
Suomen metsien kunto

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
Kirjasto

Suomen metsien kunto

ISBN 951-40-1394-8

Suomen metsien kunto

Metsien terveydentilan tutkimusohjelman
väliraportti

Toimittajat:
Eino Mälkönen
Hannu Sivula

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527, Helsinki 1994

Sisältö

Metsiemme elinvoima 1985–1993. *Martti Lindgren ja Maija Salemaa* 11
Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. *Hannu Raitio* 25
Abioottisten ja bioottisten tuhojen vaikutus metsien elinvoimaan. *Seppo Nevalainen ja Hannu Yli-Kojola* 35
Havupuiden epifyyttijäkälät ympäristöindikaattoreina. *Eeva-Liisa Jukola-Sulonen ja Jari Kleemola* 54
Metsä- ja suokasvillisuuden muutokset raskasmetallien kuormittamassa ympäristössä. *Maija Salemaa, Ilkka Vanha-Majamaa, Antti Reinikainen ja Hannu Nousiainen* 72
Metsämaiden viljavuus ja happamuus. *Pekka Tamminen ja Michael Starr* 85
Metsämaiden podsoloituminen. *Michael Starr ja Pekka Tamminen* 98
Sammal, jäkälä ja kaarna raskasmetallilaskeuman indikaattoreina. *Eero Kubin, Jarmo Poikolainen ja Harri Lippo* 109
Kuolan teollisuuspäästöjen vaikutus pohjoiseen metsäluontoon. *Eero Tikkanen* 116
Satakunnan happamoitumiselle herkkien männiköiden terveydentila ja siihen vaikuttavat tekijät. *Hannu Raitio, Ilkka Jussila, RaimoKartastenpää, Martti Lindgren, Jarmo Poikolainen ja Maija Salemaa* 122
Merenkurkun rannikon ja saariston kuusikoiden terveydentila ja siihen vaikuttavat tekijät. *Hannu Raitio, Kristian Karlsson, Martti Lindgren, Päivi Merilä, Jarmo Osmo, Maija Salemaa, Sirkka Sutinen ja Hannu Yli-Kojola* 137
Ilman epäpuhtauksien laskeuma ja puuston terveydentila Karjalan männiköissä. *Ilari Lumme, Jarmo Poikolainen, Seppo Nevalainen, Pekka Niemelä, Vladimir Arkhipov ja Natalia Fedorets* 147
Metsikön ravinnekierto ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen osoittajana. *Heljä-Sisko Helmisaari, John Derome, Teuvo Levula, Tiina Nieminen, Kristina Palmgren, Maija Salemaa, Ilkka Vanha-Majamaa, Pia Reponen ja Orlando Rutter* 156
Männyn neulasten rakenteen ja ravinnepitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelu. *Hannu Raitio ja Sirkka Sutinen* 175
Hienojuuret ja maaperän eliöstö raskasmetallien kuormittamassa maassa. *Hannu Fritze, Jari Haimi, Heljä-Sisko Helmisaari, Anne Siira-Pietikäinen, Aino Smolander ja Pekka Vanhala* 185
Soluvaurioiden diagnostiikka – kirjallisuuskatsaus. *Sirkka Sutinen ja Leena Koivisto* 195
Märkälaskeumatypen otto ja allokaatio kuusen (*Picea Abies* Karst.) taimissa. *Ilari Lumme* 206

Kasvihuonekaasujen päästöt turkistarhojen lähimetsissä. *Pertti J. Martikainen, Hannu Nykänen, Kristiina Lång ja Ari Ferm* (†) 212
Typen sitoutuminen ja mineralisaatio typellä kuormitetuissa kuusikoissa. *Aino Smolander, Eino Mälkönen, Heljä-Sisko Helmisaari, Veikko Kitunen, Mikko Kukkola, Pertti J. Martikainen ja Outi Priha* 224
Puiden ravinteiden saannin parantaminen hidasvaikutteisilla lannoitteilla. *John Derome, Teuvo Levula ja Eino Mälkönen* 233
Lannoituksen vaikutus havupuiden tuhoresistenssiin. *Maarit Kytö, Pekka Niemelä, Tuula Piri, Martti Vuorinen, Erkki Annila ja Risto Hiukka* 243
Maa- ja neulasanalyysi suometsien ravinne- ja laskeumatilanteen määrityksessä Harjavallan ympäristössä. *Heikki Veijalainen* 256
Metsikkösadannan ja maaveden laatu ympäristön yhdennetyn seurannan valuma-alueilla. *Michael Starr ja Liisa Ukonmaanaho* .. 271
Yhteenveto. *Eino Mälkönen, Heljä-Sisko Helmisaari, Eeva-Liisa Jukola-Sulonen, Pekka Niemelä, Hannu Raitio ja Erkki Tomppo* 285

Artikkelien kirjoittajat

Erkki Annila, prof., METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Vladimir Arkhipov, Osastopäällikkö, Metsätalouden suunnitteluyritys "Lesprojekt" Koli Tomchaka 16, RU 196084, Pietari, Venäjä
John Derome, MML, METLA, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi
Natalia Fedorets, Laboratorion päällikkö, Venäjän tiedeakatemia, Karjalan tiedekeskuksen Metsäinstituutti, Pushkinskaja 11, RU 185610 Petroskoi, Venäjä
Ari Ferm (†), MMT, METLA
Hannu Fritze, FT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Jari Haimi, FT, Jyväskylän yliopisto, Biologian laitos PL 35, 40351 Jyväskylä
Heljä-Sisko Helmisaari, MMT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Risto Hiukka, FM, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Eeva-Liisa Jukola-Sulonen, FT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18 01301 Vantaa
Ilkka Jussila, Satakunnan ympäristötutkimuskeskus, Konttorinkatu 1, 28900 Pori
Kristian Karlsson, MMK, METLA, Kannuksen tutkimusasema, PL 44, 69101 Kannus
Raimo Kartastenpää, FK, Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto, Sahaajankatu 22 E, 00810 Helsinki
Jari Kleemola, yo., METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Leena Koivisto, maat.-metsät. yo., METLA, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki
Eero Kubin, FT, METLA, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie, 91500 Muhos
Mikko Kukkola, MH, METLA, Metsänkasvatuksen tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Maarit Kytö, MML, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Teuvo Levula, MTI, METLA, Parkanon tutkimusasema, Kaironniementie 54, 39700 Parkano
Martti Lindgren, FK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Harri Lippo, FM, METLA, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie, 91500 Muhos
Ilari Lumme, FT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Kristiina Lång, FK, Kansanterveyslaitos, Ympäristömikrobiologian osasto, PL 95, 70701 Kuopio
Pertti Martikainen, dos., Kansanterveyslaitos, Ympäristömikrobiologian osasto, PL 95, 70701 Kuopio
Päivi Merilä, MMK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Eino Mälkönen, prof., METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Seppo Nevalainen, MH, METLA, Joensuun tutkimusasema, PL 68, 80101 Joensuu
Pekka Niemelä, FT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Tiina Nieminen, MML, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Hannu Nousiainen, FM, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Hannu Nykänen, FK, Kansanterveyslaitos, Ympäristömikrobiologian osasto, PL 95, 70701 Kuopio
Jarmo Osmo, FK, Vaasan kaupunki, Ympäristönsuojeluosasto, PL 3, 65101 Vaasa

Kristina Palmgren, MMK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Tuula Piri, Dipl. Forstw., METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Jarmo Poikolainen, FM, METLA, Muhoksen tutkimusasema, Kirkkosaarentie, 91500 Muhos
Outi Priha, MMK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Hannu Raitio, FT, METLA, Parkanon tutkimusasema, Kaironiementie 54, 39700 Parkano
Antti Reinikainen, FL, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Pia Reponen, fil.yo., Helsingin yliopisto, Kasvitieteen laitos, PL 47, 00014 Helsingin yliopisto
Orlando Rutter, M.Sc., WYE College, Department of Biological Sciences, University of London, WYE Ashford Kent, TN25 5AH, England
Maija Salemaa, FL, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Anne Siira-Pietikäinen, maat.-metsät. yo., Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos, PL 27, 00014 Helsingin yliopisto
Michael Starr, Ph.D., METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Sirkka Sutinen, FT, METLA, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki
Pekka Tamminen, MMT, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Eero Tikkanen, FL, METLA, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi
Erkki Tomppo, prof., METLA, Metsien käyton tutkimusosasto, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki
Liisa Ukonmaanaho, FK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Ilkka Vanha-Majamaa, FK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Pekka Vanhala, MMK, Vesi- ja ympäristöhallitus, PL 250, 00101 Helsinki
Heikki Veijalainen, LuK, METLA, Metsäekologian tutkimusosasto, PL 18, 01301 Vantaa
Martti Vuorinen, FK, METLA, Suonenjoen tutkimusasema, 77600 Suonenjoki
Hannu Yli-Kojola, MMK, METLA, Metsien käytön tutkimusosasto, Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki

Lukijalle

Viime vuosikymmenen puolivälistä lähtien Metsäntutkimuslaitoksen tutkimustoiminnan yhtenä painoalana on ollut metsien terveydentilan sekä sitä uhkaavien tekijöiden vaikutustapojen ja torjuntamahdollisuuksien tutkiminen. Tämän poikkeuksellisen laajan ongelmakokonaisuuden tutkimus järjestettiin vuonna 1992 metsien terveydentilan tutkimusohjelmaksi (1992–1996). Sen keskeisimpiä tavoitteita ovat: 1) tuottaa tietoa metsien elinvoimaisuuden ajallisesta ja paikallisesta vaihtelusta, 2) tutkia ilman epäpuhtauksien ja muiden ympäristötekijöiden vaikutustapoja metsäekosysteemissä ja 3) selvittää mahdollisuuksia metsien elinvoimaisuuden parantamiseksi.

Tutkimusohjelma koostuu vastuututkijoiden johtamista monitieteellisistä tutkimushankkeista, jotka on ryhmitelty tavoitteidensa tai lähestymistapansa mukaan seuraavasti:

1. *Valtakunnalliset hankkeet*
   - Metsien elinvoimaisuus
   - Metsäkasvillisuus ja metsikkökarike ympäristöindikaattoreina
   - Metsämaiden viljavuus ja happamoituminen
   - Raskasmetallikartoitukset bioindikaattorien avulla
2. *Alueelliset hankkeet*
   - Itä-Lapin metsävaurioprojekti
   - Länsi-Suomen metsien terveydentila
   - Karjalan metsien terveydentila
3. *Ekosysteemitutkimukset*
   - Ilman epäpuhtauksien vaikutus metsäekosysteemin toimintaan
   - Soluvaurioiden diagnostiikka - kokeelliset altistukset
   - Metsäekosysteemin typensietokyky
   - Metsän terveyslannoitus
   - Ympäristön yhdennetty seuranta

Tässä väliraportissa esitellään tutkimushankkeiden edistymistä ja tähän mennessä saavutettuja tuloksia edellä esitettyä hankerakennetta noudattaen. Eräät hankkeet ovat jatkoa jo aiemmin aloitetuille tutkimusaiheille, jotkut hankkeet aloitettiin uusina tutkimuksina tutkimusohjelman perustamisen yhteydessä. Tämän vuoksi hankkeiden edistymisessä ilmenee vielä huomattavaa vaihtelua. Vaikka esitettävät tulokset ovat monilta osin vasta alustavia, toivomme raportin välittävän lukijoilleen uusinta tietoa metsien kunnosta ja siihen vaikuttavista tekijöistä.

Eino Mälkönen
Eeva-Liisa Jukola-Sulonen
Hannu Raitio
Heljä-Sisko Helmisaari
Pekka Niemelä
Erkki Tomppo

Metsiemme elinvoima 1986 – 1993

Martti Lindgren ja Maija Salemaa

Johdanto

Useissa Euroopan maissa aloitettiin 1980-luvulla laajoja metsien terveydentilan kartoituksia, joissa havainnoitiin erityisesti ns. uudentyyppisiä metsätuhoja indikoivia puuston oireita (Manual on... 1986). Kartoitustutkimuksien syynä olivat 1970–80 -lukujen vaihteessa Keski-Euroopassa voimistuneet metsätuhot (Krause ym. 1986). Kaukana päästölähteistä ja puhtaina pidetyillä alueilla ilmenneitä metsävaurioita alettiin kutsua "uudentyyppisiksi" erotukseksi perinteisistä sienitautien ja hyönteisten aiheuttamista tuhoista tai teollisuusalueilla jo pitkään tunnetuista "savukaasuvaurioista". Uudentyyppisten metsätuhojen oireet vaihtelivat yksityiskohdissaan eri alueilla, mutta tyypillisiä ulkoisia merkkejä olivat puiden lehtimassan vähentyminen eli harsuuntuminen ja sitä edeltävät latvuksen värioireet. Kaukokulkeutuneet ilman epäpuhtaudet yhdistettiin usein oireiden syntyyn (Hinrichsen 1986, Führer 1990, Schulze ja Freer-Smith 1991). Vaikka uusimpien raporttien mukaan Euroopan metsätuhot ovat rajoittuneet huomattavasti pienemmille pinta-aloille kuin aikaisemmin pelättiin (Innes 1993), puiden harsuuntuminen ja värioireet ovat edelleen yleisiä monissa maissa (Forest condition... 1993). Uudentyyppisten ja perinteisten metsävaurioiden erottaminen toisistaan on osoittautunut vaikeaksi tehtäväksi ja useat tutkijat korostavatkin vaurioiden syiden vaihtelevan tapauskohtaisesti ja puulajista riippuen (Innes 1993).

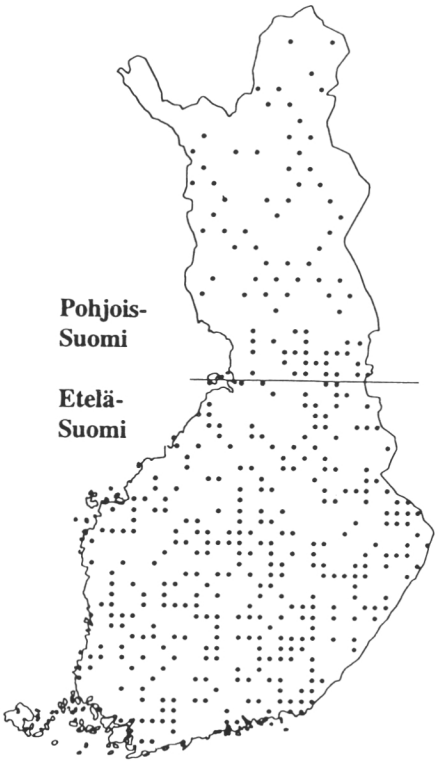
Tässä raportissa esitetään Suomen metsien elinvoiman vuotuisen kartoituksen keskeisimpiä tuloksia jaksolla 1986–1993. Metsäntutkimuslaitos on osallistunut YK-ECE:n metsävaurio-ohjelmaan vuodesta 1985, jolloin metsien terveydentilan valtakunnallinen seuranta aloitettiin ILME-projektin yhteydessä (Jukola-Sulonen ym. 1987). Metsien vuotuinen elinvoimakartoitus aloitettiin Suomessa v. 1986. Kahdeksan vuoden seuranta-aineisto on kerätty noin 400:lta kangasmaiden pysyvältä näytealalta noin 4 500:sta puusta. Tutkimushankkeen tavoitteena on 1) tuottaa tietoa metsien elinvoimaisuuden alueellisesta ja ajallisesta vaihtelusta valtakunnallisella tasolla, 2) selvittää ilmansaasteiden ja muiden ympäristötekijöiden osuutta havaittuihin muutoksiin ja vaurioihin sekä 3) kehittää metsien elinvoimaisuuden seurantamenetelmiä ja niissä käytettäviä elinvoimaisuuden indikaattoreita.

Aineisto ja menetelmät

Näytealaverkko

Näytealaverkko on otos valtakunnan metsien 8. inventoinnin pysyvistä näytealoista, joita perustettiin v. 1985–1986 yhteensä 3 009 kpl. Ympyränmuotoiset näytealat (300 m^2) ovat Etelä-Suomessa neljän näytealan lohkoina 16 x 16 km:n hilassa ja Pohjois-Suomessa vastaavasti kolmen näytealan lohkoina 24 x 32 km:n hilassa. Tästä perusjoukosta otostettiin metsien elinvoiman ns. ekstensiivitutkimukseen noin 400 vuosittain inventoitavaa kangasmaiden näytealaa (kuva 1). Vuonna 1992 verkkoa täydennettiin 52 näytealalla. Arvioitujen puiden kokonaismäärä on vaihdellut jonkin verran eri vuosina (taulukko 1). Vuonna 1993 puiden lukumäärä näytealaa kohden vaihteli metsikön tiheydestä riippuen 3 – 38, keskiarvon ollessa 9 puuta. Näytealojen jakautuminen eri metsätyyppeihin ja ikäluokkiin Etelä- ja Pohjois-Suomessa esitetään taulukossa 2.

Jaksolla 1986–1991 samat neljä arvioijaa tarkastivat vuosittain samat puut suurinpiirtein samoina ajankohtina. Näytealaverkon täydentämisen yhteydessä v. 1992 arvioijien määrää lisättiin yhdellä ja kaksi inventoijaa vaihtui (taulukko 1). Maastohenkilöstön muuttumisen myötä arvioijien inventointialueiden rajoja muutettiin jonkin verran.



Kuva 1. *Kangasmaiden näytealaverkko, jolla metsien terveydentilaa seurataan vuosittain. Puulajisuhteet vaihtelevat eri näytealoilla (vrt. kuva 5 a ja b). Etelä- ja Pohjois-Suomen välinen raja noudattaa 65° leveyspiiriä.*

Elinvoimatunnukset

Metsäpuiden elinvoimaisuuden vuotuinen seuranta perustuu näytealojen puuston silmävaraiseen tarkasteluun. Ylis-, valta- ja lisävaltapuista ($d_{1,3}$ > 4,5 cm) havainnoidaan vuosittain: a) latvuksen lehtimassan määrää ja vaihtelua kuvaavia tunnuksia (harsuuntuminen, neulasvuosikerrat), b) latvuksen rapistumista (oksatuhot, sekundaarioksat), c) neulasten ja lehtien värivikoja (keltakärkisyys, kellastuminen ja ruskettuminen), d) fertiilisyyttä (hedekukinta ja käpysato) ja e) abioottisia ja bioottisia tuhoja. Pysyviltä näyteoksilta havainnoidaan värivikojen ja neulasellisuuden lisäksi epifyyttijäkäliä ja viherlevän esiintymistä sekä metsikkökuvion tunnuksena nuorten kuusien väriviat ja viherlevän runsaus neulasilla. Tunnusten tarkempi kuvaus ja käytetyt asteikot on esitetty kenttämonisteessa (Lindgren ja Salemaa 1994) sekä julkaisuissa Jukola-Sulonen ym. (1990) ja Salemaa ym. (1991).

Taulukko 1. *Tarkastettujen puiden, näytealojen ja arvioijien lukumäärät eri vuosina seurantajakson aikana. Vuonna 1992 näytealojen määrää lisättiin 52:lla.*

	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	Samat puut 1986 ja 1993
Puita	4 436	4 342	4 036	4 018	3 872	3 900	4 545	4 430	3 418
Kuusia	1 494	1 485	1 442	1 404	1 378	1 323	1 419	1 360	1 207
Mäntyjä	2 305	2 244	2 202	2 096	2 066	2 072	2 461	2 430	1 901
Lehtipuita	637	613	392	518	428	505	665	640	310
Näytealoja	389	382	371	363	361	360	412	404	
Arvioijia	4	4	4	4	4	4	5	6	

Tilastollinen analyysi

Tutkimuksessa käytettiin korrelatiivista lähestymistapaa tarkastelemalla elinvoimatunnuksien alueellista ja ajallista vaihtelua erilaisten ympäristötunnuksien, esimerkiksi ilman epäpuhtauksien suhteen. Tässä raportissa elinvoimatunnuksien näytealakohtaisten keskiarvojen ja laskeumatietojen yhteisvaihtelua analysoitiin Spearmanin järjestyskorrelaation avulla. Rikin ja typen laskeumat näytealoilla perustuivat happamoitumisen kokonaismallin (HAKOMA) arvioon, jossa käytettiin vuoden 1990 päästötietoja (Ilmatieteen laitoksen ja VTT:n julkaisematon aineisto). Analyyseissä neulaskatoprosenttina käytettiin harsuuntumisluokan luokkakeskipistettä seuraavasti:

Arvioitu harsuuntumisluokka	Luokkaväli %	Luokka keskipiste %
0	0–10	5
1	11–20	15
2	21–30	25
....	....	....
9	91–100	95

Harsuuntumisarvion luotettavuus

Puuston kuntoluokituksen keskeisimmät tunnukset kuten harsuuntuminen ja väriviat määritetään silmävaraisesti. Tällainen arviointi on aina subjektiivista ja altista erilaisille virhelähteille. Tulokseen voivat vaikuttaa mm. arvioijan kokemus, metsikön tiheys, erilaiset sää- ja valaistusolot (Innes 1988). Esimerkiksi vastavalossa harsuuntuminen usein yliarvioidaan. Koska seurantatutkimuksen keskeisenä tavoitteena on tuottaa tietoa elinvoiman muutoksista koko valtakunnan alueella, maastohenkilöiden arviointitason yhdenmukaisuus ja henkilökohtaisen arviointitason säilyminen vakaana on tärkeää. Ennen maastotöiden aloittamista arvioijien taso kalibroidaan viikon kestävillä kursseilla ja harsuuntumisen arvioinnin luotettavuus tutkitaan. Luotettavuustestissä eri arvioijat määrittävät Tuusulassa sijaitsevan testipuuston (100 kuusta ja 100 mäntyä) harsuuntumisasteen toistensa arvioinneista tietämättä. Keväällä 1994 arvioijat luokittelivat 70 % kuusista ja 66 % männyistä täysin yhdenmukaisesti ja noin 1 %:ssa puista arviointivirhe oli suurempi kuin yksi luokka

Taulukko 2. *Näytealojen lukumäärät Etelä- ja Pohjois-Suomessa kasvupaikkatyypeittäin (A) sekä eri ikäluokissa (B) vuonna 1993. Lh = Lehdot, LmK = Lehtomaiset kankaat, TuoK = Tuoreet kankaat, KhK = Kuivahkot kankaat, Kk = Kuivat kankaat, KrK = Karukkokankaat, Vr = Kalliomaat ja hietikot, Lkm = Lakimetsät ja tunturit. Kasvupaikkojen ja puuston iän määritys on esitetty valtakunnan metsien 8. inventoinnin kenttätöiden ohjeissa (Valtakunnan ... 1986).*

A)	Lh	LmK	TuoK	KhK	Kk	KrK	Vr	Lkm
Etelä-Suomi	3	64	139	84	12	0	4	0
Pohjois-Suomi	0	1	34	42	9	1	0	2

B)	alle 40 v.	41–80 v.	81–120 v.	121–160 v.	161 –200 v.	yli 200 v.
Etelä-Suomi	90	90	92	25	6	1
Pohjois-Suomi	17	21	17	13	12	10

(kuva 2). Testipuiden harsuuntumisen frekvenssijakaumissa ei ollut tilastollisia eroja arvioijien välillä X^2-testillä tarkasteltuna (kuva 3).

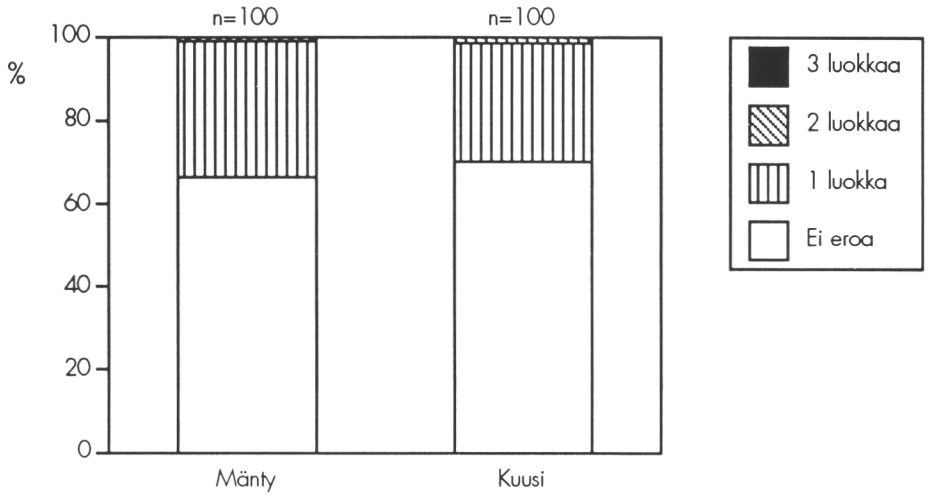
Tulokset

Harsuuntuminen

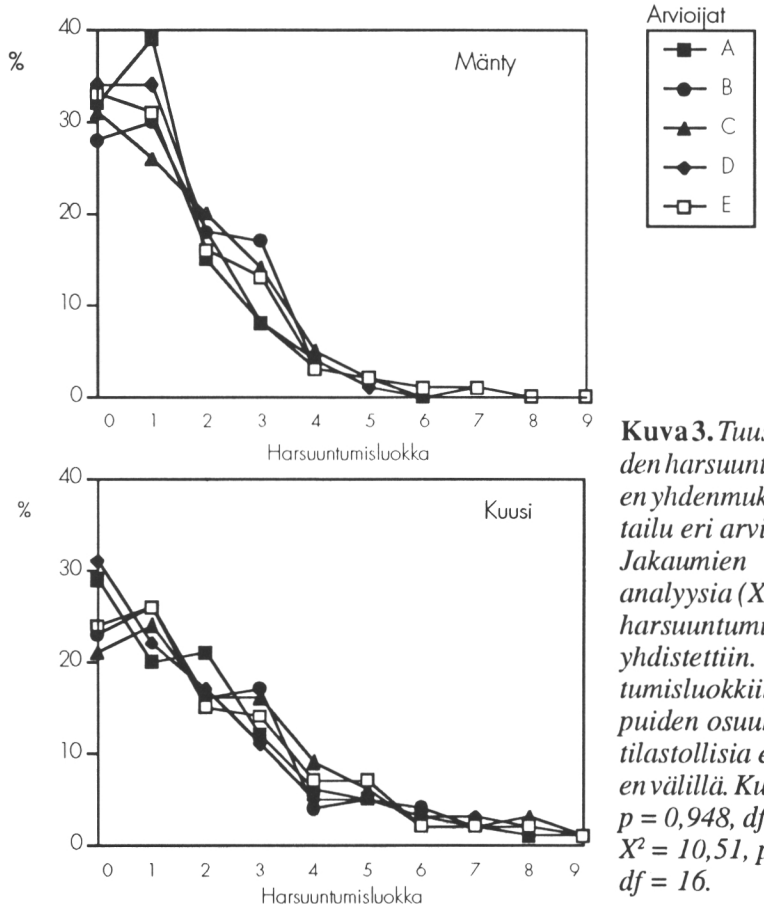
Pohjoismaissa puuta pidetään harsuuntuneena, kun sen lehti- tai neulasmäärä on 20 % pienempi kuin normaalipuiden (Bengtson ja Lindroth 1985). Kesällä 1993 tällaisten mäntyjen osuus oli 12 %, kuusien 38 % ja lehtipuiden 18 % (kuva 4). Mäntyjen keskimääräinen harsuuntumisaste luokkakeskipisteistä laskettuna oli 10 %, kuusien 19 % ja lehtipuiden 12 %. Eteläarannikolla ja Pohjanmaan rannikolla sijaitsevat männiköt olivat harsuuntuneempia kuin muualla Etelä-Suomessa. Vaikka eteläisen Lapin männiköt olivat suhteellisen vähän harsuuntuneita, neulaskato oli runsaampaa pohjoisimmilla näytealoilla (kuva 5a). Kainuu erottui voimakkaasti harsuuntuneiden kuusikoiden alueena (kuva 5b). Kaikkialla maassa oli kuitenkin yksittäisiä näytealoja, joilla puusto oli harsuuntunutta. Sekä havu- että lehtipuilla vanhat metsät olivat harsuuntuneempia kuin nuoret (kuva 6). Kuusella ja lehtipuilla yli 60-vuotiaiden metsien harsuuntuminen oli voimakkaampaa Pohjois- kuin Etelä-Suomessa. Männyllä vastaavaa suuntausta ei voitu havaita.

Seurantajakson 1986–1993 aikana Suomen metsäpuiden harsuuntumisaste on jonkin verran vaihdellut vuodesta toiseen (kuva 4). Tutkimuksen alkuvuosina 1986–1989 harsuuntuminen lisääntyi kaikilla puulajeilla. Lapissa ilmeni voimakas paikallinen neulaskato kesällä 1987 (Tikkanen ja Raitio 1990). Tämän jälkeen latvukset tuuheutuivat muutaman vuoden ajan. Lehtipuilla harsuuntuminen lisääntyi uudelleen vuosina 1992–1993. Myös männyn harsuuntuminen lisääntyi lievästi vuonna 1993. Kuusten latvusten harsuuntuminen on puolestaan pysynyt lähes muuttumattomana viime vuodet. Yli 20 % harsuuntuneiden puiden osuus on lisääntynyt männyllä 5, kuusella 12 ja lehtipuilla 11 %-yksikköä vuosien 1986 ja 1993 välillä.

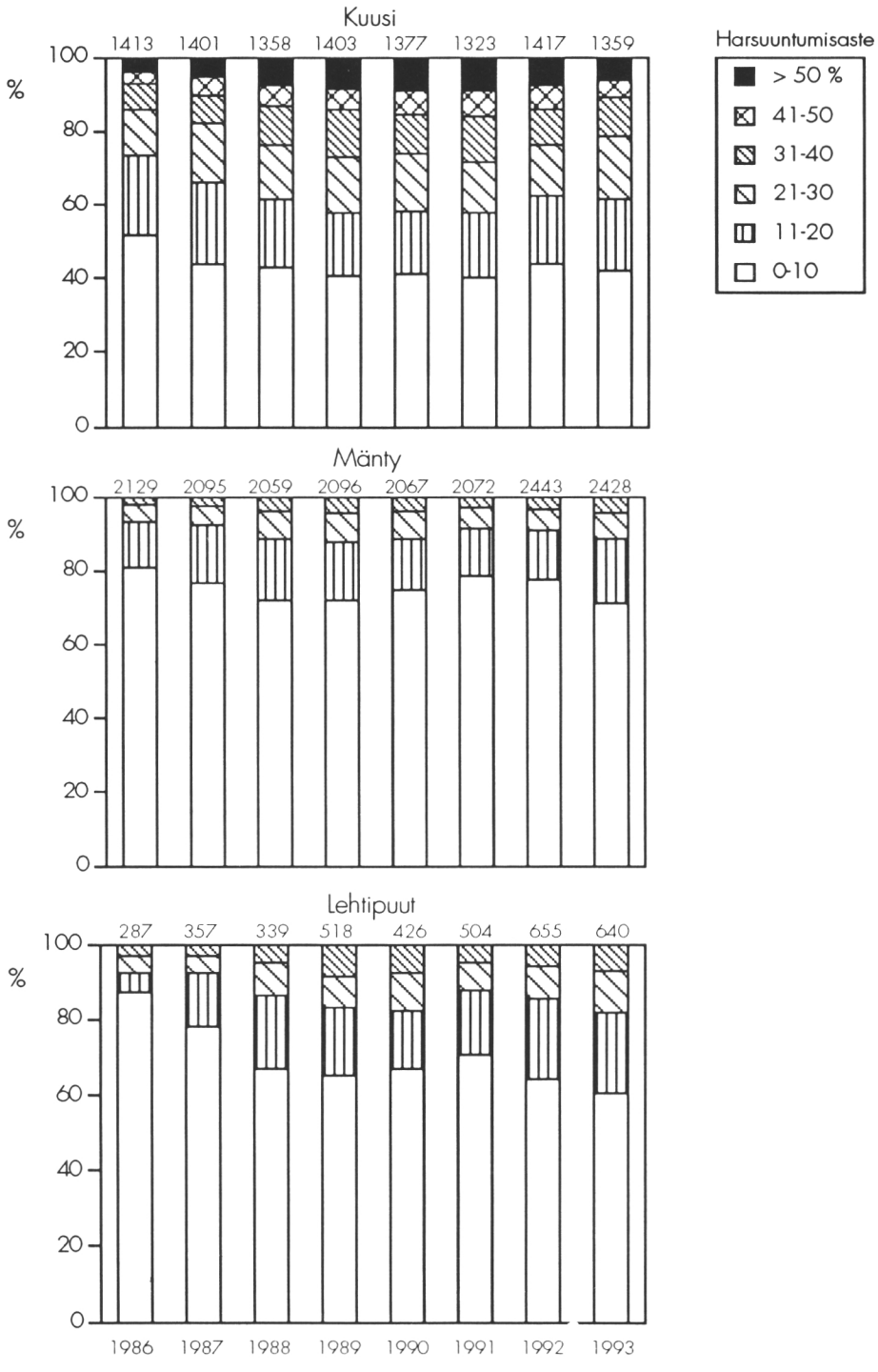
Harsuuntumisen ja laskeuman välistä suhdetta tarkasteltiin erikseen Etelä- ja Pohjois-Suomessa, sillä laskeuman painottuminen pääasiassa maan eteläpuoliskoon vääristäisi yhteisvaihtelun analyysia. Korrelaatiot



Kuva 2. *Viiden arvioijan tekemän harsuuntumisluokittelun yhdenmukaisuus Tuusulassa v. 1994. Ei eroa = arviointi yhdenmukainen, 1 luokka = arviointiero ± yksi luokka, 2 luokka = arviointiero ± 2 luokkaa jne. Testipuiden lukumäärä on 100 kummallakin puulajilla.*



Kuva 3. *Tuusulan testipuiden harsuuntumisjakaumien yhdenmukaisuuden vertailu eri arvioijien välillä. Jakaumien tilastollista analyysia (X^2-testi) varten harsuuntumisluokat 4–9 yhdistettiin. Eri harsuuntumisluokkiin arvioitujen puiden osuuksissa ei ollut tilastollisia eroja arvioijien välillä. Kuusi: $X^2 = 8{,}03$, $p = 0{,}948$, $df = 16$, Mänty: $X^2 = 10{,}51$, $p = 0{,}839$, $df = 16$.*



Kuva 4. *Kuusen, männyn ja lehtipuiden harsuuntumisen frekvenssijakaumat (%) kangasmailla vuosina 1986–1993. Puiden lukumäärät on merkitty pylväiden päälle.*

Taulukko 3. *Spearmanin järjestyskorrelaatio männyn ja kuusen keskimääräisen näytealakohtaisen harsuuntumisasteen (1993), vuosien 1986–1993 välisen keskimääräisen harsuuntumismuutoksen sekä rikki- ja typpilaskeumien välillä Etelä- ja Pohjois-Suomessa. Rikin (S) ja typen (NH_4-N, NO_x-N ja näiden summa N yht.) laskeumat näytealoilla perustuvat happamoitumisen kokonaismallin (HAKOMA) arvioon vuodelta 1990. Kotimaisista lähteistä laskettua ja kokonaislaskeumaa tarkastellaan erikseen. Tilastolliset merkitsevyydet: * = P < 0,05, ** = P<0,01.*

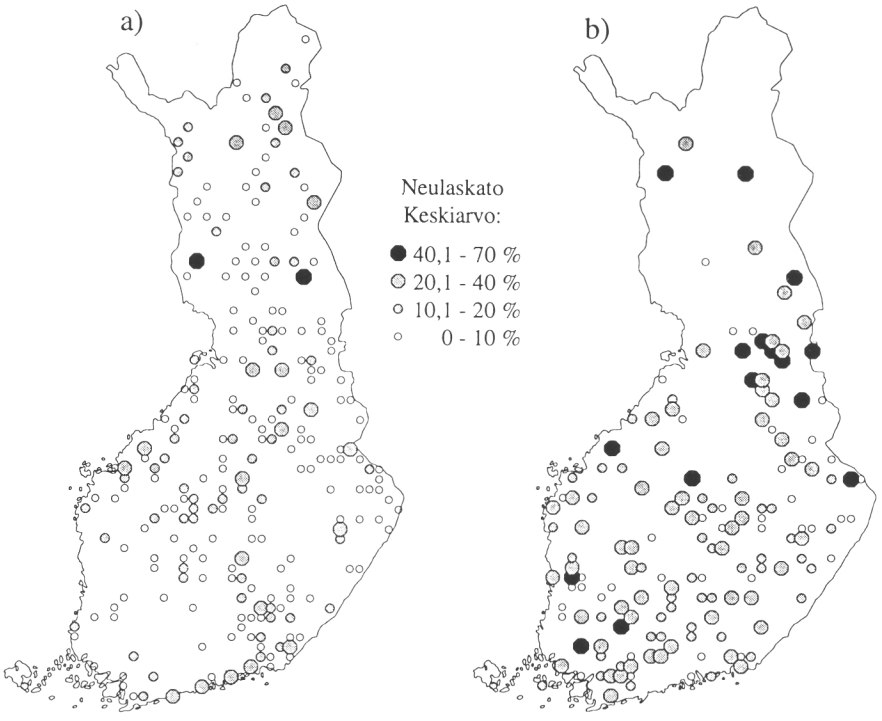
Laskeuma g/ m² /v.	Etelä-Suomi Harsuuntumisen muutos 1986–1993	Etelä-Suomi Harsuuntumisaste 1993	Pohjois-Suomi Harsuuntumisen muutos 1986–1993	Pohjois-Suomi Harsuuntumisaste 1993
Mänty				
Kotimaiset lähteet				
S	0,108	0,256**	0,171	–0,181
NO_x-N	0,111	0,142	0,195	–0,147
NH_4-N	0,065	0,215**	0,169	–0,130
N yht.	0,070	0,206**	0,171	–0,140
Kokonaislaskeuma				
S	–0,045	0,043	0,057	–0,195
NO_x-N	0,193*	–0,007	0,196	–0,163
NH_4-N	–0,021	0,056	0,173	–0,157
N yht.	0,041	0,017	0,219	–0,148
Näytealoja, kpl	124	162	59	69
Kuusi				
Kotimaiset lähteet				
S	–0,028	0,018	–0,397	–0,186
NO_x-N	0,194*	0,047	–0,105	0,157
NH_4-N	0,177	0,120	–0,046	–0,113
N yht.	0,185*	0,125	–0,142	–0,018
Kokonaislaskeuma				
S	0,116	–0,003	–0,251	0,278
NO_x-N	0,023	–0,047	–0,364	0,488*
NH_4-N	0,161	–0,053	0,037	0,390
N yht.	0,192*	–0,069	0,053	0,482*
Näytealoja, kpl	118	139	15	18

vaihtelivat sen mukaan, käytettiinkö kotimaisista päästölähteistä laskettua vai kokonaislaskeuman arvioita (taulukko 3). Kotimaisista lähteistä laskettu rikki-, ammonium- ja kokonaistyppilaskeuma korreloivat tilastollisesti merkitsevästi männyn vuoden 1993 harsuuntumisasteen kanssa Etelä-Suomessa. Kotimaisen nitraattitypen- ja kokonaistypen laskeumat taas korreloivat kuusen harsuuntumisen lisääntymisen (1986–1993) kanssa Etelä-Suomessa. Pohjois-Suomessa ei ollut yhteisvaihtelua harsuuntumisen ja kotimaisen laskeuman välillä. Rikin kokonaislaskeuma ei korreloinut harsuuntumisen kanssa kummallakaan puulajilla. Kuusen harsuuntumisen

muutos korreloi Etelä-Suomessa kokonaistypen laskeuman kanssa. Pohjois-Suomessa kuusialojen pieni määrä estää luotettavan johtopäätöksen teon laskeuman ja harsuuntumisen välisestä suhteesta.

Neulasten väriviat

Viime vuosina havupuiden neulasten voimakkaita värioireita on esiintynyt vähän. Kansainvälisen ohjeiston (YK-ECE) mukaan latvus luokitellaan väri-



Kuva 5. *Männyn* **a)** *ja kuusen* **b)** *keskimääräinen neulaskato näytealoilla vuonna 1993. Puiden lukumäärä näytealalla vaihteli 3–38 ja oli keskimäärin 9. Lapissa otoksessa oli vähän kuusikoita.*

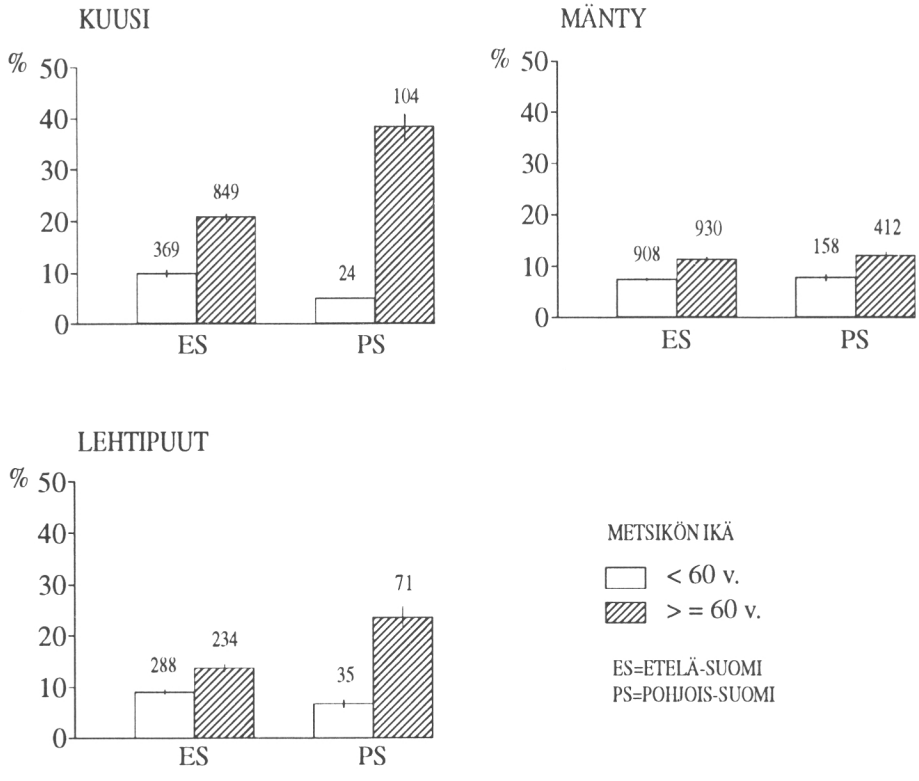
Taulukko 4. *Kuusen keskimääräinen käpysato eri harsuuntumisluokissa vuonna 1989.*

Neulaskato, %	Keskiarvo	Keskihajonta	Puiden lkm
0–10	36,3	44,3	504
11–20	66,9	54,3	213
21–30	68,9	49,2	176
31–40	82,7	51,4	149
41–50	67,3	47,7	64
51–60	73,5	44,5	39
yli 60	57,3	49,4	55

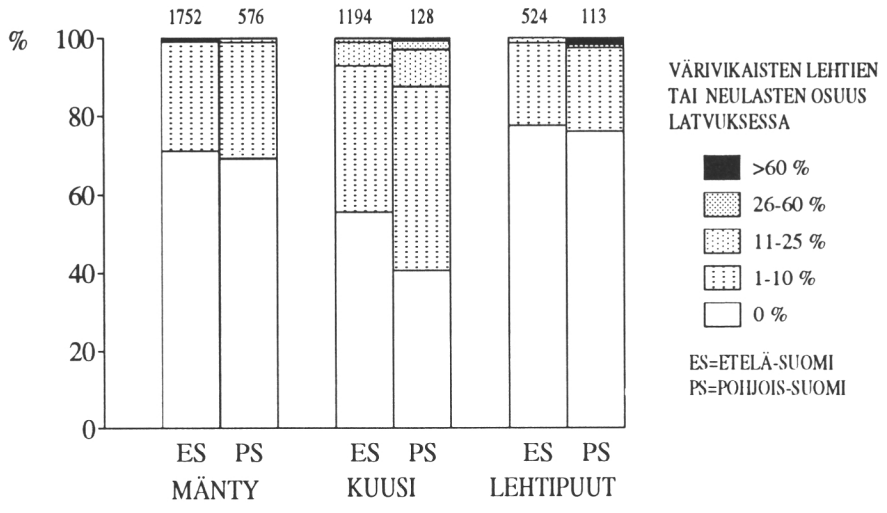
vikaiseksi kun neulasista on yli 10 % värivikaisia. Näin määritellen vuonna 1993 männyistä 1 % ja kuusista 8 % oli värivikaisia (kuva 7). Havupuiden yleisimmät värioireet olivat neulasten kellastuminen ja keltakärkisyys sekä männyllä lisäksi ruskettuminen. Kuusella väriviat olivat yleisempiä harsuuntuneilla ja vanhoilla puilla. Alikasvoskuusien värivikaisuus oli yleisintä kuivahkoilla kankailla.

Havupuiden käpysato

Havupuiden käpysato vaihteli suuresti vuosittain tutkimusjakson aikana. Vuotuinen käpysato muodostuu puukohtaisesta käpytuotosta sekä kävyllisten puiden osuudesta (kuva 8). Kuusen käpysato oli runsas vuonna 1989 koko maassa ja Etelä-Suomessa 1992 (kuva 8). Seurantajakson aikana männyllä oli Pohjois-Suomessa kaksi runsaskä-



Kuva 6. *Kuusen, männyn ja lehtipuiden keskimääräinen harsuuntumisaste (keskiarvo merkitty pylväällä ja keskiarvon keskivirhe janalla) alle ja yli 60-vuotiaissa metsissä Etelä- ja Pohjois-Suomessa (ks. kuva 1). Puiden lukumäärät on merkitty pylväiden päälle. Aineisto on vuodelta 1993.*



Kuva 7. *Värivikaisten kuusten, mäntyjen ja lehtipuiden osuudet (%) vuonna 1993. Kansainvälisten ohjeiden mukaan värivikaisia neulasia tai lehtiä tulee olla latvuksessa yli 10 % (pylväiden kolme tumminta osaa) ennenkuin puu luokitellaan oireelliseksi. Puiden lukumäärät on merkitty pylväiden päälle.*

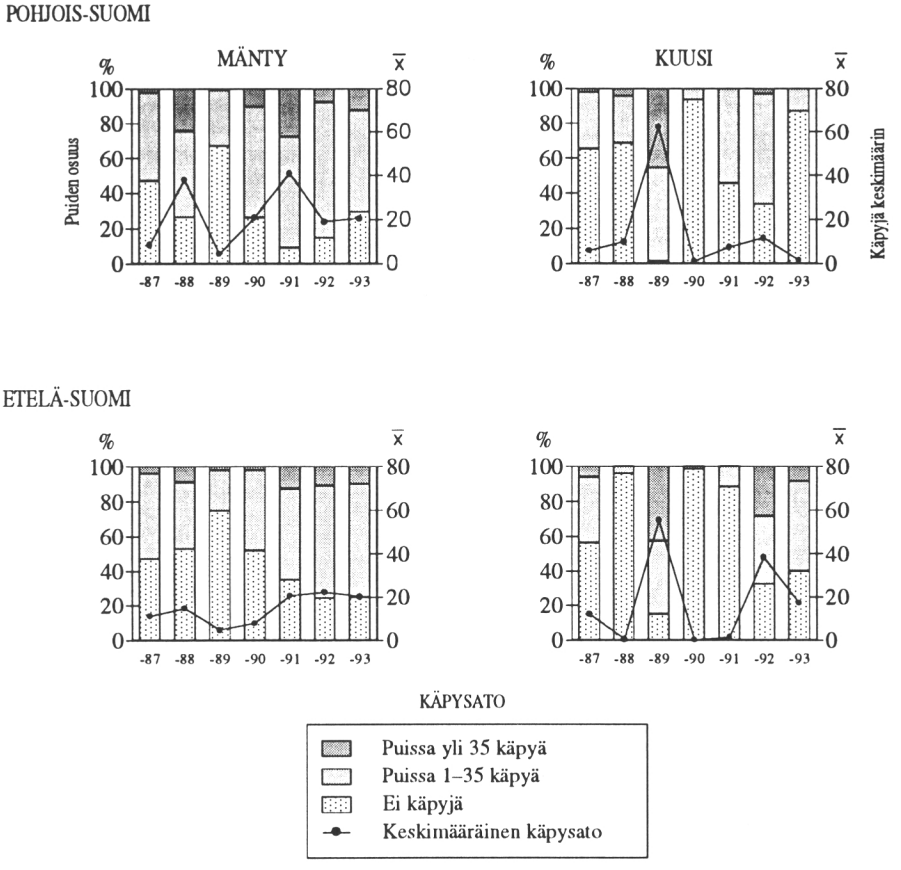
pyistä vuotta (1988 ja 1991), kun taas vastaavia huippuvuosia ei esiintynyt Etelä-Suomessa (kuva 8). Harsuuntumisen ja keskimääräisen käpysadon välinen suhde ei ollut lineaarinen (taulukko 4). Kuusen käpymäärät olivat pienimmät lievästi harsuuntuneilla (< 11 %) ja suurimmat kohtalaisesti harsuuntuneilla (31–40 %) puilla. Keskimääräinen käpysato vaihteli suuresti myös harsuuntuneisuudeltaan samanlaisten puiden kesken.

Tulosten tarkastelu

Harsuuntuminen puiden elinvoiman indikaattorina

Harsuuntuminen on monistressioire, jolla voi olla useita eri syitä. Jotta puiden ikääntymisen, kasvupaikan, ilmaston, sienitautien tai hyönteistuhojen vaikutukset voitaisiin erottaa ilman epäpuhtauksien vaikutuksista, tarvitaan paljon lisätutkimuksia. Esimerkiksi neulasten värioireet, kemiallinen koostumus (Raitio tässä julkaisussa) ja soluvauriot (Sutinen tässä julkaisussa) antavat lisätietoa puiden kunnosta. Puiden harsuuntumisasteen ja monien muiden kuntotunnusten kuten oksatuhojen ja sekundaarioksien määrän (Salemaa ja Jukola-Sulonen 1990) ja kasvun (Nöjd 1990) välillä on havaittu yhteyttä. Sen sijaan kuusen käpysadon ja harsuuntumisasteen väliltä ei löydetty selvää yhteisvaihtelua, mikä on todettu aikaisemmin myös männyllä (Salemaa ym. 1991). Puiden siementen kehitykseen ja siemensadon määrään vaikuttavatkin useat tekijät, joista tärkeimpiä ovat perinnöllinen tausta, puuston kehitysvaihe, kasvupaikan ravinne-, lämpö- sekä kosteusolot (Kellomäki 1991).

Harsuuntumistunnuksen käyttöön liittyy monia ongelmia. Ennen kaikkea silmävaraisen arvioinnin subjektiivisuus lisää tulosten tulkinnanvarai-



Kuva 8. *Männyn ja kuusen käpysato Pohjois- ja Etelä-Suomessa 1987–1993. Käpyjen määrä arvioitiin puiden ylälatvuksesta. Pylväs kuvaa kuinka suuri osuus puista tuotti käpyjä ja viiva keskimääräisen käpysadon puuta kohden. Mäntyjen lukumäärä oli Etelä-Suomessa 1 454 ja Pohjois-Suomessa 409. Kuusia oli vastaavasti 1 109 ja 92.*

suutta. Koska neulasten ja lehtien määrä vaihtelee perinnöllisesti puiden välillä sekä kasvupaikasta riippuen, ns. terveen vertailupuun määrittäminen ei ole aina helppoa. Myös vuodenaikaan liittyvät muutokset latvuksissa voivat muistuttaa stressioireita. Harsuuntumisen ja muiden näkyvien latvusoireiden arviointi mahdollistaa kuitenkin laajojen metsäalueiden yleiskunnon seuraamisen vuosittain. Maastotestien mukaan kokeneet arvioijat pystyvät määrittämään harsuuntumisasteen melko luotettavasti ja vuosien välinen arviointitaso säilyy vertailukelpoisena (Jukola-Sulonen ym. 1990).

Harsuuntumisarvioinnin subjektiivisuuden lisäksi seuraavat epävarmuustekijät on pidettävä mielessä tulkittaessa tässä raportissa esitettyjä tuloksia. Otokseen tulevien puiden lukumäärä on melko pieni, varsinkaan Lapissa alueellisia yleistyksiä ei voi tehdä kuusen suhteen. Kuitenkin val-

takunnallisesti otos antaa riittävän tarkan arvion metsiemme yleiskunnosta. Jaettaessa aineisto pienempiin alueellisiin yksikköihin, kasvupaikkatyyppeihin tai ikäluokkiin jää näytealojen määrä usein liian pieneksi luotettavien johtopäätöksien tekoon. Esimerkiksi happamoitumisherkkinä pidettyjä kuivia ja karuja kankaita on seurannassa mukana vain 20 (taulukko 2). Tulosten tulkintaa vaikeuttaa myös se, että neulasten varisemisen luontaista vaihtelua ei vielä tunneta riittävän hyvin, jotta vuosivaihtelu voitaisiin erottaa pitkän aikavälin kehityksestä. Karikeaineistojen (Kouki ja Hokkanen 1992) ja neulasten johtojänneanalyysien aikasarjat (Jalkanen ym. 1990) osoittavat, että neulasten pitoajassa ja varisemisessa on ollut aina suurta vaihtelua.

Metsien kuntoon vaikuttavat tekijät Suomessa

Kansainvälisten kriteerien (Manual on...1986) mukaisia voimakkaita värioireita tai runsasta neulaskatoa esiintyi tutkimusjakson aikana vähän. Suomessa havupuiden harsuuntuneisuus oli samalla tasolla kuin Ruotsissa eli noin viidennes havupuista on harsuuntunut yli 20 %. Norjassa havupuiden harsuuntuneisuus on viime vuosina ollut suurempaa kuin Suomessa (Forest condition... 1993). Paikallisten päästölähteiden lähialueita, taajamia ja teiden varsia lukuunottamatta harsuuntuminen johtuu Suomessa pääasiassa puuston ikääntymisestä sekä erilaisista, puille epäedullisista ilmasto- ja säätekijöistä. Vuosien 1982 ja 1988 versosurmaepidemioiden jälkiä näkyi vielä Länsi-Suomen männiköissä.

Yksittäisten harsuuntumiseen vaikuttavien tekijöiden osuutta on vaikea eritellä, sillä latvuksen kuntoon vaikuttavat tekijät ovat vuorovaikutussuhteessa keskenään. Metsien ikä ja ilmaston ankaruus kasvavat pohjoiseen päin, kun taas ilman epäpuhtaudet painottuvat Etelä-Suomeen ja Koillis-Lappiin (Ympäristökatsaus 1994). Ilman epäpuhtauksien ja latvuksen kuntotunnusten välinen yhteys ei ollut selvä vaan vaihteli sen mukaan tarkasteltiinko kotimaisten lähteiden vai kokonaislaskeuman arvoja. Eteläisessä Suomessa kotimaisista lähteistä mallitettujen rikki- ja typpilaskeuman ja männyn neulaskadon välillä havaittiin lievää yhteisvaihtelua. Myös paikallisesti, esimerkiksi taajamissa ja päästölähteiden ympäristöissä, ilman epäpuhtaudet voivat olla tärkeimpiä harsuuntumisen aiheuttajia (Mäkinen ym. 1991, Jussila ym. 1991). Myös epifyyttijäkälien runsaudet ja lajikoostumus (Kuusinen ym. 1990, Jukola-Sulonen ja Kleemola tässä julkaisussa) sekä viherlevän kasvu havupuiden neulasilla (Salemaa ym. 1991, Jukola-Sulonen ym. 1993, Lindgren ja Salemaa 1993) osoittavat ilman epäpuhtauksien vaikutuksia varsinkin Etelä-Suomen metsäekosysteemeissä.

Kirjallisuus

Bengtsson, G. & Lindroth, S. 1985. Riksskogstaxeringen redovisar de första resultaten från 1985 års skogsskadeinventeringen. 8 s. (Lehdistötiedote). Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skogstaxering. Umeå.

Forest condition in Europe. 1993. Results of the 1992 survey. CEC-UN/ECE. 90 s.+ liitteet I–III.

Führer, E. 1990. Forest decline in central Europe: additional aspects of its cause. Forest Ecology and Management 37:249–257.

Hinrichsen, D. 1986. Multiple pollutants and forest decline. Ambio 15: 258–265.

Innes, J. 1988. Forest healthy surveys: problems in assessing observers ob-

jectivity. Canadian Journal of Forest Research 18: 560–565

Innes, J. 1993. Air pollution and forests – an overview. Julkaisussa: Schlaepfer, R. (toim.). Long-term implications of climate change and air pollution on forest ecosystems. IUFRO World Series 4: 77–100.

Jalkanen, R. & Kurkela, T. 1990. Needle retention, age, shedding and budget, and growth of Scots pine between 1865 and 1988. Julkaisussa: Kauppi, P. Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 691–697.

Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkola, K., Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1987. Havupuiden elinvoimaisuus Suomessa vuosina 1985–1986. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 256.

Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. The vitality of conifers in Finland, 1986–88. Julkaisussa: Kauppi, P. Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 523–560.

Jukola-Sulonen, E.-L., Kuusinen, M. & Merilä, P. 1993. Leväpeite kuusen neulasilla merkki typpikuormasta. Julkaisussa: Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkelä, H. & Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446: 148–149.

Jussila, I., Laihonen, P. & Jormalainen, V. 1991. Porin-Harjavallan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuonna 1990. Sykesarja B2. Turun yliopisto Satakunnan ympäristön tutkimuskeskus. 62 s.

Kellomäki, S. 1991. Metsäekologia. Silva Carelica 7. Joensuun yliopisto. s. 111–120.

Kouki, J. & Hokkanen, T. 1992. Long-term needle litterfall of a Scots pine, Pinus sylvestris, stand: relation to temperature. Oecologia 89:176–181.

Krause, G., Ardnt, U., Brandt, C., Bucher, J., Kenk, G. & Matzner, E. 1986. Forest decline in Europe: development and possible causes. Water, Air, and Soil Pollution 31: 647–668.

Kuusinen, M., Mikkola, K. & Jukola-Sulonen, E-L. 1990. Epiphytic lichens on conifers in the 1960's to 1980's in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 397–420.

Lindgren, M. & Salemaa, M. 1993. Metsien elinvoimaisuus. Ympäristökatsaus (4) 1993. Ympäristötietokeskus, Helsinki 1993. s. 14–18.

Lindgren, M. & Salemaa, M. 1994. Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan, Länsi-Suomi-projektin ja ympäristön yhdennetyn seurannan koealat 1994. Kenttämoniste. Metsäntutkimuslaitos, metsien terveydentilan tutkimusohjelma. 39 s.

Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assesment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. 1986 (Revised 1989). United Nations Environment Programme and Economic Comission for Europe. 97 s.

Mäkinen, A., Philström, M. & Ruuhijärvi, R. 1992. Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1991. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1992:9. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV-SAD. 97 s.

Nöjd, P. 1990. Detecting forest growth responses to environmental changes – a review of Finnish studies. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 507–522.

Salemaa, M. & Jukola-Sulonen, E.-L. 1990. Vitality rating of Picea abies by defoliation class and other vigour indicators. Scandinavian Journal of Forest Research 5: 413–426.

Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L. & Lindgren, M. 1991. Forest condition in Finland, 1986–1990. Silva Fennica:25(3):147–175.

Schulze, E.-D. & Freer-Smith, P.H. 1991. An evaluation of forest decline based on field observations focussed on Norway spruce, Picea abies. Julkaisussa: Last, F.T. & Watling, R. (toim.). Acidic deposition: its nature and impacts. Proceedings of Royal Society of Edinburg. Section B (Biological sciences) vol. 97: 155–168.

Tikkanen, E. & Raitio, H. 1990. Ilmastostressi ja ilmansaasteet - kesän 1987 neulaskadon syitä. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1989. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 34–42.

Valtakunnan metsien 8. inventointi. 1986. Pysyvien koealojen kenttätyön ohjeet 1985–1986. 2. painos. 82 s. + 19 liitettä. Metsäntutkimuslaitos. Metsänarvioimisen tutkimusosasto, metsäinventoinnin tutkimussuunta.

Ympäristökatsaus 3. 1994. Ilma. Ympäristötietokeskus, Helsinki 1994. 24 s.

Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa

Hannu Raitio

Johdanto

Neulasista ja lehdistä tehtyjen alkuaineanalyysien avulla voidaan arvioida ravinteiden puutos- ja myrkytystiloja sekä suunnitella toimenpiteitä puiden ravinnetilan korjaamiseksi puuston tuotoksen ja puuaineen laadun turvaamiseksi. Lisäksi niiden avulla voidaan tutkia ilman epäpuhtauksien kuormituksen levinneisyyttä.

Neulas- ja lehtianalytiikka yleistyi ilmansaastetutkimuksissa 1980-luvulla. Neulasten kemiallinen koostumus on nykyisin varsin yleisesti käytetty tunnus kartoitettaessa metsien terveydentilaa (esim. Innes ja Boswell 1989, Jussila 1994) sekä analysoitaessa metsävaurioiden syy-seuraussuhteita (esim. Legge ym. 1988, Raitio 1990, Heinsdorf 1993, Ke ja Skelly 1994).

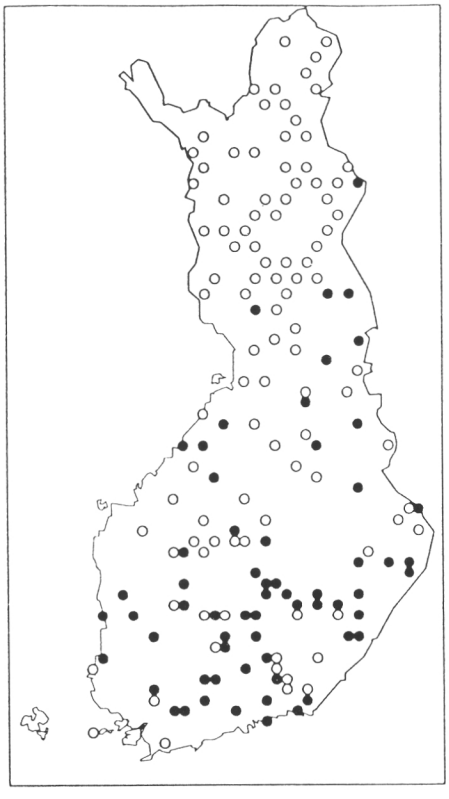
Vaikka neulasanalytiikkaa on käytetty laajasti metsien ravinnetilatutkimuksissa, on Suomesta toistaiseksi puuttunut koko maata kattava metsien ravinnetilan peruskartoitus. Tämän työn tavoitteena on kartoittaa männyn ja kuusen neulasten kemiallista koostumusta kangasmetsissä eri puolilla Suomea ja luoda pohja pitkäaikaiselle metsien ravinnetilan seurannalle.

Aineisto ja menetelmät

Aineisto tätä tutkimusta varten kerättiin vuosina 1987–1989 eri puolilta Suomea 98 männiköstä ja 62 kuusikosta (kuva 1). Metsiköt valittiin valtakunnan metsien inventoinnin pysyvistä näytealoista, jotka muodostavat systemaattisen verkoston kautta Suomen. Suurin osa männiköistä oli kasvupaikkatyypiltään tuoreita tai kuivahkoja kankaita ja kuusikoista lehtomaisia tai tuoreita kankaita. Metsiköt edustivat kehitysluokaltaan pääosin nuoria tai varttuneita kasvatusmetsiköitä. Männiköiden keski-ikä oli 94 ja kuusikoiden 76 vuotta.

Neulasnäytteet kerättiin vuosittain loka- marraskuussa. Sääoloiltaan vuosi 1987 poikesi selvästi kylmempänä muista keruuvuosista. Kuvassa 2 on esitetty mallin avulla (Ojansuu ja Henttonen 1983) näytealoille lasketut keskimääräiset lämpösummat ja sademäärät vuosina 1987–1989. Kultakin näytealalta kerättiin puukohtaiset näytteet 20:stä valta- tai lisävaltapuusta. Näytteet kerättiin peräkkäisinä vuosina samoista puista, etelän puoleisen latvuksen ylimmästä kolmanneksesta, sekä nuorimmista (C) että näitä vuotta vanhemmista (C+1) neulasista. Näyteoksat otettiin pääosin pitkävartisten oksasaksien avulla, mutta ensimmäisenä vuotena osa näyteoksista otettiin ampumalla. Näytteiden keruun yhteydessä kirjattiin ylös puukohtaisesti neulasvuosikertojen lukumäärä.

Näytteet säilytettiin esikäsittelyyn saakka pakastimessa (-20° C). Esikäsittelyn yhteydessä eroteltiin puukoh-



Kuva 1. *Mänty- (o) ja kuusinäytealojen (●) sijainti.*

taisesti nuorimmat ja vuotta vanhimmat versot, jonka jälkeen ne kuivattiin (10 vrk, +40° C) ja neulaset karistettiin irti oksista. Neulasnäytteistä määritettiin 50 neulasen kuivamassa ja 25 neulasen pituus. Neulaset jauhettiin homogeeniseksi massaksi ja kuivia neulasjauheita säilytettiin polyeteenimuovipusseissa pimeässä, huoneen lämpötilassa.

Näytteistä määritettiin kokonaistyppi Kjeldahl-menetelmällä (Halonen ym. 1983) sekä typpihappo/vetyperoksidi märkäpoltetuista näytteistä ICP-spektrofotometrisesti P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn, Mn sekä Al (Huang ja Schulte 1985). Boori määritettiin atsometiini-H värjäyksellä spektrofotometrisesti (Halonen ym. 1983). Tulokset laskettiin kuiva-ainetta kohden (105° C, 1 vrk).

Vuoden 1987 näytteet analysoitiin sekä puukohtaisesti että näytealakohtaisina kokoomanäytteinä. Vuosien 1988 ja 1989 näytteet analysoitiin ainoastaan näytealakohtaisina kokoomanäytteinä. Kokoomanäyte muodostettiin neulasvuosikerroittain punnitsemalla kustakin puusta yhtä suuri määrä kuivaa neulasjauhetta analysoitavaan näytteeseen.

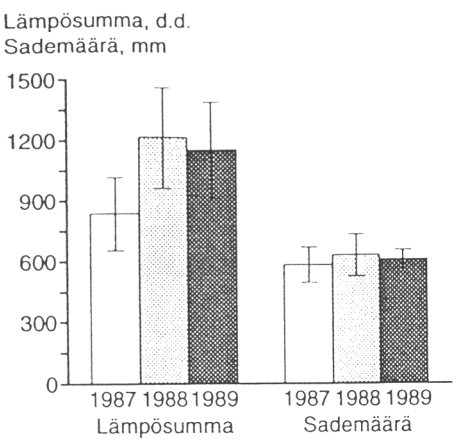
Aineiston tilastomatemaattisessa käsittelyssä käytettiin varianssi- ja regressioanalyysejä.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Männyn neulasten keskimääräinen pituus vuonna 1987 oli 29,4 mm, vuonna 1988 35,7 mm ja vuonna 1989 34,6 mm. Vastaavasti kuusen neulasten keskimääräiset pituudet olivat 14,3, 13,7 ja 12,8 mm. Vuosien väliset erot olivat tilastollisesti erittäin merkitseviä. Männyn neulasten pituus ja sadan neulasen kuivamassa vaihtelivat samansuuntaisesti lämpösumman ja sademäärän kanssa. Vastaavaa yhtäläisyyttä ei sen sijaan ilmennyt kuusen neulasten osalta.

Neulasten alkuainepitoisuudet vaihtelevat vuosittain kasvukauden sääoloista riippuen (ks. mm. Evers 1972), mikä ilmeni myös tässä tutkimuksessa (kuva 3). Nuorimpien männyn neulasten alkuainepitoisuuksien vuosien väliset erot olivat tilastollisesti erittäin merkitseviä booria lukuunottamatta. Sama ilmeni nuorimpien kuusen neulasten osalta typpeä ja alumiinia lukuunottamatta. Vuosien välinen vaihtelu pitäisikin ottaa huomioon käytettäessä neulasanalyysiä ympäristön tilan kartoituksissa.

Ravinnepitoisuuksien frekvenssijakaumat v. 1989 ilmenevät kuvista 4 ja 5. Aineistosta ilmenee, että männiköistä yli puolella oli typen vajausta ja kuusikoista noin 40 %:lla. Fosforin puutosta ilmeni männiköissä noin 20–30 %:lla



Kuva 2. *Mallin avulla näytealoille laskettu keskimääräinen lämpösumma ja sademäärä vuosina 1987-1989 (Ojansuu ja Henttonen 1983). Jana pylvään päällä kuvaa keskihajontaa.*

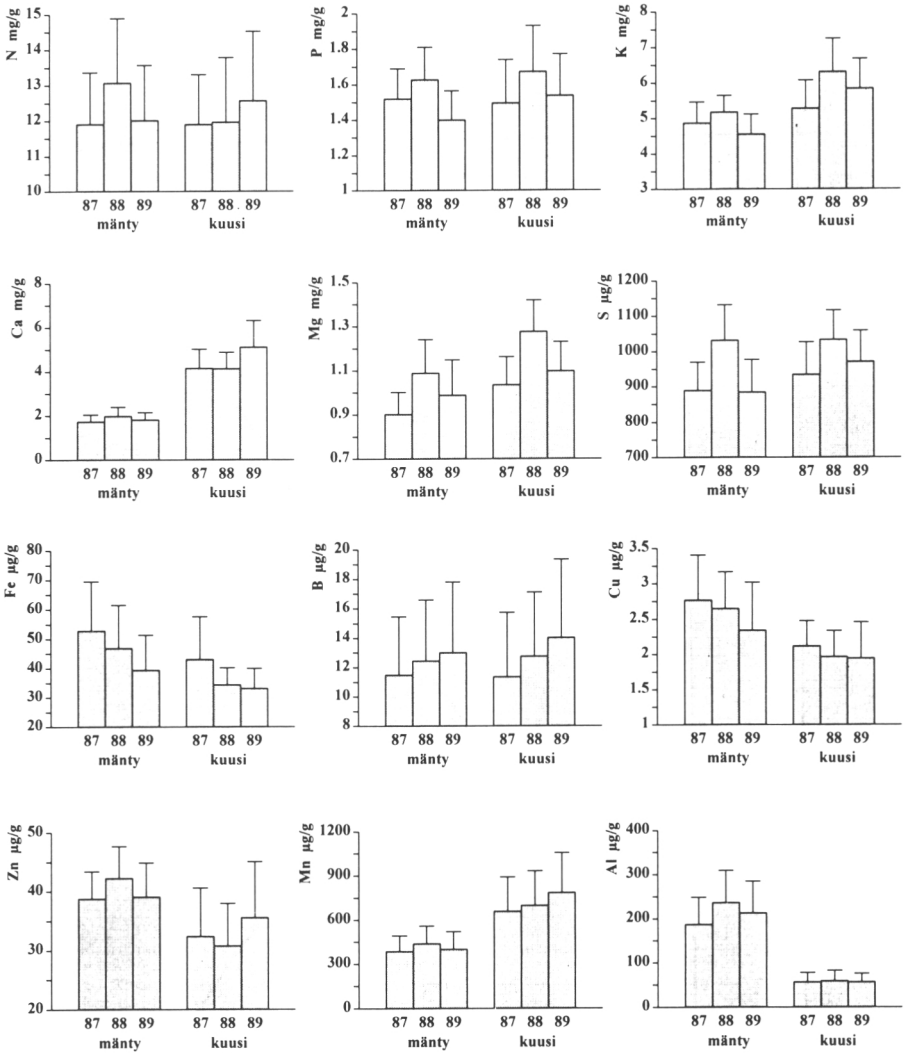
ja kuusikoissa hieman enemmän. Kaliumin puutosta ei todettu lainkaan. Boorin puutos oli hieman yleisempi kuusikoissa kuin männiköissä. Boorin puutosta tavattiin 5–10 %:lla näytealoista. Taulukossa 1 on esitetty männyn ja kuusen nuorimpien (C) ja niitä vuotta vanhempien (C+1) neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, minimit ja maksimit vuosina 1987–1989 kerätystä aineistosta.

Männyn nuorimpien neulasten kalium-, magnesium-, kupari- ja sinkkipitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia Pohjois-Suomessa kuin Eteläsuomessa. Tämä selittynee osin geologisilla eroilla. Typpi- ja rautapitoisuuksien suhteen tilanne oli puolestaan päinvastainen, ts. korkeimmat pitoisuudet keskittyivät Kokkola-Lappeenranta -linjan eteläpuolelle. Männyn neulasten rikkipitoisuudet olivat korkeimpia Etelä-Suomessa sekä Itä-Lapissa. Neulasten typpi- ja rikkipitoisuuksien alueellinen jakauma käy karkeasti yksiin typpi- ja rikkilaskeuman määrästä esitettyjen karttojen kanssa (kuva 6). Muiden analysoitujen alkuaineiden osalta alueellisia eroja ei ilmennyt vuoden 1989 aineistossa. Kuusen osalta vastaavan vertailun tekeminen oli epävarmaa, koska kuusikoiden näytealoja oli ainoastaan Etelä-Suomessa.

Rikki on kasveille välttämätön proteiinien ja entsyymien rakenneosa. Kohonneiden ilman rikkidioksidi- tai maaperän sulfaattipitoisuuksien seurauksena neulasten rikkipitoisuuden on havaittu nousevan (esim. Malcom ja Garforth 1977, Evers 1986, Landolt ym. 1989, Manninen ym. 1991).

Perinteisesti on tunnettua, että nk. liikkuvien ravinteiden, esim. typen, fosforin, kaliumin, magnesiumin ja rikin, pitoisuudet laskevat neulasten iän myötä. Uusimmissa tutkimuksissa (esim. Cape ym. 1990, Raitio 1992) on kuitenkin havaittu runsaan typpi- ja rikkilaskeuman alueilla, että neulasten typpi- ja rikkipitoisuus lisääntyy neulasten iän kasvaessa. Eteläisimmässä Suomessa, maamme runsaimman typpi- ja rikkilaskeuman alueella, männyn neulasten typpi- ja rikkipitoisuudet olivatkin kaksivuotiaissa neulasissa (C+1) korkeammat kuin nuorimmissa neulasissa. Sen sijaan Keski- ja Pohjois-Suomessa neulasten typpi- ja rikkipitoisuudet vähenivät neulasten vanhetessa. Muiden ravinteiden osalta neulasvuosikertojen väliset erot noudattivat aiemmin kirjallisuudessa esitettyjä malleja (esim. Helmisaari 1990) (kuva 7).

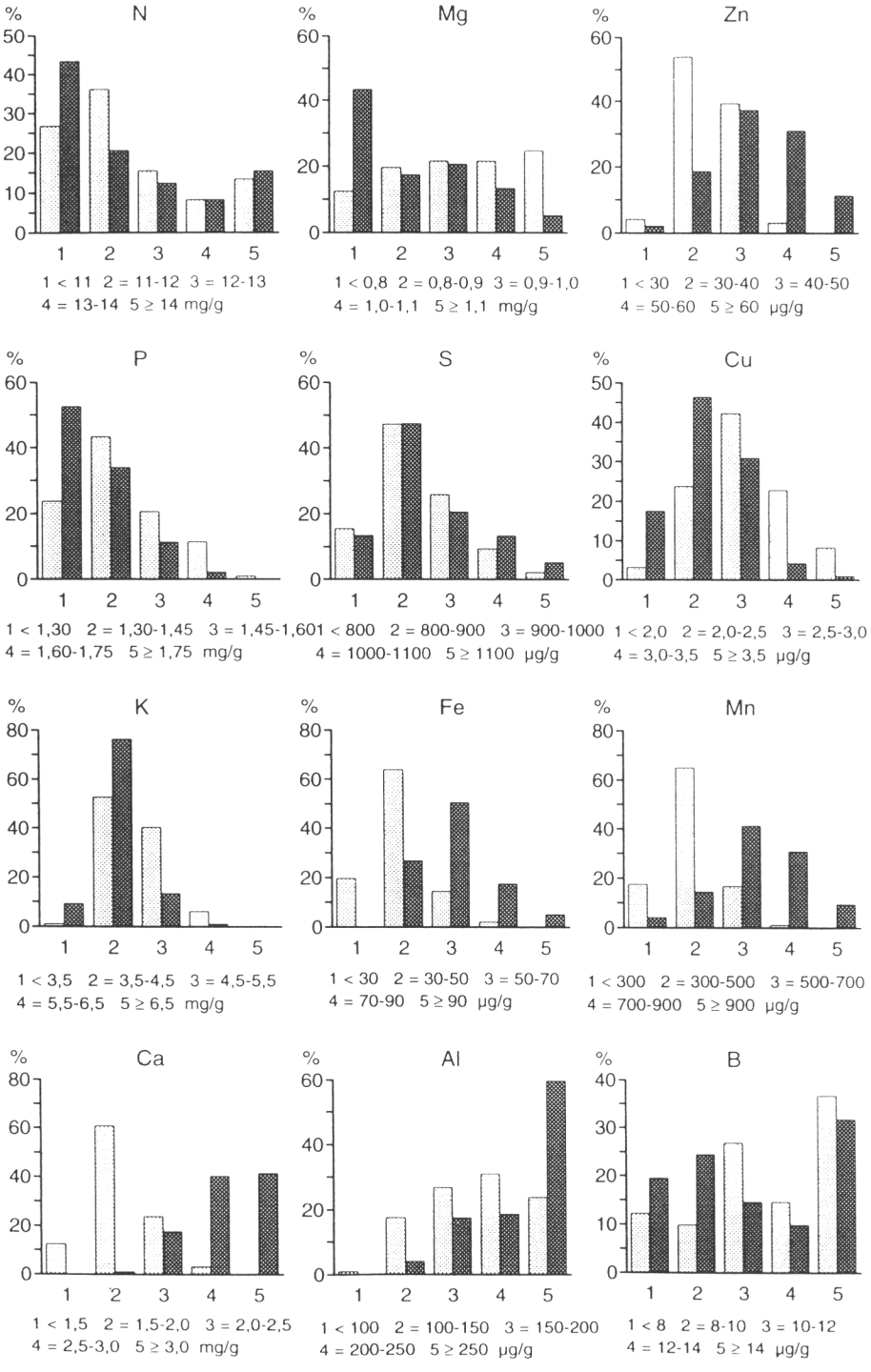
Männyllä neulasten pituuden, samoin kuin tuhannen neulasen kuivamassan ja mallin avulla (Ojansuu ja Henttonen 1983) lasketun lämpösumman välinen riippuvuus oli voimakkaampi kuin kuusella. Lämpösumma selitti paremmin neulasten pituutta kuin tuhannen neulasen kuivamassaa. Riippuvuudet olivat yleensä voimakkaampia nuorimmilla neulasilla kuin vuotta vanhemmilla neulasilla. Poikkeuksen



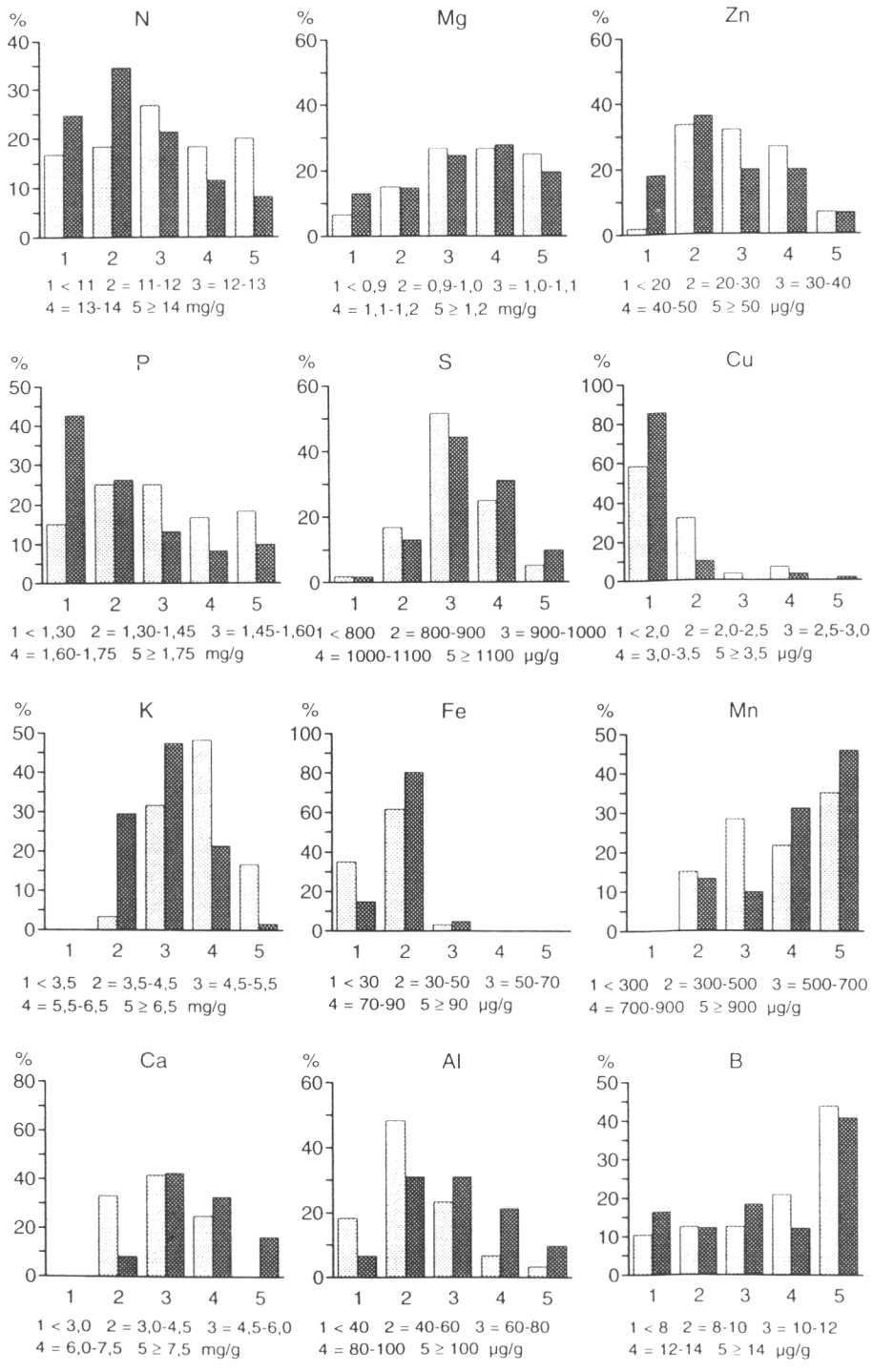
Kuva 3. *Männyn ja kuusen nuorimpien neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet vuosina 1987-1989. Jana pylvään päällä kuvaa keskihajontaa.*

muodosti kuitenkin kuusen neulasten pituuden ja mallilla lasketun lämpösumman välinen riippuvuus, joka oli nuorimmilla neulasilla heikompi kuin vuotta vanhemmilla neulasilla. Lämpösumman ja vuotta vanhempien neulasten liikkuvien ravinteiden pitoisuuksien välinen riippuvuus oli myös voimakkaampi kuin vastaava riippuvuus nuorimmilla neulasilla.

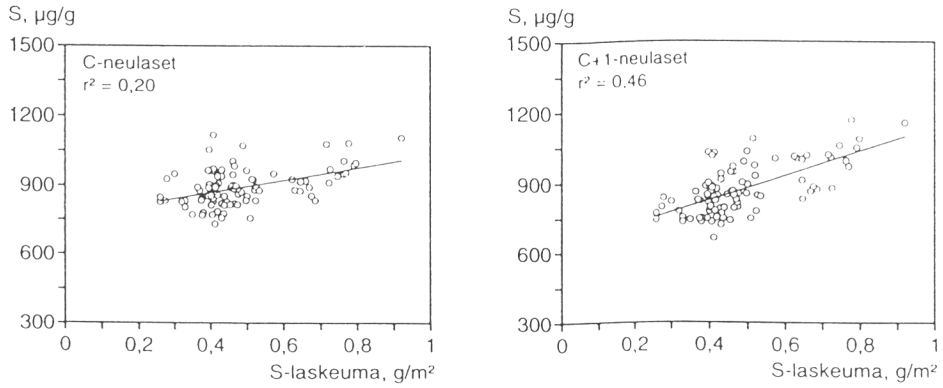
Kuvassa 8 on esitetty neulasten typpi-, rikki- sekä fosforipitoisuuksien ja mallin avulla (Ojansuu ja Henttonen 1983) lasketun lämpösumman välinen riippuvuus sekä kuusella että männyllä. Kuvasta ilmenee, että pitoisuuden ja lämpösumman välinen riippuvuus on käyräviivainen johtuen siitä, että massaltaan erilaisissa neulasissa voi olla sama ravinnepitoisuus. Neulasanalyysien tulkinnassa pitäisikin huomioida neulasten kuivamassan vaihtelut.



Kuva 4. *Mäntynäytealojen osuus (%) eri pitoisuusluokissa vuonna 1989 kerättyjen neulasnäytteiden mukaan. Nuorimmat (C) ja niitä vuotta vanhemmat (C+1) neulaset.*



Kuva 5. *Kuusinäytealojen osuus (%) eri pitoisuusluokissa vuonna 1989 kerättyjen neulasnäytteiden mukaan. Nuorimmat (C) ja niitä vuotta vanhemmat (C+1) neulaset.*

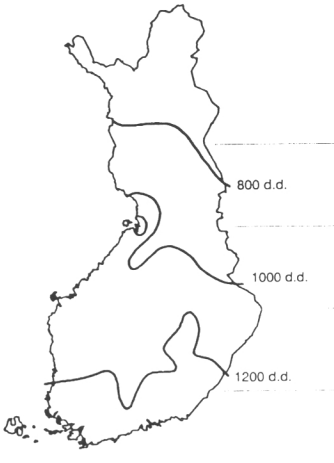


Kuva 6. *Männyn neulasten rikkipitoisuuden ja HAKOMA-mallin avulla lasketun rikkilaskeuman välinen riippuvuus vuonna 1987.*

Yhteenveto

Neulasanalyysien mukaan typen ja fosforin puutos oli vuosina 1987–1989 varsin yleistä kangasmetsissämme. Hivenravinteista boorin puutos oli yleisintä. Männyn neulasten typpi- ja rikkipitoisuudet kuvastivat paremmin typpi- ja rikkilaskeuman alueellisia eroja kuin kuusen neulaset.

Neulasanalyysi on metsätaloudessa ja ympäristötutkimuksissa paljon käytetty menetelmä. Näytteiden keruussa ja tulosten tulkinnassa pitäisi ottaa huomioon lukuisat vaihtelua aiheuttavat tekijät, kuten tämänkin tutkimuksen tulokset osoittivat.



	N mg/g	P mg/g	K mg/g	Mg mg/g	S mg/kg	Ca mg/g
C	11.8	1.59	5.33	0.966	918	1.65
C+1	10.4	1.20	3.78	0.954	849	2.85
C	10.6	1.48	4.80	0.889	837	1.56
C+1	9.8	1.21	3.66	0.819	782	2.48
C	12.4	1.48	4.57	0.865	874	1.79
C+1	12.4	1.33	3.99	0.811	903	2.77
C	13.8	1.51	4.58	0.864	962	2.19
C+1	14.6	1.44	4.36	0.780	1029	3.32

Kuva 7. *Männyn nuorimpien (C) ja näitä vuotta vanhempien (C+1) neulasten typpi-, fosfori-, kalium-, magnesium-, rikki- ja kalsiumpitoisuudet eri lämpösummavyöhykkeillä vuosina 1987-1989.*

Taulukko 1. *Männyn ja kuusen nuorimpien (C) ja niitä vuotta vanhempien (C+1) neulasten alkuainepitoisuuksien näytealakohtaiset keskiarvot, minimit ja maksimit vuosina 1987–1989 kerätystä aineistosta.*

Alkuaine	Neulasten ikäluokka	Mänty x̄	Mänty min	Mänty max	Kuusi x̄	Kuusi min	Kuusi max
N mg/g	C	12,3	7,4	22,5	12,1	6,2	17,6
	C+1	11,9	7,2	20,5	11,6	7,0	17,4
P mg/g	C	1,52	0,98	2,22	1,57	1,01	2,32
	C+1	1,34	0,77	2,00	1,37	0,84	2,16
K mg/g	C	4,87	3,42	6,50	5,81	3,49	8,50
	C+1	4,16	2,93	5,71	4,89	2,30	7,74
Ca mg/g	C	1,85	1,14	4,24	4,46	1,67	7,38
	C+1	2,94	1,77	4,89	6,10	3,08	8,93
Mg mg/g	C	0,99	0,52	1,44	1,14	0,71	1,65
	C+1	0,88	0,50	1,27	1,10	0,67	1,61
S mg/kg	C	936	661	1418	980	746	1249
	C+1	938	664	1380	1017	792	1406
Fe mg/kg	C	46,4	24,3	148,1	37,0	20,6	106,6
	C+1	67,7	34,3	248,7	42,4	24,3	100,4
B mg/kg	C	12,1	3,6	27,6	12,6	3,3	27,7
	C+1	11,2	2,9	31,3	12,1	2,7	27,3
Cu mg/kg	C	2,59	0,79	5,94	2,01	1,02	3,49
	C+1	2,23	0,64	4,34	1,80	0,68	3,51
Zn mg/kg	C	40,0	25,5	57,3	32,9	16,0	63,7
	C+1	48,7	25,6	78,2	31,1	13,0	67,3
Mn mg/kg	C	409	157	767	713	216	1399
	C+1	646	229	1277	923	314	2141
Al mg/kg	C	212	77	469	57	15	152
	C+1	273	108	608	73	20	181

Kirjallisuus

Cape, J.N., Freer-Smith, P.H., Paterson, I.S., Parkinson, J.A. & Wolfenden, J. 1990. The nutritional status of Picea abies (L.) Karst. across Europe, and implications for 'forest decline'. Trees 4: 211–224.

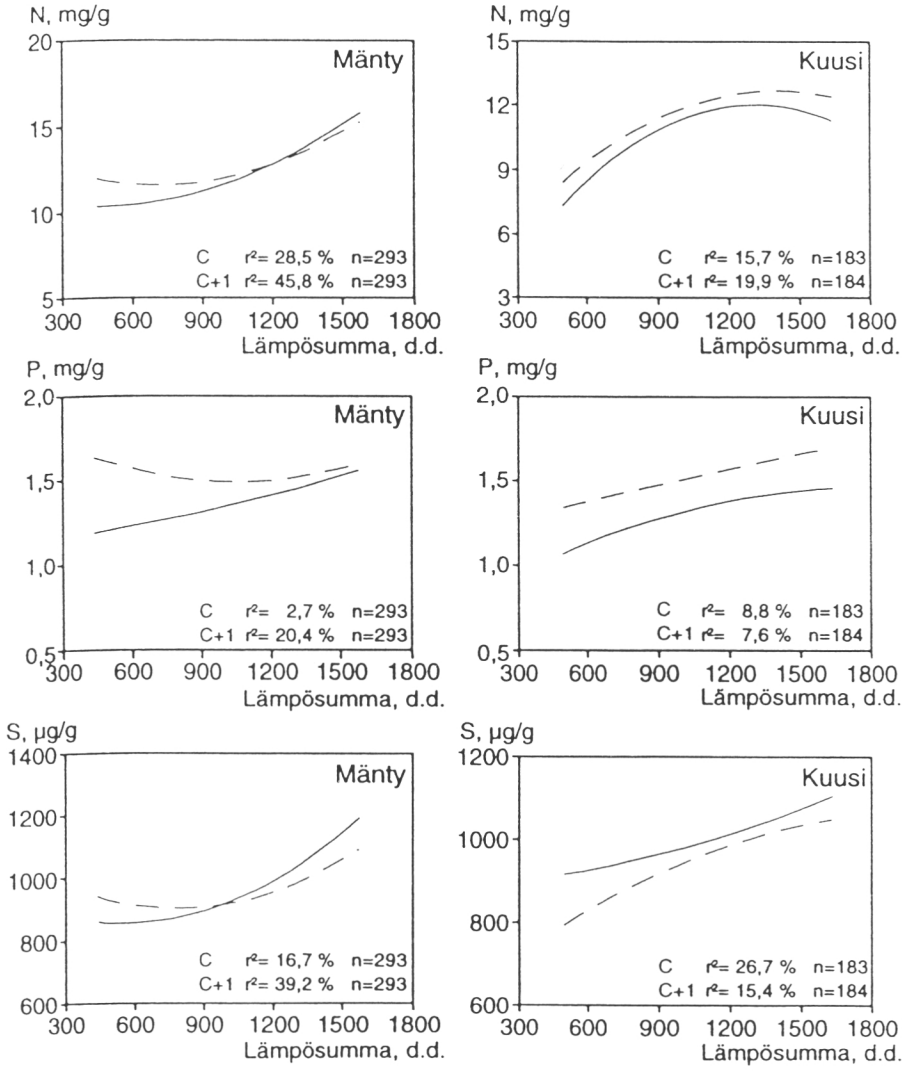
Evers, F.-H. 1986. Die Blatt- und Nadelanalyse als Instrument der Bioindikation. Allgemeine Forstzeitschrift 41: 61–9.

Evers, F.-H. 1972. Die jahrweisen Fluktuationen der Nährelementkonzentrationen in Fichtennadeln und ihre Bedeutung für die Interpretation nadelanalytischer Befunde. Allgem. Forst- und Jagdzeitg. 143: 68–74.

Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 121. 28 s.

Heinsdorf, D. 1993. The role of nitrogen in declining Scots pine forests (Pinus sylvestris) in the lowland of East Germany. Water, Air, and Soil Pollution 69: 21–35.

Helmisaari, H.-S. 1990. Temporal variation in nutrient concentrations of Pinus sylvestris needles. Scandinavian Journal of Forest Research 5: 177–193.



Kuva 8. *Männyn ja kuusen neulasten (– – – C, —— C+1) typpi-, fosfori- sekä rikkipitoisuuksien ja mallin avulla lasketun lämpösumman (Ojansuu ja Henttonen 1983) välinen riippuvuus.*

Huang, C.-Y.L. & Schulte, E.E. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 16(9): 943–958.

Innes, J.L. & Boswell, R.C. 1989. Sulphur contents of conifer needles in Great Britain. Geojournal 19: 63–66.

Johansson, M., Kämäri, J., Pipatti, R., Savolainen, I., Tuovinen, J.-P. & Tähtinen, M. 1990. Development of an integrated model for the assessment of acidification in Finland. Julkaisussa Kauppi, P., Kenttämies, K. Anttila, P. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 1171–1193.

Jussila, I. 1994. Porin-Harjavallan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1992–1993. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. SYKE-SARJA B9. 50 s.

Ke, J. & Skelly, J.M. 1994. Relationships between symptoms expressed by Norway spruce and foliar and soil elemental status. Water, Air and Soil Pollution 74: 289–305.

Landolt, W., Guecheva, M. & Bucher, J.B. 1989. The spatial distribution of different elements in and relation to atmospheric pollution with sulphur dioxide. Plant and Soil 47: 89–102.

Legge, A.H., Bogner, J.C. & Krupa, S.V. 1988. Foliar sulphur species in pine: A new indicator of a forest ecosystem under air pollution stress. Environmental Pollution 55: 15–27.

Malcolm, D.C. & Garforth, M.F. 1977. The sulphur:nitrogen ratio of conifer foliage in on the foliage of Norway spruce growing in Switzerland. Environ. Pollut. 56: 155–167.

Malcolm, D.C. & Garforth, M.F. 1977. The sulphur:nitrogen ratio of conifer foliage in relation to atmospheric pollution with sulphur dioxide. Plant and Soil 47: 89–102.

Manninen, S., Huttunen, S. & Torvela, H. 1991. Needle and lichen sulphur analyses on two industrial gradients. Water, Air, and Soil Pollution 59: 153–163.

Ojansuu, R. & Henttonen, H. 1983. Kuukauden keskilämpötilan, lämpösumman ja sademäärän paikallisten arvojen johtaminen Ilmatieteen laitoksen mittaustiedoista. Summary: Estimation of the local values of monthly mean temperature, effective temperature sum and precipitation sum from the measurements made by the Finnish Meteorological Office. Silva Fennica 17(2): 143–160.

Raitio, H. 1990. The foliar chemical composition of young pines (*Pinus sylvestris* L.) with or without decline. Julkaisussa Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 699–713.

Raitio, H. 1992. The foliar chemical composition of Scots pines in Finnish Lapland and on the Kola Peninsula. Arctic Centre Publication 4: 226–231.

Abioottisten ja bioottisten tuhojen vaikutus metsien elinvoimaan

Seppo Nevalainen ja Hannu Yli-Kojola

Johdanto

Kansainvälisten suositusten mukaan metsien yleistä terveydentilaa seurataan suhteellisen lehtikadon, ns. harsuuntumisen ja erilaisten värivikojen esiintymisen avulla (Manual on... 1988). Suomessa näitä menetelmiä on käytetty 1980-luvun puolivälistä lähtien (Jukola-Sulonen ym. 1987, 1990). Bioottisiin ja abioottisiin tuhoihin on metsävauriotuloksissa kiinnitetty yleensä vähän huomiota. Tämä johtunee siitä, että ilman epäpuhtauksien arvellaan altistavan puita sieni- ja hyönteistuhoille tai esimerkiksi halla- ja pakkasvaurioille, ja nämä tuhot olisivat siten useimmiten merkitykseltään toissijaisia. Näiden tuhojen yleistymistä esimerkiksi epäpuhtauksien vaikutuksesta ei voida kuitenkaan pitää yleisenä sääntönä, vaan ilmiöillä voi olla hyvin monimutkaisia vuorovaikutuksia (Houston 1984, Berryman 1986, Loehle 1988).

Eurooppalaisten suositusten mukaan myös abioottiset ja bioottiset tuhot (erityisesti lumi, tuuli, jää, riistaeläimet, lehtiä syövät hyönteiset, neulaskaristeet ja lahottajasienet) pitäisi ottaa metsävaurioiden seurannassa huomioon. Näiden lisäksi olisi pyrittävä selvittämään puiden kuolleisuuden syyt (Manual on... 1988).

Monissa maissa, mm. Ruotsissa, Norjassa, Sveitsissä ja Itävallassa havainnoidaan harsuuntumista ja bioottisia tuhoja normaaleissa valtakunnan metsien inventoinneissa. Mm. Sveitsissä ja Ruotsissa merkitään harsuuntuminen vain niistä puista, joissa ei ole näkyviä vaurio-oireita (Instruktion för... 1984, Jahresberichte über die... 1987, Schläpfer ja Hämmerli 1970). Useissa maissa laajamittaisia inventointeja on täydennetty intensiivisesti seurattavilla pysyvillä näytealoilla. Erityisiä metsävaurioinventointeja tehtiin Euroopassa vuonna 1988 ainakin 16 maassa (Köhl 1990). Näissä huomioidaan harsuuntumisen ja värivikojen lisäksi runko- ja kuorivauriot sekä riistan, hyönteisten, sienten, ylitiheyden ja erilaisten abioottisten tekijöiden (mm. lumen, tuulen ja pakkasen) aiheuttamat vioitukset.

Suomessa tuhoja havainnoitiin laajan systemaattisen otoksen perusteella ensimmäistä kertaa valtakunnan metsien 7. inventoinnissa (VMI7) vuosina 1977–1984. Tuolloin huomioitiin kuitenkin vain muutamia tuhonaiheuttajia. Vuonna 1985 aloitettu VMI8 tuottaa ensimmäistä kertaa systemaattiseen otokseen perustuvaa monipuolista tietoa tuhojen esiintymisestä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on kuvata tuhojen yleisyyttä laajan systemaattisen otoksen perusteella, tutkia aineiston antamia mahdollisuuk-

sia yksittäisen tuhon esiintymisen sekä metsikkö- ja ympäristötekijöiden vuorovaikutusten selvittämiseen, sekä analysoida tuhojen mahdollista vaikutusta vuosittain tehtävän metsien elinvoimakartoituksen tuloksiin.

Aineisto ja menetelmät

VMI on jatkuva Suomen metsien puuvarojen ja tilan seurantajärjestelmä, joka perustuu systemaattiseen otokseen. Nyt käynnissä oleva VMI8 aloitettiin maan eteläosista vuonna 1986 ja se päättyy Lapissa 1994. Tässä tutkimuksessa esitettävät tulokset perustuvat Etelä-Suomen alueelta vuosina 1986–1992 kerättyyn aineistoon, jossa metsämaalla on yhteensä 43 212 näytealaa.

Inventoinnissa kuvataan tuhojen esiintymistä erikseen puissa ja metsikkökuvioilla (Valtakunnan metsien... 1991). Tuhoista määritetään ilmiasu, aiheuttaja ja vakavuusaste. Lisäksi arvioidaan puuston harsuuntumista. Puutietojen perusteella voidaan tarkastella tuhojen esiintymistä puustossa. Kuviotiedoista saadaan erilaisia tuhoja sisältävien metsien osuudet metsämaan kokonaisalasta. Tuhojen aste arvioidaan joko metsikön laatua alentavaksi (todettavat, vakavat tai täydelliset tuhot) tai lieväksi (voi olla vaikutusta metsikön kehitykseen).

Tässä tutkimuksessa rajoitutaan kuviotietoihin, joiden avulla tuhojen vaikutusta metsikkökuvioilla ja sitä kautta kaikissa metsissä voidaan parhaiten tarkastella. Erikseen kuvataan erilaisten tuhojen yleisyyttä sekä tuhon aiheuttajia ja niiden vakavuutta sekä männynversosurman esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä.

Osa VMI8:n näytealoista tarkastettiin uudelleen vuosina 1987 ja 1988 männynversosurman esiintymisen varmentamiseksi. Kaikki lohkot, joilla versosurmaa esiintyi vähintään yhdellä näytealalla, tarkastettiin. Aineistona oli yhteensä 409 mäntyvaltaista näytealaa (6–9 kpl/lohko). Tuhojen arviointimenetelmä oli samanlainen kuin VMI:n ryhmänjohtajan tekemässä arvioinnissa. Lisäksi versosurmatuhon alkamisvuosi määritettiin ja puiden tautiaste ja toipumiskyky arvioitiin kuusikohtaisella luokituksella (Aalto-Kallonen ja Kurkela 1985). Jokaiselta näytealakuviolta merkittiin useampia tuhoja, kun varsinaisessa inventoinnissa merkittiin vain yksi, metsikön kannalta tärkein tuho.

Tässä raportissa tarkastellaan myös ns. vuotuisen seurannan näytealojen tuhoja vuosilta 1989–1993. Nämä näytealat muodostavat systemaattisesti valitun otoksen VMI8:n 3 009:stä pysyvästä näytealasta (Lindgren ja Salemaa tässä julkaisussa). Kaikista puista, joista harsuuntuminen arvioitiin, määritettiin myös kaksi tuhoa (ilmiasu, aiheuttaja ja aste). Vuonna 1992 pyrittiin lisäksi arvioimaan, kuinka paljon jokin tunnistettu tuhonaiheuttaja oli välittömästi lisännyt puiden harsuuntumista. Aineistona tuho- ja harsuuntumistarkasteluissa oli 3 717 puuta (1 918 mäntyä ja 1 212 kuusta).

Tulokset

Metsätuhojen yleisyys 1986–1992

Etelä-Suomen maa-alasta on metsämaata 11,5 milj. ha. Tuhoja todettiin esiintyvän 30,1 %:lla metsämaan alasta eli noin 3,5 milj. ha:lla (Yli-Kojola 1994). Täydellisiä tuhoja metsämaalla oli 30 000 ha (0,3 %). Näistä 60 % oli alle 20-vuotiaissa metsissä. Vakavia tuhoja oli 1,9 %:lla, muita metsikön laatua alentavia tuhoja 11,2 %:lla sekä lisäksi lieviä tuhoja 16,7 %:lla metsämaan alasta. Mäntyvaltaisissa metsissä tuhoa oli 34,5 %:lla, kuusivaltaisis-

sa metsissä 23,8 %:lla ja lehtipuuvaltaisissa metsissä 30,2 %:lla metsien alasta.

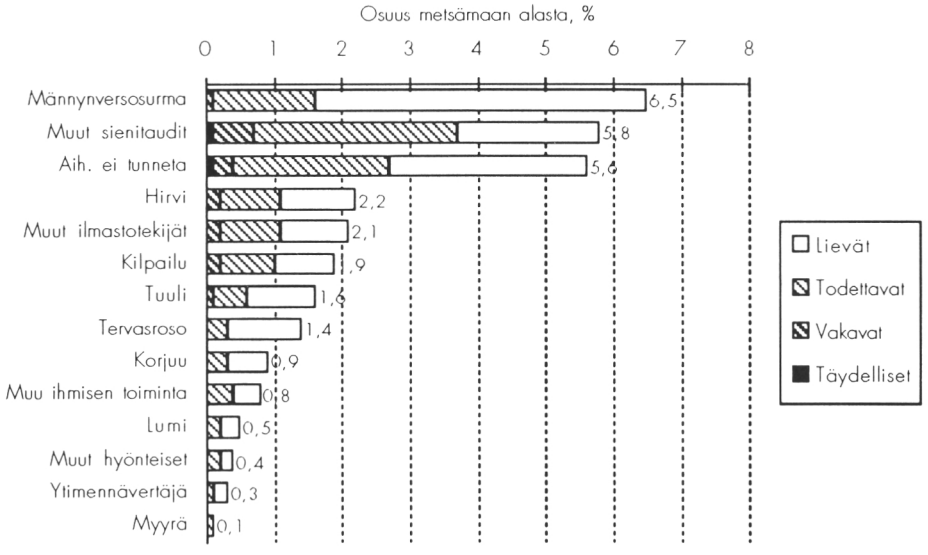
Pystykuolleita puita esiintyi 3,5 %:lla metsämaan alasta, näistä puolet oli metsikön laatua alentavia tuhoja. Kaatuneita ja katkenneita puita oli 2,3 %:lla ja lahoja puita tai runkovaurioita 6,4 %:lla metsämaan alasta. Lahoisuus tuhon ilmiasuna alensi useimmiten metsikön laatuluokkaa. Määrällisesti eniten esiintyi erilaisia latvuksen vikoja ja vaurioita noin 10 %:lla metsistä. Näistä pieni osa ilmeni katkenneina tai kuivina latvoina, pääosa oli puun päärangan tai oksiston vaurioita. Puolet latvuksen tuhoista oli metsikön laatua alentavia, joista osa oli vakavia tuhoja.

Puiden harsuuntumista esiintyi 7,2 %:lla ja värivikoja tärkeimpänä tuhona 1,1 %:lla metsämaan alasta. Nämä ovat pääosin lieviä tuhoja. Todellisuudessa harsuuntumista ja värivikoja esiintyy enemmän, koska inventoinnissa merkitään vain tärkein tuho, jolloin osa lievistä tuhoista jää huomioimatta. Erikseen tarkasteltiin metsiköiden yleistä harsuuntumista vanhemmissa metsissä, jotka kattavat 75 % metsämaan alasta. Harsuuntumista, josta pääosa oli lievää, todettiin 13,3 %:lla metsistä. Voimakasta harsuuntumista oli 0,7 %:lla metsämaan alasta (86 000 ha). Harsuuntuminen lisääntyy iän myötä, sillä se liittyy luonnollisena osana puiden kehitykseen, joskin ilman epäpuhtaudet voivat sitä lisätä. Kuusikot olivat harsuuntuneempia kuin männiköt, mutta myös vanhempia.

Tuhojen aiheuttajat

Eri asteisia tuhoja esiintyi lähes kolmasosalla Etelä-Suomen metsien pinta-alasta. Tuhojen aiheuttajan rekisteröinnissä käytettiin luokitusta, jossa oli 13 aiheuttajaa. Tunnistamatta jäi noin 19 % tuhoista. Niiden selvittäminen jälkeenpäin on mahdollista tuhon ilmiasun, puulajin ja metsikön iän perusteella. Tunnistamattomista tuhoista puolet oli laatua alentavia ja kaksi kolmasosaa niistä esiintyi mäntyvaltaisissa metsissä.

Yli puolet tunnistetuista tuhoista oli

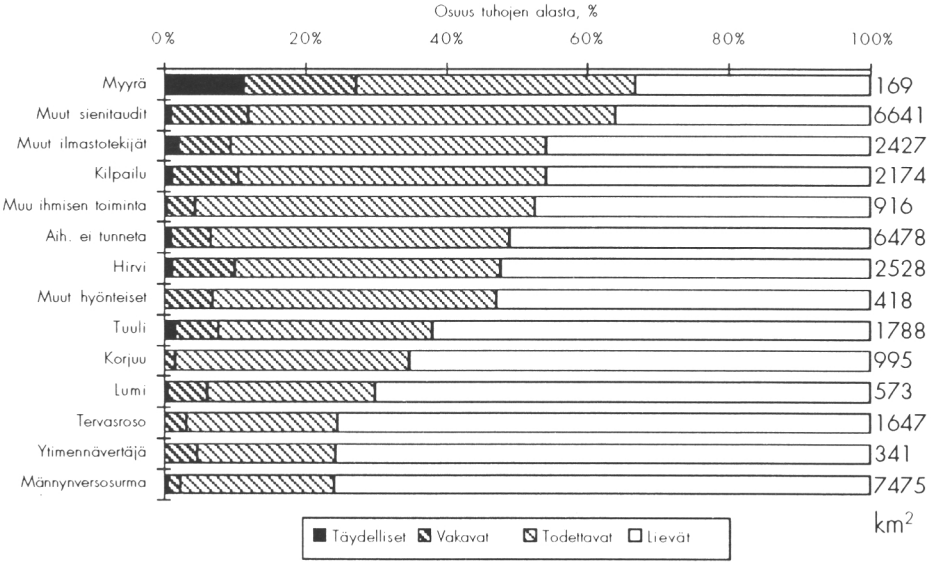


Kuva 1. *Tuhojen aiheuttajat metsämaalla Etelä-Suomessa v. 1986–1992.*

erilaisia sienitauteja, joista erotettiin männynversosurma ja tervasroso. Versosurmaa esiintyy pääosin mäntyvaltaisissa metsissä ja jonkin verran myös kuusivaltaisissa sekametsissä. Etelä-Suomen alueella männynversosurmaa tavattiin noin 750 000 ha alalla, mikä on 6,5 % metsämaan alasta ja 10,5 % mäntyvaltaisten metsien alasta (kuva 1). Se oli kuitenkin vakavuudeltaan kaikista tuhoista lievintä aiheuttaen pääasiassa kasvutappioita (kuva 2). Tervasrosoa esiintyi noin 165 000 ha:lla (1,4 % metsämaan alasta). Sen merkitys metsikkökohtaisena tuhona oli myös varsin vähäinen, vaikka se aiheuttaa melkoisia vaurioita yksittäisille puille. Kaikkia muita sienitauteja tavattiin yhteensä noin 660 000 ha:lla (5,8 % metsämaan alasta). Niistä vakavia tai täydellisiä tuhoja oli noin 80 000 ha:lla ja kaksi kolmasosaa metsikön laatua alentavia tuhoja. Merkittävimpiä olivat varsinkin kuusikoissa ja lehtipuuvaltaisissa metsissä esiintyvät lahottajasienet. Lahojen metsien määrissä oli suuria alueittaisia eroja. Aivan eteläisimmän Suomen alueella lahoa (juurikääpää) esiintyi eniten; toisaalta lahoisuus lisääntyy metsiköiden ikääntyessä.

Eläinten aiheuttamista tuhoista olivat merkittävimpiä hirvituhot, erityisesti mäntytaimikoissa. Hirvituhoja esiintyi yhteensä 250 000 ha:lla (2,2 %), näistä puolet metsikön laatua alentavia. Vakavia tuhoja oli 25 000 ha:lla. Myyrätuhojen kokonaismääräksi arvioitiin 17 000 ha, joista peräti kolmasosa vakavia tai täydellisiä tuhoja (kuva 2). Kaarnakuoriaisten tuhoja tavattiin vain 75 000 ha:lla, ja nekin olivat pääosin lieviä tuhoja. Merkittävimpiä kaarnakuoriaisia olivat männyllä esiintyvät ytimennävertäjät.

Tuulituhoja tavattiin 180 000 ha:lla ja lumen aiheuttamia tuhoja lähes 60 000 ha:lla. Molemmista tuhoista alle puolet oli metsikön laatua alentavia. Myrsky kaataa helpommin kuusia kuin mäntyjä. Pakkasen aiheuttamia tuhoja sekä vesi- tai ravinneolojen häiriöiden aiheuttamia tuhoja oli lähes 250 000 ha:lla (2,1 %), tuhot olivat usein melko



Kuva 2. *Tuhojen vakavuusaste tuhonaiheuttajaryhmittäin metsämaalla Etelä-Suomessa v. 1986–1992.*

vakavia. Ihmisen aiheuttamia vioituksia oli noin 190 000 ha:lla, lähes puolet näistä korjuuvaurioita. Korjuuvauriot keskittyivät kuusikoihin. Vain kolmasosa korjuuvaurioista alensi metsikön laatua. Ylitiheydestä johtuvaa puuston keskinäisen kilpailun aiheuttamia tuhoja esiintyi lähes 220 000 ha:lla (1,9 %), näistä yli puolet metsikön laatua alentavia. Suhteellisesti eniten ylitiheyttä esiintyi lehtipuuvaltaisissa metsiköissä.

Männynversosurman esiintyminen mäntyvaltaisilla näytealoilla vuosina 1986–1992

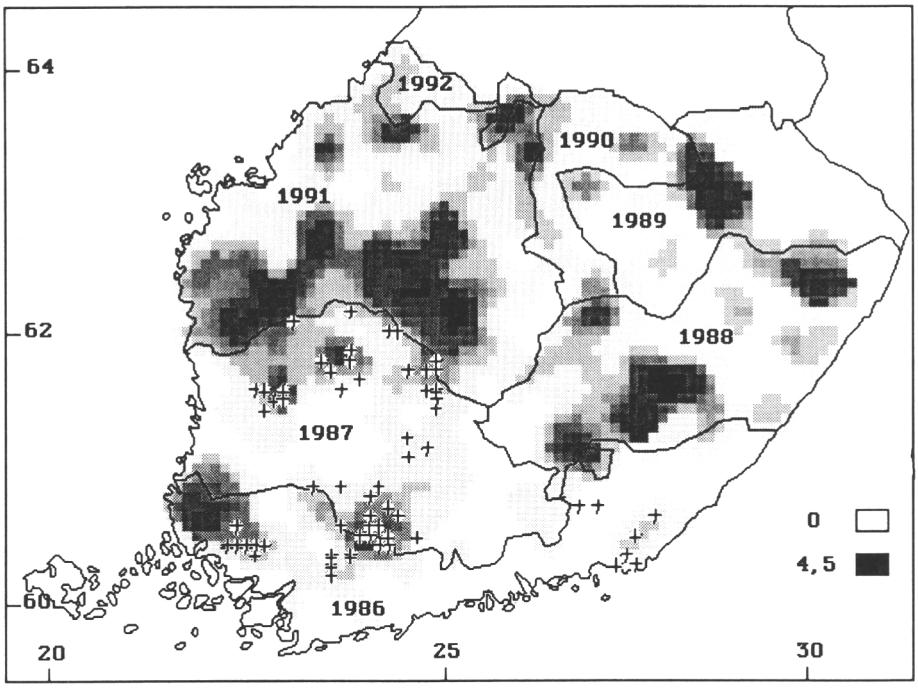
VMI:n ryhmänjohtaja merkitsi versosurman tärkeimmäksi tuhonaiheuttajaksi 104:llä 409:stä uudelleentarkastetusta näytealasta. Sekä tuhonaiheuttaja että tuhon merkitsevyys metsikön metsänhoidollisen laadun kannalta arvioitiin samoin kaikissa näissä tapauksissa (47:llä näytealalla versosurma alensi metsikön laatua). Kuitenkin rutiini-inventointi selvästi aliarvioi taudin esiintymistä, sillä 185:stä metsiköstä tavattiin lieviä merkkejä versosurmasta, vaikka ryhmänjohtajan mielestä metsikkö oli terve tai tärkeimpänä tuhonaiheuttajana oli jokin muu tekijä.

Puutason vertailut eivät olleet näin yhteneviä. Uudelleenarvioidusta 547 männystä ei havaittu versosurmaa 294 puussa kummassakaan tarkastuksessa. Ryhmänjohtaja oli arvioinut 6,4 % 314:sta männystä väärin versosurman vaivaamaksi, kun taas 57 taudin vaivaamaa mäntyä (24,4 %) jäi häneltä havaitsematta. Näistä 2/3 oli sellaisia, joissa taudin aste oli 0. Täten versosurmaiseksi jäi molemmissa luokituksissa 176 puuta. Taudin esiintyminen arvioitiin samoin 85,9 %:ssa mäntyjä, kontingenssikerroin 0,581, $p < 0,001$ (maksimi kontingenssikertoimen arvo 2 x 2 taulussa on 0,707). Vuonna 1988 näkyviin tullut uusi epidemia oli aiheuttanut näkyviä oireita 85 mäntyyn, mutta näitä ei huomioitu edellä esitetyissä laskelmissa.

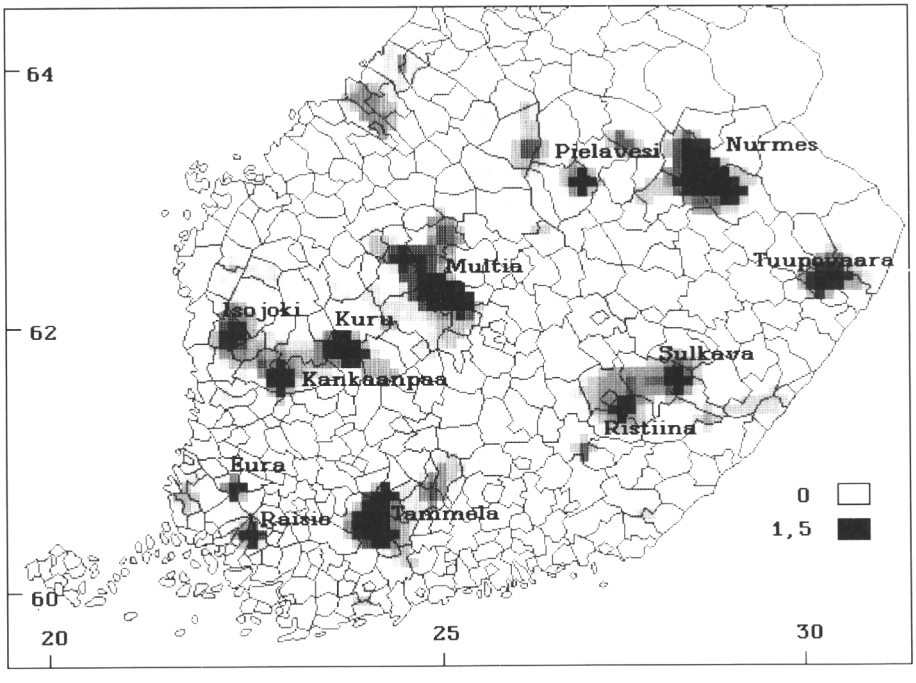
Mäntyvaltaisilla metsämaan kuvioilla versosurma oli yleisin tuhonaiheuttaja, sillä eri asteisia tuhoja merkittiin esiintyvän 10,5 %:lla mäntyvaltaisten metsien alasta. Varsinaisia, metsikön laatua vähintään yhdellä luokalla alentavia tuhoja tavattiin 2,6 %:lla männiköistä (taulukko 1).

Versosurman esiintymisessä oli selvää alueellista keskittyneisyyttä Idrisi- ohjelman quadrat- analyysin mukaan. Versosurmaisia näytealoja/lohko oli keskimäärin 0,856 kpl (varianssi/keskiarvosuhde = 2,698, $t = 58,514$, $p < 0,001$, $df = 3237$). Myös metsikön laatua alentavien versosurmatuhojen määrä/lohko osoittaa versosurmaisten lohkojen keskittymistä (keskiarvo = 0,210, suhde = 1,957, $t = 8,110$, $p < 0,001$). Runsaasti sairaita näytealoja sisältäviä lohkoja oli joka puolella maata ja jokaisena inventointivuonna. Laajimmat keskittymät tavattiin Keski-Suomesta (Multian seudulta), Lounais-Suomesta (Kurun ja Tammelan seuduilta) sekä Itä-Suomesta (Nurmeksen ja Rautavaaran seuduilta) (kuvat 3–4). Huolimatta v. 1988 näkyviin tulleesta uudesta epidemiasta, versosurman osuus oli huomattavasti keskiarvoa suurempi vain vuosina 1988 ja 1991 inventoiduilla alueilla (taulukko 2).

Versosurma oli lähes kaksi kertaa yleisempi turve- kuin kangasmaiden männiköissä (osuudet 16,6 ja 8,4 % mäntyvaltaisista kuvioista). Erityisesti kangasmaiden männiköissä tauti oli yleisempi viljavilla kasvupaikoilla. Turvemailla kasvualustan viljavuuden vaikutus ei ollut yhtä selvä, vaikka tuhon asteiden esiintyminen eri kasvupaikkatyypeillä oli Kruskal- Wallisin testin mukaan erilaista ($p < 0,001$) molemmissa ryhmissä (kuva 5). Pa-



Kuva 3. *Versosurmaisten näytealojen (kpl/lohko) alueellinen esiintyminen VMI8:n näytealoilla v. 1986–1992. Alkuperäiselle aineistolle on tehty mediaanisuodatus. Kuvaan on myös merkitty v. 1986–1987 uudelleentarkastetut versosurmaiset lohkot (+).*



Kuva 4. *Vähintään metsikön laatua alentavien versosurmatuhojen (tautisten näytealojen määrä/ lohko) esiintyminen VMI8:n näytealoilla v. 1986–1992. Alkuperäiselle aineistolle on tehty mediaanisuodatus. Karttaan on merkitty myös kuntien rajat sekä tautialueiden keskuskunnat.*

Taulukko 1. *Versosurman esiintyminen VMI8:n mäntyvaltaisilla näytealoilla v. 1986-1992.*

Tuhon aste	Näytealoja, kpl	Osuus mäntyvaltaisista metsiköistä, %	Pinta-ala, km²
Lievät	1 946	7,9	5 178
Todettavat	580	2,4	1 543
Vakavat	59	0,2	157
Täydelliset	11	0,0	29
Yhteensä	24 544	10,5	6 907

Taulukko 2. *Versosurmatuhon asteet eri inventointivuosina (kts. kuva 3)*

Vuosi	Lievät	Todettavat	Vakavat	Täydel-liset	Yhteensä	Näytealoja, kpl
1986	4,9	1,6	0,1	0,0	6,6	3 983
1987	5,8	3,1	0,2	0,1	9,2	3 924
1988	11,1	3,4	0,1	0,0	14,6	3 815
1989	4,9	2,9	0,5	-	8,3	3 071
1990	6,4	2,3	0,3	-	9,0	1 471
1991	10,7	1,7	0,3	0,1	12,7	7 557
1992	6,8	2,1	0,1	-	9,0	723

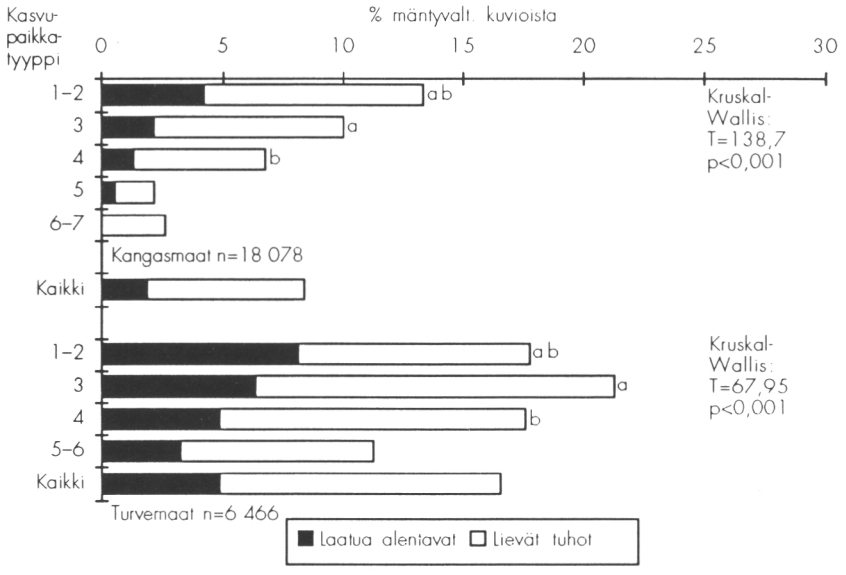
Taulukko 3. *Versosurmatuhot eri tavoin perustetuissa kangas- ja turvemaiden mäntyvaltaisissa metsiköissä.*

	Osuus mäntyvaltaisista metsiköistä, %			Näytealoja, kpl
	Ei tuhoa	Lievä	Laatua alentava	
Kangasmaat				
Luontaisesti uudistetut	89,4	8,7	1,9	11 606
Viljelymetsiköt	95,6	2,8	1,7	6 472
Turvemaat				
Luontaisesti uudistetut	82,7	12,3	5,0	5 968
Viljelymetsiköt	92,0	4,6	3,4	498

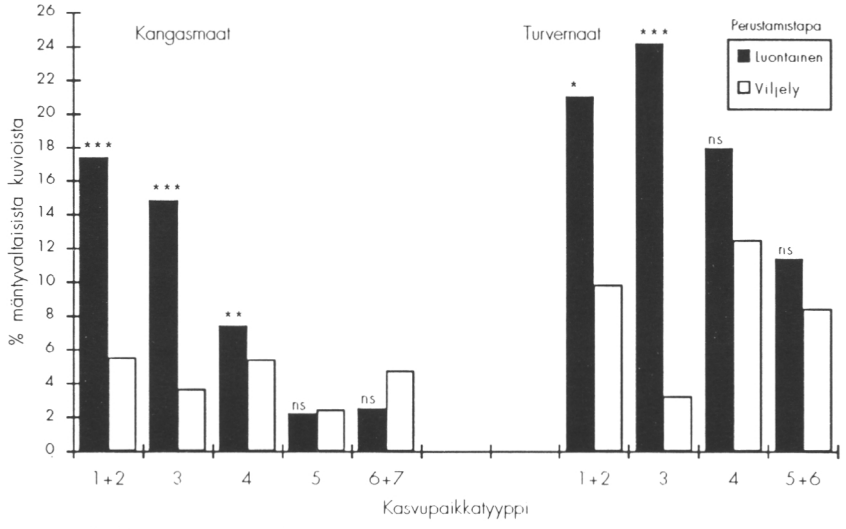
Kruskal-Wallis- testi: Kangasmaat $T= 201{,}109$, $p < 0{,}001$; Turvemaat $T= 27{,}330$, $p < 0{,}001$

reittaisissa vertailuissa lehdot ja lehtomaiset kasvupaikat tai vastaavat eivät poikenneet tuoreista ja kuivahkoista kasvupaikoista, mutta muuten viljavuusluokat poikkesivat tilastollisesti merkitsevästi toisistaan sekä kangas- että turvemailla.

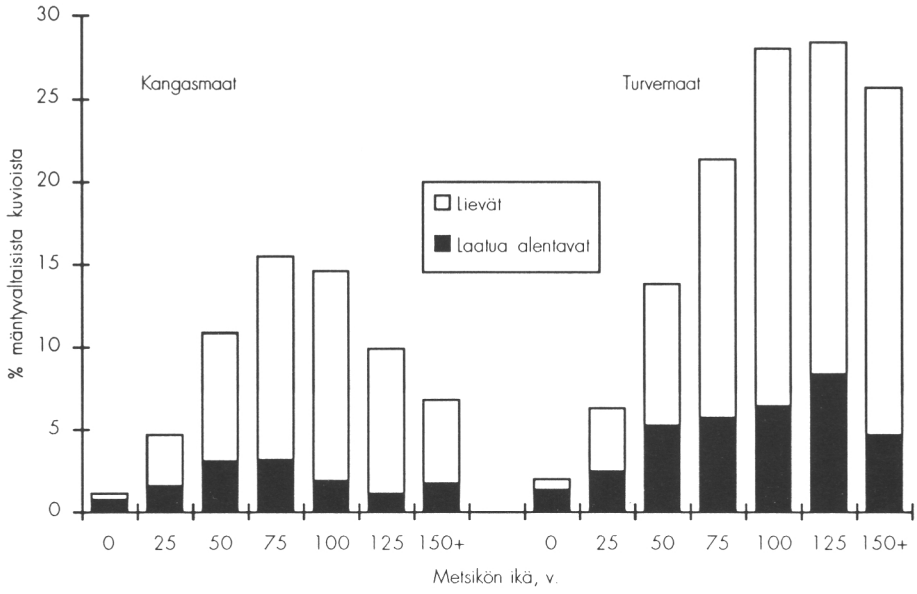
Soiden kuivatusasteen kasvaessa li-



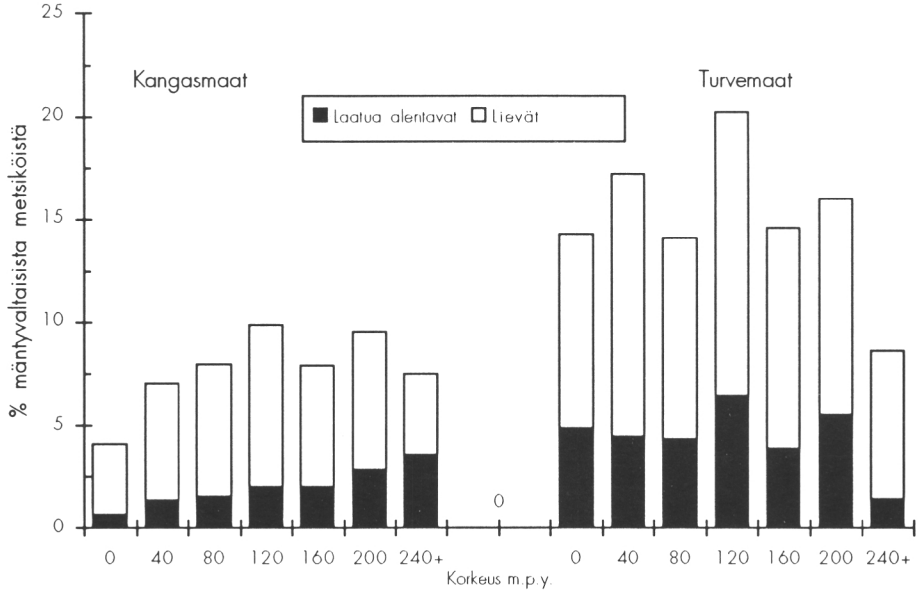
Kuva 5. *Versosurmatuhojen osuus VMI8:n mäntyvaltaisilla kuvioilla kangas- ja turvemailla kasvupaikkatyypeittäin. Samalla kirjaimella merkityt kasvupaikat eivät poikkea tilastollisesti merkitsevästi toisistaan. Kasvupaikkatyypit: 1: Lehdot, lettosuot ja lehtoturvekankaat, 2: lehtomaiset kankaat, ruohoiset suot ja turvekankaat, 3: tuoreet kankaat ja suursaraiset sekä mustikkaiset suot ja turvekankaat, 4: kuivahkot kankaat ja piensaraiset sekä puolukkaiset suot ja turvekankaat, 5: kuivat kankaat ja tupasvillaiset sekä isovarpuiset suot ja turvekankaat, 6: karukkokankaat ja rahkaiset suot sekä turvekankaat, 7: kalliomaat ja hietikot.*



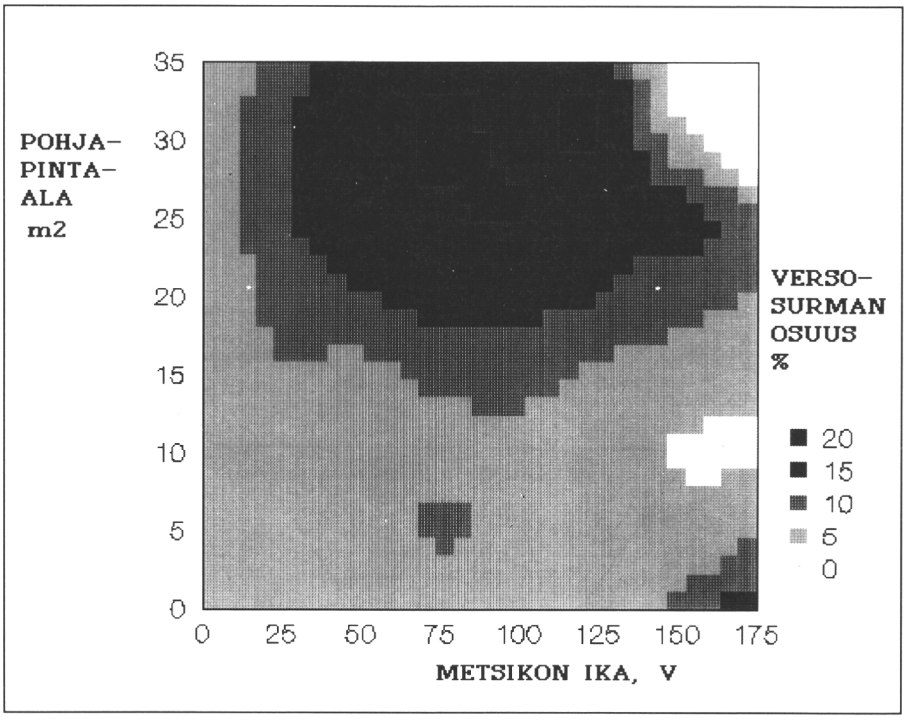
Kuva 6. *Versosurman yleisyys perustamistavan mukaan ja kasvupaikkatyypeittäin kangas- ja turvemailla. Kasvupaikkatyypit, kts. kuva 5. Luontaisten ja viljeltyjen metsiköiden eron tilastollinen merkitsevyys osoitettu pylväiden kohdalla.*

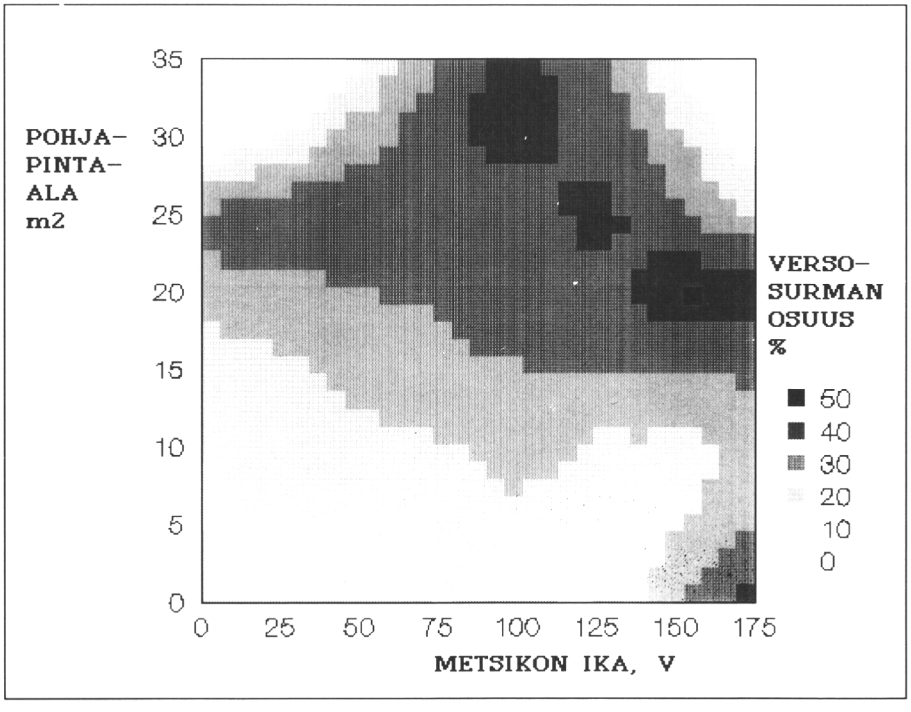


Kuva 7. *Versosurman osuus VMI8:n mäntyvaltaisilla kuvioilla eri ikäluokissa kangas- ja turvemailla.*



Kuva 9. *Versosurman osuus VMI8:n eri korkeuksilla sijaitsevilla mäntyvaltaisilla näytealoilla vuosina 1986–1992.*





Kuva 8. *Versosurmaisten männiköiden osuus ikäluokittain ja pohjapinta-alaluokittain* **a)** *kangasmailla ja* **b)** *turvemailla.*

sääntyi myös versosurmaisten männiköiden osuus. Mäntyvaltaisilla turvekankailla 21,4 % näytealoista oli taudin vaivaamia, muuttumilla 16,6 %, äskettäin ojitetuilla soilla 12,4 % ja luonnontilaisilla soilla 11,1 %. Erot näiden ryhmien välillä olivat tilastollisesti merkitseviä (t = 40,89) lukuunottamatta luonnontilaisten ja äskettäin ojitettujen soiden välistä eroa. Turvekankailla tautia esiintyi erittäin merkitsevästi enemmän kuin kaikissa muissa em. ryhmissä. Turvekankailla tauti oli hyvin yleinen (22–26 % näytealoista) kuivia kasvupaikkoja vastaavilla tyypeillä.

Tauti oli yleisempi luontaisesti kuin viljelemällä uudistetuissa metsiköissä. Ero oli tilastollisesti merkitsevä sekä kangas- että turvemailla. Lievien tuhojen suurehko osuus luontaisesti uudistuneissa metsissä oli merkittävin eroihin vaikuttanut seikka (taulukko 3). Kasvupaikkatyypeittäin tarkasteltuna eroa luontaisten ja viljeltyjen metsiköiden tautisuudessa ilmeni vain viljavimmilla tyypeillä. Versosurmaa esiintyi runsaimmin luontaisesti uudistuneilla viljavilla soilla. Karuilla ja kivisillä kangasmaiden kasvupaikoilla tautia esiintyi runsaammin viljelemällä perustetuissa kuin luontaisesti syntyneissä metsiköissä (kuva 6).

Noin 70–80-vuotiaat männiköt olivat kangasmailla altteimpia taudille tässä aineistossa, versosurmaisten näytealojen osuuden ollessa 15,5 %. Turvemailla taudin esiintymisen huippukohta sijoittui vanhempiin, 120–130-vuotiaisiin metsiköihin (28,4 % versosurmaisia) (kuva 7). Metsikön tiheydellä (pohjapinta-alana ilmaistuna) oli myös selvä vaikutus taudin runsauteen. Kangasmailla tauti keskittyi tiheisiin metsiköihin, kun taas turvemailla tautia oli runsaasti myös vanhoissa, avoimissa metsiköissä (kuvat 8a ja 8b).

Versosurmatuhot eivät olleet yleisimpiä korkealla sijaitsevissa metsiköissä, vaikka erityisesti kangasmailla metsikön laatua alentavien, ns. todettavien tuhojen osuus lisääntyi korkeuden kasvaessa (kuva 9). Kangasmailla tuhoja tavattiin erittäin merkitsevästi vähemmän matalalla (alle 40 m) sijainneissa metsiköissä kuin kaikissa muissa, lukuunottamatta luokkaa " yli 240 m". Luokassa "120–160 m" oli tautia enemmän kuin luokissa "40–80 m" ja "160–200 m". Turvemailla luokkien välisiä eroja esiintyi vähemmän.

Taudin esiintymiseen vaikuttavien tekijöiden tärkeysjärjestystä tutkittiin myös regressiomallien avulla. Toistaiseksi tehtyjen mallien selitysasteet ovat vaatimattomia (R^2 enimmillään 7,99 %). Turve- ja kangasmaiden erottaminen havaittiin kuitenkin tärkeäksi. Kangasmaiden mallissa tärkeitä muuttujia ovat pohjapinta-ala, lämpösumma (tai korkeus), metsikön ikä, kasvupaikkatyyppi ja männyn pohjapinta-ala.

Tuhojen vaikutus vuotuisen elinvoimaisuusseurannan tuloksiin vuosina 1989–1993

Harsuuntumisen lisääntyessä lisääntyivät myös puihin kohdistuneet tuhot. Erityisen selvästi lisääntyivät sellaiset tuhot, jotka voivat vähentää puiden kasvua tai heikentää puun laatua (tuhon asteet 2–3). Esim. männyllä harsuuntumisluokassa 0–10 % tällaisten tuhojen osuus oli 6,7 %, mutta harsuuntumisluokassa 61–100 % jo 90,2 % Kaikkien tuhojen osuudet harsuuntumisluokittain ja tuhonaiheuttajaryhmittäin esitetään taulukossa 4. Vaikka ilmiöillä on selvästi yhteisesiintymistä, eivät tuhonaiheuttajien osuudet poikkea tilastollisesti merkitsevästi toisistaan eri harsuuntumisluokissa. Vakavista (aste yli 2) tuhoista huomattiin tuntemattomien tekijöiden ja ns.

monituhojen, kuusella lisäksi abioottisten sekä sienituhojen, osuuden lisääntyvän harsuuntumisluokan kasvaessa.

Sekä tuhonaiheuttajien yleisyys että harsuuntumiskeskiarvot tuhopuissa vaihtelivat vuosittain (kts. esimerkiksi sieni- ja hyönteistuhot männyllä). Harsuuntuminen oli suurinta muutamissa 'monituhoista' kärsineissä puissa sekä tunnistamattomien tai abioottisten tekijöiden vaivaamissa puissa (taulukko 5).

Noin viidesosassa harsuuntumiskohdepuita havaittiin jokin mekaaninen vioitus latvuksessa tai rungossa. Vauriot olivat kuitenkin yleensä lieviä. Mekaanisia vaurioita esiintyi eri vuosina männyllä 12–20 %:ssa puista ja kuusella 19–22 %:ssa. Vähintään kasvua vähentäviä tai puutavaran laatua alentavia mekaanisia tuhoja (asteet 2 ja 3) oli vastaavasti männyllä 3,3–5,0 %:ssa ja kuusella 4,2–8,9 %:ssa. Esimerkiksi v. 1993 eri asteisia mekaanisia vaurioita oli 385 männyssä. Yleisimmät vaurion aiheuttajat olivat kilpailu (330 puuta), tervasroso (23 puuta), lumi ja korjuuvauriot (molemmat 13 puuta). Kuusista oli vioittunut 263 kpl v. 1993. Kilpailu oli kuusellakin yleisin tuhonaiheuttaja (229 puuta), 29 puussa oli korjuuvaurioita ja viidessä lumituhoja. Vähintään 'vaurioita jättävissä tuhoissa' (aste yli 2) olivat aiheuttajien osuudet samanlaiset kuin lievemmissäkin tuhoissa.

Vuonna 1992 havaittiin jonkin tunnetun tuhon lisänneen männyn harsuuntumista 42 %:ssa (811 kpl) ja kuusen harsuuntumista 34 %:ssa (414 kpl) harsuuntumiskohdepuita. Kilpailu heikensi männyn kuntoa 301 puussa, sienet 275:ssa ja hyönteiset 122:ssa puussa. Versosurma oli syynä harsuuntumiseen lisääntymiseen 243 puussa (12,7 %:ssa) ja ytimennävertäjät 99 puussa (5 %:ssa). Myös kuusella kilpailu oli yleisin harsuuntumista lisännyt syy (225 puuta), muita syitä olivat metsikön ikääntymisestä johtuva monituhoisuus ja sienitaudit (54 ja 24 puuta). Jos latvuskilpailun vaikutus jätetään huomioimatta, olisi jokin tunnettu tuho välittömästi lisännyt harsuuntumista männyllä 26,7 %:ssa ja kuusella 15,5 %:ssa puita.

Verrattaessa samalla kasvupaikalla kasvaneita tuhoista vapaita ja tuhonalaisia puita, huomattiin abioottisten tuhojen lisänneen harsuuntumista kuusella joka vuosi ja männyllä lähes joka vuosi (taulukko 6). Eri vuosina ovat varsin erilaiset tuhot aiheuttamassa harsuuntumisen lisääntymistä. Männyllä tulevat näkyviin myös tervasroso yhtenä vuonna ja kilpailu kahtena, vaikka näiden tekijöiden vaikutus pitäisi vähentää harsuuntumisarviota tehtäessä.

Tuhot vaikuttavat myös harsuuntumisen muutoksiin eri vuosien välillä. Yleensä harsuuntuminen lisääntyi tuhon asteen kasvaessa. Tuhon asteen pysyessä ennallaan harsuuntuminen lisääntyi vain hiukan. Harsuuntuminen lisääntyi sitä enemmän mitä vakavammasta tuhosta oli kysymys. Kunnoltaan heikentyneissä puissa oli yleensä vähiten terveitä, tuhoista vapaita puita (taulukko 7). Poikkeuksellisen paljon tuhoja yli 20% heikentyneissä puissa oli kuusella v. 1990. Tuolloin abioottisia tuhoja tavattiin poikkeuksellisen paljon, 18,4 %:ssa ko. muutosluokan kuusista. Vuosina 1991 ja 1993 kuusella oli taas runsaasti tuhoja niissä puissa, joiden kunto oli parantunut yli 20 %. Molempina em. vuosina abioottisten tuhojen osuus oli suuri tässä luokassa, 37 %. Männyllä tuhoja oli yli 20 % heikentyneissä puissa poikkeuksellisen paljon v. 1990. Ilmiö selittynee tunnistamattomien tuhojen suurella osuudella (23,8 % heikentyneistä puista).

Taulukko 4. *Tuhonaiheuttajaryhmien osuudet harsuuntumisluokittain männyllä ja kuusella. Mukaan on otettu ne puut, joiden harsuuntuminen arvioitiin vuosittain 1989–1993. Männyllä, n = 1 910 ja kuusella n = 1 203.*

Mänty Harsuuntumisluokka, %	Ei tuhoa	Osuus harsuuntumisluokan puista, % Tuntematon	Abioottiset	Bioottiset	Muut
0-20	51,2	5,1	4,0	22,4	17,3
21-40	23,0	16,5	13,2	35,3	12,1
41-60	12,7	32,9	11,4	40,5	2,5
61-100	9,5	9,5	4,8	76,2	0,0
Kuusi Harsuuntumisluokka, %	Ei tuhoa	Osuus harsuuntumisluokan puista, % Tuntematon	Abioottiset	Bioottiset	Muut
0-20	56,6	6,2	4,7	7,8	24,7
21-40	33,5	30,4	10,0	8,7	17,5
41-60	12,9	50,1	19,3	6,9	10,8
61-100	7,5	49,3	27,3	8,8	7,0

Taulukko 5. *Harsuuntumisen keskiarvo (prosentteina) eri vuosina tuhonaiheuttajaryhmittäin vuotuisen seurannan näytealoilla männyllä ja kuusella. Mukaan otettu ne puut, joiden harsuuntuminen arvioitiin vuosittain 1989–1993. Männyllä n=1 910 ja kuusella n=1 203.*

Tuhonaiheuttaja-ryhmä	1989 Hars,%	n	1990 Hars,%	n	1991 Hars,%	n	1992 Hars,%	n	1993 Hars,%	n
Mänty										
Ei tuhoa	7,4	762	6,9	953	6,5	1003	7,3	902	7,6	857
Tuntematon	14,2	133	16,0	133	14,2	119	10,0	123	13,8	679
Abioottiset	10,4	180	13,9	82	17,1	53	14,2	50	20,9	86
Kilpailu	8,7	219	7,9	284	7,0	343	7,6	301	8,2	327
Korjuu	10,9	17	9,7	15	11,2	13	15,0	8	11,8	19
Nisäkkäät	6,8	33	8,2	31	9,5	20	16,7	61	2,0	10
Hyönteiset	10,7	224	11,3	164	11,1	92	11,4	143	10,3	207
Sienet	11,1	326	11,2	231	9,6	85	10,5	349	13,5	290
Monituho	57,5	83	7,4	17	39,8	21	33,9	28	31,3	35
Kuusi										
Ei tuhoa	14,4	433	10,0	429	11,4	501	14,6	648	13,7	588
Tuntematon	33,2	235	36,1	302	39,9	255	28,8	128	29,4	102
Abioottiset	25,0	73	30,9	68	27,7	67	37,8	94	33,3	169
Kilpailu	13,6	204	13,7	220	15,5	194	13,4	226	14,6	227
Korjuu	16,1	27	15,7	30	20,3	32	27,5	20	16,7	29
Nisäkkäät	25,0	1	–	0	–	0	–	0	15,0	2
Hyönteiset	19,6	13	30,7	7	7,5	4	30,0	2	15,0	2
Sienet	22,3	198	15,0	96	12,8	69	34,0	31	21,1	33
Monituho	58,3	12	47,9	49	43,2	73	52,0	54	46,0	51

Taulukko 6. *Joidenkin tunnistettujen tuhojen aiheuttama harsuuntumisen lisäys männyllä ja kuusella verrattuna samojen näytealojen terveisiin puihin vuosina 1989–1993. Vain t-testin mukaan tilastollisesti merkitsevät erot.*

Tuho	Vuosi	Harsuuntuminen terveillä puilla, %	Tuhon aiheuttama lisäys, %	p	Näytealoja, kpl
Mänty					
Versosurma	1990	6,6	5,3	0,000	52
	1992	7,8	2,0	0,048	66
	1993	9,4	4,7	0,010	59
Tervasroso	1993	6,7	10,4	0,020	18
Muu sieni	1989	7,4	2,4	0,029	24
Hyönteiset	1990	6,9	2,6	0,005	57
Abioottiset	1990	6,9	8,4	0,001	25
	1991	5,5	9,4	0,000	20
	1992	6,0	5,6	0,006	21
	1993	7,2	8,4	0,000	34
Kilpailu	1990	6,8	1,4	0,031	98
	1991	6,5	1,4	0,006	104
Kuusi					
Muu sieni	1990	10,9	5,0	0,008	25
	1992	10,3	4,6	0,021	22
Abioottiset	1989	14,3	13,0	0,023	14
	1990	9,6	14,6	0,002	21
	1991	9,4	9,8	0,013	18
	1992	10,3	4,6	0,025	24
	1993	12,9	8,4	0,050	23
Korjuu	1991	13,4	7,3	0,019	18
	1992	11,3	14,0	0,039	13

Taulukko 7. *Terveiden puiden osuuden ja harsuuntumisen muutoksen suhteet vuotuisen seurannan aineistossa männyllä (n = 1 908) ja kuusella (n = 1 202). Negatiivinen muutos tarkoittaa puiden kunnon heikkenemistä (harsuuntumisen lisääntymistä).*

Puulaji	Vuosi	Terveitä puita % muutosluokassa Harsuuntumisen muutos edellisestä vuodesta, % -21>	-10-20	0	+10-20	+21>
Mänty	1990	14,3	35,6	55,6	38,8	34,5
	1991	36,4	50,4	63,5	59,5	56,8
	1992	32,3	31,9	52,5	34,9	50,0
	1993	23,7	33,0	51,0	37,9	55,6
Kuusi	1990	7,9	20,9	40,0	35,7	55,6
	1991	36,4	30,2	48,2	35,5	18,5
	1992	34,5	45,7	59,2	48,8	55,8
	1993	42,4	40,3	55,5	45,7	29,6

Tulosten tarkastelu

Valtakunnan metsien inventoinnin aineisto antaa mahdollisuuden monipuoliseen tuhojen tarkasteluun ja tuhojen esiintymisen arviot ovat otoksen koon puolesta varsin luotettavia. Tuhojen tarkastelu on tehty silmävaraisesti ja tarvittaessa kiikaria apuna käyttäen. Kaikki metsikön tilaan tai kehitykseen vaikuttavat tuhot on pyritty huomioimaan. Tuhoinventointi liittyy osana muun aineiston keruuseen. Tuhojen aiheuttajista on osa jäänyt tunnistamatta, mutta kaikista tuhoista on tiedossa ilmiasu ja vakavuusaste. Metsikköä kohti on huomioitu vain metsikön tilan tai tulevaisuuden kannalta merkittävin tuho. Näin mahdollinen toinen, lievempi tuho, esim. neulas- ja lehtikato tai värivika, on jäänyt merkitsemättä. Kuitenkin taloudellisesti merkittävät tuhot tulevat ilmeisen hyvin huomioiduiksi, kuten versosurmaesimerkki osoittaa. Ryhmänjohtajien motivointi ja koulutus ovat avainasemassa, jos tuloksia halutaan vielä parantaa.

Tuhojen havaitsemisen ja tunnistamisen lisäksi inventoinnin suorittaminen eri alueilla eri vuosina on ongelma erityisesti epideemisesti esiintyvien tuhojen, kuten versosurman havainnoimisessa. Uusi tautiepidemia tuli näkyviin v. 1988, joten vuosina 1986–1987 inventoiduilla alueilla olisi luultavasti löydetty uusia tuhokeskittymiä myöhemmin tehdyssä inventoinnissa. Inventointikierron nopeuttaminen ja pysyvien näytealojen integroiminen näytealaverkkoon helpottavat ongelmaa.

Useat metsikkö- ja ympäristötekijät voivat altistaa mäntyjä versosurmataudille. Kaikkia vaikuttavia tekijöitä ei kuitenkaan voida selvittää pelkästään VMI:n aineiston avulla. Esimerkiksi kasvupaikalle sopimattomien alkuperien viljely lienee tärkeimpiä taudille altistavia tekijöitä (Dietrichson 1978, Roll-Hansen 1972). Mäntyjen ollessa paikallista alkuperää vaikuttavat ilmastotekijät ja kasvupaikan olosuhteet taudin ajalliseen ja paikalliseen esiintymiseen. Useiden laaja-alaisten epidemioiden mainitaan alka-

neen pilvisten, sateisten ja kylmien kasvukausien jälkeen (Aalto-Kallonen ja Kurkela 1985, Uotila 1988), vaikka yksityiskohtaisia tutkimuksia on hyvin vähän. Myös pakkasvaurioita on pidetty tärkeinä altistavina tekijöinä (Dietrichson 1968). Edellä mainittuja, pääasiassa taudin ajalliseen esiintymiseen liittyviä tekijöitä selvitetään erillisessä tutkimuksessa taudin pahiten vaivaamilla alueilla sääasemien läheisyydessä.

Laaksot, pohjoisrinteet ja maaston syvänteet ovat versosurmalle alttiita paikkoja (Dorworth 1974, Uotila 1988, Sairanen 1990). Maaston korkeus ei suoraan näytä selittävän taudin runsautta, vaikka esim. Kohh (1966) mainitsee tautia esiintyneen runsaimmin Pohjois-Ruotsissa korkeilla ja karuilla kasvupaikoilla. Hienojen lajitteiden suuri osuus maassa voi altistaa mäntyjä monille tuhoille, mm. versosurmalle (Lähde 1974). VMI:n kertainventoinnin aineistosta valitettavasti puuttuu tarkennettu topografia- ja maaperätieto, joten näiden seikkojen vaikutusta tutkitaan erikseen. Myös maaston korkeusmallin käyttömahdollisuus parantaisi analysointituloksia. Lannoitus on ainakin turvemailla lisännyt tautialttiutta (Vasander ja Lindholm 1985), mutta kangasmetsien tulokset eivät ole yhtä selviä. Suometsien suurempi tautialttius ei johtune yksistään soiden epäedullisesta pienilmastosta, koska tautia esiintyi huomattavasti enemmän turvekankailla kuin luonnontilaisilla soilla. Kaliumin puute turvemailla on myös yksi mahdollinen selitys.

Tässä tutkimuksessa havaittiin kangasmetsissä selvä yhteys kasvupaikan viljavuuden ja versosurmaisuuden välillä. Valitettavasti laajoja maastoselvityksiä taudista ei ole ennen tehty lukuunottamatta Sairasen (1990) tutkimusta Keski-Suomen tautialueilla. Sairasen tutkimuksessa ei kuitenkaan saatu korrelaatiota taudin esiintymisen ja maaperän viljavuuden välillä.

Mäntyjen alttius lisääntyy myös varjostuksen kasvaessa (Read 1968, Butin ja Hackelberg 1978), ja tämä tekijä yhdessä taudille suotuisan mikroilmaston kanssa voi olla syynä myös tiheiden metsiköiden lisääntyneeseen tautiriskiin (Kallio ym. 1985, Niemelä ym. 1992). Myös tässä työssä tautiriski lisääntyi tiheissä metsiköissä ainakin kangasmailla. Tosin Kallion ym. (1985) tutkimissa keskisuomalaisissa metsissä tiheimmissä metsiköissä oli myös runsaimmin toipumiskykyisiä puita.

Versosurmaa huomattiin esiintyvän enemmän luontaisesti kuin viljelmällä uudistetuissa metsissä, mikä on vastoin aiempia käsityksiä. Mm. Kallion ym. (1985) tutkimuksessa havaittiin ainakin nuorissa ikäluokissa tautia enemmän viljelemällä perustetuissa kuin luontaisesti uudistuneissa metsiköissä. Tässä tutkimuksessa metsiköiden laatua alentavien tuhojen esiintymisessä ei juuri ollut eroa eri perustamistapojen välillä. Lievät tuhot turvemaiden luontaisesti uudistuneissa metsissä olivat keskeinen perustamistapojen väliseen eroon vaikuttanut tekijä. Määritysvirheet em. lievien tuhojen kohdalla lienevät myös mahdollisia, vaikkei sellaisista saatu näyttöä uudelleen tarkastetun aineiston perusteella. Myös perustamistavan määritys vanhoissa metsissä on hankalaa, ja siten vanhimpia metsiköitä on saatettu merkitä luontaisesti uudistuneiksi.

Myös ilman epäpuhtauksien on arveltu altistavan puita versosurmalle. Suoria yhteyksiä on ollut vaikea löytää (Bragg ja Manion 1984). Emäskationien puutteen on kuitenkin havaittu altistavan männyntaimia taudille (Ylimartimo 1991), ja tällainen puute voi olla seurausta mm. huuhtoutumisesta maan happamoitumisen johdosta. Ylimartimon (1991) mukaan kaliumin ja magnesiumin puutteen lisäksi myös

varjostus altisti taimia taudille. VMI:n aineiston perusteella tutkitaan myös epäpuhtauksien vaikutusta taudin alueelliseen esiintymiseen liittämällä mallitetut rikki- ja typpilaskeumat aineistoon. Sama koskee maaperän fysikaalisia ja kemiallisia tunnuksia. Harin ym. (1991) havaintojen mukaan maaperän geokemialla (ravinteiden huuhtoutumisella) ja taudin esiintymisellä saattaa olla jotakin yhteyttä.

Vuotuisen seurannan aineistolla ei sen pienuuden ja otoksen (vain vallitsevat puut) vuoksi ole käyttöä tuhojen esiintymisen seurannassa. Sen sijaan sen avulla voidaan yrittää selvittää, missä määrin tuhot vaikuttavat elinvoiman muutoksiin. Vuonna 1992 havaittu tuhojen aiheuttama harsuuntumisen lisäys oli selvästi yleisempää kuin maan eteläosasta aiemmin havaittu (Nevalainen ja Yli-Kojola 1990), jolloin vain noin 8 %:ssa puita havaittiin jokin harsuuntumisastetta välittömästi nostava tuho. Pohjois-Suomessa tällaisia, nimenomaan abioottisia tuhoja esiintyikin runsaasti tässä tutkimuksessa. Tuhoilla voi olla huomattava merkitys yksittäisten, voimakkaasti harsuuntuneiden puiden elinvoimaan. Männyllä korostuvat harsuuntuneissa puissa bioottisten tuhojen suuri osuus ja kuusella vastaavasti tunnistamattomien tuhojen osuus. Voimakkaasti harsuuntuneita puita on vähän, joten on tilastollisesti merkitseviä eroja tuholaislajistossa eri harsuuntumisluokkien kesken on vaikea osoittaa. Samasta syystä tuhojen merkitys alueellisella tasolla on yleensä vähäinen. Aiempiin, vuosia 1986–1990 koskeviin tietoihin (Jukola-Sulonen ym. 1991) verrattuna ovat harsuuntuneilla kuusilla lisääntyneet abioottiset ja männyillä bioottiset syyt. Harsuuntumisen keskiarvo on suuri (ikääntymisestä johtuvan ns. monituhon lisäksi) myös niissä puissa, joissa tuhoa aiheutti jokin tuntematon tekijä. Vain pienessä osassa harsuuntumiskohdepuita (noin 5 %) on vakava, pysyväisluonteinen mekaaninen vaurio, joten nämä puut eivät paljon vaikuttane elinvoimakartoituksen tuloksiin.

Puut reagoivat usein lievään stressiin siten että tiettyjä kasvinosia (silmuja, oksia, osanhaaroja, juurten kärkiä) kuolee progressiivisesti ("dieback phase"). Puut toipuvat usein stressivaikutuksen loputtua. Kasvupaikan olosuhteet, puiden korkea ikä tai sekundaaristen tuholaisten iskeytyminen saattaa johtaa puun elinvoiman heikkenemiseen niin paljon, että toipuminen on epätodennäköistä ("decline phase") (Houston 1984, Loehle 1988). Metsien rappeutuminen on hidas prosessi ja nopeat vaihtelut metsien kunnossa ovatkin usein abioottisten tai bioottisten tuhojen aiheuttamia (Strelezki 1985, Roloff 1985, Hütte 1986, Innes ym. 1986, Keane ym. 1989). Metsien kuntoon vaikuttavat eri vuosina eri tuhot, jotka voivat äkillisesti lisätä jonkin alueen harsuuntumista. Siksi tuhojen kartoituksen pitää jatkossakin olla osa puiden vuotuista elinvoimakartoitusta.

Bioottisten tai abioottisten metsätuhojen seurannalla voi olla useita muitakin tehtäviä. Systemaattisesti kerätyn aineiston avulla voidaan avainlajien esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä analysoimalla päästä yksityiskohtaisiin hypoteeseihin, joita voidaan tutkia kokeellisesti. Pitkällä tähtäyksellä systemaattisella tuhokartoituksella on tärkeä tehtävä selvitettäessä ihmisen toimien mahdollista vaikutusta epätasapainoisten isäntä-tuholaissuhteiden syntymiseen (esim. von Weissenberg 1990).

Kirjallisuus

Aalto-Kallonen, T. & Kurkela, T. 1985. Gremmeniella disease and site factors affecting the condition and growth of Scots pine. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 126. 28 s.

Berryman, A. 1986. Forest insects. Principles and practice of population management. Plenum Press. 279 s.

Bragg, R.J. & Manion, P.D. 1984. Evaluation of possible effects of acid rain on Scleroderris canker of red pine in New York. Manion, P.D. (toim.). Scleroderris canker of conifers. Nijhoff/Junk Publ. 130–141.

Butin, H. & Hackelberg, L. 1978. Über den Verlauf einer Scleroderris lagerbergii- Epidemie in einem Schwarzkiefernbestand. European Journal of Forest Pathology 8: 369–379.

Dietrichson, J. 1968. Provenance and resistance to Scleroderris lagerbergii Gremmen (Crumenula abietina lagerb.). The international Scots pine provenance experiment of 1938 at Matrand. Meddelser fra det Norske Skogforsöksvesen 25: 398–410.

Dorworth, C.E. 1974. Epiphytology of Scleroderris lagerbergii in a kettle frost pocket. European Journal of Forest Pathology 3: 232–242.

Hari, P., Björklund, A., Rita, H. & Ylimartimo, A. 1991. Relation between till geochemistry and the occurrence of scleroderris canker in Finland. Geological Survey of Finland, Special Paper 9: 169–175.

Houston, D.R. 1984. Stress related to diseases. Arboricultural Journal 8: 137–149.

Hütte, P. 1986. Vom Waldsterben berohte Wälder Polens. Allgemeine Forstzeitung 33: 818–822.

Innes, J.L., Boswell, R., Binns, W.O., & Redfern, D.B. 1986. Forest health and air pollution, 1986 survey. Great Britain Forestry Commission, Research and Development Paper 150. 5 s.

Instruktion för fältarbetet vid riksskogstaxeringen år 1984. Sveriges Lantbruksuniversitet, Institut för Skogstaxering, Umeå.

Jahresbericht über die Forstwirtschaft in Österreich 1986. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.

Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K., Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1987. Havupuiden elinvoimaisuus Suomessa vuosina 1985–86. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 256. 92 s.

Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. Vitality of conifers in Finland, 1986-88. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 523–560.

Jukola-Sulonen, E-L., Lindgren, M. & Salemaa, M. 1991. Forest condition in Finland 1986-1990. Metsäntutkimuslaitos. Moniste. 31 s.

Kallio, T., Häkkinen, R. & Heinonen, J. 1985. An outbreak of Gremmeniella abietina in central Finland. European Journal of Forest Pathology 15: 216–223.

Keane, M., McCarthy, R. & Hogan, J. Forest health surveys in Ireland: 1987 and 1988 results. Irish Forestry 46 (1): 59–62.

Köhl, M. 1990. National inventories of endangered forests in Europe. State-of-the-art methodology of forest inventory: a symposium proceedings. USDA, General Technical Report PNW-GTR-263: 356–363.

Loehle, G. 1988. Forest decline: endogenous dynamics, tree defenses, and the elimination of spurious correlation. Vegetatio 77: 65–78.

Lähde, E. 1974. The effects of grain size distribution on the condition of

natural and artifical sapling stands of Scots pine. Communicationes Instituti Forestalis Fenniea 84 (3): 1–23.

Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests in the ECE-Region (1988)

Nevalainen, S. & Yli- Kojola, H. 1990. The occurrence of abiotic and biotic damage and its relation to defoliation (needle loss) of conifers in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P. , Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 561–582

Niemelä, P., Lindgren, M. & Uotila, A. 1992. The effect of stand density on the susceptibility of Pinus sylvestris to Gremmeniella abietina. Scandinavian Journal of Forest Research 7: 129–133.

Read, D.J. 1968. Some aspects of the relationship between shade and fungal pathogenity in an epidemic disease of pines. New Phytologist 67: 39–48.

Roll-Hansen, F. 1972. Scleroderris lagerbergii: Recistance and differences in attack between pine species and provenances. European Journal of Forest Pathology 2: 26–39.

Roloff, A. 1985. Untersuchungen zum vorzeitigen Laubfall und zur Diagnose von Trockenschäden in Buchenbeständen. Allgemeine Forstzeitung 40: 157

Sairanen, A. 1990. Site characteristics of Scots pine stands infected by Gremmeniella abietina in Central Finland. I. Mineral soil sites. Acta Forestalia Fennica 216. 27 p.

Schläpfer, R. & Hämmerli, F. 1990. Das "Waldsterben" in der Schweiz aus heutiger Sicht. Scweizerische Zeitschrift für Forstwesen 141 (3): 163–188.

Strelezki, H-W. 1985. Ergebnisse der Waldschadenserhebung 1984 in Niedersachsen. Allgemeine Forstzeitung 8:169–172

Uotila, A. 1988. Ilmastotekijöiden vaikutus männynversosyöpätuhoihin. Summary: The effect of climatic factors on the occurrence of Scleroderris canker. Folia Forestalia 721. 23 s.

Valtakunnan metsien 8. inventointi. 1991. Maastotyön ohjeet. Metsäntutkimuslaitos. Metsien käytön tutkimusosasto.

Vasander, H. & Lindholm, T. 1985. Männynversosyöpätuhot Laaviosuon jatkolannoituskoealueella. Suo 36 (4–5): 85–94.

von Weissenberg, K. 1990. Värd-parasitförhållanden i skogliga ekosystem; en litteraturstudie. Silva Fennica 24 (1): 129–139.

Yli-Kojola, H. 1994. Tuhojen esiintyminen Etelä-Suomen metsissä VMI:n tulosten mukaan. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Elomaa, S. (toim.). Metsien elinvoimaisuus, Metsäntutkimuspäivä Vantaalla 1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492: 17–22.

Ylimartimo, A. 1991. Effects of foliar nitrogen, potassium and magnesium concentrations on the resistance of Scots pine seedlings to Scleroderris canker infection. European Journal of Forest Pathology 21: 414–423.

Havupuiden epifyyttijäkälät ympäristöindikaattoreina

Eeva-Liisa Jukola-Sulonen ja Jari Kleemola

Johdanto

Epifyyttijäkäliä on käytetty ilmansaasteindikaattoreina jo vuosisadan alusta lähtien (Vaarna 1934). Eri puolilta maailmaa tunnetaan ilmansaasteille, erityisesti rikkidioksidille herkkiä ja sitä kestäviä lajeja tai lajiryhmiä (Hultengren ym. 1991, Insarova ym. 1992). Epifyyttijäkäliä on tutkittu kokeellisesti (Holopainen ja Kärenlampi 1985) pistemäisten päästölähteiden ympäristöissä (Oksanen ym. 1990, Kauppi ja Halonen 1992) ja tausta-alueilla (Ahti ja Vitikainen 1974, Takala ja Olkkonen 1985) perusteellisemmin kuin mitään muuta ympäristöseurannassa käytettyä indikaattoria (Huckaby 1993). Epifyyttijäkälille on kehitetty päästölähteiden ympäristöön standardoitu kartoitusmenetelmä jäkälätilanteen selvittämiseksi (SFS 1990). Tausta-alueille on myös kehitetty edustavaa ja toistettavaa kartoitusta varten seurantajärjestelmiä (Westman 1986, Kuusinen ym. 1990, Olsson ja Gyllin 1993).

Suomessa tausta-alueiden epifyyttijäkälätutkimukselle ja pitkänajan seurannalle loi pohjan epifyyttijäkäläkartoitus (3 009 näytealaa), joka perustui systemaattiseen valtakunnan metsien 8. inventoinnin (VMI8) näytealaverkkoon (Kuusinen ym. 1990). Tässä kartoituksessa pysyvistä näytepuista inventoitiin 13 epifyyttijäkälälajin runsautta oksilla ja rungolla.

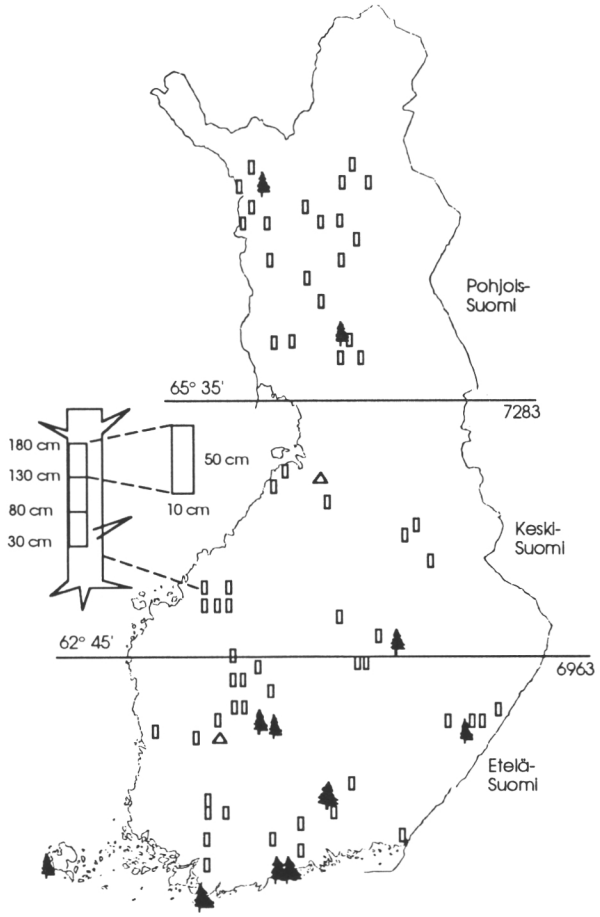
Tämän tutkimuksen tavoitteena oli epifyyttijäkälien esiintymiseen vaikuttavien tekijöiden selvittäminen ja menetelmien kehittäminen epifyyttijäkälien saasteherkkyyden arvioimiseksi.

Aineisto ja menetelmät

Tähän jäkälätutkimukseen otettiin vanhojen kariketutkimuksen näytealojen lisäksi VMI8 pysyvistä näytealoista ns. intensiivialat Ilmatieteen laitoksen laskeumanmittauspisteiden ja METLAn tutkimusasemien ympäristöistä. Aineistoon kuuluu kaikkiaan 89 näytealaa (kuva 1, taulukko 1). Näytealojen valinnassa käytettiin seuraavia kriteereitä: 1. metsikön ikä (alle 60, 60–90, yli 90 vuotta). 2. puulaji (mänty, kuusi). 3. kasvupaikka (mänty: VT, CT, CIT, kuusi: OMT, MT). Lisäksi edellytettiin, että näyteala sijaitsi kokonaan yhdellä metsikkökuviolla.

Jokaiselta näytealalta valittiin kolme keskimmäistä havupuuta tutkimuskohteeksi eli samat puut, jotka oli inventoitu VMI8 pysyvien näytealojen perustamisen yhteydessä (Kuusinen ym. 1990). Puun rungolle perustettiin kolme päällekkäistä 10 x 50 cm ruutua näytealan keskipisteen puoleiselle ja sen vastakkaiselle sivulle (kuva 1). Ruutujen alareunat olivat 0,3, 0,8 ja 1,3 m puun tyvipisteen yläpuolella.

Jäkäläkuvaukset tehtiin jokaiselta



Kuva 1. *Tutkimuskohteiden sijainti, seurantaruutujen sijoittelu rungolle ja tulosten esittämisessä käytetty aluejako sekä rajana käytetyt koordinaatit: Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomi. Symbolit: □ = VMI8 pysyvä kangasmaan näyteala, Δ = ylimääräinen näyteala ja "puu" = kariketutkimuksen näyteala.*

ruudulta, erikseen rungolta ja oksilta. Etelä-Suomessa kuvattiin erikseen kaikki oksat, Pohjois-Suomessa kutakin ruutua edustava oksa. Oksan tyven läpimitta mitattiin Etelä- ja Keski-Suomessa. Lehtimäisten jäkälälajien runsaus arvioitiin peittävyysprosentteina ja naavamaisten lajien yksilömäärinä.

Määritykset tehtiin kaikista lajeista. Maastotyön alkuvaiheessa tarkistettiin kunkin maastotyöntekijän lajinmääritys, ja epävarmoissa tapauksissa otettiin näyte ruutujen ulkopuolelta. Lajistollisena asiantuntijana toimi Mikko Kuusinen Helsingin yliopistosta.

Maastotyöryhmän, joita oli kaikkiaan neljä, muodostivat mittamies ja biologi. Jäkäläkuvaus kuului biologin tehtäviin. Maastotyöt tehtiin v. 1985 eteläisessä Suomessa ja v. 1986 Pohjois-Suomessa. Biologeina toimivat Elina Kuronen, Vanamo Salo ja Katariina Mäkelä v. 1985 ja Tiina Nieminen v. 1986. Maastoryhmät aloittivat

Taulukko 1. *Näytealojen sekä tutkittujen puiden määrät koko maassa sekä Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomessa ikäluokittain.*

	Etelä-Suomi				Keski-Suomi				Pohjois-Suomi				Koko Suomi			
	<60	60–90	>90	yht.	<60	60–90	>90	yht.	<60	60–90	>90	yht.	<60	60–90	>90	yht.
Näytealat																
VMI8-pysyvät																
Männiköt	3	8	5	16	6	3	0	9	2	11	3	16	11	22	8	41
Kuusikot	5	12	1	18	0	7	1	8	1	0	4	5	6	19	6	31
Karikealoja																
Männiköt	0	0	4	4	0	0	0	0	0	0	4	4	0	0	8	8
Kuusikot	0	0	4	4	0	1	0	1	0	0	2	2	0	1	6	7
Ylim. männ.	0	1	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	1	2
Puut																
Mäntyjä	9	27	27	63	18	9	3	30	6	31	20	57	33	67	50	150
Kuusia	15	36	15	66	0	24	3	27	1	0	17	18	16	60	35	111

työnsä v. 1985 heinäkuussa, kun pysyvät näytealat oli saatu perustetuiksi. Maastotyö kesti 3 kk. Epifyyttijäkälien lisäksi ryhmät mittasivat näytealalta latvuspeittävyyden, näytepuiden pituuden ja puiden elinvoimatunnuksia. Kerätty tieto koottiin tietokantaan (FoxPro).

Lajien peittävyydet ja lukumäärät muutettiin runsausasteikkoon 0–3 seuraavasti:

Runsaus	Peittävyys, %	Lukumäärä, kpl
0	alle 1	1
1	1–10	2–10
2	11–40	11–40
3	yli 40	yli 40

Tulokset laskettiin erikseen rungolta ja oksilta sekä molemmilta yhteensä. Yhteistulokset laskettiin kunkin puun ruutujen ja oksien keskimääräisinä runsausarvoina.

Tässä tutkimuksessa käytetyt diversiteetti-indeksit (lajiluku, Shannon-, Simpson-, Pielou- ja Whittaker-indeksit) on kuvattu yksityiskohtaisesti aiemmin (Jukola-Sulonen 1983). Saasteisuusindekseinä käytettiin kahta indeksityyppiä: IAP (Index of Atmospheric Purity) (LeBlanc ja DeSloover 1970) ja PSI (Pollution Sensitivity Index) (Olsson ja Gyllin 1993). Näitä indeksejä on kuvattu ja käytetty myös Suomessa (Kuusinen ym. 1990, EDC 1992)

Tulokset

Yleisyys

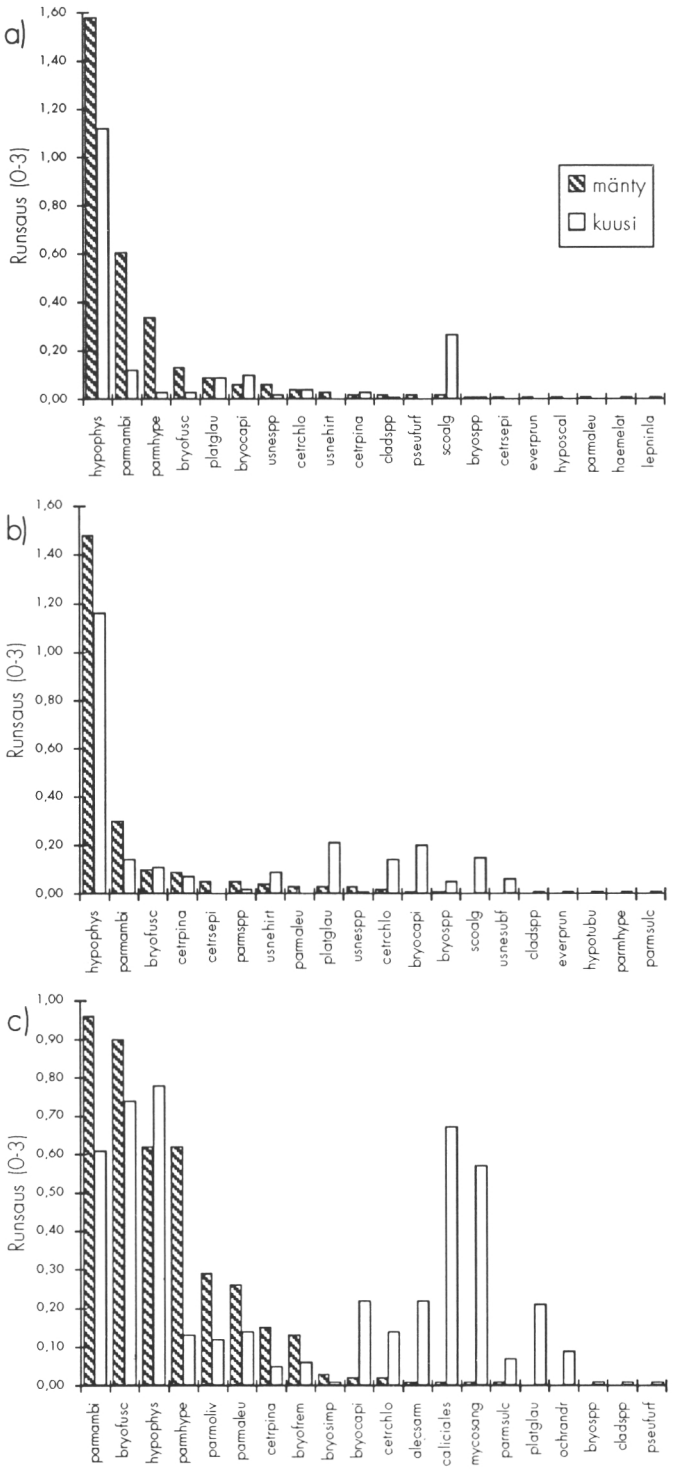
Kaikkiaan aineistosta määritettiin 33 lajia tai lajiryhmää (taulukko 2). Yleisin jäkälälaji oli *Hypogymnia physodes*, jota tavattiin miltei kaikilta näytepuilta (Frekvenssi 97%). Toiseksi yleisin laji oli *Parmeliopsis ambigua* (F 83%), seuraava *P. hyperopta* (F 50%). Vasta neljäntenä oli yleisin naavamainen jäkälä *Bryoria fuscescens* (F 45 %). Etelä-Suomessa yleisyysjärjestys poikkesi koko maan tilanteesta: *Hypogymnia physodeksen* (F 100 %) ja *Parmeliopsis ambiguan* (F 67 %)jälkeen kolmantena oli *Parmeliopsis hyperop-*

Taulukko 2. *Epifyyttijäkälälajisto, lajien tieteelliset nimet (Santesson 1984), käytetyt lyhenteet ja suomalaiset nimet (Ahti 1984) sekä lajien runsaus (0–3) osa-alueittain sekä koko Suomessa, erikseen VMI-pysyvillä ja muilla näytealoilla. Lajit ovat alueellisen runsausjärjestyksen mukaisessa järjestyksessä: ensin Etelä-Suomen lajisto, lopuksi Pohjois-Suomen lajisto.*

			Etelä-Suomi		Keski-Suomi		Pohj.-Suomi		Koko Suomi		
Tieteellinen nimi	Lyhenne	Suomalainen nimi	VMI	Muut	VMI	Muut	VMI	Muut	VMI	Muut	Yht.
Hypogymnia physodes	hypophys	Sormipaisukarve	1,42	1,06	1,35	1,10	0,67	0,60	1,20	0,91	1,14
Parmeliopsis ambigua	parmambi	Keltatyvikarve	0,31	0,57	0,17	0,65	0,88	0,87	0,43	0,68	0,48
Scoliciosporum chlorococcum	scoalg	Vihersukkulajäkälä + viherlevät	0,15	0,14	0,06	0,18			0,09	0,10	0,09
Parmeliopsis hyperopta	parmhype	Harmaatyvikarve	0,13	0,37	0,01		0,50	0,51	0,20	0,38	0,24
Platismatia glauca	platglau	Harmaaröyhelö	0,10	0,07	0,13	0,02	0,07	0,01	0,10	0,05	0,09
Bryoria fuscescens	bryofusc	Mustaluppo	0,08	0,09	0,12		0,84	0,94	0,30	0,37	0,31
Bryoria capillaris	bryocapi	Harmaaluppo	0,06	0,13	0,11	0	0,05	0,14	0,07	0,12	0,08
Cetraria chlorophylla	cetrchlo	Ruskoröyhelö	0,05	0	0,08	0,05	0,05	0,04	0,06	0,02	0,05
Usnea spp.	usnespp	Naavat	0,05	0,03	0,02				0,03	0,01	0,03
Cetraria pinastri	cetrpina	Keltaröyhelö	0,03	0	0,09	0	0,15	0,05	0,08	0,02	0,07
Usnea hirta	usnehirt	Tupsunaava	0,02		0,07	0,03			0,03	0	0,02
Bryoria spp.	bryospp	Lupot	0,01	0,01	0,03		0		0,01	0,01	0,01
Cladonia spp.	cladspp	Torvijäkälät	0,01	0,04	0	0,02	0		0,01	0,03	0,01
Evernia prunastri	everprun	Valkohankajäkälä	0,01		0				0,01	0	0
Lepraria incana	leprinca	Siniharmaajauhejäkälä	0,01						0	0	0
Pseudevernia furfuracea	pseufurf	Harmaahankakarve	0,01	0,01	0		0		0,01	0	0,01
Cetraria sepincola	cetrsepi	Pikkuröyhelö	0		0,03				0,01	0	0,01
Parmeliopsis spp.	parmspp	Tyvikarpeet	0		0,02	0,19			0	0,02	0,01
Parmeliopsis aleurites	parmaleu	Kalpeatyvikarve	0	0,03	0,01	0,03	0,19	0,38	0,06	0,15	0,07
Hypogymnia tubulosa	hypotubu	Kärsäpaisukarve	0		0				0	0	0
Parmelia sulcata	parmsulc	Raidanisokarve	0		0		0,03		0,01	0	0,01
Haematomma elatinum	haemelat	Rokkojäkälä	0						0	0	0
Hypocenomyce scalaris	hyposcal	Seinänsuomujäkälä	0	0,02		0,01			0	0,01	0
Lecanora spp.	lecaspp	Kehräjäkälät	0						0	0	0
Usnea filipendula	usnefili	Riippunaava	0						0	0	0
Usnea subfloridana	usnesubf	Tukkanaava			0,03				0,01	0	0,01
Parmelia olivacea	parmoliv	Koivunruskokarve			0		0,32	0,02	0,09	0,01	0,07
Caliciales	caliciales	Nokinuppiset					0,17	0,14	0,05	0,05	0,05
Mycoblastus sanguinarius	mycosang	Verinyppyjäkälä					0,16	0,11	0,04	0,04	0,04
Bryoria fremontii	bryofrem	Kanadanluppo					0,13	0,03	0,04	0,01	0,03
Alectoria sarmentosa	alecsarm	Korpiluppo					0,07	0,02	0,02	0,01	0,02
Bryoria simplicior	bryosimp	Lapintupsuluppo					0,03		0,01	0	0,01
Ochrolechia androgyna	ochrandr	Jauheruostenyppyjäkälä					0,01	0,05	0	0,02	0,01

ta (F 44 %), neljäntenä *Platismatia glauca* (F 42 %), viidentenä *Cetraria pinastri* (F 40 %) sekä kuudentena ensimmäinen naavamainen jäkälä *Bryoria capillaris* (F 28 %).

Pohjois-Suomessa yleisin jäkälä oli *Parmeliopsis ambigua* (F 99 %), toisena *Bryoria fuscescens* (F 92 %), sitten



Kuva 2. *Epifyyttijäkälälajisto männyllä esiintyvän runsausjärjestyksen mukaan männyllä (n = 51) (tumma pylväs) ja kuusella (n = 38) (vaalea pylväs) erikseen* **a)** *Etelä-,* **b)** *Keski- ja* **c)** *Pohjois-Suomessa.*

Hypogymnia physodes (F 88 %) ja *Parmeliopsis hyperopta* (F 77 %). Etelä-Suomessa yleisiä (F > 50%) lajeja oli 2, Pohjois-Suomessa 6 lajia.

Runsaus ja lajien lukumäärä

Runsain laji Etelä-Suomessa oli *Hypogymnia physodes* (taulukko 2). Pohjois-Suomessa runsaita lajeja oli neljä, *Parmeliopsis ambigua*, *Bryoria fuscescens*, *Hypogymnia physodes* ja *Parmeliopsis hyperopta*. Vain Etelä- ja Keski-Suomesta tavattiin *Usnea* -ryhmää, *Evernia prunastri*, *Hypogymnia tubulosa*, *Haematomma elatinum*, *Hypocenomyce scalaris*, *Scoliciosporum chlorococcum* ja viherlevät sekä *Lecanora spp.* ja *Lepraria incana*. Yksinomaan Pohjois-Suomesta tavattiin *Alectoria sarmentosa*, *Bryoria fremontii*, *Bryoria simplicior*, *Caliciales* -ryhmä, *Mycoblastus sanguinarius*, *Ochrolechia androgyna* ja *Parmelia olivacea*.

Puilla oli keskimäärin 5,9 lajia, Keski- ja Pohjois-Suomessa enemmän (6,8) kuin Etelä-Suomessa (5,0). Joillakin eteläarannikon näytealoilla löytyi jopa 10 lajia/puu (yhtenäiskoordinaatit 6651–293). Useimmat yli 10 lajin puut kasvoivat kuitenkin Keski-Suomessa (6987–517) tai Länsi-Lapissa (7507–389).

Puulaji

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin männyn ja kuusen epifyyttejä (kuva 2). Useimmat jäkälälajit, erityisesti *Hypogymnia physodes*, kasvoivat kummallakin puulajilla. Mäntyjä suosivat *Parmeliopsis ambigua* ja *P. hyperopta* sekä Etelä- ja Keski-Suomessa *Hypogymnia physodes*, kuusta Etelä-Suomessa *Scoliciosporum chlorococcum* ja viherlevät sekä *Bryoria capillaris* ja *Platismatia glauca*, Pohjois-Suomessa *Hypogymnia physodes*, *Alectoria sarmentosa*, *Mycoblastus sanguinarius*, *Caliciales* ryhmä, *Bryoria capillaris*, *Platismatia glauca*. Vähiten lajeja oli Keski-Suomessa männyllä ja Etelä-Suomessa kuusella. Pohjois-Suomessa oli enemmän lajeja kuusella, Etelä-Suomessa männyllä.

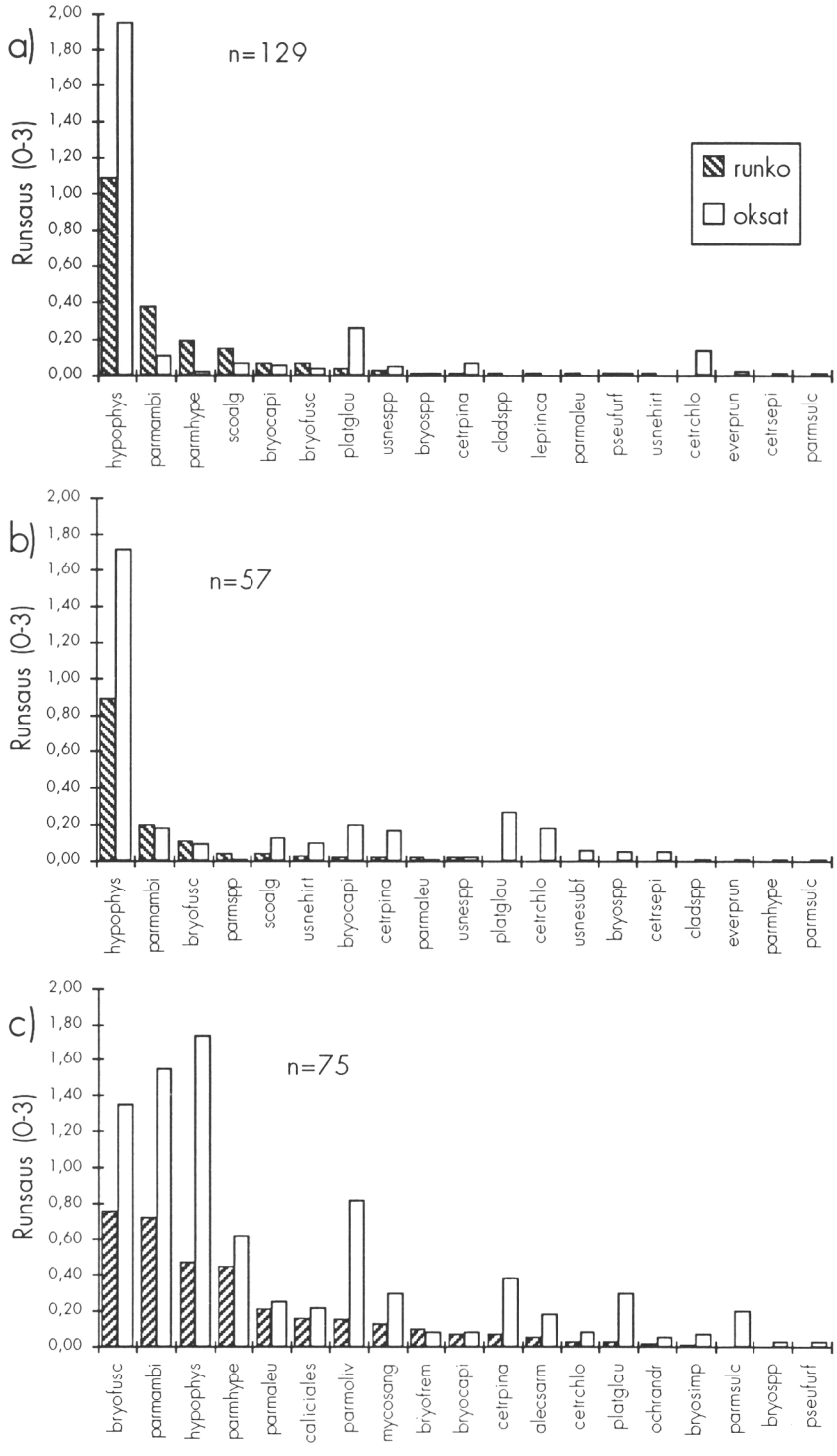
Oksa ja runko

Epifyyttijäkälät tarkastettiin erikseen rungolta ja oksilta (kuva 3). Niiden kokonaispeittävyys rungolla oli 12 %, Etelä-Suomessa 17 % ja Pohjois-Suomessa 5 %. Vastaavat luvut oksilla olivat 55, 40 ja 104 %. Etelä-Suomessa siis yli puolet oksista oli paljaita, ilman jäkäläpeitettä. Rungoilla oli Etelä-Suomessa enemmän jäkäläpeitettä kuin Pohjois-Suomessa. Pohjois-Suomessa oksat olivat kauttaaltaan jäkälien peitossa.

Useimmat lajit kasvoivat sekä rungoilla että oksilla. Selvästi runkoa suosivia lajeja olivat Etelä-Suomessa *Parmeliopsis ambigua*, *P. hyperopta* ja *Scoliciosporum chlorococcum*. Oksilla runsaimpina kasvoivat *Hypogymnia physodes*, *Platismatia glauca* ja *Cetraria chlorophylla* sekä naavamaiset jäkälät. Oksilla oli enemmän lajeja kuin rungolla. Pohjois-Suomessa miltei kaikki lajit kasvoivat runsaampina oksilla kuin rungolla.

Oksan paksuus

Kasvualustana olevan oksan paksuus mitattiin tyveltä Etelä- ja Keski-Suomessa. Vähiten oli lajeja Etelä-Suomessa ohuilla oksilla (oksien halkaisija 1–7 mm). *Hypogymnia physodes* kasvoi runsaimpana (2.2/3) Etelä-Suomessa 11 mm paksummilla oksilla, mutta oli runsain laji kaikilla oksilla Etelä- ja Keski-Suomessa. Ohuilla oksilla esiintyivät runsaimpina *Hypogymnian* lisäksi *Parmeliopsis ambigua*, *Cetraria chlorophylla* ja *C. pi-*



Kuva 3. *Epifyyttijäkälien runsaus (n = puiden lukumäärät) rungolla (tumma pylväs) ja oksilla (vaalea pylväs) erikseen* **a)** *Etelä-,* **b)** *Keski- ja* **c)** *Pohjois-Suomessa. Nimien lyhenteet selitetään taulukossa 2.*

nastri, paksuilla oksilla oli edellisten lisäksi *Bryoria capillaris*, *Platismatia glauca*.

Korkeus puun rungolla

Epifyyttijäkälät kuvattiin kolmelta eri korkeudelta: 0,3–0,8, 0,8–1,3 ja 1,3–1,8 m tyvipisteen yläpuolelta. Useimmat lajit kasvoivat kaikilla tutkituilla korkeuksilla. Tyviruutuja suosivat Etelä-Suomessa *Scoliciosporum chlorococcum* ja viherlevä, *Hypocenomyce scalaris* ja *Cladoniat* sekä Pohjois-Suomessa *Parmeliopsis ambigua*. Ylempänä esiintyivät naavamaiset jäkälät ja *Platismatia glauca*. Korkeudella ei ollut vaikutusta lajilukumäärään muualla kuin Keski-Suomessa, jossa lajeja oli sitä enemmän mitä korkeammalla ruutu sijaitsi.

Latvuspeittävyys

Etelä- ja Keski-Suomessa *Hypogymnia physodes* oli runsain pienen latvuspeittävyyden metsiköissä. Suurta latvuspeittävyyttä suosivat *Parmeliopsis ambigua* ja *Scoliciosporum chlorococcum* ja viherlevät.

Latvuspeittävyys vaikutti Etelä-Suomessa lajilukumäärään puiden rungoilla ja Keski-Suomessa rungoilla ja oksilla. Lajeja oli sitä enemmän mitä suurempi oli latvuspeittävyys. Pohjois-Suomessa latvuspeittävyydellä ei ollut juurikaan vaikutusta lajistoon eikä lajilukuun.

Ilmansuunnat

Jäkäläruudut sijoitettiin rungolle näytealan keskipisteen puoleiselle sivulle ja vastakkaiselle puolelle puuta. Kun puiden suunta keskipisteestä tunnettiin, voitiin kullekin ruudulle laskea sen ilmansuunta.

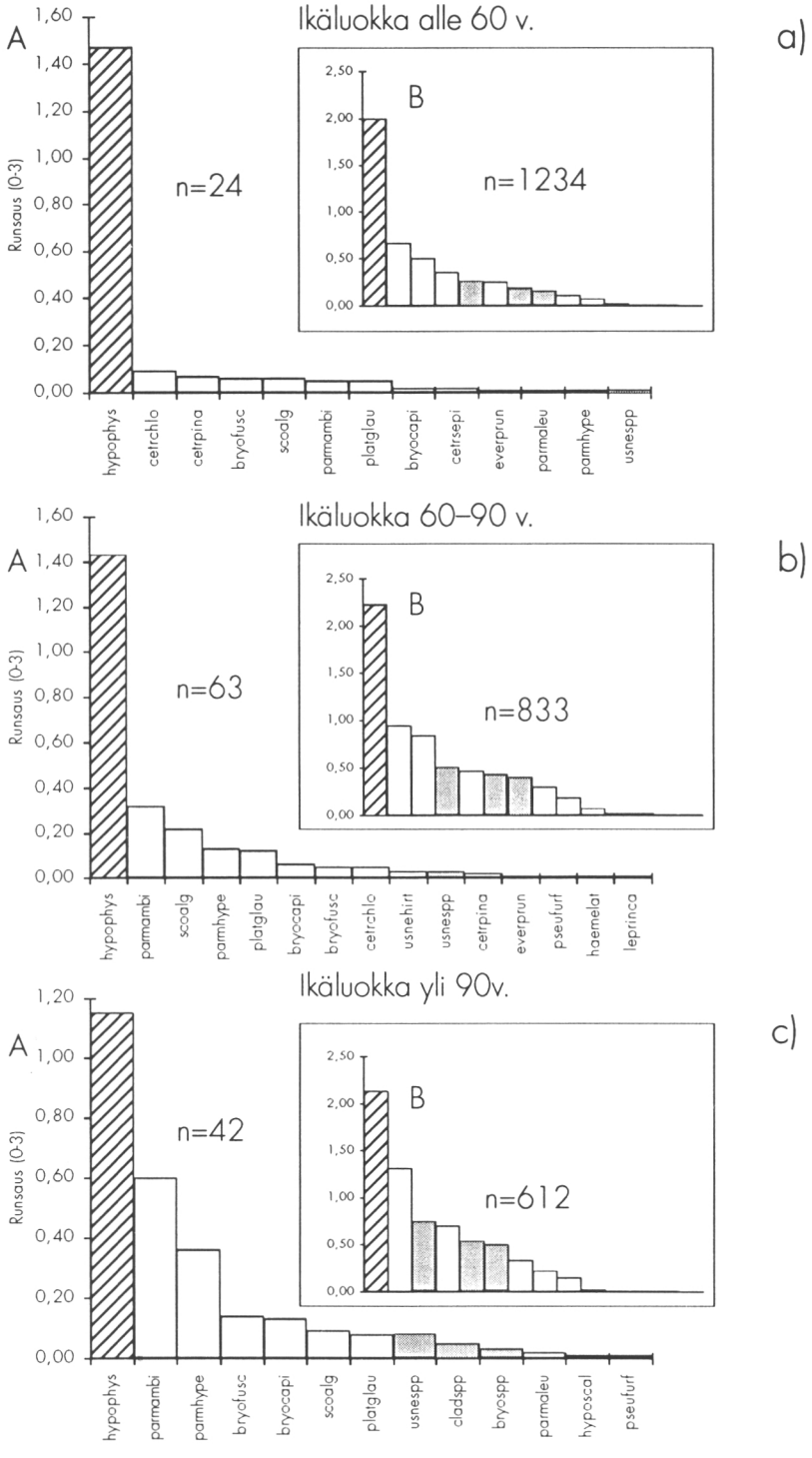
Kaikilla puolilla puuta kasvoivat runsaina *Hypogymnia physodes* ja *Parmeliopsis ambigua*. Pohjoispuolella kasvoi *Bryoria capillaris* Etelä-Suomessa. Ilmansuunta vaikutti vain vähän lajilukuun. Suurin lajiluku oli puun koillisen ja pienin kaakon puoleisella kyljellä.

Metsikön ikä

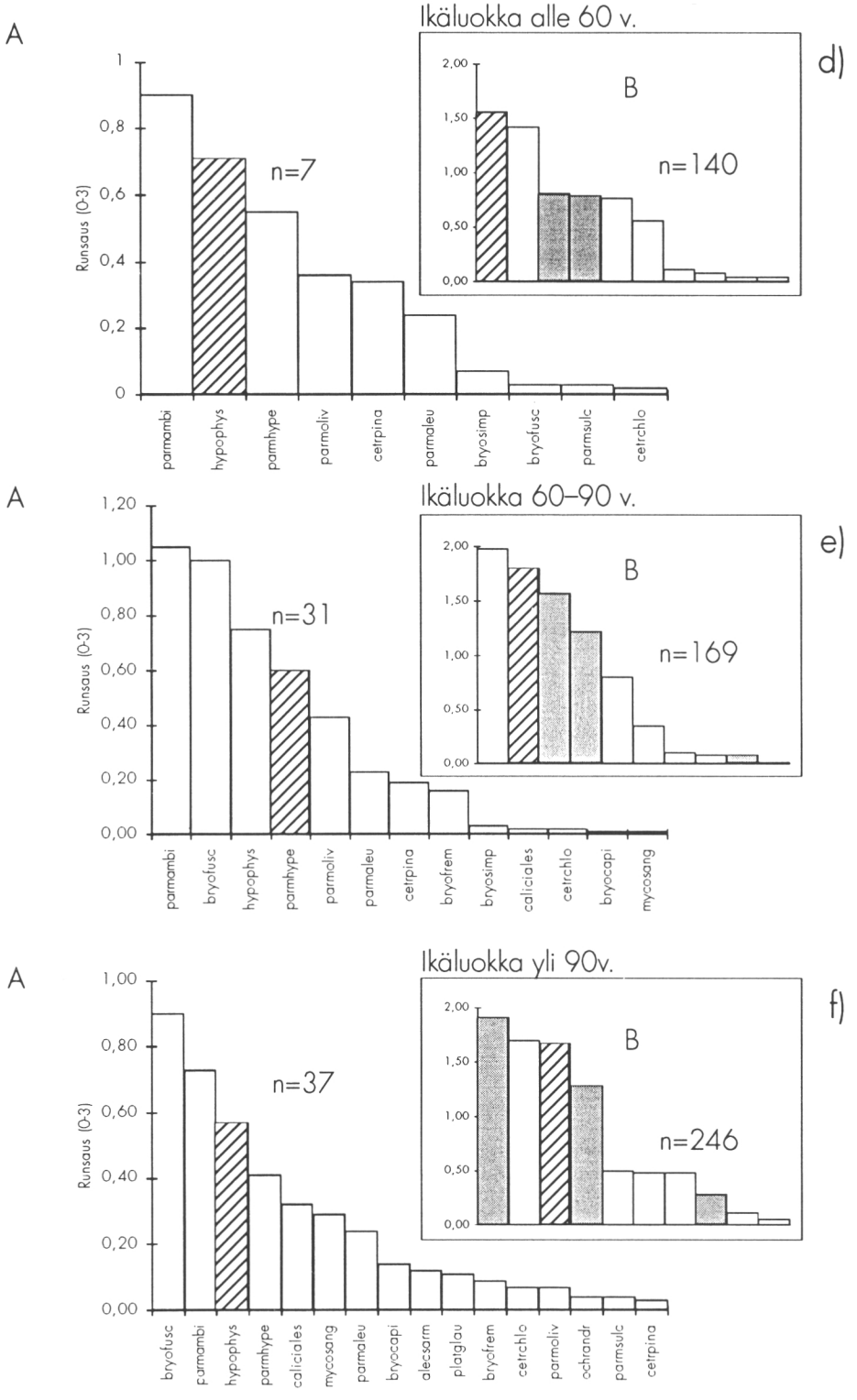
Metsikön ikä määritettiin kairaamalla mediaanipuu, joten puukohtaista ikää ei tunneta. Tulokset esitetään alueellisen edustavuuden parantamiseksi tä-

Taulukko 3. *Tutkimuksessa käytetyt diversiteetti-indeksit ja lajiluvut sekä saasteisuusindeksit (Jukola-Sulonen 1983, Kuusinen ym. 1990, Olsson ja Gyllin 1993, EDC 1992). Lajiston herkkyysasteet ja seuralaislajien lukumäärät (IAP) saatu taulukon 4 arvoista.*

	Etelä-Suomi	Keski-Suomi	Pohj.-Suomi	Koko Suomi
Lajiluku	5,05 ± 2,3	6,85 ± 2,6	6,75 ± 2,3	5,92 ± 2,5
Lajiluku, mänty	5,81 ± 1,8	5,80 ± 1,9	6,09 ± 1,7	5,91 ± 1,8
Lajiluku, kuusi	5,42 ± 3,0	8,15 ± 2,7	8,83 ± 2,8	5,97 ± 3,2
Shannon ind.	0,61 ± 0,5	0,64 ± 0,4	1,14 ± 0,4	0,77 ± 0,5
Simpson ind.	0,33 ± 0,2	0,33 ± 0,2	0,57 ± 0,2	0,40 ± 0,3
Pielou ind.	0,48 ± 0,3	0,43 ± 0,2	0,66 ± 0,2	0,52 ± 0,3
Whittaker ind.	1,44 ± 2,4	1,10 ± 0,5	1,87 ± 1,0	1,49 ± 1,8
IAP	1,34 ± 0,7	1,31 ± 0,6	2,52 ± 1,1	1,67 ± 1,0
PSI, pohjoismainen	2,63 ± 0,7	2,99 ± 0,6	4,13 ± 0,6	3,15 ± 0,9
PSI, suomalainen	2,19 ± 0,4	2,30 ± 0,3	2,90 ± 0,3	2,42 ± 0,5



Kuva 4. *Epifyyttijäkälien runsausjärjestys* **A)** *tämän tutkimuksen ja* **B)** *VMI8:n pysyvien näytealojen eri ikäluokkien metsissä Etelä-Suomessa* **(a–c)** *ja Pohjois-Suomessa* **(d–f)**. *Nimien lyhenteet selitetään taulukossa 2. Tutkittujen puiden*



lukumäärät (n) annetaan kuvissa. Kuvissa on viivoitettu Hypogymnia physodes ja rasteroitu lajia suuremmat taksonomiset ryhmät.

män tutkimuksen aineiston (n = 261 puuta) lisäksi koko VMI8 pysyvien näytealojen aineistosta (n = 3 234 puuta). Useimmat lajit kasvoivat kaikenikäisissä metsissä (kuva 4). Nuoria metsiköitä suosivat Etelä-Suomessa *Hypogymnia physodes*, *Cetraria chlorophylla* ja *Cetraria pinastri*, Pohjois-Suomessa *Parmeliopsis ambigua*, *Hypogymnia physodes* ja *Parmeliopsis hyperopta*.

Vanhojen metsien lajeja olivat Etelä-Suomessa *Hypogymnia physodes*, *Parmeliopsis ambigua* ja *Parmeliopsis hyperopta* sekä naavat ja lupot, Pohjois-Suomessa luppojen lisäksi lukuisa joukko lehtimäisiä jäkälälajeja (kuva 4). Metsissä oli sitä enemmän lajeja mitä vanhempia ne olivat. Erityisen vähälajisia olivat Etelä-Suomen nuoret kuusikot. Männyllä oli eniten lajeja Etelä-Suomen nuorimmissa (alle 60 v.) metsissä. Kuusikoissa oli eniten lajeja vanhimmissa metsissä, erityisesti Pohjois-Suomessa.

Diversiteetti

Epifyyttijäkäläkasvillisuuden monimuotoisuutta kuvataan lajiluvun ja erilaisten diversiteetti-indeksien sekä dominanssidiversiteettikäyrien avulla (Jukola-Sulonen 1983). Lajirunsaus oli suurinta Keski-Suomessa (taulukko 3). Kaikki muut epifyyttijäkäläkasvillisuudesta lasketut diversiteetti-indeksit olivat suurimpia Pohjois-Suomessa. Pieloun ja Whittakerin indeksit olivat suurempia Etelä-Suomessa kuin Keski-Suomessa.

Dominanssidiversiteettitarkastelussa havainnollistuu, mitä lajistorakenteessa tapahtuu metsän ikääntyessä (kuva 4). Koko aineistossa diversiteetti kasvoi sukkession myötä. Etelä- ja Keski-Suomessa dominanssi oli suurempaa kaiken ikäisissä metsissä kuin Pohjois-Suomessa. Etelä- ja Keski-Suomessa *Hypogymnia physodes* säilyttää valta-asemansa kautta koko metsän sukkession, tosin metsän ikääntyessä lajistoa tulee lisää, mutta muut lajit eivät saavuta *Hypogymnian* asemaa missään vaiheessa.

Herkkyys

Epifyyttijäkälälajeja käytetään ilmansaastevaikutusten bioindikaattoreina. Tämä on mahdollista, koska lajeista tunnetaan niiden ilmansaasteherkkyys (Insarova ym. 1992). Ilmansaasteilla tässä yhteydessä ymmärretään rikin, typen ja raskasmetallien kuormitusta. Eri lajit ovat eri tavoin herkkiä eri puolilla maailmaa. Niinpä tässä käytetään herkkyysarvoja, jotka on saatu Suomessa, muissa pohjoismaissa tai muutoin lähialueilla tehtyjen tutkimusten mukaan.

Epifyyttijäkälälajiston herkkyysarvoina käytettiin sekä suomalaisten (Kuusinen ym. 1990) että pohjoismaisten asiantuntijoiden (Hultengren ym. 1991) herkkyysluokituksia (taulukko 4).

Herkimpiä lajeja tässä tutkimuksessa olivat *Alectoria sarmentosa*, *Bryoriat* ja *Usneat*. Kestävimpiä lajeja olivat *Scoliciosporum chlorococcum* ja viherlevät, *Lepraria incana* ja *Lecanora spp.*

Epifyyttijäkälät ja rikkilaskeuma

Epifyyttijäkälälajeja, niiden herkkyyttä ja erilaisia diversiteetti- ja herkkyysindeksejä tarkasteltiin suhteessa mallitettuun rikkilaskeumaan vuodelta 1987 (Tuovinen ym. 1990). Merkitseviä negatiivisia korrelaatioita saatiin Whittakerin indeksiä lukuunottamatta kaikille käytetyille indekseille (kuva 5). Paras korrelaatio saatiin rikkilaskeuman ja PSI (= Pollution Sensitivity Index, EDC 1992) -indeksin välille. Varsinaisista diversiteetti-indekseistä suurin korrelaatio oli Shannonin indeksillä. Sensijaan paljon käytetty IAP-

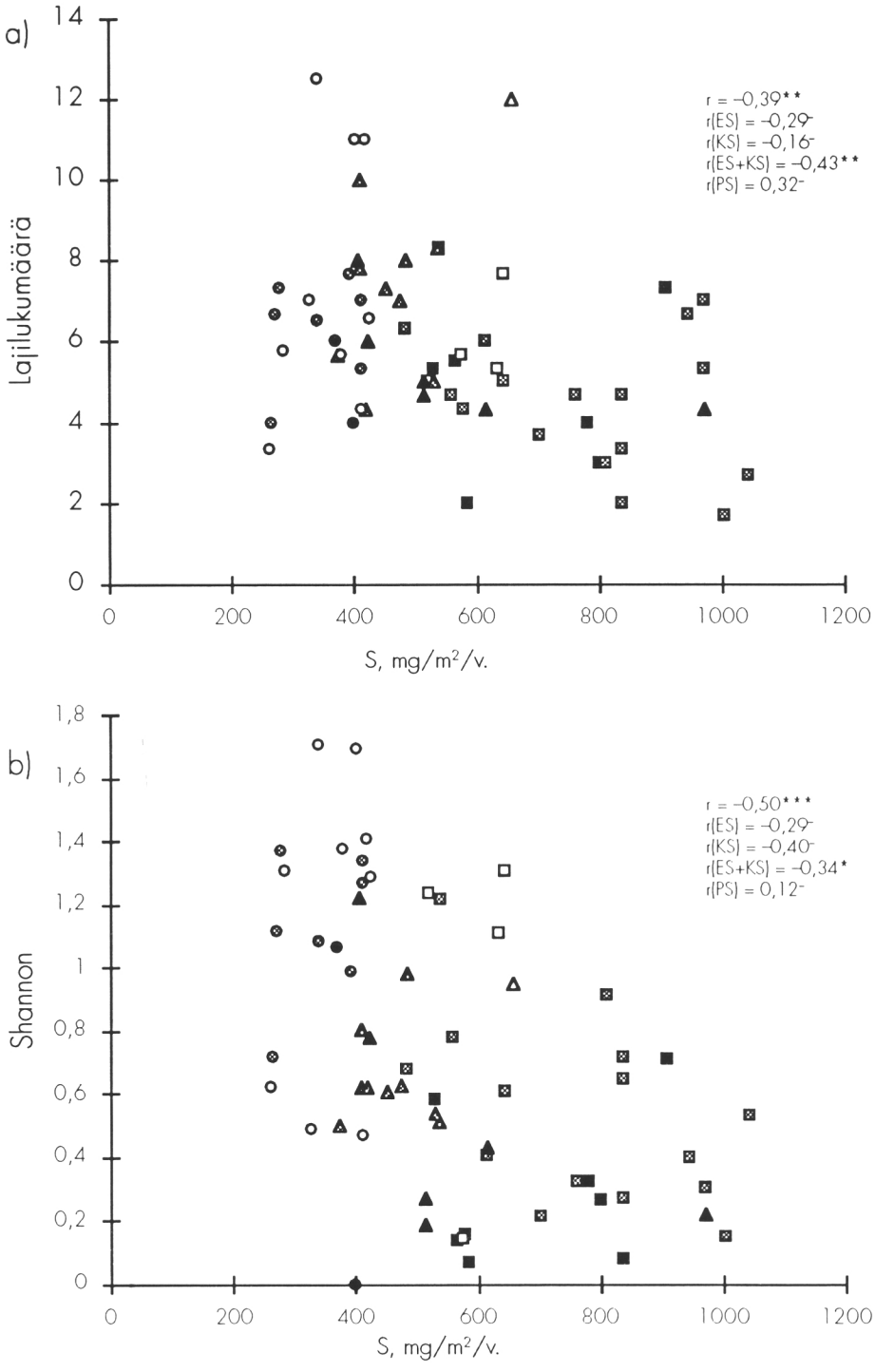
Taulukko 4. *Tämän aineiston epifyyttijäkälälajien herkkyysarvot: Suomalaisten (Kuusinen ym. 1990) ja pohjoismaisten (Hultengren ym. 1991) asiantuntijoiden mukaan sekä tästä tutkimuksesta lasketut seuralaislajien lukumäärät (IAP-indeksi).*

Laji	Herkkyysarvot Suomalainen	Pohjoismainen	Seuralaislajit
Alectoria sarmentosa	4	7	9
Bryoria capillaris	4	6	7
Bryoria fremontii	4	6	6
Bryoria fuscescens	4	6	6
Bryoria simplicior	4	6	8
Bryoria spp.	4	6	7
Caliciales	3	4	8
Cetraria chlorophylla	2	4	7
Cetraria pinastri	2	4	6
Cetraria sepincola	2	4	5
Cladonia spp.	3	4	7
Evernia prunastri	3	5	9
Haematomma elatinum	3	5	6
Hypocenomyce scalaris	1	2	5
Hypogymnia physodes	2	2	5
Hypogymnia tubulosa	3	5	11
Lecanora spp.	1	0	6
Lepraria incana	1	2	3
Mycoblastus sanguinarius	3	7	8
Ochrolechia androgyna	3	7	7
Parmelia olivacea	3	6	7
Parmelia sulcata	3	3	9
Parmeliopsis aleurites	3	7	6
Parmeliopsis ambigua	2	2	5
Parmeliopsis hyperopta	3	3	6
Parmeliopsis spp.	2	4	7
Platismatia glauca	3	4	7
Pseudevernia furfuracea	3	4	7
Scoliciosporum chlorococcum + viherlevät	1	1	5
Usnea filipendula	4	7	8
Usnea hirta	4	5	7
Usnea spp.	4	6	6
Usnea subfloridana	4	6	9

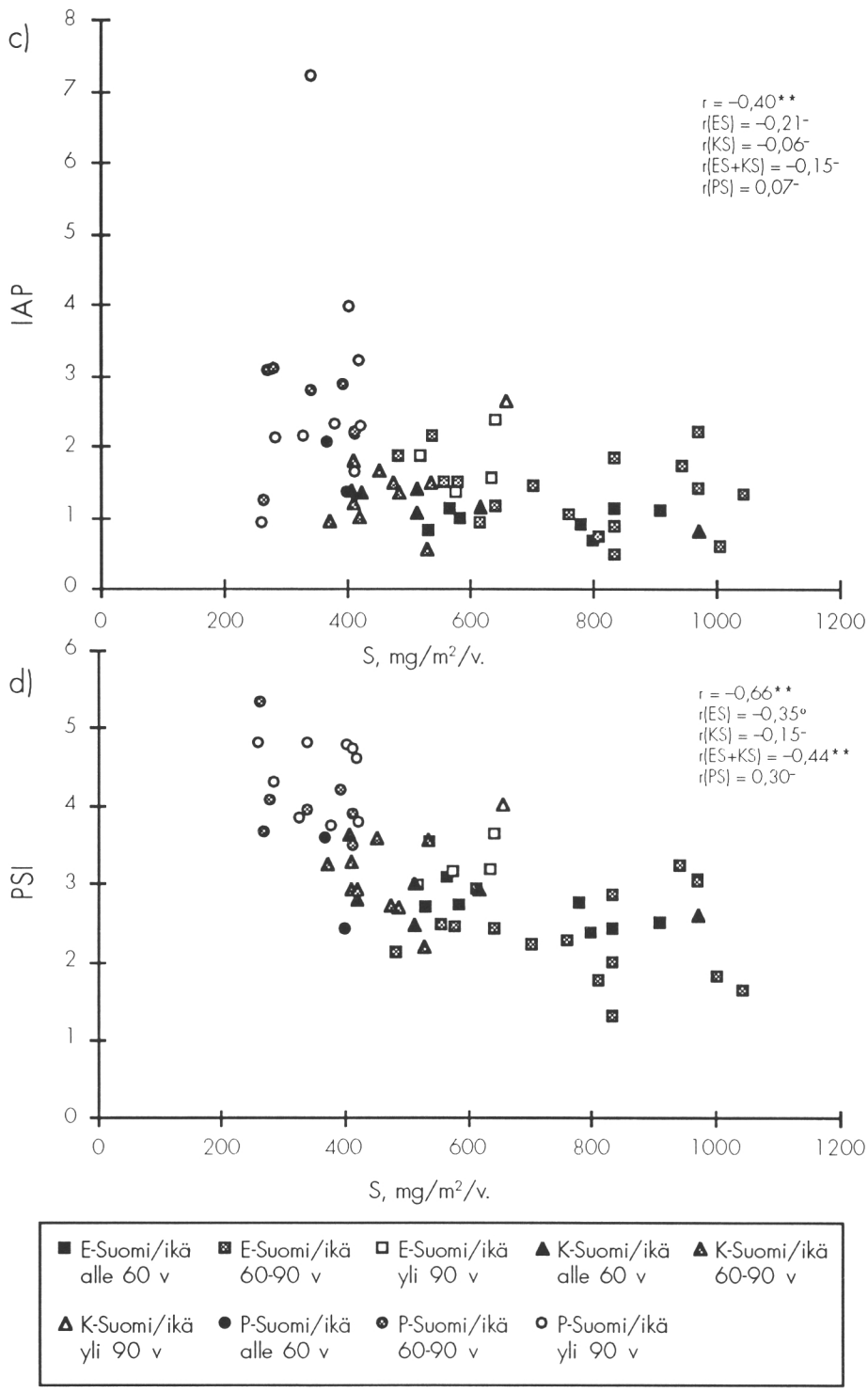
indeksi sai pienemmän korrelaation. Korrelaatiot olivat negatiivisia koko maan aineistossa ja Etelä- ja Keski-Suomen aineistossa. Pohjois-Suomen aineistossa korrelaatiot olivat positiivisia, mutta eivät merkitseviä.

Tulosten tarkastelu

Tärkeimmät epifyyttikasvillisuuteen vaikuttavat tekijät ovat maantieteellinen asema, puulaji ja metsikön ikä. Puulajin lisäksi kasvualustan muut ominaisuudet vaikuttavat jäkäläkasvil-



Kuva 5. *Epifyyttijäkälälajien lukumäärän* **(a)**, *Shannonin diversiteetti-indeksin* **(b)**, *IAP-indeksin (Index of Atmospheric Purity)* **(c)** *ja PSI-indeksin* **(d)** *(Pollution Sensitivity Index) suhde mallitettuun rikkilaskeumaan (mg/m²/v.) (HAKOMA, Tuovinen ym. 1990) eri ikäluokkien metsissä tämän tutkimuksen VMI-*



*kangasmaan näytealoilla (62 kpl, taulukko 1) puittain Etelä- (n = 28), Keski- (n = 16) ja Pohjois-Suomessa (n = 18) sekä rikkilaskeuman ja indeksin välinen korrelaatio koko Suomessa ja eri alueositteissa. Korrelaatioiden tilastolliset merkitsevyydet: *** = P < 0,001, ** = P < 0,01, * = P <0,05 ja ° = P < 0,1.*

lisuuteen, kuten esimerkiksi kasvaako jäkälä oksalla vai rungolla, miten paksulla oksalla ja millä korkeudella sekä millä ilmansuunnalla puussa. Nämä kaikki tekijät liittyvät epifyyttien oleellisiin ympäristötekijöihin, kosteuteen, valoon, lumipeitteen paksuuteen ja ilmansaastekuormaan.

Latvuspeittävyys ja oksan paksuus vaikuttavat samansuuntaisesti metsikön iän kanssa. Kun latvuspeittävyys kasvaa, kosteus metsässä lisäntyy, mutta valon saanti huononee. Vanhojen metsien lajit selviävät tällaisissa oloissa. Näitä ovat *Bryoriat* ja *Usneat*. Nuorien metsien lajeja, jotka levittäytyvät nopeasti oksille ja rungoille ovat *Hypogymnia physodes*, *Cetraria pinastri* ja *Cetraria chlorophylla* ja *Parmeliopsis ambigua*. Pohjois-Suomessa metsät ovat harvoja eikä latvuspeittävyydellä ole merkitystä epifyyttijäkälille. Latvuksella on kuitenkin suuri merkitys puulla kasvaville jäkälille, koska suuri osa jäkälistä kasvaa oksilla.

Vaikka lajiluku on eteläsuomalaisissa nuorissa männiköissä suuri, se ei kerro kuitenkaan biodiversiteetin kannalta oleellisesta asiasta eli resurssien jaosta lajien kesken. Kaikilla Etelä- ja Keski-Suomen näytealoilla lajistorakenne oli hyvin yksipuolinen. *Hypogymnia physodes* oli ainoa runsas laji. Erityisen yksipuolinen se oli kaiken ikäisissä kuusikoissa ja nuorissa männiköissä. Sensijaan monta runsasta lajia löytyi Pohjois-Suomen kaiken ikäisistä metsiköistä.

Tätä lajistorakennetta kuvaavat erilaiset diversiteetti-indeksit ja dominanssidiversiteettikäyrät. Shannonin ja Simpsonin indeksit painottavat vain muutamaa dominanttia, sensijaan Pieloun ja Whittakerin indeksit ovat enemmän tasaisuuden kuvaajia ts. niihin vaikuttaa useampi runsas laji. Näihin indekseihin eivät kuitenkaan vaikuta mitenkään runsausjärjestyksen loppupään lajit tai kokonaislajilukumäärä.

Lajilukumäärään vaikuttaa voimakkaasti ruudun pinta-ala, jolta tulos on saatu. Tämän vuoksi vertailu eri tutkimusten välillä on vaikeaa. Tässä tutkimuksessa oli tiettyjä vaikeuksia oksien ja rungon sekä Etelä- ja Pohjois-Suomen tulosten yhdistämisessä. Pinta-alat olivat oksilla ja rungolla erilaiset, ja Etelä-Suomessa käytettiin tarkempaa menetelmää kuin Pohjois-Suomessa.

Ilmansaasteet

Vanhastaan on tiedossa, että ilmansaasteet yksipuolistavat lajistoa ja alentavat diversiteettiä (Laaksovirta ja Olkkonen 1977). Tämän vuoksi diversiteetti-indeksejä käytetään usein ilmansaastetutkimuksissa vaikutusten kuvaamiseen. Tällaisia ovat lajiluku/puu ja IAP-indeksi sekä herkkien ja kestävien lajien esiintyminen (Jussila ym. 1991, Seppälä ym. 1994).

Tässä tutkimuksessa kokeiltiin erilaisten diversiteetti- ja ilmanpuhtausindeksien suhdetta rikkilaskeumaan. Parhaat korrelaatiot saatiin rikkilaskeuman ja pohjoismaisten herkkyysarvojen avulla lasketun herkkyysindeksin (PSI) välille sekä rikkilaskeuman ja Shannonin indeksin välille. PSI-indeksissä on mukana lajien herkkyysarvon lisäksi esiintyminen puilla. Shannonin ym. diversiteetti-indekseissä on vain lajien runsaus puilla. Whittakerin indeksi ei näytä näiden tulosten perusteella soveltuvan ilmansaasteindeksiksi.

Pohjois-Suomessa indeksien ja rikkilaskeuman korrelaatio ei ollut merkitsevä, sen sijaan Etelä- ja Keski-Suomen yhdistetyssä aineistossa korrelaatio oli merkitsevä. Tämä viittaa siihen, että vaikuttava tekijä on todella ilmansaasteet eikä pohjoisuus, joka ainakin osittain vaihtelee samansuuntaisesti rikkilaskeuman kanssa (Jukola-Sulonen ym. 1990).

Etelä-Suomessa tehtyjen metsikkösadantatutkimusten mukaan kuusikot ovat happaminta metsäympäristöä (Hyvärinen 1990). Jäkälät ovat hyvin herkkiä kohoavalle happamuudelle (Hultegren ym. 1991). Tämän tutkimuksen mukaan Etelä-Suomen kuusikoissa ja erityisesti nuorissa kuusikoissa oli jäkäläpeite niukin ja vähälajisin.

Ilmansaasteiden ratkaisevan tärkeätä merkitystä epifyyttijäkälille vahvistavat aikaisemmin saadut karikejäkälien tulokset (Kuusinen ym. 1990). Niiden mukaan herkät jäkälät ovat väistyneet ja lajidiversiteetti on laskenut Etelä-Suomessa viimeisen 25 vuoden aikana. Sensijaan Lapissa ei lajien esiintymisessä eikä diversiteetissä ole tapahtunut suuria muutoksia. Tämän tutkimuksen tulokset puiden rungolta ja oksilta (taulukko 2, muut näytealat) antavat hyvin samanlaisen tuloksen kariketutkimuksen metsiköiden jäkälätilanteesta kuin latvuksesta varisevat jäkäläkarikkeet vuonna 1985 (Kuusinen ym. 1990).

Etelä-Suomessa metsä ei saavuta missään sukkession vaiheessa sitä jäkälädiversiteetin tasoa, jossa metsät ovat Pohjois-Suomessa. Tähän on mitä todennäköisimmin syynä eteläisen Suomen ilmansaastekuorman aiheuttama jatkuva rasite, jonka seurauksena vanhoissakin metsissä kasvaa nuoren sukkessiovaiheen lajeja ja dominanssi on suuri (*Hypogymnia physodes*).

Tämän tutkimuksen tulokset ovat samansuuntaiset kuin VMI8 pysyviltä näytealoilta saadut (Kuusinen ym. 1990, 1991) siltä osin kuin vertailukelpoisia tuloksia voitiin tarkastella metsikön iän, alueellisuuden ja puulajin suhteen (kuva 4). Tämän tutkimuksen tuloksia ei pienen näyteala- ja puumäärän vuoksi voi yksinään kovin pitkälle yleistää, mutta yhdessä edustavamman muiden pysyvien näytealojen tuloksen kanssa ne antavat hyvän kuvan epifyyttijäkälätilanteesta Suomessa.

Näiden tutkimusten perusteella näyttää siltä, että jäkälälajiston inventoinnin toistaminen antaisi aivan uusia mahdollisuuksia syventää analyysiä lajiston ja biodiversiteetin osalta ja seurata muutoksia. Tutkimuksen tulokset varmistavat myös käsitystä, että oksien tutkiminen on rungon ohella seurannassa välttämätöntä (vrt. SFS 1990) samoin sekä kuusen että männyn lajistojen inventointi.

Epifyyttijäkälien suojelemiseksi tulisi kiinnittää huomiota kahteen seikkaan. Jos talousmetsissä jätettäisiin osa puustoa kaatamatta, nopeutuisi sukkession alku huomattavasti, eikä lajisto häviäisi täysin hakkuun seurauksena. Toiseksi Etelä-Suomessa tulisi jättää riittävästi vanhoja metsiä hakkuutoiminnan ulkopuolelle, mutta samanaikaisesti vähentää vielä ilmansaastekuormitusta. Missä vaihteessa valtakunnallisessa epifyyttijäkäläseurannassa alkaa näkyä erityisesti naavamaisten jäkälien, elpymistä ja diversiteetin palautumista, kuten Helsingissä on voitu havaita (Hosiaisluoma 1994), riippuu ilmansaasteiden kuormituskehityksestä.

Kirjallisuus

Ahti, T. & Vitikainen, O. 1974. Bacidia chlorococca, a common toxitolerant lichen in Finland. Memoranda Soc. Fauna Flora Fenn. 49:94–100.

Ahti, T. 1984. Jäkälien määritysopas. Helsingin yliopiston kasvitieteen laitoksen monisteita 72:1–71.

EDC, 1992. Evaluation of integrated monitoring in terrestrial reference areas of Europe and North America. The pilot programme 1989–1991. Environment Data Centre. National Board of Waters and the Environment. Helsinki. 60 s.

Holopainen, T. & Kärenlampi, L. 1985. Characteristic ultrastructural symp-

toms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. Ann. Bot. Fennici 22:333–342.

Hosiaisluoma, V. 1994. Pääkaupunkiseudun puistopuiden jäkälistö ilmanlaadun kuvaajana. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1994:2. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV). Helsinki. 52 s.

Huckaby, L-S. (toim.). 1993. Lichens as bioindicators of air quality. USDA Forest Service. General Technical Report RM–224. 131 s.

Hultengren, S., Martinsson, P-O. & Stenström, J. 1991. Lavar och luftföroreningar. Känslighetsklassning och indexberäkning av epifytiska lavar. Naturvårdsverket, Rapport 3967. 58 s.

Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils. – Effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 199–213.

Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P-O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution. – A review of literature data. Swedish Environmental Protection Agency. Report 4007. Uppsala 1992. 72 s.

Jukola-Sulonen, E-L. 1983. Vegetation succession of abandoned hay fields in central Finland. A quantitative approach. Seloste: Kasvillisuuden sukkessio viljelemättä jätetyillä heinäpelloilla Keski-Suomessa kvantitatiivisin menetelmin tarkasteltuna. Commun. Inst. For. Fenn. 112. 85 s.

Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. The vitality of conifers in Finland, 1986–88. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 523–560.

Jussila, I., Laihonen, P. & Jormalainen, V. 1991. Turun seudun ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuonna 1990. Turun Yliopisto. Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 3. 61 s.

Kauppi, M. & Halonen, P. 1992. Lichens as indicators of air pollution in Oulu, northern Finland. Ann. Bot. Fennici 29:1–9.

Kuusinen, M., Mikkola, K. & Jukola-Sulonen, E-L. 1990. Epiphytic lichens on conifers in the 1960's to 1980's in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 397–420.

Kuusinen, M., Mikkola, K. & Jukola-Sulonen, E-L. 1991. Havupuiden valtakunnallinen jäkäläkartoitus. Luonnon Tutkija 95:26–30.

Laaksovirta, K. & Olkkonen, H. 1977. Epiphytic lichen vegetation and element contents of Hypogymnia physodes and pine needles examined as indicators of air pollution at Kokkola, W Finland. Ann. Bot. Fennici 14:112–130.

LeBlanc, F. & DeSloover, J. 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Canadian Journal of Botany 48:1485–1496.

Oksanen, J., Tynnyrinen, S. & Kärenlampi, L. 1990. Testing for increased abundance of epiphytic lichens on a local pollution gradient. Ann. Bot. Fennici 27:301–307.

Olsson, K. & Gyllin, M. 1993. Metoder för långsiktig övervakning av epifytisk vegetation i Norden. Förslag på inventerings- och utvärderingsmetodik. Nordiska Ministerrådet. Arbetsgruppen för miljökvalitetsövervakning. Lunds universitet. 7 s.

Santesson, R. 1984. The lichens of Sweden and Norway. Swedish Mu-

seum of Natural History. Stockholm & Uppsala. 333 s.
Seppälä, R., Goltsova, N. & Haapala, H. 1993. Suomenlahden itäosan reuna-alueiden mäntymetsien bioindikaattoritutkimukset. Julkaisussa: Haapala, H. (toim.). Metsien ekologinen tila Suomenlahden itäosan reuna-alueilla. Tutkimusraportti, osat I–III. Helsingin yliopiston Kotkan osaston julkaisusarja 3. 119 s.
Suomen standardisoimisliitto SFS 1990. Standardi 5670. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. 8 s.
Takala, K. & Olkkonen, H. 1985. Titanium content of lichens in Finland. Ann. Bot. Fennici 22:299–305.
Tuovinen, J-P., Kangas, L. & Nordlund, G. 1990. Model calculations of sulphur and nitrogen deposition in Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 168–197.
Vaarna, V. 1934. Helsingin kaupungin puiden ja pensaiden jäkäläkasvisto. Ann. Bot. Soc. 'Vanamo' 5(6):1–32.
Westman, L. 1986. Lavars indikatorvärde vid studier av luftföroreningar och skogsskador. Statens Naturvårdverk Rapp. 3187:1–52.

Metsä- ja suokasvillisuuden muutokset raskasmetallien kuormittamassa ympäristössä

Maija Salemaa, Ilkka Vanha-Majamaa, Antti Reinikainen ja Hannu Nousiainen

Johdanto

Selvimpiä merkkejä ilman epäpuhtauksien vaikutuksista aluskasvillisuuteen Suomessa on havaittu pistemäisten päästölähteiden lähiympäristössä (Huttunen 1975, Laaksovirta ja Silvola 1975, Väisänen 1986, Salemaa ja Vanha-Majamaa 1994). Tausta-alueilla on vaikeaa erottaa kasvillisuuden luontaisen sukkession, kasvupaikan ja muiden tekijöiden vaikutus ihmisen toimintojen aiheuttamista muutoksista. Esimerkkejä viimeksimainitusta ovat sadeveden happamoituminen ja kasvanut rikki-, typpi- ja raskasmetallilaskeuma, jotka muuttavat kasvien kemiallista ympäristöä. Kasvillisuuden ympäristövasteiden selvittäminen edellyttääkin luotettavien maastoaineistojen ja pitkäaikaisen seurannan lisäksi kokeellista työskentelyä.

Tässä tutkimuksessa analysoidaan aluskasvillisuuden muutoksia kanervatyypin kangasmetsissä ja karuilla ojitetuilla rämeillä eri etäisyyksillä Harjavallan teollisuustaajamasta (61°20'N, 22°10'E). Tutkimushypoteesin mukaan metallisulaton aiheuttama, lähes 50 vuotta kestänyt raskasmetalli- ja rikkilaskeuma on vaikuttanut kasvilajien esiintymiseen ja runsaussuhteisiin. Tämän artikkelin tavoitteena on 1) kuvata miten kasviyhteisöjen rakenne muuttuu etäisyyden päästölähteestä kasvaessa ja 2) vertailla sekä kangas- että turvemailla kasvavien lajien saasteiden sietokykyä niiden runsausjakaumien perusteella.

Aineisto ja menetelmät

Näytealat ja näyteruutujen valinta

Kangasmaiden kasvillisuusanalyysi tehtiin 40–50 -vuotiaissa kanervatyypin (CT) mäntymetsissä elokuussa 1993. Näytealat sijaitsivat kuudella eri etäisyydellä (0,5, 1, 2, 3, 4 ja 8 km) Harjavallan päästölähteestä kaakkoon suuntautuvalla gradientilla. Mukana olivat terveyslannoituskokeiden 411–414 lannoittamattomat kontrollialat ja niiden lisäksi etäisyyksille 1 ja 3 km perustetut kasvillisuusnäytealat. Näytealojen koko oli 30 x 30 m, paitsi lähinnä tehdasta, missä se oli 24 x 24 m. Kaikilla etäisyyksillä analysoitiin kolme näytealaa. Kultakin näytealalta valittiin 16 kpl 1 m^2:n suuruista kasvillisuusruutua ositetulla satunnaisotannalla. Kasvilajien runsaussuhteet tutkittiin ns. pistefrekvenssimenetelmällä (the point quadrat method, Goodall 1952). Lajien esiintyminen ruudulla kirjattiin 10 cm:n välein eli pistotiheys oli 80 kpl/m^2. Ympäristömuuttujina käytettiin humuksen raskasmetallipitoisuuksia.

Turvemaiden kasvillisuutta tutkittiin ojitetuille rämeille perustetulla metsän terveyslannoituskokeella 505 (Veijalainen tässä julkaisussa). Eri etäisyyksille päästölähteestä oli perustettu 25 näytealaa (kooltaan 500–1 000 m^2) viiden käsittelyn lohkoina (kontrolli ja neljä lannoituskäsittelyä) seuraavasti: Hallaskorpi (PsRmu) 1 km suuntaan SW, Lammaistensuo I (ITRmu) 2 km W, Lammaistensuo II (ITRmu) 2,5 km W, Kurkelansuo (IRmu) 5 km WNW ja Tullerinsuo (ITRmu) 10 km WNW. Osakasvustokartoituksen (Heikurainen 1951) perusteella näytealoille arvottiin 20 kpl 0,25 m^2:n näyteruutuja. Kasvilajiston ja maakarikkeen runsaussuhteet määritettiin pistefrekvenssimenetelmällä (pistotiheys 100 kpl/ruutu).

Turvemaiden kokeet oli lannoitettu toukokuussa 1993. Kasvillisuusanalyysi tehtiin elo-syyskuussa 1993, jolloin lannoitusvaikutusta ei vielä havaittu. Tässä artikkelissa esitetyt tulokset perustuvat siten kaikilta näytealoilta kerättyyn tietoon. Ympäristömuuttujina käytettiin etäisyyttä päästölähteeseen, karikepeittävyyttä, männyn neulasten ravinne- ja raskasmetallipitoisuuksia (neulasanalyysi talvella 1993, ks. Veijalainen 1992) sekä näytealojen puustotunnuksia. Tutkitut ojitusalueet olivat puustoiltaan enimmäkseen puhtaita männiköitä. Hieskoivua oli Hallaskorvessa keskimäärin 12,6 % ja Tullerinsuolla 0,4 % tilavuudesta. Runkoluku vaihteli 800–2 100 kpl/ha, pohjapinta-ala 7,2–15,9 m^2/ha ja kuorellinen tilavuus 26–86 m^3/ha.

Tilastollinen analyysi

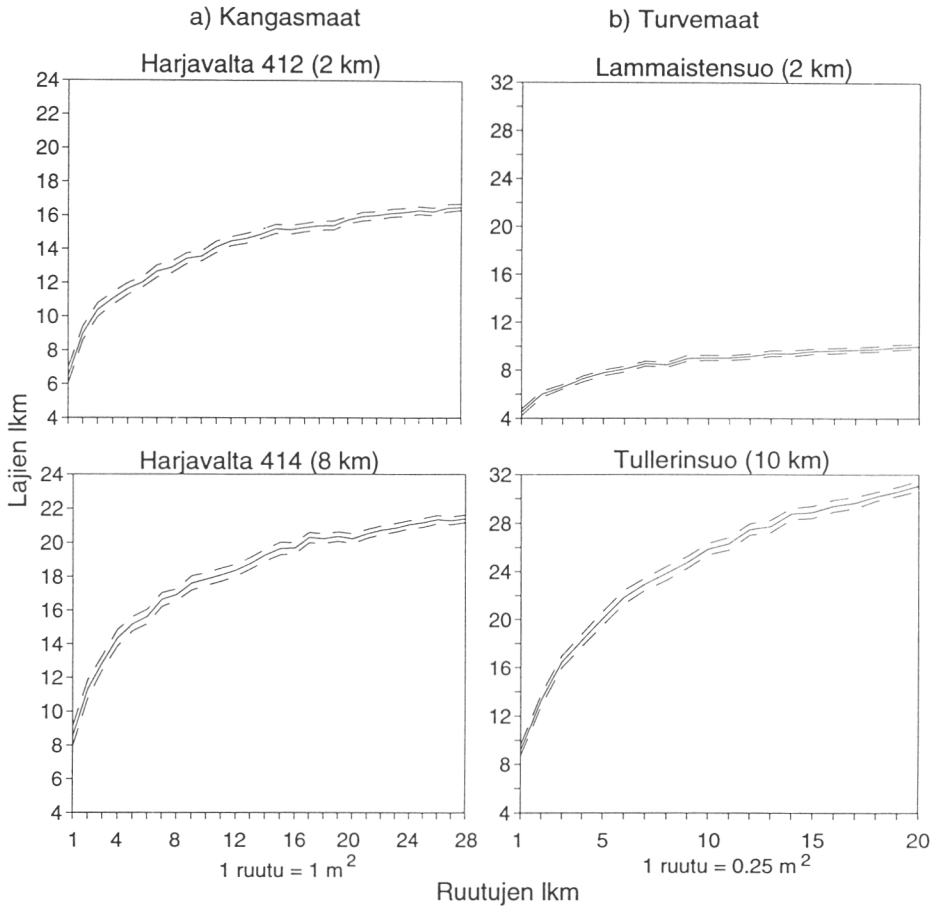
Otoskoon riittävyyttä tutkittiin ns. rarefaktio-menetelmällä (esim. Kouki ja Haila 1985). Rarefaktio on tilastollinen menetelmä, jonka avulla voidaan arvioida lajien lukumäärä eri kokoisissa näytteissä vakioimalla otoskoko esimerkiksi pinta-alan suhteen. Kasvilajien määrä oli riippuvainen näyteruutujen määrästä eli tutkitun pinta-alan suuruudesta (kuva 1). Rarefaktiokäyrien muoto oli erilainen saastegradientin alku- ja loppupäässä. Lähellä päästölähdettä (vähälajiset yhteisöt) lajimäärien kasvu tutkitun pinta-alan suuretessa vakiintui aikaisemmin kuin puhtaammassa ympäristössä (runsaslajiset yhteisöt). Kanervatyypin metsässä 16 ruutua (á 1 m^2) näytealalla oli riittävän edustava otos aluskasvillisuudesta. Ojitetuilla rämeillä saastuneessa ympäristössä olisi jo alle 20 ruutua (á 0,25 m^2) antanut luotettavan kuvan kasvillisuuden rakenteesta, mutta tausta-alueella ruutujen lukumäärää olisi voitu kasvattaa 25–30:een.

Aineistojen analysointi perustui näytealojen kasvillisuusruutujen pistefrekvenssien keskiarvoihin. Lajirunsausjakaumien lisäksi yhteisörakenteita tutkittiin GNMDS-ordinaatiolla (global non-metric multidimensional scaling, Faith ym. 1987). Näytealojen väliset "ekologiset etäisyydet" perustuvat Bray-Curtis (Czekanowski) etäisyysmatriisiin. Kahden ulottuvuuden ratkaisu osoittautui riittäväksi kuvaamaan aineistoissa esiintyvää vaihtelua. Kasviyhteisöjen lajidiversiteetin (alfa-diversitteetti) mittana käytettiin Shannon-Wienerin diversiteetti-indeksiä (esim. Krebs 1989).

Tulokset ja niiden tarkastelu

Kasvillisuuden muutokset laskeumagradientilla

Kasviyhteisöjen rakenteessa havaittiin sekä kangas- että turvemailla erittäin voimakas muutos etäisyyden päästölähteestä kasvaessa (kuvat 2 ja 4). Lajikoostumus samoin kuin lajien väliset runsaussuhteet muuttuivat gradientin eri osissa. Myös kasvillisuuden koko-



Kuva 1. *Lajien keskimääräinen lukumäärä (± 95 % luottamusväli) suhteessa näyteruutujen määrään eli tutkittuun pinta-alaan* **a)** *kangasmailla ja* **b)** *turvemailla analysoituna ns. rarefaktiomenetelmällä. Huomaa y-akselin asteikkoero kangas- ja turvemaiden välillä.*

naispeittävyys kasvoi voimakkaasti etäisyysgradientin suunnassa.

Kangasmaat

Aluskasvillisuus puuttui lähes kokonaan tehdasalueen läheisyydessä noin 0,5 km etäisyydelle saakka. Täällä maata peitti huonosti hajonnut neulaskarike, jonka alla oli ohut humuskerros. Humuksen kuparipitoisuus oli 0,5 km etäisyydellä 6 000 mg/kg, kun se etäisimmällä näytealalla (8 km) oli 200 mg/kg (Levula 1993). Humuksen kuparipitoisuus ja näytealojen keskimääräinen lajimäärä korreloivat negatiivisesti ($p < 0{,}001$) keskenään. Kangasmailla lajilukumäärä kasvoi 4 km etäisyydelle saakka, mutta lajidiversiteetti (Shannon H') oli suurin 3 km etäisyydellä päästölähteestä (taulukko 1).

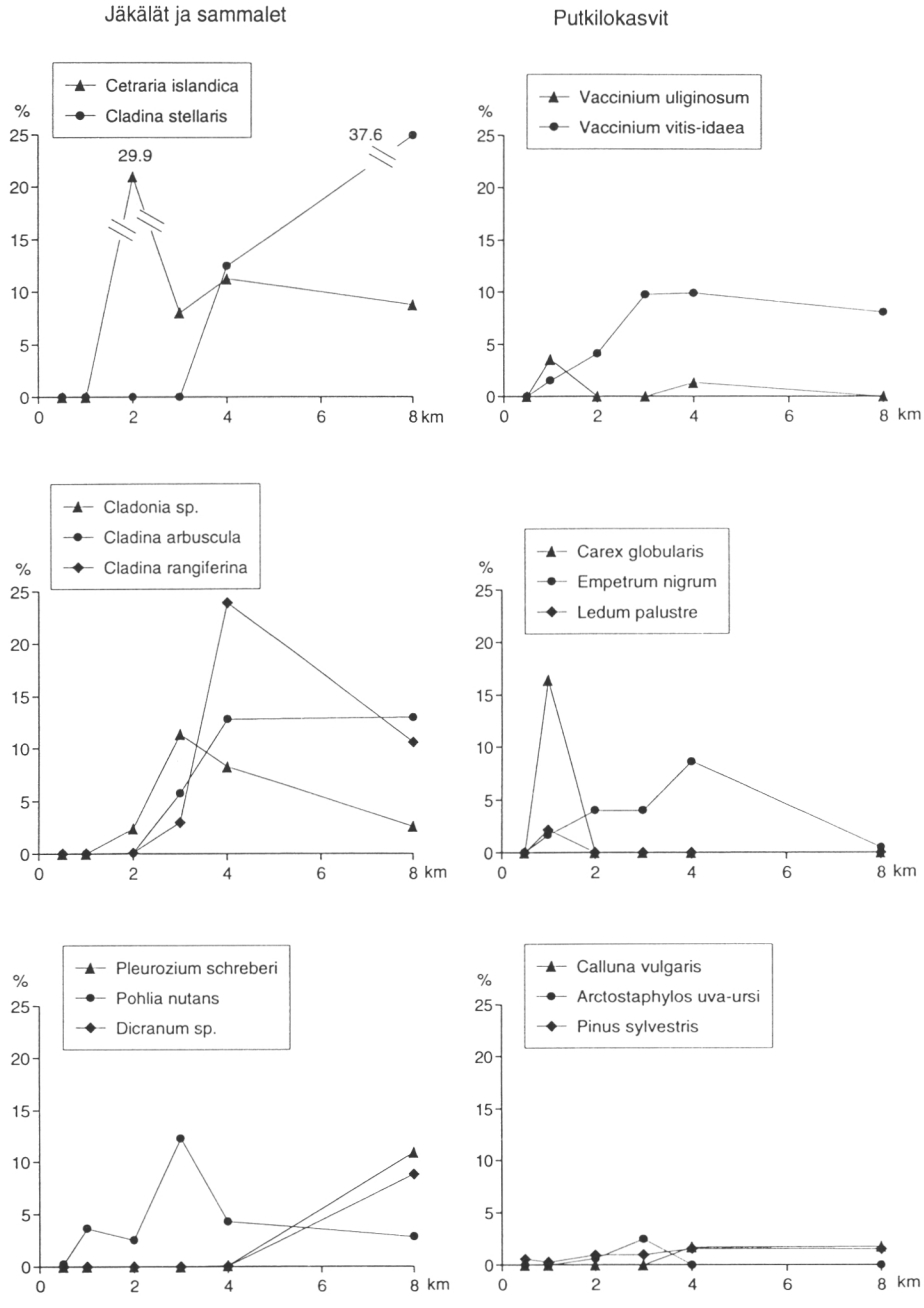
Kenttäkerros: Puolen kilometrin päässä tehtaista kasvoi vain joitakin variksenmarjan (*Empetrum nigrum*), pallosaran (*Carex globularis*) ja juolukan (*Vaccinium uliginosum*) kasvusto-

Taulukko 1. *Näytealojen keskimääräinen lajimäärä ja Shannon-Wiener-indeksillä mitattu diversiteetti (H') eri etäisyyksillä Harjavallan päästölähteestä a) kangasmaiden ja b) turvemaiden aluskasvillisuudessa.*

Etäisyys päästölähteestä, km	Lajien lukumäärä	Diversiteetti H'
a) Kangasmaat:		
0,5	5,3	0,461
1	11,0	0,622
2	19,3	0,530
3	20,3	0,987
4	24,0	0,962
8	24,0	0,877
b) Turvemaat:		
1	5,8	0,580
2	10,0	0,486
2,5	9,0	0,494
5	23,0	0,929
10	30,2	0,816

ja (kuva 2). Myös männyn ja hieskoivun pieniä taimia tavattiin. Tällä etäisyydellä kasvavat mäntymetsät ovat kärsineet monin tavoin ilmansaastevaikutuksista, mikä ilmenee mm. juuristovaurioina. Mäntyjen alentunut haihdutuskyky ja siitä aiheutuneet maan vesitalouden muutokset voivat olla syynä eräiden suokasvien (pallosara, juolukka, suopursu) esiintymiseen kangasmaalla. Näillä lajeilla täytyy laajan ekologisen amplitudin lisäksi olla suuri saasteiden sietokyky. Varpulajisto täydentyi gradientilla seuraavasti: 1 km puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*), mustikka (*V. myrtillus*) ja suopursu (*Ledum palustre*), 2 km sianpuolukka (*Arctostaphylos uva-ursi*) ja 4 km kanerva (*Calluna vulgaris*). Sianpuolukan ja kanervan runsaus näytti pienentyneen, mutta puolukan pysyneen ennallaan verrattuna 20 vuotta sitten tehtyyn inventointiin (Laaksovirta ja Silvola 1975).

Pohjakerros: Jäkälät (kuva 2) puuttuivat yhden kilometrin etäisyydeltä tehtaista. Isohirvenjäkälä (*Cetraria islandica*) ja eräät torvijäkälät kuten *Cladonia gracilis* ja *C. sulphurina* ilmestyivät noin 2 km etäisyydellä. Poronjäkälät (*Cladina arbuscula*, *C. rangiferina* ja *C. stellaris*) olivat herkempiä. Niiden runsaudet alkoivat kasvaa vasta 4 km etäisyydellä. Varsinkin palleroporonjäkälä (*C. stellaris*) näytti olevan muita jäkälälajeja herkempi alueen epäpuhtauksille. Sammalet, jotka normaalisti luonnehtivat kanervatyypin metsien pohjakerrosta, olivat sietokyvyltään jäkäliä huonompia. Seinäsammal (*Pleurozium schreberi*) ja kynsisammalet (*Dicranum polysetum* ja *D. scoparium*) runsastuivat vasta 8 km etäisyydellä päästölähteestä (kuva 2). Ensimmäiset havainnot näiden lajien pienistä kitukasvuisista yksilöistä samoin kuin korallisammalesta (*Ptilidium ciliare*) tehtiin 3 km etäisyydellä.



Kuva 2. *Kangasmetsien pohjakerroksen ja kenttäkerroksen lajien runsausjakaumat (kolmen näytealan keskimääräinen pistefrekvenssi, %) eri etäisyyksillä Harjavallan päästölähteestä.*

Näiltä lajeilta vapautuneessa ekolokerossa kasvoi nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans*), joka pioneerilajina leviää tehokkaasti uusille kasvupaikoille ja on todettu saasteenkestäväksi lajiksi (Folkeson ja Andersson-Bringmark 1987). Nuokkuvarstasammalen lisäksi 0,5 km etäisyydellä tavattiin yksittäisiä kulosammalen (*Ceratodon purpureus*) kasvustoja.

GNMDS-ordinaatiossa (kuva 3) päävaihtelusuunnaksi osoittautui etäisyys päästölähteestä. Gradientin alkupään (0,5 ja 1 km) lajikoostumus poikkesi gradientin loppupäästä ja näytealojen välinen vaihtelu oli muutenkin suurempaa lähellä päästölähdettä. Tämä näkyi lajien painotettujen keskiarvojen järjestymisessä ordinaatioavaruuteen. Epäpuhtauksille herkät lajit sijoittuivat oikealle ja kestävät lajit vasemmalle. Toinen vaihtelusuunta edusti kasvupaikan kosteusoloja. Vasempaan alakulmaan sijoittuvat lajit viihtyivät myös soistuneilla kasvupaikoilla.

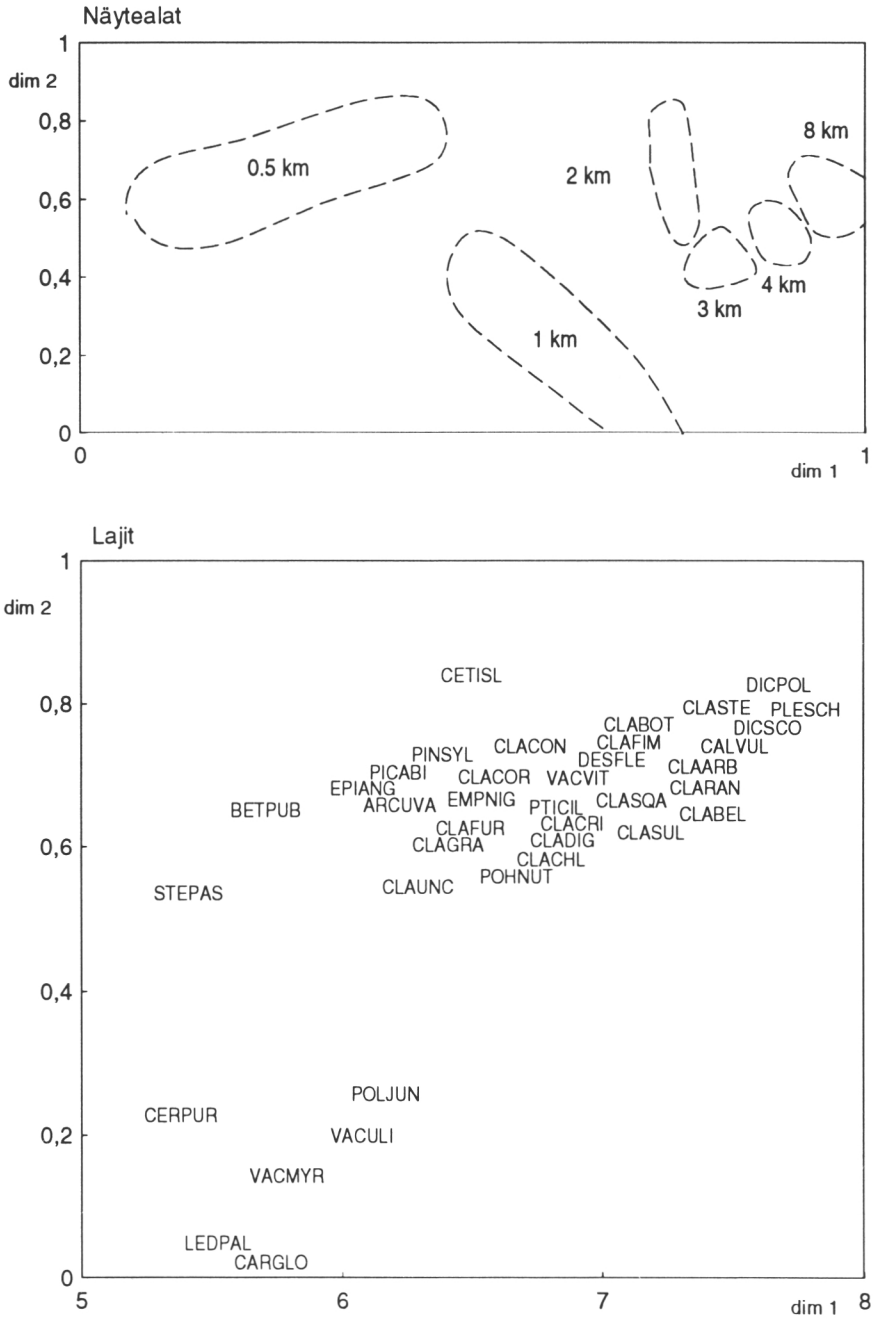
Turvemaat

Kasvillisuuden yleiskuva laskeumagradientin ensimmäisen 5 km matkalla oli voimakkaasti muuttunut (kuva 4). Hallaskorvessa (etäisyys päästölähteestä 1 km) kasvitonta pintaa oli yli 90%. Kurkelansuolla (5 km) lajisto oli jo lähes kasvupaikkatyypin ja kuivatusvaiheen edellyttämää. Kuitenkin vasta Tullerinsuon (10 km) kasvillisuus oli sulkeutunutta eivätkä lajiston runsaussuhteet näkyvästi poikenneet normaalista ITRmu-yhteisöstä (esim. Kosonen 1976, Hotanen ja Nousiainen 1990). Turvemailla lajimäärät kasvoivat 10 km etäisyydelle saakka ja maksimidiversiteetti (Shannon H') esiintyi 5 km etäisyydellä (taulukko 1).

Kenttäkerros: Tupasvillaa (*Eriophorum vaginatum*) kasvoi koko gradientilla (kuva 4). Noin 1 km etäisyydeltä lähtien esiintyi myös juolukkaa, suopursua, puolukkaa, muurainta (*Rubus chamaemorus*) sekä männyn ja koivun taimia. Harmaasaran (*Carex canescens*) ja harmaapajun (*Salix cinerea*) esiintymät olivat yksittäiset. Juolukka- ja suopursukasvustot olivat suurelta osin kuolevia. Etäisyyden kasvaessa Hallaskorven valtalajit vakiinnuttivat asemansa. Muurain runsastui 2,5 km ja suopursu, juolukka, vaivaiskoivu (*Betula nana*), kanerva ja suokukka (*Andromeda polifolia*) 5 km päässä tehtaasta, mutta karpalolajit (*Vaccinium oxycoccos* ja *V. microcarpum*) ilmestyivät vasta 10 km päässä. Siellä esiintyi myös mustikkaa ja muutamia metsäruohoja kuten metsälauha (*Deschampsia flexuosa*) ja metsätähti (*Trientalis europaea*). Tunnetut turvemaan lannoitusalojen pioneerilajit maitohorsma (*Epilobium angustifolium*) ja metsäalvejuuri (*Dryopteris carthusiana*) (esim. Reinikainen 1965) tavattiin jo aikaisemmin (2,5 km), mikä saattaa johtua laskeuman lannoittavasta vaikutuksesta. Tällä etäisyydellä kasvoi myös yksittäisiä suohorsmia (*Epilobium palustre*) ja metsäimarteita (*Gymnocarpium dryopteris*). Putkilokasvilajeja tavattiin kaikkiaan 23.

Pohjakerros: Jäkälät puuttuivat saastuneimmilta kohteilta (1 km) lähes tyystin. Torvijäkäliä esiintyi 2,5 km:stä lähtien, runsaimpana kerran jo 1 km etäisyydellä tavattu *Cladonia chlorophaea*. Muut torvijäkälät (mm. *Cladonia coniocraea* ja *C. fimbriata*), sekä isohirvenjäkälä, turvejäkälä (*Icmadophila ericetorum*) ja kangasruskeinen (*Trapeliopsis granulosa*) ilmestyivät myös tällä etäisyydellä. Poronjäkälät (*Cladina rangiferina* ja *C. arbuscula*) ilmestyivät kasvillisuuteen 5 km etäisyydellä ja niistä herkin laji palleroporonjäkälä (*C. stellaris*) vasta 10 km päässä (kuva 4).

Laaja-amplitudinen pioneeri, nuokkuvarstasammal oli ainoa laskeuman



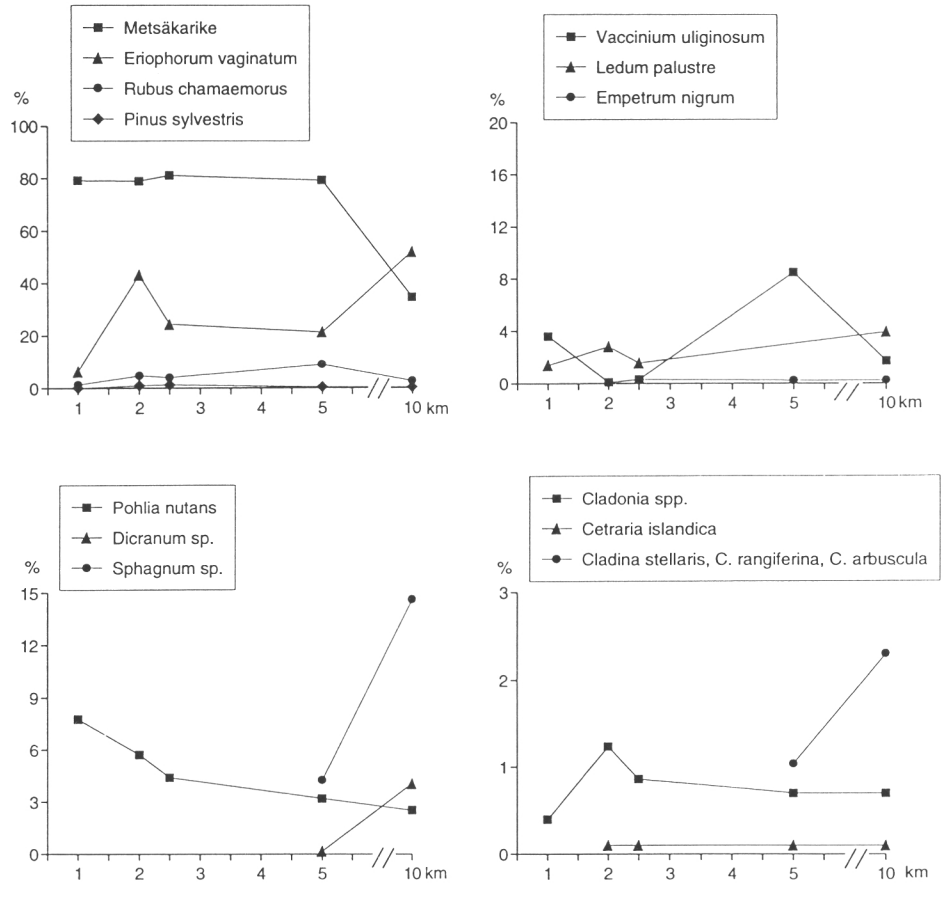
Kuva 3. *Kangasmaiden näytealojen GNMDS-ordinaatio (global non-metric multi-dimensional scaling eli ei-metrinen moniulotteinen skaalaus) ja lajien painotetut keskiarvot kahden dimension ratkaisussa. Aineistossa ei ole mukana sellaisia lajeja, jotka esiintyivät vain yhdellä näytealalla. Kasvien suku- ja lajinimien kolme ensimmäistä kirjainta muodostavat lyhenteen.*

synnyttämästä vapaasta tilasta hyötyjä. Se kasvoi runsaimpana jo 1 km etäisyydellä. Rahkasammalet (*Sphagnum spp.*), metsien seinä- ja kynsisammalet, isokorallisammal, suikerosammal (*Brachythecium sp.*) ja suonihuopasammal (*Aulacomnium palustre*) ilmestyivät rämemuuttumakasvillisuuteen 5 km etäisyydellä. Vaikka niiden esiintymät olivat vähäisiä, alkoi varstasammal jo väistyä. Ne vakiintuivat sulkeutuneessa pohjakerroksessa vasta 10 km etäisyydellä tehtaasta, missä myös kerrossammal (*Hylocomium splendens*) ja laakasammal (*Plagiothecium sp.*) ilmestyivät (kuva 4). Pohjakerroksessa tavattiin yhteensä 19 jäkälä- ja 21 sammallajia.

Myös turvemaiden GNMDS-ordinaatiossa (kuva 5) päävaihtelusuunnaksi osoittautui etäisyys päästölähteeseen. Se korreloi voimakkaasti männyn neulasten Cu- ja S-pitoisuuksien kanssa. Lajirunsaus ja etenkään diversiteetti eivät muuttuneet aivan pääakselin suuntaisesti. Toinen vaihtelusuunta selittyi näytealojen välisillä suotyyppi- ja kuivatussukkessiovaiheen eroilla. Myös puustotunnuksilla oli osuutensa tämän vaihtelun selittäjinä. Männyn neulasten Mn-pitoisuus oli muuttujista selvimmin laskeumagradientin vastaisesti vaihteleva. Matala arvo (147 mg/kg, esim. Veijalainen 1992) lähinnä päästölähdettä on esimerkki ravinnetalouden muutoksista, joita laskeumaan liittyy. Lajiordinaatiossa kasvilajikoostumus muuttui etäisyyden päästölähteeseen kasvaessa. Toinen vaihtelusuunta osoitti lajistollista heterogeenisyyttä, jota ilmeisesti aiheuttivat suotyyppi-, sukkessio- ja metsikköerot.

Taulukko 2. *Karuilla kangas- (k) ja turvemailla (t) kasvavien lajien herkkyys raskasmetalleille ja rikille Harjavallan ympäristössä luokiteltuna kolmeen ryhmään: (I) = herkät, (II) = jossain määrin kestävät ja (III) = sietokykyiset lajit.*

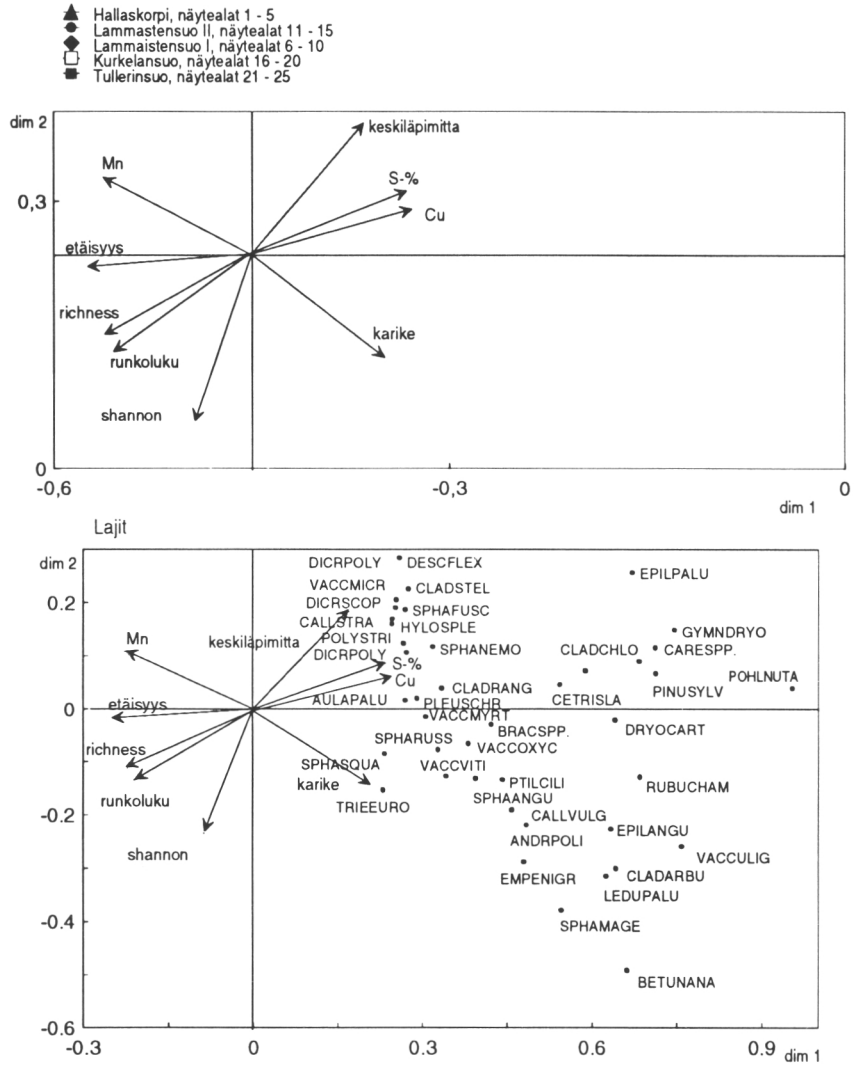
(I) Sammalet	**Jäkälät**	**Putkilokasvit**
Dicranum spp. (k,t)	Cladina (k,t):	Calluna vulgaris (k,t)
Pleurozium schreberi (k,t)	– arbuscula	
Sphagnum spp.(t)	– rangiferina	
Polytrichum strictum (t)	– stellaris	
(II) Sammalet	**Jäkälät**	**Putkilokasvit**
Ptilidium ciliare (k)	Cladonia:	Vaccinium vitis-idaea (k)
	–sulphurina (k)	Arctostaphylos uva-ursi (k)
	–gracilis (k)	
	–chlorophaea (k,t)	
	–coniocraea (k,t)	
	–cornuta (k,t)	
	Cetraria islandica (k,t)	
(III) Sammalet	**Jäkälät**	**Putkilokasvit**
Pohlia nutans (k,t)	–	Empetrum nigrum (k)
Ceratodon purpureus (k)		Vaccinium uliginosum (k,t)
		Ledum palustre (k,t)
		Carex globularis (k)
		Eriophorum vaginatum (t)
		Rubus chamaemorus (t)



Kuva 4. *Turvemaiden lajien runsausjakaumat (viiden näytealan keskimääräinen pistefrekvenssi) eri etäisyyksillä Harjavallan päästölähteestä.*

Metsä- ja suokasvien saasteiden sietokyky

Ilman epäpuhtauksien vaikutukset kasveihin ilmenevät yleensä aluksi biokemiallisina ja fysiologisina muutoksina. Vasta pitkäaikaisen stressin vaikutuksia voidaan havaita yhteisöjen rakenteessa. Lajien runsaussuhteiden muutokset voivat olla seurausta suorista toksisista vaikutuksista, joita tietyt lajit sietävät heikosti. Myös epäsuorat vaikutukset ovat tärkeitä. Jotkut lajit hyötyvät saastelaskeumasta sen lannoittavan vaikutuksen vuoksi. Toiset lajit voivat taantua saasteiden muutettua kasvupaikan ominaisuuksia. Näin saasteiden epäsuorat vaikutukset muuttavat lajien kilpailusuhteita ja ekolokeroiden leveyksiä (Sheehan ym. 1984). Kasvipopulaatiot voivat myös muuttua geneettisesti ympä-



Kuva 5. *Turvemaiden näytealojen GNMDS-ordinaatio ja lajien painotetut keskiarvot kahden dimension ratkaisussa. Ympäristömuuttujien vaihtelusuunnat on projisoitu ordinaatioavaruuteen.*

ristön paineen mukaisesti, jolloin sietokykyiset yksilöt runsastuvat (esim. Antonovics ym. 1971). Kuitenkin monilla pitkäikäisillä kasvilajeilla, kuten puilla tai useilla kloonikasveilla, fenotyyppinen plastisuus on vallitseva strategia sietää erilaisia stressitekijöitä (Dickinson ym. 1991).

Harjavallan ympäristössä lähes 50 vuotta kestänyt, ensisijaisesti raskasmetallien (Cu, Ni, Fe ja Zn) ja rikin laskeuman aiheuttama stressi on johtanut tilanteeseen, jossa edellä mainitut mekanismit vaikuttavat kasvilajien populaatiodynamiikkaan ja yhteisörakenteeseen. Lajien välisen kilpailun voidaan olettaa olevan vähäistä saastuneessa ympäristössä, mutta voimis-

tuvan kasvillisuuden sulkeutuessa gradientin loppupäässä. Kuormituksen jatkuminen ja kumuloituminen näyttää tehokkaasti jarruttaneen paljaan kasvualustan uudelleen kolonisoitumista. Täällä selviytyjät ovat yleensä putkilokasveja, joilla on erilaisia fysiologisia ja rakenteellisia keinoja sietää ympäristön korkeita saastepitoisuuksia. Yhteistä näille generalistilajeille on laaja ekologinen amplitudi, pitkäikäisyys ja klonaalinen kasvutapa. Ankarimman laskeuman alueella vain pioneerisammalet hyötyivät muilta lajeilta vapautuneesta kasvutilasta. Hieman etäämpänä gradientilla torvijäkälien joukosta runsastuivat sietokykyisimmät pioneerilajit. Saastelaskeumalla näyttää siis olevan kasviyhteisöjen sukkessiota "hidastava" vaikutus.

Tässä työssä esitettyä metsä- ja suokasvien saasteiden sietokykyjärjestystä (taulukko 2) ei voida yleistää karuja kasvupaikkatyyppejä ja Harjavallassa vallitsevaa laskeumagradienttia laajemmalle (vrt. esim. Väisänen 1986, Folkeson ja Andersson-Bringmark 1987). Lajien sietokykyryhmittely on tehty gradienteilla havaittuihin runsausjakaumiin perustuen ilman kokeellisia varmistuksia.

Kangasmaiden (37 lajia) ja ojitettujen rämeiden (63 lajia) gradienteilla tavatuista lajeista molemmille yhteisiä oli 27 eli 37 % koko lajistosta. Yhteisten lajien runsausjakaumat gradienteilla olivat pääpiirtein samanlaiset. Yhtenäisimmin käyttäytyvät ryhmät olivat jäkälät ja kangasmetsäsammalet. Sekä kangas- että turvemailla pohjakerroksen lajit kärsivät enemmän saastevaikutuksista kuin putkilokasvit. Sammalista pioneerilajit (*Pohlia, Ceratodon*) hyötyivät muiden lajien taantumisesta. Nuokkuvarstasammal näytti olevan turvemaalla vielä sietokykyisempi kuin kangasmaalla. Alueen ojittamattomilla soilla sen rinnalla esiintyi vastaavasti silmäkerihmasammal (*Cladopodiella fluitans*) (Reinikainen ym. 1994). Poronjäkälät olivat herkempiä kuin torvijäkälät, joissa on sekä pioneereja että tunnettuja kestäviä lajeja. Noin 2–5 km etäisyydellä päästölähteestä runsastuivat sietokykyisimmät torvijäkälät (taulukko 2) vapautuvasta kasvualustasta hyötyjinä (vrt. Freedman ja Hutchinson 1979, Väisänen 1986, Folkeson ja Andersson-Bringmark 1987). Myös isohirvenjäkälä näytti suhteellisen sietokykyiseltä erilaisilla kasvualustoilla. Putkilokasveista tavattiin useita lajeja (mm. variksenmarja, juolukka ja tupasvilla), jotka tulivat toimeen myös saastuneessa ympäristössä. Varvuista variksenmarja ja puolukka sietivät laskeumaa paremmin kangasmaalla kuin turpeella. Variksenmarjan raskasmetallipitoisuudet (Helmisaari ym. tässä julkaisussa) olivat korkeita, jopa 40-kertaiset männyn neulasten arvoihin verrattuna. Esim. puolukka taas myötäili männyn raskasmetallipitoisuuksia.

Kasvillisuuden muutosten ilmaisevuus

Kasvilajien esiintyminen tai puuttuminen sekä lajienväliset runsaussuhteet ovat oleellisia ympäristön tai ekosysteemin tilan indikaattoreita. Nyt saatu tulos osoitti karun kangas- ja suokasvillisuuden muuttuvan raskaan laskeuman piirissä. Lajiston kokonaispeittävyys ja lajimäärät alenivat ja kasvupaikalle vieraita lajeja esiintyi lähellä päästölähdettä. Muutosten tarkempi analysointi edellyttää luotettavia referenssiaineistoja kasvupaikan sukkessiovaiheista tausta-alueilla. Vertailu Reinikaisen (1965) ja Salosen (1992) havaintoihin paljastuneen turpeen kasvittumisesta osoittaa, että aluskasvillisuuden kokonaispeittävyyden ja lajimäärien aleneminen, torvijäkälien esiintyminen, varstasammalen runsaus ja muiden sammalien ja varpujen puuttuminen ovat seurausta Harjaval-

lan saastelaskeumasta tällaisen kasvualustan pioneerikasvillisuudessa.

Vaikka kuivan kankaan ja rämemuuttuman kasvillisuus ei gradientin uloimmilla näytealoilla enää juurikaan poikkennut normaalista, olivat humuksen ja männyn neulasten raskasmetallipitoisuudet paljon korkeammat kuin tausta-alueilla. Sekä kangas- että turvemailla männyn neulasten Cu-pitoisuudet olivat etäisimmilläkin näytealoilla (8–10 km) lähes kaksinkertaiset (turvemaat: 7,5 ± 1,2 mg/kg, Veijalainen 1992 ja kangasmaat 8,7 ± 1,8 mg/kg, Helmisaari ym. tässä julkaisussa) kasvupaikkojen normaaliarvoihin verrattuina.

Harjavallan kasvillisuustutkimuksen näkymiä

Harjavallan ympäristön kasvillisuustutkimuksia jatketaan kuivilla kankailla sekä samaa viljavuustasoa ja runsaasti yhteistä lajistoa käsittävillä karuilla rämeillä. Kasvillisuuden lannoitusvastetta tutkitaan lähitulevaisuudessa metsän terveyslannoituskokeiden avulla. Lannoituskokeet ja metsäekosysteemin ravinnekierron tutkimus tuottavat paljon taustatietoa puustosta, maaperästä ja sadevedestä myös kasvillisuustutkimuksen tarpeisiin. Kasvillisuuden ympäristömuutoksien ilmaisevuuden parantamiseksi inventoidaan lajien elinvoimaisuuden tunnuksia, kuten biomassaa, fertiilisyyttä, ulkoisia vaurio-oireita ja kasvuhäiriöitä. Lajien sietokyvyn perustan analysointiin kasvillisuustutkimuksen perinteiset keinot eivät riitä. Siksi on jo aloitettu varpujen elinkiertojen ja kloonirakenteen tutkiminen. Myös mykoritsasienten merkitystä varpujen elinkyvylle raskasmetallien saastuttamassa maassa selvitetään. Kasvatuskokein tutkitaan siemenpankin koostumusta ja siementen itävyyttä. Päästöjen vähenemisen (Helmisaari ym. tässä julkaisussa) myötä Harjavallan ympäristö tarjoaa mahdollisuuden ekosysteemien elpymisen ja kasvillisuuden palautumisen tutkimiseksi.

Kirjallisuus

Antonovics, J., Bradshaw, A.D. & Turner, R.G. 1971. Heavy metal tolerance in plants. Advances in Ecological Research 7:1–85.

Dickinson, N.M., Turner, A.P. & Lepp, N.W. 1991. How do trees and other long-lived plants survive in polluted environments? Functional Ecology 5:5–11.

Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. Vegetatio 69: 57–68.

Folkeson, L.& Andersson-Bringmark, E. 1987. Impoverishment of vegetation in a coniferous forest polluted by copper and zinc. Canadian Journal of Botany 66: 417–428.

Freedman, B. & Hutchinson, T.C. 1979. Long-term effects of smelter pollution at Sudbury, Ontario, on forest community composition. Canadian Journal of Botany 58: 3123–3140.

Goodall, D.W. 1952. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetation. Australian Journal of Scientific Research Ser. B. 5: 1–41.

Heikurainen, L. 1951. Eräs suokasvillisuuden analysoimismenetelmä. Silva Fennica 70: 1–18.

Hotanen, J.-P. & Nousiainen, H. 1990. Metsä-ja suokasvillisuuden numeerisen ryhmittelyn ja kasvupaikkatyyppien rinnastettavuus. Folia Forestalia 763: 1–54.

Huttunen, S. 1975. Studies on forest vegetation in air pollution damage area. Acta Universitatis Ouluensis A 33, Biol. 2:1–37.

Kosonen, R. 1976. Ojituksen ja lannoituksen vaikutus isovarpuisen rämeen kasvibiomassaan, perustuotan-

toon ja kasvillisuuteen Jaakkoinsuon ojitusalueella Vilppulassa (PH). Metsäntutkimuslaitoksen suontutkimusosaston tiedonantoja 3/1976. 57 s.

Kouki, J. & Haila, Y. 1991. Lajimäärä, näytekoko ja rarefaktio - lajimäärän vertailun ongelma. Luonnon Tutkija 89: 156–159.

Krebs, C.J. 1989. Ecological Methodology. Harper&Row. New York. 654 s.

Laaksovirta, K. & Silvola, J. 1975. Effect of air pollution by copper, sulphuric acid and fertilizer factories on plants at Harjavalta, W. Finland. Annales Botanici Fennici 12:81–88.

Levula, T. 1993. Metsien terveydentila Harjavallan ympäristössä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 470: 54–66.

Reinikainen, A. 1965. Vegetationsuntersuchungen auf dem Walddüngungs-Versuchsfeld de Moores Kivisuo. Kirchsp. Leivonmäki, Mittelfinnland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 59.5: 1–58.

Reinikainen, A., Vanha-Majamaa, I., Nousiainen, H. & Heinonen, R. 1994. Karujen soiden kasvillisuuden vaihtelu Harjavallan laskeumagradientilla. Posteritiivistelmä. Joensuun yliopisto, mat.- luonnont. tiedekunnan raporttisarja 33: 68.

Salemaa, M. & Vanha-Majamaa, I. 1994. Metsäkasvillisuuden rakenne ja diversiteetti Harjavallan saastegradientilla. Joensuun yliopisto, Metsätieteellinen tiedekunta. Tiedonantoja 12: 42–47.

Salonen, V. 1992. Plant colonization of harvested peat surfaces. Biological Research Reports from the University of Jyväskylä 29: 1–29.

Sheehan, P.J. , Miller, D.R., Butler, G.C. & Bourdeau, P. (toim.). 1984. Effects of pollutants at the ecosystem level. John Wiley and Sons. Chichester. 443 s.

Veijalainen, H. 1992. Neulasanalyysituloksia suometsistä talvella 1987–88. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 408: 1–28.

Väisänen S. 1986. Effects of air pollution by metal, chemical and fertilizer plants on forest vegetation at Kokkola, W Finland. Annales Botanici Fennici 23:305–315.

Metsämaiden viljavuus ja happamuus

Pekka Tamminen ja Michael Starr

Johdanto

Merkittävä osa metsänkasvupaikkojen viljavuudesta voidaan selittää maaperän fysikaalisilla – raekoostumus, kivisyys, maaperän paksuus, pohjaveden korkeus ym. – ja kemiallisilla – pH, typen, kalsiumin ja magnesiumin määrät ym. – tunnuksilla (Lundmark 1974, Lipas 1985, Tamminen 1993). Suomen metsänkasvupaikkojen viljavuus tunnetaan varsin hyvin valtakunnan metsien inventointien (VMI) perusteella (esim. Ilvessalo 1960, Salminen 1981). Sen sijaan maaperän kemiallisia viljavuustunnuksia on kartoitettu vain joiltakin alueilta (Urvas ja Erviö 1974, Tamminen 1991). Maaperän viljavuuden muuttumista on tutkittu Suomessa hyvin vähän ja suhteellisen lyhyiltä ajanjaksoilta (Derome ym. 1986). Maaperän ominaisuuksien yhteyttä puuston kasvuun on selvitetty varsin perusteellisesti (Viro 1951, Lipas 1985, Tamminen 1993), mutta maaperän merkitystä puuston yleisen elinvoiman, jota mitataan esim. latvuston tiheydellä, tai neulasten ravinnepitoisuuksien kannalta ei ole tutkittu juuri lainkaan (kuitenkin Paarlahti ym. 1971).

Metsämaiden happamoitumista on esitetty yhdeksi syyksi Keski-Euroopan metsätuhoihin (Ulrich ym. 1979). Myös Suomessa on arveltu metsämaiden happamoituvan ja köyhtyvän ravinteista nopeasti ja siinä määrin, että puiden kasvu heikkenee ja alttius taudeille lisääntyy (Hari ja Raunemaa 1983, Johansson ja Savolainen 1990). Lounais-Ruotsissa metsämaan pH:n on todettu paikoin laskeneen vuosien 1927–84 välisenä aikana 0,3–0,9 pH-yksikköä (Hallbäcken ja Tamm 1986). Samalla emäskationien määrä kivennäismaassa (0–70 cm) väheni 56–74 % (Hallbäcken 1991). Happamoituminen näyttäisi Suomessa olevan kuitenkin hitaampaa kuin esim. Etelä-Ruotsissa (Derome ym. 1986, Hallbäcken ja Tamm 1988). Suomesta ei ole saatu toistaiseksi kuitenkaan riittävän pitkiä aikasarjoja happamoitumisnopeuden arvioimiseksi erilaisilla kasvupaikoilla. Meillä ei ole myöskään kartoitettu kangasmaiden happamoitumiseen liittyviä kemiallisia ominaisuuksia koko maan osalta, vaikka metsämaiden fysikaalisia ominaisuuksia on kartoitettu jo VMI2:ssa 1930- ja VMI3:ssa 1950-luvuilla (Aaltonen 1941, Viro 1958). Lisäksi on epäselvää, missä vaiheessa happamoituminen alkaa merkittävästi heikentää puiden kuntoa ja kasvua.

Tutkimushankkeen tavoitteena on

- kartoittaa metsämaiden morfologisia, fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia, varsinkin happamuutta,

- mahdollistaa maaperätunnusten käyttö tarkasteltaessa puuston kuntoa, kasvua ja neulasten ravinnepitoisuuksia sekä pintakasvillisuuden ominaisuuksia ja samalla
- arvioida pysyvien näytealojen avulla puuston sukkession, metsänhoitotoimenpiteiden ja ilmansaasteiden mahdollisesti aiheuttamia maaperämuutoksia.

Tässä raportissa tarkastellaan kemiallisten maaperämuuttujien suhteita kasvupaikkatyyppiin ja lämpösummaan, happamuuden jakautumista maaprofiilissa sekä maaperän happamoitumisen alueellisuutta.

Aineisto

Tämän tutkimuksen aineistona ovat VMI8:n kangasmaiden pysyviltä näytealoilta (384 kpl) vuosina 1986–1989 otetut maanäytteet. Näytteet esikäsiteltiin ja analysoitiin vuosina 1987–1993. Maanäytteet otettiin humuskerroksesta ja kivennäismaakerroksista 0–5, 5–20, 20–40 ja 60–70 cm varsinaisen VMI-näytealan ulkopuolelta. Aineistosta on laadittu raportit Etelä-Suomen metsämaiden happamuudesta (Tamminen ja Starr 1990) ja koko maan kangasmaiden pH:sta (Starr ja Tamminen 1992). Viljavuutta, maannostumista tai maaperän merkitystä puuston tai pintakasvillisuuden kannalta ei ole toistaiseksi tarkasteltu.

Näytteistä on määritetty mm. hiilen (humusnäytteet) tai orgaanisen aineen (kivennäismaanäytteet) osuus, typpipitoisuus ja 0,1 M bariumkloridilla happamuus ja vaihtuvat kationit (Na, Mg, Al, K, Ca, Mn, Fe). Happamuus määritettiin titraamalla ja kationien pitoisuudet ICP-laitteella (ARL 3850). pH määritettiin vesilietoksesta, jossa oli 15 ml näytejauhetta ja 25 ml tislattua vettä. Osaa analyyseistä, mm. kivennäismaiden raekoostumusta ja pintamaan (humuskerros ja kivennäismaakerrokset 0–5 ja 5–20 cm) ammoniumasetaattiuuttoa (pH 4,65) ei käsitellä tässä raportissa.

Käytetyt lyhenteet:

Kpt – Kasvupaikkatyyppi: 1 = lehdot (OMaT ym.), 2 = lehtomaiset kankaat (OMT ym.), 3 = tuoreet kankaat (MT ym.), 4 = kuivahkot kankaat (VT ym.), 5 = kuivat kankaat (CT ym.) ja 6 = karukkokankaat (ClT).

L.summa – Lämpösumma, d.d. (Ojansuu ja Henttonen 1983).

Humpak – Humuskerroksen paksuus, cm.

pH – Vesilietoksen pH.

C – Kokonaishiilipitoisuus, g/kg kuiva-ainetta. Humuskerroksen näytteistä ja osasta kivennäismaanäytteitä pitoisuus määritettiin Leco CHN-600 laitteella ja pääosasta kivennäismaanäytteitä pitoisuus arvioitiin yhtälöllä: C (%) = -49,07 + 0,5911·OA+0,4897·KA, missä OA= orgaanisen aineen ja KA = kuiva-aineen pitoisuus, %,

N – Kokonaistyppipitoisuus, g/kg kuiva-ainetta. Humusnäytteistä ja osasta kivennäismaanäytteitä pitoisuus määritettiin Leco CHN-600 laitteella ja pääosasta kivennäismaita Kjeldahl-menetelmällä. Ei määritetty näytekerroksesta 20–40 cm.

Na^+, Mg^{2+}, Al^{3+}, K^+, Ca^{2+}, Mn^{2+} ja Fe^{3+} – Alkuainepitoisuus, $^+$-varausta mmol/kg kuiva-ainetta. Uutettiin 15 ml näytettä 150 ml:lla 0,1 M $BaCl_2$ -liuosta ja määritettiin pitoisuudet ICP-laitteella.

H^+ – Vaihtuva happamuus, mmol/kg kuiva-ainetta, määritettiin titraamalla 50 ml $BaCl_2$-uutosta pH 7,00:ään 0,05 M NaOH-liuoksella.

H+Al+Fe – Ns. happamien kationien H^+, Al^{3+} ja Fe^{3+} summa.

Tulokset

Kangasmaiden viljavuus

Viljavuutta käsitellään alustavien tulosten perusteella tarkastelemalla joidenkin kemiallisten maaperämuuttujien suhteita kasvupaikkatyyppiin ja lämpösummaan. Tarkasteluun otettiin mukaan humus- ja kivennäismaakerrosten 0–5, 5–20 ja 20–40 cm hiili- ja typpipitoisuudet ja bariumkloridiin uuttuvat kationit H^+, Na^+, Mg^{2+}, Al^{3+}, K^+, Ca^{2+}, Mn^{2+} ja Fe^{3+} sekä vesi-pH. Kasvupaikkatyypillä tarkoitetaan seuraavassa tarkastelussa metsätyyppien vyöhykkeestä riippumatonta viljavuustasoa (ks. lyhenteet). Aluksi kasvupaikkatyyppien eroja tutkittiin kovarianssianalyysillä, jolloin lämpösumma oli kovariaattina. Kasvupaikkatyypit erosivat selvimmin humuskerroksen osalta muuttujien C/N, Mg, pH ja Ca suhteen (taulukko 1). Kivennäismaakerroksessa 0–5 cm selvimmin erosivat tyypeittäin muuttujat Mn, Mg, Ca ja N (taulukko 2), kerroksessa 5–20 cm muuttujat Ca, Mg, Na ja Mn (taulukko 3) ja kerroksessa 20–40 cm muuttujat Ca, Mg, Na ja Mn (taulukko 4). Mitä syvemmästä kivennäismaakerroksesta oli kysymys, sitä pienempiä erot olivat (taulukot 2–4).

Kovariaattina käytetyn lämpösumman ja maaperämuuttujien korrelaatiot osoittivat, että maan eteläosassa metsämaan kaikki kerrokset olivat ravinteikkaampia kuin pohjoisosassa (taulukko 5). Kivennäismaan happamuus näyttäisi kuitenkin hiukan lisääntyvän lämpösumman myötä. Myös orgaanisen aineen osuus näyttäisi lisääntyvän lämpösumman myötä kaikissa kivennäismaakerroksissa, mutta erityisesti kivennäismaan pinnassa (0–5 cm) (taulukko 5), mikä saattaisi osaltaan selittää happamuuden ja lämpösumman korrelaatioita.

Kasvupaikkatyyppien maaperäeroja selvitettiin myös erotteluanalyysein. Maaperämuuttujien lisäksi mukaan otettiin kunkin näytealan korkeusasema ja lämpösumma sekä näytealat perustaneen inventointiryhmän arvio humuskerroksen paksuudesta. Erotteluanalyysissä lasketaan riippumattomien muuttujien avulla luokkien lukumäärä-1 erotteluyhtälöä, joiden suhteen luokat eroavat mahdollimman hyvin. Analyyttisen luokituksen onnistumista testataan mm. siirtymätaulukolla (taulukot 6–8). Erotteluanalyysit tehtiin vain humuskerroksen ja kivennäismaakerrosten 0–5 ja 5–20 cm

Taulukko 1. *Humuskerroksen kemiallisten muuttujien lämpösumman suhteen tasoitetut keskiarvot kasvupaikkatyypeittäin ja kovarianssianalyysin F-arvot.*

Muuttuja	Kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	F-arvo Kpt	L.summa
n	10	58	170	113	27		
C/N[1)]	24	30	38	41	45	61,6	119
Mg[1)]	54	44	34	26	16	44,8	0
pH	4,82	4,48	4,06	4,02	3,82	33,0	26,9
Ca	265	206	159	139	98	31,2	56,7
Mn	34,4	26,6	14,2	9,9	6,3	30,9	0
N[1)]	13,6	12,6	11,6	10,2	8,4	27,9	58,1
H+Al+Fe[1)]	36	57	110	116	116	26,5	10,0

[1)] Geometrinen keskiarvo = $e^{\overline{\ln x}}$.

Taulukko 2. *Kivennäismaakerroksen 0–5 cm kemiallisten muuttujien lämpösumman suhteen tasoitetut keskiarvot kasvupaikkatyypeittäin ja kovarianssianalyysin F-arvot.*

Muuttuja	Kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	F-arvo Kpt	L.summa
n	12	60	170	114	28		
Mn	7,21	2,04	0,57	0,37	0,21	56,5	58,6
Mg[1)]	10,1	4,09	1,46	0,92	0,52	51,3	27,1
Ca	38,0	11,5	4,4	3,3	1,6	42,4	83,6
N[1)]	3,36	1,86	0,98	0,73	0,62	42,1	124,6
K	1,93	1,13	0,74	0,56	0,40	22,5	97,8
C/N[1)]	16	20	26	27	25	21,3	0
Na	0,47	0,40	0,24	0,19	0,15	19,0	31,4

[1)] Geometrinen keskiarvo = $e^{\overline{\ln x}}$.

osalta mm. siksi, että kerroksesta 20–40 cm ei oltu analysoitu mm. typpipitoisuutta.

Kasvupaikkatyyppien erottelu onnistui odotetusti parhaiten humuskerroksen muuttujilla (taulukko 6), joskin onnistumissadannes jäi tällöinkin alhaiseksi, 55,6 %. Erotteluyhtälöihin valikoituivat seuraavat muuttujat, joista muuttujia K ja Mn on pidettävä yllätyksellisinä.

	F-arvo
1. ln(C/N+0,1)	82,1
2. ln(Mg+0,1)	47,6
3. Mg	35,3
4. Humpak	27,5
5. K	23,2
6. Mn	21,0

Kivennäismaan muuttujiin perustunut kasvupaikkatyyppien erottelu onnistui sitä heikommin mitä syvemmästä maakerroksesta oli kyse (taulukot 7 ja

Taulukko 3. *Kivennäismaakerroksen 5–20 cm kemiallisten muuttujien lämpösumman suhteen tasoitetut keskiarvot kasvupaikkatyypeittäin ja kovarianssianalyysin F-arvot.*

Muuttuja	Kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	F-arvo Kpt	L.summa
n	12	60	170	112	28		
Ca[1)]	16,3	6,5	2,6	1,7	0,65	39,2	22,1
Mg[1)]	4,12	2,31	0,69	0,43	0,24	37,2	9,43
Na[1)]	0,33	0,30	0,16	0,11	0,088	28,4	22,3
Mn	1,46	0,57	0,25	0,18	0,092	25,7	4,83
N[1)]	1,46	0,97	0,69	0,54	0,40	21,9	24,6
K[1)]	0,76	0,51	0,30	0,24	0,19	15,6	51,1
C/N	15	19	24	26	25	12,5	0

[1)] Geometrinen keskiarvo = $e^{\overline{\ln x}}$.

Taulukko 4. *Kivennäismaakerroksen 20–40 cm kemiallisten muuttujien lämpösumman suhteen tasoitetut keskiarvot kasvupaikkatyypeittäin ja kovarianssianalyysin F-arvot.*

Muuttuja	Kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	F-arvo Kpt	L.summa
n	12	60	167	111	27		
Ca[1)]	12,6	5,96	1,95	1,26	0,48	37,3	20,0
Mg[1)]	3,57	2,50	0,56	0,31	0,17	32,2	7,3
Na	0,39	0,33	0,15	0,098	0,059	29,2	15,8
Mn	0,50	0,23	0,090	0,052	0,042	18,7	0
K[1)]	0,51	0,39	0,18	0,15	0,12	15,2	35,1
C[1)]	13,5	9,9	8,9	7.0	3.6	10,2	4,2
Al	6,3	4,1	3,7	2,3	1,4	8,70	18,9

[1)] Geometrinen keskiarvo = $e^{\overline{\ln x}}$.

8). Kerroksen 0–5 cm muuttujilla luokiteltiin oikein 50,5 % tapauksista ja kerroksen 5–20 cm muuttujilla 47,6 % tapauksista. Kivennäismaakerrosten erotteluyhtälöihin valikoituivat seuraavat muuttujat:

Kerros 0–5 cm:

	F-arvo
1. N	73,6
2. Mn	46,6
3. ln(Mg+0,1)	34,9
4. C	29,7
5. pH	25,1
6. Humpak	21,7

Kerros 5–20 cm:

	F-arvo
1.ln(Ca+0,1)	52,7
2. Mn	30,6
3. ln(Al+0,1)	23,0
4. C/N	19,1
5. Na	16,5
6. Mg	14,5
7. Humpak	13,1

Mangaani tuli mukaan kaikkiin ja erityisellä painolla kivennäismaakerrosten erotteluyhtälöihin, vaikka kerroksen 0–5 cm arvoista 24 % ja kerroksen 5–20 cm arvoista peräti 41 % oli nollia. Kerroksen 0–5 cm muuttujakoostumus kuvastanee pintakerroksen keskimäärin runsaan orgaanisen aineen määrän suurta vaihtelua. Kerroksen 5–20 cm erotteluyhtälöiden muuttujat – viisi seitsemästä kationimuuttujia – kuvastanevat kivennäismaan raekoostumuksesta riippuvaa kationien runsautta (Tamminen 1991).

Koska kasvupaikkatyyppien erottelu maaperän kemiallisten muuttujien avulla onnistui heikohkosti, selvitettiin ryhmittelyanalyysillä, minkälaisia ryhmiä muodotuisi suoraan eri maakerrosten muuttujien perusteella. Käytettiin ns. monikeskiarvomenetelmää, jossa ryhmät muodostetaan siten, että muuttujien ryhmittäiset keskiarvot poikkeavat toisistaan mahdollisimman paljon. Varianssianalyysistä saatava F-arvo mittaa kunkin muuttujan erottelukykyä. Ryhmien luonnetta tulkittiin paitsi muuttujien keskiarvoilla myös vertaamalla niitä kasvupaikkatyyppeihin.

Neljän ryhmän – ryhmien lukumäärä annettiin analyysin lähtötietona – ratkaisu näytti tuottavan selvimmin tulkittavat ratkaisut (taulukot 9–10).

Taulukko 5. *Maaperämuuttujien korrelaatiot lämpösumman suhteen.*

Muuttuja	Humuskerros	0–5 cm	5–20 cm	20–40 cm
pH	0,387x	–0,043*	–0,283*	–0,218*
C	–0,162	0,567	0,311*	0,190
N	0,467	0,583	0,374	–
C/N	–0,611x	–0,157	–0,067	–
K	–0,123*	0,543	0,451	0,406
Ca	0,492	0,519	0,377	0,374
Mg	0,186*	0,407	0,353	0,308
Al	–0,172	0,294*	0,359	0,309
Na	0,147	0,430	0,382	0,357
Mn	0,185	0,359	0,292	0,187
H+Al+Fe	–0,299	0,300*	0,351	0,297

Kriittiset korrelaatiot: $|r_{,05}|=0{,}101$, $|r_{,01}|=0{,}132$ $|r_{,001}|=0{,}172$.
* = Laskettu muuntamattomilla arvoilla. Muut korrelaatiot laskettu logaritmimuunnetuilla arvoilla.

Muuttujat standardoitiin siten, että niiden varianssiksi tuli yksi. Ryhmittelyanalyysiin sisällytettiin humuskerros ja kivennäismaakerrokset 0–5 ja 5–20 cm. Taulukossa 9 on esitetty kerrosten parhaat ryhmittelymuuttujat siten, että mukaan on otettu kunkin muuttujan paras muunnos. Esimerkiksi humuskerroksen muuttujien paremmuusjärjestys oli todellisuudessa: 1. (H+Al+Fe), 2. ln(C/N+0,1), 3. C/N, 4. Ca, 5. ln(Ca+0,1), 6. pH, 7. Al, 8. ln(Al+0,1), 9. ln(N+0,1), 10. Mn. Humuskerroksen muuttujien avulla muodostetuista ryhmistä 1. ja 4. edustivat selvästi viljavuuden ääripäitä ja kaksi muuta keskimääräistä viljavuutta (taulukot 9 ja 10). Ryhmien kasvupaikkatyyppijakaumat keskittyivät pääosin 1–2 tyyppiin, mutta olivat kokonaisuudessaan varsin laajoja (taulukko 10). Kivennäismaakerroksen 0–5 cm muuttujilla muodostui hiukan hajanaisempia ryhmiä kuin humuskerroksen muuttujilla (taulukot 9 ja 10), mutta ne näyttivät olevan selkeästi typpi-, kalsium- ja magnesiumpitoisuuksien vallitsemia ravinteisuusryhmiä. Kerrok-

Taulukko 6. *Humuskerroksen muuttujiin perustuvan erotteluanalyysin onnistuminen. Arvioitujen ja todellisten kasvupaikkatyyppien vastaavuus.*

Todellinen kasvupaikkatyyppi	Arvioitu kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5	Yht.
1	**8**	2				10
2	9	**38**	9	1	1	58
3	4	29	**91**	41	5	170
4		5	31	**54**	23	113
5+6				8	**19**	27
Yht.	21	74	131	104	48	**378**

Taulukko 7. *Kivennäismaakerroksen 0–5 cm muuttujiin perustuvan erotteluanalyysin onnistuminen. Arvioitujen ja todellisten kasvupaikkatyyppien vastaavuus.*

Todellinen kasvu paikkatyyppi	Arvioitu kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	Yht.
1	**10**	2				12
2	5	**33**	13	8	1	60
3	2	20	**96**	27	25	170
4		4	29	**35**	46	114
5+6		1	5	2	**20**	28
Yht.	17	60	143	72	92	**384**

sen 5–20 cm ryhmittely oli epätasapainoinen: yhdessä ryhmässä 2 ja yhdessä 182 tapausta (taulukot 9 ja 10). Ryhmät kuvasivat kuitenkin selvästi ravinteisuutta kuten ylempienkin kerrosten ryhmittelyt.

Aineiston perusteella maaperän kemiallisten tunnusten ja kasvupaikkatyypillä ilmaistun viljavuuden välillä näyttää vallitsevan melko väljä tilastollinen riippuvuus. Riippuvuus on kiintein humuskerroksen suhteen ja väljenee kivennäismaassa alaspäin mentäessä. Paras kasvupaikkatyyppejä erotteleva muuttuja oli C/N tai käänteen aiemmissa tutkimuksissa käytetty orgaanisen aineen typpipitoisuus. Kivennäismaamuuttujista parhaat erottelijat olivat typpipitoisuus (0–5 cm) ja kalsiumpitoisuus (5–20 cm).

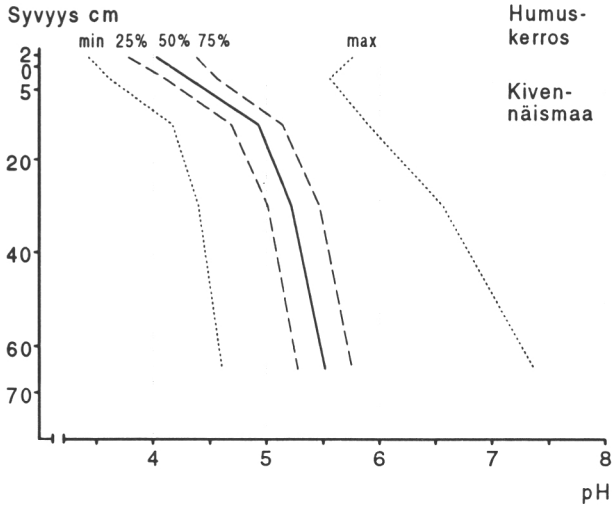
Happamuus

Kangasmaiden happamuutta pH:n avulla on tarkasteltu jo aiemmin (Starr ja Tamminen 1992). pH-arvot vaihtelivat voimakkaasti ja olivat alimmillaan humuskerroksessa 3,4, kivennäismaakerroksessa 0–5 cm 3,6 ja kerroksessa 5–20 cm 4,2 (kuva 1).

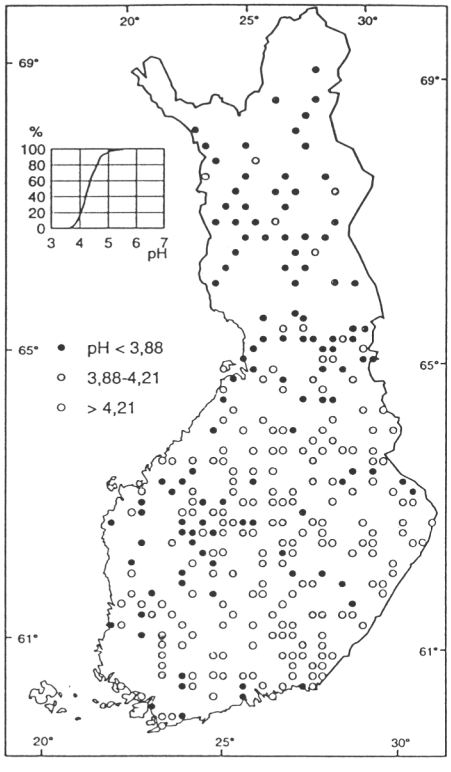
Happamuuden mahdollisia alueellisia piirteitä selvitettiin laatimalla karttoja maakerroksittain, esimerkkeinä humuskerros (kuva 2) ja 5–20 cm:n

Taulukko 8. *Kivennäismaakerroksen 5–20 cm muuttujiin perustuvan erotteluanalyysin onnistuminen. Arvioitujen ja todellisten kasvupaikkatyyppien vastaavuus.*

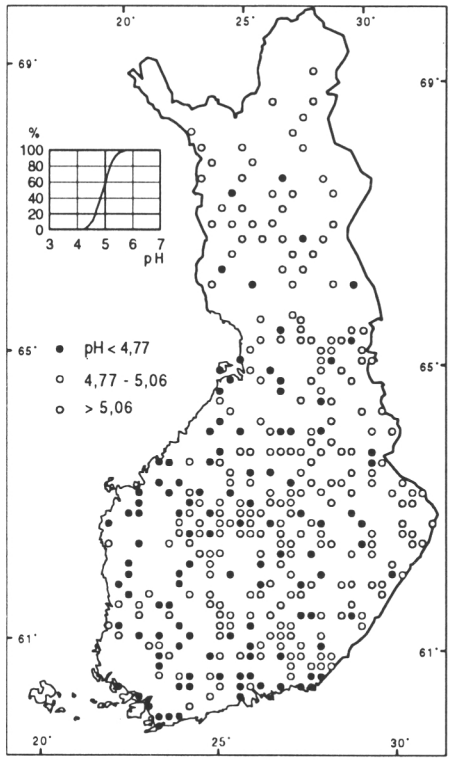
Todellinen kasvu paikkatyyppi	Arvioitu kasvupaikkatyyppi 1	2	3	4	5+6	Yht.
1	**7**	5				12
2	7	**34**	15	4		60
3	5	19	**89**	42	15	170
4		7	38	**34**	33	112
5+6			4	6	**18**	28
Yht.	19	65	146	86	66	**382**



Kuva 1. *Vesilietoksen pH eri maakerroksissa.*



Kuva 2. *Näytealojen humuskerroksen pH-jakauma. Kuvan vasemmassa yläkulmassa on esitetty pH:n kumulatiivinen jakauma.*



Kuva 3. *Kivennäismaan (5–20 cm) pH-jakauma. Kuvan vasemmassa yläkulmassa on esitetty pH:n kumulatiivinen jakauma.*

Taulukko 9. *Parhaiden ryhmittelymuuttujien[1] ryhmittäiset keskiarvot neljän ryhmän ratkaisuissa. Ryhmät pyrittiin järjestämään laskevaan viljavuusjärjestykseen.*

Humus-	Ryhmä			
kerros	1	2	3	4
n	69	150	52	107
(H+Al+Fe)	44	98	220	138
Ca	253	166	141	93
pH	4,8	4,1	4,0	3,8
C/N	27	36	36	47
Al[2]	6,2	17,0	64,4	29,1
Mn	32,2	14,8	7,1	7,2
0–5 cm	1	2	3	4
n	33	54	147	150
N[2]	3,7	2,6	1,1	0,45
Ca	59,8	13,1	7,1	2,3
K	3,1	1,7	0,87	0,38
C[2]	65	56	27	11
Mg[2]	14,1	3,8	1,5	0,63
Al	21	51	24	15
5–20 cm	1	2	3	4
n	2	48	182	150
Mg	67,2	9,1	0,98	0,49
Ca	88,4	21,8	3,5	2,0
K	2,9	1,3	0,37	0,19
Na	1,7	0,50	0,18	0,11
Al[2]	2,7	16,1	13,7	3,9
N[2]	2,0	1,4	0,81	0,40

[1] Esitetty kunkin muuttujan paras muunnos, joko alkuperäinen tai ln-muunnettu arvo.

[2] Geometrinen keskiarvo = $e^{\overline{\ln x}}$.

kivennäismaakerros (kuva 3). pH:n vaihteluväli on jaettu kartoissa kolmeen osaan: alin, keskimmäinen ja ylin kolmannes.

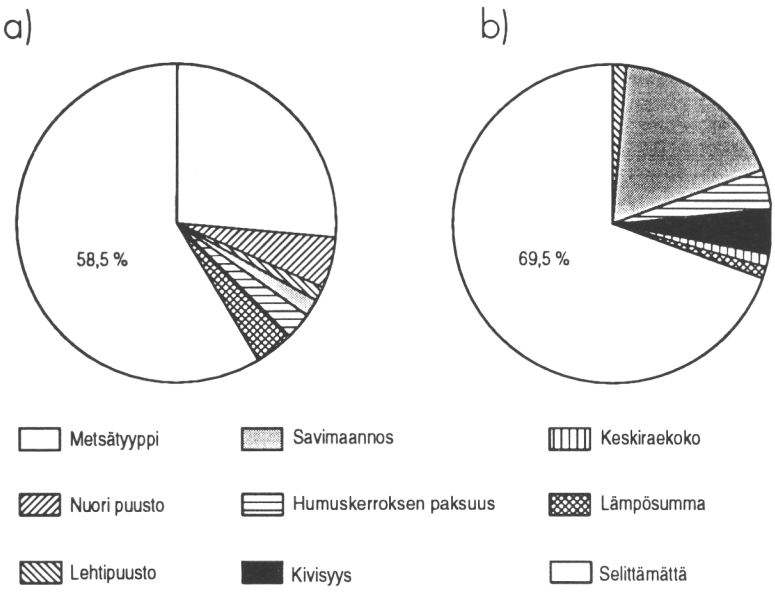
Humuskerroksen pH oli korkein Etelä- ja Itä-Suomen viljavilla alueilla (Kujala 1964) ja matalin Pohjois- ja Länsi-Suomessa (kuva 2). Humuskerroksen pH on melko hyvä viljavuuden yleisindikaattori, sillä se kuvastaa mm. kalsiumin ja käyttökelpoisen typen määrää (ks. myös taulukko 1, Tamminen 1991). Kivennäismaan pH korreloi puolestaan yleensä heikosti viljavuuden kanssa (Tamminen 1993). Tässä aineistossa humuskerroksen pH:n korrelaatiot olivat kasvupaikkatyypin suhteen (Spearmanin järjestyskorrelaatiokerroin) –0,50, kokonaistypen suhteen 0,41 ja uuttuvan kalsiumin suhteen 0,64, kun taas kivennäismaakerroksen 0–5 cm vastaavat korrelaatiot

Taulukko 10. *Ryhmien jakauma kasvupaikkatyyppien suhteen eri maakerrosten ryhmittelyanalyysien neljän ryhmän ratkaisuissa.*

Kasvupaikka-tyyppi	Analyyttinen ryhmä 1	2	3	4	Yht.
Humuskerros					
1	9	1			10
2	35	17	5	1	58
3	21	84	36	29	170
4	4	43	11	55	113
5+6		5		22	27
Yht.	69	150	52	107	378
0–5 cm	**1**	**2**	**3**	**4**	**Yht.**
1	10	2	1		12
2	17	18	22	3	60
3	5	30	79	56	170
4	1	4	38	71	114
5+6		1	7	20	28
Yht.	33	54	147	150	384
5–20 cm	**1**	**2**	**3**	**4**	**Yht.**
1		9	3		12
2	1	25	28	6	60
3	1	10	106	53	170
4		4	38	70	112
5+6			7	21	28
Yht.	2	48	182	150	382

olivat vain –0,03, 0,22 ja 0,46. Kivennäismaan pH:n vaihtelu poikkesikin humuskerroksen mallista. Kivennäismaan pH näytti olevan matalampi Etelä-Suomessa ja rannikoiden geologisesti nuorilla mailla kuin Pohjois- ja Sisä-Suomessa (kuva 3). Pienestä havaintojoukosta ei muodostunut kuitenkaan selviä, toisistaan poikkeavia alueita.

Kun pH-arvojen ja kasvupaikka- ja maaperätunnusten riippuvuutta tarkasteltiin regressioanalyysillä, todettiin, että humuskerroksen pH on keskimääräistä korkeampi viljavilla kasvupaikoilla, nuorissa ja lehtipuuvaltaisissa metsissä, hienorakeisilla mailla ja Etelä-Suomessa (kuva 4a). Humuskerroksen pH:ta alentavat mm. humuskerroksen paksuus, havupuiden, etenkin kuusen suuri osuus ja puuston ikä. Kivennäismaan pH:ta selittivät paitsi maan rakoostumusta kuvaavat tunnukset myös humuskerroksen paksuus ja puulajikin (kuva 4b). Sen sijaan metsätyyppi korreloi pH:n kanssa heikosti ja lämpösumma negatiivisesti (ks. myös taulukko 5).



Kuva 4. a) *Humuskerroksen ja* **b)** *kivennäismaan (60–70 cm) pH:ta selittävien puusto-, kasvupaikka- ja maatunnusten selitysosuudet.*

Tulosten tarkastelu

Kasvupaikkatyypillä ilmaistun viljavuuden ja käytettyjen kemiallisten maaperätunnusten riippuvuudet olivat melko löyhiä (taulukot 1–4, 6–8), mutta loogisia (Viro 1951, Urvas ja Erviö 1974, Lipas 1985, Tamminen 1991). Odotetusti parhaiten viljavuuden kanssa korreloivat C/N-suhde ja koko näytteen typpi-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet (Aaltonen 1925, Lipas 1985, Tamminen 1993). Käytettyjen muuttujien viljavuutta mittaava luonne ilmeni ryhmittelyanalyysien tuloksissa: analyyttiset ryhmät muodostivat kaikkien maakerrosten osalta selvän viljavuusgradientin (taulukot 9 ja 10). Kemiallisten maaperämuuttujien ja lämpösumman välisten korrelaatiokertoimien mukaan (taulukko 5) maaperän ravinteisuus laski keskimäärin etelästä pohjoiseen siirryttäessä. Toisaalta humuskerroksen hiilipitoisuus, C/N-suhde, vaihtuva happamuus ja kaliumpitoisuus näyttivät olevan korkeampia pohjoisessa kuin etelässä (taulukko 5).

Tarkasteltaessa maan happamuutta pH:n avulla havaittiin, että maakerrokset eivät aineiston mukaan olleet kovin happamia, mutta pH:n vaihtelu oli suurta. Humuskerroksen pH korreloi positiivisesti maan viljavuuden kanssa, mutta kivennäismaan pH sen sijaan ei. Kivennäismaan alhaisempaan pH-arvoon Etelä-Suomessa (taulukko 5, kuva 3) voisi olla syynä esim. Etelä-Suomen metsämaiden olennaisesti suurempi kasvibiomassan tuotos ja siihen sitoutuvat emäksiset kationit, Etelä-Suomen kivennäismaiden suurempi orgaanisen aineen määrä (taulukko 5) sekä mahdollisesti lämpimämmästä ilmastosta johtuva emäksisten ainesten pitemmälle edennyt kemiallinen rapautuminen.

Kirjallisuus

Aaltonen, V.T. 1925. Über die umsetzungen der Stickstoffverbindungen im Waldboden. Summary: The decomposition of nitrogenous compounds in woodland soils. Communicationes ex Instituto Quaestionum Forestalium Finlandiae 10: 1–61.

Aaltonen, V.T. 1941. Metsämaamme valtakunnan metsien toisen arvioinnin tulosten valossa. Referat: Die finnischen Waldböden nach der Erhebungen der zweiten Reichswaldschätzung. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 29(5). 62 s.

Derome, J., Kukkola, M. & Mälkönen, E. 1986. Forest liming on mineral soils. Results of Finnish experiments. National Swedish Environmental Board. Report 3084. 105 s.

Hallbäcken, L. 1991. Long-term changes of base cation pools in soil and biomass in a beech and a spruce forest of Southern Sweden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 155: 51–60.

Hallbäcken, L. & Tamm, C.O. 1986. Changes in Soil Acidity from 1927 to 1982–1984 in a Forest Area of South-West Sweden. Scandinavian Journal of Forest Research 1: 219-232.

Hallbäcken, L. 1988. Changes in soil acidity in two forest areas with different acid deposition: 1920s to 1980s. Ambio 17(1): 56–61.

Hari, P. & Raunemaa, T. 1983. Metsien tuottokyvyn muutokset 1900–2040. Julkaisussa Energiantuotannosta peräisin olevien ilman epäpuhtauksien vaikutus metsän tuotokseen. Loppuraportti. Helsingin yliopiston metsänhoitotieteen laitoksen tiedonantoja 44. 20 s.

Ilvessalo, Y. 1960. Suomen metsät kartakkeiden valossa. Summary: The forests of Finland in the light of maps. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 52(2). 70 s.

Johansson, M. & Savolainen, I. 1990. Regional acidification model for forest soils. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin. s. 253–269.

Kujala, V. 1964. Metsä- ja suokasvien levinneisyys- ja yleisyyssuhteista Suomessa. Vuosina 1951–53 suoritetun Valtakunnan metsien III linjaarvioinnin tuloksia. Referat: Über die Frequenzverhältnisse der Wald- und Moorpflanzen in Finnland. Ergebnisse der III Reichwaldsabschätzung 1951–53. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 59(1). 206 s.

Lipas, E. 1985. Kasvupaikan puuntuotoskyvyn ja lannoitustarpeen arviointi maan ominaisuuksien avulla. Summary: Assessment of site productivity and fertilizer requirement by means of soil properties. Folia Forestalia 618. 16 s.

Lundmark, J.-E. 1974. Ståndortsegenskaperna som bonitetsindikatorer i bestånd med tall och gran. Summary: Use of site properties for assessing site index in stands of Scots pine and Norway spruce. Institutionen för Växtekologi och Marklära. Rapporter och Uppsatser 16. 298 s.

Ojansuu, R. & Henttonen, H. 1983. Kuukauden keskilämpötilan, lämpösumman ja sademäärän paikallisten arvojen johtaminen Ilmatieteen laitoksen mittaustiedoista. Summary: Estimation of the local values of monthly mean temperature, effective temperature sum and precipitation sum from the measurements made by Finnish Meteorological Office. Silva Fennica 17(2): 143–160.

Paarlahti, K., Reinikainen, A. & Veijalainen, H. 1971. Nutritional diagnosis of Scots pine stands by needle and peat analysis. Seloste: Maa- ja

neulasanalyysi turvemaiden männiköiden ravitsemustilan määrityksessä. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 74(5). 58 s.

Salminen, S. 1981. Vuosien 1971–75 valtakunnallisia metsävaratietoja karttamuodossa. Summary: A cartographic presentation of forest resources in Finland 1971–75. Folia Forestalia 483. 42 s.

Starr, M. & Tamminen, P. 1992. Suomen metsämaiden happamoituminen. Forest soil acidification in Finland. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 115: 7–14.

Tamminen, P. 1991. Kangasmaan ravinnetunnusten ilmaiseminen ja viljavuuden alueellinen vaihtelu Etelä-Suomessa. Summary: Expression of soil nutrient status and regional variation in soil fertility of forested sites in southern Finland. Folia Forestalia 777. 40 s.

Tamminen, P. 1993. Pituusboniteetin ennustaminen kasvupaikan ominaisuuksien avulla Etelä-Suomen kangasmetsissä. Summary: Estimation of site index for Scots pine and Norway spruce stands in South Finland using site properties. Folia Forestalia 819. 26 s.

Tamminen, P. & Starr, M.1990. A survey of forest soil properties related to soil acidification in Southern Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin. s. 235–251.

Ulrich, B., Mayer, R. & Khanna, P.K. 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenreihe der Forstliche Fakultät der Universität Göttingen 58. 291 s.

Urvas, L. & Erviö, R. 1974. Metsätyypin määräytyminen maalajin ja maaperän kemiallisten ominaisuuksien perusteella. Abstract: Influence of the soil type and the chemical properties of soil on the determining of the forest type. Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland 3: 307–319.

Viro, P.J. 1951. Nutrient status and fertility of forest soil. I. Pine stands. Selostus: Metsämaan ravinnesuhteet ja viljavuus. I. Männiköt. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 39(4). 54 s.

Viro, P.J. 1958. Suomen metsämaiden kivisyydestä. Summary: Stoniness of forest soil in Finland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 49(4). 45 s.

Metsämaiden podsoloituminen

Michael Starr ja Pekka Tamminen

Johdanto

Pääosa Suomen kangasmaista voidaan luokitella podsoleiksi, ainakin maannostumisen luonteen kannalta (Aaltonen 1952, Rasmussen ym. 1991). Podsolit ovat happamia maita, joita luonnehtii kivennäismaasta yleensä selvästi erottuva kangashumushorisontti, tuhkanharmaa E-horisontti ja sen alapuolella kellanruskea-punertava B-horisontti (Ponomareva 1969, Petersen 1976). Podsoloitumisen seurauksena muodostuneiden E- ja B-horisonttien alla on vähän muuttunut tai muuttumaton maa-aines eli C-horisontti. Podsolimaannoksen horisontit kehittyvät pääasiassa raudan ja alumiinin kulkeutuessa kivennäismaan pintaosista alaspäin.

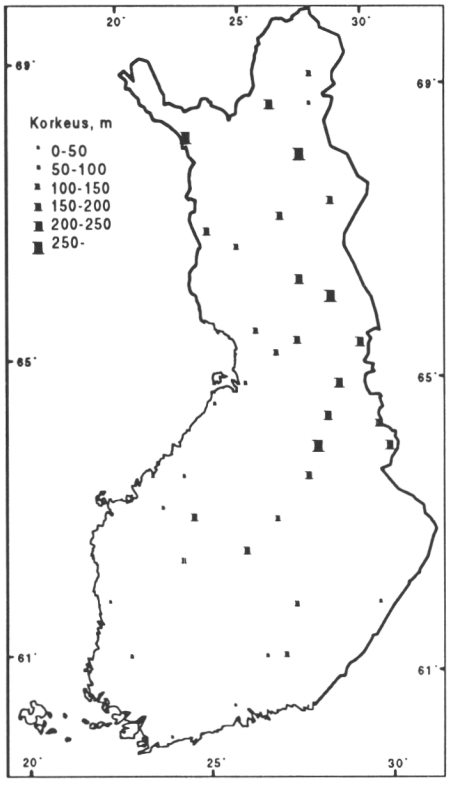
Podsoloitumisessa E-horisontin silikaattimineraaleista vapautuu rautaa ja alumiinia, jotka kulkeutuvat pääasiassa orgaanisina kompleksiyhdisteinä vajoveden mukana alaspäin, kunnes saostuvat ja muodostavat Bs-horisontin. Bs-horisonttiin kertyneet rauta- ja alumiiniyhdisteet eivät ole silikaattisia, vaan kiteytyneitä tai ei-kiteytyneitä oksideja tai hydroksideja tai metalli-orgaanisia komplekseja. Bs-horisontin väri johtuu rikastuneista rautayhdisteistä ja orgaanisesta aineesta. Alumiinihydroksidit ja -oksidit ovat lähes värittömiä, mutta ne rikastuvat yleensä voimakkaammin kuin rautayhdisteet. Alumiinin rikastumishuippu on usein hiukan raudan rikastumishuipun alapuolella.

Ilmasto, topografia, maa-aines ja bioottiset tekijät määräävät podsoloitumisasteen ajan funktiona. Podsoloitumisastetta voidaan kuvata monilla morfologisilla ja kemiallisilla maaperätunnuksilla (Barshad 1964, Buntley ja Westin 1965, Bilzi ja Ciolkosz 1977, Meixner ja Singer 1981, Harden 1982, Evans ja Cameron 1985). Tässä raportissa on kuvattu maastossa "rautapodsoleiksi" luokiteltujen maannosten podsoloitumisastetta. E- ja Bs-horisonttien morfologisia tunnuksia, värejä ja E-horisontin paksuutta, ja pedogeneettisin perustein uutettujen raudan ja alumiinin pitoisuuksia käytetään podsoloitumisastetta kuvaavina muuttujina.

Aineisto ja menetelmät

Otanta, profiilien kuvaus ja maanäytteiden otto

Aineisto koostuu 40 maannosprofiilista, jotka luokiteltiin maastossa rautapodsoleiksi, ts. maannoksiksi, joissa oli E- ja Bs-horisontit ja jotka sijaitsivat melko tasaisesti ympäri maata (kuva 1). Aineisto valittiin 384 profiilin joukosta, jotka tutkittiin osana HAPRO-projektia 1986–89 (Tammi-



Kuva 1. *Podsoliprofiilien sijainti ja korkeus merenpinnasta..*

nen ja Starr 1990, Starr ja Tamminen 1992). Profiilit valittiin mahdollisimman tasaisesti ilmaston ja maaston korkeuden suhteen (kuva 1). Kenttätyöhön osallistuneiden neljän ryhmän työn laatua pyrittiin tasoittamaan laatimalla kenttätyöohjeet ja pitämällä 1–2 päivän harjoituskurssi kunakin vuonna ennen kenttätyötä.

Kullekin näytealalle kaivettiin 70–80 cm syvä kuoppa, josta profiili kuvattiin. Profiilin kuvaukseen sisältyi mm. horisonttien erottaminen, niiden raekoostumuksen, paksuuden, selvyyden, muodon, kovuuden, kivisyyden, gleitäplien, sekundäärirakenteen ja värin määritys (Munsell-koodit, Kollmorgen Corporation 1975). Profiilista ja kenttätyöryhmästä riippuen näytteet otettiin 3–6 horisontista. Jos B-horisontin paksuus oli yli 10 cm, näytteeksi otettiin erikseen ylin 7,5 cm ja loppuosa horisontista. Jos horisontin paksuus oli alle 2,5 cm, siitä ei otettu erillisnäytettä, vaan se liitettiin päähorisonttiin, johon se kuului. Alle 2,5 cm:n päähorisontit jätettiin näytteenoton ulkopuolelle.

Laboratorioanalyysit

Näytteen orgaanisen aineen osuus, pH vesilietoksessa, neutraaliin ammoniumasetaattiin uuttuvat kationit ja raekoostumus määritettiin Tammisen ja Starrin (1990) esittämällä tavalla. Lisäksi määritettiin natriumasetaatti-natriumditioniittiin (jatkossa ditioniittiin) uuttuvat rauta ja alumiini (Fed ja Ald) ja 0,1 M natriumpyrofosfaattiin (jatkossa pyrofosfaattiin) uuttuvat rauta ja alumiini (Fep ja Alp) (Avery ja Bascomb 1974, Sheldrick 1984). Ensinmainittu uutto antaa arvion "vapaan" ei-silikaattisen raudan ja alumiinin määrästä ja viime mainittu uutto arvion ei-silikaattisesta raudasta ja alumiinista, joka on kompleksoitunut orgaanisen aineen kanssa. Ts. ditioniitin ja pyrofosfaatin erotus koostuu epäorgaanisista rauta ja alumiiniyhdisteistä (McKeague ym. 1971). Uutokset yksilöivät heikommin alumiinin kuin raudan muotoja.

Määrityksiä varten punnittiin 2 g ilmakuivaa, alle 2 mm:n näytettä heilutuspulloon, lisättiin 100 ml uuttonestettä, heilutettiin yön yli ja suodatettiin. Asetaatti-ditioniittiuutossa puskuriliuos tehtiin lisäämällä 390 ml:aan etikkahappoa 1 000 ml 1 M natriumasetaattia säätäen liuoksen pH 3,8:aan. Uutokseen lisättiin juuri ennen heilutuksen aloittamista 4 g natriumditioniittijauhetta. Raudan ja alumiinin pitoisuudet määritettiin suodoksista ICP-laitteella (ARL 3580). Kaikkiaan analysoitiin 169 näytettä.

Analysoitujen horisonttien yhdistäminen ja standardointi

Jotta kaikki profiilit olisivat olleet keskenään vertailukelpoisia, päätettiin analysoiduista horisonteista muodostaa E-, B1-, B2- ja C-horisontit. Profiilikuvausten ja profiileista otettujen diakuvien perusteella horisontit järjestettiin uudelleen seuraavasti: E = Eh + E, B1 = Bs tai Bs1, B2 = Bs2 + BC, jos BC ei ollut alin horisontti ja C = C tai BC, jos BC oli alin horisontti. Neljälle E- ja seitsemälle B2-horisontille laskettiin tunnusten osahorisonttien paksuudella ja tiheydellä painotetut keskiarvot.

Tulokset

Podsoloitumisaste

Profiilit edustivat tyypillisiä suomalaisia metsämaita: horisonttien savespitoisuudet olivat matalia, potentiaaliset emäskyllästysasteet olivat alle 10 % ja happamuus väheni pinnasta syvemmälle siirryttäessä (taulukko 1).

Kaikkiaan 21 morfologista ja kemiallista podsoloitumista kuvaavaa muuttujaa oli mukana tilastollisissa analyyseissä. Osa muuttujista kuvasi yksittäisten horisonttien ominaisuuksia: E-horisontin paksuus (Pak_E), B1-horisontin orgaanisen aineen pitoisuus (OA_{B1}), ditioniittiin ja pyrofosfaattiin uuttuvien raudan ja alumiinin pitoisuudet (Fed_{B1}, Ald_{B1}, Fep_{B1}, Alp_{B1}), Munsell-värikoodit (Hue_{B1}, $Value_{B1}$, $Chroma_{B1}$), ja osa E- ja B1-horisonttien suhteita ja eroavuuksia, ts. uuttumis-rikastumissuhteita ($Fed_{B1/E}$, $Ald_{B1/E}$, $Fep_{B1/E}$, $Alp_{B1/E}$) ja värieroja (Hue_{E-B1}, $Value_{E-B1}$, $Chroma_{B1-E}$). Monet podsoloitumismuuttujat olivat keskenään korreloituneita (taulukko 2).

Alp_{B1} pitoisuudet korreloivat voimakkaasti Ald_{B1}:n ja Fed_{B1}:n kanssa, mutta Fep_{B1} korreloi heikosti ditioniittipitoisuuksien kanssa. Fed_{B1}-, Ald_{B1}- ja Alp_{B1}-pitoisuudet korreloivat merkitsevästi orgaanisen aineen pitoisuuden (OA_{B1}) kanssa. Suhde B1/E oli ditionittipitoisuuksilla suurempi kuin pyrofosfaattipitoisuuksilla ja samoin alumiinipitoisuuksilla suurempi kuin rautapitoisuuksilla (kuva 2). Fep oli tässä suhteessa heikoin podsoloitumisen mitta huolimatta sen merkityksestä podsoleiden kansainvälisissä luokituksissa (Canada ... 1978, Soil Survey Staff 1990, FAO-UNESCO 1990).

Horisontin värin punertuminen ja kirkastuminen, rubifikaatio, ilmentää rautaoksidien lisääntymistä, kun taas horisontin tummeneminen (Munsellin value-arvon pieneminen), melanisaatio, heijastaa orgaanisen aineen lisääntymistä (Harden 1982). Myös tässä aineistossa $Value_{B1}$ korreloi muuttujien OA_{B1}, Fep_{B1} ja Alp_{B1} kanssa ja Hue_{B1} muuttujien Fed_{B1} ja Fep_{B1} kanssa.

Munsell-värikoodien erotusten jakaumat olivat varsin laajoja (taulukko 3). Vaikka muuttujien $Value_{E-B1}$ ja $Chroma_{B1-E}$ vaihtelu oli suurempi ja ne sopivat siten teoriassa paremmin maannoksen kehityksen kuvaamiseen, muuttujat Hue_{E-B1} ja H´+V´+C´ (värikoodien standardoitu summa) korreloivat paremmin kemiallisten podsoloitumismuuttujien kanssa, erityisesti niiden kanssa, joihin sisältyi Fed. E-horisontin paksuus korreloi vain heikosti kemiallisten ja värimuuttujien kanssa (taulukko 2).

Podsoloitumisaste ja maannostumiseen vaikuttavat tekijät

Podsoloitumistunnusten ja maannostumistekijöitä kuvaavien ympäristömuuttujien suhteita selvitettiin aluksi korrelaatiokertoimien avulla (taulukko 4). Useimmat ympäristömuuttujista kuvaavat nykyisiä ilmasto-oloja: lämpösumma (Lsum), vuotuinen keskilämpötila (T), mantereisuus (Mant:

Taulukko 1. *Tutkittujen profiilien (n = 40) saveksen ja orgaanisen aineen pitoisuudet (OA), pH vesilietoksessa ja potentiaalinen kationinvaihtokapasiteetti (KVK) ja emäskyllästysaste (EKA).*

Muuttuja	Horisontti E	B1	B2	C
Saves, %	2,1	1,9	1,8	2,0
	0,7–6,4	0,4–7,6	0,5–6,5	0,7–22,4
OA, %	2,7	4,6	1,9	0,8
	0,5–11,6	0,3–16,9	0,2–5,6	0,2–2,9
pHvesi	4,10	4,95	5,37	5,49
	3,4–4,9	4,2–5,6	4,7–6,0	4,9–6,2
KVK[1)], mmol(+)/kg	47	62	26	17
	19–240	14–292	2–88	2–112
EKA[1)], %	4	3	6	9
	1–18	1–14	1–49	2–100

[1)] Ammoniumasetaattiuutto, pH = 7,0.

lämpimimmän – kylmimmän kuukauden keskilämpötila), aridisuus (Arid: Lsum/touko-elokuun sademäärä) ja de Martonnen humidisuusindeksi (Mart: vuotuinen sademäärä/(T+10)). Yhtenäiskoordinaatit (P ja I) kuvaavat profiilin maantieteellistä sijaintia ja korkeus (Kork) sekä jääkauden jälkeinen korkein rannankorkeus (Ranta) kuvaavat lähinnä aikaa eli profiilin ikää. Mainitut sijaintimuuttujat korreloivat luonnollisesti ilmastomuuttujien kanssa. Topografiaa kuvataan vain rinteen kaltevuudella (Kalt).

E-horisontin paksuus korreloi positiivisesti erityisesti lämpösumman (Lsum) ja vuoden keskilämpötilan kanssa (T) (taulukko 4). Muuttuja $ValueE_{-B1}$ eli horisonttien tummuusero korreloi lämpööloja kuvaavien muutujien kanssa negatiivisesti, ts. horisonttien tummuusero oli suurin pohjoisessa. Koska biomassan tuotos riippuu Suomessa voimakkaasti lämpötilasta (Kuusela 1977), kivennäismaahan sekoittuneen orgaanisen aineen määrän ja siksi myös melanisaation voisi olettaa riippuvan lämpösummasta. Muuttuja OA_{B1} ei korreloinut kuitenkaan ilmastomuuttujien kanssa, vaan sen sijaan korkeusmuuttujien kanssa. Rinteen kaltevuus (Kalt) korreloi positiivisesti muuttujan Fed_{B1} ja punaisen värisävyn suhteen (mitä pienempi Hue-koodi, sitä punaisempi sävy). Kemialliset podsoloitumismuuttujat korreloivat paremmin ilmaston humidisuutta kuin lämpööloja mittaavien muuttujien kanssa. Ditioniittipitoisuudet korreloivat selvästi paremmin ilmastomuuttujien kanssa kuin pyrofosfaattipitoisuudet. Kuitenkin ylivoimaisesti voimakkaimmin muuttujien Fed, Ald ja Alp, mutta ei muuttujan Fep, kanssa korreloivat profiilin korkeusasemaa kuvaavat muuttujat. Tämä osoittaa aikatekijän tärkeyden podsoloitumisessa – voidaan nimittäin olettaa, että paikan korkeus merenpinnasta mittaa karkeasti profiilin

Taulukko 2. *Podsoloitumista kuvaavien muuttujien keskinäiset korrelaatiot*[1] *(n = 40).*

Muuttuja		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Pak_E	1																				
Hue_{B1}[2]	2	,11																			
$Value_{B1}$[2]	3	,15	–,45																		
$Chroma_{B1}$[2]	4	,32	,27	,63																	
Hue_{E-B1}	5	,01	–,63	–,12	–,09																
$Value_{E-B1}$	6	–,18	–,58	–,57	–,36	,23															
$Chroma_{B1-E}$	7	,27	,07	,50	,88	,07	–,20														
H'+V'+C' [3]	8	,06	–,64	–,10	,24	,75	,56	,48													
OA_{B1}	9	–,23	–,37	–,35	–,28	,27	,22	–,15	,19												
ln Fed_{B1}	10	–,25	–,38	,30	–,13	,28	,13	,02	,25	,71											
ln Ald_{B1}	11	–,27	–,29	–,13	,08	,29	,13	,26	,38	,69	,79										
ln $Fed+Ald_{B1}$	12	–,27	–,36	–,25	–,06	,30	,15	,10	,31	,75	,97	,92									
ln Fep_{B1}	13	–,05	–,36	–,40	–,47	,18	,02	–,35	–,08	,59	,46	,24	,39								
ln Alp_{B1}	14	–,27	–,36	–,31	–,13	,25	,15	,04	,25	,80	,74	,91	,84	,54							
ln $Fep+Alp_{B1}$	15	–,21	–,41	–,41	–,34	,26	,13	–,16	,13	,83	,71	,71	,74	,82	,92						
ln $Fed_{B1/E}$	16	–,03	–,42	–,00	,10	,61	,27	,35	,70	,51	,54	,58	,59	,18	,46	,40					
ln $Ald_{B1/E}$	17	–,15	–,41	–,07	,06	,42	,34	,31	,59	,56	,55	,72	,66	,11	,62	,48	,83				
ln $Fed+Ald_{B1/E}$	18	–,05	–,42	–,01	,10	,59	,30	,35	,70	,54	,53	,64	,61	,15	,52	,42	,99	,90			
ln $Fep_{B1/E}$	19	,07	–,48	–,19	–,18	,38	,40	–,00	,43	,49	,26	,26	,28	,51	,40	,52	,65	,66	,66		
ln $Alp_{B1/E}$	20	–,11	–,48	–,16	–,04	,39	,40	,21	,56	,59	,48	,59	,56	,26	,60	,54	,76	,95	,83	,80	
ln $Fep+Alp_{B1/E}$	21	–,03	–,49	–,15	–,08	,40	,44	,14	,55	,54	,37	,46	,43	,31	,51	,51	,75	,88	,80	,92	,96

[1] Kriittiset korrelaatiot: $|r_{,10}| = 0,26$, $|r_{,05}| = 0,31$, $|r_{,01}| = 0,40$, $|r_{,001}| = 0,50$

[2] Hue = värisävy, Value = vaaleus tai varjostus ja Chroma = värikylläisyys tai -tiheys.

[3] H'+V'+C' = $Hue_{E-B1}/3$ + $Value_{E-B1}/6$ + $Chroma_{B1-E}/8$.

ikää. Ditioniittiin uuttuvan raudan ja alumiinin summan ja korkeuden riippuvuus (kuva 3) on verrattavissa podsoloitumis- ja aikamuuttujien riippuvuussuhteisiin, joita ovat esittäneet Jauhiainen (1969, 1973), Sepponen (1985) ja Starr (1991).

Yksittäiset, maannostumiseen vaikuttavat tekijät selittivät varsin vähän podsoloitumismuuttujien vaihtelusta. Havaintoa on pidettävä odotettuna, koska podsoloituminen on monen maannostumistekijän vaikutusten summa. Jotta olisi voitu tarkastella usean tekijän samanaikaista vaikutusta kemiallisiin podsoloitumismuuttujiin, aineisto analysoitiin askeltavalla regressioanalyysillä (taulukko 5). Analyysimuuttujien vinot jakaumat – kaikki podsoloitumismuuttujat ja korkeus – normalisoitiin logaritmimuunnoksella. Ympäristömuuttujien lisäksi otettiin selittäjäksi B1-horisontin hienojen lajitteiden (< 0,06 mm) osuus (Hienot). Selittäjät on asetettu taulukossa 5 suhteelliseen tärkeysjärjestykseen.

Kuten korrelaatiot (taulukko 4) antoivat olettaa, regressiomallit selittivät B1-horisontin absoluuttisia pitoisuuksia selvästi paremmin kuin pitoisuuksien suhteita B1/E (taulukko 5). Samoin ditioniittimuuttujien mallit olivat parempia kuin pyrofosfaattimuuttujien mallit. Muuttujan $Fed_{B1}+Ald_{B1}$ vaihtelusta selittivät muuttujat Kork, Hienot ja Mant jopa 73 %. Korkeus selitti odotetusti parhaiten kaikkia muita kemiallisia podsoloitumismuutujia, paitsi niitä joihin sisältyi Fep_{B1}. Kaltevuus korreloi positiivisesti sekä muuttujan Fep_{B1}:n että $Fep_{B1/E}$:n kanssa. Rinteillä pyrofosfaattiraudan pitoisuus oli keskimäärin kaksinkertainen tasamaan arvoihin verrattuna – 1,56 g/kg ja 0,83 g/kg. Hienojen lajitteiden osuus valikoitui viiteen malliin kahdestatoista, varmistaen osaltaan ympäristömuuttujien vaikutuksen arviointia.

Tulosten tarkastelu

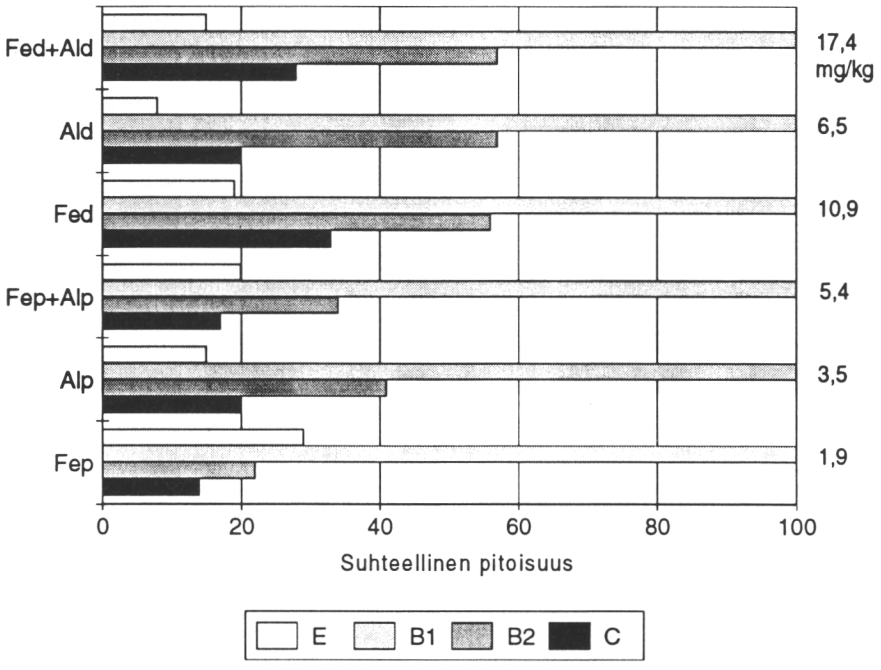
B1-horisontin ei-silikaattisesta eli ditioniittiin uuttuvasta alumiinista näytti sitoutuneen suurempi osa orgaanisiin komplekseihin kuin ei-silikaattisesta raudasta. Fep_{B1}:n osuus Fed_{B1}:stä oli keskimäärin vain 17 %, kun alumiinilla vastaava osuus oli 54 %. McKeague ym. (1971) esittivät 21 kanadalaisen Bs-horisontin keskimääräisiksi arvoiksi alle 50 % suhteelle Fep/Fed ja 53 % suhteelle Alp/Ald. Vastaavasti Webber ym. (1974) saivat kuudelle kanadalaiselle Bs-horisontille arvot 40 ja 76 %.

Laboratorioanalyysit eivät sisältäneet suositeltua sentrifugointia ja saostusta (Schuppli ym. 1983). Koska

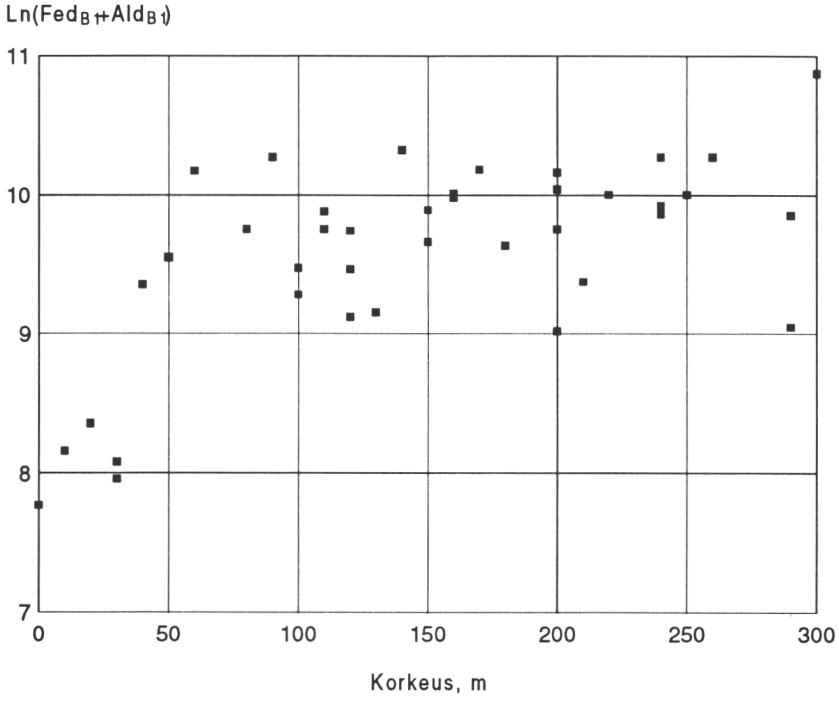
Taulukko 3. *E- ja B1-horisonttien värikoodien[1] erotusten jakaumat (n = 40).*

Värikoodi-erotus	Erotus									
	–2	–1	0	1	2	3	4	5	6	7
ValueE-B1	1	2	6	10	13	7	1	–	–	–
$Chroma_{B1-E}$	–	1	1	1	9	3	13	6	5	1
Hue_{E-B1} [2]	–	1	15	19	5	–	–	–	–	–

[1] Hue = Värisävy, Value = vaaleus tai varjostus ja Chroma = värikylläisyys tai väritiheys.
[2] Hue-koodit: 10R = 1, 2.5YR = 2, 5YR = 3, 7.5 YR = 4, 10YR = 5, 2.5Y = 6, 5Y = 7.



Kuva 2. *Ditioniittiin ja pyrofosfaattiin uuttuvan raudan ja alumiinin suhteelliset pitoisuudet horisonteittain, kun horisontin B1 pitoisuus = 100. Horisontin B1 kohdalle on merkitty myös absoluuttinen pitoisuus, mg/kg.*



Kuva 3. *Horisontin B1 ditioniittiin uuttuvien raudan ja alumiinin pitoisuuksien summa maaston korkeuden funktiona.*

Taulukko 4. *Podsoloitumista kuvaavien muuttujien korrelaatiot [1] maannostumistekijöitä kuvaavien ympäristömuuttujien suhteen.*

Podsoloitumis-muuttuja[2]		Ympäristömuuttuja[2] P-koord.	I-koord.	Kaltevuus 5%:n luokat	ln (Kork+1), m	ln(Ranta +210), m	Lsum 10 d.d.	T °C	Mant °C	Mart mm/°C	Arid d.d./°C
Pak_E	1	–,42	–,31	–,17	–,44	–,43	,45	,45	–,33	–,35	,42
Hue_{B1}	2	–,14	–,01	–,29	–,24	–,23	,20	,16	–,00	–,12	,18
$Value_{B1}$	3	–,03	,37	–,00	–,12	–,10	,05	–,00	,19	,14	–,03
$Chroma_{B1}$	4	–,35	,24	–,20	–,08	,05	,34	,30	–,05	,03	,17
Hue_{E-B1}	5	,01	,24	,19	,31	,32	–,13	–,10	,02	,20	–,22
$Value_{E-B1}$	6	,43	–,02	,01	,27	,12	–,44	–,42	,32	,22	–,36
$Chroma_{B1-E}$	7	,30	,22	–,15	,09	,06	,25	,23	–,04	,08	,04
H'+V'+C' [3]	8	,07	,25	,04	,38	,28	–,18	–,16	,16	,28	–,30
OA_{B1}	9	,08	,12	–,04	,42	,41	–,18	–,15	,02	,26	–,26
ln Fed_{B1}	10	,13	,13	,32	,66	,64	–,28	–,22	,02	,32	–,39
ln Ald_{B1}	11	,11	,37	,12	,77	,76	–,27	–,25	,12	,48	–,44
ln Fed+Ald_{B1}	12	,15	,24	,24	,75	,73	–,32	–,27	,09	,42	–,45
ln Fep_{B1}	13	–,17	–,20	,23	,03	,13	,13	,17	–,26	–,09	,13
ln Alp_{B1}	14	,02	,18	,14	,61	,64	–,16	–,13	,01	,35	–,27
ln Fep+Alp_{B1}	15	–,05	,03	,19	,43	,50	–,05	–,02	–,10	,21	–,13
ln $Fed_{B1/Æ}$	16	,04	,39	,08	,50	,48	–,20	–,18	,18	,38	–,34
ln $Ald_{B1/Æ}$	17	,27	,37	,20	,60	,54	–,38	–,37	,34	,48	–,46
ln Fed+$Ald_{B1/Æ}$	18	,10	,41	,08	,55	,51	–,25	–,24	,24	,43	–,39
ln $Fep_{B1/Æ}$	19	,12	,07	,14	,17	,16	–,16	–,17	,23	,27	–,14
ln $Alp_{B1/Æ}$	20	,25	,23	,22	,44	,38	–,32	–,31	,30	,38	–,35
ln Fep+$Alp_{B1/Æ}$	21	,23	,19	,17	,36	,31	–,29	–,29	,32	,38	–,30

[1] Kriittiset korrelaatiot: $|r_{,10}| = 0,26$, $|r_{,05}| = 0,31$, $|r_{,01}| = 0,40$, $|r_{,001}| = 0,50$

[2] Selitykset kohdassa 3,1 ja 3,2.

[3] $H'+V'+C' = Hue_{E-B1}/3 + Value_{E-B1}/6 + Chroma_{B1-E}/8$.

tutkitut näytteet sisälsivät vähän savesta ja koska suodokset seisoivat muutamia päiviä ennen alkuainemäärityksiä – ts. hiukkasilla oli enemmän aikaa sedimentoitua – arvioitiin, että pyrofosfaattiuutolla saadut rauta- ja alumiinipitoisuudet edustivat liukoisia, orgaanisiin kompleksiyhdisteisiin sitouneita rauta- ja alumiinimuotoja. Toisaalta pyrofosfaattiraudan ja -alumiinin pitoisuuksien tiedetään vaihtelevan uutoksen kirkastamismenetelmien mukaan (Jeffrey ja Compton 1991). Lisäksi olettamus pyrofosfaatin kyvystä uuttaa erityisesti orgaanisesti kompleksoitunutta rautaa ja alumiinia ja pyrofosfaatin käyttö maannosten luokitteluun on yhä useammin asetettu kyseenalaiseksi (Parfitt ja Childs 1988, Pagé ja De Kimpe 1989).

Ditioniitti oli yleensä parempi kuin pyrofosfaatti ja alumiini yleensä parempi kuin rauta kuvaamaan podsoloitumisastetta. Ei-kemiallisista podsoloitumismuuttujista standardoitua väriindeksiä, H´+V´+C´, pidettiin parhaana, koska se korreloi voimakkaasti rauta- ja alumiinipitoisuuksien ja melko voimakkaasti korkeuden kanssa (taulukot 2 ja 4). Starr (1991) havaitsi

Taulukko 5. *Podsoloitumismuuttujia selittävät regressioyhtälöt.*

Selitettävä[1)]	Selittävä muuttuja[1)]			R^2
ln Fed_{B1}	+ ln Kork	+ $Hienot_{B1}$	– Mant	0,64
ln Ald_{B1}	+ ln Kork	– Mant		0,69
ln Fed+Ald_{B1}	+ ln Kork	+ $Hienot_{B1}$	– Mant	0,73
ln Fep_{B1}	+ $Hienot_{B1}$	+ Kalt	+ Arid	0,41
ln Alp_{B1}	+ ln Kork	+ Arid	+ $Hienot_{B1}$	0,59
ln Fep+Alp_{B1}	+ $Hienot_{B1}$	+ Kalt		0,38
ln $Fed_{B1/E}$	+ ln Kork			0,25
ln $Ald_{B1/E}$	+ ln Kork			0,37
ln Fed+$Ald_{B1/E}$	+ ln Kork			0,30
ln $Fep_{B1/E}$	+ Kalt			0,12
ln $Alp_{B1/E}$	+ ln Kork			0,20
ln Fep+$Alp_{B1/E}$	+ Mart	+ Kalt		0,23

[1)] Selittäjät järjestetty selityskyvyn mukaan. Lyhenteet selitetty s. 100.

samanlaisen riippuvuuden E- ja B1-horisonttien värieroindeksin ja profiilin ikää kuvaavan muuttujan välillä Pohjanlahden rannikolla.

Muuttujien $FedB_1$ ja Ald_{B1} vaihtelusta kyettiin selittämään enemmän kuin 60 % maannostumistekijöitä kuvaavilla muuttujilla (taulukko 5). Aika eli profiilin ikä osoittautui tärkeimmäksi yksittäiseksi tekijäksi, sillä profiilin ikää mittaava korkeus selitti 20–40 % podsoloitumisastetta parhaiten kuvaavista muuttujista. Podsoloitumisen nopeutta on tutkittu Pohjanlahden rannikoilla käyttäen apuna ns. kronosekvenssejä. Ne ovat profiilisarjoja, joissa kaikki muut maannostumistekijät paitsi aika ovat mahdollisimman samanlaisia. Jauhiaisen (1973) mukaan kemiallisesti havaittava podsoliprofiili muodostuu 200–300 vuodessa maan paljastuttua merenpinnan alta. Paljain silmin havaittava podsoliprofiili kehittyy 400–500 vuodessa. Starr (1991) tutki profiileita aina 5 200 vuoden ikään asti ja havaitsi, että podsoloituminen oli aluksi nopeata noin 2 500 vuoden ajan, mutta myöhemmin kehitys lähes pysähtyi.

Aaltosen (1952) mukaan E-horisontti on paksumpi rannikoiden nuorissa maissa kuin geologisesti vanhemmissa maissa. Toisin sanoen profiilin kehityttyä tietyn ajan horisonttien E ja B raja alkaa siirtyä ylöspäin pintaa kohti. E-horisontin paksuus (PakE) ei korreloinut minkään muun podsoloitumismuuttujan kanssa, mutta korreloi sen sijaan negatiivisesti leveysasteen, pituusasteen ja korkeuden kanssa. Tällaiset riippuvuudet sopivat yhteen Aaltosen teorian kanssa E-horisontin ohentumisesta podsoloitumisen aikana. Saadut tulokset tukevat pääpiirteissään myös Aaltosen (1952) hahmottelemia podsoloitumisalueita. Podsolit olivat keskimäärin heikommin kehittyneitä – horisonttien pienet värierot ja raudan, alumiinin ja orgaanisen aiheen vähäinen rikastuminen – etelässä ja lähellä merenpinnan tasoa (alle 50–100 m m.p.y.) ja vastaavasti pisimmälle kehittyneitä Itä- ja Pohjois-Suomen korkealla sijaitsevilla (yli 150–200 m m.p.y.) paikoilla.

Kirjallisuus

Aaltonen, V.T. 1952. Soil formation and soil types. Fennia 72: 65–73.

Avery, B.W. & Bascomb, C.L. 1974. Soil survey laboratory methods. Soil Survey Technical Monograph 6, Harpenden, England, 83 s.

Barshad, I. 1964. Chemistry of soil development. Julkaisussa: Bear, F.E. (toim.) Chemistry of the soil. Reinhold Publ. Corp., New York: 1–70.

Bilzi, A.F. & Ciolkosz, E.J. 1977. A field morphology rating scale for evaluating pedological development. Soil Science 124: 45–48.

Buntley, G.J. & Westin F.C. 1965. A comparative study of developmental color in a Chestnut-Chernozem Brunizem soil climosequence. Soil Science Society of America Proceedings 29: 579–582.

Canada Soil Survey Committee 1978. The Canadian system of soil classification. Canada Department of Agriculture. Publication 1646. 164 s. ISBN 0–660–01620–6.

Evans, L.J & Cameron, B.H. 1985. Color as a criterion for the recognition of podzolic B horizon. Canadian Journal of Soil Science 65: 363–370.

FAO–Unesco 1990. Soil map of the world. World Soil Resources Report 60. 119 s. ISBN 92–5–103022–7.

Harden, J.W. 1982. A quantitative index of soil development from field descriptions: examples from a chronosequence in central California. Geoderma 28: 1–28.

Jauhiainen, E. 1969. On soils in the boreal coniferous region, Central Finland - Lapland -Northern Poland. Fennia 98(5). 123 s.

Jauhiainen, E. 1973. Age and degree of podzolization of sand soils on the coastal plain of northwestern Finland. Societas Scientiarum Fennica. Commentationes Biologicae 68: 1–32.

Jeffrey A.J. & Compton, B.L. 1991. Effect of different clarification procedures on sodium pyrophosphate extractable soil aluminium and iron concentrations. Communications in Soil Science and Plant Analysis 22(11&12): 1093–1100.

Kollmorgen Corporation 1975. Munsell soil color charts. Munsell Color, Macbeth Division of Kollmorgen Corporation, Baltimore, Maryland, USA.

Kuusela, K. 1977. Suomen metsien kasvu ja puutavaralajirakenne sekä niiden alueellisuus vuosina 1970–1976. Summary: Increment and timber assortment structure and their regionality of the forests of Finland in 1970–1976. Folia Forestalia 320. 31 s.

McKeague, J.A., Brydon, J.E. & Miles, N.M. 1971. Differentiation of forms of extractable iron and aluminum in soils. Soil Science Society of America Proceedings 35: 33–38.

Meixner, R.E. & Singer, M.J. 1981. Use of a field morphology rating system to evaluate soil formation and discontinuities. Soil Science 131: 114–123.

Parfitt, R.L. & Childs, C.W. 1988. Estimation of forms of Fe and Al: A review, and analysis of contrasting soils by dissolution and Moessbauer methods. Aust. Journal of Soil Research 26: 121–144.

Pagé, F. & De Kimpe, C.R. 1989. Dissolution des composés ferrugineux et alumineux des horizons B podzoliques de sols du Québec par le dithionite-citrate-bicarbonate, l'oxalate, le pyrophosphate et le tétraborate. Summary: Dissolution of ferruginous and aluminous compounds of Podzolic B horizons of Quebec soils by dithionite-citrate-bicarbonate, oxalate, pyrophosphate and tetraborate. Canadian Journal Soil Science 69: 451–459.

Petersen, L. 1976. Podzols and podzolization. Doctoral Thesis, D.S.R., Copenhagen. 293 s.

Ponomareva, V.V. 1969. Theory of podzolization. Nauka, Moskva-Leningrad, 1964. Program for scientific Translation, Jerusalem, Israel. 1969. 315 s.

Rasmussen, K., Sippola, J. Urvas, L., Låg. J., Troedsson, T., & Wiberg, M. 1991. Soil map of Denmark, Finland, Norway and Sweden, Scale 1:2 000 000. Landbruksforlaget, Oslo. ISBN 82–529–1429–2. 16 s. + kartta.

Schuppli, P.A., Ross, G.J. & McKeague, J.A. 1984. The effective removal of suspended materials from pyrophosphate extracts of soil from tropical and temperate regions. Soil Science Society of America Journal 47: 1026–1032.

Sepponen, P. 1985. The ecological classification of sorted forest soils of varying genesis in northern Finland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 129. 77 s.

Sheldrick, B.H. (toim.), 1984. Analytical methods manual 1984. Agriculture Canada, Research Branch, Land Resource Research Institute, Ottawa, Canada. Contribution No. 84–30.

Soil Survey Staff. 1990. Keys to soil taxonomy, fourth edition. SMSS technical monograph 19. Blacksburg, Virginia.

Starr, M.R. 1991. Soil formation and fertility along a 5000 year chronosequence. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.) Environmental geochemistry in northern Europe. Proceedings of the First Symposium on Environmental Geochemistry in Northern Europe, Rovaniemi, Finland, 17–19 October, 1989. Geological Survey of Finland, Special Paper 9: 99–104.

Starr, M.R. & Tamminen, P. 1992. Suomen metsämaiden happamoituminen. Abstract: Forest soil acidification in Finland. Geologian tutkimusraportti 115: 7–14.

Tamminen, P. & Starr, M.R. 1990. A Survey of forest soil properties related to soil acidification in Southern Finland. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin. s. 235–251.

Webber, M.D., McKeague, J.A., Raad, A.T., De Kimpe, C.R., Chang Wang, Haluschak, P., Stonehouse, H.B., Pettapiece, W.W., Osborne, V.E. & Green, A.J. 1974. A comparison among nine Canadian laboratories of dithionite-, oxalate-, and pyrophosphate-extractable Fe and Al in soils. Canadian Journal of Soil Science 54: 293–298.

Sammal, jäkälä ja kaarna raskasmetallilaskeuman indikaattoreina

Eero Kubin, Jarmo Poikolainen ja Harri Lippo

Johdanto

Menetelmä raskasmetallilaskeuman tutkimiseksi sammalten avulla kehitettiin Ruotsissa 1960-luvun lopulla (Rühling ja Tyler 1968, 1970, 1971). Yleiset metsäsammalet, *Pleurozium schreberi* ja *Hylocomium splendens,* ovat tähän tarkoitukseen erityisen sopivia, koska ne ottavat pääosan ravinteista suoraan sadevedestä ja pintaansa kiinnittyneistä hiukkasista. Lisäksi tiheäkasvuiset lajit suodattavat suuria ilmamääriä keräten siten tehokkaasti ilman sisältämiä epäpuhtauksia. Tästä johtuen menetelmää on ryhdytty käyttämään myös määräajoin toistettavassa kansainvälisessä seurannassa (Rühling ym. 1987, 1992)

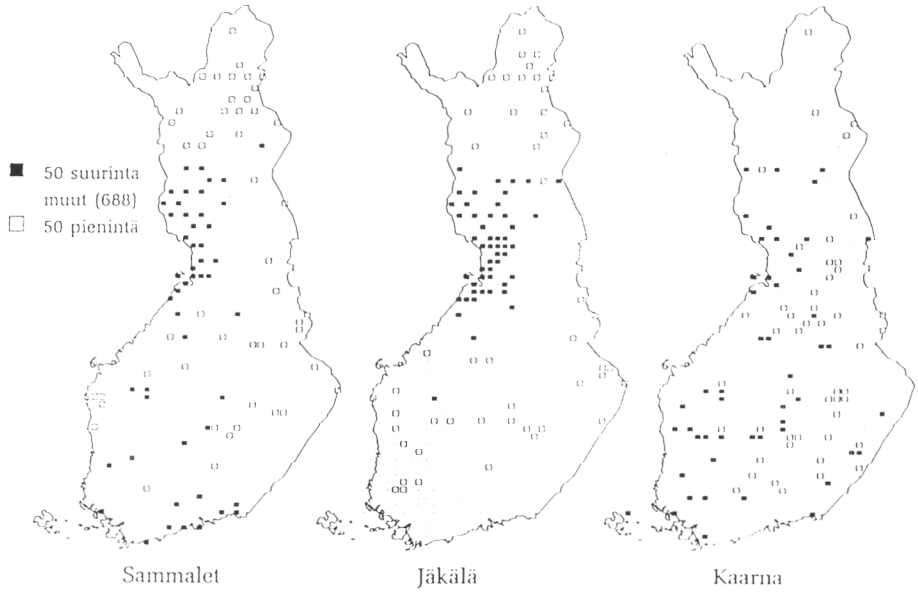
Sammalten lisäksi alueellisissa laskeumatutkimuksissa on käytetty myös puiden rungoilla ja oksilla kasvavaa *Hypogymnia physodes* jäkälää (Pilegaard ym. 1979, Takala ja Olkkonen 1985, Takala ym. 1985, Westman 1986, Kubin 1989a, 1990, 1989b, 1991, Kubin ja Issakainen 1991). *Hypogymnia physodes* on toisin kuin naavamaiset jäkälät kestävä ilman epäpuhtauksia vastaan (O'Hare ja Williams 1975) ja siten käyttökelpoinen laskeuman indikaattori sekä päästölähteiden lähellä että alueilla, missä ilman epäpuhtauksien vaikutus on pientä (Guderian 1977).

Puiden kaarnan happamuuden on jo kauan tiedetty vaikuttavan epifyyttijäkälien esiintymiseen (Barkman 1958). Kaarnaa alettiin käyttää bioindikaattorina laajemmin 1960- ja 1970-lukujen vaihteesta lähtien, kun havaittiin erityisesti lehtipuiden kaarnan pH-arvon ilmentävän ilman rikkidioksidipitoisuuksia (Staxäng 1969, Grodzinska 1971). Sekä lehti- että havupuiden kaarnan sähkönjohtokyky on myös osoittautunut hyväksi rikkikuormituksen indikaattoriksi (Härtel ja Grill 1972, Kienzl 1978, Grill ym. 1981). Kaarna kerää myös raskasmetalleja ja sitä on käytetty mm. liikenteen (Laaksovirta ym. 1976, Lötschert ja Köhm 1978) ja teollisuuden (Swieboda ja Kalemba 1979, Kling ym. 1985) päästöjen kartoituksissa.

Tässä raportissa verrataan toisiinsa samanaikaisesti kerättyjen sammal-, jäkälä- ja kaarnanäytteiden raskasmetallipitoisuuksia ja arvioidaan niitä alueellisen laskeumatutkimuksen kannalta.

Aineisto ja menetelmät

Näytteet kerättiin vuosina 1985–1986 valtakunnan metsien inventoinnin pysyviltä näytealoilta niiden perustami-



Kuva 1. *Sammal-, jäkälä- ja kaarnanäytteiden kromipitoisuudet ryväskohtaisina keskiarvoina. Näytteet on kerätty vuosina 1985–1986 VMI:n pysyviltä näytealoilta.*

sen yhteydessä (Reinikainen ja Nousiainen 1985, Valtakunnan... 1986). Sammalet esikäsiteltiin ja analysoitiin yhteispohjoismaisen ohjeen mukaan (Nihlgård 1985, Rühling ym. 1987). Epifyyttijäkälänäytteet kerättiin sekä rungoilta että oksilta ja analysoitiin vastaavilla menetelmillä kuin sammalet (Kubin 1990). Kaarnanäytteet kerättiin jokaiselta näytealalta vähintään kolmesta valtapuustoon kuuluvasta männystä 1–2 m korkeudelta. Kaarnan uloin kerros (<3 mm) erotettiin ja analysoitiin samoilla menetelmillä kuin sammalet ja jäkälät (Poikolainen 1992). Näytteet esikäsiteltiin ja märkäpoltettiin Muhoksen tutkimusasemalla ja raskasmetallipitoisuudet (Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V ja Zn) mitattiin Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratoriossa plasma-atomiemissiospektrometrilla (ICP-AES, ARL 3850).

Tarkastelun kohteeksi valittiin koko aineistosta ne näytealat, joilta on kerätty samanaikaisesti sammal-, jäkälä- ja kaarnanäytteet. Alueellista tarkastelua varten tulostettiin kromin, kuparin ja lyijyn osalta pistekartat, joissa kunkin lajin ryväskohtaisen keskiarvopitoisuuden perusteella on esitetty 50 (lyijy 100) suurimman ja 50 (lyijy 100) pienimmän sekä edellämainittujen luokkien väliin jäävien rypäiden sijainti. Sammalilla ja jäkälällä pitoisuudet ovat ryväskohtaisia keskiarvoja 1–4 näytealalta, mutta kaarnalla vain yhdeltä näytealalta. Aineistosta laskettiin samoilta paikoilta kerättyjen lajien väliset raskasmetallipitoisuuksien korrelaatiokertoimet, keskiarvot ja variaatiokertoimet.

Tulokset

Kromi

Suurimmat kromipitoisuudet olivat sekä sammalilla että jäkälällä pääasiassa Kemin–Tornion ympäristössä Ou-

Taulukko 1. *Sammalten, jäkälän ja kaarnan raskasmetallipitoisuuksista laskettuja tunnuslukuja.* $\bar{x}$ *= rypäiden keskiarvo (mg/g kuiva-ainetta, n = 788) ja cv = variaatiokerroin (%).*

Raskas-metalli	Sammalet		Jäkälä		Kaarna	
	$\bar{x}$	cv	$\bar{x}$	cv	$\bar{x}$	cv
Cd	0,38	36	0,69	43	0,31	52
Cr	1,5	76	2,1	110	0,45	75
Cu	5,9	150	7,1	120	3,6	210
Fe	380	50	540	42	110	84
Ni	2,2	150	2,5	110	1,1	420
Pb	16	39	17	47	6,3	71
V	4,9	60	–	–	1,7	72
Zn	38	23	84	20	18	34

tokummun jaloterästehtaan päästöjen vaikutusalueelle (kuva 1). Kaarnan osalta ei havaittu samanlaista selvää keskittymää, vaikka korkeimmat pitoisuudet todettiinkin Kemin–Tornion ympäristössä. Pienimpien pitoisuuksien osalta Keski- ja Pohjois-Lappi erottuivat selvästi sammalilla ja jäkälällä, kun taas kaarnalla jakautuminen oli melko tasaista koko maassa.

Kromipitoisuuksien keskiarvo oli suurin jäkälällä ja pienin kaarnalla (taulukko 1). Pitoisuuksien vaihtelua osoittava variaatiokerroin oli suurin jäkälällä. Sammalilla ja kaarnalla variaatiokertoimet olivat keskenään samaa luokkaa. Sammalten ja jäkälän kromipitoisuuksien välinen korrelaatio oli selvästi suurempi kuin sammalten ja kaarnan tai jäkälän ja kaarnan välillä (kuva 2).

Kupari

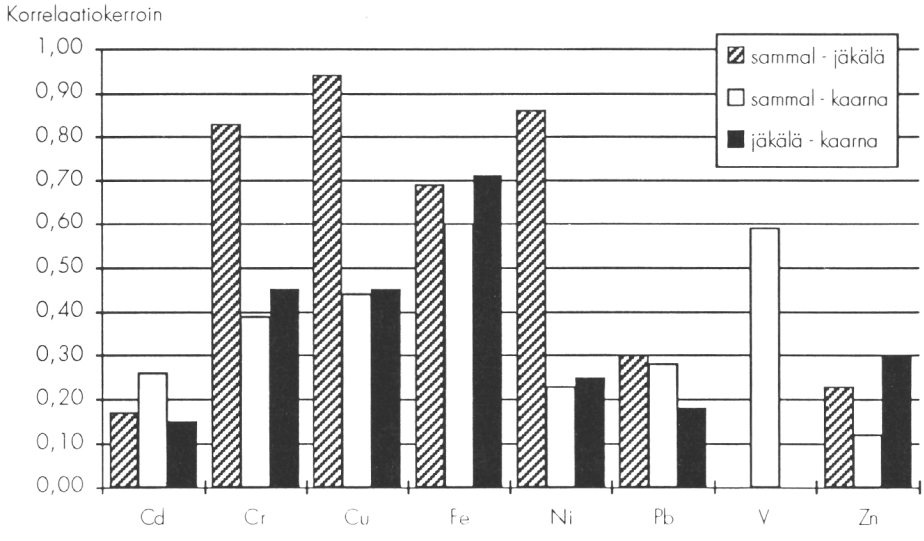
Kaikkien bioindikaattorien osalta suurimmat kuparipitoisuudet sijoittuivat Harjavallan tehtaiden vaikutusalueelle (kuva 3). Myös Outokummun ympäristössä näkyi suurien pitoisuuksien keskittymä. Vastaavasti pienimpiä kuparipitoisuuksia esiintyi Kaakkois-Suomessa, Kainuussa ja Länsi-Lapissa.

Kuparipitoisuuksien keskiarvo oli suurin jäkälällä ja pienin kaarnalla (taulukko 1). Pitoisuuksien vaihtelu oli suurempaa kuin kromilla. Sammalten ja jäkälän kuparipitoisuuksien välinen korrelaatiokerroin oli erittäin suuri ja sammalten ja kaarnan sekä jäkälän ja kaarnan väliset korrelaatiot olivat keskenään samaa suuruusluokkaa (kuva 2).

Lyijy

Suurimmat lyijypitoisuudet keskittyivät sammalilla Etelä-Suomeen rannikon tuntumaan. Erikoispiirteenä mainittakoon selvästi havaittavissa olevat Helsinki–Tampere–Turku -kolmion liikenneväylät (kuva 4). Sammalilla pienimmät lyijypitoisuudet sijoittuivat Pohjanmaalle, Kainuuseen ja Lappiin. Jäkälällä ja kaarnalla suurimmat pitoisuudet olivat pääasiassa Etelä-Suomessa, mutta niitä oli runsaasti myös Oulun ympäristössä. Jäkälällä ja kaarnalla pienimmät pitoisuudet jakautuivat melko tasaisesti Lapin ja Itä-Suomen alueelle.

Lyijypitoisuuksien keskiarvo oli



Kuva 2. *Sammalista, jäkälästä ja kaarnasta mitattujen raskasmetallipitoisuuksien väliset korrelaatiokertoimet.*

suurin jäkälällä ja selvästi pienin kaarnalla (taulukko 1). Variaatiokertoimet olivat kaikilla lajeilla pienemmät kuin kromilla, ja kerroin oli suurin kaarnalla ja pienin sammalilla. Eri näytelajien väliset lyijypitoisuuksien korrelaatiokertoimet (kuva 2) olivat alhaisia – selvästi pienin oli jäkälän ja kaarnan ja suurin sammalten ja jäkälän välinen korrelaatio.

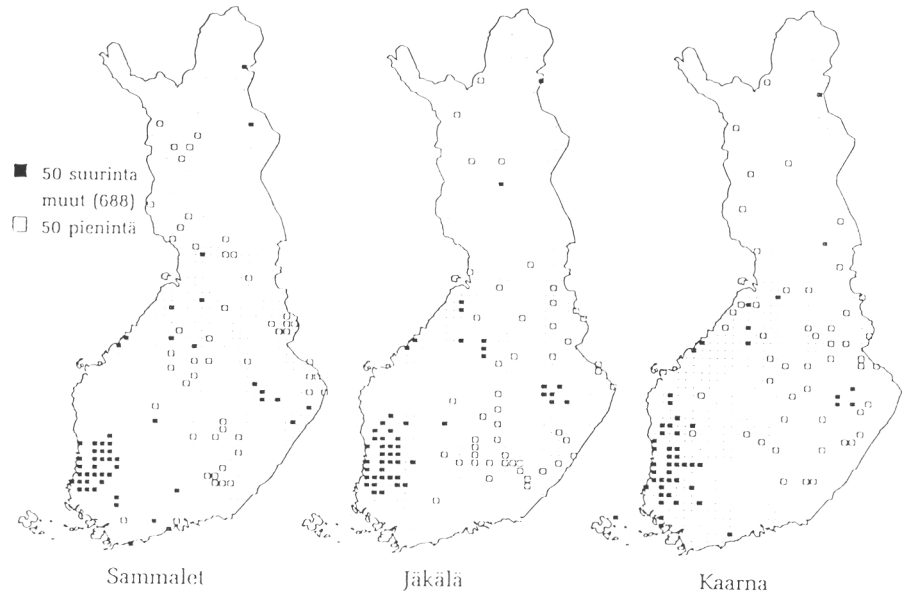
Muut raskasmetallit

Kromin, kuparin ja lyijyn lisäksi tarkasteltiin vastaavasti myös kadmium-, rauta-, nikkeli-, vanadiini- ja sinkkipitoisuuksia (taulukko 1, kuva 2). Niiden korrelaatiokertoimet vaihtelivat raskasmetallista riippuen. Keskiarvopitoisuudet olivat poikkeuksetta suurimmat jäkälillä ja pienimmät kaarnalla.

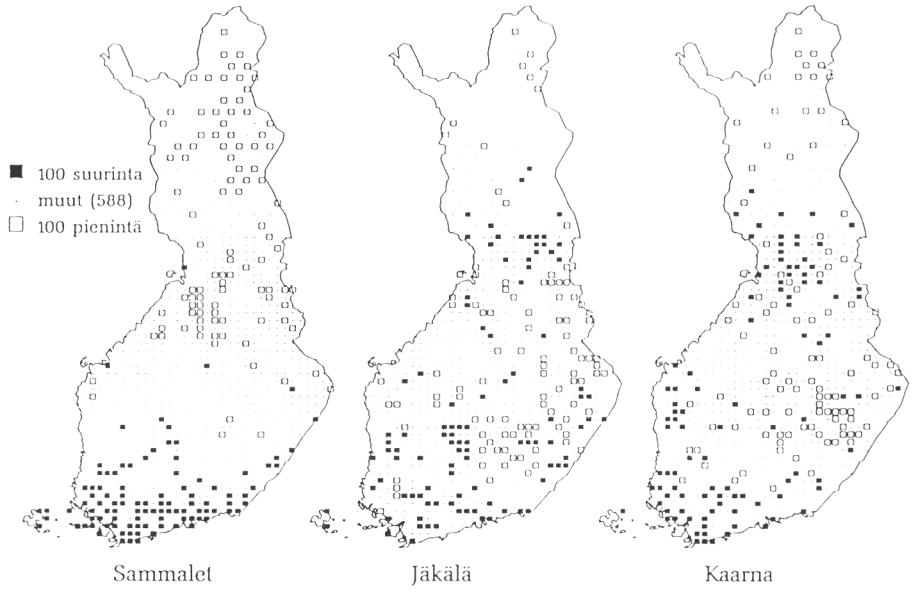
Päätelmiä

Alueellista laskeumaa tarkasteltiin yksityiskohtaisesti kromin, kuparin ja lyijyn osalta pistekarttojen avulla. Kromille saatiin sammalten ja jäkälän avulla pääpiirteissään samantyyppiset laskeumakartat. Sammalten ja jäkälän välinen korrelaatio oli myös suuri. Kaarnan osalta laskeumassa ei tullut esille selviä keskittymiä ja korrelaatiokertoimet jäivät melko alhaisiksi. Kuparipitoisuuksia kuvaavat kartat olivat kaikilla lajeilla samantyyppiset, ja etenkin sammalten ja jäkälän välinen korrelaatio oli suuri. Lyijylle saatiin pääpiirteissään samantyyppiset laskeumakartat jäkälällä ja kaarnalla, mutta sammalilla suurimmat pitoisuudet keskittyivät enemmän Etelä-Suomeen. Keskiarvopitoisuudet olivat kaikilla tutkituilla raskasmetalleilla suurimmat jäkälällä ja pienimmät kaarnalla.

Vaikka tulokset käytetyillä bioindikaattoreilla olivat pääpiirtein samansuuntaiset, oli niissä myös selviä eroja. Esimerkiksi sammalten ja jäkälän välinen korrelaatio oli yleensä suurempi kuin sammalten ja kaarnan tai jäkälän ja kaarnan välinen korrelaatio. Jäkälän raskasmetallipitoisuudet oli-



Kuva 3. *Sammal-, jäkälä- ja kaarnanäytteiden kuparipitoisuudet ryväskohtaisina keskiarvoina. Näytteet on kerätty vuosina 1985–1986 VMI:n pysyviltä näytealoilta.*



Kuva 4. *Sammal-, jäkälä- ja kaarnanäytteiden lyijypitoisuudet ryväskohtaisina keskiarvoina. Näytteet on kerätty vuosina 1985–1986 VMI:n pysyviltä näytealoilta.*

vat korkeimpia, ja se soveltuu hyvin esimerkiksi tausta-alueiden laskeuman selvittämiseen. Sammalten pitoisuudet olivat jäkälään verrattuna jonkin verran pienemmät, mutta sammalten avulla päästölähteet tulivat kartoituksessa parhaiten esille. Kaarnan raskasmetallipitoisuudet olivat alhaisimmat. Tausta-alueilla, joissa pitoisuudet olivat pieniä, alueelliset erot eivät tulleet kaarnalla yleensä niin hyvin esille kuin sammalilla ja jäkälällä. Erilaisen kerääntymistavan lisäksi on huomattava, että pitoisuuserot eri bioindikaattoreilla johtuvat eripituisista kerääntymisajoista. Sammalista mitattu raskasmetallipitoisuus edustaa menetelmästä johtuen kolmen keruuta edeltävän vuoden laskeumaa, jäkälästä mitattu vähintään 10 vuoden ja kaarnasta mitattu vieläkin pitemmän ajan laskeumaa. Sammalten, jäkälän tai kaarnan käyttökelpoisuus raskasmetallikartoituksessa näyttäisi riippuvan paljolti tutkimuksen tavoitteista.

Kirjallisuus

Barkman, J.J. 1958. Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Assen. 628 s.

Grill, D., Härtel, O. & Krzyscin, F. 1981. Confining and mapping of air-polluted areas with coniferous barks. Archiwum Ochrony Srodowiska 2–4: 63–70.

Grodzinska, K. 1971. Acidification of tree bark as a measure of air pollution in southern Poland. Bulletin de L´Academie Polonaise des Sciences. Serie des sciences biologiques Cl II 19(3): 189–195.

Guderian, R. 1977. Air pollution. Phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control. Ecological studies 22. 127 s.

Härtel, O ja Grill, D. 1972. Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverun-reinigungen. European Journal of Forest Pathology 2: 205–215.

Kienzl, I. 1978. Baumborke als Indikator für SO_2-Immissionen. Thesis. Graz. 273 s.

Kling, P., Laaksovirta, K. ja Lodenius, M. 1985. Jäkälän ja männyn kaarnan raskasmetallipitoisuudet ilman saastumisen indikaattoreina Kokkolassa. Ympäristö ja Terveys 16: 314–322.

Kubin, E. 1989a. Sulphur content of the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* as an indicator of atmospheric deposition in Finland. Medd. Nor. Inst. Skogforsk. 42(1): 109–120.

Kubin, E. 1989b. Sormipaisukarvejäkälän, *Hypogymnia physodes* alkuainepitoisuudet Lapin ja Koillis-Suomen metsälautakuntien alueella 1986. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 131–140.

Kubin, E. 1990. A survey of element concentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in Finland in 1985–86. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 421–446.

Kubin, E. 1991. A survey of element consentrations in the epiphytic lichen *Hypogymnia physodes* in northern Finland in 1986. Geological Survey of Finland, Special Paper 9: 185–194.

Kubin, E. & Issakainen, A.-L. 1991. Raskasmetallilaskeuma Pohjois-maissa 1990. Ennakkotiedonanto Suomen tuloksista. Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema. Moniste. 27 s.

Laaksovirta, K., Olkkonen, H. & Alakuijala, P. 1976. Observations on the lead content of lichen and bark adjacent to a highway in southern Finland. Environmental Pollution 11: 247–255.

Lötschert, W. & Köhm, H.-J. 1978. Characteristics of tree bark as an indicator in high immission areas. II. Contents of heavy metals. Oecologia 37(1): 121–132.

Nihlgård, B. 1985. Survey of the heavy-metal deposition in the Nordic countries 1985 – Guidelines.

O'Hare, G.P. & Williams, P. 1975: Some effects of sulphur dioxide flow on lichens. Lichenologist 15(1): 89–93.

Pilegaard, K., Rasmussen, L. & Gydesen, H. 1979. Atmospheric background deposition of heavy metals in Denmark monitored by epiphytic cryptogams. Journal of Applied Ecology 16: 843–853.

Poikolainen, J. 1992. Männyn kaarnan sähkönjohtokyky ja pH Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla. Julkaisussa: Kauhanen, H. & Varmola, M. (toim.). Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413: 128–135.

Reinikainen, A. & Nousiainen, H. 1985. Biologien työohjeet VMI 8:n pysyviä koealoja varten. Metsäntutkimuslaitos. Moniste. 42 s. + liitteet.

Rühling, Å. & Tyler, G. 1968. An ecological approach to the lead problem. Botanical Notes 121: 321–342.

Rühling, Å. 1970. Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br et Sch. Oikos 21: 92–97.

Rühling, Å. 1971. Regional difference in the deposition of heavy metals over Scandinavia. Journal of Applied Ecology 8: 497–507.

Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A., Steinnes, E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985. Nord 1987: 21.

Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnússon, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E., Steinnes, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in northern Europe 1990. NORD 1992: 12. 41 s.

Staxäng, B. 1969. Acidification of bark in some deciduous trees. Oikos 20: 223–230.

Swieboda, M. & Kalemba, A. 1979. The bark of Scots pine (Pinus silvestris L.) as a biological indicator of atmospheric air pollution. Acta Societatis Botanicorum Poloniae 48(4): 539–549.

Takala, K. & Olkkonen, H. 1985. Titanium content of lichens in Finland. Annales Botanici Fennici 22: 299–305.

Takala, K., Olkkonen, H., Ikonen, J., Jääskeläinen, J. & Puumalainen, P. 1985. Total sulphur contents of epiphytic and terricolous lichens in Finland. Annales Botanici Fennici 22: 91–100.

Valtakunnan metsien 8. inventointi. 1986. Pysyvien koealojen kenttätyön ohjeet 1985–86. 2. painos. Metsäntutkimuslaitos. Metsänarvioinnin tutkimusosasto, Metsäinventoinnin tutkimussuunta.

Westman, L. 1986. Lavars indikatorvärde vid studier av luftföreningar och skogsskador. Statens Naturvärdsverk Rapp. 3187:1–52.

Kuolan teollisuuspäästöjen vaikutus pohjoiseen metsäluontoon

Eero Tikkanen

Tausta

Mielikuva Lapin luonnon puhtaudesta alkoi muuttua 1980-luvun loppupuolella. Ensi vaiheessa Lapin vesi- ja ympäristöpiirin tekemät pitkäaikaiset vesistöjen tilan seurantatutkimukset osoittivat Pohjois-Suomen vesistöissä olevat happamoitumisen merkit (Kinnunen 1992). Vähän myöhemmin myös Metsäntutkimuslaitoksen tutkimuksissa todettiin, että Lapin männyt olivat paikoin voimakkaasti harsuuntuneet (Jukola-Sulonen ym. 1987). Sen lisäksi alkukesällä 1987 männyissä ilmeni laajoilla alueilla neulasten kellastumista ja voimakasta neulaskatoa ja vuosien 1987 ja 1988 taitteessa Sallan Naruskalta löydettiin versosurman vaurioittamia männiköitä (Raitio ym. 1993, Tikkanen ja Raitio 1993). Huoli Lapin luonnon puhtaudesta ja metsien kunnosta kasvoi, kun tieto Kuolan alueen suurista saastepäästöistä ja niiden aiheuttamista ympäristötuhoista lopulta paljastui.

Metsien elinvoimaisuutta selvittelevien tutkimusten tehostamiseksi perustettiin 5-vuotinen Itä-Lapin metsävaurioprojekti toukokuussa 1989. Projektista suunniteltiin laaja yhteishanke, jossa METLAn lisäksi ovat mukana Helsingin, Kuopion, Oulun ja Turun yliopistot sekä Arktinen keskus, Geologian tutkimuskeskuksen Pohjois-Suomen aluetoimisto, Ilmatieteen laitos sekä Lapin vesi- ja ympäristöpiiri. Hankkeeseen osallistuu noin 50 tutkijan lisäksi kenttä- ja laboratoriotyöt sekä atk-työt hallitsevaa avustavaa henkilökuntaa. Tätä monitieteellistä hanketta koordinoidaan Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasemalla, ja sen päärahoittaja on maa- ja metsätalousministeriö. Projektin tutkimukset aloitettiin vuonna 1990, ja ne päättyvät vuoden 1994 lopussa.

Tavoite ja toteutus

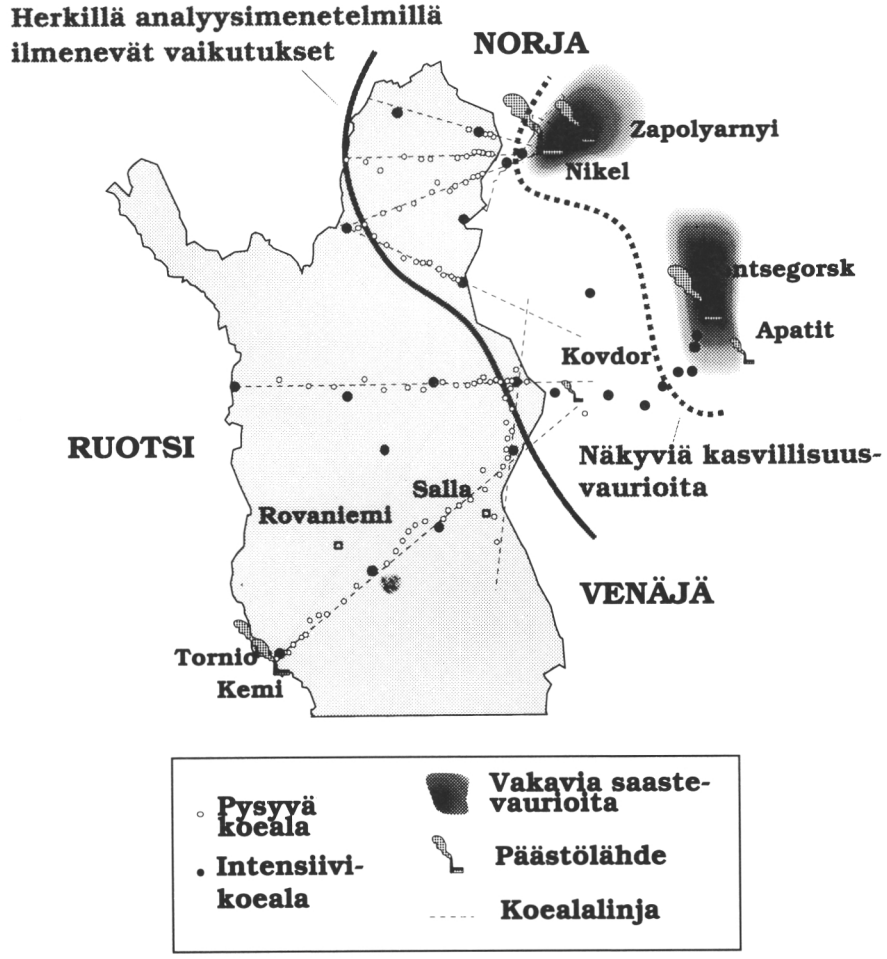
Projektin päätavoitteena on selvittää Kuolan alueen saastepäästöjen vaikutus Lapin metsiin. Sen ohessa tuotetaan taustatietoa Lapin luonnosta ja siinä tapahtuvista muutoksista. Edellisten lisäksi tavoitteisiin kuuluu Venäjän puoleisten vaurioalueiden paikantaminen ja rajaaminen. Tutkimustietoa tarvitaan saastepäästöjen rajoittamista koskevaan päätöksentekoon.

Tutkimuksen alkaessa Metsäntutkimuslaitos perusti pysyviä näytealoja, joille maastossa tehtävät mittaukset ja laboratoriossa analysoitavien aineistojen keruu on keskitetty. Ne sijaitsevat happamoitumiselle herkissä mäntyvaltaisissa kangasmetsissä, puiden ikä on 80–200 vuotta ja maanpinta on tasainen tai itään päin viettävä.

Näytealat sijaitsevat Kuolasta Nikelin ja Montsegorskin kaupungeista lounaaseen, länteen ja luoteeseen suuntautuvilla linjoilla, jotka kulkevat La-

pin poikki (kuva 1). Näytealojen väli on itärajan tuntumassa 4 km ja muuttuu 8, 16 ja 32 km:iin, kun etäisyys päästölähteistä kasvaa. Näytealoja perustettiin myös Venäjän puolelle. Osa näytealoista on ns. intensiivialoja, joille on keskitetty muita näytealoja monipuolisempaa tutkimusta.

Tutkimuslinjoilla on selvitetty ilmansaasteiden vaikutusta metsäluontoon suhteessa päästölähteistä olevaan etäisyyteen. Tämän ns. gradienttitutkimuksen aineistona on käytetty puiden juuria ja sienijuurta, sieniä, puiden oksilla ja rungoilla sekä maassa kasvavia jäkäliä, sammalta, neulasia, maata, vajovettä, sadevettä ja lunta sekä puiden kaarnaa, kariketta ja siemeniä. Muuta aineistoa ovat olleet puiden kasvututkimukset ja harsuuntumismittaukset, ilman ja maan lämpötilamittaukset sekä ilman laadun mittaukset ja satelliittikuvat, joita on käytetty vaurioalueiden paikantamiseen ja rajaamiseen. Tutkimuksissa on käytetty biokemian, eläintieteen, geologian, kasviekologian, kasvifysiologian, limnologian, maamikrobiologian, meteorologian sekä metsätieteiden ja ympäristötieteiden tutkimusmenetelmiä.



Kuva 1. *Itä-Lapin metsävaurioprojektin tutkimuslinjat ja Kuolan saastepäästöjen vaikutusalueet. Kuva: Kari Mikkola.*

Tuloksia

Itä-Lapin metsävaurioprojektin välitulosseminaari pidettiin helmikuussa 1992, ja seminaarin esitelmät julkaistiin väliraporttina (Kauhanen ja Varmola 1992). Aineistojen keruu maastossa ja niiden analysointi laboratoriossa päätettiin keväällä 1994. Projektin loppuraporttiseminaari pidettiin huhtikuussa 1994. Seminaariesitelmien pohjalta tutkijat ovat laatineet artikkeleita valmisteilla olevaan metsävaurioprojektin loppuraporttiin. Loppuraportti julkistetaan kevättalvella 1995.

Ilmanlaadun mittauksissa on selvinnyt Nikelin alueelta Inarin Lappiin tulevan saastekuormituksen voimakas jaksoittaisuus: tyypillisiä ovat pitkähköt puhtaat kaudet ja lyhytaikaiset erittäin korkeat rikkidioksidi- ja hiukkaspitoisuudet. Heinäkuussa 1992 mitattu korkein rikkidioksidin tuntikeskiarvo Sevettijärvelle vuonna 1991 perustetulla DOAS-mittausasemalla ylitti 500 µg/m^3. Myös otsoniarvot olivat keväällä 1992 korkeita, 60–130 µg/m^3. Vuoden 1992 jälkeen Sevettijärvellä on mitattu kerran tai kaksi kertaa kuukaudessa Kuolan niemimaan metallisulatoista saapuva muutamia tunteja kestävä saaste-episodi, jonka aikana ilman rikkidioksidipitoisuus on kohonnut yli 100 µg/m^3:aan.

Kuolasta saapuvien saaste-episodien lyhyen keston ja harvalukuisuuden ansiosta ilman keskimääräiset rikkidioksidipitoisuudet jäävät lähes kaikkialla Lapissa välille 1–5 µg/m^3, mikä on selvästi metsäekosysteemille kriittiseksi arvioidun pitoisuuden alapuolella. Keskimääräinen ilman rikkidioksidipitoisuus on kriittisen korkea ainoastaan Inarijärven koillispuolella, missä se on yli 10 µg/m^3. Lapille tunnusomainen ympärivuotinen lyhytaikainen altistus ei kuitenkaan tule riittävästi esille vuosikeskiarvona määritellyssä kriittisessä tasossa.

Lapin saastekuormitukselle on ominaista myös rikkidioksidin kuivalaskeuman suuri osuus. Viileä ilmasto, melko alhainen sademäärä ja suurelta osin lumena tuleva sade vaikuttavat siihen, että kuivalaskeuman osuudeksi on Inarin Lapissa laskennallisesti arvioitu jopa yli 60 %. Lapin laskeumassa on neutraloivia aineita vähän, joten vuotuinen hapanlaskeuma yltää noin puoleen Etelä-Suomen laskeumasta. Lapin maaperän happokuormitus on suurimmillaan 15–20 mekv/m^2 vuodessa, eli kuormitus on lähellä kriittistä tasoa.

Rikkidioksidin lisäksi Kuolan saastepäästöissä on runsaasti raskasmetalleja. Raskasmetallit tulevat hiukkasina, jotka ovat happamia. Hiukkasten happamuus johtuu siitä, että rikkidioksidista syntyvä rikkihappo ei ammoniakin vähyyden vuoksi neutraloidu ilmakehässä. Sevettijärvelle kulkeutuvissa hiukkasissa on erityisesti nikkeliä, kuparia, kadmiumia, lyijyä, sinkkiä ja vanadiinia. Männyn kaarnan ja sammalten analyysit osoittavat, että nikkeli- ja kuparilaskeumat ovat erittäin suuria Kuolan sulattojen ympäristössä. Laskeumat pienenevät kuitenkin hyvin jyrkästi päästölähteistä poispäin ja ovat Suomen puolella jo lähellä tausta-arvoja. Männyn kaarnassa ja sammalissa havaitaan lievästi kohonneita kupari- ja nikkelipitoisuuksia 100–200 km etäisyydellä Kuolan päästölähteistä.

Keväällä ja alkukesällä Lapissa mitatut ilman korkeat otsonipitoisuudet eivät liity Kuolan saastepäästöihin. Otsonipitoisuudet ovat koko Suomessa suuria keväällä, kun talven aikana ilmakehään kertyneet ilmansaasteet muodostavat kevätauringossa otsonia. Kesällä ilman otsonipitoisuus Lapissa laskee toisin kuin maan etelä- ja keskiosissa, minne kaukokulkeutuman ja suomalaisten päästöjen vaikutus kohdistuu raskaimmin.

Kuolan rikkidioksidipäästöjen vaikutusalue ulottuu parinsadan kilometrin etäisyydelle länteen päästölähteistä. Noin puolet Keski-Lapin rikkilaskeumasta on peräsin Kuolasta. Toinen puoli tulee pääosin Etelä-Suomen ja Keski-Euroopan päästölähteistä. Lapin pitkäaikainen kuormitus voi laskea merkittävästi ja yhtäkkisesti Kuolan sulattojen uusimisen jälkeen tai vähitellen Euroopassa paraikaa toteutuvien päästörajoitusten mukana. Hetkelliset pitoisuushuiput poistuvat kuitenkin vain Kuolan päästöihin puuttumalla.

Kuolan metallisulattojen saastepäästöjen vaikutus ilmenee selvästi sulattojen lähiympäristössä mm. kemiallisina ja biologisina muutoksina maaperässä, epifyyttijäkälien ja männyn neulasten fysiologisissa toiminnoissa sekä solu- ja solukkovaurioina, neulasten alkuainekoostumuksessa ja niiden pakkaskestävyydessä, metsikkökarikkeen määrässä ja kemiallisessa koostumuksessa sekä mäntyjen kasvussa. Vaikutus on silmin nähtävissä noin 50 km päähän länteen sulatoista (kuva 1).

Satelliittikuvilta tehdyn tulkinnan mukaan metsäkuolema-alueen pinta-ala Montsegorskin ympäristössä on 40 000–50 000 ha. Eriasteisesti vaurioitunutta metsää on kuitenkin huomattavasti laajemmalla alueella. Tuhoalueen muotoon vaikuttaa lähinnä topografia ja vallitsevat tuulen suunnat, jotka ovat etelä ja pohjoinen. Saasteiden kulkeutumista länteen päin rajoittavat kaupungin länsipuolella kohoavat Montsetunturit. Eriaikaisten satelliittikuvien tarkastelu on paljastanut, että tuhoalue on kasinkertaistunut vuosien 1978 ja 1989 välillä. Tuhoutumista on erityisesti kiihdyttänyt 1970-luvun alussa Kuolassa käyttöön otettu Norilskista tuotu runsaasti rikkiä sisältävä nikkelimalmi.

Itä-Lapin metsävaurioprojektin tutkimusten mukaan Suomen Lappi kuuluu Kuolan saastepäästöjen vaikutuspiiriin. Selvimmin vaikutus ilmenee Sallan pohjoisosista Inarin Lapin länsiosiin Angeliin kulkevan linjan itä- ja koillispuolella (kuva 1). Vaikutukset Suomen puolella eivät kuitenkaan ole silmin näkyviä, vaan ne ilmenevät metsäekosysteemin herkimmissä osissa kaikkein herkimpiä tutkimusmenetelmiä käytettäessä. Yhteyttä Kuolan saastepäästöjen ja Suomen Lapissa metsävaurioprojektin alkaessa nähtyjen puustovaurioiden välillä ei siten ole tutkimuksissa todettu.

Kuolan saastepäästöjen vaikutus maaperään Suomen Lapissa ilmenee Inarin Lapin itäosissa lähellä Nikelin teollisuuskeskusta. Muutokset johtuvat todennäköisesti raskasmetallilaskeumasta, vaikkakin happamoituminen voi olla osasyynä. Rikin otto on selvästi lisääntynyt tämän alueen mäntymetsissä. Humuksen rikkipitoisuus suurimmassa osassa Montsegorskista länteen olevalla alueella Venäjällä on samalla alhaisella tasolla kuin Keski-Lapissa. Lisäksi siinä näkyy Etelä-Lapista Pohjois-Lappiin laskeva gradientti, mikä viittaa siihen, että humuksen rikki on peräisin pääosin etelästä.

Jäkälien tunnettu herkkyys ilman saasteille vaikutti jäkälätutkimusten aloittamiseen Itä-Lapin metsävaurioprojektissa. Jäkäläkartoituksen mukaan Kuolan rikkipäästöt ovat jonkin verran vaikuttaneet lajistoon itärajan tuntumassa, lähinnä Inarin Lapissa ja Sallassa. Lajiston avulla voidaan myös arvioida ilman keskimääräistä rikkidioksidipitoisuutta niillä alueilla, minne Tuovisen ym. (1993) laatima Kuolan rikkidioksidipäästöjen leviämistä ja rikkidioksidin keskimääräistä pitoisuutta ilmassa kuvaava malli ei ulotu.

Jäkälien herkkyys ilmansaasteille ja niiden merkitys bioindikaattoreina tulee erityisen selvästi esille epifyyttijäkälien fysiologisissa ja hienorakenne-

tutkimuksissa. Jäkälien kalvonvuototestit osoittavat Kuolan saasteiden vaikutusten ulottuvan Suomen puolella Sallan pohjoisosiin ja Inarin Lappiin. Samalla alueella havaitaan myös muutoksia jäkäläsolujen hienorakenteessa. Suomen puoleisten päästölähteiden, Kemijärven ja Kemi-Tornion alueen, vaikutukset tulevat myös esille epifyyttijäkälien tutkimuksissa.

Jäkälien tapaan männyn neulasten hienorakenne- ja pintarakennetutkimukset osoittavat Kuolan saasteista johtuvia muutoksia: vahojen kuluneisuudesta johtuva neulaspinnan kastuvuus on lisääntynyt Suomen puolelle saakka ja neulasten hienorakenteessa havaitaan erityisesti Inarin Lapissa mm. happamalle sateelle tai pakkaselle ominaisia oireita.

Kaarnan ja sammalten tapaan myös männyn neulasten kemialliset analyysit osoittavat Kuolan saastepäästöjen leviävän Suomen puolelle. Neulasten rikkipitoisuus on kuitenkin vain lievästi kohonnut lähinnä Inarin Lapin itäosissa, eikä niiden kupari- ja nikkelipitoisuuskaan ole juuri noussut. Epäpuhtauksista mm. rikki ja kupari ovat kasveille välttämättömiä ravinteita, joten lievästi kohonneilla pitoisuuksilla ei liene puille haitallista vaikutusta.

Kuolan saastepäästöjen ei metsävaurioprojektin tutkimuksissa ole todettu aiheuttaneen surmakkasienestä johtuvaa versosurmaa Kuolassa ja Suomen Lapissa. Sallasta 1980-luvun lopulla löydetyt esiintymät ovat tutkimuksissa osoittautuneet melko pienialaisiksi ja jopa kymmeniä vuosia vanhoiksi. Esiintymien puhkeamisella todettiin yhteys luontaisiin ympäristötekijöihin, kuten maaston korkeuteen merenpinnasta ja alueiden lämpösummaan sekä metsiköiden tiheyteen. Kirvojen tiedetään purennallaan edistävän surmakkasienen leviämistä, ja ilmansaasteet puolestaan parantavat kirvojen elinoloja. Tämän tutkimuksen mukaan kirvoilla ja sen kautta ilmansaasteilla ei Lapissa liene merkittävää vaikutusta versosurman esiintymiseen, sillä Lapissa vallitsevat sääolot eivät suosi kirvoja.

Suuret saastepäästöt Kuolan metallisulattojen ympäristössä kasvuoloiltaan ankarilla alueilla lähellä pohjoista metsänrajaa ovat aiheuttaneet laajoja metsäkuolemia. Mäntyjen kasvu on heikentynyt alueella, joka ulottuu Montsegorskista 40–50 km länteen päin. Siitä valtakunnanrajalle ulottuvalla yli 50 km leveällä vyöhykkeellä ei mäntyjen kasvussa enää todeta ilmansaasteista johtuvaa taantumaa. Vuosikymmenten kuluessa toistunut ajoittainen taantuma on johtunut ilmastollisista syistä. Sen sijaan lähempänä päästölähteitä olevassa Inarin Lapissa saasteista johtuva mäntyjen kasvun heikentyminen ulottuu huomattavasti lähemmäksi Suomen rajaa kuin Itä-Lapissa. Luontainenkin kasvunvaihtelu on Pohjois-Lapissa lähinnä ilmastollisista syistä huomattavasti suurempaa kuin Itä-Lapissa.

Puut ovat sopetuneet hyvin kestämään ankaran talvi-ilmaston sressejä. Ilmansaasteita lisäävä ihmisen toiminta voi kuormituksen kasvaessa ja sen kestäessä pitkään heikentää mm. neulasten pakkaskestävyyttä. Metsävaurioprojektin tutkimusten mukaan Kuolan saastepäästöt ovat heikentäneet männyn neulasten pakkaskestävyyttä puiden kasvun tapaan 40–50 km:n päähän päästölähteistä. Neulasten hienorakennetutkimukset ovat lisäksi osoittaneet pakkasen ja ilman epäpuhtauksien yhdysvaikutuksia Suomenkin puolella Inarin Lapissa.

Projektin päättäminen

Itä-Lapin metsävaurioprojektin tutkimukset ovat antaneet lyhyessä ajassa

paljon uutta tietoa Lapin herkkien mäntymetsien ekologiasta ja fysiologiasta ja ilman saasteiden vaikutuksista niihin. Projektin tulosten pohjalta tehtävissä loppupäätelmissä saadaan vastaus tutkimuksen päätavoitteena olleeseen kysymykseen Kuolan saastepäästöjen vaikutuksesta Lapin metsiin. Lisäksi mm. kysymykseen luontaisten stressien ja ilman epäpuhtauksien välisestä suhteesta vaurioiden synnyssä voidaan antaa nykyistä selkeämmät vastaukset.

Kuolan saastepäästöihin liittyvien ympäristöongelmien ja niiden tutkimisen ansiosta Lappiin on saatu Suomen tihein taustailman laatua mittaava asemaverkko. Itä-Lapin metsävaurioprojekti on myös saanut eri tutkimuslaitoksista olevat suomalaiset ympäristöntutkijat keskenään tiiviiseen yhteistyöhön: tieteellisesti kiinnostava tutkimusaihe sekä yhteiskunnan kannalta merkittävä ympäristöongelma on ollut haastava. Suomalaisten tutkijoiden yhteistyön lisäksi projektin ansiosta on aloitettu tutkimusyhteistyö Kuolassa olevien venäläisten ympäristöntutkijoiden kanssa. Projektissa on tutkijoita Kuolan tiedekeskuksesta, Lapin luonnonpuistosta ja Arkangelin metsäntutkimuslaitokselta. Tutkimuksen aikana suomalaisten tutkijoiden yhteydet ovat lisääntyneet myös kalottialueella työskentelevien norjalaisten ja ruotsalaisten ympäristöntutkijoiden kanssa.

Suomenkielisen loppuraportin valmistuttua Itä-Lapin metsävaurioprojektin tutkijat jatkavat tieteellisten artikkelien kirjoittamista kansainvälisiin ympäristö- ja metsäalan julkaisusarjoihin. Artikkeleihin perustuva yhteenveto tuloksista julkaistaan englanninkielisenä loppuraporttina vuonna 1996.

Kirjallisuus

Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K., Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1987. Havupuiden elinvoimaisuus Suomessa vuosina 1985–1986. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 256. 92 s.

Kauhanen, H. & Varmola, M. (toim.). 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. The Lapland forest damage project. Interim report. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413. 269 s.

Kinnunen, K. 1992. Acidification of the waters in northern Fennoscandia and the Kola Peninsula. Julkaisussa: Tikkanen, E., Varmola, M. & Katermaa, T. (toim.). Symposium on the state of the environment and environmental monitoring in northern Fennoscandia and the Kola Peninsula. 6–8 October 1992, Rovaniemi, Finland. Extended Abstracts. Arctic Centre Publications 4: 123–132.

Raitio, H., Tikkanen, E. & Nöjd. P. 1993. Sallan puustovauriot. Julkaisussa: Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E-L., Mikkelä, H. & Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446: 162–166.

Tikkanen, E. & Raitio, H. 1993. Pohjois-Suomen neulaskato kesällä 1987. Julkaisussa: Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E-L., Mikkelä, H. & Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446: 159–162.

Tuovinen, J-P., Laurila, T., Lättilä, H., Rjaboshapko, A., Brukhanov, P. & Korolev, S. 1993. Impact of the sulphur dioxide sources in the Kola Peninsula on air quality in northernmost Europe. Atmospheric Environment 27A: 1379–1395.

Satakunnan happamoitumiselle herkkien männiköiden terveydentila ja siihen vaikuttavat tekijät

Hannu Raitio, Ilkka Jussila, Raimo Kartastenpää, Martti Lindgren, Jarmo Poikolainen ja Maija Salemaa

Tausta ja tavoitteet

Satakunnan karut jäkälä- ja kanervatyypin männiköt keskittyvät Hämeenja Pohjankankaalle, Säkylänharjulle sekä Porin-Harjavallan alueelle. Näillä alueilla on havaittu etenkin taimikkovaiheessa eriasteisia tuhoja (Raitio 1993a), joiden syistä on erilaisia käsityksiä. Raition (1990) mukaan jäkäläja kanervatyypin mäntytaimikoissa tietyssä ikävaiheessa esiintyvät tuhot ovat usean stressitekijän - maaperän happamuus ja karuus, kuivuus, pakkanen, tuhohyönteiset, ilman epäpuhtaudet - yhdysvaikutus, joka ilmenee puiden ravinnetalouden häiriöinä. On oletettu, että ilman epäpuhtauksien vaikutukset näillä alueilla heijastuisivat välillisesti taimikkovaiheessa sekä pakkasvaurioiden että punalatikkatuhojen yleistymisenä, koska männiköt kärsivät paikoin jo luontaisesti metsämaan happamuudesta ja siihen liittyvistä ravinnetalouden häiriöistä (Raitio 1990). Vanhemmalla iällä jäkälä- ja kanervatyypin männiköissä esiintyy aika ajoin pistiäistuhoja.

Länsi-Suomen metsien terveydentilaa on järjestelmällisesti seurattu mm. Metsäntutkimuslaitoksen toimesta valtakunnan metsien inventoinneissa (VMI) sekä ILME-projektissa (Jukola-Sulonen ym. 1990). Lisäksi Turun yliopiston Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus on seurannut Porin-Harjavallan alueen ilman laatua ja metsien terveydentilaa bioindikaattorien avulla (Jussila ja Jormalainen 1991, Jussila ym. 1991, Jussila ja Ojanen 1993, Jussila 1994). Tästä huolimatta edellä mainittujen happamoitumiselle herkkien alueiden yksityiskohtainen seuranta, samoin kuin havaittujen tuhojen tarkempi kuvaus ja syiden tutkiminen on jäänyt puutteelliseksi.

Mainittuja alueita kuormittavat Suomen oloissa huomattavat paikalliset rikki-, typpi- ja raskasmetallipäästöt. Lisäksi Meri-Porissa on aloittanut toimintansa kivihiilivoimala, jonka päästöt leviävät Pohjois-Satakunnan ja Etelä-Pohjanmaan alueelle. Tästä syystä Turun ja Porin lääninhallituksen aloitteesta perustettiin vuonna 1992 tutkimusprojekti, jonka tavoitteena on kartoittaa Satakunnan happamoitumiselle herkkien mäntymetsien terveydentila sekä tutkia siihen vaikuttavia tekijöitä.

Tutkimushankkeessa analysoidaan samapaikkaisesti metsien kasvua ja vallitsevia ympäristöoloja sekä eri tekijöiden keskinäisiä vuorosuhteita

mahdollisimman monipuolisesti. Tätä varten on tehty päästöselvityksiä, mitattu laskeumaa, ilman laatua, puuston kasvua ja terveydentilaa kuvaavia tunnuksia sekä maaperän fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia 28:ssa jäkäläja kanervatyypin metsikössä. Metsiköt jakautuvat likimain tasan kolmeen ikäluokkaan 60–80, 80–100 ja 100–120 vuotta. Näytealoista sijaitsee Hämeenkankaalla 12, Pohjankankaalla 7, Säkylänharjulla 5 ja loput 4 kpl Harjavallan alueella.

Ilman laatu ja laskeuma Satakunnassa

Rikkidioksidin ja typen oksidien pitoisuudet kuukausikeskiarvoina Hämeenkankaalla on esitetty kuvassa 1. Vuodenaikaisvaihtelu ilmeni selvimmin rikkidioksidipitoisuuksissa, myös typpidioksidin suurimmat kuukausikeskiarvot mitattiin talviaikaan. Rikkidioksidin vuosikeskiarvo (heinäkuu 1992–kesäkuu 1993) oli 1,6 µg/m^3 ja typpidioksidin 3,2 µg/m^3. Typpioksidin osuus typen oksideissa oli kuukausittain yleensä alle 10 %.

Otsonin päivätuntien keskiarvopitoisuus vuoden ajanjaksolta on esitetty kuvassa 2. Otsonin vertailuarvona voidaan pitää UNE-EC:n vuonna 1988 pidetyn asiantuntijakokouksen pohjalta antamia kriittisiä pitoisuuksia, joista seitsemän päivätunnin keskiarvo on 50 µg/m^3 (UNE-EC 1988). Kuvasta 2 ilmenee, että otsonipitoisuudet Hämeenkankaalla yleensä ylittivät selvästi em. arvon kuten useimmilla muillakin tausta-alueiden mittausasemilla.

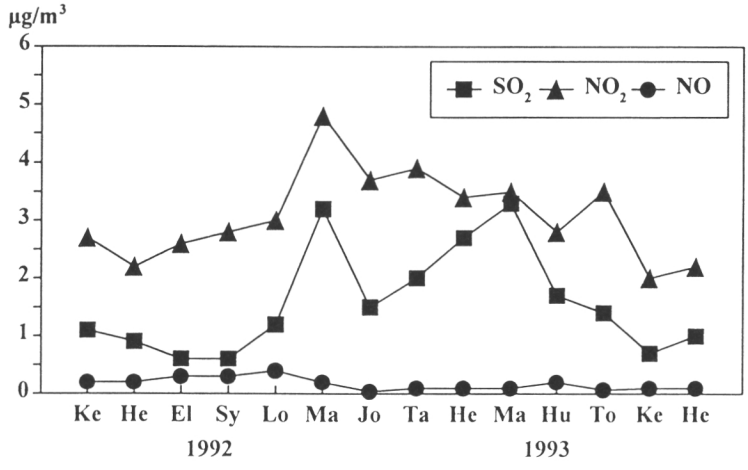
Satakunnan alueella mitattiin laskeumaa Hämeen- ja Pohjankankaalla, Säkylänharjun Virttaankankaalla sekä Ahlaisissa. Taulukosta 1 ilmenee tarkasteluvuoden (heinäkuu 1992–kesäkuu 1993) laskeuma eri mittausasemilla. Sademäärät laskettiin rinnakkaisnäytteiden suurimmasta näytteestä, muut tulokset ovat rinnakkaisnäytteiden keskiarvoja.

Mitattuja vuosilaskeumia verrattiin Ilmatieteen laitoksen jatkuvan seurannan tausta-asemilta saatuihin tuloksiin (kuva 3). Vastaavat sademäärät on esitetty kuvassa 4.

Tutkimusalueen sulfaattilaskeuma (SO_4-S) oli tarkasteluvuonna hieman yli 400 mg S/m^2. Arvot olivat selvästi korkeampia kuin Itä- ja Pohjois-Suomessa. Kuitenkin Virolahdella, johon vaikuttavat lähialuepäästöt (Venäjä ja Viro), vastaavan ajan sulfaattilaskeuma oli 570 mg S/m^2. Utössä, johon kulkeutuu erityisesti Keski-Euroopan rik-

Taulukko 1. *Sadenäytteistä laskettu vuosilaskeuma Satakunnan mittausasemilla ajalla heinäkuu 1992–kesäkuu 1993.*

Tunnus		Ahlainen	Hämeenkangas	Pohjankangas	Säkylänharju
Sademäärä	mm	594	673	735	556
H^+	µmol/m^2	21 691	22 643	22 969	20 403
Cl^-	mg/m^2	313	212	235	251
NO_3-N	mg/m^2	225	213	227	209
SO_4-S	mg/m^2	431	436	426	411
Mg^{2+}	mg/m^2	42	24	25	24
Ca^{2+}	mg/m^2	115	77	72	79
NH_4-N	mg/m^2	156	201	196	198
Na^+	mg/m^2	206	144	153	160
K^+	mg/m^2	71	29	33	28



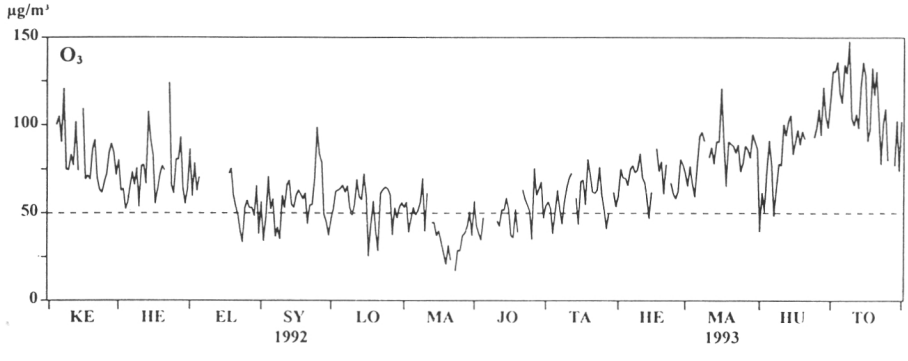
Kuva 1. *Rikkidioksidin (SO_2), typpidioksidin (NO_2) ja typpimonoksidin (NO) tuntipitoisuuksien kuukausikeskiarvot Hämeenkankaalla.*

kipäästöjä, sulfaattilaskeuma oli puolestaan 490 mg S/m²/v.

Nitraattityppilaskeuma (NO_3-N) oli tutkimusalueella hieman yli 200 mg N/m²/v. ja ammoniumtyppilaskeuma (NH_4-N) hieman alle 200 mg N/m²/v., jotka olivat tasoltaan korkeampia kuin Itä- ja Pohjois-Suomessa mitatut arvot. Virolahdella nitraattityppilaskeuma oli 260 ja ammoniumtyppilaskeuma 380 mg N/m²/v. Utössä vastaavastaavat lukemat olivat 290 ja 240 mg N/m²/v.

Männiköiden elinvoimaisuus

Neulasmassan määrä ja sen vaihtelu ilmentävät havupuiden kuntoa ja kasvuedellytyksiä. Laajojen metsäalueiden elinvoimaisuuden kartoituksissa tärkeimmät kuntotunnukset ovat neulaskato eli harsuuntuminen ja värivikaisten neulasten runsaus (Hanisch ja Kilz 1990). Suomessa näiden lisäksi seurataan neulasvuosikertojen määriä, käpysatoa ja erilaisia tauteja sekä hyönteistuhoja (Lindgren ja Salemaa 1993).



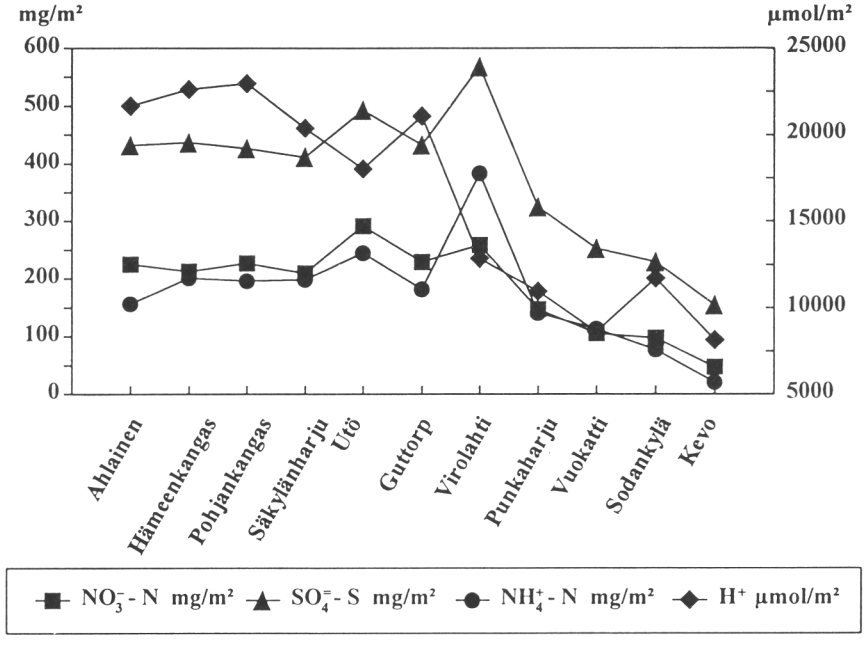
Kuva 2. *Otsonin seitsemän tunnin keskiarvopitoisuudet (klo 10–17) Hämeenkankaalla.*

Myös neulasten pinnalla kasvava viherlevä on osoittautunut herkäksi ympäristömuutoksien bioindikaattoriksi (Görasson 1988).

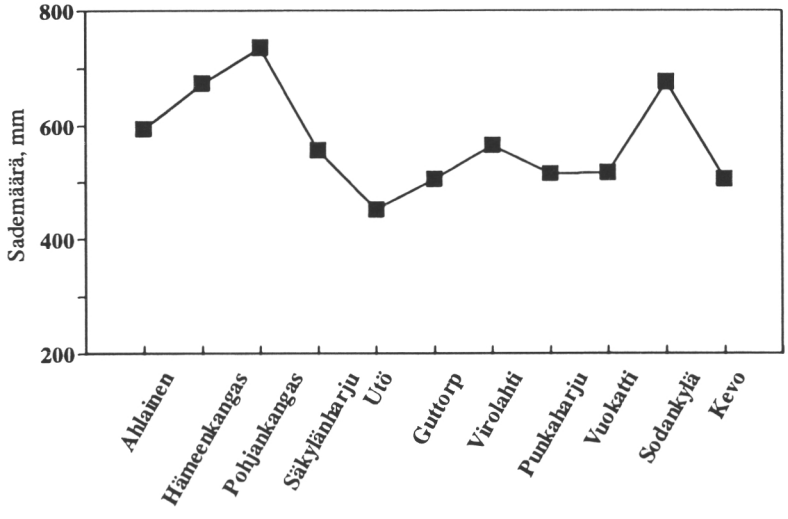
Satakunnan näytealoilla kasvavien mäntyjen elinvoimaisuutta tutkittiin neljällä eri alueella (Hämeen- ja Pohjankangas, Säkylänharju ja Harjavalta). Vuonna 1993 näytealoja oli 27, joilla kasvoi 396 mäntyä. Elinvoimatuloksia verrattiin metsien vuotuiseen valtakunnalliseen elinvoimakartoitukseen (Lindgren ja Salemaa 1993), josta valittiin saman ikäisiä eteläsuomalaisia männiköitä. Vertailuaineistoon jouduttiin ottamaan mukaan myös kuivahkojen kankaiden metsiköitä, jotta voitiin varmistaa riittävä otoskoko kussakin ikäluokassa.

Tuuheimmat männyt kasvoivat Hämeenkankaalla, jossa yli 20 % harsuuntuneiden puiden osuus oli vain 2 %, kun Etelä-Suomen vertailuaineistossa vastaava osuus oli 11 %. Harsuuntuneita mäntyjä oli muilla Satakunnan tutkimusalueilla enemmän kuin Hämeenkankaalla tai vertailualueella. Pohjankankaalla harsuuntuneita puita oli 12 %, Säkylänharjulla 17 % ja Harjavallan alueella 18 % (kuva 5). Samoin kuin Merenkurkun kuusikoissa myös Satakunnan ja Etelä-Suomen männiköissä harsuuntuneiden puiden osuus oli suurempi vanhemmissa (yli 80 vuotta) kuin nuoremmissa männiköissä.

Vuonna 1993 esiintyi vakavia neulasten värivikoja vähän. Sellaisten puiden osuus, joilla värivikaisia neulasia oli yli 10 % neulasmassasta havaittiin sekä tutkimus- että vertailualueella alle 1 %. Vertailuaineistossa oli jonkin asteisia värivikoja (värivikaisten neulasten osuus 1–10 %) 22 %:lla puista, kun vastaava osuus Satakunnan alueella oli 5 %. Tutkimusalueella värivikaisia



Kuva 3. *Vuosilaskeumat Satakunnan mittausasemilla (heinäkuu 1992–kesäkuu 1993) verrattuna vastaaviin laskeumiin Ilmatieteen laitoksen jatkuvan seurannan tausta-asemilla.*

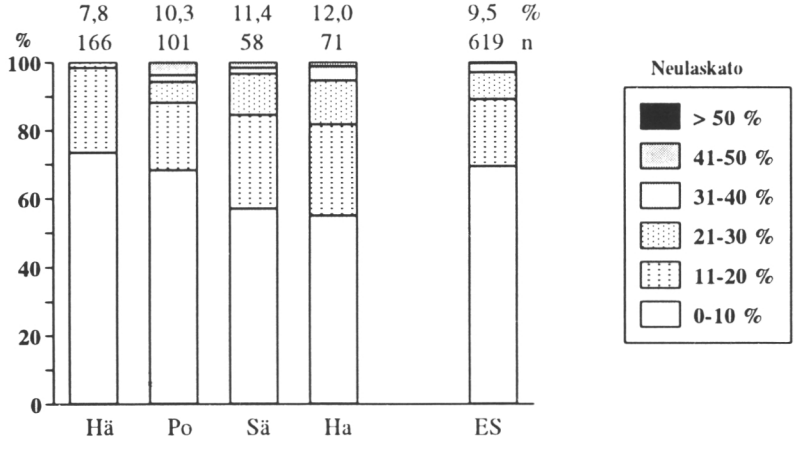


Kuva 4. *Sademäärä (heinäkuu 1992–kesäkuu 1993) Satakunnan mittausasemilla ja Ilmatieteen laitoksen jatkuvan seurannan tausta-asemilla.*

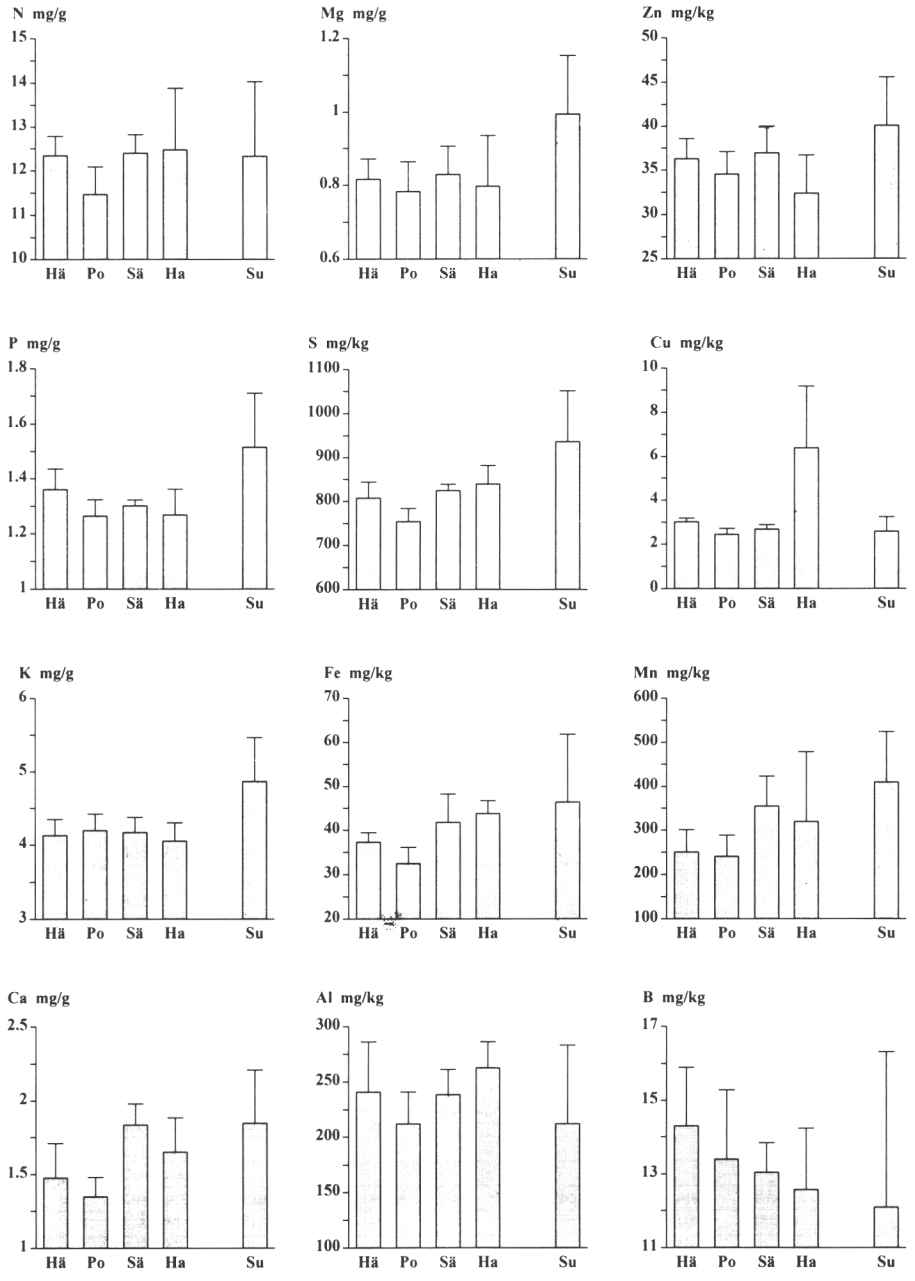
puita oli eniten Pohjankankaalla, jossa värioireita esiintyi noin 11 %:lla männyistä. Muualla tutkimusalueella oireellisten puiden osuudet vaihtelivat 1–3 %.

Männiköiden ravinnetila

Neljästä tutkimusalueesta neulasanalyysien perusteella selvimmin erottui Pohjankangas (kuva 6), jolla neulas-



Kuva 5. *Männyn harsuuntumisjakauma Hämeen- (Hä) ja Pohjankankaalla (Po), Säkylänharjulla (Sä), Harjavallan alueella (Ha) sekä Etelä-Suomessa (ES) vuonna 1993. Pylvään yläpuolella on ilmoitettu harsuuntumisen keskiarvo sekä havaintopuiden lukumäärä.*



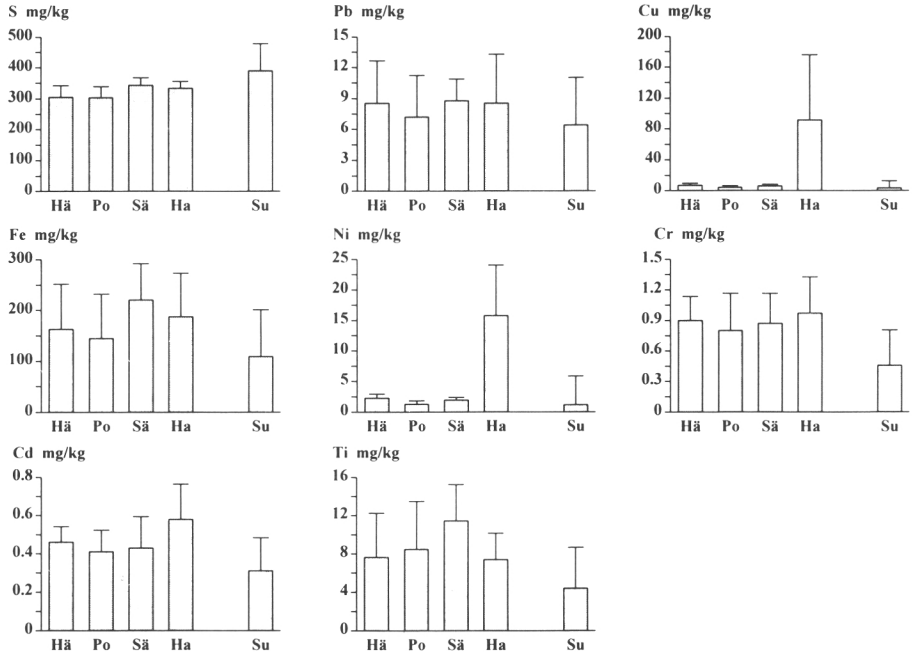
Kuva 6. *Nuorimpien neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet Hämeen- (Hä) ja Pohjankankaan (Po), Säkylänharjun (Sä) ja Harjavallan (Ha) näytealoilla vuonna 1992 sekä keskimäärin Suomessa (Su) vuosina 1987–1989.*

ten typpipitoisuudet olivat keskimäärin kirjallisuudessa mainittun puutosrajan alapuolella (ks. Jukka 1988). Lisäksi neulasten fosfori-, kalsium-, rauta- ja rikkipitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi pienempiä Pohjankankaalla kuin kuin muilla alueilla. Hämeenkankaalla neulasten kalsium- ja rautapitoisuudet olivat huomattavasti alhaisemmat kuin Säkylänhar-

julla. Harjavallan näytealoilla puolestaan kuparipitoisuudet olivat selvästi korkeampia kuin muilla alueilla (kuva 6). Hämeenkankaalla on aiemmissakin tutkimuksissa todettu hyvin alhaisia neulasten kalsiumpitoisuuksia (Raitio 1993 b), samoin kuin Harjavallan alueella korkeita neulasten raskasmetallipitoisuuksia (Heliövaara ja Väisänen 1989). Männiköiden iällä ei todettu vaikutusta neulasten ravinnepitoisuuksiin. Kuvassa 6 on esitetty eri tutkimusalueilla männyn nuorimpien neulasten keskimääräiset ravinnepitoisuudet vuonna 1992 verrattuna koko Suomesta vuosina 1987-1989 kerättyyn aineistoon (Raitio 1994). Koko Suomesta kerätty aineisto edustaa hieman viljavampia männiköitä kuin tässä tutkimuksessa olevat metsiköt. Kuvasta ilmenee, että kaikilla tutkimusalueilla etenkin neulasten fosfori-, kalium-, magnesium-, rikki- ja mangaanipitoisuudet olivat alempia kuin vertailuaineistossa. Samoin Hämeen- ja Pohjankankaalla neulasten kalsiumpitoisuudet olivat vertailuarvoa huomattavasti pienempiä. Sen sijaan neulasten booripitoisuudet olivat kaikilla tutkimusalueilla vertailuarvoa korkeampia, etenkin Hämeenkankaalla.

Männyn kaarnan rikki- ja raskasmetallipitoisuudet

Männyn kaarna kerää ilman epäpuhtauksia suoraan ilmasta ja runkoa pitkin valuvasta sadevedestä. Puiden kaarnaa on käytetty ennen kaikkea ilman rikkidioksidipitoisuuksien ilmentäjänä, sillä kaarnan pH:n, sähkönjohtokyvyn ja rikkipitoisuuden on todettu korreloivan hyvin ilman rikkidioksi-



Kuva 7. *Rikin ja raskasmetallien keskimääräiset pitoisuudet männyn kaarnassa Hämeenkankaan (Hä), Pohjankankaan (Po), Säkylänharjun (Sä) ja Harjavallan (Ha) näytealoilla verrattuna keskimääräisiin pitoisuuksiin koko Suomessa (Su) vuosina 1985–1986.*

dipitoisuuksien kanssa (mm. Staxäng 1969, Härtel ja Grill 1972, Kienzl 1978, Poikolainen 1992). Kaarna sopii hyvin myös teollisuudesta ja liikenteestä peräisin olevien raskasmetallilaskeumien kartoituksiin (mm. Lötschert ja Köhm 1978, Kling ym. 1985).

Satakunnan jäkälä- ja kanervatyypin mäntykankailla kaarnan rikkipitoisuus oli suhteellisen matala, jos sitä verrataan männyn kaarnan keskimääräiseen rikkipitoisuuteen koko Suomen alueelta kerätyssä aineistossa (kuva 7). Valtakunnallinen tulos perustuu VMI:n pysyviltä näytealoilta vuosina 1985–86 kerättyyn toistaiseksi julkaisemattomaan aineistoon. Kaarnan johtokykyarvot olivat alhaisia (72–137 µS/cm), eivätkä kaarnan pH-arvotkaan olleet mitenkään poikkeuksellisia (pH 3,47–3,87). Kaarnan rikkipitoisuus ja johtokyky olivat yllättävän alhaisia, vaikka Satakunnan alueelta on paikoin mitattu sadevesistä suhteellisen korkeita sulfaattirikin vuosilaskeumia (Järvinen ja Vänni 1994). Harjavallan ja Säkylänharjun näytealoilla kaarnan rikkipitoisuus oli hieman korkeampi kuin Hämeen- ja Pohjankankaalla. Näillä alueilla kaarnan rikkipitoisuudet vaihtelivat samansuuntaisesti sulfaattilaskeuman kanssa (Kartastenpää 1993).

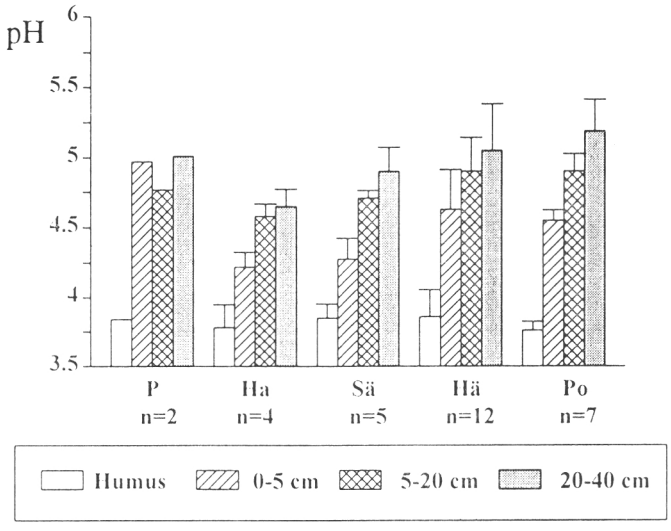
Päästöjen vähennyksistä huolimatta Satakunnan alueelle tulee paikallisista teollisuuslaitoksista raskasmetallilaskeumaa. Suurimmat raskasmetallipäästöt aiheuttavat Outokumpu Oy:n Harjavallan tehtaat, mistä pääsee ilmaan mm. kuparia, nikkeliä, lyijyä ja kadmiumia. Satakunnassa on lisäksi useita pienempiä päästölähteitä, joiden ympäristöön leviää mm. kuparia, titaania, nikkeliä, vanadiinia ja seleeniä. Nämä päästöt näkyivät männyn kaarnassa kohonneina raskasmetallipitoisuuksina. Kaikkien tutkittujen raskasmetallien pitoisuudet olivat Satakunnan näytealoilla korkeammat kuin keskimäärin koko maassa. Kuparin keskimääräinen pitoisuus (18 mg/kg) oli noin viisinkertainen, nikkelin pitoisuus (3,9 mg/kg) 3,5-kertainen ja muiden tutkittujen raskasmetallien (Zn, V, Pb, Cd, Fe, Cr, Ti) pitoisuudet 1–2-kertaiset koko maan keskimääräisiin pitoisuuksiin verrattuna.

Kupari- ja nikkelipitoisuudet olivat erityisen korkeita Harjavallan näytealoilla. Täällä kaarnan kuparipitoisuus oli korkein, yli 200 mg/kg. Tulokset olivat yhdenmukaiset aikaisempien sammalista mitattujen pitoisuuksien kanssa (Jussila ja Jormalainen 1991, Rühling ym. 1992) Männyn kaarnan avulla saadut tulokset osoittivat lisäksi, että raskasmetallilaskeuma on Säkylänharjulla sekä Hämeen- ja Pohjankankaalla kohtalaisen korkea vielä suhteellisen kaukana Harjavallasta.

Maaperän kationinvaihtokapasiteetti, happamuus ja raskasmetallipitoisuudet

Sadevettä hyvin läpäisevä lajittunut harjuaines on todettu herkäksi happamoittavan kuormituksen vaikutuksille. Tällainen karkea kivennäismaa on usein niukkaravinteista toisaalta mineraalien laadusta ja toisaalta hienoimpien maalajitteiden vähyydestä johtuen (Järvinen ym. 1993, Sepponen 1982, Raitio 1993 b). Siten sen puskurikapasiteetti on alhainen, eli happamoittavan laskeuman neutraloitumiskyky on heikko (Tamminen ja Mälkönen 1986).

Satakunnassa karuja harjukankaita on laajalti Harjavallassa, Säkylänharjulla sekä Hämeen- ja Pohjankankaalla (Anon. 1990, Mäkinen 1993). Myös kuormitus näillä alueilla on suhteellisen voimakasta etenkin Harjavallassa, jossa teollisuuden päästöt alkoivat jo 1920-luvulla ja rikkipäästöt olivat 1940-luvulta 1970-luvulle 20 000–30 000 t/v. 1980-luvulla rikkipäästöt



Kuva 8. *Humuskerroksen ja kivennäismaan pH tutkimusalueittain. P = Porin, Ha = Harjavallan, Sä = Säkylänharjun, Hä = Hämeenkankaan sekä Po = Pohjankankaan näytealat.*

olivat 10 000 t luokkaa ja laskivat 1990-luvulla 5 000 t tasolle (Kuokkanen 1993). Lisäksi aluetta ovat kuormittaneet vuosittain suuret raskasmetallipäästöt. Säkylänharju sekä Hämeen- ja Pohjankankaan alueet ovat vähemmän kuormitettuja, mutta näidenkin kuormitustasossa on eroja riippuen alueen sijainnista ja vuotuisista sademääristä (Kartastenpää 1993).

Maaperän ominaisuuksia tutkittiin 28 metsikössä. Maa-ainekseltaan tutkimusalueet ovat keskenään vertailukelpoisia, tosin alueiden sisällä viljavuudessa on huomattavaa vaihtelua. Lisäksi kaksi näytealaa perustettiin Porin ympäristöön harjujaksoille, jotka huomattavasti viljavampina poikkeavat muista alueista.

Happamoitumisen tarkastelua varten kaikista tutkimusmetsiköistä otettiin vuonna 1992 maanäytteet humuskerroksesta ja kolmesta kivennäismaakerroksesta (0–5, 5–20 ja 20–40 cm) sekä horisonteittain viidestä eri kerroksesta (Of, E, Bs1, Bs2 ja BC). Lisäksi kerättiin määrätilavuiset näytteet sekä kivennäismaasta että humuskerroksesta. Näytteistä määritettiin kokonaispitoisuuksien lisäksi liukoisessa muodossa olevien alkuaineiden pitoisuudet, joista laskettiin ns. efektiivinen ($BaCl_2$-uutto) ja potentiaalinen (NH_4-asetaattiuutto, pH 7) kationinvaihtokapasiteetti ja emäskyllästysaste (Ilvesniemi 1991). Näytteistä mitattiin lisäksi pH vesiliietteestä sekä tuoreesta että kuivasta näytteestä. Vaihtohappamuus määritettiin titraamalla.

Maa-analyysien tulokset osoittautuivat vaikeiksi tulkita, koska maaperä happamoituu myös luontaisesti, eikä sitä voida erottaa ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta happamoitumisesta. Kuvassa 8 on esitetty humus- ja kivennäismaakerrosten happamuus (pH-arvo) tutkimusalueittain. Harjavallan näytealoilla kivennäismaakerrosten pH oli alhaisempi kuin muilla tutkimualueilla. Sen sijaan humuskerroksen pH-arvoissa ei ilmennyt eroja tutkimusalueiden välillä (kuva 8). Potentiaalinen (NH_4-asetaattiuutto, pH 7) kationinvaihtokapasiteetti oli Harjavallan

näytealoilla humuskerroksessa ja kivennäismaan pintaosissa (0–5 cm) pienempi kuin muilla alueilla (kuva 9). Efektiivisessä ($BaCl_2$-uutto) kationinvaihtokapasiteetissa ja emäskyllästysasteessa tutkimusalueiden väliset erot eivät olleet selviä (kuva 10).

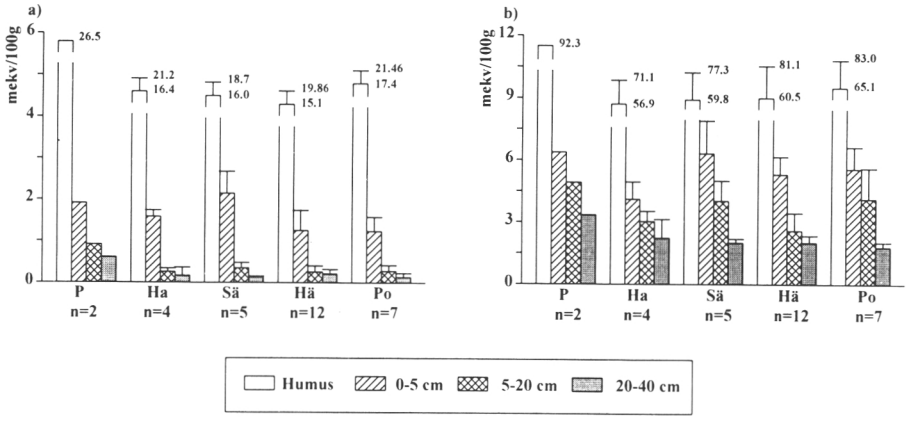
Humuskerroksen kupari-, nikkeli-, sinkki- ja kadmiumpitoisuudet olivat Harjavallan näytealoilla korkeampia kuin muilla tutkimusalueilla (kuva 11). Samoin kivennäismaan pintaosissa (0–5 cm) kuparia oli Harjavallan näytealoilla enemmän kuin muualla. Sen sijaan muissa kivennäismaakerroksissa ei ilmennyt raskasmellipitoisuuksien suhteen eroja eri tutkimusalueiden välillä. Humuskerroksen kromi-, lyijy- ja natriumpitoisuudet olivat puolestaan varsin korkeita Porin näytealoilla (kuva 12).

Fritze ym. (1989) ovat raportoineet myös humuskerroksen kohonneista kupari-, nikkeli- ja kadmiumpitoisuuksista Harjavallassa. Sinkkiä lukuunottamatta myös liukoisessa muodossa olevat raskasmetallien pitoisuudet humuskerroksessa ovat olleet korkeita (Fritze ym. 1989). Ruotsissa ja Puolassa tehdyissä kokeissa kuparin, lyijyn, raudan, sinkin ja kadmiumin ei havaittu huuhtoutuneen humushappojen vaikutuksesta karikkeen hajotessakaan (Laskowski ja Berg 1993).

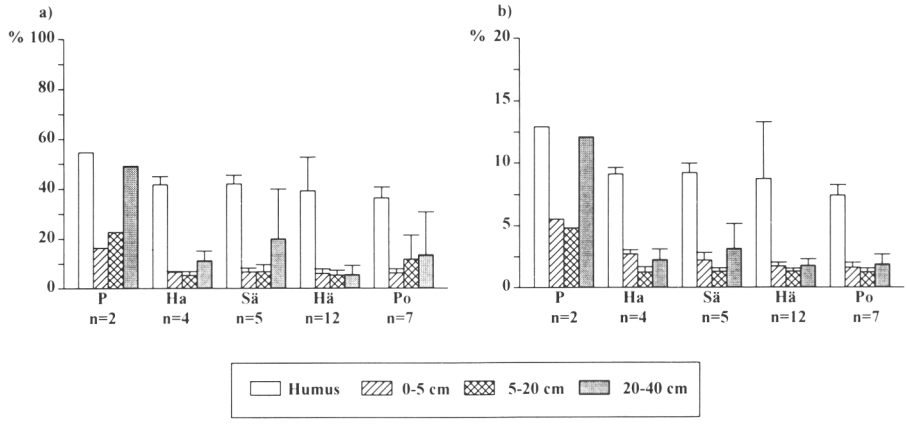
Yhteenveto

Satakunnan aluetta kuormittavat huomattavat paikalliset rikki-, typpi- ja raskasmetallipäästöt. Lisäksi Meri-Porissa on aloittanut toimintansa kivihiilivoimala, jonka päästöt leviävät Pohjois-Satakuntaan ja Etelä-Pohjanmalle. Tutkimusalueen sulfaattilaskeumat (SO_4-S) olivat tarkasteluvuonna (heinäkuu 1992–kesäkuu 1993) hieman yli 400 mg S/m² sekä nitraattityppilaskeumat (NO_3-N) hieman yli 200 mg N/m² ja ammoniumtyppilaskeumat (NH_4-N) alle 200 mg N/m², jotka kaikki olivat tasoltaan korkeampia kuin Itä- ja Pohjois-Suomessa mitatut arvot.

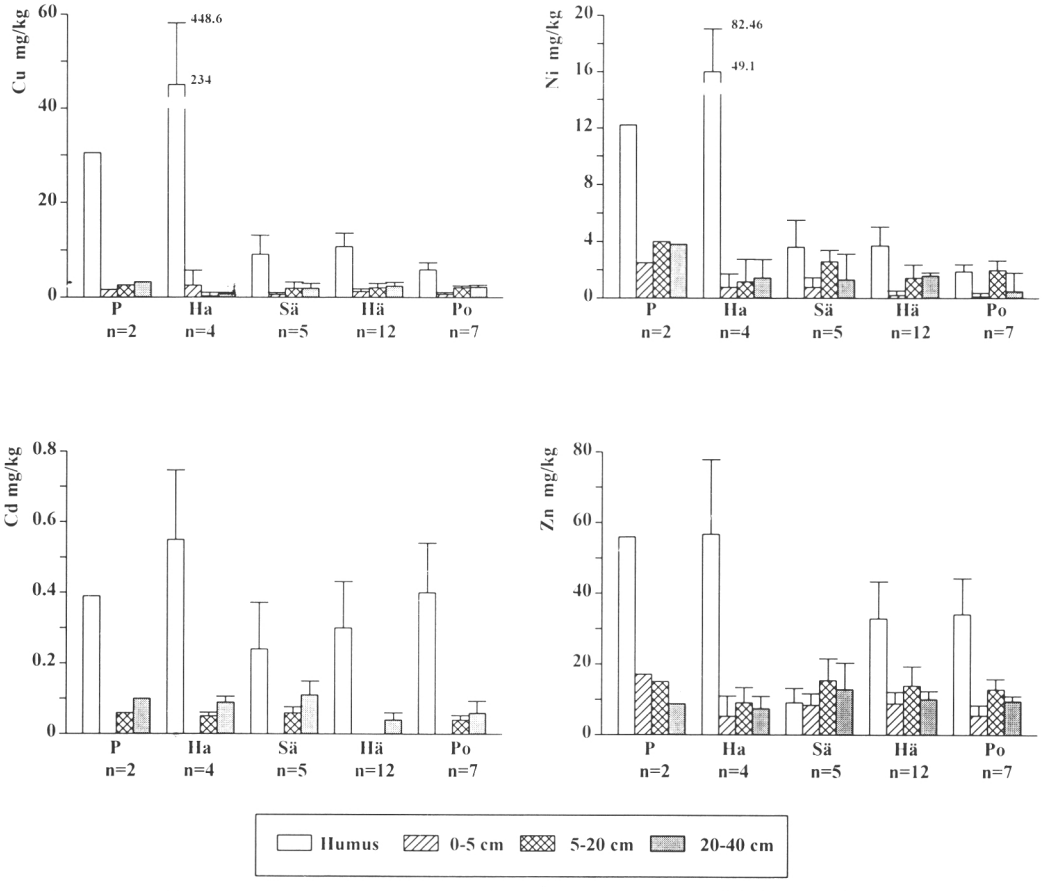
Hämeenkankaalla ilman rikkidioksidin keskiarvo tarkasteluvuonna oli 1,6 µg/m³ ja typpidioksidin 3,2 µg/m³. Typpioksidin osuus typen oksideista oli kuukausittain yleensä alle 10 %. Otsonipitoisuudet ylittivät selvästi UN-



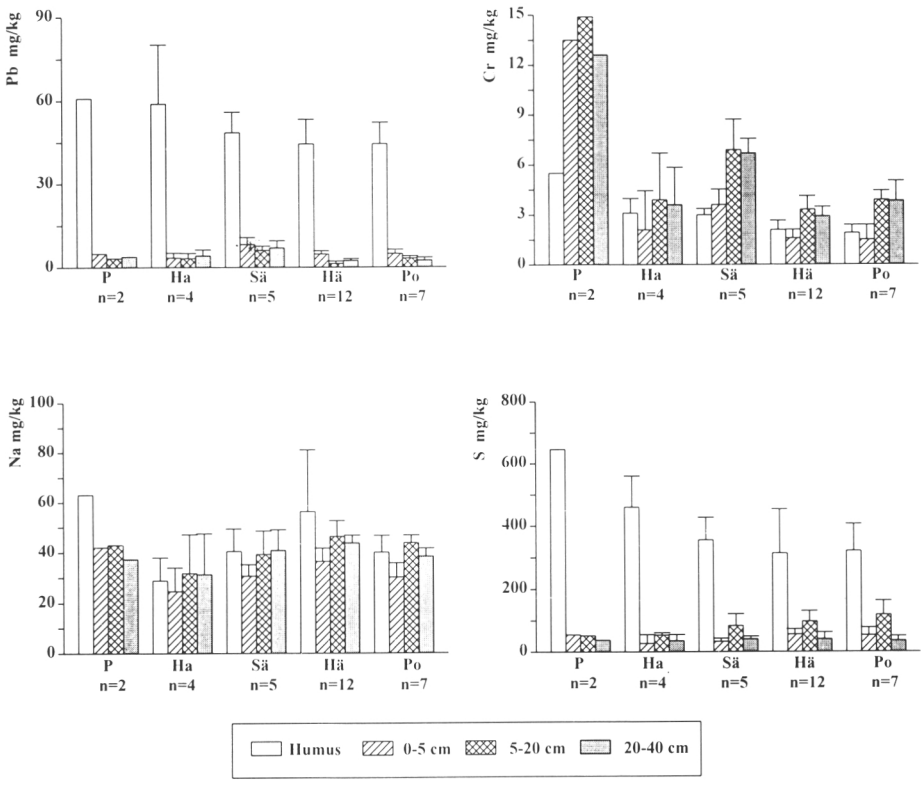
Kuva 9. *Humuskerroksen ja kivennäismaan efektiivinen ($BaCl_2$-uutto)* **a)** *ja potentiaalinen (NH_4-asetaattiuutto, pH 7)* **b)** *kationinvaihtokapasiteetti tutkimusalueittain. P = Porin, Ha = Harjavallan, Sä = Säkylänharjun, Hä = Hämeenkankaan sekä Po = Pohjankankaan näytealat.*



Kuva 10. *Humuskerroksen ja kivennäismaan efektiivinen ($BaCl_2$-uutto)* **a)** *ja potentiaalinen (NH_4-asetaattiuutto, pH 7)* **b)** *emäskyllästysaste tutkimusalueittain. P = Porin, Ha = Harjavallan, Sä = Säkylänharjun, Hä = Hämeenkankaan sekä Po = Pohjankankaan näytealat.*



Kuva 11. *Humuskerroksen ja kivennäismaan kupari-, nikkeli-, kadmium- ja sinkkipitoisuudet tutkimusalueittain. P = Porin, Ha = Harjavallan, Sä = Säkylänharjun, Hä = Hämeenkankaan sekä Po = Pohjankankaan näytealat.*



Kuva 12. *Humuskerroksen ja kivennäismaan lyijy-, kromi-, natrium- ja rikkipitoisuudet tutkimusalueittain. P = Porin, Ha = Harjavallan, Sä = Säkylänharjun, Hä = Hämeenkankaan sekä Po = Pohjankankaan näytealat.*

ECE:n vuonna 1988 pidetyn asiantuntijakokouksen pohjalta antaman kriittisen seitsemän päivätunnin keskiarvon 50 µg/m³.

Tutkimusalueista tuuheimmat männyt kasvoivat Hämeenkankaalla, jossa yli 20 % harsuuntuneiden puiden osuus oli vain 2 %, kun Etelä-Suomen vertailuaineistossa vastaava osuus oli 11 %. Pohjankankaalla yli 20 % harsuuntuneita puita oli 12 %, Säkylänharjulla 17 % ja Harjavallan alueella 18 %. Vuonna 1993 esiintyi vakavia neulasten värivikoja vähän, eniten värivikaisia puita oli Pohjankankaalla.

Neulasanalyysien perusteella tutkimualueista selvimmin erottui Pohjankangas, jolla neulasten typpipitoisuudet olivat keskimäärin puutosrajan alapuolella. Lisäksi neulasten fosfori-, kalsium-, rauta- ja rikkipitoisuudet olivat pienempiä Pohjankankaalla kuin muilla alueilla. Hämeenkankaalla neulasten kalsium- ja rautapitoisuudet olivat huomattavasti alhaisemmat kuin Säkylänharjulla. Harjavallan näytealoilla puolestaan kuparipitoisuudet olivat selvästi korkeampia kuin muilla alueilla. Männiköiden iällä ei todettu vaikutusta neulasten ravinnepitoisuuksiin.

Satakunnan näytealoilla kaarnan rikkipitoisuus oli suhteellisen matala, jos sitä verrataan männyn kaarnan keskimääräiseen rikkipitoisuuteen koko Suomessa. Harjavallan ja Säkylänharjun näytealoilla kaarnan rikkipitoisuus oli hieman korkeampi kuin Hämeen-

ja Pohjankankaalla. Näillä alueilla kaarnan rikkipitoisuudet vaihtelivat samansuuntaisesti sulfaattilaskeuman määrän kanssa. Kaarnan raskasmetallipitoisuudet tutkimusmetsiköissä olivat korkeammat kuin keskimäärin koko maassa. Kupari- ja nikkelipitoisuudet olivat erityisen korkeita Harjavallan näytealoilla.

Harjavallan näytealoilla kivennäismaakerrosten pH oli alhaisempi kuin muilla tutkimualueilla. Sen sijaan humuskerroksen happamuudessa ei ilmennyt eroja tutkimusalueiden välillä. Potentiaalinen (NH_4-asetaattiuutto, pH 7) kationinvaihtokapasiteetti oli Harjavallan näytealoilla humuskerroksessa ja kivennäismaan pintaosissa pienempi kuin muilla alueilla. Efektiivisessä ($BaCl_2$-uutto) kationinvaihtokapasiteetissa ja emäskyllästysasteessa tutkimusalueiden väliset erot eivät ilmenneet yhtä selvästi.

Humuskerroksen kupari-, nikkeli-, sinkki- ja kadmiumpitoisuudet olivat Harjavallan näytealoilla korkeampia kuin muilla tutkimusalueilla. Samoin kivennäismaan pintaosissa (0–5 cm) kuparia oli Harjavallan näytealoilla enemmän kuin muualla. Sen sijaan muissa kivennäismaakerroksissa ei ilmennyt raskasmellipitoisuuksien suhteen eroja eri tutkimusalueiden välillä. Humuskerroksen kromi-, lyijy- ja natriumpitoisuudet olivat puolestaan varsin korkeita Porin näytealoilla.

Tähänastiset tulokset osoittavat, että tutkimusalueet eroavat eri ominaisuuksien suhteen toisistaan. Alueista selvimmin erottui Harjavalta, jonka näytealoilla paikallisen metalliteollisuuden vaikutus näkyi varsin voimakkaana eri osissa metsäekosysteemiä.

Kirjallisuus

Anon. 1990. Satakunnan harjututkimus 1987–1988. Satakunnan Seutukaavaliitto. Sarja A:158. 59 s. + liitteet.

Fritze, H., Niini, S., Mikkola, K. & Mäkinen, A. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland. Biology and Fertility of Soil 8: 87–94.

Göransson, A. 1988. Luftalger och lav er indikerar luftföroreningar. Naturvårdsverket. Rapport 3562. 17 s.

Hanisch, B. & Kilz, E. 1990. Waldschäden erkennen. Fichte und Kiefer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 334 s.

Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989. Quantitative variation in the elemental composition of Scots pine needles along a pollutant gradient. Silva Fennica 1:1–11.

Härtel, O. & Grill, D. 1972. Die Leitfähigkeit von Fictenborken Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. European Journal of Forest Pathology 2: 205–215.

Ilvesniemi, H. 1991. Spatial and temporal varation of soil chemical characteristics in pine sites in southern Finland. Silva Fennica 25: 99–108.

Jukka, L. (toim.) 1988. Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy. Helsinki. 168 s.

Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. The vitality of conifers in Finland 1986–1988. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin. s. 523–560.

Jussila, I. 1994. Porin-Harjavallan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1992–1993. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Sykesarja B 9. 50 s.

Jussila, I. & Jormalainen, V. 1991. Raskasmetallien ja eräiden muiden ilman epäpuhtauksien leviäminen ympäristöön Porin-Harjavallan alueella vuonna 1990. Summary: Spreading of heavy metals and some other air pollutants at Pori-Harjavalta district in SW-Finland. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Sykesarja B 4. 61 s.

Jussila, I., Laihonen, P. & Jormalainen, V. 1991. Porin-Harjavallan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuonna 1990. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Sykesarja B 2. 62 s.

Jussila, I. & Ojanen, M. 1993. Pyhäjärvi-seudun ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1992–1993. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Sykesarja B 8. 55 s.

Järvinen, O. & Vänni, T. 1994. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 510. 68 s.

Järvinen, E., Hokkanen, T. & Kuuluvainen, T. 1993. Spatial heterogeneity and relationships of mineral soil properties in a boreal Pinus sylvestris stand. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 435–445.

Kartastenpää, R. 1993. Päästökartoitus, laskeuma- ja ilmanlaatumittaukset. Länsi-Suomen metsien terveydentila. Ilmatieteen laitos. Moniste. 11 s.

Kienzl, I. 1978. Baumborke als Indikator für SO_2-Immissionen. Dissertation. Karl-Franzens-Univ. Graz. 272 s.

Kling, P., Laaksovirta, K. & Lodenius, M. 1985. Jäkälän ja männyn kaarnan raskasmetallipitoisuudet ilman saastumisen indikaattoreina Kokkolassa. Ympäristö ja Terveys 5/85: 1–9.

Kuokkanen, E. 1993. Päästöt ja niiden seuranta Harjavallassa sekä yhteenveto mittaustuloksista. Ympäristö ja Terveys 24: 476–483.

Laskowski, R. & Berg, B. 1993. Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. Scandinavian Journal of Forest Research 8: 446–456.

Lindgren, M. & Salemaa, M. 1993 a. Metsiemme elinvoima. Tilannearviointi vuosilta 1986-1993. Julkaisussa: Mälkönen, E. & Elomaa, S. (toim.) Metsien elinvoimaisuus. Metsäntutkimuspäivä Vantaalla 1993. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492:11–16.

Lindgren, M. & Salemaa, M. 1993 b. Metsien elinvoimaisuus. Elävä Luonto. Ympäristökatsaus/Ympäristötietokeskus 4:14–18.

Lötschert, W. & Köhm, H.-J. 1978. Characteristics of tree bark as an indicator in hig immission areas. II. Contents of heavy metals. Oecologia 37(1): 121–132.

Mäkinen, J. 1993. Säkylänharju ja sen ympäristön geomorfologia. Turun yliopisto. Maantiede. Tutkielma. 91 s. + liitteet.

Poikolainen, J. 1992. Männyn kaarnan pH ja sähkönjohtokyky Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla. Julkaisussa: Kauhanen, H. & Varmola, M. (toim.) Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413: 128–135.

Raitio, H. 1990. Decline of young Scots pines in a dry heath forest. Acta Universitatis Ouluensis A 216. 40 + 85 s.

Raitio, H. 1993 a. Hämeen- ja Pohjankankaan metsien tilasta ja taimikkotuhojen syistä kautta aikojen. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 470:41–49.

Raitio, H. 1993 b. Calcium and magnesium deficiency in young pines and the stand structure on the affected habitats. Julkaisussa: Hüttl, R.F. & Muller-Dombois, D. (toim.). Forest decline in the Atlantic and Pasific region. Berlin, Heidelberg. s. 132–143.

Raitio, H. 1994. Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysien valossa vuosina 1987-1989. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492:31–39.

Rühling, Å., Brumelis, G., Goltsova, N., Kvietkus, K., Kubin, E., Liiv, S., Magnusson, S., Mäkinen, A., Pilegaard, K., Rasmussen, L., Sander, E. & Steinness, E. 1992. Atmospheric heavy metal deposition in Northern Europe 1990. Nord 1992: 12. 41 s.

Sepponen, P. 1982. Kivennäismaiden maalajiluokitus ja sen merkitys metsäekologiselle tutkimukselle ja metsänhoidolle. Luonnon Tutkija 86: 77–81.

Staxäng, B. 1969. Acidification of bark of some deciduous trees. Oikos 20: 224–230.

Tamminen, P. & Mälkönen, E. 1986. Kangasmaiden herkkyys happamoitumiselle. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 210: 1–25.

UN-ECE 1988. UN-ECE critical level workshop report. Bad Harzburg, FGR, March 1988.

Merenkurkun rannikon ja saariston kuusikoiden terveydentila ja siihen vaikuttavat tekijät

Hannu Raitio, Kristian Karlsson, Martti Lindgren, Päivi Merilä, Jarmo Osmo, Maija Salemaa, Sirkka Sutinen ja Hannu Yli-Kojola

Tausta ja tavoitteet

Merenkurkun rannikko ja saaristo on paikallisista oloista johtuen varsin omaleimaista. Merkittävin kasvillisuuteen vaikuttava luontainen tekijä etenkin Pohjanlahden itärannikolla on maankohoaminen, joka voimistuu saaristossa luoteeseen päin mentäessä. Sen sijaan Ruotsin puolella Västerbottenin läänin rannikolla maankohoamisen vaikutuksia on mm. geologisista ja topografisista syistä johtuen vaikea havaita. Merenkurkun länsi- ja itäpuoliset alueet poikkeavat myös ilmastoltaan sekä ihmisen toiminnan aiheuttamien, metsiin kohdistuvien rasitusten osalta toisistaan.

Pohjanlahden itärantoja reunustaa leppävyöhyke, jonka leveys riippuu rantojen jyrkkyydestä. Useimmiten leppävyöhyke on vain muutaman metrin levyinen, jonka jälkeen seuraavat kuusikot. Moreenimaaperästä johtuen metsien valtapuu on kuusi, mäntyä kasvaa lähinnä kallioilla ja rämeillä. Maan kohotessa rantalehdot muuttuvat vähitellen puhtaiksi kuusikoiksi. Mitä korkeammalle alue kohoaa merenpinnan tasosta, sitä karummaksi maaperä ja kasvillisuus muuttuvat. Korkeimmilla paikoilla metsän aluskasvillisuus on kanerva- ja jäkälätyypin lajistoa, kuitenkin pääpuulajina säilyy kuusi. Tosin kuuset ovat ulkonäöltään varsin kituvia (Piispala 1987).

Merenkurkun rannikon ja saariston kuusikoiden huono kunto on herättänyt etenkin Suomessa huomiota jo vuosikymmenet. Toistaiseksi ei kuitenkaan ole ollut käytettävissä tutkittua tietoa siitä, mikä kuusikoiden todellinen tila on, miten paikalliset olot ja ihmisen toiminta vaikuttavat kuusikoiden elinvoimaisuuteen. Tästä syystä Merenkurkun neuvoston, Vaasan ja Västerbottenin lääninhallitusten aloitteesta perustettiin vuonna 1992 kolmivuotinen tutkimushanke, jonka tavoitteena on kartoittaa kuusikoiden terveydentila ja tutkia siihen vaikuttavia tekijöitä Merenkurkun alueella.

Tutkimushankkeessa analysoidaan samapaikkaisesti metsien kasvua ja vallitsevia ympäristöoloja sekä eri tekijöiden keskinäisiä vuorosuhteita mahdollisimman monipuolisesti. Tätä varten on tehty päästöselvityksiä, mitattu laskeumaa, ilman laatua, puuston kasvua ja terveydentilaa kuvaavia tunnuksia sekä maaperän fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia 30:ssa metsikössä. Tutkimusmetsiköt on valittu VMI8:n näytealoista Pohjanmaan metsälautakunnan alueelta. Tutkimusmetsiköt jakautuvat ikänsä puolesta liki-

main tasan, 50-v., 50–80-v. ja yli 80-vuotiaisiin. Metsiköt ovat mustikka- tai käenkaali mustikkatyyppiä.

Päästöt, ilman laatu ja laskeuma

Tutkimusalueen suurimmat yksittäiset päästölähteet ovat kivihiiltä, öljyä ja turvetta käyttävät suuret voimalaitokset ja puunjalostusteollisuuden tuotantolaitokset. Seitsemän suurinta päästölähdettä tuottavat 72 % tarkasteltavan alueen rikkidioksidi-, 45 % typen oksidien ja 85 % hiukkaspäästöistä. Merkittäviä päästölähteitä edellä mainittujen lisäksi ovat tieliikenne, kasvihuoneet sekä suurimpien kaupunkien asuntojen ja pienteollisuuden lämpökattilat sekä turkistarhaus.

Rikkidioksidipäästöihin vaikuttaa voimakkaasti raskaan polttoöljyn käyttö. Pienteollisuuden osalla tämä näkyy etenkin Laihialla, Mustasaaressa, Pietarsaaressa, Vaasassa ja Vöyrillä. Kasvihuoneet ovat paikallisesti merkittävä rikkidioksidilähde läänin eteläisellä rannikkoalueella, lähinnä Närpiössä. Suurimmissa kaupungeissa käytetään kiinteistöjen lämmitykseen kevyttä polttoöljyä, joka poltetaan pienissä rakennuskohtaisissa lämpökattiloissa. Tämä näkyy etenkin Vaasan, Mustasaaren, Pietarsaaren ja Kokkolan päästötilanteessa. Tutkimusalueen rikkidioksidipäästöt olivat vuonna 1991 yhteensä 17 991 tonnia.

Tieliikenne on edellä käsiteltyjen päästökomponenttien lisäksi merkittävä hiilimonoksidin, hiilivetyjen ja lyijyn päästölähde (Tilastokeskus 1992). Tieliikenteen päästöjen odotetaan pienenenevän jo tehtyjen ja tulossa olevien vähennystoimien ansiosta. Tutkimusalueen typen oksidien päästöt arvioitiin vuonna 1991 yhteensä 14 355 tonniksi ja hiukkaspäästöt 7 517 tonniksi.

Tiedot suurten energiantuotantolaitosten raskasmetallipäästöistä ovat useimmiten kirjallisuudesta saatavien ominaispäästökertoimien tai yksittäisten mittauksien varassa. Päästötietoihin voi siten sisältyä huomattavia virhearvioita. Suurin raskasmetallien päästölähde tutkimusalueella on Outokumpu Zinc Oy:n Kokkolan tehtaat, jonka ilmoittamat vuosittaiset sinkkipäästöt ovat olleet 90 tonnia.

Ammoniakkipäästöjen määrä Vaasan läänissä riippuu selvästi turkistuotannon intensiteetistä. Turkistuotannon määrä kuten myös läänin ammoniakkipäästöt ovat pienentyneet 1980-luvun puolivälin huippuajoista. Kuitenkin vielä vuonna 1990 Vaasan läänin ammoniakkipäästöt arvioitiin 700 tonniksi (Tähtinen ja Pipatti 1990). Turkistuotanto on keskittynyt tiettyihin kuntiin, ylivoimaisesti suurin määrä eläimiä on ollut Uudenkaarlepyyn kaupungin alueella. Merkittävin ammoniakin teollinen päästölähde tutkimusalueella on Kemira Oy:n Kokkolan tehtaat, joiden vuosittaiset ammoniakkipäästöt ovat vaihdelleet 24–91 tonniin.

Ilman laadun mittauksia ja leviämislaskelmia on tehty suurimmilla teollisuuspaikkakunnilla. Mittaustulosten vertailua vaikeuttaa erilaisten tunnuslukujen kirjava käyttö. Korkeimmat rikkidioksidin tuntiarvot ylittivät 1970- ja 1980-luvuilla 100 µg/m³ useimmilla paikkakunnilla. Valtioneuvoston asettaman tuntiohjearvon (500 µg/m³) ylittävä pitoisuus on mitattu Kokkolan Ykspihlajassa vuonna 1985. Typpidioksidin pitoisuudet alittavat Valtioneuvoston asettaman tuntiohjearvon (300 µg/m³) ainakin Kokkolassa ja Vaasassa. Suhteellisen korkeita hiilimonoksidin lyhytaikaispitoisuuksia on mitattu Kokkolassa ja Vaasassa.

Tausta-alueen ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia on Vaasan läänissä mitattu Ähtärissä ja Lapualla. Pääosin

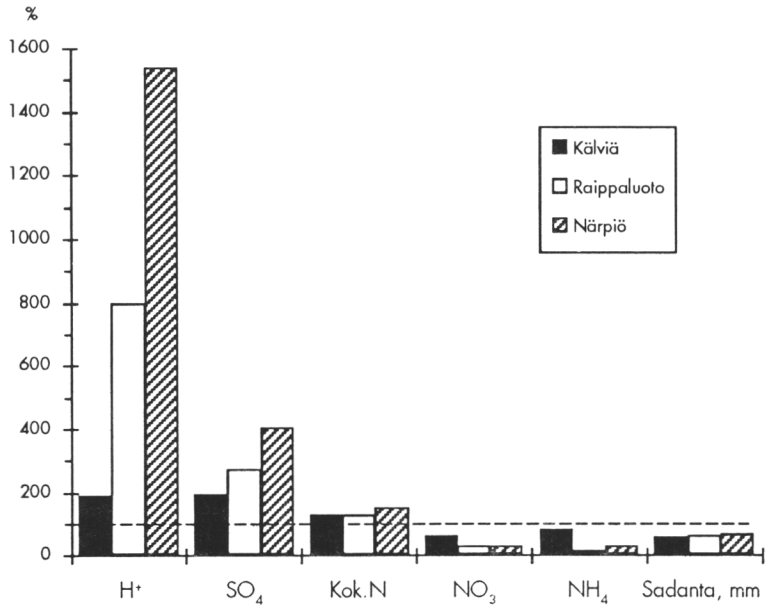
SO_2-pitoisuudet ovat olleet alhaisia, alle 5 µg/m³. Laskeumaa on puolestaan seurattu Vesi- ja ympäristöhallituksen toimesta usealla paikkakunnalla jo pidemmän ajan. Vuosina 1984–1991 rikkilaskeuma on vaihdellut välillä 3–10 kg/ha/v. nitraattityppilaskeuma välillä 1,5–3 kg/ha/v. ja ammoniumtyppilaskeuma 1–6 kg/ha/v. Laskeumat ovat viime vuosina olleet lievässä laskussa.

Metsikkösadantamittaukset

Ilman epäpuhtaudet laskeutuvat maahan ja kasvillisuuteen joko sadeveden ja lumen mukana ns. märkälaskeumana tai ilmavirtojen mukana kuivalaskeumana. Puusto, etenkin metsän reunassa ja rinteissä, kerää kuivalaskeumaa avoimia paikkoja enemmän (Grennfelt ja Hultberg 1986, Ferm 1993).

Märkälaskeumaa arvioidaan mittaamalla sadeveden ja lumen määrä ja ainepitoisuudet avoimella paikalla. Metsikkösadannan ainekoostumus on peräisin paitsi märkälaskeumasta, myös latvuston keräämästä kuivalaskeumasta sekä lehvästöstä huuhtoutuneista aineista (esim. Parker 1983). Metsikkösadannan koostumukseen vaikuttaa lisäksi se, että neulaset ja puiden pinnoilla elävät jäkälät ja levät ottavat ravinteita, erityisesti typpeä, suoraan sadevedestä (Helmisaari ja Mälkönen 1989, Hyvärinen 1990, Ferm 1993). Vertaamalla vapaan sadannan ja metsikkösadannan määrää ja laatua voidaan arvioida laskeuman laatua ja vaikutuksia puustoon (Ivens ym. 1990).

Merenkurkun alueella sadannan laatua metsikössä ja avoimella paikalla tutkitaan Kälviällä, Raippaluodossa ja Närpiössä. Sadevesinäytteet kerätään kahden viikon ja luminäytteet kuukauden välein.



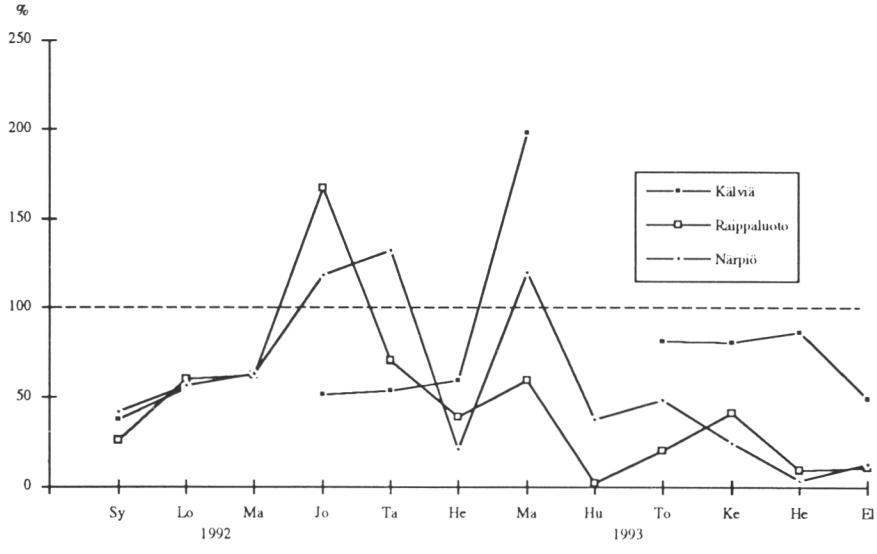
Kuva 1. *Kuusten latvuston vaikutus laskeumaan ja sademäärään (keruujaksot syys-lokakuu 1992 ja touko-elokuu 1993). Avoimella paikalla mitattu laskeuma = 100 %.*

Sulfaatti- ja vetyionit lisääntyivät sadeveden kulkiessa kuusten latvuston läpi (kuva 1), mikä on havaittu myös aiemmissa tutkimuksissa (esim. Hyvärinen 1990). Tämä johtuu lähinnä siitä, että latvusto kerää niitä kuivalaskeumana, jonka sadevesi huuhtelee maahan. Lisäys oli suurin Närpiössä ja pienin Kälviällä. Myös kokonaistyppilaskeuma (sisältäen orgaaniset typpiyhdisteet) oli latvuston alla suurempi kuin avoimella paikalla. Sen sijaan kuusten latvusto pidätti epäorgaanista ammonium- ja nitraattityppeä. Kuitenkin talvikautena, jolloin kasvien elintoiminnot ovat hyvin vähäiset ja laskeuma suurin, etenkin nitraattityppilaskeuma oli metsikössä suurempi kuin avoimella paikalla (kuva 2). Neulasanalyysien ja sadantamittausten tulokset tukevat toisiaan: typpiyhdisteitä pidättyi latvustoon tehokkaimmin Raippaluodossa ja Närpiössä, joissa neulasten typpipitoisuus oli alhaisempi kuin Kälviällä.

Puuston rakenne ja kasvu

Merenkurkun rannikko ja saaristo kuuluu Pohjanmaan metsälautakunnan alueeseen, jonka maa-alasta metsämaata on 68 %. Metsistä kuusivaltaisia on 32 %, joista 60 % on yli 80-vuotiaita. Puuston kokonaistilavuudesta 96 % on yli 40-vuotiaissa ja 79 % yli 80-vuotiaissa metsissä.

Tutkimusmetsiköiden puuston keskimääräiseksi pituusboniteetiksi arvioitiin 24 m, mikä on alempi kuin metsätyyppimääritysten perusteella on arvioitavissa. Osassa vanhoja metsiköitä valtapituus jäi alle 20 m. Nämä metsiköt eivät kuitenkaan sijainneet karuimmilla kasvupaikoilla, joten syynä lienee aikaisempi metsien käsittely, jolloin enimmäkseen pisimpiä puita on poistettu. Mitatut kuusikot olivat keskimääräistä runsaspuustoisempia. Puuston tilavuus vaihteli 100–300 m^3/ha ja vuotuinen tilavuuskasvu 4–12 m^3/ha. Puuston läpimittajakauman perusteella 2/3 metsiköistä voitiin luokitella epätasaisiksi tai eri-ikäisraken-



Kuva 2. *Kuusten latvuston vaikutus metsikköön tulevaan nitraattityppilaskeumaan kuukausittain (syyskuu 1992 - elokuu 1993). Avoimella paikalla mitattu laskeuma = 100 %.*

teisiksi. Epätasaisuuden syynä lienee luontaiset tekijät kuten soistuneisuus, kivisyys tai puulajien erilainen kehitysrytmi. Myös aikaisemmat harsintaluonteiset hakkuut ovat voineet aiheuttaa tällaisen metsikkörakenteen.

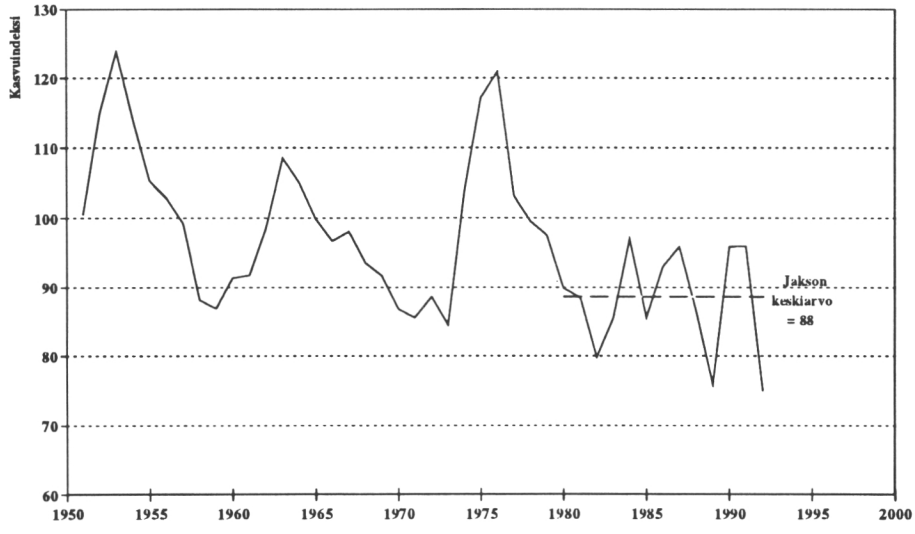
Sädekasvun osalta 1980-luku erottui epäedullisena jaksona Merenkurkun alueella (kuva 3), kun taas yleisindeksien mukaan 1980-luku oli keskimääräistä suotuisampi jakso kuuselle Etelä-Suomessa. Mitään jyrkkiä muutoksia kasvussa ei ole tapahtunut ja poikkeamat normaalitasosta eivät ole merkittäviä. Soistuneille metsiköille viimeiset 10 vuotta ovat olleet keskitasoa parempaa aikaa. Koivu-kuusisekapuustoille sekä muille epätasaisille metsiköille jakso on taas ollut huonompi kuin kaikille metsiköille keskimäärin.

Kaadettujen näytepuiden pituuskasvu on viimeisen 20 vuoden ajan ollut noin 25 cm/v. Pituuskasvuindeksien perusteella pitempiaikaisia poikkeamia ei ole esiintynyt, mutta vaihtelu on ollut suurta.

Kuusikoiden elinvoimaisuus

Neulasmassan määrä ja sen vaihtelu ilmentävät havupuiden kuntoa ja kasvuedellytyksiä. Laajojen metsäalueiden elinvoimaisuuden kartoituksissa tärkeimmät kuntotunnukset ovat latvuksien neulaskato eli harsuuntuminen ja värivikaisten neulasten runsaus (Hanisch ja Kilz 1990). Suomessa näiden lisäksi seurataan neulasvuosikertojen määrää, käpysatoa ja erilaisia tauteja sekä hyönteistuhoja (Lindgren ja Salemaa 1993). Myös neulasten pinnalla kasvava viherlevä on osoittautunut herkäksi ympäristömuutoksien bioindikaattoriksi (Göransson 1988).

Merenkurkun alueen kuusikot olivat huonokuntoisempia kuin muualla Etelä-Suomessa. Tämä ilmeni latvuksien harsuuntumisena ja neulasten värivikoina. Pohjoismaissa puuta pidetään harsuuntuneena, kun sen neulas- tai lehtimäärä on 20 % pienempi kuin normaalipuiden. Vuonna 1993 tällaisia kuusia oli Merenkurkussa 39 % ja



Kuva 3. *Merenkurkun kuusikoiden vuotuiset kasvuindeksit. Kasvuindeksi kuvaa puiden vuotuista kasvua suhteessa pitkäaikaiseen keskiarvoon (= 100).*

Etelä-Suomen samanikäisiä metsiä ja samaa metsätyyppiä edustavassa vertailuaineistossa 30 %. Merenkurkussa kuusien latvukset rapistuvat iän myötä aikaisemmin ja voimakkaammin kuin vertailuaineistossa (kuva 4). Yli 60-vuotiaissa metsiköissä harsuuntuneita kuusia oli Merenkurkussa 65 %, kun vastaava osuus vertailuaineistossa oli 35 %. Samassa ikäluokassa värivikaisia kuusia oli Merenkurkussa 14 % ja muualla Etelä-Suomessa 6 %. Vuosien 1992 ja 1993 välillä ei tapahtunut mainittavia muutoksia Merenkurkun puiden kunnossa. Harsuuntuneimmat ja värivikaisimmat kuusikot kasvoivat Kokkolan, Raippaluodon ja Suupohjan alueilla.

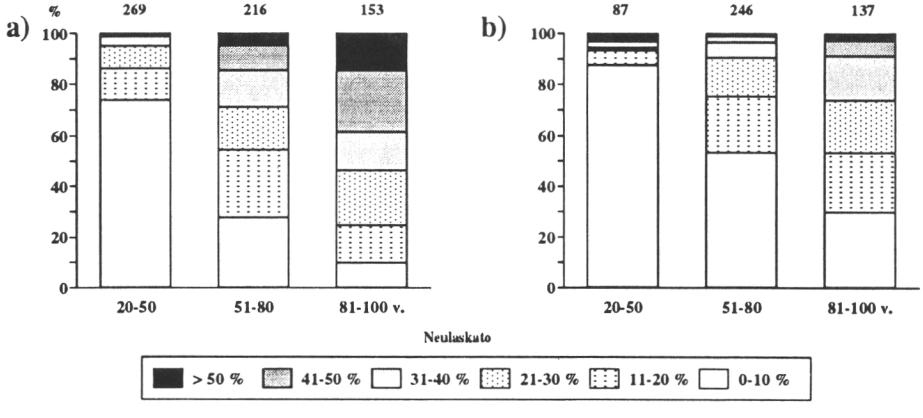
Harsuuntuneilla ja värivikaisilla kuusilla havaittiin alhaisia neulasten typpi- ja kuparipitoisuuksia. Tämä oli selvintä vanhoissa kuusikoissa. Huolimatta neulasten alhaisista typpipitoisuuksista, kuusten oksilla kasvoi yleisesti viherlevää, jota pidetään typpilaskeuman indikaattorina. Myös nuorilla alikasvoskuusilla havaittiin värivikoja. Neulasoireiden syynä saattavat olla ravinnehäiriöt, kuivuusstressi ja lisääntynyt valoherkkyys.

Kuusikoiden ravinnetila

Neulasanalyysien mukaan Merenkurkun rannikon ja saariston kuuset kärsivät etenkin typen ja fosforin puutteesta. Nuorimman neulasvuosikerran mukaan typenpuutosta ilmeni 33 %:lla metsiköistä ja fosforin puutosta 39 %:lla. Kaliumpitoisuudet olivat kirjallisuudessa esitetyn puutosrajan alapuolella ainoastaan 3 %:lla metsiköitä, sen sijaan kuparipitoisuudet olivat hyvin alhaiset kaikilla (ks. Ahrens 1964, Jukka 1988). Typen ja fosforin puutokset ilmenivät voimakkaimpina Suupohjan alueella, kuparin puutos puolestaan Vaasan ympäristössä.

Puiden iän kasvaessa booripitoisuudet kohosivat (kuva 5). Tämä johtunee harsuuntumisen aiheuttamasta neulasmassan pienenemisestä, jolloin jäljelle jääviin neulasiin kertyy runsaammin booria (ks. Nuorteva ja Kurkela 1993). Puiden iän kasvaessa neulasten typpi- ja kuparipitoisuudet sekä jossain määrin myös fosforipitoisuudet laskivat. Puiden vanhetessa myös neulasten pituus lyheni.

Rikki- ja typpikuormitetuilla alu-



Kuva 4. *Merenkurkun* **(a)** *ja eteläsuomalaisten* **(b)** *kuusien harsuuntuneisuus eri ikäisissä metsissä vuonna 1993. Puiden lukumäärä kussakin ikäluokassa on ilmoitettu pylvään yläpuolella.*

eilla yleensä neulasten typpi- ja rikkipitoisuudet kasvavat neulasten vanhetessa (esim. Cape ym. 1990, Raitio 1992). Kuitenkin tutkitussa aineistossa neulasten typpipitoisuus laski neulasten vanhetessa kaikilla näytealoilla, sen sijaan rikkipitoisuus kasvoi.

Kuvassa 5 on esitetty nuorimpien neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot Merenkurkun eri-ikäisissä kuusikoissa vuonna 1992 sekä eteläsuomalaisissa kuusikoissa keskimäärin vuosina 1987–1989. Etelä-Suomen aineistossa kuusikot olivat metsätyypiltään lehtomaisia tai tuoreita kankaita. Metsiköiden keski-ikä oli 76 vuotta (Raitio 1994).

Neulasten solurakenne

Solutasoinen tutkimus perustuu solujen ja solukoiden rakenteessa tapahtuviin, eri aiheuttajille tyypillisiin muutoksiin. Nykyisen tiedon perusteella havupuiden neulasissa voidaan valoja elektronimikroskooppisesti erottaa toisistaan mm. seuraavat oireistot: otsoni-, hapansade-, fluoridi- ja kloridialtistus, pakkanen, kuivuus ja erilaiset ravinnepuutokset (Holopainen ym. 1992, Sutinen 1994). Neulasten solurakenteen vuodenaikaiset sekä neulasten ikääntymisestä aiheutuvat muutokset eroavat sekä toisistaan että edellä mainittujen stressien aiheuttamista muutoksista. Vaurio-oireistot voivat esiintyä joko yksin tai eri yhdistelminä samassa solussa.

Rakennetutkimuksissa havaittiin kuusen neulasten yhteyttävässä solukossa viherhiukkasten pienentymistä, viherhiukkasten rasvapallojen lisääntymistä, soluliman vakuolisoitumista, soluliman tummumista ja tanniin nauhoittumista. Lisäksi havaittiin hajoavia tai hajonneita soluja, joissa soluseinät olivat vielä ehjät sekä soluja, joissa sekä solun sisältö että soluseinät olivat hajonneet. Tulokset ilmentävät ilmansaasteiden vaikutuksia, jotka näkyvät yleensä ensin yhteyttävässä solukossa, kun taas ravinnepuutosten oireet näkyvät ensin neulasten johtosolukoissa ja vasta myöhemmässä vaiheessa yhteyttävissä soluissa (Fink 1989). Tutkitussa aineistossa ei todettu muutamaa poikkeusta lukuunottamatta nyt tunnettuja ravinnepuutoksiin viittaavia johtosolukon oireita.

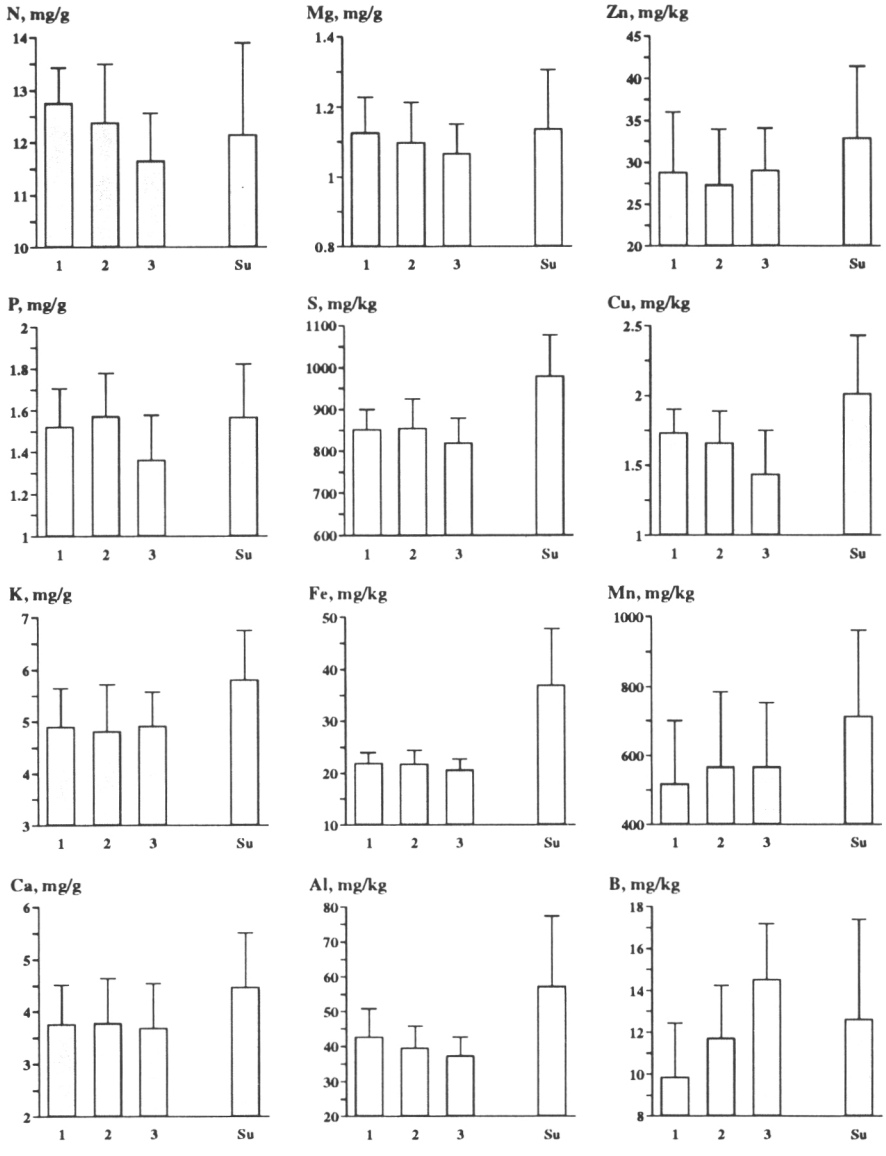
Viherhiukkasten pienentymistä tavattiin kaikissa tutkimusmetsiköissä keskimäärin 30 %:ssa tutkituista soluista. Erot neulasvuosikerroittain olivat vähäisiä. Tulos on yhdenmukainen kokeellisten tutkimustulosten kanssa (Sutinen ym. 1990). Kokeellisissa tutkimuksissa kasvukauden aikaiset otsonipitoisuudet ovat olleet 60–100 µg/m^3, jotka ovat tavallisia myös Suomessa. Osa viherhiukkasten pienentymisestä saattaa johtua typen puutteesta. Hiukkasten pienentymiseen liittyviä muita solutasoisia muutoksia on vaikea erottaa valomikroskooppitasolla täysin otsonioireista.

Soluliman vakuolisoitumisessa oli vähäisiä eroja tutkimusmetsiköiden välillä. Selvästi muita kohteita enemmän oiretta esiintyi Kokkolasta koilliseen sijaitsevalla kohteella. Muissa metsiköissä oireistoa esiintyi keskimäärin 10–15 % tutkituista soluista. Tulos on yhdenmukainen muualla Suomessa tehtyjen alueellisten tutkimustulosten kanssa (Sutinen ym. 1992).

Tanniinin nauhoittumista, joka on yksi rikkidioksidin suoriin vaikutuksiin liitetty oire (Soikkeli 1981), tavattiin yleensä alle 10 %, eniten sitä ilmeni kaupunkeja lähinnä olevissa havaintometsiköissä.

Oletus kuusikoiden huonon kunnon syistä

Vaasan läänin rannikko on tunnetusti vähälumista aluetta. Tästä syystä kuusikoille ominaiset kiviset hietamoree-



Kuva 5. *Nuorimpien neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet Merenkurkun eri-ikäisissä (1 = 40–60 v., 2 = 60–80 v., 3 = 80–100 v.) kuusikoissa vuonna 1992 sekä keskimäärin Suomessa (Su) vuosina 1987–1989. Jana pylvään yläpuolella kuvaa keskihajontaa.*

nit routaantuvat vuosittain syvälle ja ovat kylmiä pitkälle alkukesään. Kuusikoiden ikääntyessä pidättyy yhä suurempi osa lumesta latvuksiin, jolloin maa jää entistä paljaammaksi ja edellytykset routaantumiselle paranevat. Toisaalta keväällä tiheä kuusikko hidastaa maan lämpenemistä, koska vain osa auringon säteilystä pääsee maahan saakka. Keväällä rannikolla kylmä meri hidastaa ilmaston ja sen myötä maaperän lämpenemistä. Alhaisen maan läm-

pötilan vuoksi maaperän mikrobitoiminta on hidasta, jolloin humuksen hajoaminen ja ravinteiden vapautuminen kasveille hidastuu. Olennaista on myös se, että Merenkurkun alueella metsäpalot eivät ole aikojen kuluessa vapauttaneet humukseen sitoutuneita ravinteita kasvien käyttöön ja että uusi kuusisukupolvi on syntynyt lähes poikkeuksetta aina vanhan kuusikon alle. Unohtaa ei sovi myöskään maankohoamisen seurauksena tapahtuvia maaperän fysikaalis-kemiallisia muutoksia. Kuusisukupolvet toisensa jälkeen ovat happamoittaneet kasvualustaansa ja muuttaneet maaperän ominaisuuksia. Merenkurkun kuusikoille ominainen lievä soistuminen on osoitus siitä, että maa on paikoin varsin märkää, jolloin mikrobien ja puiden juurten toiminta hapen puutteen vuoksi heikkenee. Liiallisen kosteuden ja alhaisen maan lämpötilan vaikutukset ilmenevät usein kasvien typpi- ja fosforitalouden häiriöinä.

Keväällä maa on pitkään roudassa ja kylmää, mutta toisaalta Vaasan läänin rannikkoalue on hyvin aurinkoinen, lämmin ja tuulinen. Tästä seuraa kuusille erityisen voimakas vesitalouden stressi, mikä omalta osaltaan vaikuttanee puiden kuntoon. Vanhemmalla iällä metsiköitä vaivaavat myös erilaiset tuhohyönteiset sekä juurilaho. Luontaisten stressitekijöiden vaikutuksia vahvistavat osaltaan myös erilaiset ilman epäpuhtaudet.

Kirjallisuus

Ahrens, E. 1964. Untersuchungen über der Gehalt von Blättern und Nadeln verschiedener Baumarten an Kupfer, Zink, Bor, Molybden und Mangan. Allgemeine Forst- u. Jagdzeitung. 135:8–16.

Cape, J.N., Free-Smith, P.H., Paterson, I.S., Parkinson, J.A. & Wolfenden, J. 1990. The nutritional status of Picea abies (L.) Karst. across Europe, and implications for 'forest decline'. Trees 4:211–224.

Ferm, M. 1993. Throughfall measurements of nitrogen and sulphur compounds. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 50.1:29–44.

Fink, S. 1989. Pathological anatomy of conifer needles subjected to gaseous air pollutants or mineral deficiencies. Aquilo Ser. Botanica 27:1–6.

Grennfelt, P. & Hultberg, H. 1986. Effects of nitrogen deposition on the acidification of terrestrial and aquatic ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 30:945–963.

Göransson, A. 1988. Luftalger och lav er indikerar luftföroreningar. Naturvårdsverket. Rapport 3562. 17 s.

Hanisch, B. & Kilz, E. 1990. Waldschäden erkennen. Fichte und Kiefer. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 334 s.

Helmisaari, H.-S. & Mälkönen, E. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three Pinus sylvestris stands. Scandinavian Journal of Forest Research 4:13–28.

Holopainen, T., Wulf, A., Palomäki, V. & Kärenlampi, L. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral deficiences: structural changes in the cells of forest plants. Agriculture, Ecosystems & Environment 42:365–398.

Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils-effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag. Berlin. s. 199–213.

Ivens, W., Lövblad, G., Westling, O. & Kauppi, P. 1990. Throughfall moni-

toring as a means of monitoring deposition to forest ecosystems. Evaluation of European data. Nordic Council of Ministers. NORD 1990:120.

Jukka, L. (toim.) 1988. Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta. Samerka Oy. Helsinki. 168 s.

Lindgren, M. & Salemaa, M. 1993. Metsien elinvoimaisuus. Elävä Luonto. Ympäristökatsaus/Ympäristötietokeskus 4:14–18.

Nuorteva, H. & Kurkela, T. 1993. Effects of grown reduction on the nutrient status of needles of Scleroderris cancer deseases and green pruned Scots pine. Canadian Journal of Forest Research 23:1169–1178.

Parker, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Julkaisussa: Macfayden, A. & Ford, E.D. (toim.). Advances in Ecological Research 13:58–136.

Piispala, E. 1987. Kasvillisuus. Julkaisussa: Oksala, T. (toim.) Vaasan saaristo – Vasa skärgård I. O & G Kustannus/O & G Yhtiöt, Vaasa. s. 140–159.

Raitio, H. 1992. The foliar chemical composition of Scots pines in Finnish Lapland and on the Kola Peninsula. Arctic Centre Publication 4:226–231.

Raitio, H. 1994. Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysien valossa vuosina 1987–1989. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492:31–39.

Soikkeli, S. 1981. Comparison of cytological injuries in conifer needles from several polluted industrial environments in Finland. Annales Botanici Fennici 18:47–61.

Sutinen, S. 1994. Soluvaurioiden diagnostiikka. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492: 54–63.

Sutinen, S., Skärby, L., Wallin, G. & Sellden, G. 1990. Long-term exposure of Norway spruce, Picea abies (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. II. Effects on the ultrastructure of needles. New Phytologist 115:345–355.

Sutinen, S., Koivisto, L. & Myllyvirta, T. 1992. Männyn neulasten solurakennetutkimus Itä-Uudellamaalla 1991. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. 30 s.

Tilastokeskus. 1992. Liikenne ja ympäristö. Ympäristö 1992:2. 272 s.

Tähtinen, M. & Pipatti, R. 1990. Typenoksidien ja ammoniakin päästöt vuonna 1990. VTT ydinvoimatekniikan laboratorio, Tutkimusselostus YDI 49/92:1–29.

Ilman epäpuhtauksien laskeuma ja puuston terveydentila Karjalan männiköissä

Ilari Lumme, Jarmo Poikolainen, Seppo Nevalainen, Pekka Niemelä, Vladimir Arkhipov ja Natalia Fedorets

Johdanto

Rikkidioksidipäästöjen arvioidaan olevan Pietarissa, Leningradin alueella, Virossa ja Karjalan tasavallassa yli kaksinkertaisia koko Suomen rikkipäästöihin verrattuna (Plancenter 1991). Ilman epäpuhtauksien määrän ja laadun sekä metsien terveydentilan selvittäminen Leningradin alueella ja Kaakkois-Suomessa sekä Kainuussa ja Karjalassa on perusteltua, koska metsien puuntuotannollinen ja luonnonsuojelullinen merkitys samoin kuin virkityskäyttöarvo on suuri. Vuonna 1991 Lesprojekt-yhtymä (Pietari) ja Venäjän tiedeakatemian Karjalan tiedekeskuksen metsäinstituutti (Petroskoi) sekä Metsäntutkimuslaitos käynnistivät suomalais-venäläisen yhteishankkeen, jonka tavoitteena on selvittää Karjalan kannaksen ja Kaakkois-Suomen sekä Kostamuksen ja Kainuun metsiin kohdistuvan laskeuman määrää sekä tutkia metsien terveydentilaa. Tutkimusyhteistyöhön osallistuvat lisäksi Venäjän tiedeakatemian Komarovin kasvitieteellinen instituutti (Pietari), Kymen vesi- ja ympäristöpiiri, Joensuun yliopisto, Ilmatieteen laitos ja USDA Forest Service (Michigan, USA).

Hankkeessa tutkitaan ilman epäpuhtauksien laskeumaa sadevesianalyysien ja bioindikaattoreiden avulla. Laskeuman vaikutuksia maaperässä selvitetään vajovesi- ja maaperätutkimuksin. Männiköiden terveydentilaa tutkitaan useiden eri indikaattoreiden avulla: neulasten alkuainepitoisuudet, neulasten solukkovauriot ja pintavahojen kunto, puiden vuosilustotutkimukset, puuston harsuuntuminen sekä sieni- ja hyönteistuhot, hienojuuritutkimukset ja männyn latvusten spektroradiometriset mittaukset (Lumme 1994).

Tässä raportissa esitellään tuloksia laskeumamittauksista, männyn neulasten alkuainepitoisuuksista ja männiköiden terveydentilasta puuston yleiskunnon, harsuuntumisasteen sekä sieni- ja hyönteistuhojen osalta.

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueen männiköihin perustettiin gradienttimenetelmään perustuva näytealaverkko, joka koostuu 23 näytealasta. Näytealat sijaitsevat pääsääntöisesti ns. tausta-alueilla siten, että Pietarin kaupunkia ja Kostamuksen kaivoskombinaattia lukuunotta-

matta yksittäisten päästölähteiden ja valtateiden suoranaisia vaikutuksia vältettiin. Näytealat sijoitettiin 50–120-vuotiaisiin kuivahkon tai kuivan kankaan männiköihin.

Männiköihin kohdistuvaa ilman epäpuhtauksien kuormitusta tutkittiin analysoimalla vapaata ja metsikkösadantaa sekä vajovettä. Sadanta mitattiin sadevesikeräimillä, joita sijoitettiin 20 kpl kullekin metsikkönäytealalle ja 5 avoimelle alalle (Hyvärinen 1990, Derome ym. 1991). Talvikauden laskeuma selvitettiin luminäytteitä analysoimalla (6 lumikeräintä/metsikkö ja 2 keräintä/avoin ala). Laskeumatulokset sisältävät märkälaskeuman ja osan kuivalaskeumasta. Vajovesinäytteet kerättiin vajovesilysimetreillä (5, 20 ja 40 cm syvyydet, 4 kpl/syvyys/näyteala). Laskeuma- ja vajovesinäytteistä mitattiin ja analysoitiin seuraavat tunnukset: sadannan määrä, pH (vetyionien määrä), johtoluku, kokonais- ja sulfaattirikki, kokonais-, ammonium- ja nitraattityppi sekä Ca, K, Mg, Na, Al, P ja Cl. Tässä artikkelissa esitellään vuosilaskeumatulokset Kaakkois-Suomesta ja Karjalan kannakselta jaksolta 15.11.1992–15.11.1993 sekä Kainuusta ja Kostamuksesta jaksolta 23.08.1992–23.08.1993. Neulasnäytteet kerättiin talvella 1993 valtapuiden elävän latvuksen ylimmästä kolmanneksesta, 10:stä puusta/näyteala. Neulasista määritettiin: N, P, K, Ca, Mg, S, Al, Fe, Mn, Zn, Cu ja B.

Metsien terveydentilaa tutkittiin kansainvälisesti sovitulla menetelmällä, suhteellisen neulaskadon, ns. harsuuntumisen, sekä lehtien värivikojen avulla (ICP 1986, Jukola-Sulonen ym. 1990). Syys-lokakuussa 1992 ja elokuussa 1993 näytealojen kaikista pää- ja lisävaltapuista (yhteensä 747 puuta) arvioitiin harsuuntuminen, neulasvuosikertojen määrä, yleisin värivika sekä värivikojen runsaus. Jokaisesta puusta merkittiin korkeintaan kaksi puiden elinvoimaan eniten vaikuttanutta tuhoa. Näistä todettiin ilmiasu, aste ja aiheuttaja. Ilmiasun ja asteiden koodauksessa käytettiin samoja tunnuksia kuin valtakunnan metsien 8. inventoinnissa (Valtakunnan... 1985). Aiheuttajista koodattiin 19 yleisintä abioottista tai bioottista tekijää. Lisäksi puustosta arvioitiin yleiskunto viisiportaisella luokituksella:

1. Terve: ei runko- tai latvusvioituksia, kuolleita oksia vain latvuksen alaosissa, normaalit neulaset, normaali määrä neulasvuosikertoja, vain vähäisiä neulastuhoja.
2. Heikentynyt: harsuuntuminen yli 20 %, kuolleita oksia yli 30 % ylälatvuksessa tai neulastuhoa vähintään 30 % neulasalasta tai puun elinvoimaa heikentävä runkovika.
3. Vakavasti vaurioitunut: edellisten kohtien vaikutus yli 60 % puun elinvoimaan.
4. Kuoleva.
5. Kuollut.

Puustomittausten perusteella elinvoimatulokset muutettin osuuksiksi näytealan runkoluvusta, pohjapinta-alasta ja runkotilavuudesta KPL-ohjelmiston avulla. Hyönteisten aiheuttamia tuhoja tutkittiin joulukuussa 1992–tammikuussa 1993 kerätyistä männyn oksanäytteistä (10 puuta/näyteala). Jokaisesta puusta analysoitiin kaksi oksaa. Tulokset laskettiin puukohtaisina keskiarvoina. Näytteoksista havainnoitiin:

1. Syötyjen neulasten lukumäärä (mäntypistiäiset, perhostoukat ja kovakuoriaiset).
2. Ruskomäntypistiäisen munaryhmien ja kirvanmunien lukumäärä.
3. Ytimennävertäjien (*Tomicus*-lajit) katkomat oksat.
4. Pihkakääriäisten (*Evetria resinella*) pihkaäkämien lukumäärä.

Tulokset

Ilman epäpuhtauksien laskeuma

Kaakkois-Suomen ja Leningradin-Viron alueen välillä havaittiin Suomea kohti aleneva rikki-, typpi- ja emäskationilaskeumagradientti (kuvat 1–3). Kostamuksen ja Kainuun välillä puolestaan havaittiin Suomea kohti alenevat rikki- ja kalsiumlaskeumagradientit (kuva 4).

Männyn latvustot lisäsivät metsämaahan tulevaa rikki-, vety- ja emäskationilaskeumaa, mutta vähensivät typpilaskeumaa. Puusto ottaa osan typestä suoraan neulasten kautta. Vajoveden ammoniumtypen, kalsiumin ja osin myös rikin määrä maan pintakerroksessa (5 ja 20 cm:n syvyydessä) oli Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomen eteläosissa korkeampi kuin pohjoisempana sijaitsevilla näytealoilla. Kaikki laskeumatulokset olivat samansuuntaiset aiemmin tehtyjen mittausten kanssa, mutta Kaakkois-Suomessa laskeuman taso oli jonkin verran aiempia mittausvuosia alhaisempi. Tämä saattoi johtua osittain syksyn 1993 alhaisesta sademäärästä (Hyvärinen 1990, Leinonen 1993, Lumme ja Arkhipov 1993, Järvinen ja Vänni 1994).

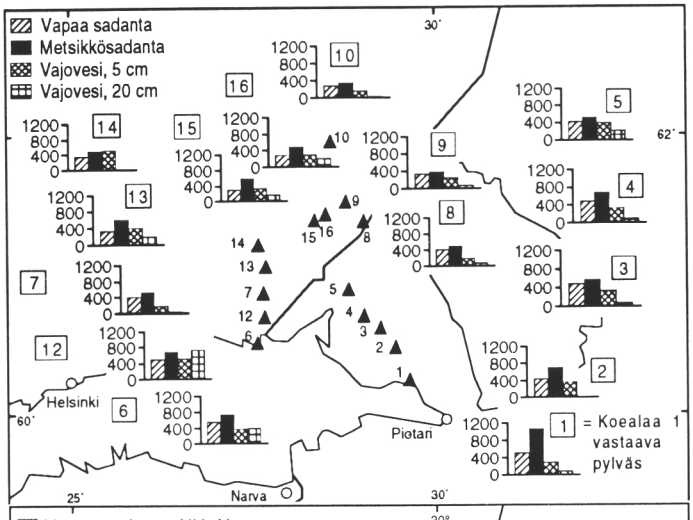
Männiköiden terveydentila

Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella neulasten rikki-, typpi- ja kalsiumpitoisuudet korreloivat positiivisesti vastaavan paikallisen laskeuman kanssa. Pitoisuudet olivat tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampia Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomen eteläosissa kuin Kaakkois-Suomen pohjoisosissa (kuvat 5 ja 6). Toisaalta neulasten magnesiumpitoisuus oli merkitsevästi ($p < 0,05$) alhaisempi Pietarin läheisyydessä kuin Karjalan kannaksen ja Kaakkois-Suomen pohjoisosissa. Pitoisuus oli puutosrajan alapuolella (Hüttl 1991).

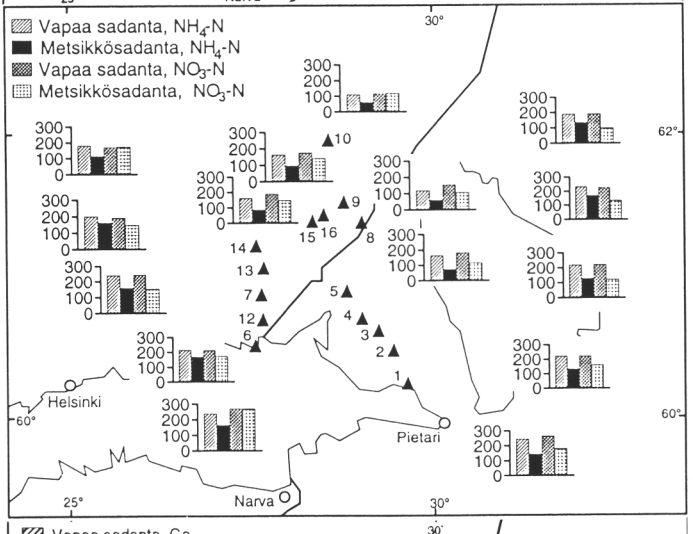
Kostamuksen-Kainuun alueella neulasten alkuainepitoisuuksissa ei havaittu merkittäviä eroja näytealojen välillä (taulukko 1). Kostamuksen kaivoskombinaatin läheisyydessä (näytealа 1) neulasten rautapitoisuus oli kuitenkin merkitsevästi korkeampi ($p < 0,05$) kuin muualla ja toisaalta mangaanipitoisuus oli lähellä kombinaattia merkitsevästi alhaisempi ($p < 0,05$) kuin läntisimmällä näytealalla (8). Lisäksi neulasten kalsiumpitoisuus oli alhainen näytealoilla 7 ja 8 (kts. näytealojen sijainti kuva 4). Hyönteisten, lähinnä ytimennävertäjien ja mäntypistiäisten, aiheuttamat tuhot neulasissa olivat merkitsevästi ($p < 0,05$) suuremmat Karjalan kannaksella kuin Kaakkois-Suomessa (kuva 7). Kostamuksen näytealoilla hyönteistuhot olivat samansuuntaiset kuin Karjalan kannaksella. Ytimennävertäjän katkomien oksien määrä oli merkitsevästi korkeampi ($p < 0,05$) rajan itäpuolella. Myös kirvojen lukumäärä oli huomattavan korkea Kostamuksen lähellä, mutta neulastuhojen määrässä ei esiintynyt eroja näytealojen välillä.

Yli 20 % harsuuntuneita mäntyjä oli 21 % runkoluvusta. Puiden harsuuntumisaste oli Suomen näytealoilla pienempi kuin Venäjän puoleisilla näytealoilla (kuva 8). Kaakkois-Suomen ja Karjalan kannaksen yksittäiset näytealat eivät poikenneet toisistaan merkitsevästi, vaikka yhtenä ryhmänä käsiteltynä Kaakkois-Suomen näytealoilla olikin merkitsevästi ($p < 0,05$) pienempi harsuuntuminen kuin Karjalan kannaksella. Kostamuksen läheisyydessä mäntyjen harsuuntumisaste oli merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi kuin Kainuun näytealoilla. Neulasvuosikertojen määrä oli Kaakkois-Suomessa merkitsevästi ($p < 0,05$) korkeampi kuin Karjalan kannaksella, Kainuussa tai Kostamuksessa (kuva 8).

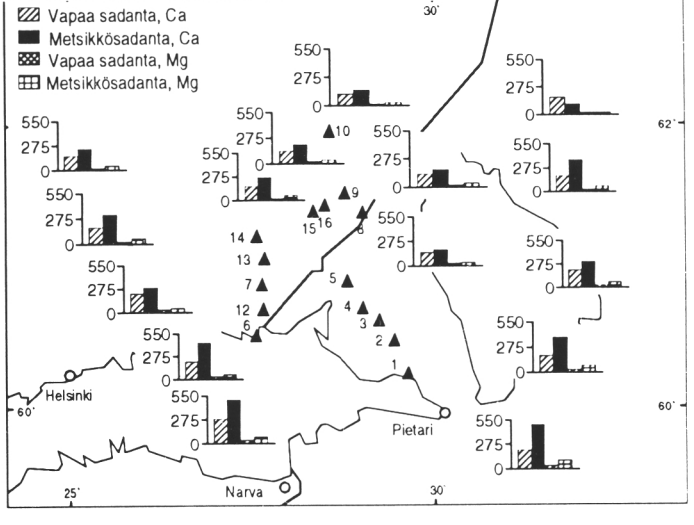
Metsien rakenne oli Suomen näytealoilla selvästi erilainen kuin Venäjän puolella, jossa oli runsaasti kuolleita ja



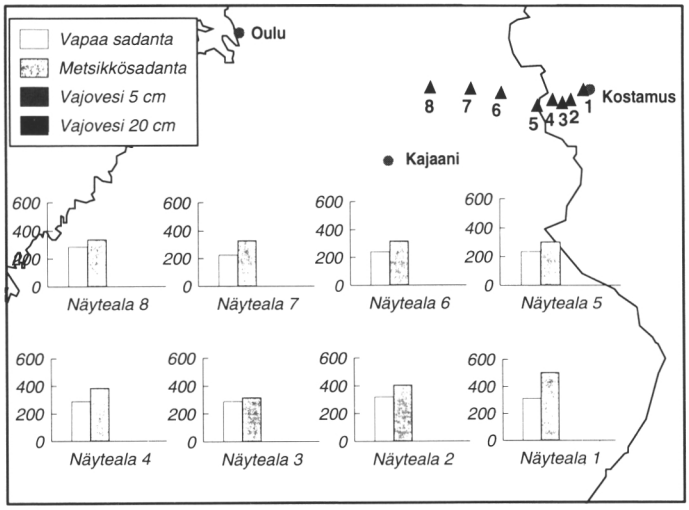
Kuva 1. *Rikin vuosilaskeuma ja vajoveden rikkimäärä (mg/m²) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella v. 1992–1993.*



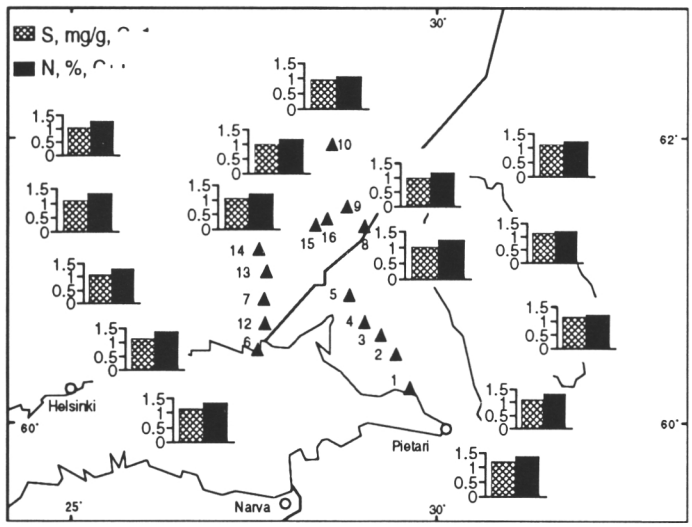
Kuva 2. *Ammonium- ja nitraattityppen vuosilaskeuma (mg/m²) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella v. 1992–1993.*



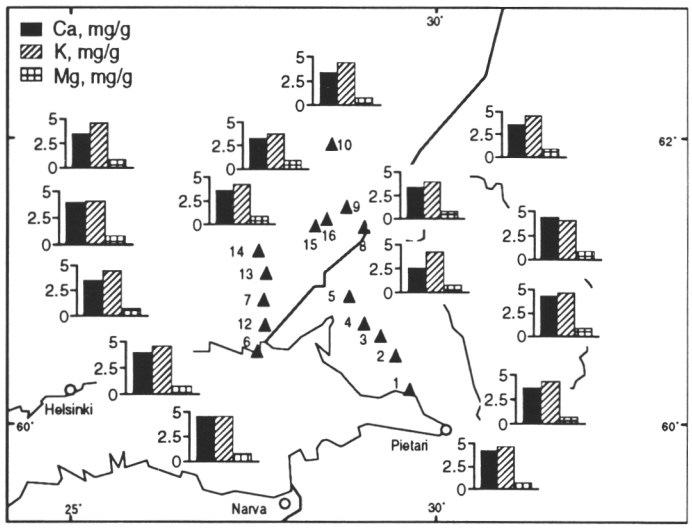
Kuva 3. *Kalsiumin ja magnesiumin vuosilaskeuma (mg/m²) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella v. 1992–1993.*



Kuva 4. *Rikin vuosilaskeuma ja vajoveden rikkimäärä (mg/m²) Kostamuksen-Kainuun tutkimuslinjalla v. 1992–1993.*



Kuva 5. *Neulasten (1-vuotiset) rikkipitoisuus (mg/g) ja typpipitoisuus (%, mg/g = 10 x %-arvo) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella.*



Kuva 6. *Neulasten (1-vuotiset) kalsium-, kalium- ja magnesium pitoisuudet (mg/g) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella.*

Taulukko 1. *Männyn neulasten (nuorin vuosikerta) ravinnepitoisuuksia Kostamuksen-Kainuun tutkimuslinjalla.*

Näyteala	N	P	K	Ca	S	Mg	Mn	Fe	Zn	Cu
			mg/g					mg/kg		
1	9,6	1,26	4,50	2,12	0,79	1,00	437	56	34	2,2
2	9,6	1,24	4,47	2,25	0,79	1,07	588	36	36	2,1
3	9,8	1,23	4,01	2,18	0,79	0,84	552	30	35	2,2
4	10,2	1,26	4,17	1,71	0,85	0,95	499	37	41	2,8
5	9,5	1,24	4,40	2,14	0,79	1,01	533	33	32	2,7
6	10,7	1,38	3,72	2,00	0,81	0,99	462	36	40	2,7
7	8,9	1,17	4,12	1,62	0,80	0,97	484	30	32	2,3
8	12,1	1,46	4,05	1,45	0,94	0,94	623	38	36	3,0

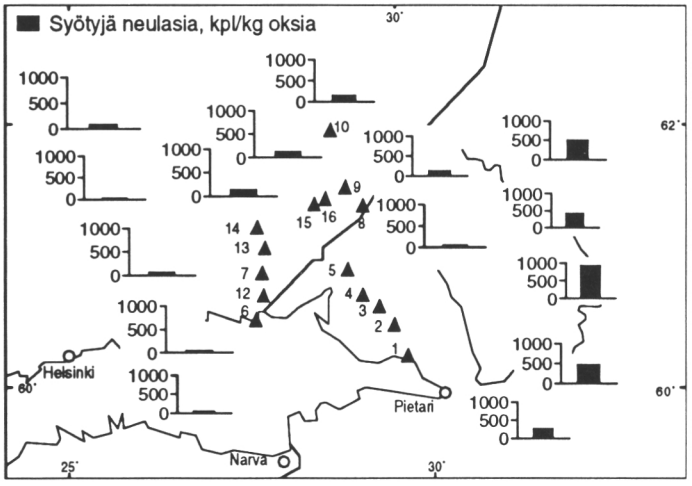
kuolevia aluspuita (kuva 9). Poikkeuksen muodostivat vain eräät Kaakkois-Suomen ja Kainuun näytealat. Puiden keskinäinen kilpailu oli yleisin kuolinsyy (45 % tapauksista). Jos kilpailu jätetään huomiotta, niin 28,2 %:ssa puista esiintyi muiden tekijöiden aiheuttama puiden kasvuun tai elinvoimaan haitallisesti vaikuttava tuho. Näistä oli männynversosurma yleisin (11,2 %). Muita syitä olivat ytimennävertäjät, lumi, korjuuvauriot, mäntypistiäiset sekä tunnistamattomat tekijät.

Tulosten tarkastelua

Tähän mennessä saatujen laskeumatulosten mukaan lähinnä Pietarin kaupungin, Leningradin alueen ja mahdollisesti myös Viron suuret päästölähteet aiheuttavat Karjalan kannaksen mäntymetsiin suhteellisen korkean rikki- ja typpikuormituksen. Pietarin suunnasta ja Virosta ulottuu kuormitusgradientti Kaakkois-Suomeen, jonka eteläosissa rikki- ja typpilaskeuma on 2–3-kertainen sisämaan tausta-arvoihin verrattuna. Laskeuman poikkeuksellisen korkea emäskationipitoisuus alentaa kuitenkin rikin ja typen aiheuttamaa happamoittavaa kuormitusta. Lisäksi metsämaan luontaiset puskurimekanismit neutraloivat suuren osan maahan kohdistuvasta happamasta laskeumasta.

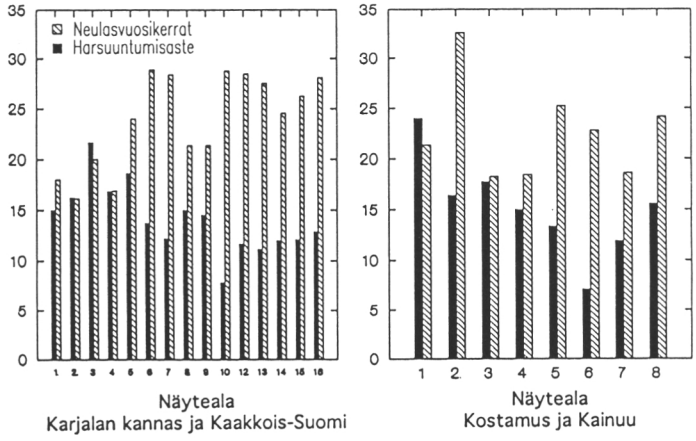
Alustavien tulosten mukaan Kostamuksen kaivoskombinaatin aiheuttama kuormitus Kainuun metsissä on melko pieni. Alueella vallitsevien länsi- ja lounaan puoleisten tuulien vuoksi pääosa kombinaatin päästöistä kulkeutuu itään. Tämän tutkimusjakson aikana kaivoskombinaatista tuli Kainuuseen lähinnä rikkiä, mutta kombinaatin rikkipäästöihin verrattuna rikkilaskeuma jäi Kainuussa suhteellisen alhaiseksi. Lisäksi kaivoskombinaatista peräisin oleva kalsiumlaskeuma neutraloi rikin happamoittavaa vaikutusta.

Männiköiden terveydentila oli Karjalan kannaksella ja Kostamuksen alueella yleisesti ottaen heikompi kuin Kaakkois-Suomessa ja Kainuussa. Tulokset selittynevät usean eri tekijän yhteisvaikutuksista. Venäjän puolella männiköt ovat eri-ikäisrakenteisia, tiheitä, harventamattomia ja niissä on runsaasti kuolevia tai lahoavia puita. Kuolevat puut luovat hyvät edellytykset muun muassa erilaisten hyönteisten lisääntymiselle. Toisaalta suhteellisen korkea ilman epäpuhtauksien laskeuma on saattanut alentaa puiden

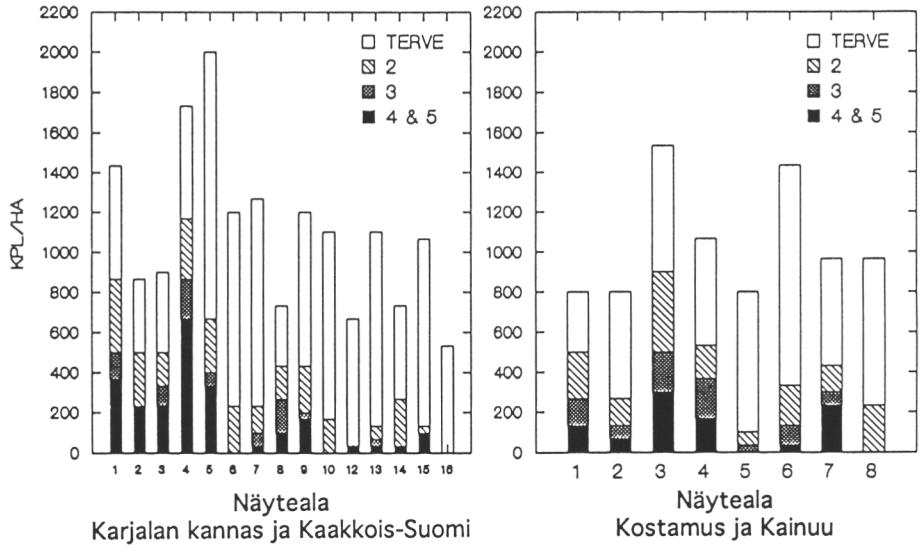


Kuva 7. *Neulasten syöntiaste oksanäytteissä (kpl/kg) Kaakkois-Suomessa ja Karjalan kannaksella (pylväiden selite kuvassa 2).*

vastustuskykyä Kaakkois-Suomen eteläosassa ja Karjalan kannaksella sekä myös Kostamuksen kaivoskombinaatin välittömässä läheisyydessä. Männyn neulasten alkuainepitoisuudet heijastivat paikallista märkälaskeumaa ja neulasten pintavahojen kunto oli huonompi alueilla, joihin kohdistui korkea kuormitus (Nevalainen ja Arkhipov 1994). Lisäksi neulasanalyysin tulokset viittaavat siihen, että männyillä saattaa olla puutetta magnesiumista Karjalan kannaksen eteläosassa. Puuston terveydentilassa havaittu ero Kaakkois-Suomen ja Karjalan kannaksen ja myös Kostamuksen ja Kainuun välillä selittynee tässä vaiheessa tutkimusta metsien erilaisella rakenteella. Metsien rakenne-ero ja ilman epäpuhtaudet eivät kuitenkaan ole toisiaan poissulkevia, vaan saattavat vaikuttaa yhdessä samaan suuntaan (Houston 1987).



Kuva 8. *Mäntyjen harsuuntumisaste (%) ja neulaskertojen määrä (10x) Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomessa sekä Kostamuksen-Kainuun linjalla.*



Kuva 9. *Puiden jakautuminen yleiskuntoluokkiin (vrt. kuntoluokat s. 148) Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomessa sekä Kostamuksen-Kainuun tutkimuslinjalla.*

Kirjallisuus

Derome, J., Niska, K., Lindroos, A-J. & Välikangas, P. 1991. Ion-balance monitoring plots and bulk deposition in Lapland during July 1989–June 1990. Julkaisussa: Tikkanen, E. & Varmola, M. (toim.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the USSR. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 49–76.

Houston, D.R. 1987. Forest tree declines of past and present: current understanding. Canadian Journal Plant Pathology 9:349–360.

Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils, effects of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 199–213.

Hüttl, R. 1991. Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen. Heft 28. Her. v. Institut fr Bodenkunde und Waldernährungslehre der Albert-Ludwigs-Universität. Offsetdruck Gerhard Seeger, Freiburg im Breisgau. 440 s.

ICP 1986. Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. International Co- operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests in the ECE-Region.

Jukola-Sulonen, E-L., Mikkola, K. & Salemaa, M. 1990. Vitality of conifers in Finland, 1986-88. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 523–560.

Järvinen, O. & Vänni, T. 1994. Sadeveden pitoisuus- ja laskeuma-arvot Suomessa vuonna 1992. Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja 510. 68 s.

Leinonen, L. (toim.). 1993. Ilmanlaatumittauksia 1992. Ilmatieteen laitos. 248 s.

Lumme, I. & Arkhipov, V. 1993. Ilman epäpuhtauksien kuormitus Kaakkois-Suomen ja Karjalan kannaksen männiköissä. Ilmansuojelu-uutiset 4:34–38.

Lumme, I. (toim.). 1994. Karjalan metsien terveydentila – tutkimushankkeen väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 489. 42 s.

Valtakunnan metsien 8. inventointi. 1985. Pysyvien näytealojen kenttätyön ohjeet. Metsäntutkimuslaitos. 82 s.

Nevalainen, S. & Arkhipov, V. 1994. Neulasten pintavahojen kunto Kaakkois-Suomen ja Karjalan kannaksen männiköissä. Julkaisussa: Lumme, I. (toim.). Karjalan metsien terveydentila – tutkimushankkeen väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 489. 31–34.

Plancenter Ltd. 1991. Environmental priority action programme for Leningrad, Leningrad region, Karelia and Estonia. Synthesis Report, Ministry of Environment of Finland. 193 s.

Metsikön ravinnekierto ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen osoittajana

Heljä-Sisko Helmisaari, John Derome, Teuvo Levula, Tiina Nieminen, Kristina Palmgren, Maija Salemaa, Ilkka Vanha-Majamaa, Pia Reponen ja Orlando Rutter

Johdanto

Vasteita ilman epäpuhtauksien aiheuttamalle kuormitukselle ilmenee eliökunnassa monilla organisaatiotasoilla solusta ekosysteemiin ja koko biosfääriin. Vaste liittyy rakenteen ja/tai toiminnan muutoksiin. Metsäekosysteemin toimintaa luonnehtivat energiavirrat ja orgaanisen aineen muodostuminen ja hajoaminen, sekä siihen liittyen ravinnevirrat ja ravinteiden kierto ja näihin vaikuttavat prosessit. Ilman epäpuhtauksien, kuten kuiva- ja märkälaskeuman sekä kaasumaisten epäpuhtauksien (otsoni, rikkidioksidi, typen oksidit) vaikutuksia suoraan tai välillisesti maan kautta voidaan havaita ravinteiden kierron ja orgaanisen aineen muodostumisen ja hajotuksen muutoksina, ja edelleen neulasiston ja hienojuuriston vaurioina. Tutkimushankkeen "Ilman epäpuhtauksien vaikutus metsäekosysteemin toimintaan" osakokonaisuudet painottuvat näihin vaikutuksiin.

Metsäekosysteemin ravinnekiertoa koskevan osahankkeen tavoitteena on ekosysteemien ravinnetaseiden avulla arvioida ekosysteemin toimintaa, ravinnetilaa ja sen muutoksia. Ravinnekierron tunteminen antaa myös taustatietoa metsäekosysteemin eliöstössä havaittujen muutosten syiden selvittämiselle (ks. Fritze ym. tässä julkaisussa). Harjavallan ympäristössä ja Hämeenkankaalla sijaitsevissa männiköissä on vuodesta 1992 lähtien tutkittu eriasteisen raskasmetalli- ja rikkilaskeuman vaikutuksia metsikön ravinnekiertoon. Ilomantsin Mekrijärvellä sijaitsevissa männiköissä on tutkittu 1980-luvun puolivälistä lähtien ravinnekierron eri osavaiheiden ajallista ja metsikön iän mukaista vaihtelua (Helmisaari 1994a,b). Tässä artikkelissa tarkastellaan metsikön ravinnekiertoa ja sen osavaiheita raskasmetallien ja rikin aiheuttaman kuormituksen osoittajina pääasiassa Harjavallasta ja Hämeenkankaalta saatujen ensimmäisten tulosten perusteella.

Aineisto ja menetelmät

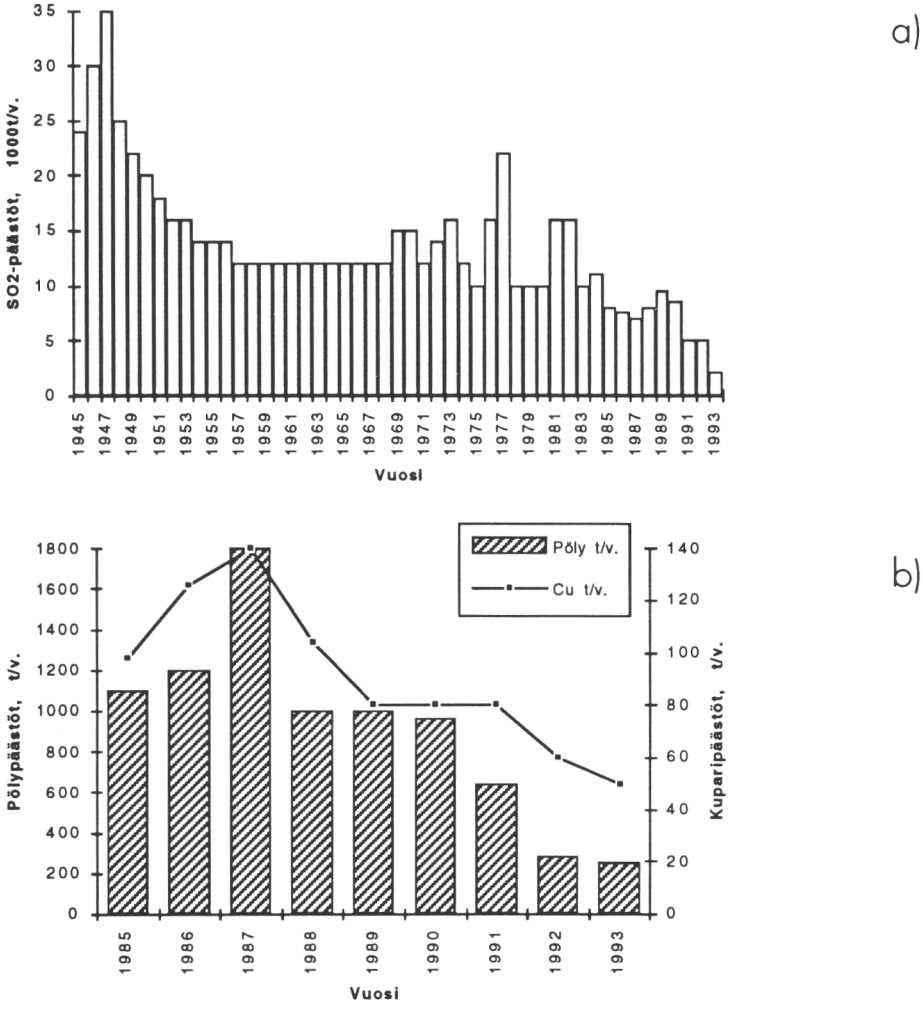
Epäpuhtauksien päästöt ja pitoisuudet

Outokumpu Harjavalta Metals Oy:n kuparisulatto aloitti toimintansa v. 1945. Nikkelin tuotanto alkoi v. 1960. Kupari- ja nikkelimalmi sisältää rikkiä, raskasmetalleja sekä arseenia. Rikki pääsee ilmaan rikkidioksidina (SO_2) ja raskasmetallit sekä arseeni savukaasujen pölyhiukkasiin sitoutuneena. Matalista piipuista johtuen valtaosa päästöistä on levinnyt suppealle alueelle, alle 5 km:n etäisyydelle tehtaista.

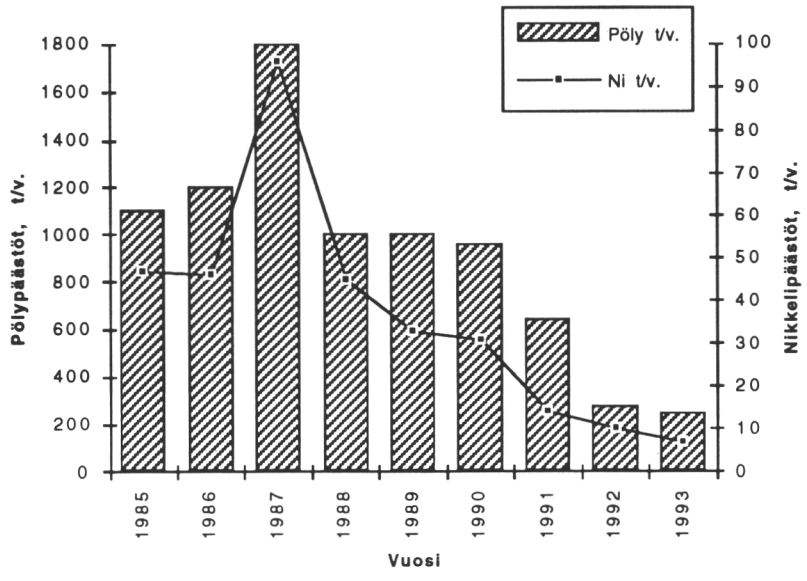
Sulaton toiminnan alkuvaiheessa 1940-luvun lopulla raaka-aineen si-

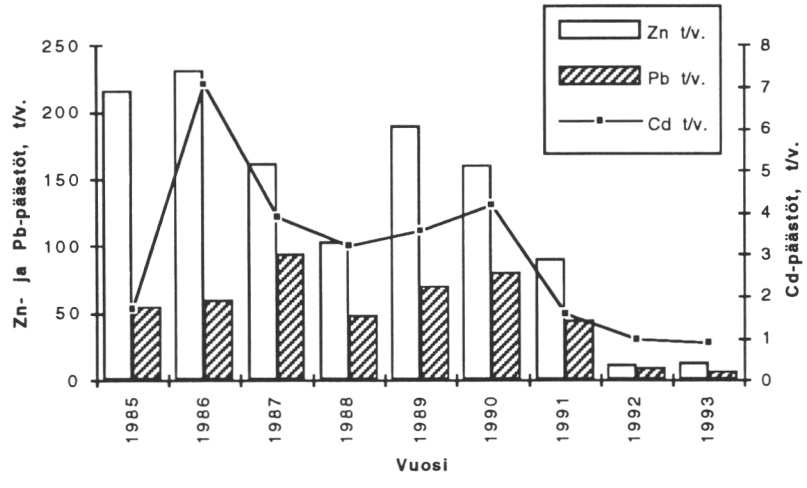
sältämää rikkiä ei otettu lainkaan talteen, vaan se päätyi ympäristöön (n. 30 000 t SO_2/v.). Rikkihappotehdas perustettiin v. 1947, jolloin rikin talteenoton aloittaminen pienensi SO_2-päästöjä (kuva 1a). Myöhemmin, varsinkin 1990-luvulla, on rikkidioksidipäästöjä pienennetty edelleen prosessiteknisin toimenpitein. Valmistumassa oleva uusi rikkihappotehdas vähentää rikkidioksidipäästöjä niin, että tuotannon laajennuksen jälkeen v. 1995 päästöt ovat n. 4 500 t/v. (Rantalahti 1994).

Tehtaan pölypäästöistä 1940–1970-luvuilla ei ole arviota. Tuotantomäärien perusteella arvioituna vuotuiset pölypäästöt ovat olleet v. 1945–1984 vuoden 1985 tasoa tai pienemmät (Rutter 1994). Vuoden 1993 pölypäästöissä (kokonaismäärä 250 t /v.) oli kuparia 50 t (kuva 1b), nikkeliä 7 t (kuva



Kuva 1. *Outokumpu Harjavalta Metals Oy:n* **a)** *rikkidioksidipäästöt vuosina 1945–1993,* **b)** *pölypäästöt ja niiden sisältämä kupari vuosina 1985–1993,*





Kuva 1. c) *pölypäästöt ja niiden sisältämä nikkeli vuosina 1985–1993 ja* **d)** *sinkki-, lyijy- ja kadmiumpäästöt vuosina 1985–1993 (Rantalahti 1994, Rutter 1994).*

1c), sinkkiä 13 t, lyijyä 6 t, kadmiumia 0,9 t (kuva 1d), arseenia 11 t ja elohopeaa 15 kg. Viime vuosina pölypäästöjä on pienennetty uusilla suodattimilla niin, että ne ovat lähitulevaisuudessa n. 50 t/v. eli 95 % pienemmät kuin v. 1990 (Rantalahti 1994).

Kemira Oy:n lannoitetehdas päästi Harjavallan ympäristöön epäpuhtauksia vuoteen 1989 saakka, esim. v. 1987 typpiyhdisteitä 600 t/v. typpidioksidina (Outokumpu Oy samana vuonna 125 t), kloridia 30, fluoridia 0,8 ja fosforia 1 t/v.

Tutkimusmetsiköt

Vuonna 1992 metsän terveyslannoitus -tutkimushanke perusti neljä koetta 0,5, 2, 4 ja 8 km:n etäisyyksille Harjavallassa sijaitsevasta kupari- ja nikkelisulatosta. Tässä tutkimuksessa käytetään

yhtä kunkin kokeen lannoittamattomista koealoista, joita nimitetään vastaavasti: Har 0,5, Har2, Har4 ja Har8. Näiden metsiköiden lisäksi yksi tutkimusmetsikkö sijaitsee Jämijärven Hämeenkankaalla 60 km Harjavallasta koilliseen alueella, jolla ei ole paikallisia päästölähteitä (Häm), ja yksi Ilomantsin Mekrijärvellä (Mek) ns. tausta-alueella (35-vuotias männikkö, Helmisaari 1992, 1994b). Männiköt ovat iältään 25–50-vuotiaita ja kasvavat VT-CT:n kasvupaikoilla lajittuneilla hiekka-hietakankailla.

Tutkimusmenetelmät

Ravinteiden kiertoa mitattiin metsiköissä toukokuusta 1992 lähtien seuraavista eri osavaiheista: 1) laskeuma (vapaa sadanta, metsikkösadanta), 2) valunta maaprofiilissa, 3) biologinen kierto: ravinteiden otto ja sisäinen kierto puussa, palautuminen karikkeessa maahan, karikkeen hajotus (kuva 2). Ravinteiden jakautumista mitattiin metsämaasta, aluskasvillisuudesta ja puustosta.

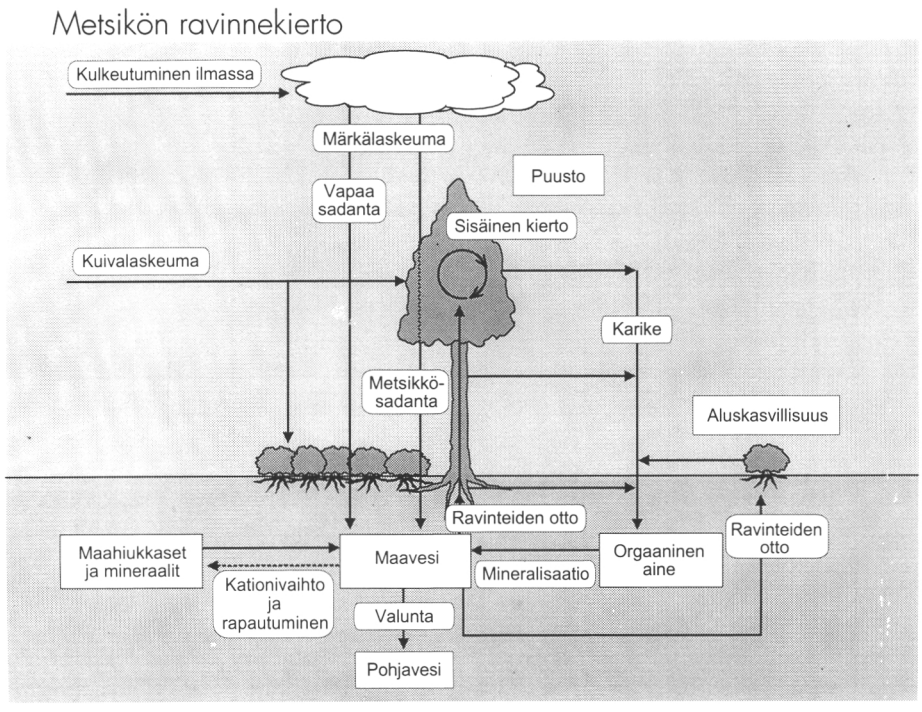
Ravinnekierto

Laskeuman määrää ja ravinnekoostumusta mitattiin sadevesi- ja lumikeräimillä, jotka sijoitettiin systemaattisesti aukealle ja metsiköihin (20 kpl/koeala). Sadevesikeräimet tyhjennettiin kerran kahdessa viikossa ja lumikeräimet kuukausittain. Ravinneanalyysejä varten näytteet yhdistettiin laboratoriossa kuukausinäytteiksi, joista mitattiin pH ja analysoitiin anionit NO_3, PO_4, SO_4 ja Cl ionikromatografilla, kok. P, kok. S, K, Ca, Mg, Na, Mn, Cu, Zn, Fe, Al, Pb, Cd ja Ni ICP-emissiospektrofotometrillä, orgaaninen hiili TOC-analysaattorilla, ja kok.N sekä NH_4 FIA-analysaattorilla (Jarva ja Tervahauta 1993). Hämeenkankaalla mitattiin myös kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksia (otsoni ja rikkidioksidi, ks. Raitio ym. tässä julkaisussa), ja Ilomantsissa alkoi otsonimittaus v. 1993. Kaasumaisten ja hiukkasmaisten epäpuhtauksien pitoisuuksia on mitattu Harjavallan kaupungissa kuormitusgradientin ensimmäisen metsikön läheisyydessä Ilmatieteen laitoksen, Outokumpu Oy:n ja Harjavallan kaupungin toimesta.

Vajoveden määrää ja ravinnepitoisuuksia mitattiin vajovesilysimetreillä kolmelta eri syvyydeltä maassa: humuskerroksen alta sekä kivennäismaassa 20 ja 40 cm:n syvyydeltä (4 lysimetriä/kerros). Vajovesilysimetrit tyhjennettiin kahden viikon välein (tai tarvittaessa, jos ei satanut) samanaikaisesti sadevesikeräimien kanssa. Näytteistä mitattiin pH ja analysoitiin samat ravinteet kuin sadevedestä.

Vuosittaista ravinteiden ottoa mitataan epäsuorasti määrittämällä kasvillisuuden eri osien uuden tuotoksen biomassa ja ravinnepitoisuudet. Tätä varten otetaan kaatokoepuita v. 1994. Vuotuiseen biomassatuotokseen sitoutuneet ravinteet edustavat ravinteiden ottoa ja ne ovat peräisin joko maasta tai sisäisestä kierrosta. Puustossa sisäinen kierto voidaan määrittää (Helmisaari 1992), joten jäljellä olevan osuuden oletetaan olevan peräisin maasta.

Karikkeen määrää ja ravinnepitoisuuksia mitattiin karikekeräimillä (12 kpl/koeala). Keräimet tyhjennettiin talvikautena sekä kasvukauden alussa kuukausittain ja syksyisen pääkarikesadon aikana viikottain. Karikkeesta eroteltiin seuraavat osat: vihreät ja ruskeat neulaset, kaarna, oksat, 1- ja 2-vuotiaat kävyt, tomu, tunnistamaton osa (loput). Ravinneanalyysejä varten neulasnäytteet yhdistettiin laboratoriossa kuukausittain ja muut osat vuosittain. Näytteistä määritettiin typpi ja rikki LECO-analysaattoreilla ja P, K, Ca, Mg, Mn, Cu, Fe, Zn, Fe, Al, B,



Kuva 2. *Kaavio metsikön ravinnekierrosta.*

Mo, Pb, Cd ja Ni ICP-emissiospektrometrillä.

Neulaskarikkeen hajotusta (massan ja ravinnepitoisuuksien muutoksia maassa) seurataan metsiköissä puolivuosittain. Kustakin metsiköstä elosyyskuussa 1992 (kesäkarike) kerättyä neulaskariketta sijoitettiin nylonverkkopusseihin humuskerroksen yläosaan (72 kpl/koeala) marraskuussa 1992 (Harjavallan kuormitusgradientin koealat), ja toukokuussa 1993 (Hämeenkangas ja Mekrijärvi). Kevättalvella 1993 kerätyn talvikarikkeen näytteet sijoitettiin koealoille toukokuussa 1993.

Kesäkarikepusseista nostettiin marraskuussa 1993 20 pussia kustakin metsiköstä (puolen vuoden ja vuoden kuluttua maahanpanosta). Pussit kuivattiin ja niiden sisältämä neulasmassa punnittiin. Touko-kesäkuussa 1994 nostettiin kesäkarikepussien toinen erä ja talvikarikepussien ensimmäinen erä.

Juurikarikkeen hajotusta mitataan metsiköiden humuskerrokseen v. 1994 toukokuussa sijoitettujen, kuivattuja männyn hienojuuria (läpimitta < 2 mm) sisältävien pussien avulla. Hienojuuret olivat peräisin v. 1992 syyskuussa suoritetusta näytteenotosta. Juurikarikepussit nostetaan keväällä 1995 ja 1996.

Ravinnemäärät

Metsämaan ravinnemäärät (tilavuusnäytteet) määritettiin vuonna 1992 syyskuussa viidestä eri maakerroksesta. Humuskerroksesta ja kivennäismaasta otettiin 25 osanäytettä/kerros ja koeala. Näytteet yhdistettiin analyysejä varten kerroksittain viideksi osanäytteeksi/koeala. Maanäytteistä määritettiin kokonais- ja uuttuvat ravinteet, pH, kationinvaihtokapasiteetti, emäskyllästysaste, kokonais- ja vaihtohappamuus, haponneutralointikyky.

Aluskasvillisuutta koskevassa osatutkimuksessa selvitettiin pohja- ja kenttäkerroksen kasvillisuuden merkitystä metsikön ravinnekierrossa ja vertailtiin eri kasviryhmien raskasmetallien ja rikin sietokykyä. Aineisto palvelee myös muita tutkimuksia, joissa mm. selvitetään kasvilajien runsaussuhteiden ja kemiallisen ympäristön yhteyttä ja tutkitaan kasvilajien vasteita mitattuihin ympäristömuuttujiin (Salemaa ym. tässä julkaisussa).

Aluskasvillisuuden biomassa ja ravinnepitoisuudet määritettiin lajeittain eri kasvumuotoryhmistä (jäkälät, sammalet, varvut, ruohot, heinät) Mekrijärveltä, Hämeenkankaalta ja Harjavallan ympäristön koealoilta (Har8 ja Har4) elo-syyskuussa 1992. Kunkin koealan vaipalta otettiin ositetulla satunnaisotannalla 30 kpl 20 x 20 cm suuruisia näytteitä, jotka leikattiin maanpintaa myöten ja säilytettiin pakastettuina. Samoja näytteitä käytettiin sekä aluskasvillisuuden biomassan että kemiallisen koostumuksen määrittämiseen. Vuonna 1993 elokuussa otettiin koealoilta Har2ja Har0,5 muutamista kasvilajeista lisänäytteitä kemiallista analyysiä varten. Tällöin otanta perustui kokoomanäytteisiin, jotka kerättiin erikseen kultakin vaipalta. Kasvilajit ja kasvinosat eriteltiin, näytteet kuivattiin 48 h 60° C:ssa, ja kuivamassat punnittiin. Varvuista eroteltiin uusin vuosikasvain, muu elävä biomassa ja kuolleet kasvinosat omiksi näytteikseen. Jäkälistä ja sammalista eroteltiin elävä biomassa ja hajoava vanhempi biomassa värieron perusteella. Kemiallista analyysiä varten koealan samalta sivulta olevat näytteet yhdistettiin kokoomanäytteeksi. Jos näytettä ei riittänyt analyysiin, kokoomanäyte edusti koko koealaa. Rikki- ja typpianalyysit tehtiin LECO-analysaattorilla ja muut alkuaineet analysoitiin ICP-spektrofotometrisesti. Analyysit tehtiin pesemättömistä kasvinäytteistä, jolloin pitoisuudet edustavat myös kasvin ulkopinnalle kertyneitä aineita.

Puuston eri ositteiden (neulaset ikäluokittain, kävyt, rungon elävä ja kuollut kuori ja puuaine, oksien kuori ja puuaine, tukijuurten osanäytteet) biomassa ja ravinnepitoisuudet määritetään kustakin metsiköstä kaatokoepuista syksyllä 1994. Lisäksi kesäkuussa 1994 kustakin metsiköstä kaadettiin viisi koepuuta, joista selvitettiin, onko päästöjen vähentäminen vaikuttanut rungon vuosilustojen raskasmetallipitoisuuksiin (Rutter 1994). Puustomittaukset tehtiin kokeita perustettaessa ja toistetaan tutkimusjakson lopussa.

Neulasnäytteet otettiin kultakin koealalta v. 1992 ja 1993 keskikesällä neulasten kasvun päätyttyä sekä lepokautena vuotuisen minimi- ja maksimiravinnetilan määrittämiseksi sekä sisäisen kierron määritystä varten. Hienojuuribiomassa ja sen ravinnepitoisuudet määritettiin syyskuussa 1992 ja 1993. Hienojuuriston kasvua ja kuolleisuutta tutkitaan vuosina 1994 ja 1995 ns. juurten kasvukolonnien avulla (ks. Fritze ym. tässä julkaisussa).

Männyntaimien biomassatuotosta ja ravinteiden allokaatiota taimen eri osiin raskasmetallien kuormittamassa maassa tutkitaan lisäksi v. 1994 aloitetulla kasvihuonekokeella, jossa männyn taimia kasvatetaan koemetsiköistä nostetuissa maakolonneissa sekä kvartsihiekassa. Kvartsihiekassa kasvaville taimille annetaan lisäksi kuparia ja nikkeliä eri annoksina.

Tulokset

Ravinnelaskeuma

Metsäekosysteemeissä pääosa kalsiumista, kaliumista, magnesiumista ja fosforista tulee kasvien saataville rapautumisesta. Vapaan sadannan mu-

kana tuli kalsiumia ja magnesiumia hieman suurempia määriä metsikköön Har0,5 kuin muihin metsiköihin (taulukko 1).

Vuotuinen typpilaskeuma oli 5–6 kg/ha/v. Hämeenkankaalla ja metsikössä Har8 ja 7,3 kg/ha/v. metsikössä Har0,5. Vapaa sadanta sisälsi huomattavia määriä raskasmetalleja metsikössä Har0,5, ja metsiköiden raskasmetallilaskeumassa oli selvä gradientti (taulukko 1). Sadevesi myös huuhtoo ravinteita latvustosta. Runsaimmin latvustosta huuhtoutuu mangaania, kaliumia, kalsiumia ja magnesiumia (Helmisaari ja Mälkönen 1989), joiden määrät metsikkösadannassa olivat monikertaisia vapaaseen sadantaan verrattuna (taulukko 1). Myös rikin ja raskasmetallien, kuten esim. kuparin määrät lisääntyivät metsikkösadannassa, johtuen todennäköisesti maaperästä otetusta ja latvuston keräämästä kuivalaskeumasta. Tässä tutkimuksessa ei erikseen määritetty kuivalaskeumaa. Lindbergin ja Lovettin (1992) mukaan sulfaatin kuivalaskeumaa voidaan arvioida sadantamittausten perusteella seuraavasti: = ((metsikkösadanta + runkovalunta) – vapaa sadanta)). Em. tavalla määritettynä sulfaatin kuivalaskeuma oli suurin metsikössä Har0,5 ja se väheni pistelähteestä poispäin (taulukko 1). Kuivalaskeuman osuus kokonaislaskeumasta vaihtelee suuresti eri ravinteilla: se voi olla rikillä 20 %, nitraattitypellä 10–20 %, ammoniumtypellä ja kaliumilla 50 % (Hyvärinen 1990). Kuparin vuotuinen kuivalaskeuma em. tavalla laskettuna oli n. 154 mg/m^2 metsikössä Har0,5 ja 3,1 mg/m^2 metsikössä Har4 (taulukko 1, runkovaluntaa ei mitattu).

Ravinnekierto

Sisäinen kierto ja karike

Biologiseen kiertoon kuuluu ravinteiden otto maasta ja ravinteiden palautuminen kasvien saataville ns. sisäisessä kierrossa ja karikkeen hajotuksessa. Sisäisessä kierrossa palautuu valtaosa kellastuvien neulasten sisältämistä liikkuvista ravinteista. Typen, fosforin ja kaliumin palautumisprosentit kellastuvista neulasista takaisin puuhun vaihtelivat välillä 67–89 % (taulukko 2). Magnesiumin palautumisprosentti vaihteli välillä 43–59 %. Kellastuvien neulasten sisältämästä kuparista palautui 71 ja 80 % Mekrijärven ja Hämeenkankaan metsiköissä, mutta muiden metsiköiden voimakkaasta kuparilaskeumasta johtuen karikeneulasissa oli huomattavasti enemmän kuparia kuin vihreissä neulasissa (taulukko 2).

V. 1992 puut saivat sisäisestä kierrosta 52–57 % vuotuisesta neulasbiomassan kasvuun tarvittavasta typestä Harjavallan metsiköissä (Levula 1992). Vastaavasta magnesiumin tarpeesta sisäinen kierto tyydytti samoissa metsiköissä 19–28 %. Mekrijärven (Helmisaari 1992) ja Hämeenkankaan männiköissä sisäinen kierto tyydytti 70 ja 75 % typen sekä 35 ja 36 % magnesiumin tarpeesta uuden neulasbiomassan kasvuun. Ravinteita tarvitaan myös runkopuun, kuoren, juurten ja oksien kasvuun. Näiden ositteiden vaatima vuotuinen ravinnemäärä voidaan määrittää v. 1994 näytteenoton jälkeen. Latvustoltaan juuri sulkeutuneessa VT-männikössä neulasten kasvuun tarvittava typpimäärä oli 70 % vuotuiseen kokonaistuotokseen (hienojuuria lukuunottamatta) tarvittavasta typestä (Helmisaari 1992). Männikössä sisäinen kierto voi tyydyttää jopa 60 % typen, 45 % fosforin, 35 % kaliumin ja 25 % magnesiumin tarpeesta maanpäälliseen kasvuun sekä tukijuurten kasvuun (Helmisaari 1992). Lopun saavat ottamalla ravinteita maasta.

Neulaskierto oli nopeinta lähinnä tehdasaluetta sijaitsevassa metsikössä Har0,5, jossa syksyinen neulaskarikesato (kuva 3a) oli 34 % neulasmassasta

Taulukko 1. *Vapaan sadannan ja metsikkösadannan vuotuiset ravinnemäärät 6.6.1992–5.6.1993 eri metsiköissä (* puuttuva tulos). Vs = vapaa sadanta, Ms = metsikkösadanta.*

		Hämeenkangas	Harjavalta 8	Harjavalta 4	Harjavalta 0,5
Määrä, mm	Vs	666,0	497,9	638,3	526,0
	Ms	539,1	403,3	389,8	399,5
H^+, mg/m²	Vs	31,9	29,5	19,4	21,5
	Ms	*	34,1	32,2	26,8
S, mg/m²	Vs	556,0	493,6	476,3	815,0
	Ms	465,0	575,2	604,3	1 016,0
K, mg/m²	Vs	39,5	15,3	50,2	6,6
	Ms	143,4	132,4	132,7	171,4
Ca, mg/m²	Vs	71,9	55,7	74,3	120,0
	Ms	115,1	133,9	185,1	252,5
Mg, mg/m²	Vs	28,0	19,6	23,0	72,3
	Ms	38,1	42,0	54,5	76,1
Cu, mg/m²	Vs	0,0	3,7	13,2	275,0
	Ms	0,0	4,1	16,3	428,9
Ni, mg/m²	Vs	0,0	0,7	1,7	26,9
	Ms	0,0	0,6	2,4	51,7
Cd, mg/m²	Vs	0,0	0,12	0,10	0,72
	Ms	0,0	0,07	0,05	0,78

v. 1992. Metsiköissä Har4, Har8, Häm ja Mek vastaavat arvot olivat 22, 22, 20 ja 25 % neulasmassasta. Metsikössä Har0,5 on enimmäkseen vain kahta neulasikäluokkaa.

Syksyisen karikesadon määrä oli pienin Harjavallassa lähinnä päästölähdettä sijaitsevassa metsikössä (kuva 3a). Mekrijärven (A) ja Hämeenkankaan (B) karikemassojen suuri ero aiheutuu ko. metsiköiden erilaisesta tiheydestä (runkoluvut 2 944 ja 2 047 kpl/ha) ja vastaavasti neulasmassan määrästä. Tomun määrä oli huomattavasti suurempi kahdessa tehdasaluetta lähinnä olevassa metsikössä kuin kauempana. Suurin osa tomusta oli todennäköisesti pölynä tulevaa kuivalas-

Taulukko 2. *Neulasten ravinnesisällön (µg/neulanen) suhteellinen väheneminen kellastumisen aikana v. 1992 eri metsiköissä. Neulasten ravinnemäärät ennen kellastumista heinäkuussa 1992 (10 puuta/metsikkö, 3-vuotiset neulaset) ja kellastumisen jälkeen elo-syyskuussa 1992 metsikkökohtaisista neulaskarikkeen kokoomanäytteistä.*

	N	P	K	Mg	Cu	S
			%			
Mekrijärvi	67,2	82,6	88,1	42,8	71,4	47,0
Hämeenkangas	72,9	83,6	88,2	56,3	80,4	53,7
Harjavalta 8	76,6	85,2	89,1	49,4	28,6	54,0
Harjavalta 4	76,4	86,2	88,9	58,7	29,2	60,0
Harjavalta 0,5	77,3	80,6	84,9	52,8	0,0	53,8

keumaa. Tomusta 1,8 % oli kuparia tehdasalueen lähimmässä metsiköss (0,5 kg Cu/ha), mutta 4 km:n etäisyydellä ainoastaan 0,07 % (kuva 3b). Tomun lisäksi myös kaarna- ja neulaskarike sisälsi suuria määriä raskasmetalleja, varsinkin kuparia.

Karikkeen sisältämien typen ja emäskationien määrä oli verrannollinen karikemassaan eri metsiköissä (kuvat 3c ja 3d), mutta eri karikeositteiden ravinnepitoisuudet vaihtelivat suuresti. Varsinkin tomu sisälsi runsaasti typpeä kaikilla koealoilla. Magnesiumia palautui pääasiassa neulaskarikkeessa, mutta myös tomu sisälsi runsaasti magnesiumia metsikössä Har0,5 (kuva 3d). Sisäisen kierron mukana palautui puuhun määrällisesti enemmän typpeä, kaliumia ja fosforia kuin maahan karikkeen mukana.

Karikkeessa palautui maahan huomattavasti vähemmän magnesiumia suhteessa typpeen Harjavallan metsiköissä ja Hämeenkankaalla verrattuna Mekrijärveen. Hämeenkankaalla tämä todennäköisesti johtuu maaperän karuudesta ja magnesiumin vähäisyydestä (Raitio 1990) ja muilla koealoilla siitä, että raskasmetallit ovat syrjäyttäneet maaperän vaihtopaikoilta emäskationeja, kuten magnesiumia (ks. Fritze ym. tässä julkaisussa)

Karikkeen hajotus

Hajotusaktiivisuus oli hyvä Mekrijärven ja Hämeenkankaan metsiköissä, joissa puolen vuoden jälkeen oli keskimäärin 74 % karikkeesta hajoamatta (kuva 4). Saastuneimmassa metsikössä (Har0,5) oli vuoden jälkeen vielä lähes 72 % neulasista hajoamatta. Ero gradientin vähemmän saastuneisiin metsiköihin, joilla oli n. 68 % (Har4) ja vastaavasti 62 % (Har8) neulasista hajoamatta, oli tilastollisesti merkitsevä ($p < 0,01$, kuva 4).

Ravinnevarastot

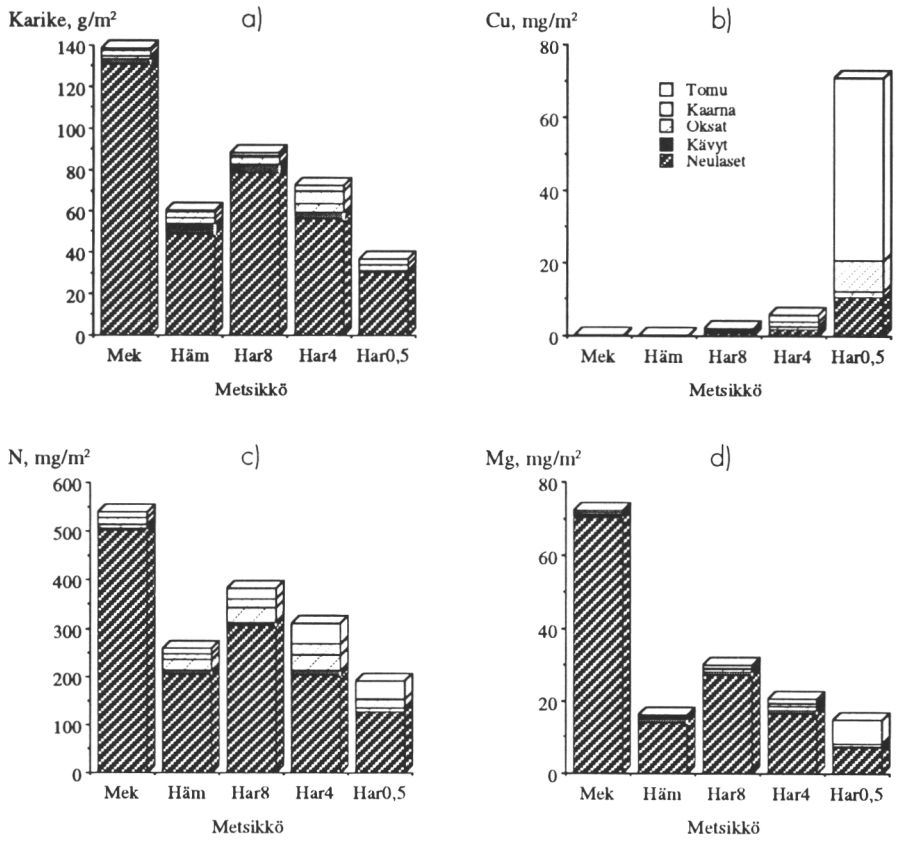
Maaperä

Uuttuvia kationiravinteita (Ca, Mg ja K) oli metsikön Har0,5 maaperässä huomattavasti vähemmän kuin kauempana päästölähteestä olevissa metsiköissä Har4 ja Har8 (Fritze ym. tässä julkaisussa). Raskasmetallien pitoisuudet humuksessa lisääntyivät jyrkästi tehdasta kohti. Alumiinin kokonaispitoisuudessa ei havaittu eroja metsiköiden välillä, kun taas humuksen kokonaisrikkipitoisuus kohosi päästölähdettä lähestyttäessä. Raskasmetallien, kuten esim. kadmiumin ja lyijyn sitoutuminen maahan riippuu maan orgaanisen aineen määrästä (Andersson 1977), koska raskasmetallit voivat muodostaa orgaanisen aineen kanssa kompleksiyhdisteitä.

Aluskasvillisuus

Aluskasvillisuuden kemiallista koostumusta tarkastellaan tässä artikkelissa kuparin ja rikin suhteen. Esimerkkilajeiksi valittiin varvuista puolukka (*Vaccinium vitis-idaea*) ja variksenmarja (*Empetrum nigrum*). Pohjakerroksen sammalia edustavat kynsisammal (*Dicranum polysetum*) ja nuokkuvarstasammal (*Pohlia nutans*) sekä jäkäliä valkoporonjäkälä (*Cladina arbuscula*) ja isohirvenjäkälä (*Cetraria islandica*). Kussakin kasvumuotoryhmässä ensin mainittu laji on saasteherkempi kuin jälkimmäinen (Salemaa ym. tässä julkaisussa).

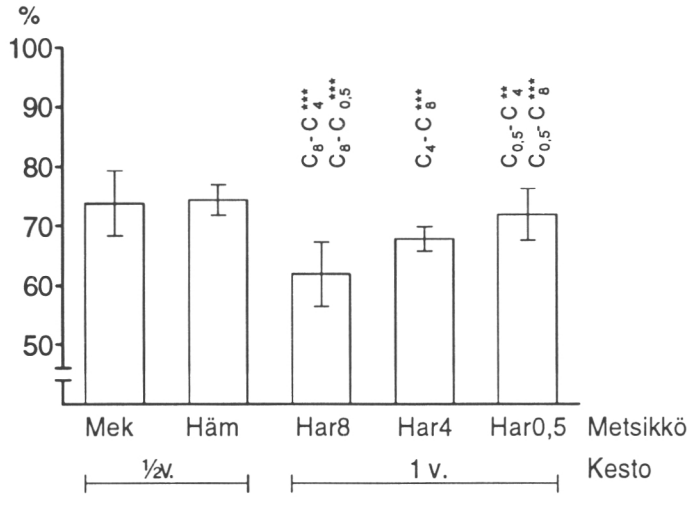
Raskasmetallien määrät olivat kaikissa lajiryhmissä selvästi suuremmat Harjavallan metsiköissä kuin Mekrijärvellä tai Hämeenkankaalla. Aluskasvillisuuden Cu-pitoisuudet nousivat jyrkästi Harjavallan kuormitusgradientilla lähestyttäessä tehdasaluetta (kuva 5). Herkimmät lajit puuttuivat kin kokonaan saastuneimmasta ympäristöstä, mikä saattaa johtua suorista myrkkyvaikutuksista tai epäsuorista



Kuva 3. *Metsiköiden* **a)** *karikemassa ositteittain sekä karikkeen ositteiden sisältämä* **b)** *kupari-,* **c)** *typpi- ja* **d)** *magnesiummäärä elo-syyskuussa 1992 .*

muutoksista kasvupaikan ominaisuuksissa (Salemaa ym. tässä julkaisussa). Kaikista esimerkkilajeista saatiin näytteet 8 km etäisyydeltä. Täällä sammalien Cu-pitoisuudet olivat suuremmat kuin jäkälillä ja varvuilla. Koska sammalet tunnetusti keräävät tehokkaasti raskasmetalleja, useimmat sammallajit näyttävät saavuttavan toksisten pitoisuuksien rajat kauempana päästölähteestä kuin kestävämmät jäkälät tai varvut. Vain *Pohlia nutans* kykeni kasvamaan aivan tehdasalueella. *Cladina arbusculan* Cu-pitoisuudet olivat suuremmat kuin *Cetraria islandican*, mutta vain jälkimmäinen laji pystyi kasvamaan 2 km:n etäisyydellä saastelähteestä. Humuksesta mitatut raskasmetallipitoisuudet olivat suurempia kuin korkeimmat aluskasvillisuuden pitoisuudet (taulukko 3).

Vanhempien kasvinosien Cu-pitoisuudet olivat suuremmat kuin nuorempien varsinkin saastuneessa ympäristössä Harjavallassa. Tämä näkyy selvästi variksenmarjalla (kuva 5), joka sietää erittäin suuria Cu-pitoisuuksia elävissä versoissaan. Kuolleiden kasvinosien suuret pitoisuudet johtuvat luultavasti pääasiassa aineiden kertymisestä kasvien pinnoille. On myös mahdollista, että jotkut lajit pystyvät siirtämään haitallisia aineita vanhoihin kasvinosiin, joiden kuollessa nämä aineet poistuvat kasvista. Puolukan Cu-pitoisuudet eivät nousseet yhtä jykästi



Kuva 4. *Jäljellä olevan neulaskarikemassan osuus alkuperäisestä massasta hajotuskokeen ensimmäisessä vaiheessa, joka Mekrijärven ja Hämeenkankaan metsiköiden osalta kesti 1/2 vuotta ja Harjavallan metsiköiden osalta vuoden. Keskiarvoestimaatit testattiin varianssianalyysillä vertaamalla keskiarvopareja t-testillä erikseen metsiköille Mek ja Häm ja vastaavasti koealoille Har0,5, Har4 ja Har8.*

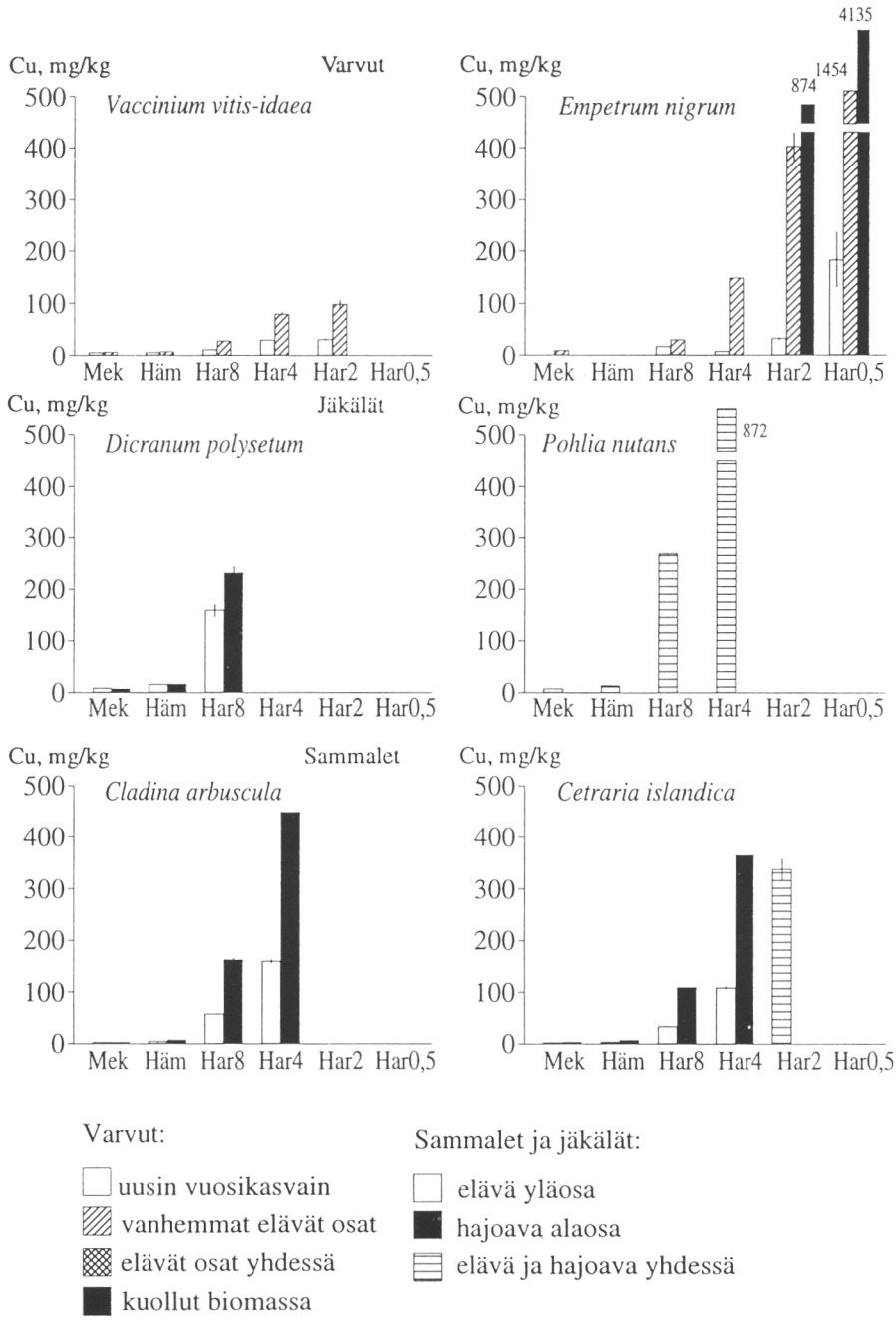
kuormitusgradientilla kuin variksenmarjan, vaikka 8 km etäisyydellä molempien lajien pitoisuudet olivat lähes samat.

Myös rikkipitoisuudet olivat Harjavallassa kasvavilla kasveilla suuremmat kuin tausta-alueilla (kuva 6). Pitoisuusgradientti ei kuitenkaan ollut yhtä jyrkkä kuin Cu:lla. Jäkälien nuoremmissa ja vanhemmissa osissa ei ollut juuri eroa S-pitoisuuksissa tausta-alueilla, mutta saastuneessa ympäristössä vanhoissa osissa pitoisuudet olivat suuremmat. Sama ilmiö havaittiin puolukalla, jonka uusien kasvaimien pitoisuudet olivat tausta-alueilla suuremmat ja saastuneessa ympäristössä pienemmät kuin vanhempien osien. Tämä kertoo rikin siirtymisestä kasvin sisällä vanhoista osista nuorempiin puhtaassa ympäristössä, kun taas saastuneessa ympäristössä rikki kertyy ajan kuluessa vanhoihin kasvinosiin.

Puusto

Neulasten magnesiumpitoisuudet olivat heinäkuussa 1992 sangen alhaisia metsiköissä Har0,5, Har4 ja Häm (kuva 7a). Lukuarvot vastaavat aiempia tuloksia Hämeenkankaan puiden neulasista (0,38–0,54 g/kg), joiden perusteella Raitio (1990) päätteli Hämeenkankaan männiköiden kärsivän Mg:n puutetta. N/Mg-suhde yksivuotisissa neulasissa oli 8,4 metsikössä Mek, 6,4–6,1 metsiköissä Har8, Har4 ja Häm, mutta vain 4,2 metsikössä Har0,5. Jos N/Mg-suhde on alle 5, se saattaa ilmentää Mg:n puutetta (Nihlgård 1990). Typpipitoisuudet olivat suurimmillaan päästölähteen läheisessä metsikössä (kuva 7b). Yksivuotisten neulasten yksikkökuivamassat olivat suurimmillaan metsiköissä Mek ja Har8, mutta kolmivuotisten neulasten yksikkömassoissa ei ollut metsiköiden välisiä eroja (kuva 7c).

Neulasmassa oli pienin lähellä pääs-



Kuva 5. *Eri kasvilajien kuparipitoisuus kesinä 1992–1993 tutkimusmetsiköissä.*

tölähdettä (taulukko 4). Männyn hienojuuribiomassan suhde neulasmassaan oli 1,0 metsiköissä Mek ja Har8, 1,25 metsikössä Har4, mutta 3,3 metsikössä Har0,5. Suhteellisesti suurempi osa neulasten tuottamista hiilihydrateista käytetään ilmeisesti tässä metsikössä hienojuurten kasvuun, joten

maanpäälliseen kasvuun (runko ja neulaset) jää vähemmän hiilihydraatteja. Vähäravinteisessa maassa kasvavan puun kannattaa kuluttaa enemmän hiilihydraattejaan esim. hienojuuriston kasvuun ja mykorritsasymbioosiin, jos tällä tavoin lisääntynyt ravinteiden saatavuus lisää yhteyttämistä ja hiilihydraattien tuotantoa suhteellisesti enemmän. Dicksonin ja Isebrandsin (1991) mukaan ravinnestressi vähentää ensin neulasiston kasvua, jolloin fotosynteesituotteita keräytyy vanhempiin neulasiin (esim. tärkkelyksenä) ja kuljetetaan enemmän juuriin, jolloin juurten kasvu lisääntyy. Kuivuus (juuret eivät kuljeta tarpeeksi vettä neulasistoon) voi johtaa samoihin seurauksiin (Waring 1991). Aktiivisesti kasvavissa kasveissa juuret ovat suhteellisen heikkoja ravinteiden "nieluja", ja saavat yhteyttämistuotteensa latvuston alaosasta tai neulasten kasvun päättymisen jälkeen (Dickson ja Isebrands 1991).

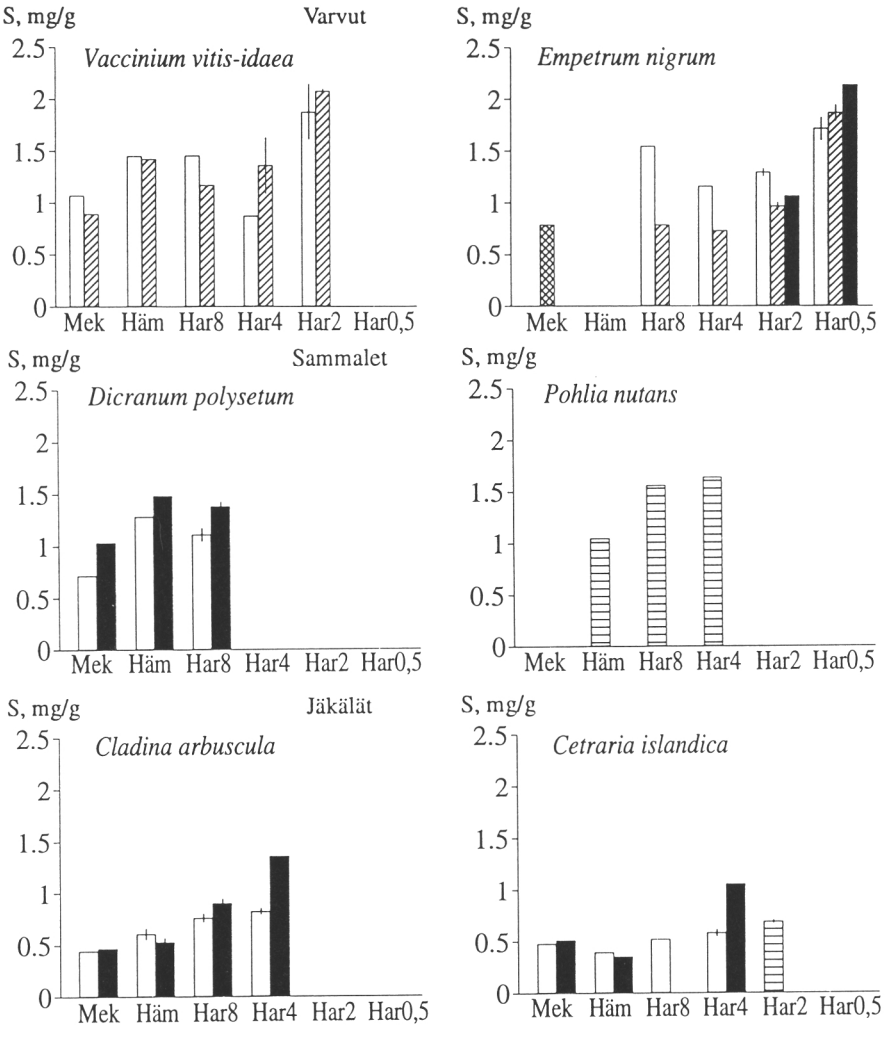
Rungon puuaineen raskasmetallipitoisuudet (Cu, Ni, Cd) olivat korkeampia metsikössä Har0,5 kuin muissa metsiköissä (taulukko 3), ja pitoisuuksien huippu oli vuosina 1966–1980 muodostuneissa vuosilustoissa (Rutter 1994). Rungon vuosilustojen Cu-pitoisuudet metsikössä Har0,5 olivat vain 2–4 kertaa korkeampia kuin Hämeenkankaalla. Baesin ja McLaughlinin (1984) mukaan kupari ei liiku säteen suunnassa puuaineessa.

Neulasten ja hienojuurten Cu-pitoisuudet olivat 40–70-kertaisia, karikeneulasten, -oksien, -kaarnan ja -tomun 165–270-kertaisia ja kasvilajeista variksenmarjan 150-kertaisia metsikössä Har0,5 metsikköön Mek ja Häm verrattuna (taulukko 3). Myös Tylerin (1972) mukaan karike sisältää enemmän raskasmetalleja kuin kasvillisuuden elävät maanpäälliset osat. Pitoisuudet lisääntyvät karikkeessa iän ja hajoamisasteen mukaan. Pitoisuuksien lisääntyminen karikkeessa johtuu siitä, että solukot ovat keränneet raskasmetalleja pitempään, mutta myös siitä, että kuolevan solukon raskasmetallien läpäisykyky lisääntyy (Tyler 1972). Aluskasvillisuuden korkeat raskasmetallipitoisuudet saattavat johtua siitä, että monien lajien juuret ovat pääosin humuksessa, jossa on suurin osa raskasmetallilaskeumasta.

Hienojuurten kuparipitoisuudet olivat moninkertaisia neulasiin verrattuna. Metsiköissä Har 4 ja Har8 hienojuurissa oli noin 10-kertainen kuparipitoisuus verrattuna samojen koealojen yksivuotisiin neulasiin, mutta metsiköissä Mek ja Har0,5 hienojuurten pitoisuudet olivat vain noin kolminkertaisia neulasiin verrattuna. Raskasmetallit kertyvät juuriin enemmän kuin lehtiin (Mitchell ym. 1978). Koealojen Har4 ja Har8 hienojuurten korkeat raskasmetallipitoisuudet suhteessa neulasiin voivat johtua siitä, että juurten epidermi ja kutikula eivät päästä raskasmetalleja helposti läpi (Tyler 1972), kun taas metsikössä Har0,5 kasvillisuuden maanpäällisten osien korkeat pitoisuudet ovat suurelta osin suoraan ilmasta tullutta raskasmetallilaskeumaa.

Päätelmät

Tulosten mukaan puuston vuotuisen sisäisen kierron kautta tapahtuva ravinnetarpeen tyydyttyminen on häiriintyneessä (ts. neulasmassaltaan pienentyneessä) männikössä vähäisempi kuin terveessä männikössä. Tämä edelleen myötävaikuttaa neulaskierron nopeutumiseen, ja siihen, että puuston on saatava yhä suurempi osa liikkuvistakin ravinteista maasta. Neulaskierron nopeuteen voi vaikuttaa myös se, että ravinnepuutteessa puut saattavat käyttää enemmän ravinteita tehokkaimpien uusien neulasten yhteyttä-



Kuva 6. *Eri kasvilajien rikkipitoisuus kesinä 1992–1993 tutkimusmetsiköissä.*

miseen vanhojen neulasten kustannuksella (Dickson ja Isebrands 1991).

Häiriintyneissä männiköissä ravinteiden saatavuus maasta on kuitenkin heikentynyt kationiravinteiden korvautuessa raskasmetalleilla sekä heikentyneen ravinteiden mineralisaation vuoksi, mikä aiheutuu maaperän ja hajotettavan karikkeen sisältämien raskasmetallien suorasta myrkkyvaikutuksesta maaperän eliöstöön (Fritze ym. tässä julkaisussa). Kun raskasmetalleja kertyy karikkeeseen, negatiivisesti varautuneet orgaaniset ryhmät vetävät puoleensa raskasmetalleja, ja karikkeesta tulee entistä kestävämpää hajotukselle (Tyler 1972).

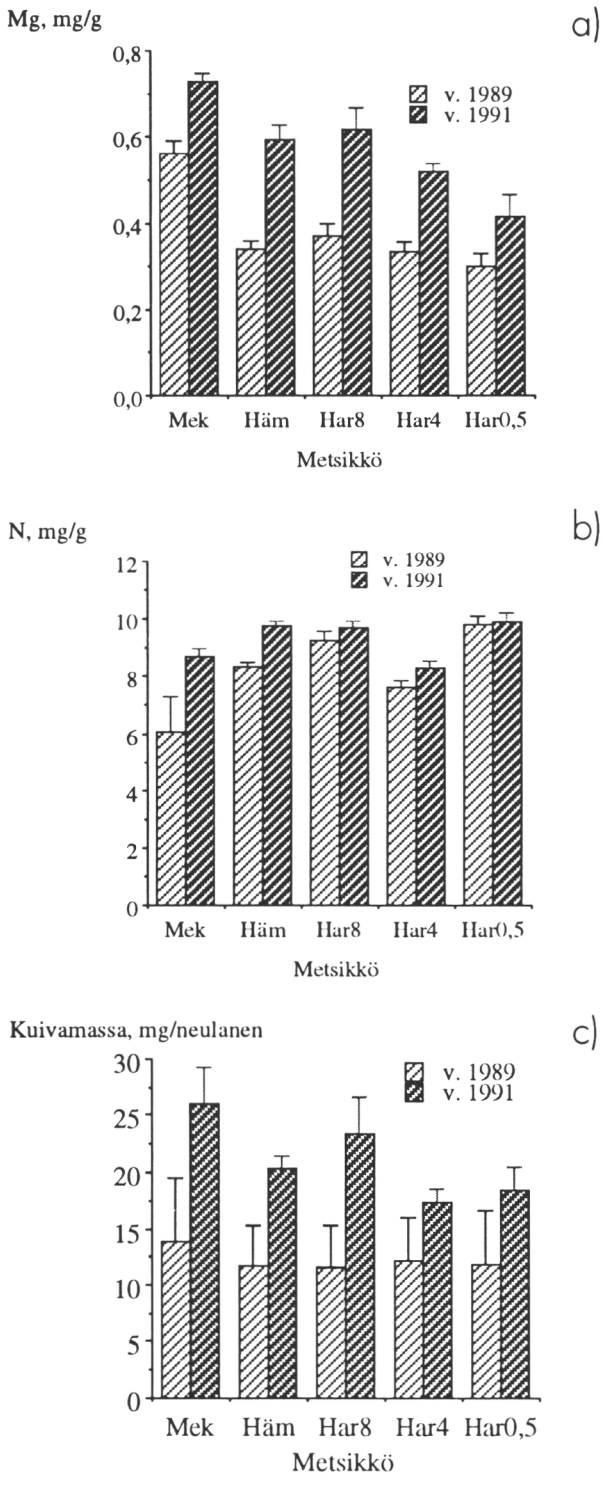
Koska puut ovat pitkäikäisiä, niiden epäpuhtauksien sietämisen tai välttämisen on perustuttava fenotyyppiseen plastisuuteen. Monilla lyhytikäisemmillä kasvilajeilla on havaittu yksilöiden välistä vaihtelua sietokyvyssä (Baker 1987), ja niistä voivat geneettisesti

Taulukko 3. *Laskeuman, puuston, aluskasvillisuuden ja maaperän kuparipitoisuuksia eri metsiköissä. Laskeumatulokset ovat näytteenottokertojen keskiarvoja kesältä 1992–kesältä 1993, hienojuuret syyskuulta 1992, runko kesäkuulta 1994 (Rutter 1994), neulaset heinäkuulta 1992, karikeneulaset yhdistetty ajalta 14–28.9.1992 ja muut karikeositteet elo-syyskuulta 1992, aluskasvillisuus elo-syyskuulta 1992 ja humus kesäkuulta 1993 (ks. Fritze ym. tässä julkaisussa). Keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe,– tarkoittaa lajin tai näytteen puuttumista metsiköstä, * tarkoittaa puuttuvaa tulosta.*

		Kupari, mg/kg													
		Mek			Häm			Har8			Har4			Har0,5		
		x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n
Laskeuma	Vapaa sadanta	0		13	0		13	0,011	0,003	13	0,032	0,011	13	0,593	0,216	13
	Metsikkösadanta	0		13	0		13	0,014	0,003	13	0,051	0,013	13	1,140	0,241	13
Puusto																
Hienojuuret		10,78	–	1	*			74,13	–	1	240,34	–	1	482,04	–	1
Runko	1–3-vuotiaat vuosilustot	*			1,49	0,42	5	0,47	0,08	5	1,15	0,18	5	1,73	0,36	5
	4–8-vuotiaat	*			0,90	0,13	5	0,47	0,09	5	0,66	0,08	5	1,80	0,28	5
	9–12-vuotiaat	*			0,64	0,21	5	0,33	0,12	5	0,72	0,06	5	2,21	0,27	5
	13–17-vuotiaat	*			1,32	0,80	5	0,43	0,09	5	0,81	0,12	5	2,39	0,32	5
	18–22-vuotiaat	*			0,70	0,38	5	0,38	0,12	5	0,69	0,04	5	1,57	0,26	5
	23–27-vuotiaat	*			0,50	0,17	5	0,51	0,13	5	0,83	0,08	5	1,20	0,38	5
	28–31-vuotiaat	*			–			–			0,63	0,04	5	0,87	0,25	5
	32–36-vuotiaat	*			–			–			0,45	0,33	5	–		
Neulaset	1-vuotiaat	3,45	0,37	10	3,14	0,12	10	8,74	0,55	10	20,04	1,61	10	210,53	13,70	10
	2-vuotiaat	2,65	0,12	10	3,61	0,16	10	9,26	0,47	10	20,81	1,34	10	225,54	15,90	10
	3-vuotiaat	2,66	0,22	10	4,29	0,64	10	9,92	0,29	10	23,93	1,32	10	173,33	16,11	10
Karike	Vihreät karikeneulaset	3,21	–	1	3,32	–	1	13,77	–	1	25,75	–	1	273,68	–	1
	Ruskeat karikeneulaset	1,32	–	1	2,17	–	1	14,21	–	1	32,93	–	1	357,96	–	1
	Oksat	2,99	–	1	9,13	–	1	111,91	–	1	185,16	–	1	1840,23	–	1
	Kaarna	4,98	–	1	10,70	–	1	113,07	–	1	207,15	–	1	2859,71	–	1
	Kävyt	1,52	–	1	1,63	–	1	7,93	–	1	19,42	–	1	–		
	Tomu	33,66	–	1	70,00	–	1	453,49	–	1	668,66	–	1	18298,22	–	1

Taulukko 3. *Jatkuu.*

		Kupari, mg/kg														
		Mek			Häm			Har 8			Har 4			Har 0,5		
		x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n	x̄	s.e.	n
Aluskasvillisuus																
Jäkälät																
Cladina arbuscula	Elävä yläosa	2,13	–	1	4,57	0,37	4	56,94	0,19	4	159,90	3,44	4	–		
	Hajoava alaosa	2,82	–	1	6,79	0,62	4	162,05	4,31	4	447,93	–	1	–		
Cetraria islandica	Elävä yläosa	2,27	–	1	3,66	–	1	33,03	–	1	108,47	2,55	4	–		
	Hajoava alaosa	3,70	–	1	7,01	–	1	109,87	–	1	365,43	–	1	–		
Sammalet																
Dicranum polysetum	Elävä yläosa	8,45	–	1	15,63	–	1	159,14	12,54	4	–			–		
	Hajoava alaosa	7,35	–	1	16,85	–	1	231,67	12,61	4	–			–		
Pohlia nutans		7,54	–	1	13,82	–	1	268,72	–	1	872,03	–	1	–		
Varvut																
Vaccinium vitis-idaea	Uusin vuosikasvain	5,62	–	1	5,24	–	1	11,75	–	1	30,18	–	1	–		
	Vanhemmat elävät osat	6,22	–	1	7,76	–	1	27,95	–	1	79,76	3,98	2	–		
Empetrum nigrum	Uusin vuosikasvain	*	–	1	–			17,16	–	1	8,30	–	1	183,69	53,52	3
	Vanhemmat elävät osat	9,59			–			30,33	–	1	149,32	–	1	1453,66	284,82	4
	Kuollut biomassa	*			–			*			*			4134,83	1236,61	4
Maaperä	Humus, uuttuva	*			*			35,7	6,2	3	224,7	16,9	3	2713,0	390,0	3
	Humus, totaali	*			*			293,8	40,6	3	1112,0	38,8	3	7634,0	880,0	3



Kuva 7. *Männyn neulasten (1-vuotiset (1991) ja 3-vuotiset (1989)) kuivamassa* **a),** *typpipitoisuus* **b)** *ja magnesiumpitoisuus* **c)** *heinäkuussa 1992 (kuvissa keskiarvon keskivirhe).*

Taulukko 4. *Harjavallan metsiköiden neulasmassa (Levula 1993) ja hienojuurimassa (läpimitta < 2 mm) syksyllä 1992.*

	Harjavalta 0,5		Harjavalta 4		Harjavalta 8	
	kg/ha	%	kg/ha	%	kg/ha	%
Neulaset	903	23	2 827	40	3 614	49
Hienojuuret	2 954	77	4 211	60	3 750	51
Yhteensä	3 857	100	7 038	100	7 364	100

valikoitua kestävimmät (Dickinson, Turner ja Lepp 1991). Esimerkki fenotyyppisestä plastisuudesta saattaa olla hiilihydraattien allokaation muuttuminen. Maanalainen ja maanpäällinen kasvu on yhteydessä toisiinsa hiilen, ravinteiden ja hormonaalisten tekijöiden välityksellä.

Vuosikymmeniä kestäneillä suurilla SO_2-päästöillä on myös ollut suoria vaikutuksia puustoon, mm. neulasvaurioiden kautta, joita myös tutkitaan osana tätä hanketta. Outokumpu Harjavalta Metals Oy on tehokkaasti vähentänyt rikkidioksidi- ja raskasmetallipäästöjään viimeisen viiden vuoden aikana. Päästöjen vähentämisellä on välitön positiivinen vaikutus alueen ilman laatuun ja laskeumiin. Rikkidioksidin aiheuttamat kasvillisuusvaikutukset todennäköisesti vähitellen korjautuvat Harjavallan lähialueiden metsissä päästöjen vähentämisen myötä. Sensijaan raskasmetallipäästöjen vähentämisen vaikutukset ilmenevät paljon pitemmällä viiveellä, koska vuosikymmenien raskasmetallilaskeuma vaikuttaa pitkän aikaa kasvillisuuteen maaperän kautta. Hutchinsonin (1980) mukaan raskasmetallien viipymisaika maassa voi olla satoja – tuhansia vuosia riippuen siitä, mikä metalli on kysessä. Tyler (1978) arvioi humuksen kadmiumpitoisuuden vähenemisen 10 %:lla huuhtoutumalla vievän noin 20 vuotta, kun sadeveden pH on 4,2. Ekosysteemien toipumisnopeudesta on kuitenkin toistaiseksi vähän tutkimustietoa.

Kirjallisuus

Andersson, A. 1977. Some aspects on the significance of heavy metals in sewage slud and related products used as fertilizers. Swedish Journal of Agric. Res. 7:1–5.

Baes, C.F.& McLaughlin, S.B. 1987. Trace metal uptake and accumulation in trees as affected by environmental pollution. Julkaisussa: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M. (toim.), Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. NATO ASI Series, Vol. G 16:307–319 Springer-Verlag, Berlin.

Baker, A.J.M. 1987. Metal tolerance. New Phytol. 106: 93–111.

Dickinson, N.M., Turner, A.P. & Lepp, N.W. 1991. How do trees and other long-lived plants survive in polluted environments? Functional Ecology 5:5–11.

Dickson, R.E. & Isebrands, J.G. 1991. Leaves as regulators of stress response. Julkaisussa: Mooney, H.A., Winner, W.E. & Pell, E.J. (toim.), Response of plants to multiple stresses, Academic Press, London. s. 3–34

Helmisaari, H-S. 1992. Nutrient retranslocation in three Pinus sylvestris

stands. Forest Ecology and Management 51:347–367.

Helmisaari, H.-S. 1994a. Metsikön ravinnekierto ympäristömuutosten osoittajana. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492:40–48.

Helmisaari, H-S. 1994b. Nutrient cycling in Pinus sylvestris stands in eastern Finland. Plant and Soil (painossa).

Helmisaari, H-S. & Mälkönen, E. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three Pinus sylvestris stands. Scand. J. For. Res. 4:13–28.

Hutchinson, T.C. 1980. Impact of heavy metals on terrestrial and aquatic ecosystems. Julkaisussa: Miller, P.R. (toim.), Effects of air pollutans on mediterranean and temperate forest ecosystems. USDA Forest Service Report PSW-43, s. 158.

Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils: effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 199–213.

Jarva, M. & Tervahauta, A. 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 477: 1–171.

Levula, T. 1993. Metsien terveydentila Harjavallan ympäristössä. Julkaisussa: Laiho, O. & Luoto, T., (toim.), Metsäntutkimuspäivä Porissa 1992. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 470:54–66.

Lindberg S. E. & Lovett G. M. 1992. Deposition and canopy interactions of airborne sulfur: results from the Integrated Forest Study. Atmos. Environ. 26A: 1477–1492.

Mitchell, G.A., Bingham, F.T. & Page A.L. 1978. Yield and metal composition of lettuce and wheat grown on soils amended with sewage sludge enriched with cadmium, copper, nickel and zinc. J. Environ. Qual. 7:165–171.

Nihlgård, B. 1990. Svenska skogsträds vitalitet och näringstillstånd. Stresssymptom och orsakssamband. Julkaisussa: Liljelund, L.-E., Lundmark, J.-E., Nihlgård, B., Nohrstedt, H.-Ö. & Rosén, K., (toim.), Skogsvitalisering - kunskapsläge och forskningsbehov, Naturvärdsverket. Rapport 3813:45–70.

Raitio, H. 1990. The foliar chemical composition of young pines (Pinus sylvestris L.) with or without decline. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.), Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 699–713

Rantalahti, R. 1994. Outokummun Harjavallan tehtaiden ympäristönsuojelusta. Vaskenviesti (Outokumpu Harjavalta Metals Oy:n tiedotuslehti) 3 ja 4: 2–6.

Rutter, O. 1994. Do tree rings reflect changes in local pollution emissions in the short term? Master of Science thesis in Applied Environmental Science. Wye College, University of London, 75 s.

Tyler, G. 1972. Heavy metals pollute nature, may reduce productivity. Ambio, Vol. 1, No 2: 52–58.

Waring, R.H. 1991. Responses of evergreen trees to multiple stresses. Julkaisussa: Mooney, H.A., Winner, W.E. & Pell, E.J. (toim.), Response of plants to multiple stresses. Academic Press, London. s. 371–390.

Männyn neulasten rakenteen ja ravinnepitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelu

Hannu Raitio ja Sirkka Sutinen

Johdanto

Puiden kuntoa arvioidaan usein neulasten hienorakenteen ja kemiallisen koostumuksen perusteella, koska neulasten kunnon muutokset vaikuttavat moniin muihin puun elintoimintoihin ja siten koko puun elinvoimaisuuteen. Solutasoinen tutkimus perustuu solujen ja solukoiden rakenteessa tapahtuviin eri aiheuttajille tyypillisiin muutoksiin. Elektronimikroskooppisesti voidaan erottaa toisistaan mm. otsoni-, hapansade-, fluoridi- ja kloridialtistuksen, pakkasen, kuivuuden ja erilaisten ravinnepuutosten aiheuttamia muutoksia (Holopainen ym. 1992, Sutinen 1994). Neulasten solurakenteen vuodenaikaiset sekä neulasten ikääntymisestä aiheutuvat muutokset eroavat sekä toisistaan että edellä mainittujen ympäristötekijöiden aiheuttamista muutoksista (Soikkeli 1980, Sutinen 1987).

Neulasista ja lehdistä tehtyjen kemiallisten analyysien perusteella kyetään arvioimaan, kärsiikö puu joidenkin ravinteiden puutteesta vai onko joitakin ravinteita liikaa. Neulasanalyysien avulla voidaan lisäksi tehdä päätelmiä esimerkiksi ilman epäpuhtauksien leviämisestä (Raitio 1994).

Neulasten ja lehtien rakenteen ja kemiallisen koostumuksen hyväksikäyttö edellyttää, että eri ympäristötekijöiden aiheuttamat muutokset tunnetaan riittävän hyvin. Tämän työn tavoitteena oli selvittää männyn neulasten rakenteen ja kemiallisen koostumuksen vuodenaikaisvaihtelua ja eri ravinnelisäysten vaikutusta siihen karulla kankaalla.

Aineisto ja menetelmät

Neulasnäytteet hienorakennetutkimuksia ja kemiallisia analyysejä varten kerättiin vuonna 1992 Hämeenkankaalle noin 25-vuotiaaseen kanervatyypin männikköön toukokuussa 1991 perustetulta terveyslannoituskokeelta (Levula 1993). Näytteitä kerättiin seuraavilta lannoituskäsittelyiltä:

1. lannoittamaton,
2. ammoniumsulfaattilannoitus (N 25 ja S 30 kg/ha vuosina 1991 ja 1992)
3. moniravinnelannoitus = koelannos (P 31, K 56, Ca 98, Mg 61, S 37, Cu 0,8, Zn 0,8, B 1,3 kg/ha) + typpilannos (N 150 kg/ha; N 100 metyleeniureana ja N 50 oulunsalpietarina) + 1 000 kg/ha kalkkikivijauhetta (Mg 5%).

Neulasnäytteet kerättiin kerran kuukaudessa helmi-huhtikuussa 1992 sekä marraskuussa 1992 – tammikuussa 1993 ja kahden viikon välein toukolokakuussa 1992. Näytteet otettiin samojen puiden kolmesta nuorimmasta neulasvuosikerrasta paitsi kesäkuussa

1992, jolloin ne otettiin neljästä nuorimmasta neulasvuosikerrasta. Neulasnäytteet kerättiin puukohtaisesti latvuksen ylimmän kolmanneksen etelänpuoleisesta osasta lannoituskäsittelyjen kolmelta toistolta yhteensä 10:stä puusta.

Näyteoksat säilytettiin ennen esikäsittelyä pakastimessa (-20° C). Esikäsittelyn yhteydessä eroteltiin puukohtaisesti versot vuosikerroittain erilleen, jonka jälkeen ne kuivattiin (10 vrk, +40° C), ja karistettiin neulaset irti oksista. Ennen kemiallista analyysiä neulasnäytteistä määritettiin neulasvuosikerroittain 25 neulasen tuorepaino ja kuivamassa sekä 10 neulasen pituus. Analysoitavaa näytettä varten muodostettiin kokoomanäyte punnitsemalla yhtäsuuri määrä kuivia neulasia vuosikerroittain kustakin puusta analysoitavaan näytteeseen, jonka jälkeen neulaset jauhettiin.

Näytteistä määritettiin kokonaistyppi Kjeldahl-menetelmällä (Halonen ym. 1983) sekä P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn, Mn sekä Al typpihappo/vetyperoksidi märkäpoltetuista näytteistä ICP-spektrofotometrisesti (Huang ja Schulte 1985). Boori määritettiin atsometiini-H värjäyksellä spektrofotometrisesti (Halonen ym. 1983). Tulokset on laskettu kuiva-ainetta kohden (105° C, 1 vrk).

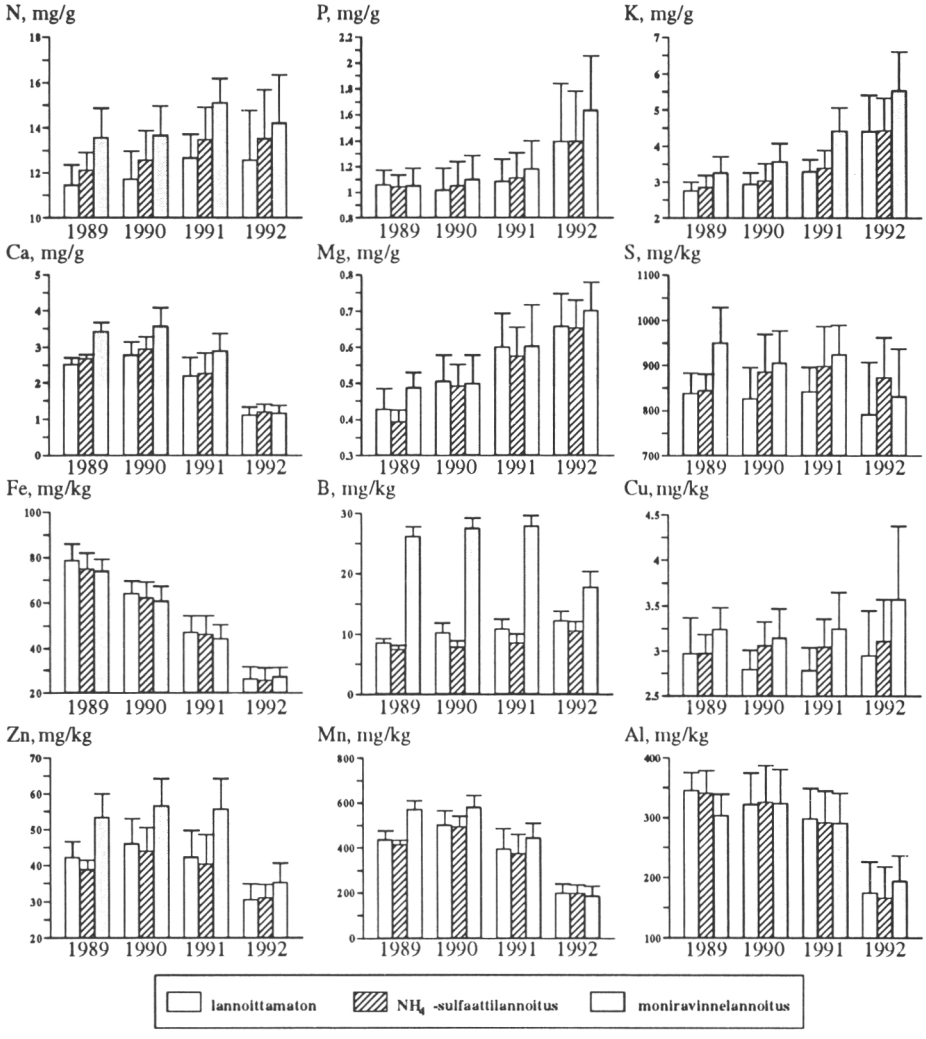
Mikroskooppisia tutkimuksia varten kultakin lannoituskäsittelyltä kerättiin 10:stä neulasnäytepuusta kolmen nuorimman neulasvuosikerran neulasia, yksi neulanen kustakin neulasvuosikerrasta/puu. Neulaset irrotettiin pinsetillä oksien yläpinnoilta vuosikasvainten keskikohdalta välittömästi oksan irroittamisen jälkeen ja pantiin fiksatiiviin. Näyteputket kuljetettiin laboratorioon kylmälaukussa. Kustakin neulasesta leikattiin 0,5–1,0 mm:n näytepala noin 5 mm neulasen kärjestä. Esifiksaatiossa käytettiin 1,5 % glutaraldehydiä ja 1,5 % paraformaldehydiä kakodylaattipuskurissa (pH = 7,0; 0,1M). Jälkifiksaatio tehtiin 1 %:lla osmiumtetroksidilla. Kiinnittäminen ja sen eri työvaiheet ilmenee lähemmin aiemmista julkaisuista (esim. Sutinen 1987).

Valomikroskooppista tutkimusta varten leikattiin lannoituskäsittelyittäin kunkin neulasvuosikerran viidestä neulasesta 2 m:n paksuisia poikkileikkauksia, jotka värjättiin 1 %:lla fenoldiamiinilla (Sutinen 1987). Poikkileikkauksista kuvattiin diafilmille 40-kertaisella suurennoksella yhteyttävästä solukosta kaksi kenttää, toinen neulasen abaksiaaliselta ja toinen adaksiaaliselta puolelta. Kuvausta varten neulasen poikkileikkauksesta määritettiin tasavälein 10 kohtaa, joista kuvattavat alueet valittiin satunnaislukutaulukon perusteella. Kuvattu solukko heijastettiin diaprojektorin kuvatasoon, jolloin analysoitavan kuvan suurennos oli noin 700-kertainen. Näin saadusta värikuvasta määritettiin terveiden ja eri tavoin muuttuneiden solujen prosenttiosuudet pistemittaustekniikalla (Romppanen ja Collan 1984). Kuvaus ja analyysit tehtiin sokkotestinä eli kuvaaja tai analysoija ei tiennyt, mistä työstettävä kohde oli peräisin.

Tulokset ja niiden tarkastelu

Neulasten kemiallinen koostumus

Kuvassa 1 on esitetty männyn neulasten keskimääräiset ravinnepitoisuudet eri lannoituskäsittelyillä neulasvuosikerroittain. Suurin keskimääräinen vuodenaikaisvaihtelu ilmeni nuorimmissa neulasissa ja pienin vanhimmissa. Nuorimpien neulasten pitoisuudet olivat yleensä suurimmat alkukesästä, pitoisuudet laskivat nopeasti neulasten kasvaessa. Neulasten ravinnepitoisuudet ovat yleensä vakaimmillaan talvella (esim. Tamm 1955, Helmi-



Kuva 1. *Eri ikäluokkien neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet tutkimusjakson aikana lannoituskäsittelyittäin. Jana pylvään päällä kuvaa keskihajontaa.*

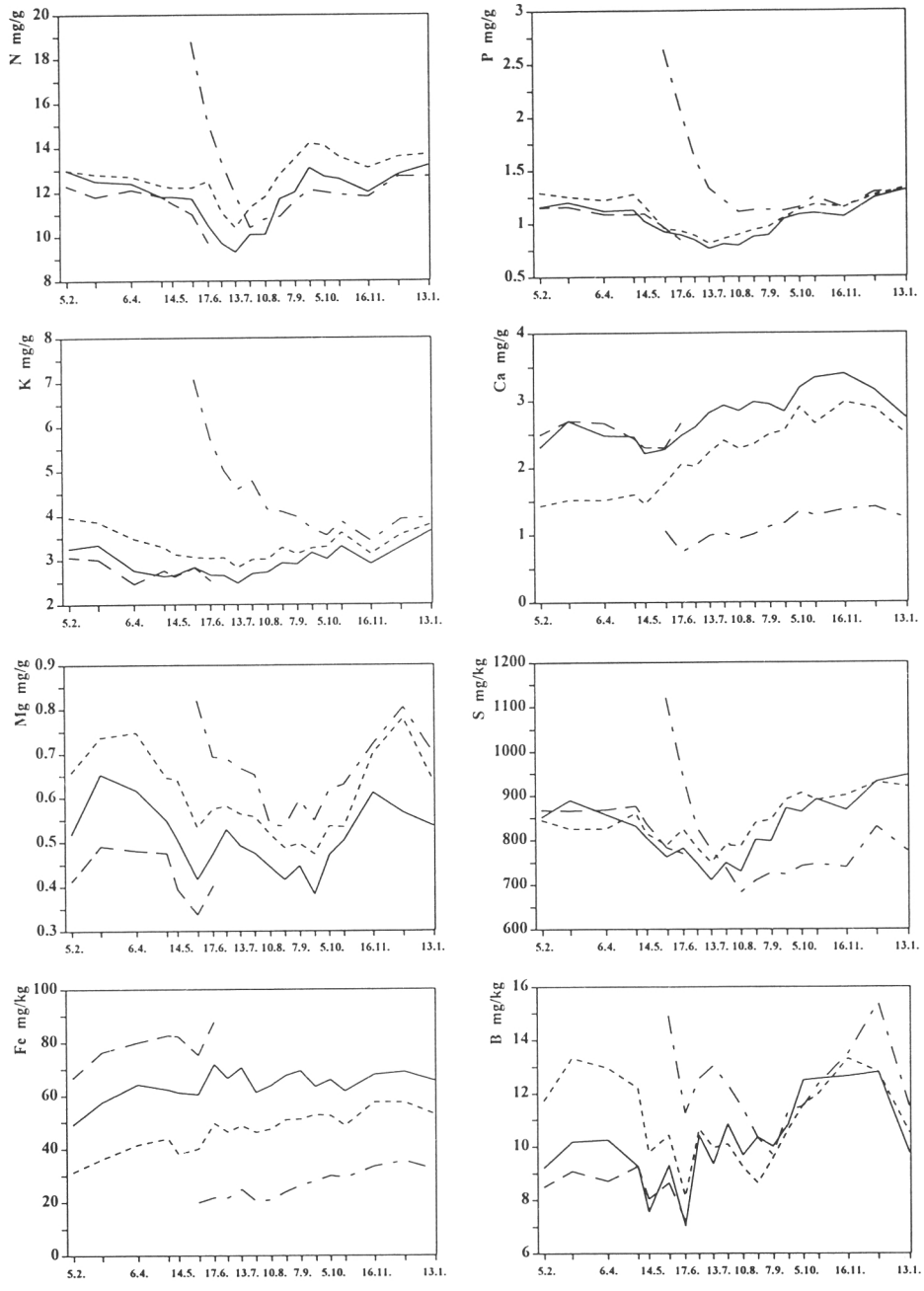
saari 1990). Keskimääräistä vuodenaikaisvaihtelua kuvaava variaatiokerroin oli 15–20 % muille alkuaineille paitsi magnesiumille, rikille ja sinkille se oli 10–15 % ja alumiinille 20–30 %.

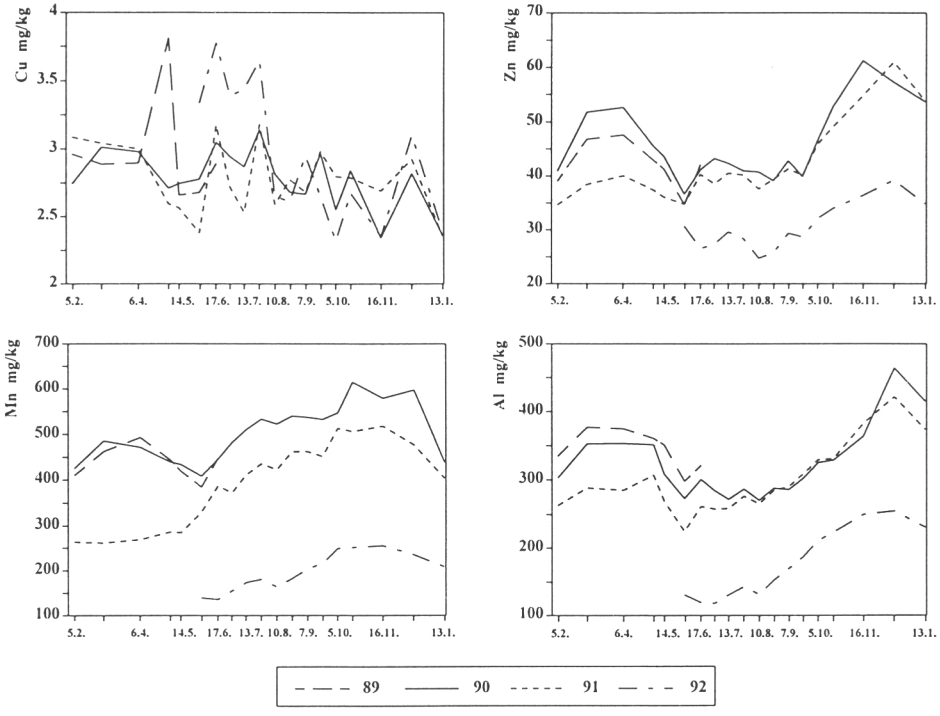
Liikkuvien ravinteiden (N, P, K, S, Mg) pitoisuudet yleensä laskivat kasvukauden ajaksi, kun taas liikkumattomien tai heikosti liikkuvien ravinteiden (Ca,Mn, Fe) pitoisuudet pysyivät varsin vakaina tai kohosivat koko ajan (kuva 2). Lannoituskäsittelyillä ei näyttänyt olevan vaikutusta siihen, millaisena vuodenaikaisvaihtelu ilmeni. Se vaikutti ainoastaan pitoisuustasoihin. Ravinteiden vuodenaikaisvaihtelu noudatti aiemmin kirjallisuudessa kuvattuja malleja (esim. Helmisaari 1990).

Neulasten rakenne

Neulasten pituus, kuivamassa ja kosteusprosentti

Vuonna 1992 kasvaneet neulaset saavuttivat täyden pituutensa kaikilla lannoituskäsitelyillä elokuun alkupuolella (kuva 3). Moniravinnelannoitettujen puiden neulaset olivat hieman pidempiä kuin ammoniumsulfaatilla lannoitettujen tai lannoittamattomien puiden neulaset. Ravinteista etenkin typen on todettu säätelevän neulasten pituutta (Romell ja Malmström 1945, Linder ja Rook 1984).





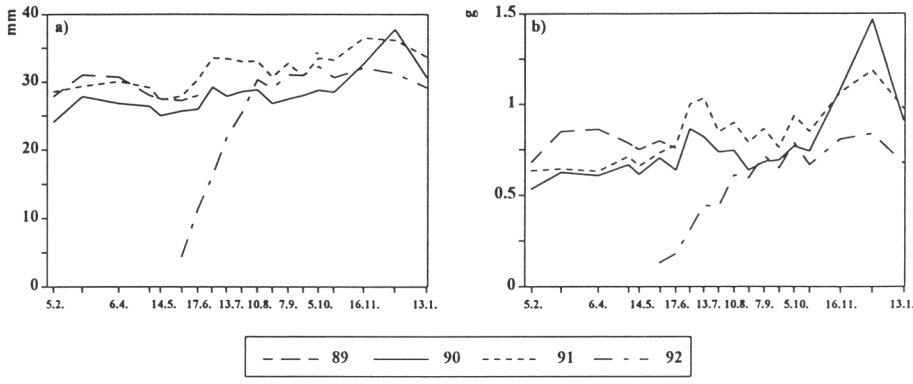
Kuva 2. *Lannoittamattomien mäntyjen eri ikäluokkien neulasten keskimääräiset alkuainepitoisuudet eri keräysajankohtina.*

Vuonna 1992 kasvaneiden neulasten kuivamassa lisääntyi marraskuun puoliväliin saakka (kuva 3). Lannoituskäsittelyjen välillä ei ollut eroja neulasten kuivamassassa. Neulasten kosteusprosentti oli suurin talvella ja se laski jyrkästi keväällä kohoten vähitellen kesän myötä (kuva 4). Kesän aikana ilmeni voimakasta vaihtelua, joka oli samansuuntaista eri ikäluokkien neulasissa lukuun ottamatta nuorimpia neulasia (kuva 4). Vaihtelu aiheutunee pääosin säätilan muutoksista.

Yhteyttävä solukko

Tärkkelyksen määrä vaihteli vuodenajan mukaan. Kesäkuun alussa tärkkelystä oli noin 75 %:ssa tutkituista soluista kaikilla lannoituskäsittelyillä. Lannoittamattomien ja ammoniumsulfaatilla lannoitettujen puiden neulasissa tärkkelyksen määrä laski hieman kesäkuun lopulla. Moniravinnelannoituksen saaneiden puiden neulasissa tärkkelystä oli tuolloin enää alle 40 %:ssa tutkituista soluista. Elokuun lopulla ammoniumsulfaatilla lannoitettujen puiden neulasissa tärkkelystä oli noin 35 %:ssa soluista, lannoittamattomien ja moniravinnelannoitettujen puiden neulasissa alle 20 %:ssa soluista. Syyskuussa solukot olivat jo lepotilassa, jolloin viherhiukkaset olivat kasaantuneet, eikä niissä ollut enää tärkkelystä. Samanlainen tärkkelyksen vuodenaikaisvaihtelu on kuvattu aikaisemminkin sekä kuusella että männyllä (Soikkeli 1980).

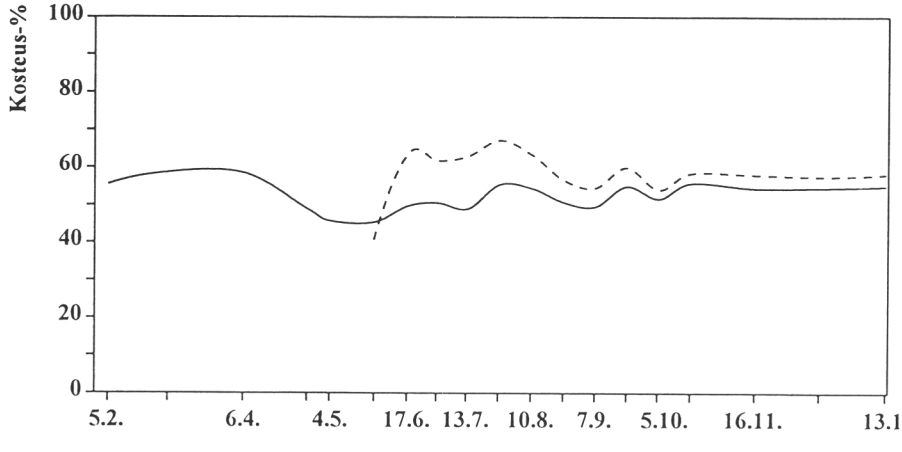
Viherhiukkasten pienentyminen, johon liittyi myös stroman tummuminen, on aiemmin todettu otsonille altistetuissa havupuiden neulasissa (mm. Sutinen ym. 1990). Kokeellisesti oi-



Kuva 3. *Lannoittamattomien mäntyjen eri ikäluokkien neulasten keskimääräinen pituus sekä sadan neulasen kuivamassa eri keräysajankohtina.*

reiston on todettu lisääntyvän neulasten vanhetessa, mikä näkyi myös tässä aineistossa. Vuonna 1992 syntyneissä neulasissa oireilevien solujen osuus oli noin 40 %, vuoden 1991 neulasissa noin 50 % ja vuosien 1989 ja 1990 neulasissa noin 60 %. Oireilevien solujen osuus moniravinnelannoitettujen puiden vuosien 1989 ja 1990 neulasissa oli kuitenkin alle 50 %. Tämä saattaa liittyä typen viherhiukkasten kokoa suurentavaan ja/tai typen otsonivaikutuksia vähentävään vaikutukseen (Holopainen ym. 1993).

Vuosien 1990 ja 1991 neulasissa viherhiukkasten pienenemisessä ilmeni vuodenaikaisvaihtelua, joka oli kaikilla lannoituskäsittelyillä samanlainen. Pienentyneiden viherhiukkasten maksimi sijoittui helmi-toukokuulle ja minimi kesä-elokuulle. Vuoden 1989 neulasissa, joita kerättiin ainoastaan



Kuva 4. *Neulasten keskimääräinen kosteusprosentti eri keräysajankohtina. Katkoviiva kuvaa vuoden 1992 neulasvuosikertaa sekä yhtenäiden viiva vuosien 1989–1991 neulasvuosikertoja.*

kesäkuuhun asti, oli todettavissa sama ilmiö. Vastaavanlaista vuodenaikaisvaihtelua ei ole aiemmin kirjallisuudessa kuvattu.

Viherhiukkasten pienenemisen vuodenaikaisvaihteluun voi olla useita eri syitä. Yhtenä tekijänä voi olla otsonipitoisuuksien vaihtelu. Otsonipitoisuuksien huippu Suomessa sattuu yleensä juuri kevätkuukausiin, jonka jälkeen pitoisuudet laskevat. Toisaalta puut ovat normaalisti sopeutuneet jokavuotiseen keväiseen otsonihuippuun, joka liittyy ilmamassojen suurliikkeisiin. Oireen palautuminen on myös mahdollista, koska siihen ei alkuvaiheessa liity kalvojen tuhoutumista. Toisena selittävänä tekijänä saattavat olla säteilyolot. Uusimmissa tutkimuksissa on todettu, että UV-B-säteily vähentää otsonin vaikutuksia havupuiden neulasissa (Sutinen, julkaisematon aineisto). Vaikka puolustusmekanismia ei vielä tarkkaan tunneta, UV-B-säteilyn suojavaikutus saattaa liittyä esimerkiksi säteilyn indusoimaan antioksidatiivisten yhdisteiden lisääntymiseen neulasissa. Tällöin aktiivisen metabolian aikana otsonioireiden määrä voi vähentyä. Oireiden määrän vuodenaikaisvaihteluun saattaa vaikuttaa osaltaan myös ravinteiden saatavuus ja niiden vuodenaikaisdynamiikka.

Samanlainen vuodenaikaisvaihtelu, jossa oireiden maksimi sijoittui kasvukauden ulkopuolelle, todettiin myös soluliman rakkuloitumisessa. Sitä ilmeni kahdessa nuorimmassa neulasvuosikerrassa enemmän kuin vanhemmissa neulasvuosikerroissa. Sama havainto on tehty myös aiemmissa tutkimuksissa (Sutinen ym. 1992). Nuorimmissa neulasissa soluliman rakkuloitumista esiintyi suurimmillaan noin 20 % tutkituista soluista lukuunottamatta vuoden 1992 neulasia, joissa moniravinnelannoitettujen puiden neulasissa oireiston määrä talvella oli noin 40 %.

Solukalvojen rakkuloitumista on havaittu kokeellisesti happamalla sateella käsiteltyjen havupuiden neulasissa (Holopainen ja Nygren 1989). Rakkuloitumisen voimakas leviäminen solulimaan saattaa johtua paitsi happamasta sateesta, myös sen aiheuttamasta solun pakkasensietokyvyn alenemasta. Tähän viittaa havainto, että moniravinnelannoitettujen puiden nuorimmissa neulasissa oireisto oli kaksi kertaa yleisempää kuin lannoittamattomien ja ammoniumsulfaatilla lannoitetujen puiden neulasissa. Lannoituskokeissa on aiemmin todettu typpilannoituksen pakkasvaurioita lisäävä vaikutus sekä kuusella että männyllä (Soikkeli ja Kärenlampi 1984).

Soluliman rasvojen määrissä oli havaittavissa myös vuodenaikaisvaihtelua. Talvella rasvoja oli vähän ja kesällä eniten. Rasvojen lisääntyminen yhteyttävissä soluissa liitetään moniin eri tekijöihin esimerkiksi neulasten ikääntymiseen (Holopainen ym. 1992) Tässä tutkimuksessa todettua vuodenaikaisvaihtelua ei ole aiemmin kuvattu kirjallisuudessa.

Johtosolukko

Johtosolukossa todettiin solujen liikakasvua ja onteloitumista nilan ja tukisolukon välissä, siiviläsolujen luhistumista ja nilan parenkymaattisten solujen rasvoittumista. Kesäkuukausina rasvoittuminen saattoi olla niin voimakasta, että koko solu näytti tummalta. Keskuslieriön muutokset liitetään usein ravinnepuutoksiin (Raitio ja Rantala 1977, Raitio 1981, Fink 1989). Liikakasvua ja onteloitumista on todettu mm. puilla, joilla on boorin (Raitio 1979) ja magnesiumin puutetta (Fink 1989). Siiviläsolujen luhistumista puolestaan on todettu mm. kaliumin puutteesta kärsivillä puilla (Fink 1989). Johtosolukon solujen rasvoittuminen on todennäköisesti myös yleinen stressiin liittyvä muutos.

Taulukko 1. *Johtosolukossa todettujen rasvaisten solujen (rasvat), nilan ja tukisolukon välisen onteloitumisen (ontelot) ja siiviläsolujen luhistumisen (luhistuneet solut) esiintyminen eri ikäisissä (kk) männyn neulasissa lannoituskäsittelyittäin. 0 = oiretta ei esiintynyt, 1 = oiretta esiintyi yhdessä, 2 = kahdessa, 3 = kolmessa, 4 = neljässä ja 5 = viidessä tutkituista viidestä neulasesta.*

Neulasen ikä, kk	Rasvat			Ontelot			Luhistuneet solut		
	Lannoit-tamaton	Ammo-nium-sulfaatti	Moni-ravinne	Lannoit-tamaton	Ammo-nium-sulfaatti	Moni-ravinne	Lannoit-tamaton	Ammo-nium-sulfaatti	Moni-ravinne
1992									
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	3	0	0	0	0	0	0
3	0	0	3	2	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	1	1	0	0	0
5	5	4	3	0	0	0	0	0	0
1991									
8	2	2	0	0	0	1	0	1	1
9	3	1	3	0	1	0	0	0	0
10	3	4	3	0	0	1	0	0	1
11	4	3	3	1	2	2	0	0	0
12	5	3	3	0	0	1	0	2	1
14	5	1	3	0	2	1	0	2	1
15	4	2	1	0	1	0	1	2	2
16	2	2	4	0	2	0	2	0	1
17	2	3	1	3	1	4	0	1	0
1990									
20	1	1	2	3	3	1	1	1	1
21	2	0	2	2	2	1	0	1	0
22	4	3	1	1	0	2	0	2	2
23	3	2	0	1	3	0	0	0	0
24	2	4	1	0	0	1	0	1	1
26	3	1	0	0	1	0	3	3	0
27	1	2	2	4	1	2	0	2	1
28	1	0	2	1	2	2	0	2	1
29	3	0	1	2	3	1	1	2	3
1989									
32	2	0	0	1	3	3	2	2	1
33	2	1	0	2	2	4	0	2	1
34	2	3	2	2	1	2	1	1	1

Tässä tutkimuksessa lannoittamattomien mäntyjen neulasten johtosolukon rasvojen määrä oli suurimmillaan vuoden 1991 neulasissa (taulukko 1). Vuosien 1990 ja 1989 neulasissa rasvoittuneiden solujen määrä oli pienempi. Samanaikaisesti esiintyi onteloitumista ja siiviläsolujen luhistumista. Lannoitus aikaisti havaittuja muutoksia. Ammoniumsulfaatilla lannoitettujen puiden nuorimmissa neulasissa rasvoittuneiden solujen määrän kehitys oli lähes samankaltainen kuin vertailuaineistossa, mutta moniravinnelannoitettujen mäntyjen neulasissa rasvoittuneita soluja esiintyi jo toisesta

ikäkuukaudesta alkaen (taulukko 1).

Onteloituminen, jota lannoittamattomien mäntyjen neulasissa alkoi esiintyä runsaammin neulasten ollessa 17 kk ikäisiä, tavattiin ammoniumsulfaatilla lannoitettujen puiden neulasissa jo 11 kk iästä lähtien ja moniravinnelannoitettujen puiden neulasissa 10 kk iästä lähtien. Siiviläsolujen luhistumista ilmeni lannoittamattomilla puilla ensimmäisen kerran 15 kk ikäisissä neulasissa ja sitä vanhemmissa satunnaisesti (taulukko 1). Lannoitetuilla puilla tämä oire esiintyi ensimmäisen kerran 8 kk ikäisissä neulasissa ja 12 kk vanhemmissa lähes aina. Ammoniumsulfaatilla lannoitettujen puiden neulasissa onteloituminen esiintyi hieman runsaampana ja siiviläsolujen luhistuminen selvästi runsaampana kuin moniravinnelannoitettujen puiden neulasissa (taulukko 1).

Yhteenveto

Neulasten ravinnepitoisuuksien suurin keskimääräinen vuodenaikaisvaihtelu ilmeni nuoremmissa neulasissa ja pienin vanhimmissa. Nuorimpien neulasten pitoisuudet olivat yleensä suurimmat alkukesästä, minkä jälkeen ne laskivat nopeasti neulasten kasvaessa. Keskimääräistä vuodenaikaisvaihtelua kuvaava variaatiokerroin oli 15–20 % muille alkuaineille paitsi magnesiumille, rikille ja sinkille se oli 10–15 % ja alumiinille 20–30 % sekä natriumille 70–80 %.

Liikkuvien ravinteiden pitoisuudet laskivat kasvukauden ajaksi, kun taas liikkumattomien tai heikosti liikkuvien ravinteiden pitoisuudet pysyivät varsin vakaina tai kohosivat koko ajan. Lannoituskäsittelyillä ei näyttänyt olevan vaikutusta vuodenaikaisvaihteluun.

Vuonna 1992 syntyneet neulaset saavuttivat täyden pituutensa elokuun alkupuolella. Moniravinnelannoitettujen puiden neulaset olivat tuona vuonna hieman pidempiä kuin ammoniumsulfaatilla lannoitettujen tai lannoittamattomien puiden neulaset. Nuorimpien neulasten kuivamassa lisääntyi marraskuun puoliväliin saakka. Lannoituskäsittelyjen välillä ei näyttänyt olevan eroja neulasten kuivamassassa.

Yhteyttävässä solukossa todettiin sekä otsonin että happaman sateen aiheuttamia oireita. On kuitenkin vaikea arvioida, missä määrin havaitut oireet vaikuttavat puun kuntoon pitkällä aikavälillä. Yhteyttävän solukon kannalta kalkituksella ja typpilannoituksella saattaa olla sekä posiitivisia (otsonioireiston väheneminen) että negatiivisia (mahdollinen pakkasensietokyvyn aleneminen) vaikutuksia. Johtosolukko oli terveintä lannoittamattomilla puilla ja sairainta ammoniumsulfaatilla lannoitetuilla puilla.

Kirjallisuus

Collan, Y., Aalto, M.-L., Koska, V.-M., Naukkarinen, A., Romppanen, T. & Syrjänen, K. (toim.), 1984. Stereology and morphometry in pathology. Kuopio University Press, 270 s.

Fink, S. 1989. Pathological anatomy of conifer needles subjected to gaseous air pollutants or mineral deficiencies. Aquilo Ser. Botanica Tom. 27: 1–6.

Helmisaari, H.-S. 1990. Temporal variation in nutrient concentrations of *Pinus sylvestris* needles. Scandinavian Journal of Forest Research 5, 177–193.

Holopainen, T., Palomäki, V. & Rantanen, L. 1993. Responses of conifer seedlings to slightly elevated ozone level in Kuolio open-field fumigation experiment. Julkaisussa: Tuomis-

to, J. & Ruuskanen, J. (toim.) Proceedings, First Finnish Conference of Environmental Science. Kuopio, October 8 - 9, 1993. Kuopio University Publications C. Natural and Environmental Sciences 14: 117–120.

Holopainen, T., Anttonen, S., Wulf, A., Palomäki, V. & Kärenlampi, L. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral defifiences: structural changes in the cells of forest plants. Agriculture, Ecosystems and Environment 42: 365–398.

Holopainen, T. & Nygren, P. 1989. Effects of potassium deficiency and simulated acid rain alone and in combination on the ultrastructure of Scots pine needles. Canadian Journal of Forest Research 19: 1402–1411.

Levula, T. 1993. Metsien terveydentila Harjavallan ympäristössä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 470: 54–66.

Linder, S. & Rook, D.D. 1984. Effects of mineral nutrition on carbon dioxide exchange and partitioning of carbon in trees. Julkaisussa: Bowen, G.D. & Nambiar, E.K.S. (toim.). Nutrition of plantation forests. Academic Press, London. s. 211–236.

Raitio, H. 1979. Boorin puutteesta aiheutuva männyn kasvuhäiriö metsitetyllä pelolla. Oireiden kuvaus ja tulkinta. Folia Forestalia 412: 1–16.

Raitio, H. 1981. Pääravinnelannoituksen vaikutus männyn neulasten rakenteeseen ja ravinnepitoisuuksiin ojitetulla lyhytkorsinevalla. Folia Forestalia 456: 1–10.

Raitio, H. 1994. Chemical needle analysis as a diagnostic and monitoring method. CEC Report, painossa.

Raitio, H. & Rantala, E.-M. 1977. Männyn kasvuhäiriön makro- ja mikroskooppisia oireita. Oireiden kuvaus ja tulkinta. Communicationes Instituti Forestralis Fenniae 91.1: 1–29.

Romell, L.G. & Malmström, C : 1945. The experiments by H. Hesselman in lichen pine forests 1922–1942. Meddelanden Statens Skogsförsöksanstalt 34: 543–615.

Romppanen, T. & Collan, Y. 1984. Practical quidelines for a morphometric study. Julkaisussa: Collan, Y., Aalto, M.-L., Kosma, V.M., Naukkarinen, A., Romppanen, T. & Syrjänen, K. (toim.) Sterology and morphometry in pathology. Kuopio University Press. s. 72–95.

Soikkeli, S. 1980. Ultrastructure of the mesophyll in Scots pine and Norway spruce: seasonal variation and molarity of the fixative buffer. Protoplasma 103: 241–252.

Soikkeli, S. & Kärenlampi, L. 1984b. The effects of nitrogen fertilization on the ultrastructure of mesophyll cells of conifer needles in northern Finland. European Journal of Forest Pathology. 14: 129–136.

Sutinen, S. 1987. Cytology of Norway spruce needles. I. Changes during ageing. European Journal of Forest Pathology 17: 65–73.

Sutinen, S. 1994. Soluvaurioiden diagnostiikka. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 492: 54–63.

Sutinen, S., Skärby, L., Wallin, G. & Sellden, G. 1990. Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. II. Effects on the ultrastructure of needles. New Phytologist 115: 345–355.

Sutinen, S., Koivisto, L. & Myllyvirta, T. 1992. Männyn neulasten solurakennetutkimus Itä-Uudellamaalla 1991. Moniste, 30 s.

Tamm, C.O. 1955. Studies on forest nutrition. I. Seasonal variation in the nutrient content of conifer needles. Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut 45(5), 1–34.

Hienojuuret ja maaperän eliöstö raskasmetallien kuormittamassa maassa

Hannu Fritze, Jari Haimi, Heljä-Sisko Helmisaari, Anne Siira-Pietikäinen, Aino Smolander ja Pekka Vanhala

Johdanto

Metsämaan mikrobi- ja maaperäeläinyhteisöllä on tärkeitä tehtäviä metsäekosysteemin hiilen ja ravinteiden kierrossa, esim. ravinteiden mineralisaatio (orgaanisen aineen hajotus), ravinteiden immobilisaatio ja mykorritsasienten ja havupuiden välinen symbioosi. Ympäristötekijöiden aiheuttamat muutokset maaperän eliöyhteisöön tulisi tuntea mahdollisimman hyvin, jotta voitaisiin arvioida näiden tekijöiden vaikutukset metsän ravinnekiertoon ja koko metsäekosysteemin toimintaan.

Harjavallan kupari- ja nikkelisulatto on pistemäinen päästölähde, joka kuormittaa ympäristöä raskasmetalleilla ja rikillä, joskin päästöt ovat viime aikoina merkittävästi pienentyneet. Tehtaan lähiympäristöstä on metsämaan humuskerroksesta mitattu korkeita raskasmetallipitoisuuksia, etenkin kuparia (Fritze ym. 1989, Levula 1993). Korkeat raskasmetallipitoisuudet ovat toksisia maaperän mikrobistolle (Bååth 1989), mikä on todettu aikaisemmin myös Harjavallan metsämaassa (Fritze ym. 1989). Myös maaperän hajottajaeläimistöön voi raskasmetalleilla ja rikillä olla huomattava vaikutus (esim. Strojan 1978, Bengtsson ja Tranvik 1989). Tämä vaikutus on joko suora (toksisuus) tai epäsuora (maaperän orgaanisen aineen ja mikrobiyhteisön muutokset).

Juuriston vaikutuspiirissä eli ritsosfäärissä elävät mikrobit sekä mineralisoivat ravinteita kasvien käyttöön että immobilisoivat niitä pois kasvien saatavilta. Kasvit edistävät ritsosfäärimikrobiston kasvua ja aktiivisuutta tuottamalla juurieritteitä, mutta toisaalta ne voivat rajoittaa mikrobistoa kilpailemalla ravinteista mikrobien kanssa. Metsäpuiden ritsosfäärin mikrobistosta ja sen merkityksestä ravinteiden kierrossa ei tiedetä paljoakaan. Raskasmetallien vaikutus ritsosfäärissä elävään mikrobistoon saattaa olla erilainen kuin maaperässä juurten vaikutuspiirin ulkopuolella elävään mikrobistoon.

Puiden hienojuuret reagoivat nopeasti metsämaan muuttuneeseen ravinnetilaan. Maan happamoitumisen on todettu aiheuttavan vaurioita hienojuuristossa (Ahlström ym. 1988). Hienojuurivauriot ilmenevät mm. elävien juurten vähenemisenä ja kuolleiden juurten lisääntymisenä. Hienojuuriston vauriot heikentävät puun terveydentilaa, mutta tähän mennessä niitä on tutkittu Suomessa vähän. Kohonnut liukoisen alumiinin pitoisuus saattaa estää hienojuurten ravinteiden ottoa (Ulrich 1983), mm. vähentämällä mykorritsasienten kasvua (Väre 1990). Korkeat raskasmetallipitoisuudet voivat vaurioittaa hienojuuria ja mykorri-

tsoja (Baes ja McLaughlin 1987). Toisaalta mykorritsat voivat myös suojata kasveja haitallisilta ympäristötekijöiltä, esim. raskasmetalleilta (Wilkins 1991) ja maaperän patogeeneiltä (Caron 1989).

Tämä työ on osa Harjavallan päästölähteen ympäristössä tehtävästä ekosysteemitutkimuksesta, jossa selvitetään raskasmetalleilla kuormitetun metsän toimintaa. Maaperäbiologisessa osatutkimuksessa selvitetään raskasmetallien vaikutusta hienojuurten ominaisuuksiin, määrään ja kasvudynamiikkaan, ritsosfääri- ja maamikrobien biomassaan ja maaperän mikrobiologiseen aktiivisuuteen sekä maaperän hajottajaeläimiin. Tavoitteena on myös määrittää ympäristötekijöiden ja mahdollisten ravinnekierron muutosten vaikutusta hienojuurten kasvudynamiikkaan.

Aineisto ja menetelmät

Vuonna 1992 metsän terveyslannoitus -tutkimushanke perusti neljä koetta 0,5 (Har0,5), 2 (Har2), 4 (Har4) ja 8 km:n (Har8) etäisyydelle Harjavallan päästölähteestä. Näiden kokeiden lannoittamattomia kocaloja (Har0,5, Har2, Har4 ja Har8) käytetään tämän tutkimuksen koemetsikköinä.

Humuksen mikrobiologisia ja kemiallisia määrityksiä varten otettiin kesäkuussa 1993 kairalla (läpimitta 72 mm) kokoomanäytteitä kocaloilta Har0,5, Har4 ja Har8 (kukin näyte koostui yhteensä 18 osanäytteestä). Laboratoriossa näytteet seulottiin (4 mm:n verkko) ja ravinne- ja raskasmetallipitoisuudet mitattiin ICP-emissiospektrometrillä 0,1 M $BaCl_2$-uutteesta Tammisen ja Starrin (1990) mukaan. Mikrobiologisista määrityksistä mikrobibiomassan hiili-, ergosteroli- ja hengitysaktiivisuusmääritykset tehtiin Fritzen ym. (1994), ATP-määritys Vanhalan ja Ahtiaisen (1994) ja fosfataasimääritys Anon. (1993) mukaan.

Maaperäeläimistä otettiin näytteitä koealoilta Har0,5, Har2 ja Har8 kaikkiaan kolme kertaa vuonna 1993 (27.5., 9.8. ja 28.9.). Änkyrimatonäytteet otettiin 25 cm^2:n kairalla (kerrokset 0–4 cm ja 4–8 cm) ja mikroniveljalkaisnäytteet 10 cm^2:n kairalla (0–3 cm ja 3–6 cm). Sukkulamadoista otettiin näytteet 10 cm^2:n kairalla ainoastaan 28.9. Maaperäeläimistä otettiin kuusi näytettä kerrallaan kultakin koealalta (sukkulamatojen osalta neljä näytettä). Näytteistä eroteltiin eläimet laboratoriossa standardimenetelmin (änkyri- ja sukkulamadot: märkäsuppilon muunnelmat, mikroniveljalkaiset: kuivasuppilo). Tässä yhteydessä eläinaineisto käsitellään maakerrokset yhdistettynä (0–8 cm tai 0–6 cm).

Juuristotutkimuksessa käytetään päämenetelmänä metsämaahan sijoitettavia juurikolonneja (ingrowth cores), joiden avulla tutkitaan hienojuurten vuotuista kasvua ja kuolemista (uusiutumisnopeutta). Tämän lisäksi kairalla otetuista näytteistä selvitetään elävien ja kuolleiden hienojuurten kokonaismäärän vaihtelua. Juuristotutkimus suoritetaan kussakin metsikössä samalla lannoittamattomalla koealalla, jota käytetään intensiiviseen ravinnekiertotutkimukseen (Helmisaari ym. tässä julkaisussa).

Juurikolonnit ovat nylonverkon ympäröimiä määrätilavuisia maapatsaita, jotka valmistettiin syksyllä 1992 samankokoisella kairalla maahan tehtyihin reikiin (140 kpl/koeala). Reikään laskettiin seulotulla, tasajakoisella ja juurettomalla kivennäismaalla täytetty verkkopussi, johon hienojuuret kasvavat. Kolonneja alettiin nostaa ylös syksyllä 1993 (20 kpl/näytteenottokerta/koeala). Kesällä 1994 kolonneja nostettiin kerran kuukaudessa.

Kokeen perustamisvaiheessa syyskuussa 1992 otettiin hienojuurinäyt-

teet maakairalla humuskerroksesta, ja 0–10, 10–20, 20–30 ja 30–40 cm:n syvyydeltä kivennäismaasta, 20 pisteestä/koeala. Esikäsittelyn jälkeen hienojuuristosta eroteltiin kolme ositetta: männyn elävät juuret, männyn kuolleet juuret ja pintakasvillisuuden juuret. Männyn elävät juuret jaettiin kokoluokkiin: läpimitta < 1 mm, 1–2 mm, 2–5 mm ja > 5 mm sekä männyn kuolleet juuret: läpimitta < 2 mm ja > 2 mm.

Kuolleiden hienojuurten määrän lisääntyminen aikayksikössä kuvastaa hienojuurikariketta. Osasta näytteitä määritetään myös ravinnepitoisuudet hienojuuriin sitoutuneiden ravinteiden kokonaismäärien määrittämiseksi (ks. Helmisaari ym. tässä julkaisussa). Mykorritsatutkimuksessa, joka aloitettiin keväällä 1994 yhteistyössä Kuopion yliopiston kanssa, tutkitaan myös eri mykoritsatyyppien esiintymisfrekvenssejä. Näytteistä tarkastellaan myös hienojuurten elinvoimaisuuteen liittyviä ominaisuuksia, mm. juurenkärkien lukumäärää ja hienorakennetta.

Juurikolonneja käytetään myös ritsosfääritutkimukseen, joka aloitettiin v. 1993. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan ritsosfäärin mikrobipopulaation kehittymistä juurten kasvaessa juurikolonneihin. Juurikolonneista, joista juuret on poistettu kuivaerottelemalla, määritetään mikrobibiomassa kahdella eri menetelmällä, fumigaatio-suorauuttona ja substraatin indusoimana hengityksenä (Smolander ym. 1994). Mikrobibiomassan ja elävien ja kuolleiden juurten biomassan välinen suhde lasketaan.

Tulokset ja tarkastelu

Taulukkoihin 1 ja 2 on kerätty humuskerroksesta mitatut ravinne- ja raskasmetallipitoisuudet. Uuttuvia kationiravinteita (Ca, Mg, K ja Na) oli metsikössä Har0,5 huomattavasti vähemmän kuin kauempana päästölähteestä olevissa metsiköissä Har4 ja Har8. Kalsiumin ja kaliumin kokonaispitoisuudet eivät kuitenkaan vähentyneet maaperässä tehdasta kohti tultaessa, ja magnesiumin ja natriumin kokonaispitoisuudet olivat tehtaan lähellä (Har0,5) jopa korkeammat kuin kauempana (Har4 ja Har8). Tämä vastaa tuloksia aiemmasta tutkimuksesta, jonka koealat olivat likimain samoilla paikoilla (Fritze ym. 1989) kuin tämän tutkimuksen (Har0,5 ja Har8). Raskasmetallien pitoisuudet humuksessa lisääntyivät jyrkästi tehdasta kohti tultaessa (taulukko 2). Ainoastaan uuttuva sinkki käyttäytyi poikkeavasti, mikä myös havaittiin aiemmassa tutkimuksessa (Fritze ym. 1989). Alumiinin kokonaispitoisuudessa ei havaittu eroja metsiköiden välillä, kun taas humuksen kokonaisrikkipitoisuus kohosi tehdasta lähestyttäessä (taulukko 2).

Kaikki humuksesta tehdyt mikrobiologiset analyysit osoittivat samaa suuntausta. Mikrobibiomassan hiili, mikrobibiomassaa kuvaava ATP-määrä ja sienibiomassaa kuvaava ergosterolimäärä vähenivät päästölähdettä kohti (taulukko 3). Myös mikrobien aktiivisuutta ja hiilen mineralisaatiota kuvaava maahengitys ja fosforin kierrossa tärkeän fosfataasi-entsyymin aktiivisuus vähenivät samalla tavalla. Mikrobiologiset määritykset korreloivat selkeästi esimerkiksi nousevien kuparipitoisuuksien kanssa.

Raskasmetallien korkea määrä ja ravinteiden vähäinen mineralisaationopeus selittävät metsikön Har0,5 uuttuvien ravinteiden niukkuutta. Em. metsikössä karikkeessa tuli maahan enemmän raskasmetalleja ja vähemmän pääravinteita esim. typpeä kuin metsiköissä Har4 ja Har8 (Helmisaari ym. tässä julkaisussa). Lisäksi raskasmetallit vaikuttavat toksisesti mikrobeihin vähentäen niiden suorittamaa ravinteiden mineralisaatiota, jolloin ra-

Taulukko 1. *Harjavallan metsiköiden humuskerroksen kemiallisia ominaisuuksia. Ca-, Mg-, K- ja Na-pitoisuudet ovat mg/kg k.a., kationivaihtokapasiteetti (KVK) on me 100 g k.a., emäskyllästysaste (EKA) on prosentteina KVK:sta, ja C- ja N-pitoisuudet ovat mg/g k.a. Suluissa kolmen koealan keskiarvon keskivirhe.*

Muuttuja	Metsikkö Har0,5	Har4	Har8
$Ca_{uutt.}$	322	1895	1589
	(100)	(97,2)	(131)
$Ca_{kok.}$	1583	1973	1680
	(120)	(98,3)	(86,2)
$Mg_{uutt.}$	36,1	188	154
	(6,6)	(12,6)	(8,1)
$Mg_{kok.}$	880	313	303
	(125)	(8,8)	(14,5)
$K_{uutt.}$	69,5	447	538
	(12,2)	(29,5)	(70,6)
$K_{kok.}$	633	643	700
	(82,5)	(23,3)	(41,6)
$Na_{uutt.}$	10,5	36,6	34,6
	(1,19)	(2,90)	(4,08)
$Na_{kok.}$	79,9	62,1	58,1
	(3,48)	(3,69)	(2,13)
KVK	16,5	30,0	26,5
	(2,03)	(0,95)	(0,63)
EKA	12,4	41,1	40,4
	(2,37)	(1,24)	(0,84)
$C_{org.}$	322	499	452
	(53,1)	(8,0)	(8,0)
$N_{kok.}$	10,7	13,4	11,9
	(1,2)	(0,7)	(0,2)

vinnetäydennystä hajoavasta orgaanisesta aineesta ei tule. Maan hengitysaktivisuus mitattiin tässä tutkimuksessa samalla menetelmällä kuin Fritzen ym. (1989) tutkimuksessa. Samoin tämän tutkimuksen ergosterolimääritykset ovat verrattavissa vuonna 1988 tehtyyn sienirihmaston pituuden määritykseen. Molemmista muuttujista käy ilmi, että viiden vuoden aikana maaperän mikrobisto ei ole muuttunut kohti kontrolliarvoja (metsikön Har8 arvot), vaikka kuormitusta on tällä välillä saatu vähennettyä (ks. Helmisaari ym. tässä julkaisussa). Maahan tulleet raskasmetallit viipyvät maassa satoja tai jopa tuhansia vuosia, joten kuormituksen vähentämisen vaikutukset eivät ilmene maaympäristössä lyhyenä aikana. Hutchinsonin (1980) mukaan kadmiumin viipymisaika (residence time) maassa voi olla 280 ja sinkin 2100 vuotta.

Maaperäeläinten jakautuminen oli voimakkaasti laikuttaista kaikissa tutkituissa metsiköissä (Har0,5, Har2 ja Har8). Pääsääntöisesti eläimiä oli vähemmän metsikössä Har0,5 kuin Har2 ja Har8 (taulukko 4). Jälkimmäisten metsikköjen eläimistöt eivät useimmissa tapauksissa poikenneet toisistaan. Hajotustoiminnassa tärkeitä än-

Taulukko 2. *Raskasmetallien uuttuvat ja kokonaispitoisuudet sekä alumiinin ja rikin kokonaispitoisuudet Harjavallan metsiköissä. Pitoisuudet mg/kg k.a. Suluissa kolmen koealan keskiarvon keskivirhe.*

Muuttuja	Har0,5	Metsikkö Har4	Har8
$Cu_{uutt.}$	2713	224,7	35,7
	(390,1)	(16,9)	(6,17)
$Cu_{kok.}$	7634	1112	293,8
	(879,8)	(38,8)	(40,6)
$Zn_{uutt.}$	88,1	127,3	58,1
	(20,9)	(13,4)	(3,14)
$Zn_{kok.}$	786,9	203,5	95,6
	(40,8)	(12,3)	(5,70)
$Ni_{kok.}$	662,9	195,1	77,4
	(86,3)	(8,46)	(5,57)
$Cd_{kok.}$	3,76	2,03	1,02
	(0,43)	(0,07)	(0,08)
$Pb_{kok.}$	407,7	138,2	95,8
	(16,7)	(3,94)	(9,16)
$Cr_{kok.}$	21,8	5,35	3,95
	(0,34)	(0,38)	(0,15)
$Al_{kok.}$	2578	2312	2243
	(268,2)	(147,7)	(215,8)
$Fe_{kok.}$	32260	4338	2811
	(531,0)	(59,8)	(228,5)
$S_{kok.}$	1304	998,7	698,0
	(137,6)	(23,1)	(25,6)

kyrimatoja (koealoilla esiintyi vain *Cognettia sphagnetorum*) oli metsikössä Har0,5 erittäin vähän, ja kaikki havaitut yksilöt olivat 4–8 cm:n kerroksessa, kun muissa metsiköissä eläimiä oli yleensä enemmän maan pintakerroksessa. Elokuussa änkyrimatoja oli myös metsikössä Har2 vähemmän kuin Har8. Saman suuntaisia havaintoja änkyrimatojen esiintymisestä metallisulaton ympäristössä ovat Ruotsissa tehneet Bengtsson ja Rundgren (1982). Myös sukkulamatojen määrä oli metsikössä Har0,5 erittäin vähäinen, eivätkä kauempana olevat metsiköt eronneet toisistaan (taulukko 4). Niinikään mikroniveljalkaisten yksilömäärät olivat pienempiä metsikössä Har0,5 verrattuna muihin metsikköihin (taulukko 4). Eläinryhmittäin oli havaittavissa eroja, esimerkiksi petopunkkeja (*Mesostigmata*) oli metsiköissä Har0,5 ja Har2 vähemmän kuin metsikössä Har8, eivätkä ensin mainitut eronneet toisistaan. Hyppyhäntäisten määrät laskivat tasaisesti lähestyttäessä tehdasta.

Maaperän hajottajaeläinten yksilömäärä oli huomattavan alhainen lähinnä tehdasta olevassa metsikössä Har0,5, mikä osoittaa mikrobiologisten ja kemiallisten analyysien ohella maaperän ja sen hajotustoiminnan huonoa tilaa. Kuitenkin jo 2 km päässä tehtaasta useimpien eläinten määrät ovat metsikön Har8 tasolla (eläimistön monimuotoisuudessakaan ei havaittu merkittäviä eroja). Metsikössä

Har0,5 raskasmetallien pitoisuudet ovat jo niin korkeita, että ne jo sinänsä ovat toksisia useimmille eläimille (vrt. Strojan 1978, Bengtsson ja Tranvik 1989). Toisaalta myös mikrobiston alhainen määrä vaikuttaa eläinten määriin epäsuorasti (ravinnon puute).

Ritsosfäärin mikrobiologiset määritykset maassa vuoden olleista juurten kasvukolonneista ovat meneillään Harjavallan koealojen aineistosta. Yhden vuoden jälkeen juurten kasvukolonneihin kasvaneiden hienojuurten määrä oli vielä vähäinen, joten mikrobibiomassa ritsosfäärissä ei vielä poikennut kivennäismaan mikrobibiomassasta.

Elävien ja kuolleiden männyn hienojuurten massasuhde oli alhainen: 0,25 metsikössä Har0,5 ja 0,35 metsiköissä Har4 ja Har8. Massasuhteeseen vaikuttaa hienojuurten uusiutumisnopeus (kasvu ja kuolleisuus) sekä hajotusnopeus, joista saadaan tietoa kesän 1994 jälkeen. Mikrobiston ja maaperäeläinten määrän gradientti viittaa myös hienojuurten hajotustoiminnan vähenemiseen päästölähdettä lähestyttäessä.

Elävien ja kuolleiden hienojuurten syvyysjakauma poikkesi toisistaan kaikilla koealoilla. Humuskerroksessa oli suhteellisesti enemmän kuolleita hienojuuria eläviin verrattuna kuin syvemmissä maakerroksissa (kuva 1). Tähän saattaa vaikuttaa paitsi koealoille kohdistuva raskasmetallikuormitus, myös humuskerroksen mahdollinen kuivuminen jossain vaiheessa kasvukautta. Myös Dickinson ym. (1989) totesivat juurten välttävän raskasmetalleilla saastuneita maan pintakerroksia.

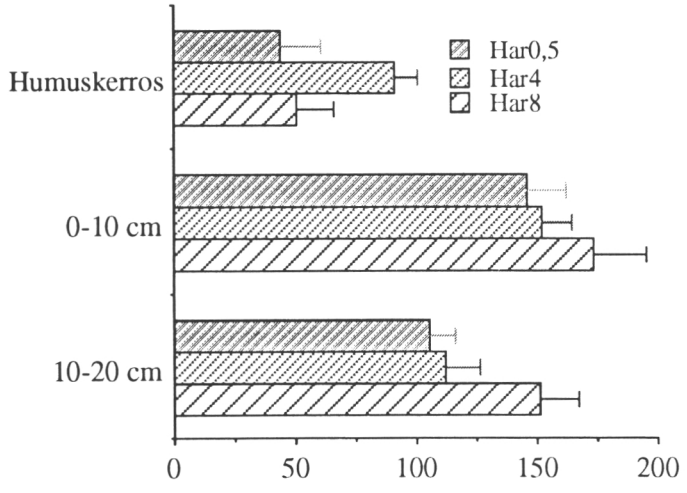
Männyn hienojuurten sekä aluskasvillisuuden juurten biomassat eivät kuitenkaan olleet merkitsevästi poikkeavia lähinnä Harjavallan tehdasta sijaitsevassa metsikössä kauempana sijaitseviin verrattuna (kuvat 1 ja 2). Männyn hienojuuribiomassan suhde

Taulukko 3. *Mikrobibiomassa ja mikrobiaktiivisuus Harjavallan metsiköissä. Mikrobibiomassan hiili (C_{mic}) substraatin indusoima hengitys (SIR) ja fumikaatio-suorauutto (FE) menetelmällä määritettynä, ATP ja ergosteroli (Erg) on ilmoitettu mg/kg k.a. Maahengitys (Heng) on ilmoitettu ml CO_2- ja fosfataasiaktiivisuus (Fos) mmol PNP-tuottoa/l/kg k.a. Suluissa kolmen koealan keskiarvon keskivirhe.*

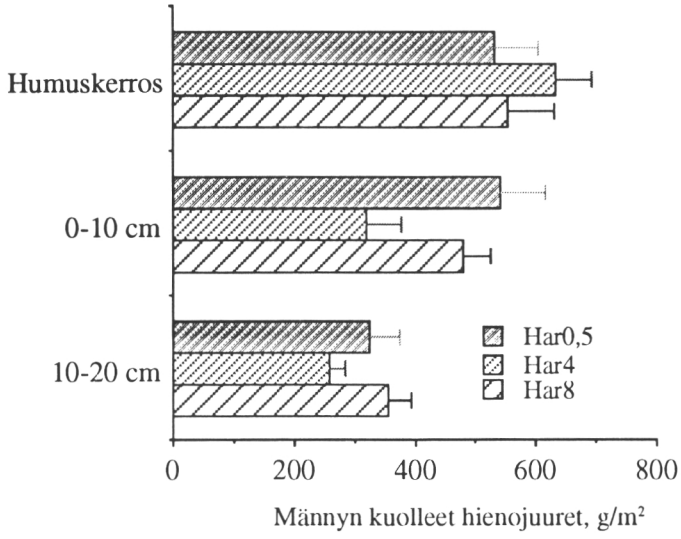
Muuttuja	Metsikkö Har0,5	Har4	Har8
C_{mic}-SIR	1154	4489	6376
	(131,4)	(537,7)	(564,5)
C_{mic}-FE	1650	4351	5796
	(174,9)	(171,8)	(163,2)
ATP	0,288	1,81	2,75
	(0,019)	(0,10)	(0,13)
Erg	51,3	211,9	282,4
	(9,64)	(29,0)	(34,8)
Heng	2,63	12,4	17,0
	(0,47)	(0,30)	(0,97)
Fos	4,05	25,0	30,4
	(0,43)	(1,32)	(0,75)

Taulukko 4. *Maaperäeläinten keskimääräiset yksilömäärät (yksilöä/m²) Harjavallan metsiköissä. Suluissa keskiarvon keskivirhe. Kussakin eläinryhmässä ne metsiköt, joiden yksilömäärän perässä on sama kirjain eivät eroa tilastollisesti toisistaan (varianssianalyysin jälkeinen Tukeyn testi, P > 0,05).*

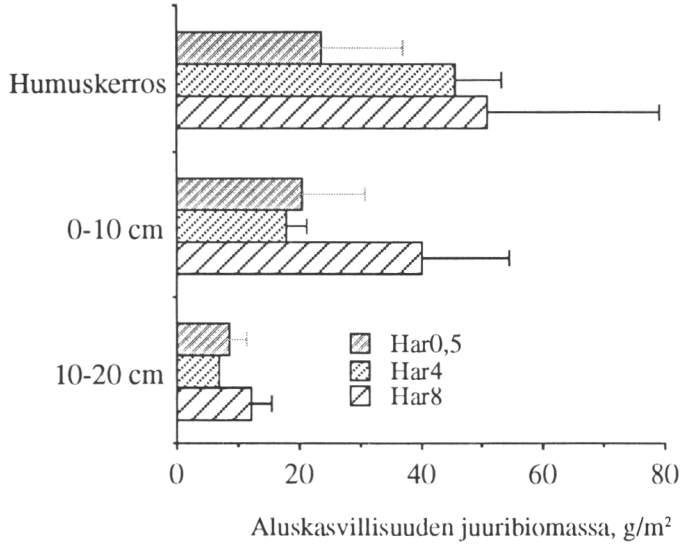
	Metsikkö		
	Har0,5	Har2	Har8
Änkyrimadot (0–8 cm)			
27.5.1993	133 (133)a	4 733 (632)b	7 133 (2 025)b
9.8.1993	67 (67)a	5 733 (1 872)b	33 533 (9 259)c
28.9.1993	200 (200)a	13 600 (2 930)ab	21 933 (6 995)b
Sukkulamadot (0–6 cm)			
28.9.1993	55 000 (35 765)a	451 250 (195 324)b	662 500(189 126)b
Mikroniveljalkaiset (0–6 cm)			
Hyppyhäntäiset			
27.5.1993	5 400 (2 088)a	12 000 (2 066)ab	15 333 (2 578)b
9.8.1993	16 000 (4 768)a	51 333 (13 737)ab	65 833 (9 156)b
Petopunkit			
27.5.1993	2 000 (1 549)a	1 833 (477)a	3 167 (946)a
9.8.1993	3 333 (760)a	4 333 (919)a	11 667 (3 232)b
Kaikki yhteensä			
27.5.1993	44 400 (9 740)a	122 500 (15 836)ab	188 167 (30 014)b
9.8.1993	11 2000 (22 884)a	234 833 (19 932)b	302 500 (34 416)b



Kuva 1a. *Männyn hienojuuriten biomassa (läpimitta < 2 mm) humuskerroksessa sekä kivennäismaan 0–10 cm ja 10–20 cm kerroksissa. Kuvassa 20 näytteen keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.*



Kuva 1b. *Männyn kuolleet hienojuuret (läpimitta < 2 mm) humuskerroksessa sekä kivennäismaan 0–10 cm ja 10–20 cm kerroksissa. Kuvassa 20 näytteen keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.*



Kuva 2. *Aluskasvillisuuden juuribiomassa humuskerroksessa sekä kivennäismaan 0–10 cm ja 10–20 cm kerroksissa. Kuvassa 20 näytteen keskiarvo ja keskiarvon keskivirhe.*

neulasmassaan oli humuskerroksessa ja 20 cm:n kivennäismaakerroksessa 3,3 metsikössä Har0,5; 1,25 metsikössä Har4; ja 1,0 metsikössä Har8 sekä vastaavan ikäisessä VT-männikössä Ilomantsissa (Helmisaari ym. tässä julkaisussa). Tämä viittaisi siihen, että ravinneköyhässä ja raskasmetallien saastuttamassa maassa kasvava puusto (Har0,5) käyttäisi suhteellisesti suuremman osan hiilihydraateistaan hienojuuriston kasvattamiseen kuin neulasmassan ja runkopuun kasvuun. Hienojuurten uusiutumisnopeutta koskevat tulokset saadaan v. 1994 näytteenottojen jälkeen, jolloin varmistuu, onko edellä esitetty päätelmä oikea. Myös juuriston heikko kunto voi lisätä juuriston uusiutumisnopeutta. Metsikössä Har0,5 hienojuuret olivat silmin nähden vaurioituneita, mutta tarkempi käsitys tästä saadaan v. 1994 juurten hienorakenneanalyyseissä.

Kirjallisuus

Ahlström, K., Persson, H. & Börjesson, I. 1990. Fertilization in a mature Scots pine (Pinus sylvestris L.) stand – effects on roots. Plant and Soil 106:179–190.

Anonymous 1993. Manual for integrated monitoring, Programme Phase 1993–1996. UN ECE Convention on long-range transboundary air pollution. International co-operative programme on integrated monitoring on air pollution effects. Environmental Data Center, National Board of Waters and the Environment, Helsinki.

Baes, C.F. & McLaughlin, S.B. 1987. Trace metal uptake and accumulation in trees as affected by environmental pollution. Julkaisussa: Hutchinson, T.C. & Meema, K.M. (toim.) Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. NATO ASI Series, Vol. G 16:307–319 Springer-Verlag Berlin 1987.

Bengtsson, G. & Rundgren, S. 1982. Population density and species number of enchytraeids in coniferous forest soils polluted by a brass mill. Pedobiologia 24: 211–218.

Bengtsson, G. & Tranvik, L. 1989. Critical metal concentrations for forest soil invertebrates. Water, Air, and Soil Pollution 47: 381–417.

Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air, and Soil Pollution 47: 335–379.

Caron, M. 1989. Potential use of mycorrhizae in control of soil borne diseases. Canadian Journal of Plant Path. 11: 177–179.

Dickinson, N.M., Lepp, N.W. & Turner, A.P. 1989. Tolerance of trees to metal pollution. Proceedings 3rd International Conference Environmental Contamination, Venice, s. 317–319. CEP, Edinburgh.

Fritze, H., Niini, S., Mikkola, K. & Mäkinen, A. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland. Biology and Fertility of Soils 8: 87–94.

Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994. Wood ash fertilization and fire treatments in a Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity. Biology and Fertility of Soils 17: 57–63.

Hutchinson, T.C. 1980. Impact of heavy metals on terrestrial and aquatic ecosystems. Julkaisussa: Miller, P.R. (toim.) Effects of air pollutants on mediterranean and temperate forest ecosystems. USDA Forest Service Report PSW-43, s. 158.

Levula, T. 1993. Metsien terveydentila Harjavallan ympäristössä. Met-

säntutkimuslaitoksen tiedonantoja 470: 54–66.

Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed, and N- and P-fertilized Norway spruce stands. Soil Biology and Biochemistry 26: 957–962.

Strojan, C.L. 1978. Forest leaf litter decomposition in the vicinity of a zinc smelter. Oecologia 32: 203–212.

Tamminen, P. & Starr, M. 1990. A survey of forest soil properties related to soil acidification in southern Finland. Julkaisussa: Kauppi P., Anttila P. & Kenttämies K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 235–251.

Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relation to acid deposition. Julkaisussa: Ulrich, B. & Pankrath, J. (toim.), Effects of Accumulation of Air Pollutants in Forest Ecosystems. D. Reidel Publishing Co., Dordrecht, Holland, s. 127–146.

Vanhala, P. & Ahtiainen, J. 1994. Soil respiration, ATP content and Photobacterium phosphoreum toxicity test as indicators of metal pollution in soil. Environm. Toxicol. and Water Qual. 9: 115–121.

Väre, H. 1990. Aluminium polyphosphate in the ectomycorrhizal fungus Suillus variegatus (Fr.) O. Kunze as revealed by energy dispersive spectrometry. New Phytol. 116: 663–668.

Wilkins, D.A. 1991. The influence of sheathing (ecto-) mycorrhizas of trees on the uptake and toxicity of metals. Agriculture, Ecosystems and Environment 35: 245–260.

Soluvaurioiden diagnostiikka – kirjallisuuskatsaus

Sirkka Sutinen ja Leena Koivisto

Johdanto

Kuvailu ja luokittelu ovat perustyökaluja histopatologiassa, joka sai alkunsa havainnosta, että erilaisten tautien vaikutuksesta ihmisten soluissa oli mikroskooppisesti havaittavissa toisistaan poikkeavia oireita. Oireiden erilaisuus on varsin hyvin tunnettu myös havupuiden neulasten rakenteessa erilaisten haittatekijöiden yhteydessä (esim. Soikkeli ja Kärenlampi 1984a, Fink 1989, Holopainen ym. 1992). Luonnossa tapahtuvien vauriotumisten syy-seuraussuhteiden sekä vaurioiden aiheuttamien kasvutappioiden selvittämiseksi tarvitaan lisää kokeellista tutkimusta. Vuonna 1993 Metsäntutkimuslaitoksen Suonenjoen tutkimusasemalla aloitettiin yhteistyönä useiden koti- ja ulkomaisten tutkimuslaitosten kanssa tutkimusprojekti "Soluvaurioiden diagnostiikka-kokeelliset altistukset". Tutkimusten aikana puita altistetaan koetilanteissa luonnossa esiintyville tai hieman kohotetuille saastepitoisuuksille pitkiä ajanjaksoja. Näin pyritään mahdollisimman suureen vastaavuuteen koetilanteen ja luonnon välillä. Hankkeen tavoitteena on mm.

1) täydentää aikaisempaa tietämystä neulasten rakennemuutoksista sekä tutkia kuivuuden, pakkasen, otsonin, lisääntyneen UV-säteilyn ja orgaanisten hiilivetyjen aiheuttamia solutasoisia vaikutuksia yksin ja eri yhdistelminä,
2) määrittää vaurioiden vakavuusaste ja määrät solukkotasolla suhteessa saastepitoisuuteen ja altistusaikaan, ja
3) selvittää miten havaittu rakennemuutos vaikuttaa puiden toimintaan ja kuntoon.

Tässä artikkelissa kuvataan muutamin esimerkein solurakennetutkimuksien tuloksia kokeellisesti eri tavoin käsiteltyjen havupuiden sekä osin maastossa kasvaneiden puiden neulasista. Tuloksia voidaan tarkastella monesta näkökulmasta, kuten esimerkiksi miten havaittu solutasoinen muutos vaikuttaa kasvin toimintoihin tai mikä biokemiallinen muutos on edeltänyt rakenteellista muutosta. Tässä yhteydessä käsitellään lähinnä menetelmän sopivuutta syy-seuraussuhteiden selvittämiseen so. mikroskooppiseen diagnostiikkaan, jonka kehittämiseen ja varmistamiseen edellä mainittu, vuonna 1993 aloitettu hanke voimakkaasti keskittyy.

Menetelmästä

Aikaisemmin kokeellisissa tutkimuksissa käytettiin korkeita saastepitoisuuksia ja lyhyitä kaasutusaikoja. Lukuunottamatta muutamia poikkeuksia, kuten esimerkiksi rikkidioksidin vaikutukset tehtaiden välittömässä lähei-

syydessä, tulosten soveltaminen maastoon oli vaikeaa. Tämän vuoksi uusimmissa tutkimuksissa on käytetty alhaisempia, luonnon tilannetta vastaavia saastepitoisuuksia ja pitkiä kaasutusaikoja. Kaasutuskokeita voidaan tehdä joko laboratorio-olosuhteissa suljetuissa kammioissa, joissa olosuhteet ovat tarkoin säädeltävissä tai maastossa joko kammioaltistuksina tai avokenttäkaasutuksina. Viimeksi mainituissa olosuhteiden säätely on vaikeammin hallittavissa kuin laboratoriossa, mutta ekologinen vastaavuus on suurempi.

Mikroskooppista tutkimusta varten neulasten solukko on säilytettävä mahdollisimman samanlaisena kuin se on keräyshetkellä. Tämän vuoksi näytteet on kiinnitettävä (fiksoitava). Epäonnistunut fiksaatio johtaa solutasolla rakenteessa havaittaviin "keinotekoisiin" muutoksiin ns. artefakteihin (Soikkeli 1980; taulukko 1). Vaurioiden syy-seuraussuhteiden selvittämiseksi pitäisi kerätä mahdollisimman terveennäköisiä neulasia, koska väriviallisissa neulasissa saattaa olla jo toissijaisia muutoksia, jotka myös saattavat johtaa väärään johtopäätökseen. Ensisijaisilla muutoksilla, joiden avulla pyritään haittaavan tekijän jäljille, tarkoitetaan tässä yhteydessä rakenteessa tavattavia varhaisoireita eikä niinkään todellisia ensisijaisia muutoksia, jotka tapahtuvat jo ennen rakennemuutosta biokemiallisella ja molekulaarisella tasolla.

Neulasen normaali rakenne

Terveen neulasen viherhiukkaset ovat muodoltaan jyvämäisiä. Kasvukauden aikana niissä on tärkkelystä (kuva 1). Viherhiukkasten lisäksi yhteyttävissä soluissa on muitakin soluelimiä kuten mitokondriot, jotka huolehtivat solun hengityksestä ja tuma, joka ohjailee solun toimintoja. Talvella viherhiukkaset ovat useimmiten kasoissa eikä niissä ole tärkkelysjyvästä (kuvat 5 ja 6; Soikkeli 1978).

Diagostisen työn kannalta tärkeitä ovat mm. seuraavat terveistä neulasista tehdyt havainnot:
1) Neulasten rakenne on pieniä, usein vuodenaikaan liittyviä yksityiskohtia lukuunottamatta samanlainen kaikkialla terveessä puussa (Sutinen ym. 1990).
2) Samanikäisten, terveiden neulasten rakenne on samanlainen kaikenikäisissä puissa (Sutinen 1987a; Holopainen ja Nygren 1989).
3) Samanikäiset, terveet neulaset ovat samanlaisia rakenteeltaan Keski-Euroopasta Suomen Lappiin ja eri korkeuksilla sekä erilaisilla maaperillä kasvaneissa puissa ellei varsinaista ravinnepuutosta ilmene (esim. Soikkeli 1980; Soikkeli ja Kärenlampi 1984b; Sutinen 1987a).
4) Useimmissa tapauksissa sama haittatekijä aiheuttaa samanlaisen solutasoisen oireen sekä männyn että kuusen neulasissa.

Taulukossa 1 esitetään eräiden haittatekijöiden yhteydessä todettuja oireistoja.

Luontaiset haittatekijät

Vaurioitumisen erottamiseksi on tunnettava paitsi varsinaisten haittatekijöiden vaikutukset myös neulasten ikääntymiseen liittyvät rakennemuutokset. Vanhenevassa neulasessa viherhiukkaset kapenevat, perusmassa harvenee ja rasvat lisääntyvät sekä viherhiukkasissa että solulimassa (Sutinen 1987a, Holopainen ym. 1992). Kuusen neulasessa muutokset alkavat näkyä nelivuotiaassa neulasessa, minkä jälkeen muuttuneiden solujen osuus vähitellen lisääntyy, kunnes noin yhdeksän vuoden iässä suurin osa yhteyttävän solukon soluista on muuttu-

nut. Ilmansaasteiden vaikutukset puolestaan näkyvät jo ensimmäisen ja toisen vuoden neulasissa, joten vanhenemista ja ilmansaasteiden aiheuttamia oireita ei yleensä voi sotkea toisiinsa, jos tutkittavaksi kerätään nuorimpia neulasvuosikertoja.

Keinotekoinen maaperän kuivuus aiheutti soluissa tärkkelysjyvästen häviämisen ja viherhiukkasten pyöristymisen ja tummumisen (Sutinen 1991; kuva 2; taulukko 1). Kun taimia kasteltiin, palautuminen oli havaittavissa jo viikon kuluttua otetuissa näytteissä viherhiukkasiin kerääntyneenä tärkkelyksenä. Viherhiukkasten pyöristymistä ja samanaikaista asteittaista tärkkelyksen häviämistä ei ole todettu muiden haittatekijöiden yhteydessä. Kentällä tehdyissä lukuisissa tutkimuksissa kyseinen oireisto on todettu äärimmäisen harvoin.

Talvella pakkanen ei yleensä ole havupuille ongelma, mutta alkukesällä melko vähäinenkin halla saattaa vaurioittaa niiden uusia kasvaimia. Kokeellisissa tutkimuksissa on sekä hallan että talviaikaisen pakkasen varhaisimpina oireina todettu mm. solulimaan rakenteen harveneminen sekä tummien kasautumien ilmaantuminen viherhiukkasiin (mm. Holopainen ja Holopainen 1988: taulukko 1). Vaurion edetessä solun ulkokalvo tuhoutuu

Taulukko 1. *Eräiden haittatekijöiden aiheuttamia solutasoisia muutoksia havupuiden neulasten kahdessa nuorimmassa vuosikerrassa. Lihavoidut muutokset ovat tyypillisiä mainituille oireille. Muut oireet ovat yleisempiä, useimpien haittatekijöiden yhteydessä havaittavia muutoksia.*

	Ikä	Pakkanen	Kuivuus	SO_2	O_3	Hapan sade	Käsittely-virhe
Viher-hiukkaset: Koko	–	–	–	–	**normaalia pienempi**	normaalia suurempi	–
Muoto	–	–	**pyöreä**	pyöreä	**litteä**	–	–
Strooma	–	**harva/ylim. ainetta kerääntyy**	**tumma**	–	**tumma, rakeinen**	–	**tumma**
Kalvosto	–	turvonnut	turvonnut, laineileva	turvonnut	–	lisääntynyt	–
Plasto-globulit	–	–	määrä lisääntynyt	määrä lisääntynyt **väri ja muoto muuttunut**	määrä lisääntynyt	–	–
Solukalvo:	–	rakkuloitunut **irronnut**	–	–	–	**rakkuloitunut**	–
Solulima:	–	harva **ylim. ainetta kerääntyy** tuhoutunut	rasvojen kasaan-tuminen	**tumma, rasvojen kasaan-tuminen**	harva	rasvojen kasaantuminen **voimakkaasti rakkuloitunut**	**tumma**
Tanniini:	–	nauhamainen	–	**nauhamainen**	–	–	**nauhamainen**

ja irtaantuu soluseinistä, jolloin solun sisältö painuu kasaan (kuva 3) ja soluseinät murtuvat. Vaurioitumista tapahtuu tasaisesti koko yhteyttävässä solukossa. Talveentumisvaiheessa tapahtuva pakkaskäsittelyn aiheuttama vaurioituminen on palautuvaa tiettyyn rajaan saakka. Palautumisen jälkeen solukossa näkyy tuhoutuneita soluja, joihin on jäänyt kesäinen tärkkelys sekä soluja, joissa ilmeisesti pakkasen aiheuttaman vedenkuljetuksen häiriintymisen ja/tai kalvovaurioiden vuoksi näkyy kuivumisoireita (kuva 4). Palautuminen näkyy myös yhteytystuotteen, tärkkelyksen kerääntymisenä viherhiukkasiin sitä enemmän, mitä alhaisempi pakkaskäsittely on (Sutinen, julkaisematon aineisto). Maastotutkimuksissa pakkaseen liittyviä soluvaurioita on kuvattu vain harvoin (Soikkeli ja Kärenlampi 1984b).

Ravinnepuutosten vaikutuksia havupuiden neulasten solukoihin on tutkittu vasta viime aikoina. Elektronimikroskooppisella tasolla ravinteiden puutosoireista tunnetaan mm. typen aiheuttama yhteyttävän kalvoston väheneminen ja viherhiukkasten kutistuminen, joka alkaa neulasen sisäosista (vertaa myöhemmin mainittu otsonin vaikutus) ja kaliumin puutteen aiheuttama rasvojen kertyminen ja keskusvakuolin solukalvon voimakas kihartuminen (Holopainen ym. 1992). Solukkotasolla useimpien ravinteiden puutteen on todettu ilmenevän ensin neulasten johtosolukossa, kun taas ilmansaasteiden vaikutukset näkyvät ensin yhteyttävässä solukossa (Fink 1989). Tutkimalla neulasten solukoiden vaurioitumisjärjestystä on siis mahdollista saada selvyyttä siitä, onko vaurion aiheuttaja maasta vai ilmasta.

Myös hyöteiset vaurioittavat havupuiden neulasia. Ne jättävät mm. purema- tai imemäjälkiä neulasen solukkoon tai neulasen pinnalle. Sienitauti puolestaan on usein todettavissa solukossa tavattavista sienirihmoista (Campbell 1976). Virukset on hyvin pieniä, mutta niiden aiheuttamat tuhot hyötykasveilla voivat olla hyvinkin merkittäviä. Havupuiden virustauteja ei tällä hetkellä juurikaan tunneta.

Ilmansaasteiden vaikutukset

Useimmat jatkossa esitellyt esimerkkitapaukset ovat kokeellisista altistuksista, joissa havupuita on käsitelty tunnetuimmilla ilmansaasteilla pitoisuuksilla, joita on mitattavissa myös luonnosta. Näytteet on otettu vielä silmämääräisesti vihreistä neulasista.

Korkea rikkidioksidipitoisuus (yli 100 µg/m^3) aiheuttaa akuutin, äkillisen neulasvaurion (Smith 1981). Suomessa tämäntasoisia rikkidioksidipitoisuuksia on yleensä vain rikkiä päästävien teollisuuslaitosten lähiympäristöissä. Akuutti vaurio näkyy neulasen uloimpen solukerrosten solujen joukkotuhona. Äkillisten vaurioiden toisistaan erottaminen voi olla hankalaa. Tarkastelemalla vaurioituneiden solujen viereisiä, lievemmin vaurioituneita soluja on kuitenkin mahdollista tunnistaa oireisto ja näin jäljittää vaurion aiheuttajaa.

Alhaisempi (20–100 µg/m^3), pitkäaikainen rikkidioksidipitoisuus aiheuttaa mahdollisesti vuosiakin piilevänä esiintyvän kroonisen vaurion. Tämäntasoisia pitoisuuksia (kuukausi- ja/tai vuosikeskiarvoina) on Suomessa mitattu mm. taajamissa ja teollisuuslaitosten vaikutusalueilla. Piilevä, vihreissä neulasissa mikroskooppisesti havaittava vaurioituminen näkyy keskusvakuolin tanniinin nauhoittumisena (Soikkeli 1981; kuva 5; taulukko 1). Vaurioituminen alkaa yhteyttävästä solukosta ilmarakojen ja ilmaonteloiden läheisyydestä. Elektronimikroskoopilla solulimassa nähdään suuria, epämääräisen muotoisia rasvakaylei-

saumia. Usein koko solun sisus on ikäänkuin litistynyt soluseinän ja paksun tanniinikerroksen väliin. Viherhiukkaset saattavat pyöristyä ja niiden rasvapalloset, plastoglobulit ovat muuttuneet epämääräisen muotoisiksi ja näkyvät joko vaaleina tai pahimmillaan reikämäisinä (taulukko 1). Edellä kuvattuja oireita on todettu myös kokeellisesti rikkidioksidille altistetuissa havupuiden neulasissa (Kärenlampi ja Houpis 1986).

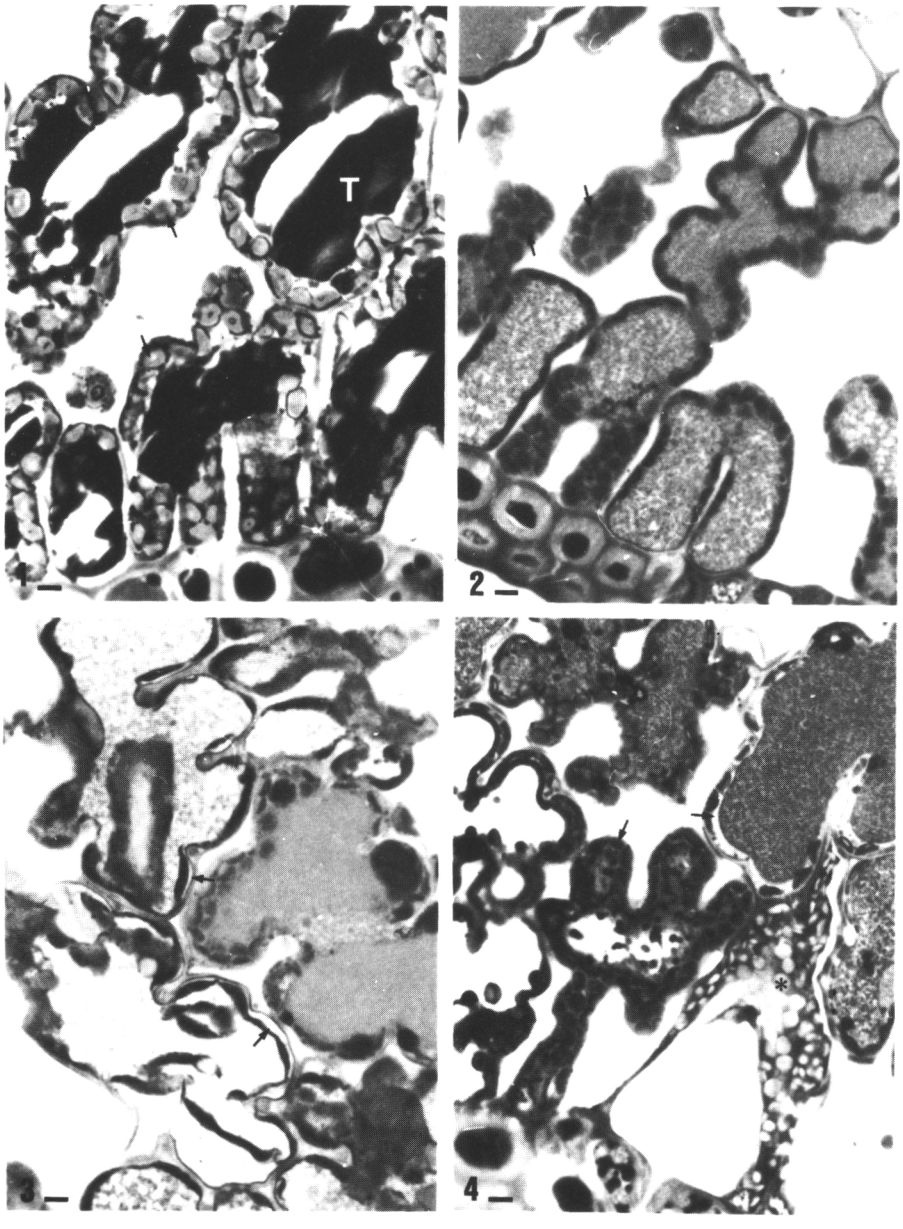
Suorien kasvivaikutusten lisäksi rikkidioksidi vaikuttaa kasveihin myös happamoittamalla sadevettä. Hapansadetutkimuksissa on yleensä selvitetty maaperämuutoksia ja sitä kautta kasveihin heijastuvia vaikutuksia. Sadetuskokeissa (veden pH = 3,0–5,7) neulasissa on todettu suoria solutasoisia oireita jo yhden kasvukauden aikana (Holopainen ja Nygren 1989; Sutinen 1991). Vaurio, jolle on tyypillistä voimakas rakkuloituminen (kuva 6; taulukko 1) näkyy ensin yhteyttävässä solukossa, mikä on tyypillistä myös muille ilmansaasteille. Lisäksi on todettu viherhiukkasten koon suurenemista ja yhteyttävän kalvoston lisääntymistä. Näiden muutosten on arveltu johtuvan altistusvedessä olevasta typestä eikä niinkään veden happamuudesta (Bäck ja Huttunen 1992).

Typen oksidit ovat kasveille vähemmän myrkyllisiä kuin rikin oksidit (Smith 1981). Typen oksideista muodostuu kuitenkin ilmakehässä kemiallisissa reaktioissa otsonia, joka on kasveille haitallinen kaasu. Suomessa mitatut otsonipitoisuuksien kuukausikeskiarvot kasvukauden aikana ovat 60–100 µg/m^3. Pitoisuuksissa ei ole havaittu suuriakaan eroja eteläisen ja pohjoisen Suomen välillä. Otsoni kuten rikkidioksidikin, aiheuttaa sekä akuutteja että kroonisia vaikutuksia. Äkilliselle, korkean otsonipitoisuuden (useita satoja µg/m^3) aiheuttamalle vauriolle on tyypillistä neulasen ja lehden ilmarakojen läheisyydessä olevien solujen tuhoutuminen ja näkyvien vaurioiden ilmaantuminen (Smith 1981)). Solutasoisissa muutoksissa on samoja piirteitä kuin jäljempänä kuvatussa kroonisessa oireistossa.

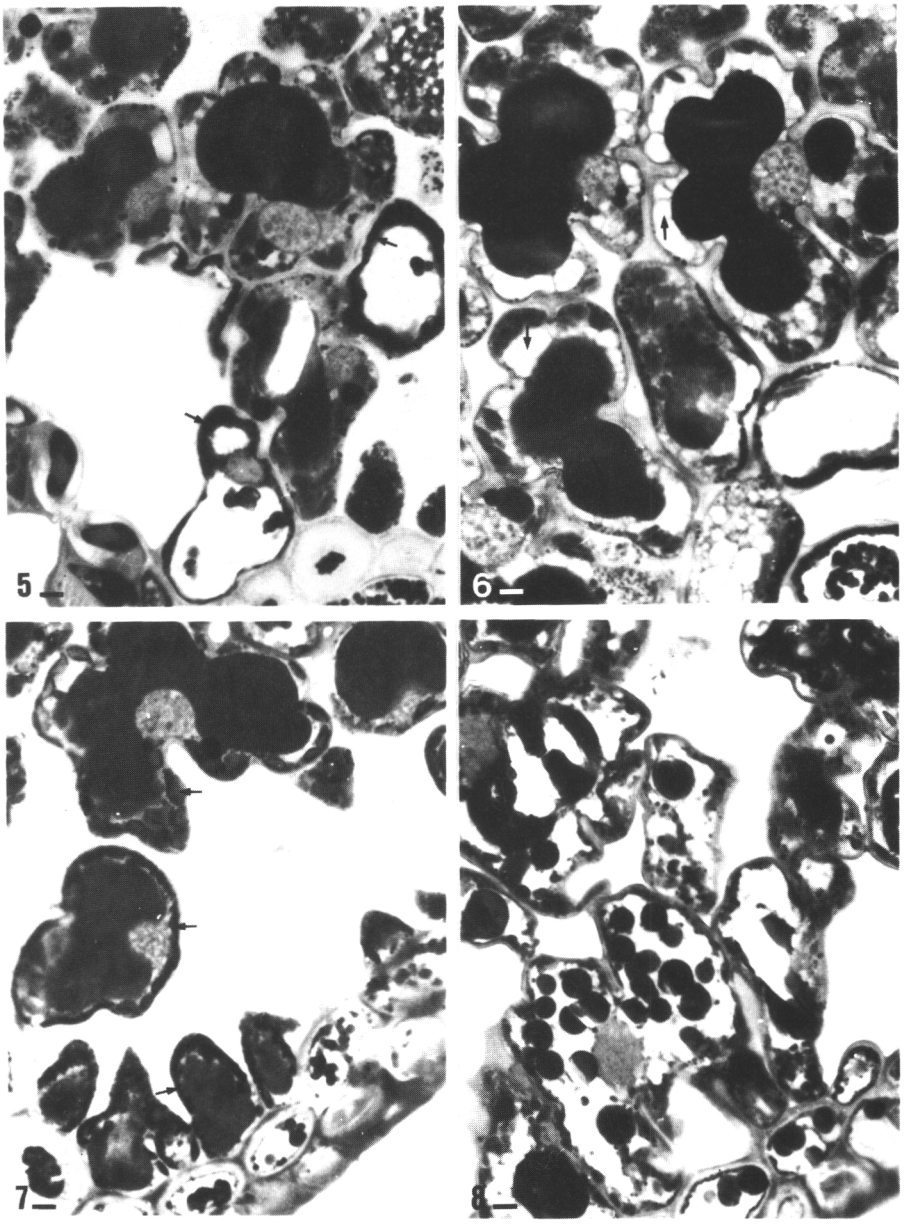
Alhaisemmat (60–100 µg/m^3), mutta pitkäaikaiset otsonipitoisuudet aiheuttavat neulasiin piilevän oireiston, joka alkaa aina neulasen yläpinnan soluista ja etenee asteittain sisempiin solukerroksiin. Solutasolla otsonin aiheuttama muutos näkyy ensin viherhiukkasten pienenemisenä (kuva 7). Samanaikaisesti hiukkasen perusmassa tummuu ja rakeistuu (taulukko 1). Solulima ja sen muut elimet ovat useimmiten lähes terveen näköisiä vielä soluissa, joissa viherhiukkaset ovat jo erittäin pieniä (Sutinen ym. 1990; kuva 8). Otsonille tyypillinen oireisto on nykyisin varsin yleinen maastosta kerätyissä havupuiden näytteissä.

Haihtuvat halogeeniset hiilivedyt säilyvät sekä maaperässä että pitkän viipymän vuoksi myös ilmassa kauan ja pystyvät siten kulkeutumaan kauas päästölähteistään. Hiilivedyistä muodostuu mm. trikloorietikkahappoa, TCA:ta, jota on aiemmin käytetty varsin yleisesti heinämäisten kasvien, kuten juolavehnän torjuntaan. Nyttemmin TCA:ta on mitattu puiden neulasista ja lehdistä < 150 ng/g olevia pitoisuuksia sekä Suomen eri osista että Etelä-Saksasta (Frank ym. 1992, 1994; Juuti ym. 1993). Klooratuilla hiilivedyillä on arveltu olevan osuutensa myös metsien vaurioitumiseen. Kokeellisissa tutkimuksissa, joita on toistaiseksi tehty vain muutamia, on todettu mm. rasvojen lisääntymistä viherhiukkasissa ja solulimassa sekä viherhiukkasten pienenemistä. Tässä tapauksessa hiukkasten pienenemiseen ei liittynyt perusmassan tummumista eikä rakeistumista kuten otsonialtistuksen yhteydessä (Sutinen ym. käsikirjoitus).

Muista saasteista, joiden vaikutus



Kuvat 1–8. *Valomikroskooppikuvia männyn neulasen yhteyttävästä solukosta. Jana on 6 µm.* **Kuva 1.** *Terve neulanen TCA-altistusten vertailuaineistosta kesätilanteessa. Kasvukaudelle tyypillisesti viherhiukkasissa on suuret tärkkelysjyväset (nuolet). Solujen keskellä on tanniinin (T) täyttämä keskusvakuoli.* **Kuva 2.** *Keinotekoisen kuivuuden aiheuttama muutos. Viherhiukkaset ovat pyöreitä (nuolet) eikä niissä ole kasvukaudelle tyypillistä tärkkelysjyvästä.* **Kuva 3.** *Alkutalvesta annetun pakkaskäsittelyn aiheuttama muutos. Solun sisältö on tuhoutunut ja irronnut soluseinästä (nuolet).* **Kuva 4.** *Syksyisen pakkaskäsittelyn aiheuttama muutos kolmen viikon palautumisjakson jälkeen. Käsittelyn aikana tuhoutuneeseen soluun on jäänyt tärkkelysjyväset (tähti). Terveimmissä soluissa näkyy kuivuusoireita ja soluliman harventumista (nuolet).*



Kuva 5. *Rikkidioksidin aiheuttama krooninen muutos erään rikkiä päästävän teollisuuslaitoksen läheisyydestä. Näyte on kerätty talvella. Tanniini on nauhamaisena (nuolet) ja solun sisältö on tummunut. Viereiset solut ovat jokseenkin terveennäköisiä.*
Kuva 6. *Happaman sateen aiheuttama voimakas soluliman rakkuloituminen (nuolet) Inarin alueelta talvella kerätyssä näytteessä. Oireen voimakkuus voi johtua myös happaman veden aiheuttamasta pakkasen sietokyvyn alenemasta.*
Kuva 7. *Otsonikäsittelyn aiheuttama asteittainen viherhiukkasten pienentyminen (nuolet) vaurioitumisen alkuvaiheessa.*
Kuva 8. *Otsonikäsittelyn aiheuttama muutos vaurioitumisen loppuvaiheessa. Viherhiukkaset ovat erittäin pieniä kaikissa soluissa.*

Taulukko 2. *Eräitä tekijöitä, jotka saattavat hankaloittaa mikroskooppisesti havaittavan vaikutuksen tulkintaa sekä ehdotuksia haittatekijöiden välttämiseksi ja diagnostisen analytiikan parantamiseksi.*

Tekijä	Vaikutus	Parannusehdotukset
kiinnitysvirhe	artefakti ja huono erottuvuus → väärä diagnoosi	kerää uusi aineisto
eri värjäysmenetelmät	soluelimien erottuminen erilainen	tuloksia verrattava varoen (tulokset eivät välttämättä ole ristiriitaisia)
saastepitoisuus – korkea – matala	 – äkillinen vaurio – krooninen vaurio	tuloksia on verrattava mahdollisimman samansuuruisen annoksen saaneeseen vertailuaineistoon
neulasten kunto – vihreä – kellastunut tms.	 – vaurion varhaisvaiheet – vaurion loppuvaiheet	tuloksia on verrattava vastaavaan vertailuaineistoon, esim. vihreää vihreään
useita nimiä samalle muutokselle	sekaannusta tulosten ymmärtämisessä	nimistö olisi yhdenmukaistettava
analyysit on tehty eri soluelimistä	saman tekijän aiheuttamat muutokset näennäisesti erilaisia. Esim. muutos on solulimassa. Tutkitaan vain viherhiukkaset → tulos on "ei muutosta". Tutkitaan koko solu → tulos on "selvä muutos"	kaikki soluelimet olisi analysoitava
tarkastelu tehdään kolmiulotteisesta todellisuudesta kaksiulotteisella tasolla	aiheuttaa sekaannusta varsinkin vasta-alkajilla. Saattaa johtaa virheellisiin päätelmiin	analysoija on huolellisesti koulutettava työhön
kuvailevat, kvalitatiiviset tulokset	vähäiset, jopa epäspesifiset muutokset saattavat ylikorostua	muutos on määritettävä tarkasti ja tehtävä morfometrinen analyysi diagnoosin pohjaksi

simmin on paikallinen (onnettomuudet, tien suolaus) on havupuilla tutkittu mm. fluoridien, kloorikaasun ja suolan solutasoisia vaikutuksia (mm. Holopainen ym. 1992). Näilläkin saasteilla on todettu kullekin haittatekijälle ominainen vaurioitumisoireisto.

Eri saasteyhdistelmien sekä saasteiden ja luontaisten haittatekijöiden yhteisvaikutuksia on tutkittu jonkin verran. Rakennetutkimuksin on selvitetty mm. otsonin ja rikkidioksidin yhteisvaikutusta, jolloin yhteyttävän solukon viherhiukkaset pienenivät siinä määrin, että ne eivät enää erottuneet valomikroskooppisilla suurennoksilla, joilla terveen neulasen hiukkaset erottuvat hyvin (Sutinen 1987b). Lisäksi on selvitetty mm. happaman sateen ja kaliumin puutteen (Holopainen ja Nygren 1989) ja toisaalta happaman sateen ja pakkasen (Huttunen ym. 1990) yhteisvaikutuksia. Yhteisvaikutus on yleensä vakavampi kuin jonkin tekijän yksin aiheuttama vaurio. Rakennetasolla useamman samanaikaisesti vaikuttavan tekijän aiheuttamat oireistot ovat erotettavissa toisistaan. Oireistot voivat esiintyä päällekkäisinä samassa solussa tai erillään vierekkäisissä soluissa. Maastonäytteissä on varsin yleistä, että solussa/solukossa on useampaan haittatekijään liitettäviä oireita, mikä solutasolla viittaa ns. monistressivaurioon.

Epävarmuustekijöitä ja parannusehdotuksia

Havupuiden neulasten mikroskooppinen diagnostinen analyytikka on tieteenalana varsin nuori. Ainakin osittain johtuen juuri tästä, diagnoosia on aika-ajoin pidetty epävarmana. Epävarmuutta ovat saattaneet aiheuttaa myös tietyt diagnoosia haittaavat tekijät, jotka on mainittu aiemmin myös lääketieteellisen diagnostiikan yhteydessa (Collan ym. 1984). Taulukossa 2 on mainittu eräitä diagnoosia häiritseviä tekijöitä sekä näiden tekijöiden vaikutuksia kuten myös ehdotuksia, joilla diagnoosin luotettavuutta voi parantaa. Mikroskooppisen diagnostiikan varmentamiseksi on tietenkin suotavaa, että tutkittavasta aineistosta tutkittaisiin samanaikaisesti esimerkiksi neulasten ravinnepitoisuus tai biokemiallisia muuttujia.

Johtopäätelmiä

Tähänastiset mikroskooppiset tutkimukset ovat osoittaneet, että eri stressitekijät aiheuttavat havupuiden neulasiin erilaiset, toisistaan erotettavat vaurio-oireet. Edellyttäen että tutkittavasta aineistosta selvitetään vaurio-oireisto eikä vain yksittäisiä muutoksia, mikroskooppinen menetelmä soveltuu hyvin myös käytännön diagnostiseen työhön.

Menetelmän kehittämiseksi uusissa altistuskokeissa pyritään täydentämään aikaisempaa tietämystä neulasten rakennemuutoksista. Lisäksi tutkimusta suunnataan kvalitatiivisestä, kuvailevasta vaiheesta kvantitatiiviseen, morfometriseen vaiheeseen. Tällöin on yhdessä muilla menetelmillä saatujen tulosten kanssa mahdollista selvittää, miten havaittu rakennemuutos eri vakavuusasteissaan vaikuttaa puiden toimintaan ja kuntoon.

Kirjallisuus

Bäck, J. & Huttunen, S. 1992. Structural responses of conifer seedlings to acid rain treatment. New Phytology 120: 77–88.

Campbell, R. 1976. The ultrastructure of the host-parasite interface in the needles of Pinus nigra infected with

Lophodermella sulcigena. Annales Botany 40: 851–855.

Collan, Y., Aalto, M.-L., Koska, V.-M., Naukkarinen, A., Romppanen, T. & Syrjänen, K. (toim.), 1984. Stereology and morphometry in pathology. Kuopio University Press, 270 s.

Fink, S. 1989. Pathological anatomy of conifer needles subjected to gaseous air pollutants or mineral deficiencies. Aquilo Ser. Botanica 27: 1–6.

Frank, H., Scholl, H., Sutinen, S. & Norokorpi, Y. 1992. Trichloroacetic acid in conifer needles in Finland. Annales Botanici Fennici 29: 263–267.

Frank,H., Scholl, H., Renchen, D., Rether, B., Laoued, A. & Norokorpi, Y. 1994. Haloacetic acids, phytotoxic secondary air pollutants. Environmental Science and Pollution Research 1: 1–11.

Holopainen, T. & Holopainen, J. 1988. Cellular responses of Scots pine (Pinus sylvestris L.) seedlings to simulated summer frost. European Journal of Forest Pathology 18: 207–216.

Holopainen, T. & Nygren, P. 1989. Effects of potassium deficiency and simulated acid rain alone and in combination on the ultrastructure of Scots pine needles. Canadian Journal of Forest Research 19: 1402–1411.

Holopainen, T , Anttonen, S., Wulf, A., Palomäki, V. & Kärenlampi, L. 1992. Comparative evaluation of the effects of gaseous pollutants, acidic deposition and mineral defiiences: structural changes in the cells of forest plants. Agriculture, Ecosystems and Environment 42: 365–398.

Huttunen, S., Reinikainen, J. & Turunen, M. 1990. Wintering response to acid rain treatment under northern conditions. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 607–633.

Juuti S., Hirvonen A., Tarhanen, J., Holopainen, J.K., & Ruuskanen, J. 1993. Trichloroacetic acid in pine needles in the vicinity of a pulp mill. Chemosphere 26: 1859–1868.

Kärenlampi, L. & Houpis, J.L.J. 1986. Structural conditions of mesophyll cells of Pinus ponderosa var. scopulorum after SO_2 fumigation. Canadian Journal of Forest Research 16: 1381–1385.

Smith, W.H. 1981. Air pollution and Forest. Interaction between Air contaminants and forest ecosystems. Springer-Verlag. New York, Heidelberg, Berlin. s.379.

Soikkeli, S. 1978. Seasonal changes in mesophyll tultrastructure of needles of Norway spruce (Picea abies). Canadian Journal of Botany 56: 1932–1940.

Soikkeli, S. 1980. Ultrastructure of the mesophyll in Scots pine and Norway spruce: seasonal variation and molarity of the fixative buffer. Protoplasma 103: 241–252.

Soikkeli, S. 1981. Comparison of cytological injuries in conifer needles from several polluted industrial environments in Finland. Annales Botanici Fennici 18: 47–61.

Soikkeli, S. & Kärenlampi, L. 1984a. Cellular and ultrastructure effects. Julkaisussa: Treshow, M. (toim.) Air pollution and plant life. John Wiley & Sons. s. 159–174.

Soikkeli, S. & Kärenlampi, L. 1984b. The effects of nitrogen fertilization on the ultrastructure of mesophyll cells of conifer needles in northern Finland. European Journal of Forest Pathology 14: 129–136.

Sutinen, S. 1987a. Cytology of Norway spruce needles. I. Changes during ageing. European Journal of Forest Pathology 17: 65–73.

Sutinen, S. 1987b. Ultrastructure of mesophyll cells of spruce needles exposed to O_3 alone and together with SO_2. European Journal of Forest Pathology 17: 362–368.

Sutinen, S. 1991. Tissue and cellular effects of air pollutants on coniferous trees. Julkaisussa: Tikkanen, E. ja Varmola, M. (toim.) Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the U.S.S.R. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 101 108.

Sutinen, S., Juuti, S., Koivisto, L., Turunen, M. & Ruuskanen, J. The uptake and structural changes induced by trichloroacetic acid (TCA) in the needles of Scots pine seedlings. Käsikirjoitus.

Sutinen, S., Skärby, L., Wallin, G. & Sellden, G. 1990. Long-term exposure of Norway spruce, Picea abies (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. II. Effects on the ultrastructure of needles. New Phytology 115: 345–355.

Märkälaskeumatypen otto ja allokaatio kuusen (*Picea abies* Karst.) taimissa

Ilari Lumme

Johdanto

Teollisuuden, liikenteen ja maatalouden aiheuttamalla typpilaskeumalla saattaa olla sekä negatiivisia että positiivisia vaikutuksia metsien terveydentilaan. Typpilaskeuman on arvioitu johtavan pitkällä aikavälillä metsäekosysteemin "kyllästymiseen" typellä (Aber ym. 1989). Ylimääräinen typpi saattaa muuttaa havupuiden ravinnetasapainoa ja juuri-versosuhdetta sekä altistaa niitä sienitaudeille, hyönteistuhoille sekä muuttaa kylmänkestävyyden säätelyä (Boxman ja Roelofs 1988, Scheromm ja Plassard 1988, Ferm ym. 1990, Katzensteiner ym. 1992). Toisaalta kasveille käyttökelpoisen typen niukkuus maassa rajoittaa havupuiden kasvua boreaalisessa havumetsävyöhykkeessä (Mälkönen ym. 1990). Siten typpilaskeuma voi ainakin alkuvaiheessa edistää puiden kasvua.

Laskeumatypen vaikutukset metsäekosysteemissä riippuvat mm. ammonium- ja nitraattitypen määräsuhteesta sekä kuiva- ja märkälaskeuman osuudesta kokonaislaskeumassa sekä metsäekosysteemin "vasteesta" laskeuman suhteen. Juuriston kautta tapahtuvan typen oton lisäksi havupuutkin voinevat ottaa märkä- ja kuivalaskeuman typpeä suoraan neulasten kautta (Bowden ym. 1989, Marshall ja Cadle 1989, Eilers ym. 1992, Thomas ja Miller 1992). Neulasten välityksellä tapahtuvan assimilaation osuutta ja typen eri muotojen oton (juuriston ja neulasten kautta) määräsuhdetta typen kokonaisotossa ei kuitenkaan tunneta riittävästi. Lisäksi on epäselvää miten sekä maan että neulasten kautta assimiloitu typpi allokoituu taimissa ja miten typpilaskeuman määrä vaikuttaa typen ottoon ja allokaatioon.

Tämän osahankkeen tavoitteena on tutkia kasvihuone- ja kenttäoloissa kuusen (*Picea abies* Karst.) taimien ammonium- ja nitraattitypen ottoa märkälaskeumasta sekä juuriston kautta että neulasten välityksellä, otetun typen allokaatiota taimissa, kuusen taimen ritsosfäärin vaikutuksia ammoniumtypen nitrifioitumiseen ja laskeumatypen allokaatiota maaperän mikrobistoon. Lisäksi tavoitteena on tutkia kasvatuskaappikokein laskeumatypen vaikutuksia kuusen taimien kylmänkestävyyden säätelyyn. Tähän mennessä on toteutetu kaksi kasvihuonekoetta; esikoe vuonna 1992 ja typpitasokoe vuosina 1993 ja 1994. Kenttäkoe perustettiin vuonna 1991 METLAn Ruotsinkylän tutkimusalueelle, mutta kenttäoloissa on voitu toteuttaa toistaiseksi vain esitutkimus (vrt. Lumme 1994). Tässä raportissa esitellään tuloksia vuoden 1992 esikokeista kasvihuoneoloissa. Kokeessa tutkittiin mm. ammonium- ja nitraattitypen ottoa märkälaskeumasta sekä juuriston kautta että suoraan neulasten välityk-

sellä ja otetun typen allokaatiota taimissa.

Menetelmät

Kasvihuonekoe perustettiin vuonna 1992 Metsäntutkimuslaitoksen Ruotsinkylän kenttäasemalle (vrt. Lumme 1994). Kokeessa käytettiin kolmevuotiaita kloonattuja kuusentaimia taimien välisen vaihtelun pienentämiseksi (yksi kuusiklooni). Kolmen kuukauden ajan taimille annosteltiin typpiliuoksia kahdesti viikossa. Typen lähteenä olivat ^{15}N-isotoopilla merkityt ammoniumsulfaatti ja natriumnitraatti (^{15}N osuus 10 % kokonaistypestä). Typpikäsittelyjä oli kahdeksan ja kussakin käsittelyssä oli viisi toistoa (taulukko 1).

Typpiliuokset annosteltiin maahan Finnpipetillä. Neulasille typpi annosteltiin kromatografiaruiskun avulla (kapillaarikoko 0,1mm). Taimien tyvet suojattiin, jotta typpiliuokset eivät leviäisi taimien juuristoon. Kokeen lopussa taimet, joille typpi annosteltiin neulasille, suihkutettiin 2 %:lla etanoliliuoksella neulasten pinnalle jääneen assimiloimattoman typen poistamiseksi.

Kokeen päätyttyä taimet irrotettiin astioista ja juurista poistettiin maaaines, jonka jälkeen neulaset, varret sekä juuret erotettiin toisistaan ja kuivattiin + 60° C:ssa. Näytteiden jauhatuksen jälkeen niistä määritettiin kokonaistypen ja ^{15}N-pitoisuus RoboPreb CN-analysaattorilla ja VG-Micromass 622 massaspektrometrilla (Barrie ja Lemley 1989). Analyysit tehtiin Maatalouden tutkimuskeskuksessa Jokioisilla MMT Martti Esalan johdolla. Tilastolliset merkitsevyydet keskiarvojen välillä testattiin varianssianalyysillä ja Tukeyn HSD-testillä.

Tulokset

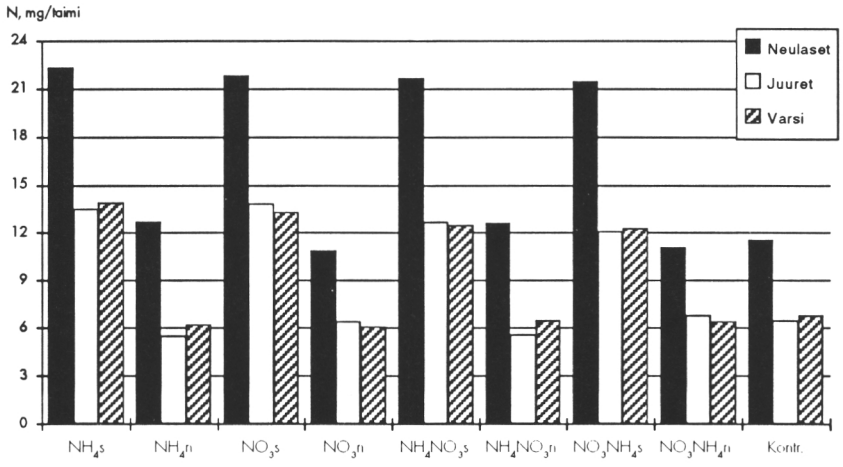
Kaikki juuristoon annetut typpikäsittelyt lisäsivät kuusentaimien typpipitoisuutta tilastollisesti merkitsevästi ($p < 0,05$) (kuva 1). Sen sijaan neulasille tehty annostelu ei tällä typpitasolla muuttanut taimien typpipitoisuutta merkittävästi.

Kuusentaimet ottivat juuriston kautta lähes yhtä paljon ammonium- ja nitraattityppeä, kun ne annosteltiin erikseen (kuva 2). Sen sijaan ammoniumin ja nitraatin seoksista taimet assimiloivat juuristollaan tilastollisesti merkitsevästi enemmän ($p < 0,05$) ammoniumtyppeä kuin nitraattityppeä. Typen otto kuusen neulasten välityksellä oli alhaisempaa ($p < 0,001$) kuin typen otto juuriston kautta (kuva 2).

Neulasiin assimiloitui merkitseväs-

Taulukko 1. *Typpikokeen käsittelyt.*

Typpilaji	Annostelu mg N taimi
1. $^{15}NH_4$-N taimen juurelle, $(NH_4)_2SO_4$	200
2. $^{15}NO_3$-N taimen juurelle, $NaNO_3$	200
3. $^{15}NH_4$-N suihkutus neulasille, $(NH_4)_2SO_4$	200
4. $^{15}NO_3$-N suihkutus neulasille, $NaNO_3$	200
5. $^{15}NH_4 + NO_3$ (1:1) taimen juurelle	100 + 100
6. $^{15}NO_3 + NH_4$ (1:1) taimen juurelle	100 + 100
7. $^{15}NH_4 + NO_3$ (1:1) suihkutus neulasille	100 + 100
8. $^{15}NO_3 + NH_4$ (1:1) suihkutus neulasille	100 + 100
9. Kontrolli	0



Kuva 1. *Kuusentaimien typpipitoisuus eri typpikäsittelyissä, s= annostelu maahan, n= annostelu neulasille, $NH_4NO_3 = {}^{15}NH_4 + NO_3$, $NO_3NH_4 = {}^{15}NO_3 + NH_4$.*

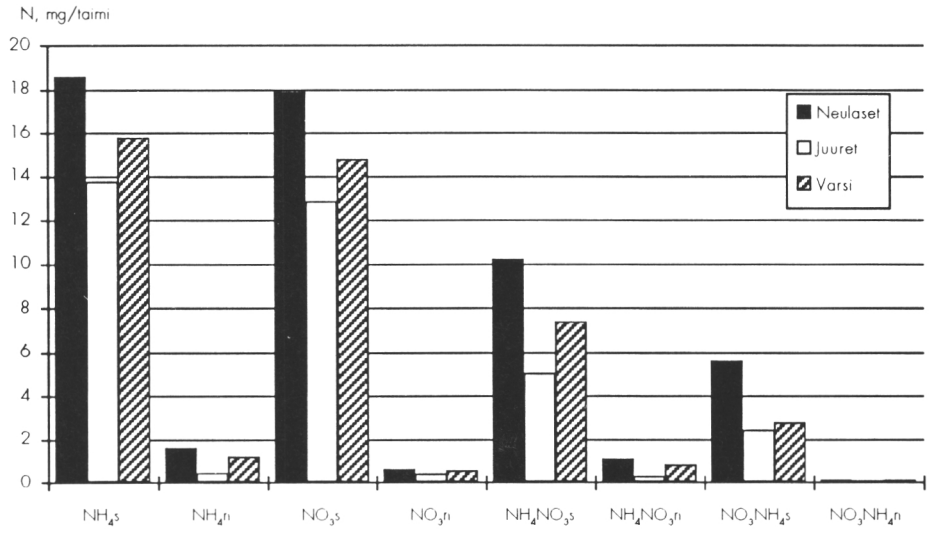
ti enemmän ($p < 0{,}01$) ammoniumtyppeä kuin nitraattityppeä sekä erikseen annosteltuna että ammoniumin ja nitraatin seoksista (kuva 3). Typen allokaatio oli samansuuntainen kaikissa juuristoon tehdyissä annosteluissa; eniten typpeä allokoitui neulasiin, seuraavaksi eniten varteen ja vähiten juuriin.

Neulasten kautta otetun typen allokaatiossa havaittiin selvä ero ammonium- ja nitraattitypen välillä; kolmen kuukauden aikana assimiloidusta ammoniumtypestä jäi neulasiin suurempi osa kuin nitraattitypestä (kuva 3).

Tulosten tarkastelua

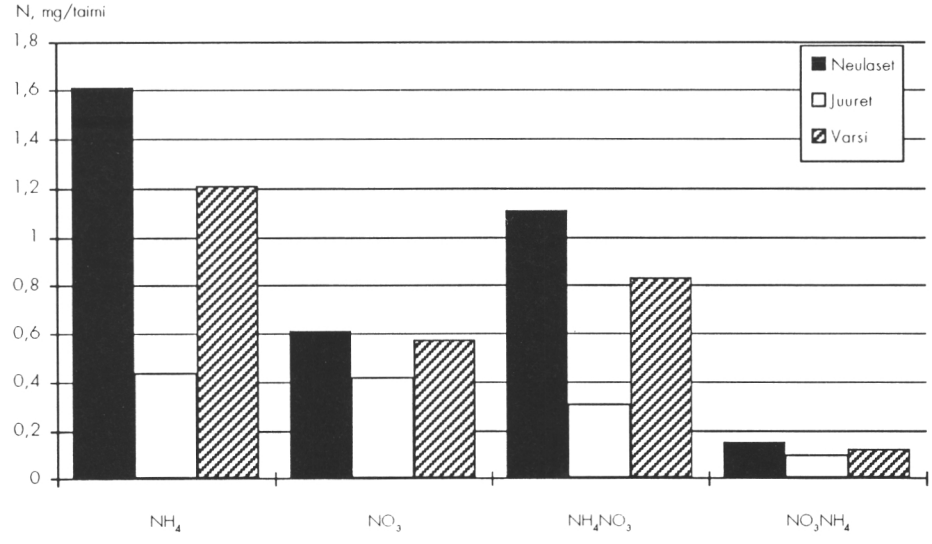
Kuusentaimet suosivat ammoniumtyppeä typen lähteenään sekä juuriston kautta että suoraan neulasten välityksellä. Mikäli siis ammoniumia ja nitraattia sisältävässä märkälaskeumassa ammoniumtypen määrä on kuusen kannalta riittävä, nitraattia saattaa jäädä maaperään, josta se voi huuhtoutua pohjaveteen, haihtua typpikaasuna ilmakehään denitrifikaation kautta tai immobilisoitua maaperän mikrobistoon. Lisäksi ammoniumin otto voi vähentää muiden emäskationien ottoa (Boxman ja Roelofs 1988, Scheromm ja Plassard 1988). Ammoniumia suosiva typen käyttö happamoittaa myös maaperää. Kolmevuotiaat kuusentaimet ottivat tässä kasvihuonekokeessa neulasten kautta annetusta ammoniumista 1,6–2,2 % ja nitraatista 0,4–0,8 %. Neulasten kautta otetun ammoniumtypen osuus oli 6–9 % taimen koko typen otosta (juuristo + neulaset). Nitraattitypen vastaava osuus oli 3–4 %. Tulokset olivat samansuuntaiset muiden tutkimusten kanssa (Boxman ja Roelofs 1988, Scheromm ja Plassard 1988, Bowden ym. 1989, Marschner ym. 1991, Eilers ym. 1992, Flaig ja Mohr 1992, Thomas ja Miller 1992). Vaikka neulasten kautta otetun typen osuudet olivatkin alhaisia, tällä saattaa olla merkitystä havupuiden ravinnetalouden ja ravinnetasapainon kannalta pitkällä aikavälillä, erityisesti mikäli esimerkiksi maaperän luontainen emäskationipitoisuus on alhainen.

Syytä ammoniumin suurempaan assimilaatioon neulasten välityksellä ei tarkoin tunneta. Eräänä tekijänä voi



Kuva 2. *Kuusentaimien typen otto ja typen allokaatio neulasiin, varteen ja juuriin s = annostelu maahan, n = annostelu neulasille, $NH_4NO_3 = {}^{15}NH_4 + NO_3$, $NO_3NH_4 = {}^{15}NO_3 + NH_4$.*

olla nitraattia pelkistävän nitraatti-reduktaasientsyymin alhainen pitoisuus neulasissa (Pietiläinen ja Lähdesmäki 1988, Scheromm ja Plassard 1988, Marschner ym. 1991, Schmidt ym. 1991.) Typen otto suoraan neulasiin tapahtunee sekä neulasen ilmarakojen kautta että kutikulan lävitse, joten mahdollinen ero ammoniumin ja nitraatin kulkeutumisessa neulasen pintakerroksissa vaikuttaa myös assimilaation määrään (Bowden ym. 1989, Marshall ja Cadle 1989). Tulosten mukaan suoraan neulasiin assimiloitu



Kuva 3. *Kuusentaimien typen otto suoraan neulasten kautta ja assimiloidun typen allokaatio, $NH_4NO_3 = {}^{15}NH_4 + NO_3$, $NO_3NH_4 = {}^{15}NO_3 + NH_4$.*

ammonium allokoitui lähinnä neulasiin ja varteen sekä vähäisempi osa juuristoon. Sen sijaan nitraatin allokaatio oli tasaisempaa eri kasvinosien välillä. Tämä saattaa johtua nitraattireduktaasientsyymin suuremmasta aktiivisuudesta juurissa kuin neulasissa. Havaittu ilmiö voi korostaa ammoniumtypen haitallisia vaikutuksia kuusen neulasten ravinnetasapainossa. Toisaalta tämä kasvihuonekoe kesti vain kolmen kuukauden ajan, joten ammoniumtypen allokaatiossa pitemmällä aikavälillä mahdollisesti ilmeneviä muutoksia ei tunneta.

Kirjallisuus

Aber, J., Nadelhoffer, K., Steudler, P. & Melillo, J. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems; hypothesis and implications. BioScience 39: 378–386.

Barrie, A. & Lemley, M. 1989. Automated $^{15}N/^{13}C$ analysis of biological materials. American Laboratory 19: 82–91.

Bowden, R., Geballe, G. & Bowden, W. 1989. Foliar uptake of ^{15}N from simulated cloud water by Red spruce (*Picea rubens*) seedlings. Canadian Journal of Forest Research 19: 382–386.

Boxman, A. & Roelofs, J. 1988. Some effects of nitrate versus ammonium nutrition on the nutrient fluxes in *Pinus sylvestris* seedlings. Effects of mycorrhizal infection. Canadian Journal of Botany 66: 1091–1097.

Eilers, G., Brumme, R. & Matzner, E. 1992. Above-ground N-uptake from wet deposition by Norway spruce (*Picea abies* Karst.). Forest Ecology and Management 51: 239–249.

Ferm, A., Hytönen, J., Lähdesmäki, P., Pietiläinen, P. & Pätilä, A. 1990. Effects of high nitrogen deposition on forests: case studies close to fur animal farms. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 635–668.

Flaig, H. & Mohr, H. 1992. Assimilation of nitrate and ammonium by the Scots pine seedlings under conditions of high nitrogen supply. Physiologia Plantarum 84: 568–576.

Katzensteiner, K., Glatzel, G. & Kazda, M. 1992. Nitrogen-induced nutrional imbalances, a contributing factor to Norway spruce decline in the Bohemian forest. Forest Ecology and Management 51: 29–42.

Lumme, I. 1994. Nitrogen uptake of Norway spruce (*Picea abies* Karst.) seedlings from simulated wet deposition. Forest Ecology and Management 63: 87–96.

Marschner, H., Häussling, M. & Eckhard, G. 1991. Ammonium and nitrate uptake rates and rhizosphere pH in non-mycorrhizal roots of Norway spruce (*Picea abies* Karst.). Trees 5: 14–21.

Marshall, J. & Cadle, S. 1989. Evidence for transcuticular uptake of HNO_3 vapor by foliage of Eastern White Pine (*Pinus Strobus* L.). Environmental Pollution 60: 15–28.

Mälkönen, E., Derome, J. & Kukkola, M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystem. Estimation based on long-term fertilization experiments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 325–347.

Pietiläinen, P. & Lähdesmäki, P. 1988. Effect of various concentrations of potassium nitrate and ammonium sulphate on nitrate reductase activity in the roots and needles of Scots pine seedlings in N Finland. Annales Botanici Fennici 25: 201–206.

Scheromm, P. & Plassard, C., 1988. Nitrogen nutrition of non-mycorrhized maritime pine (*Pinus pinaster*)

grown on nitrate or ammonium. Plant Physiology and Biochemistry 26: 261–269.

Schmidt, B., Strack, D. & Weidner, M. 1991. Nitrate reductase in needles, roots and trunk wood of spruce trees. Trees 5: 215–226.

Thomas, R. & Miller, H. 1992. Impact of foliar and soil applications of nitrogen on the nutrional status of a young Sitka spruce plantation. Forest Ecology and Management 51: 217–225.

Kasvihuonekaasujen päästöt turkistarhojen lähimetsissä

Pertti J. Martikainen, Hannu Nykänen, Kristiina Lång ja Ari Ferm (†)

Johdanto

Maaperän mikrobiologiset prosessit sekä tuottavat että kuluttavat metaania (CH_4), dityppioksidia (N_2O) ja hiilidioksidia (CO_2). Kaikkien näiden kaasujen pitoisuus ilmakehässä on nousemassa. Kaasujen tuottoon ja kulutukseen osallistuu maaperässä useita erilaisia mikrobiryhmiä, joiden aktiivisuus riippuu maaperän fysikaalis-kemiallisista oloista sekä kasvillisuuden ja maaperän muiden eliöryhmien toiminnasta. Eri mikrobiryhmien vaatimukset elinolojen suhteen poikkeavat suuresti toisistaan.

Kangasmetsissä maan happipitoisuus on yleensä niin korkea, että metaania tuottavat bakteerit eivät niissä menesty. Sen sijaan metsämaissa tapahtuu mikrobiologista CH_4:n hapetusta, jossa metaanin hapettajat ottavat tarvitsemansa metaanin pääosin ilmasta. Metsämaa onkin tärkeä ilmakehän metaanin nielu eli se vastustaa ilmakehän metaanipitoisuuden nousua. Metsämaan metaanin hapettajien säätelytekijät tunnetaan vielä heikosti. On havaintoja, että metaanin hapettajien toiminta voi hidastua maaperän typpikuormituksen vaikutuksesta (Steudler ym. 1989, Nesbit ja Breitenbeck 1992).

Nitrifikaatio ja denitrifikaatio ovat kaksi tärkeintä mikrobiologista prosessia, joissa muodostuu N_2O:a (Davidson 1991). Ammoniumin hapettuminen nitriitiksi nitrifikaatiossa tuottaa aina myös N_2O:a. Nitrifikaatio edellyttää hapellista ympäristöä, mutta denitrifikaatio on mahdollista vain hapettomissa oloissa. Denitrifikaatiossa N_2O esiintyy välituotteena nitraatin tai nitriitin pelkistyessä typpikaasuksi (N_2). Alhainen maaperän pH estää N_2O:n pelkistymistä edelleen N_2:ksi, joten happamissa oloissa, kuten metsämaassa, N_2O saattaa olla denitrifikaation päätuote. Boreaalisten metsien N_2O-tuottoa on tutkittu vähän. Toistaiseksi ei tunneta, kuinka typpikuormitus tai metsämaan typen mineralisaatiota lisäävät toimenpiteet edistävät N_2O:n tuottoa.

Olemme tutkineet pitkäaikaisen typpilaskeuman vaikutuksia metsämaan metaanin nieluun ja N_2O:n tuottoon käyttämällä tutkimusalueina turkistarhojen lähimetsiä. Aiemmin on osoitettu, että turkistarhojen typpilaskeuma on aiheuttanut puustossa kasvuhäiriöitä sekä muuttanut maaperän kemiallisia ominaisuuksia (Ferm ym. 1990).

Aineisto ja menetelmät

Tutkimusalueet

Tutkimusalueiksi valittiin Pohjanmaalta turkistarhojen lähellä olevia männiköitä sekä kauempana oleva kontrollimännikkö. Epäorgaanisen typen las-

keuma on ollut korkeimmillaan n. 36 kg N/ha/v. (metsikkö 6) ja kontrollialueella n. 5 kg N/ha/v. (taulukko 1). Tutkimusalueista kaksi oli kangasmaalla ja yksi ojitetulla turvemaalla.

Nitrifikaatio ja typpilaskeuma

Ensimmäisissä laboratoriokokeissa selvitettiin turkistarhan välittömässä läheisyydessä ja turkistarhan vaikutuspiirin ulkopuolella olevien maannosten mahdollisia eroja nitrifikaatioaktiivisuudessa. Tätä varten otettiin elokuun alussa 1991 maanäytteet metsiköistä 6 ja 52. Metsiköstä 6 otettiin maanäytteet sekä läheltä tarhaa (alle 50 m) että kauempaa tarhasta (150-300 m). Nitrifikaatiopotentiaalia selvitettiin maa-vesisuspensiotekniikalla pH 4:ssä ja 6:ssa (Martikainen ym. 1993b).

Nitrifikaatio ja dityppioksidin tuotto maanäytteissä

Laboratoriokokein tutkittiin nitraatin syntymekanismia ammoniumilla kuormitetun metsän maassa (metsikkö 6) käyttäen asetyleeniä spesifisenä inhibiittorina (Martikainen ym. 1993b). Maa-vesisuspensioinkubaatioilla tutkittiin, voidaanko tutkimuskohteiden maaperästä osoittaa happamiin oloihin sopeutuneita nitrifikaatiomikrobeja, ja kuinka N_2O:a muodostuu aerobisissa oloissa pH:n ollessa 4 tai 6. Näiden koejärjestelyjen tarkempi kuvaus on esitetty toisaalla (Martikainen ym. 1993b)

Kaasuvirtojen mittaus kentällä

Dityppioksidin, metaanin ja hiilidioksidin päästöt/nielut mitattiin metsiköistä ns. "suljettua kammiotekniikkaa" käyttäen. Kammiot oli tehty ohutseinäisestä teräsputkesta (halkaisija 31 cm, korkeus 30 cm). Putki kierrettiin mittaushetkellä orgaanisen kerroksen läpi kivennäismaahan saakka. Jokaisen kammion korkeus mitattiin maahan laiton jälkeen, jotta kammion maanpäällisen osan tilavuus voitiin määrittää. Kammiot olivat yläpäästään suljettu kaasuja läpäisemättömällä muovikannella, jossa oli läpivienti lämpöanturia ja näytekaasujen ottoletkua varten. Mittausaika oli 30 min, jonka aikana otettiin 3 kpl (5, 15 ja 30 min) 40 ml:n kaasunäytteitä 60 ml:n muoviruiskuilla. Ruiskut toimitettiin välittömästi Kuopioon Kansanterveyslaitoksen ympäristömikrobiologian osastolle, jossa niiden kaasupitoisuudet analysoitiin 24 tunnin sisällä näytteenotosta. Näytteiden N_2O-, CH_4- ja CO_2-pitoisuudet määritettiin kahdella rinnakkain kytketyllä kaasukromatografilla. Toisessa kaasukromatografissa oli elektroninsieppausilmaisin (ECD) N_2O:n analysoimiseksi ja toisessa lämmönjohtoilmaisin (TCD) CO_2:a ja liekki-ionisaatioilmaisin (FID) CH_4:a varten. Näytteen syöttö kolonneihin tehtiin kahdella 0,5 ml:n näytteensyöt-

Taulukko 1. *Tutkimuskohteiden puusto ja typpilaskeuma.*

Metsikkö	Sijainti	Metsätyyppi	N-laskeuma NH_4-N kg/ha/v.	NO_3-N kg/ha/v.	Puusto Ikä, v.	Runkoluku, kpl/ha	Tilavuus, m^3/ha
52	Kannus	VT	3,0	1,5	35	720	90
20	Kannus	Ss mu	10	2,0	22	3 300	50
6	Jepua, Keppo	VMT	33	3,2	31	1 900	70

tösilmukalla mikä varmisti erinomaisen toistettavuuden. Kaasujen tuotto tai kulutus neliömetriä ja vuorokautta kohden voitiin laskea kun tunnettiin kammion tilavuus, kammion lämpötila ja kaasupitoisuuden lineaarinen muutos kammiossa. Käytetty kaasukromatografiamenetelmä ja laskutekniikka on kuvattu yksityiskohtaisemmin toisaalla (Martikainen ym. 1993a, Crill ym. 1994).

Tulokset

Maaperän kemialliset ominaisuudet

Korkean typpilaskeuman metsikön (6) maannoksessa olivat vaihtuvan kalsiumin, magnesiumin ja kaliumin pitoisuudet, samoin orgaanisen kerroksen pH, jonkin verran alhaisempia kuin alhaisen typpilaskeuman metsikössä (52). Sen sijaan uuttuvan sinkin ja alumiinin pitoisuudet olivat edellisen männikön maannoksessa korkeammat kuin kangasmaan männikössä, jossa typpilaskeuma oli alhaisempi (taulukko 2).

Ammoniumlaskeuman vaikutus näkyi metsikön 6 orgaanisen kerroksen kohonneena ammoniumpitoisuutena sekä tämän maannoksen korkeampana nitraattipitoisuutena (taulukko 3).

Typpilaskeuman vaikutus maannoksen nitrifikaatiopotentiaaliin

Laboratoriokokeissa kontrollimetsikön maannoksessa nitrifikaatiopotentiaali oli erittäin alhainen (kuva 1). Metsikön 6 maannoksessa nitraattia tuotettiin kaikissa mitatuissa kerroksissa. Korkein aktiivisuus mitattiin karikekerroksen näytteissä pH 6:ssa. Nitrifikaatiomikrobit pystyivät toimimaan myös pH 4:ssä.

Nitrifikaatio ja N_2O:n muodostuminen

Metsikön 6 nitrifikaatiopotentiaalia ja N_2O-tuottoa hapellisissa oloissa selvitettiin lähemmin maa-vesisuspensiotekniikalla. Kuten edellisessä kokeessa nitraatin muodostumista esiintyi karikekerroksesta kivennäismaahan (kuva 2). Karikekerroksessa nitrifikaa-

Taulukko 2. *Tutkimuskohteiden maaperän eräitä kemiallisia ominaisuuksia*[1].

Metsikkö/ Maakerros	Tot C	Tot N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Al	pH
	mg/g				mg/kg					H_2O
52 VT-männikkö										
Org. kerros	334	11,6	218	677	2 030	319	271	37	83	4,2
Kivennäismaa	14,6	0,4	4,3	33	90	18	9,3	1,9	69	4,0
20 Ss mu, männikkö										
0–3 cm	458	20,4	322	734	2 350	649	129	45	40	4,3
3–10 cm	474	16,1	120	440	1 600	417	16	10	450	3,9
6 VMT-männikkö										
Org. kerros	365	19,8	111	431	1 310	278	82	127	299	3,9
Kivennäismaa	31,6	2,2	7,9	25	80	14	1,3	2,5	400	4,2

[1] P, K, Ca, Mg, Mn ja Zn määritetty 1 M ammoniumasetaattiuutteesta (pH 4,65) ja Al 1 M KCl-uutteesta. Ravinneanalyysit tehtiin Metsäntutkimuslaitoksessa (Halonen ym. 1983). Näytteet otettu 8.–10.12.1992.

Taulukko 3. *Tutkimuskohteiden maaperän ammonium- ja nitraattitypen pitoisuudet (Näytteet otettu 8.–10. 1992).*

Metsikkö/ Maakerros	Ammonium-N[a] µg/g	Nitraatti-N[a]
52 VT-männikkö		
Org. kerros	1,5 (0,1)[b]	0,2 (0,0)
Kivennäismaa	1,2 (0,1)	0,2 (0,0)
20 Ss mu, männikkö		
0–3 cm	9,4 (0,3)	0,2 (0,0)
3–10 cm	2,4 (0,8)	0,3 (0,1)
6 VMT-männikkö		
Org. kerros	7,6 (1,5)	3,0 (0,1)
Kivennäismaa	0,5 (0,1)	2,2 (0,1)

[a] Määritetty 2 M KCl-uutteesta
[b] Keskihajonta

tioaktiivisuus oli korkeampi pH 6:ssa kuin pH 4:ssä. Orgaanisessa kerroksessa ja kivennäismaassa ei näiden kahden pH:n välillä ollut juurikaan eroja nitrifikaatiossa. Asetyleenin lisäys hidasti nitrifikaatiota 71–100 %.

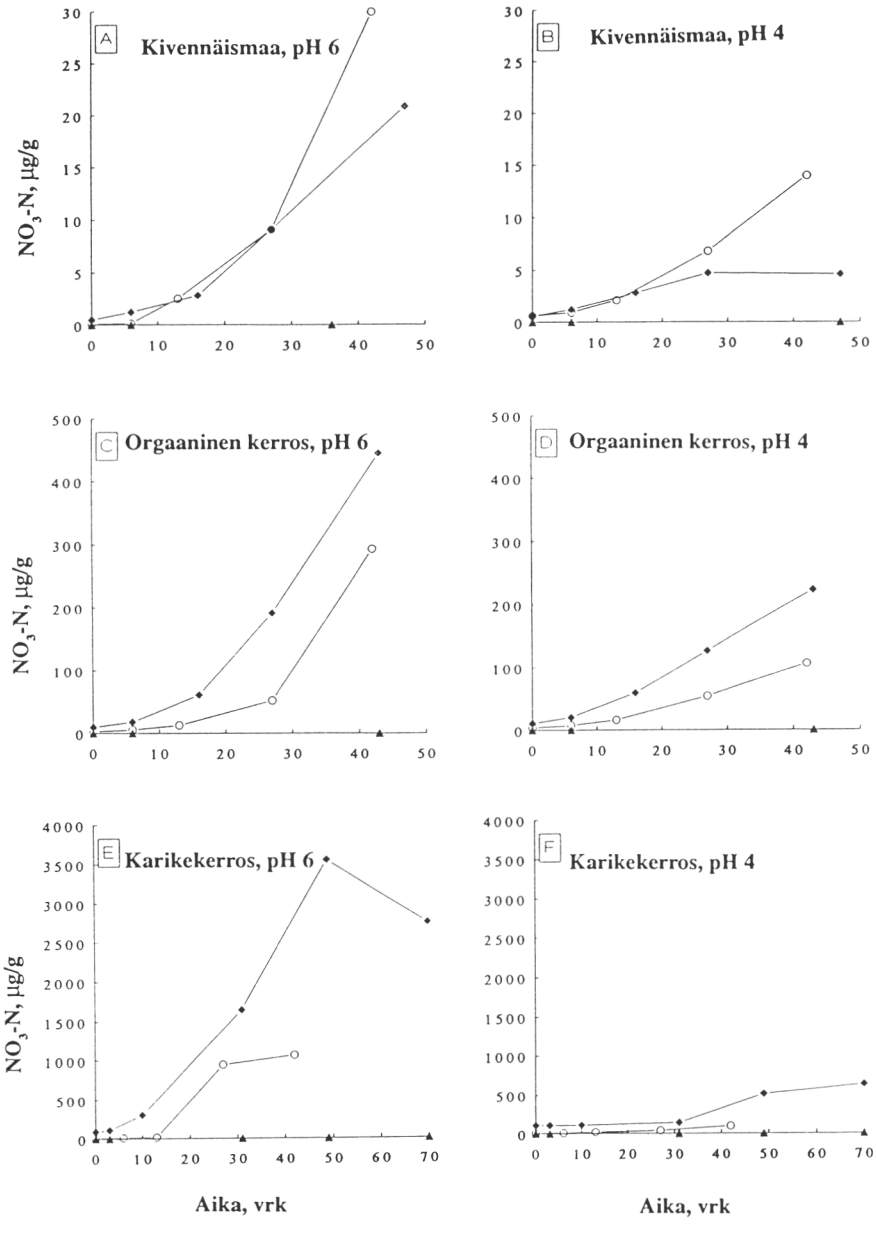
Dityppioksidin tuotto hapellisissa suspensioissa oli voimakkainta karikekerroksessa (kuva 2). Tässä kerroksessa N_2O:a muodostui enemmän pH 6:ssa kuin pH 4:ssä. Sen sijaan orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan suspensioissa N_2O:n tuotto oli voimakkaampaa pH 4:ssä kuin pH 6:ssa. Asetyleenin lisäys hidasti N_2O:n tuottoa 42–89 %:a. Dityppioksidi-N:n ja nitraatti-N:n tuottojen suhde vaihteli. Yleensä N_2O-N:ä muodostui alle 0,5 % NO_3-N:stä. NO_3:n samoin kuin N_2O:n tuotto oli hitaampaa kenttäkosteissa näytteissä inkuboituna hapellisessa ympäristössä kuin suspensiokokeissa (kuva 3). Asetyleeni inhiboi N_2O:n tuoton maanäytteissä vain 14–32 %:sti.

Kenttäkokeiden kaasuvirrat

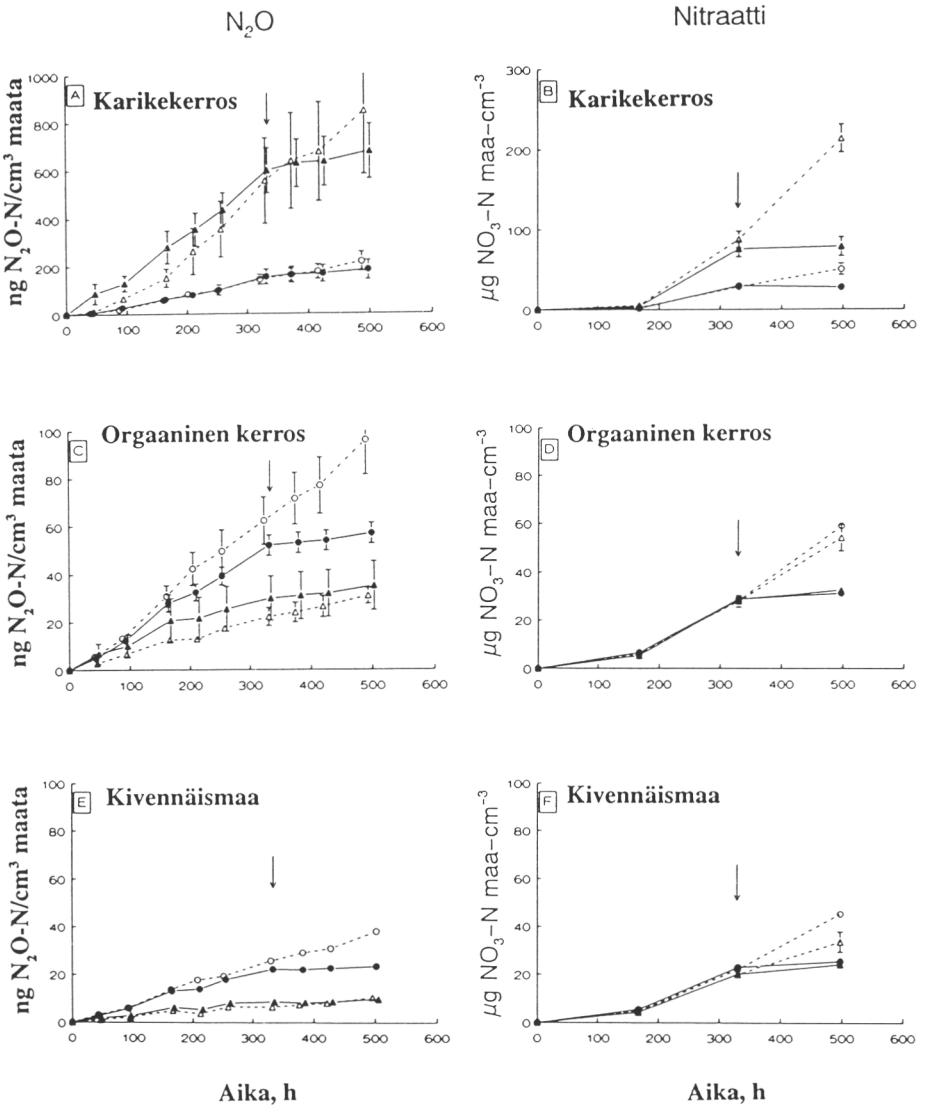
Metsiköissä 52 ja 20 N_2O:n päästöt olivat yleensä alhaisemmat kuin metsikössä 6 (kuva 4a). Keskimääräiset N_2O-päästöt olivat kontrollimetsikössä 52 µg ja alueella 6 78 µg N_2O/m^2/vrk. Runsaimmin typpikuormitetussa männikössä 6 keskimääräinen päästö oli 195 µg N_2O/m^2/vrk. Lämpötilan ja N_2O-päästön välillä ei ollut selkeää riippuvuutta (kuva 4b).

Kaikki tutkimusmänniköt toimivat metaanin nieluina (kuva 5). Männikön 6 maannoksessa CH_4:n kulutus oli hitainta (keskimäärin 0,75 mg CH_4/m^2/vrk.). Turvemaa (männikkö 20) kulutti CH_4:a hieman nopeammin (keskimäärin 1,51 mg CH_4/m^2/vrk.) kuin kontrollimännikkö (keskim. 1,13 mg CH_4/m^2/vrk.). Lämpötilan ja maaperän CH_4:n kulutuksen välillä ei havaittu riippuvuutta.

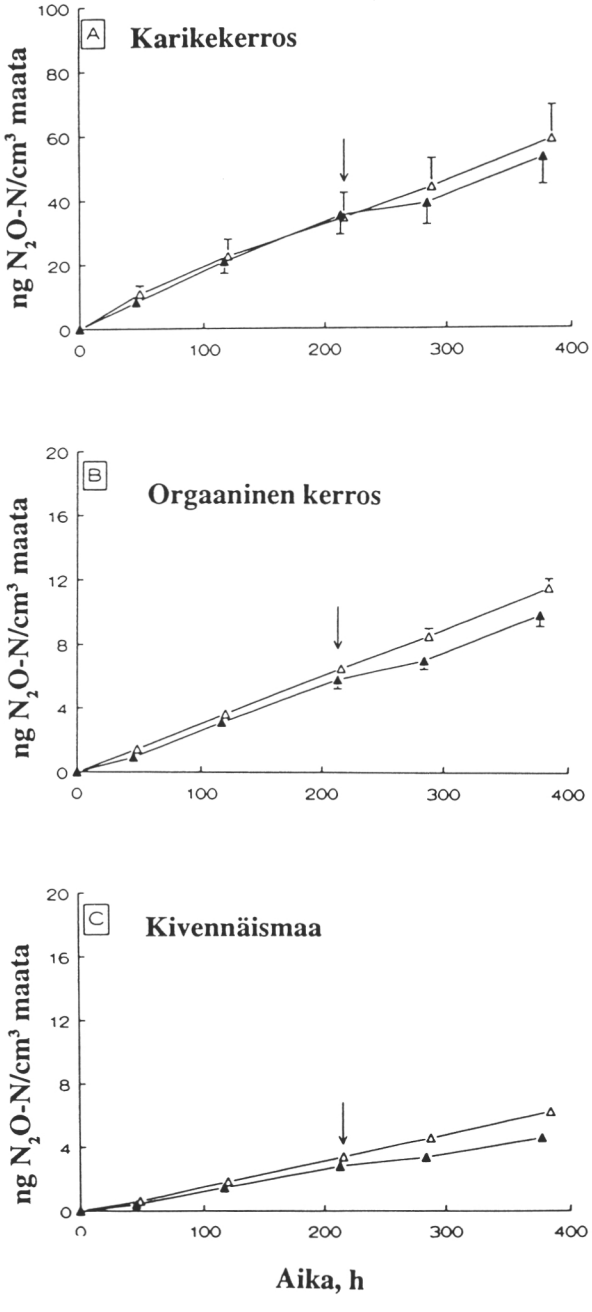
Hiilidioksidipäästöissä vuotuinen vaihtelu oli suurempaa (kuva 6) kuin metaanin otossa ja dityppioksidin tuo-



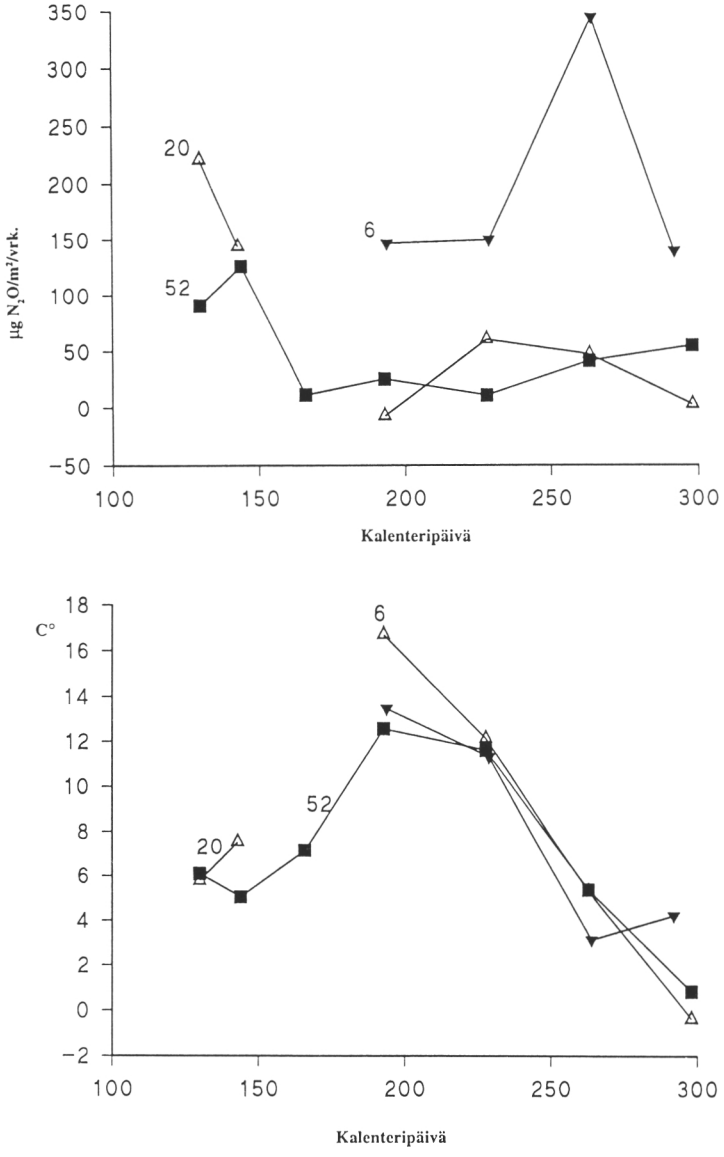
Kuva 1. *NO_3-N:n (µg/g kuivaa maata) kertyminen hapellisissa suspensioissa pH:ssa 6 ja 4 eri etäisyyksiltä turkistarhasta kerätyissä maanäytteissä. (-◆-) etäisyys tarhasta < 50 m, (-O-) 150-300 m, (-▲-) kontrollimännikkö.*



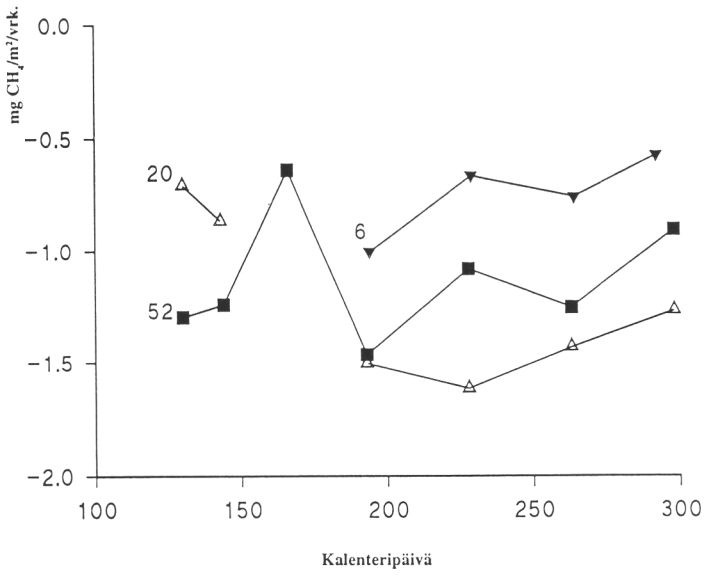
Kuva 2. *N_2O-N:n ja NO_3-N:n kertyminen maanäytteistä 20° C:ssa hapellisissa suspensioissa. Suspensioiden pH pidettiin 4:ssä tai 6:ssa. N_2O-N:n ja NO_3-N:n kertyminen pH:ssa 4 (O) ja pH:ssa 6 (Δ) ilman asetyleenin lisäystä. N_2O-N:n ja NO_3-N:n kertyminen pH:ssa 4 (●) ja pH:ssa 6 (▲) suspensioissa, joihin lisättiin asetyleeniä (2,5 kPa) nuolen osoittamana ajankohtana.*



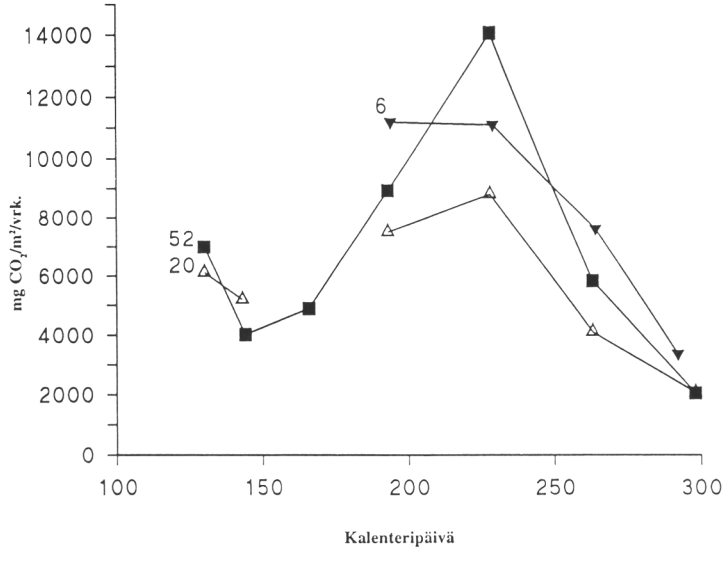
Kuva 3. *N_2O-N:n kertyminen maanäytteistä 20° C:ssa luonnollisessa kosteudessa. N_2O-N:n kertyminen ilman asetyleenin lisäystä (Δ) ja näytteissä, joihin lisättiin 2,5 kPa asetyleeniä (▲) nuolen osoittamana ajankohtana.*



Kuva 4. a) *N_2O-päästö korkean typpilaskeuman alueelta (▼), alhaisemman typpilaskeuman alueella (∇) ja kontrollimännikössä (■) touko-lokakuussa 1993.* **b)** *Kaasumittausten aikana mitatut lämpötilat 5 cm syvyydellä.*



Kuva 5. *CH_4-päästö korkean typpilaskeuman alueella (▼), alhaisemman typpilaskeuman alueella (∇) ja kontrollimännikössä (■) touko-lokakuussa 1993.*



Kuva 6. *CO_2-päästö korkean typpilaskeuman alueella (▼), alhaisemman typpilaskeuman alueella (∇) ja kontrollimännikössä (■) touko-lokakuussa 1993.*

tossa. Maaperän lämpötilan ja CO_2-päästöjen välillä oli selkeä riippuvuus. Alueiden välillä ei ollut suurta eroa päästöissä.

Tulosten tarkastelu

Laboratoriokokeet osoittivat, että typpilaskeuma lisäsi metsämaan nitrifikaatiopotentiaalia. Myös kohonnut maaperän nitraattipitoisuus runsaimmin typpikuormitetussa männikössä viittaa nitrifikaation kiihtymiseen. Suomalaisten kangasmetsien nitrifikaatiota rajoittaa yleisesti ammoniumin saatavuus. Myös typpilannoitus on lisännyt nitraatin muodostusta (esim. Martikainen 1984, Smolander ym. 1994a). Typpikuormitetussa maassa oli happamuuteen eri tavoin suhtautuvia nitrifioijia. Karikekerroksen nitrifikaatiosta vastaavat mikrobit olivat sopeutuneet korkeampaan pH:hon kuin orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan nitrifioijat. Aiemmin on havaittu, että typpikuormitetun metsämaan orgaanisen kerroksen nitrifikaatiopotentiaali voi olla pH 4:ssä korkeampi kuin pH 6:ssa (Martikainen ja DeBoer 1993). Tässä tutkimuksessa orgaanisen kerroksen ja kivennäismaan nitrifikaatiopotentiaali oli lähes sama pH 4:ssä ja 6:ssa. Tulokset osoittavat, että typpikuormitetussa maassa nitrifikaatiomikrobit pystyvät toimimaan hyvin happamissakin olosuhteissa.

On mahdollista, että typpikuormitus ja tähän liittyvä nitrifikaatio ja sen aiheuttama happamoituminen heijastuivat typpikuormitetuimman metsikön maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin (taulukko 2).

Suurin typpilaskeuma oli lisännyt N_2O-päästöjä. Tämä liittyy nitrifikaation lisääntymiseen. Osa dityppioksidista voi vapautua suoraan nitrifikaatiobakteerien fysiologisissa toiminnoissa ja osa muodostuu nitraatin denitrifioituessa. Aineisto ei anna mahdollisuutta tarkkaan N_2O-päästön vuosiarvioon. Päästön suuruusluokasta voidaan arvioida, että vuosittainen päästö jää todennäköisesti alle 0,5 kg N_2O-N/ha. Boreaalisista metsistä on varsin vähän julkaistuja N_2O:n päästötuloksia. Kuten tässäkin tutkimuksessa, päästöt alhaisen typpikuorman omaavista käsittelemättömistä havumetsistä ovat yleensä alhaisia (< 0,01–0,1 kg N_2O-N/ha/v, Vermes ja Myrold 1992, Matson ym. 1992, Blew ja Parkinson 1993). Etelä-Ruotsista on havaintoja, että vuotuinen N_2O-N:n päästö typpikuormitetusta havumetsästä voi olla 1 kg N/ha/v (Klemedtsson ja Svensson 1986). Suurimmat hetkittäiset päästöt suomalaisista ojitetuista ja metsitetyistä turvemaista ovat olleet 10-kertaisia tässä tutkimuksessa havaittuihin päästöihin verrattuna (Martikainen ym. 1993a).

Alkukesää lukuunottamatta kontrollimetsikkö toimi tehokkaimpana metaanin nieluna. Tulokset viittaavat typpikuorman laskeneen metaanin hapetusta. Tämä tukee aiempia tuloksia typen vaikutuksesta metaanin hapetukseen (esim. Steudler ym. 1989, Nesbit ja Breitenbeck 1992). Typpikuormitus olisi siis vaikuttanut päinvastoin metsämaan metaanin ja dityppioksidin virtoihin.

Mitatulla kammiotekniikalla CO_2-päästöihin sisältyy hajotustoiminnassa ja kasvien pimeähengityksessä syntynyt CO_2. Typpilaskeumalla ei ollut selvää vaikutusta CO_2-päästöön. Typen tiedetään laskeneen joidenkin metsämaiden CO_2-tuottoa laboratoriokokeissa (Martikainen ym. 1989, Smolander ym. 1994b) ja myös *in situ* mittauksissa (Martikainen ym. 1990)

Kirjallisuus

Blew R.D. & Parkinson D. 1993. Nitrification and denitrification in a white spruce forest in soutwest Alberta, Canada. Canadian Journal of Forest Research 23:1715–1719.

Crill P.M., Martikainen P.J., Nykänen H. & Silvola J. 1994. Temperature and N fertilization effects on methane oxidation in a drained peatland soil. Soil Biology and Biochemistry 26 (painossa).

Davidson E.A. 1991. Fluxes of nitrous oxide and nitric oxide from terrestrial ecosystems. Julkaisussa: Rogers J.E. & Whitman W.R. (toim.). Microbial Production and Consumption of Greenhouse Gases: Methane, Nitrogen oxides, and Halomethanes. s. 219–235. American Society for Microbiology, Washington.

Ferm A., Hytönen J., Lähdesmäki P., Pietiläinen P. & Pätilä A. 1990. Effects of high nitrogen deposition on forests: Case studies close to fur animal farms. Julkaisussa: Kauppi P. Anttila P. & Kenttämies K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 635–668.

Halonen O., Tulkki H. & Derome J. 1983. Nutrient analysis methods. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 121: 1–28.

Klemedtsson L. & Svensson B.H. 1988. Effects of acid deposition on denitrification and N2O emission from forest soils. Julkaisussa: Nilsson J. & Grennfelt P. (toim.), Critical loads for sulphur and nitrogen, Reports from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19–24 March 1988. NORD miljorapport 15:343–362.

Martikainen P.J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. Soil Biology and Biochemistry 16: 577–582.

Martikainen P.J, Aarnio T., Taavitsainen V.-M., Päivinen L. & Salonen K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: long-term effects. Plant and Soil 114: 99–106.

Martikainen P.J., Aarnio T. & Yrjälä K. 1990. Long-term effects of nitrogen addition on mineralization of carbon and nitrogen in forest soils. Julkaisussa: Brandon O. & Huttl R.F. (toim.), Nitrogen saturation in forest ecosystems. Proceedings of a workshop held in Aberdeen, United Kingdom, 21-23 September 1988. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. s. 121–126.

Martikainen P.J. & DeBoer W. 1993. Nitrous oxide production and nitrification in acidic soil from a Dutch coniferous forest soil. Soil Biology and Biochemistry 25:343–347.

Martikainen P.J., Nykänen H., Crill P. & Silvola J. 1993a. Effect of lowered water table on nitrous oxide fluxes from northern peatlands. Nature 350: 330–332.

Martikainen P.J., Lehtonen M., Lång K.,De Boer W. & Ferm A. 1993b. Nitrification and nitrous oxide production potentials in aerobic soil samples from the soil profile of a Finnish coniferous site receiving high ammonium deposition. FEMS Microbiol. Ecol. 13:113–122.

Matson P.A., Gower S.T., Volkmann C., Billow C. & Grier C.C. 1992. Soil nitrogen cycling and nitrous oxide flux in a Rocky Mountain Douglas-fir forest: effects of fertilization, irrigation and carbon addition. Biogeochemistry 18:101–117.

Nesbit S.P. & Breitenbeck G.A. 1992. A laboratory study of factors influencing methane uptake by soils. Agriculture Ecosystems and Environment 41:39–54.

Smolander A., Kitunen V., Priha O. & Mälkönen E. 1994a. Nitrogen transformation in limed and nitrogen fertilized soil in Norway spruce stands Plant and Soil (painossa).

Smolander A., Kurka A., Kitunen V. & Mälkönen E. 1994b. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. Soil Biology and Biochemistry 26: 957–962.

Steudler P.A., Bowden R.D., Melillo J.M. & Aber J.D. 1989. Influence of nitrogen fertilization on methane uptake in temperate forest soils. Nature 341:314–316.

Vermes, J.-F.& Myrold D.D. 1992. Denitrification in forest soils of Oregon. Canadian Journal of Forest Research 22:504–512.

Typen sitoutuminen ja mineralisaatio typellä kuormitetuissa kuusikoissa

Aino Smolander, Eino Mälkönen, Heljä-Sisko Helmisaari, Veikko Kitunen, Mikko Kukkola, Pertti J. Martikainen ja Outi Priha

Johdanto

Valtaosa metsämaan sisältämästä typestä on orgaanisessa muodossa. Koska maan orgaanisen aineen hajotus ja typen mineralisaatio ovat meillä vallitsevissa oloissa hitaita ilmiöitä, kasveille käyttökelpoisen typen niukkuus rajoittaa usein kangasmetsien kasvua (esim. Viro 1967, Kukkola ja Saramäki 1983). Mineraalitypen määrää ja laatua maassa säätelevät kasvien typenoton lisäksi monet tapahtumat, joista eräät mikrobiryhmät vastaavat joko kokonaan tai osaksi.

Maaperän typpitase voi kuitenkin vähitellen muuttua typpilaskeuman seurauksena, sillä typpipäästöjen vähentäminen on vaikeasti toteutettavissa. Ajan mittaan typpilaskeuma voi johtaa tilanteeseen, jossa mineraalitypen niukkuus ei enää rajoita puuston kasvua. Koska ammoniumin saatavuus säätelee nitrifikaatiota monissa metsämaissa (Vitousek ym. 1982), nitrifikaatio ja denitrifikaatio saattavat typpikuormituksen seurauksena voimistua ja aiheuttaa ympäristöhaittoja (Nilsson ja Grennfelt 1988). Nitrifikaatio happamoittaa maata, ja nitraattityppi huuhtoutuu herkästi, mikä myös edistää maan happamoitumista. Denitrifikaatiossa ja lisäksi nitrifikaation sivutuotteena muodostuu voimakkaana kasvihuonekaasuna tunnettua dityppioksidia (Martikainen ym. 1993).

Metsäekosysteemin typensietokyky -hankkeessa arvioidaan typpikuormituksen vaikutuksia vuosikymmenien ajan typpilannoitetuissa metsiköissä. Tarkastelussa on mukana myös kalkitus, koska sitä saatetaan käyttää maan happamoitumisen torjumiseksi, jolloin esim. nitrifikaatiobakteerien toiminta-edellytykset paranevat (De Boer ym. 1993). Myös avohakkuulla ja muokkauksella aiheutetaan maaperässä muutoksia, jotka kiihdyttävät typen mineralisaatiota (esim. Rosén ja Lundmark-Thelin 1986). Tämän takia hankkeessa selvitetään typen mineralisaatiota pääasiassa metsikön päätehakkuu- ja uudistamisvaiheessa.

Tutkimushankkeen tavoitteena on selvittää

1) miten typen tarjonnan pitkäaikainen lisäys muuttaa metsäekosysteemin biomassan tuotosta ja ravinnesuhteita,

2) miten avohakkuu vaikuttaa typen mineralisaatioon ja immobilisaatioon, typen häviöihin ja niitä aiheuttaviin tapahtumiin sekä maan happamuuteen typellä kuormitetussa metsikössä.

Tutkimus toteutetaan METLAn, Joensuun ja Helsingin yliopistojen sekä Kansanterveyslaitoksen ympäristömikrobiologian osaston yhteistyönä. Tässä raportissa tarkastellaan tuloksia typen mineralisaatiosta ja hienojuurten biomassasta.

Aineisto ja menetelmät

Kenttäkokeet

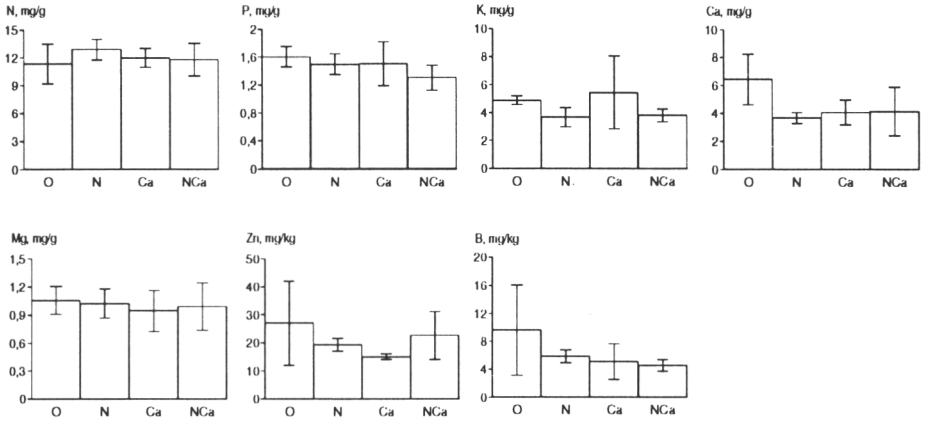
Tutkimuskohteet ovat kuusikoiden pitkäaikaisia lannoituskokeita Etelä- ja Keski-Suomessa (taulukko 1). Noin 30 vuoden aikana toistuneiden typpilannoitusten seurauksena humuksen laatu on vähitellen muuttunut ja maahan on kertynyt tavallista enemmän typpeä. Tämän vuoksi kokeiden perusteella voidaan arvioida, miten maaperäolot voivat kehittyä pitkään jatkuvan typpilaskeuman seurauksena (Mälkönen ym. 1990). Nuorimman neulasvuosikerran ravinnepitoisuudet vuonna 1992, viisi vuotta viimeisen typpilisäyksen jälkeen, osoittavat booripitoisuuksien olleen kriittisen alhaisia (kuva 1). Koejärjestely antaa mahdollisuuden typpikuormituksen lisäksi tarkastella kalkituksen sekä typpi-kalkkikäsittelyn aiheuttamia muutoksia typen mineralisaatiossa.

Kerimäen kokeen puusto hakattiin loppumittauksen jälkeen talvella 1993. Maanmuokkauksen vaikutusten selvittämiseksi osa koealoista mätästettiin seuraavana syksynä.

Näytteenotto ja mittaukset

Puuston ja aluskasvillisuuden biomassa. Kerimäen kokeen puusto mitattiin syksyllä 1992. Puuston maanpäällisen biomassan määrittämistä varten kultakin koealalta valittiin 7 koepuuta siten, että kukin niistä edusti yhtä suurta osaa koealan puuston pohjapinta-alasta. Nämä biomassakoepuut kaadettiin ja jaettiin rungon, oksien ja neulasten biomassaositteisiin, joista määritettiin ravinnepitoisuudet. Puuston eri osien biomassa- ja ravinnemäärät lasketaan biomassayhtälöiden ja koealan puustotietojen perusteella. Hienojuurten biomassan määrittämiseksi otettiin kivennäismaanäytteet (20 kpl/käsittely) lokakuussa 1992 ja humusnäytteet (25 kpl/käsittely) toukokuussa 1993. Kivennäismaanäytteet jaettiin kerroksiin 0–10, 10–20, 20–30 ja 30–40 cm. Esikäsittelyn jälkeen juuret eroteltiin kuusen ja aluskasvillisuuden eläviin juuriin sekä kuolleisiin juuriin. Erottelun jälkeen juuret kuivattiin (2 vrk 70° C) ja punnittiin.

Maanäytteet. Kerimäen kokeelta otettiin maanäytteet syksyllä 1992 humuskerroksesta (25 osanäytettä/koe-



Kuva 1. *Nuorimman neulasvuosikerran ravinnepitoisuudet Kerimäen kuusikokeella vuonna 1992.*

ala) ja kivennäismaasta 10 cm:n kerroksittain 40 cm:n syvyyteen. Näytteistä määritettiin pH vesisuspensiossa, kokonaistyppi Leco CHN-600 laitteella ja ammoniumasetaattiin (pH 4,65) uuttuvat P, K, Ca ja Mg. Humusnäytteistä määritettiin fosforin, kaliumin, kalsiumin ja magnesiumin kokonaispitoisuudet kuivapolttoanalyysillä.

Maavesi. Kerimäen kokeella mitattiin metsikkösadannan määrää ja laatua sadevesikeräinten (20 kpl/koeala) avulla ja vajovettä lysimetreillä humuskerroksen alta sekä 10 ja 40 cm:n syvyyksiltä kivennäismaasta (5 kpl/koeala/maakerros). Typen huuhtoutumista mitattiin analysoimalla vajovesinäytteistä kokonais-, ammonium- ja nitraattityppi (FIA). Orgaaninen hiili ja typpi fraktioitiin molekyylipainon mukaan eri luokkiin (Smolander ym. 1994a).

Mikrobisto. Kaikilla tutkimuskohteilla (taulukko 1) määritettiin maan mikrobibiomassaan sitoutunut hiili ja typpi (Smolander ym. 1994b). Kerimäen ja Heinolan kokeilla tutkittiin hiilen mineralisaatiota, ammonifikaatiota ja nitrifikaatiota inkubaatiokokeissa laboratoriossa, ammonifikaatiota ja nitrifikaatiota lisäksi maastossa (Smolander 1994a, b ja c). Denitrifikaatiota ja typensidontaa mitattiin pistokoeluontoisesti (Priha ja Smolander 1994). Kasvihuonekaasujen (hiilidioksidi, dityppioksidi, metaani) päästöjä mitattiin Kerimäen kokeella (Martikainen ym. 1994). Lisäksi eri koejäsenten maanäytteistä määritettiin joidenkin mikrobiryhmien lukumäärä ja eristettiin eräitä bakteerilajeja puhdasviljelmiksi Helsingin yliopiston yleisen mikrobiologian laitoksella.

Taulukko 1. *Yleistietoja tutkimushankkeen kenttäkokeista.*

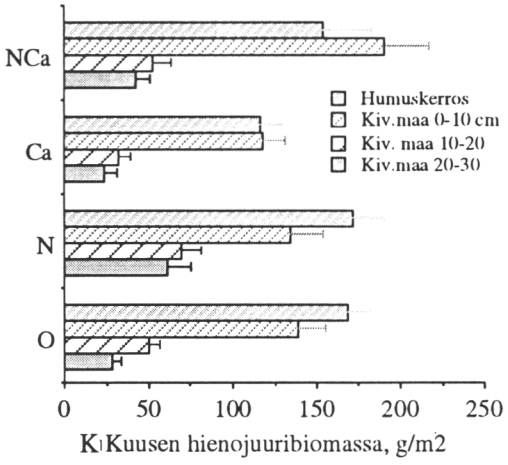
Koe	Sijainti	Metsätyyppi	Maalaji	Koe perustettu vuonna	Humuskerros[1], cm	Puuston ikä[1], vuotta	Puuston tilavuus[1], m³/ha	Kokeen aikana annettu typpeä kalkkikivijauh. kg/ha	H-kerroksen N-pitoisuus[2] O-koeala g/kg o.a	N-koeala
31	Kerimäki	OMT	KHt Mr	1959	3,6	26	21,9	858	17,2	19,7
34	Sulkava	MT	KHt Mr	1959	4,0	21	3,7	534	18,2	19,3
58	Kannonkoski	MT	KHt Mr	1959	2,8	27	4,8	956	18,6	19,0
113	Heinola	OMT	KHt Mr	1961	1,5	12	0,4	946	22,0	26,5

[1] Kokeen perustamisvuonna
[2] Typpipitoisuus lannoittamattomalla (0) ja typpilannoitetulla (N) koejäsenellä

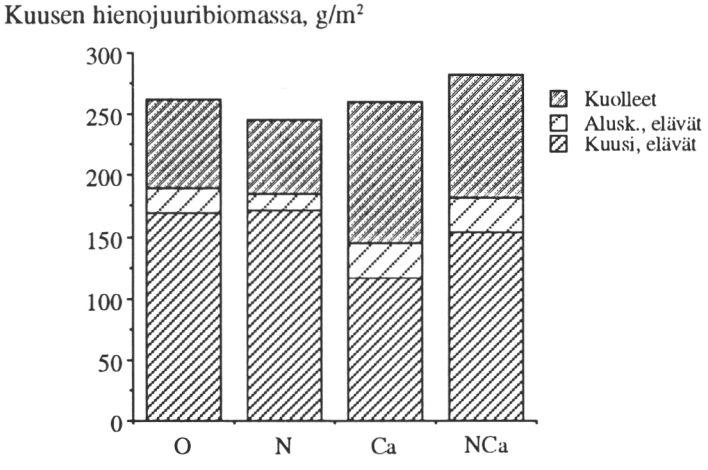
Tulokset

Hienojuuristo ja maan ravinteisuus

Ravinnesuhteet ohjaavat biomassatuotoksen kertymistä puiden eri osiin. Tässä raportissa rajoitutaan juurten biomassan tarkasteluun. Kuusen eläviä hienojuuria oli kaikissa maakerroksissa vähiten kalkitulla koealalla (kuva 2). Tilavuusyksikköä kohti laskettuna valtaosa kuusen hienojuurista oli humuskerroksessa ja kivennäismaan pintakerroksessa. Aluskasvillisuuden hienojuurten syvyysjakauma vaihteli käsittelyjen mukaan. Typpilannoitetulla koealalla suurin osa aluskasvillisuuden hienojuurista oli kivennäismaan pintakerroksessa, mutta muilla käsittelyillä humuskerroksessa. Kalkitus lisäsi merkitsevästi kuolleiden hienojuurten määrää humuskerroksessa kontrolli- ja typpilannoitettuun koealaan verrattuna (kuva 3). Paksumpia juuria (2–5 mm) oli syvemmällä kivennäismaassa vielä runsaasti, eikä niiden määrissä havaittu käsittelykohtaisia eroja.



Kuva 2. *Kuusen hienojuurten (läpimitta < 2 mm) biomassa Kerimäen kokeella.*



Kuva 3. *Elävien ja kuolleiden hienojuurten (läpimitta < 2 mm) biomassa humuskerroksessa Kerimäen kokeella.*

Orgaanisen aineen määrä humuskerroksessa oli kontrollikoealalla 29,6 ja typpilannoitetulla koealalla 30,5 t/ha. Kokonaistypen määrät olivat vastaavasti 511 ja 602 kg/ha. Typpilisäykset eivät aiheuttaneet kovin suuria eroja muiden ravinteiden määrissä.

Maavesi

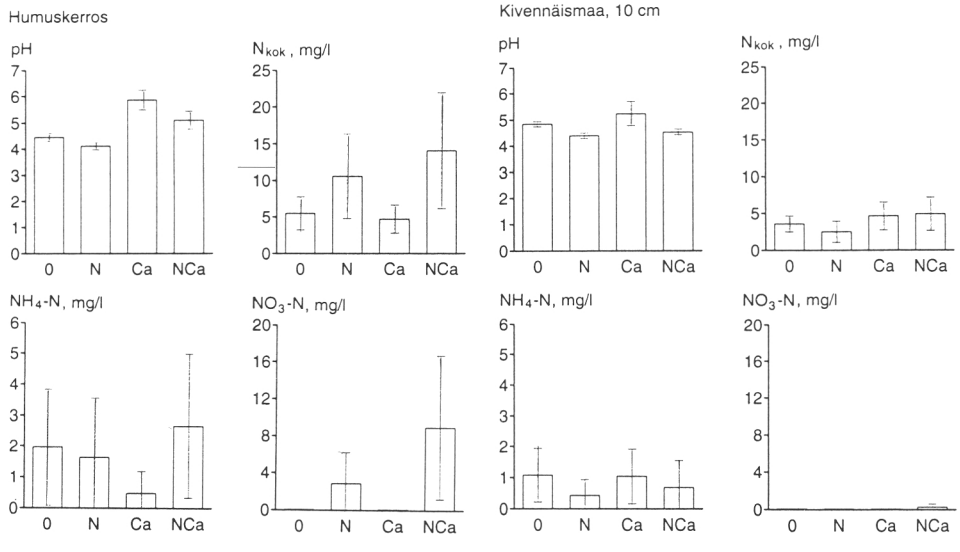
Humuskerroksen alta kerätyn vajoveden kokonaistyppi- ja erityisesti nitraattityppipitoisuudet olivat korkeimmat typpilannoitetuilla koealoilla (kuva 4). Jokaisella näytteenottokerralla korkein nitraattipitoisuus mitattiin CaN-koealan näytteistä. Typpipitoisuuksien keskiarvojen korkea keskihajonta johtuu osin siitä, että typpipitoisuudet laskivat jyrkästi elokuulta syyskuulle.

Orgaanisen typen osuus typen huuhtoutumisessa oli merkittävä. Sen pitoisuudet vaihtelivat 3–5 mg/l humuskerroksen alta ja 2,0–3,5 mg/l 10 cm syvyydestä kivennäismaasta kerätyssä vajovedessä. Erityisesti suurimolekyylisten (< 10 000 D) yhdisteiden osuus pieneni syvemmissä maakerroksissa (Smolander ym. 1994a).

Mikrobisto

Pitkäaikaisten typpilisäysten todettiin vähentävän sekä mikrobibiomassaan sitoutuneen hiilen että typen määrää ja mikrobitypen osuutta maan kokonaistypestä ja hidastavan hiilen mineralisaatiota (kuva 5) (Smolander ym. 1994b). Kalkitus vaikutti päinvastaisella tavalla sekä mikrobibiomassaan että hiilen mineralisaatioon.

Typen kiertoon liittyviä toimintoja tarkasteltiin perusteellisemmin Heinolan ja Kerimäen kokeilla (Priha ja Smolander 1994, Smolander ym. 1994). Nitraatin muodostusta ei havaittu kummankaan metsikön käsittelemättömällä kontrollikoealalla (kuva 6). Typpilisäyksen todettiin lisäävän mineraalitypen muodostusta. Sekä kalkitus että typpilisäys erikseen riittivät nirifikaation alkamiseen toisella kohteella (Heinolankoe 113), mutta toisella (Kerimäen koe 31) tarvittiin molempien yhteisvaikutus nitrifikaation alkamiseksi. Happamuutta sietäviä nitrifikaatiobakteereita (nitraatin tuotto pH 4:ssä ammoniumsuola-maasuspensiossa, de Boer ym. 1994) ei löydetty



Kuva 4. *Vajoveden ominaisuuksia Kerimäen kokeella. Tulokset ovat viiden näytteenottokerran keskiarvoja elo–lokakuulta 1992.*

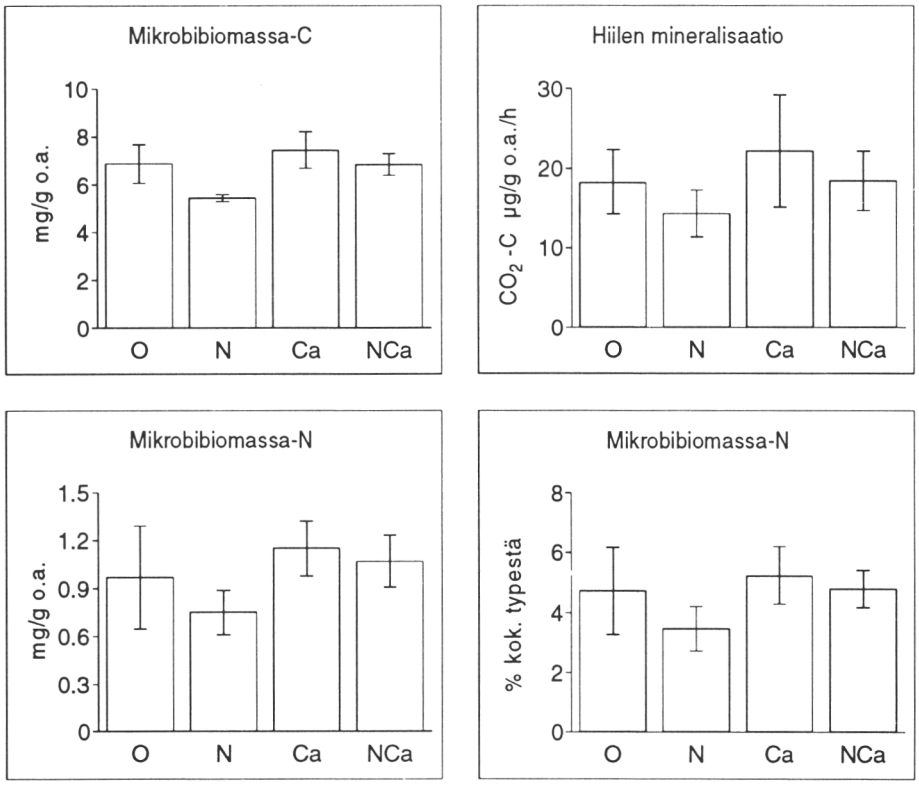
kummaltakaan metsikkökohteelta (kuva 7) (Smolander ym. 1994c).

Laboratoriossa tehdyssä inkubaatiokokeessa denitrifikaatio oli olematonta paitsi Heinolan kokeen kalkituissa maissa (Priha ja Smolander 1994). Typensidonta-aktiivisuutta maanäytteistä ei kyetty osoittamaan, vaikka typpeäsitovien bakteerien lukumäärät olivat korkeita. Typpilannoituksen todettiin vähentävän ja kalkituksen lisäävän typpeäsitovan Frankia-bakteerin määrää maassa.

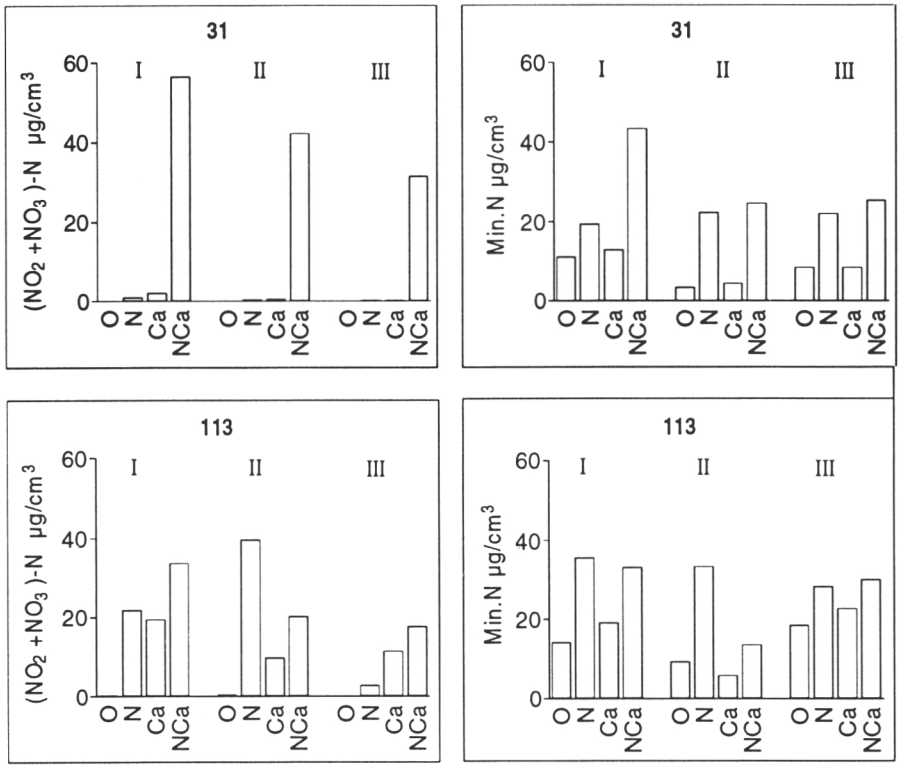
Tulosten tarkastelu

Aluskasvillisuuden juuristo ulottui typpilisäysten vaikutuksesta syvempiin maakerroksiin. Tämän aiheutti todennäköisesti typpilannoituksen jälkeinen heinittyminen (Mälkönen ym. 1980, Mäkipää 1994). Kalkitus lisäsi hienojuurten kuolleisuutta kuten Lehdonkin (1994) tutkimuksissa. Elävien ja kuolleiden hienojuurten massasuhde vastasi kalkitsemattomilla koealoilla (O-koeala 2,6, N-koeala 3,0) Perssonin (1980) tuloksia, mutta oli huomattavasti alhaisempi kalkituilla koealoilla (Ca-koeala 1,3, NCa-koeala 1,8).

Orgaanista ainetta kertyy humuskerrokseen typpilisäyksen vaikutuksesta (Mälkönen ym. 1990). Tähän saattavat olla osasyynä maan mikrobistossa havaitut muutokset. Typpilisäyksen hiilen mineralisaatiota hidas-



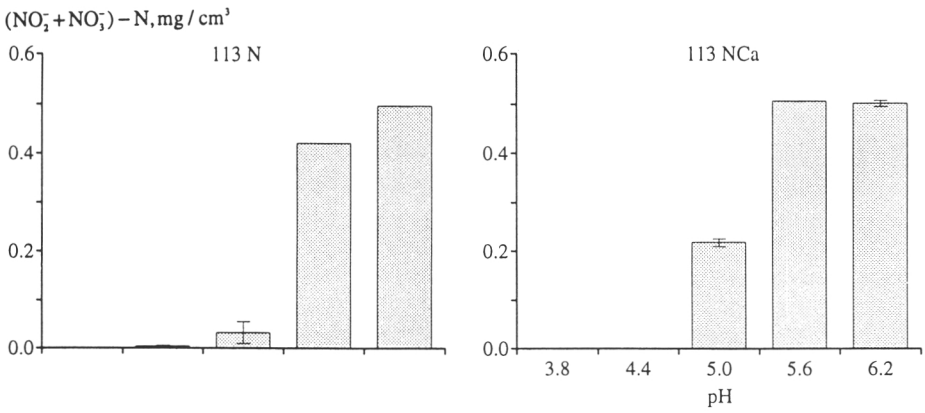
Kuva 5. *Mikrobibiomassaan sitoutunut hiili ja typpi, mikrobitypen osuus kokonaistypestä ja hiilen mineralisaatio humuskerroksessa. Keskiarvot ja keskihajonnat kokeilta 31, 34, 58 ja 113.*



Kuva 6. *($N0_2$+$N0_3$)-typen ja mineraalitypen ((NH_4+$N0_2$+$N0_3$)-N) muodostus kuuden viikon inkubaatiokokeessa 14° C:n lämpötilassa. I, II ja III kuvaavat maanäytteiden ottoajankohtia: Koe 31 I 1.6., II 20.7. ja III 14.9., Koe 113 I 25.5., II 14.7. ja III 9.9.1992.*

tava ja mikrobibiomassaa vähentävä vaikutus on todettu happamissa metsämaissa aiemminkin, mutta syytä ilmiöön ei tiedetä (Nohrstedt ym. 1989, Martikainen ym. 1989). Typpilisäys nopeutti typen mineralisaatiota, joten hiilen ja typen mineralisaatio eivät reagoineet typpilisäykseen samalla tavalla. Sekä happamuuden vähenemisen että typpilisäyksen merkitys tuli erityisen hyvin esille kokeella 31, jossa nitrifikaatio oli merkittävää vasta kalkituksen ja typpilisäyksen yhteisvaikutuksesta. Lisääntynyt nitrifikaatio näkyi myös vajoveden kohonneissa nitraattitypen pitoisuuksissa. Kummaltakaan metsikkökohteelta ei tavattu ns. happamuutta sietäviä nitrifikaatiobakteereita (nitraatin tuotto pH 4:ssä), joita viime vuosina on havaittu runsaan typpilaskeuman alueilla Hollannissa (de Boer ym. 1990) ja Suomessakin turkistarhojen lähimetsissä (Martikainen ym. 1993).

Avohakkuu vaikutti nitrifikaatioon selvästi. Sekä laboratoriossa että kentällä suoritetut inkubaatiokokeet osoittivat nitrifikaation alkaneen kaikilla hakatuilla koealoilla (Steer 1994). Metsikkökontrollilla ei tätä muutosta tapahtunut. Osaksi nitrifikaation alkaminen liittynee avohakkuun vaikutuksesta kohonneeseen pH:hon, osaksi mineralisaation kiihtymiseen. Avohakkuu lisäsi myös dityppioksidin muodostusta, selvimmin typpeä saaneilla koealoilla. Dityppioksidin määrät olivat kuitenkin suhteellisen pieniä (Martikainen ym. 1994).



Kuva 7. *Nitrifikaation pH-riippuvuus laboratoriokokeessa, jossa Heinolan kokeen N- ja NCa-koealoilta otettuja maanäytteitä pidettiin jatkuvassa ravistelussa ammoniumsuolaliuoksessa neljä viikkoa.*

Kirjallisuus

De Boer W., Hundscheid M.J.P., Schotman J.M.T., Troelstra S.R. & Laanbroek H.J. 1993. In situ net N transformations in pine, fir, and oak stands of different ages on acid sandy soil, 3 years after liming. Biology and Fertility of Soils 15:120–126.

De Boer W., Klein Gunnewiek P.J.A. & Troelstra S.R. 1990. Nitrification in Dutch heathland soils. II. Characteristics of nitrate production. Plant and Soil 127:193–200.

Kukkola M. & Saramäki J. 1983. Growth responce in repeatedly fertilized pine and spruce stands on mineral soils. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 114:1–55.

Martikainen P.J., Aarnio T., Taavitsainen V.-M., Päivinen L. & Salonen K. 1989. Mineralization of carbon and nitrogen in soil samples taken from three fertilized pine stands: Long-term effects. Plant and Soil 114:99–106.

Martikainen P.J., Lehtonen M., Lång K., De Boer W. & Ferm A. 1993. Nitrification and nitrous oxide production in aerobic soil samples from the soil profile of a Finnish coniferous site receiving high ammonium deposition. FEMS Microbiology Ecology 13:113–122.

Martikainen P.J., Nykänen H., Silvola J., Alm J., Lång K., Smolander A. & Ferm A. 1994. Nitrous oxide (N_2O) emissions from some natural environments in Finland. Proceedings of the 6th International Workshop on Nitrous Oxide Emissions. 7–9 June 1994, Turku, Finland.

Mäkipää R. 1994. Effects of nitrogen fertilization on the humus layer and ground vegetation under closed canopy in boreal coniferous stands. Silva Fennica, painossa.

Mälkönen E., Derome J. & Kukkola M. 1990. Effects of nitrogen inputs on forest ecosystems, estimation based on long-term fertilization experiments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.) Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 325–347.

Mälkönen E., Kellomäki S. & Holm J. 1980. Typpi-, fosfori- ja kalilannoituksen vaikutus kuusikon pintakasvillisuuteen. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 98.3 35 s.

Nilsson J. & Grennfelt P. (toim.) 1988. Critical loads for sulphur and nitro-

gen. Miljörapport 15. NORD. 418 s.
Nohrstedt H.Ö., Arnebrant K., Bååth E. & Söderström B. 1989. Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. Canadian Journal of Forest Research 19:323–328.
Persson H. 1980. Structural properties of the field and bottom layers at Ivantjärnsheden. Julkaisussa: Persson, T. (toim.) Structure and Fnction of Northern Coniferous Forests - An Ecosystem Study. Ecological Bulletin (Stocholm) 32:153–163.
Priha O. & Smolander A. 1994. Nitrification, denitrification and microbial biomass N in soils from two N-fertilized and limed Norway spruce forests. Soil Biology & Biochemistry, painossa.
Rosén, K. & Lundmark-Thelin, A. 1986. Hyggesbruket och markvården. Skogsfakta 9:42–48.
Smolander A., Kitunen V., Priha O. & Mälkönen E. 1994a. Nitrogen transformations in limed and nitrogen fertilized soil in Norway spruce stands. Plant and Soil, painossa.
Smolander A., Kurka A., Kitunen V. & Mälkönen E. 1994b. Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeatedly limed, and N- and P-fertilized Norway spruce stands. Soil Biology & Biochemistry 26:957–962.
Smolander A., Kurka A. & Priha O. 1994c. Relationship between nitrification and pH in soils from limed and N-fertilized Norway spruce stands. Soil Biology & Biochemistry, lähetetty.
Steer J. 1994. Microbial biomass and N-transformations in nitrogen fertilized and limed soils from a recently clear-cut Norway spruce stand. M.Sc. Thesis. Wye College, University of London.
Viro, P.J. 1967. Forest manuring on mineral soils. Meddelelser fra det Norske Skogforsoksvesen 85:111–136.
Vitousek P.M., Gosh J.R., Grier C.C., Melillo J.M. & Reiners W.A. 1982. A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. Ecological Monography 52:155–177.

Puiden ravinteiden saannin parantaminen hidasvaikutteisilla lannoitteilla

John Derome, Teuvo Levula ja Eino Mälkönen

Johdanto

Ilman epäpuhtauksista johtuvan happaman laskeuman arvioidaan vähitellen muuttavan ravinteiden saatavuutta kangasmailla siten, että emäskationien (Ca^2, K^+ ja Mg^{2+}) saatavuus vähenee, mutta typen saatavuus kasvaa (esim. Van Breemen ym. 1983). Tällainen ravinnesuhteiden kehitys on seurausta emäskationien huuhtoutumisen voimistumisesta maan happamoitumisen edistyessä ja toisaalta typen kertymisestä maahan typpilaskeuman vuoksi. Lisäksi on arvioitu, että maan happamoitumisen myötä juurille myrkyllisten yhdisteiden liukoisuus voi kasvavaa niin, että juuristo vaurioituu ja sen toiminta heikkenee (Ulrich 1983). Puuston ravinnetilan muuttuminen happaman laskeuman seurauksena voi siten olla yhteydessä sekä kasvien käytettävissä oleviin ravinnemääriin että juurten kykyyn ottaa ravinteita.

Ravinteiden saatavuutta voidaan parantaa lannoituksella ja maan happamoitumista voidaan lieventää kalkitusaineiden avulla. Pelkällä kalkituksella puuston ravinnetilan häiriöitä ja elinvoimaisuutta tuskin voidaan parantaa Suomessa yleisesti vallitsevissa oloissa (Derome 1991, Lehto 1994). Tämän vuoksi ns. metsän kunnostuslannoituksessa, jolla pyritään parantamaan puuston elinvoimaisuutta, mielenkiinto on kohdistunut erityisesti hidasliukoisiin lannoitteisiin. Niitä käyttämällä pyritään saamaan pitkäaikainen lannoitusvaikutus ja voidaan välttää ravinteiden huuhtoutumista. Metsämaan ravinteisuuden hoidon kannalta keskeisimpiä selvitettäviä kysymyksiä ovat, miten ns. kunnostuslannoituksilla voidaan:

- tasapainottaa metsikön ravinnekiertoa,
- lieventää maan happamoitumiskehitystä ja
- edistää maan biologista aktiivisuutta.

Tässä artikkelissa tarkastellaan alustavia tuloksia lannoituskäsittelyjen vaikutuksista vajoveden ja metsikkösadannan laatuun sekä neulasten ravinnepitoisuuksiin. Maavettä analysoimalla saadaan hyvä käsitys siitä, miten lannoitteena annettuja ravinteita liukenee kasvien käyttöön ja mitä muutoksia lannoitteet maassa aiheuttavat.

Aineisto ja menetelmät

Aineisto on kerätty Harjavallassa ja Jämijärven Hämeenkankaalla sijaitsevilta metsän terveyslannoituskokeilta. Harjavallan koemetsikkö (411) on viljavuudeltaan VT-CT:iä, mutta maaperä on pahoin raskasmetallisen saastuttamaa (taulukko 1, myös Fritze ym. tässä julkaisussa). Hämeenkankaalla oleva koemetsikkö (410) on CT:iä.

Taulukko 1. *Humuskerroksen ja kivennäismaan (0–10 cm) pH ja ravinnepitoisuuksia Harjavallan ja Hämeenkankaan kokeilla.*

Tunnus		Kerros	Harjavalta	Hämeenkangas
pH_{vesi}		Humus	3,53	3,45
		Kiv.	3,87	4,81
Kok. N,	g/kg o.a.	Humus	19,96	14,52
$P_{uut.,}$	g/kg o.a.	Humus	0,81	0,12
	mg/kg	Kiv.	16,06	6,93
$K_{uut.,}$	g/kg o.a.	Humus	0,18	0,52
	mg/kg	Kiv.	9,15	18,22
$Ca_{uut.,}$	g/kg o.a.	Humus	0,62	0,86
	mg/kg	Kiv.	27,35	11,41
$Mg_{uut.,}$	g/kg o.a.	Humus	0,057	0,131
	mg/kg	Kiv.	2,98	3,35
Kok. Cu,	g/kg o.a.	Humus	13,53	–

Maalaji Harjavallan kokeella on hienoa hiekkaa, Hämeenkankaalla karkeaa hiekkaa. Humuskerroksen paksuudet ovat vastaavasti 3,0 ja 1,5 cm.

Tässä tarkastelussa mukana olevat lannoituskäsittelyt ilmenevät taulukosta 2. Harjavallan kokeessa on ensisijaisena tavoitteena vähentää raskasmetallien liukoisuutta maassa. Hämeenkankaalla pyritään parantamaan puuston ravinteiden saantia ja vakiinnuttamaan ravinnekiertoa pitkäksi aikaa.

Lannoitteiden koostumuksella ja liukoisuudella on ratkaiseva merkitys niiden käyttökelpoisuutta tarkasteltaessa. Harjavallan kokeen käsittely 2 sisälsi rakeistettua kalkkikivijauhetta (2 000 kg/ha), mikä liukenee suhteellisen heikosti, joten siitä vapautuu kalsiumia ja magnesiumia hitaasti. Tässä käsittelyssä lisättiin myös helppoliu-

Taulukko 2. *Harjavallan ja Hämeenkankaan lannoituskokeiden käsittelyt.*

	Harjavalta			Hämeenkangas		
	2	3	4	2	4	6[1)]
			kg/ha			
N			150		150	25
P		31		31	31	
K		56		56	56	
Ca	520	98	390	98	358	
Mg	100	61	125	61	111	
S		37		37	37	30
Cu		0,8		0,8	0,8	
Zn		0,8		0,8	0,8	
B	2	1,3		1,3	1,3	

[1)] Vuotuinen annos

koista booria, koska kalkitus vaikeuttaa puiden boorin saantia. Käsittely 3 oli monipuolinen koelannos, jossa osa ravinteista on helppoliukoisina, mutta pääosa hidasliukoisina yhdisteinä. Boori on tässä lannoitteessa hitaasti liukenevaa. Käsittelyssä 4 on sekä nopea että hidasvaikutteista typpeä yhdessä rakeistetun kalkkikivijauheen kanssa.

Hämeenkankaan kokeessa käsittely 4 on typpeä sisältävä koelannos, jonka lisäksi annettiin rakeistettua kalkkikivijauhetta (1 000 kg/ha) (taulukko 2). Pääosa typestä on hidasliukoista metyleeniureaa. Tässä kokeessa käsittely 6 on ns. stressikäsittely, jossa annetaan vuosittain ammoniumsulfaattia. Koe 410 lannoitettiin toukokuussa 1991 ja koe 411 toukokuussa 1992.

Kummankin kokeen kahdella toistolla seurattiin lannoituskäsittelyjen vaikutuksia metsikkösadannan ja vajoveden laatuun. Metsikkösadantaa mitattiin lumettomana aikana 20 sadevesikeräimellä, jotka on sijoitettu systemaattisesti koealalle.

Vajovesinäyteet kerättiin neljällä lysimetrillä kultakin koealalta 20 cm:n syvyydestä maan pinnasta (Lindroos ym. 1992). Sade- ja vajovesinäytteet kerättiin samanaikaisesti neljän viikon jaksoissa.

Sadevesinäytteistä mitattiin pH, minkä jälkeen ne suodatettiin. Jokaisesta suodatetusta näytteestä osa pakastettiin ionikromatokrafilla tehtävää analyysiä varten (NH_4 ja SO_4, NO_3, PO_4, Cl). Toinen osa näytteestä kestävöitiin typpihapolla ja tästä osanäytteestä määritettiin ICP-laitteella (ARL 3580): Ca, Mg, K, Na, Mn, Cu, Zn ja kokonais-P ja -S (Jarva ja Tervahauta 1993). Liukoinen orgaaninen hiili (DOC) määritettiin TOC-analysaattorilla. Vajovesinäytteet käsiteltiin muutoin samalla tavoin, paitsi että suodatuksessa käytettiin lisäksi kalvosuodatinta (0,45 µm) poistamaan hieno hiukkasmainen aines.

Neulasnäytteet kerättiin pysyvistä neulasnäytepuista, joita oli 5 kpl kullakin koealalla. Näytteet otettiin pitkävartisilla oksasaksilla talvikauden aikana latvuksen yläosasta. Näytteistä määritettiin typpi LECO-analysaattorilla sekä P, K, Ca, Mg, Zn, Cu, Ni ja Al kuivapoltetuista näytteistä ICP-laitteella. Boori määritettiin atsometiini-H värjäyksellä spektrofotometrisesti (Halonen ym. 1983).

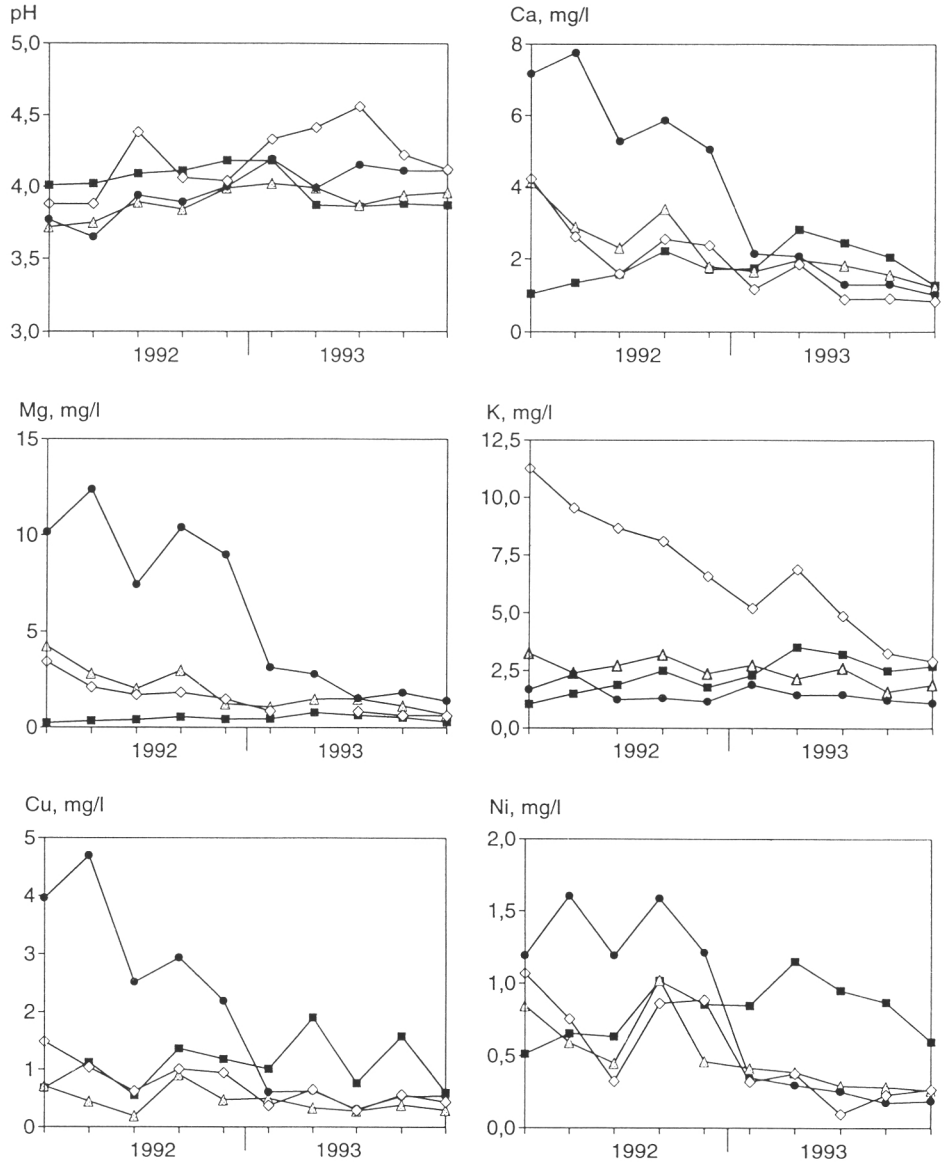
Tulokset ja niiden tarkastelu

Vajoveden koostumus

Harjavallan kokeen yhdelläkään käsittelyllä ei ollut merkittävää vaikutusta maaveden pH-arvoihin ensimmäisen vuoden aikana (kuva 1). Toisena vuonna käsittelyssä 4, joka sisälsi sekä typpeä että kalkkikivijauhetta, maaveden pH-arvot olivat selvästi kohonneet. Toisessa kalkkikäsittelyssä (2) ei havaittu samanlaista ilmiötä. Kalkituskokeissa maaveden pH:n nousu on yleensä jäänyt kohtuulliseksi (esim. Matzner ja Meiwes 1991).

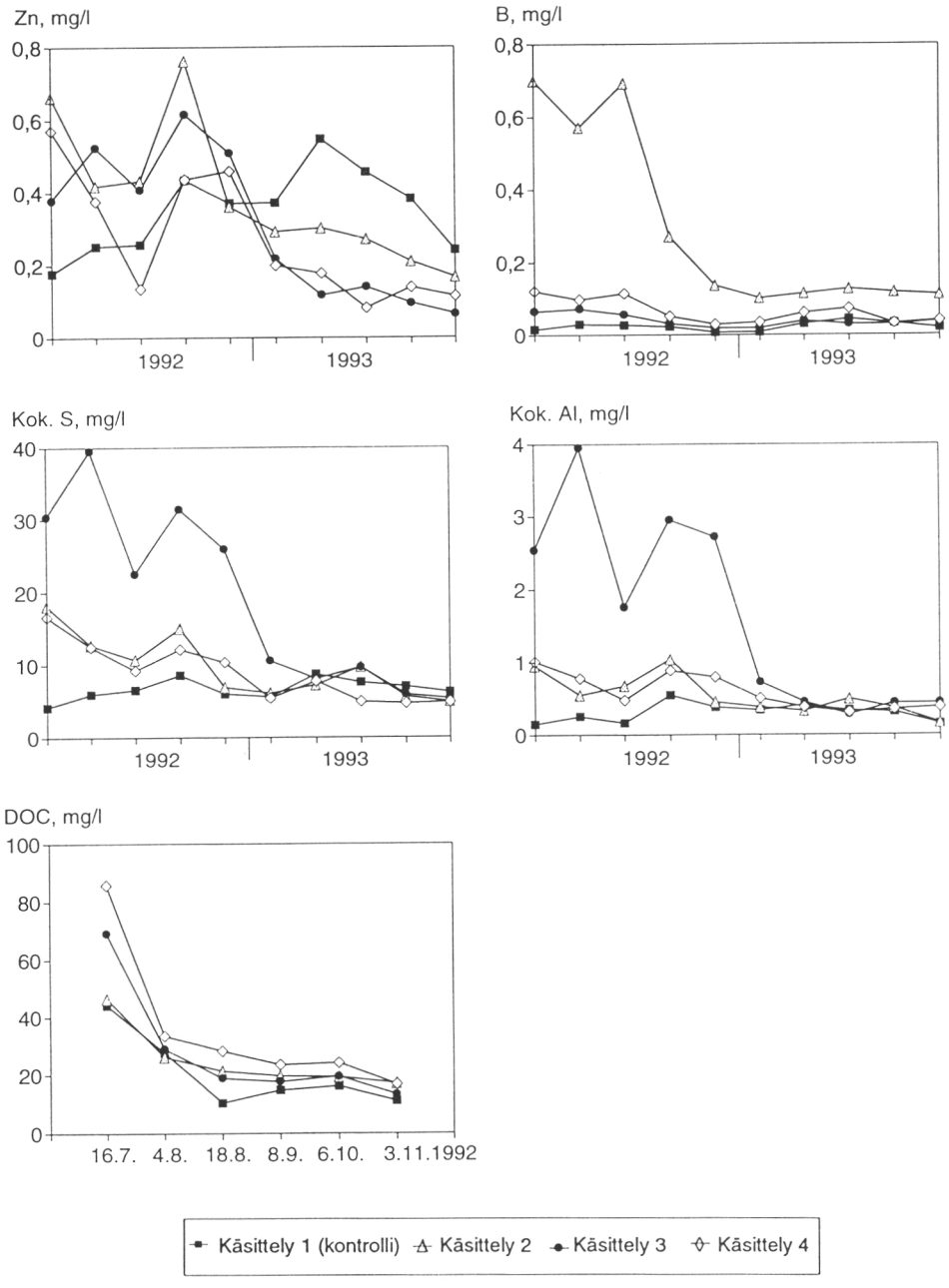
Maaveden Ca- ja Mg-pitoisuuksien muutokset olivat hyvin samanlaisia. Käsittely 2, joka sisälsi sekä nopeaettä hidasliukoista kalsiumia ja magnesiumia, vaikutti voimakkaasti maaveden Ca- ja Mg-pitoisuuksiin ensimmäisen vuoden aikana. Kahdella muulla käsittelyllä, joilla nämä ravinteet olivat hidasliukoisina yhdisteinä, ei ollut mitattavaa vaikutusta maaveden Ca- ja Mg-pitoisuuksiin. Käsitelyllä 2 ei odotetusti ollut vaikutusta maaveden K-pitoisuuksiin kumpanakaan vuonna. Käsittely 3, joka sisälsi kaliumia, lisäsi puolestaan voimakkaasti K-pitoisuutta ensimmäisen vuoden aikana.

Käsittelyn 3 lannoite sisälsi myös sulfaattia, mikä heijastui kohonneina maaveden rikkipitoisuuksina ensim-



Kuva 1. *Lannoituskäsittelyjen vaikutus vajoveden pH-arvoihin, ravinne- ja metallipitoisuuksiin sekä liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuuksiin Harjavallan kokeella. Vajovesinäytteet on kerätty lysimetreillä 20 cm:n syvyydestä vuosina 1992-1993. Lannoituskäsittelyt käyvät ilmi taulukosta 1.* *(Jatkuu seuraavalla sivulla.)*

mäisen vuoden aikana. Tällä käsittelyllä maaveden rikkipitoisuudet korreloivat voimakkaasti Ca-, Mg-, Al- ja Cu-pitoisuuksien kanssa, mikä osoittaa, että nämä kationit liikkuvat maannoksessa alaspäin yhdessä sulfaattianionien kanssa. Maaveden korkea alumiinipitoisuus käsittelyllä 3 ensimmäisen vuoden aikana johtuu todennäköisesti alumiinin korvautumisesta kationinvaihtopaikoilla lannoitteen sisältämillä emäskationeilla. Vaikka käsitte-



lyssä 3 annettiin sinkkiä, maaveden sinkkipitoisuuksissa ei havaittu eroja kontrollin (1) ja lannoitekäsittelyjen välillä.

Vajoveden booripitoisuudet olivat korkeita käsittelyllä 2 ensimmäisen vuoden aikana, koska tämä käsittely sisälsi helppoliukoista booria 2 kg/ha. Tämä tulos osoittaa, että borilisäys varmisti puiden boorin saannin kalkituksesta huolimatta. Käsittely 3 sisälsi myös booria, mutta vastaavaa maaveden booripitoisuuden kasvua ei havaittu, koska boori oli hitaasti vapautuvassa muodossa.

Harjavallan kokeen maaperässä on

huomattavia määriä kuparia, joka on peräisin kuivalaskeumasta. Tämä heijastui melko korkeina maaveden kuparipitoisuuksina kontrollikoealalla. Käsittelyllä 3, joka sai jonkin verran kuparia, maaveden kuparipitoisuudet olivat ensimmäisen vuoden aikana paljon korkeampia kuin muilla käsittelyillä. Maaveden nikkelipitoisuudet olivat niinikään korkeita kontrollikoealalla. Käsittelyllä 3 maaveden kohonneet nikkelipitoisuudet ensimmäisen vuoden aikana johtuivat todennäköisesti nikkelin mobilisaatiosta maan pintakerroksesta ja kulkeutumisesta maannoksessa alaspäin lisättyjen sulfaatti-ionien kanssa. Maaveden nikkelipitoisuudet eri käsittelyissä olivat selvästi alhaisempia toisena vuonna verrattuna kontrolliin. Tämän mukaan kalkitus vähensi nikkelin mobilisaatiota maan pintakerroksessa.

Metsikkösadannan laatu

Mittausjakson aikana vuosina 1991-1993 ilmeni huomattavaa vuosien välistä vaihtelua metsikkösadannan pH:ssa ja useimpien ravinteiden pitoisuuksissa. Kokonaisrikin pitoisuus sen sijaan pysyi hyvin vakaalla tasolla koko tarkastelujakson ajan.

Metsikkösadannan vuotuisissa ravinnepitoisuuksissa oli huomattavan suuri hajonta, mikä johtuu suuresta vuodenaikaisvaihtelusta. Varsinkin keväällä sateet huuhtovat latvustoon kertynyttä kuivalaskeumaa, minkä vuoksi pitoisuudet ovat ensimmäisten kevätsateiden aikana huomattavan korkeita.

Metsikkösadannan laadussa oli myös huomattavaa vaihtelua eri käsittelyjen välillä. Lannoituskäsittelyjen vaikutus metsikkösadannan ravinnepitoisuuksiin alkoi ilmetä toisena vuonna lannoituksen jälkeen (taulukot 3 ja 4). Hämeenkankaan kokeelta määritettyjen tunnusten arvot olivat useimmiten korkeimpia typellisen koelannoksen ja kalkituksen saaneilla koealoilla. Neulasten ravinnepitoisuuksien ohella tähän vaikuttaa ilmeisesti neulasmassan lisääntyminen lannoituksen seurauksena.

Neulasten ravinnepitoisuudet

Harjavallan kokeella neulasten ravinnepitoisuudet osoittivat typen ja magnesiumin puutetta, kun taas kuparipitoisuudet olivat noin 50-kertaisia optimiarvoihin verrattuna. Puissa oli pääsääntöisesti vain kaksi neulasvuosikertaa, joten puiden elinvoimaisuus oli hyvin heikko. Neulasanalyysin mukaan lannoituskäsittelyjen vaikutukset Harjavallan kokeen puiden ravinnetilaan jäivät ensimmäisenä lannoituksen jälkeisenä vuonna melko vähäisiksi (kuva 2). Vain typpipitoisuuden nousu käsittelyllä 4 ilmensi lannoituksen vaikutusta. Myöhemmät havainnot osoittavat puuston neulasmassan lisääntyneen varsinkin käsittelyllä 4.

Hämeenkankaan männikön neulasanalyysin tulokset osoittivat koetta perustettaessa typen, kaliumin, magnesiumin ja kuparin niukkuuta. Eri vuosina samoista puista tehdyt ravinnemääritykset osoittavat puiden ravinnetilan vaihtelevan huomattavasti tässä kuivan kankaan männikössä (kuva 3, myös Raitio ja Sutinen tässä julkaisussa). Typellisen koelannoksen saaneilla koealoilla neulasten typpi- ja booripitoisuudet ovat nousseet kahden kasvukauden kuluessa, mutta muiden käsittelyjen vaikutukset olivat tässä vaiheessa vähäisiä.

Päätelmiä

Alustavien tulosten mukaan näyttää siltä, että kalkituksella voidaan vähentää raskasmetallien liukoisuutta ja edis-

Taulukko 3. *Metsikkösadannan keskimääräinen pH sekä ravinne- ja raskasmetallipitoisuuksia (±keskihajonta) vuonna 1993 Harjavallan kokeella. Käsittelyt: 1 = lannoittamaton kontrolli, muut on esitetty taulukossa 2.*

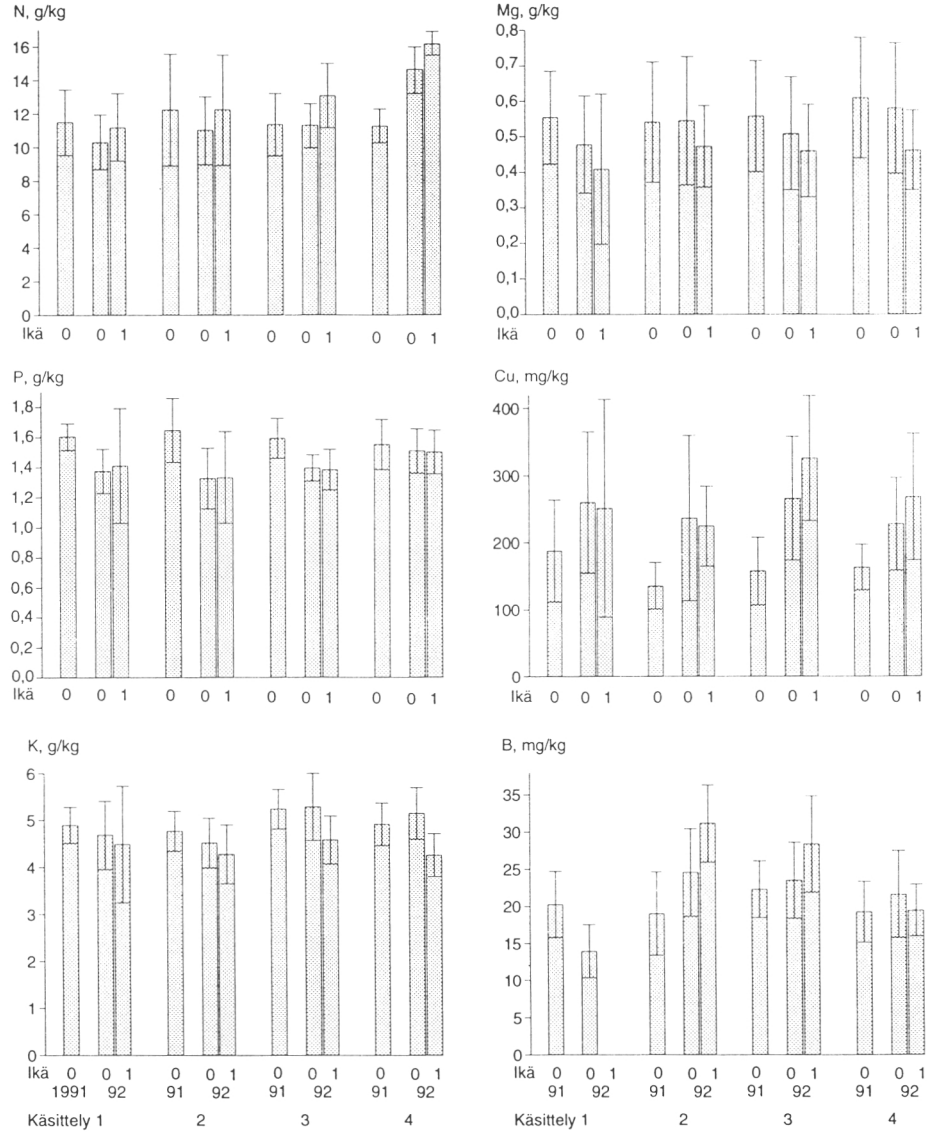
Tunnus		Käsittely							
		1		2		3		4	
pH		4,61	(0,24)	4,68	(0,09)	4,62	(0,07)	4,75	(0,08)
Ca	mg/l	1,29	(1,89)	1,55	(1,99)	1,40	(2,08)	1,32	(1,89)
Mg	"	0,321	(0,376)	0,437	(0,408)	0,369	(0,428)	0,353	(0,388)
K	"	2,28	(1,83)	3,06	(2,41)	3,70	(2,68)	2,43	(2,03)
Kok. S	"	2,80	(2,39)	3,30	(2,49)	3,05	(2,66)	2,83	(2,34)
Kok. P	"	0,065	(0,030)	0,089	(0,063)	0,159	(0,112)	0,075	(0,036)
Zn	"	0,137	(0,097)	0,200	(0,102)	0,141	(0,099)	0,147	(0,090)
Cu	"	1,06	(0,81)	1,42	(0,79)	1,02	(0,70)	1,06	(0,64)
Ni	"	0,106	(0,097)	0,101	(0,063)	0,094	(0,076)	0,081	(0,056)

Taulukko 4. *Metsikkösadannan keskimääräinen pH, ravinnepitoisuuksia ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuus (± keskihajonta) vuosina 1992 ja 1993 Hämeenkankaan kokeella. Käsittelyt: 1 = lannoittamaton kontrolli, muut on esitetty taulukossa 2.*

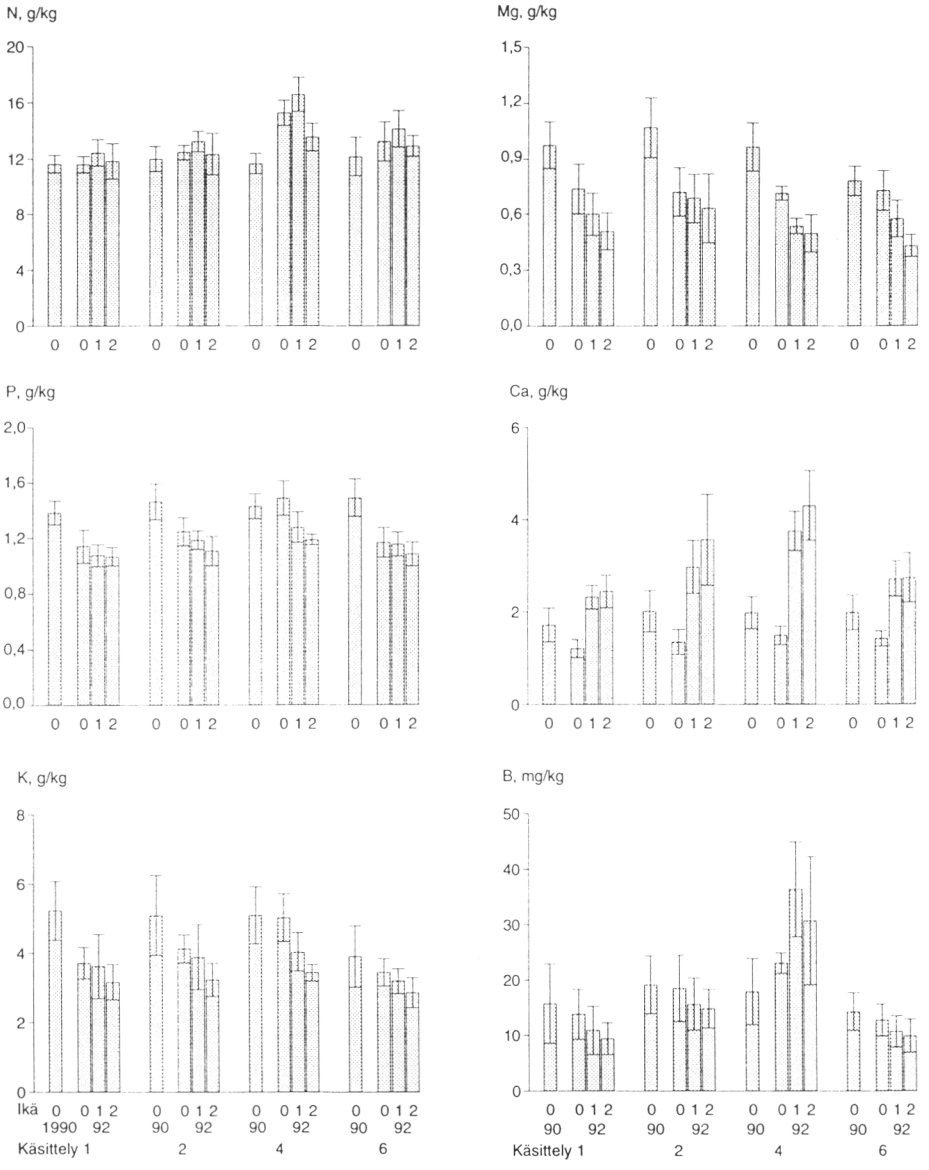
Tunnus		Vuosi	Käsittely							
			1		2		4		6	
pH		1992	4,16	(0,17)	4,24	(0,19)	4,2	(0,24)	4,19	(0,18)
		1993	4,47	(0,18)	4,67	(0,24)	4,57	(0,18)	4,54	(0,14)
Ca	mg/l	1992	0,26	(0,16)	0,20	(0,11)	0,30	(0,13)	0,23	(0,12)
		1993	0,36	(0,67)	0,34	(0,66)	0,38	(0,67)	0,34	(0,66)
Mg	"	1992	0,083	(0,054)	0,067	(0,040)	0,103	(0,055)	0,071	(0,036)
		1993	0,092	(0,150)	0,085	(0,140)	0,108	(0,157)	0,084	(0,145)
K	"	1992	0,54	(0,54)	0,46	(0,49)	0,97	(0,81)	0,33	(0,39)
		1993	1,20	(0,75)	1,19	(0,75)	1,66	(0,91)	1,05	(0,67)
Mn	"	1992	0,032	(0,019)	0,027	(0,015)	0,041	(0,020)	0,028	(0,015)
		1993	0,024	(0,025)	0,019	(0,021)	0,027	(0,027)	0,020	(0,022)
Kok. N	"	1992	0,97	(0,79)	0,88	(0,59)	0,94	(0,64)	1,02	(0,88)
		1993	0,76	(0,83)	0,81	(0,93)	0,83	(0,99)	0,80	(0,92)
Kok. S	"	1992	0,99	(0,31)	0,91	(0,25)	1,07	(0,29)	0,94	(0,28)
		1993	0,79	(0,67)	0,75	(0,66)	0,84	(0,70)	0,78	(0,67)
Kok. P	"	1992	0,022	(0,028)	0,021	(0,031)	0,022	(0,029)	0,020	(0,034)
		1993	0,048	(0,043)	0,055	(0,055)	0,058	(0,039)	0,043	(0,037)
DOC	"	1992	15,5	(10,9)	11,9	(7,3)	15,3	(7,8)	13,1	(8,9)
		1993	24,4	(23,5)	17,3	(15,8)	22,9	(18,7)	19,8	(16,3)

tää puuston toipumista raskasmetallien saastuttamassa ympäristössä. Kalkkikivijauheen sisältämällä magnesiumilla on myös tärkeä osuus puuston ravinnetilan korjaamisessa. Kalkituksessa on kuitenkin huolehdittava siitä, ettei se aiheuta ravinnehäiriöitä, joista boorin puute on yleisin.

Heikkokuntoisen puuston elpyminen edellyttää juuriston ja neulasiston kasvua, minkä vuoksi typen saatavuus on tärkeä tekijä. Kokeiden ikääntyessä nähdään, miten pitkäksi hidasliukoisen typen vaikutusaika muodostuu.



Kuva 2. *Männyn neulasten ravinnepitoisuuksia (± keskihajonta) Harjavallan kokeella. Näytteenotto (5 puuta koealalta) marras- joulukuussa vuosina 1991 ja 1992. Vuoden 1992 näytteenoton 1-vuotiset neulaset ovat samaa neulasvuosikertaa kuin vuoden 1991 näytteet. Lannoitus toukokuussa 1992.*



Kuva 3. *Männyn neulasten ravinnepitoisuuksia (± keskihajonta) Hämeenkankaan kokeella. Näytteenotto (5 puuta koealalta) marras- joulukuussa 1990 ja 1992. Vuoden 1992 näytteenoton 2-vuotiset neulaset ovat samaa neulasvuosikertaa kuin vuoden 1990 näytteet. Lannoitus toukokuussa 1991.*

Kirjallisuus

Derome J. 1991. Effects of forest liming on the nutrient status of podzolic soils in Finland. Water, Air, and Soil Pollution 54:337–350.

Halonen, O., Tulkki, H. & Derome, J. 1983. Nutrient analysis methods. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 121. 28 s.

Jarva, M. & Tervahauta, A. 1993. Vesinäytteiden analyysiohjeet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 477. 171 s.

Lehto, T. 1994. Effects of soil pH and calcium on mycorrhizas of Picea abies. Plant and Soil 163:69–75.

Lindroos, A-J., Derome, J., Niska, K. & Välikangas, P. 1992. Sadeveden laadun muuttuminen Lapin maaperässä kasvukaudella 1990. Julkaisussa: Kauhanen, H. & Varmola, M. (toim.). Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413:49–60.

Matzner, E. & Meiwes, K.J. 1991. Effects of liming and fertilization on soil solution chemistry in North German forest ecosystems. Water, Air, and Soil Pollution 54:377–389.

Ulrich, B. 1983. An ecosystem oriented hypothesis on the effect of air pollution on forest ecosystems. Julkaisussa: Ecological effects of acid deposition. National Swedish Environment Protection Board. Report PM 1636:221–231.

Van Breemen, N., Mulder, J. & Driscoll, C.T. 1983. Adification and alkalization of soils. Plant and Soil 75:283–308.

Lannoituksen vaikutus havupuiden tuhoresistenssiin

Maarit Kytö, Pekka Niemelä, Tuula Piri, Martti Vuorinen, Erkki Annila ja Risto Hiukka

Johdanto

Lannoituksella on monipuolisia vaikutuksia ei ainoastaan puihin, vaan myös puiden ja niiden bioottisten tuhonaiheuttajien välisiin suhteisiin. Lannoituksen vaikutuksia tutkittaessa on selvitetty lähinnä sitä, millä tavalla erilaiset lannoitteet vaikuttavat tuhonaiheuttajien menestymiseen. Tutkimuksia on tehty joko inventoimalla tuhonaiheuttajien esiintymistä eri tavoin lannoitetuilla koealoilla tai kasvattamalla tuhonaiheuttajia lannoitetuilla puilla tai niistä otetuilla osilla laboratoriossa. Näin tehdyillä tutkimuksilla on saatu runsaasti näyttöä siitä, että lannoitteet vaikuttavat enemmän tai vähemmän tuhonaiheuttajiin (Stark 1965, Waring ja Cobb 1992).

Kasvun lisäämisen ohella metsien lannoittamisen tavoitteeksi on viime aikoina muodostunut puuston elinvoimaisuuden ja kunnon ylläpitäminen. Tavoitteena on myös vahvistaa puiden kykyä torjua ja kestää erilaisia tuhoja. Lannoittamiseen liittyvien tuhoriskien arvioimiseksi on tärkeää tuntea ne vaikutukset, joita lannoitteet aiheuttavat ensin puussa ja sitten tuhonaiheuttajassa. Lannoitteet vaikuttavat ennen kaikkea puiden primärituotantoon eli kasvuun, mutta niillä on vaikutuksia myös puiden metaboliassa syntyvien sekundaariaineiden kuten fenolien, tanniinien ja terpeenien määriin (Waring ja Cobb 1992). Esimerkiksi havupuiden pihka muodostuu sekundaarimetabolian tuloksena. Monien sekundaariaineitten on puolestaan havaittu tavalla tai toisella vaikuttavan tuhonaiheuttajiin. Niiden pitoisuuksia esimerkiksi neulasissa ja nilassa voidaan näin käyttää epäsuorasti puun tuhonkestävyyden indikaattoreina.

Havupuiden tärkeimmät sekundaariyhdisteet ovat hiilipohjaisia. Lorion (1986) esittämän kasvu/erilaistumisteorian mukaan puu käyttää yhteyttämällä tuottamansa hiiliyhdisteet ensisijaisesti peruselintoimintoihin ja kasvuun. Vain näistä ylijääneistä hiiliyhdisteistä muodostuu sekundaariaineita. Ravinteiden, metsämaassa ennenkaikkea typen, niukkuus rajoittaa kasvua. Lannoituksella aikaansaatu ravinnelisäys johtaisi teorian mukaan kasvun lisääntymiseen ja sekundaariyhdisteiden pitoisuuksien alenemiseen puussa, edellyttäen, ettei yhteyttäminen tehostu samanaikaisesti. Lannoittaminen saattaisi siis ainakin lyhytaikaisesti alentaa puiden tuhoresistenssiä.

Metsän terveyslannoitushankkeessa tehtävien tuhoresistenssitutkimusten tarkoituksena on selvittää erilaisten lannoituskäsittelyjen vaikutuksia

puiden elinvoimaisuutta ja tuhonkestävyyttä kuvaaviin tunnuksiin sekä tuhojen ja tuhonaiheuttajien esiintymiseen ja menestymiseen. Tässä artikkelissa rajoitutaan esittelemään tutkimusmetodeja ja aineistonkeruumenetelmiä sekä eräitä alustavia tuloksia.

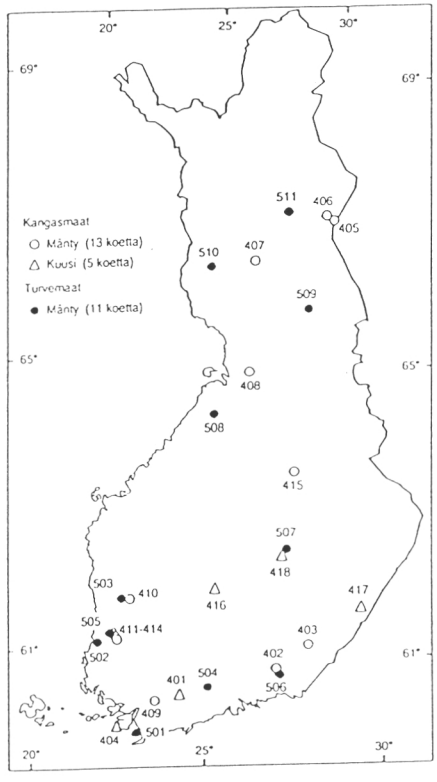
Aineisto ja menetelmät

Kenttäkokeet

Metsän terveyslannoitustutkimusta varten perustettiin vuosina 1990–1993 kenttäkokeita kasvuedellytyksiltään ja saastekuormitukseltaan erilaisiin nuoriin tai keski-ikäisiin männiköihin ja kuusikoihin eri puolille Suomea (kuva 1). Kokeisiin sisältyy 4–6 erilaista käsittelyä, joilla on pyritty aikaansaamaan tasapainoinen ravinteiden tarjonta ja lieventämään maan happamuutta. Peruskäsittelyinä ovat typpeä sisältävä koelannos, typetön koelannos, kalkitus yhdistettynä typpeä sisältävään lannokseen, sekä kullekin kokeelle maa- ja neulasanalyysien perusteella määritelty lannoitus. Joillakin kokeilla on lisäksi ylimääräisiä käsittelyjä, esimerkiksi tuhkalannoitus. Tuhojen esiintymistä on silmämääräisesti seurattu kaikilla kokeilla, ja muutamilla kokeilla on lisäksi tehty kokeellisia ja inventointityyppisiä tuho- ja resistenssitutkimuksia.

Puiden elinvoimaisuutta ja tuhoresistenssiä kuvaavat indikaattorit

Puiden yleistä elinvoimaisuutta mitattiin rungosta marraskuussa otetuista kairausnäytteistä. Elinvoimaisuuden indikaattorina käytettiin indeksiä (vigor index, VI), joka kuvaa viimeisimmän vuosiluston pohjapinta-alan (BA_1) ja mantopuun pohjapinta-alan (SA) suhdetta VI = BA_1/SA (Waring ym. 1980). Indeksi on eräänlainen tehokkuusluku, joka ilmaisee paljonko runkopuuta puu on tuottanut tiettyä neulasmassaa kohti. Indeksi perustuu mantopuun pohjapinta-alan ja latvuksen neulasmassan väliseen riippuvuussuhteeseen.



Kuva 1. *Metsän terveyslannoituskokeiden sijainti.*

Puiden pihkantuottokyky on olennainen tuhoresistenssiin vaikuttava tekijä. Pihkavaluntaa mitattiin Lorion ja Sommersin (1986) kehittämällä menetelmällä kymmenellä mäntykokeella ja yhdellä kuusikokeella. Loppukesällä valutettuihin puihin tehtiin rinnankorkeudelle rungon vastakkaisille puolille kaksi 15 mm:n läpimittaista pyöreää koloa mantopuun pintaan saakka. Kuori- ja nilakiekko kuivattiin fenolianalyysiä varten. Kolon alapuolelle kiinnitettiin alumiinista tehty kouru johtamaan valuva pihka

runkoon kiinnitettyyn koeputkeen. Neljän tunnin kuluttua pihkan tilavuus putkessa arvioitiin silmämääräisesti. Koeputket irrotettiin vuorokauden kuluttua, ja niiden sisältämä pihkamäärä punnittiin.

Puiden ollessa talvilevossa kerättiin eri lannoituskäsittelyjen puista neulasnäytteet, joista määritettiin typpi- ja fenolipitoisuus, sekä mitataan pihkatiehyiden läpimitta ja lukumäärä neulasessa.

Tuhohyönteistutkimukset

Neulastuholaisten esiintymistä seurattiin liimalevypyydyksin lannoituksen jälkeen kolmen vuoden ajan 1991–1993 kokeilla 403 ja 410. Liimalevyihin kasvukauden aikana kertyneiden neulasia syövien toukkien papanoiden perusteella arvioitiin eri hyönteisryhmien esiintymisrunsaus ja toukkien kuluttaman neulasmassan määrä. Kokeella 410 neulastuholaisten esiintymistä seurataan myös karikesuppiloihin kertyneiden papanoiden määrän perusteella.

Lannoituskäsittelyjen vaikutusta pilkkumäntypistiäisesiintymään (*Diprion pini* L.) tutkittiin Harjavallan kokeella 413 inventoimalla kahtena vuonna karikkeessa talvehtivien kotelokoppien määrä. Kerätyt kotelokopat mitattiin ja punnittiin kokovertailuja varten.

Neulastuholaisten menestymistä eri tavoin lannoitetuissa puissa tutkittiin kasvattamalla laboratoriossa ruskomäntypistiäisen (*Neodiprion sertifer* Geoffr.) ja pilkkumäntypistiäisen toukkia. Kokeissa käytettiin Jämijärven kokeen 410 puiden oksia kahden vuoden kuluttua lannoituksesta. Kasvatuskokeissa mitattiin toukkien kasvunopeutta punnitsemalla toukat kokeen alussa (W_0) ja lopussa (W_t), ja laskemalla suhteellinen kasvunopeus RGR = $(\ln W_t - \ln W_0)/T$, missä T = kasvatusaika vuorokausina. Toukkien kuluttama neulasmäärä arvioitiin punnitsemalla kokeen aikana kasvatuspurkkeihin kertyneet papanat.

Sienitautitutkimukset

Sienitautien esiintymistä kokeilla selvitettiin inventointitutkimuksin. Koealojen perustamisen yhteydessä otettiin kaatokoepuista elävä oksa latvuksen alimmasta kolmanneksesta yhteensä yhdeltätoista kokeelta, joista kymmenen oli kivennäismaan kokeita ja yksi turvemaalle perustettu koe. Oksaanalyysiä (Kaitera ja Jalkanen 1992) soveltaen selvitettiin takautuvasti versosurmatuhojen vuotuista esiintymistä kulloisessakin metsikössä (Vuorinen 1993). Oksan päärangan jokaisesta vuosikasvaimesta määritettiin versosurman aiheuttamat korot tai haavat. Lisäksi turvemaiden kokeilla selvitettiin aiempia versosurmainfektioita ja -tuhoja päärangan vaihtojen ja korojen avulla. Koealueilla seurattiin vuosittain mahdollisesti ilmeneviä sienitautiepidemioita. Versosurman osalta inventointiajankohdan tuhotilannetta arvioitiin näkyvien latvus- ja neulasvaurioiden perusteella soveltaen jo aikaisemminkin käytössä olleita arviointimenetelmiä (Hopkins ym. 1984, Uotila 1989, Kaitera ja Jalkanen 1993). Syksyllä 1993 esiintyi harmaakariste epidemiana Ylikiimingin (408) ja Sonkajärven (415) koealueilla. Harmaakaristeen määrä arvioitiin laskemalla sairastuneitten puiden määrät kaikilla koealoilla. Lisäksi Ylikiimingissä otettiin jokaiselta koealalta oksanäyte satunnaisesti valituista sairastuneista puista, ja niistä laskettiin terveiden ja sairaiden neulasten määrät uusimmasta (v. 1993) vuosikasvaimesta.

Lahovikaisten puiden osuus ja yleisimpien lahottajasienten esiintyminen arvioitiin ennen lannoituskäsittelyjä kaatokoepuista ja harvennuksessa pois-

tetuista puista otettujen näytteiden perusteella. Juurikääpä- ja mesisienikloonit tunnistettiin somaattisen inkompatibiliteetin perusteella (Korhonen 1978a, Stenlid 1985). Juurikääpäkloonien intersteriliteettiryhmä sekä mesisienilajit määritettiin Bullerin ilmiön avulla (Korhonen 1978a, 1978b). Lahofrekvenssin kehitystä koealoilla seurataan vertaamalla saatuja lahotunnuksia päätehakkuun yhteydessä saataviin tuloksiin.

Lannoituskäsittelyjen vaikutusta puiden juurikääpäkestävyyteen selvitetään inokulointikokeiden avulla. Alustava juurikäävän (*Heterobasidion annosum* (Fr.) Bref.) inokulointikoe sopivan menetelmän sekä oikean inokulointiajankohdan ja kokeen kestoajan löytämiseksi perustettiin kuusikkoon (koe 401) ja männikköön (koe 403) neljän kuukauden kuluttua lannoituksesta. Koepuiden kolme pääjuurta kaivettiin osittain esiin n. 20 cm juuren tyvestä, ja kuhunkin juureen porattiin ytimeen asti ulottuva 8 mm läpimitaltaan oleva reikä. Kahteen reikään asetettiin juurikäävällä saastutettu kairanlastu ja kolmanteen steriili kairanlastu. Kuusikokeessa käytettiin kahta kuusenjuurikääpäkantaa (S-tyyppi) ja mäntykokeessa kahta männynjuurikääpäkantaa (P-tyyppi). Reiät suljettiin suojavahalla ja juuret peitettiin alkuperäiseen tilaan. Kuusikokeen koepuut kaadettiin 13 kk:n ja mäntykokeen 19 kk:n kuluttua inokuloinnista. Juurikäävän esiintyminen tarkastettiin inokulointikohdasta määrävälein sekä juuren kärkeä että tyveä kohti sahatuista kiekoista stereomikroskoopin avulla. Lisäksi laskettiin laholaikun ja reaktiopuun osuudet näytteiden poikkileikkauspinta-alasta. Luontaisten juurikääpäinfektioiden poissulkemiseksi näytteistä eristetyt juurikääpäkasvustot tunnistettiin pariuttamalla ne inokuloinnissa käytetyn juurikääpäkannan kanssa.

Lannoituskäsittelyjen vaikutusta kaarnakuoriaisten välityksellä leviävän patogeenisen sinistäjäsienen (*Ophiostoma polonicum* Siem.) kasvuun testattiin kuusikokeella 401 kahden vuoden kuluttua lannoituksesta. Pihkavalutusten yhteydessä koepuihin painettiin korkkiporalla rungon vastakkaisille puolille rinnankorkeudelle kaksi mantopuuhun saakka ulottuvaa 5 mm levyistä koloa noin 5 cm:n etäisyydelle toisistaan. Koloihin pantiin sienirihmastoa sisältävä agarpala. Kolo suljettiin painamalla kuoritulppa takaisin paikalleen. Viiden viikon kuluttua mitattiin kolosta valuneen pihkanoron pituus ja vuoltiin puukolla kuorta pois inokulointikohtien ympäriltä riittävästi, jotta sienen leviäminen nilassa voitiin arvioida mittaamalla tummuneen vaurioalueen laajuus ymppäyskohdan ympärillä.

Tulokset

Elinvoimaisuus ja tuhoresistenssi

Alustavat tulokset osoittavat, että typpeä sisältävät lannoitteet kohottivat elinvoimaisuusindeksiä, kun taas typettömät lannoitteet eivät juurikaan vaikuttaneet indeksiin kasvupaikoilla, joilla ravinnetalous ei ollut pahoin häiriintynyt.

Käytetty pihkavalutusmenetelmä toimi männyllä erinomaisesti, mutta kuusen pihkantuottokyky osoittautui liian vähäiseksi tällä menetelmällä mitattavaksi. Lannoittamattomien mäntyjen keskimääräinen pihkavalunta 15 mm:n läpimittaisesta reiästä oli hieman yli 2 g vuorokaudessa. Valunta oli voimakkaimmillaan ensimmäisten neljän tunnin aikana, jolloin kertyi noin puolet vuorokauden pihkamäärästä (kuva 2). Sekä puiden sisäinen että niiden välinen vaihtelu oli suurta. Lannoituskäsittelyt alensivat jonkin ver-

ran pihkavalunnan määrää.

Nilan fenolipitoisuuksissa ei havaittu eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä. Nilan fenolipitoisuus ja pihkavalunnan määrä eivät korreloineet. Lannoituksella ei havaittu olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta myöskään neulasten kokonaisfenolipitoisuuteen, joskin fenolipitoisuus oli typpilannoituskäsittelyissä hieman alempi kuin lannoittamattomissa. Neulasten ravinnepitoisuuksiin lannoituksella sen sijaan oli odotetusti merkitsevä vaikutus. Typpeä sisältävät lannoitteet kohottivat neulasten typpipitoisuutta ja alensivat näin hiili/typpi-suhdetta (kuva 3). Neulasten typpipitoisuuden ja fenolipitoisuuden välillä todettiin heikko negatiivinen korrelaatio.

Tuhohyönteiset

Papanamäärien perusteella arvioitu neulastuholaisten määrä kokeilla 403 ja 410 oli seurantavuosina 1991–93 suhteellisen alhainen eikä merkittäviä neulastuhoja esiintynyt (Nurminen 1994). Kokeella 403 perhostoukat, lähinnä mäntymittari, olivat syöneet eniten neulasia. Kokeella 410 merkittävin neulastuholaisryhmä oli mäntypistiäiset, lähinnä ruskomäntypistiäinen. Lannoituskäsittelyjen välillä ei ollut tilastollisesti merkitsevää eroa neulastuholaisten esiintymisessä.

Laboratoriossa tehdyissä kokeissa sekä rusko- että pilkkumäntypistiäistoukkien suhteellinen kasvunopeus oli jonkin verran korkeampi typellä lannoitettujen puiden oksilla, mutta ero eri käsittelyjen välillä oli tilastollisesti merkitsevä vain pilkkumäntypistiäistoukilla (kuva 4). Toukkien kuluttamien neulasten määrässä ei papanatuotoksen perusteella arvioituna ollut merkitseviä eroja eri käsittelyjen välillä.

Kokeella 413 tehtyjen kotelokoppainventointien perusteella pilkkumäntypistiäisten runsaudessa ei ollut merkitseviä eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä (kuva 5).

Sienitaudit

Korojen ja haavojen inventointi osoitti, että versosurmaa on esiintynyt viimeisten kahden vuosikymmenen aikana kaikilla koealueilla. Selvimmät versosurman aiheuttamat tuhojäljet oli havaittavissa kangasmaalla Sallan Vasavaaran kokeella 405. Eniten latvuskerroksen alaoksia oli kuollut Jämijärven kokeella 410 sekä suokokeella Hyvinkäällä (504). Posion (509) ja Kankaanpään (503) kokeilla oli selvien versosurmavaurioiden lisäksi myös abioottisten tekijöitten aiheuttamia

Taulukko 1. *Puuston rinnankorkeusikä sekä harvennushakkuissa poistetun puuston lahoisuus kuusikokeilla.*

Koe	Rinnan-korkeus-ikä	Tutkittuja puita	Lahoja/ värivikaisia puita		Lahottajasienten esiintyminen rungoissa							
					Heterobasidion annosum		Armillaria spp.		Haematostereum sanguinolentum		Muut kantasienet	
	vuotta	kpl	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%	kpl	%
401 Karkkila	45	397	83	20,9	27	6,8	7	1,8	7	1,8	10	2,5
404 Dragsfjärd	56	365	94	25,7	37	10,1	9	2,5	8	2,2	19	5,2
416 Jämsä	28	803	82	10,2	0	0	11	1,4	7	0,9	20	2,5
417 Punkaharju	20	1 142	52	4,5	4	0,3	43	3,8	0	0	1	0,1
418 Suonenjoki	22	699	11	1,6	0	0	4	0,6	0	0	5	0,7

Taulukko 2. *Juurikäävän esiintyminen kokeilla ennen lannoituskäsittelyä.*

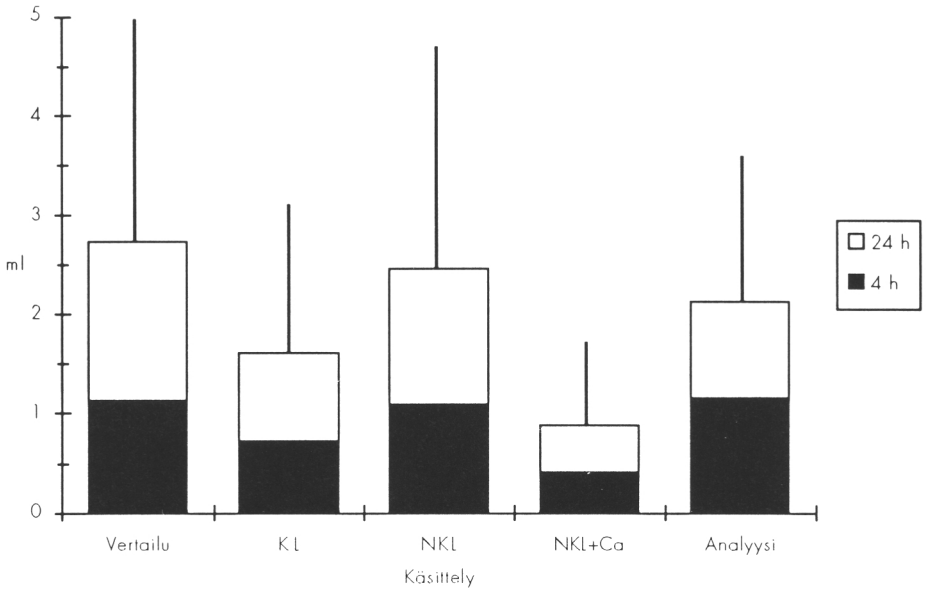
Koe	Juurikäävän infektoimia puita kpl	Juurikääpä-genotyyppien lukumäärä kpl	Intersteriliteettiryhmien osuudet S-ryhmä %	P-ryhmä %
Kuusikokeet:				
410 Karkkila				
Siikala	20	17		100
Salmio	7	6	100	
404 Dragsfjärd	37	35	94,3	5,7
417 Punkaharju	4	4		100
Mäntykokeet:				
403 Taipalsaari	4	4		100
410 Jämijärvi	1	1		100

vaurioita, joiden syinä ilmeisesti olivat tasapainoton ravinnetila ja häiriöt puiden vesitaloudessa. Vähiten sienitauteja esiintyi Sallan (406) ja Rovajärven (407) koemetsiköissä, joissa oli myös vähiten versosurman aiheuttamia koroja alaoksissa, sekä Harjavallan kokeilla 411, 412 ja 413. Eniten neulaskatoa oli Ylitornion Näätävuoman suolle perustetulla kokeella 510.

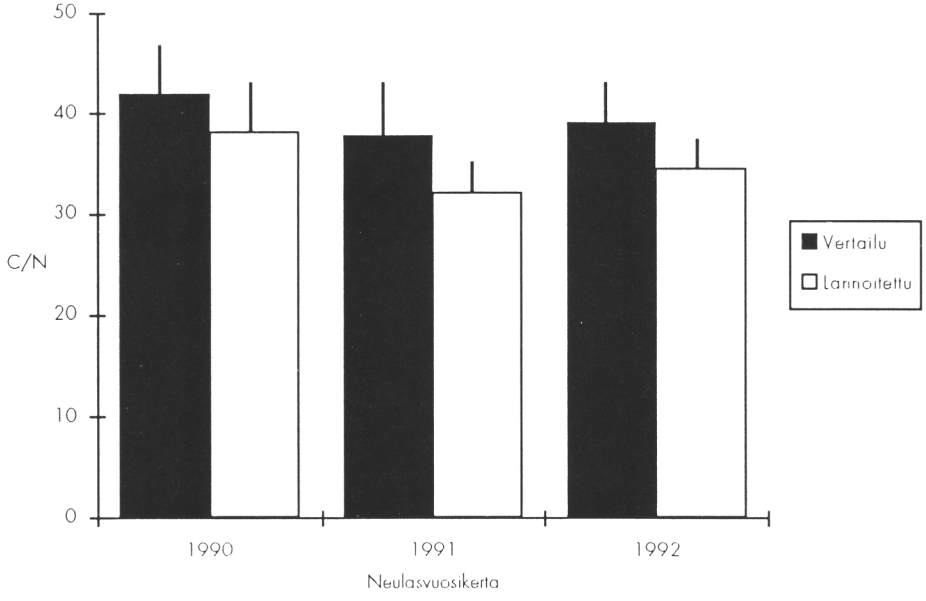
Harmaakariste-epidemia puhkesi kesällä 1993 Keski- ja Pohjois-Suomessa. Sonkajärven koe oli lannoitettu samana vuonna, eikä eri lannoituskäsittelyjen välillä ollut havaittavissa eroja taudin esiintymisessä. Ylikiimingin kokeella oli karisteisia puita vähiten lannoittamattomilla ja tuhkalannoitetuilla koealoilla (kuva 6). Eniten sairastuneita puita oli alustavien inventointien mukaan niillä koealoilla, jotka olivat saaneet eniten helppoliukoista typpeä. Lannoituskäsittelyjen väliset erot sairastuneiden neulasten määrissä olivat samankaltaiset mutta pienemmät.

Yleisimmät lahottajat koealojen puissa olivat juurikääpä ja mesisieni (taulukko 1). Runsainta juurikäävän esiintyminen oli Dragsfjärdin kokeella 404, missä 10,1 % harvennushakkuussa kaadetuista kuusista oli juurikäävän saastuttamia. Karkkilan kuusikoe 401 sijaitsee kahdessa erillisessä metsikössä, jotka eroavat toisistaan sekä juurikäävän esiintymisrunsauden että vallitsevan intersteriliteettiryhmän suhteen (taulukko 2). Siikalan koealoilla juurikäävän infektoimien kuusten osuus oli 9,4 % harvennetusta puustosta ja kaikki eristykset olivat männynjuurikääpää. Salmion koealojen juurikääpäfrekvenssi oli 3,8 % ja vallitsevana oli kuusenjuurikääpä. Punkaharjun kokeella 417 juurikäävän infektoimia kantoja oli ainoastaan neljä (0,35 %), joissa kaikissa oli juurikäävän P-tyyppi. Juurikääpää yleisempi lahottaja alueella oli pohjanmesisieni (*Armillaria borealis* Marxmüller & Korhonen). Mäntykoealoilla juurikäävän P-tyypin aiheuttamaa tyvitervastautia esiintyi Taipalsaaren (13,3 % kaatokoepuista) ja Jämijärven (2,8 % kaatokoepuista) kokeilla.

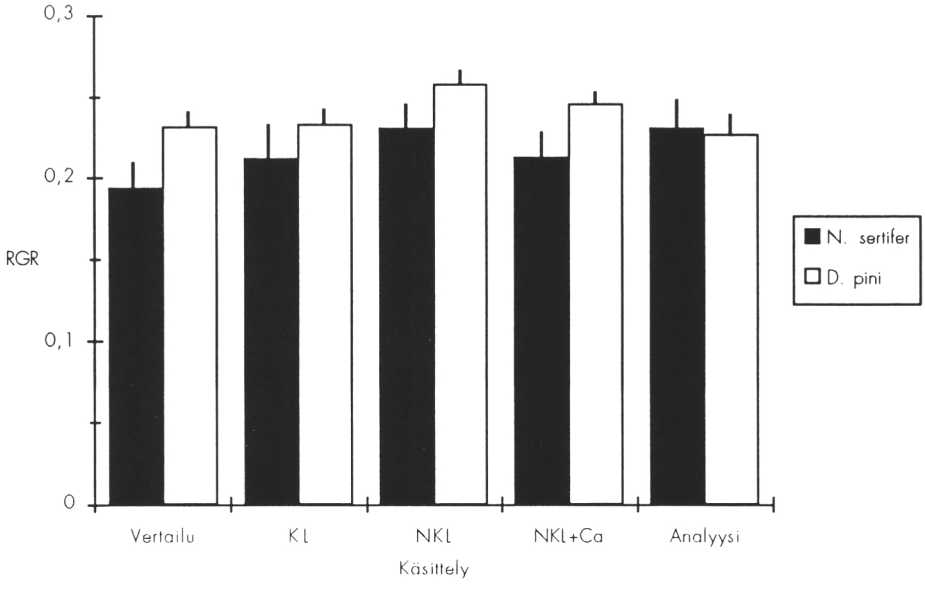
Kuusen ja männyn juurikääpäinokulointikokeiden tulokset erosivat toisistaan sekä infektoitumisprosentin että juurikääpärihmaston kasvunopeuden suhteen. Kuusikokeessa inokuloiduista juurista infektoitui 93,7 %. Mäntykokeessa infektoitumisprosentti oli



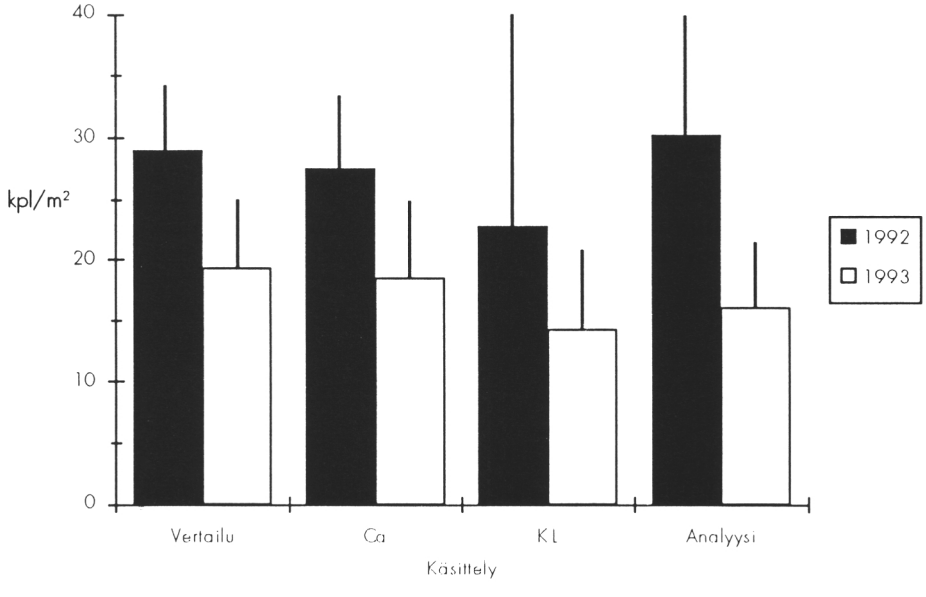
Kuva 2. *Keskimääräinen pihkavalunta neljän tunnin ja vuorokauden aikana eri lannoituskäsittelyissä Taipalsaaren mäntykokeella 403 13 kk:n kuluttua lannoituksesta. Lannoituskäsittelyt: KL = typetön koelannos, NKL = typellinen koelannos, NKL+Ca = typellinen koelannos ja kalkki, Analyysi = maa- ja neulasanalyysiin perustuva lannoitus. Kussakin käsittelyssä 9 puuta. Vain käsittely NKL+Ca eroaa tilastollisesti vertailuryhmästä (df = 4, F = 4,17, p = 0,05).*



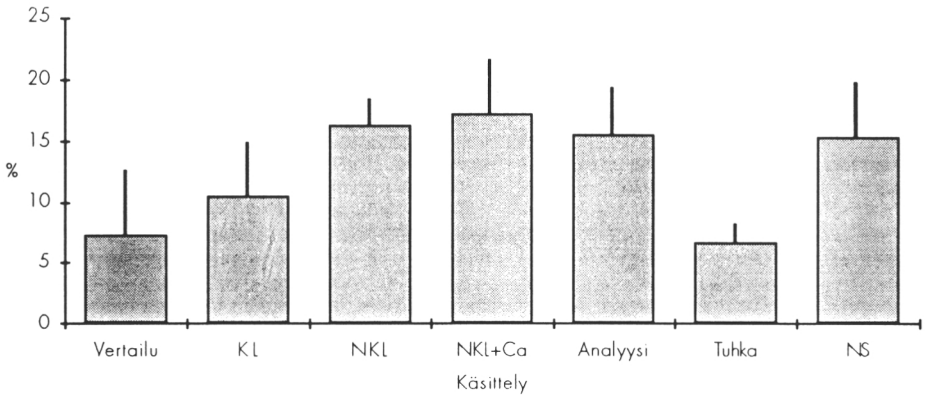
Kuva 3. *Keskimääräinen hiili/typpi-suhde männyn eri neulasvuosikerroissa kevättalvella 1993 typellistä koelannosta kesäkuussa 1991 saaneissa puissa ja vertailupuissa kokeilla 402, 409 ja 410. Kummassakin käsittelyssä 27 puuta. Lannoituksen vaikutus on tilastollisesti merkitsevä 1991 (df = 1, F = 26,71, p<0,01) ja 1992 (df = 1, F = 21,15, p<0,001) neulasvuosikerroissa.*



Kuva 4. *Ruskomäntypistiäis- (Neodiprion sertifer) ja pilkkumäntypistiäistoukkien (Diprion pini) suhteellinen kasvunopeus männyn oksilla kokeella 410. Lannoituskäsittelyt samat kuin kuvassa 2. Kussakin käsittelyssä 9 puuta. Pilkkumäntypistiäiskokeessa NKL-käsittely eroaa tilastollisesti merkitsevästi vertailuryhmästä (df = 4, F = 5,55, p<0,05).*



Kuva 5. *Pilkkumäntypistiäisen kotelokoppien lukumäärä Harjavallan kokeen 413 eri lannoituskäsittelyissä 1992 ja 1993. Lannoituskäsittelyt: Ca = kalkitus, KL = typetön koelannos, Analyysi = maa- ja neulasanalyysiin perustuva lannoitus. Kussakin käsittelyssä on 16 inventointiruutua (0,25 m²). Käsittelyjen välillä ei ole tilastollisesti merkitseviä eroja.*



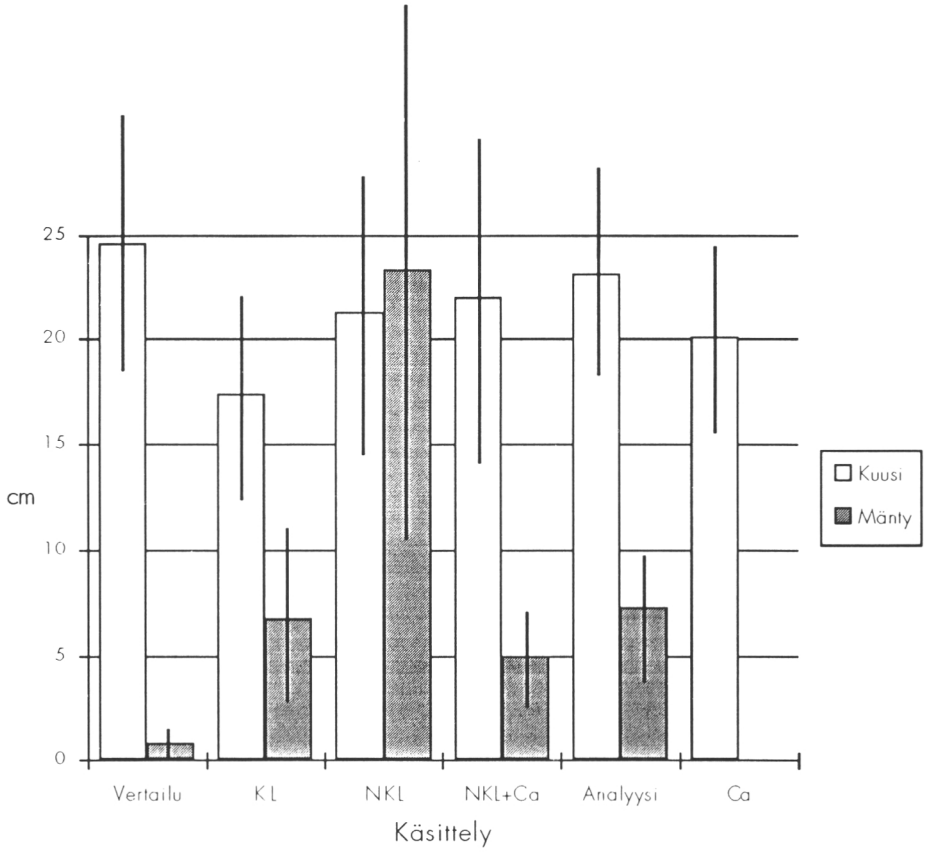
Kuva 6. *Harmaakaristeisten puiden osuus lannoituskäsittelyittäin Ylikiimingin kokeella 1993. Koe lannoitettu 1992. Lannoituskäsittelyt: Tuhka = puuntuhka, NS = vuosittainen lisäkuormitus N 25 ja S 30 kg/ha, muut käsittelyt kuten kuvassa 2.*

53,8. Inokulointikohta ei ollut kontaminoitunut yhdessäkään juuressa, mutta luontaisen juurikääpäinfektion tai muiden lahottajasienten esiintymisen vuoksi kaksi kuusen ja neljä männyn juurta jouduttiin hylkäämään. Sienirihmaston kasvu oli kuusen juurissa nopeampaa (keskimäärin 19,3 cm/v) kuin männyn juurissa (5,7 cm/v). Puiden välillä ja myös saman puun eri juurten välillä esiintyi suurta vaihtelua juurikäävän kasvunopeudessa. Juurten välinen ero selittynee osaksi sienikantojen välisistä eroista kasvunopeudessa. Mäntykokeessa sienen kasvunopeus oli suurin typellä lannoitetuissa puissa (kuva 7). Kuusikokeessa erot eri käsittelyjen välillä olivat pienemmät. Suuresta puidenvälisestä vaihtelusta johtuen käsittelyjen sisäinen vaihtelu oli käsittelyjen välistä vaihtelua suurempi.

Ophiostoma-sinistäjäsienen kasvunopeudessa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja eri lannoituskäsittelyjen välillä. Sieni oli lähtenyt kasvamaan nilassa kaikista ymppäyskohdista, ja eteneminen oli ollut hieman nopeampaa ylöspäin kuin alaspäin (kuva 8). Sivusuunnassa sieni oli kasvanut hyvin vähän, keskimäärin 3 mm viidessä viikossa. Myöskään ymppäysrei'istä valuneen pihkan määrässä ei ollut merkitseviä eroja käsittelyjen välillä. Nilan fenolipitoisuuden ja sienen kasvunopeuden välillä ei havaittu korrelaatiota.

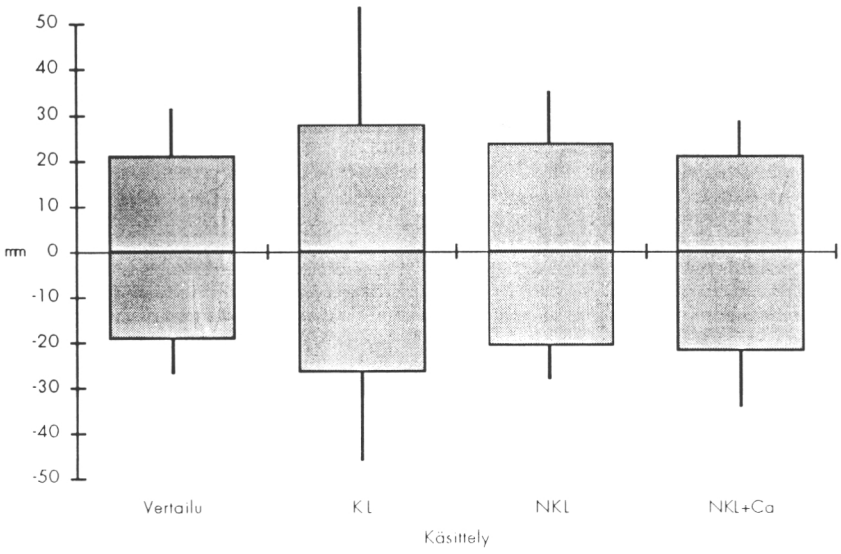
Tulosten tarkastelu

Aineistojen käsittely on vielä suurelta osin kesken, ja lannoituksen pitkäaikaisemmista vaikutuksista saadaan tietoa vasta myöhemmin, joten pitkälle meneviä johtopäätöksiä lannoituksen vaikutuksista puiden tuhoresistenssiin ei tässä vaiheessa voida tehdä. Näyttää kuitenkin siltä, että lannoitusten vaikutus tuhoresistenssiin on ollut suhteellisen vähäinen niillä kokeilla, joissa kasvuolosuhteet olivat normaalit. Jonkinverran muista poikkeavia tuloksia saatiin Harjavallan alueella, missä maan ravinnetasapaino on häiriintynyt raskasmetallikuormituksen vuoksi, ja puustossa ilmenee mm. magnesiumin puutosoireita. Suuri puiden si-



Kuva 7. *Juurikääpärilmaston eteneminen kuusen ja männyn juurissa eri lannoituskäsittelyissä. Jana on keskiarvon keskivirhe. Kuusikokeen (401) NKL-käsittelyssä on mukana 6 juurta (4 puuta), muissa käsittelyissä 8 juurta (4 puuta). Mäntykokeen (403) käsittelyissä NKL+Ca ja Analyysi on 4 juurta (3 puuta), muissa käsittelyissä 6 juurta (3 puuta). Lannoituskäsittelyt kuten kuvassa 2, masuunikalkkikäsittely (Ca) oli mukana vain kuusikokeella. Erot juurikäävän kasvunopeudessa eri käsittelyjen välillä eivät ole tilastollisesti merkitseviä.*

säinen ja välinen vaihtelu peitti yleensä mahdolliset lannoituskäsittelyjen väliset erot. Kun lannoitusvaikutuksia havaittiin, ne olivat pääasiassa lievästi negatiivisia puun tuhoresistenssiä ilmentävien tunnusten kannalta, ja näyttivät olevan erityisesti typpilannoituksesta johtuvia. Pihkantuotannon aleneminen vaikuttaa alentavasti kaarnakuoriaisresistenssiin (Hodges ym. 1979), mutta lannoitusten vaikutus pihkantuotantoon ei ollut kovin voimakas. Neulasten kohonnut typpipitoisuus parantaa niiden laatua neulastuholaisten ravintona (Mattson 1980). Tätä osoittaa myös mäntypistiäistouk-



Kuva 8. *Sinistäjäsienen kuusen nilaan aiheuttaman vauriokohdan pituus inokulointikohdasta ylös- ja alaspäin kokeen 401 eri lannoituskäsittelyissä. Lannoituskäsittelyt samat kuin kuvassa 2. Kussakin käsittelyssä 12 puuta, kussakin puussa 4 inokulointikohtaa. Käsittelyjen väliset erot eivät ole tilastollisesti merkitseviä.*

kien keskimääräistä parempi menestyminen typpilannoitetuilla neulasilla laboratoriokokeissa. Metsässä lannoitus ei kuitenkaan voimistanut mäntypistiäispopulaatiota. Tämä saattaa johtua siitä, että lannoituksen seurauksena myös muut pistiäiskantaa säätelevät tekijät, kuten loisinta ja saalistus lisääntyvät. Neulasten morfologisten analyysien valmistuttua nähdään, onko lannoitus lisännyt pihkatiehyiden määrää neulasissa. Neulasten kohonneen pihkapitoisuuden negatiivinen vaikutus vähentäisi kohonneen ravinnepitoisuuden positiivista vaikutusta neulasia syövien toukkien kannalta (Björkman ym. 1991). Typpilannoituksen seurauksena myös puiden neulasmassa lisääntyy, minkä ansiosta puut sietävät määrällisesti suurempia neulasmenetyksiä.

Ennen lannoituskäsittelyä eriasteisesti infektoituneet kuusikot ja männiköt antavat monipuolisen lähtökohdan tarkastella lannoitusten vaikutusta puuston lahoisuuden kehittymiseen. Lisäksi Karkkilan kokeen Siikalan toistot antavat mahdollisuuden tarkastella lannoituksen vaikutusta Etelä-Suomen kuusikoissa yleensä vähälukuisena esiintyvään männynjuurikääpään. Koealueista Karkkila ja Dragsfjärd sijaitsevat alueella, missä esiintyy runsaasti juurikäävän aiheuttamaa kuusen tyvilahoa (Tamminen 1985). Kun lisäksi koealojen puusto on jo melko iäkästä, on ymmärrettävää, että juurikäävän esiintymistiheys on suurin kyseisillä kokeilla. Tässä tutkimuksessa käytetyllä inokulointimenetelmällä lähes kaikki kuusen juuret infektoituivat. Männyllä infektoituneiden juurten osuus oli sen sijaan vain noin puolet inokuloiduista juurista. Myös aikaisemmissa inokulointikokeissa (mm. Wallis 1961, Dimitri ja Kliefoth 1974) on saatu samansuuntaisia tuloksia, mikä viittaa varttuneen männyn kuusta parempaan puolustusmekanismiin voimakasta juurikääpätartuntaa vas-

taan. Puulajien välinen ero juurikääpärihmaston kasvunopeudessa tuli myös selvästi esille tässä kokeessa. Männyssä juurikääpä etenee juuren elävässä mantopuussa (Rishbeth 1951a), missä sienen kasvua hidastavat sekä infektion seurauksena muodostuva, runsaasti mm. fenoleja sisältävä reaktiovyöhyke että pihkoittuminen (Shain 1967). Kuusessa rihmasto kasvaa pääasiassa kuolleessa sydänpuussa (Rishbeth 1951b), mistä sienen kasvua estävät toksiset yhdisteet puuttuvat lähes kokonaan (Shain 1970). Koska mantopuu reagoi sydänpuuta nopeammin lannoitukseen, tulee lannoituksen lyhytaikainen vaikutus todennäköisesti selvimmin esiin mäntykokeissa. Metsän terveyslannoitushankkeen kokeiden ohella pääravinteiden vaikutusta kuusen juurikääpäkestävyyteen selvitetään pitkäaikaisilla 1960-luvulla perustetuilla lannoituskokeilla.

Kirjallisuus

Björkman, C., Larsson, S. & Gref, R. 1991. Effects of nitrogen fertilization on pine needle chemistry and sawfly performance. Oecologia 86: 202–209.

Dimitri, L. & Kliefoth, R. 1974. Eine Methode zur Prüfung der Anfälligkeit und Ausbreitungsresistenz der Fichte (Picea abies Karst.) gegenüber dem Wurzelschwamm Fomes annosus (Fr.) Cooke. European Journal of Forest Pathology 4: 182–187.

Hodges, J. D., Elam, W. W., Watson, W. F. & Nebeker, T. E. 1979. Oleoresin characteristics and susceptibility of four southern pines to southern pine beetle (Coleoptera: Scolytidae) attacks. Canadian Entomologist 111: 889–896.

Hopkins, P. F., Abrahamson, L. P. & Johnson, W. L. 1984. Scleroderris canker survey using aerial photography. Julkaisussa: Manion, P. D. (toim.) Proceedings of an international symposium on Scleroderris canker of conifers; Syracuse NY, June 21–24, 1983, s. 226–235. Martinus NijHoff/Dr. W. Junk Publishers. The Hague.

Kaitera, J. & Jalkanen, R. 1992. Disease history of Gremmeniella abietina in a Pinus sylvestris stand. European Journal of Forest Pathology 22: 371–378.

Kaitera, J. & Jalkanen, R. 1993. Surmakka Rikkilehdon männikössä. Folia Forestalia 811.

Korhonen, K. 1978a. Interfertility and clonal size in the Armillariella mellea complex. Karstenia 18: 31–42.

Korhonen, K. 1978b. Intersterility groups of Heterobasidion annosum. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 94(6): 1–25.

Kurkela, T. & Jalkanen, R. 1981. Deformations and susceptibility of pine needles to Lophodermella sulcigena resulting from imbalanced nutrient status. IUFRO W. P. on Needle Diseases, Sarajevo 1980 Proceedings, s. 37–41.

Lorio, P. L. Jr. 1986. Growth-differentiation balance: a basis for understanding southern pine beetle - tree interactions. Forest Ecology and Management 14: 259–273.

Lorio, P. L. Jr. & Sommers, R. A. 1986. Evidence of competition for photosynthates between growth processes and oleoresin synthesis in Pinus taeda L. Tree Physiology 2: 301–306.

Mattson, W. J. Jr. 1980. Herbivory in relation to plant nitrogen content. Annual Review of Ecology and Systematics 11: 119–161.

Nurminen, M. 1994. Terveyslannoituksen vaikutus männyn neulastuholaisten esiintymiseen. Metsäeläintieteen pro gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto. Soveltavan eläintieteen laitos. 73 s.

Rishbeth, J. 1951a. Observations on the biology of Fomes annosus, with particular reference to East Anglian pine plantations. III. Natural and experimental infection of pines, and some factors affecting severity of the disease. Annals of Botany 15(58): 221–246.

Rishbeth, J. 1951b. Butt rot by Fomes annosus Fr. in East Anglian conifer plantations and its relation to tree killing. Forestry 24: 114–120.

Shain, L. 1967. Resistance of sapwood in stems of loblolly pine to infection by Fomes annosus. Phytopathology 57: 1034–1045.

Shain, L. 1970. The response of sapwood of Norway spruce to infection by Fomes annosus. Phytopathology 61: 301–307.

Stark, R. W. 1965. Recent trends in forest entomology. Annual Review of Entomology 10: 303–324.

Stenlid, J. 1985. Population structure of Heterobasidion annosum as determined by somatic incompability, sexual incompability, and isoenzyme patterns. Canadian Journal of Botany 63: 2268–2273.

Tamminen, P. 1985. Butt-rot in Norway spruce in southern Finland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 127. 52 s.

Uotila, A. 1985. Männynversosyövän leviämisestä tautipesäkettä ympäröiviin terveisiin mäntyihin. Silva Fennica 19: 17–20.

Vuorinen, M. 1993. Scleroderris canker of Scots pine related to the growth of the trees for about 20 years. Julkaisussa: Barklund, P., Livsey, S., Karlman, M. & Stephan, R. (toim.) Shoot diseases of conifers. Proceedings of an international symposium. Garpenberg, Sweden, 10-15 June 1991. Meeting of the IUFRO working Party S2.06.02. Canker and shoot blight of conifers.

Wallis, G. W. 1961. Infection of Scots pine roots by Fomes annosus. Canadian Journal of Botany 39: 109–121.

Waring, G. L. & Cobb, N. S. 1992. The impact of plant stress on herbivore population dynamics. Teoksessa: Bernays, E. (toim.) Insect-plant interactions. Vol. 4, s. 168–226. CRC Press. Boca Raton.

Waring, R. H., Thies, W. G. & Muscato, D. 1980. Stem growth per unit of leaf area: A measure of tree vigor. Forest Science 26: 112–117.

Maa- ja neulasanalyysi suometsien ravinne- ja laskeumatilanteen määrityksessä Harjavallan ympäristössä

Heikki Veijalainen

Johdanto

Turvemailla rikkiyhdisteiden tiedetään huuhtoutuvan helposti (esim. Pätilä ja Nieminen 1990). Raskasmetallit sensijaan pidättyvät voimakkaasti metsämaan pintakerroksiin, pintakasvillisuuteen, puiden juuriin, kuoreen ja neulasiin (esim. Rühling ja Tyler 1971, Pakarinen ja Mäkinen 1976). Raskasmetallien voimakas rikastuminen soiden pintaturpeisiin on myös ollut pitkään tunnettua (Salmi 1950, 1955, Hawkes ja Salomon 1960).

Tämän raportin tarkoituksena on määrittää Harjavallan lähisoiden puustojen ravinnetila ja metalli- ym. laskeumien ilmeneminen maa- ja neulasanalyysien avulla eri etäisyyksillä päästölähteestä. Tavoitteena on myös puustovaurioiden syiden arviointi samalla, kun analysoidaan alueen soille perustetun metsän terveyslannoituskokeen lähtötilannetta.

Aineisto

Koejärjestely ja puusto

Harjavallan teollisuusalueen (61°19'N, 22°08'E) länsipuolelta valittiin viisi ojitettua suokohdetta eli lohkoa lannoituskoetta varten (taulukko 1).

Soiden pinta on 21–30 m merenpinnan yläpuolella. Kullekin lohkolle arvottiin neljän erilaisen lannoituskäsittelyn lisäksi yksi vertailukoeala. Lohko I sijaitsee lähellä vilkkaasti liikennöityä Helsinki-Pori tietä.

Suokoealojen pinta-ala on 820–1 000 m^2. Ne rajoittuvat aina kahdelta sivultaan ojaan. Peräkkäisten koealojen välillä on vähintään 5 m leveä vaippa.

Lohko I on ohutturpeinen ja luontaisesti muita viljavampi. Lohkot II-V on sijoitettu alueelle tyypillisille paksuturpeisille ja hyvin karuille kohosoille. Lohkot II ja III sijaitsevat vierekkäin samalla suometsäkuviolla.

Puustot ovat lähes puhtaita männiköitä paitsi lohkolla I. Puuston tilavuus vaihtelee lohkojen sisällä suhteellisen vähän, mutta lohkojen välillä esiintyy suurempia eroja (kuva 1). Varttuneinta mäntypuusto on lohkolla I. Muilla lohkoilla esiintyy nuoria kasvatusmetsiä.

Puuston tiheys lisääntyy tasaisesti lohkolta I lohkolle V (kuva 2). Kaikilla lohkoilla on raivattu puustoa. Lohkolta I on poistettu myös varttunutta valtapuustoa.

Elossa oleva puusto oli heikkokuntoisinta lohkolla I ja elinvoimaisinta lohkolla IV, jota oli lannoitettu viimeksi (ks. taulukko 1).

Näytteiden otto, analyysit ja tulkintaperusteet

Turvenäytteet otettiin (27.10.1992) näytteenottimella, jonka poikkileikkauspinta-ala on 20 cm^2. Koealalta otettiin 8 osanäytettä, jotka yhdistettiin kerroksittain: pintahumus, turve 0–10 cm ja 10–20 cm. Koealan keskipisteestä otettiin enintään 50 cm syvä turveprofiili, josta eroteltiin em. osanäytteiden lisäksi kerrokset 20–30, 30–40 ja 40–50 cm.

Turpeet kuivattiin +70°C, kunnes niiden maassa vakiintui. Ennen jauhatusta poistettiin kävyt, sekä suurimmat oksat, juuret ja kaarnanpalat. Näytteistä määritettiin METLAn keskuslaboratoriossa tiheys, tuhka-%, pH/H_2O ja pH/$CaCl_2$ (v/v =3/5), N (Leco), kuivapolttoanalyysillä kokonaispitoisuudet P, K, Ca, Mg, Fe, Al, Cu, Zn, B, Pb, Cd, Ni ja Cr (ICP) sekä ammoniumasetaatti-EDTA (pH 4,65)-liuokseen uuttuvat P, K, Ca, Mg ja Mn. Turveprofiilista määritettiin mm. turvelaji, happamuus ja maatumisaste.

Neulasnäytteet kerättiin 18.3.1993 ottamalla kultakin koealalta kolmesta vallitsevan latvuskerroksen puusta kolmanneksi ylimmästä oksakiehkurasta näytteeksi oksan kärkiosan edellisenä kesänä syntyneet neulaset (seurantanäyte).

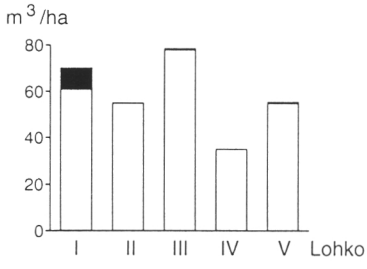
Neulasnäytteet kuivattiin (24 h/ 60°C) ja niistä määritettiin puukohtaisesti N (Leco), P, K, Ca, Mg, B, Mn, Fe, Al, Cu, Zn, Ni, Na, Pb, Cd, Mo (kuivapoltto/ICP) sekä S (märkäpoltto). Lohkokohtaiset analyysitulokset ovat 15 koepuun keskiarvoja.

Neulasanalyysin tulkinta puutostilojen osalta perustuu turvemaiden mäntypuustoista tehtyihin tutkimuksiin (esim. Paarlahti ym. 1971, Veija-

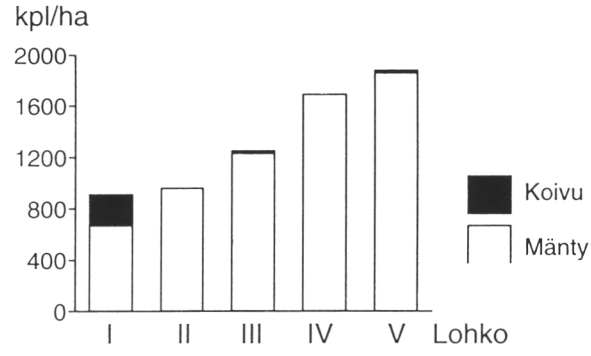
Taulukko 1. *Tietoja Harjavallan metsänterveyslannoituskokeesta.*

Lohko	I	II ja III	IV	V
Suo	Hallaskorpi	Lammaistensuo	Kurkelansuo	Tullerinsuo
Etäisyys, km	0,9	2,3–2,4	5,0	10,0
Suotyyppi, oj	otSsR(TR)[1)]	TR	VIR	TN-TR[1)]
Ojitusvuodet	1934, 1991	1963, 1989	1982	1962
Suotyyppi-92	otVatkg	IRmu-Vatkg	IRmu	IR-Vatkg
Sarkaleveys	38 m	25–50 m	40 m	45 m
Turpeen paksuus,dm	2–3	9–10+	10+	10+
Lannoitukset	–	NPK-70 N-72 NPK-80	NPK-85	NPK-74
Puuston kunto:	Kituva-kuoleva	Välttävä, nokinen	Hyvä	Välttävä
Neulasen kuiva-aine, mg/kpl	9,1	14,0–13,9	16,5	14,0
Yleisin maatumisaste[3)]	7	2 ja 2	2	2
Yleisin turvelaji[3)]	Ls-t	S-t	S-t	S-t

[1)] Arvio
[2)] Koivua 9 m^3/ha
[3)] 10 cm turpeen yläpinnasta.



Kuva 1. *Puuston tilavuus Harjavallan terveyslannoituskokeen suolohkoilla.*



Kuva 2. *Runkoluku Harjavallan terveyslannoituskokeen suolohkoilla.*

lainen 1977, 1984, 1991). Neulasanalyysin myrkyllisyystulkinta perustuu lähinnä viljakasveille tarkoitettuihin raja-arvoihin (Kabata-Pendias ja Pendias 1984). Raudan haitallisuusrajaksi on arvioitu 120 mg/kg (ks. Landolt ym. 1989) ja rikillä 1,3 mg/g (Lehtiö ym. 1980, Kulmala ja Leinonen 1987, Manninen ja Huttunen 1991). Harvemmin analysoiduista metalleista oli käytettävissä myös puhtaan ja saastuneen alueen arvoja Ruotsista (Rühling ja Tyler 1971). Turpeen alkuainepitoisuuksien myrkyllisyysarviot perustuvat vertailuun hollantilaisten raja-arvojen kanssa (Moen ym. 1985).

Tulokset

Puuston ravinnetila neulasanalyysien perusteella

Pääravinteet

Kaikilla lohkoilla esiintyi ankaraa ja lievää typen puutosta (N < 13,0 mg/g) yksittäisissä puissa. Kaikilla lohkoilla oli myös puita, joiden N-pitoisuus vaikutti riittävältä (Paarlahti ym. 1971). Lohkojen välillä ei ollut suuria N-pitoisuuseroja. Keskimääräiset arvot lohkoilla II–V olivat suhteellisen korkeita, kun otetaan huomioon soiden karuus. Lähimmän lohkon (I) arvot olivat puolestaan yllättävän alhaisia (kuva 3a). Typpipäästöistä ei ollut haittaa tutkituille suomänniköille.

Fosforin puutosta (P < 1,6 mg/g) esiintyi yleisesti tehtaita lähinnä olevalla lohkolla. Muiden lohkojen NPK-lannoituksilla oli ilmeisesti saatu useimpien puiden fosforitalous kuntoon. Muutamien puiden kohdalla todettiin myös fosforin ylikäyttöä (P > 2,2 mg/g) (kuva 3b).

Neulasten ankaraa kaliumin puutosta (K < 3,5 mg/g) havaittiin vain yhdessä männyssä kullakin lohkolla. Se liittyi aina fosforin puutokseen. Lievää puutosta (K < 4,5 mg/g) oli eniten I-lohkolla (73%). Lohkolla IV kaliumin puutosta näytti olevan vähemmän kuin muualla (kuva 3c). Heikoin NPK-tilanne oli I-lohkolla, jossa myös oli havaittavissa enemmän alhaisia magnesiumpitoisuuksia (Mg < 1,0 mg/g) kuin muilla lohkoilla (kuva 3e). Kalsiumpitoisuudet olivat kaikilla lohkoilla keskimäärin yli 2,0 mg/g (kuva 3d), mitä on pidettävä riittävänä. Vain muutamissa yksittäisissä männyissä Ca-pitoisuus oli alle 1,5 mg/g.

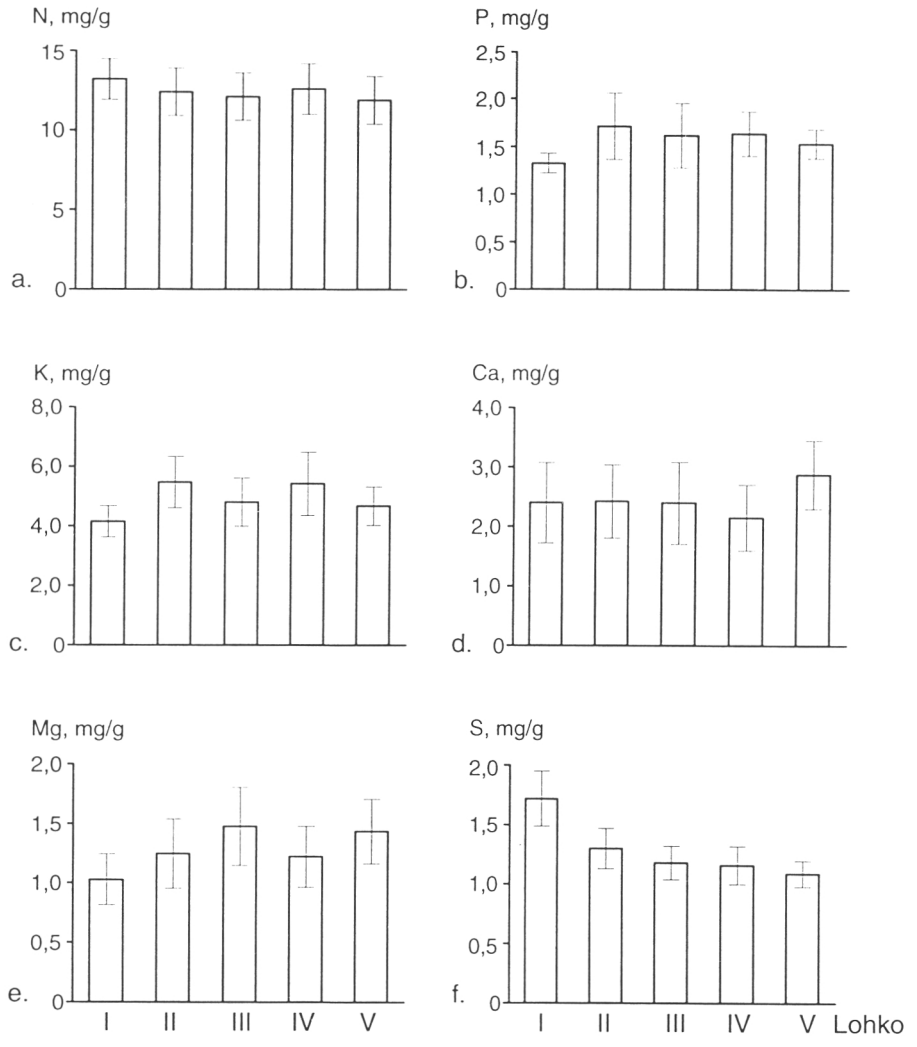
Neulasten rikkipitoisuus oli kohonnut voimakkaimmin tehdasta lähinnä olevalla lohkolla (kuva 3f), mutta oli

korkea myös lohkolla II. Neulasanalyysi kuvaa suhteellisen heikosti vanhoja rikkilaskeumia, joten sen perusteella on vaikea päätellä, miten rikkipäästöt liittyvät nykyisiin metsävaurioihin.

Neulasten rikkipitoisuuksia yli 1,3 mg/g esiintyy suurissa kaupunkikeskuksissa mm. Turussa (Kulmala ja Leinonen 1987), mutta harvoin metsäojitetuilla soilla (Veijalainen 1992). Tämän raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia ei tavattu ollenkaan 10 km etäisyydellä päästölähteestä. Suurimmat S-pitoisuudet tehtaan lähellä olivat 2,0 ja 2,2 mg/g.

Hivenravinteet ja metallit

Neulasten rauta-, kupari-, sinkki- ja molybdeenipitoisuudet olivat vahvasti kohonneita tehdasalueen lähellä (kuva 4a-d). Neulasia ei huuhdottu



Kuva 3. *Männyn neulasten pääravinnepitoisuudet ennen kokeen alkua Harjavallan terveyslannoituskokeen suolohkoilla.*

ennen analyysiä, koska haluttiin saada selkoa siitä, kuinka tehokkaasti männyn neulaset pystyvät paljastamaan raskasmetallilaskeumia. Aiemmin suoritetuissa huuhdontakokeissa kuparista 40-50 % oli huuhdeltavissa pois 0,1 N HCl-pesulla, kun neulaserien Cu-pitoisuudet olivat 53,5–69,5 mg/kg (S. Kaunisto, suullinen tieto). Voidaan arvioida, että I–III-lohkoilla neulasten Cu-pitoisuudet olivat yli myrkyllisyysrajan. Korkeista Fe- ja Zn-pitoisuuksista voi myös olla haittaa männyille.

Mangaanipitoisuudet olivat poikkeuksellisen alhaisia (Mn < 200 mg/kg) tehdasalueen lähimmällä suolla, mutta jo lohkoilla II–III tavanomaisella tasolla (Mn < 300–600 mg/kg), samoin etäisimmillä soilla (kuva 4e).

Millään lohkolla neulasten booripitoisuudet eivät olleet edes arveluttavan alhaisia (B < 10 mg/kg). Erot lohkojen välillä olivat vähäisiä, vaikka lohkot II–IV olivat todennäköisesti saaneet booria lannoituksen yhteydessä (kuva 4f).

Neulasten Al-, Ni- ja Pb-pitoisuudet olivat tehtaan lähialueella voimakkaasti kohonneet (kuva 5a–c). Al- ja Pb-vaikutus loppui ennen 2,3 km:n etäisyydellä olevaa lohkoa II. Ni-pitoisuudet olivat selvästi kohonneita 2,4 km:n ja lievemmin vielä 5 ja 10 km etäisyydellä. Neulasten Cd-pitoisuudet olivat usein alle määritysrajan (kuva 5d). Näiden aineiden myrkyllisyysrajoja havupuille ei tunneta, mutta on selvää, että tehdasta lähinnä olevan lohkon männyissä metallimäärät vaikuttavat suoranaisesti ja epäsuorasti maaperän kautta puiden elinvoimaisuutta heikentävästi.

Kaikkien analysoitujen raskasmetallien pitoisuudet neulasissa ylittivät selvästi Rühlingin ja Tylerin (1971) puhtaan alueen vastaavat arvot. Vielä Tullerinsuolla, 10 km tehdasalueesta neulasten Cu-, Ni-, Fe- ja Pb-pitoisuudet olivat korkeampia kuin heidän raportoimansa korkeimmat pitoisuudet.

Turveanalyysit

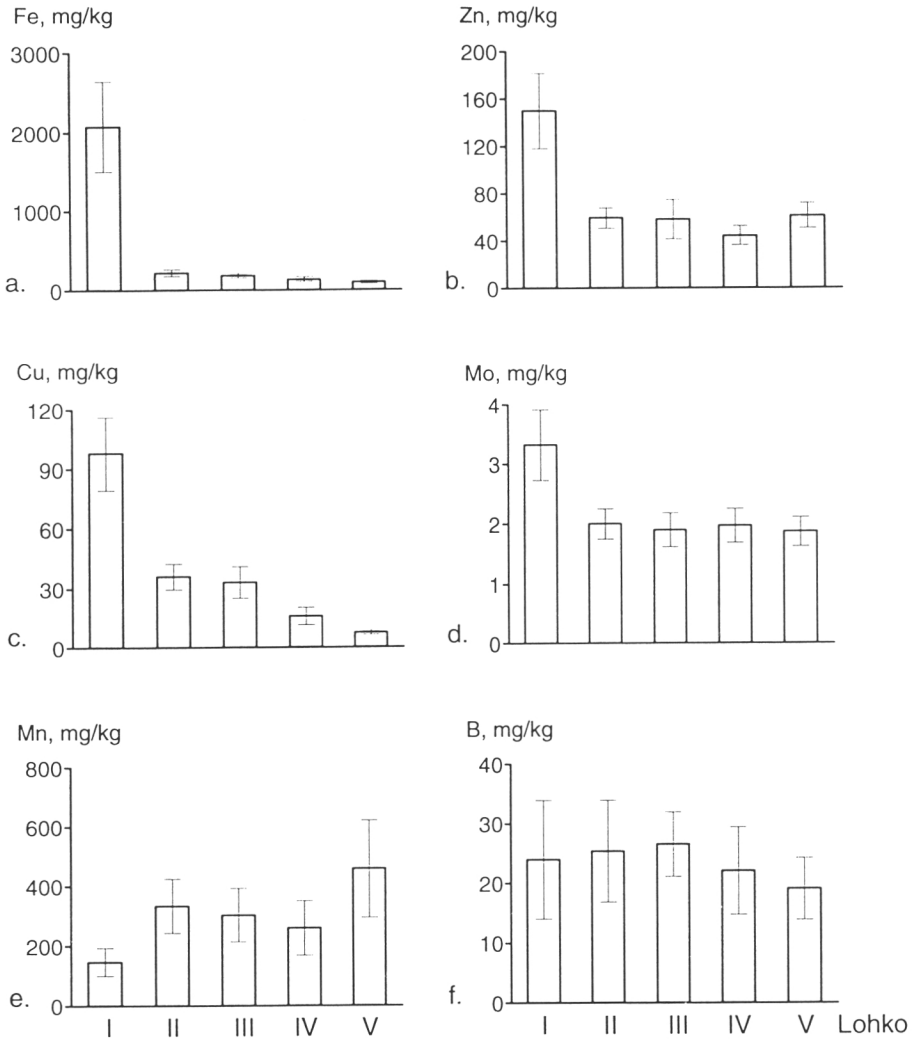
Kasvualustan happamuus, tiheys ja tuhkapitoisuus

Pintahumuksen happamuudessa ei todettu suuria eroja kokeen eri lohkoilla (kuva 6). Humus oli hyvin hapanta (pH/H2O 2,93–3,96). Vastaava vaihteluväli 0-20 cm turvenäytteissä oli 2,95–3,69. Myöskään pH/$CaCl_2$-määritysten perusteella ei voitu havaita vahvaa riippuvuutta etäisyyteen päästölähteestä.

Pintahumuksen tiheys laskettiin viiden paksuusmittauksen perusteella kullekin lohkolle. Kaikkien lohkojen keskiarvoksi tuli 142 g/dm3. Pintaturpeen kuiva-ainetiheys vaihteli seuraavasti (g/dm^3):

Lohko	0-10 cm	10-20 cm
I	152	224
II	85	81
III	91	82
IV	68	79
V	97	112

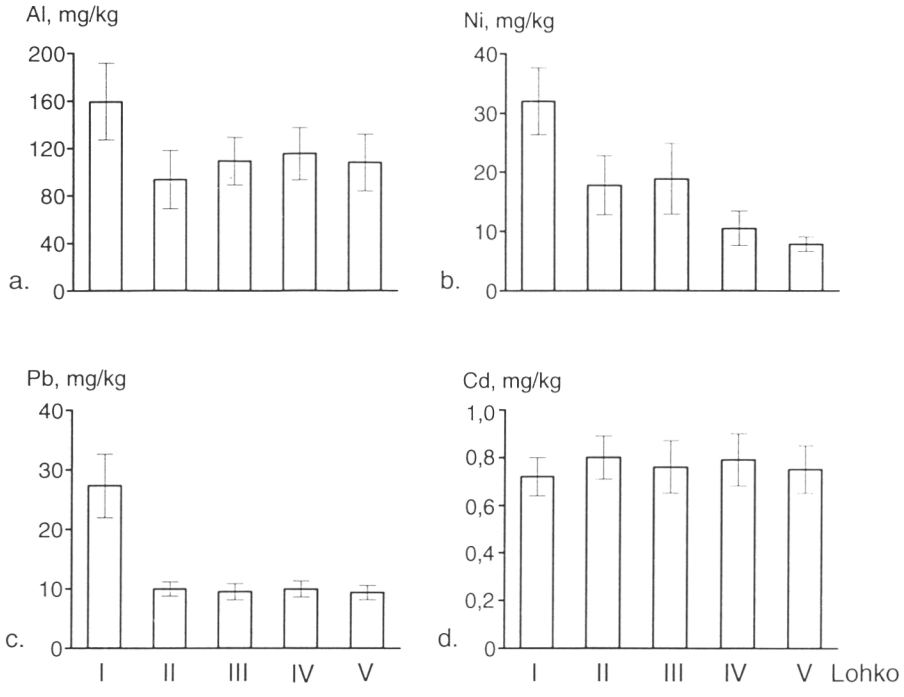
Turpeen tuhkapitoisuus lohkolla I oli poikkeuksellisen korkea, keskimäärin 24% kaikissa näytekerroksissa. Vaihteluväli oli 10,6–48,1%. Korkeita tuhkapitoisuuksia esiintyi kaikissa näytteenottokerroksissa. Muilla lohkoilla tuhkaa oli eniten pintahumuksessa, missä vaihteluväli oli 2,7–6,5%. Lohkoilla II–V tuhkapitoisuus oli 2,3–3,3% 0–10 cm kerroksessa ja 0,9–1,7% 10–20 cm kerroksessa. Päästölähteen lähimmillä alueilla selitys turpeen korkeaan tuhkapitoisuuteen saattaa olla suuri kiintoainelaskeuma, mutta myös kasvupaikan ohutturpeisuus.



Kuva 4. *Männyn neulasten hivenravinnepitoisuudet Harjavallan terveyslannoituskokeen suolohkoilla ennen kokeen aloittamista.*

Pääravinteiden määrät

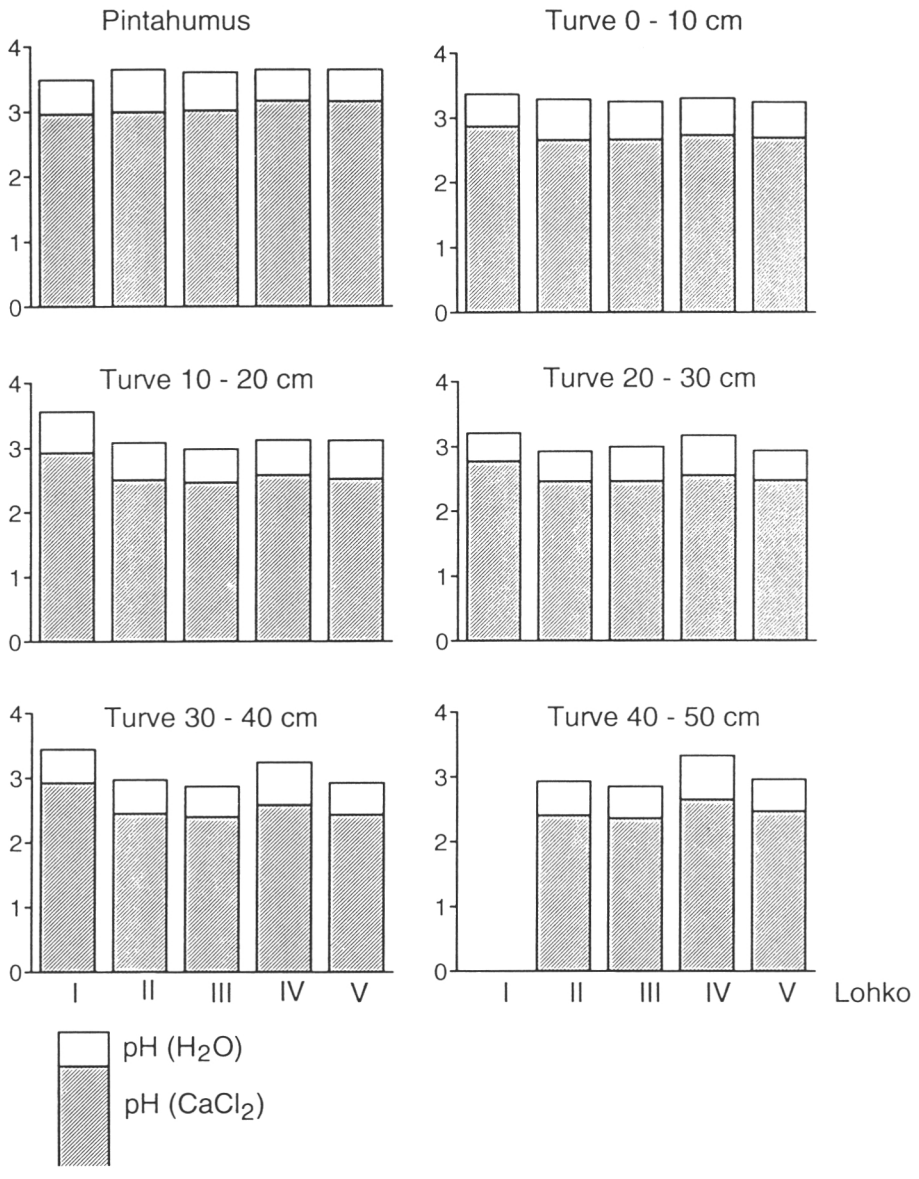
Kasvualustan pintaosa (pintahumus + turve 0–20 cm) sisälsi typpeä, fosforia ja kaliumia lohkolla I jopa 2–3-kertaa enemmän kuin muilla lohkoilla. Myös rikin määrä oli lohkolla I muita lohkoja runsaampi (taulukko 2). Kalsiumin ja magnesiumin määrät olivat paljon tasaisemmin jakautuneet. Fosforin ja typen määrä lohkoilla II–III oli karujen soiden keskitasoa, mutta kaliumin määrä tavanomaista runsaampi (ks. Kaunisto ja Paavilainen 1988, Nieminen ja Pätilä 1990). Lohkon I typpi- ja fosforimäärät vastasivat Vilppulan Jaakkoinsuon ruohokorven arvoja. Kaliumia oli lohkolla I niin runsaasti, että vastaava määrä ruohokorvessa esiintyy vasta 40 cm:n paksuisesta turvekerroksesta (ks. Kaunisto ja Paavilainen 1988). Kalsiumin määrät olivat kauttaaltaan karujen suokasvupaikkojen tasolla.



Kuva 5. *Haitallisten metallien pitoisuuksia Harjavallan suokokeen neulasissa ennen lannoituksia.*

Taulukko 2. *Turpeen alkuainemäärät (humus + 0–20 cm) kg/ha*

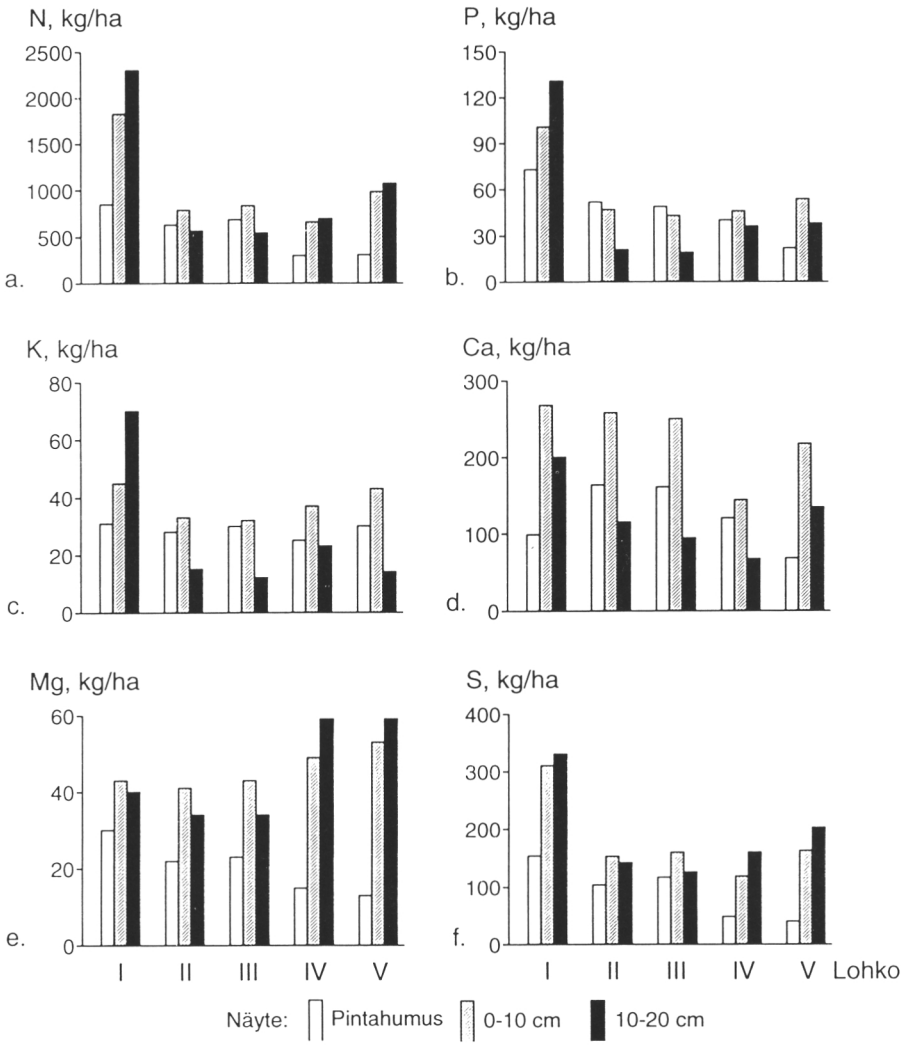
Alkuaine	Lohko I	Lohko II	Lohko III	Lohko IV	Lohko V
N	4 981	1 981	2 064	1 654	2 371
P	304	120	112	122	114
K	147	76	75	86	87
Ca	566	536	505	331	418
Mg	113	97	101	123	125
S	796	399	403	327	405
B	0,8	0,5	0,5	0,4	0,3
Fe	1 644	477	476	235	178
Cu	470	154	156	44	13
Zn	92	34	34	16	12
Mn	11,6	15,0	14,0	9,6	13,1
Al	1 310	127	132	107	151
Ni	86,2	27,2	28,3	9,2	3,5
Pb	28,0	12,7	12,9	6,8	7,6
Cd	1,2	0,4	0,4	0,2	0,2
Cr	6,9	0,9	0,9	0,5	0,6
Na	21,5	9,5	9,7	27,1	13,4



Kuva 6. *Turpeen pH-arvot turpeen eri kerroksissa.*

Lohkon I kasvualustassa oli pääravinteita 10–20 cm kerroksessa moninkertainen määrä verrattuna muihin lohkoihin (kuva 7). Selvää emäskationien vähenemistä päästölähteen lähellä ei voitu todeta. Vain Mg-määrät lohkoilla I–III olivat jonkin verran vähäisempiä kuin lohkoilla IV–V. Suurista rikkipäästöistä huolimatta rikkimäärät eivät juuri vähentyneet päästölähteestä etäännyttäessä kummassakaan turvekerroksessa. Vain pintahumuksen rikkimäärissä oli havaittavissa laskeva suunta. Lähes samanlainen suunta näkyi kuitenkin myös humuksen N-, P- ja Mg-määrissä. Se voi aiheutua humuksen määrän vähenemisestä etäännyttäessä päästölähteestä.

Humuksen kohonneet rikkimäärät voivat olla peräisin kiisupölystä, jota



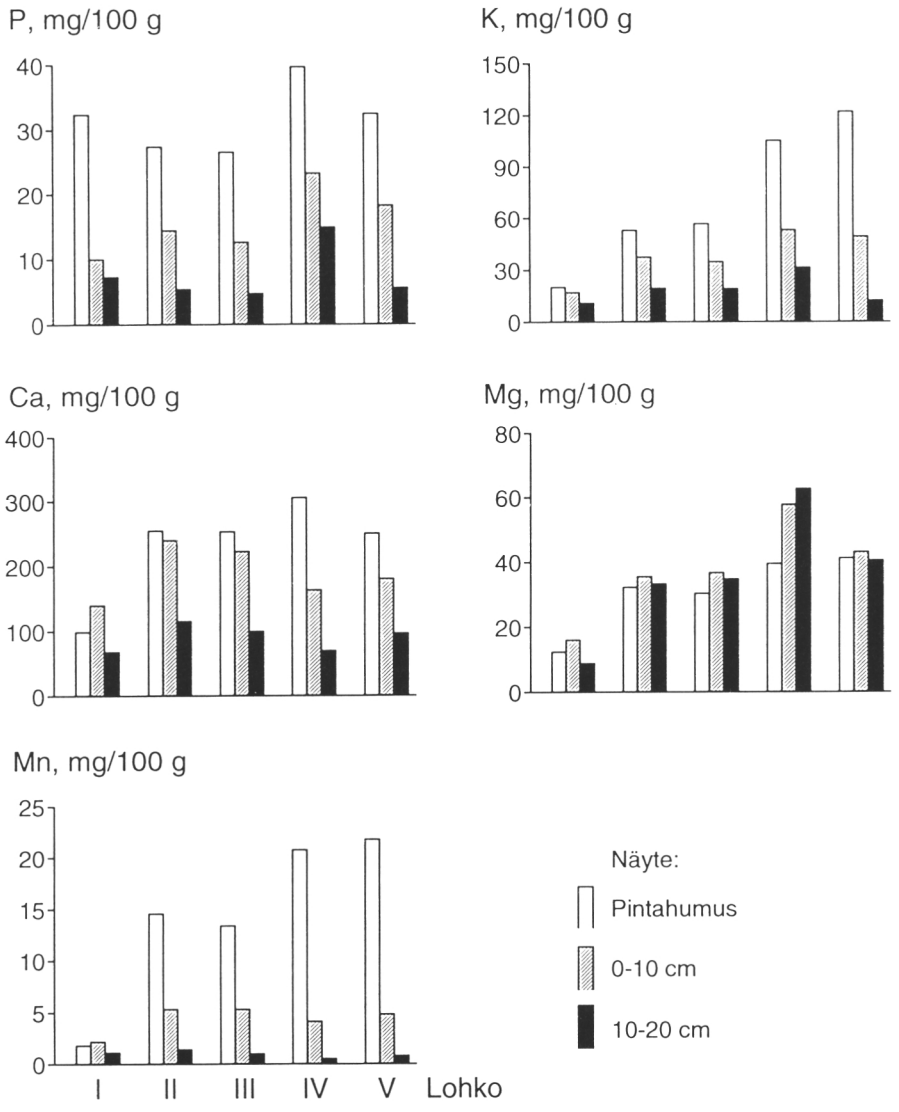
Kuva 7. *Turpeen pääravinnemäärät Harjavallan suokokeen lohkoilla eri näytekerroksissa.*

levinnee tehdasalueen lähiympäristöön. I-lohkon korkeammat rikkimäärät humuskerroksen alla voivat aiheutua vanhoista rikkipäästöistä, mutta osin myös kasvupaikan luontaisesti korkeista rikkipitoisuuksista.

AAC-EDTA-liuokseen uuttuvat ravinteet

Ammonium-asetaatti-EDTA-liuokseen liukenee vain osa maaperän ravinnevaroista. Voidaan ajatella, että liukeneva fraktio kuvaa paremmin kasveille käyttökelpoisia ravinnevaroja kuin vastaavat kokonaisravinnepitoisuudet.

Harjavallassa näyttikin syntyvän päästölähteeseen päin aleneva uuttuvien emäskationien sarja (kuva 8). Vain uuttuvien fosforipitoisuuksien kuvaaja poikkesi joukosta tasaisuudellaan. Tuloksen käyttökelpoisuutta vähentää oleellisesti suuri turpeen tuhkapitoisuuden vaihtelu. Sekään ei mitätöi varsinkin pintahumuksessa näkyviä tehdasalueelle päin alenevia K-, Mg- ja



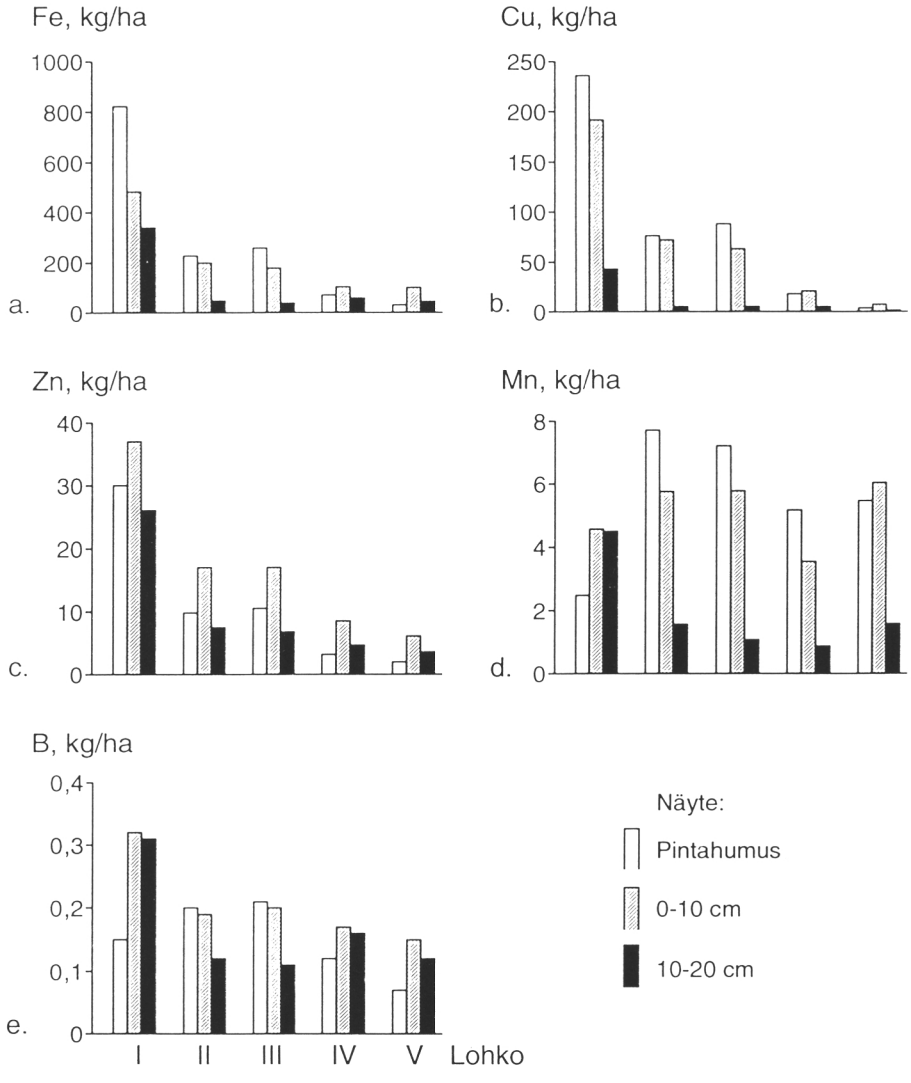
Kuva 8. *Ammoniumasetaatti-EDTA-liukenevien ravinteiden pitoisuuksia Harjavallan suokokeen pintaturpeissa.*

Mn-pitoisuuksia. Tulos merkitsee, että tehdasalueen lähisoiden pintakerroksesta on huuhtoutunut osa kasveille käyttökelpoisista ravinteista.

Hivenravinteet ja metallit

Turpeen ja humuksen yhteenlasketut raudan, kuparin ja sinkin määrät olivat päästölähteen lähellä jyrkästi ja boorimäärätkin selvästi kohonneita (taulukko 2). Mangaanin määrä ei näyttänyt olevan riippuvainen päästöistä. Kasvualustan pintaosien Al-,Ni-, Pb-, Cd- ja Cr-määrät alenivat selvästi, jotkut niistä myös hyvin jyrkästi etäännyttäessä lohkolta I länteen. Suhteellisesti suurin muutos lohkojen I ja II välillä ilmeni Al- ja Cr-määrissä (taulukko 2).

Hivenravinteiden ja raskasmetallien vertikaalijakaumat poikkesivat voimakkaasti toisistaan. Rauta, kupari, lyijy ja nikkeli näyttivät pidättyvän

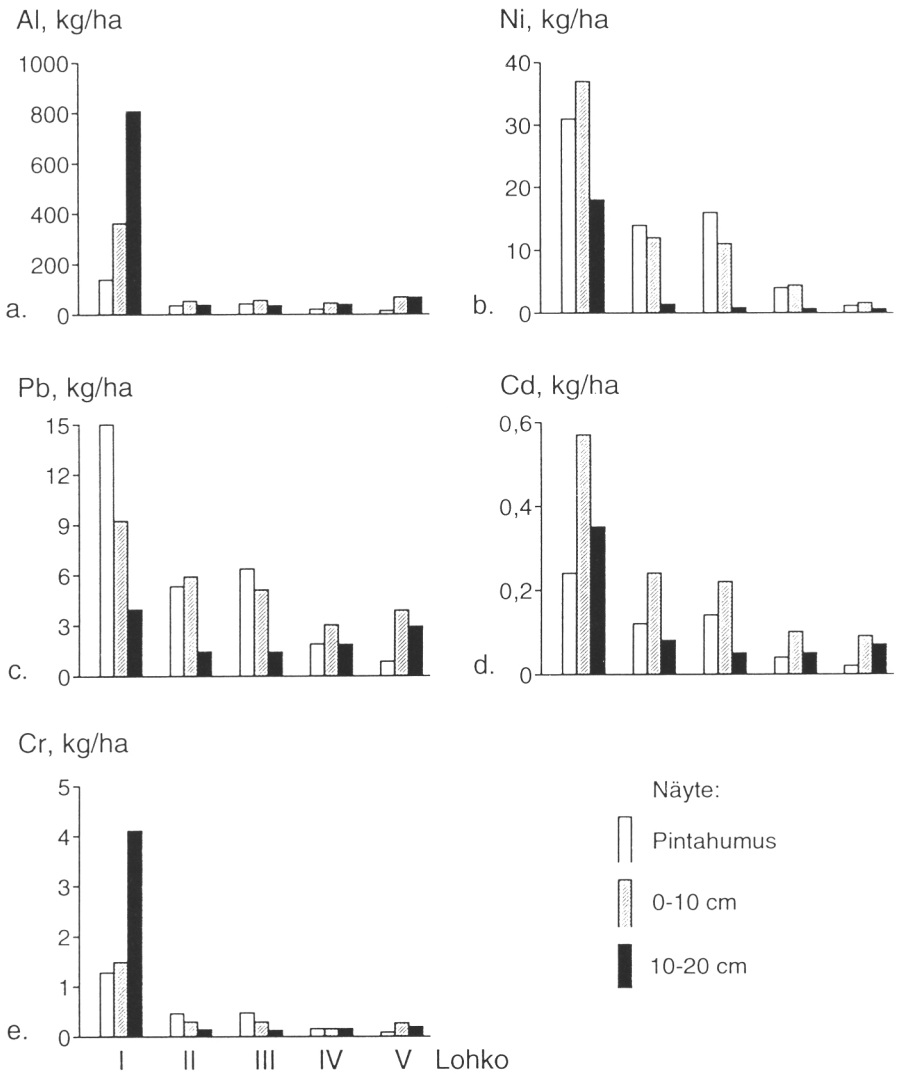


Kuva 9. *Turpeen hivenravinnemäärät Harjavallan suokokeen lohkoilla eri näytekerroksissa.*

voimakkaimmin pintahumukseen (kuvat 9–10). Sinkkiä ja kadmiumia pidättyi voimakkaimmin 0–10 cm turvekerrokseen, mikä lienee osoitus niiden edellisiä suuremmasta huuhtoutumisesta humuskerroksesta. Liikkuessaan ne saattavat olla voimakkaasti pidättyviä metalleita haitallisempia. Mangaanin vertikaalijakaumasta nähdään, että päästölähteen lähellä humuskerroksesta on ilmeisesti huuhtoutunut Mn-yhdisteitä, todennäköisesti myös kerroksesta 0–10 cm (kuva 9d).

Boorin vertikaalijakauma (kuva 9e) muistuttaa lähinnä kadmiumin jakaumaa (kuva 10d). Molemmat alkuaineet tunnetaan luonnossa helposti liikkuvista yhdisteistään (Kabata-Pendias ja Pendias 1984).

Lohkolla I alumiinin ja kromin määrät olivat suurimpia 10–20 cm näytekerroksessa (kuva 11a ja e). Täten kasvualustan suuret Al- ja Cr-määrät voivat olla peräisin ainakin osittain poh-



Kuva 10. *Haitallisten metallien määrät Harjavallan suokokeen turpeissa.*

jamaasta, jota tuli mukaan 10–20 cm näytteeseen ainoastaan lohkolla I.

Analyysitulosten yhteenveto

Neulasanalyysin mukaan Harjavallan terveyslannoituskokeen kaikilla suolohkoilla esiintyi N-puutosta, neljällä niistä vähintään lievää K-puutosta ja P-puutosta lisäksi I-lohkolla, missä havaittiin myös merkkejä Mg-puutoksesta sekä poikkeuksellisen alhaisia Mn-pitoisuuksia. Haitallisen korkeita Cu-, Ni- ja Fe-pitoisuuksia todettiin vielä 5 km etäisyydellä. Neulasten S-pitoisuuksien arveltiin olevan haitallisen korkeita vielä 2,3 km etäisyydellä. Zn- ja Pb-pitoisuuksien kohoaminen haittatasolle rajoittui tehtaan ja Pori-Helsinki-tien väliin jäävälle lohkolle.

Turpeen totaalianalyysit osoittivat yhtäpitävästi neulasanalyysin kanssa, että tehdasalueen lähistön soissa on poikkeuksellisen suuria määriä Fe, Cu, Zn, Ni, Pb. Neulasten Cd-pitoisuudet

Taulukko 3. *Harjavallan pintahumuksen korkeimmat raskasmetallipitoisuudet eri koelohkoilla verrattuna Hollannissa käytettyihin saastumisen raja-arvoihin (Moen ym. 1985)*

Alkuaine	Harjavalta, koelohkojen maksimipit.					Hollantilaiset raja-arvot		
	I	II	III	IV	V	A	B	C
	Humus, mg/kg k.a.					**Maa, mg/kg k.a.**		
Cd	4,4	3,0	3,2	2,0	0,9	1	5	20
Cr	23	12	12	10	5	100	250	800
Cu	4 308	1 826	2 286	886	214	50	100	500
Ni	590	359	397	199	62	50	100	500
Pb	285	128	159	97	50	50	150	600
Zn	531	228	258	150	97	200	500	3000

A = tausta-arvojen taso
B = rajan ylitys edellyttää lisätutkimuksia
C = rajan ylitys johtaa puhdistamistoimiin

eivät osoittaneet mitään muutossuuntaa. Sitävastoin turveanalyysi paljasti Cd-laskeuma-alueen suhteellisen selvästi. Se näytti ulottuvan ainakin 5 km etäisyydelle päästölähteestä.

Harjavallan raakahumuksen metallipitoisuuksien vertailu Hollannissa käytettyihin raja-arvioihin (Moen ym. 1985) osoitti, että kuparilaskeuman haitta-alue ulottui ainakin 5 km länteen päästölähteestä (taulukko 3). Nikkelin C-rajan (kts. taulukko 3)ylittäviä arvoja todettiin vain lohkolla I. B-raja-arvon ylitti humuksen Cu-pitoisuus vielä lohkolla V, Ni-pitoisuus lohkoilla II–IV, Pb-pitoisuus lohkoilla I ja III sekä Zn-pitoisuus lohkolla I.

Männyn taimet kärsivät liian suuresta Cu+Zn-pitoisuudesta humuskerroksessa (yli 1 500 mg/kg) lohkoilla I-III. Ei edes lohkolla I ylitetty kuolettavan korkeaa pitoisuustasoa, jonka Bååth (1989) päätteli olevan 5 000 mg/kg. Turvekerroksessa 10–20 cm yhdelläkään koealalla ei ylitetty Cu+Zn-pitoisuuden arvoa 500 mg/kg.

Metalleista ovat kasveille myrkyllisimpiä Cd, Cu, Ni ja Pb (Kabata-Pendias-Pendias 1984). Harjavallan soiden pintaosiin on siten kertynyt useita myrkyllisiä ja haitallisia metalleita, jotka yhdessä selittävät suuren osan tehtaan lähisoiden puustovaurioista.

Raskasmetallien haittavaikutukset kasveissa voivat aiheutua ilmarakojen sulkeutumisesta, hengityksen ja fotosynteesin vähenemisestä, vaikeuksista klorofyllisynteesissä ja myös pääravinteiden otossa (Petterson 1976). Raskasmetallit estävät tehokkaasti myös eräitä mikrobitoimintoja, minkä seurauksena kasvit eivät saa käyttöönsä riittävästi orgaanisesti sitoutuneita ravinteita, esimerkiksi typpeä ja fosforia (esim. Tyler 1975, Bååth 1989, Fritze 1989). On todennäköistä, että lohkolla I todettu epäsuhde kasvualustan pääravinnevarojen ja neulasanalyysin tuloksen välillä aiheutuu raskasmetallilaskeumasta, joka siten on vaurioiden primäärinen syy. Osalla Harjavallan soista ojanperkaus on jätetty suorittamatta. Näillä alueilla se voi olla syynä puuston kasvun heikkenemiseen jo 1,5 km etäisyydellä päästölähteestä. Selvää osoitusta rikki- tai typpipäästöjen haitallisesta vaikutuksesta ei suoalueilla voitu todeta.

Kirjallisuus

Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (A review). Water, Air and Soil Pollution 47: 335–379.

Fritze, H., Niini, S., Mikkola, K. & Mäkinen, A. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni-smelter in southwestern Finland. Biology and Fertility of Soils 8: 87–94.

Hawkes, H. & Salomon, M. 1960. Trace elements in organic soil as a quide to copper ore. Int. Geol. Congr. XXI session 1966:38–43.

Kabata-Pendias, A. & Pendias, H. 1984. Trace elements in Soils and Plants. CRC Press, Inc.,Boca Raton, Florida. 315 s.

Kulmala, A. & Leinonen, L. 1987. Ilmanlaadun seuranta. Suomen kartasto. Vihko 131:26-29. Maanmittaushallituksen karttapaino. Helsinki, 1988.

Kaunisto, S. & Paavilainen, E. 1988. Nutrient stores in old drainage areas and growth of stands. Seloste: Turpeen ravinnevarat vanhoilla ojitusalueilla ja puuston kasvu. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 145. 39 s.

Landolt, W., Guecheva, M & Bucher, J. 1989. The spatial distribution of different elements in and on the foliage of Norway Spruce growing in Switzerland. Environmental Pollution 56: 155–167.

Lehtiö, H., Juutilainen, J. & Jantunen, M. 1980. Visible injuries and sulphur contents of the needles of Pinus sylvestris and Picea abies in the city of Kuopio and around two factories in central Finland. Annales Botanici Fennici 17: 1–6.

Manninen, S. & Huttunen, S. 1991. Total sulfur concentration of conifer needles and total sulfur deposition in northern Finland. Geological Survey of Finland. Special Paper 9: 195–199.

Moen, J., Cornet, J. & Evers, C. 1985. Soil protection and remedial actions: Criteria for decission making and standardization of requirements. Proc. 1st Int. TNO Conf. Contaminated Soil. Uttrecht 11–15.11.1985: 441–448.

Paarlahti, K., Reinikainen, A. & Veijalainen, H. 1971. Nutritional diagnosis of Scots pine stands by needle and peat analysis. Seloste: Maa- ja neulasanalyysi turvemaiden männiköiden ravitsemustilan määrityksessä. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 74(5):58 s.

Pakarinen, P. & Mäkinen, A. 1976. Suosammalet, -jäkälät ja männyn neulaset raskasmetallien kerääjinä. Summary: Comparison of Pb, Zn and Mn contents of mosses, lichens and pine needles in raised bogs. Suo 27(4–5):77–83.

Pettersson, O. 1976. Tungmetaller i mark och växter. En litteraturöversikt. Statens naturvårdsverk, PM 761. 56 s.

Pätilä, A. & Nieminen, M. 1990. Turpeen emäsravinne- ja rikkitase karuilla ojitetuilla rämeillä laskeuma huomioon ottaen. Summary: Base cation nutrients and sulphur status of drained oligotrophic pine mires considering the atmospheric input. Folia Forestalia 759. 16 s.

Rühling, Å. & Tyler, G. 1971. Anrikning av tungmetaller i barrskog vid Finspång, Trollhättan, Oskarshamn och Fliseryd. Rapport nr 23 från Ekologiska tungmetallundersökningar (Lund) 14 s.

Salmi, M. 1950. Turpeiden hivenaineista. Summary: On trace elements in peat. Geotekn. julk. 51. 20 s.

Salmi, M. 1955. Prospecting for bog-covered ore by means of peat investigations. Bull. Comm. Geol. Finland 196. 34 s.

Tyler, G. 1975. Effects of Heavy Metal Pollution on Decomposition in Fo-

rest Soils I–II. Nat. Swedish Environment Protection Board 21+47 s.
Veijalainen, H. 1977. Use of needle analysis for diagnosing micronutrient deficiencies of Scots pine on drained peatlands. Seloste: Neulasanalyysi männyn mikroravinnetilanteen määrityksessä turvemailla. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 92 (4): 32 s.
Veijalainen, H. 1984. Lannoitustarpeen määritys metsäojitusalueilla. Summary: Diagnosing nutrient deficiencies on drained peatlands. Suo 4–5: 94-97.
Veijalainen, H. 1991. Neulasanalyysin tulkintaohje turvemaille III. Korjattu versio 8.4.1992. Moniste. Metsänutukimuslaitos, metsäekologian tutkimusosasto. 1 s.
Veijalainen, H. 1992. Neulasanalyysituloksia suometsistä talvella 1987–88. Summary: Nutritional diagnosis of peatland forests by needle analysis in winter 1987–88. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 408. 28 s.

Metsikkösadannan ja maaveden laatu ympäristön yhdennetyn seurannan valuma-alueilla

Michael Starr ja Liisa Ukonmaanaho

Johdanto

Ympäristön yhdennetty seuranta (YYS) on kansainvälinen pitkän aikavälin ekosysteemin seurantaohjelma (EDC 1992). Aloite seurannan aloittamisesta tehtiin YK:n alaisen Euroopan talouskomission kokouksessa vuonna 1978, jossa käsiteltiin kaukokulkeutumana leviäviä ilmansaasteita. Vuodesta 1989 lähtien YYS-ohjelma toimi koeluonteisesti, mutta vuonna 1992 se sai virallisen kansainvälisen yhteistyöohjelman aseman (UN/ECE ICP on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems). Ruotsi on ohjelmaa johtava maa. Aineisto kerätään Vesi- ja ympäristöhallituksen alaiseen ympäristötietokeskukseen (YTK) Helsinkiin.

YYS-ohjelman päätavoitteina on:

- luoda näytealaverkko, joka kattaa Euroopan pääkasvillisuustyypit,
- seurata ympäristömuutosten vaikutuksia ekosysteemien tilaan,
- mitata biogeokemiallisia ainetaseita,
- kehittää dynaamisia hydrogeokemiallisia malleja ja liittää ne biologisiin vastemalleihin, sekä
- tunnistaa ekosysteemin stressiä ilmentävät bioindikaattorit.

YYS-ohjelma kerää tietoja bioottisista ja abioottista tekijöistä. Käytännössä tiedon keruu tapahtuu osaohjelmissa. Tarkempaa tietoa eri osaohjelmista on saatavissa äskettäin päivitetystä YYS-käsikirjasta (EDC 1993). Yhteisen käsikirjan tarkoituksena on saada ohjelmaan osallistuvista maista ja eri valuma-alueilta mahdollisimman vertailukelpoista ja yhteensopivaa aineistoa. Eräät osaohjelmat käsittävät koko valuma-alueen, jotkin ovat rajoittuneet koskemaan valuma-alueen sisällä olevia näytealoja.

Suomessa on tällä hetkellä viisi YYS-valuma-aluetta, joista neljällä tapahtuvaan toimintaan METLA osallistuu seuraavissa osaohjelmissa: puuston mittaus ja kartoitus (sisältäen elävät ja kuolleet puut sekä puiden terveydentilan), metsikkösadanta, maavesi, neulaskemia, karikekemia, hajotustoiminta (maan mikrobiologia) ja maan kemia. Eri osaohjelmista on saatu jo huomattava määrä tuloksia, joista osa on toimitettu YTK:lle sen vaatimassa muodossa.

Tämän raportin tarkoituksena on esittää metsikkösadannan ja maaveden tuloksia kesä-syyskuulta vuosina 1989–91. Sadevesi muuttuu niin määrältään kuin laadultaan kulkiessaan latvuston lävitse maahan. Sadeveden mukana kulkevat ravinteet ovat oleellinen osa metsäekosysteemin ravinteiden kiertoa.

Aineisto ja menetelmät

Metsikkösadannasta ja maavedestä kerättiin näytteitä neljältä valuma-alueelta: Valkea-Kotinen, Hietajärvi, Pesosjärvi ja Vuoskojärvi (kuva 1). Kullakin valuma-alueella on 2–3 pysyvää näytealaa, jotka sijaitsevat joko tasaisella maalla tai rinteessä edustaen valuma-alueen vallitsevia metsätyyppejä. Näytealat ovat mahdollisimman homogeenisia niin maaperältään, kasvillisuudeltaan kuin puustoltaankin (taulukko 1). Näytteiden keräyksessä noudatetaan YYS-käsikirjan ohjeita. Resurssien puutteen vuoksi näytteiden keräysajanjakso on täytynyt rajoittaa useissa osaohjelmissa ympärivuotisen näytteenoton sijasta lumettomaan ajanjaksoon toukokuusta-loka/marraskuuhun.



Kuva 1. *YYS-valuma-alueet Suomessa.*

Sadekeräimet sijoitettiin systemaattisesti näytealojen ympärille noin 10 m välein (kuva 2), joten niillä mitataan sekä latvuksen läpi valuvaa että latvusaukkoihin tulevaa lehvästösadantaa. Keräimiä (keräimen pinta-ala 308 cm^2) on 10–16 kpl näytealan ympärillä riippuen sen koosta (esim. Hyvärinen 1990). Lehvästösadannan näytteet kerättiin kerran viikossa ja samalla jokaisen keräimen vesimäärä mitattiin. Näytteet yhdistettiin näytealoittain ns. kokoomanäytteeksi, josta otettiin osanäyte analyysien tekemistä varten.

Runkovaluntakeräimet sijoitettiin näytealan valtapuihin. Niiden lukumäärä vaihtelee 5–10 kpl/näyteala (kuva 2). Sekametsissä runkovaluntakeräimet sijoitettiin useampiin eri puulajeihin. Valitut runkovaluntapuut olivat terveitä ja hyväkuntoisia. Kun pysyviä näytealoja perustettiin, käytettiin etyleenipropaanivalmisteisia (kumi) ns. kaulustyyppisiä runkovaluntakeräimiä. Vuonna 1991 ne korvattiin silikoniletkuista valmistetuilla spiraalityyppisillä keräimillä. Näyte kerättiin sankoon, joka oli ulkopuolelta peitetty alumiinipinnoitetulla muovikassilla suoran auringonvalon vaikutuksen ehkäisemiseksi. Viikottain jokaisesta runkovaluntakeräimestä saatu näyte mitattiin, ja saman puulajin näytteet yhdistettiin näytealoittain kokoomanäytteiksi, joista erotettiin osanäyte analyysejä varten.

Kullakin näytealalla oli kuusi PRENART maavesikeräintä (alipainetyyppinen lysimetri). Ne sijoitettiin kunkin näytealan reunalle, 15 cm ja 35 cm syvyyteen, kolmeen eri ryhmään pareittain (kuva 2). Valkea-Kotisen (7) ja Vuoskojärven (1) näytealoja lukuunottamatta maavesinäytteet otettiin samoilta näytealoilta kuin metsikkösadannan näytteet. Maavesikeräimissä oli noin 60 kPa alipaine, joka tarkistettiin viikottain. Näytteet kerättiin kahden viikon välein. Näytteen tilavuus

Taulukko 1. *Näytealojen maanostyyppi (FAO) ja puustotunnuksia.*

Valuma-alue	Näyte-ala	Osa-ohjelma	Maanos-tyyppi	Puusto					
				Runko-luku, kpl/ha	Pohjapinta-ala m²/ha	(ku, mä, le)[2]	Keski-pituus[1] m	Keskiläpi-mitta,[3] cm	Latvus-peittävyys, %
Valkea-Kotinen	3	LS, RV, MV	Dystric Cambisol	1158	47,4	(56, 04, 40)	24,4	26,0	88
	7	MV	Dystric Cambisol	1189	48,7	(43, 45, 12)	23,6	26,5	–
	2	LS, RV	Terric Histosol	1088	40,4	(85, 07, 08)	21,6	26,2	81
Hietajärvi	1	LS, RV, MV	Haplic Podzol	756	21,6	(<1, 83, 17)	18,6	23,4	61
	4	LS, RV, MV	Haplic Podzol	350	21,1	(00, 83, 17)	23,3	30,4	51
Pesosjärvi	1	LS, RV	Carbic Podzol	678	20,0	(67, 03, 30)	16,9	30,1	55
	2	LS, RV, MV	Haplic Podzol	1300	24,6	(45, 40, 15)	14,5	24,4	52
	3	MV	Haplic Podzol	1025	20,8	(57, 20, 23)	13,5	20,0	–
Vuoskojärvi	2	LS	Haplic Podzol	1200	4,8	(00, 02, 98)	5,7	8,4	53
	1	MV	Haplic Podzol	344	12,2	(00, 98, 02)	11,6	31,3	–
	3	LS, RV, MV	Haplic Podzol	394	9,0	(00, 97, 03)	10,9	27,4	34

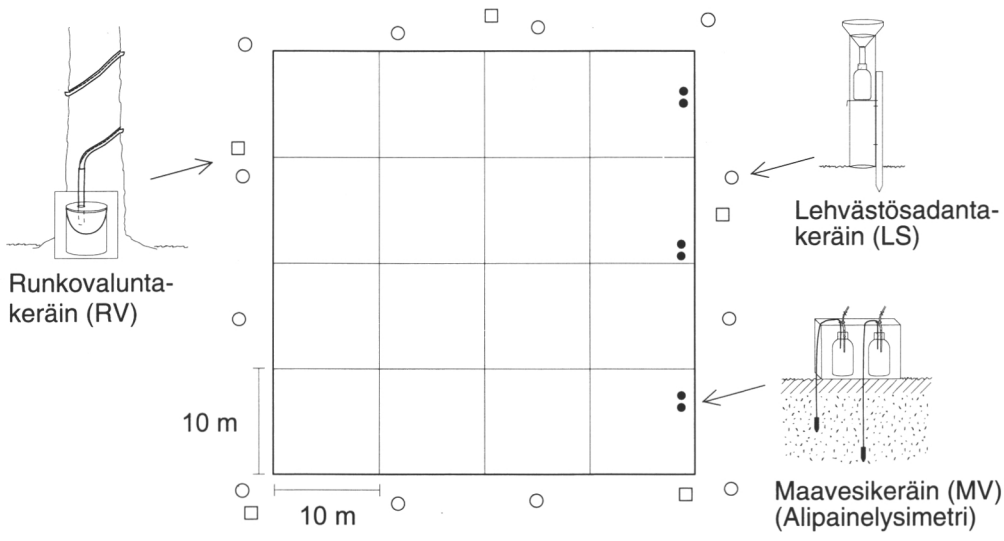
[1] LS=lehvästösadanta, RV=runkovalunta ja MV=maavesi

[2] % ku=kuusi, mä=mänty, le=lehtipuut; pääosin koivu (Vuoskojärvellä *B. pubescens* subsp. *tortuosa*)

[3] pääpuulajilla painotettu

mitattiin ja jokainen näyte kerättiin erikseen polyeteenipulloihin analyysejä varten. Kaikki maastossa käytetyt keräimet ja näytepullot olivat happopestyjä. Keräimet huuhdeltiin tislatulla vedellä aina tyhjentämisen yhteydessä.

Näytteitä säilytettiin kylmässä (+4° C) ja pimeässä analysointiin saakka. Näytteet esikäsiteltiin suodattamalla käyttäen Schleicher & Schuell 5892 suodatinpaperia. Kemialliset analyysit tehtiin YYS-käsikirjan mukaisesti (EDC 1993). H⁺-konsentraatio saatiin



Kuva 2. *METLAn eri mittaustehtävät YYS-hankkeessa.*

laskemalla pH-arvosta, joka määritettiin lasielektrodia käyttäen. Sähkönjohtokyky mitattiin johtokykymittarilla. Alkaliniteetti mitattiin titraamalla, jos näytteen pH oli > 4,2. ICP-emissiospektrometrillä määritettiin Ca, Mg, K, Na, Al (laskettaessa oletettu olevan $Al3^{+}$), Mn, Fe, Si, Pb, Cu, Cd ja Zn. Ionikromatografilla määritettiin PO_4, SO_4, NO_3 sekä Cl ja NH_4-pitoisuus FIA-autoanalysaattorilla. Liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) pitoisuus määritettiin vuodesta 1991 lähtien Shimadzu TOC-5000 analysaattorilla. Yksityiskohtaisemmin määritysmenetelmiä on selostettu YYS näytteiden käsittely- ja analyysiohjeissa (Ukonmaanaho 1992).

Tulokset ja niiden tarkastelu

Tässä raportissa esitetyt tulokset ovat vain kesä-, heinä-, elo- ja syyskuun ajalta. Nämä kuukaudet valittiin, jotta saatiin tulokset samalta ajanjaksolta jokaiselta valuma-alueelta ympärivuotisten tulosten puuttuessa. Yhteisen mittausajanjakson ansiosta valuma-alueiden välinen maantieteellinen vertailu on mahdollista. Mittausolosuhteet ovat kesäkuukausina vakaammat kuin ympärivuotisena ajanjaksona, koska esim. kaikki puut ovat lehdessä, ja näin ollen sadeveden latvuspidäntä on suurinpiirtein sama koko ajan.

Metsikkösadannan määrä

Tärkein lehvästösadannan määrään vaikuttava tekijä oli vapaan sadannan määrä. Jopa 90 % kaikkien näytealojen lehvästösadannan määrän vaihtelusta oli selitettävissä pelkästään vapaan sadannan määrällä. Yksittäisillä näytealoilla selitysprosentti vaihteli 69 % (Valkea-Kotinen) ja 99 % (Vuoskojärvi) välillä (kuva 3a). Metsikkösadannan määrä oli suurin mäntyvaltaisilla näytealoilla (Hietajärvi 1 ja 4, Pesosjärvi 2 ja Vuoskojärvi 3) sekä tunturikoivikossa (Vuoskojärvi 2). Määrä oli pienin kuusivaltaisilla ja sekapuustoisilla (Valkea-Kotinen 2 ja

Taulukko 2. *Lehvästösadannan sähkönjohtokyvyn ja ravinnepitoisuuksien tilavuuspainotetut kuukausikeskiarvot (± keskihajonta) kesä-syyskuussa 1989–1991 näytealoittain eri valuma-alueilla (n=12).*

		Valkea-Kotinen				Hietajärvi[1]				Pesosjärvi[2]				Vuoskojärvi[3]			
		2		3		1		4		1		2		2		3	
Sähkönjohto-kyky	mS/m	4,7	(1,69)	4,1	(1,69)	3,4	(1,78)	3,9	(2,32)	3,6	(2,10)	2,4	(0,89)	3,0	(1,96)	5,6	(4,87)
H	µmol/l	49,4	(15,04)	39,9	(12,78)	41,0	(14,54)	43,8	(17,50)	30,7	(15,87)	27,0	(8,37)	21,9	(10,46)	47,5	(30,03)
NH_4-N	mg/l	0,2	(0,11)	0,2	(0,09)	0,2	(0,10)	0,2	(0,08)	0,1	(0,10)	0,1	(0,10)	<0,1	(0,06)	0,1	(0,03)
Ca	„	1,0	(0,39)	0,6	(0,25)	0,4	(0,20)	0,3	(0,15)	0,5	(0,44)	0,2	(0,05)	0,1	(0,08)	0,6	(0,73)
Mg	„	0,2	(0,10)	0,2	(0,13)	0,1	(0,05)	0,1	(0,04)	0,1	(0,09)	<0,1	(0,02)	0,1	(0,08)	0,6	(0,76)
K	„	3,1	(0,96)	2,4	(0,93)	0,6	(0,31)	0,7	(0,44	1,3	(0,70)	0,6	(0,24)	0,5	(0,41)	0,8	(0,67)
Na	„	0,3	(0,11)	0,2	(0,09)	0,2	(0,07)	0,2	(0,08)	0,3	(0,22)	0,1	(0,06)	0,5	(0,52)	4,1	(5,44)
NO_3-N	„	0,2	(0,10)	0,2	(0,14)	0,2	(0,08)	0,1	(0,05)	0,1	(0,05)	0,1	(0,06)	0,1	(0,04)	0,1	(0,07)
Cl	„	1,2	(0,41)	0,7	(0,32)	0,3	(0,11)	0,3	(0,16)	0,7	(0,73)	0,3	(0,15)	0,9	(1,02)	6,8	(8,54)
SO_4-S	„	2,1	(0,80)	1,6	(0,60)	1,0	(0,45)	1,0	(0,41)	1,1	(0,60)	0,7	(0,24)	0,5	(0,20)	1,3	(1,07)
PO_4-P	µg/l	29,2	(26,35)	21,1	(5,32)	22,9	(8,53)	31,7	(38,16)	22,2	(5,35)	19,6	(0,01)	63,6	(76,68)	76,1	(116,44)
Al	„	33,6	(30,57)	22,5	(10,71)	23,0	(12,89)	32,5	(17,65)	25,3	(16,46)	18,5	(5,93)	18,7	(7,33)	30,8	(29,18)
Cd	„	1,1	(0,15)	1,0	(0,12)	1,0	(0,07)	1,0	(0,03)	1,0	(0,05)	1,0	<(0,01)	1,2	(0,31)	1,1	(0,17)
Cu	„	5,0	(4,42)	2,9	(1,43)	2,9	(1,27)	2,8	(0,95)	3,8	(2,18)	3,5	(1,52)	3,1	(1,55)	3,2	(1,45)
Pb	„	19,2	(12,09)	15,3	(4,45)	15,5	(4,42)	15,1	(4,04)	16,9	(5,90)	16,8	(6,60)	18,4	(8,03)	15,3	(6,46)
Zn	„	11,1	(5,80)	5,6	(1,39)	6,1	(2,69)	6,3	(2,42)	5,7	(2,55)	4,9	(0,81)	5,3	(1,89)	9,7	(9,45)

[1] 1989 vain elokuu-syyskuu, (n=10).
[2] 1989 vain elokuu-syyskuu ja 1990 vain kesäkuu-elokuu, (n=9).

3 sekä Pesosjärvi 1) näytealoilla, joiden runkoluku ja latvuspeittävyys oli suurin (kuva 4).

Kaikkien näytealojen kuukausittainen runkovalunnan määrä (laskettu siten, että näytealan kunkin puulajin valuntasumma on painotettu saman puulajin puiden pohjapinta-alalla) korreloi vapaan sadannan kanssa ($r > +0,8$; Valkea-Kotinen 3, $r = +0,6$). Kuitenkin tarkasteltaessa näytealoittain kuukausittaista runkovalunnan ja vapaan sadannan suhdetta, runkovalunnan määrä osoittautui hyvin pieneksi (< 0,4 %) (kuva 3b). Runkovalunnan määrä vaihteli puulajeittain, johtuen puiden oksien erilaisesta asennosta sekä puun kuoren ominaisuuksista. Saman rungon läpimitan omaavista puista runkovalunnan määrä oli koivulla suurin ja kuusella pienin; männyn ja haavan runkovalunnan määrä oli näiden väliltä (kuva 5).

Metsikkösadannan ravinnepitoisuudet

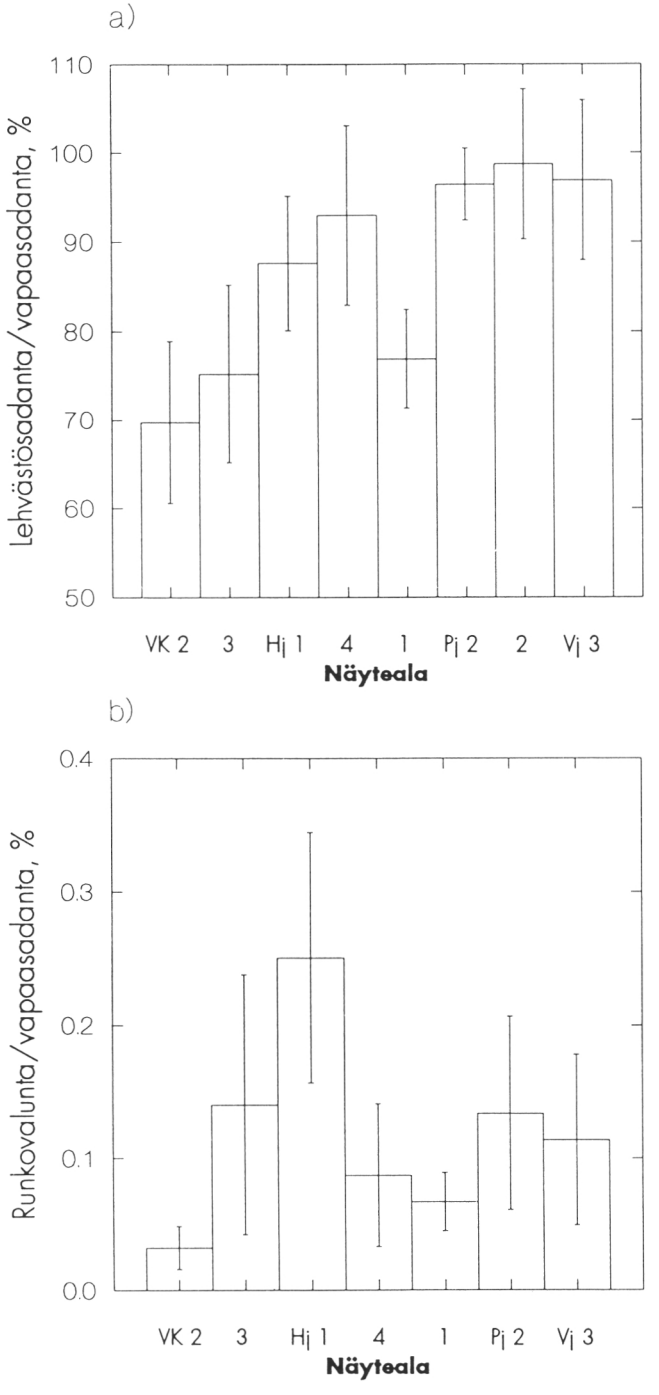
Lehvästösadannan ravinnepitoisuuksien ja sähkönjohtokyvyn kuukausikeskiarvot on esitetty näytealoittain ja valuma-alueittain taulukossa 2. Lehvästösadannan näytteet, joiden PO_4^{2-}-pitoisuus oli > 1,0 mg/l hylättiin, koska näytteiden epäiltiin kontaminoituneen esim. lintujen ulosteista (Novo et al. 1992).

Lehvästösadannan ravinnepitoisuudet olivat yleensä suuremmat kuin vapaan sadannan (taulukko 3). Tämä johtuu ensisijaisesti latvustosta liukenevista ja kuivalaskeuman mukana kertyneiden aineiden huuhtoutumisesta (Parker 1983). Erityisen runsaasti lehvästösadanta sisälsi kaliumia. Kalium on liikkuva ravinne ja huuhtoutuu helposti latvustosta. Typpiyhdisteiden, NH_4^+ ja NO_3^-, pitoisuudet olivat lehvästösadannassa alhaisemmat kuin vapaassa sadannassa ainakin Valkea-Kotisen ja Hietajärven valuma-alueilla. Pohjoisten havumetsien kasvua rajoittaa tavallisesti maaperässä saatavilla olevan typen niukkuus, ja puusto pidättääkin tehokkaasti sadeveden mukana tulevia typpiyhdisteitä. Helmisaari ja Mälkönen (1989) sekä Hyvärinen (1990) ovat myös raportoineet vastaavanlaisesta latvuston typen pidännästä.

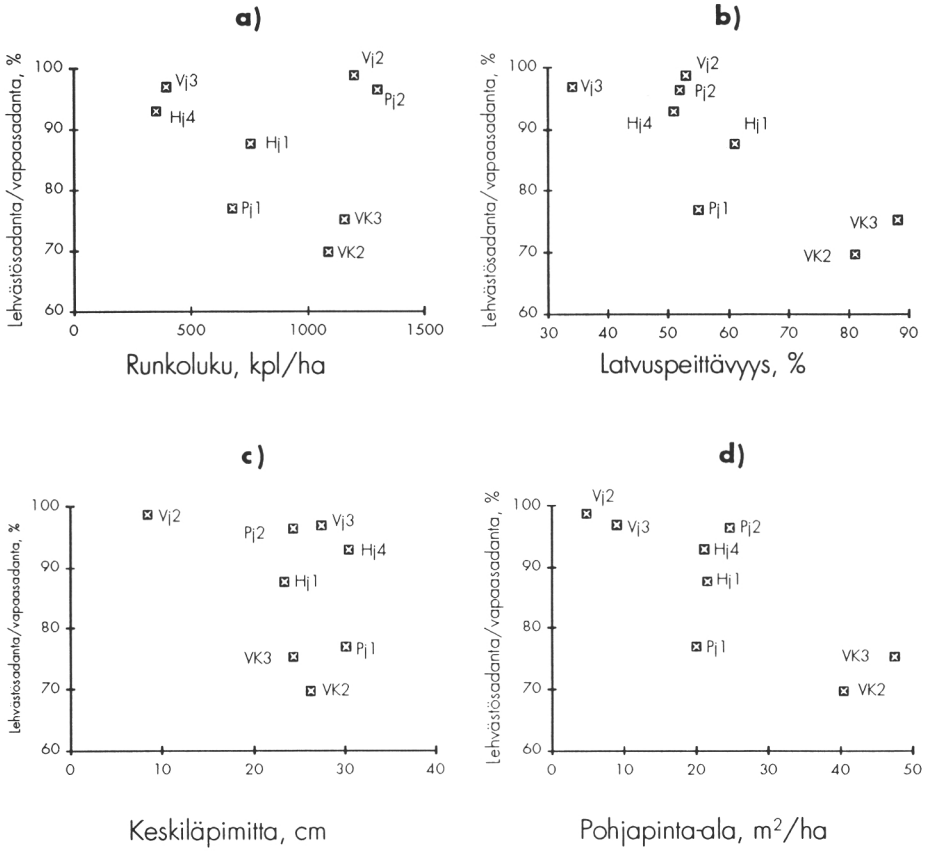
Taulukko 3. *Vapaan sadannan sähkönjohtokyvyn ja ravinnepitoisuuksien tilavuuspainotetut kuukausikeskiarvot (±keskihajonta) kesä-syyskuussa 1989–1991 eri valuma-alueilla.*

		Valkea-Kotinen		Hietajärvi		Pesosjärvi		Vuoskojärvi	
Sähkön-johtokyky	mS/m	2,2	(0,87)	1,9	(0,65)	1,5	(0,45)	1,7	(1,25)
H	µmol/l	33,8	(13,93)	32,7	(11,32)	28,0	(8,40)	28,8	(14,91)
NH_4-N	mg/l	0,4	(0,26)	0,3	(0,19)	0,1	(0,09)	0,0	(0,02)
Ca	"	0,2	(0,13)	0,2	(0,14)	0,1	(0,03)	0,1	(0,15)
Mg	"	<0,1	(0,02)	<0,1	(0,02)	<0,1	(0,02)	0,1	(0,14)
K	"	0,2	(0,19)	0,1	(0,05)	<0,1	(0,03)	0,1	(0,11)
Na	"	0,1	(0,04)	0,1	(0,06)	0,1	(0,10)	0,4	(0,94)
NO_3-N	"	0,3	(0,11)	0,2	(0,09)	0,1	(0,06)	0,1	(0,04)
Cl	"	0,2	(0,09)	0,2	(0,06)	0,1	(0,10)	0,7	(1,33)
SO_4-S	"	0,8	(0,41)	0,7	(0,32)	0,5	(0,21)	0,4	(0,25)

Lähde: Karlsson, V. 1990, Juntto, S. 1991, ja Leinonen, L. ja Juntto, S. 1992.



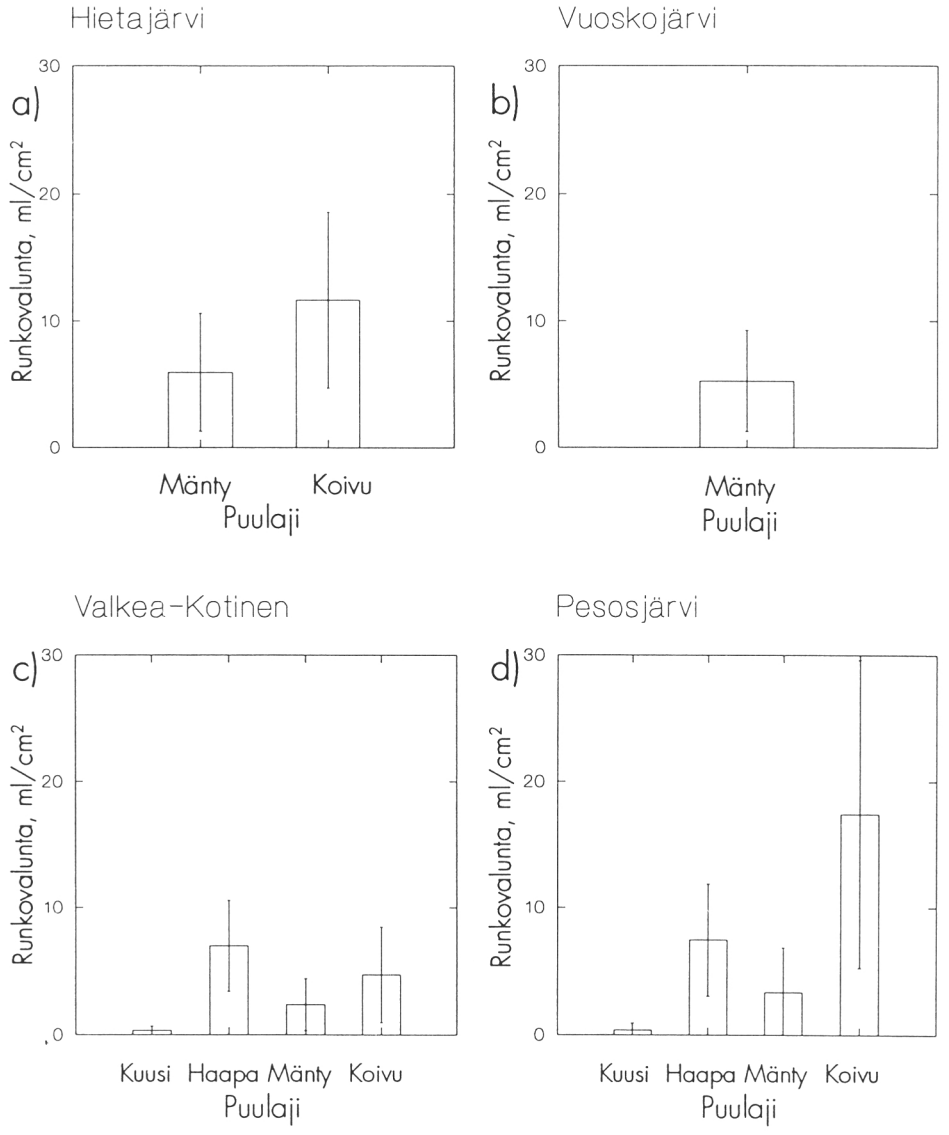
Kuva 3. a) *Lehvästösadannan osuus %:na vapaasta sadannasta YYS-valuma-alueilla ja näytealoilla,*
b) *runkovalunnan osuus %:na vapaasta sadannasta valuma-alueilla ja näyte-aloilla. Valkea-Kotinen (VK), Hietajärvi (Hj), Pesosjärvi (Pj) ja Vuoskujärvi (Vj).*



Kuva 4. *Lehvästösadannan ja* **a)** *runkoluvun (kpl/ha),* **b)** *latvuspeittävyyden,* **c)** *rungon läpimitan (rinnan korkeudelta) ja* **d)** *pohjapinta-alan välinen korrelaatio. Lyhenteet selitetty kuvassa 3 sivulla 277.*

Vuoskojärven valuma-aluetta lukuunottamatta lehvästösadannan ravinnepitoisuudet vähenivät pohjoista kohden. Sama ilmiö oli havaittavissa myös vapaan sadannan ravinnepitoisuuksissa. Valuma-alueiden sisällä ravinnepitoisuuksissa oli suurin ero silloin, kun puulajisto vaihteli näytealojen välillä. Vuoskojärven näytealojen väliset erot olivat suurimmat ($p > 0,05$), mutta Hietajärven näytealoilla ravinnepitoisuudet olivat hyvin samanlaisia. Happaminta lehvästösadanta oli näytealoilla, joiden puulajistoon kuului vähän tai ei ollenkaan lehtipuita (riippumatta valuma-alueesta). Raskasmetallipitoisuudet olivat lehvästösadannassa alhaiset (usein alle määritysrajan), eikä niissä ollut vaihtelua valuma-alueiden välillä eikä sisällä.

Vuoskojärven vapaassa sadannassa Na^+ ja Cl^- ionit (taulukko 3) olivat vallitsevia osoittaen Pohjoisen jääämeren läheisyyden. Samat ionit olivat vallitsevia myös Vuoskojärven lehvästösadannassa. Korkeimmat Na^+ ja Cl^--pitoisuudet lehvästösadannassa olivat keväällä, talven aikana kuivalaskeumana keräytyneiden merisuolojen huuhtoutuessa pois latvustosta. Tunturikoivikossa (Vuoskojärvi 2) ei ollut Na^+ ja Cl^- kevätmaksimia, johtuen todennäköisesti siitä, etteivät tunturikoivut kerää samassa määrin merisuoloja kuin



Kuva 5. *Runkovalunnan määrä ml/cm² puulajeittain eri valuma-alueilla* **a)** *Hietajärvi,* **b)** *Vuoskujärvi* **c)** *Valkea-Kotinen ja* **d)** *Pesosjärvi.*

männyt talven aikana. Koska tunturikoivut ovat lehdettömiä talvikuukausien ajan, kuivalaskeumana tulevien aineiden keräyspinta-ala on niillä pienempi kuin männyllä. Myös sadekeräinten sijoittelu voi vaikuttaa tulokseen, sillä tunturikoivut ovat matalia ja kasvutavaltaan pensasmaisia, joten keräimet eivät aina ulotu täydellisesti niiden alle (Vuoskojärvi 2). Lehvästösadanta em. näytealalla on ehkä pääasiassa vapaata sadantaa eikä varsinaista latvuston lävitse kulkeutunutta vettä.

Runkovalunnan ravinnepitoisuuksien ja sähkönjohtokyvyn kuukausikeskiarvot on esitetty puulajeittain ja valuma-alueittain taulukossa 4. Mereisyyden vaikutus näkyy selvästi myös Vuoskojärven valuma-alueen runkovaluntatuloksissa, Na^+ ja Cl^- ionit ovat vallitsevia. Muilla valuma-alueilla kationeista vallitsevat K^+ ja Ca^{2+}, anioneista SO_4.

Taulukko 4. *Runkovalunnan sähkönjohtokyvyn ja ravinnepitoisuuksien tilavuus kuukausikeskiarvot (±keskihajonta) kesä-syyskuussa 1989–1991 puulajeittain eri valuma-alueilla (n=12). Valkea-Kotinen (VK), Hietajärvi (Hj), Pesosjärvi (Pj) ja Vuoskojärvi (Vj).*

		Mänty						Kuusi				Koivu				Haapa	
		Hj[1]		Pj[2]		Vj[1]		VK		Pj[2]		VK		Hj[1]		Pj[2]		Pj[2]	
Sähkön-johtokyky	mS/m	20,8	(4,25)	22,2	(4,87)	44,8	(32,06)	15,1	(5,44)	26,9	(21,14)	16,3	(5,77)	21,7	(9,86)	13,0	(5,46)	14,6	(4,65)
H	µmol/l	346,8	(73,42)	356,8	(90,55)	551,1	(322,28)	147,6	(110,94)	203,6	(200,29)	158,6	(124,01)	382,1	(139,87)	183,7	(71,35)	1,1	(1,03)
NH_4-N	mg/l	0,4	(0,42)	0,1	(0,12)	<0,1	(0,16)	2,4	(2,49)	1,3	(1,19)	0,2	(0,42)	0,3	(0,33)	<0,1	(0,12)	0,1	(0,15)
Ca	"	7,8	(2,87)	5,9	(2,24)	9,1	(9,30)	5,4	(2,53)	14,5	(17,68)	3,3	(1,15)	3,7	(3,02)	1,6	(0,81)	14,5	(4,84)
Mg	"	1,1	(0,39)	1,4	(0,56)	4,8	(4,84)	0,9	(0,34)	2,3	(2,66)	1,2	(0,38)	1,0	(0,79)	0,8	(0,41)	3,6	(1,37)
K	"	4,7	(1,14)	8,1	(1,98)	7,9	(4,73)	9,2	(2,98)	16,2	(15,85)	24,4	(24,95)	9,5	(5,97)	7,4	(3,05)	25,0	(7,32)
Na	"	1,4	(0,43)	1,9	(0,58)	32,8	(30,38)	1,3	(0,36)	3,5	(2,54)	1,1	(0,32)	1,3	(0,93)	0,8	(0,39)	0,6	(0,14)
NO_3-N	"	0,3	(0,39)	< 0,1	(0,12)	<0,1	<(0,01)	0,1	(0,16)	0,1	(0,18)	< 0,1	(0,14)	<0,1	(0,17)	<0,1	<(0,10)	0,1	(0,15)
Cl	"	3,8	(1,74)	4,9	(2,57)	54,3	(63,85)	3,9	(1,33)	9,0	(6,40)	3,0	(1,36)	4,1	(4,76)	2,0	(1,61)	2,0	(1,35)
SO_4-S	"	8,1	(2,74)	6,9	(2,63)	11,0	(8,56)	7,7	(2,82)	16,4	(19,09)	6,8	(2,06)	9,1	(5,85)	4,2	(2,17)	7,2	(4,00)
PO_4-P	µg/l	75,8	(125,67)	73,7	(86,10)	27,9	(22,20)	436,1	(537,75)	964,8	(1206,49)	31,7	(19,28)	70,2	(125,59)	26,1	(9,92)	127,8	(309,29)
Al	"	996,7	(456,16)	860,2	(303,00)	1687,1	(1404,21)	120,9	(83,74)	156,6	(148,24)	137,5	(76,08)	291,4	(244,59)	55,4	(25,30)	21,6	(8,73)
Cd	"	1,1	(0,16)	1,0	<(0,01)	1,0	<(0,01)	1,0	<(0,01)	1,1	(0,18)	1,0	<(0,01)	1,1	(0,22)	1,0	<(0,01)	1,0	(0,12)
Cu	"	3,3	(1,74)	4,2	(2,38)	10,6	(16,74)	3,4	(1,82)	10,4	(4,86)	2,9	(0,98)	2,9	(0,71)	4,7	(2,41)	7,2	(3,90)
Pb	"	18,1	(13,03)	18,4	(13,58)	17,9	(10,26)	18,5	(9,86)	48,1	(56,43)	12,5	<(0,01)	12,5	<(0,01)	15,4	(7,94)	17,0	(8,09)
Zn	"	58,9	(25,54)	85,8	(65,34)	111,6	(84,81)	188,2	(112,26)	208,7	(211,74)	122,3	(64,02)	64,5	(51,36)	41,5	(21,27)	60,8	(18,30)

[1] 1989, vain elokuu-syyskuu, (n=10)
[2] 1989, vain elokuu-syyskuu ja 1990, vain kesäkuu-elokuu, (n=9)

Kaikilla puulajeilla, muutamaa poikkeusta lukuunottamatta (H^+ haapa, NO_3^- kaikki puulajit, NO_3^- mänty, koivu ja haapa – mutta ei kuusi) runkovalunnan ravinnepitoisuudet olivat suuremmat kuin vapaassa sadannassa, mikä osoittaa sadeveden ravinnepitoisuuksien lisääntyvän veden valuessa runkoa pitkin (Nihlgård 1970, Parker 1983). Puulajeista haapa muutti eniten runkovalunnan laatua. Haavan runkovalunnan happamuus oli merkittävästi vähentynyt verrattattuna vapaaseen sadantaan, kun taas K^+ ja Ca^{2+}-pitoisuudet olivat lisääntyneet. Tämä johtunee haavan kuoren neutraloivista ominaisuuksista. Haavan on todettu pidättävän tehokkaasti emäskationeja maasta (Alban 1982). Haapaa ympäröivä kasvillisuus onkin usein poikkeuksellisen rehevää ravinnerikkaan runkovalunnan vaikutuksesta.

Maaveden ravinnepitoisuudet

Maaveden sähkönjohtokyvyn ja ravinnepitoisuuksien keskiarvot kesä-syyskuun ajalta 1989–91 on esitetty taulukossa 5. Tulokset ovat valuma-aluekohtaisia, koska kaikilta näytealoilta ei saatu maavesinäytteitä säännöllisesti. Näytteet, joiden vesimäärä jäi alle 50 ml hylättiin, koska ravinteiden määrän havaittiin vaihtelevan suuresti näytemäärän ollessa pieni (< 50 ml). Maaveden ravinnepitoisuuksien suuri vaihtelu pienissä näytemäärissä johtunee siitä, että maavesikeräintä ympäröivä maa-aines on häiriintynyt keräimen vaikutuksesta (Starr 1985).

Valuma-alueet erosivat merkitsevästi toisistaan kaikkien pääravinteiden suhteen ($p < 0,05$), fosfaattia lukuunottamatta. Pitoisuudet olivat korkeimmat Valkea-Kotisen valuma-alueella. Valuma-alueiden sisällä näytteenottosyvyyksien (15 cm ja 35 cm) välillä merkitsevä ero oli vain: Al (Hietajärvi, Pesosjärvi ja Vuoskojärvi), Mg^{2+} (Pesosjärvi), K^+ (Vuoskojärvi ja Pesosjärvi), Na^+ (Vuoskojärvi), H^+ (Hietajärvi ja Pesosjärvi), ja SO_4^{2-} (Valkea-Kotinen ja Hietajärvi). Valuma-alueiden sisällä ja näytteenottosyvyyksien välillä ei ollut merkitseviä eroja raskasmetallien pitoisuuksissa.

Valkea-Kotisella, Hietajärvellä ja Pesosjärvellä maavettä vallitsivat Ca^{2+} ja SO_4^{2-}, kun taas Vuoskojärvellä Na^+ ja Cl^-. Maavesi ei ollut niin hapanta kuin lehvästösadanta ja runkovalunta, mikä osoittaa veden neutraloituvan suodattuessaan maaperään. Happamimmat maavesinäytteet olivat Vuoskojärvellä, jossa vetyionikonsentraatio muutettuna pH:ksi oli 15 cm syvyydessä 5,0 ja 35 cm syvyydessä 5,1. Vastaavat arvot Valkea-Kotisella olivat 5,2 ja 5,3, Hietajärvellä 5,7 ja 6,3 ja Pesosjärvellä 5,6 ja 6,0.

Maaveden Al-pitoisuus oli yleensä < 1 mg/l. Vuodesta 1991 alkaen näytteistä on määritetty myös DOC (liuennut orgaaninen hiili). DOC-pitoisuus korreloi ($r = 0,69$, $n = 25$) selvästi Al-pitoisuuden ($Al > 0,1$ mg/l) kanssa, mikä osoittaa että maaveden alumiini on pääasiassa orgaanisessa muodossa (myrkytön). Suurin DOC-pitoisuus oli Vuoskojärvellä ($X = 50,2$ mg/l). Alumiinin mobilisaatioon Vuoskojärvellä voi syynä olla orgaanisessa muodossa olevan alumiinin tuotto – mahdollisesti maaperän podsolisoitumisesta johtuen.

Maaveden Ca:Al suhdetta (molaarinen) on käytetty tunnuksena maaperän happamoitumisen mallittamisessa. Suhteen ollessa < 1,0, alumiini voi vaikuttaa haitallisesti puiden kasvuun (Svedrup ym. 1992). Valkea-Kotisella ja Hietajärvellä Ca:Al suhde maavedessä oli > 1,0, mutta Pesosjärven maavesinäytteistä 11 % ja Vuoskojärven näytteistä 15 % alitti tämän arvon. Tuloksia tarkasteltaessa on syytä huomata, että kysymyksessä on ns. kokonaisalumiini eikä vapaa Al^{3+}-ioni. Jos

Taulukko 5. *Maaveden keskimääräinen (±keskihajonta) sähkönjohtokyky ja ravinnepitoisuudet kesä-syyskuussa 1989–1991 eri valuma-alueilla (n = 288).*

		Valkea-Kotinen				Hietajärvi				Pesosjärvi				Vuoskojärvi			
		Näytteenottosyvyys, cm															
		15 (n=17–27)		35 (n=29–42)		15 (n=17–23)		35 (n=6–12)		15 (n=56–62)		35 (n=54–64)		15 (n=57–89)		35 (n=61–104)	
Sähkön-johtokyky	mS/m	7,8	(7,47)	7,3	(5,47)	4,3	(3,36)	3,8	(2,00)	3,7	(2,90)	4,2	(4,54)	4,6	(2,31)	5,1	(4,14)
H	µmol/l	5,5	(5,39)	5,1	(7,40)	2,2	(2,66)	0,5	(0,58)	2,6	(3,95)	1,0	(1,53)	9,4	(9,86)	8,2	(9,33)
NH_4-N	mg/l	<0,1	(0,11)	0,1	(0,14)	<0,1	(0,03)	<0,1	(0,03)	<0,1	(0,06)	<0,1	(0,04)	0,1	(0,18)	0,1	(0,17)
Ca	"	4,4	(3,61)	3,6	(1,32)	1,0	(0,86)	1,1	(0,28)	1,6	(1,09)	1,5	(0,57)	1,5	(0,84)	1,4	(0,88)
Mg	"	1,4	(0,96)	1,5	(0,65)	0,3	(0,37)	0,4	(0,09)	0,7	(0,33)	0,8	(0,33)	0,6	(0,41)	0,6	(0,49)
K	"	3,4	(3,20)	1,9	(1,36)	0,9	(0,87)	0,7	(0,49)	0,7	(0,76)	0,3	(0,44)	0,6	(0,49)	0,4	(0,88)
Na	"	1,3	(1,16)	1,6	(0,71)	1,0	(0,61)	1,1	(0,18)	0,9	(0,36)	1,1	(0,35)	2,6	(1,77)	3,5	(3,14)
NO_3-N	"	<0,1	(0,00)	<0,1	(0,05)	<0,1	(0,12)	<0,1	(0,00)	<0,1	(0,00)	<0,1	<(0,01)	<0,1	(0,01)	<0,1	(0,01)
Cl	"	3,5	(4,64)	2,1	(1,16)	0,9	(0,97)	0,8	(0,24)	1,0	(0,79)	0,9	(0,32)	5,0	(4,84)	5,5	(6,22)
SO_4-S	"	4,8	(2,32)	3,7	(1,42)	0,9	(0,46)	0,5	(0,21)	1,2	(0,89)	1,2	(0,51)	1,0	(0,47)	1,1	(0,63)
PO_4-P	µg/l	20	(0,0)	53	(162,0)	25	(24,0)	20	(0,0)	30	(69,0)	24	(28,0)	24	(28,0)	22	(18,0)
Al	"	149,3	(166,75)	265,0	(319,00)	43,7	(39,93)	18,1	(7,28)	221,8	(322,31)	61,8	(298,89)	531,7	(676,55)	300,0	(597,42)
Cd	"	1,1	(0,35)	1,1	(0,31)	1,1	(0,35)	1,1	(0,35)	1,1	(0,44)	1,1	(0,24)	1,1	(0,28)	1,1	(0,33)
Cu	"	3,7	(4,18)	3,4	(2,52)	3,0	(1,30)	3,8	(1,68)	3,0	(1,56)	3,5	(3,91)	4,3	(4,11)	4,3	(4,29)
Pb	"	15,7	(8,39)	14,8	(6,26)	14,1	(5,40)	20,1	(12,54)	14,2	(6,73)	16,0	(8,33)	17,8	(11,64)	15,4	(8,79)
Zn	"	29,1	(18,68)	21,5	(17,41)	5,2	(2,25)	6,0	(3,59)	8,8	(8,12)	9,2	(9,82)	21,5	(24,60)	29,2	(50,64)

Ca:Al suhdetta laskettaessa käytettäisiin nimenomaan Al^{3+}-pitoisuutta, olisi suhteen arvo korkeampi (Lindroos 1992). Todettakoon, että ekologit ja kasvifysiologit ovat kyseenalaistaneet Ca:Al suhteen 1,0 kynnysarvon käytön ylipäätänsä (Högberg ja Jensen 1994).

Johtopäätökset

Sadeveden määrällä oli ratkaiseva merkitys lehvästösadannan ja runkovalunnan määrään. Vesimäärä vaihteli kuitenkin myös metsikön rakenteen ja puulajiston mukaan. Mäntyvaltaisissa metsiköissä runkovalunnan osuus vapaasta sadannasta oli suurin, sekapuustoisissa ja kuusivaltaisissa metsiköissä keskimäärin 70–80 %. Runkovalunnan osuus vapaasta sadannasta oli pieni (< 0,4 %), siitä huolimatta runkovalunnan määrä yksittäissä runkovaluntapuissa oli ajoittain huomattava, esimerkiksi Vuoskojärvellä mitattiin > 10 l runkovaluntamäärä 12 tunnin aikana.

Typpeä lukuunottamatta lehvästösadannan ravinnepitoisuudet olivat korkeammat kuin vapaan sadannan. Latvuston vaikutuksen lisäksi myös latvustossa elävillä mikrobeilla ja epifyyteillä voi olla merkittävä vaikutus latvuston lävitse kulkeutuvan sadannan laatuun (Tarrant ym. 1968, Edmonds 1991). Ravinteiden pitoisuudet olivat runkovalunnassa korkeammat kuin lehvästösadannassa. Latvuston merkitys sadantaan vaihteli metsikön rakenteen ja puulajiston mukaan. Myös lehtien kasvaminen ja kellastuminen, vaikutti lehtipuiden sadantaan. Meren läheisyyden vaikutus Vuoskojärven lehvästösadantaan, runkovaluntaan ja maaveteen oli selvä. Talven aikana latvustoon kerääntyneet merisuolat huuhtoutuivat keväällä pois, mikä heijastui metsikkösadannan huomattavina Cl- ja Na^+ pitoisuuksina erityisesti keväällä.

Kasvillisuuden lävitse metsämaahan tulevan sadeveden koostumus muuttui edelleen veden imeytyessä maaperään. Maaperässä maaveden ravinnepitoisuudet muuttuivat paitsi kationinvaihdon ja adsorption vaikutuksesta niin myös mineraalien liukenemisen ja rapautumisen sekä orgaanisen aineksen mineralisoitumisen myötä. Maaveden kemia kuvastaakin imeytyvän veden ja fysikaalisten ominaisuuksien vuorovaikutusta.

Maavesi-osaohjelman toteuttaminen osoittautui hankalaksi, koska usein, etenkin Hietajärven valuma-alueelta, näytettä ei saatu. Maavesinäytteenoton epäonnistuminen saattoi johtua keräinten asentamisen ongelmista (esim. huono kontakti keräimen ja maa-aineksen välillä), vuodoista alipainesysteemissä, tai yksinkertaisesti käytetty alipaine oli liian pieni keräintä ympäröivän maaveden irrottamiseen (kesän aikana). Vähäinen maavesinäytteiden lukumäärä vaikeutti aineiston käsittelyä ja tulosten esittämistä. Myöhemmin maaveden näytteenottosysteemiä on pyritty parantamaan.

Kirjallisuus

Alban, D.H. 1982. Effects of nutrient accumulation by aspen; spruce, and pine on soil properties. Soil Science Society of America Journal 46: 853–861.

EDC. 1992. Pilot Programme on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems. Evaluation of Integrated Montoring in Terrestrial Reference Areas of Europe and North America, Environment Data Centre, Helsinki. 60 s.

EDC. 1993. Manual for Integrated Monitoring. Programme Phase 1993–1996. Environment Data Cent-

re, National Board of Waters and the Environment, Helsinki, 1993. 114 s.
Edmonds, R.L., Thomas, T.B. & Rhodes, J.J. 1991. Canopy and soil modification of precipitation chemistry in a temperate rain forest. Soil Science Society of America Journal 55: 1685–1693.
Ferin-Westerholm, P., Bergström, I. & Mäkelä, K. (toim.). 1992. Tuloksia Suomen Ympäristön Yhdennetystä Seuranta kausilta 1989/90 ja 1990/91. Vesi- ja ympäristöhallituksen Monistesarja 393, 48 s. .
Helmisaari, H-S. & Mälkönen, E. 1989. Acidity and nutrient content of throughfall and soil leachate in three Pinus sylvestris stands. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 13–28.
Hyvärinen, A. 1990. Deposition on forest soils – Effects of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Kenttämies, K. & Anttila, P. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 199–213.
Högberg, P. & Jensén, P. 1994. Aluminium and uptake of base cations by tree roots: A critique of the model proposed by Svedrup et al. Water, Air, and Soil Pollution 74: 121–125.
Juntto, S. 1991. Ympäristön yhdennetty seuranta: Laskeuman laatu 1990. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto, Helsinki. 33 s.
Karlsson, V. 1990. Yhdennetty ympäristön seuranta: Laskeuman laatu 1989. Yhdennetyn ympäristön seurannan raportti n:o 9. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto, Helsinki. 17 s.
Leinonen, L. & Juntto, S. (toim.). 1992. Ilmanlaatumittauksia – Air Quality Measurements 1991. Ilmanlaatumittauksia. Ilmatieteen laitos – Finnish Meterological Institute, Helsinki.
Lindroos, A-J. 1992. Percolation water quality on the ion-balance monitoring plots of the Lapland Forest Damage Project in the 1990 and 1991 growing seasons. University of Lapland, Artic Centre Publications 4: 304–306.
Nihlgård, B. 1970. Precipitation, its chemical composition and effects on soil water in a beech and spruce forest in south Sweden. Oikos 21: 208–217.
Novo, A., Buffoni, A. & Tita, M. 1992. Rain and throughfall chemistry in a Norway spruce forest in the Western Prealps. Environmental Pollution 75: 199–208.
Parker, G.G. 1983. Throughfall and stemflow in the forest nutrient cycle. Advances in Ecological Research 13: 58–133.
Starr, M.R. 1985. Variation in the quality of tension lysimeter soil water samples from a Finnish forest soil. Soil Science 140: 453–461.
Svedrup, H., Warfvinge, P., & Rosén, K. 1992. A model for the impact of soil solution Ca:Al ratio, soil moisture and temperature on tree base cation uptake. Water, Air, and Soil Pollution 61: 365–383.
Tarrant, R.F., Lu, K.U., Bollen, W.B. & Chen, C.S. 1968. Nutrient cycling by throughfall and stemflow precipitation in three coastal Oregon forest types. Pacific Northwest Forest & Range Experiment Station, Portland, Oregon. U.S.D.A., Forest Service Research Paper PNW-54. 7 s.
Ukonmaanaho, L. 1992. Ympäristön yhdennetty seuranta (YYS): Näytteiden käsittely ja analyysiohjeet. Käsikirja. 17 s.

Yhteenveto

Eino Mälkönen, Heljä-Sisko Helmisaari, Eeva-Liisa Jukola-Sulonen, Pekka Niemelä, Hannu Raitio ja Erkki Tomppo

Suomessa on monipuolinen metsien elinvoimaisuuden seurantajärjestelmä, joka koostuu metsien terveydentilan tutkimusohjelman valtakunnallisissa hankkeissa määräajoin toistettavista inventointitutkimuksista. Näissä tutkimuksissa käytetään hyväksi systemaattiseen otantaan perustuvaa pysyvää näytealaverkkoa ja sillä tehtävät tutkimukset koskevat maaperän ominaisuuksia, puuston elinvoimaisuutta sekä aluskasvillisuuden lajien ja epifyyttijäkälien esiintymistä ja runsaussuhteita.

Riskialueiksi arvioiduilla alueilla, kuten Kaakkois-Suomessa, maamme länsirannikolla ja Lapissa selvitetään metsien elinvoimaisuutta laajoissa alueellisissa tutkimushankkeissa.

Metsien elinvoimaisuuteen vaikuttavia tekijöitä ja ilmenneiden metsävaurioiden syy-yhteyksiä tutkitaan solutasolta ekosysteemitasolle. Tutkimushankkeet ovat poikkeuksetta yhteistutkimuksia koti- tai ulkomaisten tutkijaryhmien kanssa.

Maassamme on tehty vuosittain valtakunnallinen metsien elinvoimaisuuden arviointi kansainvälisesti sovituin menetelmin vuodesta 1986 lähtien. Näin muodostuneen aikasarjan perusteella on voitu tarkastella metsien elinvoimaisuudessa ilmennyttä vaihtelua ja metsävaurioiden esiintymisen riippuvuutta paikallisesta, mallilaskelmin arvioidusta kuormituksesta. Puuston yleiskuntoa ilmentävä harsuuntuminen johtuu Suomessa pääasiassa puuston ikääntymisestä sekä erilaisista, puille epäedullisista ilmasto- ja säätekijöistä. Paikallisesti, esimerkiksi taajamissa ja päästölähteiden lähiympäristössä, ilman epäpuhtaudet voivat olla pääasiallisia syitä puiden harsuuntumiseen. Eteläisessä Suomessa kotimaisista päästöistä lasketun paikallisen rikki- ja typpilaskeuman ja männyn neulaskadon (v. 1993) välillä havaittiin yhteisvaihtelua. Rikin kokonaislaskeuma ei kuitenkaan korreloinut männyn eikä kuusen harsuuntumisen kanssa.

Valtakunnan metsien inventoinnissa (VMI8, joka on edennyt läpi maan v. 1985–1994) on kerätty laaja ja edustava tuhoaineisto. Se antaa monipuolista tietoa metsiköiden tilaan ja kehitykseen vaikuttavista tuhoista. Tämän inventoinnin mukaan Etelä-Suomen metsissä oli ajanjaksolla 1986–1992 täydellisiä tuhoja 0,3, vakavia tuhoja 1,9, muita metsikön laatua alentavia tuhoja 11,2 ja lieviä tuhoja 16,7 %:lla metsämaan alasta (11,5 milj. ha). Havaituista tuhoista jäi inventoinnissa tunnistamatta 19 %. Yli puolet tunnistetuista tuhoista oli erilaisia sienitauteja. Näillä tuhoilla voi olla huomattava vaikutus yksittäisten harsuuntuneiden puiden elinvoimaan. Harsuuntuneissa männyissä korostui bioottisten tuho-

jen suuri osuus, harsuuntuneissa kuusissa vastaavasti tunnistamattomien tuhojen osuus.

Epifyyttijäkälät kuvaavat herkästi metsiin kohdistuvaa kuormitusta. Epifyytijäkälälajisto ja varsinkin naavamaisten jäkälien osuus on Etelä-Suomessa alhaisempi kuin Pohjois-Suomessa johtuen ilmeisesti vallitsevasta kuormituksesta. Aluskasvillisuuden lajien kokonaispeittävyydessä, lajisuhteissa ja -määrissä raskasmetallikuormituksen seurauksena tapahtuvista muutoksista on saatu tuloksia Harjavallan ympäristöstä.

Maaperän viljavuuden muutokset ja happamoituminen ilmenevät melko hitaasti, eikä niitä ole tunnistettavissa yhtä nopeasti kuin kasvillisuuden muutoksia. Seurannan pysyviltä näytealoilta määritetyt maaperätunnukset kuvastavat kuitenkin metsämaan viljavuuden alueellisia ominaispiirteitä, joten ne parantavat mahdollisuuksia analysoida entistä monipuolisemmin metsien elinvoimaisuuteen vaikuttavia tekijöitä.

Neulasanalyysitutkimuksen mukaan typen ja fosforin puutos oli varsin yleistä kangasmetsissämme. Hivenravinteista boorin puutos oli yleisintä. Männyn neulasten typpi- ja rikkipitoisuudet kuvastivat paremmin typpi- ja rikkilaskeuman alueellisia eroja kuin kuusen neulaset.

Alueelliset tutkimukset metsien kunnosta osoittavat luontaisten stressitekijöiden suuren merkityksen metsien kunnolle. Metsien elinvoimaisuuteen vaikuttavat hyvin monet eri tekijät (mm. maaperän ravinteisuus, ilmasto- ja säätekijät, metsien rakenne sekä ilman epäpuhtaudet), joiden yhteisvaikutukset ovat erilaisia maamme eri osissa. Alueellisten hankkeiden ansiosta käsitys metsiemme kunnosta on olennaisesti tarkentunut. Itä-Lapin metsävaurioprojektin tuottamien tulosten mukaan Suomen Lappi kuuluu Kuolan saastepäästöjen vaikutuspiiriin. Selvimmin vaikutus ilmenee Inarin Lapissa ja Sallan pohjoisosissa. Suomen puolella vaikutukset eivät kuitenkaan ole silmin näkyviä, vaan ne ilmenevät metsäekosysteemin herkimmissä osissa herkimpiä tutkimusmenetelmiä käytettäessä. Yhteyttä Kuolan saastepäästöjen ja Suomen Lapissa viime vuosikymmenen lopulla ilmenneiden puustovaurioiden välillä ei tutkimuksissa ole todettu.

Kaakkois-Suomea pidetään lähialueilta kulkeutuvan kuormituksen vuoksi yhtenä riskialueena. Männiköiden terveydentila Karjalan kannaksella on yleisesti ottaen heikompi kuin Kaakkois-Suomessa. Tulokset selittynevät usean eri tekijän yhteisvaikutuksista. Venäjän puolella männiköt ovat eri-ikäisrakenteisia, tiheitä ja harventamattomia ja niissä on runsaasti kuolevia tai lahoavia puita. Kuolevat puut luovat hyvät edellytykset mm. erilaisten hyönteisten lisääntymiselle. Toisaalta suhteellisen korkea ilman epäpuhtauksien laskeuma on saattanut alentaa puiden vastustuskykyä Karjalan kannaksella ja Kaakkois-Suomen eteläosissa.

Pohjanlahden rannikko ja Merenkurkun saaristo ovat omaleimaisia alueita niin maaperän ominaisuuksien, ilmasto- ja sääolojen kuin ihmisen toiminnasta metsille aiheutuneiden rasitusten osalta. Merenkurkun rannikon ja saariston kuusikoiden heikkoa elinvoimaisuutta aiemmin tarkasteltaessa ei ilmeisesti ole kiinnitetty riittävästi huomiota luontaisesti vallitseviin, kuuselle epäedullisiin kasvupaikkatekijöihin. Sama koskee myös Satakunnan karujen kankaiden männiköitä

Useimmat tutkimusohjelman hankkeet, joissa selvitetään ilman epäpuhtauksien vaikutuksia metsäekosysteemin toimintoihin, ovat vielä aineiston

keruuvaiheessa, joten niissä tulosten tarkastelu on tähän saakka ollut niukkaa.

Altistuskokeiden avulla lisätään tietämystä eri haittatekijöiden – niin luontaisten kuin ilman epäpuhtauksien – vaikutuksista neulasten solurakenteeseen. Vastaavasti neulasten solurakennetta tutkitaan metsiköissä, joissa muilla menetelmillä tutkitaan ekosysteemin toimintaa. Tällöin on mahdollista selvittää, miten havaitut rakennemuutokset vaikuttavat puiden kuntoon ja elintoimintoihin.

Ekosysteemitutkimukset ovat tuottaneet merkityksellistä tietoa etenkin raskasmetallien maaperässä aiheuttamien muutosten ja metsävaurioiden välisistä suhteista. Voimakas raskasmetallilaskeuma vaikuttaa ekosysteemiin erityisesti maaperän kautta vähentäen maan mikrobistoa ja eläimistöä ja edelleen hajotustoimintaa. Hajotustoiminnan väheneminen ja raskasmetallien ylimäärä maassa aiheuttaa kasveille ravinnepuutoksia. Raskasmetallipäästöjen vähentäminen vaikuttaa metsäympäristössä ilmeisesti vasta pitkällä aikaviiveellä, koska raskasmetallit viipyvät kauan maaperässä.

Maanparannusaineilla ja hidasliukoisilla lannoitteilla on mahdollista edistää metsäekosysteemien elinvoimaisuutta ja toipumista. Näiden ns. kunnostuslannoitusten tavoitteena on myös vahvistaa puiden kykyä kestää erilaisia tuhoja. Kokeissa käytetyillä ravinnelisäyksillä voitiin lisätä puiden toipumiskykyä ja lannoituksen tuhoriskiä lisäävä vaikutus näyttäisi suhteellisen vähäiseltä.

Kasveille käyttökelpoinen typpi on useimmiten metsiemme kasvun minimitekijä, mutta typpilaskeuma voi johtaa pitkällä aikavälillä epätasapainoiseen ravinnetilaan. Typen sitoutumista ja mineralisaatiota sääteleviä prosesseja mitataan erityisesti metsikön uudistamisvaiheessa, jolloin edellytykset nitraattitypen huuhtoutumiselle ovat suurimmat. Mittausten mukaan typpilisäys muuttaa maan mikrobistoa ja hidastaa hiilen, mutta nopeuttaa typen mineralisaatiota.

Tutkimusohjelman eri hankkeista saatavat tulokset lisäävät lähivuosina huomattavasti tietämystämme metsävaurioiden ilmenemisestä ja syy-yhteyksistä meillä vallitsevissa oloissa. Vaikka ilman epäpuhtauksien kuormitus on viime vuosikymmenen aikana vähentynyt ilmansuojelutoimenpiteiden ansiosta, päästöjen vähentäminen varsinkin lähialueilla on edelleen välttämätön tavoite.

Etukansi: Mäntymetsää Padasjoella. Kuva: METLA Erkki Oksanen

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527
ISBN 951-40-1394-8 ISSN 0358-4283

Tätä julkaisua myy METLA, Julkaisutilaukset
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki

Clever Boys Oy 1994