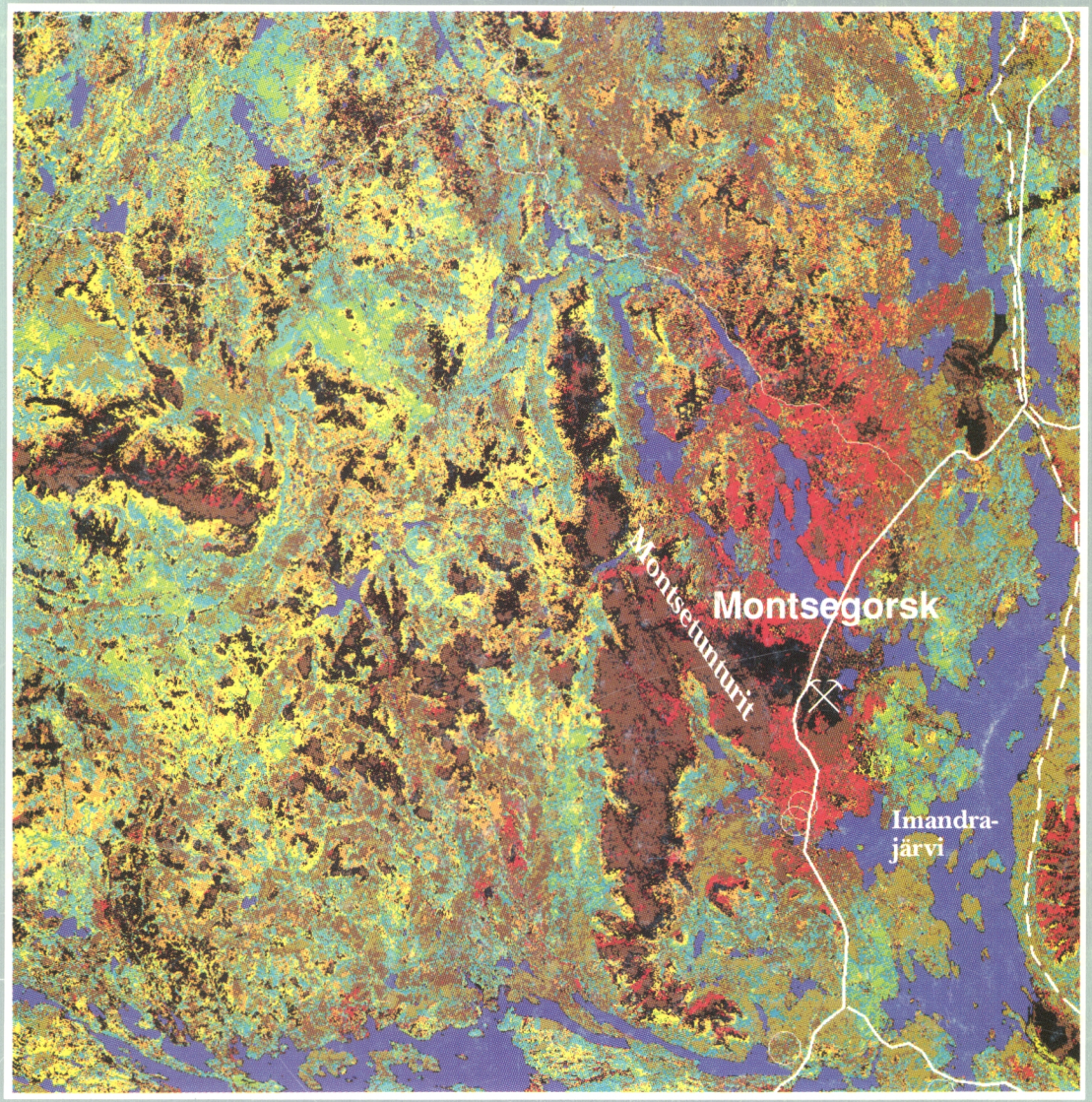


ITÄ-LAPIN METSÄVAURIOPROJEKTIN VÄLIRAPORTTI

The Lapland Forest Damage Project Interim report

Heikki Kauhanen & Martti Varmola (toim.)

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413
Research Papers 413

Metsäntutkimuslaitos
Rovaniemen tutkimusasema
PL 16
96301 Rovaniemi
puh. 960-336 411

The Finnish Forest Research Institute
Rovaniemi Research Station
P.O.Box 16
SF-96301 Rovaniemi, Finland
tel. +358-60-336 411

Kansi, Cover:
Satelliittikuvatulkinta Montsegorskin ympäristöstä.
Punainen väri kuvaa metsäkuolema-aluetta.
Tulkinta: Kari Mikkola & Aulis Ritari

Lapin Painotuote Oy
Kemijärvi 1992

METSÄNTUTKIMUSLAITOS
27-07-1992
Metsänkasvatuksen
tutkimusosasto

ITÄ-LAPIN METSÄVAURIOPROJEKTIN VÄLIRAPORTTI

The Lapland Forest Damage Project Interim report

Heikki Kauhanen & Martti Varmola
(toim.)

Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
The Finnish Forest Research Institute,
Rovaniemi Research Station
Rovaniemi 1992

Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413
Research Papers 413

Kauhanen, Heikki & Varmola, Martti. 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin väliraportti. Abstract: The Lapland Forest Damage Project, Interim report. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 413. 266 s. ISBN 951-40-1217-8 , ISSN 0358-4283.

Raportissa esitetään Itä-Lapin metsävaurioprojektin alkuvaiheen tuloksia. Tutkimuksissa on selvitetty eri tieteenalojen menetelmin Kuolasta leviävien ilmansaasteiden vaikutuksia Lapin metsäluontoon. Vaikutusten jäljittämisessä on käytetty sekä gradienttimenetelmää että kokeellista tutkimusta. Päästölähteen ympärillä oleva vaurioalue on rajattu satelliittikuvatulkintana. Kuvaus projektista ja Kuolan päästöistä sekä koealajärjestelmä esitetään kahdessa ensimmäisessä artikkelissa. Loput 23 artikkelia esittelevät osaprojektien tuloksia.

Avainsanat: ilmansaasteet, metsävaurio, Kuolan niemimaa

The report presents the first results of the Lapland Forest Damage Project. The effects of the industrial emissions from the Kola Peninsula on the forests in Lapland have been studied using methods of different disciplines. Gradient analysis and experimental studies have been used for finding out the pollutant effects. The forest destruction area around the pollutant source has been delineated by means of satellite image analysis. The project, Kola emissions and layout of the sample plots are presented in the first two articles. Results of the sub-projects are presented in the following 23 articles.

Keywords: air pollutants, forest damage, Kola Peninsula

Kirjoittajien yhteystiedot: Kauhanen, Heikki & Varmola, Martti, Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi (puh. 960-336 411).

Julkaisija: Metsäntutkimuslaitos, Hanke 3092. Hyväksynyt: Tutkimusaseman varajohtaja Timo Penttilä.

Jakaja: Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema, PL 16, 96301 Rovaniemi.

ISBN 951-40-1217-8
ISSN 0358-4283

Lapin Painotuote Oy
Kemijärvi, 1992

Sisällys

Lukijalle 5

Heikki Kauhanen: Itä-Lapin metsävaurioprojekti ja Kuolan päästöt 6

Kari Mikkola & Pekka Nöjd: Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä.... 13

Jaakko Jurvelin, Risto Hillamo & Aki Virkkula: Ensimmäisiä ilmanlaadun mittaustuloksia Kirakkajärveltä 18

John Derome, Vyacheslav Nikonov, Kaarina Niska, Antti-Jussi Lindroos & Pekka Välikangas: Lumipeitteen laatu Suomen Lapissa ja Kuolan niemimaan länsiosassa maaliskuussa 1991. 25

John Derome, Antti-Jussi Lindroos, Kaarina Niska & Pekka Välikangas: Kokonaislaskeuma Lapissa vuonna 1990-1991. 39

Antti-Jussi Lindroos, John Derome, Kaarina Niska & Pekka Välikangas: Sadeveden laadun muuttuminen Lapin maaperässä kasvukaudella 1990 49

Matti Kontio, Eelis Pulkkinen & Marja Liisa Räisänen: Lapin maaperän ravinteisuus ja happamoitumisherkkyys geologian ja geokemian kannalta... 61

Henry Väre, Rauni Ohtonen, Ulla Ahonen-Jonnarth, Anna Mari Markkola & Oili Tarvainen: Mäntykankaiden sienijuuret, mikrobit ja sienet Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla 73

Maija Salemaa, Martti Lindgren & Eeva-Liisa Jukola-Sulonen: Mäntymetsien elinvoimaisuus eri etäisyyksillä Kuolan päästölähteistä..... 89

Timo Helle & Ilpo Kojola: Harmaaporonjäkälän kasvunvaihtelu Itä-Fennoskandiassa 106

Sari Tarhanen, Jari Oksanen & Toini Holopainen: Kaarnajäkälien kalvonvuototestit ja hienorakenne Kuolan päästöjen vaikutusten kuvaajina..... 115

Jarmo Poikolainen: Männyn kaarnan sähkönjohtokyky ja pH Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla..... 128

Satu Huttunen, Sinikka Tikkinen, Jaana Bäck, Jukka Lamppu & Sirkku Manninen: Ilman rikkidioksidipitoisuudet, puiden vaurio-oireet ja luppojen rikkikertymät..... 136

Hannu Raitio: Männyn neulasten kemiallinen koostumus Montsegorskin teollisuusalueella..... 142

Marja-Liisa Sutinen: Ilman epäpuhtauksien vaikutus (*Pinus sylvestris* L.) neulasten pakkaskestävyyden vuodenaikaiseen vaihteluun Lapissa ja Kuolassa 150

Jaana Bäck, Minna Turunen & Satu Huttunen: Neulasvaurioiden tutkimus Itä-Lapin metsävaurioprojektissa 165

Marja Roitto & Satu Huttunen: Männyn neulasten SOD-aktiivisuus Itä-Lapin koelinjoilla 171

Kirsti Airaksinen, Sirpa Kärenlampi, Harri Kokko & Anu Miettinen: Stressiproteiinit otsonialtistetuissa kuusen taimissa 177

Seppo Neuvonen, Tarmo Virtanen, Hanna Ranta & Ari Nikula: Rikki- ja raskasmetallilaskeuman sekä typpilannoituksen vaikutus männyn tuholais- ja tautialttiuteen 186

Tuija Honkanen, Erkki Haukioja & Janne Suomela: Kokeellisen neulaspoiston vaikutus männyn kasvuun Itä- ja Keski-Lapissa 194

Pekka Nöjd: Männyn kasvunvaihtelu Itä-Lapin metsävaurioprojektin eteläisillä koealalinjoilla - alustavia tuloksia 206

Risto Jalkanen & Juha Kaitera: Versosurma Itä-Lapissa 215

Eero Mattila: Satelliitin rekisteröimän spektrisen informaation käyttömahdollisuudet metsävauriokartoituksessa 227

Kari Mikkola & Aulis Ritari: Montsegorskin alueen metsävauriot - alustava satelliittikuvatulkinta 244

Pertti Hari & Tapio Linkosalo: Puusto- ja maamallin kytkentä 260

Heikki Kauhanen, Kari Mikkola & Martti Varmola: Yhteenveto 267

Lukijalle

Kuolan sulatot ovat jo vuosikymmenien ajan saastuttaneet pohjoista luontoa. Suomen Lappikin on saanut osansa niiden päästöistä, lähinnä rikistä ja raskasmetalleista. Julkisuuteen Kuolan päästöt tulivat vasta viitisen vuotta sitten. Kun samoihin aikoihin Lapista löytyi huonokuntoisia metsiä, alettiin Kuolan päästöjä epäillä vaurioiden aiheuttajaksi. Huoli Lapin metsistä synnytti ilmansaasteiden ja metsävaurioiden välisiä suhteita selvittävän tutkimuksen tarpeen.

Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusaseman myötävaikutuksella perustettiin vuonna 1989 Itä-Lapin metsävaurioprojekti tavoitteena selvittää Kuolan saasteiden vaikutuksia Lapin metsiin. Tutkimuksen rahoittajaksi ryhtyi maa- ja metsätalousministeriö. Monitahoisen ongelman ratkaisuun on pureuduttu eri alojen asiantuntijoiden yhteisvoimin. Projektissa työskentelee noin 60 tutkijaa; venäläisten tutkijoiden mukanaolo on olennainen osa yhteistyötä.

Projektin alkuvaiheessa Kuolan saasteiden aiheuttamista vaurioista ei Suomessa ollut käytettävissä tutkittua tietoa juuri lainkaan. Venäläisten jo 1970-luvulla aloittamista tutkimuksista ei ollut tihkunut tietoja länteen. Niinpä alussa oli tyytyminen Kuolassa vierailleiden toimittajien, poliitikkojen ja tutkijoiden omakohtaisiin havaintoihin pohjautuviin tietoihin.

Nykyään on tilanne paljon parempi. Itä-Lapin metsävaurioprojektin tähänastisista tutkimuksista esitetään tässä raportissa tuloksia. Kuva Kuolan saasteiden vaikutuksista Lapin metsiin alkaa hahmottua. Tulokset osoittavat, että Kuolan päästöillä on vaikutuksia Lapin ilmanlaatuun ja metsäluontoon. Ilmansaasteiden haitat ilmenevät selvimmin metsän herkimmissä osissa kuten jäkälissä. Tässä raportissa esitetyt tulokset täydentävät merkittävällä tavalla norjalaisten ja venäläisten tutkimustuloksia.

Tutkimusta tarvitaan edelleen niin syy-seuraussuhteiden selvittämisessä kuin ekosysteemissä tapahtuvien muutosten seurannassakin. Vaikka tilanne ei ole vielä hälyttävä Suomen puolella, luonnossa voi tapahtua yllättäviäkin muutoksia. Emme vielä tiedä, miten laajalla alueella tikittää kemiallinen aikapommi. Kuolan rintamalta tarvitaan yhä uutta tietoa. Sitä tuottaa omalta osaltaan Itä-Lapin metsävaurioprojekti jatkuessaan vielä runsaat kaksi vuotta.

Lämpimät kiitokset Tuija Katermaalle ja Marja-Lea Lahdelle korvaamattomasta avusta raportin tekstinkäsittelyssä ja taitossa.

Heikki Kauhanen Martti Varmola

Itä-Lapin metsävaurioprojekti ja Kuolan päästöt

Heikki Kauhanen
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: The Lapland Forest Damage Project and pollutant emissions of the Kola Peninsula

Forest decline symptoms found in Lapland and information of the massive pollution in the Kola Peninsula, revealed in late 1980's created demands for intensifying forest research related to air pollution. In 1989, the Finnish Forest Research Institute established the Lapland Forest Damage Project. It is a Fenno-Russian multidisciplinary effort to determine the effects of Kola emissions on the health of the forests in Lapland.

A major part of the SO^2 emissions in the Kola Peninsula originates from two big non-ferrous smelting concerns, Pechenganikel in Nikel-Zapoljarnyi and Severonikel in Monchegorsk. Total SO^2 emissions of these two point-sources average 500 000 tons per year. Acidic deposition combined with heavy metal deposition has caused serious destruction of forests around the smelters. Signs of disturbances related to Kola pollutants have been observed in a larger circle extending to Norway and Finland.

Tausta

Lapissa ilmeni 1980-luvulla metsien kunnon heikkenemistä enteileviä oireita. Vuonna 1987 esiintyi laajalla alueella neulaskatoa ja pian sen jälkeen löytyi Sallasta versosyövän vaurioittamia metsiköitä. ILME-tutkimus osoitti, että harsuuntuminen ja herkkien jäkälien väheneminen vaivasivat Lapinkin metsiä (Jukola-Sulonen 1989, Helle ym. 1990). Sammalten ja jäkälien kohonneet raskasmetallipitoisuudet vahvistivat epäilyt siitä, että Kuolan saasteiden vaikutusalue ulottuu Suomen puolelle (Rühling ym. 1987, Kubin 1989).

Erityistä huolta Lapin ilman puhtauden ja metsien terveyden puolesta aiheuttivat tiedot Kuolan teollisuuden ja sen aiheuttamien päästöjen mittasuhteista. Niistä saatiin ensimmäisiä tietoja vuonna 1988, kun glasnost mahdollisti toimittajien ja ministerien vierailut Kuolan teollisuusalueille. Pian sen jälkeen julkaistu raportti Neuvostoliiton ympäristön tilasta vahvisti tiedot Kuolan ympäristöongelmista (Report on the state of the environment in the USSR 1988).

Lapin metsävaurioiden syyt ja Kuolan alueelta leviävien saasteiden mahdolliset vaikutukset Lapin metsiin synnyttivät valtakunnallisesti merkittävän ongelman. Koska aiheesta oli paikallisiin olosuhteisiin soveltuvaa tutkimustietoa niukasti, tarvittiin erityistä, metsävaurioiden syihin ja ilman epäpuhtauksiin kohdistuvaa tutkimusta. Metsäntutkimuslaitos vastasi haasteeseen ja perusti vuonna 1989 Itä-Lapin metsävaurioprojektin.

Tässä artikkelissa esitellään Itä-Lapin metsävaurioprojekti, tarkastellaan Kuolan sulattojen päästöjä lähivaikutuksineen ja arvioidaan lähitulevaisuuden näkymiä vireillä olevien suunnitelmien pohjalta.

Tavoitteet

Itä-Lapin metsävaurioprojektin päätavoitteena on selvittää Kuolan teollisuuspäästöjen vaikutus Lapin metsien elinvoimaan ja terveydentilaan. Toisena tavoitteena on edistää pohjoiseen havumetsään kohdistuvaa perustutkimusta. Kolmantena tehtävänä on vertailla ja luokitella Kuolan alueen ja Suomen Lapin kasvillisuusvaurioita sekä rajata päästöjen aiheuttamat vaurioalueet.

Monitieteistä yhteistyötä

Ilman epäpuhtauksien käyttäytyminen luonnossa ja niiden kasvillisuusvaikutukset yhdessä luonnon omien rasitustekijöiden kanssa muodostavat monimutkaisen ongelmakokonaisuuden. Metsien kuntoon ja terveyteen vaikuttavat monet tekijät kuten ilmasto, maaperä, sienitaudit, tuhohyönteiset, metsien käsittely ja ilman epäpuhtaudet. Vaurioiden ilmeneminen on yleensä monen tekijän yhteisvaikutuksen tulosta. Eri tekijöiden välisistä suhteista ja toisaalta yksittäisen tekijän vaikutuksesta on vaikea saada tietoa, ja tutkimus vaatii ongelman tarkastelua monesta näkökulmasta.

Itä-Lapin metsävaurioprojektille asetettujen tavoitteiden saavuttaminen edellyttää eri alojen asiantuntemusta ja erilaisten tutkimusmenetelmien käyttöä. Siksi ongelmiin etsitään ratkaisuja yhteistutkimuksella, johon osallistuu noin 60 tutkijaa kymmenestä kotimaisesta ja neljästä venäläisestä laitoksesta. Suomalaista osapuolta edustavat Metsäntutkimuslaitos, Arktinen keskus, Geologian tutkimuskeskus, Ilmatieteen laitos, Lapin vesi- ja ympäristöpiiri sekä Helsingin, Joensuun, Kuopion, Oulun ja Turun yliopistot. Venäläisiä tutkijoita on mukana Kuolan tiedekeskuksesta, Lapin luonnonpuistosta, Arkangelin metsäinstituutista ja Karjalan metsäntutkimuslaitoksesta. Projektia koordinoi Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusasema, ja sen päärahoittaja on maa- ja metsätalousministeriö.

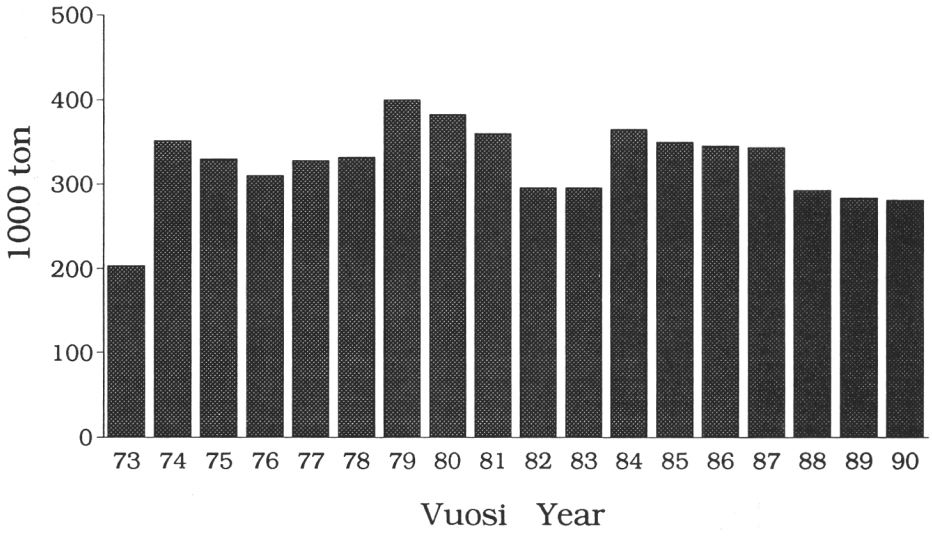
Itä-Lapin metsävaurioprojektissa tehdään vaurioiden syihin pureutuvaa diagnostista tutkimusta, alueellista kartoitusta, muutosten seurantaa ja laaditaan kehitysennusteita. Tutkimuksen piiriin sisältyvät ilmanlaatu, laskeuma, ilmasto- ja maaperätekijät, mykorritsat, jäkälät, sammalet, patogeenit, puiden kunto ja kasvu, neulaskemia, neulasten soluvauriot, vaurioiden alueellisuus ja eri päästötasojen metsävaikutukset (Tikkanen & Mikkola 1991). Tutkimusalueena on koko Lappi, osa Kuolan niemimaasta ja Paatsjoen laakso. Valtaosa mittauksista ja näytteidenkeruusta on keskitetty Montsegorskista ja Nikelistä länteen suuntautuville gradienttilinjoille. Koealamenetelmä on lähemmin kuvattu Mikkolan & Nöjdin (1992) artikkelissa.

Kuolan päästöt

Kuolan niemimaan länsiosassa, verraten lähellä Suomen rajaa, on kaksi suurta teollisuuskeskusta, Nikel-Zapoljarnyi ja Montsegorsk. Näillä paikkakunnilla sijaitsevat Kuolan tärkeimmät vuoriteollisuusyksiköt, Nikel-Norilsk-yhtymään kuuluvat nikkelisulatot: Severonikel Montsegorskissa ja Petsenganikel Nikelissä ja Zapoljarnyissä. Nikelistä on Suomen rajalle noin 40 km ja Montsegorskista noin 120 km.

Vanhentuneen teknologian vuoksi Kuolan teollisuuslaitosten päästöt ovat aiheuttaneet huomattavan ympäristöongelman. Alueen suurimmat päästölähteet ovat edellä mainitut nikkelisulatot. Niiden savukaasut sisältävät suuria määriä rikkidioksidia, nikkeliä ja kuparia. Päästömääristä saatavat tiedot vaihtelevat riippuen tietolähteistä. Muurmanskin alueen luonnonsuojelukomitean antamien tietojen mukaan rikkipäästöt olivat vuonna 1990 seuraavat: Montsegorsk 233 000, Nikel 190 000 ja Zapoljarnyi 67 000 tonnia (Kuolan niemimaan ilmansuojelu vuonna 1990). Nikkeliä Montsegorskin päästöt sisälsivät vuonna 1990 noin 3000 tonnia ja kuparia noin 2000 tonnia. Nikel-Zapoljarnyin vastaavat päästöt olivat noin 300 ja 180 tonnia.

Kuolan teollisuuspäästöt ovat vanhaa perua, sillä sulatot ovat olleet toiminnassa 1940-luvun puolivälistä alkaen. Toiminnan alkuaikoina päästömäärät ovat kuitenkin olleet nykyistä alhaisemmat, esimerkiksi Montsegorskissa alle 150 000 tonnia vielä 1960-luvun alkupuolella. Vakava ympäristöongelma syntyi yli 20 vuotta sitten, kun kombinaatit siirtyivät käyttämään korkearikkistä Norilskin malmia (Galushko 1991). Kuvassa 1 on esitetty Petsenganikelin rikkidioksidipäästöt vuosina 1973-1990 (Kalabin 1991). Päästöt ovat vaihdelleet huomattavasti mm. tuotannon määrästä ja käytetyn raaka-aineen laadusta johtuen. Tuntuva kasvu vuosina 1974 ja 1984 liittyy Norilskin malmin käytön lisäykseen (Kalabin 1991).



Kuva 1. Petsenganikelin rikkidioksidipäästöt vuosina 1973-1990.
Figure 1. The sulphur dioxide emissions of Pechenganickel during 1973-1990.

Päästölähteiden läheisyydessä ilman rikkidioksidipitoisuudet ovat jatkuvasti korkeita. Talviepisodien aikana Nikelin ympäristössä on mitattu 3000 µg/m^3 ylittäviä tuntipitoisuuksia (Sivertsen ym. 1992). Kaudella 1990/91 rikkidioksidipitoisuuden puolivuotiskeskiarvo ylitti Norjan ja Venäjän raja-alueella metsille asetetun ohjearvon (25 µg/m^3) kesällä 700 km^2:n ja talvella noin 2000 km^2:n alueella.

Vallitsevilla tuulilla on keskeinen merkitys päästöjen leviämiselle. Sekä Nikelin että Montsegorskin alueella pohjois- ja etelätuulet ovat vallitsevia, itätuulet puolestaan verraten harvinaisia (Jevtjugina 1991, Kalabin 1991). Tuulten ohella yli 1000 metrin korkeuteen kohoavat Montsetunturit vaikeuttavat Severonikelin päästöjen leviämistä suoraan länteen.

Kuolan metsävauriot

Kuolan sulattojen ympäristössä rikki- ja raskasmetallipäästöt ovat aiheuttaneet vakavia kasvillisuusvaurioita laajalla alueella. Venäläiset tutkijat ovat 1970-luvun loppupuolelta jatkuneissa tutkimuksissaan erottaneet viisi vauriovyöhykettä (Kalabin ym. 1990, Kryuchkov 1991). Päästölähteen välittömässä ympäristössä kasvillisuus on täysin kuollutta, ja kivennäismaa on paljastunut orgaanisen aineksen huuhtouduttua. Ekosysteemit ovat menettäneet uudistumiskykynsä täydellisesti. Tällä vyöhykkeellä ilman rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo on 200 µg/m^3. Etäisyyden kasvaessa saastepitoisuudet ja laskeumat

pienenevät, jonka seurauksena vauriot muuttuvat asteittain lievemmiksi. Kuormituksen jatkuessa vauriovyöhykkeiden rajat siirtyvät vähitellen kauemmaksi päästölähteistä ja vaurioalueet laajenevat (Kalabin 1991).

Nikelin ja Montsegorskin vaurioalueiden laajuudesta ei ole saatavissa yksiselitteisiä pinta-alatietoja. Tämä johtunee osaksi tähänastisten tutkimusten epätarkkuudesta, osaksi siitä, että vaurioalueet laajenevat. Murmanskin metsäviranomaisten mukaan vuonna 1989 metsävaurioiden laajuus oli Nikelissä 24 200 ha ja Montsegorskissa 85 000 ha (Hokajärvi & Hökkä 1991). Norjalaisten tutkijoiden satelliittikuvatulkinnan mukaan täydellisesti tuhoutunut alue on Nikelin alueella 32 000 ha, ja ilmansaasteiden aiheuttamia kasvillisuusvaurioita on havaittavissa kaikkiaan 270 500 ha:n alueella (Tømmervik & Johansen 1992). Päästölähteen pohjoispuolella vaurioalue ulottuu nykyään Norjan puolelle.

Päästöjen vähentäminen

Kuolan alueella toimivien laitosten puhdistusteho vaihtelee huomattavasti. Monissa laitoksissa puhdistusta ei ole lainkaan, joissakin taas puhdistuslaitteisto on viallinen tai epäkunnossa (Kuolan niemimaan ilmansuojelu 1990). Nikelin ja Montsegorskin sulattojen prosessikaasut päästettiin puhdistamattomina ilmakehään siihen saakka, kunnes konvertterikaasuista alettiin valmistaa rikkihappoa. Nikelissä tämä toiminta alkoi vuonna 1979 (Galushko 1991). Samoihin aikoihin otettiin käyttöön myös sähkösuotimia, joiden ansiosta kaasuista on otettu talteen rikasta kupari-nikkelipölyä.

Kuolan kombinaateissa on pyritty alentamaan haitallisten aineiden päästöjä ilmakehään muillakin ympäristönsuojeluun tähtäävillä toimenpiteillä. Nikel-Norilsk-konsernin sulatot kuuluvat niihin laitoksiin, joille on asetettu sallitut päästörajat. Rikkidioksidin osalta vuoden 1991 raja-arvot olivat Petsenganikelissä 257 000 tonnia ja Severonikelissä 186 300 tonnia (Kuolan niemimaan ilmansuojelu vuonna 1990). Epäsuotuisien tuuliolosuhteiden vallitessa päästöjen rajoittamiskeinona on käytetty myös tuotantokapasiteetin supistuksia; yksittäisiä laitteita ja osastoja on pysäytetty. Esimerkiksi vuonna 1990 kyseisiä rajoituksia oli Nikelissä yhteensä noin 2000 työtunnin aikana (Galushko 1991).

Tulevaisuuden näkymät

Vaikka Kuolan rikkidioksidipäästöt ovat vähentyneet viiden viimeisen vuoden aikana, ne ylittävät yhä kriittiset rajat (Sivertsen ym. 1992) ja ovat siten tulevaisuuden uhkatekijä Lapin metsille. Suomen alueesta itäinen Inari on lähinnä Kuolan saasteita. Näin ollen se on muuta Lap-

pia uhatummassa asemassa, jos päästöt pysyvät ennallaan. Nikelin kombinaatti on vuodesta 1987 lähtien yhdessä suomalaisen Outokumpu Oy:n kanssa uudistanut Zapoljarnyissä olevan rikastamon teknistä varustusta. Vesistönsuojeluasioissa on tapahtunut selvää edistystä, mutta ilmakehän suojelun osalta tilanne on huonompi (Galushko 1991). Viime vuosina on käyty neuvotteluja teknisistä mahdollisuuksista pienentää Nikelin alueen rikkipäästöjä huomattavasti. Outokummun tarjoamalla liekkisulatusmenetelmällä niitä voitaisiin vähentää yli 90 prosentilla eli nykyisestä noin 260 000 tonnista 15 800 tonniin vuodessa.

Mikäli Kuolan päästötilanne pysyy entisellään, Nikelin ja Montsegorskin vaurioalueet tulevat laajenemaan (Kryuchkov 1991). Siinä tapauksessa Lapinkin metsissä on odotettavissa vaurio-oireiden ja -asteen pahenemista. Muutosten seurannassa tutkimustiedolla on hyvin keskeinen merkitys. Jatkossa on paneuduttava mm. päästölähteiden ympärillä olevien vaurioalueiden laajenemisen seurantaan. Jos Nikelin sulatto uusitaan, päästöt vähenevät alle kriittisen kuorman tason. Tämä puolestaan avaisi ovet uudelle, pohjoisen luonnon elpymiseen kohdistuvalle tutkimukselle.

Kirjallisuus

Galushko, O. J. 1991. Ympäristönsuojelu Pechenganikel-kombinaatissa. Esitelmä Hansa Environment-konferenssissa Helsingissä 28.-31.5.1991.

Jevtjugina, Z. 1991. The atmospheric pollution load on forest ecosystems in the central part of the Kola Peninsula. Julkaisussa: Tikkanen, E. & Varmola, M. (toim.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the U.S.S.R. A seminar in Kuusamo, Finland, 25-26 May, 1990. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 132-141.

Helle, T., Norokorpi, Y. & Saastamoinen, O. 1990. Reduction of arboreal lichens in two spruce stands in northern Finland between 1976 and 1988. Julkaisussa: Kinnunen, K. & Varmola, M. (toim.). Effects of air pollutants and acidification in combination with climatic factors on forests, soils, and waters in northern Fennoscandia. Report from a workshop in Rovaniemi, Finland 17-19 October, 1988. Nord. Miljørapport 2: 157-168.

Hokajärvi, R. & Hökkä, H. 1991. Retkellä Kuolan metsissä. Metsänhoitaja 41(1): 14-17.

Jukola-Sulonen, E.-L. 1989. Suomen metsäpuiden elinvoimaisuus vuosina 1986-88. Julkaisussa: Varmola, M & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1989. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 347: 18-22.

Kalabin, G. 1991. Nikel report. Kuolan tiedekeskus, Apatiitti. Moniste. 51 s.

–, Kryuchkov, V. & Nikonov, V. 1990. Ecology problem and environmental research projects of the Kola North. Julkaisussa: Kinnunen, K. & Varmola, M. (toim.). Effects of air pollutants and acidification in combination with climatic factors on forests, soils, and waters in northern Fennoscandia. Report from a workshop in Rovaniemi, Finland 17-19 October, 1988. Nord. Miljørapport 2: 157-168.

Kryuchkov, V. 1991. Heavy metal accumulation in spruce needles and changes of northern taiga ecosystems. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environment geochemistry in northern Europe, s. 177-184.

Kubin, E. 1990. Sormipaisukarvejäkälän, Hypogymnia physodes, alkuainepitoisuudet Lapin ja Koillis-Suomen metsälautakuntien alueella 1986. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1989. Metsäntutkimuslaitoksen julkaisuja 347: 131-140.

Kuolan niemimaan ilmansuojelu vuonna 1990. Lapin lääninhallitus. Moniste. 5 s.

Mikkola, K. & Nöjd, P. 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Report on the state of the environment in the USSR 1988. The USSR State Committee for the Protection of Nature. Moscow 1989. 184 s.

Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. & Steinnes, E. 1987. Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985. Nord 21. 44 s.

Sivertsen, B., Makarova, T., Hagen, L.O. & Baklanov, A.A. 1992. Air pollution in the boarder areas of Norway and Russia. Summary report 1990-1991. Norwegian Institute of Air Research, Norway. 14 s.

Tikkanen, E. & Mikkola, K. 1991. The Lapland Forest Damage Project: multidisciplinary cooperation in environmental sciences. Julkaisussa: Tikkanen, E. & Varmola, M. (toim.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the U.S.S.R. A seminar in Kuusamo, Finland, 25-26 May, 1990. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 20-34.

Tømmervik, H. A. & Johansen, B. E. 1992. Effects of air pollution on terrestrial ecosystems by means of remote sensing analysis. Käsikirjoitus. 5 s.

Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä

Kari Mikkola[1] & Pekka Nöjd[2]
[1]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi
[2]Metsäntutkimuslaitos, Metsänkasvatuksen tutkimusosasto
Unioninkatu 40 A, 00170 Helsinki

Abstract: Sampling method in the Lapland Forest Damage Project

The Lapland Forest Damage Project is a multidisciplinary 5-year environmental research and monitoring project. The main objective is to reveal and quantify the pollution effects of the large metal smelters from the Kola Peninsula, Russia in Finnish Lapland. A gradient approach was selected for use in the project. A total of 126 four-plot clusters were placed on 6 east-west and one north-south oriented lines so that the between-cluster distance grows from 4 kilometers in the east to the 32 kilometers in the west. Destructive sampling is carried out on subplots, which are situated on the same stands as the permanent monitoring plots. A subset of plots is monitored intensively during the growth period; e.g. soil, precipitation and throughfall water, litter are sampled regularly.

Taustaa

Kuolan teollisuusalueiden ympäristövaikutukset ovat dramaattisia ja selkeitä: päästölähdettä ympäröi täysin tuhoutunut alue ja etäännyttäessä päästölähteestä vauriot vähenevät asteittain. Näkyvien ympäristövaurioiden määrä tehtaiden lähialueilla näyttää noudattavan samaa alueellista jakaumaa kuin teoreettisten laimenemismallien mukaan määritetty laskeuma. Maastonmuodot ja vallitsevat tuulet vaikuttavat vahvasti päästöjen leviämiseen ja siten myös tuhoalueiden sijaintiin ja muotoon.

Itä-Lapin metsävaurioprojektia perustettaessa lähtöoletuksena oli idästä länteen aleneva ilmansaasteiden määrä ja siten tutkimuksen intensiteetin painottaminen itään lähemmäs päästölähteitä oli perusteltua. Tutkimusmenetelmää valittaessa harkittiin myös satunnaista tai systemaattista otantaa. Tällöin otoksen virhevarianssi olisi paremmin hallittavissa ja alueellisuuden tarkastelu mahdollista. Ongelmaksi osoittautuivat kuitenkin sekä menetelmän kalleus että syntyvien ositteiden suuri määrä. Jotta otoksesta voitaisiin poimia esim. 100 lajittunei-

den kasvupaikkojen homogeenista männikköä, olisi peruskoealapisteitä perustettava tuhansittain.

Koska projektin päätavoitteeksi oli määritelty nimenomaan tutkia itäisten ilmansaasteiden vaikutusta Lapin luontoon, valittiin otosmenetelmäksi gradienttimenetelmä. Kohdistamalla otostus vain oletetusti saastevaikutukselle herkimpään ekosysteemin osaan ja keskittymällä vain koealan maantieteellisen sijainnin synnyttämään vaihteluun, voidaan kasvillisuuden oireiluina ilmenevä ilman epäpuhtausgradientti saada helpoimmin näkyviin.

Käytännössä on kuitenkin ollut ongelmallista toteuttaa otoksen homogeenisuusehtoa. Käytettävissä olevat resurssit rajaavat kohteiden valintaa - joillain seuduilla ei välttämättä ole lainkaan otoksen ehdot tarkkaan täyttäviä metsiköitä. Myös ilmastosta ja topografiasta johtuvaa vaihtelua on mahdotonta poistaa otostuksen keinoin.

Kokonaisuutena Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä on kuitenkin perustamistyössä käytössä olleet resurssit ja tutkimuksen luonteen huomioon ottaen riittävän kattava ja täyttää monitieteisen tutkimuksen tarpeet (Witter 1991).

Koealaverkosto

Projektissa käytetään ns. gradienttitutkimusta (Tikkanen & Mikkola 1991, Witter 1991); näytekoealarypäät sijaitsevat linjoilla, jotka kulkevat Kuolan niemimaalta Nikelistä ja Montsegorskista lähtien Lapin poikki (kuva 1). Linjojen itäpäässä rypäiden välinen etäisyys on n. neljä kilometriä ja länteen päin siirryttäessä välimatka kasvaa kahdeksaan, kuuteentoista ja kolmeenkymmeneenkahteen kilometriin. Poikkeuksena on eteläisin linja, jolla ryväsväli tihenee Kemi-Tornio -aluetta lähestyttäessä. Koealarypäät on perustettu kuiville tai kuivahkoille kankaille mahdollisimman homogeenisiin ja tasaikäisiin männiköihin. Metsiköiden ikä on välillä 80 - 200 vuotta, ja topografia itäänpäin viettävä tai tasainen. Suurin osa rypäistä sijaitsee metsähallituksen mailla.

Seurantakoealat

Koealarypäisiin kuuluu 3 tai 4, rypään keskipisteestä pääilmansuuntiin 40 metrin etäisyydelle perustettua osakoealaa. Kukin osakoeala on 300 m^2:n kokoinen ympyräkoeala (kuva 2). Koealojen perustamisen yhteydessä suoritettiin puuston perusmittaus ja kartoitus. Kaikkiaan rypäitä on perustettu Suomen puolelle 126 (kuva 1). Lisäksi Venäjän puolella välillä Salla-Montsegorsk on 10 ja Norjassa Svanvikin länsipuolella kaksi koepistettä.



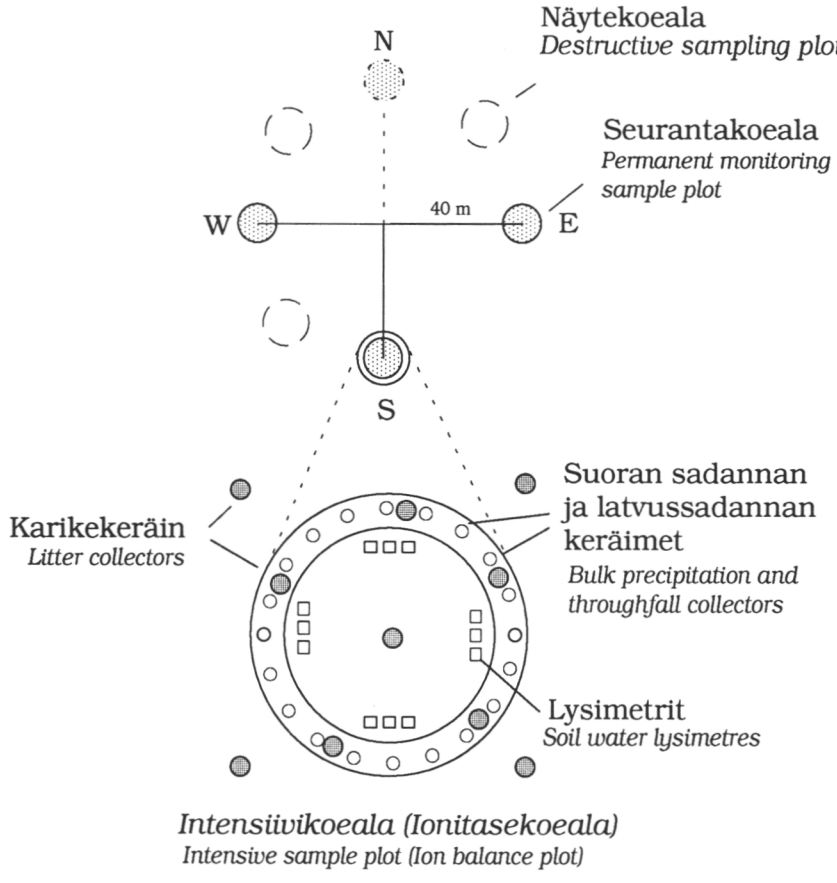
∘ Pysyvä koealaryväs - *Permanent sampling plot cluster*

• Intensiivikoeala - *Intensive monitoring plot*

L Koealalinja - *Sampling line*

1 Kemi	8 Lokka	15 Svanvik	22 Montsegorsk 2
2 Tennilä	9 Ainijärvi	16 Skugfoss	23 Montsegorsk 1
3 Kemijärvi	10 Angeli	17 Kovdor	24 Poos
4 Sätsi	11 Raja-Jooseppi	18 Jena	25 Tsuna
5 Aska	12 Kessi	19 Upoloksha	
6 Särkiselkä	13 Kevo	20 Pirenga	
7 Rajala	14 Sevettijärvi	21 Imandra	

Kuva 1. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealat.
Figure 1. The sample plots of the Lapland Forest Damage Project.



Kuva 2. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestely.
Figure 2. Sample plot layout in Lapland Forest Damage Project.

Intensiivikoealat

Osa tutkimuspisteistä (kuva 1) on intensiivisen seurannan kohteina; yksi rypään koealoista on otettu tarkempaan seurantaan. Koealalle on sijoitettu sadeveden, latvussadannan ja vajoveden sekä karikkeen keräyslaitteet. Kasvukauden aikana vesinäytteet kerätään kahden viikon välein. Yhtä lukuunottamatta kaikki Norjan ja Venäjän puolen koealat on varustettu vastaavin laittein. Osalla Suomen puolen intensiivikoealoista kerätään lisäksi ilmastotietoja automaattisilla rekisteröintilaitteilla.

Näytekoealat

Seurantaan tarkoitetuilla pysyvillä koealoilla pyrittiin välttämään vähäisiäkin puuston elinvoimaisuuteen vaikuttavia toimenpiteitä. Esimerkiksi vuosilusto- ja neulasnäytteiden ottaminen vahingoittaa kuitenkin puustoa merkittävästi. Tästä syystä koemetsiköihin perustettiin kolme erillistä näytekoealaa. Edellämainittujen lisäksi niiltä kerättiin mm. kaarna- ja jäkälänäytteitä.

Näytekoealojen sijainti metsikössä määritettiin objektiivisesti. Projektin alkuvaiheessa, erityisesti kesällä -89, koealat pyrittiin sijoittamaan kiinteälle etäisyydelle (60 m) metsikön keskipisteestä samoihin ilmasuuntiin kuin pysyvät koealatkin. Hyvin pienialaisissa metsiköissä jouduttiin tosin käyttämään lyhyempiä etäisyyksiä ja sijoittamaan koealat väli-ilmansuuntiin. Myöhemmin menettelyä muutettiin edellyttämällä lisäksi, että koealan keskipisteestä mitatun relaskooppikoealan pohjapinta-ala on vähintään 8 m^2. Ellei tämä edellytys täyttynyt, mitattiin uusi relaskooppikoeala 10 metriä kauempana metsikön keskipisteestä. Näin jatkettiin, kunnes riittävän puustoinen paikka löytyi.

Pysyvien koealajen tapaan näytekoealat rajattiin ympyräkoealoiksi; koealan säde määritettiin kuitenkin maastossa metsikkökohtaisesti. Tavoitteena oli saada joka metsiköstä noin 30 koepuuta, joiksi kelpuutettiin läpimitaltaan yli 7,5 cm:n männyt.

Myös näytekoealojen puusto kartoitettiin. Kaikista puista määritettiin rinnankorkeusläpimitta. Koepuista mitattiin lisäksi tavallisimpien metsikkötunnusten määrittämiseen tarvittavat puutunnukset ($d_{1,3}$, h) sekä selvästi havaittavat puustovauriot. Koepuista kairattiin vuosilustonäyte kasvunvaihtelun analysointia varten, joten puiden ikä voitiin määrittää täsmällisesti lustonmittauksen yhteydessä.

Koealat on merkitty maastoon pysyvästi, ja osaprojektien näytteenhaun paikannustarpeisiin on tehty kulkupöytäkirjat. Kaikki maastomittaukset ja materiaalin keruu laboratorioanalyysejä varten tehdään Geologian tutkimuskeskuksen ja Lapin vesi- ja ympäristöpiirin näytteenottoa lukuunottamatta koealoilla tai niiden välittömässä läheisyydessä.

Kirjallisuus

Tikkanen, E. & Mikkola, K. 1991. The Lapland Forest Damage Project: multidisciplinary cooperation in environmental sciences. Julkaisussa: Tikkanen, E. & 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: 20-29.

Witter, J.A. 1991. Evaluation of the research plan of the Lapland Forest Damage Project. Julkaisussa: Tikkanen, E. & 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: 35-48.

Ensimmäisiä ilmanlaadun mittaustuloksia Kirakkajärveltä

Jaakko Jurvelin, Risto Hillamo & Aki Virkkula
Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto
Sahaajankatu 22 E, 00810 Helsinki

Abstract: First results of air quality measurements at Kirakkajärvi

The air quality measurement station at Kirakkajärvi is located in the northeasternmost corner of Finland near the pollution sources of the Kola Peninsula. Gaseous air pollutants are measured by a DOAS-system (Differential Optical Absorption Spectroscopy) and aerosols by a virtual impactor. The DOAS-system is used to monitor air concentrations of sulphur dioxide, nitrogen dioxide and ozone. It was taken into use on the 18th of September 1991. According to the first measurements at Kirakkajärvi, the sulphur dioxide concentration varies greatly in time. The average concentration is low, but high short-term sulphur dioxide concentrations occur. The average ozone concentration is relatively high in northeastern Finland, whereas the nitrogen dioxide concentration is relatively low.

Johdanto

Kirakkajärven ilmanlaadun taustamittausasema sijaitsee Pohjois-Lapissa noin kymmenen kilometriä Sevettijärveltä koilliseen (kuva 1). Mittausaseman sijainti Kuolan niemimaan välittömässä läheisyydessä tarjoaa mahdollisuuden tutkia Kuolan teollisuuspäästöjen vaikutuksia Itä-Lapin ilmanlaatuun. Kaasumaisten ilmansaasteiden mittaamiseen Kirakkajärvellä käytetään DOAS-laitteistoa ja ilmassa olevia hiukkasia tutkitaan virtuaali-impaktorilla. Koekäyttövaiheen mittaustoiminta asemalla käynnistyi 18. syyskuuta 1991. Rutiininomaisia mittauksia on tehty vuoden 1992 alusta alkaen.



Kuva 1. Pohjois-Suomi ja Kuolan niemimaa. Kirakkajärven ilmanlaadun mittausasema on merkitty tähdellä ja suurimmat päästöpaikkakunnat ympyröillä. Luvut osoittavat Lapin läänin ja Kuolan niemimaan rikkipäästöt vuonna 1989. Yksikkönä on 1000 tonnia rikkidioksidia vuodessa (Lapin lääninhallitus 1991, Laurila ym. 1991).

Figure 1. Northern Finland and the Kola Peninsula. The location of pollution sources is indicated by circles and the measurement site at Kirakkajärvi by an asterisk. The numbers indicate the annual sulphur emissions in 1989 in the province of Lapland and in the Kola Peninsula in 1000 tonnes of sulphur dioxide (Laurila et al. 1991).

Doas-mittalaitteisto

DOAS-laitteistoa (Differential Optical Absorption Spectroscopy) voidaan käyttää useiden ilmassa olevien kaasumaisten aineiden mittaamiseen. Kirakkajärven mittausasemalla olevalla laitteistolla voidaan mitata myös taustailmassa olevia pieniä kaasupitoisuuksia. Mittausvalikoimaan kuuluvat tällä hetkellä rikkidioksidi, typpidioksidi ja otsoni. Pienimmät laitteistolla havaittavat pitoisuudet ovat rikkidioksidilla ja typpidioksidilla 1 $\mu g/m^3$ ja otsonilla 3 $\mu g/m^3$. Mittausalue on 0-1000 $\mu g/m^3$. Laitteistolla on mahdollista mitata myös esimerkiksi typpimonoksidia, hiilidioksidia ja erilaisia orgaanisia yhdisteitä. Mittausvalikoiman laajentaminen edellyttää kuitenkin laitteiston lisähankintoja. Kirakkajärven mittausaseman DOAS-laitteiston on valmistanut ruotsalaisyritys Opsis AB.

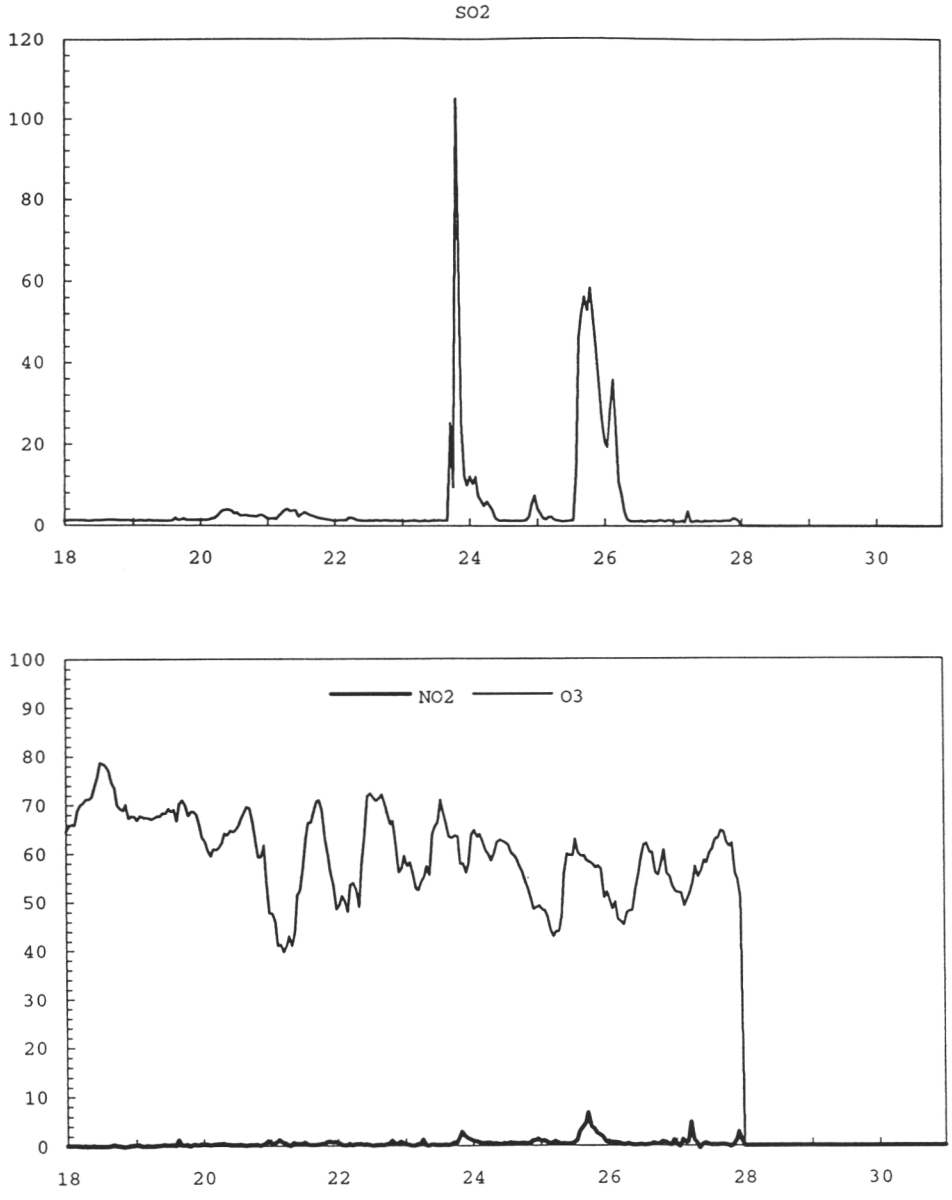
DOAS-mittausmenetelmä perustuu kaasumolekyylien kykyyn absorpoida valosta kullekin kaasulle ominaisia aallonpituuksia. DOAS-mittalaitteisto koostuu valolähettimestä, valovastaanottimesta ja analysaattorista. Valolähetin emittoi aallonpituusalueeltaan laajan valonsäteen, joka otetaan vastaan tunnetulla etäisyydellä olevassa valovastaanottimessa. Kirakkajärvellä tämä etäisyys on 990 metriä. Valovastaanottimesta valo johdetaan optista kuitua pitkin analysaattoriin, joka koostuu spektrometristä ja tietokoneesta. Spektrometrissä analysoidaan vastaanotetun valon absorptiospektri. Vertaamalla absorptiospektriä valolähteen tunnettuun spektriin voidaan laskea tutkittavien kaasujen pitoisuudet. Analysaattori tallettaa mittaustulokset tietokoneen kovalevylle, josta ne voidaan modeemin avulla lähettää haluttuun kohteeseen. Modeemi mahdollistaa myös mittaustulosten reaaliaikaisen seurannan puhelinverkon välityksellä.

Kirakkajärven DOAS-laitteisto mittaa rikkidioksidia, typpidioksidia ja otsonia jatkuvatoimisesti. Kaasupitoisuudet mitataan yksi kerrallaan ja kunkin pitoisuuden laskeminen kestää yhden minuutin. Esimerkiksi kunkin kaasupitoisuuden tuntikeskiarvo sisältää näin ollen 20:n mittaustuloksen keskiarvon tunnin ajalta. Mittaustulokset voidaan esittää tuntikeskiarvojen lisäksi helposti myös vuorokausikeskiarvoina.

Asennusvaiheen mittaustuloksia

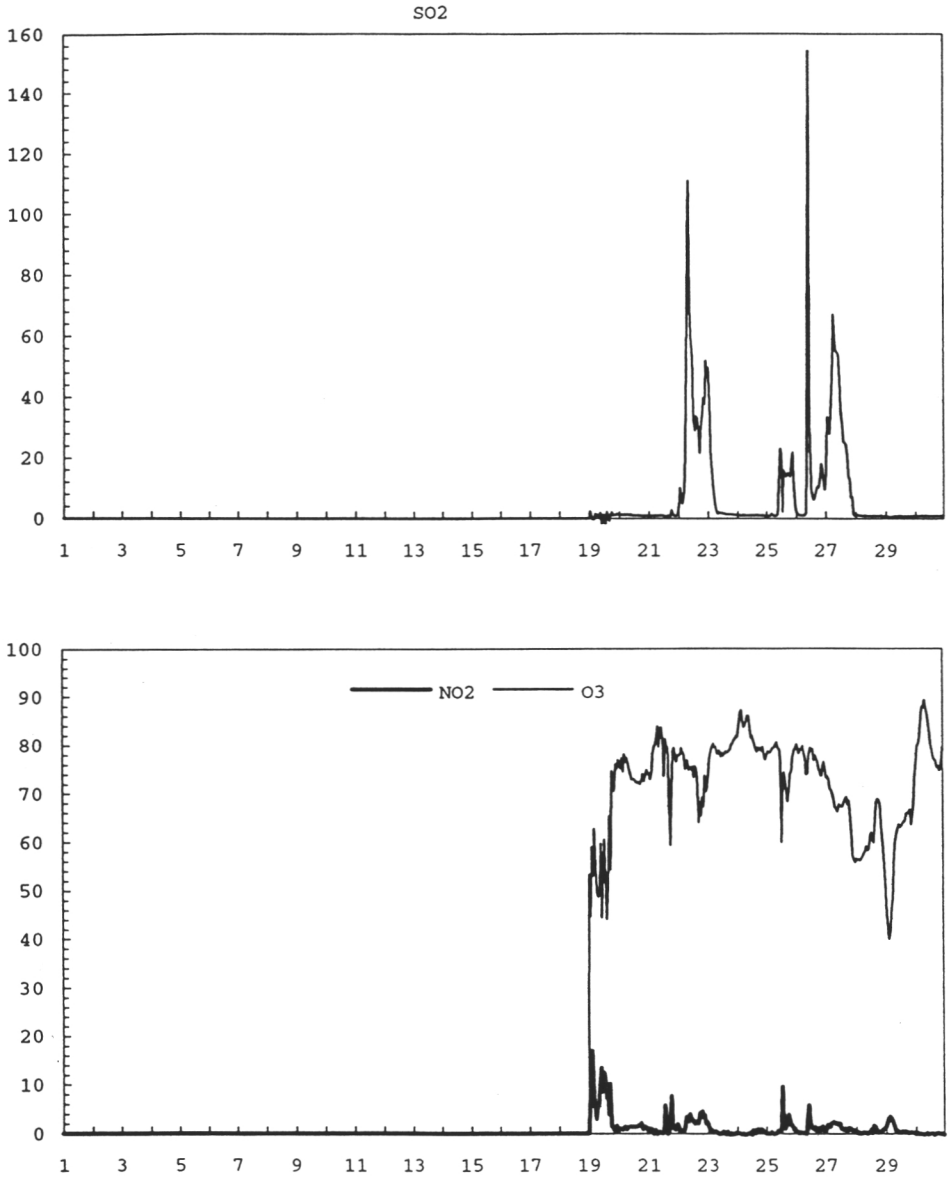
Kirakkajärven mittausaseman DOAS-laitteiston asennus ja koekäyttö aloitettiin 18. syyskuuta 1991; asennusvaihe jatkui vuoden loppuun saakka. Tämän vaiheen aikana mittaukset eivät olleet täysin jatkuvia. Yleisessä sähköverkossa esiintyi joitakin sähkökatkoja, jotka johtivat mittausten katkeamiseen - tämä ongelma korjattiin loppusyksyllä jatkuvan virransyötön takaavalla varavoimalähteellä. Mittauskatkoja esiintyi myös muista asennukseen liittyvistä syistä. Pisin mittauskatko kesti syyskuun lopulta marraskuun 19. päivään asti eli lokakuulta ei voida esittää mittaustuloksia.

Mittaustulokset nähdään kuvissa 2-4. Asennusvaiheen aikana voitiin selvästi havaita rikkidioksidipitoisuuden suuri ajallinen vaihtelu. Keskimäärin pitoisuus oli alhainen, mutta ajoittain esiintyi korkeita lyhytaikaisia pitoisuushuippuja. Suurin rikkidioksidin tuntikeskiarvo 154 $\mu g/m^3$ mitattiin Kirakkajärvellä 26. marraskuuta 1991. Otsonin pitoisuudet olivat syystalven aikana melko korkeita, joskaan erittäin korkeiden pitoisuuksien jaksoja ei esiintynyt. Typpidioksidin pitoisuus ilmassa oli koekäyttövaiheen aikana alhainen.



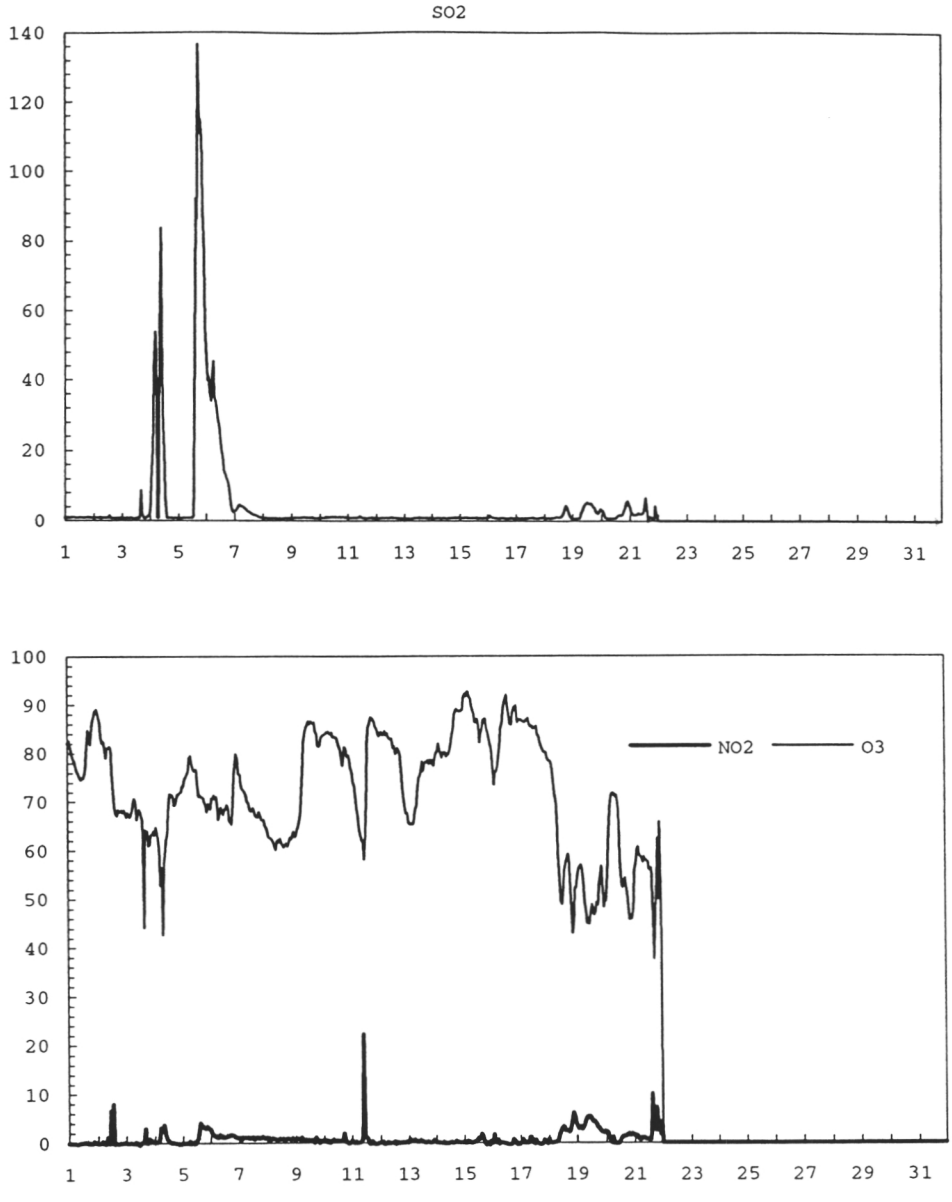
Kuva 2. Kirakkajärvellä mitatut rikkidioksidin, otsonin ja typpidioksidin tuntikeskiarvot syyskuun lopussa 1991. Yksikkö: µg/m^3.

Figure 2. Hourly-averaged concentrations of sulphur dioxide, ozone and nitrogen dioxide at Kirakkajärvi at the end of September 1991. Unit: µg/m^3.



Kuva 3. Kirakkajärvellä mitatut rikkidioksidin, otsonin ja typpidioksidin tuntikeskiarvot marraskuussa 1991. Yksikkö: µg/m^3.

Figure 3. Hourly-averaged concentrations of sulphur dioxide, ozone and nitrogen dioxide at Kirakkajärvi during November 1991. Unit: µg/m^3.



Kuva 4. Kirakkajärvellä mitatut rikkidioksidin, otsonin ja typpidioksidin tuntikeskiarvot joulukuussa 1991. Yksikkö: µg/m^3.

Figure 4. Hourly-averaged concentrations of sulphur dioxide, ozone and nitrogen dioxide at Kirakkajärvi during December 1991. Unit: µg/m^3.

Yhteenveto

Jo asennus- ja koekäyttövaiheen mittaustulokset Kirakkajärveltä, etenkin rikkidioksidin ja otsonin osalta, osoittavat ilmanlaadun mittaamisen tärkeyden Itä-Lapin alueella. Ilmanlaadun mittaaminen palvelee niin ilmatieteilijöitä kuin ilmansaasteiden vaikutuksia tutkivia metsäntutkijoitakin. Itä-Lapin metsävaurioprojektin kaltainen yhteistyöprojekti tarjoaa oivallisen mahdollisuuden ilmanlaadun mittaustulosten esittämiseen ja niiden nopeaan hyväksikäyttöön, esimerkiksi ilmansaasteiden kasvillisuusvaikutuksia arvioitaessa.

Kirjallisuus

Laurila, T., Tuovinen, J.-P. & Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet. 67 s. Lapin lääninhallitus, ympäristönsuojelutoimisto: julkaisematon tieto. Rovaniemi 1991.

Lumipeitteen laatu Suomen Lapissa ja Kuolan niemimaan länsiosassa maaliskuussa 1990

John Derome[1], Vjatcheslav Nikonov[2], Kaarina Niska[3], Antti-Jussi Lindroos[1] & Pekka Välikangas[3]
[1]Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto
PL 18, 01301 Vantaa,
[2]Kola Science Centre, 184200 Apatity, Region Murmansk, Russia
[3]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract : Snowpack quality in Finnish Lapland and the western part of the Kola Peninsula in March 1991

Snowpack samples were collected along the gradient lines running from the point emission sources at Monchegorsk and Nikel through Finnish Lapland in March 1991. The samples were analysed for pH, total S and P, and Ca, Mg, K, Na, Fe, Ni and Cu. Elemental concentrations in the snowpack were used to determine the quality and extent of bulk deposition during the winter period in this region. As expected, high levels of metal deposition were found around Monchegorsk, Apatity and Kovdor in Russia. Acidic deposition in the immediate vicinity of the smelter complexes does not appear to be a problem. High emissions of basic material from Kovdor considerably raised snowpack pH values at the sampling points near to this open-cast mine. No gradients in pH or S and metal deposition, attributable to emissions from the Kola Peninsula, were found in Finnish Lapland. The gradients observed in Finnish Lapland were clearly associated with the national S-N gradient for S, Ca and Mg. The snowpack sampling technique proved to be a valuable tool for identifying deposition patterns. However, it does not provide data about the magnitude of deposition owing to the problems associated with uneven snowpack formation and melting in early spring, nor about the long-term accumulation of heavy metals in the soil or vegetation via bulk deposition.

Johdanto

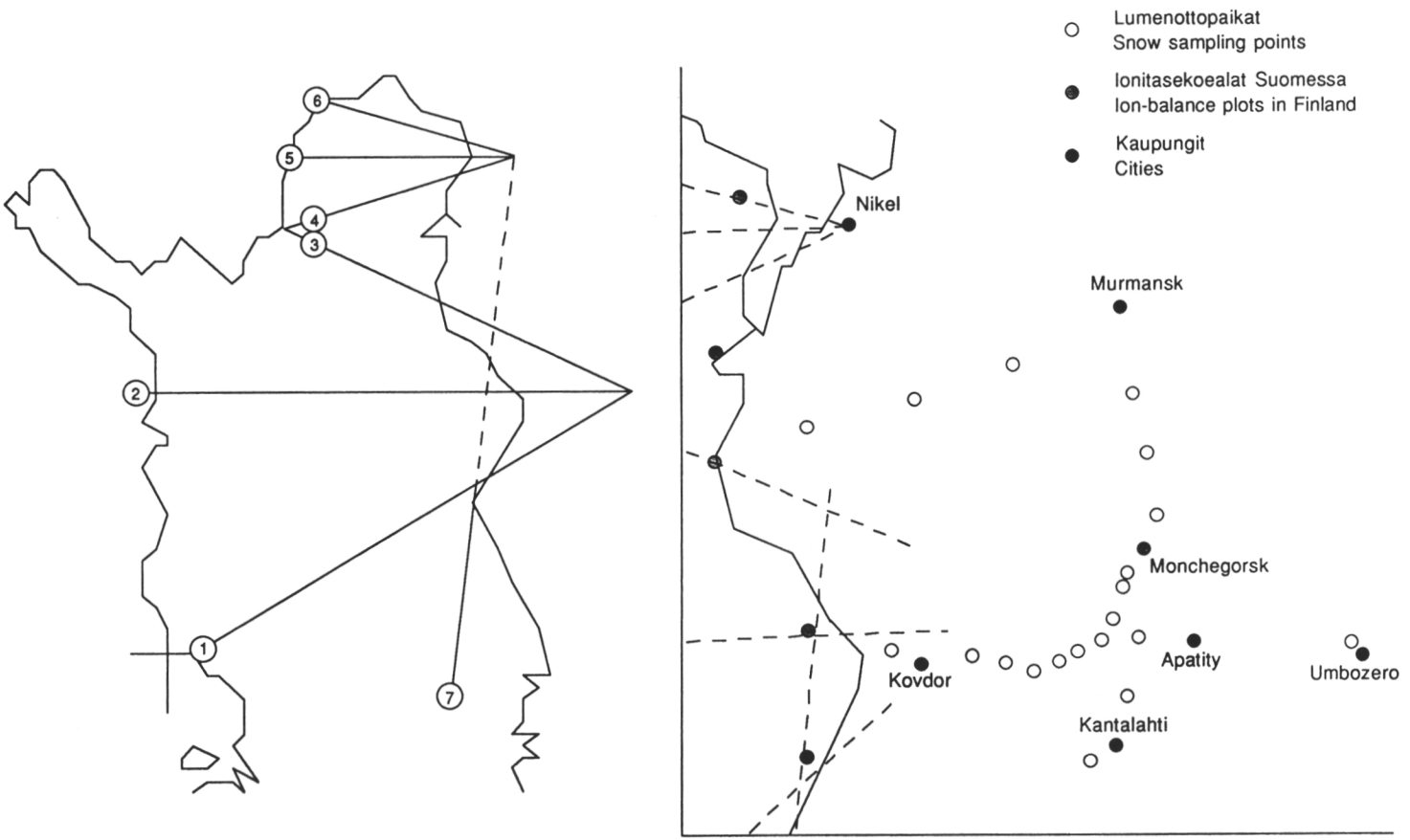
Luminäytteitä on käytetty laajalti eri puolilla maailmaa laskeuman laatua tutkittaessa. Tulosten soveltamisessa täytyy kuitenkin ottaa huomioon menetelmään liittyvät virhetekijät ja puutteet. Näitä ovat mm.:

1) Lumipeitteen muodostuminen ei ole samanlaista kaikissa näytteenottopaikoissa, jos tutkittava alue on maantieteellisesti laaja (tässä tutkimuksessa pohjois-eteläsuunnassa n. 450 km ja itä-länsisuunnassa 250 km).
2) Lumisateen määrä maantieteellisesti eri alueilla osoittaa huomattavaa pienessä ja suuressa mittakaavassa tapahtuvaa ajallista ja paikallista vaihtelua (vuotuinen sadanta Lapissa heinäkuusta 1990 kesäkuuhun 1991 vaihteli 255-424 mm/v).
3) Avoimilla paikoilla lumipeitteen paksuuteen vaikuttavat etenkin tuulet ja maanpinnan muodot.
4) Lumeen kertynyt laskeuma voi talven kuluessa huuhtoutua sulamisjaksojen aikana ja erityisesti keväällä auringon sulattaessa lumen pintaa.
5) Näytteenoton aikana lumipeitteen alta maasta tapahtuva kontaminaatio voi muodostaa huomattavan virhelähteen. Eri alkuaineiden pitoisuudet voivat esim. karikkeessa olla satoja kertoja suurempia kuin itse luminäytteessä. (Tässä tutkimuksessa luminäyteprofiilit otettiin lumen pinnasta alaspäin 5 cm:n päähän maasta kontaminaation välttämiseksi). Karikkeen lisäksi myös muu orgaaninen aines aiheuttaa kontaminaatiota. Teiden ja asutuksen läheisyys voi olla niin ikään kontaminaation lähteenä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli hankkia tietoa märkälaskeuman jakautumisesta Suomen Lapissa ja arvioida, mitkä tekijät Kuolan niemimaalla mahdollisesti vaikuttavat lumipeitteen laatuun itärajalla ja muualla Suomen Lapissa.

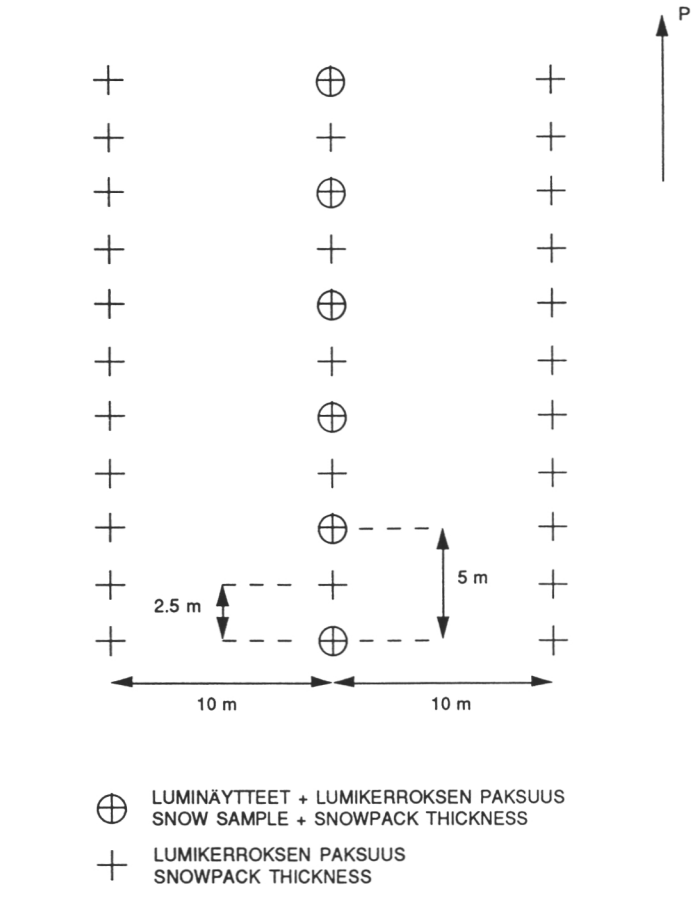
Aineisto ja menetelmät

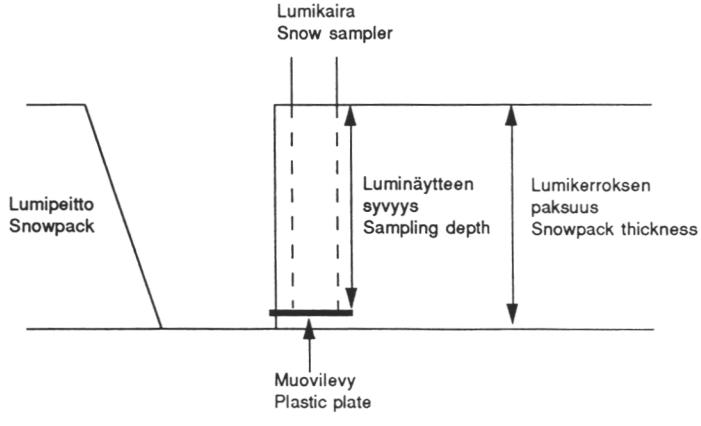
Luminäytteet kerättiin Suomen Lapissa ja Kuolan niemimaalla sijaitsevilta tutkimuslinjoilta (kuva 1). Lisäksi joitakin näytteitä otettiin Montsegorskista Kantalahteen ja Murmanskiin menevien pääteiden varsilta samoin kuin Murmanskista Suomen rajalle Raja-Jooseppiin tulevan tien varrelta (kuva 1). Näytteenottopaikat olivat mahdollisimman tasaisia alueita sekä etäällä asutuksesta, teistä ja metsistä. Luminäytteet kerättiin kuudesta pisteestä kullakin näytealalla, ja lumipeitteen vahvuus mitattiin kaikkiaan 33 pisteestä (kuva 2). Kunkin näytteenottopisteen viereen lumeen kaivettiin kuoppa, jonka yksi seinämä tasoitettiin pystysuoraksi. Muovilevy työnnettiin lumiseinämään vaakasuoraan 5 cm:ä maanpinnan tasosta. Kirkkaasta akryylimuovista tehdyn näytteenottoputken läpimitta oli 14,3 cm ja pituus 150 cm. Putki painettiin lumikerroksen läpi muovilevyyn asti, ja lumen syvyys mitattiin näytteenottoputken asteikolta. Näyte siirrettiin putkesta muovipussiin. Kaikki kuusi näytettä punnittiin 1 g:n tarkkuudella ja yhdistettiin maastossa kahdeksi kokoomanäytteeksi. Näytteenottoputki happopestiin ennen käyttöä.



Kuva 1. Luminäytelinjat Lapissa ja lumenottopaikat Venäjällä maaliskuussa 1991.

Figure 1. The snow-sampling lines in Finnish Lapland and the snow-sampling points in the western part of the Kola Peninsula, Russia, in March, 1991.





Kuva 2. Kaavakuva lumipeitteen paksuuden määrityksestä sekä luminäytteiden keräämisestä.

Figure 2. Experimental layout for snowpack measurement and snow sampling.

Laboratorioon tuotujen näytteiden annettiin sulaa huoneenlämmössä, minkä jälkeen ne suodatettiin välittömästi. Näytteestä määritettiin pH, osa pakastettiin ammonium-, nitraatti- ja kokonaistypen määritystä varten ja metallianalyysiin menevä osa kestävöitiin typpihapolla. Luminäytteenotolla oli tarkoitus kartoittaa nopeasti tutkimusalueen laskeumaa. Näytteenotossa, näytteiden esikäsittelyssä ja erityisesti analyyseissä ei katsottu välttämättömäksi käyttää menetelmiä, joita vaaditaan määritettäessä mm. hyvin pieniä raskasmetallipitoisuuksia, vaan tyydyttiin esim. kuparin ja nikkelin suhteen korkeiden pitoisuuksien toteamiseen. Alkuaineanalyysit tehtiin suoraan konsentroimattomasta lumen sulamisvedestä plasmaemissiospektrofotometrillä (ICP/AES).

Tulokset ja niiden tarkastelu

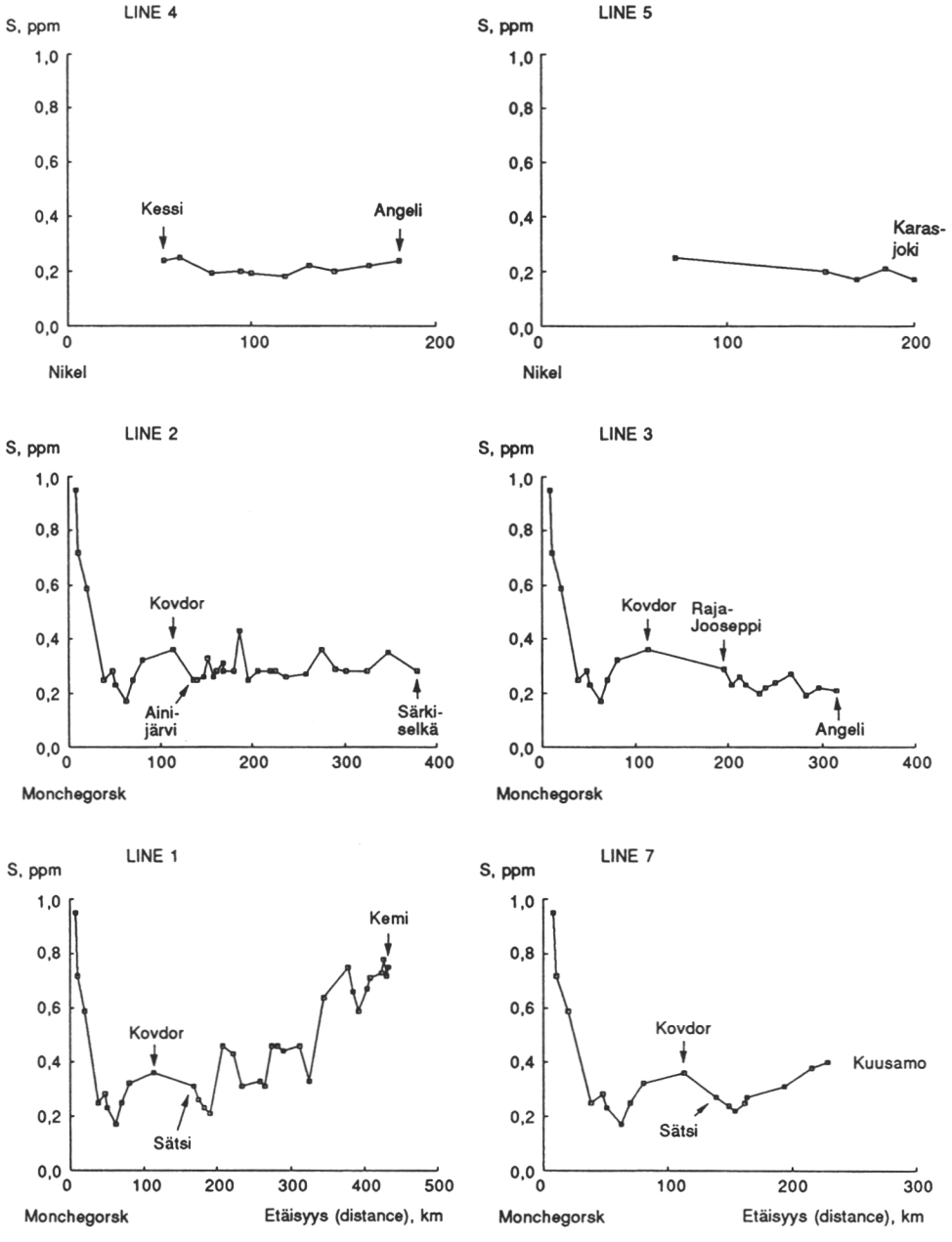
Laskeuma Suomen Lapissa

Näytteenottolinjat ja niiden numerointi esitetään kuvassa 1. Kaikkia näytteitä ei voitu ottaa gradienttilinjoilta 4, 5, ja 6, koska lumen pehmeneminen esti moottorikelkan käytön. Luminäytteitä saatiin vain kolmesta pisteestä gradienttilinjalta 6, minkä vuoksi linjan tuloksia ei esitetä kuvissa.

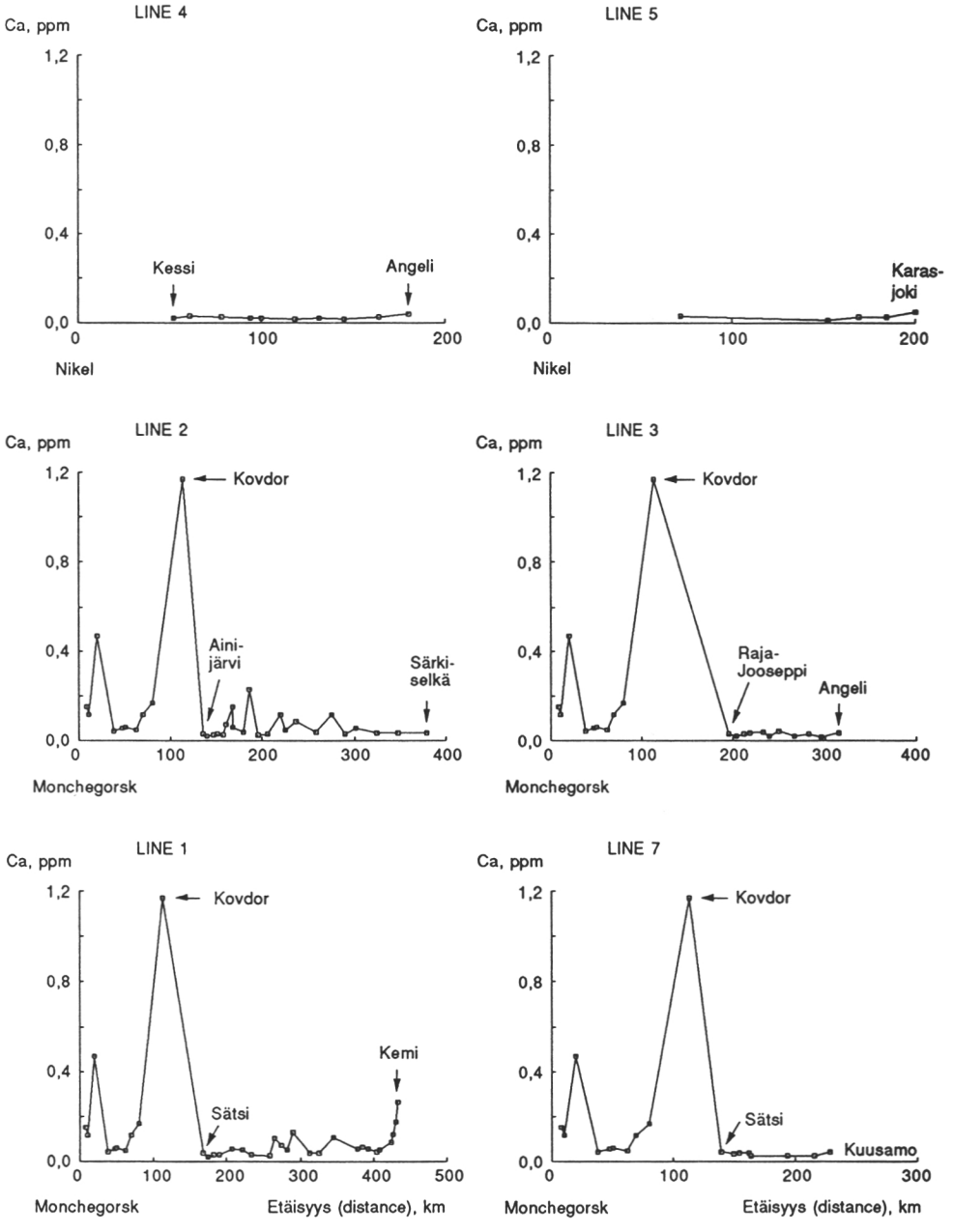
Lumen keskimääräiset rikkipitoisuudet linjoilla 1-5 olivat 0,50, 0,29, 0,23, 0,21 ja 0,19 mg/l eli rikin pitoisuus väheni pohjoista kohti. Tulos vastaa täysin ajanjakson 1990-91 vuotuista rikkilaskeumaa (Derome ym. 1992). Lumen pH-arvot linjoilla 1-5 eivät toisaalta osoittaneet minkäänlaista trendiä. Lukemat vaihtelivat välillä 4,8-5,1.

Kunkin näytteenottolinjan rikki-, kalsium- ja magnesiumpitoisuudet sekä pH-arvot on esitetty kuvissa 3-6. Kuviin on otettu mukaan luminäytteiden arvot kymmenestä Venäjän puoleisesta näytteenottopisteestä (Kovdorista Montsegorskiin).

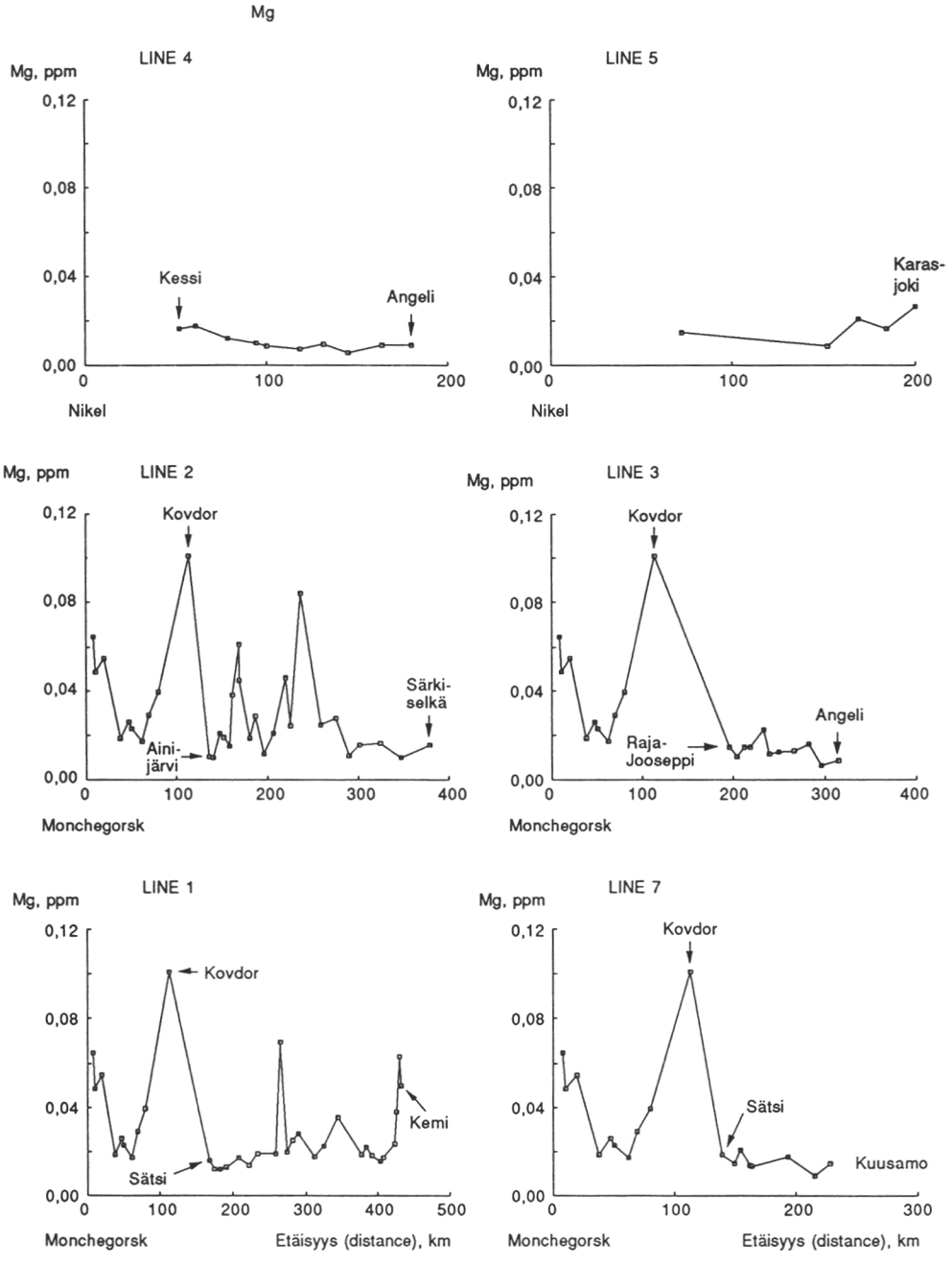
Selvä lumen rikkipitoisuuden gradientti ilmeni Suomen puolella vain kahdella linjalla: rikkipitoisuus aleni linjalla 1 Kemistä Sätsiin ja linjalla 7 Kuusamosta Sätsiin (kuva 3). Tulos vastasi edellä mainittua tutkimuslinjojen 1-5 keskiarvojen käyttäytymistä, koska linjojen 1 ja 7 suunta on likimain etelästä pohjoiseen. Muut Suomen puoleiset linjat, jotka pääasiassa kulkevat idästä länteen, antoivat erittäin tasaisia rikkipitoisuuksia. Kohonnut arvo linjan 2 puolivälissä on Sodankylän lähellä olevasta näytteenottopisteestä. Venäjän puolella on pienehkö huippu Kovdorin kohdalla ja hyvin suuri pitoisuus lähellä Montsegorskia.



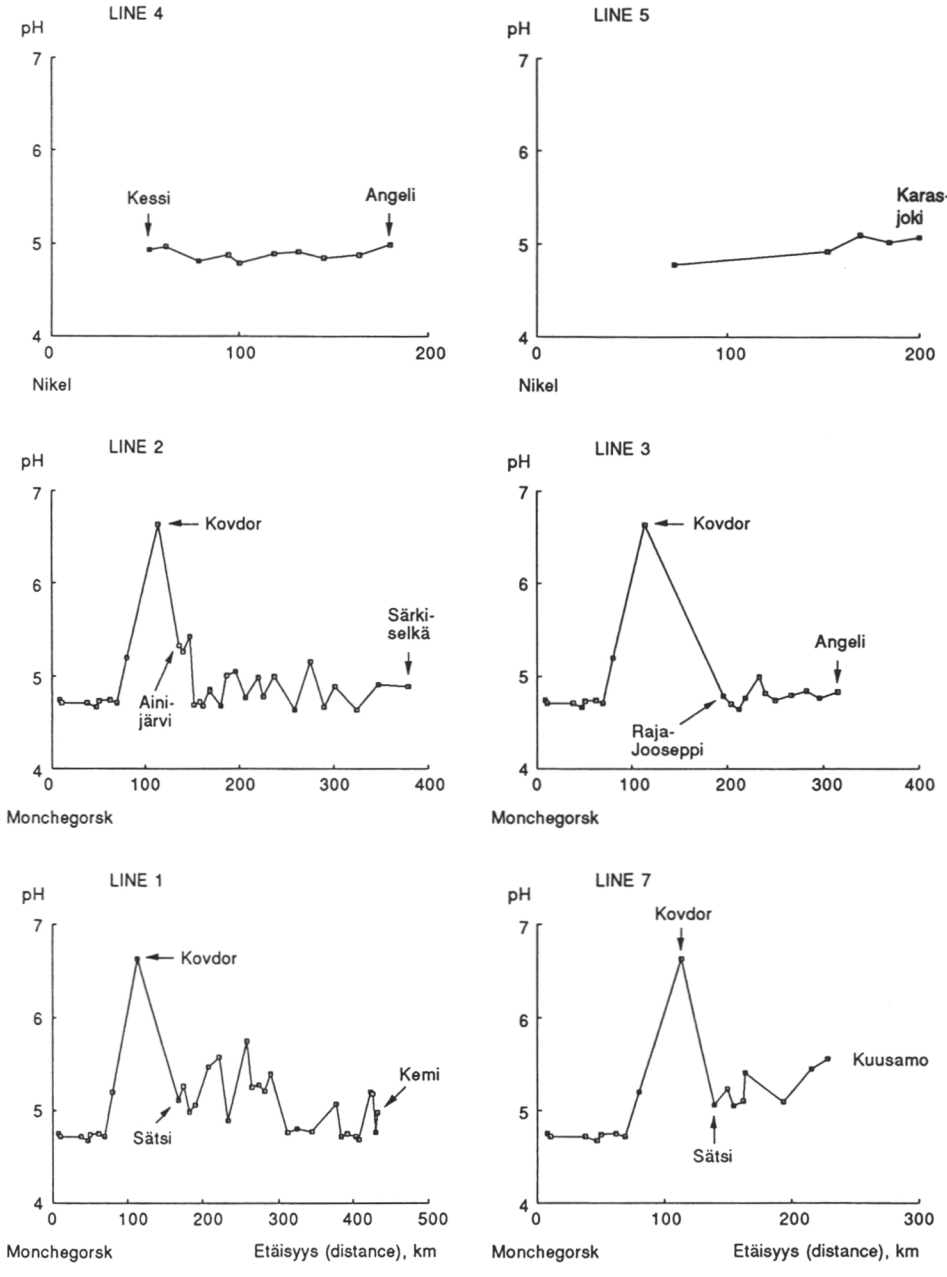
Kuva 3. Lumen kokonaisrikkipitoisuus tutkimuslinjoittain maaliskuussa 1991.
Figure 3. Total sulphur concentrations in the snowpack along the sampling lines in Finnish Lapland in March, 1991.



Kuva 4. Lumen kalsiumpitoisuus tutkimuslinjoittain maaliskuussa 1991.
Figure 4. Calcium concentrations in the snowpack along the sampling lines in Finnish Lapland in March, 1991.



Kuva 5. Lumen magnesiumpitoisuus tutkimuslinjoittain maaliskuussa 1991.
Figure 5. Magnesium concentrations in the snowpack along the sampling lines in Finnish Lapland in March, 1991.



Kuva 6. Lumen pH-arvot tutkimuslinjoittain maaliskuussa 1991.
Figure 6. Mean pH of the snowpack along the sampling lines in Finnish Lapland in March, 1991.

Lumen kalsiumpitoisuudet linjoilla 3, 4, 5 ja 7 olivat erittäin tasaisia (kuva 4). Linjoilla 1 ja 2 tiheämpi tieverkosto ja asutus ilmeisesti kohottivat paikoin pitoisuuksia. Suomen puolella kalsiumpitoisuus laski linjalla 1 siirryttäessä Kemistä kohti Sätsiä. Venäjän puolella esiintyi kaksi kalsiumpitoisuuden huippua, toinen Kovdorin lähellä ja toinen lounaaseen Montsegorskista.

Lumen magnesiumpitoisuudet olivat linjoilla 3, 4, 5 ja 7 (kuva 5) varsin tasaisia. Pitoisuudet olivat kaiken kaikkiaan pieniä, mutta tutkimuslinjoilla 1 ja 2 vaihtelu oli melko voimakasta. Korkeimmat pitoisuudet tavattiin Kovdorissa, mutta myös Suomen puolella oli muutamia korkeita, Montsegorskin tasoa olevia pitoisuuksia.

Lumen pH-arvot olivat hyvin tasaisia pohjoisimmilla linjoilla 3-5. Eteläisimmillä linjoilla 1, 2 ja 7 vaihtelu oli voimakkaampaa (kuva 6). Kovdorissa lumen pH oli selvästi korkein. Aineistossa ei näkynyt selviä muutossuuntia tai alueellisia eroja yksittäisiä korkeampia arvoja lukuunottamatta.

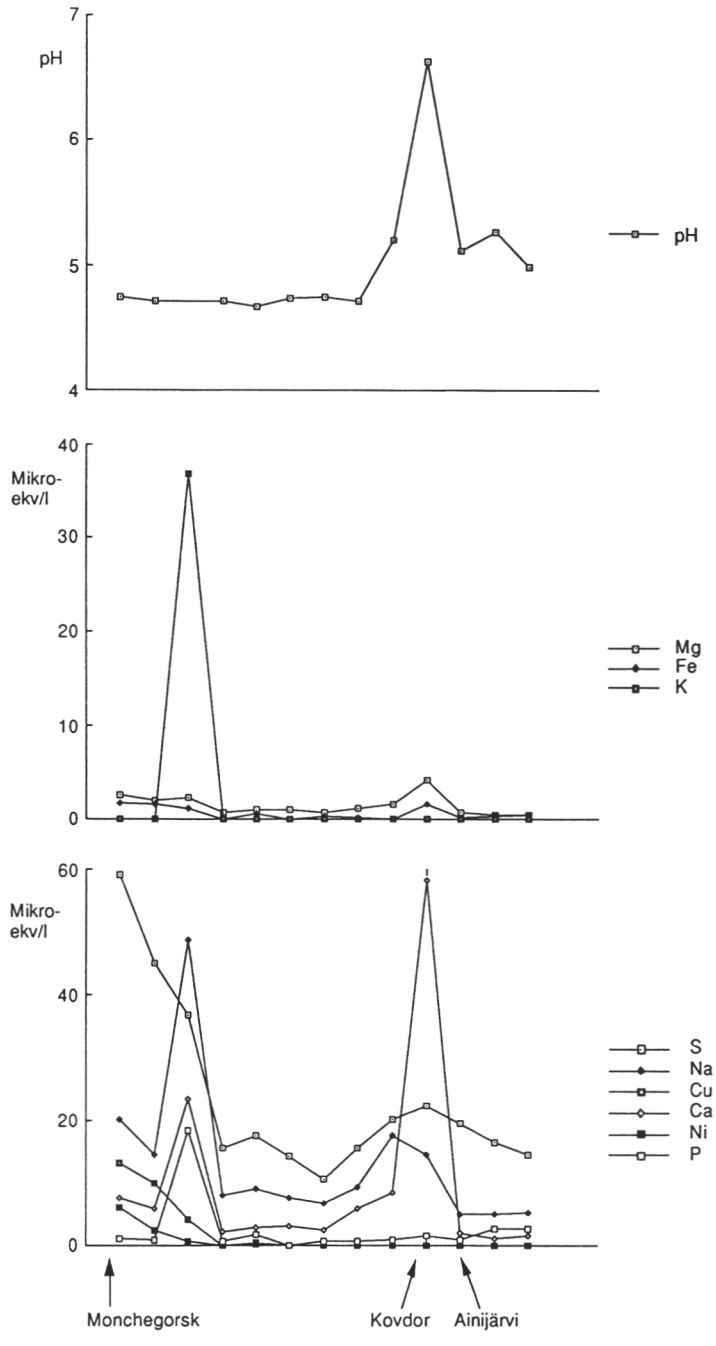
Kuparin, nikkelin, fosforin ja kaliumin arvot olivat miltei poikkeuksetta alle määritysrajan, ja siksi näitä alkuaineita ei tässä käsitellä.

Laskeuma Kuolan niemimaan länsiosassa

Lumipeitteen pH ja alkuainepitoisuudet Montsegorskista lähtevällä linjalla, joka kulkee Kovdorin kautta Suomeen, esitetään kuvassa 7. Pitoisuudet on laskettu ekvivalenttiarvoina (µekv/l), jotta vertailu eri metallien sekä fosforin ja rikin välillä olisi mielekästä.

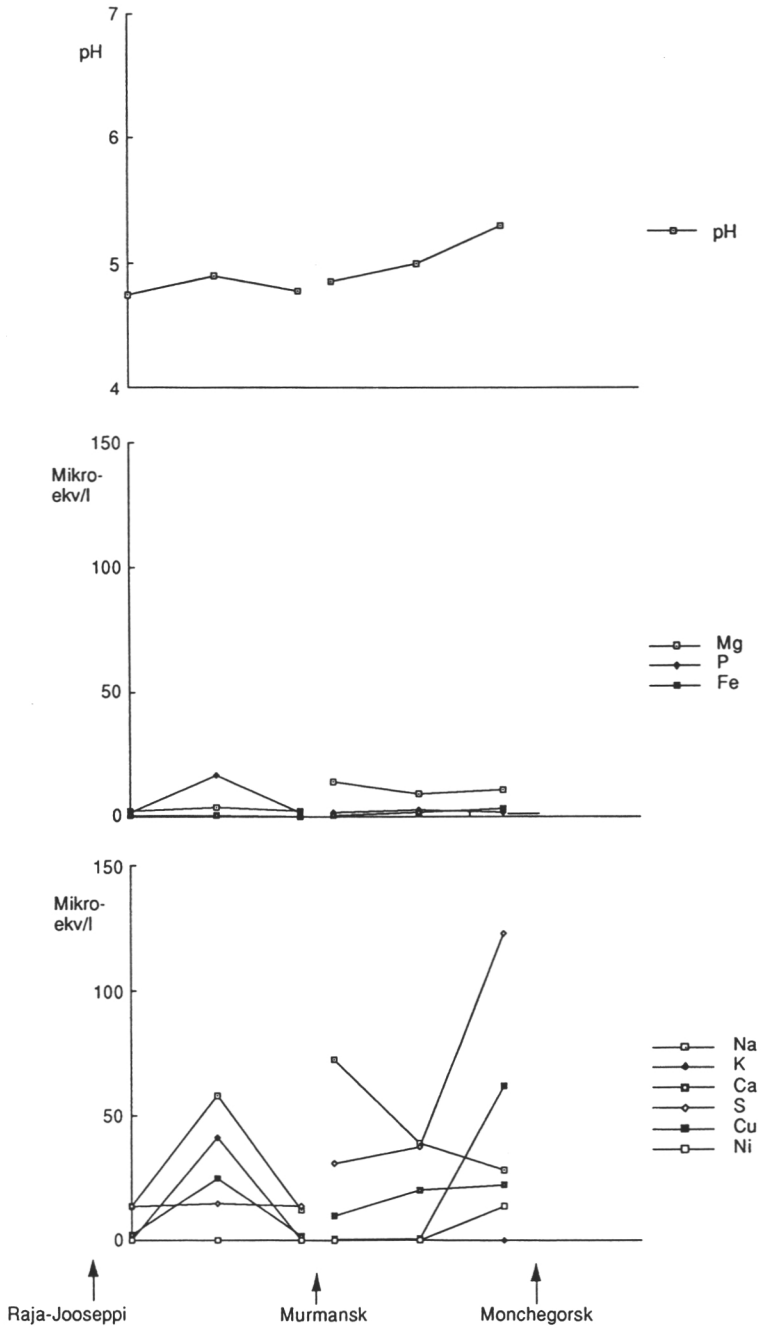
Montsegorskin lähellä rikin, kuparin ja nikkelin pitoisuudet lumessa olivat moninkertaisia muiden alueiden tasoon verrattuna. Apatiitin kaupungin länsipuolella oli rikin lisäksi runsaasti natriumia, kalsiumia (kuva 4, linja 2) ja fosforia. Kovdorin lähellä lumessa oli kalsiumin lisäksi keskimääräistä enemmän kaliumia ja natriumia.

Laskeumahuippujen terävyyden, vähäisen liikenteen ja suhteellisen harvojen päästölähteiden perusteella sekä maaseutuasutuksen aiheuttaman taustalaskeuman puuttuessa on mahdollista melko tarkkaan määrittää teollisuuslaitoksista (tehtaat, voimalat) peräisin olevien kuivapäästöjen tyyppi tässä osassa Kuolan niemimaata. Suolaa (NaCl) ei myöskään käytetä lainkaan teiden suolaukseen talvisin. Suuria hiukkasia sisältävät päästöt Montsegorskista koostuvat otaksuttavasti kalsiumin, nikkelin ja kuparin sulfaateista (tai sulfideista). Korkeiden pH-arvojen puuttuminen sulkee pois oksidien muodossa olevat päästöt. "Normaalit" pH-arvot myös osoittavat odotetusti, että rikkidioksidin muuntuminen ilmassa talven aikana tai lumipeitteen pinnalla rikkihapokkeeksi tai -hapoksi näyttää olevan erittäin vähäistä näin lähellä sulattoa.



Kuva 7. Lumipeitteen laatu Venäjän puolella Kuolan niemimaan länsiosassa linjalla Montsegorsk-Kovdor-Ainijärvi maaliskuussa 1991.

Figure 7. Elemental composition of the snowpack in the western part of the Kola Peninsula along the sampling line Monchegorsk-Kovdor-Ainijärvi in March, 1991.



Kuva 8. Lumipeitteen laatu Venäjän puolella Kuolan niemimaan länsiosassa kahdella linjalla, Raja-Jooseppi-Murmansk ja Murmansk-Montsegorsk, maaliskuussa 1991.

Figure 8. Elemental composition of the snowpack in the western part of the Kola Peninsula along the two lines, Raja-Jooseppi-Murmansk and Murmansk-Monchegorsk, in March, 1991.

Apatiitin kaupungin länsipuolella sijaitsevan näytealan tulokset selittyvät lannoitetehtaiden läheisyydellä. Apatiittimineraali $Ca_5(PO_4)_3(F,Cl,OH)$, josta valmistetaan lannoitetta, sisältää runsaasti kalsiumia ja fosforia. Tämä mineraali ei ole emäksinen, ja siksi tässä näytteenottopisteessä ei ole kohonneita pH-arvoja. Lievästi noussut rikin pitoisuus johtunee Montsegorskin ja Apatiitin rikkipäästöistä. Erittäin korkea natriumin ja kaliumin laskeumataso saattaisi puolestaan johtua apatiitin raaka-aineen epäpuhtauksista.

Kovdorin kaivoskaupungin päästöt sisältävät lumen pitoisuuksien perusteella erityisesti kalsiumia (kuva 6), mutta myös natriumia ja rikkiä. Vaikka Kovdorin avolouhos ja tehdas tuottavatkin rautamalmirikastetta, maaperässä oleva rauta (magnetiitti) on yhdistynyt apatiittimineraaliin.

Lumipeitteen pH ja kalsiumin, magnesiumin, natriumin, kaliumin, raudan, nikkelin, kuparin, rikin ja fosforin pitoisuudet linjoilla Montsegorsk-Murmansk ja Murmansk-Raja-Jooseppi esitetään kuvassa 8. Siinä erottuu kolme pitoisuushuippua.

Ensimmäinen pitoisuushuippu oli Raja-Joosepin ja Murmanskin puolivälissä ja sijaitsi n. 190 km suoraan etelään Nikelistä. Luonteenomaista olivat korkeat natriumin, kaliumin, kalsiumin ja fosforin pitoisuudet. Toinen pitoisuushuippu ilmeni 50 km suoraan etelään Murmanskista, ja sitä luonnehtivat korkeat natriumin ja magnesiumin pitoisuudet. Kolmas pitoisuushuippu oli näytteenottokohdassa, joka sijaitsi vain 13 km pohjoiseen Montsegorskin sulatoista ja n. 10 km pohjoiseen itse kaupungista. Tästä pisteestä mitattiin aineiston korkein rikkipitoisuus. Rikkipitoisuus oli yli kaksi kertaa suurempi kuin etelämmästä, lähempää sulattoa määritetty pitoisuus. Nikkelin ja kuparin pitoisuudet olivat vastaavasti neljä kertaa korkeammat kuin sulaton eteläpuolella. pH oli tässä pisteessä aineiston toiseksi korkein.

Johtopäätökset

Vaikka lumipeitteen koostumus ei annakaan kvantitatiivista arviota laskeuman tasosta, se kuvaa kuitenkin varsin hyvin suhteellista laskeumaa. Tässä suhteessa pitoisuusmittaukset ovat lisänneet tietämystämme päästötyypeistä, jotka voivat kulkeutua Venäjältä Suomeen. Rikin, kuparin ja nikkelin lisäksi niemimaan länsiosissa on huomattavia natriumin, kalsiumin, magnesiumin ja fosforin pistemäisiä lähteitä. Se osoittaa myös, että lumipeitteen koostumus ilmaisee herkästi väestön ja liikenteen kuormituksen, sillä taustapitoisuuksien aiheuttama mittaushäiriö on pohjoisessa Lapissa vähäistä verrattuna sen keski- ja eteläosiin.

Montsegorskista Suomen rajalle kulkevalla tutkimuslinjalla ei laskeumassa ole selvää gradienttia, joka olisi peräisin yhdestä pistemäisestä lähteestä. Ihmistoiminnan aiheuttama laskeuma (haitallinen tai

hyödyllinen), joka tulee teollisuuslähteistä Apatitista, Kantalahdesta (lisäksi mahdollisesti mereltä tulevaa laskeumaa) ja Kovdorista, vaikuttaa huomattavasti laskeumatasoon pitkin linjaa.

Näyttää siltä, että talven 1990/1991 aikana Kuolan nimimaalta kulkeutui Suomeen suhteellisen vähän maaperän ja vesien happamoitumista aiheuttavaa ainesta. Tasaiset pH- ja rikkiarvot Lapin poikki itälänsisuunnassa kulkevilla tutkimuslinjoilla (2-4) osoittavat tämän. Sitäpaitsi on ilmeistä, että märkälaskeuman rikki Lapissa on suurimmalta osaltaan peräisin etelästä (kuva 3, linja 1).

Luotettavien lumipeitetietojen puuttuminen linjojen 5 (Nikel-Angeli) ja 6 (Nikel-Karasjoki, Norja) itäisistä osista Suomen puolelta vähentää suuresti mahdollisuuksia arvioida Nikelin alueen päästöjen vaikutuksia märkälaskeumaan Koillis-Lapissa. Kulkuvaikeuksista huolimatta tämä puute pitää poistaa seuraavassa luminäytteiden keräyksessä maaliskuussa 1992.

Kemiallisia analyysejä pitäisi laajentaa niin, että mitattaisiin kloorin, fluorin ja myös sulfaatin (kokonaisrikin lisäksi) pitoisuuksia Kuolan niemimaalta ja erityisesti Lapin itärajalta otetuista näytteistä. Tästä olisi apua selvitettäessä lumipeitteen märkälaskeuman eri ainesten alkuperää.

Kirjallisuus

Derome, J., Lindroos, A-J., Niska, K. & Välikangas, P. 1992. Kokonaislaskeuma Lapissa vuonna 1990-1991. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Kokonaislaskeuma Lapissa vuonna 1990 - 1991

John Derome[1], Antti-Jussi Lindroos[1],
Kaarina Niska[2] & Pekka Välikangas[2]
[1]Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto
PL 18, 01301 Vantaa
[2]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: Bulk deposition in Finnish Lapland during July 1990 to June 1991

Bulk precipitation was collected at the 14 ion-balance monitoring plots during July 1990 to June 1991. Rainfall was collected using 5 rainfall gauges during the snowfree season, and 2 snow gauges during the winter. The collectors were located in open areas close to the plots, and were emptied at intervals of ca. 3 weeks. After filtration the samples were analysed for pH, organic matter content (permanganate consumption), Ca, Mg, K, Na, total S and N, NH_4-N, NO_3-N.

Precipitation in Lapland during the period was fairly low, averaging about 340 mm. The mean pH was about 4.8. No decreasing pH gradient was found on moving towards the point sources in the Kola Peninsula - on the contrary, decreasing pH gradients were found in the directions E-W and NE-SW. Two main gradients were found: 1) the national S-N gradient for S, N, Ca and Mg, and 2) a gradient running from the Arctic Ocean to the SW for Mg, Ca and Na. The deposition pattern in southern and central Lapland was thus considerably influenced by pollution derived from southern Finland and central Europe, and in northern Lapland by the proximity of the Arctic Ocean.

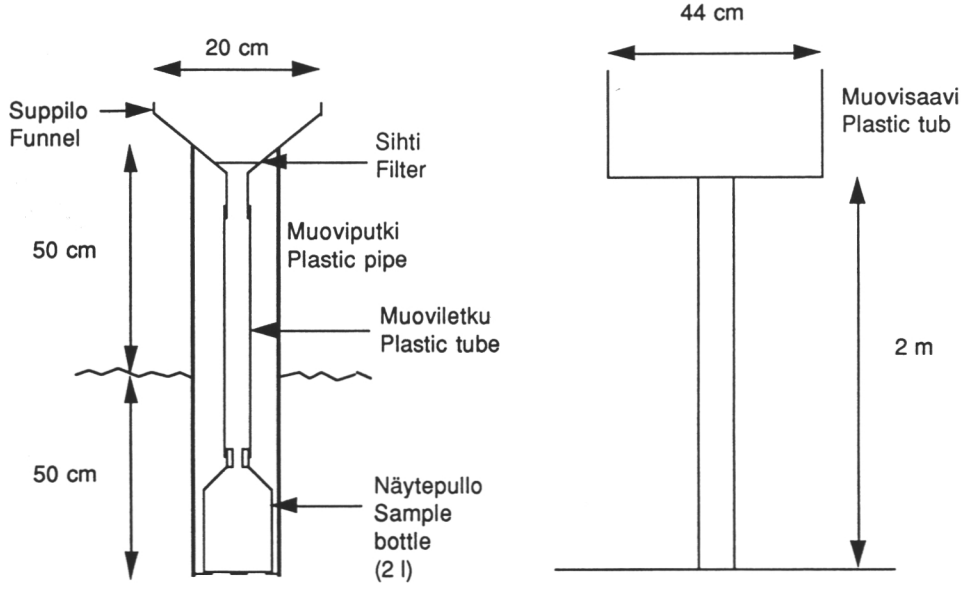
Johdanto

Kokonaislaskeuman määrän ja laadun tutkimiseen laajalla maantieteellisellä alueella liittyy useita ongelmia. Esimerkiksi sadannan määrässä on huomattavaa paikallista vaihtelua erityisesti kesällä. Vaikka Lapissa on melko paljon Ilmatieteenlaitoksen ja Vesi- ja ympäristöhallituksen sääasemia, niiden tuottama tieto ei ole riittävän yksityiskohtaista metsäekosysteemin ionitasetutkimuksia varten. Tarkasteltaessa sadannan määrän ja laadun muutoksia metsässä on välttämätöntä tuntea tarkasti juuri tutkittavaan metsäekosysteemiin ilmasta kohdistuva kuormitus. Siksi Itä-Lapin metsävaurioprojektissa selvitetään kullekin ionitasekoealalle tuleva kokonaislaskeuma.

Kokonaislaskeuma sisältää tässä yhteydessä märkälaskeuman (sadevesi ja lumi) sekä osan kuivalaskeumasta. Sadantakeräimiin kertyvä kuivalaskeuma koostuu pääosin lähinnä paikallista alkuperää olevista suurista partikkeleista sekä vähäisestä määrästä hienojakoista leijumaa ja aerosoleja (meren läheisyydessä). Tuulen toiminta maanpinnan lähellä vaikeuttaa lumen keräämistä, mutta tuulen vaikutusta voidaan vähentää sijoittamalla lumikeräimet esimerkiksi 2 m korkeuteen maasta.

Aineisto ja menetelmät

Kokonaislaskeuma kerättiin viiden sadevesikeräimen ja kahden lumikeräimen avulla kunkin ionitasekoealan läheisyydessä sijaitsevalta aukealta paikalta. Lumettomana aikana keräimet tyhjennettiin noin kolmen viikon välein. Talviaikana keräysjaksojen pituus riippui satavan lumen määrästä. Keräimien rakenne on esitetty kuvassa 1. Sadevesikeräimien rakenteessa on huomioitu näytteen säilytys siten, että keräyspullo on sijoitettu maanpinnan alapuolelle pimeään ja viileään ympäristöön mikrobiologisen kasvun minimoimiseksi. Sadevesikeräimien kokonaispinta-ala oli kullakin koealalla 0,16 m^2 ja lumikeräimien 0,30 m^2.



Kuva 1. Vapaan sadannan keräimet. Vasemmalla sadevesi- ja oikealla lumikeräin.
Figure 1. Design of the rain and snow gauges.

Laboratoriossa näytteet suodatettiin suodatinpaperin läpi. Ennen suodatusta luminäytteet sulatettiin huoneenlämmössä. Osa näytteestä erotettiin pH-mittausta varten. Kokonaistyppimäärityksiin menevä osa näytteestä pakastettiin, ja metallimäärityksiin erotettu osa kestävöitiin typpihapolla. H+ -kuorma laskettiin vesinäytteiden pH-arvoista.

Kokonaislaskeuma kerättiin 14 ionitasekoalalta heinäkuun 1990 ja kesäkuun 1991 välisenä aikana. Saatuja tuloksia verrataan edellisen mittausvuoden (heinäkuu 1989 - kesäkuu 1990) tuloksiin niiden seitsemän koealan osalta, jotka oli perustettu projektin alkuvaiheessa kesällä 1989 (ks. Derome ym. 1991). Sekaannuksen välttämiseksi näihin kahteen laskeuma-aineistoon viitataan tuloksia tarkasteltaessa ajanjaksoa kuvaavilla merkinnöillä 1989/90 (7 koealaa) ja 1990/91 (14 koealaa).

Tulokset ja tulosten tarkastelu

Vuotuinen sadanta

Vuotuinen sadanta (mm) Lapissa heinäkuun 1990 ja kesäkuun 1991 välisenä aikana oli noin 6 % pienempi kuin vuotta aikaisemmin niillä seitsemällä koealalla, joilta sadantatiedot oli saatavissa myös edelliseltä vuodelta. Länsi-Lapissa sijaitseva koeala (Särkiselkä, Kolari) oli poikkeus, sillä koealalta mitattu vuotuinen sadanta oli noin 10 % korkeampi kuin mittausvuonna 1989/90. Keskimääräinen vuotuinen sadanta 14 koealalla oli 339 mm mittausvuonna 1990/91 eli noin puolet Etelä-Suomen pitkäaikaisista sadantakeskiarvoista. Sademäärissä ei havaittu selviä trendejä koealojen välillä, mutta vuotuinen sadanta Pohjois-Lapissa (276 mm) oli selvästi alempi kuin Keski- ja Etelä-Lapissa (373 mm) (kuva 2). Haihdunnan aiheuttama veden hävikki lumikeräimistä varhaiskeväällä on mahdollisesti alentanut vuotuisia sadanta-arvoja jonkin verran. Mahdollinen haihdunta ei kuitenkaan vaikuta kokonaislaskeuman ionikuormaan.

pH

Kokonaislaskeuman pH-keskiarvo seitsemällä kahden vuoden aikana toimineella koealalla oli molempina vuosina lähes samansuuruinen: pH 4,80 vuonna 1989/90 ja pH 4,84 vuonna 1990/91. Ainoat merkittävät muutokset näillä koealoilla olivat 0,4 pH-yksikön kasvu Ainijärvellä, 0,2 pH-yksikön kasvu Sätsissä sekä 0,2 pH-yksikön lasku Raja-Joosepissa. Kaksi pH-gradienttia havaittiin 14 koealan verkostossa vuonna 1990/91: pH-arvot kasvoivat (eli happamuus väheni) koillista kohti gradientilla Kemi - Sätsi samoin kuin itää kohti gradientilla Särkiselkä (Kolari) - Ainijärvi. Jonkin verran alempia pH-arvoja mitattiin viideltä

Pohjois-Lapin koealalta (pH-keskiarvo 4,7) verrattuna Keski- ja Etelä-Lapin yhdeksään koealaan (pH-keskiarvo 4,9). Alin pH-keskiarvo (pH 4,5) oli Kessin koealalla, ja korkeimmat pH-keskiarvot määritettiin Ainijärven, Sätsin ja Kemijärven koealoille (pH 5,0) (kuva 2).

Vetyionilaskeuma

Vuotuinen vetyionilaskeuma oli seitsemän koealan verkostolle lähes samanlainen molempina vuosina: keskiarvo oli 6,6 mekv/m^2/v vuonna 1989/90 ja 6,3 mekv/m^2/v vuonna 1990/91. Kuitenkin vetyionikuormitus pieneni selvästi Ainijärven (-2,9 mekv/m^2/v) ja Sätsin (-2,8) koealoilla ja vastaavasti taas kasvoi Kessin (+2,8) ja Raja-Joosepin (+2,0) koealoilla. Korkeimmat laskeuma-arvot määritettiin 14 koealan verkostossa vuonna 1990/91 Särkiselässä (12,4) ja Kemissä (10,1) sekä alimmat laskeuma-arvot Lokassa (3,8). Vetyionikuormituksen väheneminen koillista kohti linjalla Kemistä Sätsiin oli ainoa havaittu H+-gradientti. Vetyionilaskeuma oli hieman suurempi Pohjois-Lapissa (keskiarvo 6,7 mekv/m^2/v) verrattuna Keski- ja Etelä-Lappiin (6,4). Nämä laskeumatasot ovat kuitenkin vain neljänneksen Etelä-Suomen pitkän ajan keskiarvoista (kuva 3).

Rikkilaskeuma

Tässä esitettävät tulokset käsittävät kokonaisrikin laskeuman, joten SO_4-S:n määrä kokonaislaskeumassa on näitä lukuja pienempi. Yleisesti ottaen tuloksissa oli havaittavissa selvä vuotuisen rikkilaskeuman väheneminen vuonna 1990/91 seitsemällä kaksi vuotta toimineella koealalla verrattuna vuoteen 1989/90. Rikkilaskeuma oli 179 mg/m^2/v vuonna 1989/90 ja 151 mg/m^2/v vuonna 1990/91. Kuormitus väheni eniten Sevettijärvellä (200 -> 112 mg/m^2/v). Jos Rajalan hieman korkeammat arvot jätetään huomioimatta, rikkilaskeumassa oli havaittavissa hyvin selvä laskeva trendi etelästä pohjoiseen Lapissa. Pohjois-Lapin itäosassa oli jonkin verran korkeampia arvoja kuin länsiosassa. Pohjois-Lapin rikkilaskeuma (keskiarvo 121 mg S/m^2/v) oli kuitenkin selvästi pienempi kuin Keski- ja Etelä-Lapissa (keskiarvo 189 mg S/m^2/v). Koko Lapin keskiarvo 165 mg S/m^2/v oli vain viidesosan suuruinen Etelä-Suomen pitkänajan keskiarvoon verrattuna (kuva 3).

Typpilaskeuma

Tässä esitettävät tulokset käsittävät laskeuman kokonaistypen. Tuloksia ei ole laskettu NH_4-N:n ja NO_3-N:n summana, vaan kokonaistyppi on määritetty suoraan näytteistä. Kaksi vuotta käytössä olleilla seitse-

mällä koealalla vuotuinen typpilaskeuma oli hieman suurempi vuonna 1990/91 (285 mg/m^2/v) kuin vuonna 1989/90 (246 mg/m^2/v). 14 koealan perusteella typpilaskeumassa oli havaittavissa selvä laskeva trendi pohjoista kohti: typpilaskeuma Etelä- ja Keski-Lapissa oli keskimäärin 299 mg/m^2/v ja Pohjois-Lapissa 220 mg/m^2/v. Arvot vastaavat 3,0 ja 2,2 kg N/ha/v (kuva 4).

Kalsiumlaskeuma

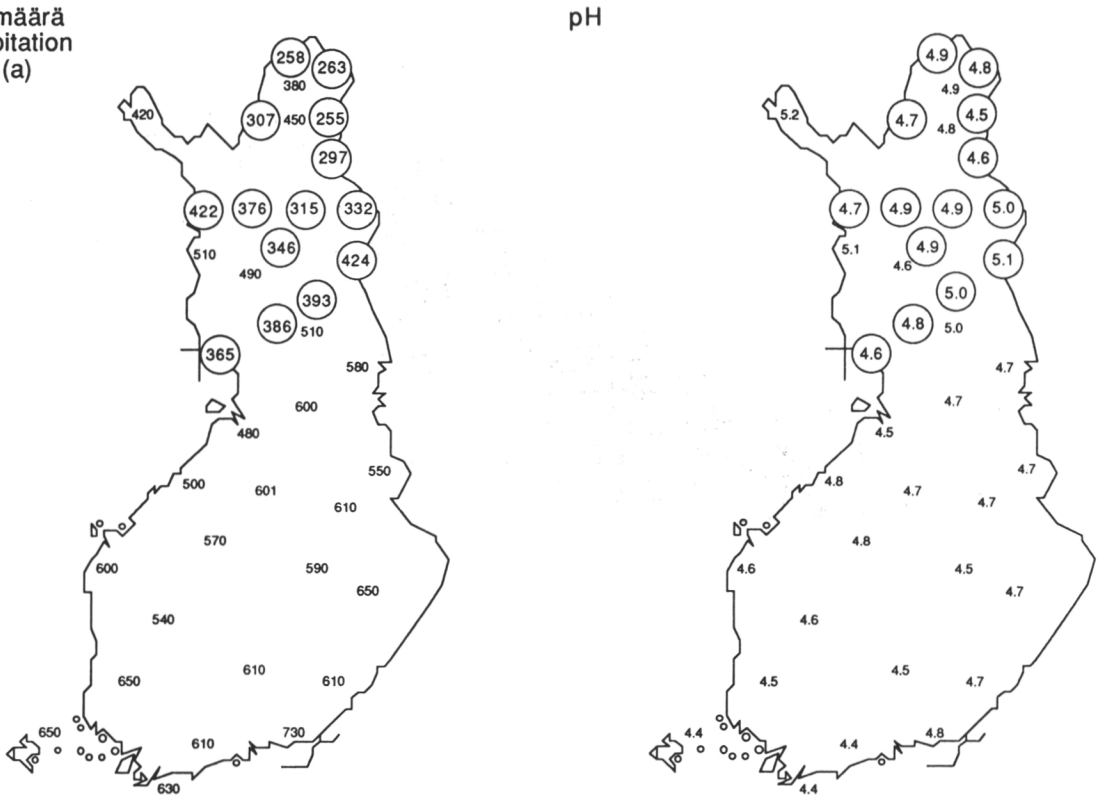
Kalsiumlaskeuma oli vuosina 1989/90 ja 1990/91 (seitsemän koealan perusteella) hyvin samanlainen; laskeuma väheni 15,7 mg:sta 15,0 mg:aan/m^2/v. Yksittäisillä koealoilla oli kuitenkin havaittavissa huomattavaa vaihtelua vuosien välillä. Voimakkaasti kasvavat arvot Sätsistä lounaaseen kohti Kemiä muodostivat selvimmän trendin vuoden 1990/91 tuloksissa. Korkeat laskeuma-arvot Kemin koealalla johtuvat todennäköisesti sementtitehtaan läheisyydestä (etäisyys 3 km). Kovdorissa Venäjällä sijaitseva rautaa/apatiittia tuottava avolouhos (Ainijärven koealalta kaakkoon noin 50 km) voi osaltaan selittää hieman kohonneita arvoja Ainijärven koealalla verrattuna muihin koealoihin linjalla Särkiselkä - Ainijärvi. Myös Pohjois-Lapissa havaittiin itärajaa pitkin pohjoiseen päin kohoava kalsiumin gradientti (kuva 4). Syitä näiden tulosten ja Vesi- ja ympäristöhallituksen mittaamien pitkän ajan keskiarvojen suuriin eroihin on käsitelty aikaisemmin artikkelissa Derome ym. (1991). Tässä esitetyt tulokset ovat kuitenkin hyvin samanlaisia kuin Ilmatieteen laitoksen vastaavat tulokset.

Magnesiumlaskeuma

Magnesiumlaskeuma seitsemällä koealalla vuonna 1990/91 oli huomattavasti alempi kuin vuonna 1989/90. Arvot laskivat keskimäärin 8,3 mg:sta 5,6 mg:aan/m^2/v. Magnesiumlaskeuma jakaantui 14 koealalle vuonna 1990/91 samalla tavoin kuin kalsiumlaskeumakin; tuloksista havaittiin selvä kasvava gradientti pohjoista kohti itärajaa pitkin Pohjois-Lapissa. Samanlainen kasvava gradientti havaittiin Sätsi - Kemi -linjalla (kuva 5).

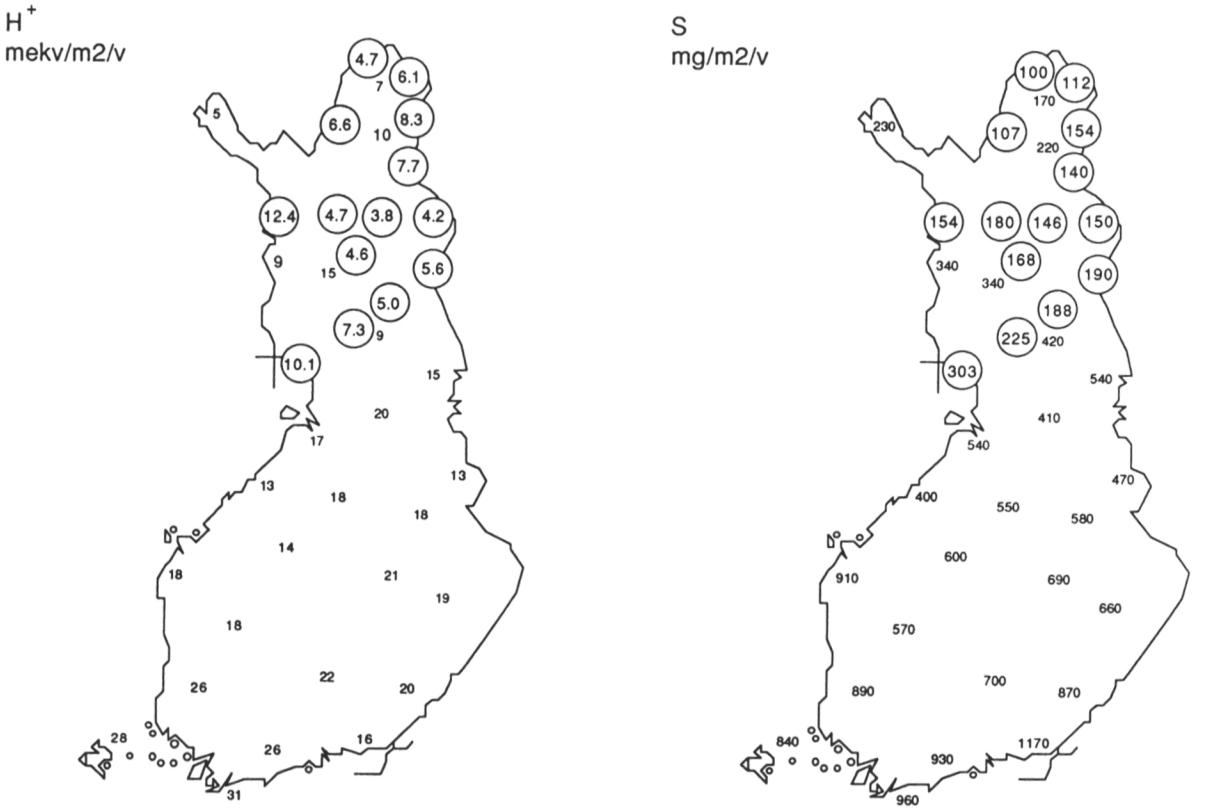
Natriumlaskeuma

Natriumlaskeuma seitsemällä koealalla vuonna 1990/91 oli jonkin verran alempi kuin vuonna 1989/90. Arvot laskivat keskimäärin 67 mg:sta 58 mg:aan/m^2/v. Kokonaislaskeuma-aineistossa havaittiin selvä gradientti 14 koealan verkostolle vuonna 1990/91: laskeva gradientti Sevettijärveltä etelään (kuva 5). Tämä johtuu oletettavasti Jäämeren vaikutuksesta.



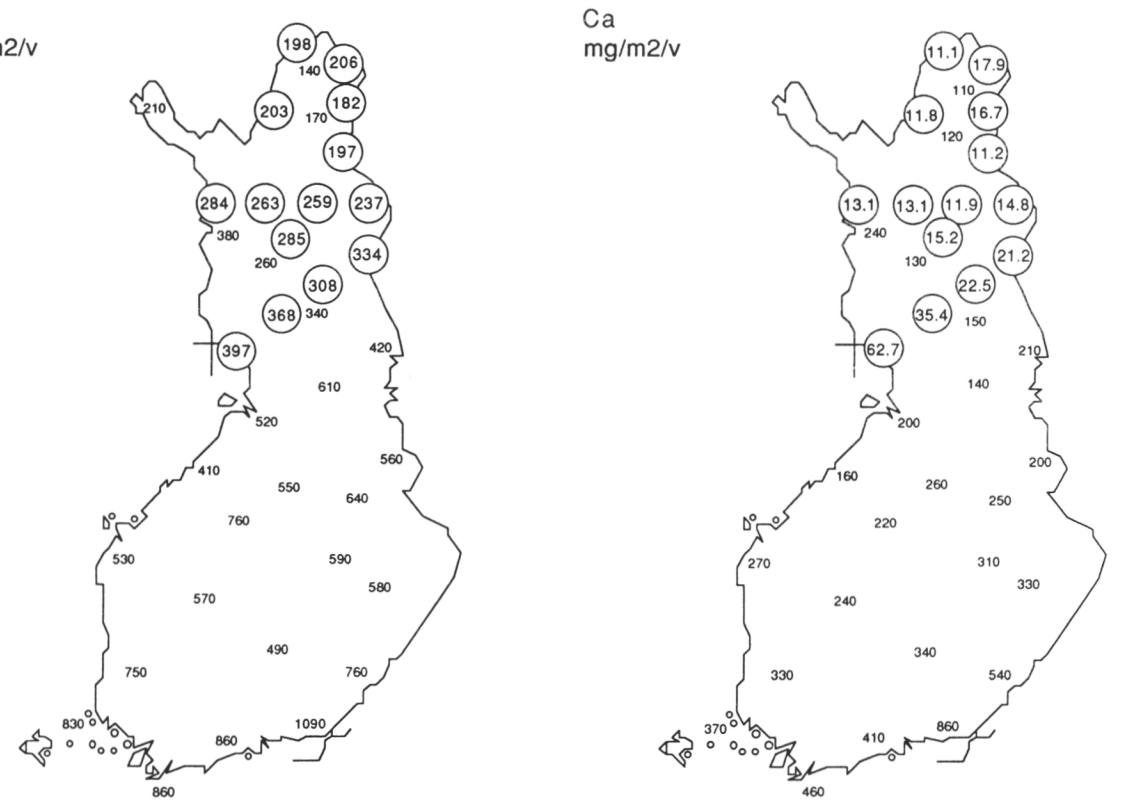
Kuva 2. Vuotuinen sademäärä ja vapaan sadannan pH-keskiarvo. Rengastetut arvot ovat ionitasekoealojen tuloksia (heinäkuu 1990 - kesäkuu 1991) ja pienet rengastamattomat luvut Vesi- ja ympäristöhallituksen mittaamia pitkän ajan keskiarvoja (1971-1988).

Figure 2. Annual precipitation and mean pH of bulk precipitation. Ringed values refer to data from the ion-balance monitoring plots (July 1990 - June 1991), and the smaller-type unringed values are long-term means (1971-1988) recorded by the National Board of Waters and the Environment.



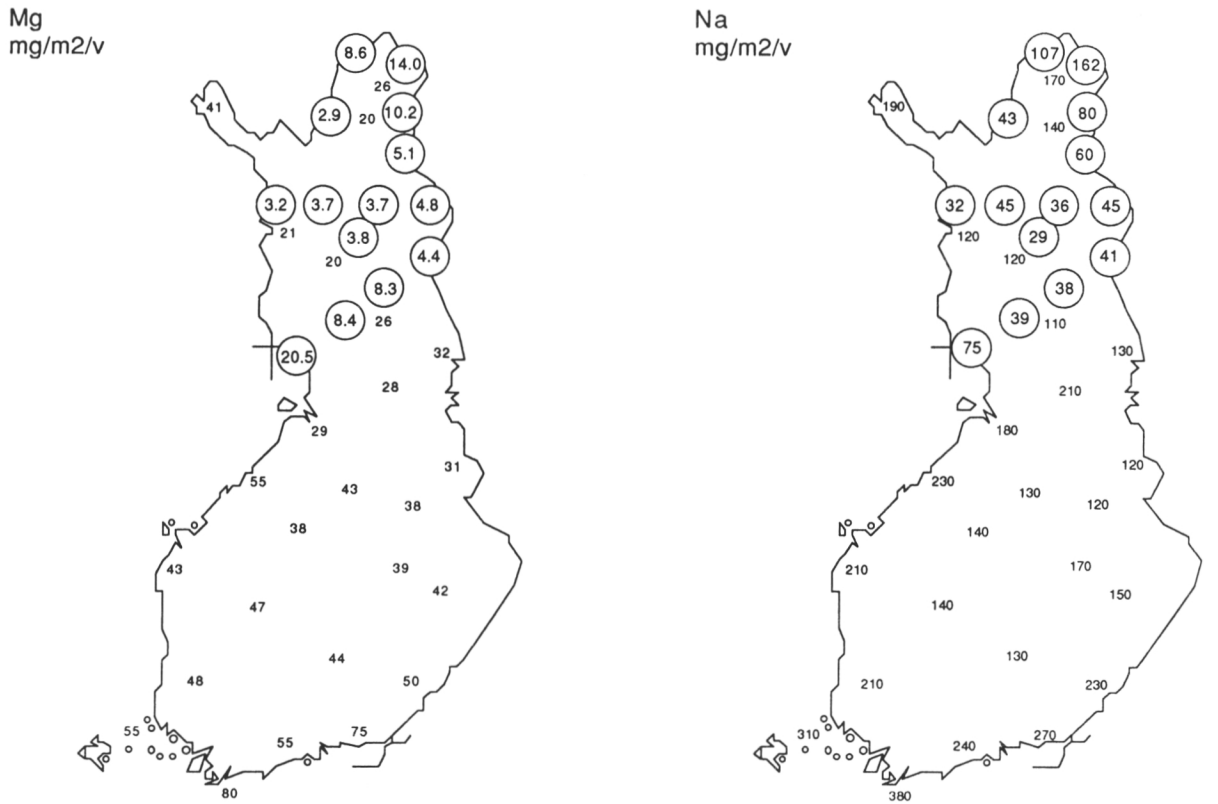
Kuva 3. Vapaan sadannan vetyioni- ja kokonaisrikkikuorma. Rengastetut arvot ovat ionitasekoealojen tuloksia (heinäkuu 1990 - kesäkuu 1991) ja pienet rengastamattomat luvut Vesi- ja ympäristöhallituksen mittaamia pitkän ajan keskiarvoja (1971-1988).

Figure 3. Annual hydrogen ion and total sulphur deposition as bulk precipitation. Ringed values refer to data from the ion-balance monitoring plots (July 1990 - June 1991), and the smaller-type unringed values are long-term means (1971-1988) recorded by the National Board of Waters and the Environment.



Kuva 4. Vapaan sadannan kokonaistyppi- ja kalsiumkuorma. Rengastetut arvot ovat ionitasekoealojen tuloksia (heinäkuu 1990 - kesäkuu 1991) ja pienet rengastamattomat luvut Vesi- ja ympäristöhallituksen mittaamia pitkän ajan keskiarvoja (1971-1988).

Figure 4. Annual total nitrogen and calcium deposition as bulk precipitation. Ringed values refer to data from the ion-balance monitoring plots (July 1990 - June 1991), and the smaller-type unringed values are long-term means (1971-1988) recorded by the National Board of Waters and the Environment.



Kuva 5. Vapaan sadannan magnesium- ja natriumkuorma. Rengastetut arvot ovat ionitasekoealojen tuloksia (heinäkuu 1990 - kesäkuu 1991) ja pienet rengastamattomat luvut Vesi- ja ympäristöhallituksen mittaamia pitkän ajan keskiarvoja (1971-1988).

Figure 5. Annual magnesium and sodium deposition as bulk precipitation. Ringed values refer to data from the ion-balance monitoring plots (July 1990 - June 1991), and the smaller-type unringed values are long-term means (1971-1988) recorded by the National Board of Waters and the Environment.

Johtopäätökset

Vuotuinen sademäärä Lapissa oli paljon alempi kuin muualla Suomessa, ja tämä luonnollisesti heijastui kokonaislaskeuma-arvoihin kaikkien määritettyjen aineiden kohdalla. Kokonaislaskeumaa Lapissa kuvaa kaksi päägradienttia: Suomen alueella tyypillinen laskeva gradientti etelästä pohjoiseen (S, N, Ca ja Mg) sekä laskeva gradientti Jäämereltä koillisesta lounaaseen (Mg, Ca ja Na). Itä-länsisuuntaista vetyionigradienttia ei Lapissa ilmennyt. Sen vuoksi voidaan päätellä, etteivät Kuolan niemimaan päästöt aiheuttaneet suoraa happamoittavaa vaikutusta Lapin metsämaihin heinäkuun 1990 ja kesäkuun 1991 välisenä aikana.

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 U.S.S.R. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 49-76.

Sadeveden laadun muuttuminen Lapin maaperässä kasvukaudella 1990

Antti-Jussi Lindroos[1], John Derome[1], Kaarina Niska[2] & Pekka Välikangas[2]
[1]Metsäntutkimuslaitos, Metsäekologian tutkimusosasto
PL 18, 01301 Vantaa
[2]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: Relationship between bulk deposition, stand throughfall and percolation water quality in Lapland during the 1990 growing season

The change in rainfall quality as it passes down through the tree canopy and soil to a depth of 5, 20 and 40 cm during the 1990 growing season was followed at 13 ion-balance monitoring plots in Lapland. Evapotranspiration during the growing season was found to have greatly reduced the amount of water percolating down through the soil. This considerably decreased the risk of nutrient leaching losses. The humus layer effectively buffered the input of acidic stand throughfall. Percolation water pH ranged from 3.7 - 6.8 at 5 cm depth, 4.2 - 6.6 at 20 cm, 4.4 - 6.6 at 40 cm. Percolation water aluminium concentrations at all depths were very low, and molar Ca/Al ratio values were considerably greater than the critical value of 0.1. At values below 0.1, root damage can in theory occur. Percolation water at 5 cm depth contained high concentrations of dissolved organic matter. The results indicated that hydrology and organic matter concentrations in the soil play an important role in determining soil water quality and nutrient cycling in Lapland.

Johdanto

Sadeveden määrä ja ionikoostumus muuttuvat kulkiessaan latvuskerroksen läpi (Helmisaari & Mälkönen 1989, Hyvärinen 1990). Metsikkösadannan koostumus muuttuu edelleen maaperässä neutraloitumis- ja puskuriprosessien takia. Keskeisiä neutraloitumis- ja puskuriprosesseja ovat karbonaattimineraalien liukeneminen, silikaattimineraalien rapautuminen, kationinvaihto sekä alumiini- ja rautapuskurit (Mazner & Ulrich 1981, Ulrich 1983, Ulrich & Pankrath 1983). Karbonaattimineraalien liukenemisella ei Suomessa ole juurikaan merkitystä, koska kallioperämme sisältää vähän näitä mineraaleja. Silikaattimineraalien rapautuminen on tärkeä mutta hidas neutraloitumisprosessi. Humus- ja huuhtoutumiskerrosten tärkein ja nopein puskuri-

ominaisuus on kationinvaihto, missä maahiukkasten pinnalla olevat emäskationit korvautuvat vajoveden vetyioneilla. Myös alumiinihydroksidien (sekundaaristen mineraalien) liukeneminen ja saostuminen on merkittävä puskuriprosessi rikastumiskerroksessa.

Arvioitaessa metsäekosysteemin ainekiertoa ja maaperän happamoitumista on olennaista tuntea metsään tulevan ja sieltä lähtevän veden määrä ja laatu. Siksi Lappiin vuosina 1989-90 perustetuilla ionitasekoealoilla selvitetään vapaan ja metsikkösadannan sekä maahan imeytyvän ja alaspäin suotautuvan veden määrää ja laatua. Aineiston avulla pyritään arvioimaan paitsi maaperän happamoitumista ja siihen liittyviä prosesseja myös kasvinravinteiden ja eliöille haitallisten aineiden liikkumista metsäekosysteemissä.

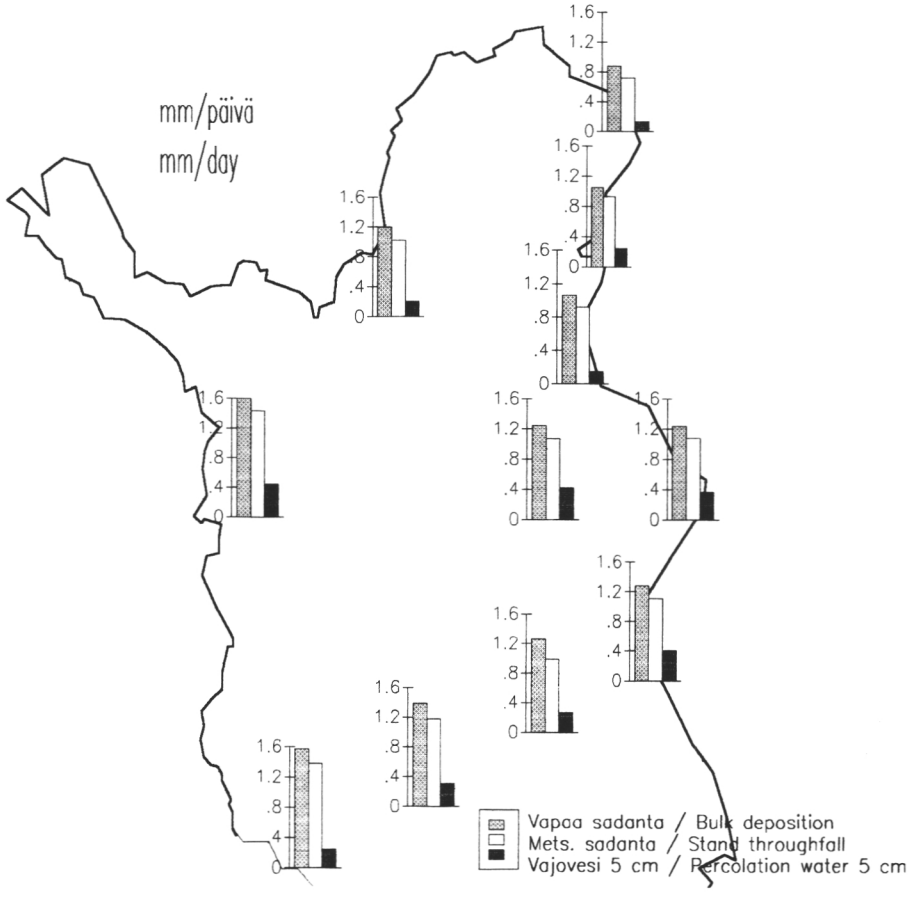
Aineisto ja menetelmät

Sade- ja vajovesiaineisto kerättiin 14 ionitasekoealalta huhtikuun ja lokakuun välisenä aikana vuonna 1990. Näytteet vapaasta sadannasta kerättiin koealan läheisyydessä sijaitsevalta aukealta paikalta viiden sadevesikeräimen avulla. Metsikkösadantanäytteet kerättiin koealalta 20 sadevesikeräimen avulla. Vajovettä kerättiin 5, 20 ja 40 cm:n syvyydeltä neljästä näytteenottopisteestä maahan asennetuilla vajovesilysimetreillä (12 kpl, 4 toistoa syvyyttä kohti).

Sade- ja vajovesikeräimet tyhjennettiin noin 3 viikon välein kasvukauden aikana, ja keräysjaksojen määrä oli 4-7 koealan perustamisajankohdasta riippuen. Vesinäytteistä määritettiin tilavuus ja pH heti näytteiden keräämisen jälkeen. Laboratoriossa näytteet suodatettiin suodatinpaperin läpi, ja vajovesinäytteet lisäksi puhdistettiin hienoimmasta partikkelimaisesta aineksesta 0,45 µm kalvosuodattimen avulla. 50 ml näytteestä käsiteltiin suprapuhtaalla 65 % typpihapolla (0,25 ml) raskasmetallien saostumisen estämiseksi varastoinnin aikana. Ca-, Mg-, S- ja Al-pitoisuudet määritettiin näytteistä atomiemissiospektrofotometrillä (ICP/AES). Orgaaninen aines määritettiin kaliumpermanganaatilla titraamalla standardin SFS 3036 mukaisesti. Tarkemmat tiedot koejärjestelystä, näytteenottoaikataulusta ja analyyseistä on esitetty artikkelissa Derome ym. (1991).

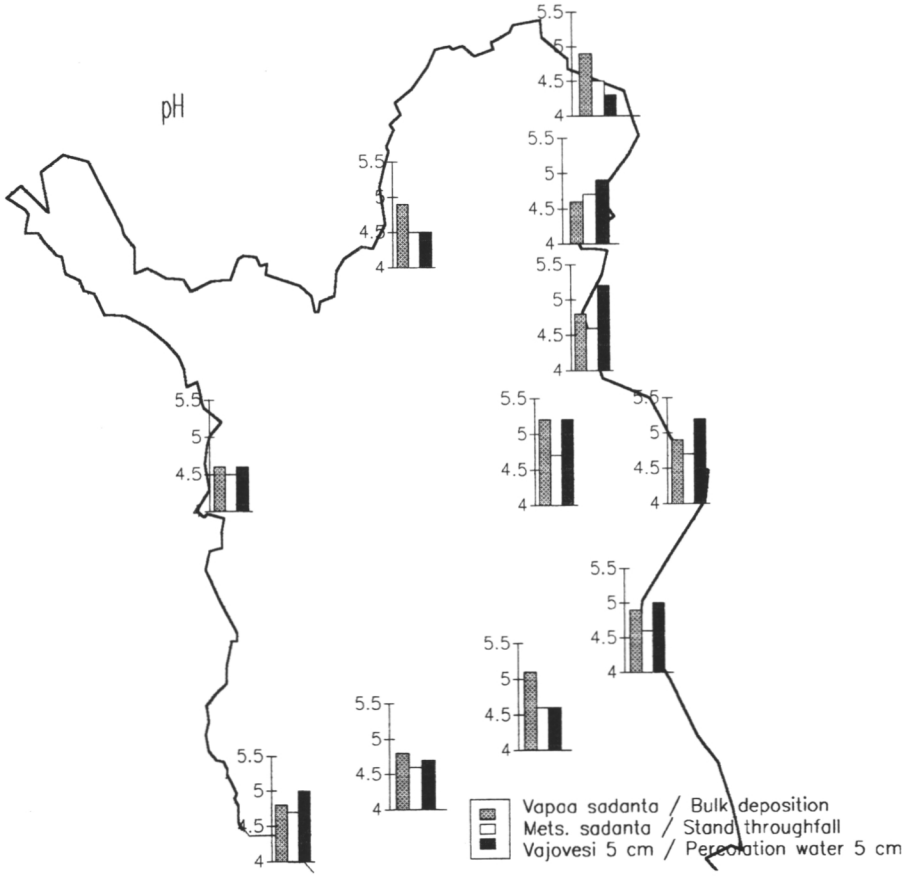
Tulokset

Sade- ja vajovesitulokset koealoittain vuodelta 1990 on esitetty kuvissa 1-7. Kolme koealaa, Kevo, Rajala ja Aska, jätettiin huomioimatta tarkastelussa, koska Kevon ja Rajalan koealat perustettiin vasta kesällä 1990 ja näytteenottojaksoja oli siten hyvin vähän ja Askan koealalta saatuja vajovesinäytteitä jouduttiin hylkäämään maaperän kontaminaation takia.



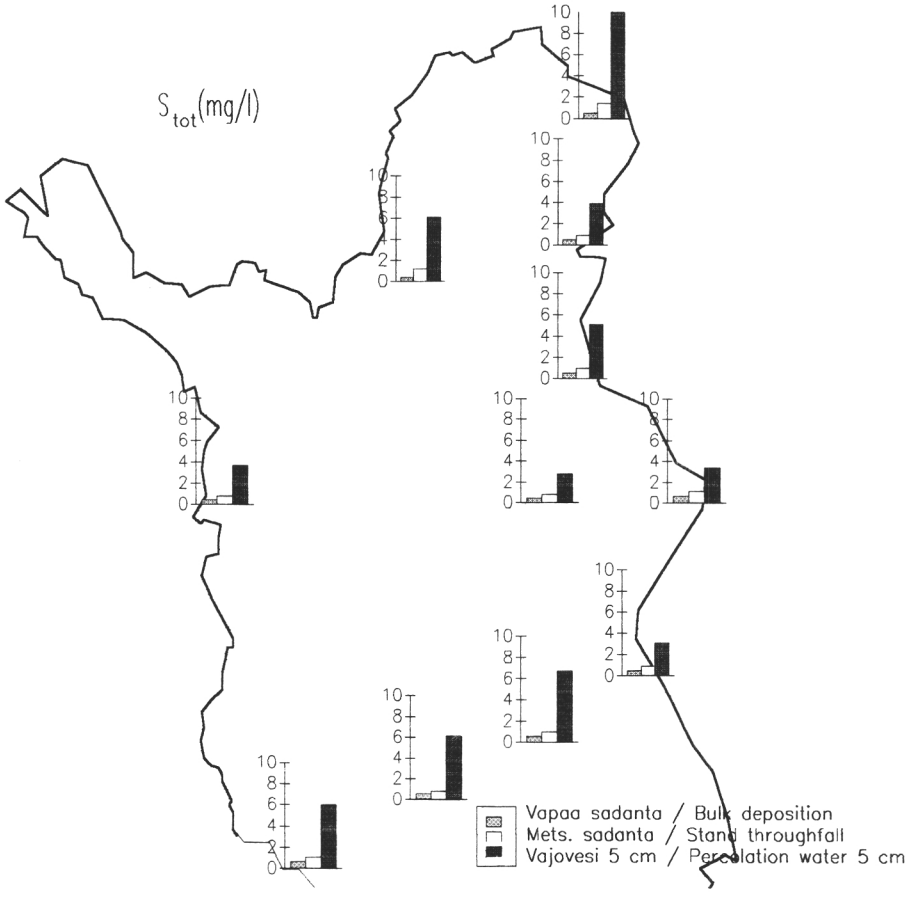
Kuva 1. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) määrä (mm/päivä). Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 1. Average amount (mm/day) of bulk deposition, stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



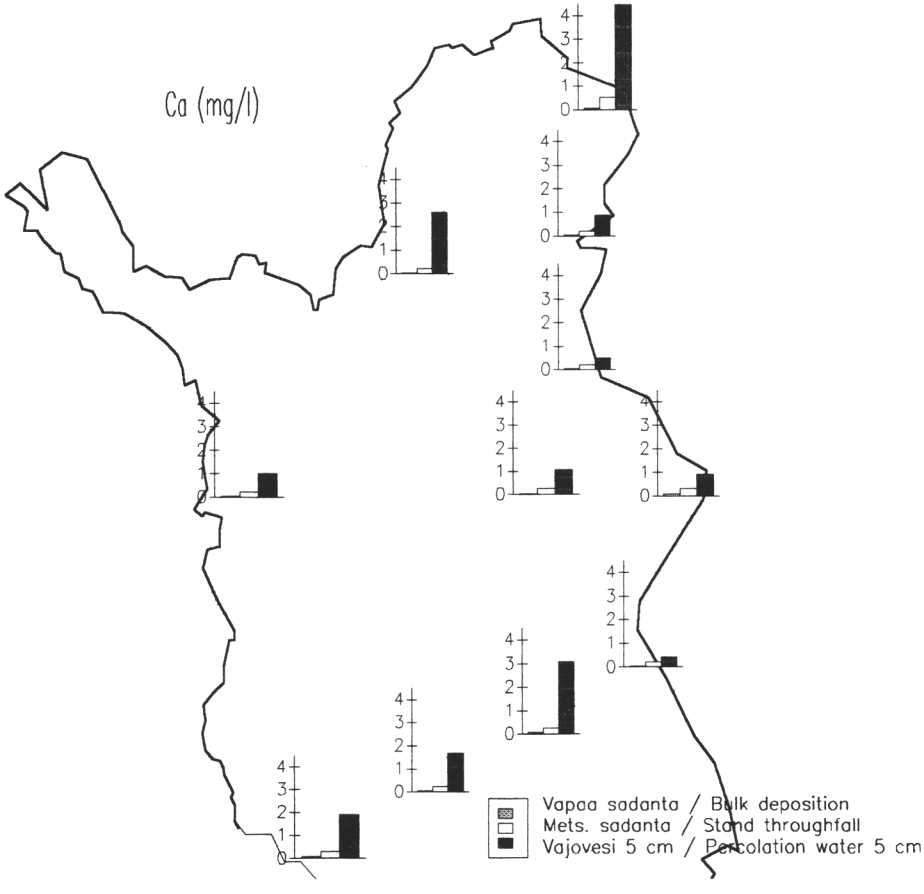
Kuva 2. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) pH-keskiarvo. Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 2. Average pH of bulk deposition, stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



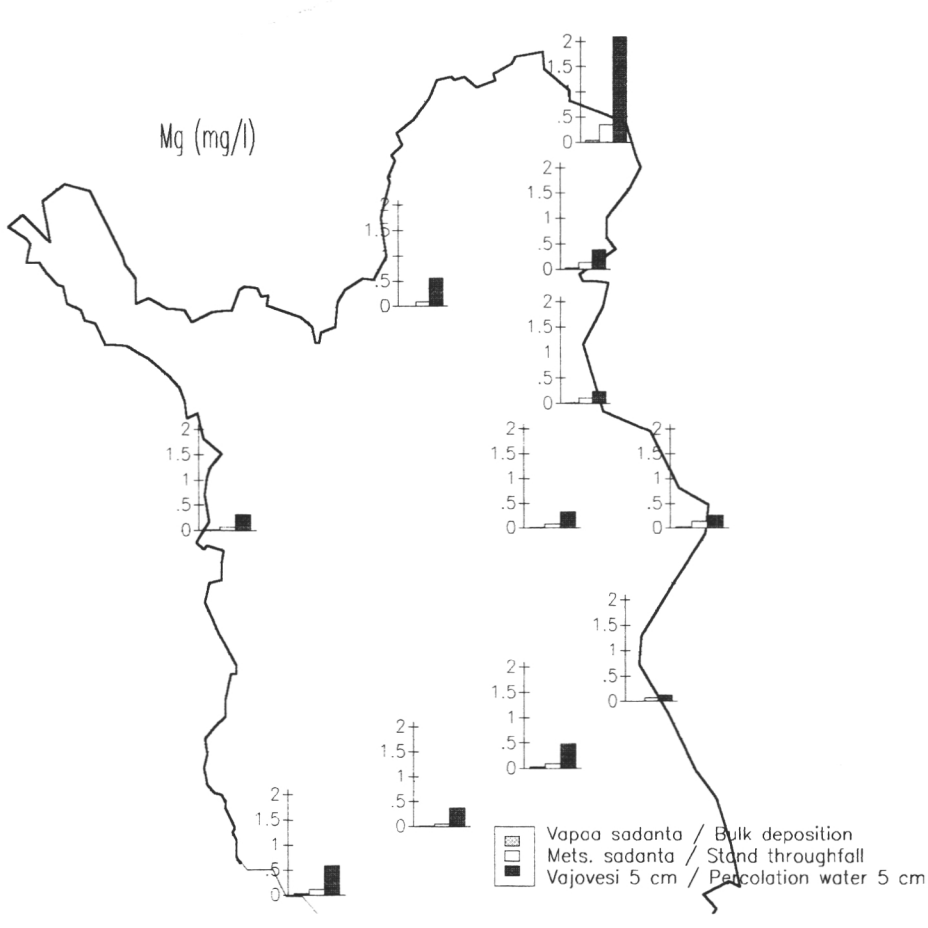
Kuva 3. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) S_{tot}-pitoisuus (mg/l) keskiarvona. Rikin pitoisuuteen sisältyy sekä sulfaatti (SO_4) että orgaanisesti sidottu rikki. Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 3. Average total sulphur (sulphate + organically bound) concentration (mg/l) of bulk deposition, stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



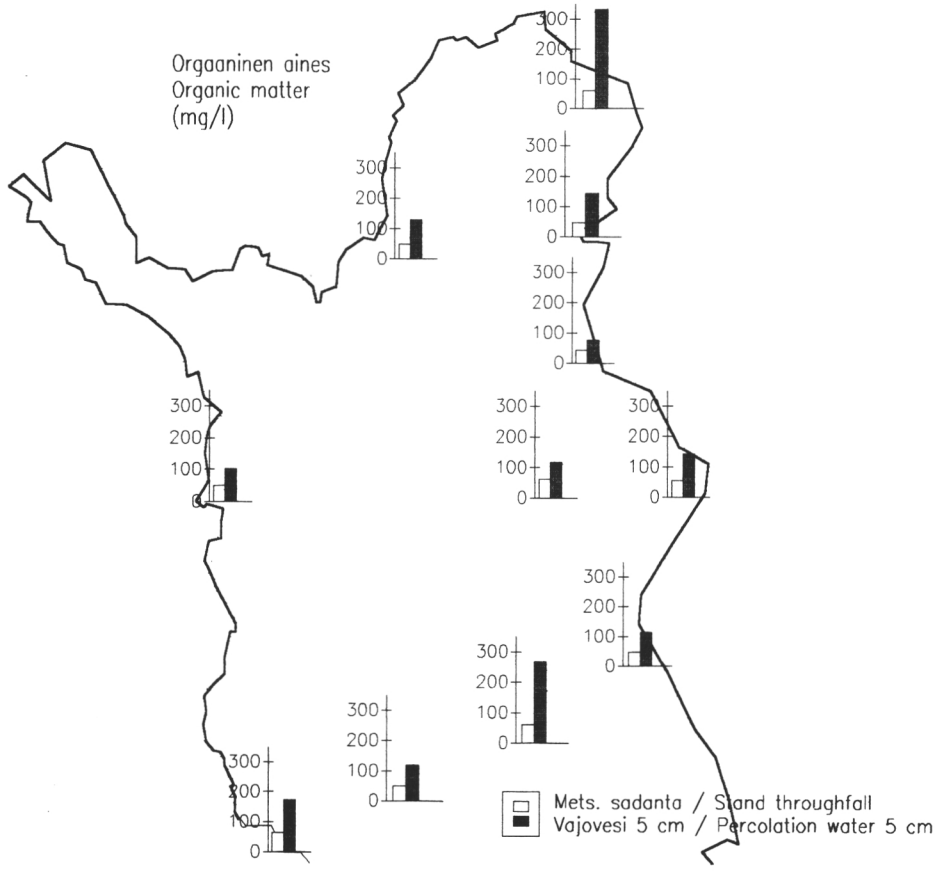
Kuva 4. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) Ca-pitoisuus (mg/l) keskiarvona. Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 4. Average calcium concentration (mg/l) of bulk deposition, stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



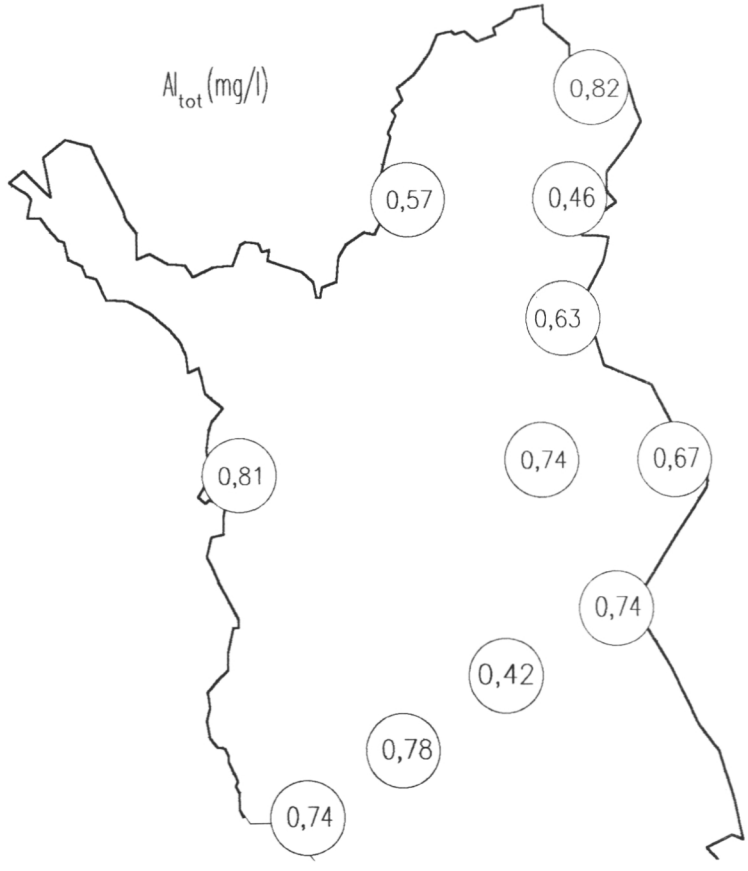
Kuva 5. Vapaan sadannan, metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) Mg-pitoisuus (mg/l) keskiarvona. Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 5. Average magnesium concentration (mg/l) of bulk deposition, stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



Kuva 6. Metsikkösadannan ja vajoveden (syvyys 5 cm) orgaanisen aineksen pitoisuus keskiarvona (permanganaatin kulutus mg/l). Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 6. Average organic matter concentration (mg permanganate consumed/l) of stand throughfall and percolation water (5 cm depth) at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).



Kuva 7. Vajoveden (syvyys 5 cm) Al_{tot}-pitoisuus (mg/l) keskiarvona. Alumiinin pitoisuuteen sisältyy sekä orgaanisesti sidottu että epäorgaaninen alumiini. Aineisto on kerätty huhtikuun ja lokakuun 1990 välisenä aikana.

Figure 7. Average total aluminium (organically bound + inorganic) concentration of percolation water collected at a depth of 5 cm at 11 ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April - October).

Vajoveden laatu kasvukaudella 1990 Lapissa syvyyksillä 5, 20 ja 40 cm määritettiin kaikkien havaintojen perusteella, jotka saatiin 13 ionitasekoealalta. Askan koealan havaintoja ei tarkastelussa huomioitu.

Sadeveden määrä pieneni säännönmukaisesti veden läpäistessä latvuskerroksen kaikilla koealoilla (kuva 1). Vajoveden (syvyydeltä 5 cm) määrä suhteessa metsikkösadantaan oli pienin Raja-Joosepin koealalla, 16 %, ja suurin Lokan koealalla, 39 %. Evapotranspiraatio on tärkein tekijä vesimäärän vähenemisessä kasvukauden aikana veden kulkiessa metsäekosysteemin läpi, ja se säätelee näin ollen keskeisesti maan pintakerroksen ravinnevarojen huuhtoutumista.

Yleisesti sadeveden pH laski latvuskerroksen läpi kulkiessaan, mutta maaperässä veden pH alkoi nousta jo humuskerroksen alapuolella (vajovesi 5 cm syvyydellä) (kuva 2). Ainoastaan Sevettijärvellä vajovesi oli happamampaa humuskerroksen alla, pH 4,3 kuin sadevesi latvuston alapuolella, pH 4,5. Humuskerroksen alla vajovesi oli vähiten hapanta itärajan tuntumassa sijaitsevilla koealoilla Ainijärvellä ja Raja-Joosepissa sekä Keski-Lapin Lokassa, joissa pH-keskiarvo oli 5,2. Koko aineiston perusteella vajoveden pH kohosi syvemmällä maassa. Vajoveden pH:n vaihteluväli 5 cm:n syvyydellä oli 3,7 - 6,8, 20 cm:n syvyydellä 4,2 - 6,6 ja 40 cm:n syvyydellä 4,4 - 6,6 (taulukko 1). Lapin maaperä näyttäisi siis puskuroivan metsikkösadantaa tehokkaasti.

Sadeveden rikkipitoisuus (mg/l) kasvoi veden kulkiessa latvuskerroksen läpi kaikilla koealoilla (kuva 3). Myös humuskerroksen alta määritetty vajoveden rikkipitoisuus oli säännönmukaisesti korkeampi kuin metsikkösadannassa. Orgaanisen aineksen määrän lisääntyminen vedessä selittää osaltaan rikkipitoisuuden kasvua (kuva 6). Eniten rikkiä oli vajovedessä Sevettijärvellä, 10,1 mg/l. Rikin suuri määrä voi osittain johtua Jäämeren läheisyydestä, sillä meret ovat tunnetusti tärkeitä sulfaatin lähteitä. Maaperä on saanut jatkuvan rikkilisäyksen merestä tuhansien vuosien ajan jäätiköiden sulamisen jälkeen. Matalin keskiarvo saatiin Keski-Lapissa sijaitsevalta Lokan koealalta (2,8 mg/l). Eteläisimmän länsi-itäsuuntaisen gradientin matalin keskiarvo (3,1 mg/l) 5 cm:n syvyydeltä otetulle vajovedelle määritettiin Sätsin koealalle, joka sijaitsee gradientin koealoista lähimpänä itärajaa. Koko aineiston perusteella vajoveden (syvyys 5 cm) rikkipitoisuus oli Lapissa kasvukaudella 1990 keskimäärin 5,1 mg/l, eikä pitoisuus muuttunut merkittävästi syvyyden kasvaessa (taulukko 1).

Kalsiumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat metsikkösadannassa korkeampia kuin vapaassa sadannassa (kuvat 4 ja 5). Samoin vajoveden (syvyys 5 cm) pitoisuudet olivat poikkeuksetta kaikilla koealoilla metsikkösadantaan nähden korkeampia. Sevettijärven koealalta mitattiin korkeimmat vajoveden pitoisuudet 5 cm:n syvyydeltä; Ca-pitoisuus oli 4,5 mg/l ja Mg-pitoisuus 2,1 mg/l. Vajoveden sisältämä runsas orgaaninen aines (kuva 6) selittää osittain Sevettijärven korkeat pitoisuudet. Koko aineiston perusteella vajoveden Ca- ja Mg-pitoisuudet olivat korkeimmillaan humuskerroksen alla, mikä johtui selvästi orgaa-

nisesta aineksesta (taulukko 1).

Vajoveden alumiinipitoisuuden suhteen ei ollut havaittavissa minkäänlaista gradienttia, vaan tulokset olivat hyvin samanlaisia koko Lapissa (kuva 7). Kaikki keskiarvot olivat alle 1 mg/l. Näin matalat pitoisuudet tuskin voivat haitata puiden kasvua (Arovaara & Ilvesniemi 1990). Lisäksi vedessä olevasta alumiinista on suuri osa orgaanisesti kompleksoitunutta humuskerroksessa (Nilsson & Bergkvist 1983). Maaperässä (syvyydet 5, 20 ja 40 cm) vajoveden alumiinipitoisuus oli korkein humuskerroksen alla orgaanisen aineen runsauden takia (taulukko 1).

Kaikkien vajovesihavaintojen (n=226, syvyydet 5, 20 ja 40 cm) Ca/Al-moolisuhde ylitti maaperän happamoitumisen kannalta kriittisenä rajana pidetyn arvon 0,1 (Berdén ym. 1987) yhtä havaintoa lukuunottamatta, ja keskiarvot olivat huomattavasti kriittisen rajan yläpuolella. Koska alumiinipitoisuus sisältää tässä tutkimuksessa vapaan alumiinin lisäksi orgaanisesti sidotun alumiinin, näyttää siltä, ettei Lapin maaperä ole happamoitunut lähellekään metsäpuille kriittistä tilannetta (taulukko 1).

Taulukko 1. Vajoveden laatu Lapissa. Aineisto on kerätty Itä-Lapin metsävaurioprojektin ionitasekoealoilta (13 kpl) kasvukautena 1990 (huhtikuu-lokakuu).
Table 1. The quality of percolation water collected at different depths (5, 20 and 40 cm) on the ion-balance monitoring plots during the 1990 growing season (April-October).

Tunnus *Parameter*	Syvyys *Depth*	x	Min	Max	n
pH	5 cm	4,84	3,74	6,82	178
	20 cm	5,01	4,16	6,55	58
	40 cm	5,09	4,44	6,63	34
Stot	5 cm	5,09	0,73	17,79	155
mg/l	20 cm	4,91	1,77	13,16	48
	40 cm	5,00	1,57	10,42	24
Ca	5 cm	1,66	0,02	8,88	154
mg/l	20 cm	0,96	0,02	3,48	48
	40 cm	1,26	0,05	2,61	24
Mg	5 cm	0,48	0,00	4,39	154
mg/l	20 cm	0,32	0,01	0,99	48
	40 cm	0,36	0,01	0,71	24
Altot	5 cm	0,66	0,00	7,39	154
mg/l	20 cm	0,22	0,00	1,01	48
	40 cm	0,26	0,00	1,40	24
Ca/Al	5 cm	2,49	0,09	20,42	154
molaar.	20 cm	5,88	0,40	35,30	48
	40 cm	7,02	0,95	30.58	24

Alustavat johtopäätökset

Koska tässä esitetyt tulokset edustavat vain yhtä keräysvuotta, pitkälle meneviä päätelmiä ei vielä ole mahdollista tehdä. Saatujen tulosten mukaan:

1) Evapotranspiraatio pienensi vajoveden määrää kasvukauden aikana ja näin ollen vaikutti säätelevästi myös ravinteiden huuhtoutumiseen.

2) Maaperän pintaosa puskuroi tehokkaasti sadeveden happamuutta. Ainostaan Sevettijärvellä humuskerroksen alla veden pH oli alempi kuin maahan sataneessa vedessä metsikön sisällä.

3) Vajoveden rikkipitoisuus oli korkein Sevettijärvellä. Jäämeren läheisyys voi vaikuttaa pitoisuuksien kohoamiseen.

4) Vajoveden alumiinipitoisuudet olivat hyvin matalia kaikilla koealoilla.

Kirjallisuus

Arovaara, H. & Ilvesniemi, H. 1990. The effects of soluble inorganic aluminium and nutrient imbalances on Pinus sylvestris and Picea abies seedlings. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). HAPRO Report on Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 715-736.

Berdén, M., Nilsson, S. I., Rosén, K. & Tyler, G. 1987. Soil acidification extent, causes and consequences. An evaluation of literature information and current research. National Swedish Environmental Board Report 3292. 164 s.

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 U.S.S.R. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 49-76.

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 - Effect of tree canopy on throughfall. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). HAPRO Report on Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. s. 199-213.

Mazner, E. & Ulrich, B. 1981. Effect of acid precipitation on soil. Julkaisussa: Fazzolare & Smith (toim.): Beyond the energy crisis, opportunity and challenge. Vol. IV, Third International Conference on Energy Use and Management. Pergamon Press. s. 555-563.

Nilsson, S. I. & Bergkvist, B. 1983. Aluminium chemistry and acidification processes in a shallow podzol on the Swedish westcoast. Water, Air and Soil Pollution 20: 311-329.

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.

– & Pankrath, J. (toim.) 1983. Effect of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D.Reihel Publishing Company. 389 s.

Lapin maaperän ravinteisuus ja happamoitumisherkkyys geologian ja geokemian kannalta

Matti Kontio[1], Eelis Pulkkinen[1] & Marja Liisa Räisänen[2]
[1]Geologian tutkimuskeskus, Pohjois-Suomen aluetoimisto
PL 77, 96101 Rovaniemi
[2]Geologian tutkimuskeskus, Geokemian osasto
PL 1237, 70701 Kuopio

Abstract: Nutrients and sensitivity to the acidification of mineral soils of Lapland with emphasis on geology and geochemistry

Geological Survey of Finland is carrying out an investigation program to identify chemical properties of mineral soils in Lapland and their regional variation. The results will be utilized in evaluation of the concentrations of the available mineral nutrients and the sensitivity of mineral soils to the acidification. Consequently it is possible to simulate the alterations of soils and the changes in soil chemistry caused by the acidification. The results of this study make it possible to compile the geological and geochemical data for the regional planning in utilization of the forest soils.

The four soil horizons will be sampled: A, B, B+C and C, of each sampling site of the East Lapland Forest Damage Project. The samples will be analyzed by ANC-multidigestion methods and by ICP from aqua regia digestion. Most of the sampling sites have been sampled and about 50 percent of samples have been analyzed. The last few samples will be taken by 1992 and all the samples will be analyzed by 1993.

The recent results indicate that the chemical properties of mineral soils vary according to the material derived from the various rock types of the bedrock. Base cation concentrations in soils of the areas of the highest level are 7-20 times higher than in soils of the areas of the lowest level. Different analyzing methods and different digestions give similar trends of chemical variation in the same samples. Estimation of the sensitivity to acidification and calculation of the chemical properties of the soil horizons seem to be possible in a regional scale.

Johdanto

Geologian tutkimuskeskus tutkii Lapin mineraalimaaperän kemiallisia ominaisuuksia sekä niiden alueellista vaihtelua. Tulosten avulla arvioidaan maaperän kivennäisravinnepitoisuus ja happamoitumisherkkyys. Samalla on mahdollista ennakoida ne muutokset, joita happamoitu-

minen aiheuttaa maaperään ja maaperän kemiaan. Työ tekee mahdolliseksi geologisen ja geokemiallisen tiedon muokkaamisen metsämaan alueellista käytön suunnittelua varten. Samoin voidaan arvioida geologisten tekijöiden vaikutusta metsävaurioalttiuteen ja metsänkasvuun.

Tutkimusalueen geologia ja sen vaikutus maaperän geokemiallisiin ominaisuuksiin

Kallioperä

Tutkimusalueen kallioperä voidaan jakaa karkeasti neljään osaan: graniitit Keski- ja Luoteis-Lapissa, pohjagneissit Itä- ja Etelä-Lapissa, emäksiset ja ultraemäksiset kivet Keski-, Lounais- ja Kaakkois-Lapissa sekä granuliittiset kivet Pohjois-Lapissa. Pienissä piirteissään kallioperä on kuitenkin vaihtelevampi. Kivilajialueisiin liittyy kvartsiitteja, kvartsimaasälpä- ja kiilleliuskeita ja gneissejä. Välikerroksina saattaa esiintyä dolomiittisia kalkkikiviä. Pienialaisemmat nuoret graniitit, diabaasijuonet ja karbonatiittikivet tunkeutuvat vanhempien muodostumien läpi (kuva 1).

Kallioperän geokemialliset vaikutukset

Emäksiset kivet, vulkaniitit, syväkivet ja diabaasit, sisältävät runsaasti helppoliukoisia emäskationeja, varsinkin magnesiumia, mutta usein myös huomattavia määriä raskasmetalleja. Emäksisen aineksen vaikutus korostuu mineraalimaassa.

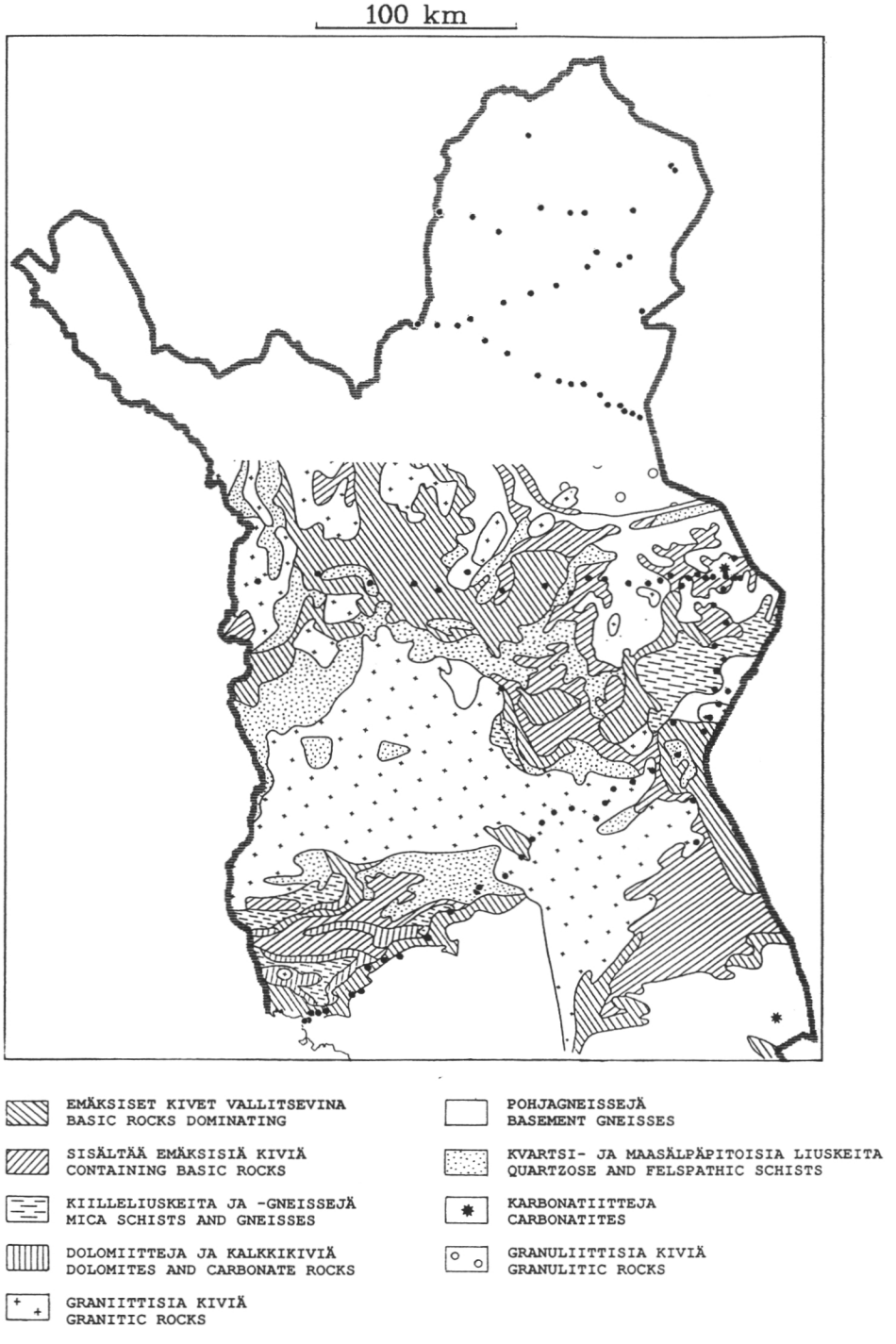
Happamilla kivillä, jotka ovat pääasiassa graniitteja, on tavallisesti laimentava vaikutus maaperän liukoisten alkuaineiden määrään. Niistä puuttuu yleisesti magnesiumia ja kalsiumia. Jos ne ovat kiillepitoisia, ne luovuttavat maaperään kaliumia ja alumiinia.

Pohjagneisseillä on graniittien tai kiillegneissien koostumus. Jos niissä on helposti liukenevia alkuaineita, niidenkin aineksesta uuttuu pääasiassa alumiinia ja kaliumia.

Liuskeiden koostumus vaihtelee. Kiilleliuskeet ja -gneissit tuottavat maaperään lähinnä kaliumia, alumiinia ja magnesiumia. Kvartsiiteilla ja kvartsimaasälpäliuskeilla on laimentava vaikutus.

Karbonatiittimuodostumat tuovat maaperään kalsiumia ja fosforia, mutta myös erilaisia lantanideja. Dolomiittimuodostumista irtoaa kalsiumia ja magnesiumia. Näillä kivilajeilla on pinta-alaansa suurempi kemiallinen vaikutus.

Granuliittisista kivistä irtoaa maaperään jollain alueella alumiinia ja rautaa, jollain toisella emäsalkuaineita, raskasmetalleja ja rikkiä.



Kuva 1. Näytteenottotilanne 1991 sekä Keski- ja Etelä-Lapin litologia.
Figure 1. State of sampling 1991 and the lithology of Central and South Lapland.

Maaperän erikoispiirteet

Moreeni on vallitseva mineraalimaalaji. Pohjoismaiden kalottialueen pinta-alasta vain kymmenisen prosenttia on lajittuneiden ainesten peitossa (Hamborg ym. 1987). Lapin maaperässä on erityisen paljon jäljellä ennen jääkautta rapautuneita mineraaleja. Rapautumisaste sekä rapautuman laatu ja määrä vaihtelevat alueittain ja kallioperän mukaan. Paikoin, varsinkin Keski-Lapissa jäänjakaja-alueella, vanhoilla rapautumilla on usein jyrkkä raja ympäristöönsä, mikä kuvastuu myös moreenin geokemiallisissa ominaisuuksissa (Hirvas ym. 1977, Pulkkinen 1989, Räisänen ym. 1989). Veden huuhtomat ja lajittuneet mineraalimaat, kuten harjut, rantakerrostumat ja dyynit, ovat lisäksi köyhtyneet helppoliukoisista alkuaineista.

Tutkimusaineisto ja menetelmät

Geologinen tausta-aineisto

Geologinen tieto on yksinkertaistettu ja luokiteltu moreenigeokemiallista tulkintaa varten kartoista Geological Map, Pre-Quaternary Rocks, Northern Fennoscandia (Silvennoinen ym. 1987) ja Metamorphic, Structural and Isotopic Map, Northern Fennoscandia (Krill ym. 1988) (kuva 1).

Näytteenotto

Maaperänäytteet otetaan koealoilta neljästä maannoskerroksesta: huuhtoutumiskerroksesta A, rikastumiskerroksesta B, vaihettumiskerroksesta B+C ja pohjamaasta C. Jos koeala on perustettu lajittuneelle alueelle, otetaan lisäksi mahdollisimman läheltä koealaa näyteprofiili moreeniaineksesta alueellista tarkastelua varten.

Analysointi

Näytteiden hienoaines <0,5 mm analysoidaan ANC-menetelmällä, joka sisältää kolme eri uuttoa: 0,025 M NH_4-nitraattisuolaliuos, rikkihappoinen 0,025 M NH_4-nitraatti pH 3,3 ja pH 2,3-2,4. Kunkin uuton jälkeen mitataan pH. Lisäksi näytteet analysoidaan puskuroidussa NH_4-asetaattiuutoksessa, pH 4,5. (Räisänen 1989). Nitraattiuutoista määritetään Al, Ca, Fe, K, Mg, Na ja pH, asetaattiuutosta Al, As, Ca, Cd, Co, Cu, Fe, K, Mg, Na, Ni, Pb ja Zn. Hienoainespitoisuus määritetään fraktioiden <0,5 mm ja <2,0 mm painojen suhteena.

Jokaisen koealan maannosprofiilin C-kerroksen näytteen hienoaines <0,062 mm analysoidaan ICP:llä kuningasvesiuutoksesta, jotta tutkimustulokset voidaan kytkeä valtakunnallisen moreenin geokemiallisen kartoituksen aineistoon. ICP:llä analysoitavat alkuaineet ovat: Ag, Al, B, Ba, Ca, Co, Cr, Cu, Fe, K, La, Li, Mg, Mn, Mo, Na, Ni, P, Pb, S, Sb, Sc, Si, Sr, Th, V, Y ja Zn.

Tulosten käsittely

Tilastollisin menetelmin selvitetään eri maannoskerrosten kemiallisten ja mineralogisten ominaisuuksien korrelaatiot kaikkien koealojen analyysien valmistuttua. Mallinnuksella testataan, voidaanko koealalinjojen kemiallinen informaatio levittää kattamaan laajoja alueita.

Tutkimuksen tilanne

Maannosnäytteet on otettu 100 koealalta (kuva 1). Pohjois-Inarin ja Utsjoen alueiden näytteenotto on kesken. Kuolan koealoilta on Kuolan tiedekeskus toimittanut näytteet ja jatkuvan seurannan koealoilta toimittaa Metsäntutkimuslaitos näytteet analyysitulosten kalibrointia varten. Tutkimusalueen eteläosan 61 koealan näytteet on analysoitu. Tutkimuksen viimeiset näytteet saadaan analysoitua vuonna 1993.

Tulokset

Tulosten tarkastelu on visuaalinen. Vertailuaineistoksi on otettu kuningasvesiuutoksen ICP-analyysitulokset C-kerroksen fraktiosta <0,062 mm, joka on alueellisessa moreenin geokemiallisessa kartoituksessa käytetty materiaali (kuva 2). Tutkimusaineistosta on valittu tarkasteltavaksi emäskationiekvivalenttien summa $Ca^{++}+K^{+}+Mg^{++}$ (mekv/kg) maannoskerroksissa A, B, B+C ja C analysoituna 0,025 M NH_4-nitraattisuolauutoksesta ja 0,025 M NH_4-nitraattisuolauutoksesta, jonka pH on säädetty rikkihapolla arvoon 3,3 (kuvat 3-10).

Maaperän geokemialliset ominaisuudet seurailevat kivilajialueiden rajoja ja niiden sisäisiä vaihteluja. Emäksisillä kivilajialueilla, Kemin kolmion alueella ja Keski-Lapin vihreäkivialueella sekä Soklin karbonatiittialueella, johon liittyy myös emäksisiä kivilajeja, on liukoisten emäskationien määrä ratkaisevasti suurempi kuin happamampien kivien, Keski-Lapin graniitin ja Itä-Lapin pohjagneissien alueilla. Eniten herkkäliukoisia emäskationeja on Kemin kolmion alueen moreenien hienossa aineksessa ja vähiten Itä-Lapin pohjagneissialueella ja Keski-Lapin graniittialueella (kuva 2).

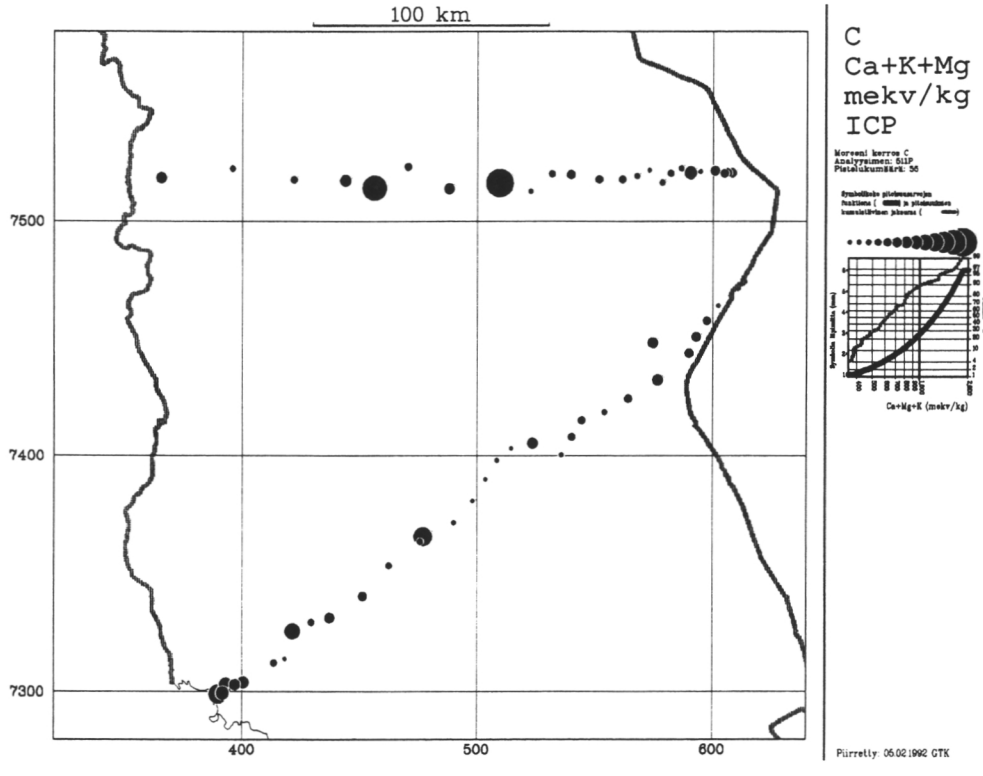
A-, B- ja B+C-kerrosten erilaisten ANC-uuttojen tulokset ovat lähes samat. Kemin kolmion alueella herkkäliukoisten emäskationien määrä on moreenin A- ja B-kerroksissa pienimmillään noin seitsenkertainen, 7 mekv/kg, ja suurimmillaan noin kaksikymmenkertainen, 20 mekv/kg, verrattuna Itä-Lapin pohjagneissialueen vastaaviin kerroksiin, missä se on 1 mekv/kg. B+C-kerros on hieman köyhtynyt emäsalkuaineista verrattuna muihin kerroksiin muualla paitsi Itä-Lapissa pohjagneissialueella, jossa pitoisuudet osoittavat pientä nousua verrattuna A- ja B-kerroksiin. C-kerroksessa, joka on maannosprofiilin muuttumattomin osa, on herkkäliukoisia emäskationeja kaikilla alueilla eniten (kuvat 4-10).

C-kerroksesta vahvempi rikkihappoinen uutto irroittaa parhaimmillaan noin kaksikertaisen määrän emäskationeja kuin laimeampi uutto. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että jääkauden jälkeinen maannostumisen aiheuttama rapautuminen ei ole vaikuttanut siihen niin paljon kuin pintakerrokseen. Ilmiö kärjistyy niillä alueilla, jotka sisältävät helppoliukoisia karbonaattimineraaleja. Siten Kemin kolmion karbonaattipitoisella alueella heikommalla uutolla liukenevia emäskationeja on moreenin C-kerroksen hienossa aineksessa 2-15 mekv/kg ja vahvemmalla uutolla 2-30 mekv/kg. Soklin karbonatiittialueella vastaavat luvut ovat 2-15 mekv/kg ja 3-20 mekv/kg. Keski-Lapin graniittialueella ero on pieni: heikommassa uutossa 1-3 mekv/kg ja vahvemmassa 2-5 mekv/kg. Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeellä ja pohjagneissialueella ei vastaavia eroja ole havaittavissa. Pitoisuustasot ovat 1-20 mekv/kg ja 1-2 mekv/kg kummassakin uutossa.

ICP-analyysillä saadut tulokset ovat miltei analogisia ANC-tulosten kanssa, vaikka pitoisuustasot ovatkin luonnollisesti uuttovoimakkuudesta johtuen erilaiset. Kuningasvesiuutto liuottaa moreenin hienoaineksesta emäskationeja Keski-Lapin vihreäkivialueella 500-2000 mekv/kg, Kemin kolmion alueella 500-1500 mekv/kg, Soklin alueella 400-800 mekv/kg sekä Pohjois-Sallan ja Keski-Lapin alueilla 300-800 mekv/kg (kuva 2). Syy siihen, että Keski-Lapin vihreäkivialueen suuri happoliukoisten emäsalkuaineiden määrä ei näy ANC-uutoissa yhtä voimakkaana kuin Kemin kolmion ja Soklin alueilla, on mineraloginen. Emäsalkuaineet liittyvät vihreäkivialueella vaikealiukoisempiin mineraaleihin kuin Kemin kolmion ja Soklin alueilla, joilla esiintyy runsaasti karbonaattipitoisia kiviä.

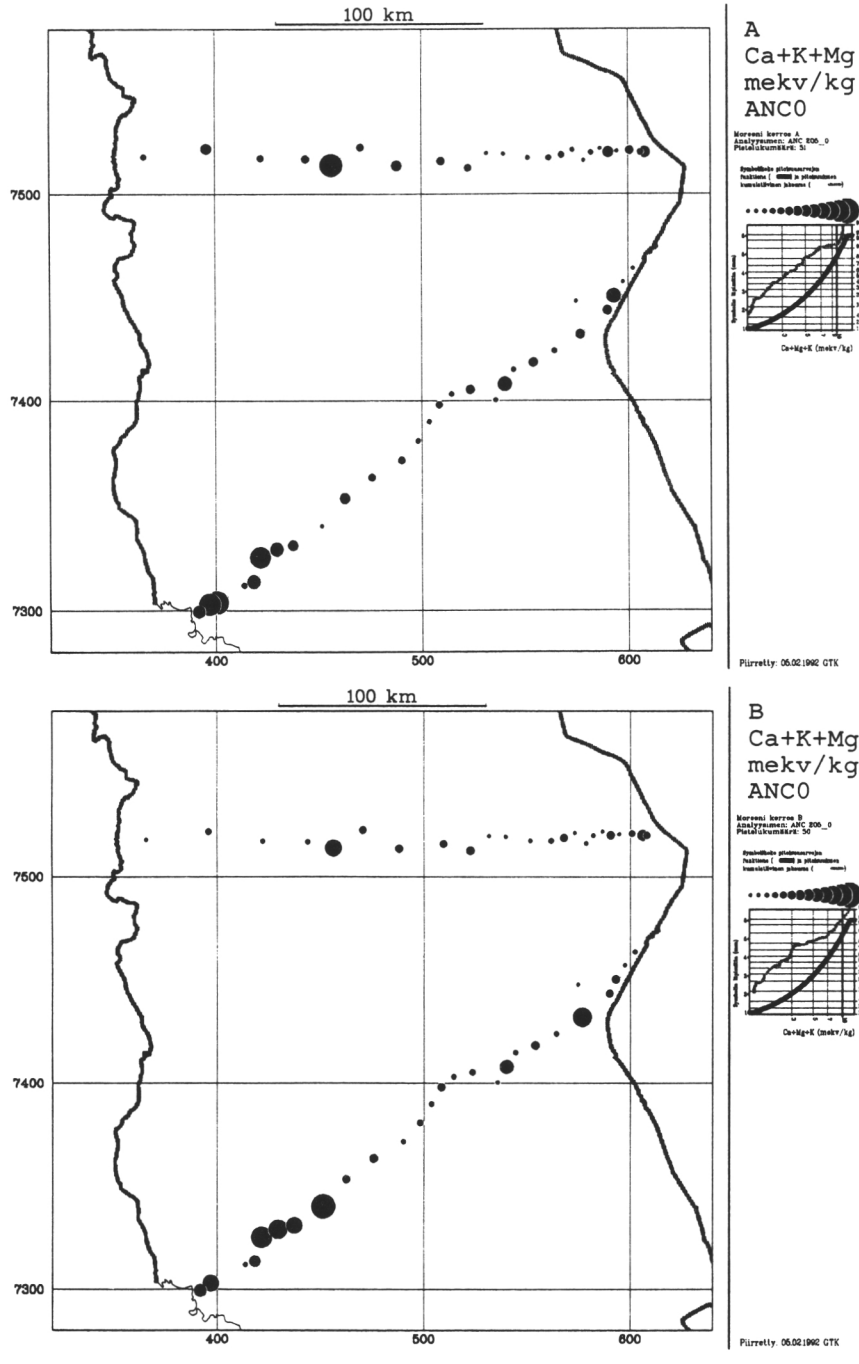
Lisäeroja aiheuttavat etupäässä moreeniaineksen pitempi kulkeutumismatka moreenin pintaosassa kuin syvemmällä, pintamateriaalin parempi sekoittuminen sekä se, että maaperän pinta on yleisesti huuhtoutuneempaa kuin syvemmältä otettu aines. Näyttää siltä, että eri maannoskerrosten kemialliset ominaisuudet ovat johdettavissa C-kerroksen hienon fraktion kuningasvesiuutoksen tuloksista, kun tiedetään maaperän kerrosrakenne ja geologinen historia.

Alueellisen moreenin geokemiallisen kartoituksen tulokset antavat aiheen olettaa, että Kemin kolmion ja Kuusamon liuskealueen sekä Keski-Lapin vihreäkivivyöhykkeen kivilajeista syntyneet moreenit ovat sekä ravinteikkaita että happamoitumista kestäviä. Keski-Lapin graniittiset kivet, granuliitti ja pohjagneissit sen sijaan ovat tuottaneet ravinneköyhiä ja happamoitumisherkkiä laajoja alueita. Kemin kolmion ja Soklin joillakin alueilla happamoituminen voi lisätä liukoisten emäskationien määrää.



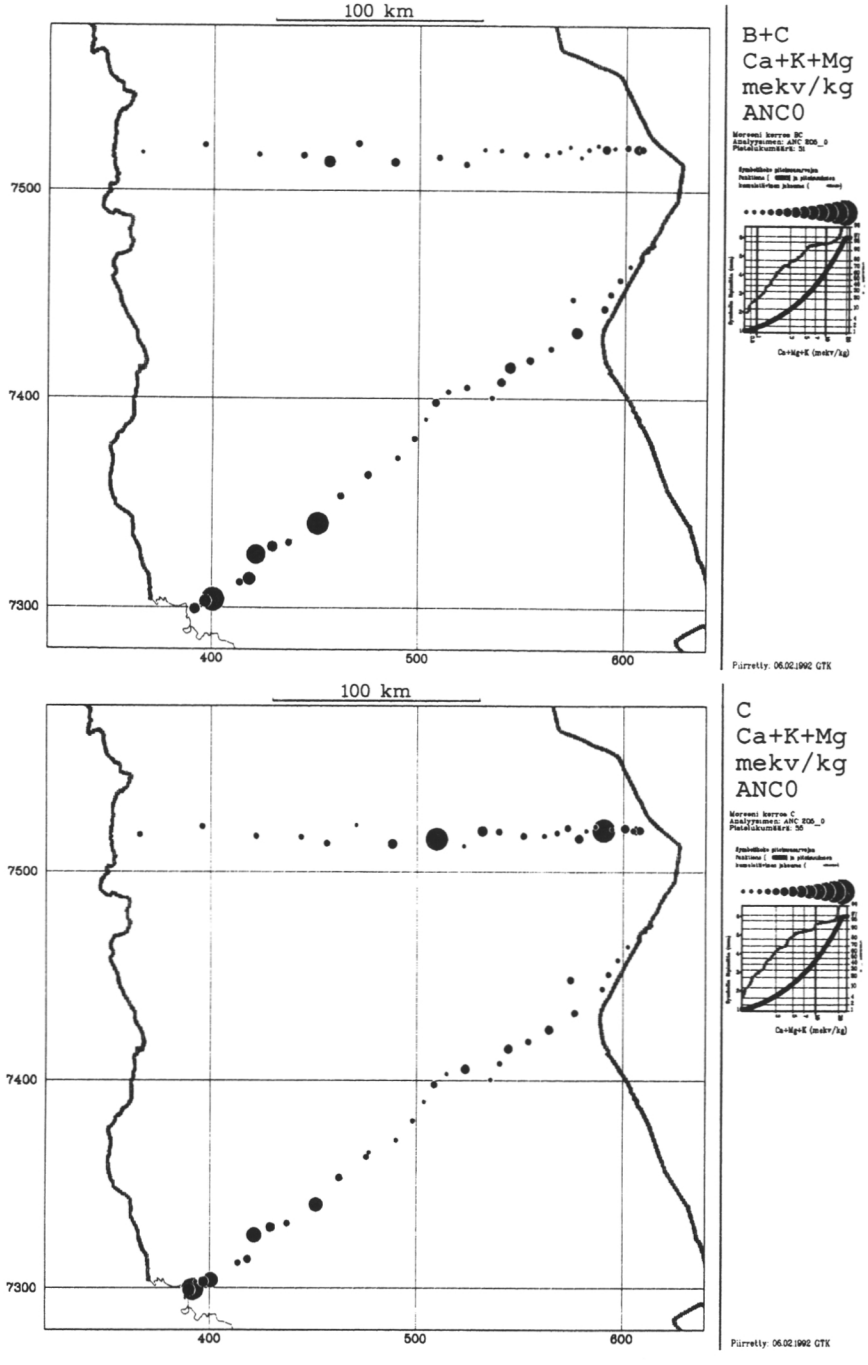
Kuva 2. Moreenin C-kerroksen happoliukoisten emäskationiekvivalenttien summa, mekv/kg, ICP, kuningasvesiuutos.

Figure 2. Sum of the equivalents of the acid-soluble base cations in the C horizon of till, meq/kg, ICP, aqua regia solution.



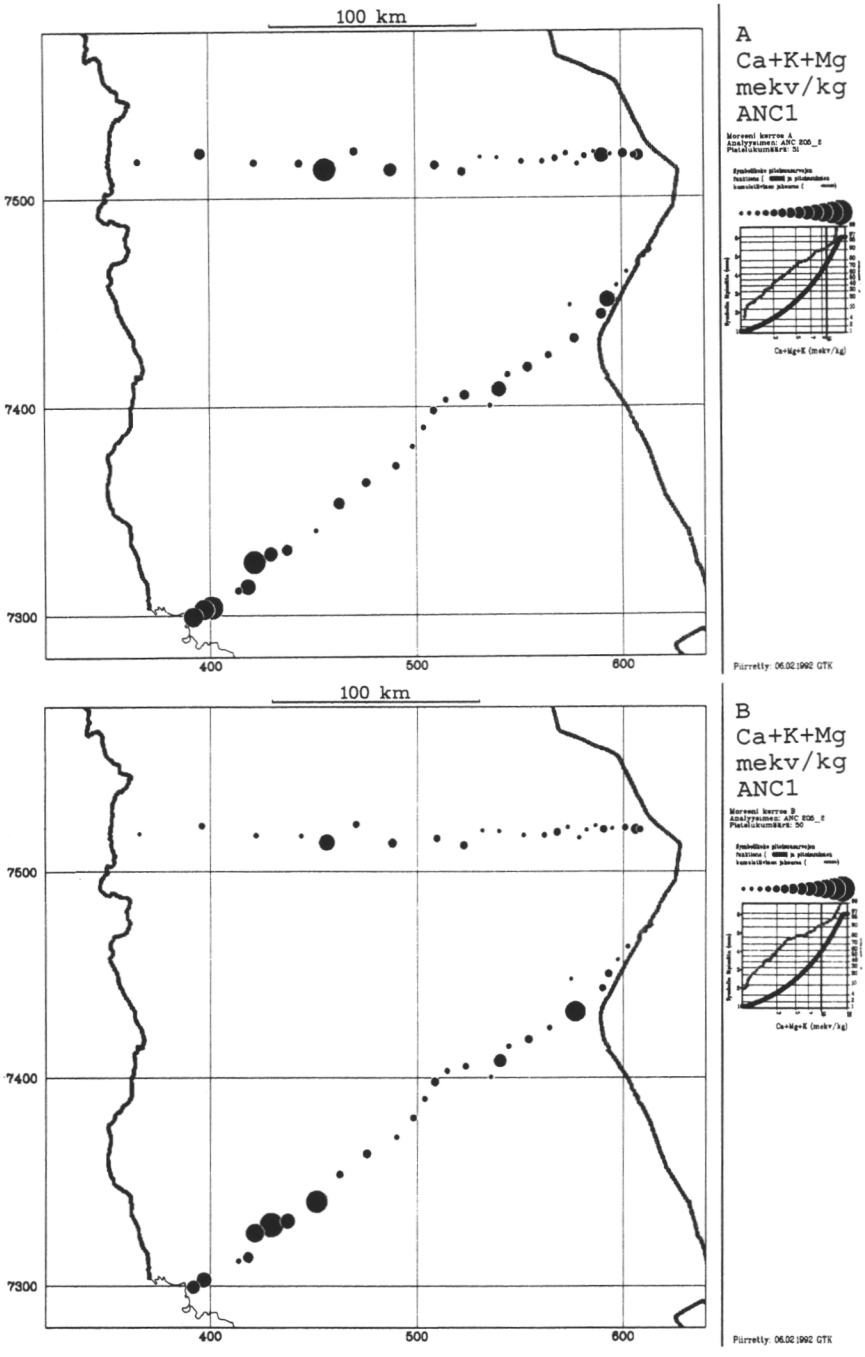
Kuvat 3-4. Moreenin A- ja B-kerrosten herkkäliukoisten emäskationiekvivalenttien summa, mekv/kg, ANC-uutos, 0,025 M ammoniumnitraatti.

Figures 3-4. Sum of the equivalents of the easily-soluble base cations in the A and B horizons of till, meq/kg, ANC solution, 0.025 M ammonium nitrate.



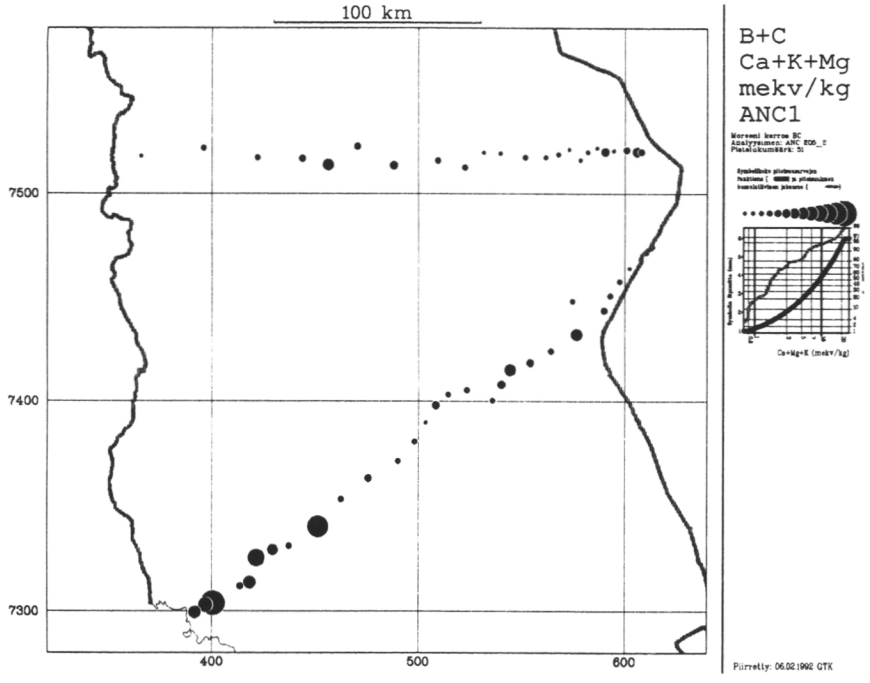
Kuvat 5-6. Moreenin B+C- ja C-kerrosten herkkäliukoisten emäskationiekvivalenttien summa, mekv/kg, ANC-uutos, 0,025 M ammoniumnitraatti.

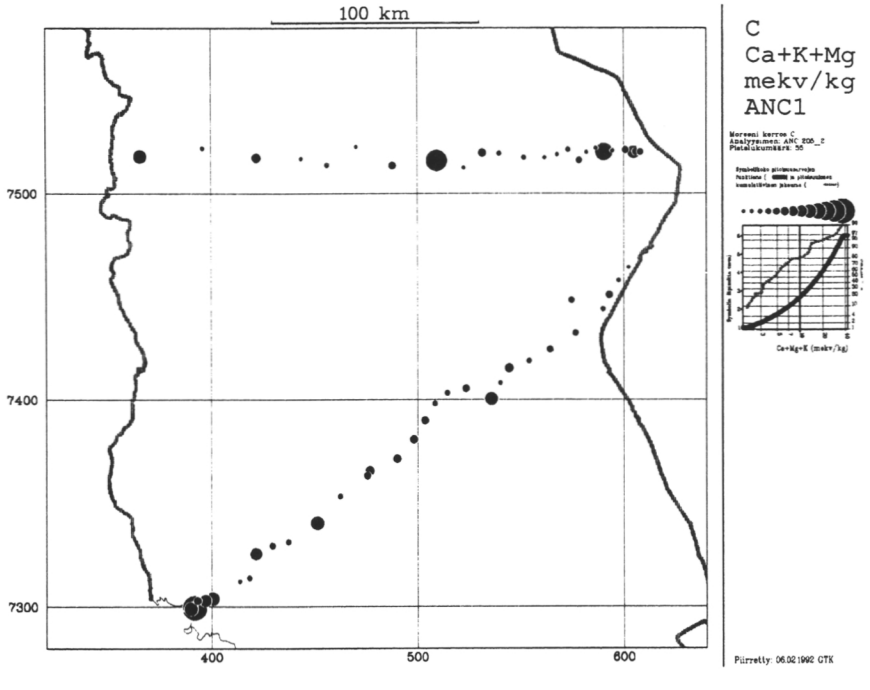
Figures 5-6. Sum of the equivalents of the easily-soluble base cations in the B+C and C horizons of till, meq/kg, ANC solution, 0.025 M ammonium nitrate.



Kuvat 7-8. Moreenin A- ja B-kerrosten herkkäliukoisten emäskationiekvivalenttien summa, mekv/kg, ANC-uutos, rikkihappoinen 0,025 M ammoniumnitraatti, pH 3,3.

Figures 7-8. Sum of the equivalents of the easily-soluble base cations in the A and B horizons of till, meq/kg, ANC solution, sulphur acidic 0.025 M ammonium nitrate, pH 3.3.





Kuvat 9-10. Moreenin B+C- ja C-kerrosten herkkäliukoisten emäskationiekvivalenttien summa, mekv/kg, ANC-uutos, rikkihappoinen 0,025 M ammoniumnitraatti, pH 3,3.

Figures 9-10. Sum of the equivalents of the easily-soluble base cations in the B+C and C horizons of till, meq/kg, ANC solution, sulphur acidic 0.025 M ammonium nitrate, pH 3.3.

Arviointi

Tähänastiset tulokset osoittavat, että maaperän kemialliset ominaisuudet riippuvat pääasiassa kallioperän kivilajien mineralogisista ja kemiallisista ominaisuuksista, preglasiaalisesta rapautumasta ja sen määrästä sekä mannerjäätikön toiminnasta. Meri- ja järvivaiheiden sekä jäätikköjokien vaikutukset maa-aineksen huuhtoutumiseen, uuttumiseen ja lajittumiseen varsinkin maapeitteen pintaosassa täytyy ottaa tutkimuksen jatkuessa huomioon.

Kirjallisuus

Hamborg, M., Hirvas, H., Lagerbäck, R., Minell, H., Mäkinen, K., Olsen, L., Rodhe, L., Sutinen, R. & Thoresen, M. 1987. Map of Quaternary Geology, Sheet 1: Quaternary Deposits, Northern Fennoscandia, 1 : 1 milj. Pohjoiskalottiprojekti, Geologian tutkimuskeskus, Norges geologiske undersökelse ja Sveriges geologiska undersökning.

Hirvas, H., Alfthan, A., Pulkkinen, E., Puranen, R. & Tynni, R. 1977. Raportti malminetsintää palvelevasta maaperätutkimuksesta Pohjois-Suomessa vuosina 1972-1976. Summary: A report on glacial drift investigation for ore prospecting purposes in northern Finland 1972-1976. Tutkimusraportti 19. Geologinen tutkimuslaitos. 54 s.

Krill, A., Kesola, R., Sjöstrand, T. & Stephens, M.B. 1988. Metamorphic, Structural and Isotopic Map, Northern Fennoscandia, 1 : 1 milj. Pohjoiskalottiprojekti, Geologian tutkimuskeskus, Norges geologiske undersökelse ja Sveriges geologiska undersökning.

Pulkkinen, E. 1989. Preglacial weathering crust: a source of easily leachable aluminium in the soil of Central Lapland. Symposium on Environmental Geochemistry Northern Europe, 17-19. lokakuuta, 1989. Abstracts. Geologian tutkimuskeskus. s. 58.

Räisänen, M.L. 1989. Mineraalimaan happamoituminen eräillä koealoilla teollisuuden lähiympäristössä ja tausta-alueilla Suomessa. Summary: The acidification of podzolized mineral soils in background areas and near industrial areas in Finland. Tutkimusraportti 91. Geologian tutkimuskeskus. 74 s.

–, Pulkkinen, E., & Kontio, M. 1989. Weathering and acidification in Finland. Symposium on Environmental Geochemistry Northern Europe, 17-19. lokakuuta, 1989. Abstracts. Geologian tutkimuskeskus. s. 7-8.

Silvennoinen, A., Gustavson, M., Perttunen, V., Siedlecka, A., Sjöstrand, T., Stephens, M.B. & Zachrisson, E. 1987. Geological Map, Pre-Quaternary Rocks, Northern Fennoscandia, 1 : 1 milj. Pohjoiskalottiprojekti, Geologian tutkimuskeskus, Norges geologiske undersökelse ja Sveriges geologiska undersökning.

Mäntykankaiden sienijuuret, mikrobit ja sienet Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla

Henry Väre, Rauni Ohtonen, Ulla Ahonen-Jonnarth, Anna Mari Markkola & Oili Tarvainen
Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos
PL 400, 90571 Oulu

Abstract: Mycorrhiza, microbes and fungi in dry scots pine stands of Lapland Forest Damage Project

The growth parameters of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) roots under 1.0 mm in diameter, microbial activity and biomass in the soil, and the production and element composition of the fungal sporocarps were investigated in dry Scots pine forests in Finnish Lapland and the Kola Peninsula. The data on root condition and element composition of sporocarps were based on material collected in 1990, while the material for the biomass and activity of microorganisms and biomass of the sporocarps was collected in 1991.

The numbers of root tips, root biomass and total root length were lowest in eastern Lapland. The results were similar in western Lapland and the western part of the Kola Peninsula, but near Monchegorsk (10 km from the city) the roots were dead. The activity of stress enzymes peroxidases in the roots did not show any significant differences between the sites.

Microbial activity (soil respiration) and biomass were analysed only in samples collected in Finland and Norway. Biomass and respiration were about 1.7 times as high in western Lapland as they were in eastern Lapland, and thus showed similiar patterns to the root parameters. The root parameters, except for peroxidase, correlated significantly with microbial biomass and respiration.

The biomass production of sporocarps averaged 16 kg dw ha^{-1} (range 2 - 54 kg dw ha^{-1}), and the number of fungal species was 118, of which 82 were ectomycorrhizal and 36 decomposers. These fungal parameters did not show any relation to the distance from pollution sources in the Kola Peninsula westwards. Ni showed significantly elevated concentrations in the sporocarps at Svanvik (10 km from Nickel) and Cr at Keminmaa (ca. 20 km from the Tornio steel factory).

In a summary, it may be stated that root and microbe parameters show a decreasing trend towards the east in Finnish Lapland.

Johdanto

Kuolan niemimaalla sijaitsevat nikkelisulattamot laskevat ilmaan huomattavia rikki- ja raskasmetallimääriä (Jevtjugina 1991, Melnikov 1991). Sulattamojen läheisyydessä on pahoin vaurioituneita alueita, mutta päästöjä voidaan myös havaita Suomen rajan lähettyvillä (Kubin 1989). Koska vaurioiden leviäminen Suomen puolelle nähtiin todelliseksi uhaksi, perustettiin vuonna 1989 seurantajärjestelmä vaurioiden selvittämiseksi sekä Suomen että Kuolan niemimaan alueella. Myös Suomen Lapissa on yksittäisiä päästölähteitä, pahimpana Tornion terästehtaat.

Itä-Lapin metsävaurioprojektissa ryhmämme osuutena on maan mikrobiologian, mukaan luettuna sienten itiöemien ja männyn sienijuurten eli mykorritsojen tutkiminen. Aaltonen (1920) on selvittänyt Lapissa mäntykankaiden pääjuurten esiintymistä rungon lähettyvillä ja Väre (1989) aurausalueiden hienojuuristoa. Ohenoja (1984) on selvittänyt Pohjois-Suomen sienisatoa laajemmin ja Herva & Norokorpi (1983) ovat tutkineet sienisatoa Kivalossa Lapin läänin eteläosassa.

Samankaltaisia suuria vaurioalueita kuin Kuolassa on mm. Kanadassa alumiini-, nikkeli- ja kuparisulattamojen ympäristössä. Siellä on tehty selvityksiä alumiinin ja raskasmetallien vaikutuksesta kasveihin (esim. Bunce 1989, Bagatto & Shorthouse 1991) sekä nikkelin ja kuparin vaikutuksista maan mikrobiologiaan (Freedman & Hutchinson 1980a, 1980b). Pienempialaisia vaurioalueita on eri puolilla maailmaa metallisulattamoiden ympärillä. Suomessa on tutkittu maan mikrobiologiaa Harjavallan metallijalostamon (Fritze 1989) ja Koverharin terästehtaan (Fritze 1991) ympäristöissä. Ruotsissa on selvitetty sienilajistoa ja itiöemien raskasmetallipitoisuuksia (Rühling & Söderström 1990) sekä maan mikrobiologiaa (Nordgren ym. 1986, Arnebrant ym. 1987). Myös Suomessa on tutkittu itiöemien raskasmetalleja Outokummun Enonkosken tehtaiden lähistöltä (Outokumpu Finnmines 1991).

Bergkvist ym. (1989) ovat koonneet yhteenvedon raskametallien kierrosta metsäekosysteemissä ja Bååth (1989) raskasmetallien vaikutuksista metsämaan mikro-organismeihin, mykorritsasieniin ja sienten itiöemätuotantoon. Mikrobien (Bååth 1989), sienten (Hintikka 1987, Jones & Hutchinson 1988a, Väre 1990, 1991, Väre & Markkola 1990) ja sienijuurten (Dixon & Buschena 1988, Jones & Hutchinson 1988b, 1988c, Jones ym. 1986) alumiinin ja raskasmetallien kestävyyttä on tutkittu etenkin kokeellisesti. Metallien vaikutuksista ja esiintymisestä itiöemissä on myös koottu yhteenveto (Schmitt 1988).

Rikkidioksidin tiedetään vaurioittavan sienijuuria ja mikrobeja. Mikäli rikkidioksidia ei immobilisoida maassa, se hapettuu rikkihapoksi aiheuttaen maan happamoitumista. Kaasumaisella rikkidioksidilla on todettu olevan haitallinen vaikutus karikkeen hajotukseen ja mikrobien hengitykseen karikekerroksessa (Ohtonen ym. 1992 ja siinä mainittu kirjallisuus), ja rikkilaskeuma yhdessä raskasmetallien kanssa saattaa

korostaa ilmansaasteiden haitallisia vaikutuksia. Koska raskasmetallien ja rikin tiedetään vahingoittavan mikro-organismeja, jotka ovat varsin merkittäviä ravinteiden kierrossa (Ohtonen ym. 1992), katsottiin aiheelliseksi selvittää sienijuurten ja sienten itiöemien esiintyminen sekä mikrobien aktiivisuus Lapissa ja Kuolan niemimaalla.

Materiaali ja menetelmät

Männyn juuret kerättiin projektin intensiivikoealoilta (Tikkanen & Mikkola 1991) syyskuussa 1990 kairalla (halkaisija 3 cm) humuskerroksesta ja mineraalimaan yläosasta, jossa huomattava osa männyn lyhytjuurista sijaitsee (Kalela 1955, Mikola & Laiho 1962, Väre 1989). Kultakin koeryppäältä tutkittiin 11-18 näytettä. Männyn juuret erotettiin maanäytteestä varoen lyhytjuurten katkeamista. Juurista laskettiin stereomikroskoopin avulla kärkien määrä (kuvastaa ravinteidenoton tehokkuutta), juuret punnittiin ja pitkäjuurten kokonaispituus mitattiin. Tulokset laskettiin hehtaaria kohti mineraalimaan yläosasta (0 - 10 cm) ja humuskerroksesta erikseen. Humuksen paksuus vaihteli vain vähän, (x=2,8 cm, SE 0,58 cm, vaihteluväli 1,9-6,0 cm). Ainoastaan Montsegorskissa humuksen paksuus oli yli 4 cm. Männynjuurista mitattiin peroksidaasientsyymien aktiivisuus. Menetelmä on selostettu Markkolan ym. (1990) kirjoituksessa.

Raskasmetallitutkimukseen kerättiin itiöemiä syksyllä 1990 Suomen puoleisilta intensiivialoilta sekä Svanvikista ja eteläisimmän gradienttilinjan (Kemi - Sätsi) kaikilta koealoilta. Yksityiskohtaiset tulokset itiöemien alkuainepitoisuuksista on julkaistu toisaalla (Väre ym. 1992), ja tässä yhteydessä esitetään vain lyhyt yhteenveto.

Itiöemät lajistoselvityksiä ja biomassamittauksia varten kerättiin Suomen ja Svanvikin intensiivikoeloilta 28.8.-10.9.1991. Itiöemät kuivattiin +40 °C:ssa 24 - 48 h ja punnittiin. Tulokset ilmoitetaan kg ha^{-1} sienijuurisienille ja lahottajasienille erikseen. Useimmista lajeista, etenkin taksonomisesti vaikeista ryhmistä, on tallennettu näyte Oulun yliopiston kasvimuseoon.

Mikrobiologisia analyysejä varten projektin Suomen puoleisilta intensiivialoilta ja Svanvikista kerättiin humuskerroksesta n. 1,7 kg:n kokoomanäyte kairalla (halkaisija 3 cm) syyskuussa 1991. Näytteet seulottiin homogeeniseksi ja osanäytteet otettiin kosteuden ja orgaanisen aineksen määrän (OM), maahengityksen ja mikrobibiomassan määritystä varten. Kosteus (105 °C, 24 h) ja OM (485 °C, 4h) määritettiin gravimetrisesti. Maahengityksen ja mikrobien biomassan mittausta varten näytteet kostutettiin vakiokosteuteen (250 % orgaanisen aineen painosta). Maahengitys ja mikrobien biomassa (SIR-menetelmällä, Anderson & Domsch 1978) mitattiin 5 g:n näytteistä respirometrillä (Nordgren ym. 1988). Tulokset ilmoitetaan mg g^{-1} OM.

Tulokset esitetään metsiköittäin (koeryppäittäin) kolmen koealan keskiarvoina kolmelta gradientilta: Montsegorsk - Keminmaa -linja (4 metsikköä Suomen puolella), Montsegorsk - Särkiselkä -linja (5 metsikköä Suomen puolella, 4 Venäjällä) ja Inarin Lappi, missä on yhdistetty kaikki Nikkelistä lähtevät linjat (4 metsikköä Suomen puolella, 1 Norjassa).

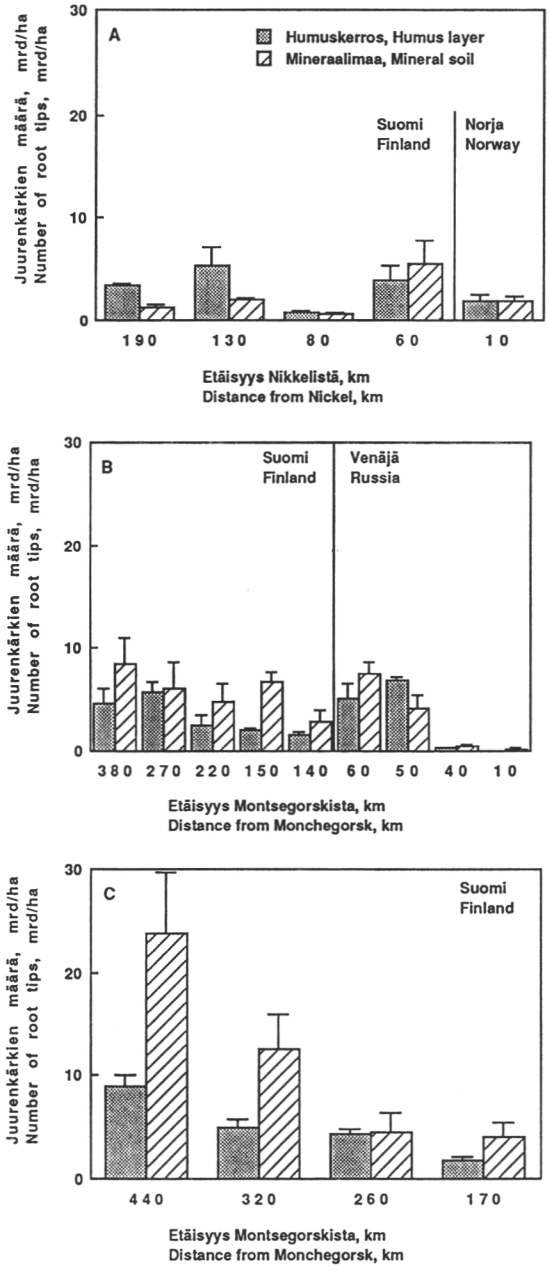
Tulokset

Juurten kärkien määrä, biomassa ja pituus on esitetty kuvissa 1 - 3. Suomen puolella nämä parametrit pienenivät kohti Venäjän rajaa, mutta kasvoivat Venäjän puolella ja pienenivät taas lähestyttäessä Montsegorskia. Näiden parametrien välillä oli erittäin merkitsevä riippuvuussuhde. Inarin Lapissa enin osa juurista oli humuksessa, mutta linjoilla Montsegorsk - Särkiselkä ja Montsegorsk - Keminmaa juurten määrä oli jakautunut noin puoliksi humukseen ja mineraalimaahan. Peroksidaasiaktiivisuudessa (kuva 4) ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja koealojen välillä.

Kangastateissa (*Suillus variegatus*) ja kangasrouskuissa (*Lactarius rufus*) Svanvikissa voitiin todeta kohonnut nikkelipitoisuus (7,2 ja 9,2 mg kg^{-1} kp) ja kangastatissa Keminmaalla kohonnut kromipitoisuus (5,05 mg kg^{-1} kp). Nikkelipitoisuudet olivat useimmissa tapauksissa alle havainnointirajojen. Kohonneita kuparipitoisuuksia ei todettu. Yhteenveto tuloksista on esitetty taulukossa 1.

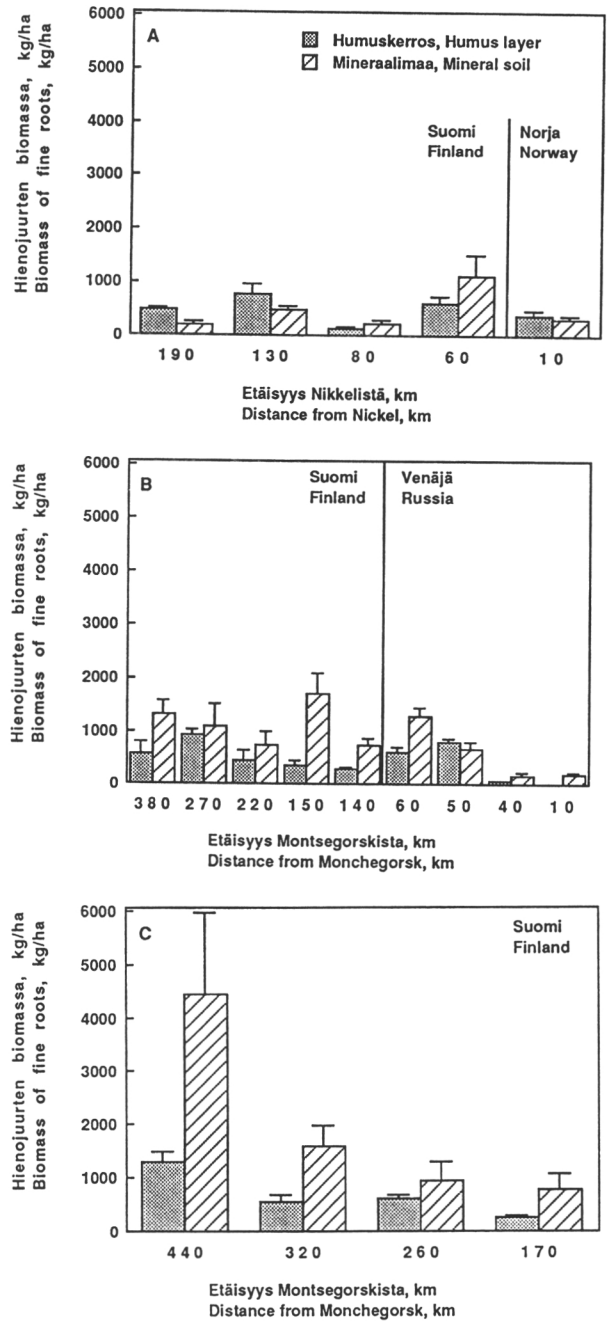
Sienijuurta muodostavia itiöemiä määritettiin 82 lajia, karikkeen lahottajia 22 ja puun lahottajia 14, yhteensä 118 lajia. Lahottajasienten osuus oli keskimäärin 4 % sienten kokonaisbiomassasta, paitsi Askassa 40 ja Värriöllä 20 %. Askassa lahottajasienisato muodostui lähinnä tuhkatupaskynsikkäästä (*Lyophyllum decastes coll.*), joka on mahdollisesti myös sienijuurisieni, ja Ainijärvellä lahottajasienisato koostui leppähelokasta (*Pholiota alnicola*), joka lahottaa Ainijärvellä kuolleita koivuja. Vallitseva sienijuurisuku koko aineistossa oli seitikit (*Cortinarius*), joita tavattiin 46 lajia, mukaanluettuna 14 määrittämätöntä taksonia. Itiöemien biomassat (kuva 5), yksilömäärät tai lajisto eivät olleet suhteessa etäisyyteen saastelähteistä, mutta koealojen välillä oli suuria eroja.

Maahengitys ja mikrobien biomassa olivat suurimmillaan Länsi-Lapissa ja pienenivät kohti Venäjän rajaa (kuvat 6 ja 7). Juuriparametrit korreloivat erittäin merkitsevästi mikrobibiomassan ja maahengityksen kanssa.

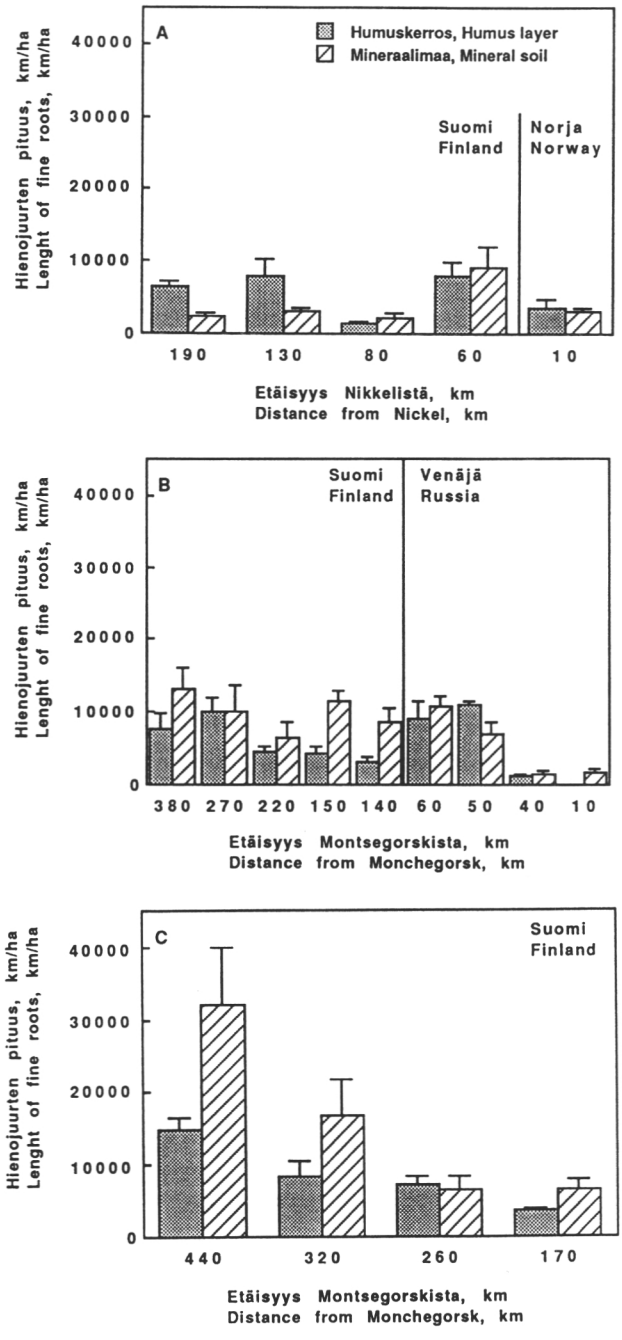


Kuva 1. Männyn juurten kärkien määrä hehtaaria kohti Itä-Lapin metsävaurioprojektin intensiivikoealoilla. Jana esittää keskiarvon keskivirhettä, n = 3.

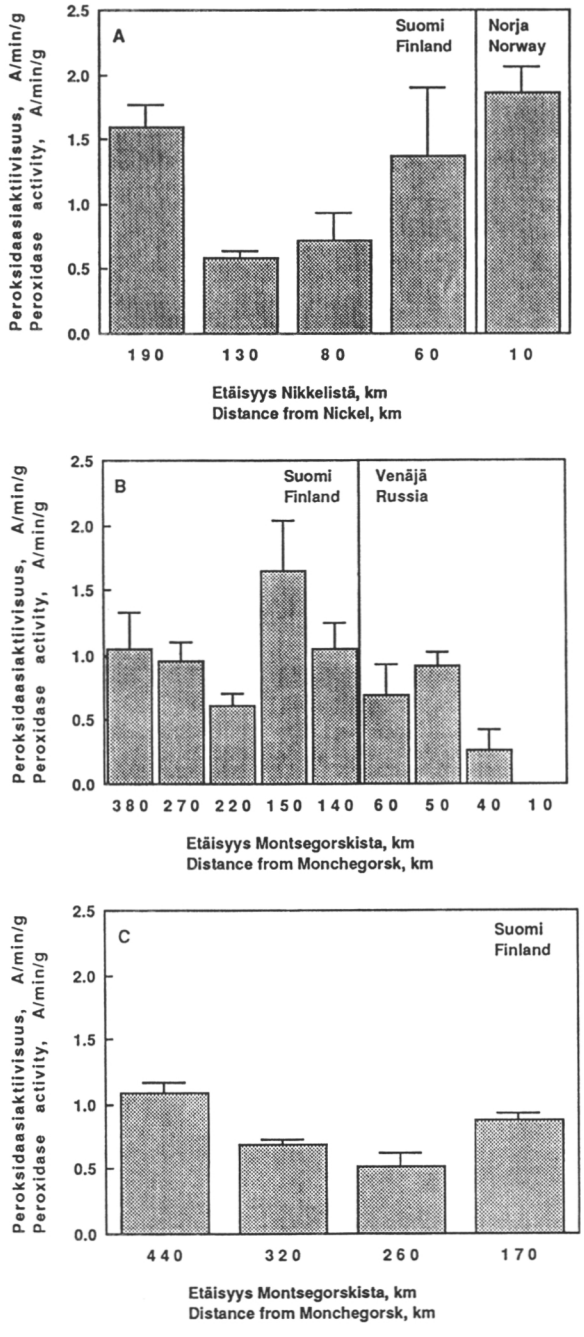
Figure 1. The number of Scots pine root tips on hectare in Lapland Forest Damage Project intensive study sites. Line A: 10 km = Svanvik, 60 km = Sevettijärvi, 80 km = Kessi, 130 km = Kevo, 190 km = Angeli. Line B: 10 km = Monchegorsk, 40 km = Imandra, 50 km = Upolaksa, 60 km = Pirenga, 140 km = Rajajooseppi, 150 km = Ainijärvi, 220 km = Lokka, 270 km = Aska, 380 km = Särkiselkä. Line C: 170 km = Sätsi, 260 km = Kemijärvi, 320 km = Tennilä, 440 km = Keminmaa. Vertical bar indicates SE, n = 3.



Kuva 2. Männyn hienojuurten (alle 1 mm halkaisija) painot. Ks. kuva 1 selitykset.
Figure 2. The weight of Scots pine fine roots under 1 mm in thickness. Figure 1 for explanations.

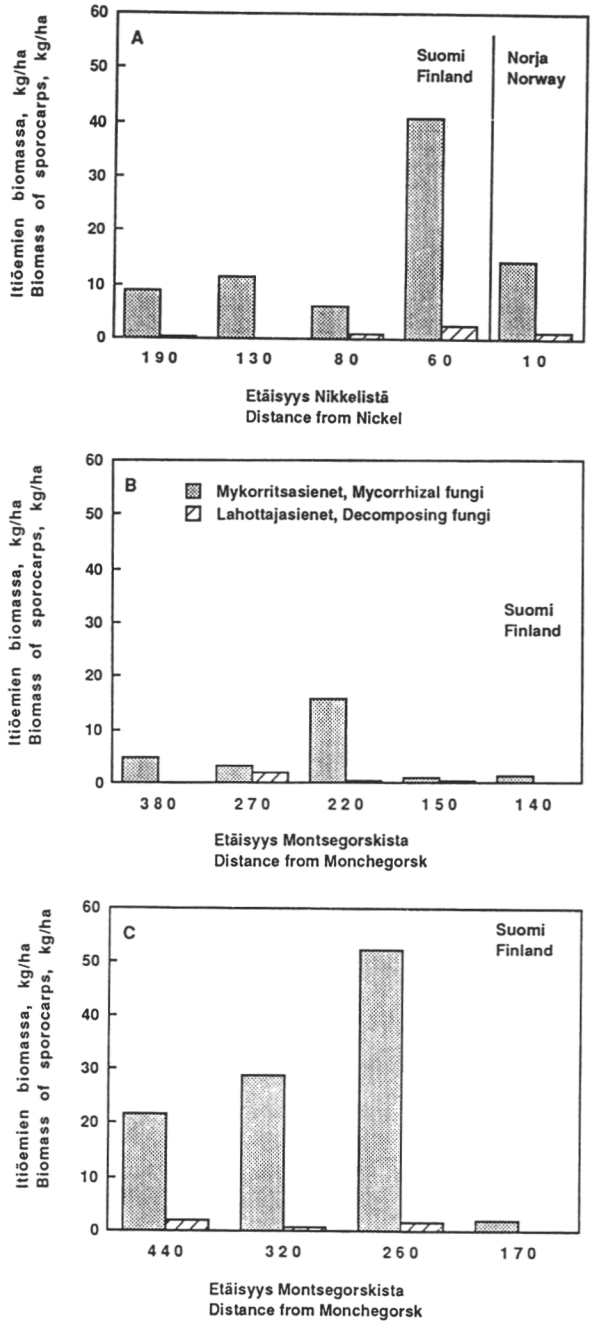


Kuva 3. Männyn hienojuurten pituudet (alle 1 mm halkaisija). Ks. kuva 1 selitykset.
Figure 3. The length of Scots pine fine roots under 1 mm in thickness. Figure 1 for explanations.

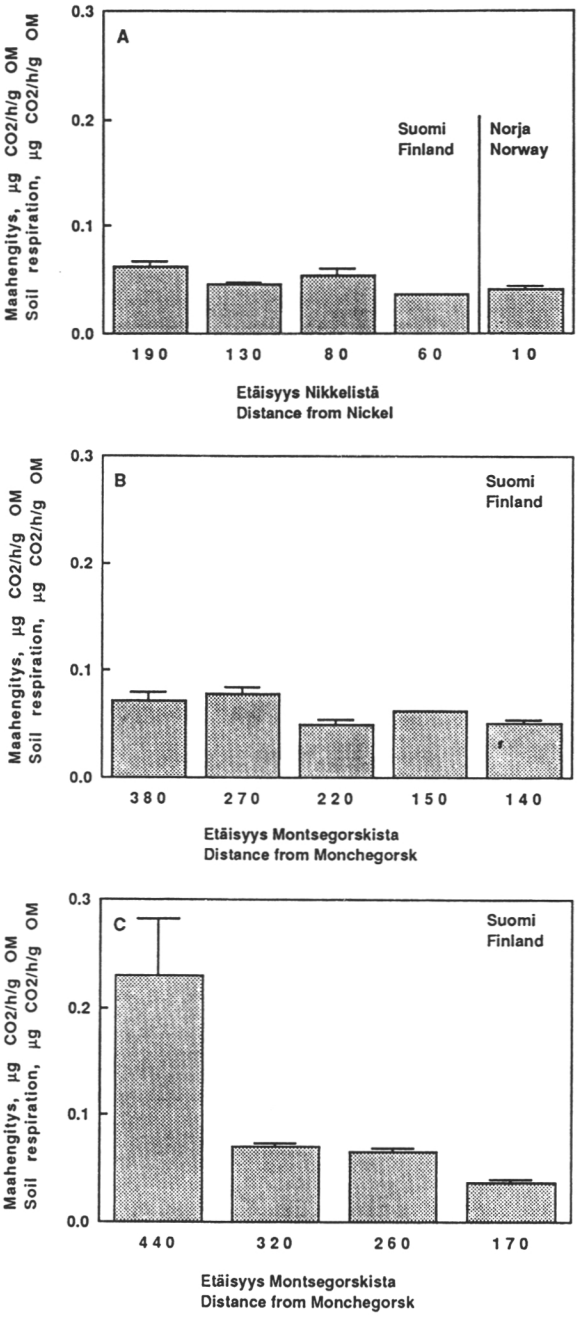


Kuva 4. Männyn juurten peroksidaasiaktiivisuus. Tulokset ilmoitetaan absorbanssin muutoksena min $^{-1}$ tuorepainoa kohti. Ks. kuva 1 selitykset.

Figure 4. The peroxidase activity as A min^{-1} per gram fresh weight in Scots pine roots. Figure 1 for explanations.

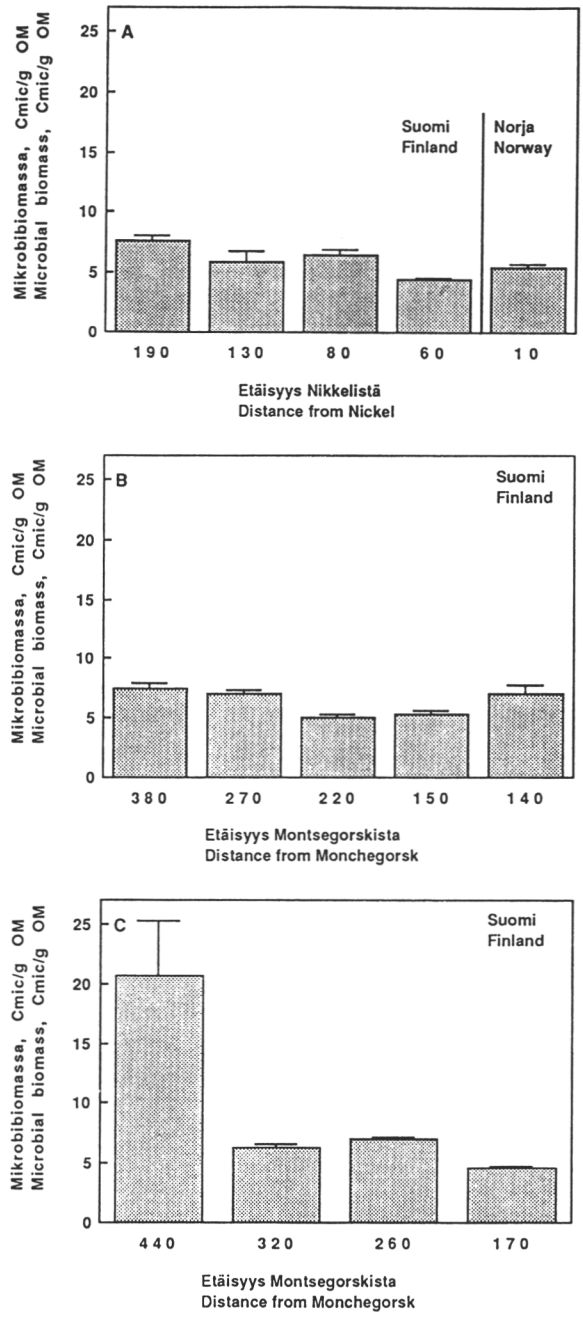


Kuva 5. Sienten itiöemien paino. Ks. kuva 1 selitykset.
Figure 5. The biomass of fungal sporocarps. Figure 1 for explanations.



Kuva 6. Humuskerroksen maahengitys ilmoitettuna µg CO_2 h^{-1} orgaanisen aineen (OM) painoyksikköä kohti. Ks. kuva 1 selitykset.

Figure 6. Soil respiration as µg CO_2 h^{-1} per gram organic matter (OM). Figure 1 for explanations.



Kuva 7. Mikrobibiomassat humuksessa laskettu hiilenä (Cmic) humuksen orgaanisen aineen (OM) painoyksikköä kohti. Ks. kuva 1 selitykset.

Figure 7. The biomass of microbes as carbon (Cmic) per gram organic matter (OM). Figure 1 for explanations.

Taulukko 1. Kangastatin (1) ja kangasrouskun (2) Cr, Cu, Ni ja S pitoisuudet (mg/kg) ryhmiteltynä läntiseen (LL), keskiseen (KL) ja itäiseen Lappiin (IL).
Table 1.The Cr, Cu, Ni and S concentrations (mg kg^{-1}) in Suillus variegatus (1) and Lactarius rufus in western (LL), central (KL) and eastern Lapland (IL).

	Cr		Cu		Ni		S	
	1	2	1	2	1	2	1	2
LL	1,07	0,80	20,2	17,7	1,14	0,13	1910	1670
KL	1,04	0,33	19,0	16,5	0,78	1,14	1830	1680
IL	0,99	0,88	18,8	17,2	2,34	1,72	1840	1750

LL = Keminmaa, Särkiselkä, Angeli, Kevo
KL = Tennilä, Kemijärvi, Aska, Lokka
IL = Sätsi, Ainijärvi, Rajajooseppi, Kessi, Sevettijärvi

Tarkastelu

Juurten alhainen määrä Itä-Lapissa voidaan tulkita eri tavoin. Mahdollisia syitä ovat 1) Kuolasta tulevat ilmansaasteet, jotka vaikuttavat suoraan maahan, 2) vähentynyt sokereiden kuljetus juuristoon neulasvaurioiden vuoksi, 3) juurten mahdollinen vaurioituminen talven 1986 - 87 ankarien pakkasten aikana 4) jäkälämattojen puuttuminen Suomen puolelta, 5) poikkeavat maaperän ravinnepitoisuudet koealojen välillä ja 6) metsikön poikkeva ikärakenne ja hakkuut. Yksikään esitetyistä syistä ei yksinään anna tyydyttävää selitystä. On kuitenkin huomattava, että tässä esitetyt tulokset perustuvat yhden vuoden aineistoon. Vaihtelu männyn juurten vuotuisissa määrissä voi olla huomattava. Nöjdin keräämän aineiston mukaan hakkuut eivät ole selittävä muuttuja.

Eräänä hypoteesina voidaan esittää, että Itä-Lapin heikompi juuritilanne aiheutuu osin jäkälämattojen puuttumisesta, jolloin sekä pakkaset että ilmansaasteet voivat vaikuttaa suoraan maahan. Jäkälien, esim. palleroporonjäkälän (*Cladonia stellaris*) tiedetään sitovan soluseiniinsä raskasmetalleja (Tuominen 1967). Kalutuilla kankailla ei ole jäkälämaton muodostamaa puskuria. Toisaalta eräillä jäkälillä, etenkin palleroporonjäkälällä, on haitallinen vaikutus ektomykorritsasieniin ja männyn mykorritsojen kehitykseen (Brown & Mikola 1974), mikä voi vaikuttaa haitallisesti juuristoon jäkäläkankailla. Mutta myös kanervalla (*Calluna vulgaris*), joka yleistyy kalutuilla kankailla, on samanlainen antagonistinen vaikutus sienijuuriin (Robinson 1972). Juurten kasvua heikentäviä polykarboksyylihappoja syntyy humuksessa melko yleisesti, mutta toistaiseksi niistä tiedetään melko vähän (Van Praag ym. 1991). Vaikutus on kuitenkin riippuvainen määrästä, sillä alhaiset pitoisuudet humusuutteesta stimuloivat sienijuurisienten kasvua (Rose ym. 1983).

Happamoitumisen arvellaan lisäävän polykarboksyylihappojen haitallista vaikutusta (Van Praag ym. 1991).

Talven 1986 - 87 pakkaset saattavat vielä olla havaittavissa juurten määrissä, mutta lyhytjuurten tiedetään uusiutuvan melko nopeasti, kerran 2 - 3 vuodessa (Mikola & Laiho 1962). Männyn hienojuuriin allokoituu Ågrenin ym. (1980) mukaan noin 60 % yhteytystuotteista. Myös tämän perusteella voidaan olettaa, että männyn juurten uusiutuminen on nopeaa.

Männynjuurten kärkien määrää on tutkittu eräissä aiemmissa tutkimuksissa Suomessa. Mikola & Laiho (1962) laskivat humuksesta 1,7 miljardia kärkeä hehtaaria kohti, mutta Kalela (1954, 1955) vain 0,45 ja 0,15 miljardia kappaletta. Mikola & Laiho (1962) arvelivat Kalelan näytteiden olleen liian suuret, jolloin juurten kärkiä olisi jäännyt näytteeseen työlään puhdistamisen vuoksi. Myös Mikolan & Laihon (1962) luvut olivat pienemmät kuin tässä tutkimuksessa havaittiin. Montsegorskin ympäristössä juurten kärkien määrä oli alhaisin.

Oulun kaupungin vaikutusalueella ilmansaasteiden oletetaan nostaneen peroksidaasiaktiivisuutta (Markkola ym. 1990). Lapissa peroksidaasiaktiivisuudet olivat alhaisemmat kuin Oulussa. Tämän perusteella voidaan arvioida, että Kuolasta tuleva rikki- ja raskasmetallilaskeuma eivät vaikuta juurten peroksidaasiaktiivisuutta kohottavasti. Oulun lähistöllä maan korkea typpipitoisuus voi osaltaan nostaa peroksidaasiaktiivisuutta. Laboratoriokokeissa nikkelin on kuitenkin todettu kohottavan nuorten männyn taimien juurten peroksidaasiaktiivisuutta (Tarvainen ym. 1991).

Sienisato intensiivikoealoilla oli keskimäärin samaa tasoa kuin on mitattu männiköistä Kivalossa vuosina 1981 ja 1982 (17 ja 4 kg ha^{-1}, Herva & Norokorpi 1983). Sienijuurisienten ja lahottajasienten suhteellinen osuus oli myös samaa suuruusluokkaa sekä intensiivikoealoilla että Kivalossa. Lapin läänissä ClT-, CT- ja VT-kankailla sienisato jäi vuosina 1976-78 pienemmäksi, 1,9, 6,0 ja 2,0 kg ha^{-1} (Ohenoja 1984).

Verrattuna Pohjois-Ruotsissa mitattuihin humuksen maahengitysarvoihin, 0,1-0,15 mg CO_2 g^{-1} h^{-1} (Nordgren ym. 1986) Lapin länsipuolen intensiivikoealoilla mitattu maahengitys oli n. puolta pienempi. Vain Keminmaalla tulos ylsi samalle tasolle. Raskasmetallikuormituksen on yleensä havaittu vähentävän mikrobien biomassaa ja aktiivisuuksia sekä laboratoriokokeissa että maastossa metallisulattojen ja jalostamojen ympäristössä. Ruotsissa Skellefteåssa metallisulattamon ympäristön metsien humuskerroksesta mitattu maahengitys oli n. 0,03 mg CO_2 g^{-1} h^{-1} (Nordgren ym. 1986), mikä on samaa suuruusluokkaa kuin Lapin itäisillä intensiivialoilla mitattu maahengitys, 0,02-0,04 mg CO_2 g^{-1} h^{-1}. Tämä yhdessä alhaisen juuribiomassan kanssa tukee oletusta ilmansaasteiden suorasta haitallisesta vaikutuksesta metsämaan biologiaan Lapissa.

Lapin intensiivialoilla mikrobien biomassa korreloi hengityksen kanssa. Yleensä kuitenkaan mikrobien kappalemäärät (CFU) eivät

reagoi yhtä herkästi raskasmetallikuormitukseen kuin aktiivisuudet (Bååth 1989 ja siinä mainittu kirjallisuus), ja esim. Freedman & Hutchinson (1980b) eivät havainneet merkittävää sienten vähenemistä Sudburyn teollisuusalueella Kanadassa. Samoin Nordgren ym. (1986) eivät havainneet sienirihmaston pituuden vähenemistä Pohjois-Ruotsissa metallisulaton ympäristössä. Biomassan ja hengityksen väheneminen itään päin viittaa siten bakteerien määrän vähenemiseen, joiden tiedetään olevan sieniä herkempiä esim. raskasmetallien vaikutuksille (Bååth 1989).

Lyhytaikaiset lievät juuristovauriot eivät välttämättä aiheuta nopeita kasvun muutoksia, mutta pidempään jatkuessaan niiden tulisi olla havaittavissa myös kasvussa. Myös mikro-organismit kykenevät toipumaan lyhytaikaisesta, suurestakin rikkikuormituksesta (Grant ym. 1979), mutta pitkäaikainen mikrobiaktiivisuuden heikkeneminen vaikuttaa metsän ravinnekiertoa hidastavasti ja siten yhdessä juuristovaurioiden kanssa puiden kasvuun.

Kiitokset

Esteri Ohenoja ja Tauno Ulvinen avustivat itiöemänäytteiden määrityksessä, mistä heille erittäin paljon kiitoksia.

Kirjallisuus

Aaltonen, V.T. 1920. Über die Ausbreitung und den Reichtum der Baumwurzeln in den Heidewäldern Lapplands. Acta Forestalia Fennica 14(1). 55 s.

Andersson, J.P.E. & Domsch, K.H. 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. Soil Biology and Biochemistry 10: 215-221.

Arnebrant, K., Bååth, E. & Nordgren, A. 1987. Copper tolerance of microfungi isolated from polluted and unpolluted forest soil. Mycologia 79: 890-895.

Bagatto, G. & Shorthouse, J.D. 1991. Accumulation of copper and nickel in plant tissues and an insect gall of lowbush blueberry, Vaccinium angustifolium, near an ore smelter at Sudbury, Ontario, Canada. Canadian Journal of Botany 69: 1483-1490.

Bergvist, B., Folkeson, L. & Berggren, D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. Water, Air and Soil Pollution 47: 217-286.

Brown, R.T. & Mikola, P. 1974. The influence of fruticose soil lichenes upon the mycorrhizae and seedling growth of forest trees. Acta Forestalia Fennica 141. 23 s.

Bunce, H. W. F. 1989. The continuing effects of aluminium smelter emissions on coniferous forest growth. Forestry 62: 223-231.

Bååth, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). Water, Air and Soil Pollution 47: 335-379.

Dixon, R.M. & Buschena, C.A. 1988. Response of ectomycorrhizal Pinus banksiana and Picea glauca heavy metals in soil. Plant and Soil 105: 265-271.

Freedman, B. & Hutchinson, T.C. 1980a. Pollutant inputs from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada. Canadian Journal of Botany 58: 108-132.

- & Hutchinson, T.C. 1980b. Effects of smelter pollutants on forest leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. Canadian Journal of Botany 58: 1722-1736.

Fritze, H. 1989. Soil microbial effects of a Cu-Ni smelter in southwestern Finland. Biology and Fertility of Soils 8: 87-94.

- 1991. Forest soil microbial response to emissions from an iron and steel works. Soil Biology and Biochemistry 23: 151-155.

Grant, I. F., Bancroft, K. & Alexander, M. 1979. Effect of SO_2 and bisulfite on heterotrophic activity in an acid soil. Applied and Environmental Microbiology 38: 78-83.

Herva, P. & Norokorpi, Y. 1983. Kivalon kokeilualueen sienisadosta ja -lajistosta vuosina 1981 - 1982. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 105: 144-152.

Hintikka, V. 1987. Aluminium and manganese tolerance in ectomycorrhizal and saprophytic basidiomycetes. Aquilo Serie Botanica 25: 68-70.

Jevtjugina, Z. 1991. The atmospheric pollution load on forest ecosystems in the central part of the Kola Peninsula. Julkaisussa: Tikkanen, E. & 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: 132-141.

Jones, M.D. & Hutchinson, T.C. 1988a. The effects of nickel and copper on the axenic growth of ectomycorrhizal fungi. Canadian Journal of Botany 66: 119-124.

- & Hutchinson, T.C. 1988b. Nickel toxicity in mycorrhizal birch seedlings infected with Lactarius rufus or Scleroderma flavidum I. Effects on growth, photosynhesis, respiration and transpiration. New Phytologist 108: 451-459.

- & Hutchinson, T.C. 1988c. Nickel toxicity in mycorrhizal birch seedlings infected with Lactarius rufus or Scleroderma flavidum II. Uptake of nickel, calcium, magnesium, phosporus and iron. New Phytologist 108: 461-470.

- Browning, M.H.R. & Hutchinson, T.C. 1986. The influence of mycorrhizal associations on paper birch and jack pine seedlings when exposed to elevated copper, nickel or aluminum. Water, Air, and Soil Pollution 31: 441-448.

Kalela, E. K. 1954. Mäntysiemenpuiden ja -puustojen juurisuhteista. Acta Forestalia Fennica 61(28). 17 s.

- 1955. Über Veränderungen in den Wurzelverhältnissen der Kiefernbestände im Laufe der Vegetationsperiode. Acta Forestalia Fennica 65(1). 42 s.

Kubin, E. 1989. 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.

Markkola, A. M., Ohtonen, R. & Tarvainen, O. 1990. Peroxidase activity as an indicator of pollution stress in the fine roots of Pinus sylvestris. Water, Air, and Soil Pollution 52: 149-156.

Melnikov, S. A. 1991. Report on heavy metals. Arctic Center Publication 2: 82-153.

Mikola, P. & Laiho, O. 1962. Mycorrhizal relations in the raw humus layer of northern spruce forests. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 55(18). 13 s.

Nordgren, A., Bååth, E. & Söderström, B. 1988. Evaluation of soil respiration characteristics to assess heavy metal effects on soil microorganisms using glutamic acid as a substrate. Soil Biology and Biochemistry 20: 949-954.

–, Kauri, T., Bååth, E. & Söderström, B. 1986. Soil microbial activity, mycelial lengths and physiological groups of bacteria in a heavy metal polluted area. Environmental Pollution (Series A) 41: 89-100.

Ohenoja, E. 1984. Fruitbody production of larger fungi in Finland 2. Edible fungi in northern Finland 1976 - 1978. Annales Botanici Fennici 21: 357-366.

Ohtonen, R., Väre, H., Markkola, A. M., Ohtonen, A., Ahonen-Jonnarth, U & Tarvainen, O. 1992. A review of forest soil biology influenced by gaseous pollutants. Aquilo Serie Botanica. Painossa.

Outokumpu Finnmines Oy:n Enonkosken kaivoksen ympäristön raskasmetallitutkimukset vuonna 1991. Savonlinnan kaupunki, Ympäristönsuojelulautakunnan julkaisuja 1: 1-21 + 18 liitettä.

Robinson, R. K. 1972. The production by roots of Calluna vulgaris of a factor inhibitory to growth of some mycorrhizal fungi. Journal of Ecology 60: 219-225.

Rose, S. L., Perry, D. A., Pilz, D. & Schoenenberger, M. M. 1983. Allelopathic effects of litter on the growth and colonization of mycorrhizal fungi. Journal of Chemical Ecology 9: 1153-1162.

Rühling, A. & Söderström, B. 1990. Changes in fruitbody production of mycorrhizal and decomposition macromycetes in heavy metal polluted coniferous forests in north Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 49: 375-387.

Schmitt, J. A. 1988. Fungi and heavy metals. Atti del Centro Studi per la Flora Mediterranea 7: 105-146.

Tarvainen, O., Ahonen, U., Väre, H. & Markkola, A. M. 1991. The influence of Al, Cu, and Ni peroxidase activity in seedlings of Pinus sylvestris and mycelia of Suillus variegatus. Julkaisussa: Lobarzewski, J., Greppin, H., Penel, C. & Gaspar, Th. (toim.). Biochemical, Molecular, and Physiological Aspects of Plant Peroxidases. University of Genova, Genova. s. 443-445.

Tikkanen, E. & Mikkola, K. 1991. The Lapland Forest Damage Project: multidisciplinary cooperation in environmental sciences. Julkaisussa: Tikkanen, E. & Varmola, M. (toim.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula U.S.S.R. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 20-34.

Tuominen, Y. 1967. Studies on the strontium uptake of the Cladonia alpestris thallus. Annales Botanici Fennici 4. 28 s.

Van Praag, H.J., Motte, J.C., Monseur, X., Walravens, J. & Weissen, F. 1991. Root growth inhibition of the holorganic layer of moder humus under spruce (Picea abies Karst.) and beech (Fagus silvatica L..) II. Biological test and organic analysis of the soil solution. Plant and Soil 135: 175-183.

Väre, H. 1989. The mycorrhizal condition of weakened Scots pine saplings on ploughed sites in northern Finland. Canadian Journal of Forest Research 19: 341-346.

- 1990. Aluminium polyphosphate in the ectomycorrhizal fungus Suillus varieagatus (Fr.) O. Kunze as revealed by energy dispersive spectrometry. New Phytologist 116: 663-668.
- 1991. Heavy metal (Ni, Cu) tolerance of the ectomycorrhizal fungus Suillus variegatus. Abstracts of the third European Symposium on Mycorrhizas. Mycorrhizas in Ecosystems - structure and function. Sheffield, August 19-23, 1991.
- & Markkola, A. M. 1990. Aluminium tolerance of the ectomycorrhizal fungus Suillus variegatus. Symbiosis 9: 83-86.
- Ohtonen, R., Ahonen-Jonnarth, U., Tarvainen, O., Markkola, A. M. & Jalkanen, R. 1992. Element composition of certain ectomycorrhizal fungi in Finnish Lapland. Aquilo Serie Botanica. Painossa.

Ågren, G., Axelsson, B., Flower-Ellis, J.G.K., Linder, S., Persson, H., Staaf, H. & Troeng, E. 1980. Annual carbon budget for a young Scots pine. Julkaisussa: Persson, T. (toim.). Structure and function of northern coniferous forest - an ecosystem study. Ecological Bulletins 32: 307-313.

Mäntymetsien elinvoimaisuus eri etäisyyksillä Kuolan päästölähteistä

Maija Salemaa, Martti Lindgren & Eeva-Liisa Jukola-Sulonen
Metsäntutkimuslaitos, metsäekologian tutkimusosasto
PL 18, 01301 Vantaa

Abstract: Vitality of Scots pine stands at different distances from emission sources in the Kola Peninsula

The general vitality of pines (*Pinus sylvestris* L.) and abundance of epiphytic lichens were studied along the gradients of the Lapland Forest Damage Project. Information about the five crown characteristics (defoliation, needle age, branch damage, cone crop and crown apex deformation) can be combined to give two principal components: crown vitality and tree fertility. When the data for the sample plots in the Monchegorsk area were combined with the data for central Lapland (gradients 1-3), good crown condition correlated with low sulphur deposition, increasing distance to the emission source and the abundance of fruticose lichens. Similar covariation was not found when the data consisted of only the sample plots in Finnish Lapland. The crown condition in Finland was the poorest in the tallest pines.

Johdanto

Lapin gradienttikoealoilla tutkittiin mäntyjen yleiskuntoa ja kaarnajäkälien runsautta vuosina 1990-91. Tutkimuksessa sovellettiin samoja menetelmiä kuin Metsäntutkimuslaitoksen ekstensiivitason vuosittaisissa metsien elinvoimaisuuden kartoituksissa (Jukola-Sulonen ym. 1991). Käytetyt muuttujat kuvaavat pääasiassa puiden ulkoisia ominaisuuksia, kuten latvuksen harsuuntumista eli neulaskatoa ja värioireita, jotka eivät ole spesifejä ilman epäpuhtauksien vaikutuksille. Nämä ovat tärkeimmät muuttujat, joita seurataan myös yleiseurooppalaisessa metsävauriokartoituksessa (Manual of methodologies... 1986). Tässä raportissa esitetään tuloksia Itä-Lapin metsävaurioprojektin osahankkeesta 11: "Lapin metsäkasvillisuuden elinvoimaisuus ja siinä tapahtuneet muutokset 1950-luvulta lähtien".

Tutkimuksen tavoitteena oli: (1) selvittää miten mäntyjen elinvoimatunnukset vaihtelevat koealoilla, jotka sijaitsevat eri etäisyyksillä Kuolan päästölähteistä; (2) luoda tutkituista muuttujista lineaarisia yhdistelmiä, jotka tiivistävät tietoa "kuntoindeksin" muotoon. Näin saatuja arvoja voidaan tarkastella suhteessa mallitettuun rikkilaskeumaan ja

etäisyyteen päästölähteistä. Tutkimuksen työhypoteesina oli oletus, että puiden erilaiset stressioireet ja ulkoiset vauriot lisääntyvät, mitä lähempänä päästölähteitä ne kasvavat.

Tutkimusalueen luonnonmaantieteelliset olosuhteet

Itä-Lapin metsävaurioprojektin laaja tutkimusalue alkaa Pohjois-Pohjanmaalta ulottuen Peräpohjolan ja Metsä-Lapin mäntyvaltaisista metsistä tunturikoivikoihin. Mittavien maantieteellisten etäisyyksien seurauksena olosuhteet poikkeavat toisistaan alueen eri osissa. Kasvimaantieteellisesti koealat sijaitsevat pääasiassa pohjoisboreaalisella vyöhykkeellä, joskin eteläisimmät Pohjanlahden pohjukassa sijaitsevat koealat edustavat jo keskiboreaalista vyöhykettä (Ahti ym. 1968). Mäntymetsät ovat vallitsevia koko tutkimusalueella. Kuusikot ovat harvalukuisempia, mutta niitäkin tavataan varsinkin ravinteisimmilla kasvupaikoilla ja Keski-Lapin runsassoisilla alueilla (Numminen 1989). Pohjoiseen päin siirryttäessä kuusen metsänraja ohitetaan Ivalojoen-Saariselän vaiheilla ja koivun osuus lisääntyy Inarin-Lapissa männyn rinnalla (Kalliola 1973).

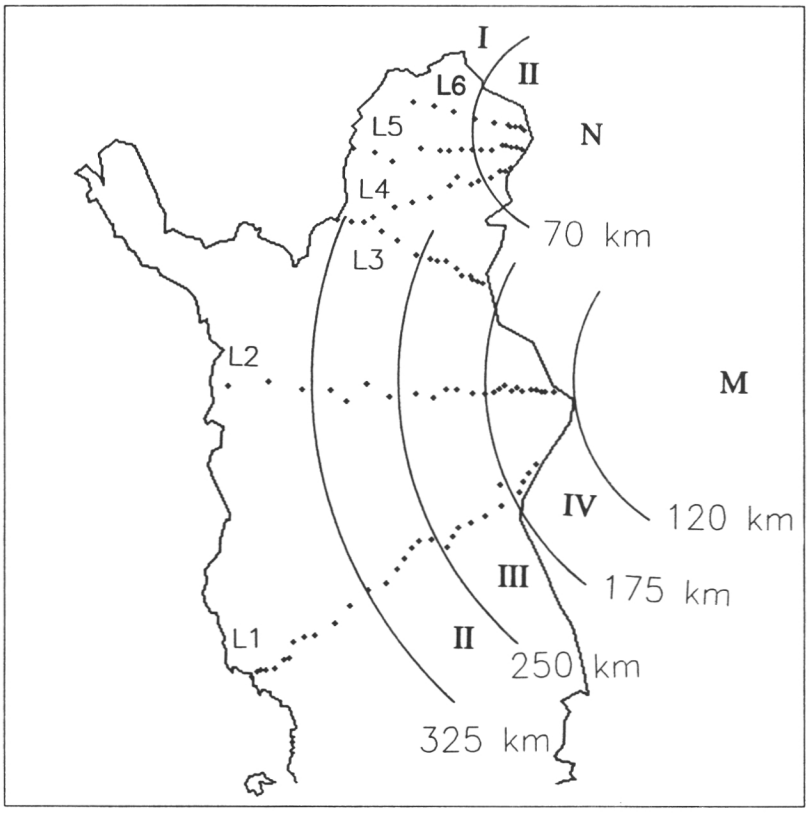
Pisin gradientti (linja 1) ulottuu Kemin alavien maiden (20 mmpy) mereisestä ilmastosta Sallan tuntureille (225 mmpy), jossa olosuhteet ovat pitkälle mantereisen ilmaston säätelemiä. Inarin-Lapin koealoilla taas Pohjoisen jäämeren vaikutus on varteenotettava ekologinen tekijä. Inarinjärven (114 mmpy) lähialueilla sijaitsevat koealat jäävät ympäröiviä tunturialueita matalammalle. Suurimmillaan koko tutkimusalueen korkeuserot ovat n. 300 metriä.

Myös geologinen vaihtelu on huomattavaa tutkimusalueella. Graniitti-gneissivyöhykkeet vuorottelevat karjalaisten liuskekivivyöhykkeiden kanssa. Lapin granuliittialue kaartuu Inarin-Lapin eteläpuolitse kohti lounasta (Suomen kartasto 1986). Poikkeuksen muuten karusta kangasmaasta muodostavat Lapin kolmio (Tornionjoen ja Kemijoen väliin jäävä alue) ja Sallan eteläosat, joissa maaperä on kalkkipitoista. Näillä, kuten Kolari-Kittilän alueen emäksisellä vihreäkivi-vyöhykkeellä, kasvillisuudessa voidaan havaita ympäristöä rehevämpiä ja vaateliaampia piirteitä (Kalliola 1973).

Aineisto ja menetelmät

Metsien elinvoimakartoitukset tehtiin linjoilla 1-6 vuosina 1990 ja 1991. Vuonna 1991 tutkittiin myös kuusi koealaa Montsegorskin alueella ja kaksi koealaa Paatsjoen laaksossa Pohjois-Norjassa lähellä Nikeliä. Koealojen perustamisen ja puiden valinnan periaatteet on esitetty toisaalla (Mikkola & Nöjd 1992). Kustakin 3-4:n koealan rypäästä valittiin yksi, puumäärältään suurin koeala elinvoimatutki-

muksia varten. Koealat jaettiin Keski-Lapissa neljään ja Inarin-Lapissa kahteen itä-länsi -suuntaiseen vyöhykkeeseen, joiden etäisyydet Kuolan päästölähteistä vaihtelivat (kuva 1). Kullekin vyöhykkeelle osuneiden koealojen lukumäärät vaihtelivat eri linjoilla. Suomen puolella tutkittujen mäntyjen kokonaismäärä oli 736, Montsegorskin koealoilla 72 ja Norjassa 35. Mäntyjen harsuuntumisastetta vuonna 1991 tarkastellaan myös osana suurempaa vuotuisen seurannan aineistoa (ekstensiivitason 61 koealaa Lapissa), jolloin puiden kokonaismäärä nousee 1458:aan.



Kuva 1. Linjoilla 1-3 (L1-L3) olevat koealat jaettiin neljään (I-IV) eri etäisyydellä Montsegorskista (M) olevaan vyöhykkeeseen. Inarin-Lapin linjat 4-6 (L4-L6) jaettiin kahteen (I, II) vyöhykkeeseen etäisyyden Nikelistä (N) perusteella.

Figure. 1. The sample plots on gradients 1-3 (L1-L3) were divided into four (I-IV) zones according to the distance from Monchegorsk (M). The gradients in Inari Lapland (L4 - L6) were divided into two zones (I, II) according to the distance from Nikel (N).

Koealojen perustamisen yhteydessä metsiköistä mitattiin puuston runkoluvut ja erilaisia kokomuuttujia. Tässä artikkelissa käytettiin puuston järeyden mittana pohjapinta-alaa (relaskooppiarvio) ja keskipituutta. Keski-Lapin itäisten osien koealoille puuston ikä on mitattu kairalastujen vuosilustoista (Nöjd 1992). Läntisten koealojen samoin kuin Inarin-Lapin koealojen iät on saatu metsähallituksen tai metsälautakuntien kuviotiedoista. Korkeus merenpinnasta on otettu peruskartalta. Rikkilaskeuman malli (HAKOMA) perustuu ilmoitettuihin päästötietoihin ja on kehitetty Teknisen korkeakoulun ja Ilmatieteen laitoksen yhteistyönä (Johansson & Savolainen 1990, Tuovinen ym. 1990). Mallin koordinaattipisteiden arvoista interpoloitiin koealakohtaiset laskeuma-arviot.

Mäntyjen kunnon ja kaarnajäkälien runsauksien arvioinnit ovat yhden henkilön silmävaraisesti tekemiä. Sama arvioija on tutkinut myös ekstensiivitason koealat Lapissa. Latvustunnuksien arvioinnissa käytettiin apuna kiikareita. Arvioinnit tehtiin kesä-lokakuun aikana. Latvuksien värioireita ei ole arvioitu elokuun jälkeen ruskan alettua. Tutkitut muuttujat olivat seuraavat:

1) Puiden rungoilla ja oksilla (yli 2 m korkeudessa) kasvavien lehtimäisten (pääasiassa *Hypogymnia physodes* ja *Parmeliopsis* spp.) ja naavamaisten jäkälien (naavat ja lupot) runsaudet metsikkökuviolla (1 = niukka,... 4 = erittäin runsas; asteikossa huomioidaan sekä jäkälien runsaus että jäkälisten puiden frekvenssi).

2) Männyn latvuksien harsuuntumisaste (arviointi 10 %:n luokissa elävän latvuksen ylemmästä 2/3-osasta; luokat 0-9 muutettiin prosenteiksi seuraavasti: 0 = 5 %, 1 = 15 %, ... 9 = 95 %).

3) Yli 20 % harsuuntuneiden puiden frekvenssi koealalla.

4) Vuosien välinen muutos (1990-91) harsuuntumisessa (sekä asteessa että frekvenssissä).

5) Neulasvuosikertojen lukumäärät ylä- ja alalatvuksessa.

6) Oksatuhoisten mäntyjen frekvenssi (asteikossa 1-7 luokan 2 ylittävät oksatuhot: yksi tai useampi rungosta lähtevä kokonainen oksa kuollut). Vuosien välinen muutos (1990-91) tässä frekvenssissä.

7) Neulasten keltakärkisyys, kellastuminen ja ruskettuminen uusimmassa ja tätä vanhemmissa vuosikerroissa (arviointi prosenttiasteikolla).

8) Käpyjen lukumäärä / mänty (arviointi asteikolla 0-5).

9) Yli 50 käpyä kantavien mäntyjen frekvenssi.

10) Latvan kärjestä pyöristyneiden tai epämuotoisten mäntyjen frekvenssi.

11) Abioottisia tai bioottisia tuhoja ilmentävien mäntyjen frekvenssi. Vuosien välinen muutos (1990-91) tässä frekvenssissä.

12) Kasvua hidastavien tai pysyvän vaurion jättävien tuhojen yleisyys (mäntyjen frekvenssi) koealalla.

Muuttujien tarkempi kuvaus ja käytetyt asteikot on esitetty kenttämonisteessa (Jukola-Sulonen ym. 1991).

Koska puiden lukumäärät vaihtelivat eri koealoilla, puukohtainen tarkastelu olisi painottanut joitain gradientin osia liikaa. Tämän vuoksi aineiston analysointi perustuu joko koealakohtaisiin keskiarvoihin tai frekvensseihin. Myös elinvoimatunnuksien vertailu rikkilaskeumaan edellyttää koealakohtaista tietoa. Kuvissa tuloksia on esitetty myös vyöhykkeittäin. Tällöin laskettiin koealojen keskiarvoista tai frekvensseistä keskiarvoja.

Tutkimuksessa on käytetty muuttujien yhteisvaihteluun (korrelaatiot) perustuvaa lähestymistapaa analysoitaessa kuntomuuttujien ja niitä selittävien tekijöiden suhdetta. Latvustunnuksien keskinäisiä suhteita tutkittiin korrelaatiomatriisiin perustuvalla pääkomponenttianalyysillä.

Tulokset

Yleinen elinvoimaisuus

Lehtimäiset kaarnajäkälät olivat linjoilla 1 ja 2 ja naavamaiset jäkälät linjalla 3 runsaampia lännessä kuin idässä. Montsegorskin koealoilla naavoja oli runsaasti rajan läheisyydessä, mutta niiden määrä väheni 60 km etäisyydellä ja ne puuttuivat kokonaan päästölähteitä lähinnä olevilta koealoilta (taulukko 1a, kuva 2a ja b). Inarin-Lapissa lehtimäisiä jäkäliä oli melko tasaisesti kaikilla linjoilla. Linjalla 4 oli lännessä enemmän naavoja kuin itärajalla. Tilanne oli päinvastainen linjalla 5. Norjan puoleisilla, lähellä Nikeliä sijaitsevilla kahdella koealalla ei ollut lainkaan kaarnajäkäliä (taulukko 1b, kuva 3a ja b).

Harsuuntuminen vaihteli linjoilla 1-3 melko vähän keskimääräisen harsuuntumisasteen ollessa noin 15 %. Kuolan alueella harsuuntuminen lisääntyi voimakkaasti n. 30 km etäisyydellä päästölähteestä. Tulos oli hyvin samankaltainen tarkasteltaessa yli 20 % harsuuntuneiden puiden osuutta koealoilla. Harsuuntuminen lisääntyi vuosien 1990 ja 1991 välillä eniten linjan 1 itäisimmällä osalla (taulukko 1a, kuva 2c ja d). Inarin-Lapissa männyt olivat jonkin verran harsuuntuneempia kuin eteläisemmillä linjoilla. Pientä harsuuntumisen lisääntymistä (alle 5 %-yksikköä) vuosien välillä havaittiin varsinkin läntisillä linjanpuoliskoilla (taulukko 1b, kuva 3c ja d). Itä-Lapin ja ekstensiivitason yhdistetyssä aineistossa (kuva 4) erottui Lounais-Lapin lisäksi laajahko koillinen alue, jossa mäntymetsät olivat muuta Lappia lievästi harsuuntuneempia.

Mäntyjen yläoksilla oli keskimäärin 4,5 neulasvuosikertaa Keski-Lapin linjoilla ja linjalla 5 Inarin-Lapissa (kuvat 2e ja 3e). Neulasvuosikertojen määrissä havaittiin Suomen puolella lievää (ei tilastollisesti merkitsevää) laskua etäisyyden päästölähteistä pienentyessä (taulukko 1a ja b). Lähinnä Montsegorskia olevalla koealalla männyillä oli jäljellä vain yksi neulasvuosikerta (kuva 2e).

Oksatuhot vaihtelivat samalla tavoin kuin harsuuntuminen: jos koealan keskimääräinen harsuuntumisaste oli korkea, suurella osalla männyistä oli myös kuolleita oksia ja aukkoja latvuksessa. Oksatuhoisten puiden osuus lisääntyi voimakkaasti n. 30 km päässä Montsegorskista (kuvat 2f ja 3f). Linjoilla 1 ja 3 latvan pyöristyminen tai muu epämuotoisuus oli yleisempää itäisillä koealoilla (taulukko 1a).

Värivikoja kirjattiin vain yhdellä Montsegorskin koealalla (no 60). Täällä sekä uudet että vanhat neulaset olivat kellastuneita kaikissa männyissä. Tiedot Suomen puoleisilta linjoilta ovat epätäydelliset, sillä havaintoja ei voitu tehdä elokuun jälkeen.

Vuoden 1991 käpysadossa oli suurta vaihtelua linjojen 1-3 välillä. Sekä keskimääräisissä puukohtaisissa käpymäärissä että runsaasti käpyjä (yli 50) tuottaneiden mäntyjen frekvensseissä oli lievä läntinen painotus. Montsegorskin koealoilla käpysadot romahtivat n. 80 km etäisyydellä päästölähteestä (taulukko 1b, kuva 2g). Inarin-Lapissa käpysadot olivat suurempia kuin etelämpänä. Myös täällä lähellä päästölähdettä (Norjan puoleiset koealat) käpysadot olivat pienemmät kuin Suomessa (kuva 3g).

Erilaisia abioottisia ja bioottisia tuhoja, varsinkin jos niiden arvioitiin hidastavan kasvua, ja tuhojen lisääntymistä vuosina 1990-91 kirjattiin lievästi enemmän linjojen 1-3 itäosissa. Montsegorskin rajanläheisillä koealoilla oli kuitenkin vähemmän tuhoja kuin Suomen puolella. Tuhojen määrä kasvoi voimakkaasti päästölähdettä lähestyttäessä (taulukko 1a, kuva 2h). Inarin-Lapissa tuhojen maantieteellinen jakautuma vaihteli voimakkaasti eri linjoilla (taulukko 1b, kuva 3h).

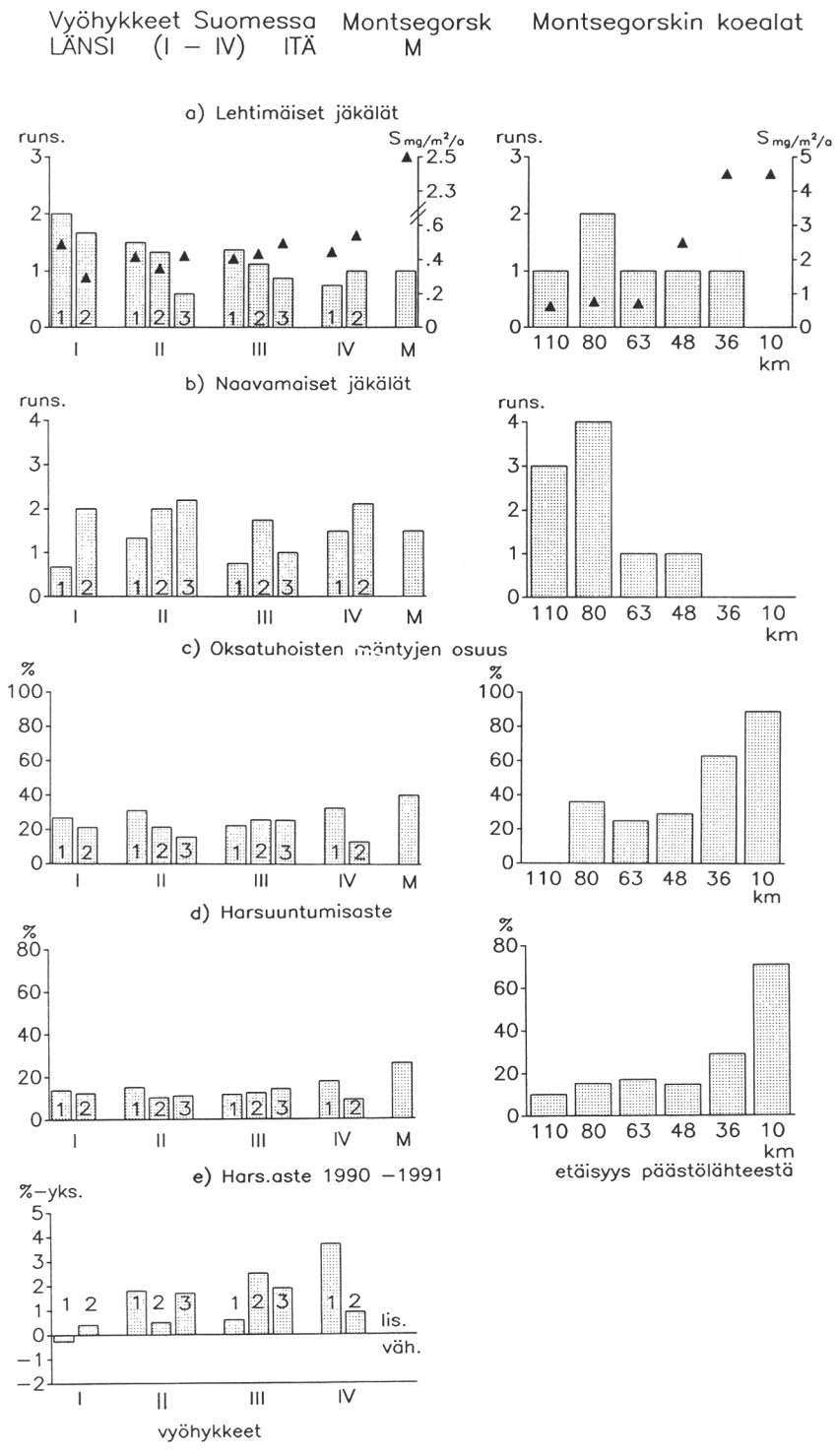
Taulukko 1. Spearmanin järjestyskorrelaatiot koealakohtaisten elinvoima-muuttujien ja etäisyyden (km) Kuolan päästölähteistä välillä. a) Etäisyys Montsegorskista: Linjat 1-3 (L1, L2, L3, L1-3 yhdistetty aineisto) ja Montsegorskin koealat. b) Etäisyys Nikelistä: Linjat 4-6 (L4, L5, L6, L4-6 yhdistetty aineisto). Aineisto on vuodelta 1991. Vuosien välinen muutos (1990-91) harsuuntumisessa, oksatuhoissa ja tuhojen ilmiasussa on tiedossa vain Suomen koealoilta. Tilastolliset merkitsevyydet: a = $p < 0.05$, b = $p < 0.01$, c = $p < 0.001$.

Table 1. Spearman rank correlations between plot specific vitality variables and distance (km) from the emission sources in the Kola Peninsula. a) Distance from Monchegorsk: gradients 1-3 (L1, L2, L3, L1-3 combined data) and sample plots in the Monchegorsk area. b) Distance from Nikel: gradients 4-6 (L4, L5, L6, L4-6 combined data). Data are from 1991. Changes 1990-91 in defoliation, branch damage and general damage phenotype are known only for Finnish sample plots. Statistical significances: a = $p < 0.05$, b = $p < 0.01$, c = $p < 0.001$.

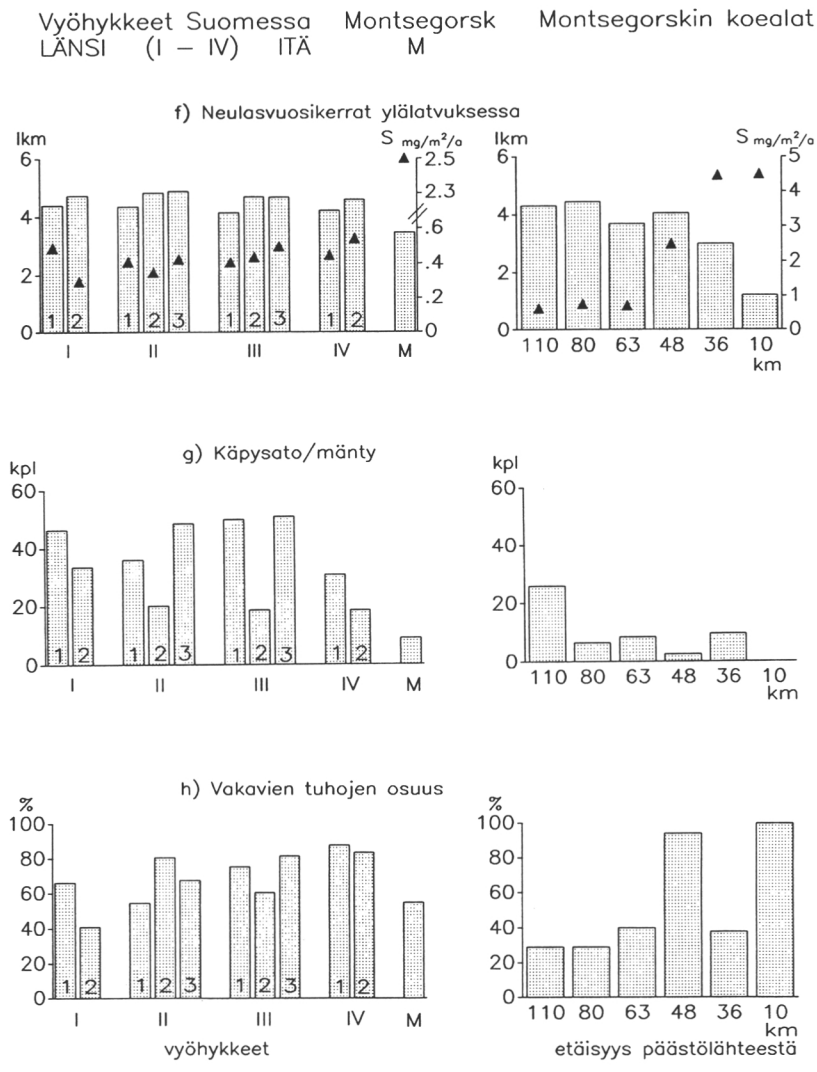
a)	Etäisyys Montsegorskista, km *Distance from Monchegorsk, km*				
Linjat *Gradients*	L1-3	L1	L2	L3	Montseg.
Lehtimäiset jäkälät *Foliose lichens*	0,59c	0,75c	0,52b	0,44	0,68
Naavat ja lupot *Fruticose lichens*	-0,28a	-0,32	-0,17	0,62a	0,91a
Harsuuntumisaste *Defoliation degree*	0,12	-0,08	0,18	-0,32	-0,83
Harsuuntumisfrekvenssi *Defoliation frequency*	0,05	-0,19	0,17	-0,19	-0,83
Hars. 1990-91 (aste) *Def. 1990-91 (degree)*	-0,18	-0,22	-0,21	0,38	
Hars. 1990-91 (frek.) *Def. 1990-91 (frequ.)*	-0,11	-0,09	-0,25	0,48	
Neulasvuosikerrat alao. *Needle age (lower crown)*	-0,10	0,14	0,20	0,06	0,94a
Neulasvuosikerrat yläo. *Needle age (upper crown)*	0,06	0,25	0,37	0,28	0,88
Oksatuhojen frekvenssi *Branch damage frequ.*	0,02	-0,12	0,12	-0,18	-0,83
Oksatuh. 1990-91 (frek.) *Branch damage 1990-91*	-0,13	-0,26	-0,11	0,31	
Latvan pyörist. frek. *Crown apex deformation*	-0,09	-0,38a	0,09	-0,32	-0,69
Puukohtainen käpysato *Cone crop / tree*	0,39b	0,21	0,19	0,24	0,60
Runsaskäp. puiden frek. *Heavy coning, frequ.*	0,35b	0,12	0,35	0,14	0,65
Tuhonal. puiden frek. *General damage frequ.*	-0,18	-0,13	-0,35	0,13	-0,51
Tuhot 1990-91 (frek.) *Damage 1990-91*	-0,25a	-0,28	-0,17	-0,14	
Vakavien tuhojen frek. *Serious damage, frequ.*	-0,37b	-0,32	-0,40	-0,43	-0,81
Koealojen lkm *Sample plot number*	65	30	22	13	6

Taulukko 1. jatkuu.
Table 1. continues.

b)	Etäisyys Nikelistä, km *Distance from Nikel, km*			
Linjat *Gradients*	L4-6	L4	L5	L6
Lehtimäiset jäkälät *Foliose lichens*	-0,20	-0,48	-0,51	0,61
Naavat ja lupot *Fruticose lichens*	0,41a	0,74a	-0,51	0,47
Harsuuntumisaste *Defoliation degree*	0,46a	0,06	0,45	-0,11
Harsuuntumisfrekvenssi *Defoliation frequency*	0,39a	-0,04	0,26	0,22
Hars.1990-91 (aste) *Def. 1990-91 (degree)*	0,42a	0,09	0,50	-0,15
Hars.1990-91 (frek.) *Def. 1990-91 (frequ.)*	0,29	-0,05	0,36	0,33
Neulasvuosikerrat alo. *Needle age (lower crown)*	0,06	0,24	0,10	0,57
Neulasvuosikerrat ylo. *Needle age (upper crown)*	-0,05	0,28	0,28	0,46
Oksatuhojen frekvenssi *Branch damage frequ.*	0,09	-0,67a	-0,45	0,47
Oksatuh. 1990-91 (frek.) *Branch damage 1990-91*	-0,10	-0,47	-0,25	0,67
Latvan pyörist. frek. *Crown apex deformation*	0,18	-0,65a	-0,07	0,05
Puukohtainen käpysato *Cone crop / tree*	-0,17	-0,21	-0,52	0,04
Runsaskäp. puiden frek. *Heavy coning, frequ.*	-0,16	-0,22	-0,35	0,07
Tuhonal. puiden frek. *General damage frequ.*	0,34	0,01	0,10	0,00
Tuhot 1990-91 (frek.)	-0,04	-0,69a	0,13	-0,49
Vakavien tuhojen frek. *Serious damage, frequ.*	-0,11	-0,34	-0,18	0,68
Koealojen lkm *Sample plot number*	27	12	8	7

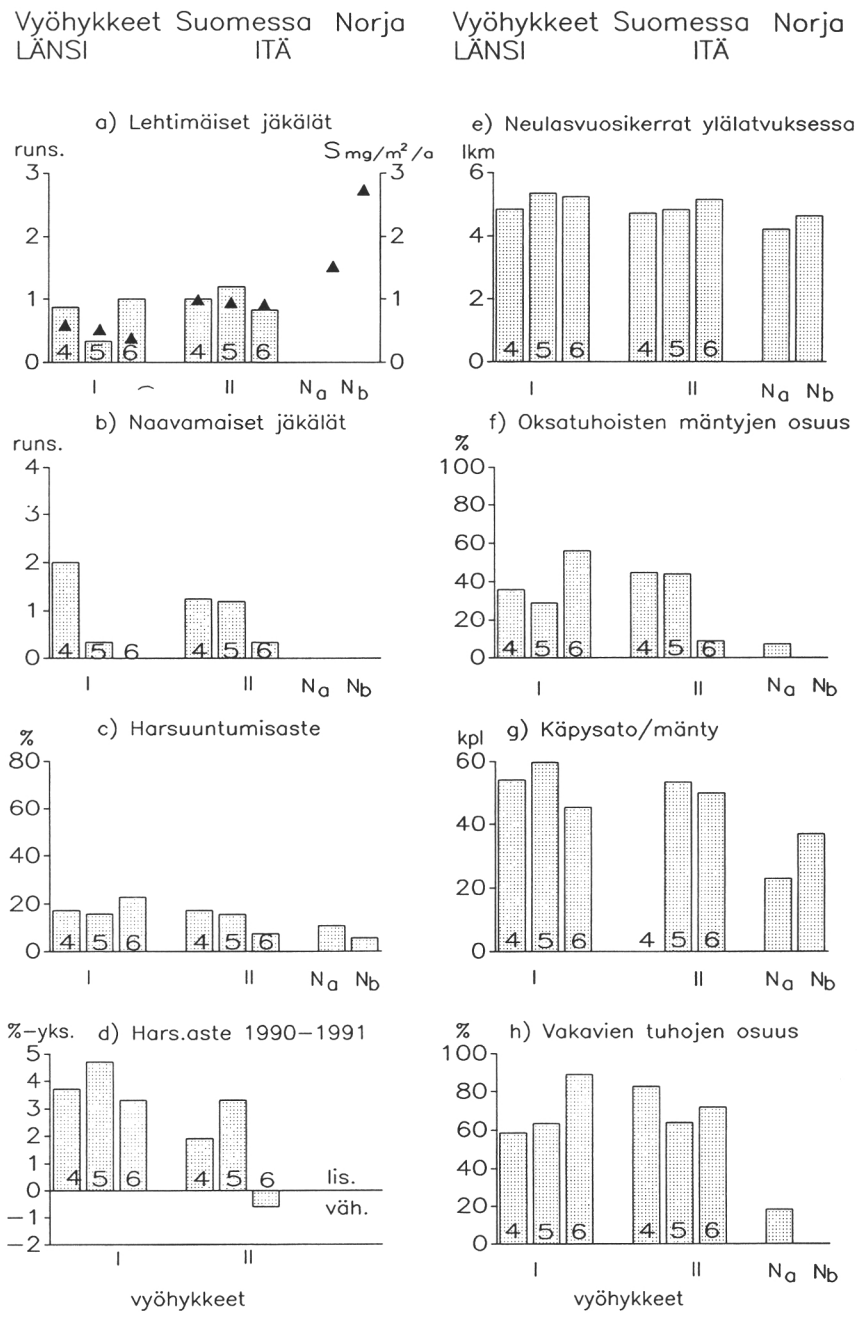


Kuva 2 jatkuu.
Figure 2 continues.



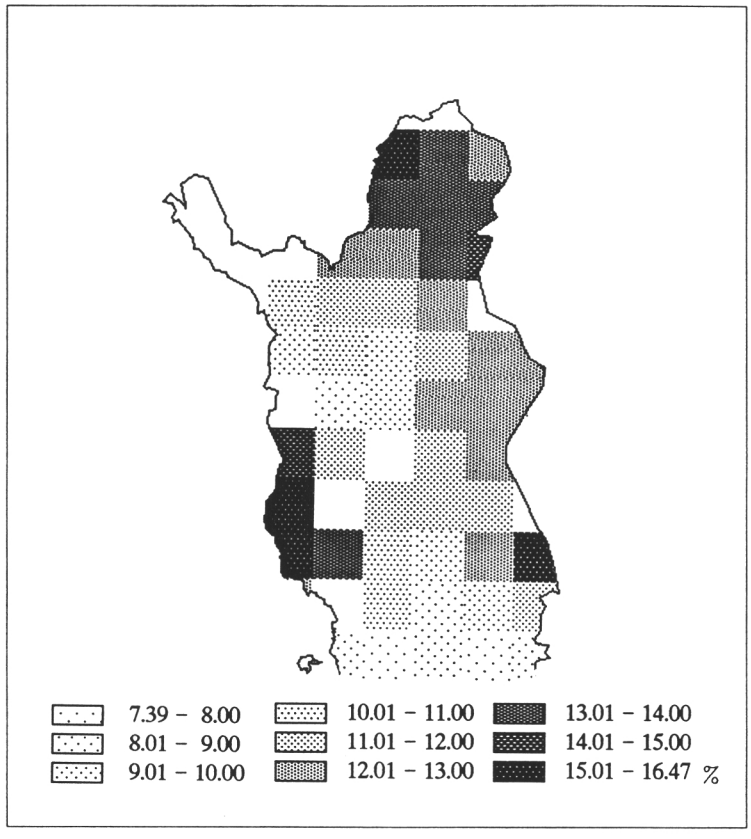
Kuva 2 a-h. Eräiden elinvoimamuuttujien vyöhykekohtaiset (I-IV) keskiarvot linjoilla 1-3 (pylväät). Suomen puolella vyöhyke I on läntisin ja IV itäisin. M on Montsegorskin kuuden koealan keskiarvo. Oikean puolisissa kuvissa esitetään Montsegorskin koealojen keskiarvot (km, etäisyys päästölähteestä). Sivujen ylimpiin kuvapareihin on merkitty rikkilaskeuman arviot (huomaa, rikkiasteikko on erilainen oikean- ja vasemmanpuoleisissa kuvissa).

Figure. 2. Zone-specific (I-V) averages of vitality variables on gradients 1-3 (columns). a) Abundance of foliose lichens, b) abundance of fruticose lichens, c) frequency of branch damage, d) defoliation degree in pine, e) change in defoliation 1990-91, f) needle age in the upper crown, g) pine cone crop per tree and h) frequency of serious damage. Zone I is the most western and IV the most eastern on the Finnish side. M depicts the average of the six plots in the Monchegorsk area. Histogrammes on the right show the plot-specific results for the Monchgorsk area (km, distance from emission source). Modelled sulphur deposition is marked in the uppermost histogrammes.



Kuva 3 a-h. Eräiden elinvoimamuuttujien vyöhykekohtaiset (I, II) keskiarvot linjoilla 4-6 ja koealakohtaiset keskiarvot kahdella Norjan puolisella alalla (etäisyys Nikelistä: Na = 30 km, Nb = 10 km). Kuvaan a) on merkitty rikkilaskeuman arviot.

Figure. 3. Zone-specific (I, II) vitality variables in Inari Lapland on gradients 4-6 (columns). a) to h) as in fig. 2. Na and Nb are the two sample plots in northern Norway near Nikel.



Kuva 4. Männyn harsuuntumisaste Lapissa vuonna 1991 ruutukohtaisina (50 x 50 km) keskiarvoina. Aineistona (n = 1458 mäntyä) on linjakoealojen ja Metsäntutkimuslaitoksen ekstensiivikoealojen (61 koealaa Lapissa) yhdistelmä. Tieto puuttuu valkoisilta ruuduilta.

Figure. 4. Defoliation degree of pine in Lapland in 1991 using 50 x 50 km grid averages. Data from the gradients and extensive level sample plots are combined (n = 1458 pines). White areas indicate missing data.

Kuntoindeksi, metsikkötunnukset ja rikkilaskeuma

Latvuksien ominaisuuksia kuvaavien muuttujien välisiä suhteita tutkittiin pääkomponettianalyysilla (taulukko 2). Tässä analyysissa keskenään voimakkaasti korreloivien muuttujien sisältämä vaihtelu yhdistyy samalle pääkomponentille. Viiden latvustunnuksen (harsuuntumisaste, neulasvuosikerrat, oksatuhot, latvan pyöristyminen ja käpysato) tieto voitiin tiivistää kahdelle pääkomponentille: "latvuksen yleiskunto" (PC1) ja "fertiilisyys" (PC2). Selitysasteet kaikissa tutkituissa koealojen yhdistelmissä olivat vähintään 70 %.

Taulukko 2. Koealakohtaisten harsuuntumisasteen, ylälatvuksen neulasvuosikertojen määrän, oksatuhoisten ja latvaltaan pyöristyneiden puiden frekvenssien sekä käpymäärän perusteella tehdyt pääkomponenttianalyysit. a) Linjat 1-3 ja Montsegorskin kuusi koealaa, b) linjat 1-3 ilman Montsegorskia ja c) linjat 4-6 ilman Norjan koealoja. Kahden ensimmäisen pääkomponentin selitysaste on merkitty sulkuihin. Vain itseisarvoltaan yli 0,300:n suuruiset lataukset on merkitty näkyviin.

Table 2. Principal component analysis of plot-specific defoliation, needle age, cone crop, branch damage and crown apex deformation. The PCA for a) gradients 1-3 and six plots in the Monchegorsk area, b) the same as a) excluding the Monchegorsk area and c) gradients 4-6 (Norwegian plots excluded). Explained variance is given in parentheses. Loadings having absolute values > 0.300 are shown for the first two components.

	Keski-Lapin linjat 1-3					
	a) Montsegorsk on mukana (77%), 71 koealaa		b) Montsegorsk ei mukana (70%), 65 koealaa		c) Inarin-Lapin linjat 4-6 (74%), 27 koealaa	
Pääkomponentit *Princ. comp.*	1	2	1	2	1	2
Hars.aste *Def. degree*	-0,544		-0,550		-0,525	
Nvsk ylão. *Needle age*	0,494		0,409		0,496	
Oksatuhot *Branch damage*	-0,521		-0,564		-0,532	
Latvan pyör. *Crown deform.*	-0,411	0,413	-0,459		-0,439	0,365
Käpymäärä *Cone crop*		0,908		0,882		0,903

Koealojen saamia pistearvoja näillä kahdella pääkomponentilla tutkittiin suhteessa etäisyyteen päästölähteestä, rikkilaskeumaan ja erilaisiin metsikkötunnuksiin (taulukko 3). Kun Montsegorskin koealat oli yhdistetty Keski-Lapin koealoihin linjoilla 1-3, latvuksen hyvä yleiskunto (PC1) korreloi tilastollisesti merkitsevästi pienen rikkilaskeuman, kaukaisen sijainnin Montsegorskista ja naavojen runsauden kanssa. Fertiilisyys (PC2) taas oli sitä suurempi, mitä kauempana metsät olivat päästölähteestä, mitä matalammalla ne kasvoivat ja mitä vanhempia ne olivat (taulukko 3a). Kun Montsegorskin koealat jätettiin pois, aineiston rakenne muuttui. Rikkilaskeuma tai etäisyys päästölähteestä eivät enää korreloineet latvuksen yleiskunnon kanssa. Sen sijaan ainoa tilastollisesti merkitsevä korrelaatio löytyi pituuden kanssa: latvuksien huonokuntoisuus oli sitä suurempaa, mitä pidempiä puut olivat. Fertiilisyys oli myös tässä aineistossa suurinta alavilla kasvupaikoilla (taulukko 3b).

Taulukko 3. Koealojen kahdella ensimmäisellä pääkomponentilla (PC1 ja PC2) saatujen pistearvojen korrelaatiot (Pearson) etäisyyteen päästölähteestä, rikkilaskeumaan, korkeuteen merenpinnan yläpuolella, puuston pohjapinta-alaan, puuston keskipituuteen, metsikön ikään sekä naavamaisten ja lehtimäisten jäkälien runsauteen. a) Linjat 1-3 ja Montsegorskin koealat (71 koealaa). b) Linjat 1-3 ilman Montsegorskia (65 koealaa). c) Linjat 4-6 (27 koealaa). Tilastolliset merkitsevyydet: a = p < 0.05, b = p < 0,01,c = p < 0,001

Table 3. Correlations (Pearson) between plot-specific score values on the first two principal components (PC1 and PC2) and distance from the emission source, sulphur deposition, altitude, stand basal area (B.a.), mean height of the trees, stand age and abundance of fruticose and foliose lichens. a) Gradients 1-3 and plots in the Monchegorsk area (71 plots), b) Gradients 1-3 excluding Monchegorsk (65 plots), c) Gradients 4-6 (27 plots). Statistical significances: a = p < 0.05, b = p < 0.01, c = p < 0.001.

	Etäis. Leht. *Dist.*	Rikki *Sulph.*	Mpy *Altit.*	Ppa *B.a.*	Pit. *Height*	Ikä *Age*	Naav. *Frut.*	*Fol.*
a) PC1	0,30b	-0,66c	0,10	0,12	0,15	-0,01	0,25a	0,11
PC2	0,33b	-0,17	-0,35b	-0,02	0,13	0,25a	-0,30b	0,10
b) PC1	-0,04	-0,00	0,18	-0,08	-0,30a	-0,17	0,19	-0,10
PC2	0,19	-0,06	-0,40c	-0,13	-0,09	0,09	-0,39c	0,11
c) PC1	-0,05	-0,02	0,16	-0,51b	-0,63c	-0,05	-0,30	-0,26
PC2	-0,20	0,31	-0,05	0,01	-0,10	0,23	0,01	-0,11

Inarin-Lapissa latvuksen yleiskunto oli sitä huonompi, mitä järeämpiä ja pidempiä puut olivat. Rikkilaskeuma tai etäisyys Nikelistä ei korreloinut latvuksen kuntoindeksin kanssa. Fertiilisyydelle ei löytynyt yhtään selittävää tekijää tutkituista muuttujista (taulukko 3c).

Tulosten tulkinta

Levinneisyysalueen pohjoisilla rajoilla kasvavat puut ovat alttiita voimakkaalle stressille. Säilyäkseen hengissä niiden on kyettävä sopeutumaan alhaisiin lämpötiloihin, pakkaskuivumiseen, lumen painoon ja avonaisilla paikoilla tuulen vaikutukseen. Hyvät siemensatovuodet toistuvat harvoin (Koski & Tallqvist 1978), ja siementen tuleentuminen vaatii riittävästi lämpöä (Henttonen ym. 1986). Luonnonvalinta onkin muokannut pohjoisen puita kestämään ankaria olosuhteita ja pitkää talvea. Tämä näkyy esimerkiksi havupuiden latvusmorfologiassa, jota tykkylumi on muovannut vahvasti. Esimerkiksi kuusen latvukset ovat kapeita ja oksia kasvaa myös rungon alaosassa. Männyt ovat paksuoksaisia ja latvukseltaan leveitä. Monilatvaisuus, latvojen taipuminen tai katkeaminen eivät ole Lapissa harvinaisia (Kalliola 1973).

Puiden yleiskunnon heikentyminen esimerkiksi poikkeuksellisen epäsuotuisien sääolojen, erilaisten sienitautien ja hyönteistuhojen tai ilman epäpuhtauksien vuoksi aiheuttaa usein lehti- tai neulasmassan vähenemistä eli harsuuntumista. Hyväkuntoiset puut yleensä toipuvat entiselleen epäsuotuisan kauden jälkeen, mutta huonokuntoisille ylimääräinen neulas- tai lehtikato voi olla sysäys kohti vakavampaa näivettymistä ja jopa kuolemaa. Koska harsuuntuminen voi olla seurausta useasta eri tekijästä eikä se kerro suoraan elinvoiman heikentymisen syitä, sitä käytetään kuntotunnuksena yhdessä muiden tunnuksien kanssa. Esimerkiksi ilman epäpuhtauksien varhaisoireet voidaan havaita neulasten alkuainekoostumuksessa (Raitio 1991) tai solumuutoksina (Bäck ym. 1992) jo ennen näkyviä latvusoireita. Puiden kunnon heikentyminen näkyy yleensä aina ns. monistressi-oireiluna: voimakkaasti harsuuntuneilla puilla ilmenee samanaikaisesti oksien kuolemista ja erilaisia abioottisia tai bioottisia tuhoja (Nevalainen & Yli-Kojola 1990, Salemaa ym. 1991).

Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla kasvaville männyille oli tyypillistä suuri vaihtelu monien ominaisuuksien suhteen. Latvuksien kunnon ja siihen mahdollisesti vaikuttavien metsikkö- ja laskeumamuuttujien välinen kovarianssirakenne vaihteli suuresti eri linjojen välillä. Pääkomponenttianalyysillä luotu latvuksen "kuntoindeksi" korreloi tilastolliseti erittäin merkitsevästi rikkilaskeuman kanssa, kun aineisto sisälsi Montsegorskin puoleiset koealat. Yhteisvaihtelua ei voitu osoittaa pelkästään Suomen puoleisilla koealoilla. Puiden pituus oli Suomessa tärkein yhteisvaihtelua osoittava muuttuja.

Suomen puoleisilla koealoilla ei voitu havaita selviä itäänpäin lisääntyviä näkyviä vaurio-oireita. Erittäin lievää vaihtelua ilmeni lehtimäisten jäkälien ja eräillä linjoilla (3 ja 4) myös naavamaisten jäkälien runsauksissa suhteessa etäisyyteen päästölähteestä. Jäkälien levinneisyyteen vaikuttavat ilman epäpuhtauksien lisäksi myös luonnonmaantieteelliset seikat, metsien ikä ja tiheys (Kuusinen ym. 1990). Neulasvuosikertojen määrissä ja käpymäärissä oli lievää kasvua länteen päin. Oksatuhojen, latvan pyöristymisen ja tavanomaisten tuhojen frekvensseissä oli taas pientä itäistä painoa. Harsuuntuminen lisääntyi vuosina 1990-91 linjan 1 itäosassa. Tulokset vaihtelivat kuitenkin eri linjoilla, eikä selviä säännönmukaisuuksia voitu osoittaa.

Sen sijaan Montsegorskin puoleisilla koealoilla oli löydettävissä selvä vaurio-oireiden voimistumisen trendi lähestyttäessä päästölähdettä. Naavamaisilla jäkälillä vaikutuksia näkyi n. 60 km etäisyydellä, harsuuntumisasteessa ja neulasvuosikertojen määrissä n. 30 km etäisyydellä. Käpysato oli pienentynyt jo 80 km etäisyydellä. Montsegorskin saasteiden vaikutusalueen rajojen määrittäminen vaihtelee tutkittujen muuttujien mukaan. On todennäköistä, että vaikutusalue ei ole jyrkkärajainen, vaan ekosysteemin herkimmät lajit ja herkimmät yksilöt osoittavat ylimääräisen stressin oireita liukuvalla vaihettumisvyöhykkeellä.

Kiitokset

Kiitämme metsätalosteknikko Heikki Posiota maastotöiden tekemisestä. Luk Ilkka Vanha-Majamaa avusti kuvien valmistamisessa ja FK Kari Mikkolaa rikkiaineiston muokkaamisessa.

Kirjallisuus

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

Bäck, J., Turunen, M. & Huttunen, S. 1992. Neulasvaurioiden tutkimus Itä-Lapin metsävaurioprojektissa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Henttonen, H., Kanninen, M., Nygren, M. & Ojansuu, R. 1986. The maturation of Pinus sylvestris seeds in relation to temperature climate in northern Finland. Scandinavian Journal of Forest Research 1: 243-249.

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.

Jukola-Sulonen, E.-L., Lindgren, M. & Salemaa, M. 1991. Metsien elinvoimaisuuden seuranta. Maasto-ohjeet ekstensiivitason ja Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoille v. 1991. Metsäntutkimuslaitos, metsien terveydentilan tutkimusohjelma. 38 s.

Kalliola, R. 1973. Suomen kasvimaantiede. WSOY. Porvoo. 308 s.

Koski, V. & Tallqvist, R. 1978. Tuloksia monivuotisesta kukinnan ja siemensadon määrän mittauksista metsäpuilla. Summary: Results of long-time measurements of the quantity of flowering and seed crop of forest trees. Folia Forestalia 364:1-60.

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.

Manual on methodologies and criteria for harmonized sampling, assessment, 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.

Mikkola, K. & Nöjd, P. 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.)

Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1990. The occurrence of abiotic and biotic damage and its relation to defoliation (needle loss) of conifers in Finland (1985-1988). Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin. s. 561-582.

Numminen, E. 1989. Kotimaiset ja ulkomaiset puulajit Lapissa. Julkaisussa Saastamonen, O. & Varmola, M. (toim.). Lapin metsäkirja. Acta Lapponica Fenniae 15. Lapin tutkimusseura. s. 95 - 104.

Nöjd, P. 1992. Männyn kasvunvaihtelu Itä-Lapin metsävaurioprojektin eteläisillä koealalinjoilla - alustavia tuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.)

Raitio, H. 1991. Neulas- ja lehtianalyysi diagnostisena tutkimusmenetelmänä. Luonnon Tutkija 95:15-18.

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

Suomen kartasto 1986. Maanpinnan muodot. Vihko 121-122. Maanmittaushallitus. Suomen maantieteellinen seura.

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. 167-197.

Harmaaporonjäkälän kasvunvaihtelu Itä-Fennoskandiassa

Timo Helle & Ilpo Kojola
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: The variation in the growth rate of *Cladonia rangiferina* in eastern Fennoscandia

The growth rate of *Cladonia rangiferina* was studied in 150 locations in eastern Fennoscandia as a function of the distance from nickel smelters in Monchegorsk and Nickel. The annual average growth rate was determined dividing length/dry weight by the number of the living internodes. On each location the sample consisted of 50 or 150 specimens.

The growth rates of lichens reached the normal level 50 - 60 km from Monchegorsk to south-west. In Norway north from Nickel the gradient was less striking, although also there the lowest growth rates were found in locations closest (28 km) to Nickel. The preliminary results suggested that air pollutants (most likely SO_2) affected also the weight:length ratio; lichens with thinnest podetium and shortest branches were found closest to the emission sources. Considerable variation in the growth rates occurred also in Finland, but it was seemingly not related to air pollution.

Johdanto

Rikkidioksidin haitalliset vaikutukset jäkäliin ovat olleet tiedossa jo kauan. Tutkimuksen mielenkiinto on kohdistunut erityisesti puilla kasvaviin jäkäliin, joiden herkkyys rikkidioksidille vaihtelee lajeittain erittäin väljissä rajoissa. Esimerkiksi naavat (*Usnea* sp.) häviävät alueilta, joilla ilman rikkidioksidipitoisuus ylittää 30 - 40 µg/m^3, kun taas eräät lajit (mm. *Desmococcus* sp. ja *Lecanora conizaeoides*) tulevat toimeen 150 µg/m^3 ylittävissä pitoisuuksissa (Hawksworth & Rose 1970, Arvidsson & Skoog 1984). Kun eri lajien rikkidioksidin sietokyky tiedetään, kyseisen paikan rikkidioksidipitoisuuden taso on arvioitavissa jäkälälajiston koostumuksen perusteella suhteellisen luotettavasti. Puujäkälälajistosta laskettuja ilmanpuhtausindeksejä on käytetty kuvaamaan ilman laatua myös Pohjois-Suomessa (Kauppi & Mikkonen 1980, Kuusinen ym. 1990).

Rikkidioksidin vaikutuksia poronjäkäliin on tutkittu erittäin vähän. Tämä johtunee ensisijaisesti siitä, että runsasjäkäläiset kasvillisuus-

tyypit ovat luonteenomaisia pohjoisen metsänrajan vaiheilla, ts. alueilla, jotka sijaitsevat yleensä kaukana tiheästi asutettujen teollisuusalueiden päästölähteistä. Toiseksi poronjäkälät kestävät rikkidioksidia huomattavasti paremmin kuin puujäkälät keskimäärin, minkä vuoksi poronjäkälillä ei ole juuri käyttöä ilman puhtauden indikaattoreina. Kammiokokeissa tappavat pitoisuudet ovat vaihdelleet rajoissa 1500 - 3000 µg/m^3 (Moser ym. 1980).

Tämä tieto ei ole kuitenkaan riittävä, kun tutkitaan rikkidioksidin vaikutuksia poronjäkäliin poron tärkeimpinä talviravintokasveina. On nimittäin odetettavissa, että talvilaidunten kantokykyä alentavaa kasvun hidastumista alkaa esiintyä jo kuolettavaa alhaisemmissa pitoisuuksissa. Poronjäkälät ovat hävinneet Kuolan suurten nikkelisulattojen ympäristöstä (Kryuskov 1991, Tømmervik ym. 1991), mutta tiedossa ei sen sijaan ole, kuinka laajoilla alueilla jäkälän kasvu on hidastunut.

Tässä kirjoituksessa käsitellään harmaaporonjäkälän (*Cladonia rangiferina*) kasvun vaihtelua. Tavoitteena on ensinnäkin selvittää, näkyvätkö Montsegorskin ja Nikkelin vaikutukset poronjäkälien ulkoisista morfologisista ominaisuuksissa määritetystä kasvusta. Kirjoituksessa esitetään myös alustavat tulokset poronjäkälän kasvusta kahdella Itä-Lapin metsävaurioprojektin gradienttilinjalla.

Aineisto ja menetelmät

Poronjäkälien kasvua voidaan mitata monella eri tavalla; menetelmät on kuvannut ja arvioinut vastikään Sveinbjörnsson (1990). Kuitenkin kun kasvua on tutkittava suuressa joukossa maastopisteitä, kuten on laita Itä-Lapin metsävaurioprojektissa, ainoaksi vaihtoehdoksi jää venäläisten jo 1930-luvulla käyttämä menetelmä (Andreev 1954 ja siinä siteerattu kirjallisuus). Se perustuu oletukselle, että jäkälän sekovarsi haarottuu kerran vuodessa. Keskimääräinen vuotuinen pituuskasvu saadaan tällöin jakamalla jäkälän elävän osan pituus ikää vastaavalla haarojen lukumäärällä. Tässä tutkimuksessa myös keskimääräinen vuotuinen painonkasvu on laskettu vastaavalla tavalla.

Menetelmää on kritisoitu siitä, että jäkälän elävän osan pituuden mittaaminen ja iän määrittäminen ei ole ongelmatonta, sillä elävä sekovarsi muuttuu kuolleeksi tyviosaksi vähitellen (ks. Sveinbjörnsson 1990). Kun näyte sisältää riittävän paljon jäkäläyksilöitä, ongelma on ratkaistavissa olettamalla, että jäkälän pituus kasvaa lineaarisesti yksilön iän funktiona. Kuvaajan taipuminen x-akselin suuntaiseksi vanhimmissa jäkäläikäluokissa on merkki siitä, että mukaan on tullut jäkäläyksilöitä, joiden tyvellä on yksi tai useampi sellainen haarojen väli, joihin kasvu ei ole enää välittynyt. Ikäluokat, jotka eivät sopineet lineaarisuusoletukseen, jätettiin pois aineiston lopullisesta käsittelystä.

Harmaaporonjäkälän käyttöä kasvututkimuksissa puoltavat monet syyt. Se on rakenteeltaan yksinkertainen (haarat helppo laskea), ja ylei-

syytensä ansiosta sitä löytyi kaikilta koealoilta. Esimerkiksi palleroporonjäkälää (*Cladonia stellaris*) esiintyy poronhoitoalueen etelä- ja keskiosissa suhteellisen niukasti, sillä se ei kestä intensiivistä poron laidunnusta (Mattila 1981, Helle & Aspi 1983). Mietoporonjäkälä (*Cladonia mitis*) on suunnilleen yhtä yleinen kuin harmaaporonjäkälä, mutta sen erottaminen ehdottoman varmasti nopeakasvuisemmasta vaaleaporonjäkälästä (*Cladonia sylvatica*) vaatii työläähkön kemiallisen testin.

Kultakin koealalta kerättiin sellainen määrä jäkälää, että lopullisessa näytteessä oli 50 tai 150 yksilöä. Mukaan kelpuutettiin ainoastaan yksilöt, joita poro ei ollut katkonut. Laboratoriossa laskettiin haarojen lukumäärä ja mitattiin elävän osan pituus mm:n tarkkuudella, sen jälkeen jäkälät kuivattiin 1 vrk 100 °C ja punnittiin. Näytteet kerättiin elosyyskuussa, ts. niin lähellä kasvukauden loppua, että ikää ei katsottu tässä vaiheessa tarpeelliseksi korjata koko kasvukautta koskevaksi.

Tulokset

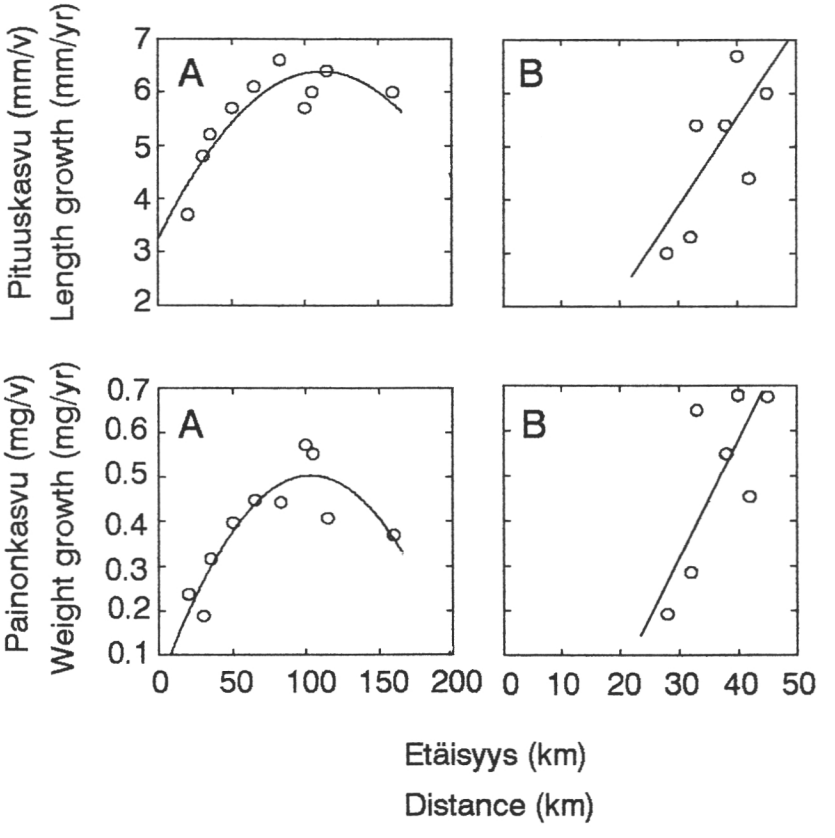
Harmaaporonjäkälän kasvu Montsegorskin ja Nikkelin ympäristössä

Rikkidioksidin tai muiden ilman epäpuhtauksien vaikutuksia keskimääräiseen vuotuiseen pituus- ja painonkasvuun ei ole aikaisemmin tutkittu. Koska korkeat rikkidioksidipitoisuudet estävät tai ainakin hidastavat fotosynteesiä (Moser ym. 1980), on luultavaa, että niiden vaikutukset heijastuvat myös pituuden ja painon kasvuun.

Yksityiskohtaisemmin päästöjen vaikutuksia tutkittiin Montsegorsk-Naruska (Salla) välillä ja Norjassa Nikkelin pohjoispuolella (Korpfjell-Tårnet). Montsegorsk-Naruska välillä ei harjoiteta poronhoitoa, eikä koealoilta löytynyt myöskään merkkejä villin tunturipeuran laidunnuksesta. Norjassa tutkittu alue sen sijaan kuuluu normaalin poron laidunnuksen piiriin. Montsegorsk-Naruska -linjan lähtöpiste sijaitsi 20 km:n päässä Montsegorskista, ja paikka oli ensimmäinen, josta jäkälää oli ylipäänsä löydettävissä. Norjan linjan lähtöpisteestä oli matkaa Nikkeliin 28 km. Lähtöpisteestäkin harmaaporonjäkälää oli löydettävissä suhteellisen helposti, vaikka alueen jäkäläkasvillisuuden tiedetään kärsineen Nikkelin päästöistä (Tømmervik ym. 1991).

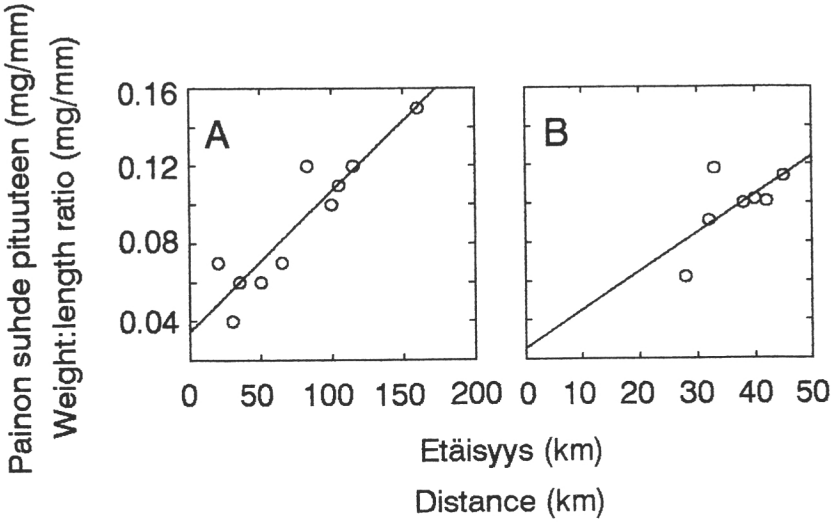
Keskimääräiset vuotuiset kasvut on esitetty kuvassa 1 suhteessa etäisyyteen päästölähteestä. Pituuskasvu vaihteli Montsegorsk-Naruska -linjan koealoilla rajoissa 3,7 - 6,6 mm ja Norjan koealoilla rajoissa 3,0 - 6,7 mm. Painonkasvun suhteen vaihtelu oli vielä selvempää, Montsegorsk-Naruska -linjalla 0,19 - 0,57 mg/v ja Norjassa 0,19 - 0,68 mg/v. Pituuskasvu ja painonkasvu korreloivat molemmilla linjoilla keskenään (Montsegorsk-Naruska, $r = 0,687$, $df = 8$, $p = 0,028$; Norja, $r = 0,968$, $df = 5$, $p < 0,000$).

Montsegorsk-Naruska -linjan alhaisimmat kasvut löytyivät lähempää Montsegorskia, ja ne saavuttivat normaalilta vaikuttavan tason 50 - 60 km:n päässä Montsegorskista. Jäkälien keski-ikä kasvoi, mitä kauemmaksi Montsegorskista mentiin ($r = 0{,}642$, $df = 8$, $p = 0{,}045$), mutta kasvut eivät olleet riippuvaisia iästä (ikä-pituuskasvu, $r = 0{,}320$, $df = 8$, $p = 0{,}367$; ikä-painonkasvu, $r = 0{,}164$, $df = 8$, $p = 0{,}651$). Myös Norjassa kasvut olivat heikoimmat lähimpänä päästölähdettä, ja ne paranivat tilastollisesti suuntaa-antavasti koko gradienttilinjan pituudella. Silmiinpistävää oli, että jäkälien keskipituus korreloi etäisyyden kanssa ($r = 0{,}865$, $df = 5$, $p = 0{,}012$), vaikka etäisyydellä päästölähteestä ei ollut vaikutusta jäkälän keski-ikään ($r = 0{,}094$, $df = 5$, $p = 0{,}840$).



Kuva 1. Harmaaporonjäkälän keskimääräiset vuotuiset kasvut välillä Montsegorsk-Naruska (A) ja Norjassa Nikkelin pohjoispuolella (B) suhteessa etäisyyteen päästölähteestä. Pituuskasvu: A: $R^2 = 0{,}79$, $df = 7$, $p = 0{,}002$; B: $R^2 = 0{,}40$, $df = 5$, $p = 0{,}077$. Painonkasvu: A: $R^2 = 0{,}81$, $p < 0{,}001$; B: $R^2 = 0{,}40$, $p = 0{,}077$.

Figure 1. The average annual growth rates of Cladonia rangiferina between Monchegorsk and Naruska (Salla, Finland) (A) and in Norway north from Nickel (B) in relation to the distance to the emission source. Length growth: A: $R^2 = 0{,}79$, $df = 7$, $p = 0{,}002$; B: $R^2 = 0{,}40$, $df = 5$, $p = 0{,}077$. Weight growth: A: $R^2 = 0{,}81$, $p < 0{,}001$; B: $R^2 = 0{,}40$, $p = 0{,}077$.



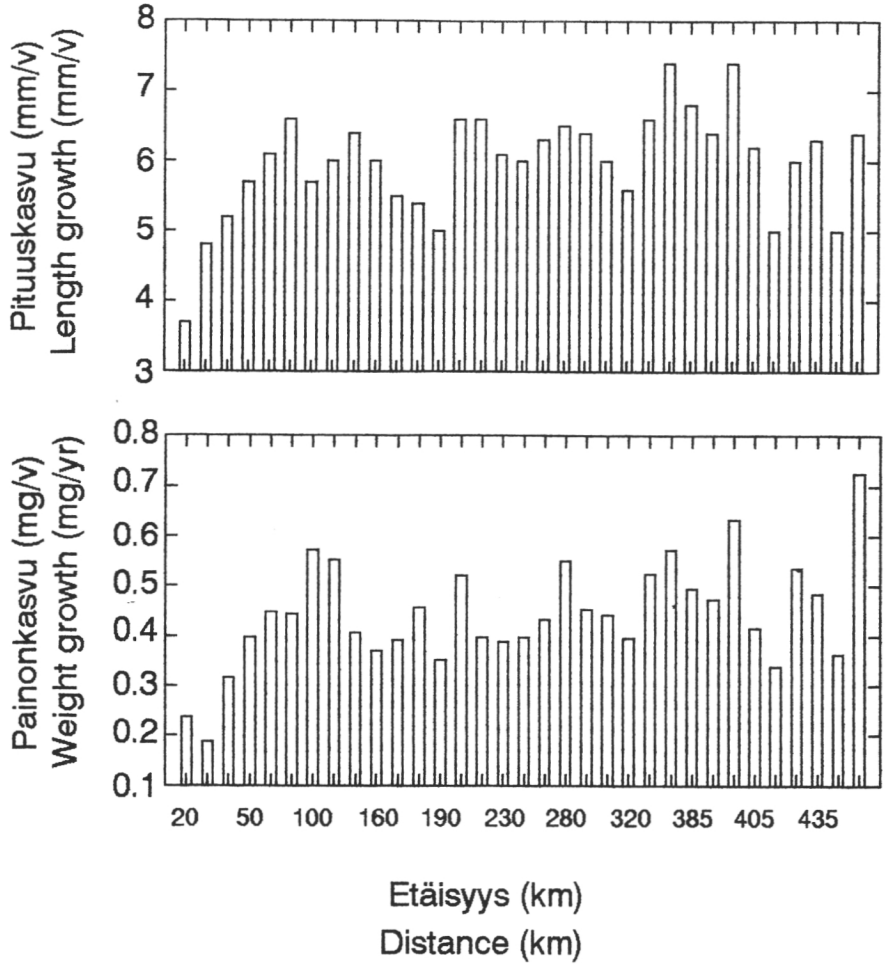
Kuva 2. Harmaaporonjäkälän painon suhde pituuteen Montsegorskin ja Naruskan välillä (A) ja Norjassa Nikkelin pohjoispuolella (B) suhteessa etäisyyteen päästölähteestä. A: $R^2 = 0,83$, df = 8, $p < 0,001$; B: $R^2 = 0,31$, df = 5, $p = 0,113$.

Figure 2. Weight:length ratio in Cladonia rangiferina between Monchegorsk and Naruska (Salla, Finland) (A) and in Norway north from Nickel (B). A: $R^2 = 0,83$, df = 8, $p < 0,001$; B: $R^2 = 0,31$, df = 5, $p = 0,113$.

Kuvassa 2 on esitetty jäkälien painon ja pituuden suhde samoilla linjoilla. Mitä alhaisempi suhdeluku on, sitä hennompaa ja lyhythaaraisempaa jäkälä on. Molemmilla linjoilla alhaisimmat suhdeluvut löytyivät päästölähteen läheltä. Montsegorsk-Naruska -linjalla suhdeluku kasvoi lineaarisesti Naruskalle asti, Norjassa suhdeluku kasvoi tilastollisesti suuntaa-antavasti koko linjan pituudella.

Jäkälän kasvu Montsegorsk-Kemi ja Nikkeli-Angeli -linjoilla

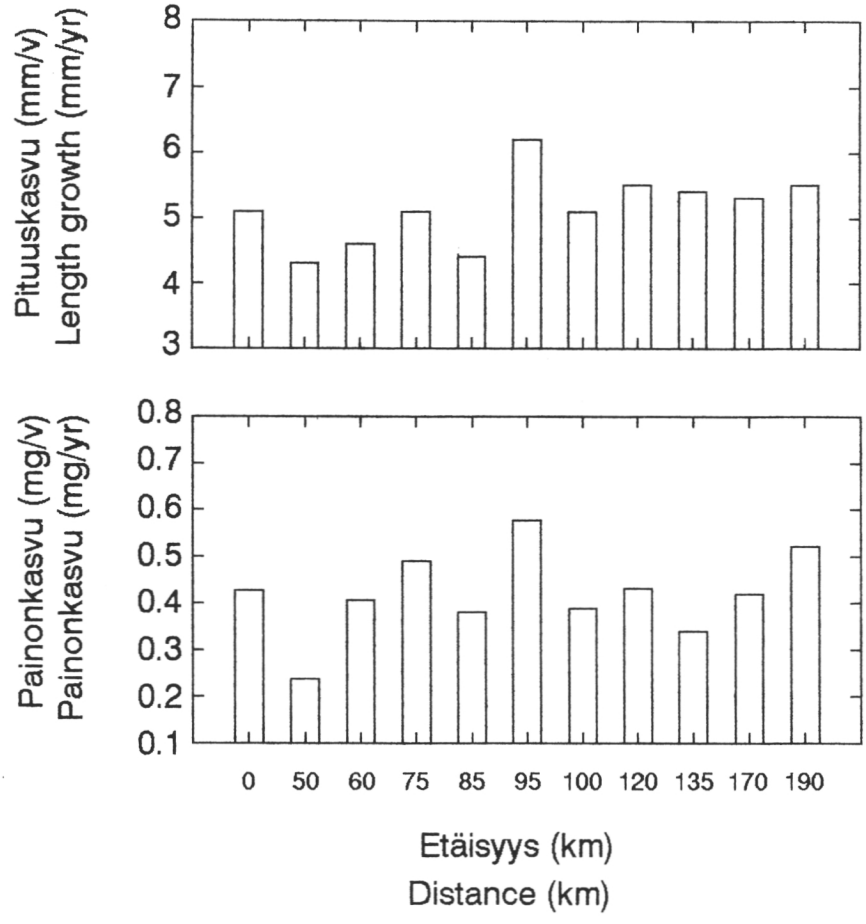
Montsegorsk-Kemi -linjan Suomen puoleisilla koealoilla keskimääräinen vuotuinen pituuskasvu vaihteli rajoissa 5,0 - 7,4 mm ja painonkasvu rajoissa 0,34 - 0,72 mg (kuva 3). Suomen puoleisten koealojen keskiarvoissa ei ollut nähtävissä mitään selviä trendejä. Korkeimmat ja toisaalta alhaisimmat kasvut löytyivät lähes vierekkäisiltä koealoilta Kemin läheltä. Poron laidunnuksen takia jäkälien keski-ikä oli linjan koealoilla selvästi alhaisempi kuin Montsegorsk-Naruska välillä, mutta laidunnuksella ei näyttänyt olevan vaikutusta kasvuun.



Kuva 3. Harmaaporonjäkälän kasvu Montsegorsk-Kemi gradienttilinjalla. Etäisyydet laskettu Montsegorskista. Kymmenen ensimmäistä koealaa sijaitsevat välillä Montsegorsk-Naruska.

Figure 3. The annual average growth rates of Cladonia rangiferina between Monchegorsk and Kemi. Distances calculated from Monchegorsk. The first ten sample plots are located between Monchegorsk and Naruska.

Nikkeli-Angeli -linjan lähtöpiste oli Svanvikissa Norjassa n. 15 km Nikkelistä länteen. Kasvut olivat kautta linjan hivenen alhaisempia kuin Sallan-Kemin välillä, mutta kasvuissa ei ollut havaittavissa minkäänlaista alueellista trendiä (kuva 4).



Kuva 4. Harmaaporonjäkälän kasvu Svanvik-Angeli gradienttilinjalla. Etäisyydet laskettu Svanvikista.

Figure 4. The average annual growth rates of Cladonia rangiferina between Svanvik and Angeli. Distances calculated from Svanvik.

Tulosten tarkastelu

Todetut pituuskasvut eivät poikenneet kirjallisuudessa esitetyistä tiedoista lukuunottamatta Montsegorskin ja Nikkelin ympäristöjä (Ahti 1959, Scotter 1963, Pegau 1968, Lechowicz & Adams 1979, Vasander 1981). Alueellisia eroja on yleensä selitetty sademäärillä ja kasvukauden pituudella. Vaikutuksensa on myös metsikön tiheydellä. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealat ovat tunturialueita lukuunottamatta suhteellisen puustoisia ja siten optimaalisia harmaaporonjäkälän kasvulle (Helle ym. 1983). Aineiston jatkokäsittelyssä ehkä paljastuu, missä määrin esim. sademäärät ja puuston tiheys selittävät koealakohtaisia kasvueroja.

Montsegorskin ja Nikkelin ympäristöstä kerätty aineisto osoitti, että Andreevin (1954) esittämää menetelmää voidaan käyttää ilman epäpuhtauksien vaikutusten mittaamiseen. Todentamatta tosin on, että haarottuminen tapahtuisi normaalisti, siis kerran vuodessa, kun ilman korkea rikkidioksidipitoisuus heikentää poronjäkälien kasvua. Alustavat tulokset viittaavat normaaliin haaroittumiseen. Norjan koealoilla painon ja pituuden suhde, joka ei siis ota kantaa haarojen lukumäärään, korreloi suuntaa-antavasti pituuskasvun ja erittäin vahvasti painonkasvun kanssa; Montsegorsk-Naruska -linjalla korrelaatio pituuskasvun kanssa oli niin ikään tilastollisesti suuntaa-antava.

Montsegorskin ja Nikkelin jo suhteellisen harvoin välein sijaitsevat koealat antoivat viitteitä siitä, että päästöjen vaikutukset näkyivät jäkälien kasvussa huomattavasti laajemmalla alueella kuin pelkkien silmämääräisten, jäkälikön kuntoon perustuvien havaintojen perusteella oli oletettu. Montsegorskin vaikutukset tulivat esiin jäkälien kasvussa vielä 50 - 60 km:n päässä. Norjan gradienttilinja oli liian lyhyt, jotta kasvun palautuminen normaaliksi olisi voitu luotettavasti todentaa. Yllättävää kyllä Svanvikissa jäkälien kasvu oli normaalia, vaikka etäisyys Nikkeliin oli vain 15 km. Selityksenä lienee se, että itätuulet ovat Nikkelin ympäristössä suhteellisen harvinaisia.

Toinen yllättävä piirre oli se, että jäkälien keski-ikä, pituus sekä painon ja pituuden suhde kasvoivat lineaarisesti Montsegorskin jäkäläaukion laidalta Naruskalle 160 km:n päähän, vaikka Montsegorskin vaikutukset kasvuun olivat nähtävissä vain kolmanneksella tästä matkasta. Esimerkiksi jäkälien keski-ikä voi hyvinkin olla ominaisuus, johon kasvupaikan olosuhteet vaikuttavat. Ei liene mahdotonta, että jäkälien hyvä kunto Kovdorin ympäristössä olisi seuraus kaivoksesta nousevasta kalkkipölystä. Montsegorsk-Kemi -linjan korkein painonkasvu löytyi Kemistä 4 km:n päässä lannoitetehtaasta. Kasteluveteen liuotetuilla tavanomaisilla lannoitteilla on saatu aikaan poronjäkälien kasvun paranemista (Barashova 1961, 1963, Kärenlampi 1970).

Tässä kirjoituksessa esitetyt tulokset kahdelta gradienttilinjalta osoittavat, että Kuolan päästöt eivät heikennä poronjäkälien kasvua Suomen puolella. Tämän varmistamiseksi näytteitä on kerätty Itä-Inarista myös gradienttilinjojen ulkopuolelta alueilta, joilla riski on todennäköisesti suurin. Samoilta koealoilta, joilta jäkälän kasvu mitattiin, kerättiin myös jäkälänäyte alkuainemäärityksiä varten, jolloin tulee mahdolliseksi arvioida myös raskasmetallien mahdollista vaikutusta kasvuun (ks. Nieboer ym. 1972, Seaward 1974).

Kirjallisuus

Ahti, T. 1959. Studies on the caribou lichen stands of Newfoundland. Annales Botanici Societatis Zoologicae-Botanicae Fennicae "Vanamo" 30(4). 44 s.

Andreev, V.N. 1954. Prirost kormovykh lishaynikov i priemy ego regulirovaniya. Trudy Botanicheskogo Instituta AN SSSR (Ser. 3) 9: 11-74.

Arvidsson, L. & Skoog, L. 1984. Svaveldioxidens inverkan på lavfloran i Göteborgsområdet. Svensk Botanisk Tidskrift 78: 137-144.
Barashova, E.A. 1961. Harmaaporonjäkälän kasvun nopeuttaminen. Botanicheskye Materialy 14: 14-20 (venäjäksi).
– 1963. Jäkälien ravinnon otosta sekovarren kuolleen tyviosan kautta. Botanicheskiy Zhurnal 48: 588-591 (venäjäksi).
Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1970. Qualitative scale for estimating sulphur diokside air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Nature (London) 227: 145-148.
Helle, T. & Aspi, J. 1983. Effects of winter grazing by reindeer on vegetation. Oikos 40: 337-343.
–, Aspi, J. & Tarvainen, L. 1983. The growth rate of Cladonia rangiferina and C. mitis in relation to forest characteristics in northern Finland. Rangifer 3(2): 2-5.
Kauppi, M. & Mikkonen, A. 1980. Floristic versus single species analysis in the use of epiphytic lichens as indicators of air pollution in a boreal forest region, Northern Finland. Flora 169: 255-281.
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, Heidelberg. s. 397-420.
Kryuskov, V. 1991. Heavy metal accumulation in spruce needles and changes of taiga ecosystems. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geochemistry in northern Europe. Geological Survey of Finland, Special Paper 9: 177-184.
Kärenlampi, L. 1970. Kohti poronjäkälien ekologisen alasysteemin mallia. Turun yliopisto. 28 s.
Lechowicz, M.J. & Adams, M.S. 1979. Ecology of Cladonia lichens. II. Comparative physiological ecology of C. mitis, C. rangiferina, and C. uncialis. Canadian Journal of Botany 52: 411-422.
Mattila, E. 1981. Survey of reindeer winter ranges as a part of the Finnish National Forest Inventory in 1976-1978. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 99. 74 s.
Moser, T.J., Nash, T. H. & Clark, W.D. 1980. Effects of a long-term field sulfur dioxide fumigation on arctic caribou forage lichens. Canadian Journal of Botany 58: 2235-2240.
Nieboer, E., Ahmed, H.M., Puckett, K.J. & Richardson, D.H. 1972. Heavy metal content of lichens in relation to distance from a nickel smelter in Sudbury, Ontario. Lichenologist 5: 292-304.
Pegau, R.E. 1968. Growth rates of important reindeer forage lichens on the Seward Peninsula, Alaska. Arctic 21: 255-259.
Seaward, M.R. 1974. Some observations on heavy metal toxicity and tolerance in lichens. Lichenologist 6: 158-164.
Sveinbjörnsson, B. 1990. Reindeer lichen productivity: problems and possibilities. Rangifer, Special Issue 3: 91-98.
Scotter, C.W. 1963. Growth rates of Cladonia alpestris, C. mitis, and C. rangiferina in the Taltson River region. Canadian Journal of Botany 41: 1199-1203.
Tømmervik, H.A., Johansen, B.E. & Pedersen, J.P. 1991. Mapping the air pollution impact on the natural environment in the border area of Norway/USSR using satellite remote sensing method. Julkaisussa: Putkonen, J. (toim.). 11th annual international geoscience & remote sensing symposium 1: 45-48.
Vasander, V. 1981. The length growth rate, biomass and production of Cladonia arbuscula and C. rangiferina in a raised bog in southern Finland. Annales Botanici Fennici 18: 237-243.

Kaarnajäkälien kalvonvuototestit ja hienorakenne Kuolan päästöjen vaikutusten kuvaajina

Sari Tarhanen, Jari Oksanen & Toini Holopainen,
Kuopion yliopisto, Ekologisen ympäristöhygienian laitos
PL 1627, 70211 Kuopio

Abstract: The membrane permeability tests and cell ultrastructure of epiphytic lichens as indicators of the effects of the Kola emissions

Epiphytic lichens *Hypogymnia physodes* (L.) Nyl., *Bryoria fuscescens* (Gyeln.) Brodo & Hawksw. and *Bryoria fremontii* (Tuck.) Brodo & Hawksw. were collected from seven transects in Finnish Lapland and from one transect starting from Monchegorsk in the Kola Peninsula in 1990-1991. The membrane permeability was assessed from cation leakage to immersion water by measuring potassium efflux and changes in water conductivity. Both parameters indicated decreasing membrane integrity towards the pollution sources in the Kola area. The ultrastructure of *Bryoria* spp., that were studied on the transect no. 3 and in the Kola area, also indicated increasing changes towards pollution sources. In particular, changes related to sulphur emissions were found. Both the membrane permeability tests and the ultrastructural observations are sensitive methods which were able to show changes also in Finnish part of the studied transects.

Johdanto

Ilmansaasteiden, etenkin rikkidioksidin, on todettu aiheuttavan jäkälien solukalvoissa muutoksia, joiden seurauksena elektrolyyttien vuoto soluista lisääntyy (Puckett ym. 1977, Pearson & Henriksson 1981, Pearson & Rodgers 1982, Fields & St. Clair 1984). Tätä voidaan arvioida yksinkertaisilla menetelmillä, kuten mittaamalla jäkälistä vuotaneiden elektrolyyttien aiheuttamaa veden johtokyvyn muutosta (Pearson 1985) tai analysoimalla soluista vuotaneiden K+-ionien määrää (Fields & St.Clair 1984). Tähän perustuen Itä-Lapin metsävaurioprojektin "Herkkä jäkälädiagnostiikka"-tutkimuksessa on käytetty edellä mainittuja kalvonvuototestejä kuvaamaan Lapin jäkälien tilaa.

Toinen herkäksi todettu menetelmä on jäkälien hienorakennetutkimus, jota myös tässä tutkimuksessa on käytetty. Ilmansaasteiden aiheuttamia muutoksia hienorakenteessa on havaittu kaupunki- ja

teollisuusympäristöjen jäkälissä (Holopainen 1983, 1984a), teollisuusympäristöön siirrostetuissa jäkälissä (Holopainen 1984b) sekä kokeellisesti ilmansaasteille altistetuissa jäkälissä (Holopainen & Kärenlampi 1984, Eversman & Sigal 1987). Kaarnajäkäliltä on kuvattu mm. rikki- ja typpiyhdisteille tyypillisiä hienorakennemuutoksia (Holopainen & Kärenlampi 1984, 1985), joiden esiintymisen havainnointia voidaan käyttää hyväksi myös Lapin kaarnajäkälien kunnon arvioinnissa.

Aineisto ja menetelmät

Näytteet kerättiin seitsemältä tutkimuslinjalta sekä Kuolan puolelle perustetulta linjalta elo-syyskuussa 1990 ja touko-elokuussa 1991. Tutkittuina lajeina olivat sormipaisukarve (*Hypogymnia physodes*) (L.) Nyl., tummaluppo (*Bryoria fuscescens*) (Gyeln.) Brodo & Hawksw. ja kanadanluppo (*Bryoria fremontii*) (Tuck.) Brodo & Hawksw. Jäkälät kerättiin rypään kolmelta koealalta useiden mäntyjen rungoilta n. 1,5 metrin korkeudelta, kukin laji omalle petrimaljalleen. Näytteet kuivattiin huoneen lämmössä yön yli ilmakuiviksi ennen lähettämistä Kuopion yliopiston ekologisen ympäristöhygienian laitokselle.

Laboratoriossa jäkälät valmistettiin välittömästi mikroskooppista tarkastelua varten ja loput näytteestä säilytettiin pakastettuina (-24 °C) muita analyyseja varten.

Kalvonvuototesti

Ennen kokeen alkua jäkäliä säilytettiin vähintään kaksi tuntia kosteuskammiossa (90 % r.h.) sekovarsien vesipitoisuuden tasaamiseksi (Pearson 1985). Jäkälät irrotettiin varovasti kaarnasta. Sormipaisukarpeen sekovarren kärkiosista otettiin n. 1 cm:n pituisia kappaleita, jotka olivat suhteellisen terveen näköisiä ja vaurioitumattomia. Lupoista otettiin kokonaisia sekovarsia, joiden vanhempi osa leikattiin pois preparaattiveitsellä.

Näytettä punnittiin 10 mg koeputkeen, johon lisättiin 5 ml ionivaihdettua vettä. Veden johtokyky mitattiin kahden tunnin liotusajan jälkeen johtokykymittarilla (Philips PW 9513). Mittauksen jälkeen vesi otettiin talteen kaliumpitoisuuden määritystä varten. Koeputkeen lisättiin jälleen 5 ml ionivaihdettua vettä, jossa jäkälän solut tuhottiin autoklavoimalla +80 °C lämpötilassa tunnin ajan, jotta saatiin selville solujen kokonaisionimäärä. Näytteen annettiin tasaantua 24 tuntia huoneen lämmössä ennen johtokyvyn loppumittausta. Vesi otettiin talteen kaliumin loppupitoisuuden määritystä varten. Vesiliuoksien kaliumpitoisuus määritettiin atomiabsorptiospektrofotometrillä (Perkin-Elmer 460) liekkimenetelmää käyttäen. Analyysi tehtiin viikon sisällä, minkä ajan näytteitä säilytettiin viileässä (+8 °C).

Suhteellinen johtokyky ja kaliumvuoto laskettiin alkupitoisuuden prosenttiosuutena kokonaispitoisuudesta, joka saatiin alku- ja loppupitoisuuden summana.

Mikroskooppitarkastelu

Tässä esitettävät tummalupon ja kanadanlupon EM-havainnot ovat linjalta kolme ja Kuolan alueelta (taulukko 3). Kuolan aineistossa on mukana syksyllä 1990 linjan ulkopuolelta kerättyjä näytteitä. Kolme lisätutkimusalaa sijaitsivat noin 36 km ja 45 km Montsegorskista lounaaseen ja 80 km Murmanskista länteen.

Koealoilta kerätyt jäkälät yhdistettiin ryväskohtaisiksi näytteiksi. Kustakin rypäästä otettiin viisi toistoa. Sekovarsista leikattiin glutaraldehydifiksatiivissa 1 mm:n pituisia paloja, jotka pidettiin glutaraldehydissä yön yli ja osmiumtetroksidissa 25 minuuttia +60 °C lämpötilassa. EM-leikkeet värjättiin uranyyliasetaatilla ja lyijysitraatilla.

Tulokset

Kalvonvuototesti

Suhteellinen johtokyky väheni lähes kaikilla linjoilla länteen päin, mutta muutos oli tilastollisesti merkitsevä ainoastaan sormipaisukarpeella linjoilla 3 ja 4, tummalupolla linjalla 1 sekä kanadanlupolla linjoilla 1 ja 3. Linjalla 7, jonka rypäiden järjestysluku kasvaa pohjoisesta etelään, kaikkien jäkälälajien suhteellinen johtokyky lisääntyi etelään päin (taulukko 1). Tosin muutos oli tilastollisesti merkitsevä ainoastaan tummalupolla. Kuolan alueella johtokyky lisääntyi myös itään päin, mutta muutos ei ollut tilastollisesti merkitsevä (taulukko 1).

Suhteellinen kaliumvuoto lisääntyi kanadanlupolla selvästi itään päin mentäessä (taulukko 2). Myös sormipaisukarpeella ja tummalupolla kaliumvuoto oli korkeampi idässä lukuun ottamatta linjoja 1 ja 2, joissa mitattu K^+-pitoisuus kasvoi lähinnä länteen (taulukko 2). Linjalla 1 poikkeukselliseen kasvusuuntaan vaikuttavat todennäköisesti Kemijärven ja Kemin päästöt. Linjalla 7 suhteellinen kaliumvuoto lisääntyi etelään päin samoin kuin suhteellinen johtokyky. Kuolan alueella kaliumvuoto lisääntyi itään päin selvästi erityisesti lupoilla (taulukko 2).

Taulukko 1. Suhteellisen johtokyvyn ja etäisyyden välinen järjestyskorrelaatio.
Table 1. Spearman's rank correlation coefficients between relative conductivity and distance from the pollution source.

	n	r	p
Hypogymnia physodes			
Linja 1 *Transect*	420	-0,02	0,6218
2	259	-0,05	0,3918
3	189	-0,20	0,0490
4	193	-0,22	0,0021
5	93	-0,09	0,3877
6	85	0,18	0,1081
7 [1	139	0,09	0,2842
Kuola *Transect in Kola*	78	-0,10	0,3714
Bryoria fuscescens			
Linja 1 *Transect*	435	-0,31	0,0000
2	272	-0,04	0,4669
3	155	-0,15	0,1857
4	165	0,35	0,0000
5	100	-0,14	0,1742
6	87	-0,18	0,8711
7 [1	140	0,34	0,0000
Kuola *Transect in Kola*	68	-0,05	0,6655
Bryoria fremontii			
Linja 1 *Transect*	30	-0,35	0,0577
2	20	-0,21	0,2475
3	75	-0,20	0,0140
4	30	0,06	0,7667
Kuola *Transect in Kola*	25	-0,17	0,4300

1) Linjalla 7 etäisyys kasvaa pohjoisesta etelään.
1) The distance increases from north to south in transect 7.

Taulukko 2. Suhteellisen kaliumvuodon ja etäisyyden välinen järjestyskorrelaatio.
Table 2. Spearman's rank correlation coefficients between relative potassium leaking and distance from the pollution source.

		n	r	p
Hypogymnia physodes				
Linja	1 *Transect*	418	0,17	0,0005
	2	257	-0,15	0,0184
	3	189	-0,24	0,0010
	4	193	-0,23	0,0013
	5	93	-0,19	0,0740
	6	85	0,07	0,5412
	7 (1	140	0,20	0,0206
Kuola	*Transect in Kola*	80	0,06	0,6152
Bryoria fuscescens				
Linja	1 *Transect*	433	-0,00	0,9444
	2	272	0,31	0,0000
	3	155	-0,23	0,0467
	4	164	-0,25	0,0012
	5	99	-0,44	0,0000
	6	87	-0,18	0,0933
	7 (1	140	0,34	0,0000
Kuola	*Transect in Kola*	68	-0,47	0,0000
Bryoria fremontii				
Linja	1 *Transect*	30	-0,36	0,0536
	2	20	-0,74	0,0002
	3	75	-0,21	0,0095
	4	30	-0,45	0,0122
Kuola	*Transect in Kola*	25	-0,49	0,0136

1) Linjalla 7 etäisyys kasvaa pohjoisesta etelään.
1) The distance increases from north to south in transect 7.

Taulukko 3. EM-havintojen ja etäisyyden järjestyskorrelaatio tutkimuslinjalla 3 ja Kuolan alueelta v. 1990 kerätyissä näytteissä.
Table 3. Spearman's rank correlation coefficients between EM parameters and distance from the pollution source in transects 3 and the Kola area (1990).

	Linja 3 *Transect*				Kuola *Kola*			
	B.fuscescens (n = 108)		*B.fremontii* (n = 49)		*B.fuscescens* (n = 85)		*B.fremontii* (n = 74)	
	r	P	r	P	r	P	r	P
Leväsolun halkaisija (µm) *Diameter of algal cells*	0.17	0.0724	-0.34	0.0176	0.12	0.2801	0.17	0.1583
Kloroplastin pyöristyneisyys luokitus (0-3) *Chloroplast roundness class (0-3)*	-0.36	0.0002	0.01	0.9377	-0.28	0.0106	-0.19	0.0990
Rasvapalloset *Lipid droplets*								
halkaisija (µm) / leväsolu *Mean diameter in algal cells*	0.20	0.0376	-0.38	0.0072	0.28	0.0104	-0.25	0.0323
määrä/leväsolu *Number/algal cell*	-0.02	0.8041	-0.09	0.5222	-0.20	0.0666	-0.07	0.5512
Mitokondriot *Mitochondria*								
turpoaminen luokitus (0-3) *Swelling class (0-3)*	-0.07	0.4872	-0.27	0.0900	0.21	0.0584	-0.06	0.5927
halkaisija (µm) *Diameter*	-0.00	0.9884	0.13	0.4002	-0.22	0.0508	0.39	0.0008
Pyrenoglobulien luokitus (0-3) *Classifications for pyrenoglobuli*								
koko *size*	0.33	0.0004	-0.07	0.6499	-0.12	0.2900	-0.15	0.2136
väri *colour*	0.29	0.0022	0.64	0.0008	0.35	0.0011	0.60	0.0000
määrä *number*	0.14	0.1487	0.02	0.3749	0.03	0.7617	-0.03	0.2023
Tummat kertymät vakuoleissa luokitus (0-3) *Dark vacuolar accumulations (0-3)*	-0.22	0.0220	-0.59	0.0000	0.00	0.9661	0.39	0.0006

Taulukko 4. Viherhiukkasen pyöristyneisyyden luokitus (0-3).
Table 4. Chloroplast roundness classes (0-3).

		muutoksen kuvaus *Description of changes*
Luokka 0 *Class*		Viherhiukkasen normaali muoto, joka on selvästi liuskoittunut. Tylakoidikalvot ovat yleensä epäsäännöllisesti järjestyneet. *Healthy chloroplast: shape is lobate and thylakoid membranes are usually irregularly oriented.*
Luokka 1 *Class*		Viherhiukkanen on lievästi pyöristynyt ja/tai ulkokalvo kihartunut. Tylakoidikalvot ovat yleensä epäsäännöllisesti järjestyneet. *Chloroplasts are slightly rounded and/or the chloroplast envelope undulated. The thylakoid membranes are usually irregularly oriented.*
Luokka 2 *Class*		Viherhiukkanen on selvästi pyöristynyt ja/tai ulkokalvo kihartunut. Tylakoidien oikeneminen ja säännönmukaistuminen ulkoreunaa kohti on jo havaittavissa. Myös tylakoidien tihentymistä esiintyy. *Chloroplasts are clearly rounded and/or chloroplast envelope undulated. Straightening and dense arrangement of thylakoids is found.*
Luokka 3 *Class*		Viherhiukkanen on osittain painunut kasaan. Tylakoidikalvot ovat oienneita ja kerääntyneet samaan suuntaan meneviksi kalvopinoiksi. *Chloroplast is partly collapsed. Thylakoid membranes are straightened and arranged into parallel stacks.*

Elektronimikroskopia

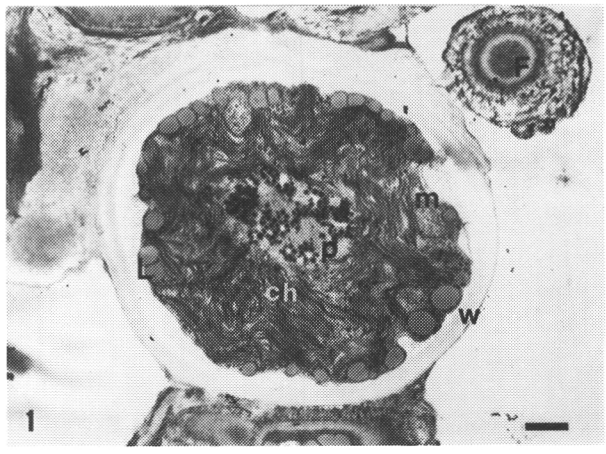
Luppojen hienorakennetutkimuksessa keskityttiin leväsolun tarkasteluun. Leväsolun halkaisija oli noin 10 µm molemmilla luppolajeilla. Kanadanlupolla leväsolun halkaisija kasvoi lievästi itään päin linjalla 3 (taulukko 3).

Molempien luppolajien viherhiukkanen on yleensä liuskoittunut ja tylakoidikalvot epäsäännöllisesti järjestyneet (kuvat 1 ja 2). Viherhiukkasen muodon pyöristymistä ja ulkokalvon kihartumista, joita pidetään mm. rikkidioksidin aiheuttamina oireina (Holopainen & Kärenlampi 1984, 1985), ilmaistiin asteikolla 0-3 (taulukko 4). Linjalla 3 tummalupolla havaittiin viherhiukkasen lievää pyöristymistä kautta linjan, mutta pyöristyminen lisääntyi itään päin (taulukko 3). Kanadanlupolla viherhiukkasen pyöristyminen oli lievää paitsi lähellä Ivaloa sijanneilla rypäillä, joissa pyöristyminen ja ulkokalvon kihartuminen olivat voimakkaampaa. Kuolan linjalla molempien jäkälälajien viherhiukkanen oli selvästi pyöristynyt ja tylakoidikalvot oienneita (kuva 3) kautta linjan ja lähempänä Montsegorskia viherhiukkanen oli osittain painunut kasaan ja tylakoidikalvot olivat selvästi oienneita ja kerääntyneet yhdensuuntaisiksi kalvopinoiksi (kuva 4).

Viherhiukkasen keskellä sijaitsevan pyrenoidin pyrenoglobulien väri vaaleni selvästi itään päin sekä linjalla 3 että Kuolan puolella molemmilla jäkälälajeilla (taulukko 3). Erityisesti Montsegorskin ja Murmanskin lähellä pyrenoglobulit, jotka normaalisti ovat osmiofiilisiä (tummia), olivat hyvin vaaleita (kuva 4). Pyrenoglobulien koko ja määrä ei olennaisesti muuttunut kummallakaan linjalla (taulukko 3).

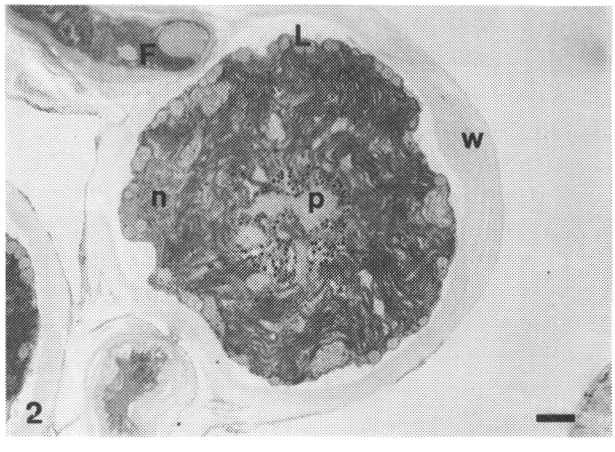
Solulimassa olevien rasvapallosten keskimääräinen halkaisija pieneni selvästi tummalupolla itään päin molemmilla linjoilla. Kanadanlupolla rasvapallosten koko sitä vastoin suureni itään päin (taulukko 3). Rasvapallosten määrässä leväsolun sisällä ei ollut merkitsevää muutosta kummallakaan linjalla. Mitokondrioiden turpoamista, jota on havaittu mm. rikin aiheuttamana oireena (Holopainen 1983), kuvattiin asteikolla 0-3. Turpoamista ja kristojen vähenemistä (kuva 5) esiintyi jonkin verran molemmilla linjoilla, mutta se ei ollut kovin vallitseva ilmiö. Yleensä oireet olivat hyvin lieviä. Kanadanlupolla mitokondrion halkaisija pieneni selvästi Kuolan linjalla itään päin.

Tummat kertymät vakuoleissa lisääntyivät selvästi molemmilla jäkälälajeilla linjalla 3 itään päin (runsausluokitus 0-3) (taulukko 3). Kuolan puolella vastaavasti tummat kertymät lisääntyivät länteen päin. Lisääntyminen oli selvintä Suomen puolella lähellä itärajaa. Samanlaisia tummia kertymiä on havaittu kokeellisesti typpiyhdisteille altistetuilla (Holopainen & Kärenlampi 1985) ja teollisuusympäristössä kasvaneilla jäkälillä (Holopainen 1983).



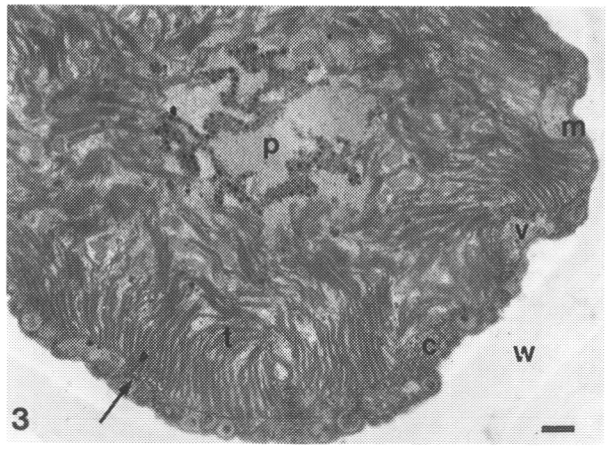
Kuva 1. Tummalupon normaalirakenteinen leväsolu. Viherhiukkanen (ch) on liuskoittunut ja tylakoidikalvot epäsäännöllisesti järjestyneet. Kuvassa näkyy pyrenoglobuleja pyrenoidin (p) sisällä; m = mitokondrio, L = rasvapallonen, w = soluseinä, F = sienisolu. Mittajana 1 µm.

Figure 1. A normal algal cell of Bryoria fuscescens, showing a lobate chloroplast (ch), irregularly oriented thylakoid membranes, and dark staining pyrenoglobuli within the pyrenoid (p); m = mitochondria, L = lipid droplet, W = cell wall, F = fungal cell. Scale 1 µm.



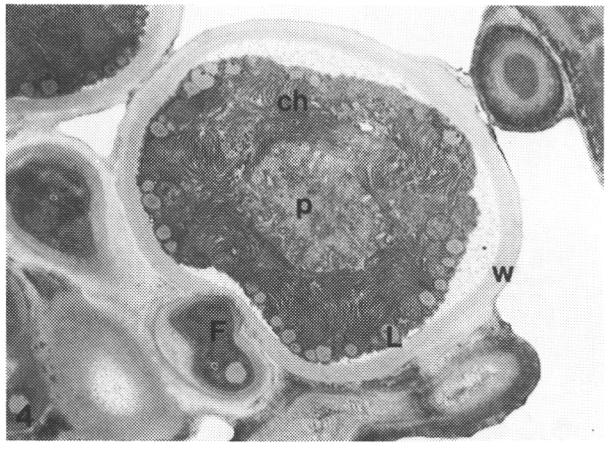
Kuva 2. Kanadanlupon normaalirakenteinen leväsolu. Viherhiukkanen (ch) on liuskoittunut; p = pyrenoidi, n = tuma, L = rasvapallonen, w = soluseinä, F = sienisolu. Mittajana 1 µm.

Figure 2. A normal algal cell of Bryoria fremontii, showing a lobate chloroplast (ch); p = pyrenoid, n = nucleus, L = lipid droplet, w = cell wall, F = fungal cell. Scale 1 µm.



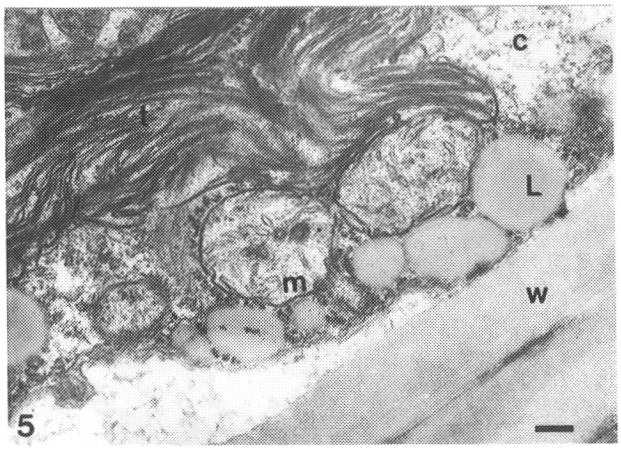
Kuva 3. Kanadanlupon pyöristynyt viherhiukkanen, jonka ulkokalvo lievästi kihartunut (nuoli). Tylakoidikalvot (t) ovat oienneet ulkoreunaa kohti; p = pyrenoidi, c = solulima, v = vakuoli, m = mitokondrio, w = soluseinä. Mittajana 0.5 µm.

Figure 3. A rounded chloroplast and slight undulation of the chloroplast envelope (arrow) in B. fremontii. Thylakoid membranes (t) are straightened and oriented perpendicularly to the outer membrane of the chloroplast; p = pyrenoid, c = cytoplasm, v = vacuole, m= mitochondria, w = cell wall. Scale 0.5 µm.



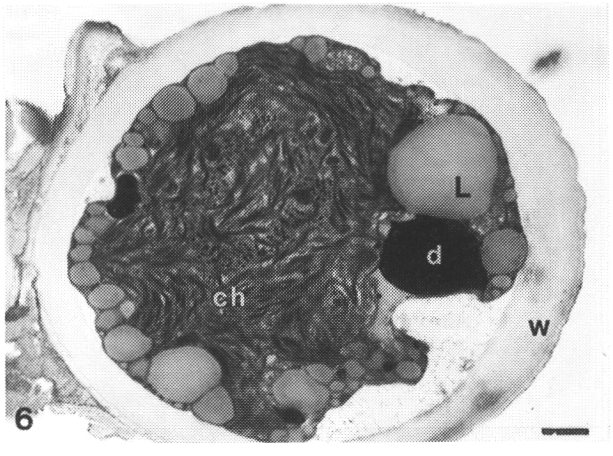
Kuva 4. Tummalupon leväsolu, jossa viherhiukkanen (t) on osittain painunut kasaan ja tylakoidikalvot (t) järjestyneet yhdensuuntaisiksi kalvopinoiksi. Pyrenoglobulit pyrenoidin (p) sisällä ovat hyvin vaaleita; L = rasvapallonen, w = soluseinä, F = sienisolu. Mittajana 1 µm.

Figure 4. An algal cell of B. fuscescens showing a partly collapsed chloroplast and thylakoid membranes arranged into parallel stacks. Pyrenoglobuli within the pyrenoid stain light; L = lipid droplet, w = cell wall, F = fungal cell. Scale 1 µm.



Kuva 5. Lievästi turvonneita mitokondrioita (m) soluliman (c) sisällä (kanadaluppo); L = rasvapallonen, t = tylakoidikalvot, w = soluseinä. Mittajana 0.2 µm.

Figure 5. Slightly swollen mitochondria (m) in the cytoplasm (c) (B. fremontii); L = lipid droplet, t = thylakoid membranes, w = cell wall. Scale 0.2.



Kuva 6. Kanadanlupon leväsolu, jonka vakuolien sisällä on tummia kertymiä (d). Myös rasvapalloset (L) ovat normaalia suurempia; ch = viherhiukkanen. Mittajana 1 µm.

Figure 6. An algal cell of B. fremontii showing dark accumulations in the vacuoles (d). Also large lipid droplets (L) are visible; ch = chloroplast. Scale 1 µm.

Johtopäätökset

Suhteellinen johtokyky ja kaliumvuoto lisääntyivät päästölähteitä lähestyttäessä, mikä osoittaa menetelmät herkiksi ja käyttökelpoisiksi. Aikaisemmissa tutkimuksissa (Pearson & Henrikson 1981, Pearson & Rodgers 1982, Fields & St. Clair 1984) johtokyvyn mittausta on pidetty hyvin herkkänä menetelmänä osoittamaan solukalvojen vaurioitumista tai jopa parempana kuin kaliumvuodon mittausta (Fields & St. Clair 1984). Tässä tutkimuksessa K^+-pitoisuuden analyysissä saadut tulokset osoittautuivat paremmiksi kuvaamaan muutosta etäännyttäessä päästölähteistä kuin mitattu johtokyky. Todennäköisesti laskeuman mukana tuleva pintakertymä ja jäkälien luontaisesta kasvuympäristöstä peräisin oleva pöly aiheuttaa johtokykymittaukseen vaihtelevuutta.

Hienorakennetarkastelussa tuli odotetusti esiin rikin aiheuttamiksi tulkittavia oireita, jotka tosin linjalla 3 olivat lieviä. Lisäksi erityisesti Montsegorskin lähellä havaittiin uudentyyppisiä oireita, joita ei tunneta aikaisemmista tutkimuksista. Osatekijänä voi olla raskasmetallilaskeuma, mutta koska metallien aiheuttamia muutoksia ei ole kuvattu aikaisemmissa tutkimuksissa, näiden vaikutukset pitäisi selvittää kokeellisesti.

Tutkitussa aineistossa havaittu solukalvojen läpäisevyyden lisääntyminen päästölähteitä lähestyttäessä osoittaa, että myös Suomen puoleisessa Lapissa herkissä kaarnajäkälissä, lähinnä lupoissa, esiintyy päästöjen aiheuttamia muutoksia. Valmiina olevat hienorakennetulokset tukevat näitä havaintoja. Tällä hetkellä kalvonvuototuloksia on tarkasteltu vasta suhteessa rypäiden etäisyysjärjestykseen ja hienorakennetarkastelu on suurelta osin kesken. Tämän vuoksi muutosten asteen ja vaurioalueiden laajuuden arviot tulevat täsmentymään työn myöhemmissä vaiheissa.

Kiitokset

Kiitämme Tupuna Kovasta ja Elina Vainiota näytteiden keräyksestä jäkäläkartoituksen yhteydessä sekä Heli Kinnusta avusta näytteiden analysoinnissa.

Kirjallisuus

Eversman, S. & Sigal, L. 1987. Effects of SO_2 O_3 and SO_2 and O_3 in combination on photosynthesis and ultrastructure of two lichen species. Canadian Journal of Botany 65: 1806-1818.

Fields, R. & St. Clair, L. 1984. A comparison of methods for evaluating SO_2 impact on selected lichen species: Parmelia chlorochroa, Collema polycarpon and Lecanora muralis. Bryologist 87: 297-301.

Holopainen, T. 1983. Ultrastructural changes in epiphytic lichens, Bryoria capillaris and Hypogymnia physodes, growing near a fertilizer plant and pulp mill in central

Finland. Annales Botanici Fennici 20: 169-185.
- 1984a. Types and distribution of ultrastructural symptoms in epihytic lichens in several urban and industrial environments in Finland. Annales Botanici Fennici 21: 231-229.
- 1984b. Cellular injuries in epiphytic lichens transplanted to air polluted areas. Nordic Journal of Botany 4: 393-408.
- & Kärenlampi, L. 1984. Injuries to lichen ultrastructure caused by sulphur dioxide fumigations. New Phytologist 98: 285-294.
- & Kärenlampi, L. 1985. Characteristic ultrastructural symptoms caused in lichens by experimental exposure to nitrogen compounds and fluorides. Annales Botanici Fennici 22: 333-342.

Pearson, L. 1985. Air pollution damage to cell membranes in lichens I. Development of simple monitoring test. Atmospheric Environment 19: 209-212.
- & Henriksson, E. 1981. Air pollution damage to cell membranes in lichens II. Laboratory experiments. Bryologist 84: 515-520.
- & Rodgers, G. 1982. Air pollution damage to cell membranes in lichens III. Field experiments. Phyton 22: 329-337.

Puckett, K., Tomassini F., Nieboer E. & Richardson D. 1977. Potassium efflux by lichen thalli following exposure to aqueous sulphur dioxide. New Phytologist 79: 135-145.

Männyn kaarnan sähkönjohtokyky ja pH Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilla

Jarmo Poikolainen
Metsäntutkimuslaitos, Muhoksen tutkimusasema
91500 Muhos

Abstract: Electrolytic conductivity and pH of pine bark on the sample plots of the Lapland Forest Damage Project

Bark samples were collected from pines (*Pinus sylvestris* L.) on 118 sample plots belonging to the Lapland Forest Damage Project in the summer of 1991. Six of the sample plots were situated in the Kola Peninsula. Electrolytic conductivity, pH and the concentrations of the most common elements were measured, although only the results concerning electrolytic conductivity and pH are presented here. The highest conductivity values were noted in the Kola Peninsula and the central and eastern parts of Northern Lapland, with the lowest values in Western Lapland. The pH of the bark correlates to quite a great extent with conductivity, in that pH usually decreases as conductivity increases. The increase in the electrolytic conductivity of the bark in the Kola Peninsula and in some places in eastern Lapland is probably due to sulphur dioxide emissions from the former area, as suggested by the high sulphur content recorded there. The sulphur content of the bark was also higher than average in some places near the border on eastern Lapland. The clear increase in the conductivity of the bark from south to north, however, may be mainly due to salt coming from the Arctic Ocean, as reflected in its high sodium content. The advanced ages of the tree stands in northern Lapland may also partly explain the conductivity and pH values for the bark.

Johdanto

Kaarnan sähkönjohtokyky ja pH vaihtelevat eri puulajeilla. Havupuilla kaarnan pH on yleensä luontaisesti alempi kuin lehtipuilla. Huokoinen ja ominaispainoltaan kevyt kaarna kerää herkästi ilman epäpuhtauksia joko suoraan ilmasta tai latvuksesta tapahtuvan runkovalunnan kautta. Kaarnaan kerääntyvät epäpuhtaudet muuttavat sekä sen sähkönjohtokykyä että pH-arvoa.

Kaarnan käyttö bioindikaattorina lisääntyi sen jälkeen, kun 1960- ja 1970-lukujen vaihteessa havaittiin lehtipuiden kaarnan pH:n ilmentävän hyvin ilman rikkidioksidipitoisuuksia (mm. Skye 1968, Staxäng 1969, Grodzinska 1971). Havupuiden kaarnaa ei ole pidetty aivan yhtä

herkkänä indikaattorina johtuen sen suuremmasta happamuudesta (Härtel & Grill 1972). Sen sijaan havupuiden sähkönjohtokyky on osoittautunut jopa paremmaksi rikkidioksidipäästöjen indikaattoriksi kuin lehtipuiden pH. Johtokykyä on mitattu lähinnä vain kuusilta (mm. Härtel & Grill 1972, Kienzl 1978, Grill ym. 1981). Kaarnan johtokyky- ja pH-mittauksin on kartoitettu mm. teollisuus- ja kaupunkiympäristön ilmanlaadun tilaa. Puiden kaarna kerää tehokkaasti myös raskasmetalleja ja sitä on käytetty mm. Suomessa teollisuudesta peräisin olevien raskasmetallien ja liikenteestä peräisin olevan lyijyn levinneisyyskartoituksissa (mm. Laaksovirta ym. 1976, Kling ym. 1985).

Tämä tutkimus liittyy Itä-Lapin metsävaurioprojektin osahankkeeseen 11: "Lapin metsäkasvillisuuden elinvoimaisuus ja siinä tapahtuneet muutokset 1950-luvulta lähtien". Metsien elinvoimaisuudessa tapahtuneiden muutosten selvittämisessä osahankkeessa käytetään apuna mm. vuosikymmenten kuluessa kerättyjä karikemateriaaleja. Karikemateriaaleista tutkitaan mm. kaarnan raskasmetallipitoisuuksia. Näihin tutkimuksiin liittyen tutkittiin Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealoilta kaarnan sähkönjohtokyky, pH ja yleisimpien alkuaineiden pitoisuudet.

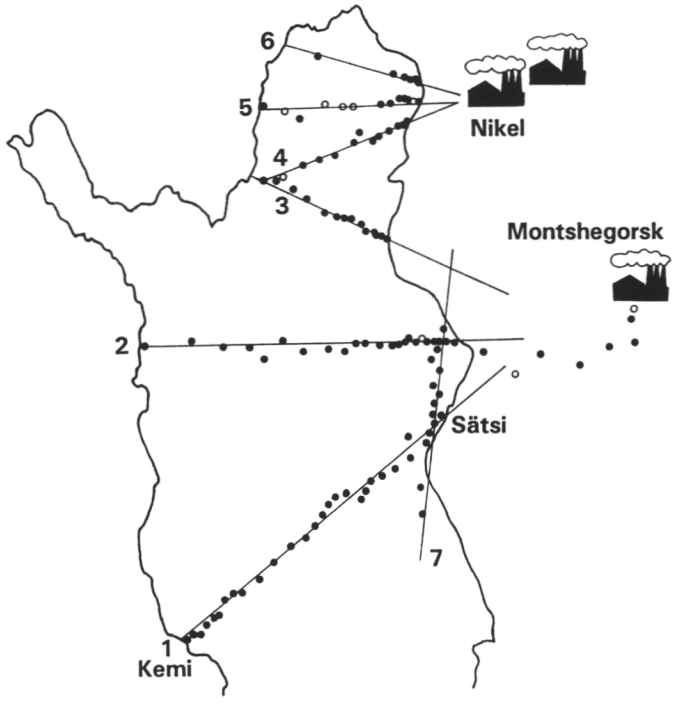
Aineisto ja menetelmät

Kaarnanäytteet kerättiin heinäkuussa 1991 Itä-Lapin metsävaurioprojektin gradienttilinjojen 118 koealalta, joista seitsemän sijaitsi Kuolassa (kuva 1). Projektin koealat on perustettu kuivien tai kuivahkojen kankaiden männiköihin (Tikkanen & Mikkola 1991). Koealojen puuston keskimääräinen ikä vaihteli noin 75 vuodesta 300 vuoteen. Puusto oli nuorinta linjoilla 1 ja 2 ja vanhinta linjoilla 4, 5 ja 6.

Jokaiselta koealalta kerättiin viidestä männystä noin kahden dl:n suuruinen kokoomanäyte. Näytteet otettiin mahdollisimman terveiltä puilta rinnankorkeudelta paikoilta, joissa ei ollut epifyyttejä tms. Kaikilla näytepuilla oli jo selvä rosoinen kaarna.

Sähkönjohtokyvyn ja pH:n mittausta varten jokaisesta kokoomanäytteestä erotettiin noin kaksi grammaa pintakaarnaa (paksuus < 3 mm). Kun näytteet oli kuivattu lämpökaapissa, ne jauhettiin hienoksi. Jauhetut näytteet uutettiin tislattuun veteen. Kaarnauutteiden sähkönjohtokyky (µS) ja pH määritettiin tavallisella johtokyky- ja pH-mittarilla (ks. mm. Staxäng 1969, Grodzinska 1971).

Kaarnanäytteistä määritettiin myös yleisimpien alkuaineiden pitoisuudet. Näistä on esitetty tässä tutkimusraportissa tulokset vain rikki- ja natriumpitoisuuksista, joilla on merkitystä johtokyky- ja pH-mittausten tulkinnan kannalta. Alkuainemääritystä varten kaarnanäytteet jauhettiin ja märkäpoltettiin typpi-perkloorihappoliuoksessa. Sen jälkeen näytteet analysoitiin ICP-laitteella Metsäntutkimuslaitoksen keskuslaboratoriossa.



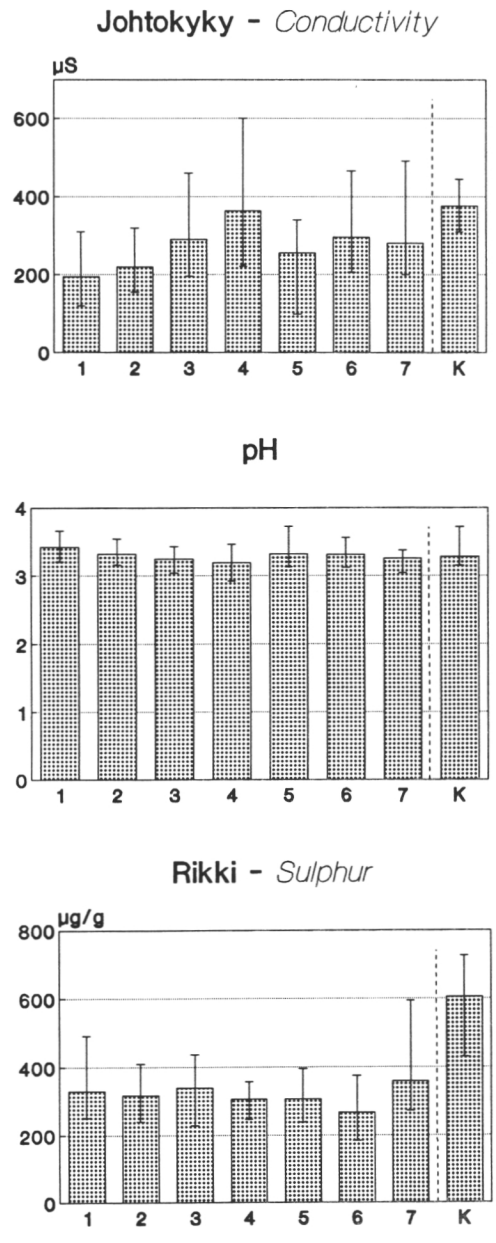
Kuva 1. Itä-Lapin metsävaurioprojektin gradienttilinjat koealapisteineen. ● = koealat, joilta kaarnanäytteet kerättiin.
Figure 1. The Lapland Forest Damage Project sample plot lines with investigation sites. ● = Plots in which bark samples were collected from the pines (Pinus sylvestris L.).

Tulokset

Kaarnan sähkönjohtokyky ja pH

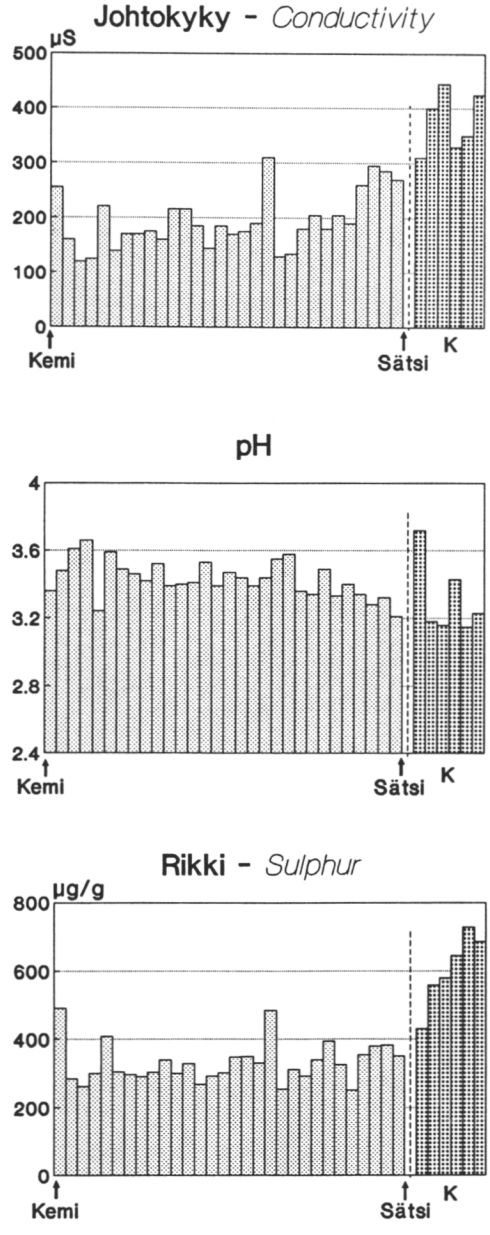
Keskimääräiset kaarnan sähkönjohtokyky- ja pH-arvot (laskettu vetyionіarvoista) kultakin Itä-Lapin metsävaurioprojektin linjalta ja erikseen Kuolan alueelta on esitetty kuvassa 2. Keskimäärin korkeimmat johtokykyarvot todettiin Kuolan koealoilla (377 µS). Linjoittain tarkasteltuna Suomen alueella oli nähtävissä selvä johtokyvyn nousu etelä-pohjoissuunnassa linjalta 1 (194 µS) linjalle 4 (364 µS) ja vastaavasti tasainen pH:n lasku linjalta 1 (pH 3,42) linjalle 4 (pH 3,20).

Linjan 1 koealoilla sähkönjohtokyky jäi yleensä alle 200 µS:n lukuunottamatta Kemin ja Kemijärven lähellä ja aivan itärajan pinnassa olevia koealoja, joilla johtokyky nousi lähelle 300 µS (kuva 3). Tällä linjalla myös pH-arvot laskivat jonkin verran lähellä rajaa. Kaikilla Kuolan koealoilla kaarnan johtokyky nousi yli 300 µS:n. Myös linjalla 2 kaarnan johtokyky nousi lähellä itärajaa lähes 300 µS:iin, kun se linjan länsiosissa jäi noin 200 µS:iin.



Kuva 2. Keskimääräinen männyn (*Pinus sylvestris* L.) kaarnan sähkönjohtokyky (µS), pH (laskettu vetyionarvoista) ja rikkipitoisuus (µg/g kuivapainosta) Itä-Lapin metsävaurioprojektin gradienttilinjoilla 1 - 7 ja Kuolan koealoilla (K).

Figure 2. Mean electrolytic conductivity (µS), pH (after H ions) and sulphur content (µg/g; dry weight) of pine bark on the gradient lines 1 - 7 of the Lapland Forest Damage Project and at the sample plots of in the Kola Peninsula (K).



Kuva 3. Männyn (*Pinus sylvestris* L.) kaarnan sähkönjohtokyky (µS), pH ja rikkipitoisuus (µg/g kuivapainosta) gradienttilinjan 1 koealoilla Kemistä Sätsiin ja Kuolan koealoilla (K).

Figure 3. Electrolytic conductivity (µS), pH and sulphur content (µg/g; dry weight) of pine bark on the sample plots of gradient line 1 from Kemi to Sätsi and at the sample plots in the Kola Peninsula (K).

Linjojen 3 - 6 koealoilla kaarnan johtokykyarvot vaihtelivat melkoisesti vaihtelun ollessa 100 µS:stä 600 µS:iin. Korkeimmat arvot todettiin yleensä linjojen keski- ja itäosissa ja pienimmät arvot aivan linjojen länsipäissä. pH-arvot korreloivat johtokykyarvojen kanssa suhteellisen hyvin niin, että johtokyvyn noustessa pH yleensä laski. Suuresta vaihtelusta johtuen kovin selvää länsi-itäsuuntaista muutosta kaarnan johtokyky- ja pH-arvoissa ei näillä linjoilla havaittu.

Kaarnan rikki- ja natriumpitoisuus

Mikäli kaarnan johtokyvyn nousu ja pH:n lasku johtuvat ilman rikkidioksidipitoisuuksista, tämän pitäisi näkyä myös kaarnan rikkipitoisuuksissa. Kuvissa 2 ja 3 on esitetty vertailuna johtokyky- ja pH-arvoille kaarnan rikkipitoisuudet sekä keskimäärin eri linjoilla että linjan 1 ja Kuolan koealoilla. Kuolassa kaarnan rikkipitoisuus (n. 600 µg/g) nousi keskimäärin noin kaksi kertaa korkeammaksi kuin Suomen koealoilla (n. 300 µg/g). Yleensä kaarnan rikkipitoisuus jäi Lapin koealoilla alle 400 µg/g. Vain linjalla 7, joka kulkee lähellä itärajaa, kaarnan rikkipitoisuus nousi hieman keskimääräistä suuremmaksi. Eteläisillä linjoilla 1, 2 ja 7 kaarnan rikkipitoisuus korreloi suhteellisen hyvin kaarnan johtokyky- ja pH-arvojen kanssa. Sen sijaan pohjoisemmilla linjoilla 3, 4, 5 ja 6 kaarnan rikkipitoisuudet pysyivät yleensä suhteellisen alhaisella tasolla korkeista johtokykyarvoista huolimatta.

Kaarnan johtokyky- ja pH-arvojen tulosten tulkintaan liittyen taulukossa 1 on esitetty keskimääräiset kaarnan natriumpitoisuudet eri linjoilla ja Kuolan alueella. Natriumpitoisuudet olivat kaikkein korkeimmat Pohjois-Lapin linjoilla.

Taulukko 1. Keskimääräinen männyn kaarnan natriumpitoisuus gradienttilinjoilla 1-7 ja Kuolan koealoilla (K).
Table 1. Mean sodium content of the pine bark on gradient lines 1-7 and at the sample plots in the Kola Peninsula (K).

Gradienttilinjan n:o *Gradient line No.*	Keskimääräinen Na-pitoisuus µg/g *Mean sodium content µg/g*	Minimi µg/g *Minimum µg/g*	Maksimi µg/g *Maximum µg(g*
1.	20,1	8,1	56,5
2.	27,2	7,5	88,3
3.	29,8	16,2	45,3
4.	55,9	27,8	85,5
5.	63,4	35,9	98,6
6.	94,0	67,0	164,0
7.	28,8	14,2	63,0
K	64,2	48,8	88,3

Tulosten tarkastelu

Männyn kaarnan pH- ja sähkönjohtokykyarvoista on olemassa vähän tietoa. Lisäksi tiedot eivät ole useinkaan täysin vertailukelpoisia tämän tutkimuksen tulosten kanssa johtuen siitä, että ne on tehty toisenlaisissa ilmansaasteolosuhteissa, kuin mitkä Lapissa vallitsevat. Vertailuja vaikeuttaa myös se, että kaarnan johtokyky- ja pH-arvoihin vaikuttavat monet muutkin tekijät kuin ilmansaasteet, kuten puiden ikä, puiden terveydentila, näytteiden keräysaika- ja tapa, analyysimenetelmät jne. (mm. Staxäng 1969, Kienzl 1978, Grodzinska 1979, Grill ym. 1981). Puolassa tausta-alueilla männyn kaarnan pH on vaihdellut välillä pH 2,8 - 3,4 (Grodzinska 1971, Swieboda & Kalemba 1978). Nämä arvot ovat keskimäärin hieman alempia, kuin mitä tässä tutkimuksessa todettiin suhteellisen saastumattomalla Länsi-Lapin alueella. Teollisuusalueilla Puolassa on todettu jopa niinkin matalia männyn kaarnan pH-arvoja kuin 2,2 (Grodzinska 1971).

Arvioiden mukaan Kuolan alueelta pääsee vuosittain ilmaan noin 600 000 tn rikkidioksidia. Laurilan ym. (1991) mukaan Lapin kokonaisrikkilaskeumasta noin puolet tulee Kuolasta. Keskimääräistä korkeammat kaarnan johtokykyarvot ja suhteellisen alhaiset pH-arvot Kuolan alueella ja paikoin Suomen itärajan läheisyydessä johtunevat pääasiassa Kuolan rikkidioksidipäästöistä. Tähän viittaa myös se, että Kuolan koealoilla kaarnan rikkipitoisuus oli korkea ja myös Suomen itärajan läheisyydessä todettiin paikoin kaarnassa hieman keskimääräistä korkeampia rikkipitoisuuksia. Ilman rikkipitoisuuden ja kaarnan johtokyvyn nousun ja pH:n laskun välinen yhteys on jo aiemmin todettu monissa eri tutkimuksissa etupäässä lehtipuilla ja kuusella (mm. Grodzinska 1971, Härtel & Grill 1972, Kienzl 1978). Kaarnan johtokykyä nostavat jo suhteellisen pienet ilman rikkidioksidipitoisuudet (Härtel & Grill 1972).

Pohjois-Lapin itä- ja keskiosien koealoilla kaarnan rikkipitoisuus jäi kuitenkin suhteellisen alhaiselle tasolle, vaikka kaarnan johtokykyarvoissa todettiin selvä nousu. Tällä alueella kaarnan johtokyvyn nousu johtunee pääasiassa Jäämereltä ilmavirtausten mukana tulevasta suolasta. Suolan vaikutukseen viittaa selvä kaarnan natriumpitoisuuden nousu Pohjois-Lapin koealoilla.

Suolapitoisuuden lisäksi kaarnan johtokyky- ja pH-arvoihin saattaa vaikuttaa pohjoisilla linjoilla puuston ikä, sillä täällä koealojen puusto oli iäkkäämpää kuin eteläisillä linjoilla. Kun tiedot puiden iän vaikutuksesta kaarnan johtokykyyn ja pH:on ovat puutteellisia ja kun ne koskevat lähinnä vain lehtipuita ja kuusta (mm. Staxäng 1969, Härtel & Grill 1972), tullaan männyn iän vaikutus ko. arvoihin selvittämään jatkotutkimuksissa. Pohjois-Lapissa em. tekijät häiritsevät tulosten tulkintaa siinä määrin, että saatujen tulosten perusteella on vaikea sanoa, missä määrin Kuolasta tuleva rikkidioksidi muuttaa kaarnan johtokyky- ja pH-arvoja.

Kirjallisuus

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.

– 1979. Tree bark - sensitive biotest for environmental acidification. Environment International 2: 173-176.

Härtel, O. & Grill, D. 1972. Die Leitfähigkeit von Fichtenborken-Extrakten als empfindlicher Indikator für Luftverunreinigungen. 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. & Lodenius, M. 1985. Jäkälän ja männyn kaarnan raskasmetallipitoisuudet ilman saastumisen indikaattoreina Kokkolassa. Ympäristö ja Terveys 16: 211-219.

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.

Laurila, T., Tuovinen, J.-P. & Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet. Ilmatieteen laitos. Ilmanlaatuosasto. 67 s.

Skye, E. 1968. Lichens and air pollution. A study of cryptogamic epiphytes and environment in the Stockholm region. Acta Phytogeographica Suecica 52. 123 s.

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

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

Tikkanen, E. & Mikkola, K. 1991. The Lapland Forest Damage Project: multidisciplinary cooperation in environmental sciences. Julkaisussa: Tikkanen, E. & 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: 20-29.

Ilman rikkidioksidipitoisuudet, puiden vaurio-oireet ja luppojen rikkikertymät

Satu Huttunen, Sinikka Tikkinen, Jaana Bäck, Jukka Lamppu & Sirkku Manninen
Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos
PL 400, 90570 Oulu

Abstract: Sulphur dioxide concentrations in the air, tree injury symptoms and sulphur accumulation in needles and *Bryoria species*

The air pollution situation in Lapland, its effects on the forest trees, and the response of the trees to multiple stress is the topic of the stress and injury symptom survey, in which the foliar stress response of trees, the foliar and lichen thallus accumulation of sulphur and metals and their regressions with air quality and deposition are measured. The main topics of interest are the sulphur dioxide concentrations in the air and metal deposition from the Kola Peninsula. The sulphur dioxide concentration in the air is measured at two forested sites in Lapland, the Naruska station in Salla from June 1989 and Muddusjärvi, Inari from July 1990. The episodic character of sulphur dioxide concentrations at both sites is obvious. The highest ten-day mean concentration of sulphur dioxide in Salla has so far been 19.8 µg m^{-3} and that in Inari 28.6 µg m^{-3}. The ten-day means have exceeded 16 times 5 µg m^{-3} in Salla and 23 times in Inari during the period of 31 months in Salla and 18 months in Inari. The mean sulphur dioxide concentration 1991 was 12 µg m^{-3} in Inari and 1,9 µg m^{-3} in Salla.

The maximum Bryoria thallus sulphur concentration was 1994 ppm measured at the Keminmaa research plot, and the minimum 998 ppm at Angeli. Bryoria is characterized by a high sulphur accumulation capacity. The ratio of S concentration to annual sulphur deposition is about 2.2. Preliminary results are discussed.

Johdanto

Hapan laskeuma tulee Lappiin kahdessa muodossa, kuiva- tai märkälaskeumana. Kuivalaskeuma sisältää kaasumaiset aineet ja kuivat pienhiukkaset. Kuivalaskeuma Lapissa sisältää mm. rikkidioksidia, jota päästölähteiden lähellä esiintyy enemmän kuin kauempana. Rikkidioksidin muuntuminen sulfiitiksi ja sulfaatiksi on hitaampaa kylmässä

ilmassa kuin lämpimässä. Kuivalaskeuman osuudeksi arvioidaan Lapissa 60 - 80 % kokonaisrikkilaskeumasta (Laurila ym. 1991).

Kuivalaskeuman mukana tulee myös pienhiukkasia, mm. erilaisia metalleja ja sulfaattirikkiä. Märkälaskeumana, sadeveden ja lumen sekä huurteen mukana tulee myös rikkiä. Märkälaskeuman tuomat rikkimäärät Lapissa ovat jonkin verran pienemmät kuin Etelä-Suomessa. Huurre kerää vesihöyryyn tiivistyneitä epäpuhtauksia, mutta myös kaasumaista rikkidioksidia ilmasta, koska rikki liukenee voimakkaasti veteen. Happamoittava typpiyhdisteiden laskeuma on Lapissa pienempi kuin Etelä-Suomessa (Kauppi ym. 1990). Myös typpeä tulee sekä kuivaettä märkälaskeumana. Typpiyhdisteiden muutunnan kemia on monimutkaisempi kuin rikkiyhdisteiden. Typpiyhdisteiden kaukokulkeutuminen tunnetaan huonommin kuin rikkiyhdisteiden. Maatalousalueilta, karjataloudesta ja turkistaloudesta ilmaan joutuu myös typpipäästöjä. Lapin alueella sekä nitraatti- että ammoniumtypen laskeuma on alhaisempi kuin muualla Suomessa (Ympäristötietokeskus 1992).

Lapin laskeumia arvioitaessa on indikaattoreina käytetty kasvillisuuden sitomia metalli- (Kubin 1990) ja rikkimääriä (Manninen & Huttunen 1991).

Lehtien ja neulasten rikki on enimmäkseen peräisin kuivalaskeumasta, mutta sade huuhtelee lehvästöstä osan rikistä maahan. Jäkälät ja sammalet keräävät vesiliukoisia aineita koko pinnallaan. Vesiliukoiset aineet tulevat ja menevät, pinnan rosoisuus vaikuttaa hiukkasten pidättymiseen. Osa veteen liuenneesta rikistä jää jäkäliin.

Sammalten ja jäkälien saastepitoisuuksiin Lapissa vaikuttavat sekä lumisuojan että vesisadannan määrä. Pitoisuudet ovat suurempia Etelä-Suomessa, jossa kertymä tapahtuu lähes ilman lumisuojaa (Kubin 1990).

Puiden rungoilla ja oksilla kasvavat jäkälät ovat herkkiä ilman saastumiselle, koska ne saavat kaikki ravinteensa ja kosteuden ilmasta. Jäkälien runsaus on pohjoinen piirre. Lupot ja naavat lisääntyvät pohjoisen vanhoissa metsissä. Porotalousalueilla jäkäliä on vähän poron yltämiskorkeudella, mutta tutkimukset ovat osoittaneet, että lupot ovat huolestuttavasti vähentyneet myös niissä osissa puita, joihin poro ei yllä (Helle ym. 1990).

Tämän tutkimuksen tarkoituksena on toisaalta selvittää puiden vihreisiin osiin kertyvien saasteiden määrää ja toisaalta samojen puiden jäkälien keräämiä määriä. Luppojen häviäminen on laajalti todettu, mutta varsinaisesti niiden suhdetta puiden tilanteeseen ei ole voitu tutkia, koska eteläisessä Suomessa luppoja ei enää ole.

Materiaali ja menetelmät

Neulasmateriaalia tutkimuksiin on kerätty Itä-Lapin metsävaurioprojektin intensiivikoealoilta ja kerran kaikilta koealoilta. Jäkälämateriaali

on kerätty heinä-elokuussa 1990 intensiivikoealoilta. Lisäksi neulasia ja lehtiä on kerätty ennen koealojen perustamista mm. Montsegorskin seudulta.

Neulas- ja jäkälänäytteiden analyysit on tehty Siemensin sequential x-ray spectrometer SRS 300 röntgenfluoresenssispectrometrillä. Standardinäytteiden valmistuksessa käytettiin lappilaista jäkälämateriaalia.

Ilman rikkidioksidipitoisuudet on mitattu rikkidioksidikeräimellä, joka perustuu SFS standardiin 3864. Tilavuusvirta on 0,09-0,13 $m^3\ h^{-1}$. Keräyksen aikana laite pitää absorptionesteen tilavuuden vakiona lisäämällä näytteeseen haihtumaa vastaavan määrän tislattua vettä. Kuukaudessa kerätään kolme perättäistä noin 10 vuorokauden näytettä, joista lasketaan kuukauden keskiarvopitoisuus.

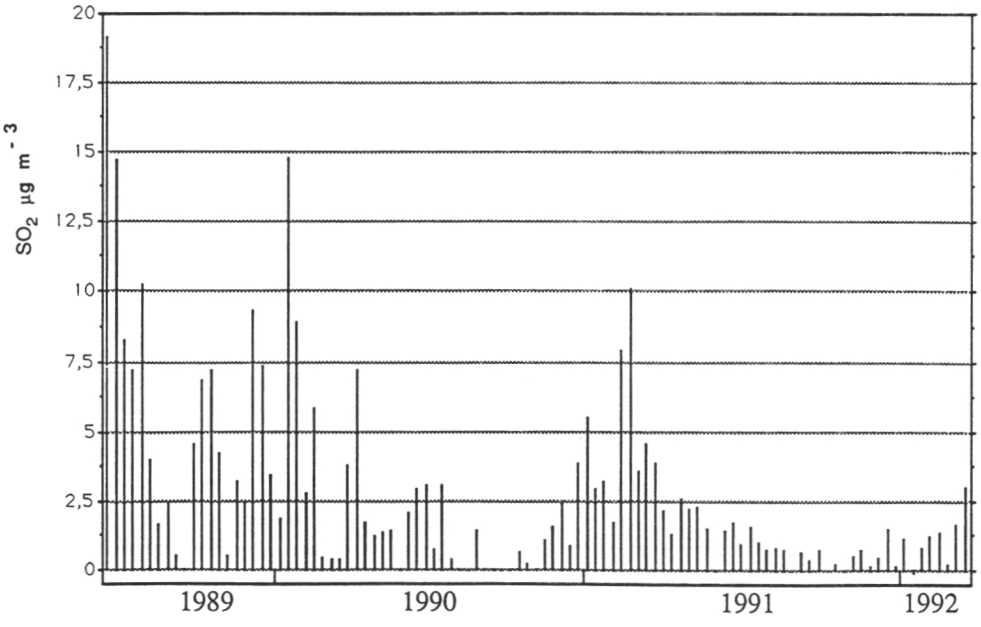
Naruskan mittausasema Sallassa sijaitsee harvassa mäntymetsikössä. Muddusjärvellä Kaamasessa mittausasema sijaitsee harvahkossa mäntymetsässä koeaseman pihan lähettyvillä. Metsäympäristöissä tapahtuvan mittaustoiminnan lähtökohtana ovat olleet Kuusamossa Oulangan kansallispuistossa vuodesta 1976 ja Kuhmon Lentiirassa kesäkuusta 1988 tehdyt ilman rikkidioksidipitoisuuden mittaukset.

Intensiivikoealoilta luppojäkälänäytteet (n = 103) on kerätty viidestä eri puusta puiden länsi- ja itäsivuilta vakiokorkeudelta samaan aikaan neulasnäytteiden ja vaurioarviointien kanssa. Venäjän puolelta poronjäkälänäytteitä on kerätty Montsegorskin alueen koealoilta. Sokostilta tuotiin Ouluun jäkälänäytteitä, joiden keräämiä rikkipitoisuuksia mitattiin 1 vuoden kertymän avulla.

Alustavia tuloksia

Ilman rikkidioksidipitoisuudet

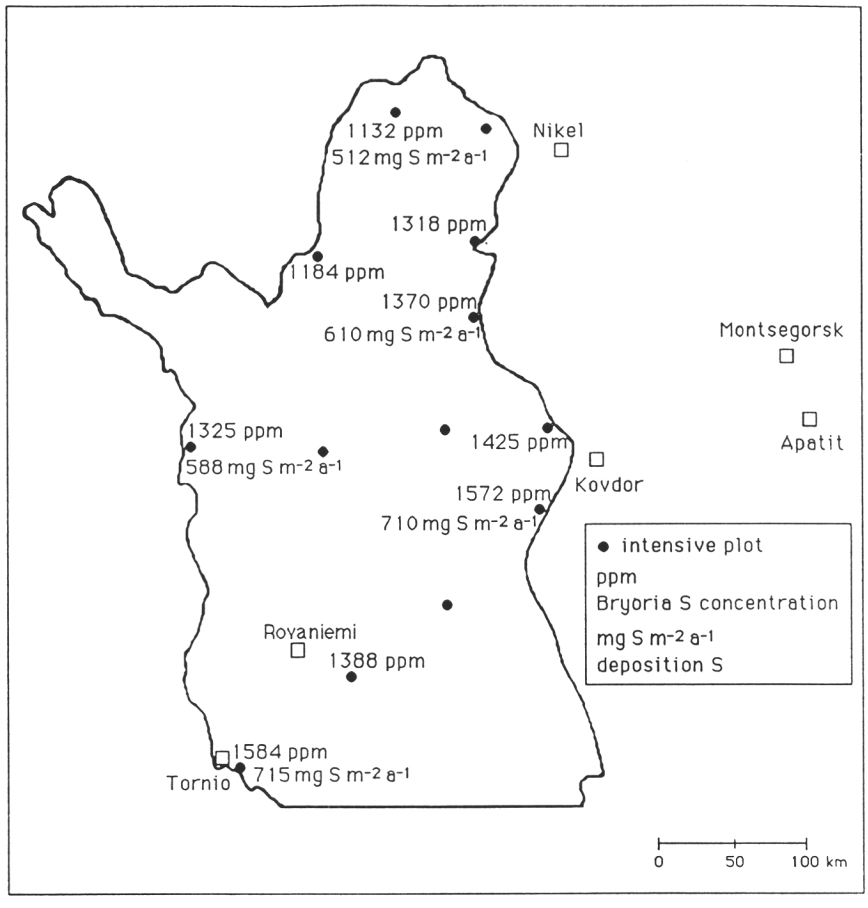
Lapin saasteilmastolle on luonteenomaista 10 päivän mittausjaksoissa näkyvä episodisuus. Puiden kannalta tärkeimpinä kesäkuukausina rikkidioksidia on ajoittain runsaasti ilmassa, mm. kesällä 1991 Inarin Muddusjärvellä. Sallan Naruskassa vastaavia episodeja esiintyy sekä kesällä että talvella. Kesän 1989 rikkidioksidipitoisuudet, vuodenvaihteen 1989-90 pitoisuudet ja kevättalven 1991 pitoisuudet ovat olleet varsin korkeita (kuva 1). Vuoden 1991 rikkidioksidipitoisuuksien keskiarvo Inarissa oli 12 $\mu g\ m^{-3}$, kun se vastaavasti Sallassa oli vain 1,9 $\mu g\ m^{-3}$. Inarin pitoisuuksien varmentaminen pitempiaikaisilla mittauksilla on kuitenkin tarpeen.



Kuva 1. Ilman rikkidioksidipitoisuus Naruskassa Sallassa 1989 - 1991.
Figure 1. Sulphur dioxide in the air in Naruska, Salla 1989 - 1991.

Luppojen rikkipitoisuudet

Laurilan ym. (1991) esittämä kuiva- ja märkälaskeuman jakautuma Lapissa ja metsäympäristöjen rikkidioksidin mittaustulokset tuottavat rikin kokonaislaskeuman ja luppojen rikkipitoisuuden suhteeksi 2,2. Luppojen keskimääräisen rikkipitoisuuden perusteella saadaan Lappiin intensiivikoealoilta tehtyjen havaintojen pohjalta neljä keskimääräistä pitoisuustasoa >1500ppm, >1400 ppm, >1300 ppm ja < 1300 ppm (kuva 2). Lapin rikkilaskeuma on noin 710 mg m^{-2} a^{-1} Sallan Naruskassa, Sätsissä ja Kulveikonvaaran koealalla. 715 mg rikkilaskeumaa vuodessa tulee Keminmaan Sivakkavaaralle. Ainijärven ja Kessin välisellä alueella laskeuma on noin 610 mg. Muonion tienoilla laskeuma on 588 mg ja pienimmillään laskeuma on Kevolla 510 mg. Alustavissa tuloksissa on selväpiirteiset pitoisuuserot mm. Sevettijärven ja Kessin sekä Sätsin ja Ainijärven välillä.



Kuva 2. Luppojen rikkipitoisuuksien keskiarvot intensiivikoealoilla 1990 ja vastaavat rikkilaskeumat.

Figure 2. The mean sulphur concentrations in Bryoria species at intesive plots in 1990 and the corresponding annual sulphur deposition.

Korkein luppojen rikkipitoisuus löytyi Keminmaan koealalta 1994 ppm ja alhaisin pitoisuus oli 998 ppm Angelissa. Jäkälien pitoisuuksien vaihtelu puusta puuhun on suuri ja voi johtua mm. luppojen pituudesta ja eroista absorptiopinta-alan suhteen. Alhaisin lupon rikkipitoisuus vastaa noin 450 mg rikkilaskeumaa vuodessa ja korkein vastaavasti 901 mg laskeumaa Sallassa. Kriittinen laskeuma-arvo 300 mg m^{-2} (Kauppi ym. 1990) ylittyy noin kaksin - kolminkertaisesti.

Aikaisemmin kerättyjen luppojen rikkipitoisuudet olivat Kaamasessa (1984) keskimäärin 1220 ppm, joka vastaa 552 mg rikkilaskeumaa vuodessa. Inarin rikkilaskeuman gradientti on 588 mg Sevettijärvellä ja 552 mg Kaamasessa. Laskeuma-arvojen ja luppojen keräämien rikkipitoisuuksien suhde on luotettava vasta useamman vuoden keskiarvona ja tutkimusta jatketaan.

Keski-Suomesta vuonna 1985 kerätyssä luppomateriaalissa (Helle, T. & Helle, P. julkaisematon) alhaisin rikkipitoisuus oli *Alectoria sarmentosassa* 884 ppm, joka vastaa noin 400 mg rikkilaskeumaa vuodessa. Korkein pitoisuus oli vastaavasti 852 mg laskeumaa vastaava.

Useissa tutkimuksissa (Huttunen ym. 1985, Kubin 1990, Manninen ym. 1991) on todettu, että jäkälät ja havupuiden neulaset absorpoivat ilmasta rikkiyhdisteitä ja vaurioituvat niistä (Holopainen 1986). Jäkälät ottavat rikkiyhdisteet pääasiassa vesiliuoksessa, koska ne absorpoivat vettä hyvin nopeasti. Neulasiin rikki tulee pääasiassa kuivalaskeumasta, mutta myös pintojen kosteuden ja vesihöyryn mukana.

Kirjallisuus

Helle, T., Norokorpi, Y. & Saastamoinen, O. 1990. Reduction of arboreal lichens in two spruce stands in northern Finland between 1976 and 1988. Julkaisussa: Kinnunen, K. & Varmola, M. (toim.). Effects of air pollutants and acidification in combination with climatic factors on forests, soils and waters in northern Fennoscandia. Report from a workshop in Rovaniemi, Finland 17-19 october, 1988. Nordic Council of Ministers. Nord. Miljørapport 2: 57-65.

Holopainen, T. 1986. Effects of environmental factors on lichen ultrastructure with special reference to air pollution. Kuopion yliopiston julkaisuja. Luonnontieteet. Alkuperäistutkimukset 1/86.

Huttunen, S., Laine, K. & Torvela, H. 1985. Seasonal sulphur contents of pine needles as indices of air pollution. Annales Botanici Fennici 22: 343-359.

Kauppi, P. Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag. 1237 s.

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 Heidelberg 1990. s. 421-446.

Laurila, T., Tuovinen, J-P & Lättilä, H. 1991,. Lapin ilmansaasteet. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatuosasto. 67 s.

Manninen, S. & Huttunen, S. 1991. Total sulfur concentration of conifer needles and total sulfur deposition in northern Finland. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geogemistry in northern Europe. Geological Survey of Finland, Special Paper 9. s. 195-199.

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

Ympäristötietokeskus 1992. Ympäristökatsaus 1. 16 s.

Männyn neulasten kemiallinen koostumus Montshegorskin teollisuusalueella

Hannu Raitio
Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema
39700 Parkano

Abstract: Chemical composition of Scots pine needles in the Monchegorsk industrial area

The foliar chemical composition was used to examine the nutritional status of Scots pines and the distribution of atmospheric pollutants in the Kola Peninsula at various points outside of the Monchegorsk copper-nickel smelters.

The influence of the smelteries was demontrated in the form of higher sulphur and heavy metal concentrations and reduced magnesium, aluminium, manganese and zinc concentrations in needles. The influence of the smelters was at its most evident within a radius of approx. 50 kilometres from the smelters. High sulphur and heavy metal concentrations in pine needles were not noted on sample plots in the vicinity of the Finno-Russian frontier.

Johdanto

Neulasista ja lehdistä tehtyjen alkuaineanalyysien avulla voidaan arvioida ravinteiden puutos- ja myrkytystiloja sekä tarkkailla puiden ravinnetilaa optimaalisen kasvun saavuttamiseksi. Lisäksi niiden avulla voidaan tutkia ilman epäpuhtauksien vaikutuksia ja levinneisyyttä (Zöttl & Hüttl 1986, Glatzel ym. 1987, Gebauer & Schulze 1988, Cape ym. 1990). Kertovathan esim. neulasten alkuainepitoisuudet sekä maaperän ravinnetilan muutoksista että ilman epäpuhtauksien suorista vaikutuksista puihin. Suorat vaikutukset ilmenevät joko epäpuhtauksien kertymisenä neulasten pinnalle ja solukoihin tai ravinteiden huuhtoutumisena neulasista (Schulze ym. 1989). Parin viime vuosikymmenen aikana neulas- ja lehtianalyysejä on tehty runsaasti eri puolilla Eurooppaa kartoitettaessa ilman epäpuhtauksien ajallista ja alueellista levinneisyttä sekä tutkittaessa puustovaurioiden syy-seuraussuhteita (esim. Huttunen & Karhu 1984, Evers & Schöpfer 1988).

Tässä työssä esitellään Itä-Lapin metsävaurioprojektin neulasten kemiallista koostumusta käsittelevän osaprojektin tuloksia Kuolan niemimaalta. Suomen puoleisilta koealoilta kerättyjen näytteiden

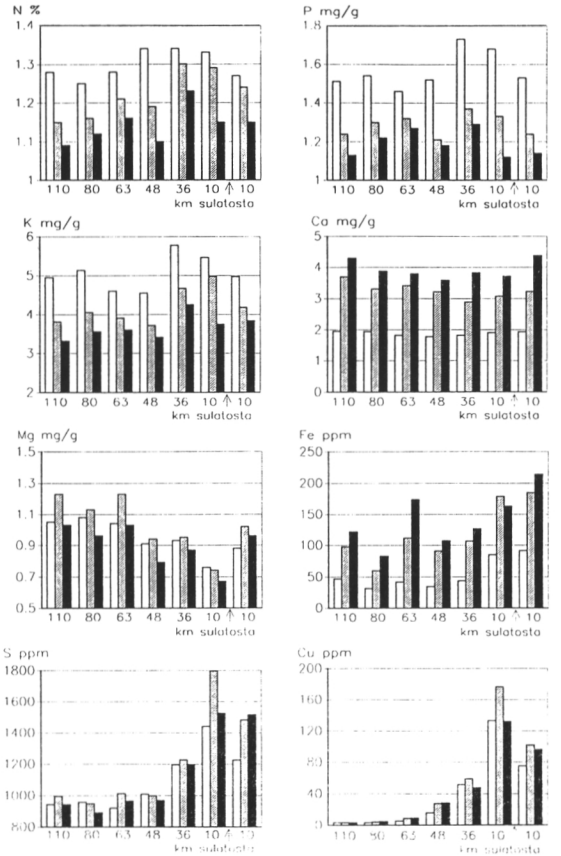
esikäsittely ja kemialliset analyysit ovat vielä tässä vaiheessa (maaliskuu 1992) kesken.

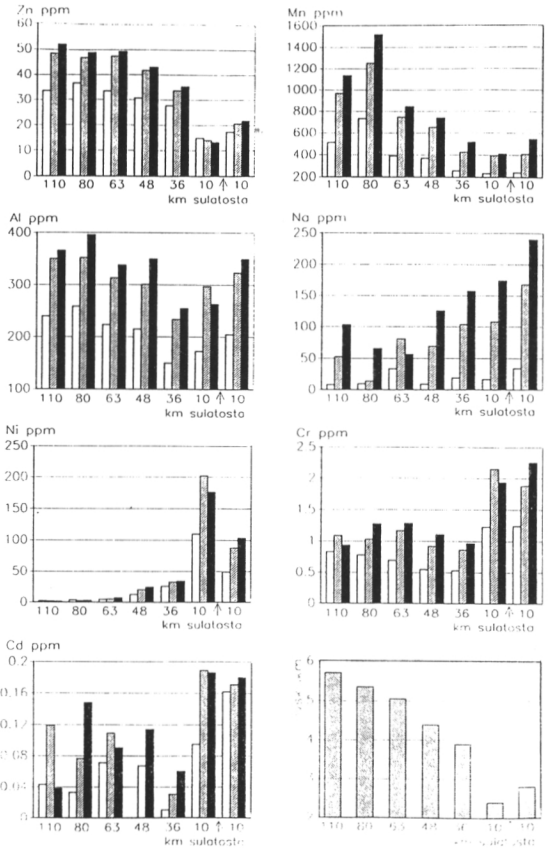
Aineisto ja menetelmät

Neulasnäytteet Kuolan niemimaalta Montsegorskin ympäristöstä kerättiin Itä-Lapin metsävaurioprojektin perustamilta koealoilta syyskuussa 1991 (kuva 1). Kultakin koealalta kerättiin puukohtaiset näytteet neljästä nuorimmasta neulasvuosikerrasta 20 puusta latvuksen itäpuolelta, ylimmästä kolmanneksesta. Näytteet esikäsiteltiin puukohtaisesti. Koealakohtaiset kokoomanäytteet muodostettiin neulasvuosikerroittain laboratoriossa punnitsemalla gramma kuivattua neulasjauhetta jokaisesta puusta. Neulasista typpi määritettiin Kjeldahl-menetelmällä (Halonen ym. 1983) sekä muut alkuaineet plasma-emissiospektrofotometrisesti HNO_3/H_2O_2- märkäpoltetuista kokoomanäytteistä (Huang & Schulte 1985). Kemialliset analyysit on tehty pesemättömistä näytteistä. Näytteiden keruun yhteydessä kustakin näytepuusta määritettiin myös neulasvuosikertojen lukumäärä.



Kuva 1. Koealojen (●) sijainti Kuolan niemimaalla.
Figure 1. Location of sample plots in the Kola Peninsula.





Kuva 2. Eri-ikäisten männyn neulasten (□ C, ▨ C+1, ■ C+2) alkuainepitoisuudet sekä keskimääräinen neulasvuosikertojen lukumäärä näytepuissa Montsegorskin (↑) nikkelikuparisulaton ympäristössä Kuolan niemimaalla syyskuussa 1991.

Figure 2. The concentrations of various elements in Scots pine needles of different ages and the average number of needle year classes on sample trees in the vicinity of Monchegorsk (↑) nickel smeltery in the Kola Peninsula in September 1991.

Tulokset

Keskimääräinen neulasvuosikertojen lukumäärä näytepuissa lisääntyi etäännyttäessä Montshegorskista itään. Suomen rajan välittömässä läheisyydessä sijaitsevan koealan männyissä oli jo keskimäärin vajaat kuusi neulasvuosikertaa, mitä Lapissa on pidettävä normaalina. Vähiten neulasvuosikertoja oli sulattojen eteläpuolella sijaitsevan koealan männyissä, ainoastaan runsas kaksi neulasvuosikertaa.

Männyn neulasten alkuainepitoisuudet neulasvuosikerroittain Montsegorskin nikkelikuparisulatoista itään sijaitsevilla koealoilla on esitetty kuvassa 2. Nuorimpien neulasten typpi-, fosfori- ja kaliumpitoisuudet olivat sulattojen välittömässä läheisyydessä hieman korkeammat kuin kauempana sulatoista. Sen sijaan magnesiumpitoisuudet olivat selvästi alemmat. Neulasten kalsiumpitoisuuksissa ei ilmennyt eroja etäännyttäessä sulatosta. Huomionarvoista on myös se, että C+1-neulasten magnesiumpitoisuus oli korkeampi kuin nuorimmissa neulasissa. Neulasten rauta-, rikki-, kupari-, natrium-, nikkeli-, kromi- ja kadmiumpitoisuudet laskivat varsin jyrkästi etäännyttäessä sulatoista. Sen sijaan päinvastoin käyttäytyivät neulasten sinkki-, mangaani- ja alumiinipitoisuudet.

Tulosten tarkastelu

Metallisulattojen aiheuttamista ympäristötuhoista tunnetuimmat ja laajimmat lienevät Kanadassa Sudburyn kaupungissa (Hutchinson & Whitby 1974). Metallisulattojen ympäristössä, missä esiintyy monentyyppisiä päästöjä, esim. raskametalli- ja rikkipäästöjä, on vaikeata osoittaa kunkin saastukkeen yksittäisvaikutuksia. Sudburyssä vuosikymmenien aikana suuret SO_2- ja raskasmetallipäästöt ovat tuhonneet ympäristön metsiä kuten Montsegorkissakin. Freedman & Hutchinson (1980) ovat laskeneet, että Sudburyssä 42 % sulaton kuparipäästöistä, 52 % rautapäästöistä ja 40 % nikkelipäästöistä laskeutuu 60 km:n säteelle tuotantolaitoksista. Sama on neulasanalyysien tulosten perusteella pääteltävissä Montsegoskin osalta. Kummallakin alueella on myös nähtävissä maaperän erodoituminen.

Mäntyjen typpi-, fosfori-, kalium-, kalsium- ja magnesiumtalouden tila Montsegorskin nikkelikuparisulattojen ympäristössä oli neulasanalyysien mukaan välttävä (Morrison 1974, Jukka 1988). Nuorimpien neulasten hieman korkeammat typpi-, fosfori- ja kaliumpitoisuudet teollisuuslaitosten välittömässä läheisyydessä verrattuna kauempana sijaitseviin koealoihin johtuvat osin puuston nuoremmasta iästä ja neulasvuosikertojen pienemmästä lukumäärästä (Raitio 1987, Nuorteva 1990). Vaikka mäntyjen magnesiumtalouden tila Montsegoskissa ja sen lähiympäristössä oli vielä selvästi kriittisten puutosrajojen yläpuolella, niin teollisuuslaitosten vaikutus ilmeni kuitenkin selvästi alentuneina

pitoisuuksina kuten Keski-Euroopassakin (Mies & Zöttl 1985, Zech ym. 1985, Zöttl & Hüttl 1985). Magnesiumtalouden hyvä tila sulattojen välittömässä läheisyydessä kasvavilla puilla selittynee kuitenkin osin neulasvuosikertojen lukumäärällä (Raitio 1987).

Rikki on kasveille välttämätön proteiinien ja entsyymien rakenneosa. Kohonneiden ilman rikkidioksidi- tai maaperän sulfaattipitoisuuksien seurauksena neulasten rikkipitoisuuden on havaittu nousevan (esim. Malcom & Garforth 1977, Evers 1986, Landolt ym. 1989, Manninen ym. 1991). Vaikka havupuut kykenevät säätelemään rikkiylimäärää erittämällä vetysulfidia (Hällgren ym. 1982), rikkiä voi akkumuloitua eritoten vanhoihin neulasiin. Tämä ilmeni erityisen selvästi sulattojen läheisyydessä sijaitsevilla koealoilla, missä pitoisuudet muutoinkin olivat normaalia korkeammat. Neulasten rikkipitoisuudet vaihtelevat normaalisti 600 - 900 ppm (Mankovska 1983, Huttunen ym. 1985). Sulattojen välittömässä läheisyydessä ilmenneet korkeat rikkipitoisuudet aiheutunevat osin myös hiukkaspäästöistä. Tähän viittaa rikkipitoisuuksien nopea lasku etäännyttäessä sulatoista itään. Rikkipitoisuudet käyttäytyivät kuten raskasmetallipitoisuudet, jotka ovat lähes yksistään peräisin hiukkaspäästöistä. Suomen rajan tuntumassa sijaitsevilla koealoilla neulasten rikkipitoisuudet olivat normaalilla tasolla. Tosin on muistettava, että näytteet on kerätty varhain syksyllä, jolloin pitoisuudet eivät vielä ole saavuttaneet maksimiaan (Molski ym. 1983, Huttunen ym. 1985).

Montsegorskissa ja sen lähiympäristössä todetut neulasten nikkeli- ja kuparipitoisuudet edustavat tyypillisiä nikkelikuparisulattojen ympäristöissä havaittuja kohonneita pitoisuuksia (Blauel & Hocking 1974, Hutchinson 1978, Heliövaara & Väisänen 1989). Kriittinen myrkyllisyysraja nikkelin osalta vaihtelee kasvilajista riippuen välillä 10 - 50 ppm ja kuparilla välillä 20 - 30 ppm (Marschner 1986). Kaukana teollisuusympäristöstä sijainneissa kuusikoissa neulasten nikkelipitoisuus vaihteli Saksassa välillä 1 - 3 ppm ja kuparipitoisuus välillä 2 - 4 ppm (Schultze ym. 1988). Männyn neulasten kuparipitoisuus Suomessa on yleensä ollut alle 5 ppm (Raitio suullinen tiedonanto). Useissa tutkimuksissa selvästi kohonneiden nikkeli- ja kuparipitoisuuksien on todettu ulottuvan noin 50 km:n etäisyydelle sulatoista (esim. Blauel & Hocking 1974).

Havupuut kärsivät sinkin puutoksesta, kun neulasten sinkkipitoisuus on alle 15 ppm (Stone 1968, Reigber & Braun 1985). Montsegorskin nikkelikuparisulattojen välittömässä läheisyydessä nuorimpien neulasten sinkkipitoisuudet lähentelivät edellä mainittua puutosrajaa. Alhaisia sinkkipitoisuuksia magnesiumin puutosten ohella on todettu esim. Keski-Euroopassa alueilla, missä esiintyy nk. "uudentyyppisiä" metsävaurioita (Rehfuess ym. 1983, Zöttl & Mies 1983, Zech ym. 1985, Hüttl 1986).

Neulasten mangaanipitoisuuden lasku ilman epäpuhtauksien vaikutuksesta on myös varsin yleistä (Hutchinson & Whitby 1974,

Kreuzer ym. 1983). Tämä ilmeni myös tässä tutkimuksessa, vaikkakin neulasten mangaanipitoisuudet olivat vielä kaukana kriittisestä puutosrajasta 20 ppm (Reigber & Braun 1985).

Montsegorskin alueen korkeat neulasten natriumpitoisuudet voivat johtua puolestaan osin meren vaikutuksesta (Rühling & Tyler 1973) sekä osin hiukkaspäästöistä.

Yhteenvetona voidaan todeta, että neulasista tehtyjen kemiallisten analyysitulosten valossa Montsegorskin teollisuuslaitosten vaikutukset ilmensivät tyypillistä nikkelikuparisulaton tapausta.

Kirjallisuus

Blauel, R. A. & Hocking, D. 1974. Air pollution and forest decline near a nickel smelter. Information Report NOR-X-115, Nothern Forest Research Centre, Canadian Forestry Service, Edmonton. 39 s.

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: 61-69.

- & Schöpfer, W. 1988. Ergebnisse der Belastungsinventur Baden-Württemberg 1983. Darstellung der Ernährungs- und Belastungsverhältnisse bei Fichte und Tanne. Dokumentationsband. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg. 44+188 s.

Freedman, B. & Hutchinson, T.C. 1980. Pollutant inputs from the atmosphere and accumulations in soils and vegetation near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario, Canada. Canadian Journal of Botany 58: 108-132.

Gebauer, G. & Schulze, E. D. 1988. Forest decline of spruce as a results of nutrient imbalance and nutrient stress. Aspects of Applied Biology 17: 123-130.

Glatzel, G., Kazda, M., Grill, D., Halbwachs, G. & Katzensteiner, K. 1987. Ernährungsströrungen bei Fichte als Komplexwirkung von Nadelschäden und erhöhter Stickstoffdeposition - ein Wirkungsmechanismus des Waldsterbens? Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 158: 91-97.

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

Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989. Quantitative variation in the elemental composition of Scots pine needles along a pollutant gradient. Tiivistelmä: Männynneulasten alkuainekoostumus Harjavallan teollisuusalueella. Silva Fennica 23(1). 11 s.

Huang, C. Y. L. & Schulte, E.E. 1985. Digestion of plant tissue for analysis by ICP emission spectroscopy. Communications in soil science and plant analysis. 16(9): 943-958.

Hutchinson, T. C. 1978. Interim report on nickel toxicity of Sudbury area soils. The International Nickel Company, Canada Ltd.

- & Whitby, L. M. 1974. Heavy-metal pollution in the Sudbury mining and smelting region of Canada. I. Soil and vegetation contamination by nickel, copper and other metals. Environmental Conservation. 1:123-132.

Huttunen, S. & Karhu, M. 1984. Rikkiyhdisteiden leviäminen Hämeen läänin metsissä. Ympäristöministeriö. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu A:10. 89 s.

- Laine, K. & Torvela, H. 1985. Seasonal sulphur contents of pine needles as indices of air pollution. Annales Botanici Fennici 22: 343-359.

Hällgren, J.E., Linder, S., Richter, A., Troeng, E. and Granat, L. 1982. Uptake of SO_2 in shoots of Scots pine: field measurements of net flux of sulphur in relation to stomatal conductance. Plant Cell and Environment 5: 75-83.

Hüttl, R.F. 1986. "Neuartige" Waldschäden und Nährelementversorgung von Fichtenbestäden (Picea abies Karst.) in Südwestdeutschland. Freiburger Bodenkundliche Abhandlungen, Heft 16. 195 s.

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

Kreutzer, K., Knorr, A., Brosinger, F. & Kretzschmar, P. 1983. Scots pine - dying within the neighbourhood of an industrial area. Julkaisussa: Ulrich, B. & Pankrath, J. (toim.) Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. D. Reidel Publishing Company. Dordrecht, Holland. s. 343-357.

Landolt, W., Guecheva, M. and Bucher, J.B. 1989. The spatial distribution of different elements in and on the foliage of Norway spruce growing in Switzerland. Environmental Pollution 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.

Mankovska, B. 1983. The natural sulphur content in the leaves of forest trees. Biologia (Bratislava) 38: 51-57.

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

Marschner, H. 1986. Mineral nutrition in higher plants. Academic Press. London. 674 s.

Mies, E. & Zöttl, H. W. 1985. Zeitliche Änderung der Chlorophyll- und Elementgehalte in den Nadeln eines gelb-chlorotischen Fichtenbestandes. Forstwissenschaftliches Centralblatt 104. 8 s.

Molski, B., Bytnerowicz, A. & Dmuchowski, W. 1983. Mapping air pollution of forests and agricultural areas in Poland by sulphur accumulation in pine needles. Aquilo/ed. Socies amicorum naturae Ouluensis. Ser. Botanica 19: 326-331.

Morrison, I.K. 1974. Mineral nutrition of conifers with special reference to nutrient status interpretation: a review of literature. Canadian Forestry Service Publication No. 1343. 74 s.

Nuorteva, H. 1990. Sairaan metsän ravinneanalyysi. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 127-130.

Raitio, H. 1987. Neulasvuosikertojen merkitys neulasanalyysin tulkinnassa. Abstract: The significance of the number of needle year classes in interptering needle analysis results. Silva Fennica 21(1):11-16.

– H., Tikkanen, E. & Nöjd, P. 1990. Mäntyjen ravinnetalous Sallan puustovaurioalueella. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 23-31.

Rehfuess, K.E., Bosch, C. & Pfannkuch, E. 1983. Nutrient imbalancies in coniferous stands in southern Germany. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 116: 122-130.

Reigber, E. & Braun, G. 1985. Forstliche Bioindikatoruntersuchungen in Bayern - Methodik und erste Ergebnisse 1981/82. Forstliche Forschungsberichte Mü nchen Nr. 68. 179 s.

Rühling, Å. & Tyler, G. 1973. Heavy metal deposition in Skandinavia. Water, Air and Soil Pollution 2: 445-455.

Schulze, E.-D., Lange, O.L. & Oren, R. (toim.) 1989. Forest Decline and air pollution. Ecological Studies 77. 475 s.

Schultze, R., Lamersdorf, N., Heinrichs, H., Mayer, R. und Ulrich, B. 1988. Raten der Deposition, der Vorratsänderungen und des Austrages einiger Spurenstoffe in Waldökosystemen. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme/Waldsterben, Reihe B, Bd. 7. 129 s.

Stone, E. L. 1968. Microelement nutrition of forest trees; A review. Julkaisussa: Forest Fertilization: Theory and Practice. Papers presented at the Symposium on Forest Fertilization, April 1967 at Gainesville, Florida. Tennessee Valley Authority, National Fertilizer Development Center, Muscle Shoals, AL, U.S.A. s. 163-172.

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

Zech, W., Suttner, Th. & Popp, E. 1985. Elemental analyses and physiological responses of forest trees in SO_2-polluted areas of NE-Bavaria. Water, Air, and Soil Pollution 25: 175-183.

Zöttl, H.W. & Mies, E. 1983. Die Fichtenerkrankung in Hochlagen des Südschwarzwaldes. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 154: 110-114.

– & Hüttl, R.F. 1985. Schadsymptome und Ernährungszustand von Fichtenbeständen im sü dwestdeutschen Alpenvorland. Allgemeine Forstliche Zeitschrift 40: 197-199.

– & Hüttl, R.F. 1986. Nutrient supply and forest decline in southwest Germany. Water, Air and Soil Pollution 31: 449-462.

Ilman epäpuhtauksien vaikutus männyn (*Pinus sylvestris* L.) neulasten pakkaskestävyyden vuodenaikaiseen vaihteluun Lapissa ja Kuolassa

Marja-Liisa Sutinen
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: The effect of air pollution on the seasonal changes of the frost hardiness in the needles of *Pinus sylvestris* L.

Air pollutants have been shown to decrease the freezing stress resistance of forest trees, and freezing injuries have been suggested to play an important role in forest decline. In this study the effect of emission from the nickel smelters in the Kola Peninsula on pine trees was studied. The basic assumption was that air pollutants damage the plasma membrane, which can be seen as enhanced electrolyte leakage and decreased freezing stress resistance (FSR). The seasonal changes in electrolyte leakage and FSR of one-year old needles from *Pinus sylvestris* L. were determined. The FSR was estimated by electrolyte leakage method and visual scoring at 13 sites in Finnish Lapland and at 6 sites in the vicinity of Monchegorsk, the Kola Peninsula. There were no systematic differences in electrolyte leakage or FSR of pine needles between the sample plots in Finnish Lapland. In the Kola Peninsula, however, the electrolyte leakage was consistently higher and the FSR lower in the sample plots located 10 and 36 km southwest from Monchegorsk compared to the other sample plots (from 48 to 110 km). The differences were most significant in early June, when FSR was -2 °C and -16 °C in the sample plots next to Monchegorsk. At the same time the FSR in other sample plots varied between -31 °C and -39 °C. These results suggest that air pollutants from the nickel smelter have predisposed the pine trees to freezing injuries and this can be one reason to the forest decline in the vicinity of Monchegorsk.

Johdanto

Syitä Keski-Euroopan ja Pohjois-Amerikan metsävaurioihin on selitetty ns. monistressihypoteesilla. On esitetty, että typen ja rikin yhdisteet, otsoni ja mahdollisesti ilmaston muutokset ovat muuttaneet puiden fysiologiaa siinä määrin, että puut ovat altistuneet sienitaudeille ja pakkas- ja kuivuusvaurioille (Huttunen 1984, Johnson 1987). Esimerkiksi

Appalakkien vuoristometsien vaurio-oireissa on voitu havaita samankaltaisuutta pakkasvaurioiden kanssa (Friedland ym. 1984, Evans 1986). Pakkasvaurioiden tiedetään olevan merkittävä tekijä myös Euroopan metsävaurioissa (Wentzel 1956, Havas 1971, Prinz ym. 1982, Huttunen 1984, Rehfuess 1987).

Metsäpuiden taimilla tehdyt kokeet osoittavat, että rikkidioksidi (*Picea abies*, Keller 1981), otsoni (*Picea abies* (L.) Karst., Brown ym. 1987, *Picea sitchensis* (Bong.) Carr., Lucas ym. 1988, *Picea rubens* Sarg., Fincher ym. 1989, *Abies alba* Mill., Larsen ym. 1990) ja hapan sade (*Picea rubens*, Fowler ym. 1989, *Picea abies* ja *Pinus sylvestris* L. hienorakenteessa, Huttunen ym. 1990) joko hidastavat puiden talveentumista tai alentavat maksimaalista pakkaskestävyyttä. Otsonin on oletettu altistavan puut myös pakkaskuivumiselle ja alentavan kuivuuden sietokykyä (Barnes & Davidson 1988). Senser'n (1990) tutkimukset otsonin vaikutuksesta kuusen taimien pakkaskestävyyteen eivät kuitenkaan tue edellä olevia havaintoja. Otsonin ja happaman sateen ei todettu vaikuttavan kuusen taimien pakkaskestävyyteen talveentumisen eikä kevääntymisen aikana. Sen sijaan pakkaskestävyyteen vaikutti merkittävästi maan ravinnepitoisuus.

Pakkasvaurion ja ilman epäpuhtauksien välinen yhteys metsävaurioissa ei ole kiistaton. Eräiden tutkimusten mukaan Appalakkien vuoristoalueen metsävaurioiden yhtenä tekijänä pidetään pakkasvaurioita (Friedland ym. 1984, Evans 1986, De Hayes ym. 1990). Kuitenkin Sheppard ym. (1989) ovat osoittaneet, että pakkasvaurion todennäköisyys on hyvin pieni eikä näin yksin riitä selittämään punakuusten vaurioitumista ja alueen metsäkuolemaa.

Lapin ankarat ilmasto-olosuhteet asettavat erityiset vaatimukset puiden talvenkestävyydelle, jonka toisaalta tiedetään olevan ratkaiseva tekijä puiden kasvun ja kehityksen kannalta. Talvenkestävyydessä on monta osatekijää, joista yksi tärkeimpiä on pakkaskestävyys. Koska edellä kuvatuissa kokeellisissa tutkimuksissa ilman epäpuhtauksien on pääsääntöisesti todettu alentavan metsäpuiden pakkaskestävyyttä, katsottiin Kuolan päästöjen mahdollinen vaikutus puiden pakkaskestävyyteen tarpeelliseksi tutkia tässä työssä. Perusoletus työssä on, että ilman epäpuhtaudet muuttavat joko ensisijaisesti tai välillisesti plasmamembraanin toimintaa ja se näkyy elektrolyyttien ulosvirtauksena. Toinen perusoletus on, että ilman epäpuhtaudet alentavat stressinsietokykyä ja tällöin vaurioituminen kokeellisissa pakkaskäsittelyissä on runsaampaa puissa, jotka on altistettu korkeammille ilman epäpuhtauspitoisuuksille.

Materiaali ja menetelmät

Pakkaskestävyys määritettiin männyn (*Pinus sylvestris* L.) ensimmäisen vuosikerran neulasista. Koepuiksi valittiin 20 puuta vesikoealojen

lähellä olevilta ns. kasvukoealoilta (Mikkola & Nöjd 1992). Lapissa koealojen sijaintipaikat ovat: Kemi, Tennilä, Kemijärvi, Sätsi (linja 1), Särkiselkä, Rajala, Lokka, Ainijärvi (linja 2), Angeli ja Rajajooseppi (linja 3), Kevo, Sevettijärvi (linja 6). Lisäksi näytteet kerättiin Kessin koealalta. Kuolan alueen koealat ovat: Montsegorsk, Imandra, Pirenga, Upoloksha, Jena ja Kovdor. Näytteenottoajankohdat linjoittain olivat seuraavat: 1. talvinäytteet: 29.1.-8.2. kaikki Suomen koealat; 2. kevätnäytteet: linjat 3-6 ja Kessi 23.-24.4., linjat 1 ja 2 6.-8.5.; 3. syysnäytteet: linja 1 2.-4.10., linjat 2, 3, 6 ja Kessi 4.-7.11.. Kuolan alueella näytteet on otettu seuraavina ajankohtina: 1. talvinäytteet 5.-8.4.; 2. kevätnäytteet 5.-8.6.; 3. syysnäytteet 24.-26.9. Kullakin näytteenottokerralla puista otettiin neljän pääoksan (jokaisesta pääilmansuunnasta) yksi sivuverso latvuston leveimmältä kohdalta.

Näyteversot kuljetettiin kuivuudelta ja lämpötilavaihteluilta suojaten laboratorioon, jossa näytteet lajiteltiin ja esikäsiteltiin kokeellista pakkaskäsittelyä varten. Lajittelu tehtiin +4 °C:ssa. Kunkin puun jokaisesta sivuversosta nypittiin ensimmäisen vuosikerran neulaset ja sekoitettiin huolellisesti. Siten yhden puun neulaset muodostivat yhden näytteen ja tällöin koealakohtainen näytteiden määrä oli 20.

Neulaset huuhdeltiin tislatulla vedellä ja käärittiin muovilla päällystettyyn paperiin (Schleicher & Schuell, polytrap 295 PE). Neulasten joukkoon lisättiin jäärouhetta alijäähtymisen estämiseksi ja jääkiteiden muodostumisen helpottamiseksi. Neulasia paketoitiin kaksi noin 1 g:n erää. Toisesta erästä pakkasvauriot mitattiin ns. elektrolyyttien vuototestillä ja toinen neulaserä käytettiin pakkasvaurioiden silmämääräiseen arvioimiseen.

Neulaset jäädytettiin uretaanilevystä tehdyissä laatikoissa haluttuun lämpötilaan -80 °C:ssa pakastusarkussa. Jokainen pakkaskäsittely sisälsi viisi pakastuslämpötilaa kontrollin lisäksi. Kontrollinäytteet pidettiin +4 °C:ssa koko pakkaskäsittelyn ajan. Lämpötilan muutosta seurattiin laatikoihin sijoitetun kupari-konstantan anturin ja squirrell dataloggerin (Grant Instruments, Cambridge) avulla. Lämpötilan laskunopeus oli korkeintaan 3,6 °C h^{-1}. Kun haluttu lämpötila oli saavutettu, laatikot siirrettiin sulamaan yön yli -80 °C:sta +4 °C:een. Sulamisnopeus oli korkeimmillaan 2,8 °C h^{-1}.

Sulattamisen jälkeen neulaset leikattiin 0,8 cm:n palasiksi, siirrettiin koeputkiin ja putkiin lisättiin 5 ml tislattua vettä. Pakkasvaurion seurauksena soluvälitilaan virranneet ionit uutettiin tislattuun veteen imemällä ilma pois soluvälitilasta vakuumin (Pfeiffer Balzers, DUO 004B, 76 mmHg) avulla. Tällöin neulasen palaset olivat upotettuina verkon painamana tislatussa vedessä. Verkko poistettiin ja neulasia ravisteltiin 20 h, 200 rpm (Infors AG CH-4103, Bottmingen).

Ravistelun jälkeen mitattiin veden sähkönjohtokyky (C_1) johtokykymittarilla (CDH 83, CDC 344 probi, Radiometer, Copenhagen). Tämän jälkeen neulaset autoklavoitiin (30 min, 120 °C, 1,2 atm), jäähdytettiin +20 °C:een ja mitattiin toinen sähkönjohtokyky (C_2). Jokaiselle näyt-

teelle määriteltiin suhteellinen johtokyky (R, %) = $100*C_1/C_2$ kussakin pakastuslämpötilassa. Koealakohtaisen pakkaskestävyyden arvioimiseksi suhteellisen johtokyvyn havaintopisteisiin sovitettiin ei-lineaarinen, logistinen Sigmoid-malli (Gauss-Newton algoritmi) (Repo & Lappi 1989). Parametrien estimointi suoritettiin BMDP 3R-ohjelmalla. Pakkaskestävyys arvioitiin pakastuslämpötilan ja suhteellisen johtokyvyn estimoidulta vastekäyrältä seuraavasti: pakkaskestävyys (-°C) = $(R_1 + R_2)/2+R_1$ jossa R_1 on vaurioitumattoman näytteen (=kontrolli) suhteellinen johtokyky ja R_2 on täysin vaurioituneen näytteen johtokyky (vrt. Sutinen ym. 1992). Pakkaskestävyysarvon keskivirhe määritettiin Revon & Lapin (1989) mukaan.

Neulasten vaurioituminen kokeellisen pakkaskäsittelyn jälkeen arvioitiin myös silmämääräisesti. Tällöin neulasia (noin 1 g/näyte) pidettiin kasvatuskaapissa (lämpötila +20 °C, kosteus 80 - 90 %, valaistus 25 uE m^{-2} s^{-1}), kunnes vaurioituneet alueet muuttuivat ruskeiksi. Neulaset luokiteltiin kuuteen luokkaan neulasen vaurioituneen pinta-alaosuuden perusteella seuraavasti:

Luokka *Class*	Vaurioitunut neulaspinta-ala, % *Damaged needle area, %*
1	0
2	<25
3	25 - 50
4	50 - 70
5	>75
6	100

Tulokset

Kontrollineulasten (= näytteet, joita ei pakkaskäsitelty) suhteellinen johtokyky Suomen puolelta otetuissa näytteissä on esitetty taulukossa 1. Lukemissa on havaittavissa vuodenaikaista vaihtelua siten, että alhaisimmat arvot on saatu talvinäytteistä. Niissä alhaisimman ja korkeimman mitatun arvon ero oli noin 3,6 prosenttiyksikköä. Alhaisin arvo saatiin Kemin koealalta otetuissa näytteissä ja vastaavasti korkein suhteellinen johtokyky oli Rajajoosepissa. Kevätnäytteet otettiin kahdessa erässä, joista linjoilta 1 ja 2 otettujen näytteiden suurin ero suhteellisessa johtokyvyssä oli 4 prosenttiyksikköä. Korkein arvo mitattiin Kemin koealalta. Linjoilta 3 ja 6 otettujen neulasten suhteellinen johtokyky oli hieman korkeampi kuin linjoilla 1 ja 2, mutta koealojen välinen ero oli suurimmillaan vain 2,8 prosenttiyksikköä. Kesänäytteitä ei pakkaskäsittelylaitteisiin tulleen vian vuoksi ollut käytettävissä kuin linjalta 2. Tällöin suhteellinen johtokyky oli korkein Rajalasta kerätyissä neulasissa. Syksyllä suhteellinen johtokyky oli korkein Lokasta otetuissa neulasissa ja alhaisin Kessissä. Korkeimman ja pienimmän arvon ero

oli 4,4 prosenttiyksikköä. Kaikki näytteenottoajankohdat ja koealat huomioiden kontrollineulasten suhteellisessa johtokyvyssä ei Suomen puoleisilla linjoilla ole havaittavissa johdonmukaista gradienttia idästä länteen.

Kuolan näytteissä (taulukko 2), huomioiden eri vuodenaikoina otetut näytteet, alhaisimman ja korkeimman suhteellisen johtokyvyn ero kontrollineulasissa oli noin 3 prosenttiyksikköä. Toistuvasti korkeimmat arvot oli mitattavissa Montsegorskin ja Imandran koealoilla.

Pakkaskestävyys Suomen koealoilta talvella (29.1.-6.2.1991) otetuissa näytteissä oli elektrolyyttien vuototestillä mitattuna korkeampi kuin -75 °C. Silmämääräinen arviointi kuitenkin osoitti, että elektrolyyttien vuototesti yliarvioi talviaikaisten neulasten pakkaskestävyyden. Koska silmämääräinen arviointi suoritettiin kuitenkin vain kolmesta pakkaskäsittelylämpötilasta, niiden perusteella ei voitu tarkkaa pakkaskestävyyttä -°C:na ilmoittaa. Sen sijaan talvineulasten pakkaskestävyyden kuvaamiseksi on laskettu -75 °C:ssa olleiden neulasnäytteiden perusteella koealoittain puiden suhteellinen osuus kussakin elävyysluokassa (taulukko 3). Puiden suhteellinen osuus elävyysluokissa 1, 2 tai 3 (ts. neulasista vaurioitunut korkeintaan 50 %) oli alhainen (alle 20 %) erityisesti Sätsin, Rajajoosepin, Särkiselän ja Rajalan koealoilla.

Taulukko 1. Kontrollineulasten suhteellinen johtokyky Suomen koealoilla. Lukemat ovat 20 puun keskiarvo ± SE.

Table 1. The relative conductivity of control needles from the sample plots in Finnish Lapland . Values are the mean ± SE.

Linja *Line*	Koeala *Sample plot*	Suhteellinen johtokyky, % *Relative conductivity, %* Talvi *Winter*	Kevät *Spring*	Kesä *Summer*	Syksy *Fall*
1	Sätsi	8,3±1,0	13,0±2,8		9,4±2,4
	Kulveikonvaara	8,1±3,3	10,9±2,2		10,6±3,1
	Tennilä	9,1±2,1	13,4±2,1		9,6±1,4
	Kemi	7,5±1,3	14,9±2,7		10,6±1,8
2	Ainijärvi	8,5±1,5	12,2±2,8	10,2±1,4	12,6±1,9
	Lokka	8,7±1,9	13,7±2,7	11,3±1,5	13,6±1,9
	Rajala	10,4±1,6	13,1±2,7	12,2±2,6	10,3±1,6
	Kolari	9,5±1,4	13,6±1,9	11,8±2,2	12,1±1,8
3	Rajajooseppi	11,1±1,5	16,5±3,4		12,9±2,6
	Angeli	10,3±1,1	17,1±2,8		10,6±1,2
6	Kirakkajärvi	8,7±2,1	14,3±2,0		12,1±1,7
	Kevo	9,3±1,0	15,7±3,5		9,5±1,3
	Kessi	10,2±3,6	14,1±2,3		9,2±1,4

Taulukko 2. Kontrollineulasten suhteellinen johtokyky Kuolan koealoilla. Lukemat ovat 20 puun keskiarvo ± SE.

Table 2. The relative conductivity of control needles from the sample plots in the Kola peninsula. Values are the mean ± SE.

Koeala *Sample plot*	Suhteellinen johtokyky, % *Relative conductivity, %* Talvi *Winter*	Kevät *Spring*	Syksy *Fall*
Montsegorsk	13,9±2,4	11,9±1,9	10,7±2,2
Imandra	11,9±2,7	12,3±2,4	12,4±6,6
Pirenga	11,8±2,2	10,6±1,8	9,0±1,6
Upoloksha	11,2±1,7	8,8±1,3	9,7±3,3
Jena	11,3±2,4	9,8±1,2	9,7±1,1
Kovdor	11,0±1,8	10,5±1,4	8,9±1,6

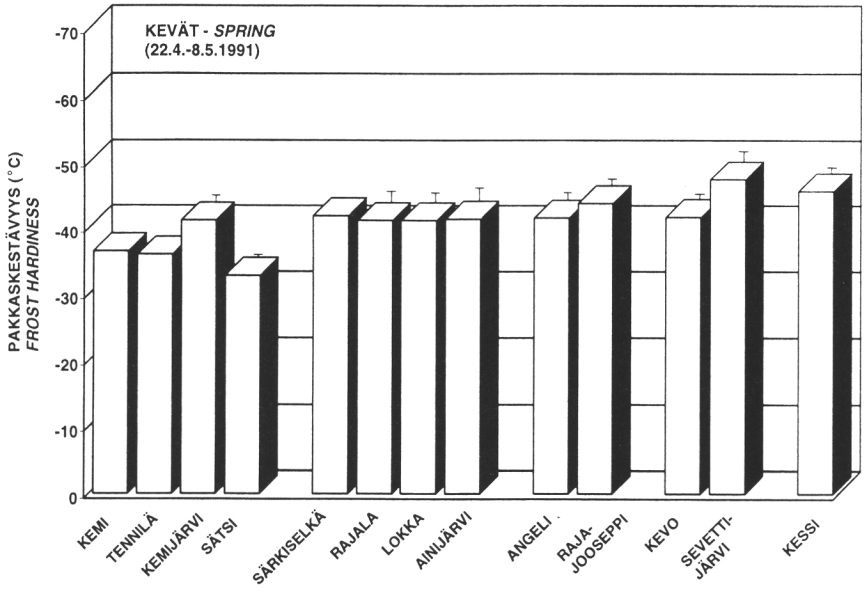
Taulukko 3. Talvineulasten elävyys kokeellisen pakkaskäsittelyn (-75 °C) jälkeen. Näytteet otettu Suomen koealoilta 29.1.-6.2. 1991. Elävyysluokitus neulasten vaurioituneen pinta-alaosuuden perusteella (kts. "materiaali ja menetelmät") seuraavasti: luokka 1 = 0 %, luokka 2 < 25 %, luokka 3 = 25-50 %, luokka 4 = 50-75 %, luokka 5 > 75 % ja luokka 6 = 100 %. Lukemat ilmoittavat 20 puun suhteellisen jakautumisen eri elävyysluokkiin.

Table 3. Vitality of winter needles after freezing treatment down to -75 °C. The samples were taken between January 29 and February 6 1991 from sample plots in Lapland. The frequency of 20 trees in different vitality classes estimated according to the proportion of damage area from the whole needle area. The classes are: class 1 = 0 %, class 2 ≤ 25 %, class 3 = 25-50 %, class 4 = 50-75 %, class 5>75 % and class 6 = 100 %.

Linja *Line*	Koeala *Sample plot*	Elävyysluokka *Vitality class* 1	2	3	4	5	6	1-3
1	Kemi	0	10	10	20	50	10	20
	Tennilä	0	0	40	40	0	20	40
	Kulveikonvaara	-	-	-	-	-	-	-
	Sätsi	0	0	0	0	20	80	0
2	Särkiselkä	0	0	5	10	50	35	5
	Rajala	5	5	5	35	50	0	15
	Lokka	20	40	40	0	0	0	100
	Ainijärvi	0	20	20	0	20	40	40
3	Angeli	0	5	15	40	20	20	20
	Rajajooseppi	0	5	5	25	30	35	10
6	Kevo	0	15	20	30	30	5	35
	Sevettijärvi	5	0	10	40	35	10	15
	Kessi	0	15	15	10	40	20	30

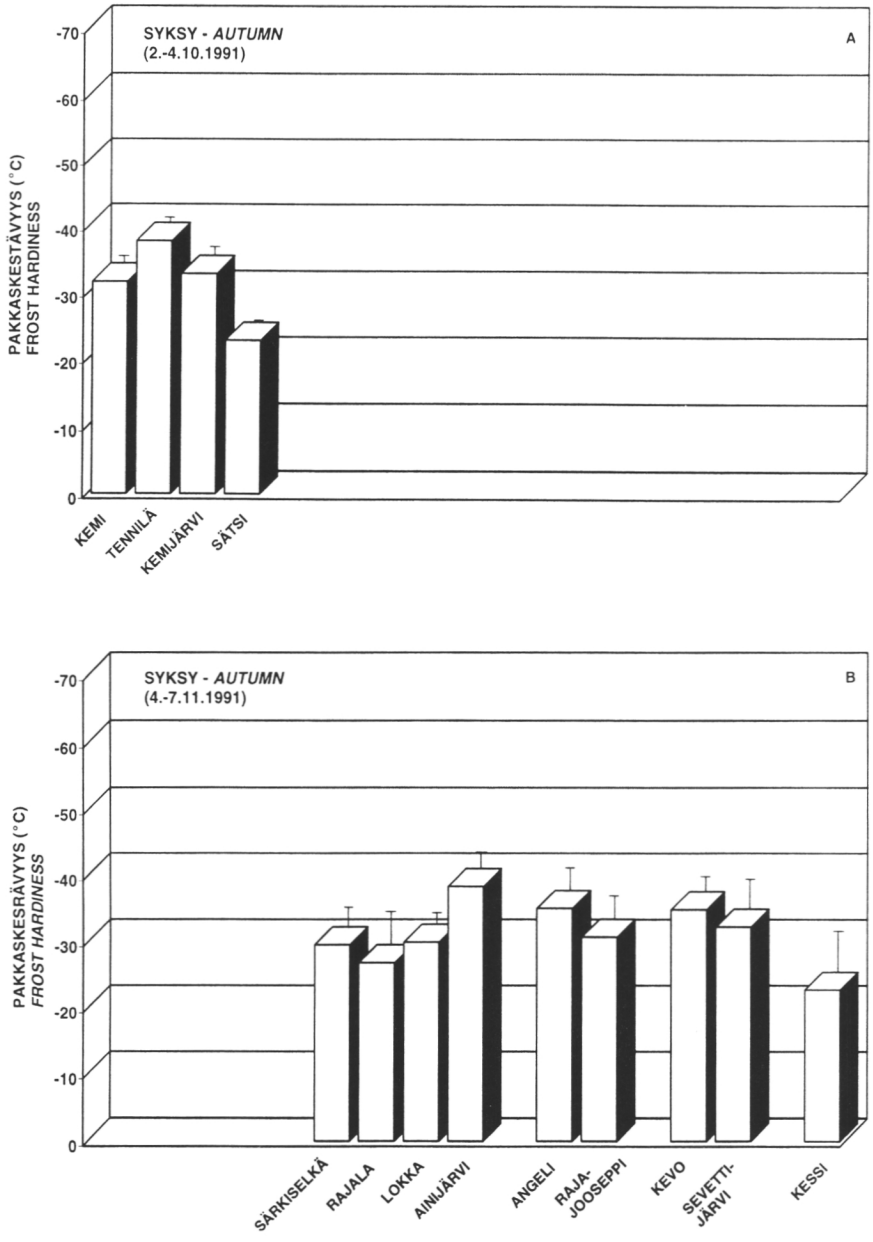
Kevätneulasissa pakkaskestävyys oli elektrolyyttivuototestillä mitattuna alhaisin Sätsin koealalla (-33 °C) ja korkein Sevettijärvellä (-48 °C) (kuva 1). Myös silmämääräisten havaintojen perusteella pakkaskestävyys oli alhaisin Sätsissä. Itä-länsi-suuntaista vaihtelua ei neulasten pakkaskestävyydessä ollut havaittavissa (vrt. esimerkiksi linja 2: Särkiselkä-Ainijärvi). Syksyllä linjan 1 (Kemi-Sätsi) näytteet otettiin samanaikaisesti kuin Kuolan koealoilta, minkä vuoksi tulokset on esitetty erillään muista Suomen koealoista (kuva 2a ja 2b). Linjalla 1 syysneulasten pakkaskestävyys elektrolyyttivuototestin mukaan oli alhaisin Sätsissä (-23 °C, kuva 2a). Kuitenkin kokeellisen pakkaskäsittelyn jälkeen elävyys silmämääräisesti arvioiden oli korkein Sätsin neulasissa. Suhteellisen johtokyvyn ja pakkaskäsittelylämpötilan välinen vastekäyrä osoitti, että suhteellinen johtokyky alhaisimmassa lämpötilassa (-75 °C) oli ainoastaan 30 %, vaikka näkyvien vaurioiden perusteella neulaset olivat kuolleita ko. lämpötilassa.

Linjoilla 2-6 syysneulasten pakkaskestävyys oli alhaisin (-23 °C) Kessin koealalla (kuva 2b). Vaurioiden arviointi silmämääräisesti tukee em. tulosta. Vastaavasti pakkaskestävyyden korkein arvo (-38 °C) saatiin Ainijärven näytteillä, jolloin itä-länsisuunnassa arvioiden korkein pakkaskestävyysarvo oli linjan 2 itäisimmällä koealalla (kuva 2b).



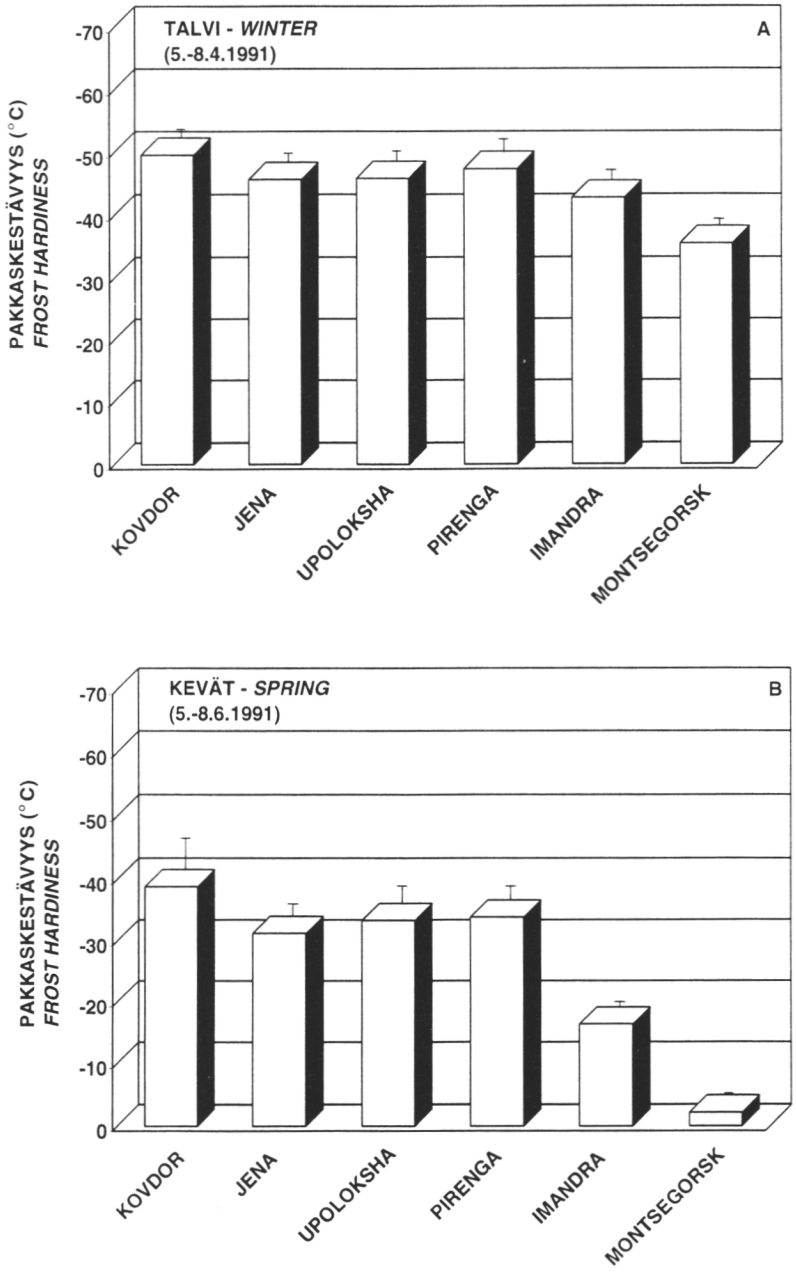
Kuva 1. Männyn (*Pinus sylvestris* L.) uusimpien neulasten pakkaskestävyys keväällä Lapin koealoilla. Näytteet otettu 22.4.-8.5. 1991. Pakkaskestävyys arvioitu elektrolyyttivuototestin avulla. Pylväs kuvaa 20 puun keskiarvoa ± SE.

Figure 1. The freezing stress resistance in current year needles of Pinus sylvestris L. in spring in Lapland. Samples were taken between April 4 and May 8 1991. Values are the mean of 20 trees ± SE.

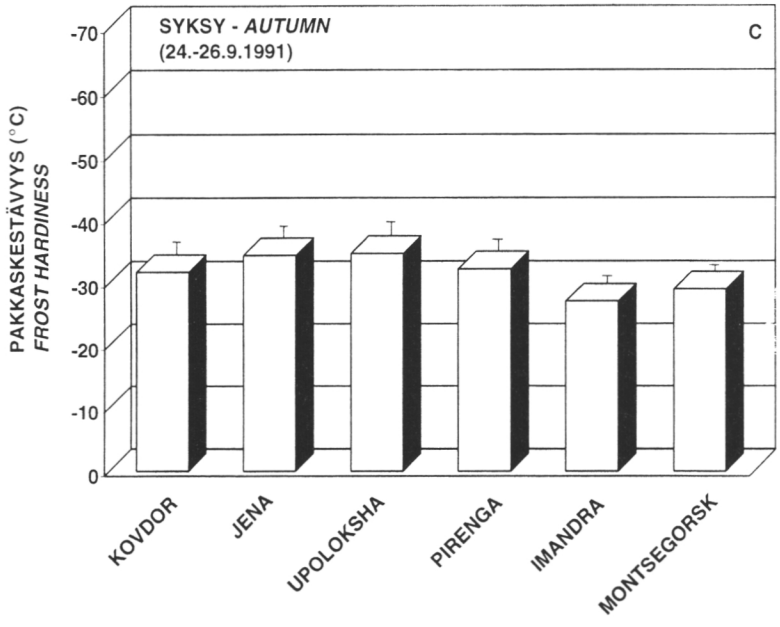


Kuva 2. Männyn (*Pinus sylvestris* L.) uusimpien neulasten pakkaskestävyys syksyllä Lapin koealoilla. A. Näytteet otettu linjan 1 koealoilta 2.-4.10.1991, B. linjojen 2-6 koealoilta 4.-7.11.1991. Pakkaskestävyys arvioitu elektrolyyttivuototestin avulla. Pylväs kuvaa 20 puun keskiarvoa ± SE.

Figure 2. The freezing stress resistance in current year needles of Pinus sylvestris L. in fall in Lapland. A.Samples were taken from the gradient line 1 between October 2 and 10 1991, B. from the gradient lines 2-6 between November 4 and 7 1991. Values are the mean of 20 trees ± SE.



Kuva 3 jatkuu.
Figure 3 continues.



Kuva 3. Männyn (*Pinus silvestris* L.) uusimpien neulasten pakkaskestävyys eri vuodenaikoina Montsegorskin lähialueella. A. talvella, näytteet otettu 5.-8.4.1991, B. keväällä, näytteet otettu 5.-8.6.1991, C. syksyllä, näytteet otettu 22.-24.9.1991. Pylväät kuvaavat 20 puun keskiarvon ± SE.

Figure 3. The freezing stress resistance in current year needles of Pinus sylvestris L. during different times of the year 1991 in the vicinity of Monchegorsk. A. in winter, samples were taken between April 5 and 8 , B. in spring, between June 5 and 8 , C. in fall, between September 22 and 24. Values are the mean of 20 trees ± SE.

Neulasten pakkaskestävyys Kuolan koealoilla oli jokaisena ajankohtana alhaisin Montsegorskin ja Imandran koealoilla (kuva 3). Tämä on havaittavissa erityisesti myöhäiskevään näytteissä. Tällöin pakkaskestävyys Montsegorskissa oli -2 °C, Imandrassa -16 °C ja muilla koealoilla -33-39 °C (kuva 3b). Talvi- ja syysneulasissa tulokset olivat samansuuntaiset, mutta erot eivät olleet yhtä suuret kuin kevätneulasissa.

Tulosten tarkastelu

Tämän työn tulokset osoittavat, että ilman epäpuhtaudet, joko suoraan tai välillisesti alentavat puiden pakkaskestävyyttä. Perusteluna voidaan huomioida seuraavat tekijät. Montsegorskin koeala sijaitsee Kryuskovin (1991) tutkimusten mukaan vyöhykkeellä I, jossa ilman rikkidioksidipitoisuus ja raskasmetallilaskeumat ovat korkeampia kuin Imandran

koealalla ja huomattavasti korkeampia kuin Pirengan alueella. Imandran koealue sijaitsee vyöhykkeellä III, jossa ilman rikkidioksidipitoisuus on hieman korkeampi kuin vyöhykkeellä V sijaitsevalla Pirengan koealalla. Raskasmetallilaskeumat Imandran koealalla ovat huomattavasti Pirengaa korkeampia. Pakkaskestävyys oli jokaisena ajankohtana Montsegorskin ja Imandran koealoilla muita koealueita alhaisempi (kuva 3). Pakkaskestävyyden säätymistä ohjaavat ulkoiset tekijät eivät Montsegorskin ja Imandran alueella merkittävästi poikkea esimerkiksi Pirengan alueesta. Kuitenkin pakkaskestävyys Pirengan alueella oli jokaisella mittauskerralla selvästi Montsegorskia ja Imandraa korkeampi ja samalla tasolla kuin sen länsipuolella olevilla koealoilla.

Edellä olevien tulosten perusteella voidaan olettaa, että pakkasvaurioilla on oma osuutensa puiden heikkoon kuntoon (vrt. Salemaa ym. 1992) ja kuolemaan Montsegorskin alueella. Tähänastiset arviot pakkasvaurioiden osuudesta metsäkuolemiin perustuvat kokeellisesti aiheutettujen pakkasvaurioiden ja metsäkuolema-alueiden puissa havaittujen oireiden samankaltaisuuteen (Friedland ym. 1984, Evans 1986). Lisäksi pakkasvaurioiden todennäköisyyttä on arvioitu kokeellisiin pakkaskestävyysmittauksiin perustuen. Pakkasvaurioita pidetään syynä esimerkiksi punakuusimetsien vaurioitumiseen Pohjois-Amerikassa alueella, jossa havupuista vain punakuusissa vaurioita esiintyy säännölliseti. Punakuusen pakkaskestävyyden on todettu olevan muita lajeja alhaisempi. Lisäperusteena on käytetty suuria pakkaskestävyyseroja alueella kasvavien punakuusen alkuperien välillä (De Hayes ym. 1990). Mahdollista ilman epäpuhtauksien pakkaskestävyyttä alentavaa vaikutusta ei mainitussa tutkimuksessa ole arvioitu. Sheppard ym. (1989) pitävät pakkasvaurioiden osuutta Appalakkien punakuusimetsien vaurioiden aiheuttajana hyvin epätodennäköisenä. Kokeellisissa pakkaskestävyysmittauksissa saadut arvot eivät nimittäin missään vaiheessa olleet 20 vuoden jaksolta kerättyjä minimilämpötiloja alhaisempia.

Viitaten Kryuskovin (1991) mittaustuloksiin pakkaskestävyyden kannalta raja-arvoksi Montsegorskin alueen arktisessa ympäristössä esimerkiksi ilman rikkidioksidin pitoisuuden osalta saadaan 0,08 mg/m^3 keskimäärin vuodessa. Raskasmetallilaskeumapitoisuuden (Ni, Cu, Mn, Zn) raja-arvo on 500-2000 kg/km^2/vuosi. Tässä yhteydessä on syytä painottaa, että pakkaskestävyys ja elektrolyyttien vuoto mitattiin ainoastaan ensimmäisen vuosikerran neulasista. Tällöin suoraan ilmasta tulevien ilman epäpuhtauksien vaikutus tulee tarkasteltua vain lyhyellä aikavälillä. Vaikutus saattaisi olla maantieteellisesti laaja-alaisempi ja raja-arvot alhaisemmat, jos vaurioitumista seurattaisiin myös vanhemmista neulasista. Lisäksi Montsegorskin lähialueen ilman laatua kuvaavia tietoja vuodelta 1991 ei tulosten tarkasteluhetkellä ollut saatavilla. Tällöin vaikutusalueen rajaaminen ja raja-arvojen antaminen pelkästään vuoden 1991 aikana kerätyn aineiston perusteella ei ole perusteltua. Jos päästöt vuonna 1991 ovat olleet alhaisempia aikaisem-

piin vuosiin verrattuna, tulee ilmasta suoraan vaikuttavien ilman epäpuhtauksien osuus metsien vaurioitumisessa Montsegorskin alueella aliarvioitua.

Neulasista mitatut rikki- ja raskasmetallipitoisuudet (Raitio 1992) viittaavat ilman epäpuhtausgradientin jatkuvan hieman pitemmälle länteen, kuin mitä pakkaskestävyyden alentuneista arvoista vuodelta 1991 voisi päätellä. Kasvutietojen perusteella alue, jossa päästöjen vaikutus näkyy selvästi alentuneena kasvuna, ulottuu noin 50 km:n (Pirengan tienoilla) päähän Montsegorskista ja sijoittuu Kryuskovin luokittelussa vyöhykkeelle V (Nöjd 1992). Myös puiden elinvoimaisuustunnusten perusteella Pirenga kuuluu alueeseen, jossa ilman epäpuhtauksien vaikutus on nähtävissä (Salemaa ym. 1992).

Ilman epäpuhtauksien pakkaskestävyyttä alentava vaikutus perustuu plasmamebraanin toiminnan häiriintymiseen. Pakkasvaurion primaarialueena pidetään plasmamembraania (Levitt 1980). Vaurion alkuvaihetta luonnehtii K^+-ionien lisääntynyt ulosvirtaustaus soluvälitilaan, mikä havaitaan suhteellisen johtokyvyn kohoamisena. Seurauksena on solun elektrokemiallisen gradientin häiriintyminen, mikä johtaa ns. sekundääristen vaurioiden syntymiseen. Plasmamembraanin on todettu olevan myös ilman epäpuhtauksien aikaan saaman vaurion primaarialue (Tingey ym. 1978, Dominy & Heath 1985). Elektrolyyttien ulosvirtauksen lisääntyminen ilman epäpuhtauksien vaikutuksesta on todettu kuusen ja männyn neulasilla (Keller 1986, Wulff ym. 1990). Myös Montsegorskin ja Imandran koealueiden kontrollineulasissa todettiin kohonnut elektrolyyttien vuoto (taulukko 2). Edellä mainitun tuloksen perusteella Montsegorskin päästöistä aiheutuva tuhoalue rajoittuisi Pirengaan. Kuitenkin kaarnajäkälillä saadut tulokset K^+-ionien ulosvirtauksesta viittaavat Montsegorskin päästöjen vaikutuksen ulottuvan jopa Suomen puolelle (Tarhanen ym. 1992). Tuloksissa havaittu ero viittaa siihen, että erityisesti ns. vaurioalueen rajaamiseksi elektrolyyttivuototesti olisi syytä tehdä myös vanhemmilla neulasilla.

Myös Suomen koealoilla oli havaittavissa kohonneita pitoisuuksia elektrolyyttien ulosvirtauksessa, mutta muutokset eivät olleet systemaattisia eivätkä korreloineet pakkaskestävyyden alentumisen kanssa. Tähän saattoivat vaikuttaa otantaan liittyvät puutteet, jotka pyritään jatkotutkimusten yhteydessä korjaamaan.

Montsegorskin ja Nikelin alueen päästöjen vaikutus Lapin metsiin ei tässä tutkimuksessa saatujen tulosten perusteella näy alentuneena pakkaskestävyytenä. Suomen puolella pakkaskestävyyden koealojen välisistä eroista ei voida havaita toistettavuutta, puhumattakaan itä-länsi-gradienttia. Sätsin koealalta saadut tulokset talvi- ja kevätneulasilla viittaavat alentuneeseen pakkaskestävyyteen. Samoin syysneulasten pakkaskestävyys Kessin koealalla oli molemmilla menetelmillä mitattuna huomattavan alhainen. Johtopäätösten tekeminen on kuitenkin ennenaikaista, koska pakkaskestävyydessä on paitsi vuodenaikaista

myös vuosien välistä vaihtelua. Tämän vuoksi seurantaa on syytä tehdä vähintään kahden vuoden aikana.

Tulosten varovaiseen tulkintaan vaikuttavat myös rajoitukset elektrolyyttivuototestin käytössä pakkasvaurioiden toteamiseksi neulasissa. Esimerkiksi tutkimukset punamännyn neulasilla osoittavat, että elektrolyyttien ulosvirtausta ei talvineulasessa saada mitatuksi, vaikka neulanen silmämääräisessä arvioinnissa osoittautuu täysin vaurioituneeksi (Sutinen ym. 1992). Silmämääräisten havaintojen ja elektrolyyttivuototestin välinen korrelaatio on yleensä kasvukauden neulasissa erittäin hyvä. Neulasen talveentuessa sen ominaisuudet muuttuvat jossakin vaiheessa syksyä niin ratkaisevasti, että pakkaskestävyysarvot em. kahdella menetelmällä määritettynä poikkeavat huomattavasti toisistaan.

Elektrolyyttivuototestin on todettu aliarvioivan pitkälle karaistuneen neulasen pakkaskestävyyden (op. cit.). Tästä johtuivat myös erot silmämääräisten havaintojen ja elektrolyyttivuototestillä saadun pakkaskestävyyden välillä Sätsin koealalta syksyllä otetuissa neulasissa. Elektrolyyttivuototestissä suhteellinen johtokyky -75 °C:ssa oli ainoastaan 30 %, vaikka neulaset silmämääräisesti arvioiden olivat täysin kuolleita. Vastaavanlaista ei voitu todeta muiden koealojen neulasilla, mukaan lukien Kuolan alueen näytteet. Myös suhteellisen johtokyvyn ja pakkaskäsittelylämpötilan vastekäyrä Sätsin koealalta oli muodoltaan muista alueista poikkeava. Johtopäätös edellä mainituista tuloksista on, että Sätsin koealalta syksyllä otetut neulaset olivat jo siinä vaiheessa niin pakkaskestäviä, että elektrolyyttien vuototesti ei enää soveltunut sen mittaamiseen ja pakkaskestävyys on syytä arvioida vain silmämääräisesti. Toinen, yleisempi johtopäätös on, että elektrolyyttivuototestin käyttökelpoisuus riippuu kasvinosan karaistumisasteesta ja on näin ollen tiettynä vuodenaikana paitsi lajista (Sutinen ym. 1992) myös alkuperästä riippuvainen.

Yhteenvetona tämän tutkimuksen tuloksista voidaan todeta seuraavaa. Ilman epäpuhtauksien vaikutus männyn pakkaskestävyyteen voitiin havaita ainoastaan Montsegorskin lähialueella, joka ulottuu noin 36 km etelään Montsegorskin päästölähteestä. Sen sijaan Montsetunturien länsipuoleisilla koealoilla eroja pakkaskestävyydessä ei ollut havaittavissa. Myöskään Suomen puoleisilla koealoilla Montsegorskin lähialueen kaltaista pakkaskestävyyden alentumista ei voitu havaita.

Kirjallisuus

Barnes, J.D. & Davison, A.W. 1988. The influence of ozone on the winter hardiness of Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.). New Phytologist 108: 159-166.

Brown, K.A., Roberts, T.M. & Blank, L.W. 1987. Interactions between ozone and cold sensitivity in Norway spruce: a factor contributing to the forest decline in central Europe? New Phytologist 105: 149-155.

DeHayes, D.H., Waite, C.E., Ingle, M.A. & Williams, M.W. 1990. Winter injury susceptibility and cold tolerance of current and year-old needles of red spruce trees from several provenances. Forest Science 36(4): 982-994.

Dominy, P.J. & Heath, R.L. 1985. Inhibition of the K^+-simulated ATPase of the plasmalemma of pinto bean leaves by ozone. Plant Physiology 77: 43-45.

Evans, L.E. 1986. Proposed mechanisms of critical injury-causing apical dieback in red spruce at high elevation in eastern North America. Canadian Journal of Forest Research 16: 1113-1116.

Fincher, J., Cumming, J.R., Alscher, R.G., Rubin, G. & Weinstein, L. 1989. Long-term ozone exposure affects winter hardiness of red spruce (Picea rubens Sarg.) seedlings. New Phytologist 113: 85-96.

Fowler, D., Cape, J.N., Deans, J.D., Leith, I.D., Murray, M.B., Smith, R.I., Sheppard, L.J. & Unsworth, M.H. 1989. Effects of acid mist on the frost hardiness of red spruce seedlings. New Phytologist 113: 321-335.

Friedland, A.J., Gregory, R.A., Kärenlampi, L. & Johnson, A.H. 1984. Winter damage to foliage as a factor in red spruce decline. Canadian Journal of Forest Research 14: 963-965.

Havas, P. 1971. Injury to pines in the vicinity of a chemical processing plant in northern Finland. Acta Forestalia Fennica 121. 20 s.

Huttunen, S. 1984. Interactions of disease and other stress factors with atmospheric pollution. Julkaisussa: Treshow, M. (toim.). Air Pollution and Plant Life. Wiley and Sons, New York. s. 321-356.

– , Reinikainen, J. & Turunen, M. 1990. Wintering response of conifers to acid rain treatment under northern conditions. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg s. 607-633.

Johnson, A.H. 1987. Deterioration of red spruce in the Northern Appalachian Mountains. Julkaisussa: Hutchison, T.C. & Meema, K.M. (toim.). Effects of Atmospheric Pollutants on Forests, Wetlands and Agricultural Ecosystems. NATO, ADSI Series Vol. 916. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. s. 83-99.

Keller, T. 1981. Flogeneiner winterlichen SO_2-Belastung für die Fichte. Gartenbauwissenschaft 46: 170-178.

– 1986. The electrical conductivity of Norway spruce needle diffusate as affected by certain air pollutants. Tree Physiology 1: 85-94.

Kryuskov, V.V. 1991. Heavy metal accumulation in spruce needles and changes of northern taiga ecosystems. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental Geochemistry in Northern Europe. Geological Survey of Finland, Special Paper 9: 177-184.

Larsen, J.B., Yang, W. & von Tiedemann, A. 1990. Effects of ozone on gas exchange, frost resistance, flushing and growth of different provenances of European silver fir (Abies alba Mill.). European Journal of Forest Pathology 20: 211-218.

Levitt, J. 1980. Responses of Plants to Environmental stresses. Chilling, freezing and high temperature stresses. 2. painos. Academic Press, London New York. 497 s.

Lucas, P.W., Cottam, D.A., Sheppard, L.J. & Francis, B.J. 1988. Growth responses and delayed winter hardening in Sitka spruce following summer exposure to ozone. New Phytologist 108: 495-504.

Mikkola, K. & Nöjd, P. 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä.. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Nöjd, P. 1992. Männyn kasvuvaihtelu Itä-Lapin metsävaurioprojektin eteläisillä koealalinjoilla - alustavia tuloksia. Metsäntutkimuslaitotoksen tiedoksiantoja (tässä julk.).

Prinz, B., Krause, G.H.M. & Stratmann, J. 1982. Waldschaden in der Bundesrepublik Deutschland. Vorläufiger Bericht der Landesanstalt für Immissionschutz über Untersuchungen zur Aufklärung. LIS-Bericte. Landesanstalt für des Landes NRW, Essen, FRG. 28. 154 s.

Raitio, H. 1992. Männyn neulasten kemiallinen koostumus Montsegorskin teollisuusalueella. Metsäntutkimuslaitoksen tiedoksiantoja (tässä julk.).
Rehfuess, K.E. 1987. Perceptions on forest diseases in central Europe. Forestry. 60. 11 s.
Repo, T. & Lappi, J. 1989. Estimation of standard error of impedance-estimated frost resistance. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 67-74.
Salemaa, M., Lindgren, M. & Jukola-Sulonen, E-L. 1992. Mäntymetsien elinvoimaisuus eri etäisyyksillä Kuolan päästölähteistä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedoksiantoja (tässä julk.)
Senser, M. 1990. Influence of soil substrate and ozone plus acid mist on the frost resistance of young Norway spruce. Environmetal Pollution 64: 265-278.
Sheppard, L.J., Smith, R.I. & Cannell, M.G.R. 1989. Frost hardiness of Picea rubens growing in spruce decline regions of the Appalachians. Tree Physiology 5: 25-37.
Sutinen, M-L., Palta, J.P. & Reich, P.B. 1992. Seasonal differences in freezing stress resistance in the needles of Pinus nigra and Pinus resinosa: Evaluation of the electrolyte leakage method. Tree Physiology. Painossa.
Tarhanen, S., Oksanen, J. & Holopainen, T. 1992. Kaarnajäkälien kalvonvuototestit ja hienorakenne Kuolan päästöjen vaikutuksen kuvaajina. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).
Tingey, D.T., Wilhour, R.G. & Taylor, O.C. 1978. The measurement of plant responses. Julkaisussa: Heck, W.W., Krupa, S.V. & Linzon, S.N. (toim.). Methodology for the Assessment of Air Pollution Effects on Vegetation. Air Pollution Contributive Association. 7. 35 s.
Wentzel, K.F. 1956. Die Winterfrost-Schaden in Konifer-Kulturen des Ruhrgebietes und ihre vermutlichen Ursachen. Forstarchiv 35: 49-59.
Wulff, A., Ropponen, L. & Kärenlampi, L. 1990. Causes of conifer injuries in some industrial environments. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg s. 669-690.

Neulasvaurioiden tutkimus Itä-Lapin metsävaurioprojektissa

Jaana Bäck[1], Minna Turunen[2] & Satu Huttunen[1]
[1]Oulun yliopisto, Kasvitieteen laitos
PL 400, 90571 Oulu
[2]Arktinen keskus, Lapin yliopisto
PL 122, 96101 Rovaniemi

Abstract: On needle injuries in Lapland

The level and occurrence of microscopic needle damage is studied on the gradient lines extending from the industrial centers of the Kola Peninsula towards western Finnish Lapland. Pine (*Pinus sylvestris* L.) needles are examined by light microscopy and scanning or transmission electron microscopy for changes in their surface or inner structures of needles. The condition of the stomata and epicuticular wax structures, the abundance of particulate deposition on the surfaces of the needles and the occurrence of fungal hyphae, blue-green algae and insect damage are classified by a quantitative method. Element concentrations in the particulate deposition on the surfaces of the needles and at the tissue and organ levels are determined using the EDS -system.

The damage at the tissue and cellular levels is identified to the mesophyll, transfusion and epidermal cells. Damage occurring in the ultrastructure of the needle cells is observed from chloroplasts, cell walls and cytoplasmic structures. The incidence of damage is monitored by sampling the same trees and the same branches several times during 1990-1992. The factors assumed to affect needle damage (e.g. gaseous air pollutants, climatic conditions) are also studied in controlled environment experiments to produce typical damage symptoms as reference material for those observed in natural environments. The damage phenomena at the needle level are related to the viability of the whole tree by comparing the data on microscopic and visible needle damage, crown thinning and the concentrations of stress enzymes in the needles.

Johdanto

Ikivihreissä neulasissa esiintyy monien stressitekijöiden aiheuttamia vaurioita. Toistaiseksi ei tunneta, miten paljon vaurioita syntyy ankaran talven tai muiden tekijöiden aiheuttamina. Itä-Lappi-projektin gradienttilinjoilla selvitetään neulasvaurioiden mikroskooppitutkimuksella eri-

laisten mikroskooppisten vaurio-oireiden syntyä mäntyjen neulasistossa sekä oireiden runsautta ja voimakkuutta. Oireiden syysuhteita tutkitaan vertaamalla maastohavaintoja kokeellisesti eri epäpuhtauskombinaatioissa syntyneisiin vaurioihin ja luonnon omille stressitekijöille altistuneisiin näytteisiin. Tällä tavoin pyritään selvittämään mm. ilmaston ja ilman epäpuhtauksien osuutta vaurioiden syntyyn. Neulashavainnot kootaan kokonaisten oksien vauriokuviksi, ja siten haetaan mikroskooppitason muutoksien merkitystä koko puun ja metsän kuntoa ajatellen. Tuloksia verrataan myös neulasten stressientsyymitasoihin samoissa puissa. Mikroskooppisten vaurio-oireiden tyyppejä tunnetaan jo varsin hyvin kokeellisesta tutkimuksesta (mm. Fink 1988, Reinikainen & Huttunen 1989, Turunen & Huttunen 1991), mutta luonnon havainnoissa on edelleen suuria ongelmia. Tässä tutkimuksessa on tarkoitus etsiä Lapin puissa esiintyvien vaurioiden laajuus sekä erityispiirteet ja selittää ne mahdollisuuksien mukaan kokeellisesti.

Materiaali ja menetelmät

Tutkimuksessa keskitytään tarkastelemaan gradienttilinjojen intensiivikoealoja, mutta näytteitä on kerätty myös kaikilta koealaryppäiltä (taulukko 1). SEM-näytteiksi on kerätty intensiivikoealoilta kolmena eri ajankohtana kaikkien neulasvuosikertojen neulasia viidestä puusta/koealaryväs. TEM:ssä näytteet kullakin koealalla koostuvat kahden puun kahdesta nuorimmasta neulasvuosikerrasta. Neulasia on molempiin tarkasteluihin otettu puun itä-ja länsipuolelta, noin 9 m korkeudelta ja aina samasta oksakiehkurasta (+- samasta oksasta). Vaurioiden synnyn ja etenemisen seuraamista varten näytteitä kerätään eri vuodenaikoina vuosina 1990-1992. Samoista oksista on myös kerätty näytteet neulasten silminhavaittavien vaurioiden ja neulasvuosikertojen määrän tarkastelua varten. Näytteitä kerätään myös neulasten vanhenemisilmiöiden tutkimiseen.

Neulasten näkyvät vauriot luokitellaan kärkivaurioihin, ilmarakokloroosiin ja muihin laikkuvaurioihin. Kustakin oksasta tutkitaan neulasten ylä- ja alapuolelta vauriotyyppien prosentuaalinen osuus kaikista vuosikerran neulasista.

Solu- ja solukkovaurioiden selvittämiseksi neulasten poikkileikkauksia tarkastellaan valo- ja läpivalaisuelektronimikroskoopissa (TEM). Tarkastelun kohteina ovat yhteyttävän solukon lisäksi johtojännealue ja suojaava pintasolukko. Solukkovaurioiden esiintyminen todetaan histokemiallisesti värjätyistä puoliohuista leikkeistä. Hienorakennetasolla arvioidaan kloroplastien vaurioitumisen lisäksi soluseinien eheyttä ja soluliman rakennetta (Reinikainen & Huttunen 1989). Freeze-substituutiomenetelmää ja EDS- laitteistoa hyväksikäyttäen selvitetään ravinteiden ja metallien lokalisaatiota solukko- ja organellitasolla.

Taulukko1. Neulasten vaurio-oirenäytteiden keräysajankohdat.
Table 1. Sampling dates of damage symptom needle samples.

Koealat *Plots*	Ajankohta *Sampling date*	Menetelmä *Method*
Intensiivikoealat (13), Lappi *Intensive plots (13), Lapland*	31.7.-4.8.1990 26.-28.9.1990 12.-15.4.1991	SEM*, TEM*, näkyvät vauriot *SEM, TEM, visible symptoms*
Kaikki koealat (93), Lappi *All plots (93), Lapland*	9.10.-30.11.1990	SEM, näkyvät vauriot *SEM, visible symptoms*
Svanvik, Norja *Svanvik, Norway*	17.6.1990	SEM, TEM
Montsegorsk, Venäjä *Monchegorsk, Russia*	18.-25.9.1990	SEM, näkyvät vauriot *SEM, visible symptoms*
	2.-10.4.1991	SEM, TEM, näkyvät vauriot *SEM, TEM, visible symptoms*

**SEM= Scanning electron microscopy*
**TEM= Transmission electron microscopy*

Neulaspintojen pyyhkäisyelektronimikroskooppisessa tutkimuksessa (SEM) selvitetään kvantitatiivisesti epikutikulaaristen vahojen yleiskuntoa ja ilmarakojen epämuodostumista (Turunen & Huttunen 1991) sekä hiukkasmaisten epäpuhtauksien, sienitautien, hyönteistuhojen ja sinivihreiden levien esiintymisen runsautta. Lisäksi tutkitaan neulaspintojen hiukkaskertymän alkuainekoostumusta EDS-laitteistolla (Turunen ym. 1989). Luokitukset tehdään 400x kuva-aloilta (30 kuva-alaa/näyte). Luokitusjärjestelmät ovat:

1. Epikutikulaaristen vahojen yleiskunto
(epistomataalialueen kiteisten vahojen peittävyys):

Luokka I	Kiteisten vahojen peittävyys 100%
Luokka II	Kiteisten vahojen peittävyys 71-100%
Luokka III	Kiteisten vahojen peittävyys 31-70%
Luokka IV	Kiteisten vahojen peittävyys 0-30%
Luokka V	Kiteisten vahojen peittävyys 0%

2. Hiukkasmaisten epäpuhtauksien runsaus

Luokka I	400x kuva-alalla ei esiinny silminnähtäviä hiukkasmaisia epäpuhtauksia
Luokka II	Hiukkasmaisia epäpuhtauksia 1-5 kpl
Luokka III	Hiukkasmaisia epäpuhtauksia 5-20 kpl tai enemmän, mutta ne peittävät kuva-alasta <25%
Luokka IV	Hiukkasmaisia epäpuhtauksia >20 kpl, jotka peittävät kuva - alasta >25%

3. Sienihyyfistön esiintyminen

Luokka I	400x kuva-alalla ei esiinny sienihyyfejä eikä itiöitä
Luokka II	Yksittäisiä itiöitä ja/tai sienihyyfin pätkiä
Luokka III	Runsaasti itiöitä ja/tai sienihyyfistöä, vahoissa saattaa esiintyä rakenteellista muuttumista ja/tai sienirihman tunkeutumisesta johtuvia kutikulareikiä
Luokka IV	400x kuva-ala on täysin sienihyyfistön peitossa, vaha rakenteet ovat muuttuneet amorfisiksi, kutikulareikiä saattaa esiintyä

4. Hyönteistuhojen esiintyminen

Luokka I	400x kuva-alalla ei ole merkkejä hyönteisistä tai niiden jättämistä jäljistä
Luokka II	Hyönteisiä tai niiden jätöksiä (kutikulareikiä, munia, sylki-proteiinikalvoja, koteloita, nahkoja, seittejä), peittävyys kuva-alasta< 20%
Luokka III	Hyönteisiä tai niiden jätöksiä, peittävyys kuva-alasta >20%

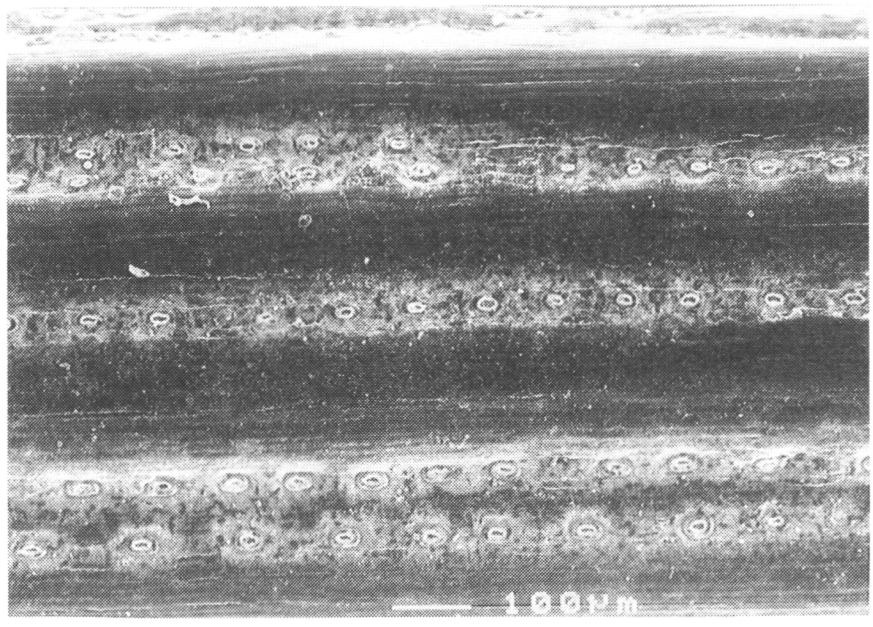
5. Sinivihreiden levien esiintyminen

Luokka I	Ei esiinny
Luokka II	Yksittäisiä
Luokka III	Runsaasti

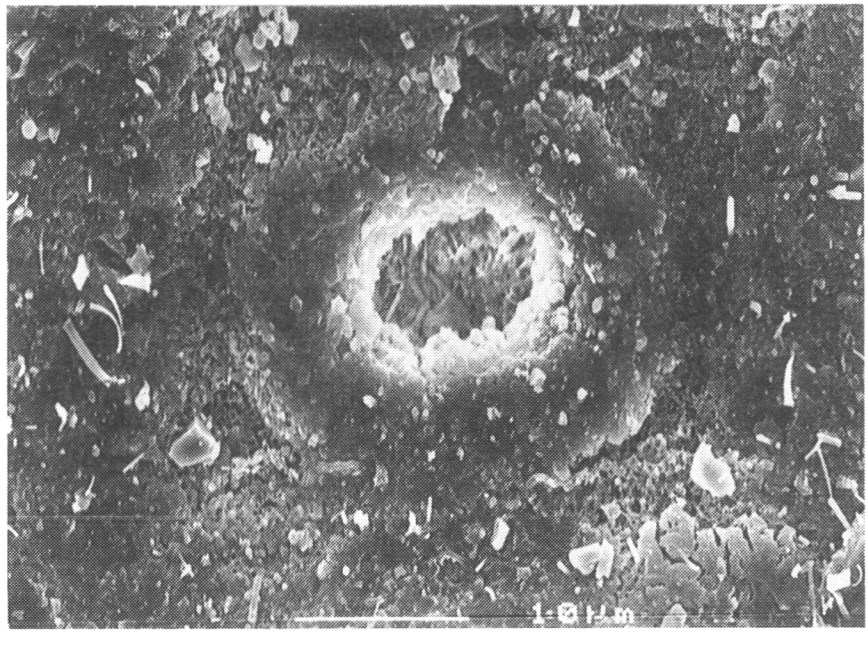
Alustavia tuloksia

Lapin neulasista SEM:ssä 100-kertaisella suurennoksella otetuista kuvista tutkitaan neulasen yleinen morfologia, mm. ilmarakotiheys, joka kertoo kaasujen vaihdosta ja ilmarakojen vasteesta. Nämä ovat erityisen tärkeitä arvioitaessa mm. epäpuhtauksien ottoa ja kertymistä neulasiin esim. yhden vuoden aikana (kuva 1). Vahojen kunto sekä muut neulaspintojen parametrit tutkitaan 400 ja 2000 -kertaisilla suurennoksilla otetuista kuvista kvantitatiivisesti (kuva 2).

Neulasten poikkileikkausnäytteistä (TEM) on tutkittu vasta Svanvikistä kesäkuussa 1990 kerättyjä näytteitä. Vauriokuva on samantyyppinen kahdessa nuorimmassa neulasvuosikerrassa. Kloroplastit sisältävät yhden tai useampia suuria tärkkelysjyväsiä, niiden stroma on hyvin tumma ja muoto lonkeroinen. Sytoplasmassa selvin muutos on endoplasmaattisten kalvostojen vähäisyys ja organellien turpoaminen.



Kuva 1. Montsegorskin teollisuusalueen männyn neulasen 100x suurennos morfologisia mittauksia varten.
Figure 1. The pine needle from Monchegorsk area for morphological measurements.



Kuva 2. Vahojen ja ilmarakojen kunnon tutkimista varten otettu SEM-kuva, 2300x suurennos.
Figure 2. The condition of stomata and epicuticular wax structures are studied from SEM images with magnification 2300x.

Kirjallisuus

Fink, S. 1988. Histological and cytological changes caused by air pollutants and other abiotic factors. Julkaisussa: Schulte-Hostede, S., Darrall., N.M., Blank, L.W. & Wellburn, A. (toim.). Air Pollution and Plant Metabolism. Proceedings of the 2nd International Symposium on Air Pollution and Plant Metabolism, Munich, FRG, on 6-9 April, 1987. Elsevier Applied Sciences. s. 36-54.

Reinikainen, J. & Huttunen, S. 1989. The level of injury and needle ultrastructure of acid rain-irrigated pine and spruce seedlings after low temperature treatment. New Phytologist. 112: 29-39.

Turunen, M. & Huttunen, S. 1991. Effect of simulated acid rain on the epicuticular wax of Scots pine needles under northerly conditions. Canadian Journal of Botany 69: 412-419.

Turunen, M., Peura, R. & Huttunen, S. 1989. Characterization of particle deposition on Scots pine needle surfaces by SEM/EDS and digital image analysis. Julkaisussa: Congress of Forest Decline Research: State of Knowledge and Prospectives. Friedrichshafen, Lake Constance, FRG., on 2-6 Oct., 1989. s. 63-64.

Männyn neulasten SOD-aktiivisuus Itä-Lapin koelinjoilla

Marja Roitto & Satu Huttunen
Kasvitieteen laitos, Oulun yliopisto
PL 400, 90570 Oulu

Abstract: Superoxide dismutase activity in Scots pine needles in eastern Lapland

The activity of superoxide dismutases (SOD), a group of metalloenzymes considered to act as a key component in the free radical detoxification process, was measured in samples of needles of the Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) collected in August 1991 on two gradient lines extending from the industrial centres of the Kola Peninsula towards western Lapland. The aims were 1) to evaluate the effects of the air pollutants on SOD activity in the Scots pine needles, 2) to evaluate SOD activity as an indicator of the state of health of the Scots pines, and 3) to study the physiology of the Scots pine in northern areas. The amount of water soluble protein and the SOD activity (units per gram of needles) were low in the current year needles at the easternmost sampling sites on both lines, Sätsi and Svanvik. SOD activity was higher in the current year needles than in the previous year´s needles. More analyses would be needed to obtain a more profound view of the antioxidative system in needles of the Scots pine in the north.

Johdanto

Ilmansaasteiden vaikutuksille kasveissa on pyritty etsimään indikaattoreita, jotka jo ennen näkyvien vaurioiden syntymistä ilmaisisivat aineenvaihdunnallisia häiriöitä. Kasviin kohdistuneen oksidatiivisen stressin vakavuutta ja kasvin stressinsietokykyä on yritetty tutkia mittaamalla kasvien aineenvaihdunnassa tapahtuvia muutoksia. Rikkidioksidin ja otsonin, jotka voivat lisätä soluille haitallisten O_2 ja .OH radikaalien määrää, on havaittu monissa tutkimuksissa nostavan havupuiden superoksididismutaasin (SOD:n) aktiivisuutta (esim. Jäger ym. 1985, Schulz 1986, Castillo ym. 1987, Klumpp ym. 1989, Tandy ym. 1989). Kasvisoluissa vapaita radikaaleja hävitetään superoksididismutaasi/glutationi/askorbaatti -kierrossa, jossa SOD katalysoi happiradikaalien dismutaation hapeksi ja vetyperoksidiksi. Soluille haitallinen vetyperoksidi muutetaan kierron loppuvaiheessa vedeksi. SOD:t voidaan luokitella niiden aktiivisessa keskuksessa olevan metallin mukaan. CuZn-SOD:a on viherhiukkasissa ja solulimassa, Mn-SOD:a on

havaittu mitokondrioissa ja viherhiukkasten kalvorakenteissa. Lisäksi kasveilla on havaittu harvinaisena Fe-SOD:a. Superoksididismutaaseista ja vapaiden radikaalien muodostumisesta soluissa ovat äskettäin tehneet yhteenvedon Winston (1990) ja Hassan & Scandalios (1990).

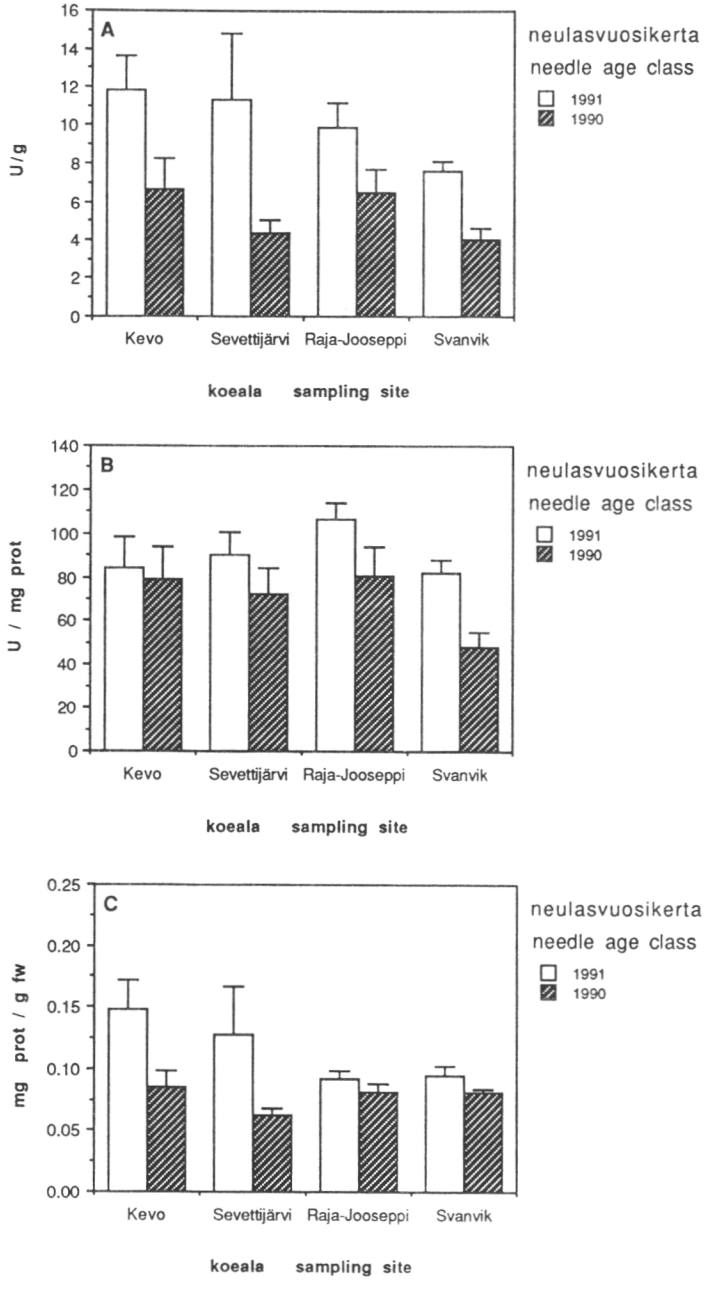
Aineisto ja menetelmät

Neulasnäytteet kerättiin SOD-mittauksiin Kemin, Tennilän ja Sätsin koealoilta 16.-17.8.1991 sekä Kevon, Sevettijärven, Raja-Joosepin ja Svanvikin koealoilta 28.-29.8.1991. Näytteet kerättiin puun itäpuolelta latvuksen puolivälistä neljästä puusta kultakin koealalta. Neulasnäytteet otettiin vuoden 1990 ja 1991 neulasista, kummastakin vuosikerrasta kaksi näytettä. Neulaset kuljetettiin nestetyppisäiliössä ja varastoitiin -70 °C näytteen valmistukseen asti. Näytteet valmistettiin Huttusen & Heiskan (1988) menetelmää mukaellen. SOD-aktiivisuus mitattiin McCordin & Fridovichin (1969) menetelmällä spektrofotometrillä ja aktiivisuus laskettiin Asadan ym. (1974) mukaan. Proteiinit määritettiin SOD-uutoksesta Bradfordin (1976) menetelmällä.

Alustavia tuloksia ja tulosten tarkastelua

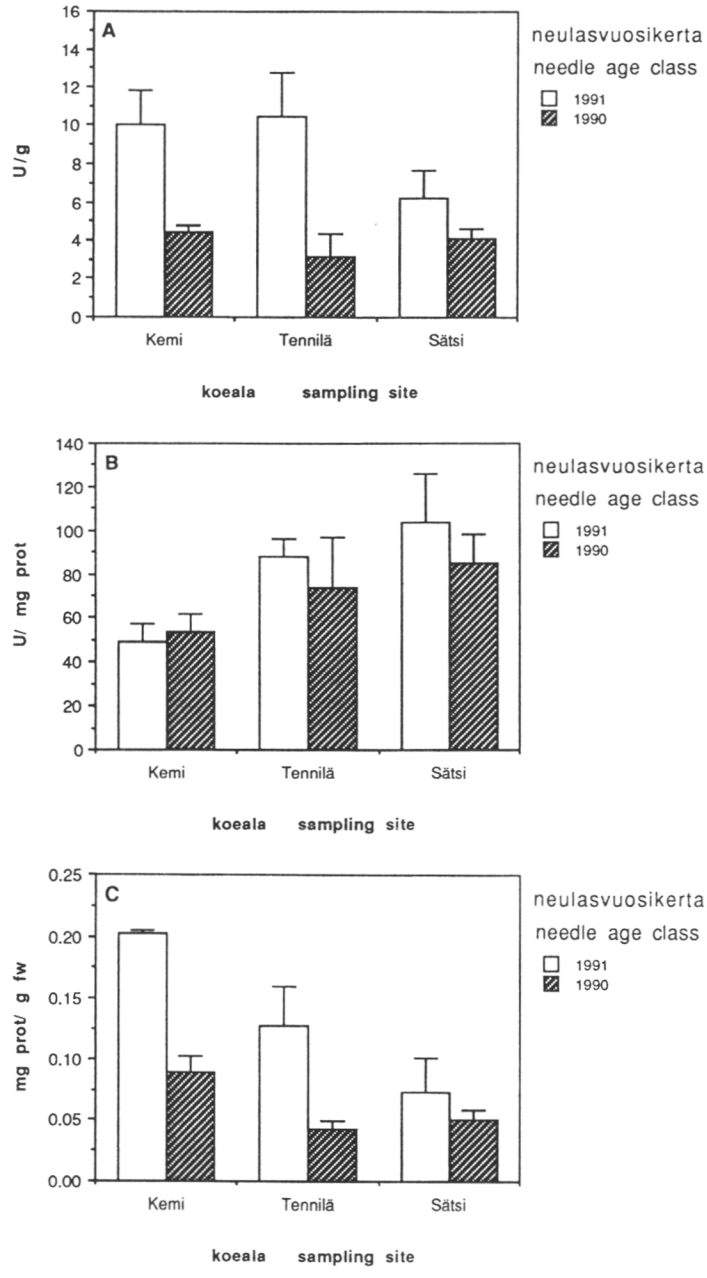
SOD-aktiivisuuden ja proteiinimääritysten mittaustulokset Kevon linjalta on esitetty kuvassa 1 ja Kemin linjalta kuvassa 2.

Itäisillä Sätsin ja Svanvikin koealoilla vuoden 1991 neulasten SOD-aktiivisuudet olivat neulasten tuorepainoa kohden laskettuina alhaisemmat kuin linjojen läntisimmillä koealoilla. Vuoden 1990 neulasissa erot olivat pienempiä eri koealoja vertailtaessa. Vaikka rikkidioksidin (Jäger ym. 1985, Schulz 1986, Klumpp ym. 1989) ja otsonin (Castillo ym. 1987, Tandy ym. 1989) on havaittu lisäävän havupuiden neulasten SOD-aktiivisuutta, on myös toisensuuntaisia vasteita havaittu. Pollen & Rennenbergin (1991) tutkimuksessa otsonikaasutus ei lisännyt männyn eikä kuusen neulasten SOD-aktiivisuutta. Hausladenin ym. (1990) kokeessa punakuusen neulasten SOD-aktiivisuus laski ilman otsonipitoisuuden kasvaessa, mikä saattoi johtua joko entsyymin inhiboitumisesta tai vähentyneestä proteiinien tuotosta. Lapin neulasnäytteissä SOD-uutosten vesiliukoisten proteiinien määrä oli molempien linjojen itäisimmillä koealoilla alhaisempi kuin linjojen läntisimmillä koealoilla. Havupuilla rikkidioksidin on havaittu alentavan liukoisten proteiinien määrää (esim. Zedler ym. 1986, Pierre & Quieroz 1988) ja klorofylliproteiinien määrää (Schulz ym. 1990). Kevon linjalla ei neulasten SOD-aktiivisuuksissa eristettyä proteiinimäärää kohden laskettuna ollut suuria eroja eri koealojen välillä, kun taas Kemin linjan Sätsikoealan neulasnäytteiden spesifinen SOD-aktiivisuus oli korkeampi kuin linjan muilla koealoilla.



Kuva 1. Kevon linja. a) männyn neulasten superoksididismutaasin (SOD) aktiivisuus neulasten tuorepainoa kohden laskettuna, b) spesifinen superoksididismutaasin aktiivisuus (entsyymiyksikköä/mg prot), c) vesiliukoisten proteiinien määrä SOD-uutoksessa.

Figure 1. Kevo line. a) superoxide dismutase (SOD) activity in current and previous year's needles (enzyme units/g fresh weight), b) specific superoxide dismutase activity in pine needles, c) water soluble protein content in SOD-extracts of pine needles.



Kuva 2. Kemin linja. a) männyn neulasten superoksididismutaasin (SOD) aktiivisuus neulasten tuorepainoa kohden laskettuna, b) spesifinen superoksididismutaasin aktiivisuus (entsyymiyksikköä/mg prot.), c) vesiliukoisten proteiinien määrä SOD-uutoksessa.

Figure 2. Kemi line. a) superoxide dismutase (SOD) activity in current and previous year's needles (enzyme units/g fresh weight), b) specific superoxide dismutase activity in pine needles, c) water soluble protein content in SOD-extracts of pine needles.

Lapin koealojen puiden neulasvaurioiden mittaustulosten käsittely on vielä kesken. Tarkoituksena on arvioida, voidaanko SOD-aktiivisuutta käyttää indikaattorina tutkittaessa ilmansaasteiden vaikutuksia männyn neulasiin. Rennenberg & Polle (1989) ovat tutkineet kuusen neulaskadon ja SOD-aktiivisuuden välistä yhteyttä. SOD-aktiivisuus, joka kasvoi vaurioiden alkuvaiheessa, kääntyi laskuun neulaskadon lisääntyessä. Alhainen SOD-aktiivisuus mitattiin siis sekä terveen että jo pahoin vaurioituneen kuusen neulasista. Saastekuormitus voi ylittää solujen puolustus- ja korjausmekanismit, jolloin alkaa syntyä soluvaurioita ja puolustusjärjestelmän toimintakyky heikkenee. Jäger ym. (1985) ovat esittäneet, että rikkidioksidia paremmin sietävät kasvit voivat tehokkaammin hävittää haitalliset hapen radikaalimuodot aineenvaihdunnallisten reaktioiden avulla kuin rikkidioksidia heikosti sietävät kasvit.

Lapin neulasnäytteissä SOD-aktiivisuus oli vuoden 1990 neulasissa alhaisempi kuin vuoden 1991 neulasissa. Pollen & Rennenbergin (1991) tutkimuksessa kuusen uusien, vielä kehittyvien neulasten SOD-aktiivisuus oli alhaisempi kuin 1-vuotiaiden neulasten. Vanhempien neulasvuosikertojen SOD-aktiivisuus oli taas alhaisempi kuin 1-vuotiaiden neulasten. Happiradikaalien aiheuttamat vauriot voivat liittyä vanhenemiseen ja antioksidanttien määrän on esitetty muuttuvan solukoiden vanhetessa (esim. Kunert & Ederer 1985). Terveen Lapin männyn neulaset ovat pitkäikäisiä verrattuna eteläisen männyn neulasiin, joten antioksidanttien pitoisuuksien mittaaminen eri neulasvuosikerroista ja vuodenaikaisvaihtelun seuraaminen voisivat mielenkiintoisella tavalla valottaa Lapin männyn fysiologiaa.

Stressientsyymejä on pidetty jo varhaisessa vaiheessa reagoivina, mutta epäspesifisinä indikaattoreina ilmansaasteiden vaikutuksille (esim. Castillo 1986). Eri tekijöiden väliset vuorovaikutussuhteet ovat heikosti tunnettuja. Vasteeseen voivat vaikuttaa esimerkiksi geneettiset erot, puun ikä, neulasten kehitysvaihe, ilmansaasteiden pitoisuus ja koostumus, kasvupaikka, sääolot ja vuodenaika. Alustavia tuloksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että mittaustuloksia on vain yhdeltä ajankohdalta. Samoilta koealoilta on tarkoitus kerätä näytteitä SOD-mittauksiin keväällä ja syksyllä 1992. Kokeellista materiaalia tutkimukseen kerätään SILMU-projektin open top- kammioista, joissa havupuiden taimia altistetaan rikkidioksidille, otsonille ja typen oksideille.

Kirjallisuus

Asada, K., Takahashi, M. & Nagate, M. 1974. Assay and inhibitor of spinach superoxide dismutase. Agricultural and Biological Chemistry 38: 341-473.

Bradford, M. 1976. A rapid and sensitive method for quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. Analytical Biochemistry 72: 248-54.

Castillo, F. 1986. Extracellular peroxidases as markers of stress. Julkaisussa: Greppin, H., Penel, C. & Gaspar, T. (toim.). Molecular and physiological aspects of plant peroxidases, University of Geneve, Geneve. s. 419-426.
–, Miller, P. & Greppin, H. 1987. Extracellular biochemical markers of photochemical oxidant air pollutant damage to Norway spruce. Experientia 43: 111-115.
Hassan, H. & Scandalios, J. 1990. Superoxide dismutases in aerobic organisms. Julkaisussa: Alscher, R. & Cumming, J. (toim.). Stress responses in plants: adaption and acclimation mechanism, Wiley-Liss, New York. s. 175-199.
Hausladen, A., Madamanchi, N., Fellows, S., Alscher, R. & Amundson, R. 1990. Seasonal changes in antioxidants in red spruce as affected by ozone. New Phytologist 115: 447-458.
Huttunen, S. & Heiska, E. 1988. Superoxide dismutase activity in Scots pine and Norway spruce needles in northern Finland. European Journal of Forest Pathology 18: 343-350.
Jäger, H-J., Bender, J. & Grünhage, L. 1985. Metabolic responses of plants differing in SO_2 sensitivity towards SO_2 fumigation. Environmental Pollution 39: 317-335.
Klumpp, G., Guderian, R. & Küppers, K. 1989. Peroxidase und superoxiddismutase-Aktivität, sowie Prolingehalte von Fichtennadeln nach Belastung mit O_3 SO_2 und NO_2. European Journal of Forest Pathology 19: 84-97.
Kunert, K. & Ederer, M. 1985. Leaf aging and lipid peroxidation: the role of the antioxidants vitamin C and E. Physiologia Plantarum 65: 85-88.
McCord, J. & Fridovich, I. 1969. Superoxide dismutase. An enzymatic function for erythrocuprein (hemocuprein). Journal of Biological Chemistry 245: 265-275.
Pierre, M. & Queiroz, O. 1988. Air pollution by SO_2 amplifies the effects of water stress on enzymes and total solube proteins of spruce needles. Physiologia Plantarum 73: 412-417.
Polle, A. & Rennenberg, H. 1991. Superoxide dismutase activity in needles of Scots pine and Norway spruce under field and chamber conditions: lack of ozone effects. New Phytologist 117: 335-343.
Rennenberg, H. & Polle, A. 1989. Effects of photo-oxidants on plants. Julkaisussa: Georgii, H-W. (toim.). Mechanisms and Effects on Pollutant-Transfer into forests. Kluwer Academic Publishers. s. 251-258.
Schulz, H.1986. Biochemische und factoranalytische Untersuchungen zur Interpretation von SO_2-Indikationen in Nadeln von Pinus sylvestris. Biochemie und Physiologie der Pflanzen 181: 241-256.
–, Brecht, E. & Machold, O. 1990. The chlorophyll-proteins of pine as influenced by SO_2-inkubation. Journal of Plant Physiology 136: 300-305.
Tandy, N., DiGiulio, R. & Richardson, C. 1989. Assay and electrophoresis of superoxide dismutase from red spruce, loblolly pine and scotch pine. Plant Physiology 90: 742-748.
Winston, G. 1990. Physiochemical basis for free radical formation cells: production and defences. Julkaisussa: Alscher, R. & Cumming, J. (toim.). Stress responses in plants: adaption and acclimation mechanisms, Wiley-Liss, New York. s. 57-86.
Zedler, B., Plarre, R. & Rothe, G. 1986. Impact of atmospheric pollution on the protein and amino acid metabolism of spruce Picea abies trees. Environmental Pollution 40: 193-212.

Stressiproteiinit otsonialtistetuissa kuusen taimissa

Kirsti Airaksinen[1], Sirpa Kärenlampi[2], Harri Kokko[2] & Anu Miettinen[2]
[1]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi
[2]Kuopion yliopisto, Biokemian ja bioteknologian laitos
PL 1627, 70211 Kuopio

Abstract: Pathogenesis-related (PR) proteins in control and ozone-exposed young spruce (*Picea abies* L. Karst.)

PR proteins were analyzed from young spruce trees using antibodies prepared against eight PR proteins from tobacco and maize. All the antibodies recognized specific proteins in spruce needles, suggesting that the proteins have conservative amino acid sequences. In a more detailed study with the antibodies against tobacco PR-P (chitinase) and maize PR-6 (glucanase), well-detectable base levels of these enzymes were evident. Due to the high individual variation, no statistically significant changes in these proteins were detected after exposure to ozone.

Johdanto

Kasvit säätävät normaalisti aineenvaihduntaansa ulkoisen ympäristön vaihtelujen mukaan. Hyvin poikkeavat olosuhteet aiheuttavat kasville stressitilan. Stressin oireiden vakavuus vaihtelee suuresti lähes huomaamattomasta kasvun vähenemisestä koko kasvin kuolemaan. Tämä heijastaa kasvin kykyä vastustaa stressaavia olosuhteita tai sopeutua niihin.

Stressiolosuhteet ylittävät ympäristön säännölliset vaihtelurajat. Kun ympäristön olosuhteissa tapahtuu riittävän suuria muutoksia, kasvit alkavat syntetisoida spesifisiä proteiineja, jotka ilmeisesti vähentävät stressin haitallisia vaikutuksia. Tällainen stressi voi olla luonteeltaan joko abioottista, esim. poikkeava lämpötila, korkea suolapitoisuus, raskasmetallit tai UV-säteily, tai bioottista kuten patogeeni tai parasiitti (van Loon 1987). Koska nämä proteiinit indusoituvat patologisissa tai vastaavissa olosuhteissa, on niitä alettu kutsua PR-proteiineiksi (pathogenesis-related proteins). Niitä voi joissakin tilanteissa esiintyä myös normaaleissa, terveissä kasvisolukoissa (Antoniw ym. 1980). PR-proteiineja on identifioitu useista kasvilajeista, mm. tupakkamosaiikki-

viruksella infektoidusta tupakasta jopa 23 erilaista proteiinia. Näillä proteiineilla on joitakin yhteisiä piirteitä, kuten mm. suhteellisen alhainen molekyylipaino, sijainti soluvälitilassa sekä se, että ne pysyvät liukoisina matalassa pH:ssa (van Loon 1987). Jotkut niistä ovat hydrolaasientsyymejä (kitinaasi, glukanaasi), jotka kykenevät hajottamaan mm. sienten soluseiniä. Ne ilmestyvät kasvisolukkoon tietyissä tilanteissa eikä niillä välttämättä ole tehtävää kasvin primaarimetaboliassa (Boller 1987).

Havupuilla ei ole edellä mainittujen stressiproteiinien esiintymistä aikaisemmin tutkittu. Tässä työssä on selvitetty PR-proteiinien esiintymistä kuusentaimissa sekä otsonialtistuksen vaikutusta eräisiin valittuihin PR-proteiineihin.

Aineisto ja menetelmät

Taimimateriaali ja otsonialtistuskoe

Kuusen taimien otsonialtistuskoe tehtiin Kuopion yliopiston ekologisen ympäristöhygienian laitoksella 6.-10.5.1991. Tutkitut kuusikloonit olivat: RO1-74-0909 (E278 Inkoo x Loppi) ja RO1-74-0936 (E1549 Pöytyä/Loppi). Juurtuneet 2-vuotiaat pistokkaat nostettiin hangen alta 22.3. sulamaan +4 °C:een. Neljän päivän kuluttua pistokkaat istutettiin VAPOn peruslannoitettuun taimitarhaturpeeseen 1,5 l muoviruukkuihin. Taimia kasvatettiin kasvihuoneessa +22/+18 °C:n lämpötilassa (22 h päivä/2 h yö) ja kasteltiin joka toinen päivä. Uuden kasvun alettua (24 vuorokauden kuluttua) taimia lannoitettiin 0,1 % Superex-5 kastelulannoitteella kerran viikossa. Taimet siirrettiin altistuskammioihin 3.5. +19/+12 °C lämpötilaan (22 h päivä/2 h yö), mikä vastaa Keski-Suomen kesäkuun olosuhteita. Taimet jaettiin sattumanvaraisesti neljään ryhmään. Otsonialtistukset olivat: 600 ppb otsonia 2 vuorokautta (6.-7.5.) ja 300 ppb 3 vuorokautta (8.-10.5.), molemmat 7 tuntia/vrk (klo 8.30 - 15.30). Otsoniannokset olivat 8400 ppb·h ja 6300 ppb·h. Verrannetaimet pidettiin samanlaisissa kammioissa, mutta niihin johdettiin aktiivihiilellä suodatettua ilmaa. Otsoni tuotettiin puhtaasta hapesta otsonigeneraattorilla (Fischer, Modell 500) ja tutkittiin analysaattorilla (Dasibi, Modell 1008-RS). Uusimman vuosikasvaimen ranka ja neulaset kerättiin 50 ml:n putkiin ja jäädytettiin nopeasti nestetypessä, jonka jälkeen ne siirrettiin -70 °C:een.

Vasta-aineet

Stressiproteiineja (PR-proteiinit) vastaan valmistettuja antigeeneja oli sekä tupakasta että maissista. Tupakan PR-proteiineja 1a, 1b ja 1c

(katalyyttinen aktiivisuus tuntematon) vastaan valmistetut antiseerumit saatiin Dr. L. C. van Loon'ilta (Department of Plant Physiology, Agricultural University, Wageningen, Alankomaat). Antiseerumit tupakan PR-proteiineja P ja Q vastaan saatiin Dr. B. Fritig'iltä ja antiseerumit maissin PR-proteiineja 6 (ß-1,3-glukanaasi), 7 (endokitinaasi) ja 19 vastaan Dr. G. Burkard'ilta, molemmat Ranskasta, Institut de Biologie Moléculaire des Plantes du C. N. R. S., Strasbourg.

Proteiinieristys ja elektroforeesi

Neulaset jauhettiin nestetypessä huhmaressa ja punnittiin. Jauhe siirrettiin 50 ml:n sentrifugiputkiin ja lisättiin 30 ml jääkylmää asetonia. Suspensiota sentrifugoitiin 15 000 x g 30 minuutin ajan. Sakka liuotettiin 50 mM sitraattipuskuriin, pH 2,8. Seokseen lisättiin polyvinyylipolypyrrolidonia (PVPP) 1:10 neulasten tuorepainosta sekä fenyylimetyylisulfonyylifluoridia (PMSF) niin, että sen lopulliseksi pitoisuudeksi tuli 10 µM. Suspensiota sekoitettiin 20 minuuttia 4° C:n lämpötilassa ja sentrifugoitiin 12 000 x g 30 minuutin ajan. Saatuun liuokseen lisättiin trikloorietikkahappoa (TCA) niin, että saatiin 10 % TCA-pitoisuus ja seisotettiin jäissä 30 minuutin ajan. Sentrifugoinnin (20 000 x g, 10 minuuttia) jälkeen proteiinisakka suspentoitiin 1,5 ml 10 % TCA:a ja siirrettiin Eppendorf-putkeen. Sentrifugoinnin (15 800 x g, 5 minuuttia) jälkeen sakka liuotettiin joko 80 µl 0,1 M NaOH:a proteiinimääritystä varten tai 20 µl SDS-näytepuskuria (5-kertainen väkevyys) SDS-polyakryyliamidigeelielektroforeesia (SDS-PAGE) varten.

SDS-PAGE suoritettiin Laemmlin (1970) mukaan. Pakastettuja proteiininäytteitä lämmitettiin 5 minuutin ajan 100 °C:ssa ja sakan liukenemista SDS-näytepuskuriin edistettiin pipetoimalla. Liukenematon osa poistettiin sentrifugoimalla. Näytteitä (15 µl) ja molekyylipainostandardeja (7µl) ajettiin 12 % SDS-polyakryyliamidigeelissä 150 V jännitteellä. Geelit värjättiin 0,25 % Coomassie brilliant blue (CBB) -värjäyksellä.

Proteiineja ei voitu määrittää tavallisesti käytetyllä Bradfordin menetelmällä, koska sakkaa ei saatu täydellisesti liukenemaan. Sen sijaan kehiteltiin menetelmä, jolla voidaan mitata SDS-PAGE geelille pipetoitu proteiinimäärä suoraan geeliltä CBB -värjäyksen jälkeen. Mittaus tehtiin Shimadzun densitometrillä käyttäen geelille pipetoidun molekyylipainostandardin määrää näytteiden proteiinimääriä vertailtaessa.

Western blot

Western blot suoritettiin Harlowin & Lanen (1988) mukaan. Sama kokonaisproteiinimäärä jokaista näytettä pipetoitiin SDS-PAGE geeleille ja elektroforeesiajo suoritettiin kuten edellä. Proteiinit siirrettiin PVDF membraanille (100 V, 30 minuuttia). Molekyylipainostandardien vär-

jäyksen jälkeen membraania inkuboitiin yön yli vasta-aineseoksessa (1:1000, anti-PR-P, anti-PR-1a, anti-PR-6). Pesujen, jälkivasta-aineen (anti-kanin IgG) ja kehityksen (BCIP/NBT) jälkeen PR-proteiinit kvantitoitiin membraaneilta Macintosh IIsi:llä Gel Reader -ohjelmaa käyttäen.

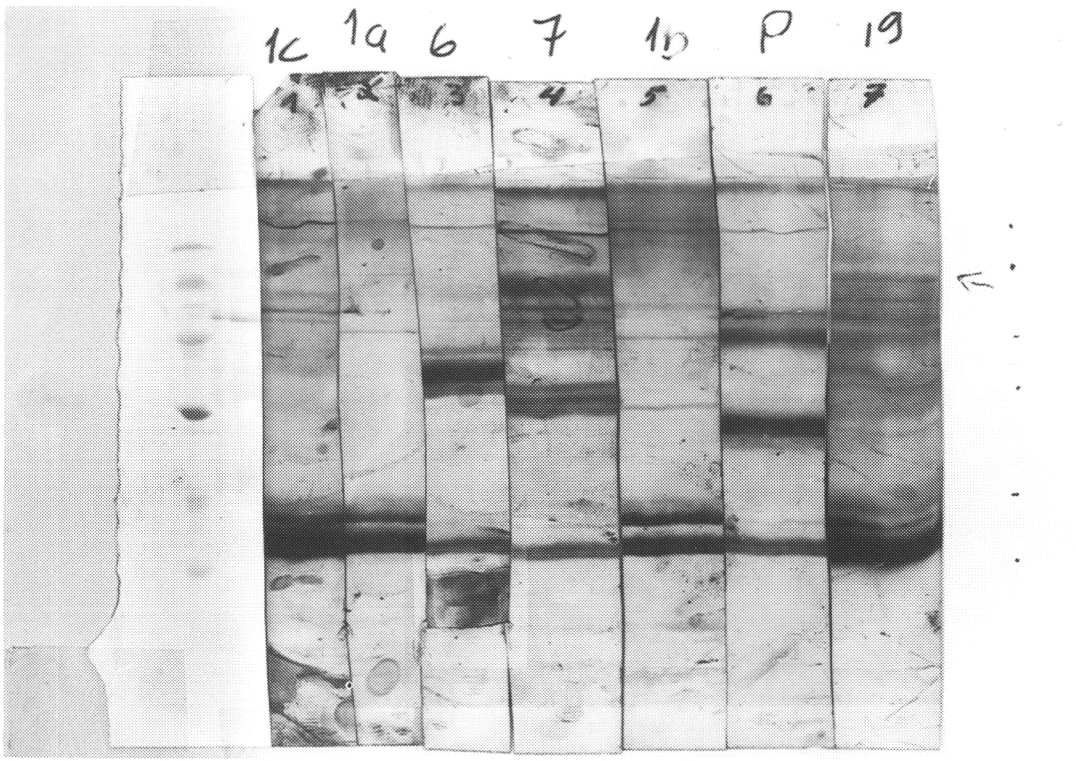
Tulokset

PR-proteiinien tunnistus kuusentaimista

Altistamattomista kuusentaimista tutkittiin yhteensä kahdeksan PR-proteiinin esiintymistä. Proteiinien tunnistus suoritettiin vasta-aineilla, joista viisi oli valmistettu tupakan ja kolme maissin eri PR-proteiineja vastaan. Osalla näistä PR-proteiineista on havaittu kitinaasiaktiivisuutta, osalla glukanaasiaktiivisuutta, ja osan entsymaattinen aktiivisuus on tuntematon. Kaikilla tutkituilla vasta-aineilla voitiin havaita spesifistä tunnistusta kuusinäytteissä (kuva 1). Tämä osoittaa, että tupakan, maissin ja kuusen PR-proteiinien täytyy olla rakenteeltaan varsin samanlaisia eli ne ovat evoluution kuluessa säilyneet lähes muuttumattomina. Tässä työssä saatiin PR-P:n molekyylipainoksi 28 000 - 29 000 ja PR-6:n 35 000 - 36 000. Molekyylipainot ovat lähellä muiden lajien vastaavia, tupakan PR-P 27500 ja maissin PR-6a 32 000 ja PR-6b 30 500 (Bol ym. 1990).

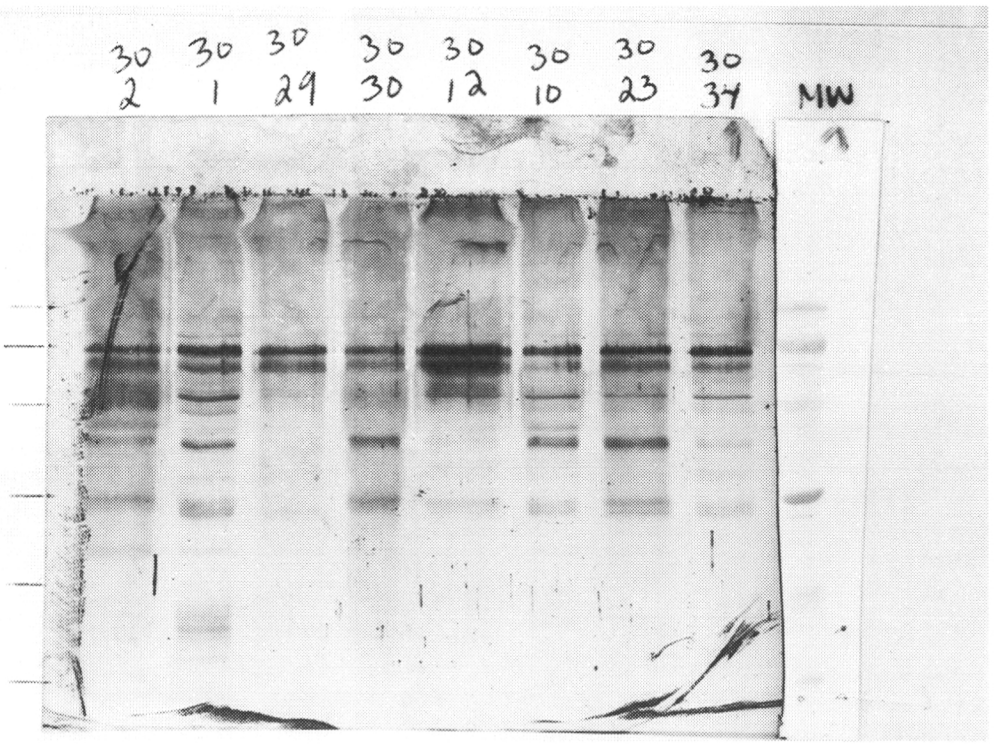
Menetelmän kehittäminen usean PR-proteiinin samanaikaiseksi määrittämiseksi

Käytännössä olisi ollut mahdotonta tutkia erikseen kaikkien tunnistettujen PR-proteiinien esiintymistä suuressa näytepopulaatiossa, etenkin kun taimista saatavat proteiinimäärät olivat varsin pieniä. Vasta-aineista valittiinkin jatkotutkimuksiin kaksi, joista toinen edusti kitinaasia, toinen glukanaasia. Muut valintakriteerit olivat, että kyseiset vasta-aineet antoivat selvärajaiset tunnistukset, ja niiden tunnistamat proteiinit kulkivat SDS-polyakryyliamidigeelielektroforeesissa selvästi eri kohtiin. Vasta-aineet PR-6:a (maissin glukanaasi) ja PR-P:a (tupakan kitinaasi) vastaan täyttivät kyseiset ehdot. Näistä vasta-aineista tehtiin sellainen yhdistelmä, että kummankin vaste oli määrältään samaa suuruusluokkaa. Tällä menetelmällä oli mahdollista analysoida samasta näytteestä yhtäaikaisesti kumpaakin PR-proteiinia (kuva 2).



Kuva 1. PR-proteiinien tunnistus kuusen neulasista Western-blot-analyysillä. Käytetyt vasta-aineet (numerointi liuskojen yläpuolella), ks. teksti.

Figure 1. Western blot analysis of spruce needle proteins using antibodies against several PR proteins from tobacco (1a, 1b, 1c, P) and maize (6, 7, 19).



Kuva 2. PR-6- ja PR-P-proteiinien esiintyminen verranteissa ja otsonialtistetuissa kuusen neulasissa (klooni RO1-0909). Western-blot-analyysi suoritettiin käyttämällä tunnistuksessa PR-6- ja PR-P-vasta-aineiden seosta. Näytteet 1 ja 2: verranteita altistukselle 6300 ppb·h; 3 ja 4: altistus 6300 ppb·h; 5 ja 6: verranteita altistukselle 8400 ppb·h; 7: altistus 8400 ppb·h; 8: altistus 6300 ppb·h.

Figure 2. PR-6 and PR-P proteins in control and ozone-exposed spruce needles. Western blot analysis was made using a mixture of the antibodies against PR-6 and PR-P. Lanes 1 and 2: controls for 6300 ppb·h; 3 and 4: exposed to 6300 ppb·h; 5 and 6: controls for 8400 ppb·h; 7: exposed to 8400 ppb·h; 8: exposed to 6300 ppb·h.

Otsonialtistuksen vaikutukset PR-proteiinien määrään

Kahta eri kloonia edustavia, lumen alta herätettyjä kuusentaimia altistettiin kahdelle otsoniannokselle, 6300 ppb·h ja 8400 ppb·h. Suuremmalla altistusmäärällä saatiin toisessa kuusikloonissa (RO1-74-0936) näkyviin silmin havaittavia vaurioita. Neulaset muuttuivat vaalean ruskeiksi tai kellertäviksi neulasen tyveltä alkaen. PR-proteiineja analysoitaessa havaittiin, että jo kaikissa verrannenäytteissä esiintyi huomattavia määriä sekä PR-6:a että PR-P:tä. Otsonialtistetuissa taimissa näytti keskiarvojen perusteella olevan nousua kaikissa muissa PR-proteiinipitoisuuksissa paitsi otsonia paremmin sietävän kloonin suuremmassa otsonipitoisuudessa käsitellyistä taimista analysoiduissa näytteissä. Näissä PR-P-proteiinin pitoisuus näytti kääntyneen laskuun. Yksittäisten taimien PR-proteiinimäärissä todettu hajonta oli kuitenkin kaikissa tapauksissa niin suuri, että tilastollista eroa verranteiden ja altistettujen taimien välillä ei ollut (kuvat 3 a ja b).

Tulosten tarkastelu

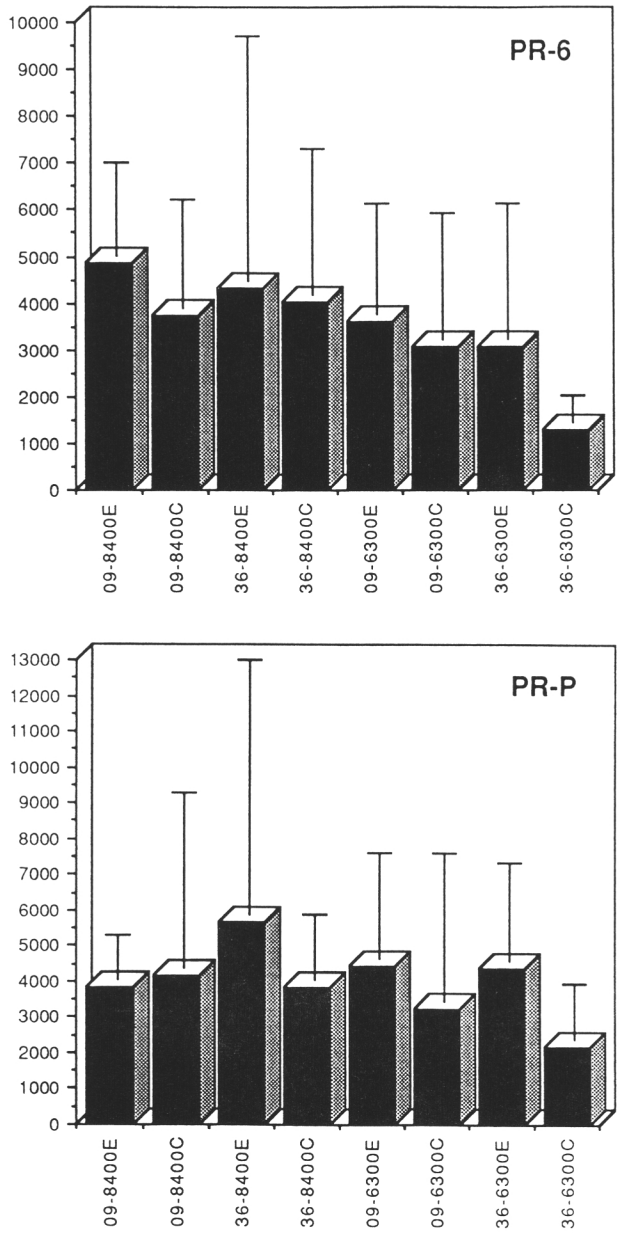
Tässä työssä on selvitetty PR-proteiinien esiintymistä kuusentaimissa sekä otsonialtistuksen vaikutusta eräisiin valittuihin PR-proteiineihin. Otsonialtistus valittiin, koska sillä voidaan saada varmasti aikaan riittävän vakava stressitila ja jopa näkyviä vaurioita. Kuusikloonit valittiin, koska niillä on oletettavasti yksilöllinen vaihtelu pienempää kuin männyntaimilla.

Tämä työ tuo aivan uutta tietoa siinä suhteessa, että kuuselta pystyttiin osoittamaan useita erityyppisiä PR-proteiineja. Proteiinien tunnistuksessa käytetyt vasta-aineet on valmistettu joko tupakan tai maissin PR-proteiineja vastaan, joten kyseiset proteiinit ovat hyvin konservoituneita.

Sandermann ym. (1989) on osoittanut geelielektroforeesin ja autoradiografian avulla otsonialtistettujen männyn ja kuusen taimien neulasissa proteiinien indusoitumista. Joidenkin ominaisuuksiensa perusteella näitä voidaan pitää PR-proteiineina, mutta niitä ei ole varsinaisesti tunnistettu. Kitinaasiaktiivisuuden on osoitettu lisääntyvän sekä kuusen solukkoviljelmässä että juurissa elisiittorin, mykoritsasienen soluseinäfraktion vaikutuksesta (Sauter & Hager 1989).

Tämän työn jälkeen jää askarruttamaan, johtuuko korkea PR-proteiinien perustaso jonkinlaisesta stressistä, jonka kokeessa käytetyt taimet ovat kokeneet jo ennen otsonialtistusta ja siten verranne- ja altistusryhmiin ei ole enää koejärjestelyllä saatu eroa. Koska havupuilta ei aikaisemmin ole mitattu PR-proteiinien pitoisuuksia, ei tietoja ole kertynyt ns. "normaaliolosuhteista".

Myöhemmin on tarkoitus suorittaa otsonialtistuskoe myös männyntaimilla ja selvittää sen jälkeen versosurman mahdollisesti indusoimia PR-proteiineja mäntyalkuperäkokeilta Rovaniemeltä ja Muddusjärveltä.



Kuva 3. PR-6- ja PR-P-proteiinien määrät intensiteetteinä kahden kuusikloonin verranteissa ja otsonialtistetuissa neulasissa. Kuusikloonit: 09 = RO1-74-0909, 36 = RO1-74-0936. Kokonaisaltistukset 6300 ppb·h ja 8400 ppb·h. Kuvassa on esitetty keskiarvot (2 - 7 rinnakkaisnäytettä) ja hajonnat (S.D.). a. PR-6, b: PR-P.

Figure 3. PR-6 and PR-P proteins as intensities in control and ozone-exposed needles of two spruce clones. The spruce clones are referred to as 09 and 36. Total exposures were 6300 ppb·h and 8400 ppb·h. The means (n = 2 - 7) and S.D.'s are shown. a. PR-6, b. PR-P.

Kiitokset

Dos. Reijo Karjalainen Helsingin yliopiston Kasvipatologian laitokselta on osallistunut tämän tutkimuksen suunnitteluun ja hänen välityksellään saatiin työssä käytetyt vasta-aineet.

Kirjallisuus

Antoniw, J.F., Ritter, C.E., Pierpoint, W.S. & van Loon, L.C. 1980. Comparison of three pathogenesis-related proteins from plants of two cultivars of tobacco infected with TMV. Journal of General Virology 47: 79-87.

Bol, J.F., Linthorst, H.J.M. & Corneliessen, B.J.C. 1990. Plant pathogenesis-related proteins induced by virus infection. Annual Review of Phytopathology 28:113-138.

Boller, T. 1987. Hydrolytic enzymes in plant disease resistance. Julkaisussa: Kosuge, T. & Nester, E.W. (toim.). Plant-Microbe Interactions, Molecular and Genetic Perspectives, 2. Macmillan Publishing Company, New York. s. 385-413.

Harlow, E. & Lane, D. 1988. Antibodies. A laboratory manual. Cold Spring Harbor Laboratory, New York. s. 359-553.

Laemmli, U.K. 1970. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of bacteriophage T4. Nature 227: 680-685.

van Loon, L.C. 1987. Stress proteins in infected plants. Julkaisussa: Kosuge, T. & Nester, E.W. (toim.). Plant-Microbe Interactions, Molecular and Genetic Perspectives, 2. Macmillan Publishing Company, New York. s. 198-237.

Sandermann, H. Jr., Schmitt, R., Heller, W., Rosemann, D. & Langebartels, C. 1989. Julkaisussa: Longhurst, J.W.S. (toim.). Acid deposition - sources, effects and controls. British Library - Technical Communications. s. 243-254.

Sauter, M. & Hager, A. 1989. The mycorrhizal fungus Amanita muscaria induces chitinase activity in roots and suspension-cultured cells of its host Picea abies. Planta 179: 61-66.

Rikki- ja raskasmetallilaskeuman sekä typpilannoituksen vaikutus männyn tuholais- ja tautialttiuteen

Seppo Neuvonen[1], Tarmo Virtanen[1], Hanna Ranta[2] & Ari Nikula[2]
[1]Turun yliopisto, Biologian laitos ja Kevon tutkimusasema
20500 Turku
[2]Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: The pest and disease resistance of Scots pine and sulphur and heavy metal deposition

We have started experiments to study the effects of simulated acid rain, heavy metals (nickel & copper), and some other environmental factors (nitrogen fertilization, shade) on the resistance of pine seedlings against aphids and Scleroderris canker (*Gremmeniella abietina*). The set-up of the experiment is outlined in Fig. 1. First results (Table 1, Fig. 2) show that aphid (*Cinara pinea*) performance was enhanced by nitrogen fertilization. There seemed to be also an interaction in the effects of simulated acid rain and nitrogen fertilization. Nickel sulphate treatment did not have significant negative effects on aphid performance. Future bioassays will test the effects of the above mentioned treatments and aphid infestation on the resistance of seedlings against Scleroderris canker.

Johdanto

Monessa metsävauriossa on ollut osallisena ja jopa päällepäin näkyvimpänä tuhonaiheuttajana jokin kasvitauti tai tuhohyönteinen (Nevalainen & Yli-Kojola 1990). Esimerkkeinä mainittakoon Sallan versosurmatuhot (Raitio ym. 1990) ja Saariselän (Kaunispää, Urupää) krooniset ruskomäntypistiäisesiintymät (Niemelä ym. 1987). Tällaisten tuhojen esiintyminen on luontaisesti laikuttaista sekä alueellisesti että ajallisesti tarkasteltuna. Yksittäisten tuhojen syntyyn vaikuttavat mm. säätekijät, paikallistopografia, eri eliölajien väliset vuorovaikutukset ja myös ihmisen aiheuttamat ympäristömuutokset. Lisäksi metsävaurioon vaikuttaneet tekijät ovat usein toimineet pitkän aikaa ja vaikutukset tulevat esille hitaasti. Edellä mainitut seikat aiheuttavat ongelmia syy- ja seuraussuhteita selvittelevälle tutkimukselle.

Ensinnäkin tarkasteltavana vastemuuttujana tuskin on mielekästä pitää yksittäisten tuhojen intensiteettiä; pikemminkin tuhojen esiintymisfrekvenssi ja niiden keskimääräinen alueellinen laajuus ja voimakkuus ovat kiinnostavia muuttujia. Kun nyt olemme ensisijaisesti kiinnostuneita siitä, missä määrin Kuolan teollisuuskombinaattien saastepäästöt vaikuttavat tuhojen esiintymiseen, olisi suotavaa, että käytettävissä olisi tietoja tuhoista eri etäisyyksillä päästölähteistä sekä ajalta ennen niiden toiminnan alkamista että myöhemmin. Riittävän yksityiskohtaista ja kattavaa tietoa tuhojen esiintymisestä maassamme ja erityisesti Lapissa ei kuitenkaan ole saatavilla. Kuolan saastepäästöjen vaikutuksia hyönteisten ja tautien esiintymiseen on kuitenkin mahdollista arvioida, kun tunnetaan spesifisten ympäristötekijöiden vaikutukset tuhonaiheuttajien menestykseen.

Tämän osatutkimuksen tavoitteena on selvittää kokeellisesti männyn hyönteis- ja versosurmaresistenssin riippuvuutta rikki- ja raskasmetallilaskeumasta ja näin täydentää Itä-Lapin metsävaurioprojektin gradienttilinjoilta saatavaa tietämystä. Valitsimme tutkittaviksi hyönteisiksi kirvat, koska aiempien tutkimusten perusteella kirvat on se hyönteisryhmä, joka helpoimmin runsastuu ilmansaasteiden vaikutuksesta (Larsson 1989, McNeil & Whittaker 1990) ja koska kirvojen aiheuttaman vaurioituksen on arveltu altistavan männyn versosurmalle (Uotila 1989). Tutkimuksessa on useampia osia, mutta tässä keskitytään tulosten osalta vain taimien alkuperän, typpilannoituksen, happosadetuksen ja nikkelikäsittelyn vaikutuksia männyntaimien kirvaresistenssiin selvittävään kokeeseen.

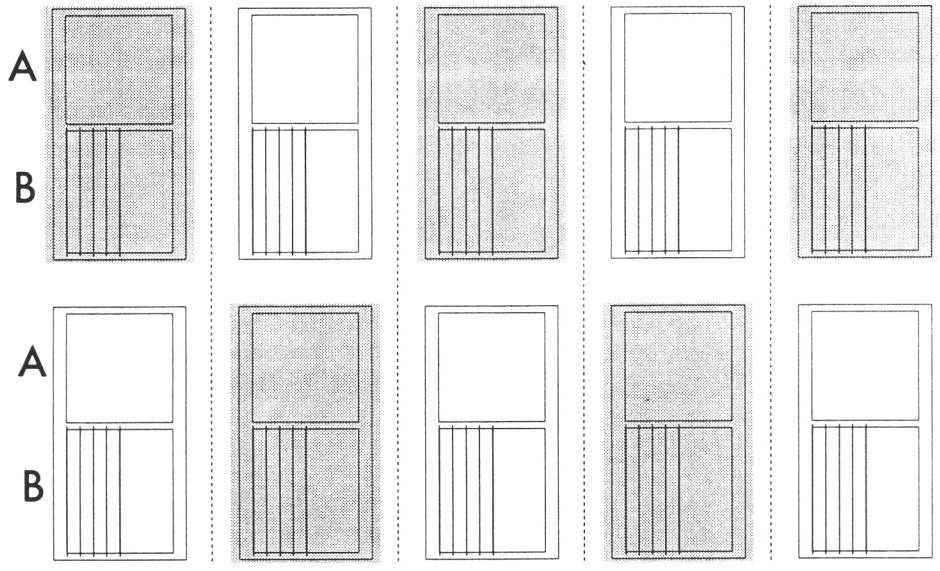
Materiaali ja menetelmät

Koejärjestely

Kokeessa käytetyt käsittelyt on esitetty seuraavassa asetelmassa:

Käsittely	Tasoja	
Happosadetus	2	vesi vs. rikkihappo (pH 3.5)
Lannoitus	3	ei lannoitusta vs. urea vs. Oulunsalpietari
Nikkeli	2	ei lisäystä vs. nikkelisulfaatti
Taimialkuperä	2	Rovaniemen mlk. vs. Inari

Koe on järjestetty kuvan 1 mukaisesti. Sadetuskäsittelyt aloitettiin kesällä 1990 ja ne annetaan lohkoittain. Taimialkuperät on käytännön syistä asetettu systemaattisesti vierekkäin. Lannoitus- ja nikkelikäsittelyt on satunnaistettu kunkin lohkon sisällä. Annetun lannoituksen määrä vastaa 100 kg typpeä/ha. Nikkelisulfaatti (100 mg/l maata) lisättiin pintamaahan liuoksena heinäkuussa 1990.



Kuva 1. Koejärjestely kokeissa, joissa selvitettiin A) happosadetuksen, taimien alkuperän, typpilannoituksen ja nikkelisulfaatin, tai B) happosadetuksen, taimien alkuperän, varjostuksen ja kuparisulfaatin vaikutuksia männyntaimien kirva- ja versosurmaresistenssiin. Lohkot on erotettu toisistaan katkoviivoilla. Happosadetus on osoitettu varjostuksella; lohkon toinen puoli on sadetettu vastaavalla vesimäärällä. Pystyviivoitus osoittaa varjostuskäsittelyn.

Figure 1. Set-up of experiments testing the effects of A) simulated acid rain (SAR), seedling origin, nitrogen fertilization and nickel sulphate, or B) SAR, seedling origin, shading and copper sulphate on the resistance of Scots pine seedlings against aphids and Scleroderris canker. Blocks are separated by hatched lines. SAR is shown by shading; the other side of each block was treated with equal amounts of water. Shade treatment is shown by vertical lines.

Biotestit

Heinäkuussa 1991 osalle koetaimista istutettiin partenogeneettisesti lisääntyviä oksakirvanaaraita (*Cinara pinea* (Mordv.); yksi/taimi). Kirvat olivat peräisin Turussa alkukesällä perustetuista kasvatuksista. Ennen koetta kirvat lajiteltiin siten, että kuhunkin lohkoon saatiin mahdollisimman samanlaiset kirvat. Näitä riitti vain neljään lohkoon. Kirvojen karkaamisen estämiseksi taimet peitettiin rautalangalla tuetuilla harsopusseilla. Samanlaisilla pusseilla peitettiin ne taimet, joita käytetään myöhemmin verrokkeina testattaessa kirvojen vaikutusta taimien versosurmaresistenssiin. Kirvakoe päätettiin 25 vrk:n kuluttua keräämällä kirvat jälkeläisineen sekä hämähäkit imupullolla talteen ja säilömällä ne 70 % etanoliin.

Kirvojen lukumäärät laskettiin kehitysvaiheittain (toukkavaiheet I-IV & aikuiset), siivellisten yksilöiden osuus määritettiin aikuisista ja toukkavaiheista III-IV (siipiaiheiden perusteella) ja aikuisista laskettiin niiden sisältämien alkioiden lukumäärä (embryoita löytyy kirvan sisältä kehityksen suhteen liukuva sarja; mukaan laskettiin vain ne alkiot, joiden silmät olivat pigmentoituneet). Kirvojen menestystä käsitellyillä taimilla kuvasivat seuraavat vastemuuttujat: LKM = kirvojen kokonaislukumäärä kokeen lopussa; EMBR = keskimääräinen alkioiden lukumäärä siivettömissä aikuisissa kirvoissa.

Kirvoille altistetut taimet ja niiden kontrollit infektoitiin männynversosurmasienen (*Gremmeniella abietina* (Lagerb.) Morelet) itiöillä 2.9.1991. Itiöt oli tuotettu kasvattamalla sientä (kanta peräisin Hyytiälästä; A. Ylimartimon eristämä) puhdasviljelmänä Erlemeyer-pulloissa ohranjyvä-neulasmurske -alustalla. Itiöistä valmistettiin steriloituun veteen suspensio, jota pipetoitiin kunkin taimen kärkisilmuun 0,2 ml (100 000 itiötä). Heti infektoinnin jälkeen kunkin taimen päälle asetettiin kolmen vrk:n ajaksi muovipussi, joka kiinnitettiin maahan. Pussit ylläpitivät infektion onnistumiselle sopivaa ilmankosteutta ja estivät sadetta huuhtomasta itiöitä pois. Versosurmaan sairastuneiden taimien määrä ja infektion voimakkuus arvioidaan alkukesällä 1992. Huomioitavia oireita ovat kärkisilmun elävyys, nekroottisen alueen laajuus ja neulasten vetolujuus. Sienen lajinmääritys varmistetaan ottamalla sairastuneesta solukosta näytteitä, joista versosurmasieni kasvatetaan ulos ravintoalustalla.

Aineiston käsittely

Muutamasta koepussista löytyi kirvoja syöviä hämähäkkejä, eikä näitä pusseja otettu mukaan kirvojen menestymistä käsitteleviin analyyseihin. Kirvojen lukumääriä analysoitaessa käytettiin logaritmimuunnosta varianssien yhtäsuuruuden parantamiseksi. Kuvat perustuvat kuitenkin muuntamattomiin arvoihin. Happosadetuksen vaikutusta testattaessa käytämme virheterminä lohko*happosadetus -yhdysvaikutusta, koska sadetuskäsittely oli järjestetty lohkoittain.

Tulokset

Kirvojen lisääntymiseen vaikutti selvimmin lannoituskäsittely: sekä urealla että Oulunsalpietarilla lannoitetuilla taimilla oli noin kaksinkertainen kirvamäärä lannoittamattomiin taimiin verrattuna (taulukko 1, kuva 2). Sama suuntaus (vaikka ei tilastollisesti merkitsevä) oli havaittavissa myös kirvojen keskimääräisen alkioluvun osalta. Inarista peräisin olevilla taimilla kirvojen lukumäärä oli noin kaksinkertainen Rovaniemen mlk:sta peräisin oleviin taimiin verrattuna. Ero ei kuiten-

kaan ollut tilastollisesti merkitsevä (5 %:n riskitasolla), eikä vastaavaa eroa löytynyt toisessa samanaikaisessa osakokeessa (tuloksia ei tässä).

Happosadetuskäsittelyn vaikutus kirvojen menestykseen näytti riippuvan taimien saamasta lannoituksesta (happokastelun ja lannoituksen yhdysvaikutus ei ollut merkitsevä, mikäli virheterminä käytettiin Happo*Lannoitus*Lohko-yhdysvaikutusta, mutta mikäli testissä käytettiin alimman tason virhetermiä, Happo*Lannoitus-yhdysvaikutus oli merkitsevä (F=4,57, p=0,031)). Lannoittamattomilla ja urea-käsittelyn saaneilla taimilla happosadetus paransi hieman kirvojen menestystä (ei merkitsevästi), kun taas Oulunsalpietarilla lannoitetuilla taimilla happosadetus heikensi kirvojen menestymistä (kuva 2).

Kirvojen kokonaislukumäärä oli riippumaton nikkelisulfaattikäsittelystä (F=0,01, p>0,9). Alkioiden määrä kirvoissa oli noin 20 % alhaisempi nikkelikäsittelyn saaneilla taimilla kuin kontrollitaimilla (ero ei tilastollisesti merkitsevä).

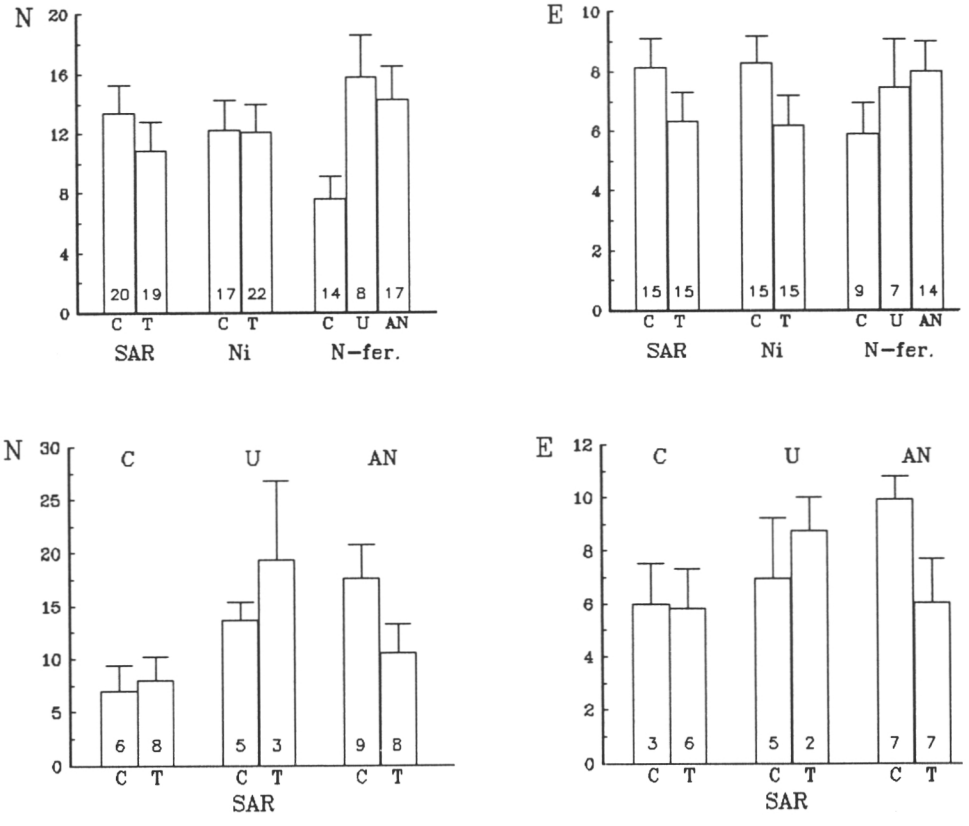
Taulukko 1. Varianssianalyysitaulukko käsittelyjen vaikutuksista kirvojen menestykseen. Vastemuuttujina: LKM = kirvojen lukumäärä kokeen lopussa; EMBR = keskimääräinen alkioiden määrä siivettömissä kirvanaaraissa.

Table 1. ANOVA table showing the effects of treatments on the performance of aphids. Dependent variables: LKM = the number of aphids at the end of the bioassay. EMBR = the mean number of embryos per apterous females. Sources of variation: Lohko = Block; Happo = Acid; Alkuperä = Seedling provenance; Nikkeli = Nickel sulphate; Lannoitus = Nitrogen fertilization.

Vastemuuttuja *Dependent variable*		Log (LKM)				EMBR			
Vaihtelulähde *Source of variation*		df	Keskineliö *Mean square*	F	p	df	Keskineliö *Mean square*	F	p
Lohko		3	0,4881			3	32,869		
Happo	a	1	0,4964	0,70	0,463	1	7,370	8,43	0,101
Lohko*Happo		3	0,7046			2	0,875		
Alkuperä		1	0,9265	3,86	0,071	1	1,647	0,10	0,758
Nikkeli		1	0,0027	0,01	0,917	1	6,986	0,43	0,529
Lannoitus		2	1,5660	6,52	0,011	2	16,579	1,02	0,399
Happo*Lann	b	2	1,0988	2,23	0,178	2	20,673	4,63	0,121
Lohko*Happo*Lann		7	0,4928			3	4,469		
Virhevaihtelu *Error*		13	0,2403			9	16,268		

a Lohko*Happo virheterminä; b Lohko*Happo*Lann virheterminä analyysissä olivat myös mukana: Ni*H, Ni*L & Ni*H*L - näillä p>0,25

*a Block*Acid as error term; b Block*Acid*Nitrogen Fertiligation as error term, Nickel*Acid, Nickel*Nitrogen Fertiligation & Nickel*Acid*Nitrogen Fertiligation were also used in the analysis-with these p>0.25*



Kuva 2. Kirvojen menestyminen männyntaimilla suhteessa käsittelyjen päävaikutuksiin (ylärivi) sekä happosadetuksen ja typpilannoituksen yhdistelmiin (alarivi). Kirvojen menestymisen mittana on käytetty kirvojen lukumäärää kokeen lopussa (N) tai keskimääräistä alkioiden määrää siivettömissä naaraissa (E). Pylväät osoittavat keskiarvon + keskivirheen. SAR = happosadetus, Ni = nikkelisulfaattikäsittely, N-fer. = typpilannoitus; C = käsittelemätön, T = käsitelty, U = urea, AN = Oulun salpietari.

*Figure 2. The success of aphids in relation to the treatments of seedlings (top) and to the acid rain * fertilization -combinations (bottom). The performance of aphids was measured by their number at the end of the experiment (N) or by the average number of embryos per apterous females (E). The bars show mean + S.E. SAR = simulated acid rain; Ni = $NiSO_4$-treatment, N-fer. = nitrogen fertilization; C = untreated, T = treated, U = urea, AN = Ammonium nitrate with lime.*

Tarkastelu

Kirvojen parempi menestys typpilannoitetuilla taimilla on ymmärrettävää, sillä niiden kasvua ja lisääntymistä rajoittaa useimmiten juuri typen saatavuus. Happosadetuksen vaikutukset oksakirvojen menestymiseen taimilla eivät olleet kovinkaan selkeitä. Yllättävää oli, että rikkihapposadetus yhdistettynä Oulunsalpietarilannoitukseen näytti

heikentävän kirvojen menestystä. Lannoittamattomilla ja urealannoitetuilla taimilla happosadetus puolestaan lievästi paransi kirvojen menestystä. Myös aiemmin koivukirvoilla tehdyt kokeet viittasivat siihen, että happosadetuksen vaikutukset saattavat riippua muista ympäristötekijöistä (Neuvonen & Lindgren 1987).

Kaasumaisten ilmansaasteiden (erityisesti SO_2) vaikutuksia kirvoihin on tutkittu enemmän kuin rikkihapon märkälaskeuman vaikutuksia. Verrattaessa eripituisten SO_2-altistusten (100 nl/l) vaikutuksia kirvojen kasvunopeuteen on havaittu, että erityisesti suhteellisen lyhytkestoiset altistukset parantavat kirvojen menestystä eniten (McNeill & Whittaker 1990). Ilmansaasteiden esiintymistä Lapissa luonnehtivatkin juuri suhteellisen lyhytkestoiset korkeiden pitoisuuksien jaksot (Laurila ym. 1991, Jurvelin ym. 1992). Kohonnut nikkelipitoisuus voisi haitata kirvojen lisääntymistä, mutta koetuloksemme eivät selvästi tue tätä vaihtoehtoa: kokeen aikana syntyneiden kirvojen määrään nikkelisulfaatilla ei ollut vaikutusta. Luonnossa Kuolan tehtaiden lähiympäristöä lukuunottamatta tuskin esiintyy kirvojen menestystä haittaavia nikkelipitoisuuksia. Tähän viittaa se, että Harjavallan tehtaiden (joiden päästöt laadullisesti ovat samantapaisia kuin Kuolan teollisuuslaitosten) lähiympäristössä on havaittu männyillä kohonneita kirvatiheyksiä (Heliövaara & Väisänen 1989).

Lopuksi

Runsaina esiintyessään kirvat aiheuttavat suoranaista haittaa (kasvutappiot) isänätäkasvilleen, ja lisäksi ne saattavat levittää kasvitauteja. Hypoteesia siitä, että kirvojen imennällään tekemät vauriot helpottavat myös versosurman iskeytymistä mäntyihin (Uotila 1989) testaamme vertaamalla alkukesällä 1992 taudin kehitystä taimissa, joissa edellisenä kesänä joko oli tai ei ollut kirvoja ja jotka infektoitiin versosurman itiöillä. Samassa yhteydessä saadaan selville lannoitus- ja saastukekäsittelyjen mahdolliset suorat vaikutukset versosurmaan.

Ilmansaasteet saattavat vaikuttaa versosurman esiintymiseen myös heikentämällä versoissa eläviä endofyyttisiä sieniä, joiden on esitetty haittaavan versosurman kasvua (Barklund 1989). Testaamme tätä hypoteesia Kevolla käynnissä olevasta pitkäkestoisesta happosadetuskokeesta saatavalla aineistolla sekä kasvattamalla laboratoriossa endofyyttisieniä ja versosurmaa yhdessä erilaisia saastukepitoisuuksia sisältävillä kasvatusalustoilla.

Kirjallisuus

Barklund, P. 1989. Occurrence of and interaction between Gremmeniella abietina and endophytic fungi in two conifers. PhD-thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Mycology and Pathology, Uppsala. s. 38-39.

Heliövaara, K. & Väisänen, R. 1989. Invertebrates of young Scots pine stands near the industrialized town of Harjavalta, Finland. Silva Fennica 23: 13-19.
Jurvelin, J., Hillamo, R. & Virkkula, A. 1992. Ensimmäisiä ilmanlaadun mittaustuloksia Kirakkajärveltä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).
Larsson, S. 1989. Stressful times for plant stress - insect performance hypothesis. Oikos 56: 277-282.
Laurila, T., Tuovinen, J.-P. & Lättilä, H. 1991. Lapin ilmansaasteet. Ilmatieteen laitos. Ilmanlaatuosasto, Helsinki. 67 s.
McNeill, S. & Whittaker, J.B. 1990. Air pollution and tree-dwelling aphids. Julkaisussa: Watt, A.D., Leather, S.R., Kidd, N.A.C. & Hunter, M. (toim.). Population dynamics of forest insects. Intercept Ltd., Andover, U.K. s. 195-208.
Neuvonen, S. & Lindgren, M. 1987. The effect of simulated acid rain on performance of the aphid Euceraphis betulae (Koch) on silver birch. Oecologia (Berlin) 74: 77-80.
Nevalainen, S. & Yli-Kojola, H. 1990. The occurrence of abiotic and biotic damage and its relation to defoliation (needle loss) of conifers in Finland (1985-1988). Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag, Berlin. s. 561-582.
Niemelä, P., Rousi, M. & Saarenmaa, H. 1987. Topographical delimitation of Neodiprion sertifer (Hym., Diprionidae) outbreaks on Scots pine in relation to needle quality. Journal of Applied Entomology 103: 84-91.
Raitio, H., Tikkanen, E. & Nöjd, P. 1990. Mäntyjen ravinnetalous Sallan puustovaurioalueella. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 23-31.
Uotila, A. 1989. Ilmastotekijöiden vaikutus männynversosyöpätuhoihin. Summary: The effect of climatic factors on the occurrence of Scleroderris canker. Folia Forestalia 721. 23 s.

Kokeellisen neulaspoiston vaikutus männyn kasvuun Itä- ja Keski-Lapissa

Tuija Honkanen, Erkki Haukioja & Janne Suomela
Biologian laitos, Turun yliopisto
20500 Turku

Abstract : Effects of needle clipping on pine growth in eastern and middle Lapland

We studied possible differences in the ability of young pines (*Pinus sylvestris* L.), thought to be exposed to different levels of pollution, to compensate for needle loss in eastern (Tuntsa) and middle (Sodankylä) Lapland. Eastern Lapland was assumed to be affected more heavily than middle Lapland by pollution from smelters on the Kola Peninsula. In both Tuntsa (east) and Sodankylä (middle) we chose three subareas, each with a plot with a low and a high soil aluminium content, in spring and autumn 1990. In each of the subareas we randomized 20 trees into those trees (10) from which we clipped all except the youngest year-class of needles and those trees (10) that served as controls. In autumn 1990 and 1991 we measured average dry weights of needles on the main axis as well as the diameter and the longitudinal growth of the main axis. After the first growing season only the diameter was significantly lower in defoliated trees than in controls, while all the measured parameters were significantly lower in treated trees after the second growing season. The longitudinal growth in relation to treatment in trees clipped in autumn 1990 was lower at Tuntsa than at Sodankylä. None of the other traits, nor any of the traits in spring-clipped trees were poorer in Tuntsa. Accordingly, our data did not indicate clear differences in the ability of trees at Tuntsa and Sodankylä to compensate needle losses.

Johdanto

Ilmansaasteet vaikuttavat kasveihin joko suoraan ilman kautta tai epäsuorasti maaperän välityksellä. Havupuissa ilmansaasteiden suorat vaikutukset ilmenevät ensin solukkomuutoksina neulasissa, myöhemmässä vaiheessa puiden latvusto yleensä harsuuntuu. Maaperässä tapahtuvien muutosten seurauksena kasvien ravinteiden saanti voi heikentyä ja juuristo kärsiä alumiinin ja raskasmetallien vaikutuksesta. Altistuskokeissa saadut tulokset ilmansaasteiden vaikutuksista männyntaimiin ovat osittain ristiriitaisia. Saastamoisen & Holopaisen (1989) ja

Vuorisen (1990) mukaan ilmansaasteet vaikuttavat männyn taimien kasvuun vain vähän, kun taas Percy (1986) on osoittanut taimien kasvun heikkenevän happaman sadetuksen vaikutuksesta. Lisäksi happamoitumisherkillä alueilla nuorten mäntyjen kasvu on mahdollisesti lievästi heikentynyt (Jussila ym. 1990).

Kasvin kyky korvata menetetty neulasmassa kuvastaa sen vastuskykyä ympäristön rasitteita vastaan. Kasvien kompensaatiokyky vaihtelee lajin, kehitysvaiheen ja kasvupaikan mukaan (Loehle 1988). Hitaasti kasvavien ja pitkäikäisten kasvien kuten havupuiden kompensaatiokykyä pidetään yleensä heikompana kuin nopeasti kasvavien kasvien (Maschinski & Whitham 1989). Tämän perusteella havupuiden voisi ennustaa olevan erityisen herkkiä neulaspoistuman aiheuttamille rasitteille. Toisaalta kasvupaikka vaikuttaa kompensaatioon: voimakas kilpailu ja ravinteiden vähyys vähentävät merkittävästi kompensaation mahdollisuuksia (Maschinski & Whitham 1989). Esimerkiksi liukoisen alumiinin männyn taimien kasvua heikentävä vaikutus riippuu osittain saatavilla olevien ravinteiden määrästä (Arovaara & Ilvesniemi 1990).

Tässä tutkimuksessa olemme kokeellisesti tutkineet, ovatko Kuolan teollisuussaasteet vaikuttaneet Itä-Lapissa (Tuntsan alue) nuorten, aktiivisesti kasvavien mäntyjen elinkykyyn. Elinkyvyn indikaattorina olemme käyttäneet mäntyjen kykyä korvata neulashävikkiä. Vertailualueena olemme käyttäneet Keski-Lappia, lähinnä Sodankylän aluetta. Lisäksi olemme tutkineet, vaikuttaako maaperän alumiinipitoisuus mäntyjen kompensaatiokykyyn.

Menetelmät

Keväällä ja syksyllä 1990 perustimme koealueita Itä- (Tuntsan alue) ja Keski-Lappiin (Sodankylän alue). Molemmilta suuralueilta valitsimme sekä keväällä että syksyllä maaperäkarttojen avulla alueita, joiden maaperässä oli joko paljon tai vähän alumiinia. Toistoja maaperän laadun suhteen oli kummallakin suuralueella kolme. Kultakin koealueelta valitsimme 20 noin 1-2 metrin pituista mäntyä, jotka jaoimme arpomalla kontrolli- ja käsittelypuiksi. Käsittelimme puut leikkaamalla saksilla pois kaikki neulasvuosikerrat nuorinta lukuunottamatta.

Syksyllä 1990 (vain keväällä käsitellyistä puista) ja 1991 keräsimme koepuista viisi neulasta päärungon uusimmasta neulasvuosikerrasta ja mittasimme rungon pituus- ja paksuuskasvun. Kuivauksen (70 °C, 48 h) jälkeen mittasimme neulasten kuivapainot. Rungon pituuskasvun mittasimme 0,1 cm tarkkuudella ja paksuuskasvun verson keskivaiheilta työntömitalla 0,1 mm tarkkuudella.

Tilastolliset käsittelyt

Testattavat aineistot jakautuivat normaalisti. Testasimme aineistot varianssianalyysillä, jossa koealueet sisältyivät hierarkisesti suuralueisiin (Tuntsa ja Sodankylä) (Sokal & Rohlf 1981, SAS Institute 1985). Suuralueet, alumiinipitoisuus ja käsittely olivat kiinteitä (fixed) muuttujia (Zar 1984).

Tulokset

Keväällä käsitellyt puut

Käsittelyä seuraavan kasvukauden jälkeen käsittely oli heikentänyt merkitsevästi rungon paksuuskasvua (taulukko 2 ja kuva 1c), mutta ei neulasten kuivapainoa eikä rungon pituuskasvua (taulukot 1 ja 3 sekä kuvat 1a ja 1e). Toisen kasvukauden jälkeen olivat neulasten kuivapainot sekä päärungon pituus- ja paksuuskasvu merkitsevästi heikentyneet (taulukot 1, 2 ja 3 ja kuvat 1b, 1d ja 1f).

Kumpanakin kasvukautena Tuntsan puiden neulaset olivat merkitsevästi kevyempiä ja päärungon pituus- ja paksuuskasvu oli merkitsevästi heikompaa kuin Sodankylän puiden (taulukot 1, 2 ja 3 sekä kuvat 1a-f). Suuralueiden ja käsittelyn välinen yhdysvaikutus ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevä, joten suuralueet eivät eronneet merkitsevästi käsittelyjen vaikutusten suhteen (taulukot 1, 2 ja 3).

Neulasten kuivapainot ja rungon pituus- ja paksuuskasvu olivat kumpanakin kasvukautena merkitsevästi suurempia korkean kuin alhaisen alumiinipitoisuuden alueilla (taulukot 1, 2 ja 3 ja kuvat 1a-f). Tuntsalla, mutta ei Sodankylässä, puiden pituuskasvu oli voimakkaampaa korkean kuin alhaisen alumiinipitoisuuden alueella (taulukko 3). Suuralueen, alumiinipitoisuuden ja käsittelyn välillä ei kuitenkaan ollut merkitsevää yhdysvaikutusta, joten suuralueiden laadullinen ero ei vaikuttanut puiden reagointiin neulaspoistoon (taulukko 3). Käsittelyä seuraavan kasvukauden jälkeen kasvupaikan alumiinipitoisuuden ja käsittelyn välillä oli merkitsevä yhdysvaikutus neulasten kuivapainossa; alhaisen alumiinin alueilla käsittely lisäsi neulasten kuivapainoja kun taas korkean alumiinipitoisuuden alueilla neulasten painot vähenivät kontrolliin verrattuna (kuva 1a). Toisena vuotena käsittelystä kasvupaikan alumiinipitoisuus suhteessa käsittelyyn ei kuitenkaan enää vaikuttanut neulasten kuivapainoihin (taulukko 1).

Taulukko 1. ANOVA-taulu suuralueiden, alumiinipitoisuuden ja neulaspoiston (keväällä 1990) vaikutuksista mäntyjen 1990 ja -91 neulasvuosikertojen neulasten kuivapainoihin. A=suuralueet (Sodankylä ja Tuntsa), AL=alumiinipitoisuus, LT(A)=toistot suuralueiden sisällä ja K=käsittely.

Table 1. ANOVA table of the effects of area, Al content and needle clipping (spring 1990) on the dry weights of needles in years 1990-91. A=area (Sodankylä and Tuntsa), AL=aluminium content, LT(A)=replicates within areas, and K=treatment.

	1990		1991	
Vaihtelun lähde *Source of error*	df	F	df	F
A a	1	61,66***	1	11,97***
AL b	1	38,04**	1	14,89*
LT(A)	5	0,25	5	1,82
K c	1	0,10	1	116,50***
A*AL b	1	5,32	1	0,12
A*K c	1	0,62	1	0,09
AL*K d	1	13,38*	1	0,11
AL*LT(A)	3	0,25	4	1,58
K*LT(A)	5	0,81	5	0,33
A*AL*K d	1	2,60	1	3,86
AL*K*LT(A)	3	0,35	4	0,55
Virhevaihtelu *Error*	163		162	

a virheterminä LT(A)
b virheterminä AL*LT(A)
c virheterminä K*LT(A)
d virheterminä AL*K*LT(A)
Merkitsevyystasot $p < 0,05$ *, $p < 0,01$ ** ja $p < 0,001$ ***

a LT(A) was used as an error term
*b AL*LT(A) was used as an error term*
*c K*LT(A) was used as an error term*
*d AL*K*LT(A) was used as an error term*
*Levels of significance $p < 0.05$ *, $p < 0.01$ ** and $p < 0.001$ ****

Taulukko 2. ANOVA-taulu suuralueiden, alumiinipitoisuuden ja neulaspoiston vaikutuksista keväällä 1990 käsiteltyjen mäntyjen paksuuskasvuun vuosina 1990-91. Lyhennykset ja virhetermit kuten taulukossa 1.

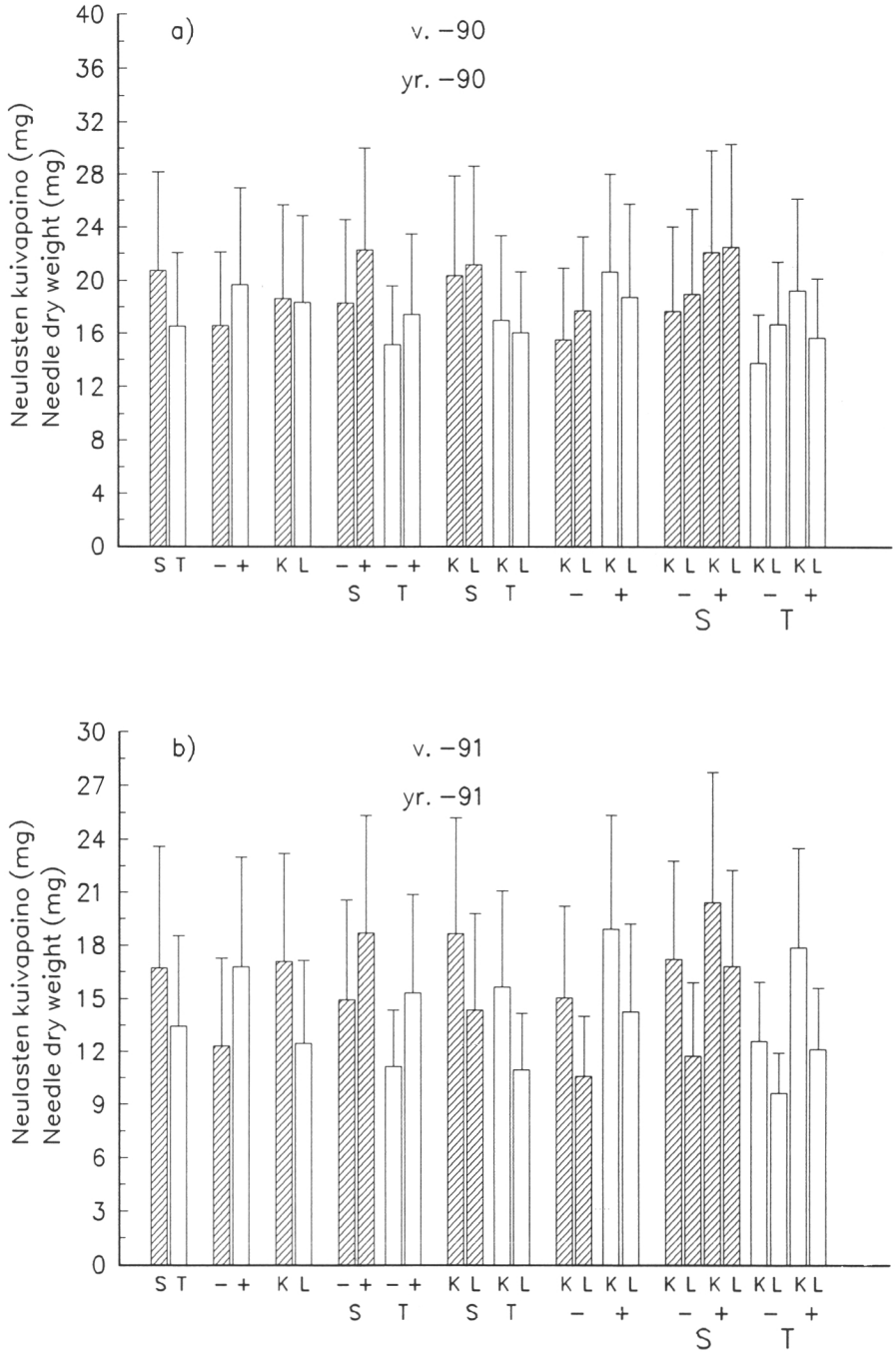
Table 2. ANOVA table of the effects of area, Al content and needle clipping (spring 1990) on the diameter growth of pines in years 1990-91. Abbreviations and error terms as in table 1.

	1990		1991	
Vaihtelun lähde *Source of error*	df	F	df	F
A a	1	13,57*	1	8,21*
AL b	1	77,60***	1	16,88*
LT(A)	5	2,77*	1	2,49
K c	1	19,50	1	78,08***
A*AL b	1	0,00	1	2,55
A*K c	1	3,09	1	3,54
AL*K d	1	0,44	1	0,10
AL*LT(A)	4	0,35	4	1,97
K*LT(A)	5	0,76	5	0,34
A*AL*K d	1	1,01	1	0,45
AL*K*LT(A)	4	0,90	4	1,01
Virhevaihtelu *Error*	157		157	

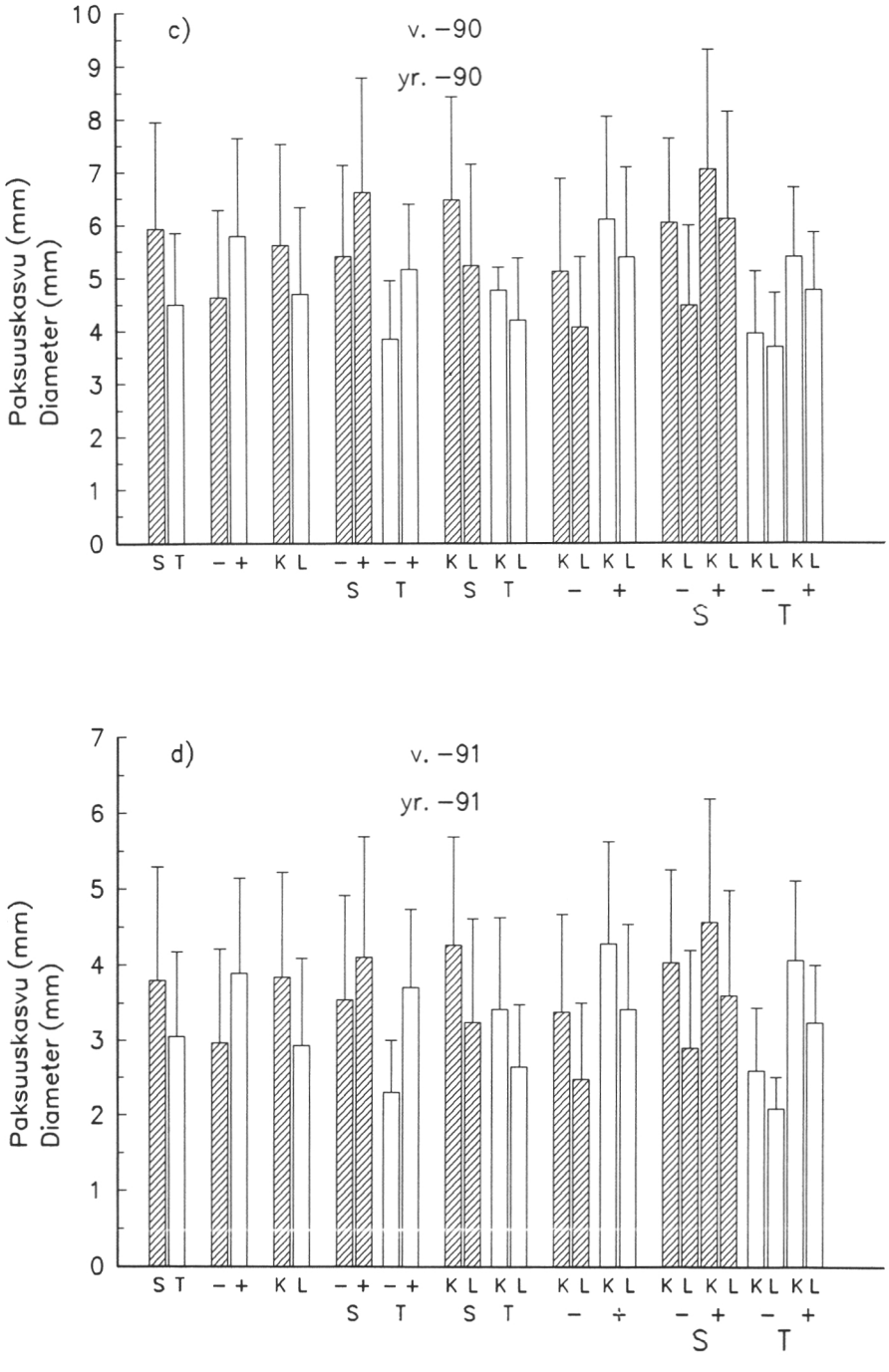
Taulukko 3. ANOVA-taulu suuralueiden, alumiinipitoisuuden ja neulaspoiston vaikutuksista keväällä 1990 käsiteltyjen mäntyjen pituuskasvuun vuosina 1990-91. Lyhennykset ja virhetermit kuten taulukossa 1.

Table 3. ANOVA table of the effects of area, Al content and needle clipping (spring 1990) on the longitudinal growth of pines in years 1990-91. Abbreviations and error terms as in table 1.

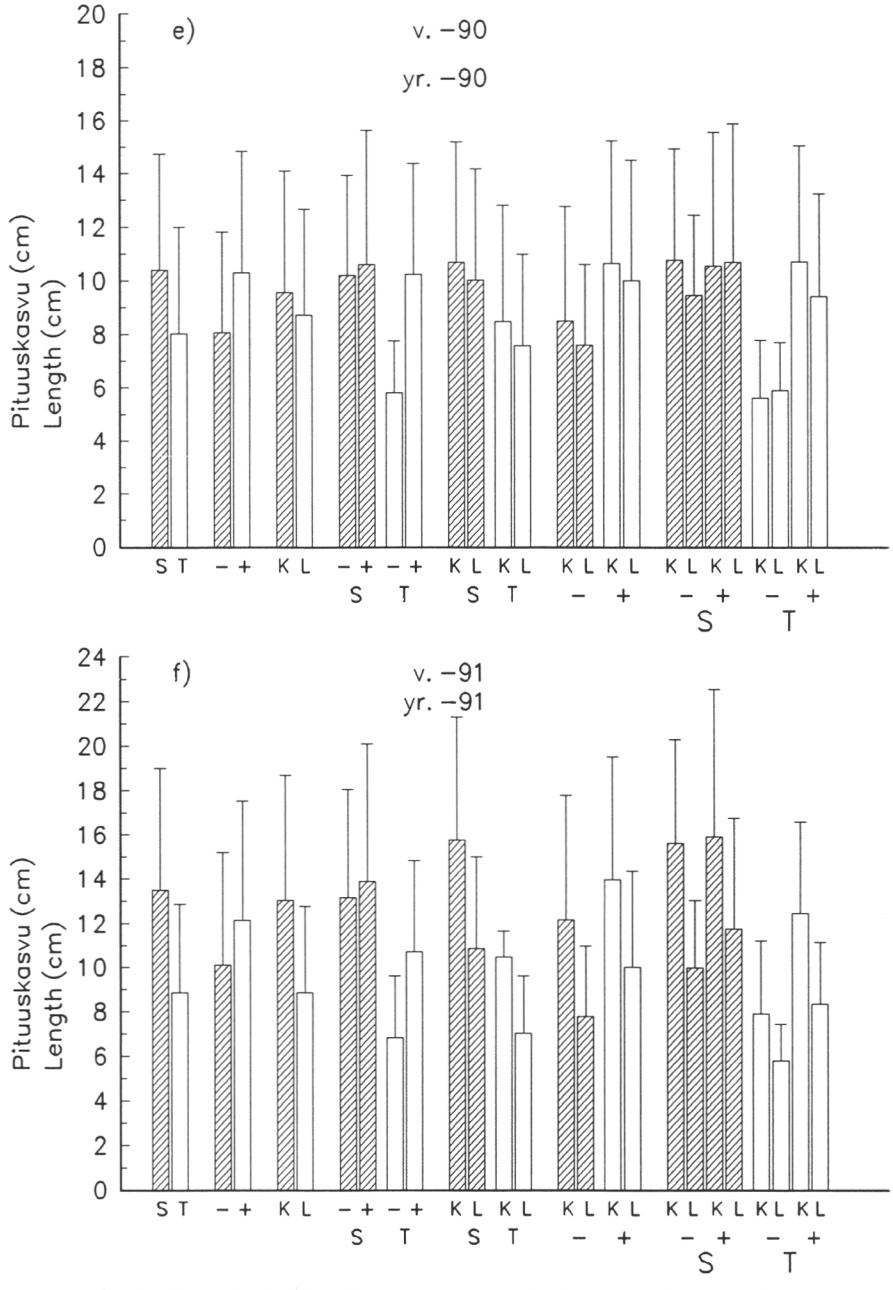
	1990		1991	
Vaihtelun lähde *Source of error*	df	F	df	F
A a	1	15,55*	1	22,96**
AL b	1	35,91**	1	7,69*
LT(A)	5	1,07	5	2,28*
K c	1	1,45	1	54,74***
A*AL b	1	29,02	1	3,74
A*K c	1	0,00	1	1,44
AL*K d	1	0,01	1	0,02
AL*LT(A)	4	0,41	4	1,36
K*LT(A)	5	0,87	5	0,76
A*AL*K d	1	0,85	1	2,21
AL*K*LT(A)	4	1,38	4	1,04
Virhevaihtelu *Error*	156		156	



Kuva 1 jatkuu.
Figure 1 continues.



Kuva 1 jatkuu.
Figure 1 continues.



Kuvat 1a-f. Keväällä 1990 käsiteltyjen mäntyjen 1990-91 neulasvuosikertojen neulasten kuivapainon sekä rungon paksuus- ja pituuskasvun keskiarvot ja -hajonnat. S=Sodankylän ja T=Tuntsan alue, −=alhaisen ja +=korkean alumiinipitoisuuden alue, K=kontrollipuut ja L=käsitellyt puut.

Figures 1a-f. Means and standard deviations of needle dry weight and diameter and longitudinal growth of main axis in years 1990-91. Trees were treated in spring 1990. S=Sodankylä and T=Tuntsa, −=low and +=high aluminium content, K=control and L=treated trees.

Syksyllä käsitellyt puut

Käsittelyä seuraavana kasvukautena käsittely vähensi tilastollisesti merkitsevästi rungon paksuuskasvua, mutta ei neulasten kuivapainoja eikä rungon pituuskasvua (taulukko 4 ja kuvat 2a-c).

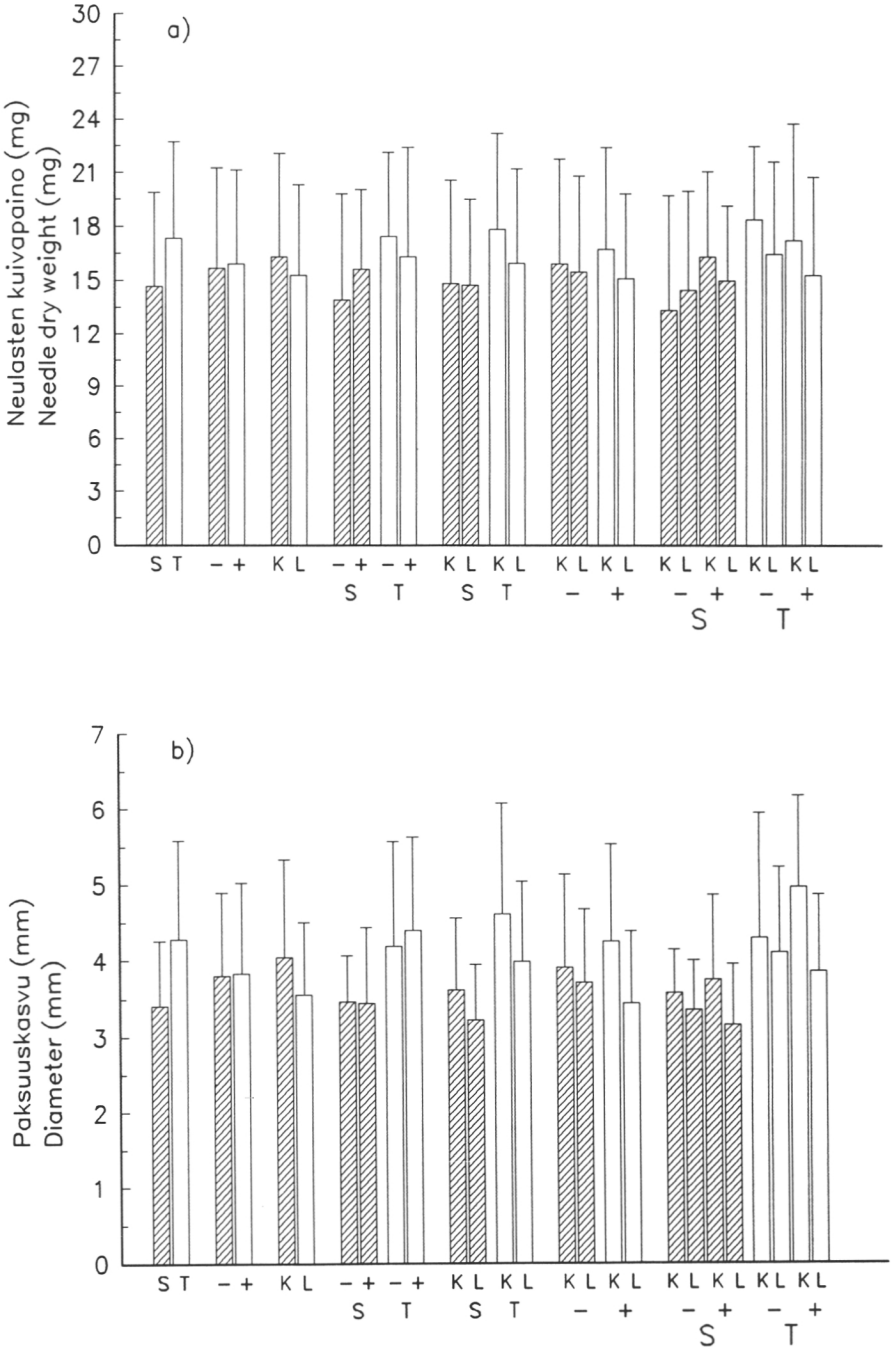
Tuntsan ja Sodankylän puut eivät eronneet merkitsevästi yhdenkään mitatun kasvuparametrin suhteen toisistaan (taulukko 4 ja kuvat 2a-c). Päärungon pituuskasvussa oli suuralueiden ja käsittelyn välillä tilastollisesti merkitsevä yhdysvaikutus (taulukko 4 ja kuva 2c). Tuntsan alueella käsittely vähensi rungon pituuskasvua kun taas Sodankylän alueella käsittely lisäsi rungon pituuskasvua (kuva 2c). Käsittelyn ja alueen välillä ei ollut merkitsevää yhdysvaikutusta neulasten kuivapainossa eikä päärungon paksuudessa (taulukko 4 ja kuvat 2a ja 2b).

Kasvupaikan alumiinipitoisuuden ja käsittelyn välillä ei ollut yhtään merkitsevää yhdysvaikutusta mitattujen kasvuparametrin suhteen (taulukko 4).

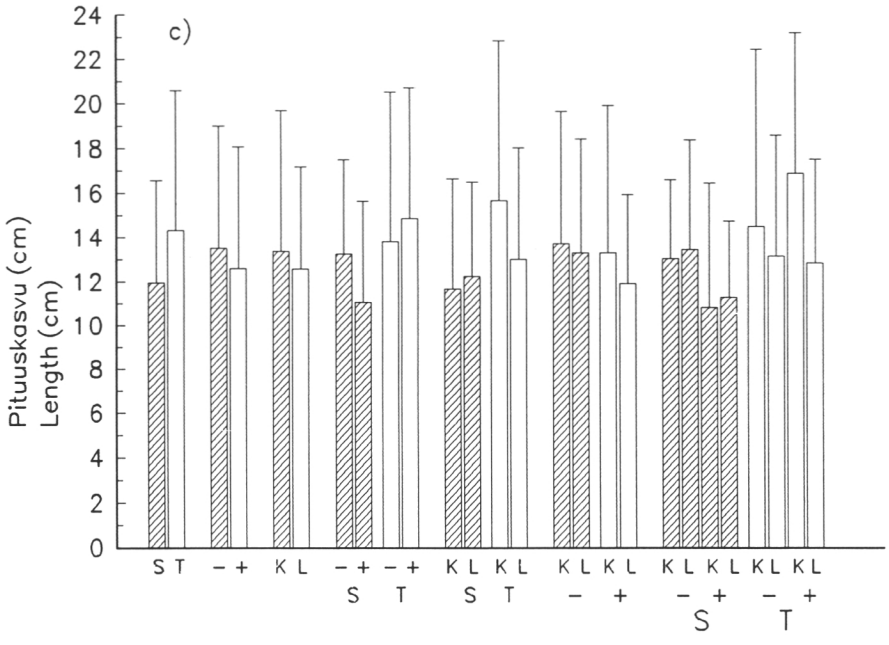
Taulukko 4. ANOVA-taulu suuralueiden, alumiinipitoisuuden ja neulaspoiston (syksy 1990) vaikutuksista mäntyjen neulasten kuivapainoihin sekä rungon paksuus- ja pituuskasvuun. Lyhennykset ja virhetermit kuten taulukossa 1.

Table 4. ANOVA table of the effects of area, Al content and needle clipping (autumn 1990) on the dry weights of needles and on the diameter and longitudinal growth of main stem. Abbreviations and error terms as in table 1.

	neulasten kuivapaino *needle dry weight*		rungon *stem* paksuus *diameter*		pituus *length*	
Vaihtelun lähde *Source of error*	df	F	df	F	df	F
A a	1	2,23	1	2,79	1	0,43
AL b	1	0,11	1	0,00	1	1,52
LT(A)	4	3,45**	4	9,92***	4	18,78***
K c	1	0,62	1	14,25*	1	4,67
A*AL b	1	1,87	1	0,06	1	2,80
A*K c	1	0,64	1	3,35	1	7,88*
AL*K d	1	0,53	1	4,41	1	0,24
AL*LT(A)	4	2,05	3	1,98	3	1,40
K*LT(A)	5	1,76	4	1,21	4	1,10
A*AL*K d	1	0,48	1	0,63	1	0,39
AL*K*LT(A)	4	1,27	3	0,57	3	1,26
Virhevaihtelu *Error*	158		122		122	



Kuva 2 jatkuu.
Figure 2 continues.



Kuvat 2a-c. Syksyllä 1990 käsiteltyjen mäntyjen neulasten kuivapainon sekä rungon paksuus- ja pituuskasvun keskiarvot ja -hajonnat. Lyhennykset kuten kuvissa 1a-f.

Figures 2a-c. Means and standard deviation of needle dry weight and diameter and longitudinal growth of main axis. Trees were treated in autumn 1990. Abbreviations as in Figures 1a-f.

Tulosten tarkastelu

Mitatuista muuttujista vain syksyllä käsiteltyjen puiden pituuskasvu suhteessa käsittelyyn oli heikompaa Tuntsalla kuin Sodankylässä, muita eroja alueiden välillä ei ollut. Myöskään maaperän alumiinipitoisuus ei vaikuttanut Tuntsan puiden kompensaatiokykyyn. Vaikka käsittelyä seuraavan kasvukauden jälkeen neulasten kuivapaino oli käsitellyissä puissa korkean alumiinipitoisuuden alueella pienempi ja alhaisen alumiinipitoisuuden alueella suurempi verrattuna kontrolleihin, ei alue sinänsä vaikuttanut neulasten kuivapainoihin. Lisäksi seuraavana kasvukautena maaperän alumiinipitoisuudella ei enää ollut vaikutusta neulasten kuivapainoihin. Maaperän alumiinipitoisuudella ei ylipäänsä ollut kovin merkittävää vaikutusta puiden kompensaatioon, koska alumiinipitoisuus ei vaikuttanut kumpanakaan kasvukautena keväällä eikä syksyllä käsiteltyjen puiden rungon pituus- tai paksuuskasvuun.

Näiden alustavien tulosten perusteella Kuolan teollisuussaasteet eivät olleet vaikuttaneet olennaisesti Itä-Lapin mäntyjen elinkykyyn, eikä Itä-Lapin maaperän alumiinipitoisuudessa ollut tapahtunut sellaisia muutoksia, jotka olisivat vaikuttaneet mäntyjen stressinsietokykyyn. Huomioitavaa on, että keväällä käsitellyt puut olivat Tuntsalla jo alunperin heikompikasvuisia kuin Sodankylän puut, mutta silti Tuntsan puut kompensoivat yhtä hyvin neulaspoiston vaikutukset kuin Sodankylän alueen puut. Tulos viittaa epäsuorasti Tuntsan alueen puiden mahdollisesti parempaan kompensaatiokykyyn. Tuloksemme eivät luonnollisesti sulje pois pieniä alueiden välisiä eroja. Mahdollisten pienten erojen toteaminen edellyttää pidempiaikaista seurantaa ja ehkä suurempia otoskokoja. Nyt useimmissa tapauksissa alueiden sisäinen ja välinen vaihtelu oli tilastollisesti merkitsevää (taulukot 1, 2, 3 ja 4).

Kirjallisuus

Arovaara, A. & Ilvesniemi, H. 1990. The effects of soluble inorganic aluminium and nutrient imbalances on Pinus sylvestris and Picea abies seedlings. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Berlin, Heidelberg. s. 715-733.

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

Loehle, C. 1988. Forest decline: endogenous dynamics, tree defences, and the elimination of spurious correlation. Vegetatio 77: 65-78.

Percy, K. 1986. The effects of simulated acid rain on germinative capacity, growth and morphology of forest tree seedlings. New Phytologist 104: 473-484.

Maschinski, J. & Whitham, T.G. 1989. The continuum pf plant responses to herbivory: the influence of plant association, nutrient availability, and timing. American Naturalist 134. 9 s.

Saastamoinen, T. & Holopainen, T. 1989. Needle and root response of small Pinus sylvestris seedlings exposed to sulphur dioxide and simulated acid rain. Scandinavian Journal of Forest Research 4: 273-283.

SAS Institute Inc. 1985. SAS User's Guide: Statistics, Version 5 Edition. Cary, NC: SAS Institute INC.

Sokal, R. & Rohlf, F. 1981. Biometry. Second edition. W.H.Freeman and Co., San Francisco.

Vuorinen, M. 1990. Effects of simulated acid rain on the susceptibility to scleroderis cancer (Ascocalyx abietina (Lagerb.) Schläpher-Bernhard) and assimilation and transpiration of Scots pine seedlings. Julkaisussa: Kauppi, P., Anttila, P. & Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Berlin, Heidelberg. s. 469-475.

Zar, J. 1984. Biostatistical Analysis. Second edition. Prestice-Hall., Englewood Cliffs, New Jersey.

Männyn kasvunvaihtelu Itä-Lapin metsävaurio-projektin eteläisillä koealalinjoilla – alustavia tuloksia

Pekka Nöjd
Metsäntutkimuslaitos, metsänkasvatuksen tutkimusosasto
Unioninkatu 40 B, 00170 Helsinki

Abstract: Variation in Scots Pine growth in Lapland - a gradient study

The radial growth of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) was studied in the Finnish Lapland and the western part of the Kola Peninsula (Russia). The study material (1663 sample trees) was collected from gradient lines starting from a large metallurgical plant in Monchegorsk.

Preliminary studies revealed a fairly large area around Monchegorsk, from which clear signs of a growth decline could be found. As very severe forest damage exist near the pollution source (hardly any living conifers within 6 - 8 km of Monchegorsk), the effects of pollutants are a highly probable cause of the growth decline.

In Finnish Lapland the latter part of the century has been a relatively unfavorable period for pine growth. However, no signs of acute decline were detected in the tree-ring series.

Johdanto

Itä-Lapin metsävaurioprojektin käynnistyessä oli vuonna 1989 Lapin metsissä oli havaittu vaurio-oireita; käsitykset niiden syistä ja laajuudesta vaihtelivat kuitenkin suuresti. Tiedot Kuolan laajoista metsäkuolema-alueista antoivat aiheen epäillä, että alueelta peräisin olevilla saasteilla olisi osuutta vaurioiden syntyyn.

Muiden metsäekosysteemien muutosten lisäksi erityisenä huolen-aiheena oli ilmansaasteiden mahdollinen vaikutus metsien tuotokseen. Metsätalouden harjoittajat halusivat ymmärrettävästi tietoa Kuolan metsätuhojen laajuudesta ja niiden vaikutuksista metsätalouden edellytyksiin Lapissa.

Itä-Lapin metsävaurioprojektin käynnistyessä oli tutkimustietoa Lapin metsien viimeaikaisesta kasvunvaihtelusta niukasti. Valtakunnan metsien inventoinnin koealaverkosto on Lapissa varsin harva ja koepuita lustonäytteineen mitataan vähän (Mattila 1985). Inventointien perusteella tiedetään metsien kokonaiskasvun lisääntyneen Lapissa

parin viime vuosikymmenen aikana (Aarne ym. 1989), mutta alueen puiden vuotuisesta kasvunvaihtelusta ei ole julkaistu inventointiaineistoihin perustuvia tuloksia. Viimeisimmät julkaistut Lappia kuvaavat kasvuindeksisarjat (Tiihonen 1986) päättyvät vuoteen 1983, joten kovin tuoretta tietoa kasvunvaihtelusta ei siis ole ollut saatavilla. Kasvuindeksitutkimuksissa ei myöskään ole pyritty erityisesti kuvaamaan itäisen Lapin metsiä, joihin saasteiden kulkeutumis- ja laskeumamallien mukaan on kohdistunut suurin kuormitus (Tuovinen ym. 1990). Myöskään venäläisiä tutkimustuloksia Suomen lähialueiden metsien kasvutrendeistä ei ole ollut käytettävissä. Näin ollen oli luontevaa ryhtyä selvittämään Kuolan päästöjen vaikutuksia metsien tuotokseen.

Tutkimuksen tavoitteena on analysoida mäntymetsien kasvukehitystä Kuolan metsävaurioalueilla ja arvioida, kuinka laajoilla alueilla metsien kasvu on taantunut. Tähän liittyen selvitetään, löytyykö Suomen alueelta merkkejä samantyyppisistä muutoksista. Lisäksi tavoitteena on selvittää, voidaanko metsien tuotoskyvyn muutoksia arvioida muita, helpommin mitattavia metsien terveydentilan indikaattoreita käyttäen.

Tässä raportissa esitellään eteläisen Lapin männiköiden kasvua kuvaavia tuloksia. Nikelistä alkavien koealalinjojen osalta aineistojen peruskäsittely on vielä kesken. Pohjoisinta Lappia ja Kuolan niemimaata kuvaavia tuloksia julkaistaan myöhemmissä raporteissa.

Tutkimusaineisto ja -menetelmät

Koemetsiköiden valinta

Tutkimuksessa kerättiin kasvunvaihtelun tutkimiseen soveltuvaa aineistoa 41:stä Itä-Lapin metsävaurioprojektin koemetsiköstä. Kuten koko projekti, tutkimus rajoittuu siis kuivahkojen ja kuivien kankaiden männiköihin, joiden ikä on vähintään 70 vuotta (Mikkola & Nöjd 1992).

Osa projektin koemetsiköistä oli niin pienialaisia, ettei kasvututkimusten vaatimia koealoja saatu sijoitettua niihin. Joitakin koemetsiköitä oli lisäksi hakattu niin voimakkaasti, että ne jouduttiin hylkäämään jo maastotyövaiheessa; tavoitteenahan oli analysoida metsien luontaista, metsänhoidosta riippumatonta kasvukehitystä. Melko suurta osaa Suomen puolella sijaitsevista koemetsiköistä on hakattu jossain vaiheessa. Hakkuujäljistä, jotka Lapissa säilyvät varmuudella ainakin puolen vuosisadan ajan, tehtiin havainnot maastomittausten yhteydessä. Jos lustosarjoista löytyi selvä kasvun tason muutos, jonka ajankohta sopi yhteen maastossa havaittujen toimenpiteiden kanssa, koeala poistettiin aineistosta. Tällaisia koealoja oli 8.

Mittaukset koemetsiköissä

Maastomittaukset tehtiin vuosina 1989-1991. Jokaiseen metsikköön rajattiin 3 ympyräkoealaa (Mikkola & Nöjd 1992). Tavoitteena oli mitata vähintään 30 koepuuksi soveltuvaa mäntyä metsikköä kohden. Kaikista koealan puista mitattiin metsikkötunnusten selvittämiseksi rinnankorkeusläpimitta sekä suunta ja etäisyys koealan keskipisteestä.

Koepuiksi valittiin kaikki koealan männyt, joiden rinnankorkeusläpimitta oli vähintään 7,5 cm. Lisäksi koepuu ei saanut olla haaroittunut 1,3 metrin alapuolelta. Koepuista mitattiin edellä mainittujen tunnusten lisäksi pituus, elävän latvuksen alaraja, kuolleen latvuksen alaraja ja kuorenpaksuus. Mittaustulokset tallennettiin Metsäntutkimuslaitoksen KPL-laskentaohjelmiston mittauslomakkeille (Heinonen 1981).

Kaikki koepuiksi soveltuvat männyt kairattiin 1,3 metrin korkeudelta koealan säteen suuntaisesti. Useimmista pystyynkuolleista puista ei lahon takia saatu lustonäytettä, joten kuolleiden puiden vaikutus männyn keskimääräiseen sädekasvuun jäi yleensä kuvaamatta. Niiden osuus koealojen puustosta oli kuitenkin Lapissa hyvin pieni. Montsegorskia ympäröivällä vaurioalueella tilanne oli luonnollisesti toinen.

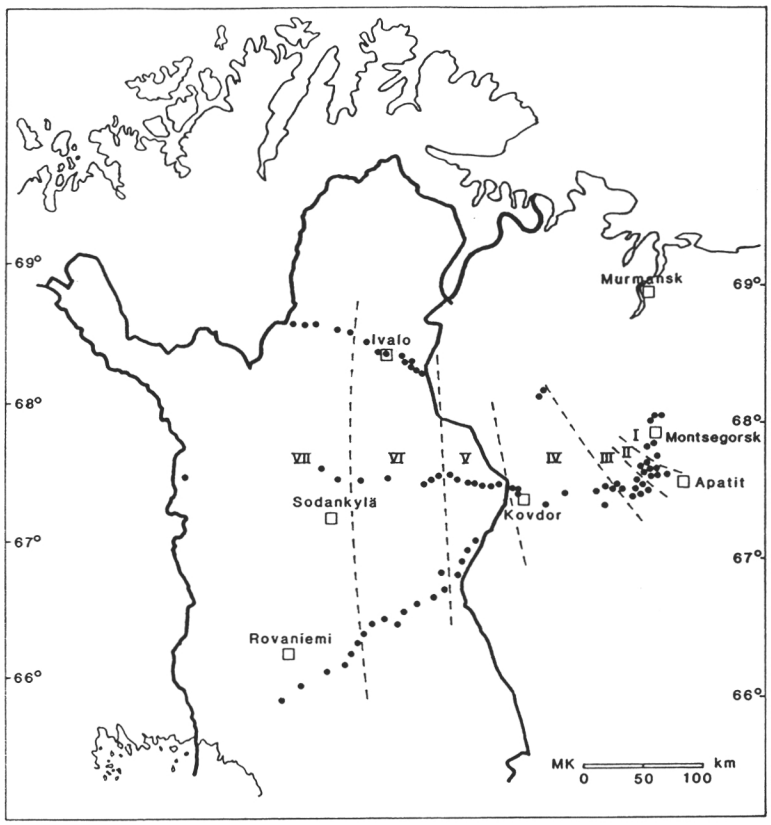
Aineiston jatkokäsittely

Koepuiden lustonleveydet mitattiin Metsäntutkimuslaitoksen Rovaniemen tutkimusaseman lustomikroskoopilla 1/100 mm:n tarkkuudella. Jokaisen koepuun lustonleveyksistä piirrettiin diagrammi Metsäntutkimuslaitoksen KIND-ohjelmiston avulla (Timonen 1987). Piirroksia apuna käyttäen lustosarjat tarkastettiin manuaalisesti. Tarkastus pohjautui ns. merkkivuosiin (poikkeuksellisen suotuisiin ja epäsuotuisiin kasvukausiin) (Schweingruber 1988). Jos lustosarjassa havaittiin virheitä, kairanlastu mitattiin uudelleen.

Kaikkein lähimpänä Montsegorskia sijaitsevilta koealoilta kairatut lustonäytteet osoittautuivat erityisen ongelmallisiksi mitata. Pahoin vaurioituneet puut olivat kasvaneet monissa tapauksissa vain 0,01-0,05 mm vuodessa; vuosilustot olivat ääritapauksissa vain parin kolmen solukerroksen paksuisia. Näiden alueiden lustoaikasarjoja ei tarkastusten jälkeenkään saatu ajoitettua luotettavasti.

Laskentamenetelmät

Tulosten laskennassa aineisto jaettiin seitsemään maantieteelliseen vyöhykkeeseen. Vyöhykkeet ja yksittäisten koealojen sijainti on esitetty kuvassa 1.



Kuva 1. Koemetsiköiden ja maantieteellisten laskentaositteiden sijainti.
Figure 1.The localities of the research sites and geographical zones used as calculation units.

- Vyöhykkeet 1-4 Montsegorskista Suomen rajalle (yhteensä 642 koepuuta).

- Vyöhyke 5; yhtenäiskoordinaatistossa pituuspiiristä 3560 000 itään sijaitseva alue Itä-Lapissa; 320 koepuuta.

- Vyöhyke 6; yhtenäiskoordinaatistossa pituuspiirien 3500 000 ja 3560 000 välissä oleva alue; edelleen itäistä Lappia; 450 koepuuta.

- Vyöhyke 7; Lapin keski- ja länsiosat (yhtenäiskoordinaatistossa pituuspiiristä 3500 000 länteen); 251 koepuuta.

Aineisto jaettiin aluksi osittaisiin kasvupaikoittain (kuivahko/kuiva kangas). Tarkastelu osoitti kuitenkin, etteivät erot yksittäisten puiden kasvunopeuksissa olleet kovin merkittäviä näiden ryhmien välillä, joten

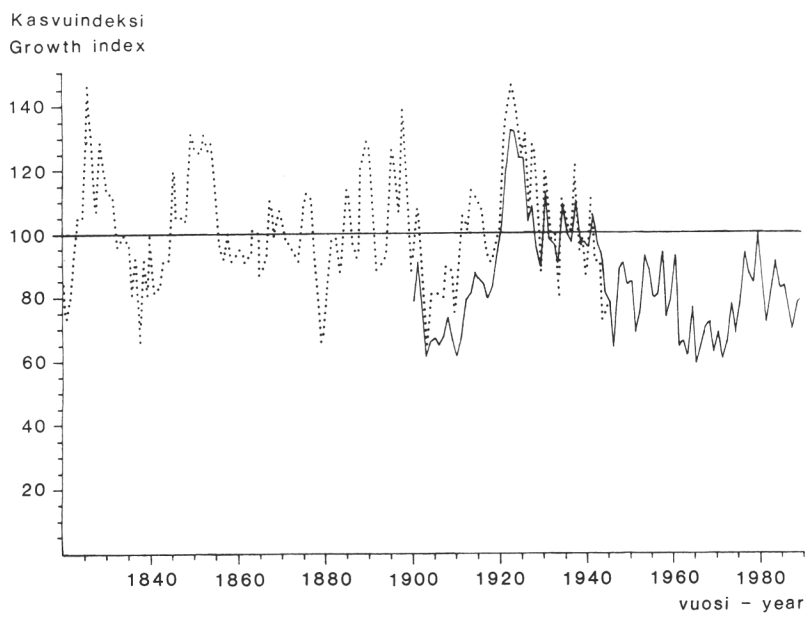
niitä tarkasteltiin yhtenä laskentaositteena. Kuivien kankaiden männiköt olivat kylläkin selvästi harvempia, joten niiden hehtaarikohtainen kasvu on selvästi vähäisempää.

Maantieteellisille ositteille laskettiin vuotuiset keskimääräiset lustonleveydet ja keskimääräiset kasvuindeksit. Indeksien laskennassa perusideana oli poistaa lustosarjoista puun iän vaikutus lustonleveyksiin. Tässä käytettiin apuna mallia, joka kuvaa kasvuprosentin vaihtelua puun iän funktiona:

$$\ln(I_{it}) = b0 + b1 * \ln(T_{it} - 12), \text{ missä}$$

I_{it} = puun i sädekasvuprosentti vuonna t
T_{it} = puun i ikä vuonna t
b0, b1 = mallin parametrejä

Mallin parametrien estimointiin käytettiin havaintoja, joiden rinnankorkeusikä oli 40-200 vuotta. Käytetyt havainnot ovat vuosilta 1910-1940; siis ajanjaksolta ennen Montsegorskin teollisen toiminnan alkamista. Tämä jakso oli männyn kasvulle keskimääräistä suotuisampaa aikaa poikkeuksellisen 1920-luvun takia (kuva 2).



Kuva 2. Vyöhykkeiltä 5 ja 6 laskettu keskimääräinen kasvuindeksisarja (1900-1989), (—) ja Mikolan (1952), samalta alueelta kerättyyn aineistoon perustuvat indeksit (1820-1945), (····).

Figure 2. Growth indices from zones 5 and 6 (years 1900-1989), (—) compared to another series of indices from the same area, covering the years 1820-1945 (published by Mikola in 1952), (····).

Vertaamalla yksittäisen puun vuotuista kasvuprosenttia mallilla laskettuun arvoon saadaan yksittäisen puun kasvuindeksit. Maantieteellisen ositteen keskiarvot lasketaan yksittäisten indeksien keskiarvona.

Kasvunvaihteluanalyysit tehtiin käyttäen Metsäntutkimuslaitoksessa kehitettyä KIND-ohjelmistoa (Timonen 1987).

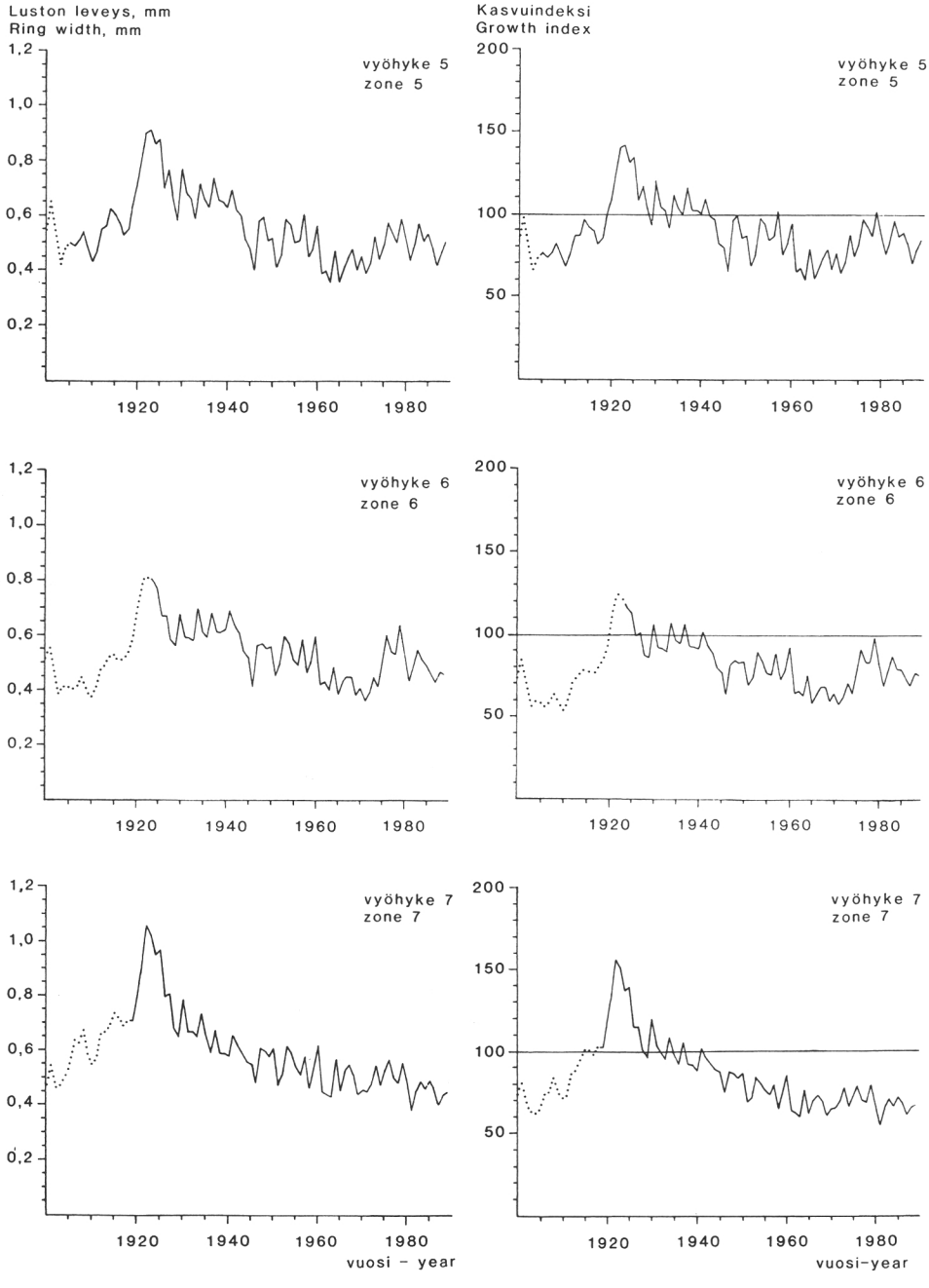
Tulokset

Kuva 2 havainnollistaa Itä-Lapista (vyöhykkeet 5 ja 6) kerätyn aineiston kasvunvaihtelua verrattuna Mikolan (1952) julkaisemiin kasvuindekseihin. Mikolan aineisto koostui 170:stä Savukoskelta kairatusta puusta. Vuosina 1900-1945, joilta on havaintoja molemmissa indeksisarjoissa, indeksit ovat varsin samankaltaisia. Mikolan indeksit ovat tosin systemaattisesti hieman korkeampia. Ero selittyy sillä, että Mikolan indeksisarjassa taso 100 kuvaa hyvin pitkän jakson keskiarvoa (vanhimmat havainnot 1700-luvulta). Tässä tutkimuksessa indeksit on laskettu vertaamalla vuotuisia kasvuja keskimääräistä suotuisamman jakson 1910-1940 kasvuihin.

Viime vuosikymmeninä Lapin mäntyjen kasvu on ollut - indeksisarjojen tasoeron huomioon ottaenkin - pitkän ajan keskitasoa heikompaa. Vuosisadan ensimmäinen vuosikymmen oli samoin molemmissa indeksisarjoissa poikkeuksellisen heikon kasvun aikaa. Merkille pantavaa on myös poikkeuksellisen suotuisa kasvujakso 1920-luvulla; edellinen vastaava jakso löytyy 1800-luvun alkupuolelta.

Kuvassa 3 on esitetty vyöhykkeittäin koepuiden keskimääräiset sädekasvut ja niitä vastaavat kasvuindeksit Suomen Lapissa. Kasvuindeksejä kuvaaviin diagrammeihin on lisäksi merkitty tarkastelun helpottamiseksi tasoa 100 vastaava suora, joka kuvaa siis keskimääräistä kasvun tasoa vuosina 1910-1940.

Laskettaessa tuloksia noin vuosisadan mittaiselle jaksolle ongelmaksi muodostuu otosvaihtelu. Aineiston nuorimmat puut eivät ole enää mukana vuosisadan alkupuolen lustonleveys- ja indeksisarjoissa. Laskennassa ei ole käytetty puiden kolmeakymmentä nuorinta lustoa, joten esimerkiksi vuoden 1900 tulosten laskennassa ovat mukana vain puut, joiden ikä on vähintään 120 vuotta. Vertailukelpoisuutta heikentävää otosvaihtelua on pyritty havainnollistamaan merkitsemällä pisteviivalla ne aikasarjojen osat, joita laskettaessa alle 80% ositteen kaikista koepuista on ollut mukana.



Kuva 3. Keskimääräiset lustonleveydet ja kasvuindeksit vyöhykkeiltä 5 - 7 (1900-1989).

Figure 3. Average series of ring witdhs and growth indices for the period 1900-1989 from geographical zones 5 - 7.

Suomen alueella sijaitsevien vyöhykkeiden 5-7 kasvukehitys on ollut viime vuosikymmeninä hyvin samankaltaista. Merkillepantavaa on verraten hyvä kasvu 1970-luvulla vyöhykkeillä 5 ja 6. Sen sijaan 1960- ja 1980-luvuilla kasvu oli keskimääräistä heikompaa. Huomionarvoista on, etteivät talven 1987 neulasvauriot, jotka herättivät laajaa huomiota, näy kovin selvästi itäisen Lapin mäntyjen kasvussa. Kesällä 1987 kasvu oli tosin heikompaa kuin 1980-luvulla keskimäärin, mutta ero on suhteellisen pieni. Vuosisadalta löytyy useita lustosarjoista huomattavasti selkeämmin erottuvia epäsuotuisia vuosia; esimerkiksi 1903, 1910, 1946 ja 1961.

Alustavat analyysit viittaavat siihen, että selkeä kasvun taantuma Montsegorskin lähialueilla olisi alkanut 1960-luvun alussa. Vuosi 1961 erottuu lustosarjoista poikkeuksellisen selvästi. Sen jälkeen kasvu on taantunut jatkuvasti vyöhykkeillä 1 ja 2. 1970-luku oli vyöhykkeellä 3 hieman suotuisampaa aikaa, mutta 1980-luvulla kasvu heikkeni jälleen epätavallisen jyrkästi. Suomen rajalle päättyvällä vyöhykeellä 4 alustavat tarkastelut sen sijaan eivät paljasta selkeitä kasvumuutoksia.

Päätelmiä

Teollinen toiminta Montsegorskissa käynnistyi 1940-luvulla. Teollisuutta laajennettiin jatkuvasti aina 1980-luvulle saakka. Samalla kasvoivat myös ympäristölle haitallisten aineiden päästöt.

Kasvun selkeä taantuminen Montsegorskia ympäröivällä vaurioalueella näyttää saaneen alkunsa vuodesta 1961. On kuitenkin huomattava, että tutkimusaineistoa on kerätty pääosin elävistä puista. Montsegorskia nykyisin ympäröivältä täydellisen metsäkuoleman alueelta ei ole havaintoja. Todennäköisesti kasvun taantuminen on metsäkuolema-alueella alkanut aikaisemmin.

1960-luku oli Suomen Lapissakin heikon kasvun aikaa, mutta 1970-luvun alussa kasvu elpyi jälleen. Kuolan vaurioituneilla vyöhykkeillä männyt eivät sen sijaan ole toipuneet 1960-luvun alun taantumasta, vaan kasvun heikkeneminen on ollut jatkuvaa.

Täsmällistä syytä mäntyjen heikkoon kasvuun vuonna 1961 ei ole varmuudella selvitetty. Tavallisimpien kasvunvaihtelua selittävien tekijöiden, lämpösumman ja sademäärän pintapuolinen tarkastelu ei paljasta epätavallisia piirteitä. Suomen Lapissa kesä 1961 oli lämmin; sademäärä kylläkin keskimääräistä pienempi. Todennäköinen syy heikkoon männyn kasvuun 1961 oli runsas siemensato, jonka tiedetään vaikuttavan männyn sädekasvua heikentävästi (Sirén 1961). Normaalisti siemensato näkyy kuitenkin lustosarjoissa vain tilapäisenä heikkenemisenä. Lienee kuitenkin mahdollista, että siemensato on ollut yksi niistä tekijöistä, jotka ovat laukaisseet kasvun taantuman ilmansaasteiden heikentämissä puissa.

Suomen alueella kasvu on ollut viime vuosikymmeninä verraten tasaista. 1970-luku on ollut erityisesti vyöhykkeillä 5 ja 6 suotuisampaa aikaa kuin 1960- ja 1980-luvut. Läntisimmällä vyöhykkeellä 7 kasvunvaihtelu on viime vuosikymmeninä ollut vähäistä. Itä-ja Länsi-Lapin männiköiden kasvu ei poikkea toisistaan merkittävästi. Itä-Lapin männyt, jotka laskeumaa kuvaavien mallien mukaan ovat altistuneet epäpuhtauksien vaikutuksille, ovat kasvaneet viime vuosikymmeninä jopa hieman paremmin kuin männyt Länsi-Lapissa. Ero on tosin vähäinen ja selittynee ilmastonvaihtelulla.

Suomen Lapissa ei siis voida havaita samanlaista männyn kasvun alenemista, joka on tyypillistä Montsegorskia ympäröivälle vaurioalueelle. Edes vuoden 1987 pakkastalven jälkeiset vauriot eivät näytä aiheuttaneen merkittävää taantumaa. Myöhemmin julkaistavat tarkemmat tulokset Kuolan alueelta täydentävät tuloksista muodostuvaa kokonaiskuvaa. Vaurioiden etenemistä Montsegorskin lähialueilla on luonnollisesti syytä seurata lähitulevaisuudessakin.

Kirjallisuus

Aarne, M., Uusitalo, M. & Herrala-Ylinen, H. (toim.). 1989. Metsätilastollinen vuosikirja. Yearbook of statistics. Folia Forestalia 760. 243 s.

Heinonen, J. 1981. Koealojen peruslaskenta. Metsäntutkimuslaitos, matemaattinen osasto. Moniste. 38 s.

Mattila, E. 1985. The combined use of systematic field and photo samples in a large-scale forest inventory in North Finland. Seloste: Systemaattisen ilmakuva- ja maastonäytteen yhteiskäyttö laajan metsäalueen inventoinnissa Pohjois-Suomessa. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 131. 97 s.

Mikola, P. 1952. Havumetsien viimeaikaisesta kehityksestä metsänrajaseudella. Summary: On the recent development of coniferous forests in the timber line region of Northern Finland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 40(2). 35 s.

Schweingruber, F. 1988. Tree rings - basics and applications of dendrochronology. D. Reidel Publishing Company. Dordrecht. 276 s.

Sirén, G. 1961. Skogsgränstallen som indikator för klimatfluktuationer i norra fennoskandien under historisk tid. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 54. 67 s.

Tiihonen, P. 1986. Kasvun vaihtelu Suomen pohjoispuoliskossa valtakunnan metsien 7. inventoinnin aineiston perusteella. Summary: Growth variation in North Finland according to the 7th National Forest Inventory. Folia Forestalia 658. 9 s.

Mikkola, K. & Nöjd, P. 1992. Itä-Lapin metsävaurioprojektin koealajärjestelmä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Timonen, M. 1987. Kasvunvaihtelun määrittäminen. Metsäntutkimuslaitos, metsänarvioimisen tutkimusosasto. Moniste nro 7. 30 s.

Tuovinen, J.-P., Kangas, L. & Nordlund, G. 1990. Model Calculations of Sulphur and Nitrogen Deposition in Finland. Julkaisussa: Kauppi ym. (toim.). Acidification in Finland. Springer Verlag. Berlin. s. 167-198.

Versosurma Itä-Lapissa

Risto Jalkanen & Juha Kaitera
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: Damage caused by *Gremmeniella abietina* in eastern Lapland

The occurrence of *Gremmeniella abietina* (Lagerb.) Morelet in the forests managed by the National Board of Forestry was investigated in the four easternmost communes of eastern Lapland; Kemijärvi, Pelkosenniemi, Savukoski and Salla. The area in which each forest figure was checked using a compartment-based survey by forest service was nearly 900 000 ha. Special attention was paid to the occurrence of *G. abietina* in the area. A total of 77 forest compartments afflicted by *G. abietina* damage were found in the Ylikemi District. The area, 1187 ha, is 0.13 % of the land area and 0.31 % of the productive forest land area in the Ylikemi forest district. With the rest of the *G. abietina* areas, the grand total did not exceed 1800 ha in eastern Lapland. In the Ylikemi forest district's survey most of the forest compartments were found to be only slightly damaged; only 1,7 % (20 ha) were heavily infected or totally destroyed. Typical damaged areas were located on riversides and in other geographical depressions of areas of relatively high elevation. Natural conditions of infected areas were clear enough to make pine susceptible to *G. abietina*. In a heavily infected stand at Rikkilehto in Naruska, Salla, *G. abietina* had infected pine shoots continuously for nearly 30 years and as early as in the late-1940's, this observation was based on the branch analysis method developed for this research. Most abundant *G. abietina* infections observed to occur in the years 1981-1987 while its minimum occurred in 1988-1990.

Johdanto

Versosurmalla, entiseltä nimeltään männynversosyövällä *Gremmeniella abietina* (Lagerb.) Morelet on pitkä historia Lapin metsissä. Tauti tunnetaan männyn (*Pinus sylvestris* L.) vaivana jo 1930- ja 1940-luvuilta (Kangas 1937, Kujala 1950), taimitarhoilta 1960-luvulta (Kurkela 1967), taimikoista 1960-luvun lopulta ja 1970-luvun alusta (Norokorpi 1972) sekä 1980-luvun alusta (Uotila & Jalkanen 1982). Sittemmin tautia on todettu myös varttuneessa puustossa (Jalkanen 1987).

Ensimmäinen kuvaus taudista Suomessa on jo yli sadan vuoden takaa (Karsten 1884).

Huhtikuun 29. päivänä 1988 päivätyllä kirjeellä ja sen mukana seuranneella näytteellä Metsäntutkimuslaitos sai tiedon Sallan metsien versosurmaongelmasta. Kesän 1988 aikana versosurman todettiin olevan alueella yleinen. Sallan yhteismetsä kirjasi alueeltaan noin 400 hehtaarin tuhoalat (Klemetti 1988). Vastaavia versosurman aiheuttamia tuhoaloja löydettiin lisää keväällä ja kesällä 1989. Naruskajärven tuhoala (150 ha) tuli viestimiin 3.5.1989 ja ns. täystuhometsäksi nimetty Rikkilehto 18.6.1989.

Uusien versosurmaisten metsiköiden tultua julkisiksi alkoi muodostua käsitys, että 1) versosurma etenee Sallassa edelleen voimakkaasti uhaten metsien olemassaoloa ja että 2) versosurmaisten metsien pinta-ala on jopa 40 000 ha, puhuttiinpa jopa yhtä monesta tuhoutuneesta hehtaarista. Lisäksi pidettiin edelleen luonnollisena, että Sallan versosurma on seurausta Kuolan päästöistä.

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli selvittää, miten laajasta ja vakavasta versosurmaepidemiasta Itä-Lapissa oli kyse ja mikä oli versosurman esiintymishistoria Rikkilehdon täysin tuhoutuneeksi ilmoitetussa metsikössä.

Aineisto ja menetelmät

Versosurmaisen alueen määrittäminen

Versosurman männylle aiheuttamien vaurioiden vakavuuden selvittämiseksi kaikki metsähallituksen Ylikemin hoitoalueen metsiköt inventoitiin kuvioarviointina normaalin metsätaloustarkastuksen yhteydessä. Kuvioiden maa- ja puustotunnustietojen keruussa käytettiin metsähallituksen maastotyöohjetta (PATI-maastotyöohje 1990), johon sisältyviä luokituksia ei kuvata tarkemmin tässä yhteydessä. Maastotyön suorittivat metsähallinnon metsätalouden tarkastustehtäviin kouluttamat suunnittelijat vuosina 1989-1990. Ylikemin hoitoalueen, joka käsittää valtion maat Kemijärven, Pelkosenniemen, Sallan ja Savukosken kuntien alueella, 1.1.1990 kokonaismaa-ala oli 899 928 ha. Metsämaata siitä oli 42,9 % (385 750 ha).

Kuvioittaisessa inventoinnissa kiinnitettiin erityistä huomiota versosurman esiintymiseen luokittelemalla taudin määrä ja vakavuus kuviolla seuraavasti:

0 = **terve**: kuvion männyissä ei havaittavissa versosurman aiheuttamaa tuhoa;
1 = **lievä**: puiden latvuksissa lieviä versovaurioita, metsikön käsittely ei tarpeen taudin takia;

2 = **keskinkertainen**: puiden latvuksissa keskinkertaisesti vaurioita, metsikön harventaminen tai väljentäminen tarpeen versosurmaisten puiden määrän vähentämiseksi;
3 = **vakava**: puiden latvuksissa ankaria vaurioita ja puuston laatu alentunut niin paljon, että puusto hakattava ja alue metsitettävä uudelleen; ja
4 = **erittäin vakava**: puiden latvusten tuho johtanut metsikön puuston kuolemiseen niin, että hakkuu ja uudelleen metsitys välttämätön.

Kuviota ja puustoa koskevat tiedot versosurmamateriaaleineen kerättiin PATI-maastotyölomakkeelle (PATI-maastotyöohje 1990). Lomakkeen sanallisessa osassa voitiin antaa yksityiskohtaisempaa versosurmatietoa. Tämän artikkelin kirjoittajat eivät ole tarkastaneet maastossa versosurmakuvioiden versosurmaisuuden oikeellisuutta tätä raporttia varten.

Aineiston laskennassa käsiteltiin vain niitä metsikkökuvioita, joilla vaurioluokka oli 1, 2, 3 tai 4. Kaikilta kuvioilta ei ollut käytettävissä kaikkia metsikkötunnuksia (puuttuva tieto 0-13 % havainnoista, tavallisimmin kuitenkin alle 2 %). Tarkastelussa kuviokohtaiset tiedot ovat vuosien 1989-1990 inventoinnista. Kuvioiden pinta-alat on mitattu poletilla metsätalouskartoista. Hoitoaluekohtaiset tiedot ja eri tunnusten kokonaisjakaumat perustuvat tilanteeseen hoitoalueessa 1.1.1990. Kokonaispinta-alalaskelmissa otettiin huomioon metsähallituksen luovuttamasta aineistosta puuttuneet Kairijoen ja Värriön vaurioalueet. Tähän raporttiin sisällytettiin vain keskeisimpiä tuloksia (yksityiskohtaisemmat tiedot, ks. Kaitera & Jalkanen 1991).

Yksityismaiden versosurmatiedot perustuvat tiedusteluun Sallan yhteismetsän toimihenkilöiltä ja Koillis-Suomen metsälautakunnan tuottamaan tietoon (esim. Klemetti 1988). Yksityismaiden versosurmakuvioista esitetään vain pinta-alat lukuunottamatta erikoistarkasteltua Rikkilehdon aluetta.

Versosurmahistorian määrittäminen

Talvikaudella 1990-1991 hakattiin ja tutkittiin tarkkaan 14 eriasteisesti versosurmaista mäntyä Sallan yhteismetsän Rikkilehdon kuviolta. Rikkilehto on 3,6 hehtaarin mäntyvaltainen metsikkö, jota versosurma oli vaivannut niin, että syyskuussa 1990 puustosta oli kuollut 59 % (Jalkanen & Kaitera 1992). Metsikköä on kuitenkin pidettävä jatkokasvatuskelpoisena. Kustakin koepuusta tutkittiin kaikkien oksien päärangan vuosikasvaimet tätä tutkimusta varten kehitetyllä uudella menetelmällä (Kaitera & Jalkanen 1992a). Tämä ns. oksa-analyysi perustuu siihen, että versosurma oksassa esiintyessään ei ole aina

tappava, vaan hyvin usein se aiheuttaa versoon vain pienen kuolion, josta kehittyy tyypillinen versosurmakoro tai arpi. Versosurmahistoriaa selvitettiin tutkimalla näiden korojen esiintymistä vanhoissa kasvaimissa. Kokonaiskuvan saamiseksi tutkittiin myös kuolleiden kasvaimien vuotuinen määrä ja ranganvaihdot, oksien kuolinvuodet sekä surmakan itiöemien esiintyminen ensimmäisen asteen oksien kaikissa kasvaimissa (Kaitera ja Jalkanen 1992a). Kasvainten kuolemisen syitä selvitettäessä tutkittiin myös hyönteisvaurion mahdollisuuksia, johon myös kehitettiin uusi menetelmä (Kaitera & Jalkanen 1992c). Kaikkiaan Rikkilehdosta tutkittiin 11564 kasvainta. Tässä raportissa esitettävät puuston kasvutiedot perustuvat rinnankorkeuskairauksiin kymmenestä em. 14 koepuusta.

Tuloksia

Versosurmaepidemian laajuus ja merkittävyys Itä-Lapissa

Metsähallituksen Ylikemin hoitoalueen valtionmailta löytyi 77 versosurmaista kuviota, joiden pinta-ala oli 1187,6 ha. Kun lukuun lisättiin arviolta noin 200 ha aineistosta puuttuneiden Kairijoen ja Värriön alueiden osalta, vaurioalaksi saatiin noin 1400 ha. Tämä on 0,36 % metsätalouden piiriin kuuluvasta metsämaasta ja 0,16 % hoitoalueen kokonaismaa-alasta. Yksityismailta ilmoitettujen noin 400 ha tuhoalojen kanssa versosurmaisten metsien kokonaispinta-alaksi Itä-Lapissa eli neljän itäisen kunnan alueella saatiin yhteensä 1800 ha.

Ylikemin hoitoalueen kuvioittaisen inventoinnin perusteella versosurmaiset kuviot jakaantuivat tuholuokkiin seuraavasti:

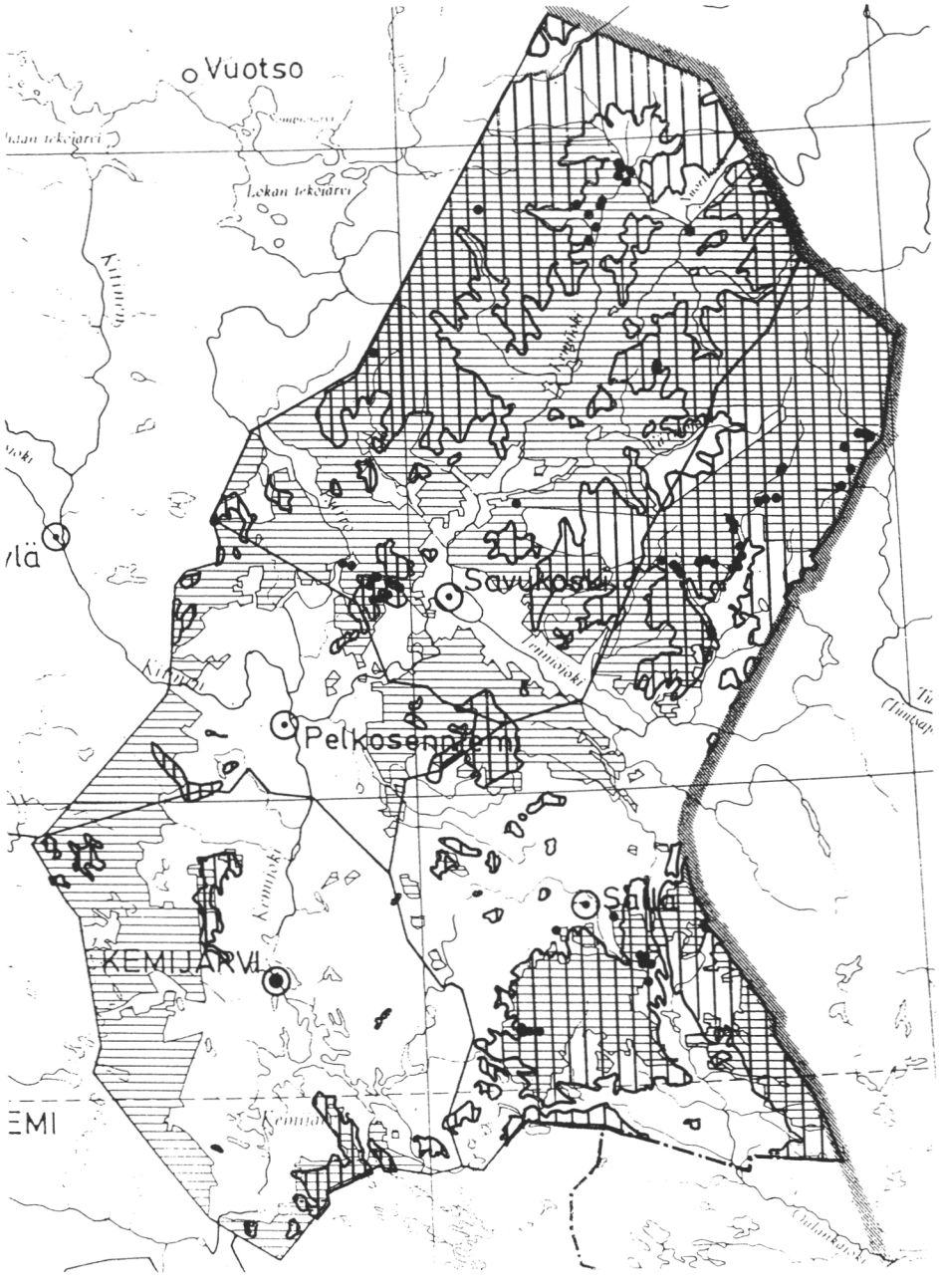
Vaurioaste	Pinta-ala, ha	Osuus tuhoalasta, %
Lievä (1)	959	80,8
Keskinkertainen (2)	208	17,5
Vakava (3)	16	1,4
Erittäin vakava (4)	4	0,3
Yhteensä	1187	100,0

Siten uudistamiseen johtanutta tuhoa oli valtionmailla 20 ha (0,002 % Ylikemin hoitoalueen maa-alasta). Jos yksityismaan Rikkilehto käsitetään tuhoutuneeksi niin, että se on uudistettava, versosurman takia tuhoutuneita metsiä oli yhteensä 24 ha eli noin 1,3 % versosurmaisten metsien kokonaisalasta Itä-Lapissa.

Ilmoitetut tuhoalat keskittyivät neljälle maantieteelliselle osa-alueelle: Naruskalle Sallan pohjoisosissa, Vilmankairaan Sallan kirkonkylän eteläpuolella, Vasatunturin ympäristöön Savukosken kirkonkylän länsipuolella ja Kemihaaraan Savukosken pohjoisosissa. Lähes kaikki versosurmametsiköt olivat vesistön äärellä tai muunlaisessa korkean ylänköalueen painanteessa lähellä 260 metrin korkeuskäyrää (kuva 1). Uusittaviksi luokitellut valtionmaakuviot (2 kpl) sijaitsivat Vilmankairassa ja yksityismaa (Rikkilehto) Naruskalla.

Tuhoalojen pinta-alasta 99,8 % oli metsämaalla, josta noin kolme viidennestä suojametsä- ja loput talousmetsäalueella. Noin kolmannes pinta-alasta oli metsätalouden piiriin kuuluvan maan ulkopuolella erikoistarkoituksiin varatuilla mailla. Yleisin (70 % koko tuhoalan pinta-alasta) tuhoalan kasvupaikkatyyppi oli kuivahko kangas, pääpuulajina lähes aina mänty. Tautisten kuivahkojen kankaiden osuus tutkitusta pinta-alasta on suhteellisesti korkeampi kuin kuivahkojen kankaiden osuus Ylikemin hoitoalueen kokonaispinta-alasta. Versosurmaisista kasvupaikoista 3,3 % luokiteltiin turvemaiksi. Maantuottokyvyltään noin 45 % oli normaalituottoisia ja vain 4,8 % oli kunttaantuneita. Maapohja oli moreenimaata 82 %:ssa kuvioita, mutta tuhoa oli myös hiekkakankaiden puustossa.

Yli puolet kokonaistuhopinta-alasta (611 ha) kuului puustoltaan kehitysluokkaan 2 (= nuoret kasvatusmetsiköt), joiden osuus Ylikemin kokonaismetsämaa-alasta oli vain 22 %. Varttuneiden kasvatusmetsien osuus oli 8 %. Tautia oli edellisten ohella myös vakiintumattomissa ja vakiintuneissa luonnon- ja viljelytaimikoissa (osuus yhteensä 28 %). Sen sijaan vanhojen metsien (kehitysluokat 4A ja B, 5 A ja B, 6A) osuus oli vähäinen (9,8 %). Ylikemin metsämaan kokonaisjakautumaan verrattuna versosurma on keskimääräistä yleisempää vakiintuneissa viljelytaimikoissa. Versosurmapinta-alasta 57 % oli metsänhoidollisesti hyviä tai tyydyttäviä ja vain 3 % oli vajaatuottoisia, kun koko hoitoalueen metsämaasta 23 % oli vajaatuottoisia. Puusto oli pääosin yksijaksoista vain kolmanneksen ollessa kaksi- tai erijaksoista. Puuston käsittelyä hakkuin ei katsottu tarpeelliseksi kolmessa tapauksessa viidestä. Kehitysluokkiin 2 ja 3 kuuluneilla tuhokuvioilla kasvatushakkuu katsottiin tarpeelliseksi 39 %:ssa tapauksista. Lähes kaikkiin nuoriin kasvatusmetsiin tai sitä varttuneempiin versosurmapuustoihin ehdotettiin puuston käsittelyä tiheyden takia lähimmän 20 vuoden aikana. Kiireellisenä eli ensimmäisen 5 vuoden aikana hakkuu tulisi toteuttaa 56 %:lla ko. metsiköistä. Eo. asetelmaan viitaten versosurman takia hakkuin tulisi käsitellä 228 ha eli 19,2 % versosurman tartuttamista metsistä.



Kuva 1. Versosurman vaivaamat metsikkökuviot (mustat pisteet) metsähallituksen Ylikemin hoitoalueessa (vaakaviivoitus) ja suhteessa vähintään 260 metrin korkeudella m.p.y. oleviin maihin (pystyviivoitus) vuosien 1989-1990 kuvioittaisen inventoinnin perusteella.

Figure 1. Scots pine dominated forest compartments damaged by Gremmeniella abietina (dots) related to the area above 260 m a.s.l. (vertical lining) in the inventored Ylikemi Forest district (horizontal lining) in 1989-1990.

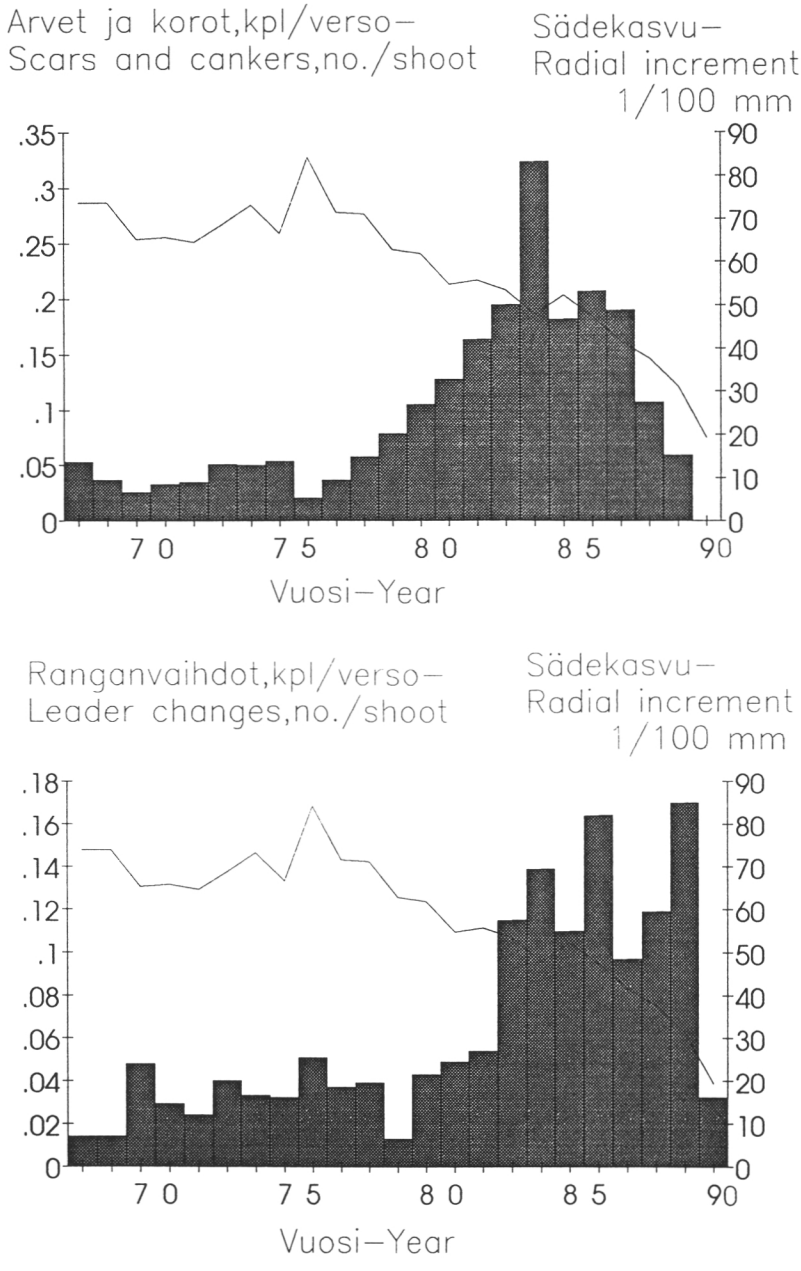
Versosurmaepidemian historia Rikkilehdossa

Vanhimmat versosurmakan aiheuttamat korot ja arvet löytyivät 1940-luvun lopulla syntyneistä kasvaimista, jolloin Rikkilehdon metsikkö oli noin 25-vuotias. Säännöllisesti koroja alkoi esiintyä vuodesta 1961 ja arpia vuodesta 1963 (kts. Kaitera & Jalkanen 1992a, b). Kasvaimista oli arvellisia 0,5-3,0 % vuosina 1963-1978 ja korollisia 3-4 % vuosina 1961-1980. 1980-luvulla sekä arvellisten että korollisten kasvainten vuotuinen määrä oli 7-14 %. Versosurman aiheuttamien kuolioiden perusteella yleisimmillään versosurma oli siten ollut vuosina 1981-1988. Korojen määrä tosin väheni merkittävästi jo vuosina 1987-1988. Sekä arpien että korojen määrä väheni oleellisesti v. 1989, ja vuoden 1990 kasvaimista niitä ei löydetty lainkaan. Yhteensä arpia ja koroja havaittiin 1128 kpl, mikä vastasi keskimäärin yhtä koroa tai arpea kymmentä kasvainta kohti. Rikkilehdon puuston sädekasvu taantui 1970-luvun lähes yhden millimetrin keskimääräisestä lustonpaksuudesta 1980-luvun lopun 0,1 mm:iin. Korojen ja arpien määrä lisääntyi huippuunsa vasta, kun kasvu oli jo selkeästi alenemassa (kuva 2a).

Rikkilehdon puissa oli tapahtunut runsaasti oksien päärangan kasvainten kuolemista. Yhteensä 634 ranganvaihdoksesta suurin osa ajoittui vuosille 1983-1989, jolloin joka 8. syntyvä kasvain (12,7 %) tuhoutui. Vaikka suurin osa oli versosurmakan tappamia, osa oli selvästi ytimennävertäjän tuhoamia (Kaitera & Jalkanen 1992c). Tähän viittaa etenkin se, että kasvainten kuolemista tapahtui merkittävästi vielä vuosina 1989-1990, vaikka versosurmainfektiot olivat vähäisiä. Kasvainten joukkotuhoutuminen alkoi selvästi myöhemmin kuin metsikön sädekasvu alkoi taantua (kuva 2b).

Männyn oksien kuoleminen alkoi Rikkilehdossa metsikön ollessa noin 20-vuotias 1940-luvun alussa. Vuodesta 1942 oksakuolemien määrä kasvoi geometrisesti aina 1950-luvun puoliväliin asti (Kaitera & Jalkanen 1992a). Tällöin saavutettiin 1,5-2 oksan/puu vuositaso, joka jatkui samana 1970-luvun alkuun. Sen jälkeen oksia alkoi jälleen kuolla kiihtyvällä vauhdilla saavuttaen huippunsa, 5 oksaa/puu/v, vuonna 1984. Oksia kuoli runsaasti myös vuosina 1981, 1983 ja 1985-1986. Vuosina 1987-1989 oksia kuoli vain puolet maksimiluvusta, ja vuonna 1990 oksia kuoli yhtä paljon kuin 1940-luvun lopulla.

Surmakan kypsiä kuromapesäkkeitä löytyi vain muutama, nekin vain yhdestä puusta ja vuosien 1988-1989 kasvaimista. Kypsiä kotelomaljoja ei löydetty lainkaan. Kuromat olivat 4-soluisia, ja surmakkaeristyksetkin tuottivat 4-soluisia itiöitä.



Kuva 2. Männyn sädekasvun (murtoviiva) ja eräiden versosurmaisuutta kuvaavien tunnusten välinen riippuvuus vuosina 1968-1990 Sallan Rikkilehdossa (pylväiköt). A. Versosurmakorojen ja arpien määrä. B. Oksien päärangan kasvainten kuolleisuus.

Figure 2. Annual radial increment of Scots pine related to A. the number of Gremmeniella abietina cankers and scars and B. the number of dieback of leader shoots of the first-order branches in 1968-1990 in Rikkilehto, Salla.

Tulosten tarkastelu

Käymällä läpi kaikki laajan alueen metsäkuviot on mahdollista päästä selkeään käsitykseen jonkin ilmiön, tässä tapauksessa versosurmatuhojen laajuudesta ja vakavuudesta. Saatu tulos, 1800 ha, on huomattavasti vähemmän kuin tiedotusvälineissä ilmoitettu 40 000 ha. Uudistamiseen johtanutta tuhoa eli ns. luurankometsiä oli Itä-Lapissa vain 24 ha, josta n. 4 ha yksityismaalla. Kun versosurmatiedot kerätään kuvioittaisella arvioinnilla, johon koko metsähallituksen metsien metsätalouden tarkastukset perustuvat, on todennäköistä, että koko kuvio ei tule tarkastetuksi riittävällä huolellisuudella. Näin ollen versosurmatieto voi olla puutteellista, koska varsinkaan lievää, alaoksiin rajoittunutta tuhoa ei voi havaita kuvioinnissa apuvälineenä käytetyiltä ilmakuvilta. Meneillään oleva metsätalouden tarkastuksessa havaittujen versosurmakuvioiden yksityiskohtaisempi tarkastelu on osoittanut, että ainakin joissakin tapauksissa versosurmaiseksi on merkitty koko kuvio, vaikka tautia esiintyisikin vain pienessä osassa kuviota. Jos tällainen tieto osoittautuu yleisemmäksikin, todellinen Itä-Lapin versosurmapinta-ala on huomattavasti pienempi kuin 1800 ha. Esimerkiksi alustava tieto Savukosken Vasatunturin alueelta viitaisi siihen, että alueella ei ole Sallan tapaista versosurmaa lainkaan.

Kun 81 % havaitusta versosurmatuhosta oli niin lievää, ettei taudin katsottu aiheuttavan metsiköiden käsittelyä ja kun kolmasosa tuhokuvioista oli metsätaloudellisen toiminnan ulkopuolella, versosurman merkitystä Itä-Lapin metsätaloudelle on liioiteltu.

Versosurma esiintyi tyypillisesti korkeiden maiden painanteissa vesien äärellä tai muissa alavissa kohdissa, missä esiintyvien olosuhteiden tiedetään altistavan männyn surmakalle (Donaubauer 1972, Kallio ym. 1985, Sairanen 1990). Versosurman vähäisyys varsinaisella tasaisella turvemaalla viittaisi siihen, että soihin rajoittuvat rinteet ovat itse soita otollisempia taudin esiintymiselle. Tämä olisi mahdollisesti ymmärrettävissä rinnepuustojen olosuhteisiin nähden liiallisen kasvun kautta. Nopeakasvuisuus voi olla yhteydessä lisääntyneeseen alttiuteen pakkasvaurioille (vrt. Kurkela 1981). Riippumatta Rikkilehdon rikkilaskeuman määrästä vaurioalueen ominaisuudet olivat täysin riittäviä versosurmaepidemian puhkeamiselle ja leviämiselle huonoina kasvukausina.

Versosurmatuhot keskittyivät nuoriin kasvatusmetsiin ja hyvin kasvaneisiin varttuneisiin viljelytaimikoihin, ja lähes kaikissa surmakan vaivaamissa metsiköissä kasvatushakkuu katsottiin tiheyden takia aiheelliseksi seuraavien 20 vuoden aikana ja niistä yli puolella lähimmän viiden vuoden aikana. Siten puuston tiheys näyttäisi olevan yksi versosurmakan leviämiseen vaikuttava tekijä. On epäilty, että kasvun kulminoituminen ja nopea taantuminen hoitamattomissa, alkujaan hyvin kehittyneissä metsissä yhdessä huonojen kasvukausien kanssa heikentäisi männyn vastustuskykyä huomattavasti samalla, kun taudinaiheuttajan kannalta olosuhteet ovat erinomaiset (Jalkanen 1987).

Nyt kerätty aineisto antaa vahvasti viitteitä samaan suuntaan mm. Rikkilehdon 70-vuotiaan metsikön osalta. Se oli ollut täysin ilman hoitohakkuita ylitiheänä 1960-luvulle, minkä seurauksena kasvu alkoi taantua luonnollisista syistä, minkä jälkeen vasta versosurma yleistyi metsikössä. Rikkilehdon alava maa, tyypillinen painanne Sätsijokivarressa suosi surmakan lisääntymistä, mistä olivat osoituksena arvet ja korot säännöllisesti joka vuosi. Vastaava läheinen mäntykuvio rinteen päällä ei ollut kärsinyt merkittävistä surmakkatuhoista, vaikka olikin ollut ylitiheä (Kaitera & Jalkanen 1992b). Todennäköisesti versosurman määrää itäisessä Lapissa olisi voitu vähentää parantamalla metsien kuntoa oikea-aikaisilla ensiharvennuksilla ja kasvatushakkuilla, jotta ylitiheydestä johtuvalta kasvun voimakkaalta taantumiselta olisi voitu välttyä. Rikkilehdon osalta kasvun voimakkaaseen taantumiseen on vaikuttanut varmasti versosurma, koska ympäröivän alueen (itäisen Lapin) puusto ei ole taantunut vastaavalla tavalla, vaan on jopa elpynyt 1980-luvun lopulla (Nöjd 1992).

Jo Rikkilehdon mäntyjen ulkonäöstä oli 1980-luvun lopulla pääteltävissä se, minkä tämä tutkimus vahvisti selkeästi: surmakka on infektoinut alueen puita kauan ja epidemia oli selvästi laantunut siihen aikaan, kun kohu Sallan versosurmametsistä oli kiivaimmillaan eli vuosina 1988-1989. Luonnollisin selitys Rikkilehdon ja muidenkin Sallan metsien (Ympäristökatsaus 1990) tilan selvälle kohentumiselle vuosina 1988-1991 on ollut hyvät kasvukaudet vahvistaessaan männyn versosurmakestävyyttä. Kylmien jaksojen on osoitettu olevan yhteydessä versosurma-alttiuden kanssa (Uotila 1988). Toisaalta hyvät kasvukaudet ja etenkin surmakan tappamien kasvainten kuivuminen näyttää ehkäisseen hyvin patogeenin lisääntymistä, koskapa alueelta oli vaikea löytää kypsiä itiöemiä 1980-luvun lopulla.

Versosurmaisten metsiköiden ja Rikkilehdon puustojen vauriokuvan vertailun perusteella voidaan vahvasti olettaa surmakan infektoineen Itä-Lapin metsiä paljon oletettua pidempään. Tästä ovat osoituksena myös Norokorven (1972) havainnot esim. Savukoskelta. Versosurman historiaa esimerkiksi Vilmankairassa ja Kemihaarassa on kuitenkin syytä varmistaa jatkoselvityksillä.

Versosurma-alueiden vertailu eri laskeumaolosuhteissa on vaikeaa Itä-Lapissa, koska havaitut versosurmaiset metsiköt olivat varsin pienellä alueella ja koska yksittäisiltä tuhoaloilta puuttuu laskeuma- ja ilmastotietoja. Itä-Lapin osalta puuttuvat useiden saastukkeiden osalta selkeät gradientit (Derome ym. 1991). Niinpä tulevaisuudessa olisi tarpeellista tutkia potentiaalisia surmakan esiintymispaikkoja gradienttilinjojen läheisyydestä Venäjältä. Näin saataisiin tietoa eri laskeuma-alueilta suhteessa Kuolan päästölähteisiin. Tämä paljastaa myös sen, onko versosurmaongelma puhtaasti itälappilainen.

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 U.S.S.R. A seminar held in Kuusamo, Finland, 25-26 May 1990. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 373: 49-76.

Donaubauer, E. 1972. Environmental factors influencing outbreak of Scleroderris lagerbergii Gremmen. European Journal of Forest Pathology 2: 21-25.

Jalkanen, R. 1987. Gremmeniella har härjat i hundra år. Skogs-eko 8: 12.

— & Kaitera, J. 1992. Gremmeniella abietina in eastern Lapland near the Soviet industrial centres. Proceedings IUFRO Working Party S2.06.02 Canker and Shoot Blight of Conifers. Painossa.

Kaitera, J. & Jalkanen, R. 1991. Versosurman (Ascocalyx abietina (Lagerb.) Schläpfer-Bernhard vaivaamat alueet metsähallituksen Ylikemin hoitoalueessa Koillis-Suomessa. Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema. Moniste. 12 s.

- & Jalkanen, R. 1992a. Using the canker method in the identification of the Gremmeniella abietina (Lagerb.) Morelet history in a Pinus sylvestris L. stand. European Journal of Forest Pathology. Painossa.

-— & Jalkanen, R. 1992b. Surmakka (Gremmeniella abietina (Lagerb.) Morelet) Sallan Naruskan Rikkilehdossa. Käsikirjoitus.

— & Jalkanen, R. 1992c. Identification of the Tomicus spp. (Blastophagus spp., Scolytidae) history in a Pinus sylvestris L. stand damaged by Gremmeniella abietina (Lagerb.) Morelet. Journal of applied Entomology. Hyväksytty painettavaksi.

Kallio, T., Häkkinen, R. & Heinonen, J. 1985. An outbreak of Gremmeniella abietina in Central Finland. European Journal of Forest Pathology 15: 216-233.

Kangas, E. 1937. Tutkimuksia mäntytaimistotuholaisista ja niiden merkityksestä. Referat: Untersuchungen über die in Kiefernpflanzbestände auftretenden Schäden und ihre Bedeutung. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 24. 304 s.

Karsten, P.A. 1884. Fragmenta mycologica XIV-XVI. Hedwigia 23: 57-63.

Klemetti, M. 1988. Sätsin metsätuho Sallassa. Koillis-Suomen metsälautakunta. Lapin Painotuote, Kemijärvi. Moniste. 5 s.

Kujala, V. 1950. Über die Kleinpilze der Koniferen in Finnland. Communicationes Instituti Forestalis Fenniae 38. 121 s.

Kurkela, T. 1967. Keväällä havaitusta männyn taimitarhataudista ja Scleroderris lagerbergiista. Summary: On a nursery disease of Scots pine observed in the spring of 1967 and the fungus Scleroderris lagerbergii. Metsätaloudellinen Aikakauslehti 12: 391-392.

— 1981. Versosyöpä (Gremmeniella abietina) riukuasteen männiköissä. Summary: Canker and die-back of Scots pine at precommercial stage caused by Gremmeniella abietina. Folia Forestalia 485. 12 s.

Nöjd, P. 1992. Männyn kasvuvaihtelu Itä-Lapin metsävaurioprojektin eteläisillä koealalinjoilla - alustavia tuloksia. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).

Norokorpi, Y. 1972. Pohjoisten männyn viljelytaimistojen tuhoprosessista. Metsä ja Puu 4: 13-15.

PATI-maastotyöohje. 1990. Metsähallitus. Moniste, versio 9/5/90. 14 s.

Sairanen, A. 1990. Site characteristics of Scots pine stands infected by Gremmeniella abietina in Central Finland. I: Mineral soil sites. Seloste: Versosurman vaivaamien männiköitten kasvupaikkaominaisuudet Keski-Suomessa. I: Kivennäismaat. Acta Forestalia Fennica 216. 27 s.

Uotila, A. 1988. Ilmastotekijöiden vaikutus männynversosyöpätuhoihin. Summary: The effect of climatic factors on the occurrence of Scleroderris canker. Folia Forestalia 721. 23 s.
— & Jalkanen, R. 1982. Taimituhoja jälleen runsaasti pohjoisessa. Metsälehti 16. s. 12.
Ympäristökatsaus, 1990. Metsävarat ja metsien elinvoimaisuus. Ympäristökatsaus 9. 12 s.

Satelliitin rekisteröimän spektrisen informaation käyttömahdollisuudet metsävauriokartoituksessa

Eero Mattila
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: Potential usage of satellite spectral information in forest damage assessment

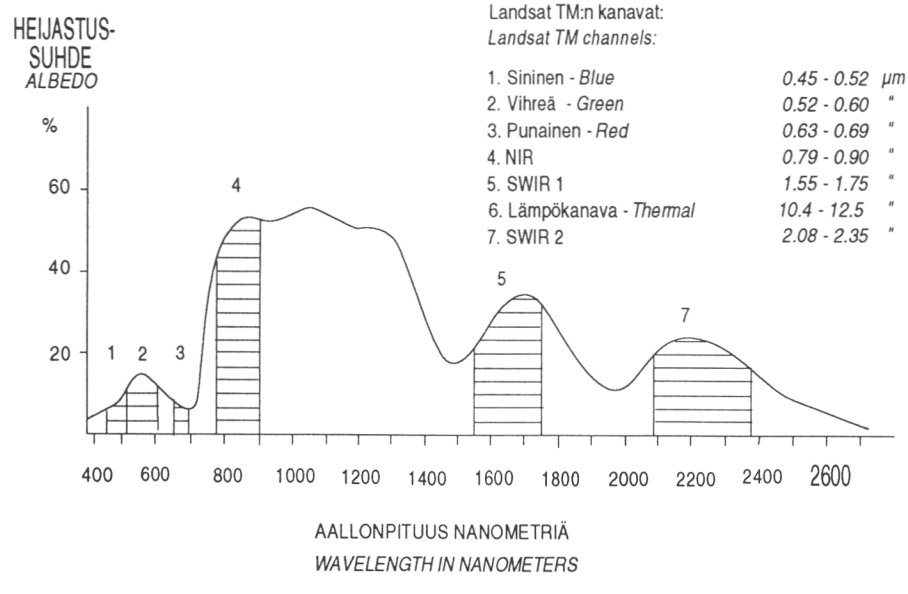
Eastern Lapland in Finland, and Kola Peninsula in Russia are mainly in the boreal coniferous forest region. Forest canopy is sparse and uneven making its spectral signature diffuse. Digital terrain model is necessary but not available in some places. The same holds true with ground reference data. Due to cloudiness, good image coverage has not yet been obtained. Supposedly severe damage only can be detected from satellite imagery. Methological studies, using controlled classifications are carried out in eastern Lapland. Uncontrolled classifications only can be carried out in the Kola Peninsula. Landsat 5 TM-images and ERDAS are used. In eastern Lapland, the goal is to form a firm basis for the future monitoring of the forest health. It is hoped that mere uncontrolled classification in the Kola Peninsula, carried out in several ways, can reveal the worst damage and their directional progress. Multi-date imagery is necessary to get an idea of the timely progress. Weather conditions in the summer of 1992 are important for the rest of the study. Good new imagery would make a large-area cross-sectional analysis possible. But if the situation remains unfavourable, we must concentrate our study efforts in multi-date analyses in a few smaller areas.

Johdanto

Kaukokartoitusta käytetään yleisesti hyväksi suuria pinta-aloja koskevissa luonnonvaratutkimuksissa. Satelliittikuvan etuina ilmakuviin verrattuna mainitaan kattavuus, tasalaatuisuus suurella alalla, toistuvuus, tiedon laatu ja automaattisen käsittelyn mahdollisuus. Käytännössä vaikeuksia ovat aiheuttaneet pilvisyys ja kuvankäsittelyn edellyttämä korkea tiedollinen ja tekninen valmius. Satelliittien keräämän informaation laatu rajoitti alussa sen käyttöä ilmakuvan korvaajana. Spatiaalinen erotuskyky on vieläkin usein riittämätön. Hyvälaatuisen kuvan ajoitus on käyttötarkoituksen kannalta harvoin optimaalinen. Automaattisessa ohjaamattomassa tulkinnassa on suuri virhepäätelmien mahdollisuus.

Maapalloa kiertää nyt useita luonnonvarasatelliitteja, joiden erotuskyky maastossa on 50 m tai parempi. Tällaisia on toiminnassa kaksi Landsat-satelliittia, SPOT 2 ja kaksi MOS-satelliittia. Euroopan avaruusjärjestön ERS-1 on lähinnä valtamerien ja napajäätiköiden tutkimiseen tarkoitettu tutkasatelliitti. NOAA AVHRR-sensorin maastoerotuskyky on vain 1,1 km, mutta se soveltuu hyvin suuralueiden kasvipeitteen kartoituksiin (Townshend ym. 1991). Tarkemmissa kasvillisuutta koskevissa tutkimuksissa on paljon käytetty Landsat-sarjan satelliitteja 4 ja 5, koska niiden spektrinenkin erotuskyky on hyvä. TM-keilaimet rekisteröivät kohteesta tulevaa elektromagneettista säteilyä seitsemällä eri aallonpituuskaistalla eli kanavalla näkyvän valon ja infrapunasäteilyn alueella. Myös radiometrinen erotuskyky, joka toisen sukupolven satelliiteilla on 256 intensiteettitasoa, on useimpiin käyttötarkoituksiin riittävä.

Landsat 4 ja 5 -satelliittien TM-keilaimen kanavista kolme on näkyvän valon alueella, yksi lähi-infran alueella, kaksi lyhytaaltoisen infran alueella ja yksi pitkäaaltoisen infran eli lämpösäteilyn alueella (kuva 1). SPOT ja Landsat MSS rajoittuvat näkyvään valoon ja lähi-infraan (Forstreuter 1989, s. 71). Kanavien rajaukseen vaikuttavat kaistan informatiivisuus ja ilmakehän läpäisevyys. Lämpökanavaa lukuunottamatta TM-kanavat ovat osoittautuneet hyödyllisiksi kasvillisuustutkimuksissa. Lyhytaaltoinfrakanavilla saadaan tietoa varsinkin kasvillisuuden vesitaloudesta ja tiheydestä, joskin varjot usein sekoittavat signaalia tällä alueella (Horler & Ahern 1986).



Kuva 1. Vihreän kasvillisuuden ominassäteilyn kuvaaja ja Landsat TM:n kanavat (paitsi lämpökanava).

Figure 1. Signature of green vegetation, and Landsat TM bands (excluding thermal infrared).

Terveen vihreän kasvillisuuden ominaissäteilyn kuvaajan yleinen muoto on tyypillinen. Sen anomaliat viittaavat johonkin häiriöön kasvillisuuden kunnossa, esimerkiksi vesitaloudessa tai klorofyllin määrässä. Laboratorio- ja kenttätutkimuksissa on havaittu muutoksia ominaissäteilyssä mm. punaisen valon ja lähi-infran alueella (Koch 1987, Koch ym. 1990). Valaistusolot ja aluskasvillisuus vaikuttavat ylösheijastuvaan säteilyyn huomattavasti. Ilmakehä suodattaa heijastussäteilystä pois osan, jonka suuruus riippuu aallonpituudesta. Ilmakehästä myös tulee mukaan säteilykomponentti, joka on jokseenkin riippumaton maastokohteesta. Lisäksi uusien satelliittien kanavat eivät rajoitu aukottomasti toisiinsa. Näin satelliittiin saapuva signaali on vaimentunut ja muuntunut monella tavalla, mikä vaikeuttaa signaalin tulkintaa.

Alkuperäisten aitojen kanavien ohella käytetään enenevässä määrin niistä muodostettuja synteettisiä kanavia. Erilaisia kasvillisuusindeksejä (ks. Cohen 1991a) on kokeiltu paljon kasvien biomassaa, klorofyllin määrää ja vesitaloutta koskevissa tutkimuksissa. Kun TM:n punainen, lähi-infra- ja lyhytaaltoinfrakanavat numeroidaan 3-5 ja 7, yleisimmät indeksit ovat 4/3 (Birth & McVey 1968) ja [4-3]/[4+3] (Rouse ym. 1974). Jälkimmäisestä käytetään lyhennettä NDVI (normalized difference vegetation index). Muita yleisiä suhdeindeksejä ovat [4-5]/[4+5] (infrared index; Hardisky ym. 1983) ja 5/4 (moisture stress index; Rock ym. 1985). Edellisestä käytetään lyhennettä II, jälkimmäisestä MSI. Suhdeindeksien etuna on se, että ne vähentävät ilmakehän ja topografian vaikutusta tuloksiin, mikä helpottaa vertailua.

Laboratoriokokeiden perusteella Cohen (1991a, b) ja Hunt (1989) päättelevät, että kanavien ja kasvillisuusindeksien käyttömahdollisuudet vesitalouden kaukokartoituksessa ovat vähäiset. Pierce ym. (1990) saivat kenttätutkimuksissa vaihtelevia tuloksia. Heidän mukaansa latvuston vesitalouden kaukokartoitus nykyisillä sensoreilla on vaikeaa. Kenties kasvillisuusindeksien suurin merkitys kaukokartoituksessa on kasvibiomassan ja klorofyllin määrän arvioimisessa.

Vogelmann (1990) tutki kahden TM-kanavista johdetun indeksin hyvyyttä erilaisten tuhojen kartoituksessa. Havupuumetsässä MSI oli parempi kuin NDVI lievän ja vakavan neulaskadon erottelussa. Lehtipuumetsässä molemmat indeksit tekivät selvän eron lievän ja vakavan harsuuntumisen välillä. Myös lievä ja keskivahva tuho voitiin luokitella erikseen NDVI-indeksillä lehtipuumetsässä.

Metsikön LAI (leaf area index) ilmaisee neulasten ja lehtien pinta-alan neliömetrillä. Herwitz ym. (1990) tutkivat TM4/TM3-indeksin ja LAI:n välistä yhteyttä sulkeutuneissa männyn istutustaimikoissa. Kun LAI pieneni harvennuksessa 25 %, myös TM4/TM3 aleni merkittävästi. Mutta myös harventamattomissa taimikoissa havaittiin yhtä suuria muutoksia TM4/TM3-arvossa. Tutkijat päättelevät, että LAI on vaikea määritellä ja se vaihtelee suuresti luontaisesti. Spanner ym. (1990) tuovat esiin sen käytännön ongelman, että aukkoisissa luonnon havumetsissä aluskasvillisuus ja kasvualusta sotkevat puuston LAI:n ja TM-arvojen

välistä korrelaatiota.

Relevantti tieto voidaan tiivistää synteettisiin kanaviin aineiston käsittelyn helpottamiseksi. Pääkomponenttitekniikkaa (Hotelling 1933) käytetään paljon tähän tarkoitukseen kaukokartoituksessa. Yleensä noin 95 % TM keilaimen seitsemän kanavan informaatiosta on kolmessa ensimmäisessä pääkomponentissa. Niiden kasvillisuutta koskevasta merkityksestä (josta enemmän myöhemmin) ollaan jokseenkin yksimielisiä. Analyysin tulokseen vaikuttaa hieman se, lasketaanko pääkomponentit kovarianssi- vai korrelaatiomatriisista (Singh & Harrison 1985).

Metsien kunnon oletettu heikentyminen laajoilla alueilla Keski-Euroopassa ja Pohjois-Amerikassa on synnyttänyt uuden tutkimussuunnan kaukokartoitukseen. Hildebrand (1987, s. 165) piti metsävauriotilanteen arvioimista ja seuraamista pian mahdollisena satelliitti-informaation avulla. Euroopassakin oltiin kiinnostuneita Landsat TM -materiaalista (Förster 1988). Kenneweg ym. (1989) toivat esiin tehtävään liittyviä ongelmia ja katsoivat, että tavanomaisten metsätuhojen operatiivinen arviointi satelliittikuvalta ei vielä ole mahdollista. Kuitenkin esimerkiksi USA:n koillisosissa on kyetty erottamaan selviä metsävaurioalueita satelliittikuvilta.

Spruce budworm -toukka on kuusi-jalokuusimetsien pahin tuholainen Pohjois-Amerikassa. 1960-luvun lopulla alkanut epidemia esiintyi 57 miljoonan hehtaarin alalla vuonna 1975 aiheuttaen huomattavaa puiden kuolemista noin 23 miljoonan hehtaarin alalla vuoteen 1983 mennessä (Leckie & Ostaff 1988). Landsat MSS -materiaalia käyttäen tuoretta neulastuhoa ei ole pystytty kunnolla kartoittamaan (Harris ym. 1978, Madding & Hogan 1978, Nelson 1983). Neulaskadon vaikutusta heijastusspektriin selvitettiin useissa tutkimuksissa (Leckie & Gougeon 1981, Teillet ym. 1985, Leckie ym. 1989). Lentokoneessa toimivan MSS-sensorin avulla Leckie & Ostaff (1988) pystyivät erottamaan kolme tuoreen tuhon tasoa. Vanhat tuhot ja sekametsät aiheuttivat luokitusvirheitä. Landsat TM -kanavien 4 ja 5 avulla voitiin hyvin erottaa vakavaa neulaskatoa potevat metsät terveistä Kanadassa (Ahern & Archibald 1986). Ahern ym. (1991) havaitsivat hyvin merkittävän korrelaation kasvun ja eräiden kasvillisuusindeksien välillä neulaskatoa potevissa kuusi-jalokuusimetsissä. Parhaat indeksit perustuivat Landsat TM -kanaville 4, 5 ja 7.

Hopkins ym. (1988) onnistuivat jokseenkin hyvin erottamaan kolmentasoista neulaskatoa käyttäen Landsat 5 TM-kuvia USA:n järvivaltioiden metsäoloissa. Tuhon aiheuttajana oli jack pine budworm -toukka. Vogelmann & Rock (1989) tutkivat pear thrips-hyönteisen aiheuttamaa lehtikatoa USA:n koillisosissa. Lievän ja vakavan tuhon alueet erottuivat hyvin käyttäen TM kanavia 3-5 sekä indeksiä 5/4. Ranskassa Chamignon & Maniere (1990) yrittivät kartoittaa SPOT-materiaalin avulla *Zeiraphira diniana* -toukan aiheuttamaa lehtikuusen neulaskatoa. Tuho erottui vain puhtaissa tasaisissa metsiköissä käyttäen NDVI-kasvillisuusindeksiä.

Raesateen aiheuttama neulas- ja lehtikato Ontariossa voitiin kartoittaa

nopeasti Landsat 5 TM -kuvalta käyttäen kanavia 3, 4 ja 7 (Gillis ym. 1990). Tuhon ja kuvan aikaero oli noin vuosi. Kuvalta erotettiin lievät ja vakavat tuhot korjuutoimenpiteitä varten. Kuvan oikea-aikaisuus oli tärkeä edellytys operaation onnistumiselle.

Pääasiassa ilmansaasteista aiheutuvaa metsien huonokuntoisuutta (forest decline) on tutkittu satelliittikuvien avulla jokseenkin vähän. Parhaat aallonpituusalueet tämänkin ilmiön kartoituksessa ovat lähi-infrapunainen ja lyhytaaltoinfrapunainen (Vogelmann & Rock 1986, Rosengren & Ekstrand 1987). Kirjallisuudesta löytyy joitakin käytännön esimerkkejä USA:sta (Westman & Price 1988, Vogelmann & Rock 1988) ja Euroopasta (Förster 1988). Varsinkin tässä yhteydessä Saksassa painotetaan sitä näkökulmaa, että satelliittikuva on vain yksi ja ei välttämättä paras monista mahdollisista tietolähteistä (Kenneweg 1989).

Vaikutelmaksi jää, että sulkeutuneita havu- tai lehtipuumetsiä voidaan luokitella pariin - kolmeen karkeaan vaurioluokkaan nykyisiltä satelliittikuvilta. Ohimenevät vauriot, kuten osittainen neulas- tai lehtikato, erottuvat vain oikea-aikaiselta kuvamateriaalilta. Lievän tuhon spektrinen signaali hukkuu herkästi kohinaan. Näin tapahtuu varsinkin harvoissa ja epätasaisissa metsiköissä, joissa aluskasvillisuus ja varjot vaikuttavat olennaisesti ominaissäteilyyn.

Selvät metsäympäristömuutokset, joissa ei aina ole kysymyksessä tuho tämän artikkelin tarkoittamassa merkityksessä, voidaan menestyksellisesti kartoittaa nykyisiltä satelliittikuvilta. Pääongelma tropiikissa on pilvisyys. Skidmore ym. (1987) antavat esimerkkejä satelliittikuvien käytöstä metsäpalojen ja metsäkatoalueiden kartoituksessa. Kanadassa hakkuualueiden satelliittikuvakartoitus on saavuttanut operatiivisen tason, jolla tarkkuus on riittävä ja kustannukset alemmat kuin ilmakuvia käytettäessä (Hall ym. 1989, 1991). Lähinnä hakkuista aiheutuvaa metsäkuvan muuttumista on tutkittu satelliittikuvien avulla myös Venäjällä (Vostokova 1991).

Suomessa metsien terveydentilaan alettiin kiinnittää enemmän huomiota 1980-luvulla lähinnä Keski-Euroopasta kantautuneiden tietojen perusteella. Vuosina 1985 ja 1986 Suomeen perustettiin pysyvien koealojen verkko, jonka koealoilla toistuvasti arvioidaan muun muassa neulaskatoa (Jukola-Sulonen 1990). Kansainvälisessä vertailussa on havaittu, että ainakin neulaskadon osalta tilanne ei meillä ole olennaisesti parempi kuin useimmissa Keski-Euroopan maissa (Skader...1990, s. 62, Jukola-Sulonen 1991, s. 3). Metsät ovat harsuuntuneempia Lapissa kuin Etelä-Suomessa.

Kesällä 1987 tapahtui laajalla alueella Lapissa ja Koillismaalla männyn neulaskatoa karuilla kangasmailla (Jalkanen 1988). Myös paannejää aiheutti pienialaisia metsäkuolemia yhteensä noin 2 000 ha (Jalkanen 1990). Itä-Lapissa todettiin 1980-luvun lopulla männynversosyöpää tavallista enemmän (Raitio ym. 1990). Kun vielä julkisuuteen tuli tietoja Venäjän kaivosteollisuuden suurista saastepäästöistä Lapin lähialueilla, syntyi tutkimusprojekti, jossa selvitetään tarkemmin Itä-Lapin metsien

terveyttä ja siihen vaikuttavia tekijöitä.

Itä-Lapin metsävaurioprojektissa tutkitaan myös satelliittikuvien käyttöä metsävauriokartoituksessa. Tutkimusalueeseen sisältyy mm. Montsegorskin ja Nikelin alueet, joilla tiedetään esiintyvän eriasteisia kasvillisuuden tuhoja. Vuosi 1992 on nimetty kansainväliseksi avaruusvuodeksi. Ekologisia ympäristöongelmia pidetään avaruudesta tapahtuvan maapallotutkimuksen tärkeimpänä alueena (Kondrat'ev 1990, s. 1).

Yleistä menetelmistä

Metsätuhojen satelliittikuvakartoituksessa käytettävät menetelmät voidaan periaatteessa jakaa kahteen pääryhmään. Kertakuvamenetelmässä voidaan tehdä ohjattu luokitus käyttäen maastossa havaittuja tuhoalueita tukialueina. Niiden ominaissäteilyn avulla etsitään kuvalta kohteet, joiden spektriset ominaisuudet viittaavat tuhoihin. Tuloksen luotettavuus selvitetään maastotarkistuksin. Jos ennakolta tiedettyjä alueita on paljon, voidaan luokituksen onnistumista tutkia käyttämällä niistä osaa tukiaineistona ja osaa verifiointiaineistona. Pääosa johdannossa mainituista vauriokartoituksista on toteutettu kertakuvamenetelmällä. Kertakuvan ohjaamattomassa luokituksessa, siis ilman tukiaineistoa, saadaan spektrisiä luokkia, joiden sisältö on vain epäsuorasti pääteltävissä.

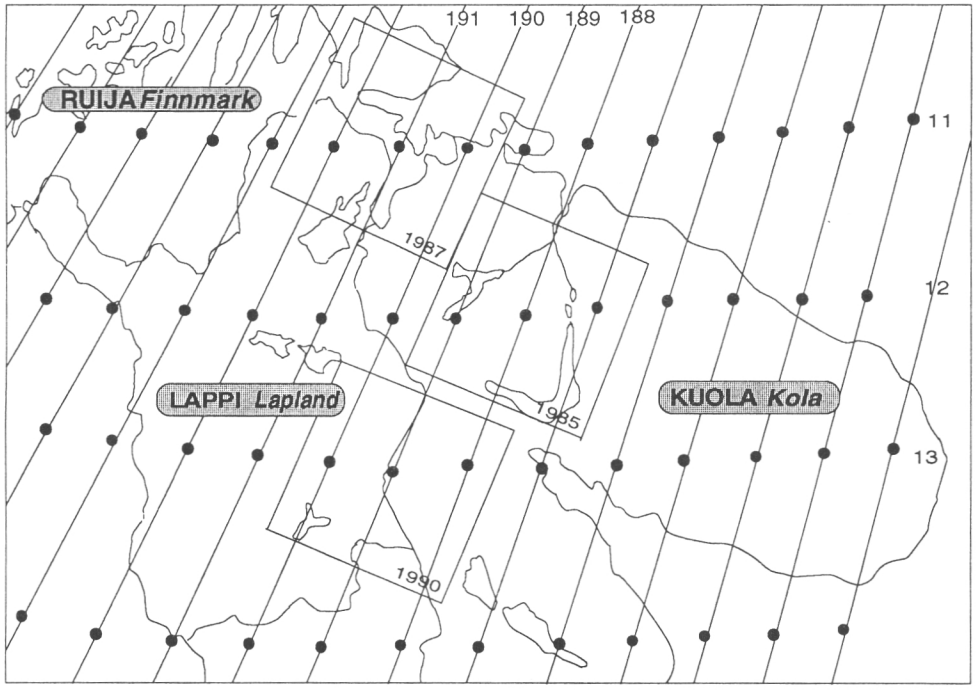
Monikuvamenetelmässä kaksi eriaikaista kuvaa oikaistaan toisiinsa mahdollisimman tarkasti ja etsitään alueet, joiden spektriset ominaisuudet ovat muuttuneet selvästi. Käytettävissä on laaja valikoima erilaisia erottelutekniikoita. Niitä ovat luokitelleet Singh (1989) ja Milne & O'Neill (1987, 1990) artikkeleissaan. Muutoskuvan muodostamisessa käytetään sekä alkuperäisiä että synteettisiä kanavia. Esimerkiksi Lodwick (1979) vertaili ensimmäisen ja toisen pääkomponentin arvoja MSS-kuvilla. Selvän spektrisen muutoksen syy selviää yleensä muiden dokumenttien avulla. Osa tai kaikki selittämättömät muutokset tutkitaan maastossa. Vanhat tuhot, jotka eivät ole muuttuneet kuvien välillä, erottuvat yhtä hyvin tai huonosti sekä monikuva- että kertakuvamenetelmillä.

Edellä kuvattujen menetelmien välimuotona voidaan pitää menettelyä, jossa yhdistetään kaksi eriaikaista kuvaa ja käsitellään niitä ikäänkuin yhtenä kuvana. Kanavien lukumääräksi tulee alkuperäisten kuvien kanavamäärien summa. Suoritetaan pääkomponenttianalyysi yhdistetyllä kuvalla. Ensimmäinen pääkomponentti kertoo kohteen kirkkaudesta ja toinen vihreydestä. Korkeamman asteen pääkomponenttien on havaittu paljastavan muutoksia em. ominaisuuksissa (Byrne ym. 1980, Ingebritsen & Lyon 1985, Fung & LeDrew 1987, 1988). Aidolla kertakuvalla korkeamman asteen pääkomponenttien merkitys vaihtelee riippuen kohteen laadusta. TM-kertakuvalla kolmannelle pääkomponentille on annettu mm. nimet 'wetness' (Crist & Cicone 1984) ja 'swirness' (Horler & Ahern 1986).

Tutkimusalueen ominaisuudet ja ongelmat

Rajauksesta riippuen alueen Itä-Lappi ja Kuolan niemimaa pinta-ala on 10 - 15 milj. ha (kuva 2). Suurin osa alueesta on pohjoista havumetsävyöhykettä pääpuulajeina mänty ja kuusi. Tunturikoivikkoa ja tundraa esiintyy Perä-Lapissa ja Kuolan niemimaan pohjoisosissa sekä etelämpänä tuntureilla. Satelliittikuvalla voimakkaasti näkyvää tunturipaljakkaa on erityisesti Kantalahden pohjoispuolisilla tuntureilla. Alueen topografia on loivapiirteinen muualla paitsi Sallan, Saariselän ja Kuolan tuntureilla.

Alueen satelliittikuvatutkimuksissa kohdataan useita ongelmia. Pilvisyydestä johtuen hyvälaatuisen kattavan kuvapeiton saanti näin laajalle alueelle kestää useita vuosia. Kesällä 1991 Landsat 5 ei tuottanut yhtään riittävän pilvetöntä kuvaa. Vuodesta 1985 lähtien on kertynyt puolikymmentä hyvää kuvaa. Eri ajankohtien erilaatuisia kuvia yhdistettäessä saadaan kartta, jonka laatu vaihtelee alueellisesti. Virhettä voidaan kyllä vähentää eräillä kuvankäsittelytekniikoilla.



Kuva 2. Tutkimusalue ja siitä hankitut Landsat 5 TM-kuvat.
Figure 2. Study area and location of the Landsat 5 TM images acquired.

Maaston topografia, lähinnä kaltevuudet vaikuttavat satelliitin rekisteröimään heijastuneen säteilyn intensiteettiin. Tämä tulee selvästi esiin tuntureilla ja myös pienipiirteisemmillä alueilla, joilla on jyrkkiä rinteitä. Säteilyarvoja voidaan korjailla digitaalisen maastomallin avulla. Mallia ei ole käytettävissä Kuolasta, missä ko. ongelma on suurin. Karkean maastomallin rakentaminen itse erään kartan pohjalta on mahdollista, mutta tuskin tämän tutkimuksen puitteissa kannattavaa. SPOT-kuvien avulla tuotettuja malleja myydään periaatteessa koko maapallon alueelta. Hinta vain on liian korkea.

Puuston latvuspeittävyys on pieni ja latvuston rakenne on epätasainen sekä horisontaali- että vertikaalitasossa. Varttuneen täystiheän metsän ylös heijastamasta säteilystä 20-30 % tulee aluskasvillisuudesta. Tämä merkitsee sitä, että varsinaista puustoa koskeva signaali sekoittuu ja on vaikeasti tulkittavissa. Latvuston epätasaisuus luo varjoja puihin ja maahan, minkä on havaittu vaikeuttavan mm. puulajin ja puuston määrän tulkintaa satelliittikuvalta. Latvuston ominaisuudet tutkimusalueen metsissä todennäköisesti merkitsevät sitä, että vain vakavat metsävauriot siellä ovat satelliittikuvalta erotettavissa.

Satelliittikuvan ohjaamattomassa luokituksessa saadaan näkyviin spektrisiä luokkia, joiden metsällinen sisältö on vain visuaalisesti arvailtavissa. Ohjatussa luokituksessa käytetään maastossa tutkittuja tukialueita apuna luokkien muodostuksessa, joten luokkien metsälliset tunnukset tiedetään jollakin luotettavuudella. Venäjälle on perustettu koealasto, joka ei ole riittävä ohjatun luokituksen tarkoituksiin. Ilmeistä on, että tämän metsävaurioprojektin puitteissa Venäjältä ei ole mahdollista hankkia kunnollista maastotukiaineistoa. Itä-Lapissa käytettävissä olevista maastoaineistoista kerrotaan seuraavassa luvussa.

Aineistot

Itä-Lapin metsävaurioprojektissa on perustettu ns. gradienttikoealoja Suomen ja Venäjän alueelle. Koealat on sijoitettu kuivahkojen ja kuivien kankaiden varttuneisiin mäntyvaltaisiin metsiin. Rinnepaikoilla on valittu suunta oletettuun ilmansaastelähteeseen päin. Gradienttilinjoja lähtee neljä Nikelistä ja kolme Montsegorskista suuntana lounas, länsi ja luode. Kaikkiaan on mitattu 430 koealaa 121 rypäällä vuosina 1989 -1991. Rypään kolme tai neljä koealaa sijaitsevat 40 metriä rypään keskipisteestä satunnaisiin suuntiin. Ympyräkoealojen koko on kolme aaria. Mittausten perusteella on laskettu puustotunnuksia kuten tilavuus puulajeittain ja runkolukusarjat.

Gradienttikoealoilla tehdään mm. sadevesi-, karike- ja maatutkimuksia. Satelliittikuvatutkimuksen tukialueina tällä aineistolla ei ole suurta merkitystä johtuen sen valintatavasta. Näytettä voidaan tarvittaessa käyttää kuivien ja kuivahkojen kankaiden varttuneiden mäntymetsien ominaissäteilyn mallittamiseen. Silloinkin ongelmana voi olla koealojen

eksposition, joka on vain joko tasamaa tai itärinne. Tiivistäen voidaan sanoa, että satelliittikuvatutkimuksen tarkoituksiin ko. näyte on kapea-alainen. Venäjällä rypäitä on vain yhdeksän ja ne ovat lähes ainoa mitattu maastoaineisto siellä.

Ylikemin hoitoalueen metsätalouden tarkastuksen maastotyöt tehtiin kesinä 1989-1990. Hoitoalueen maa-ala on noin 900 000 ha Savukosken, Sallan, Pelkosenniemen ja Kemijärven kuntien alueella. Valtakunnan metsien seitsemännessä inventoinnissa vuonna 1983 metsämaan alaksi arvioitiin noin 600 000 ha. Metsätalouden tarkastuksessa kiinnitettiin erityistä huomiota tuhoihin. Männynversosyöpää löydettiin 77 kuviolta yhteensä 1 200 ha. Versosyöpäaineiston vikana on sen kapea-alaisuus. Sitä voidaan yrittää käyttää ko. tuhon mallittamiseen satelliittikuvalla. Uuden metsätalouskartan kuviotiedot kuten puuston tilavuus ja rakenne ovat silmävaraisia arvioita. Näin ollen aineisto on liian subjektiivinen ja puutteellinen tilastollisen metsäninventoinnin tarkoituksiin. Ehkä pahin vika kuitenkin on se, että metsähallituksen metsät tunnetusti poikkeavat mm. kasvupaikkojen osalta muista alueen metsistä. Tästä aiheutuvaa harhaa on mahdotonta poistaa täysin, jos kuvioita käytetään tukialueina myös muiden omistajien metsissä.

Kesällä 1986 Lappiin perustettiin 300 pysyvää ILME-koealaa, jotka mitattiin uudestaan kesällä 1990. Mittaukset ja luokitukset koealoilla on tehty valtakunnan metsien kahdeksannen inventoinnin ohjeiden mukaisesti. Koealat on paikallistettu peruskartoille ja myös 1:50 000 mustavalkoisille ilmakuville, mikä helpottaa niiden paikallistamista satelliittikuvalle. Aineiston vikana on sen pienuus. Täyden Landsat 5 -kuvan alueella (3,24 milj. ha) ILME-koealoja on vain noin 100 kpl.

Valtakunnan metsien seitsemännessä inventoinnissa Lapissa tulkittiin noin 43 000 kahden pisteen koealaryvästä, joista 4 300 ryvästä mitattiin myös maastossa. Maastotyöt tehtiin Perä-Lapissa kesällä 1978 ja Etelä-Lapissa kesinä 1982 ja 1983. Näyte on objektiivinen ja lukumääräisesti riittävä, mutta tällä hetkellä pääosin vanhentunut. Sen käyttöä satelliittikuvatutkimuksissa voidaan harkita mm. kasvupaikkojen ennakkokuviointiin. Puustoisissa ositteissa on silloin otettava puuston kasvusta ja hakkuista aiheutuneet muutokset jollakin tavalla huomioon.

Tiivistäen voidaan todeta, että edellä selostettu maasto-, ilmakuva- ja karttamateriaali ei ole riittävä tukiaineisto satelliittikuvainformaatiolle, mikäli tavoitteena on tilastollisesti validi, so. objektiivinen ja kyllin luotettava metsäninventointi tai metsävauriokartoitus. ILME-näyte on objektiivinen ja tuore, mutta riittämätön. Itä-Lapin metsävaurioprojektin näyte on tuore mutta subjektiivinen (koealojen sijoittelu) ja kapea-alainen. Versosyöpäaineisto on tuore mutta kapea-alainen, minkä lisäksi siitä puuttuvat mitatut puustotiedot. Metsähallituksen kuviotiedot ovat tuoreet Ylikemin hoitoalueessa, mutta puustotiedot ovat subjektiivisia silmävaraisia arvioita. Valtakunnan metsien seitsemännen inventoinnin näyte on objektiivinen ja lukumääräisesti riittävä, mutta se on vanhentunut ainakin metsän puustoisissa ositteissa.

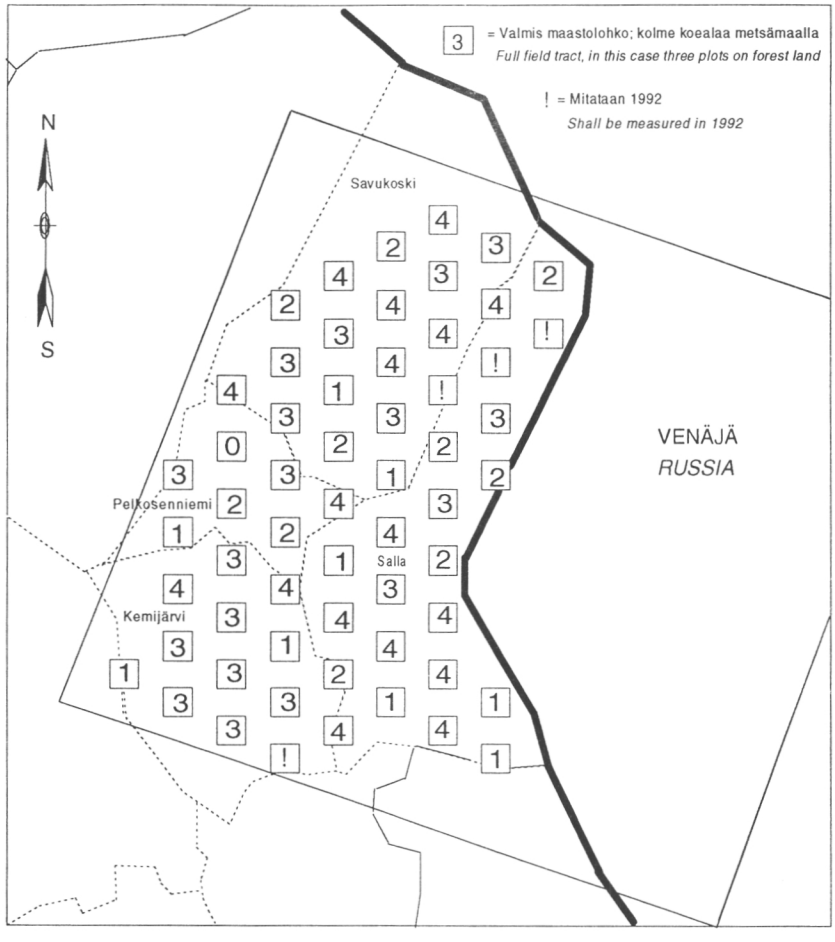
Tutkimuksen eteneminen

Osaprojektin voidaan katsoa alkaneen vuonna 1990. Vuoden aikana selvitettiin olemassa olevat aineistot ja käyttökelpoiset satelliittikuvat sekä tehtiin aiheeseen liittyviä kirjallisuustutkimuksia. Vuoden lopulla ostettiin yksi digitaalinen Landsat 5 TM-kuva, jonka ajankohta on 31.8.1990. Kuva on noin puoliksi Suomen ja Venäjän alueella keskipisteenä Sallan Kelloselkä (kuva 2).

Kuvankäsittelyohjelmiston hankinta toteutui kesällä 1991. Oli käynyt selväksi, että aiemmat ja syntymässä olevat maastoaineistot eivät ole riittäviä metsävauriokartoituksen tukiaineistona. Siksi päätettiin mitata systemaattinen maastonäyte Kelloselän kuvan suomenpuoleiselle osalle. Tätä aluetta sanotaan jatkossa Itä-Lapin menetelmätutkimusalueeksi. Näytekehikkona pidettiin valtakunnan metsien seitsemännen inventoinnin maastokoealoja, joista valittiin systemaattinen osa uusintamittausta varten. Vanhojen inventointitietojen perusteella työt kohdistettiin puustoisille koealoille, joilla voitiin olettaa tapahtuneen muutoksia. Maastossa työskenteli kahden hengen ryhmä lähes kahden kuukauden ajan mitaten noin 200 relaskooppikoealaa (kuva 3). Mittaukset ja luokitukset tehtiin kahdeksannen inventoinnin ohjeiden mukaisesti. Lisäksi arvioitiin aluskasvillisuuden rakennetta latvuston aukoissa. Lumisade ja maastotyöhön varatun rahan loppuminen aiheuttivat sen, että parikymmentä koealaa jäi mittaamatta. Tämä noin viikon kenttätyö tehdään alkukesällä 1992, jos se kuluvan talven tutkimuksissa havaitaan tarpeelliseksi.

Vuoden 1991 aikana hankittiin kaksi Landsat 5 TM -kuvaa, jotka sijaitsevat pääosin Venäjän alueella (kuva 2). 9.7.1985 syntyneellä kuvalla näkyvät mm. Kirovsk, Apatit, Montsegorsk, Olenegorsk ja Murmanskin eteläosat. Toisella 20.7.1987 syntyneellä kuvalla näkyvät mm. Varangin vuono ja niemimaa, Liinahamari, Petsenga, Zapoljarny, Nikel ja Inarin Lapin koillisosat. Nyt käytössä olevat kolme kuvaa mahdollistavat ennakolta pahimpina pidettyjen potentiaalisten metsävaurioalueiden tarkastelun.

Satelliittikuvilta on tehty ohjaamattoman luokituksen kokeiluja, ja kuvia on käytetty kartan korvikkeena Venäjällä perustettaessa sinne projektin koealoja. Kelloselän kuvalle paikallistettiin tunnettuja versosyöpä-alueita ja tutkittiin niiden ominaissäteilyä. Tulos oli ennakkoodotusten mukainen eli tuhoalueet eivät kunnolla erottuneet terveistä metsistä. Venäjällä liikuttaessa on mm. Montsegorskin ympäristössä havainnoitu tuhoalueiden rajoja ja paikallistettu niitä kuvalle. Vaikka havainnot eivät korvaa tukialueita, niiden avulla voidaan päätellä jotakin ohjaamattoman luokituksen antamien spektristen luokkien kasvillisuutta koskevasta sisällöstä. Tässä yhteydessä on syytä korostaa, että Montsegorskin tuhot ovat laajuudeltaan ja asteeltaan eri luokkaa kuin Suomen Lapissa havaitut metsäsairaudet. Teollisuusaavikko ja metsävaurio on pidettävä käsitteellisesti erillään toisistaan.



Kuva 3. Menetelmätutkimusalueen maastonäyte 1991.
Figure 3. Area for methodological studies and location of the field sample measured in 1991.

Jatko

Voidaan vetää johtopäätös, että pelkkien metsävaurioiden kartoitus satelliittikuvan avulla ei tutkimusalueella anna hyviä tuloksia. Vaurio-kartoituksen pohjana on oltava kyllin luotettava metsällinen luokitus, jonka avulla tarkemmat tutkimukset suunnataan potentiaalisille tuhoalueille. Tehtävä on menetelmällisesti vaativa, koska siinä yhdistyvät metsäninventointi ja metsävauriokartoitus.

Syksyllä 1991 mitattua maastonäytettä käytetään pääasiassa inventoinnin tukemiseen. Valtakunnan metsien 8. inventoinnissa arvioidaan metsikön ja koepuiden kuntoa parin - kolmen muuttujan avulla. Vain tärkein tuho kuvataan, joten esim. lievä männynversosyöpä ei aina tule esiin luokituksissa. Harsuuntumisarvio tehdään kaikille varttuneille

havukoepuille ja havupuumetsiköille muiden tuholuokitusten lisäksi. Aineisto soveltuu paremmin metsien yleisen terveydentilan arvioimiseen kuin yksittäisen taudin tai tuhon laajuuden selvittämiseen. Tuhojen esiintymistä arvioitiin jo 7. inventoinnissa. Pohjois-Suomen kattavassa tarkastelussa erilaisten tautien ja tuhojen osuuden metsämaan alasta todettiin silloin olevan suurin Koillis-Suomen metsälautakunnan pohjoisosassa (Mattila 1990).

Itä-Lapin menetelmätutkimusalueen pinta-ala on noin 1,9 milj. ha Savukosken, Sallan, Kemijärven ja Pelkosenniemen kuntien alueella (kuva 3). Alueella on osaprojektin uusia maastokoealoja 220 kpl, ILME-koealoja 70 kpl, varsinaisia metsävaurioprojektin koealarypäitä 40 kpl ja valtakunnan metsien 7. inventoinnin tulkintarypäitä 7 900 kpl, joista maastossa on mitattu 1 000 ryvästä. Metsähallituksen kuviotiedot kattavat noin 800 000 hehtaaria. Lähes kaikki peruskartoille paikallistetut männynversosyöpäkuviot sijaitsevat menetelmätutkimusalueella.

Kaksi ensinmainittua aineistoa ovat objektiivisia ja mittauksiin perustuvia kelvaten sellaisena inventointitarkoituksiin. Näiden aineistojen lisänä voidaan käyttää projektin koealarypäitä kuivien ja kuivahkojen kankaiden mäntymetsien ominaissäteilyn mallittamiseen. Tätä ositetta pidetään altteimpana ilmansaasteista aiheutuville vaurioille. Versosyövän erottumista voi kokeilla esimerkiksi käyttämällä puolet kartta-aineistosta mallittamiseen ja tutkimalla kuinka hyvin mallit löytävät loput tuhoalueet. Vanhoja inventoinnin maastorypäitä voidaan tarvittaessa käyttää harvinaisten pysyvästi puuttomien ositteiden ominaissäteilyn mallittamiseen. Samaan tarkoitukseen soveltuvat myös metsähallituksen kuviotiedot.

Osaprojektin jatkotutkimukset voidaan jakaa luonteeltaan kahteen eri haaraan. Ohjattuun luokitukseen perustuvaa menetelmätutkimusta tehdään suhteellisen pienellä alueella Itä-Lapissa. Alkuperäisten kanavien lisäksi selvitetään eri kasvillisuusindeksien käyttökelpoisuutta metsävaurioalueiden tunnistamisessa. Tukialuetiedot ekstrapoloidaan myös venäjänpuoleiselle satelliittikuvan osalle ja yritetään selvittää siitä aiheutuvat hyödyt ja haitat. On epäiltävissä, että maajäkälien runsas esiintyminen Venäjällä häiritsee luokitusta, ts. Suomen aineistosta lasketut ominaissäteilymallit eivät päde kaikilta osin siellä.

Vuonna 1992 on tarkoituksena on täydentää menetelmätutkimusalueen näyte ja suorittaa luokitustarkistuksia. Kokonaan ei ole poissuljettu sekään mahdollisuus, että tukialueita mitattaisiin tutkimustarkoituksiin myös Venäjältä. Kustannussyistä tämä näyte kuitenkin jäisi jokseenkin vaatimattomaksi.

Osaprojektin toinen painopistealue on Kuolan niemimaalla. Ohjaamattomilla luokituksilla tutkitaan tunnettujen saastelähteiden lähialueita tavoitteena selvittää kasvillisuustuhojen laajuutta sekä etenemissuuntaa. Päättelyn apuna ovat paikan päällä tehdyt pistehavainnot, kuvat, tuulimallit ja maastomallit. Etenemisnopeuden selvittäminen edellyttää monikuvamenetelmän käyttöä. Esimerkiksi Montsegorskista on suhteellisen käyttökelpoiset kuvat vuosilta 1985 ja 1989, joista edellinen on tällä

hetkellä jo käytössä. Uudempi kuva on hieman pilvinen, mutta nykyisillä kuvankäsittelymenetelmillä suuri osa siitä olisi kenties saatettavissa jokseenkin vertailukelpoiseksi vanhan kuvan kanssa. Edellä on lyhyesti käsitelty muutoksien etsimismenetelmiä.

Venäjällä ohjaamaton luokitus kertakuvalla on vaikea verifioida. Ainoa mahdollisuus on tuottaa useita kuvia eri tekniikoilla ja vertailla niitä tiedossa oleviin faktoihin. Vertailu julkistettuihin tuhopinta-aloihin on mahdollista Montsegorskissa. Lapin metsänhoitajat retkeilivät Murmanskin alueella kesällä 1990, jolloin ilmoitettiin seuraavat pinta-alat: täysin tuhoutunut 4 000 ha, lähes tuhoutunut 10 000 ha, vakavasti vaurioitunut 31 000 ha ja selvästi vaurioitunut 40 000 ha (Hokajärvi & Hökkä 1991). Jos oletetaan lukujen olevan oikeita, valitaan jatkotutkimuksiin se tekniikka, joka antaa lähimpänä olevan tuloksen. Aina parempi on, jos useampi tekniikka antaa samansuuntaisia tuloksia. Näyttää siltä, että useimmat kokeillut luokitustekniikat antavat luokan 'täysin tuhoutunut' alaksi oikeaa suuruusluokkaa olevan luvun.

Ehkä tärkein ennakkotulos ohjaamattomista luokituksista tähän mennessä on se, että pahin tuhoalue Montsegorskissa suuntautuu pohjoiseen. Lapin metsien kannalta on olennaista selvittää jatkossa tarkemmin tilanne Montsegorskista länteenpäin. Etäisyys Suomeen on noin 120 km. Käytössä oleva kuva vain sivuaa Suomen aluetta. Jos jatkossa hankitaan länsipuolinen kuva, se sijoittuisi Kelloselän kuvan pohjoispuolelle.

Kovdorin kaivoskaupungin etäisyys Suomen rajasta Sallan pohjoisosassa on noin 30 km. Kaupungin ympärillä erottuu alle 10 km läpimittainen alue, joka voi olla geologinen ja/tai kasvillisuuteen liittyvä ilmiö. Myös avolouhoksesta ilmateitse levinnyt pöly voi näkyä näin kuvalla. Nikelistä Lapin metsänhoitajille ilmoitettiin kesällä 1990 seuraavat tiedot: täysin tuhoutunut 200 ha, lähes tuhoutunut 3 000 ha, vakavasti vaurioitunut 7 500 ha ja selvästi vaurioitunut 13 500 ha (Hokajärvi & Hökkä 1991). Pinta-alat ovat siis pienemmät kuin kuin Montsegorskissa. Kuvalla Nikelin alueella erottuu pyöreähkö läikkä, joka ei ulotu Norjan eikä Suomen alueelle. Perä-Lapin itäosien mäntymetsät ja tunturikoivikot ovat Nikelistä noin sadan kilometrin säteellä.

Itä-Lapin ja Kuolan erillistä tarkastelua puoltavat myös tulosten julkistamiseen liittyvät seikat. Suomella on legitiimi intressi lähialueidensa metsätuhojen tutkimiseen, mutta perustelemattomien, pahimmassa tapauksessa väärien tietojen esittämistä vieraan valtion alueelta on visusti varottava. UN Remote Sensing Principles määrittelee siviilikaukokartoitukseen liittyvät eettiset periaatteet (Wasowski 1991).

Vuoden 1992 aikana on hahmotettava tämän osatutkimuksen lopulliset tavoitteet pääpiirteissään. Kesän 1992 säät ovat avainasemassa. Jos saadaan käyttökelpoisia kuvia, painopiste voisi suuntautua laajan alueen poikittaiskatsaukseen. Silloin tutkimus voisi koskea lähes koko Itä-Lappia ja Kuolaa, kuten tutkimuksen nimikin antaa implisiittisesti ymmärtää. Jos kuvatilanne pysyy huonona jatkossakin, on painopiste suunnattava paljon pienemmän alueen pitkittäistarkasteluun ja varsinaiseen

menetelmätutkimukseen. Molemmissa vaihtoehdoissa joudutaan tekemään epäoptimaalisia ratkaisuja, syynä hyvien satelliittikuvien epäsäännöllinen saanti. Kesän 1993 kuvatkin voivat vielä hieman vaikuttaa asiaan.

Teknisesti kuvien saanti on ilmeisesti turvattu pitkälle eteenpäin. Landsat 5 on ylittänyt ennakoidun toiminta-aikansa jo monella vuodella, mutta se toimii vielä melkein häiriöttömästi. Landsat 4 -satelliittikin lähettää vielä informaatiota. Landsat 6 -satelliitti oli tarkoitus lähettää radalleen vuoden 1991 lopulla ja siitä on luvattu ensimmäiset kuvat jo kesällä 1992. Jos kuvamateriaalia on jostain syystä pakko vaihtaa, valittavissa ovat SPOT 2 ja MOS. Näiden spektrinen erotuskyky on kuitenkin huonompi kuin Landsat TM-keilaimen.

Kirjallisuus

Ahern, F. & Archibald, P. 1986. Thematic Mapper information about Canadian forests: early results from across the country. Proceedings of the Tenth Canadian Symposium on Remote Sensing held in Edmonton, Alberta, 5.-8.5.1986. s. 683-697.

-, Erdle, T., Maclean, D. & Kneppeck, I. 1991. A quantitative relationship between forest growth rates and Thematic Mapper reflectance measurements. International Journal of Remote Sensing 12(3): 387-400.

Birth, G. & McVey, G. 1968. Measuring the color of growing turf with a reflectance spectrophotometer. Agronomy Journal 60(6): 640-643.

Byrne, G., Crapper, P. & Mayo, K. 1980. Monitoring land-cover change by principal component analysis of multispectral Landsat data. Remote Sensing of Environment 10: 175-184.

Chamignon, C. & Maniere, R. 1990. Forest cover type mapping and damage assessment of Zeiraphira diniana by SPOT 1 HRV data in the Mercantour National Park. International Journal of Remote Sensing 11(8): 1439-1450.

Cohen, W. 1991a. Response of vegetation indices to changes in three measures of leaf water stress. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 57(2): 195-202.

- 1991b. Temporal versus spatial variation in leaf reflectance under changing water stress conditions. International Journal of Remote Sensing 12(9): 1865-1876.

Crist, E. & Cicone, R. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper - the Tasseled Cap. I.E.E.E. Trans. Geosci. Remote Sensing 22: 256-

Defeo, N., Rock, B. & Vogelmann, J. 1988. Detection of forest damage on Whiteface mountain, New York, using Landsat Thematic Mapper data. Proc. 21st Symp. Remote Sens. Environ. Environmental Research Institute of Michigan, Ann Arbor, MI. s. 835-842.

Forstreuter, W. 1989. Verwendung von Weltraumfotos und digitalen Satellitendaten für forstliche Grossrauminventuren. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 160(4): 70-72.

Fung, T. & LeDrew, E. 1987. Application of principal components analysis to change detection. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 53(12): 1649-1658.

- & Ledrew, E. 1988. The determination of optimal threshold levels for change detection using various accuracy indices. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54(10): 1449-1454.

Förster, B. 1988. Untersuchung der Verwendbarkeit von Satellitenbilddaten (Thematic Mapper) zur Kartierung von Waldschäden. Dissertation, TU Berlin. 186 s.

Gillis, M., Pick, R. & Leckie, D. 1990. Satellite imagery assists assessment of hail damage for salvage harvest. The Forestry Chronicle 66(5): 463-468.

Hall, R., Dams, R. & Lyseng, L. 1991. Forest cut-over mapping from SPOT satellite data. International Journal of Remote Sensing 12(11): 2193-2204.

-, Kruger, A., Scheffer, J., Titus, S. & Moore, W. 1989. A statistical evaluation of Landsat TM and MSS data for mapping forest cutovers. The Forestry Chronicle 65(6): 441-449.
Hardisky, M., Klemas, V. & Smart, M. 1983. The influence of soil salinity, growth form, and leaf moisture on the spectral radiance of Spartina alterniflora canopies. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 49(1): 77-83.
Harris, J., Dawson, A. & Goodenough, D. 1978. Evaluation of Landsat data for forest pest detection and damage appraisal surveys in British Columbia. Canadian Forest Service, Pacific Forestry Center, Information Report BC-X-182. 12 s.
Herwitz, S., Peterson, D. & Eastman, R. 1990. Thematic Mapper detection of changes in the leaf area of closed canopy pine plantations in central Massachusetts. Remote Sensing of Environment 29: 129-140.
Hildebrand, G. 1987. TOY or TOOL - Fernerkundung aus dem Weltraum: Spiel- oder Werkzeug für die Forstwirtschaft? Forstwissenschaftliches Centralblatt 106(3): 141-168.
Hokajärvi, R. & Hökkä, H. 1991. Retkellä Kuolan metsissä. Metsänhoitaja 1: 14-17.
Hopkins, P., Maclean, A. & Lillesand, T. 1988. Assessment of thematic mapper imagery for forestry applications under Lake States conditions. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54(1): 61-68.
Horler, D. & Ahern, F. 1986. Forestry information content of Thematic Mapper data. International Journal of Remote Sensing 7(3): 405-428.
Hotelling, H. 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. Journal of Educational Psychology 24: 417-498.
Hunt, R. & Rock, B. 1989. Detection of changes in leaf water content using near- and middle-infrared reflectances. Remote Sensing of Environment 30: 43-55.
Ingebritsen, S. & Lyon, R. 1985. Principal components analysis of multitemporal image pairs. International Journal of Remote Sensing 6(5): 687-696.
Jalkanen, R. 1988. Kovia kokeneet pohjoisen puut. Teollisuuden Metsäviesti 1: 8-11.
- 1990. Vauriot Lapin luonnossa talven 1986-87 jälkeen. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 31-33.
Jukola-Sulonen, E-L. 1990. Suomen metsäpuiden elinvoimaisuus vuosina 1986-88. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 18-22.
- 1991. Metsien terveydentila. Ympäristökatsaus 9/1991. Ympäristötietokeskus, Helsinki.
Kenneweg, H. 1989. Satellitenfernerkundung und die Skepsis der Forstpraktiker. Forst und Holz 44(17): 459-461.
-, Förster, B., Runkel, M. & Winter, R. 1989. Satellitenbilder zur Waldschadenserfassung - wo liegen die Probleme. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung 160(4): 73-76.
Koch, B. 1987. Quantifizierung von Schaden an Waldbaumen auf der Grundlage spektraler Rückstrahlungseigenschaften. Dissertation at the Ludwig-Maximilians-University of Munich, Institute of Landscape Techniques, F.R. Germany.
-, Ammer, U., Schneider, T. & Wittmeier, H. 1990. Spectroradiometer measurements in the laboratory and in the field to analyse the influence of different damage symptons on the reflection spectra of forest trees. International Journal of Remote Sensing 11(7): 1145-1163.
Kondrat'ev, K. 1990. International Space Year: priorities and prospects. Soviet Journal of Remote Sensing 8(1): 1-19.
Leckie, D. & Gougeon, F. 1981. Assessment of spruce budworm defoliation using digital airborne MSS data. Proceedings of the Seventh Canadian Symposium on Remote Sensing held in Winnipeg, Manitoba. s. 190-196.
-& Ostaff, D. 1988. Classification of airborne multispectral scanner data for mapping current defoliation caused by the spruce budworm. Forest Science 34(2): 259-275.
-, Ostaff, D., Teillet, P. & Fedosjevs, G. 1989. Spectral characteristics of tree components of balsam fir and spruce damaged by spruce budworm. Forest Science 35(2): 582-600.

Lodwick, G. 1979. Measuring ecological changes in multitemporal Landsat data using principal components. Proceedings of the International Symposium on Remote Sensing of the Environment, Ann Arbor, Michigan. s. 1131-1141.
Madding, R. & Hogan, H. 1978. Detection and mapping of spruce budworm outbreaks: A review and discussion. The Forestry Chronicle 56: 213-221.
Mattila, E. 1990. Eräiden metsätuhojen esiintyminen Pohjois-Suomessa valtakunnan metsien inventoinnin mukaan. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 100-113.
Milne, A. & O'Neill, A. 1987. Feasibility study for using Landsat imagery to monitor land cover change in the Willandra Lakes World Heritage Region. Report of the Willandra Lakes World Heritage Plan of Management Committee. Sydney, Australia.
-& O'Neill, A. 1990. Mapping and monitoring land cover in the Willandra Lakes World Heritage Region. International Journal of Remote Sensing 11(11): 2035-2049.
Nelson, R. 1983. Detecting forest canopy change due to insect activity using Landsat MSS. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 49(9): 1303-1314.
Pierce, L., Running, S. & Riggs, G. 1990. Remote detection of canopy water stress in coniferous forests using the NS001 Thematic Mapper Simulator and the Thermal Infrared Multispectral Scanner. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 56(5): 579-586.
Raitio, H., Tikkanen, E. & Nöjd, P. 1990. Mäntyjen ravinnetalous Sallan puustovaurioalueella. Julkaisussa: Varmola, M. & Palviainen, P. (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 347: 23-31.
Rock, B., Vogelmann, J., Williams, D., Vogelmann, A. & Hoshizaki, T. 1986. Remote detection of forest damage. Bioscience 36(79): 439-445.
-, Williams, D. & Vogelmann, J. 1985. Field and airborne spectral characterization of suspected acid deposition damage in red spruce (Picea rubens) from Vermont. Proceedings of the Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data, Purdue University, Indiana. s. 71-81.
Rosengren, M. & Ekstrand, S. 1987. A method aiming at monitoring large area forest decline using satellite imagery. Paper presented at the IIASA seminar on Remote Sensing and Forest Decline attributed to Air Pollutants held in Laxenburg, Austria, on 11-12 March 1987.
Rouse, J., Haas, R., Schell, J. & Deering, D. 1974. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Proceedings of the Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. NASA. Washington D.C. s. 309-317.
Singh, A. 1989. Digital change detection techniques using remotely-sensed data. International Journal of Remote Sensing 10(6): 989-1003.
-& Harrison, A. 1985. Standardized principal components. International Journal of Remote Sensing 6(6): 883-896.
Skader på skov i Europa 1988 - kun små aendringer. 1990. Skoven 2. s. 62.
Skidmore, A., Wood, G. & Shepherd, K. 1987. Remotely sensed digital data in forestry: a review. Australian Forestry 50(1): 40-53.
Spanner, M., Pierce, L., Peterson, D. & Running, S. 1990. Remote sensing of temperate coniferous forest leaf area index: the influence of canopy closure, understory vegetation and background reflectance. International Journal of Remote Sensing 11(1): 95-112.
Teillet, P., Leckie, D., Ostaff, D., Fedosjevs, G. & Ahern, F. 1985. Spectral measurements of tree defoliation. Proceedings of the Third International Colloquium on Spectral Signatures of Objects in Remote Sensing held in Les Arcs, France, 16.-20.12.1985. ESA SP-247: 511-516.
Townshend, J., Justice, C., Li, W., Gurney, C. & McManus, J. 1991. Global land cover classification by remote sensing: present capabilities and future possibilities. Remote Sensing of Environment 35: 243-255.
Vogelmann, J. 1990. Comparison between two vegetation indices for measuring different types of forest damage in the north-eastern United States. International Journal of

Remote Sensing 11(12): 2281-2297.
-& Rock, B. 1986. Assessing forest decline in coniferous forests of Vermont using NS-001 Thematic Mapper simulator data. International Journal of Remote Sensing 7(10): 1303-1321.
-& Rock, B. 1988. Assessing forest damage in high-elevation coniferous forests of Vermont and New Hampshire using Landsat Thematic Mapper data. Remote Sensing of Environment 24: 227-246.
-& Rock, B. 1989. Use of Thematic Mapper data for the detection of forest damage caused by the pear thrips. Remote Sensing of Environment 30: 217-225.
Vostokova, E. 1991. Studies of anthropogenic damage to forests using synthetic color images. Soviet Journal of Remote Sensing 8(4): 662-670.
Wasowski, R. 1991. Some ethical aspects of international satellite remote sensing. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 57(1): 41-48.
Westman, W. & Price, C. 1988. Detecting air pollution stress in southern California vegetation using Landsat Thematic Mapper band data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 54 (9): 1305-1311.

Montsegorskin alueen metsävauriot - alustava satelliittikuvatulkinta

Kari Mikkola & Aulis Ritari
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Abstract: Forest damages in Monchegorsk, Kola Peninsula. A preliminary satellite image analysis

Large Ni-Cu -smelters in Kola Peninsula, Russia, have caused excessive forest and vegetation pollution damage in the local areas during the last decades. An attempt was made to limit and localize the most damaged areas using a Landsat TM 5 image and ERDAS - image processing package programs. Channel ratio indices and unsupervised classification interpreted with a set of ground truth data was used. Channel ratios were Normalised Difference Vegetation Index (NDVI, (TM4-TM3)/TM4+TM3)) and Moisture Stress Index (MSI, TM5/TM4). Also an unsupervised hybrid classification method (ISODATA+MAXCLAS -clustering) based on Tasseled Cap -transformation was tried. As a result, an areal presentation of the most damaged area, "forest death area" was generated. Areal appearance of the damaged area interpreted by the both vegetation indices and classification results was quite similar.

Johdanto

Vuonna 1987 paljastuneet Kuolan alueen metsätuhot ovat koko maailmankin mittakaavassa vakavia ja laaja-alaisia. Lähimmät vastaavat vertailukohteet lienevät Kanadassa Sudburyn alueella sijaitsevan nikkelisulaton aiheuttama ekosysteemikatastrofi (esim. Pitblado & Amiro 1982, Freedman & Hutchinson 1980), Ruotsin Gusum (Tyler 1984) sekä kotimaassa Harjavallan teollisuusalue (Hynninen 1986, Fritze ym. 1989).

Kuolan metallisulatot ovat toimineet jo yli neljänkymmenen vuoden ajan, mutta prosesseissa ei ole juuri kiinnitetty huomiota ympäristöön pääsevien saastuttavien aineiden talteenottoon. Teollisuuslaitosten ympäristössä sekä Montsegorskin että Nikkelin alueilla tavataan eriasteisia ympäristövaurioita lähes täysin kasvipeitteettömästä, erodoituneesta alueesta vain epifyyttisten jäkälien niukkuutena ilmeneviin oireiluihin (Kryuskov 1991).

Itä-Lapin metsävaurioprojektissa saastevaurioiden tutkimuksessa käytetty gradienttimenetelmä, jossa päästölähteistä Suomeen päin sijoitetuille tutkimuslinjoille on perustettu tietynikäisiin kuivia ja kuivahkoja kangaita edustaviin mäntymetsiin koeloja, on optimoitu mm. otoksen homogeenisuuden ja koealojen tavoitettavuuden suhteen. (Tikkanen & Mikkola 1991). Menettely antaa hyvät mahdollisuudet saastevaikutusten mallittamiseen ja monipuoliseen näytteidenkeruuseen. Alueellisuuden tarkastelu tällä menetelmällä jää kuitenkin puutteelliseksi otoksen osittaisen subjektiivisuuden ja epätasaisen alueellisen jakauman takia. Saatujen tulosten yleistettävyys muille kuin otoksen kasvupaikkatyypeille voi myös olla ongelmallista. Erilaisten tuhoalueiden rajoista ja pinta-aloista voidaan saada tietoa kaukokartoitusmenetelmillä. Satelliitti-, ilmakuva-, ym. materiaalia on jo parinkymmenen vuoden ajan käytetty teollisuuslaitosten tuhovaikutusten arviointiin vaihtelevalla menestyksellä (Mattila 1992).

Kasvillisuuden tilaa tarkastelevissa kaukokartoitustutkimuksissa on käytetty usein eri aallonpituuskanavilta rekisteröidyn säteilyn suhteita, kasvillisuusindeksejä. Eräs yleisimmistä on NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) joka perustuu lähi-infran ja punaisen valon suhteeseen. Tällä menetelmällä on tarkasteltu mm. kasvillisuuden fotosynteesitasoa, haihduntaa ja nettoprimärituotosta (Townshend & Justice 1986, Justice ym. 1987, Henricksen 1986). Lyhytaaltoisen infran ja lähi-infran säteilysuhteen (MSI, Moisture Stress Index) avulla on kartoitettu varsinkin USA:n pohjoisosien metsävauriotilannetta (Vogelmann & Rock 1986, Rock ym. 1986).

Ohjaamattomassa luokittelussa tietokone luokittelee eri kanavilta saamansa informaation perusteella kuvapikselit toisistaan poikkeaviin luokkiin. Syntynyt luokitus tulkitaan sitten enemmän tai vähemmän subjektiivisesti - tässä työvaiheessa on suurena apuna mahdollinen esitietous tulkittavan alueen kasvillisuuden tilasta ja alueellisuudesta (Kalliola & Syrjänen 1990, 1991, Strand 1991, Kilpelä ym. 1978). Kasvillisuustarkasteluissa usein käytettyjä ohjaamattomia menetelmiä ovat erilaiset klusteroinnit sekä pääkomponenttianalyysi ja sen sukulaismenetelmät. Pääkomponentit ovat eräänlaisia tiivistelmiä alkuperäisten kanavien informaatiosisällöstä. Ensimmäinen komponentti selittää suurimman osan vaihtelusta, seuraava akseli syntyy edellisen jäännösvaihtelusta jne. Pääkomponenttien sisältämä informaatio on usein alkuperäisiä kanavia helpommin tulkittavaa. Tasseled Cap -menetelmä (Kauth & Thomas 1976, Crist & Cicone 1984) on pääkomponenttianalyysin variaatio; komponentteja ei muodosteta kuvasta lasketun kovarianssi- tai korrelaatiomatriisin ominaisvektoreina, vaan annettujen kiinteiden kanavakohtaisten kerrointen pohjalta.

Kuolan teollisuusalueiden ympäristövaikutukset ovat pistemäisen päästölähteen ympärille keskittyneitä. Suhteellisen yksinkertaisessa boreaalisessa metsäekosysteemissä, jossa muiden kaukokulkeutumien osuus on vielä eurooppalaisittain pieni, rikin, raskasmetallien ym.

tuhovaikutukset ovat erityisen selväpiirteisiä. Koska lähialuevaikutukset ovat hyvin voimakkaita, ja erityisesti satelliittikuvan tulkinnan kannalta tärkeä pintakasvillisuus on selvästi kärsinyt ja muuttunut, on kuvatulkinnan keinoin hyvät mahdollisuudet paljastaa ainakin pahiten vaurioituneiden alueiden sijainti ja muoto.

Kuolan alueelta on laadittu joitain alustavia tuhoalueiden laajuutta ja tuhon astetta kuvaavia kartoituksia (Kryuskov 1991, Kalabin ym. 1988). Mattson (1992) on tarkastellut Kuolan metsävauriotilannetta vuodelta 1978 olevan Landsat -satelliittikuvan pohjalta. Norjalaiset tutkijat ovat myös tehneet Nikkelin seudun kasvillisuusmuutoksista Landsat-kuviin vuosilta 1973, 1985, 1987 ja 1988 perustuvan tulkinnan (Tømmervik ym. 1991). Viimeksi mainitun tutkimuksen mukaan erityisesti karuilla, jäkälävaltaisilla kasvupaikoilla oli tapahtunut tarkasteluaikana selvää vaurioiden lisääntymistä.

Kaukokartoitusosaprojektin, johon myös tämä työ kuuluu, tavoitteena on kartoittaa vaurioalueiden laajuus voimakkaimmin vaurioituneitten alueiden osalta ja analysoida tuhojen suhdetta maaston korkeuteen, pinnanmuotoihin, rinteen suuntaan ja muihin kasvupaikkatekijöihin sekä paikantaa Itä-Lapin alueelta erilaisille bioottisille ja abioottisille tuhoille herkät alueet. Tässä esitutkimusraportissa selvitetään erilaisten numeeristen, ohjaamattomien luokitusmenetelmien käyttökelpoisuutta tuhoalueiden paikantamisessa sekä rajataan alustavasti vuoden 1985 satelliittikuvalta Montsegorskin teollisuusalueen päästöjen aiheuttama vakavien vaurioiden alue.

Aineisto ja menetelmät

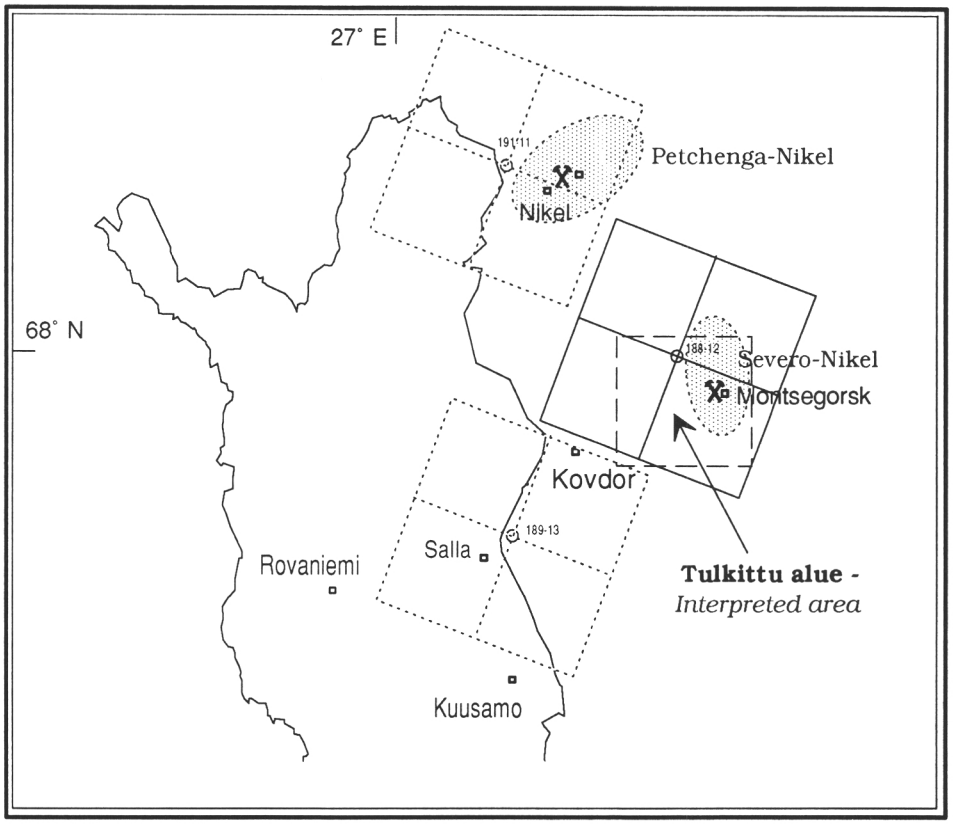
Landsat 5 TM (Thematic Mapper) , jonka lähettämään aineistoon työssä tukeudutaan, on yhdysvaltalainen kaukokartoitussatelliitti. Laite kiertää maapalloa lounas-koillinen -suuntaisella radalla 705 km korkeudella ja tuottaa seitsenkaistaisella keilaimellaan erityisesti luonnonvarojen tutkimiseen ja muutosten seurantaan soveltuvaa kuvainformaatiota. Ensimmäinen Landsat-satelliitti lähetettiin radalleen vuonna 1972, ja viimeisin, Landsat 5, vuonna 1984. Landsat-kuva vastaa maastossa n. 185 x 185 km aluetta. Kuvaelementin (pikselin) koko on maastossa 30 x 30 m, lämpökanavalla (6) 120 x 120 m. Radiometrinen erotuskyky (intensiteettitasojen määrä) on 256. Kanavia on käytössä yhteensä 7. Sekä spektrinen (liittyy aallonpituusalueeseen) että alueellinen (liittyy kuvan tarkkuuteen) erotuskyky on riittävä kasvillisuuden ja maaston yleispiirteiden kuvaukseen ja analyysiin. Satelliitti lähettää keräämänsä informaation jatkuvana digitaalisena vuona ympäri maapalloa sijaitseville vastaanottoasemille, joista lähin sijaitse Kiirunan lähellä Esrangessa Pohjois-Ruotsissa.

Kanavista 1 (sininen), 2 (vihreä), 3 (punainen) sijaitsevat näkyvän valon aallonpituuksilla, 4 rekisteröi heijastuvaa lähi-infrasäteilyä, kanavat

5 ja 7 rekisteröivät emittoituivaa infrapunasäteilyä ja kanava 6 ilmaisee varsinaista pitkäaaltoista lämpösäteilyä. Kanavat 2, 3, 4 ja 5 soveltuvat hyvin kasvillisuuden tilan ja biomassan arviointiin. Usein käytetään myös kanavien keskinäisiä suhteita tai lineaarisia yhdistelmiä.

Tutkimuksessa käytetty kuva rajoittuu pohjoisessa Muurmanskiin, etelässä Imandrajärven eteläosiin, lännessä Suomen rajaan ja idässä Hiipinävuoriin. Kuvanoton ajankohta oli 9.7.1985 ja kuvan tunnusnumero 188-12. Tuoreempia, pilvettömiä kuvia ei syksyyn 1991 mennessä ollut käytettävissä (kuva 1).

Kuvalta "leikattiin" Montsegorskin ympäristöstä 4082 x 4082 pikselin (102 x 102 km) alue kanavilta 1-5 ja 7, jota käytettiin analyysien lähtöaineistona. Alkuperäinen kanavien sisältämä aallonpituusluokittainen informaatio muunnettiin erilaisiksi "synteettisiksi kanaviksi", joilta tarkasteltiin tunnetun tuhoalueen rajautumista ja laajuutta. Myös ohjaamaton luokittelu pohjautui lineaarisesti muunnettuun syöttöaineistoon.



Kuva 1. Kaukokartoitusosaprojektin tutkimuskohteina olevat satelliittikuvat.
Figure 1. The subproject's satellite image target areas. The interpreted subimage is delineated at Monchegorsk area.

Kasvillisuusindeksejä kokeiltiin useita erityyppisiä. Mukaan tuloksiin valittiin seuraavat indeksit:

NDVI (Normalised Difference Vegetation Index) : (TM4+TM3)/(TM4-TM3)
MSI (Moisture Stress Index) : TM5/TM4

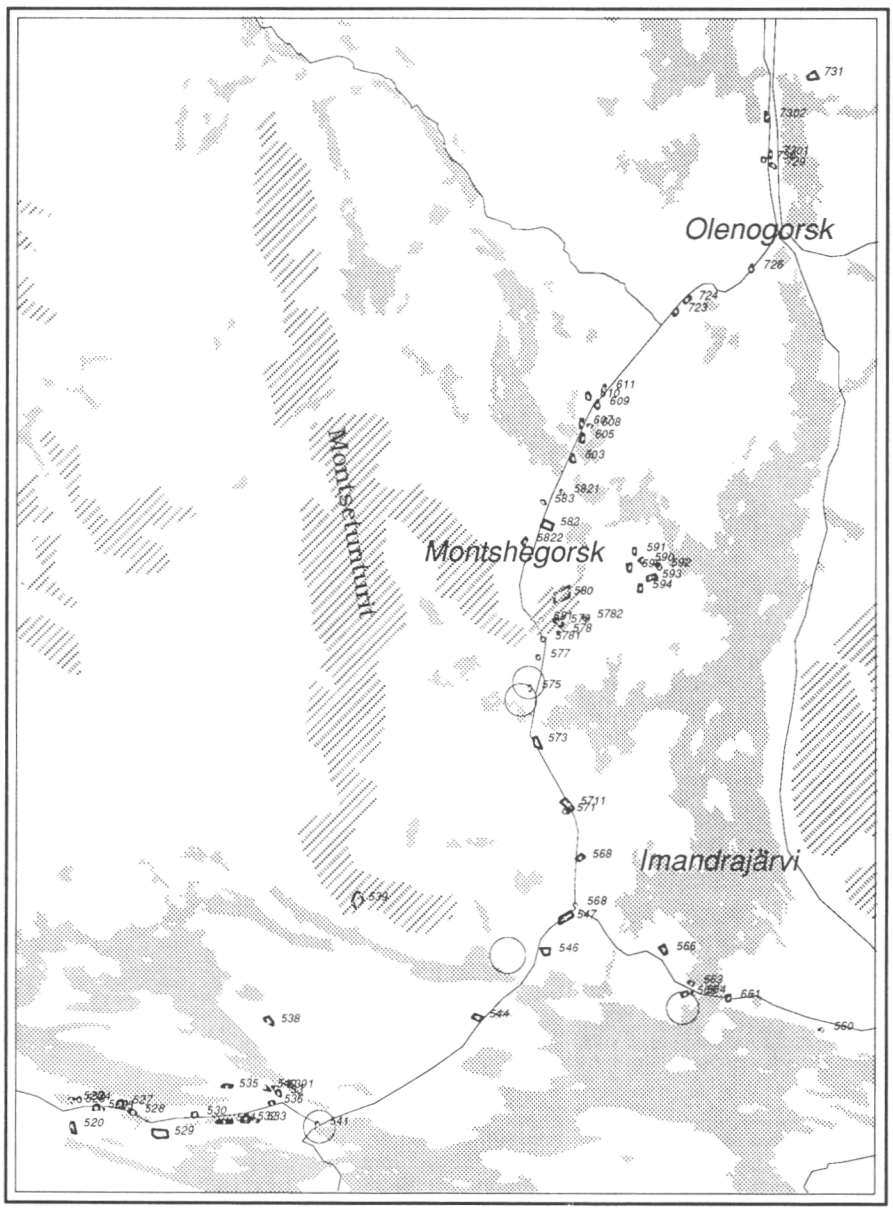
"Tasseled Cap " - muunnos (TC) on alunperin Landsat-MSS keilaimen tuottaman nelikanavaisen (näkyvät allonpituudet + lähi-infra) kuvadatan lineaarinen projektio kolmelle tai neljälle uudelle akselille (Kauth & Thomas 1976). Menetelmää on käytetty lähinnä maatalouden satoarvioiden, sekä viljelykasvien ravinne-, kuivuus- ym. stressin paikannukseen. Tässä työssä käytettiin seuraavaa Landsat -TM -keilaimelle sovitettua muunnosta (Crist & Cicone 1984) :

TC1 =.33183TM1+.33121TM2+.55177TM3+.42514TM4+.48087TM5+.25252TM7
TC2 =-.24717TM1-.16263TM2+.40639TM3+.85468TM4+.05493TM5+-.11749TM7
TC3 =.13929TM1+.22490TM2+.40359TM3+.25178TM4-.70133TM5-.45732TM7

TC - akselien informaatiota on kuvattu kirjallisuudessa käsitteillä "brightness", "greenness" ja "wetness". Ensimmäinen akseli korostaa maaston ja kasvillisuuden säteilyn korkeita arvoja kaikilla kanavilla, "kirkkautta", toinen akseli tuo esiin lähi-infran osuutta ja kolmas akseli punaisen aallonpituuden heijastusta ja keski-infran absorptiota.

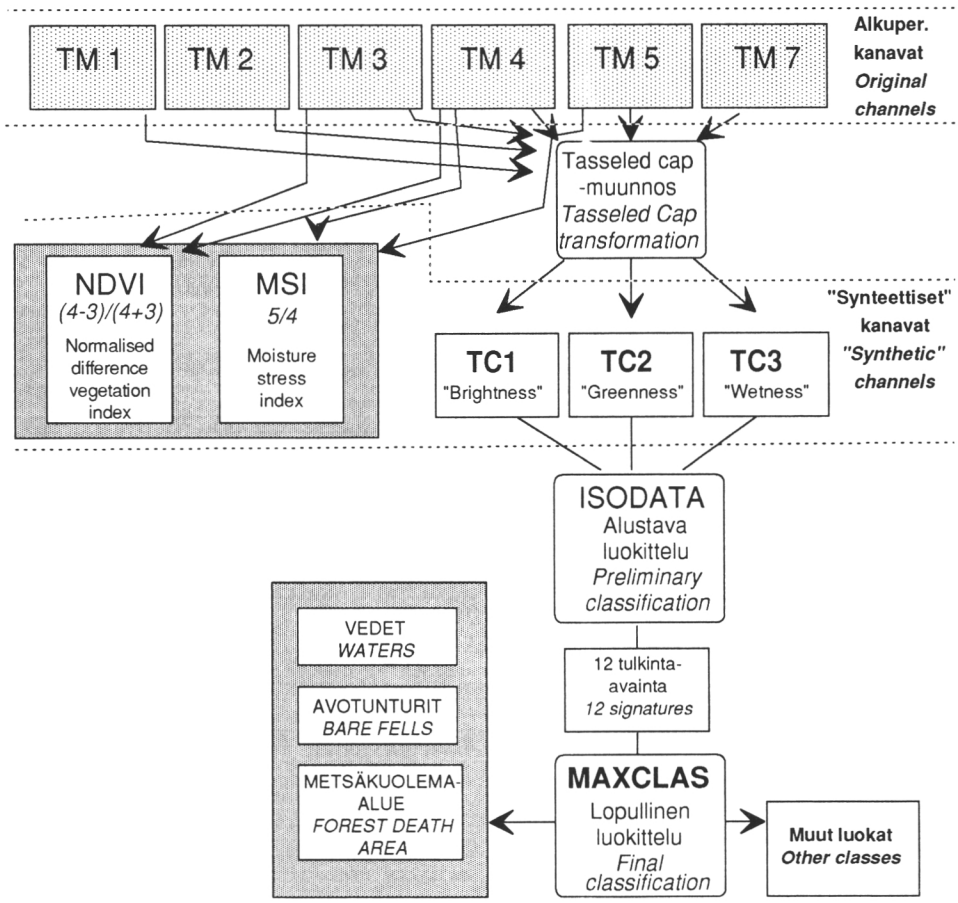
ISODATA on iteratiivinen luokittelualgoritmi, joka minimietäisyysmenetelmällä etsii p-ulotteisesta kanava-avaruudesta pistetihentymiä annetun lukumäärän verran (Duda & Hart 1973). Ryhmityksen tuloksena saadaan joukko tulkinta-avaimia (signatures), jotka sisältävät muodostuneille luokille säteilyarvojen keskiarvot, keskihajonnat ja histogrammit (frekvenssijakaumat). Tässä tutkimuksessa käytettiin syöttöaineistona TC-akseleita ja ryhmittely muodostettiin 12 luokan perusteella.

Varsinainen luokittelu suoritettiin ERDAS-ohjelmiston MAXCLAS-ohjelmalla, joka tuotti TC-kanaville ISODATA-tulkinta-avaimiin perustuen 12-jakoisen luokituksen. Luokitusta tulkittiin kesäkuussa 1991 Kuolasta kerätyn tukialueaineiston (kuva 2) sekä Lapin Luonnonpuiston metsikkökuviokartan tietojen pohjalta. Tukialueilta kerättiin silmänvaraisia tietoja kasvupaikasta, puulajisuhteista, kasvillisuuden elinvoimaisuudesta, mahdollisesta eroosiosta ym. Kaavio kuvankäsittelyn eri vaiheista on esitetty kuvassa 3.



Kuva 2. Tukialuiden sijainti. Ympyrät kuvaavat Itä-Lapin metsävaurioprojektin kiinteitä koealoja.

Figure 2. Location of the ground truth plots. Circles depict the Lapland Forest Damage Project permanent sample plots.



Kuva 3. Kuvankäsittelyn eri vaiheet.
Figure 3. The image processing procedure.

Kuvankäsittelylaitteistona käytettiin SUN SparcStation 2 GX työasematietokonetta. Laitteessa on 28 megatavun keskusmuisti ja 1,4 gigatavua levytilaa. Kuvankäsittelyohjelmistona oli osaprojektille syksyllä 1991 hankittu ERDAS-ohjelmisto. Rasterikuvista vektoroidut (viivapohjaiset) kuvat käsiteltiin ja tulostettiin ARC/INFO -ohjelmistolla.

Tulokset ja niiden tulkinta

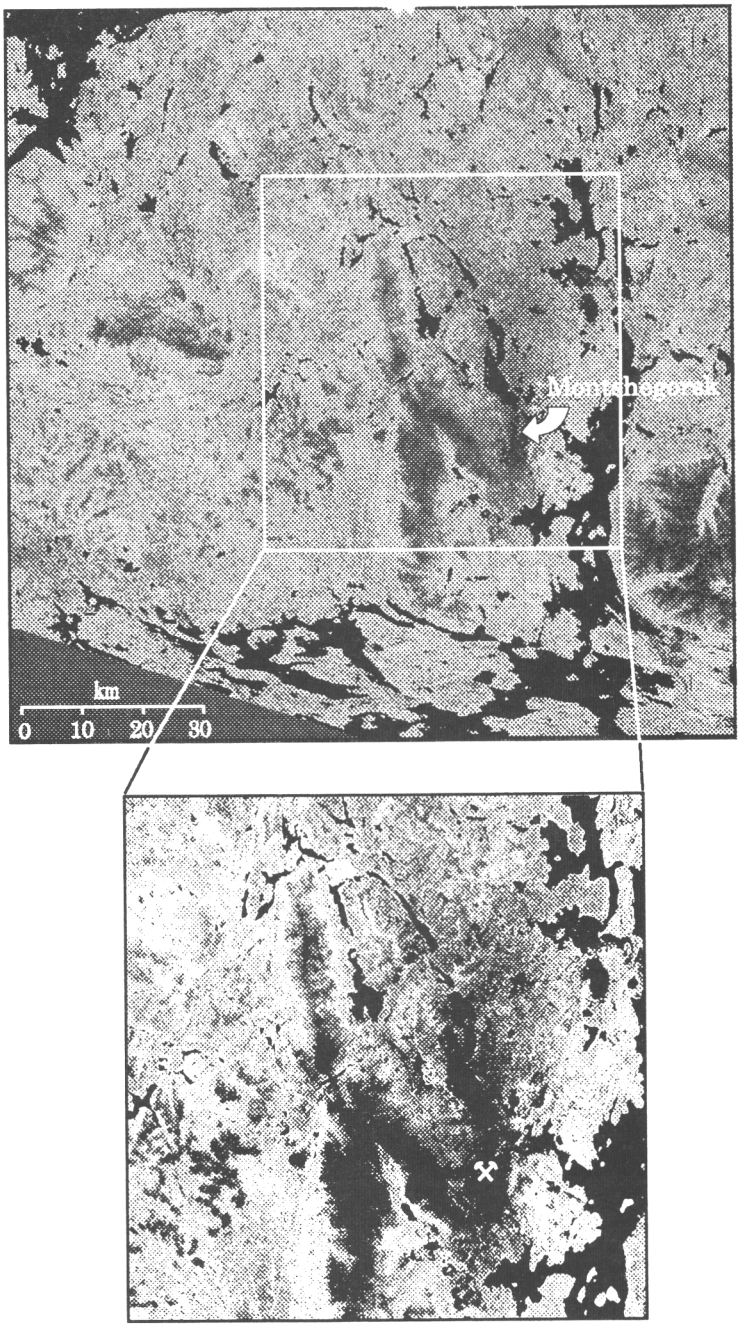
Kuvassa 4 on esitetty harmaasävytulosteena NDVI-kasvillisuusindeksi. Vaaleat sävyt ilmaisevat indeksin korkeita arvoja, tummat alhaisia. Sävyeroja tulkittu alustavasti siten, että vaaleat alueet edustavat lehtipuuvaltaista metsäkasvillisuutta, havupuuvaltainen kasvillisuus ilmenee lähinnä keskiharmaan sävyinä ja tunturipaljakat sekä pahoin vaurioitunut alue ja teollisuusaavikko Montsegorskin ympärillä tummina sävyinä. Vesistöt saavat hyvin alhaisia arvoja kuvautuen lähinnä mustina. Tuloksen mukaan tuhoalue on etelä-pohjois -suuntainen, erityisesti pohjoispuoleltaan viuhkamaisen muotoinen pitkänomainen alue.

Kuvaan 5 on tulostettu vastaavalta alueelta laskettu MSI, "kosteusstressi-indeksi". Tuhoalue, tunturit, avolouhokset ja niiden sivukivikasat erottuvat vaaleina, metsäiset alueet tummina ja vesistöt hyvin alhaisina sävyarvoina.

Suurennetussa osakuvassa erottuvat hyvin tehdasalueelta 8-10 km etelään sijaitsevan alueen purolaaksot, joissa elävää kasvillisuutta, myös puustoa, on vielä jäljellä. Tuhoalueen rinteiltä ja lakimailta kasvillisuus on käytännöllisesti katsoen kadonnut, ainoastaan 10-30 % kenttäkerroksen varvustoa on jäljellä. Pohjakerroskasvillisuutta ei näillä alueilla ole juuri lainkaan.

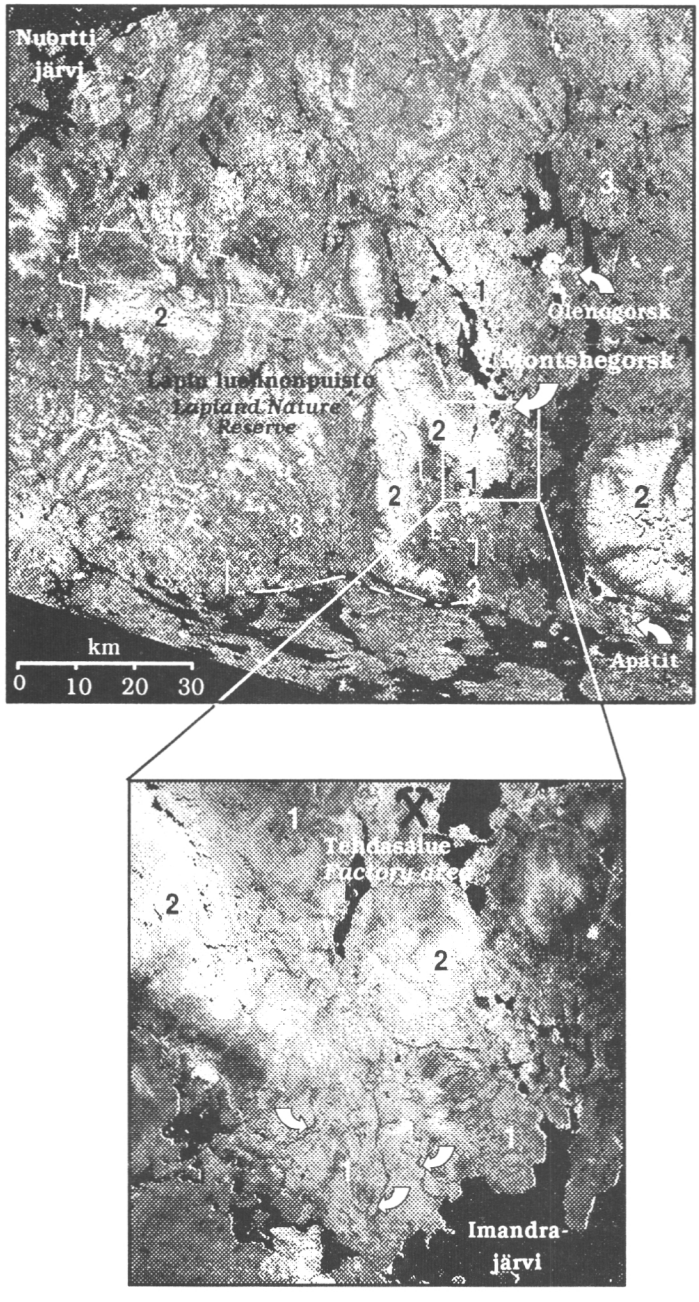
Tasseled Cap -muunnoksen tuottamat kolme synteettistä kanavaa on esitetty harmaasävyinä kuvassa 6. Osakuvan A "kirkkaus", vaaleat alueet ovat tunturipaljakoita sekä ihmistoiminnan jälkiä. Erityisesti Olenogorskin sivukivikasat kuvassa keskellä oikealla sekä oikeassa alanurkassa sijaitseva Apatiitin fosforinjalostusteollisuuden jäteliemiallas Imandrajärven lahdessa erottuvat selvästi. Osakuvan B "vihreys" keskellä, joka näkyy tummana etelä-pohjoissuuntaisena viuhkana, on Montsegorskin sulattoja ympäröivä tuhoalue. Myös Montsetunturien itärinteet erottuvat hyvin tummina länsirinteisiin verrattuna. Lehtipuuvaltaiset metsiköt näkyvät vaaleina, siis "vihreinä". Montsetunturien eteläosien länsirinteet ovat tämän tulkinnan mukaan lehtipuuvaltaisia. Lapin Luonnonpuiston kuviokartan tiedoissa tuon alueen metsiköt on kuvattu koivuvaltaisiksi.

ISODATA ja MAXCLAS -luokittelujen tulokset on esitetty vektoroituna (viivatiedoiksi muunnettuna) karttana kuvassa 7. Järvet on tulostettu suoraan rasteripohjaisesta luokittelusta, avotunturit, metsäkuolema-alue ja teollisuusaavikko on digitoitu yleispiirteittäin rasteritulosteesta. Tärkeimmät tiet on myös digitoitu suoraan satelliittikuvalta. Metsäkuolema-alueeksi tukialuetietojen mukaan tulkittu etelä-pohjoisuuntainen alue vastaa hyvin kasvillisuusindeksien ilmentämää tuhon alueellisuutta. Metsäkuolema-alueen pinta-ala on noin 45 000 ha. Osakuvassa B on esitetty Montsegorskin talviaikainen tuulensuuntajakauma, joka vastaa muodoltaan kutakuinkin tuhoalueen muotoa.



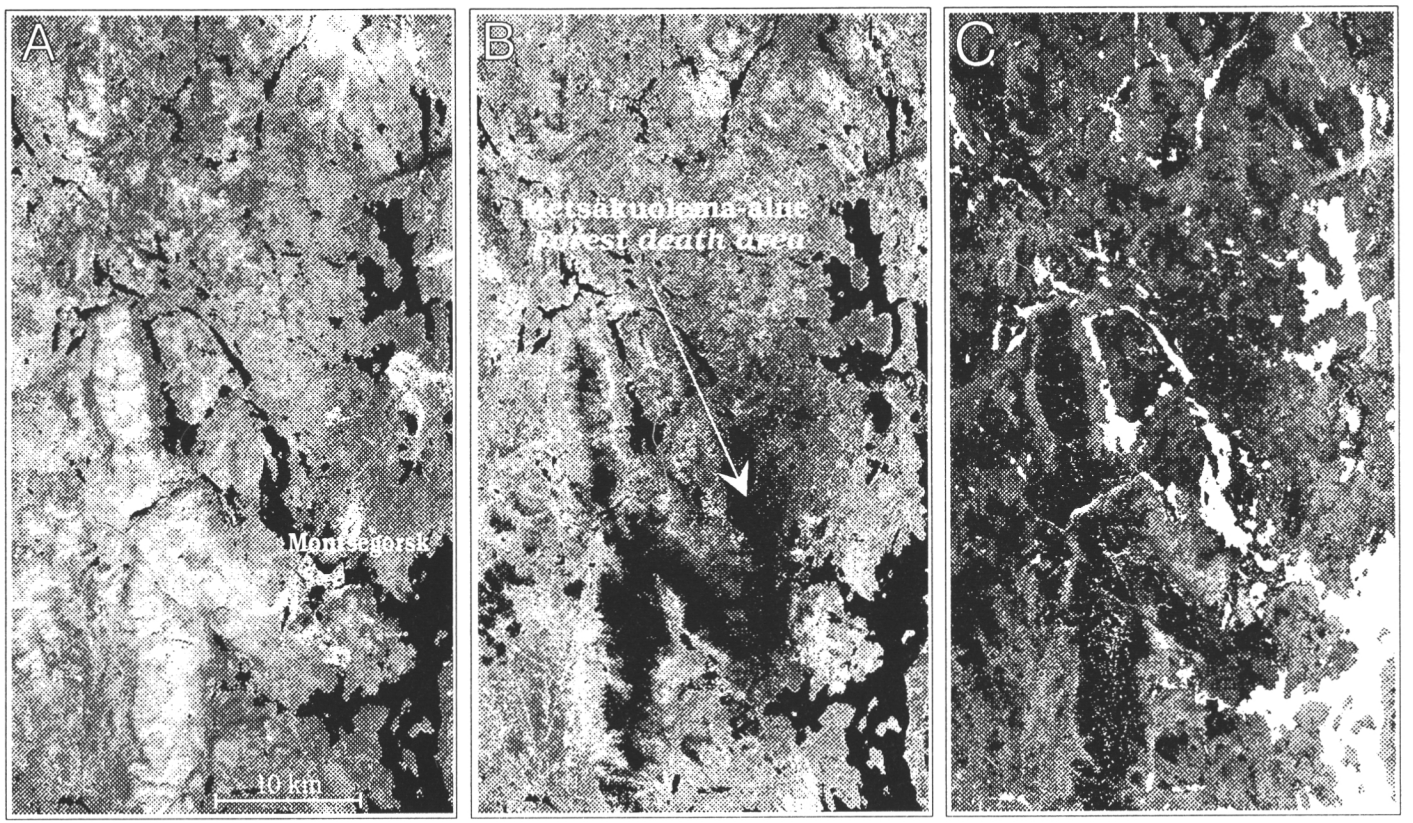
Kuva 4. NDVI-tulostus Montsegorskin alueesta. Metsäkuolema-alue erottuu kuvassa tummana varjostumana tehtaiden etelä- ja pohjoispuolella.

Figure 4. NDVI-output of the Monchegorsk area. Forest death area can be detected as a dark shadow north and south from the factories.



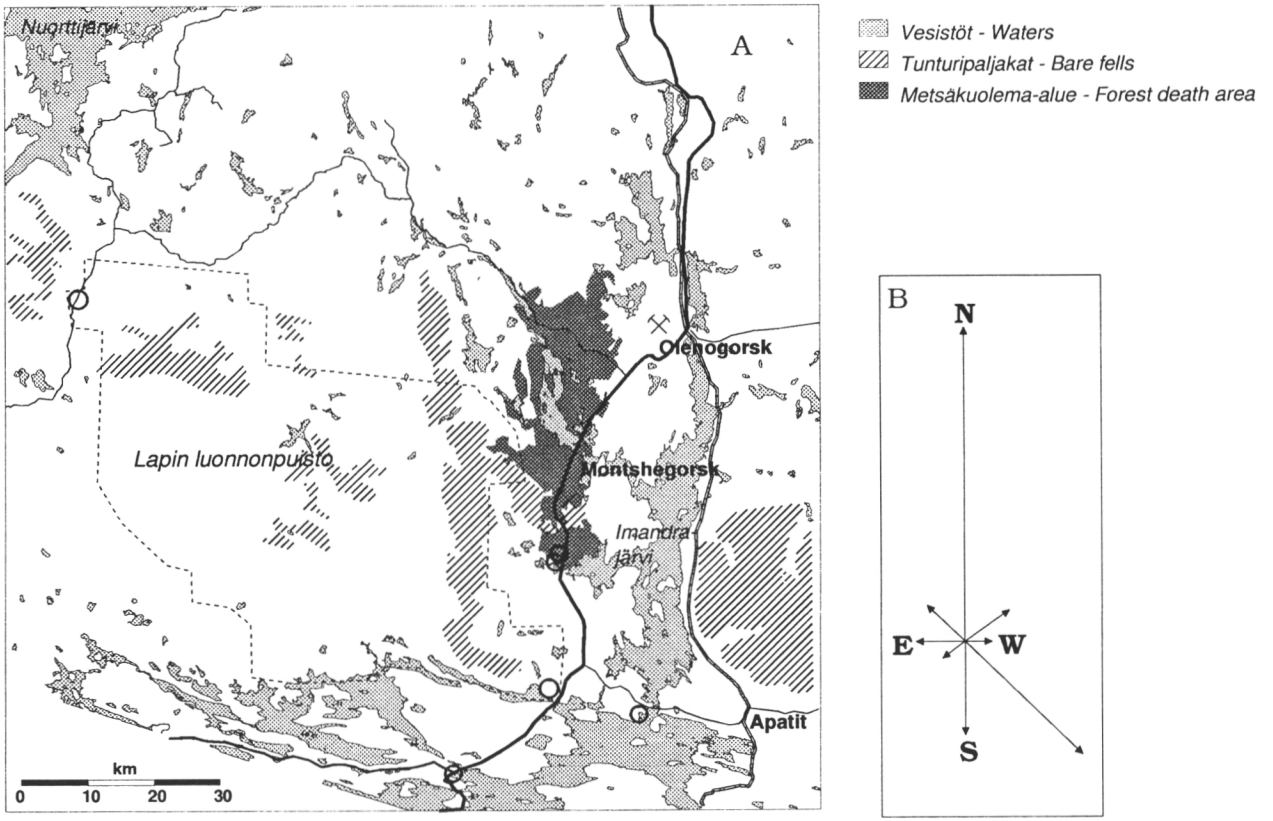
Kuva 5. MSI-tulostus Montsegorskin alueesta. 1 = metsäkuolema-alue, 2 = tunturipaljakka, 3 = metsäinen maasto. Alakuvassa on suurennos tehtaiden eteläpuolisesta alueesta. Nuolet osoittavat tummina näkyviä purolaaksoja, joissa kasvillisuutta on vielä hengissä.

Figure 5. MSI-output of the Monchegorsk area. 1 = Forest death area, 2 = Bare fells, 3 = Forested area. Lower picture is an enlarging of the area south of the factories. Arrov depict the still vegetated creek valleys.



Kuva 6 Tasseled Cap - muunnoksella tuotetut synteettiset kanavat Montsegorskin ympäristöstä. A = "kirkkaus", B = "vihreys", ja C = "kosteus". Kuvaan B on merkitty nuolella selvästi tummana erottuva tuhoalue.

Figure 6. Tasseled Cap - transformated synthetic channels from Monchegorsk area. A = "Brightness", B = "Greenness" and C = "Wetness". The arrow in picture B depicts the clearly darker forest death area.



Kuva 7. Osakuvassa A on kuvattu metsäkuolema-alueen sijainti Montsegorskin ympärillä. Osakuva B kertoo Montsegorskin saäähavaintoaseman pitkäaikaisten talvikeskiarvojen mukaisen tuulensuuntajakauman.

Figure 7. Picture A describes the location of the forest death area around Monchegorsk. Picture B depicts the wintertime long-term wind directions in the Monchegorsk meteorological station.

Tulosten tarkastelu

Ilmansaasteista ja erityisesti raskasmetalleista aiheutuneet kasvillisuusvauriot ilmenevät tietynlaisina heijastusspektrin muutoksina (Chang & Collins 1983, Horler ym. 1980). Lähi-infran alueella (TM 4) signaalin voimakkuus laskee ja punaisella aallonpituusalueella (TM 3) nousee (Rock ym. 1988). Klorofyllin ja karetonoidien samoin kuin muiden pigmenttien pitoisuusmuutokset muuttavat stressitilanteessa kasvillisuudelle ominaisen spektrikäyrän muotoa. Klorofyllin väheneminen lisää ominaissäteilyä punaisella spektrin alueeella, koska säteily absorpoituu vahvasti juuri tällä aallonpituudella. Heijastuvan lähi-infran (TM4) määrä korreloi vahvasti kasvillisuuden biomassan kanssa (Lillesand & Kiefer 1987). Vogelmann (1990) toteaa NDVI:n antavan hyviä tuloksia lehtipuuston vauriokartoituksessa, mutta indeksi näyttää toimivan heikommin havupuuston varioiden ilmaisijana. Tässä työssä alhaiset NDVI-indeksiarvot keskittyvät Montsegorskin teollisuuslaitosten ympärille. Alueella kasvillisuuden biomassa on pieni ja jäljellä olevan kasvillisuuden, lähinnä koivu- ja pajupensaiden terveydentila ilmeisen huono.

TM 5 -kanava (lyhytaaltoinen infra-alue) on erityisen herkkä ilmaisemaan kasvin lehtien kosteuspitoisuutta (Lillesand & Kiefer 1987). Kosteus taas on läheisessä riippuvuussuhteessa solun elinvoimaisuuteen, solukalvojen tilaan, vakuolin kokoon ym. Huonokuntoisen kasvillisuuden TM5/TM4 -suhde (MSI) on siis tervettä alempi. Vogelmannin (1990) vertailussa MSI onnistui NDVI:ä paremmin esiintuomaan havupuuston vauriot. Tässä tutkimuksessa MSI toi myös tuhoalueen esiin jossain määrin NDVI:ä selkeämmin. Tosin molempien indeksien antamaan tulokseen vaikuttanee puuston ja kasvillisuuden tilan lisäksi vahvasti paljastuneen kivennäismaan aiheuttama signaali. Tehtaan lähialueilla pintakasvillisuus puuttuu lähes täysin, ja vielä 10-15 km etäisyydellä, erityisesti eroosioherkillä rinteillä, on maaperä osin paljaana, osin kuolleiden varvikkolaikkujen peitossa. Esim. Goetz ym. (1975) ovat havainneet punaisen ja lähi-infran suhteen erottelevan hyvin paljaat kalliot kasvipeitteellisestä maastosta. Puuston antama signaali on harvahkoissa pohjoisboreaalisissa metsissä vain osa koko spektrisestä informaatiosta, ja pääosa heijastumasta on peräisin kenttä- ja pohjakerroksesta. Lisäksi puun pystyprojektiossa ei neulasmassan väheneminen erotu läheskään yhtä selvästi kuin tavanomaisessa sivuprojektion tarkastelussa.

Paljakka- ja tunturikoivikkoalueiden ja tuhoalueen erottamiseen ohjaamattomalla luokittelulla kokeiltiin useita menetelmiä, mm. pääkomponenttianalyysia kovarianssimatriisin pohjalta ja komponenteille ajettua ISODATA -luokittelua, mutta TC-muunnetuille kanaville luokittelu onnistui metsätuhoalueen erottamisen kannalta selkeimmin. Sekä TC1 (kirkkaus) että TC3 (kosteus) erottelevat tuhoalueen hyvin tuntureista. TC-menetelmä onkin erityisen herkkä kasvipeitteellisen ja

paljaan maaperän erottelussa (Campbell 1987). Tunturialuetta luonnehtivat korkea kirkkaus, matala vihreys ja matala kosteus. Tuhoalueella kirkkaus on keskitasoa, vihreys alhainen ja kosteus keskitasoa tai alhainen.

ISODATA ja MAXCLAS -luokittelujen tuloksena saatu tuhoaluerajaus vastaa pääpiirteissään NDVI- ja MSI-pohjaisia tuhon alueellisuuksia. Koska sama alue nousee esiin eri menetelmin tarkasteltuna, voidaan alustavan rajauksen olettaa vastaavan kutakuinkin todellisuutta. On korostettava, että kyseessä ei ole vaurioaluerajaus, vaan lähinnä todellisen metsäkuoleman alue, jolla maaperäkin on jo osin paljastunut. Latvusten harsuuntumisena ja muina kasvillisuusvaurioina ilmenevä alue on metsäkuolema-aluetta huomattavasti laajempi.

Kryuskovin (1991) tuhoaluerajausten pinta-alat ovat esitetyltä kartalta arvioituna Montsegorskin alueella teollisuusaavikon (vyöhyke 1, "joutomaa") osalta n. 4000 ha ja "vakavasti vaurioituneeksi ekosysteemiksi" määritellyn alueen osalta n. 20 000 ha. Rajausten vertailu on vaikeaa, koska alueiden vaurio-asteiden määritelmiä ei ole tarkennettu eikä kvantifioitu. Tässä työssä määritellyt vaurioalueet perustuvat vuodelta 1985 peräisin olevan satelliittikuva-aineiston jatkuvatyyppisen informaation osin subjektiiviseen ja alustavaan kategorisointiin. ISODATA ja MAXCLAS -luokituksen metsäkuolema-alue käsittänee Kryuskovin vyöhykkeen 2 lisäksi osan vyöhykkeestä 3 ("huomattavasti vaurioituneiden ekosysteemien vyöhyke").

Tulkittu metsäkuolema-alue näyttäisi painottuvan selvästi venäläisten tulkinnasta poiketen Montsegorskin pohjoispuoliselle alueelle, eikä niinkään eteläiseen suuntaan. Montsegorskin pohjoispuoli on yhtä huonokuntoista tieuraa lukuunottamatta erämaa-aluetta, josta tukialuetietoa ei toistaiseksi ole käytettävissä. Tulkinta on siten vielä varmistamaton, ja kaipaa tuekseen lisätietoja ja maastokäyntejä alueen tuhoasteen varmistamiseksi.

Tuhoalueiden muoto on kytkeytynyt vahvasti paikalliseen topografiaan ja vallitsevaan tuulen suuntaan. Hiipinä- ja Montsetuntureiden välisessä laaksossa ilmavirtaukset ohjautuvat enimmäkseen pohjoiseen ja etelään. Topografia ei tietysti estä päästöjen kulkeutumista myös länteen päin sopivissa olosuhteissa, mutta maastomuotojen synnyttämä lisääntynyt turbulenssi voi edesauttaa kaasumaisten päästöjen laimenemista Suomeen päin puhaltavien tuulten vallitessa.

Tässä tutkimuksessa saadut tulokset ovat luonteeltaan alustavia, eikä niitä ole verifioitu systemaattisella maastotukiaineistolla. Tuotetut rajaukset ja pinta-alatiedot ovat suuntaa-antavia, joskin useilla eri menetelmillä saatu yhtenevä tulos antanee kohtalaisen luotettavan kuvan vaurio-alueiden muodosta ja luonteesta.

Jatkossa on tarkoitus hankkia lisää maastohavaintoja mm. Montsetuntureiden länsipuolelta ja Hiipinätuntureiden pohjoispuolelta. Kesäksi 1992 on suunniteltu Lapin Luonnonpuistoon tiettömälle alueelle suuntautuvaa matkaa, jolla muun näytteenkeruun ohessa

kartoitettaisiin puustovaurioiden esiintymistä Montsetuntureiden länsipuolella. Satelliittikuva-aineistoa on tarkoitus täydentää vuoden 1989 kuvalla (jossa on jonkin verran pilvisyyttä) sekä mahdollisella kesän 1992 kuvamateriaalilla. Kuvien eroja analysoimalla pyritään tulkitsemaan tuhoalueen laajenemista viime vuosina. Ohjattuja (maastotukiaineistolle pohjautuvia) luokituksia kokeillaan ohjaamattomien menetelmien lisäksi. Tulkinnan luotettavuutta testataan mahdollisuuksien mukaan maastotietojen pohjalta. Nikkelin ympäristön tilaa tarkastellaan mm. v. 1987 kuvan pohjalta samoin menetelmin ja verrataan tulosta norjalaisten ja venäläisten arvioihin. Myös lievästi vaurioituneen alueen rajaamista tutkitaan. Maajäkälien väheneminen ja puuttuminen käy alustavien havaintojen mukaan kohtalaisen hyvin yksiin latvusoireilun kanssa, joten jäkäliköiden spektrisen signaalin eristäminen ja rajaaminen voisi antaa mahdollisuuden paitsi metsäkuolema-alueen, myös latvusvaurioiden alueen paikannukseen.

Kirjallisuus

Campbell, J. B. 1987. Introduction to Remote Sensing. The Guillford Press, New York. 551 s.

Chang S.-H. & Collins, W. 1983. Confirmation of the Airborne Biogeophysical Mineral Exploration Technique Using Laboratory methods. Economic Geology 78: 723-736.

Crist, E. P., & Cicone, R. C. 1984. Application of Tasseled Cap Concept to Simulated Thematic Mapper Data. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing 50: 343-352.

Duda, R. O. & Hart P. E. 1973. Pattern Classification and Scene Analysis. New York: Wiley. 482 s.

Freedman, B. & Hutchinson, T. C. 1980. Effects of smelter pollutants on forest floor leaf litter decomposition near a nickel-copper smelter at Sudbury, Ontario. Canadian Journal of Botany 58: 1722-1736.

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.

Goetz, A. F. H., Billingsley, F. C., Gillespie, A. R., Abrams, M. J., Squires, R. L., Shoemaker, E.N., Lucchita, I. & Elston, D. P. 1975. Applications of ERIS Images and Image Processing to Regional Geologic Problems and Geologic Mapping in Northern Arizona. California Institute of Technology, Jet Propulsion Laboratory, Technical Report 32-1597. 188 s.

Henricksen, B. L. 1986. Reflections on drought: Ethiopia 1983-1984. International Journal of Remote Sensing 7: 1447-1451.

Horler, D. N. H., Barber, J. & Barringer, A. R. 1980. Effects of heavy metals on the absorbance and reflectance spectra of plants. International Journal of of Remote Sensing 1: 121-136.

Hynninen, V. 1986: Monitoring of airborne metal pollution with moss bags near an industrial source at Harjavalta, southwest Finland. Annales Botanici Fennici 23: 83-90.

Justice, C. O., Holben, B. N. & Nobel, P. 1987. Measurement of leaf relative water content by infrared reflectance. Remote Sensing of Environment 22: 429-435.

Kalabin, G., Kryuskov, V. & Nikonov, V. 1988. Ecology problems and environmental research project of the Kola north. Julkaisussa: Kinnunen, K. & Varmola, M. (toim.). Effects of air pollutants and acidification in combination with climatic

factors on forests, soils and waters in northern Fennoscandia. Report from a workshop held in Rovaniemi, Finland 17-19 October, 1988. Miljørapport 1990:2, Nordic Council of Ministers. s. 26-30.
Kalliola, R. & Syrjänen, K. 1990. Kaukokartoitus biologisessa tutkimuksessa. Luonnon Tutkija 94: 156-164.
– & Syrjänen, K. 1991. To what extent are vegetation types visible in satellite imagery? Annales Botanici Fennici 28: 45-47.
Kauth, R. J. & Thomas, G. S. 1976. The Tasseled Cap - A Graphic Description of the spectral-Temporal Development of Agricultural Crops as seen by LANDSAT. - In Proceedings, Symposium on Machine Processing of Remotely Sensed Data. West Lafayette. Purdue University. 4B: 41-51.
Kilpelä, E., Jaakkola, S. Kuittinen, S. & Talvitie, J. 1978. Automated earth resources surveys using satellite and aircraft scanned data. Technical Research Center of Finland. Building Technology and Community Development, publication 15.174 s.
Kryuskov, V. V. 1991. Heavy metal accumulation in spruce needles and changes of northern taiga ecosystems. Julkaisussa: Pulkkinen, E. (toim.). Environmental geochemistry in northern Europe. Ecological Survey of Finland, Special Paper 9: 177-187.
Lillesand, T. M. & Kiefer, R. W. 1987. Remote sensing and image interpretation. 2. painos. John Wiley and Sons, New York. 721 s.
Mattila, E. 1992. Satelliitin rekisteröimän spektrisen informaation käyttömahdollisuudet metsävauriokartoituksessa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja (tässä julk.).
Mattson, J. 1992. Kuolan kahdet kasvot. Suomen Luonto 10: 38-43.
Pitblado, J. R. & Amiro, B. D. 1982. Landsat mapping of the industrially disturbed vegetation communities of Sudbury, Canada. Canadian Journal of Remote Sensing 8(1): 17-28.
Rock, B. N., Vogelmann, J. E., Williams D. L., Vogelmann, A. F. & Hoshizaki, T. 1986. Remote detection of forest damage. BioScience 36: 439-445.
–, Hoshizaki, T. & Miller, J. R. 1988. Comparison of in situ and airborne spectral measurements of the blue shift assosiated with forest decline. Remote Sensing of Environment 24: 109-127.
Strand, G.-H. 1991. An Inductive Approach to Remote Sensing in Forestry. Scandinavian Journal of Forest Research 6: 425-432.
Tikkanen, E. & Mikkola, K. 1991. The Lapland Forest Damage Project: multidisciplinary cooperation in environmental sciences. Julkaisussa: Tikkanen, E. & 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: 20-29.
Townshend, J. R. G. & Justice, C .O. 1986. Analysis of the dynamics of African vegetation using the normalised difference vegetation index. International Journal of Remote Sensing 7: 1435-1446.
Tømmervik, H. A., Johansen, B. E. & Pedersen, J. P. 1991. Mapping the air pollution impact on the natural environment in the border area of Norway/USSR using satellite remote sensing methods. Julkaisussa: Putkonen, J. (toim.). IGARSS' 91. Remote sensing: Global Monitoring for Earth Management. 1991 International Geoscience and Remote Sensing Symposium. Espoo, Finland, June 3-6 1991. Vol 4: 45-48.
Tyler, G. 1984. The impact of heavy metal pollution on forests: a case study of Gusum, Sweden. Ambio 13: 18-24.
Vogelmann, J. E. 1990. Comparison between two vegatation indices for measuring different types of forest damage in the north-eastern United States. International Journal of Remote Sensing 11-12: 2281-2297.
– & Rock, B. N. 1986. Assessing forest decline in coniferous forests of Vemont using NS-001 Thematic Mapper Simulator data. International Journal of Remote Sensing 7: 1303-1321.

Puusto- ja maamallin kytkentä

Pertti Hari & Tapio Linkosalo
Helsingin yliopisto, Metsäekologian laitos
Unioninkatu 40 B, 00170 Helsinki

Abstract: Combining of stand and soil models

The model has three major elements: 1. stand model, 2. soil model, and 3. combining of stand and soil model. The stand model is a simplified version of the model developed in the Department of Silviculture/Forest ecology, Helsinki University. The core of the stand model is a whorl and the stem element formed during the same year as the whorl. The carbon balance is used to model the growth of the core. The soil model operates also on annual level. It describes the mineralization of litter, external input and leaching from the soil. The models are combined by assuming that the nutrient uptake of trees corresponds the need for growth. The model is constructed and it operates in microcomputers. The testing of the model is under consideration.

Johdanto

Itä-Lapin metsävaurioprojektin tavoitteena on tuottaa metsien kasvun ja kehittymisen ennusteita vaihtoehtoisten laskeumakehitysten vallitessa. Tämä edellyttää maaperää ja puuston kehittymistä koskevan tiedon yhdistämistä laskeumaa koskeviin ennusteisiin. Mallittamalla pystytään yhdistämään lähtötiedot ja voidaan tuottaa ennusteita.

Metsikön kehittyessä sekä puuston että maan ominaisuudet muuttuvat. Näiden kahden komponentin välillä on ravinne- ja hiilivirtausten aiheuttama kytkentä, joka on erityisen tärkeä analysoitaessa happokuormituksen alaisen metsikön kehittymistä.

Metsikön kehittymisen mallittamiseen on käytössä kaksi lähtökohtaa: joko puustotunnuksiin tai toimintaan perustuva lähestymistapa. Vain toiminnallisen analyysin kautta on mahdollista analysoida maan ominaisuuksien muuttumisen vaikutuksia metsikön kasvuun. Tästä syystä valitaan puiden ja maan toiminnan analyysi mallituksen perustaksi. Systeemianalyysi ja dynaamiset mallit muodostavat työskentelyn metodisen perustan.

Puusto ja maa ovat kaksi toiminnallista kokonaisuutta, joita on aluksi syytä käsitellä erillisesti. Tarvittava puuston ja metsämaan kehittymistä kuvaava malli muodostuu kolmesta komponentista: 1. puuston malli, 2. metsämaan malli sekä 3. puusto- ja metsämallin yhdis-

täminen. Jotta yhdistäminen onnistuisi, tulee sekä puusto- että metsämaamallin perustua yhteiseen lähtökohtaan. Ainevirtaukset puuston ja metsämaan välillä ovat luonnollinen linkki näiden komponenttien välillä. Lisäksi tulee osamallien olla suunnilleen samaa tarkkuustasoa.

Puustomalli

Puiden eriytyminen suuriin valtapuihin sekä pieniin allejääviin ja kuoleviin puihin on metsikön kehittymisen tärkeitä piirteitä. Tästä syystä puuston rakennetta kuvataan kokoluokilla. Kunkin kokoluokan puun tärkeimmät massakomponentit, neulaset, oksat, runko, kuljetusjuuret ja hienojuuret sekä tärkeimmät metsälliset tunnukset, pituus ja läpimitta, muodostavat kokoluokkaa edustavan puun kuvauksen. Metsikkötason tunnukset saadaan summaamalla tai keskiarvoistamalla vastaava puutason tunnus puiden lukumäärällä painottaen.

Mäntyyn muodostuu vuosittain uusi pituuskasvain ja oksakiehkura. Kasvain kasvaa myöhempinä vuosina paksuutta niin kaun kuin puu on elossa. Oksakiehkuraan kasvaa lisää neulasia, ja se kasvaa pituutta sekä paksuutta. Tämä kasvutapa muodostaa modulaarisen rakenteen. Puun rakennetta kuvataan vuosittain muodostuvalla pulikalla, jonka tunnukset ovat: pituus, poikkileikkauspinta-ala, neulasmassa, oksan pituus, kiehkuran oksien poikkileikkauspinta-ala ja kiehkuran neulasmassa. Puun rakenne hallitaan, jos sen jokaisen pulikan rakenne tunnetaan. Puun kasvun mallittaminen palautuu pulikan ominaisuuksien mallittamiseen.

Fotosynteesi, ravinteiden otto ja veden kuljetus muodostavat puun kasvun toiminnallisen perustan. Yhteyttäminen tuottaa hiiliyhdisteet ja ravinteiden otto typen sekä kationiravinteet uusiin rakenteisiin. Vedenkuljetus määrää oksiin, runkoon ja kuljetusjuuriin kuluvien hiiliyhdisteiden määrän.

Valon intensiteetti määrää pääosin fotosynteesinopeuden. Varjostuminen aiheuttaa fotosynteesin hidastumista, varsinkin latvuston alaosissa. Neulasen fotosynteesi saadaan potentiaalisen eli varjostamattoman yhteyttämistuotannon ja varjostuksen aiheuttaman fotosynteesin aleneman avulla. Kunkin oksakiehkuran fotosynteesi määräytyy neulasten määrän, potentiaalisen yhteyttämistuotannon sekä varjostumisen perusteella.

Vedenkuljetukseen perustuvan puun rakenteen analyysin perusajatuksena on, että oksan neulasmassayksikköä vastaa kullakin solukkotyypillä tunnusomainen poikkileikkauspinta-ala vedenkuljetussolukkoa eli puuta. Puuaine kuljettaa vettä useita kymmeniä vuosia. Näin ollen kuolevista neulasista vapautuva vedenkuljetuskapasiteetti käytetään uudelleen uusien neulasten vedenkuljetustarpeen tyydyttämiseen. Maastohavainnot osoittavat, että vedenkuljetustarve on keskeinen tekijä puun rakenteen muodostumisessa (Hari ym. 1986, Waring ym. 1982).

Puumaisten osien paksuuskasvu mallitetaan siten, että syntyvää neulasmassaa vastaava poikkileikkauspinta-ala puumaista vedenkuljetussolukkoa on käytettävissä oksissa, rungossa ja kuljetusjuurissa.

Puun rakenteen muodostumisperiaatteena on ns. itsenäinen pulikka. Tämä merkitsee sitä, että vuosittain muodostuvassa versossa ja sen oksissa olevien neulasten fotosynteesituotteet käytetään ko. verson oksien neulasten ja neulasten vaatiman vedenkuljetussysteemin rakentamiseen sekä ravinnetarpeen tyydyttämiseen. Tätä pulikkaperiaatetta ei voida soveltaa kolmen ylimmän oksakiehkuran kohdalla, koska näiden oksien fotosynteesituotanto on aivan riittämätöntä niiden kasvua varten. Tästä syystä joudutaan pulikkaperiaatetta täydentämään oletuksella, että kunkin oksakiehkuran tuotannosta käytetään määräprosentti uuden latvapulikan muodostamiseen ja kahden ylimmän pulikan kasvattamiseen.

Männyn pituuskasvun määräytyminen on huonosti tunnettua. Tästä syystä sen mallittaminen on myös hankalaa. Alustavien tulosten mukaan näyttää avoimen paikan puun pituus- ja paksuuskasvun suhde olevan vakio, kuten aikaisemmin on havaittu Amerikassa (Ek 1971). Varjostetun puun pituuskasvu voimistuu. Pituuskasvun mallissa perustana on pituuskasvun ja paksuuskasvun vakiosuhde, jota korjataan varjostuksen aiheuttamalla kasvun kiihtymisellä.

Myös puiden luontainen kuoleminen on huonosti tunnettua. Se johtunee varjostuksen aiheuttamasta fotosynteesituotannon alenemisesta. Mallissa oletetaan kuoleisuuden alkavan, kun fotosynteesituotanto on riittämätön neulasiston uudistamiseen.

Edellä kuvattu puustomalli on uusi versio Helsingin yliopiston metsänhoitotieteen/metsäekologian laitoksella jo pitkään kehitellystä mallista (Hari ym. 1982, Mäkelä 1988, Mäkelä & Hari 1986, Nikinmaa & Hari 1990). Se on huomattavasti yksinkertaisempi kuin aikaisemmat, sillä pulikkaperiaatteen avulla voidaan välttää monet tekniset hankaluudet. Pulikkaperiaatteen on ensimmäiseksi formuloinut Markku Mäkinen.

Maamalli

Metsämaa muodostuu sekä lahoavasta kasvillisuudesta muodostuvasta orgaanisesta komponentista että kivennäisaineesta. Orgaaninen osuus vaikuttaa ratkaisevasti maan kemiallisiin reaktioihin ja veden pidättymiseen maahan. Puut ottavat veden lisäksi lukuisia ravinteita maasta, joista typpi ja kationiravinteet ovat tärkeimmät.

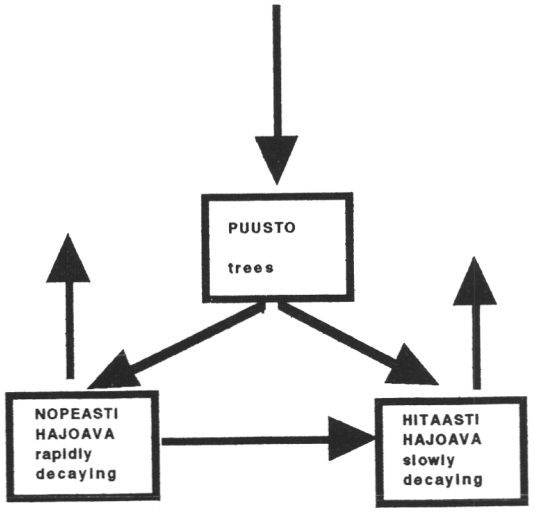
Puusto syöttää metsämaahan orgaanista ainetta. Neulaset ja hienot juuret lahoavat melko nopeasti, kun taas puuaines lahoaa hyvin hitaasti. Maan orgaaninen aines jaetaan nopeasti ja hitaasti hajoavaan komponenttiin. Hajoamisessa poistuu fotosynteesissä sidottu hiilidiok-

sidi ilmakehään (kuva 1). Orgaaniseen ainekseen sitoutuneet ravinteet vapautuvat maan ravinnevarastoon.

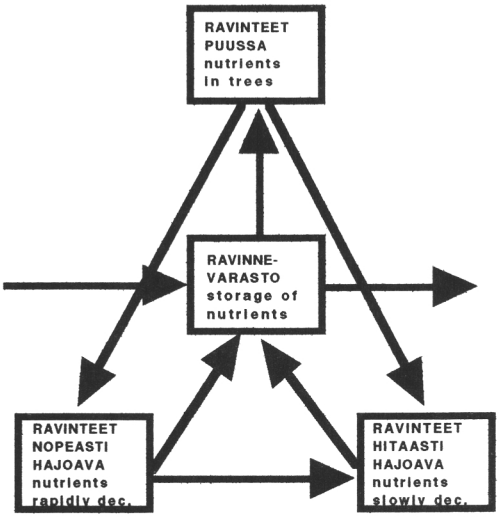
Maan ravinteet ovat joko sitoutuneena orgaanisen aineksen rakenteeseen puuston ulottumattomissa tai ovat maan ravinnevarastossa, yleensä ionisidoksella maahiukkasten pinnalle kiinnittyneinä. Hajoamisessa vapautuvat ravinteet tulevat maan ravinnevarastoon. Laskeuma ja mineraaliaineksen rapautuminen tuottavat ravinteita varastoon. Puuston ravinteidenotto ja huuhtoutuminen poistavat ravinteita (kuva 2).

Huuhtoutuminen määräytyy läpivalunnan ja maaveden ravinnepitoisuuden perusteella. Maaveden pitoisuuden oletetaan olevan tasapainotilassa maahiukkasten pinnalla olevan ravinnevaraston kanssa. Tasapainopitoisuuden määrää hapanlaskeuma ja ravinnevaraston pitoisuus.

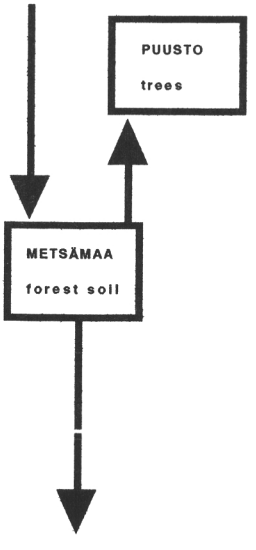
Sadevesi poistuu metsämaasta joko haihdunnan tai läpivalunnan kautta. Haihdunnan määrä riippuu metsikön neulasmassasta. Metsämaan vesivarasto on yleensä täynnä eli maa on kenttäkapasiteetissa talvisin. Näin ollen haihdunnan ylittävä osuus vuotuisesta sadannasta poistuu läpivaluntana (kuva 3).



Kuva 1. Metsikön hiilivirtaukset.
Figure 1. The carbon flows in a stand.



Kuva 2. Metsikön ravinnevirtaukset.
Figure 2. The nutrient flows in a stand.



Kuva 3. Veden virtaukset metsikössä.
Figure 3. The water flows in a stand.

Edellä kuvattu metsämaan malli on hyvin pelkistetty eli yksinkertainen. Se on vuositasolla toimiva yksinkertaistettu versio aikaisemmasta maamallista (Holmberg ym. 1989, Holmberg ym. 1985). Kuitenkin malli kuvaa melko hyvin nykyistä tietämystä metsämaan toiminnan pääpiirteistä. Malli muodostaa selkeän alun, jota voidaan kehittää, kun saadaan lisää teoreettista tai kokeellista tietoa.

Mallien yhdistäminen

Puusto- ja metsämaamalleja yhdistävät karikkeen muodostuksen ja ravinteiden oton ainevirrat. Puusto reagoi metsämaan tilaan. Se kasvaa runsasravinteisilla mailla selvästi enemmän kuin köyhillä mailla. Metsämaamallissa lasketut ravinnepitoisuudet muuttuvat metsikön kehittyessä. Näin on varsinkin, jos hapanlaskeuma on voimakasta. Metsämaa- ja puustomallin yhdistämiseksi tarvitaan jokin puuston toiminnallinen periaate.

Neulasten ravinnepitoisuudet ovat melko riippumattomia maan ravinnepitoisuuksista. Puiden säätöjärjestelmä pystyy tasoittamaan ravinteiden saatavuuden erot. Tämä säätöjärjestelmän toiminta on myös kasvuerojen syy.

Puiden ottamien ravinteiden määrä riippuu maan ravinnepitoisuudesta ja hienojuurien määrästä. Oletetaan yksinkertaisuuden vuoksi, että ravinteiden otto riippuu pitoisuuden ja juurten määrän tulosta. Tällöin puu pystyy säätämään ravinteiden ottoa hienojuurten määrän avulla. Jos neulasilla, puumaisilla osilla ja hienojuurilla on solukkotyypille tyypillinen ravinnepitoisuus, niin silloin tarvittavien ravinteiden määrä määräytyy neulasten, vedenkuljetussysteemin ja hienojuurien kasvun perusteella. Oletetaan, että hienojuuria muodostuu niin paljon, että kasvuun tarvittavat ravinteet saadaan metsämaasta ja kuolevien neulasten ravinteiden uudelleen käytöstä. Tämä periaate kytkee puusto- ja maamallin keskenään.

Lopuksi

Mallien laatimisessa on pyritty hyvin pelkistettyyn rakenteeseen ja selkeisiin periaatteisiin. Tässä onkin onnistuttu lukuunottamatta kahta poikkeusta, latvan muodostumista ja puiden luontaista kuolemista. Näistä kahdesta ilmiöstä on niin niukasti perustietoa saatavilla, että mallituksessa on jouduttu käyttämään epätyydyttäviä teknillisiä ratkaisuja toiminnallisten perustelujen sijasta.

Mallin puusto-osa toimii tällä hetkellä. Maaosaa mallitetaan parhaillaan. Se saataneen valmiiksi melko pian, sillä yhtälöiden muodostaminen on osoittautunut odotettua helpommaksi.

Päästöt, kuten Nikkelistä ja Montsegorskista vaikuttavat kolmella erilaisella tavalla: 1. akuutit myrkytykset (fotosynteesi), 2. neulasten nopeutunut kuoleminen ja 3. maan kemialliset muutokset. Näiden vaikutusten merkitystä kasvun kannalta voidaan analysoida mallin avulla. Akuutit myrkytykset vähentävät vuotuista fotosynteesituotantoa, jonka estimaattia käytetään mallin syöttötietona. Neulasten nopeutunut kierto tulee luonnollisesti huomioitua laskettaessa neulasmassaa. Maan kemiallisia muutoksia mallitetaan ja otetaan huomioon näin aiheutunut ravinteiden saatavuuden muutos. Näin saatua vaikutusten arviota pitää testata käyttäen tapahtuneita kasvun muutoksia.

Kirjallisuus

Ek, A.R. 1971. Size age relationships for open grown red pine. The University of Wisconsin, Forestry Research Note 156: 4.

Hari, P., Heikinheimo, P., Mäkelä, A., Kaipiainen, L., Korpilahti, E. & Salmela, J. 1986. Trees as water transport system. Silva Fennica 20: 205-210.

Hari, P., Kellomäki, S., Mäkelä, A., Ilonen, P., Kanninen, M., Korpilahti, E. & Nygren, M. 1982. Metsikön varhaiskehityksen dynamiikka. Summary: Dynamics of early development of tree stand. Acta Forestalia Fennica 177. 39 s.

Holmberg, M., Hari, P. & Nissinen, A. 1989. Model of Ion Dynamics and Acidification of Soil: Application to Historical Soil Chemistry Data from Sweden. Julkaisussa: Kämäri, J., Bracke, D. F., Jenkins, A., Norton, S. A. & Wright, R. F. (toim.). Regional Acidification Models. Geographic Extent and Time Development. New York. Springer-Verlag. s. 229-241.

–, Mäkelä. A., & Hari, P. 1985. Simulation model of ion dynamics in forest soil. Julkaisussa: Troyanowsky, C. (toim.). Air Pollution and Plants. VCH, Weinheim. s. 236-239.

Mäkelä, A. 1988. Models of Pine Stand developement: An ecophysiological systems analyses. Helsinki. University of Helsinki, Department of Silviculture. Research notes 62.

– & Hari, P. 1986. Stand growth model based on carbon uptake and allocation in individual trees. Ecological Modelling 33: 205-229.

Nikinmaa, E. H. & Hari, P. 1990. A simplified carbon partitioning model for Scots Pine to address the effects of altered needle longevity and nutrient uptake on stand development. Julkaisussa: Dixon, R. K., Meldahl, R. S., Ruark, G. A. & Warren, W. G. (toim.). Process modeling of Forest Growth Responses to Environmental Stress. Portland, Oregon. Timber Press.

Waring, R., Schroeder, R. & Ohren, R. 1982. Application of the pipe model theory to predict canopy leaf area. Canadian Journal of Forest Research 12: 556-560.

Yhteenveto

Heikki Kauhanen, Kari Mikkola & Martti Varmola
Metsäntutkimuslaitos, Rovaniemen tutkimusasema
PL 16, 96301 Rovaniemi

Itä-Lapin metsävaurioprojektin päätavoitteeksi asetettiin selvittää Kuolan teollisuuspäästöjen vaikutuksia pohjoiseen metsäluontoon. Tutkimuksen polttopisteessä ovat ennen kaikkea Lapin metsät, mutta vaikutuksia on selvitetty myös Kuolan niemimaalla ja Paatsjoen laaksossa. Seuraavassa esitellään keskeisimpiä tuloksia niistä osatutkimuksista, jotka ovat jo edenneet tulosvaiheeseen.

Syksyllä 1991 käynnistettiin uusi ilman epäpuhtauksien taustamittausasema Kirakkajärvellä, joka sijaitsee noin 60 km länsiluoteeseen Nikelistä. Ensimmäisten kaasumittausten mukaan Inarin itäosien rikkidioksidipitoisuuksissa on suurta ajallista vaihtelua. Keskimääräinen pitoisuus oli mittausjakson aikana alhainen, mutta ajoittain esiintyi korkeita lyhytaikaisia pitoisuushuippuja. Suurin tuntikeskiarvo, 154 $\mu g/m^3$ mitattiin 26. marraskuuta 1991. Otsonin pitoisuudet olivat syystalven aikana melko korkeita, kun taas typpidioksidin pitoisuudet olivat alhaisia.

Sallan Naruskassa rikkidioksidipitoisuuksia on mitattu 10 vuorokauden keskiarvoina vuodesta 1989 lähtien. Kuten Kirakkajärvellä episodisuus oli luonteenomaista myös Naruskalla. Korkeimmat pitoisuudet esiintyivät talvikaudella, mutta episodeja esiintyi myös kasvukauden aikana. Vuoden 1991 rikkidioksidipitoisuuden keskiarvo oli varsin alhainen (1,9 $\mu g/m^3$).

Lumianalyysit paljastivat selvästi Montsegorskin sulattojen vaikutusalueen. Päästölähteen lähellä rikin, kuparin ja nikkelin pitoisuudet olivat moninkertaisia muiden alueiden tasoon verrattuna. Sen sijaan Suomen puolella Kuolan päästöjen vaikutus ei näkynyt lumen rikki- ja raskasmetallipitoisuuksissa. Lumen rikkipitoisuus aleni kahdella gradienttilinjalla: Kemistä Sätsiin ja Kuusamosta Sätsiin. Tämän tuloksen valossa märkälaskeuman rikki Lapissa on huomattavssa määrin peräisin etelästä. Myöskään sadeveden laadussa ei ollut havaittavissa itä-länsi-suuntaista vaihtelua. Sadeveden pH vaihteli välillä 4,5-5,1, eli normaaleissa rajoissa. Lehvästön kautta valunut sadevesi, metsikkösadanta, oli lievästi vapaata sadetta happamampaa kaikilla koealoilla, mutta itävaikutusta ei näkynyt siinäkään.

Vajoveden analyysit osoittivat, että maaperän pintaosa puskuroi tehokkaasti sadeveden happamuutta. Ainoastaan Sevettijärvellä veden pH oli humuskerroksen alla alempi kuin latvuston läpi sataneessa vedessä. Vajovesi oli happaminta Sevettijärvellä. Ilmiö kuvastanee osittain

Jäämeren mutta myös Nikelin sulattojen vaikutusta. Maaperän geokemialliset analyysit paljastivat maaperän emäskationipitoisuuksissa kallioperän kivilajien ominaisuuksista johtuvia alueellisia eroja. Korkeimmat pitoisuudet olivat 7-20-kertaiset verrattuna niiden alueiden pitoisuuksiin, joiden emäskationitaso oli alhaisin.

Harmaaporonjäkälän kasvu väheni selvästi Montsegorskin alueella teollisuusaluetta lähestyttäessä. Päästöjen vaikutukset näkyivät jäkälien kasvussa huomattavasti laajemmalla alueella kuin silmämääräisten, jäkälikön kuntoon perustuvien havaintojen perusteella oli oletettu. Jäkälien kasvu saavutti normaalin tason noin 50-60 kilometrin etäisyydellä Montsegorskista. Suomen puolella Kuolan saasteiden ei voitu havaita aiheuttavan jäkälien kasvun heikkenemistä.

Herkällä jäkälädiagnostiikalla päästöjen vaikutus voitiin todeta myös Suomen puolella. Herkissä kaarnajäkälissä, lähinnä lupoissa, todettiin päästöjen aiheuttamia muutoksia. Kaliumvuoto jäkäläsoluista lisääntyi päästölähteitä lähestyttäessä. Luppojen rikkipitoisuus oli alustavien tulosten mukaan Itä-Lapissa korkeampi kuin Länsi-Lapissa.

Männyn juurten kärkien määrä, pituus ja biomassa pienenivät Lapissa itään päin, lisääntyivät Venäjän puolella ja pienenivät taas Montsegorskia lähestyttäessä. Myös metsämaan biologista aktiivisuutta ja mikrobien määrää kuvaava maahengitys väheni Lapissa itää kohti. Juurten parempi kunto rajan takana ennen Montsegorskin tuhoalueita saattaa johtua noiden alueiden paksusta jäkäläpeitteestä, joka toimii tehokkaana suotimena raskasmetalleja vastaan.

Männyn latvusten hyvä kunto korreloi alhaisen rikkilaskeuman, päästölähteestä kasvavan etäisyyden ja naavamaisten jäkälien runsauden kanssa, kun aineisto sisälsi Montsegorskin alueen koealat. Suomen puoleisilla koealoilla ei voitu havaita selviä itään päin lisääntyviä, näkyviä vaurio-oireita. Männyn kaarnan keskimääräistä korkeammat sähkönjohtokyvyn arvot ja suhteellisen alhaiset pH-arvot ilmensivät rikkipäästöjen vaikutuksia sekä Kuolan alueella että paikoin Suomen puolella itärajan läheisyydessä.

Männyn neulasissa Montsegorskin sulaton vaikutus näkyi sekä kohonneina rikki- ja raskasmetallipitoisuuksina että alentuneina magnesiumin, alumiinin, mangaanin ja sinkin pitoisuuksina. Vaikutus näkyi selvänä noin 50 kilometrin etäisyydelle päästölähteestä. Montsegorskin lähiympäristössä havaittiin myös neulasten pakkaskestävyyden alentuneen. Suomen puoleisilla koealoilla ei samankaltaista pakkaskestävyyden alentumista voitu havaita.

Männyn sädekasvutulokset osoittivat Montsegorskin ympäristössä alueen, jolla kasvun taantuminen oli selvästi havaittavissa. Vauriovyöhykkeellä kasvun taantuminen on alkanut 1960-luvun alkupuolella, eivätkä puut ole toipuneet myöhemmin. Suomen Lapissa ei voitu havaita samanlaista kasvun alenemista.

Kokeellisissa tutkimuksissa typpilannoitus paransi oksakirvojen menestystä, mutta happosadetuksella ja nikkelikäsittelyllä ei ollut

kirvoihin haitallista vaikutusta. Neulaspoistokokeiden alustavien tulosten mukaan Kuolan saasteet eivät olleet olennaisesti vaikuttaneet Itä-Lapin mäntyjen elinkykyyn tai stressinsietokykyyn.

Itä-Lapista löytyi versosurmaisia metsiä yhteensä 1800 ha, joista tauti oli tuhonnut vain pienen osan (24 ha). Versosurma esiintyi tyypillisesti korkeiden maiden painanteissa vesien äärellä tai muissa alavissa kohdissa, joissa vallitsevien olosuhteiden tiedetään altistavan männyn surmakalle. Sallan Rikkilehdossa tehty tarkempi tutkimus osoitti, että surmakka on infektoinut alueen puita kauan ja että epidemia oli selvästi laantunut 1980-luvun lopulla.

Vuoden 1985 satelliittikuvan tulkinta osoitti, että Montsegorskin metsävaurioalue on pitkänomainen päästölähteestä etelään ja erityisesti pohjoiseen levittäytyvä alue. Maaperän eroosion leimaama metsäkuolema-alue on alustavien tulosten mukaan ollut vuonna 1985 noin 40 000-45 000 ha. Vaurioitunut alue on huomattavasti suurempi, mutta satelliittikuva-analyysit lievempien kasvillisuusvaurioiden rajaamiseksi ovat kesken.

Kuolan saasteiden vaikutukset voitaneen jakaa kahteen aluemalliin. Lähialuetuhot ovat selvärajaisia ja hyvin jyrkästi päästölähteeseen päin lisääntyviä. Topografia ja vallitsevat tuulet vaikuttavat vahvasti tuhoalueiden muotoon. Varsinaisen tuhoalueen ulkopuolella vaikutukset ovat mitattavissa herkillä menetelmillä selvästi Suomenkin puolella, mutta teollisuusperäisten oireiden eristäminen tieteellisesti luotettavasti muista, luontaisista epidemioista ja häiriöistä on vaikeaa.

Kaiken tähänastisen tutkimustiedon valossa itäinen Inari on Lapin kuormitetuinta aluetta, ja alue lienee sijaintinsa, pohjoisuutensa ja karujen maidensa puolesta siten kaikkein uhanalaisin. Päästöjen vaikutuspiirissä olevien alueiden pitkän aikavälin kehityksestä ei ole toistaiseksi käytettävissä tutkimustietoa. Kehitys voi muuttua jyrkästi huonompaan suuntaan, jos esim. poikkeavat sääolot kuormittavat puiden sietokykyä yli kriittisten rajojen.

Rovaniemen tutkimusasemalla ilmestyneet Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja-sarjan julkaisut:

N:o 6 Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1981. 1981.
N:o 35 Päivi Hänninen. Sammalen kemiallinen torjunta taimitarhalla. 1981.
N:o 58 Pohjois-Lapin metsät. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1982. 1982.
N:o 65 Yrjö Norokorpi ja Pentti Sepponen (toim.). Kilpisjärven alueen maankäytön yleissuunnitelma. 1982.
N:o 71 Päivi Hänninen. Alustavia päätelmiä kivivillan käytöstä männyntaimen kasvualustana muovihuoneessa. 1982.
N:o 77 Pohjois-Lapin metsien uudistaminen. 1982.
N:o 95 Jarmo Nieminen. Varttuneet kontortametsiköt Kivalon kokeilualueella. 1983.
N:o 105 Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1983. 1983.
N:o 148 Pentti Sepponen, Vuokko Pitkänen ja Helena Poikajärvi (toim.). Metsien kasvupaikkaluokitus. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1984. 1984.
N:o 157 Erkki Kaila ja Markku Taipale. TUTKA-tiedonhallintaohjelmisto. Tietokannan muodostus ja käyttö. 1984.
N:o 165 Eero Tikkanen ja Hannu Raitio. Pohjois-Suomen aurausalueiden männyntaimien epänormaali kehitys ja olettamus sen syistä. Summary: A hypothesis on the cause of abnormal development of Scots pine saplings on ploughed sites in Northern Finland. 1984.
N:o 186 Eero Tikkanen. Aurausalueen heikkokuntoisten männyntaimien ravinnetaloudesta Pohjois-Suomessa. Abstract: Nutrient metabolism of weakened Scots pine saplings on a ploughed site in Northern Finland. 1985.
N:o 190 Erkki Kaila, Hilkka Kinnunen ja Tapio Timonen. BIB-viitetietokantaohjelmisto. Tietokannan muodostus ja käyttö. 1985.
N:o 196 Olli Saastamoinen ja Helena Poikajärvi (toim.). Tietojärjestelmien kehittäminen metsäalalla. Ajankohtaista tutkimuksesta. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1985. 1985.
N:o 226 Timo Penttilä ja Mikko Honkanen. Suometsien pysyvien kasvukoealojen (SINKA) maastotyöohjeet. 1986.
N:o 242 Esa Taskinen ja työryhmä. Metsäkanalintujen elinympäristövaatimukset - kirjallisuuskatsaus. 1986.
N:o 243 Timo Penttilä ja Martti Varmola (toim.). Lapin kolmion puuntuotannolliset mahdollisuudet. 1987.
N:o 253 Helena Poikajärvi (toim.). Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1986. 1987.
N:o 278 Hannu Saarenmaa ja Helena Poikajärvi (toim.). Korkeiden maiden metsien uudistaminen. Ajankohtaista tutkimuksesta. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1987. 1987.
N:o 345 Anna-Liisa Sippola. Suojelualuetyypit ja kansallispuistojen suojelun toteuttaminen - kahdeksan esimerkkiä. 1989.
N:o 347 Martti Varmola ja Pertti Palviainen (toim.). Lapin metsien terveys. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1989. 1990.
N:o 362 Martti Varmola ja Tuija Katermaa (toim.). Metsänparannus. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 1990. 1990.
N:o 373 Eero Tikkanen and Martti Varmola (eds.). Research into forest damage connected with air pollution in Finnish Lapland and the Kola Peninsula of the U.S.S.R. A seminar held in Kuusamo, Finland, 25-26 May 1990. 1991.
N:o 378 Pentti Vitikka, Heikki Posio & Hannu Saarenmaa. Hyönteistuhoriski keinotekoisessa ylispuiden kelouttamisessa. Summary: Bark beetle damage in conjunction with artificial snag production in Finnish Lapland. 1991.
N:o 407 Hannu Salminen & Tuija Katermaa (eds.). Simulation of Forest Development. Presentations from a symposium held in Saariselkä, Finland, October 12-14, 1991. 1992.

Rovaniemi 1992
ISBN: 951-40-1217-8
ISSN: 0358-4283