



Matti Äyräs ja Heikki Niskavaara

**KERROSSAMMAL (*Hylocomium splendens*) RASKASMETALLIEN
BIOINDIKAATTORINA ROVANIEMEN KAUPUNGIN ALUEELLA**
Ympäristögeokemiallinen tutkimus

**Summary: Feather moss (*Hylocomium splendens*) as a bioindicator
of heavy metals in the Rovaniemi urban area
an Environmental Geochemical Study**

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS
Tutkimusraportti 108

GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND
Report of Investigation 108

Matti Äyräs, Heikki Niskavaara

**KERROSSAMMAL (HYLOCOMIUM SPLENDENS) RASKASMETALLIEN
BIOINDIKAATTORINA ROVANIEMEN KAUPUNGIN ALUEELLA**
Ympäristögeokemiallinen tutkimus

Summary: Feather moss (*Hylocomium splendens*) as a bioindicator
of heavy metals in the Rovaniemi urban area
An environmental geochemical study

Espoo 1992

Äyräs, M. & Niskavaara, H. 1991. Kerrossammal (*Hylocomium splendens*) raskasmetallien bioindikaattorina Rovaniemen kaupungin alueella. Ympäristögeokemiallinen tutkimus - *Feather moss (Hylocomium splendens) as a bioindicator of heavy metals in the Rovaniemi urban area. An Environmental Geochemical Study*. Geologian tutkimuskeskus - *Geological Survey of Finland*, Tutkimusraportti 108 - *Report of Investigation 108*. 30 pages, 19 figures and 3 tables.

Feathermoss (*Hylocomium splendens*) is a very good bioindicator in environmental studies for airborne pollution, as it obtains its nutrients directly from rainwater and particulate airborne material. The leaves of the moss have only one cell layer, and it acts as an effective filter, retaining the heavy metals almost completely.

Samples were taken by hand from an area of 100 m², only the three latest annual shoots being included. The volume of each sample was about half a litre. Fifty-three samples were taken in 1988 and 98 in 1990.

The samples were dry ashed, and after aqua regia digestion were analysed for 28 elements by ICP-AES. Significant changes were determined with the t-test, and the dispersion patterns with factor analysis. The results were also compared with those of previous inter-Nordic study and other investigations made elsewhere in Finland.

The V/Ni ratio in mosses shows that the V and Ni concentrations are due to emissions from heating plants. As demonstrated by the contents of these metals, the pollutants spread out over the slopes of Korkalovaara and Ounasvaara hills, depending on the prevailing wind directions and topographical features. The most significant source of emissions of Pb is vehicle exhaust. Concentrations of the most harmful elements Cu, Ni, Pb, V - in feather moss, showed a clear downward trend during 1988-90 in the Rovaniemi city area. The average concentrations are comparable to the areal background concentrations. The decrease in the concentrations of V and Ni is due to a decrease in the use of heavy mineral oil, and that of Pb to an increase in the use of unleaded petrol.

The concentrations of sulphur in feather moss showed no statistically significant variation during the investigation period, and were lower (about 1000 ppm) than those in sparsely populated eastern Lapland. However, feather moss is not a good bioindicator of sulphur.

Key words (Georef Thesaurus AGI): environment geology, bryophytes, *hylocomium splendens*, heavy metals, statistical analysis, urban environment, airborne pollutants, Rovaniemi, Finland

Matti Äyräs and Heikki Niskavaara
Geological Survey of Finland
P.O.Box 77
SF-96101 Rovaniemi
Finland

ISBN 951-690-453-X
ISSB 0781-4240

SISÄLTÖ

Johdanto	5
Raskasmetallit ympäristössä	5
Sammalen käyttö ympäristötutkimuksissa	5
Näytteenotto	7
Analytiikka	7
Tulosten käsittely	9
Tilastollinen tarkastelu	9
Kartanpiirustus	13
Tulosten tulkinta	13
Sammalen pitoisuudet Rovaniemen kaupungin alueella	13
Leviämismallit Rovaniemen kaupungin alueella	21
Yhteenveto	26
Summary	27
Lähdeviitteet	30

JOHDANTO

Raskasmetallit ympäristössä

Useimmat raskasmetallit ovat myrkyllisiä kasveille ja eläimille, joskin myrkyllisyys riippuu pitoisuudesta. Toisaalta monet metallit ovat myös tarpeellisia ja tärkeitä eläville organismeille. Kaikkia raskasmetalleja esiintyy luonnollisen pitoisuusvaihtelun mukaisesti ilmassa, vedessä ja elävissä organismeissa. Kuitenkin viime vuosikymmeninä lisääntyneen teollisuuden ja liikenteen sekä lämmityspolttoöljyn käytön takia on raskasmetallien päästöjen määrä ilmaan, vesiin ja kasveihin huomattavasti lisääntynyt. Toisaalta aivan viime aikoina on päästöjä pyritty aktiivisesti vähentämään.

Raskasmetallien päästöt sekä paikallisista että kaukana sijaitsevista lähteistä vaikuttavat ympäristöönsä sekä kuivana että märkänä laskeutuvana. Suuret partikkelit laskeutuvat päästölähteen läheisyyteen, kun taas pienemmät partikkelit aerosoleina ja kaasumaisina metalliyhdisteinä kulkeutuvat jopa satoja kilometrejä päästölähteestä. Kaukokuljetus aiheuttaa pääsääntöisesti alueellisen taustapitoisuuden nousun siirryttäessä pohjoisesta etelään. Metallit kerääntyvät maaperän ylimpiin kerroksiin, useimmin sitoutuneina tiukasti orgaaniseen materiaaliin.

Kromin merkittävin päästölähde on teollisuus, erityisesti terästeollisuus, sekä myös hiilen käyttö polttoaineena (Nord, 1987). Kromi on III-arvoisena jonkin verran myrkyllinen, kun taas VI-arvoinen kromi on erittäin myrkyllinen ja karsinogeeninen. Vaikkakin kromi leviää VI-

arvoisena, se pelkistyy luonnon olosuhteissa nopeasti III-arvoiseksi. Kupari on tärkeä mikroravinne organismeille, mutta suurina pitoisuuksina se on myrkyllinen kasveille. Rautaa tulee ympäristöön terästeollisuuden päästöistä, mutta myös huomattavasti pölynä maasta erityisesti vähäisen kasvillisuuden alueilla. Rauta on merkittävä kaikille organismeille ja heikosti myrkyllinen. Lyijyn päästölähteinä merkittävimmät ovat kaivokset, teollisuus ja liikenne. Kaukokuljetus Keski-Euroopasta aiheuttaa merkittävän taustapitoisuuden kaikkialla pohjoismaissa. Myös metsästys levittää ympäristöön lyijyä. Lyijy on hyvin myrkyllinen useimmille kasveille, mutta se on tavallisimmin tiiviisti sitoutuneena orgaanisen maan ylimpään kerrokseen. Nikkeli ja vanadiini ovat merkittävimpiä öljyn polton päästöjä. Molemmat ovat myrkyllisiä kasveille, mutta vanadiini on tiukasti sitoutunut maaperään ja näin ollen se ei ole kovinkaan helposti kasvien saatavissa.

Useimmat kasvit käyttävät ravinteinaan natriumia, kaliumia, magnesiumia ja kalsiumia. Nämä metallit eivät sovellu sammalnäytteillä tehtäviin päästöselvityksiin. Niiden vaikutus sammaleeseen on enemmänkin fysiologinen kuin päästöjä mittaava, sekä niillä vallitsee tasapainotila pidättämisen ja liukenemisen välillä (Ryhling & Tyler, 1973). Näiden metallien pitoisuus sammaleessa johtuu pölyämisen yms. kautta myös merkittävästi alueen maa- ja kallioperästä.

Sammalen käyttö ympäristötutkimuksissa

Saasteet kulkeutuvat ilman kautta pitkiäkin matkoja (Steinnes, 1977). Etelä-Ruotsissa sammalten korkean lyijypitoisuuden on tulkittu olevan peräisin Keski-Euroopan teollisuusalueilta. Grönlannin jäätiköissä on myös mitattu lyijypitoisuuden selvä kasvu vuosituhannen aikana (Ryhling & Tyler, 1973).

Sammalet ilmaitse tapahtuvan raskasmetallien kulkeutumisen indikaattoreina ovat tulleet sekä alueellisessa että paikallisessa mittakaavassa tutkimuksen kohteeksi 1960-luvun lopulla (Ryhling & Tyler, 1968, Tyler, 1970). Vuonna 1980 tehtiin sammalta näyttemateriaalina käyttä-

en Ruotsissa ja Tanskassa (National Swedish Environment Protection, 1980) tutkimus, joka vuonna 1985 laajennettiin kattamaan koko Skandinavia (Nord, 1987).

Sammalet ottavat ravinteensa pääasiassa suoraan sadevedestä ja ilmaitse kulkeutuvista partikkeleista. Raskasmetallit kiinnittyvät kationinvaihdolla solujen seinämiin. Koska sammalten lehtien paksuus on vain yksi solukerros, on kontakti ilmaan hyvä. Sammalet kasvavat mattomaisesti ja suodattavat tehokkaasti ilmaa (National Swedish Environmental Protection Board, 1980).

Sammalet ovat käyttökelpoisia ympäristötut-

kimuksissa, koska niitä esiintyy yleisesti sekä metsissä että asutuilla alueilla. Sammalmatto kasvaa 5 - 7 vuoden aikana ja sammalien sisältämien metallien pitoisuustaso kuvastaa ilmateitse kulkeutuvien päästöjen keskiarvoa samana aikana. Näytteenotto on helppoa ja halpaa. Kuten useimpien biondikaattorien, sammalten sisältämien metallien pitoisuus on suurempi kuin laskeuman taso, joten näytteenoton kontaminaatio ei ole ongelma (Ross, 1989). On arvioitu, että pitoisuudet sammalessa ovat noin neljä kertaa niin suuret kuin ilmateitse kulkeutuvan päästön määrä (Nord, 1987), ja näin ollen kemialliset analyysit ovat helpompia kuin ilma- ja sadevesinäytteissä.

Tutkimuksessa voidaan käyttää useita eri sammallajeja - esim. *Hylocomium splendens*, *Pleurozium schreberi*, *Leucobryum glaucum*, *Hypnum cupressiforme* jne. - mutta yleensä on syytä käyttää vain yhtä sammallajia yhdessä tutkimuksessa. Kerrossammal (*Hylocomium splendens*) on yksi käyttökelpoisimpia, koska se on suhteellisen helposti tunnistettavissa ja eri vuosikasvatimet ovat helposti eroteltavissa.

Sammalet ovat herkkiä bioindikaattoreita raskasmetallikontaminaatiolle (Grodzinska, 1982). Erityisesti kerrossammal (*Hylocomium splendens*) pidättää lähes täysin ilmateitse kulkeutuvan kuparin, lyijyn, nikkelin ja kromin (Ryhling & Tyler, 1973). Kadmiumista ja koboltista jää myös lähes kaikki - sinkki pidättyy sensijaan vähäisemmässä määrin. Rikki on ravinne kasveille. Sen korkean pitoisuuden takia päästöjen vaikutus ei sammalten pitoisuuksissa näy niin selvästi kuin raskasmetalleilla (Niskavaara & Äyräs, 1991).

Kerrossammalta on käytetty näyttemateriaalina alueellisissa raskasmetallien kulkeutumistutkimuksissa (op.cit.). Mutta menetelmää voidaan käyttää myös paikallisesti kohteissa, joissa päästöjen raskasmetallipitoisuudet selvästi ylittävät tausta-arvot. Useissa tutkimuksissa, mm. Puolasassa ja Englannissa, päästölähteet on voitu paikantaa sammalten raskasmetallipitoisuuksien kartoituksella (Grodzinska, 1982).

Sammalten sisältämien metallien pitoisuustasoon vaikuttavat mm. sammallaji, sammalen osa ja ikä. Näytteenotto paikalla on suuri merkitys - avoimet puuttomat alueet ovat parhaita. Puuston alta otetussa näytteessä voi osa pitoisuudesta johtua alla olevasta kallioperästä. Puusto ottaa

rapautumisessa liuokseen joutuneet metallit ja ne tulevat sitten tippuveiden mukana sammaleeseen. Näytteenotossa voidaan käyttää luonnollisesti kasvavan sammalen lisäksi myös muualta tuotua sammalta ja tehtyjä sammalpalloja. Viimeksi mainittujen käyttö on perusteltua tiheään asutuilla alueilla, joilla ei sammalta kasva. Vuotuisen sademäärän on havaittu vaikuttavan sammalten metallipitoisuuksiin; runsaan sateen alueilla pitoisuustaso on korkeampi kuin vähäsateisilla alueilla (Steinnes, 1977, Ryhling & Tyler, 1973).

Tuuliolosuhteet vaikuttavat paikallisella tasolla huomattavasti; päästöt leviävät vallitsevien tuulien mukaisesti. Näytteenoton ajankohdalla on huomattava merkitys, pitoisuustaso riippuu siitä, otetaanko näytteet kasvukauden aikana vai sen jälkeen. Jotta tulokset olisivat vertailukelpoisia on seurantatutkimuksissa näytteet otettava samaan vuodenaikaan. Ryhlingin ja Tylerin (1973) mukaan lumien sulamisvedellä ei ole todettu olevan oleellista merkitystä vuotuisen kerääntymään.

Suomen standardisoimisliiton standardiehdotuksessa E 206 (1989) käsitellään sammalen käyttöä ilman epäpuhtauksien kartoituksessa. Ehdotuksen mukaan kerrossammal (*Hylocomium splendens*) soveltuu hyvin tämänlaatuiseen tutkimukseen. Tutkimuksissa tulee pääsääntöisesti käyttää vain yhtä sammallajia. Standardiehdotuksen mukaan sopivin näytteenkeräysaika on kesä-heinäkuu, mutta Grodzinska (1982) pitää parhaana aikana myöhäistä syksyä. Näytteet pitäisi kerätä metsän aukkopaikoista tippuvesivyöhykkeen ulkopuolelta, eli vähintään viiden metrin päästä puista ja kaksi metriä pensaista.

Tiheästi asutuilla alueilla on mahdollista käyttää standardiehdotuksen E 221 (1990) mukaista sammalpallomenetelmää. Tällöin ilmanlaatua arvioivana bioindikaattorina käytetään rakkasammalesta valmistettuja palloja, jotka ripustetaan noin kolmen metrin korkeuteen kahden kuukauden ajaksi. Tällaiset pallot keräävät ilman hiukkasmaisia epäpuhtauksia karkean suodattimen tavoin. Koska menetelmään liittyviä kaikkia tekijöitä ei tunneta, ainoastaan samanlaisissa olosuhteissa tehdyt tutkimukset ovat vertailukelpoisia.

Tämän tutkimuksen lähtökohtana oli vuoden 1988 syksyllä Rovaniemen ympäristössä menetelmätestauksena tehty tutkimus, jossa selvitettiin kerrossammalen raskasmetallijakaumaa (Niskavaara ja Äyräs, 1989). Rovaniemen kaupungin

energiälaitos tilasi GTK:n Pohjois-Suomen alue-toimistolta ympäristötutkimuksen, joka suoritettiin syksyllä 1990 (Silvennoinen ja Äyräs, 1990). Tilaukseen liittyi myös metsätutkimuslaitoksen männynneulastutkimus (Sutinen et al., 1990). Tässä tutkimuksessa käytettiin vuosien 1988 ja

1990 aineistoja, ja tavoitteena oli selvittää päästöjen kulkeutumista, alueellista jakautumaa ja kahden vuoden aikana tapahtuneita muutoksia Rovaniemen kaupungin alueella sekä arvioida päästölähteitä.

NÄYTTEENOTTO

Näyteaines, kerrossammal (*Hylocomium splendens*), kerättiin käsin poimien noin aarin alalta siten, että vain sammalen vihreät viimeisimmät kasvuvuosikerrat otettiin näytteeseen. Mineraaliaineksen sekoittumista näytteeseen pyrittiin välttämään. Näytteenottopaikat valittiin välttämättä runsaasti pölyäviä kohteita. Näytettä kerättiin paperipussiin noin puoli litraa. Ainesmäärä näytettä kohti oli pienempi kuin standardiehdotuksessa esitetty, mutta se riitti kuitenkin analyysiin.

Vuonna 1988 (Niskavaara & Äyräs, 1989 ja 1991) kerätyistä näytteistä otettiin tähän tutkimukseen mukaan vain ne näytteet, jotka ovat samalla alueella kuin vuoden 1990 näytteenotto (kuvat 1 ja 2). Vuoden 1990 tutkimuksessa näyt-

teenottopaikat sijoitettiin mahdollisimman tasaväliseen verkkoon. Osa näytteistä on otettu tiheissä metsiköissä lähempää puita kuin standardiehdotuksessa edellytetään. Kummassakaan näytteenotossa ei saatu näytteitä Rovaniemen kaupungin keskusta-alueelta, jossa sammalta ei kasva. Kumpanakin vuotena näytteet otettiin syyskuun alkupuolella, joten siltä osin tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia.

Vuoden 1988 näytteistä tässä tutkimuksessa on mukana 53 kpl, jotka edustavat vuosien 1985-88 kasvustoa ja vuoden 1990 näytteitä 98 kpl, jotka edustavat vuosien 1986-90 kasvustoa. Vuoden 1990 näytteistä hylättiin kaksi suuren tuhka-prosentin vuoksi.

ANALYTIikka

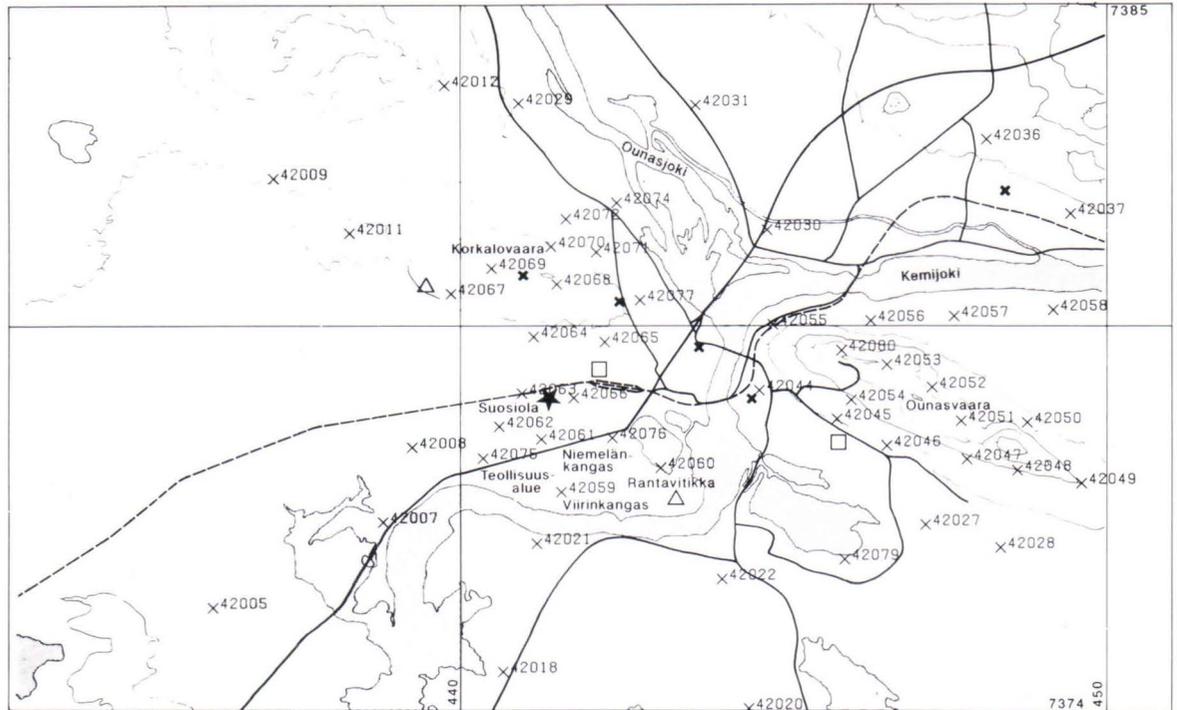
Näyte-esikäsittelyn ja analysoinnin osalta käytettiin täsmälleen samoja metodeja kuin vuoden 1988 tutkimuksessa (Niskavaara and Äyräs, 1991).

Näytteet kuivattiin avatuissa näytepusseissa lämpötilassa 60°C ja homogenoitiin leikkaavalla myllyllä alle 0,5 mm:n raekokoon. Rikki määritettiin näytteistä Leco^R SC-132 -rikkianalysaattorilla. Osa näytteestä tuhkistettiin 450°C:n lämpötilassa 12 tuntia ja tuhkapitoisuus määritettiin.

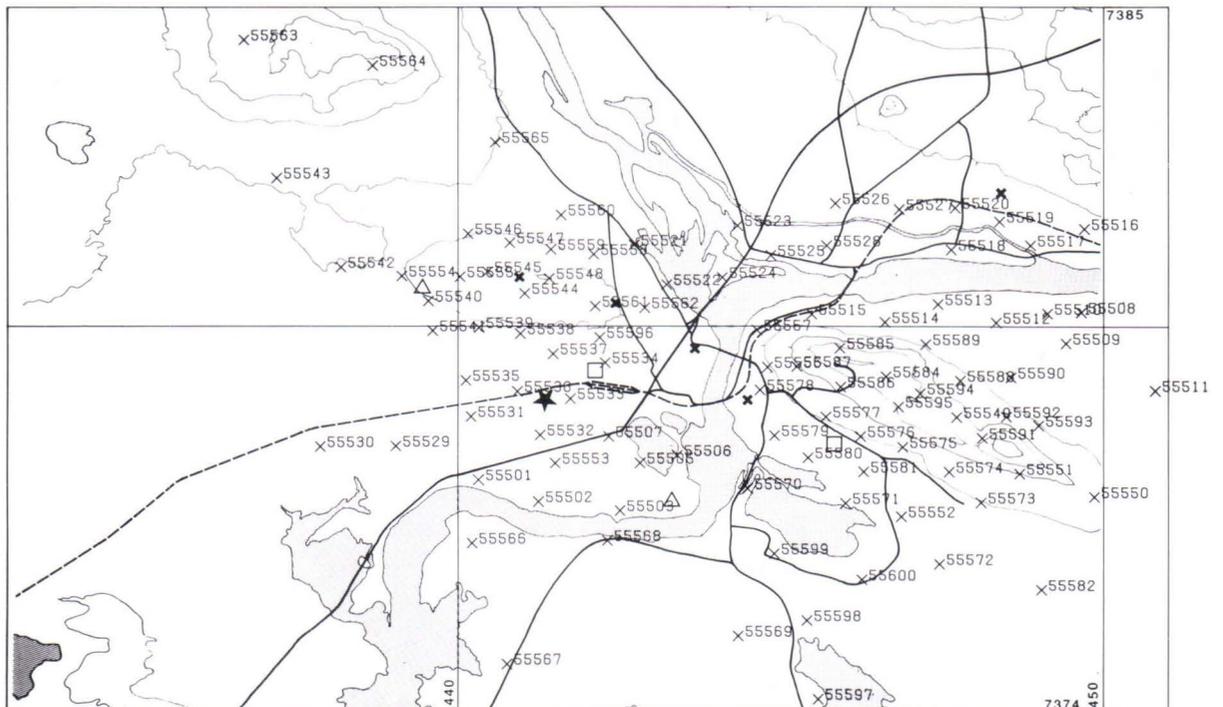
Tuhkaa liuotettiin 150 mg 3 ml:aan kunigasvettä kuumentaen 90°C:ssa 1,5 tuntia. Liuokset laimennettiin 15 ml:ksi ja sentrifugoitiin liukene-mattoman aineksen erottamiseksi. Liuoksesta määritettiin 28 alkuainetta Thermo Jarrel Ash

Polyscan 61E -plasmaspektrometrilla (ICP-AES) GTK:n kemian laboratoriossa Rovaniemellä. Pitoisuudet laskettiin kuiva-aineen pitoisuuksiksi, joita käytettiin tuloksia käsiteltäessä.

Tutkimuksessa käytetyn näytteiden kuivapolton yhteydessä menetetään osa herkästi haihtuvista alkuaineista (esim. As, Sb, Cd, Pb), joiden pitoisuudet ovat tästä syystä pienemmät kuin märkäpoltolla saadut tulokset. Toisaalta tuhkassa metallien pitoisuus on suurempi ja analysoinnissa saavutetaan alhaisempi kuiva-ainepitoisuudeksi laskettu määrittäysraja, jolloin voidaan luotettavasti määrittää mm. lyijy ja kadmium.



Kuva 1. Tutkimusalueen paikannimistö ja näytteenottopisteet vuonna 1988.
Fig. 1. Local names and sampling sites, 1988.



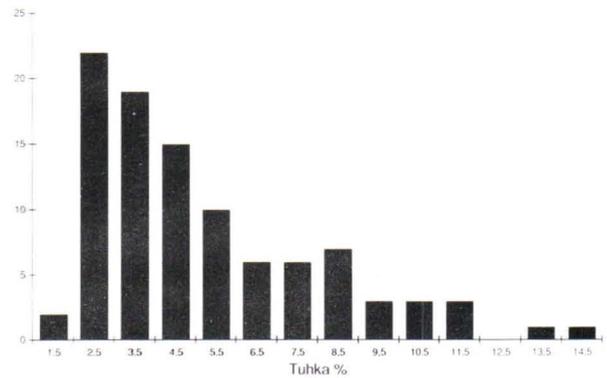
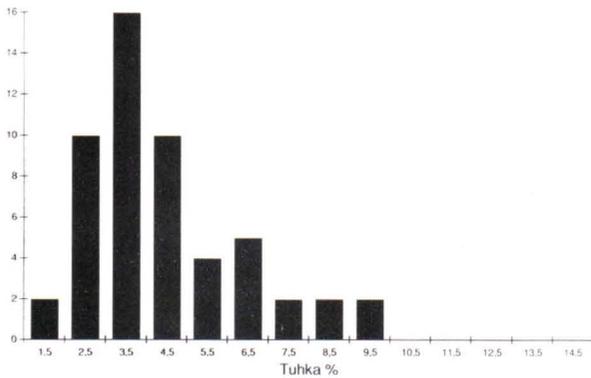
Kuva 2. Näytteenottopisteet vuonna 1990.
Fig. 2. Sampling sites, 1990.

TULOSTEN KÄSITTELY

Tilastollinen tarkastelu

Vuoden 1988 sammalten tuhkaprosentin keskiarvo (ka) on 4,41, mediaaniarvo (Md) 3,97 ja vaihteluväli (R) 7,94. Maksimiarvoon 9,84. Vuoden 1990 tutkimukseen hyväksytyyn aineiston

vastaavat arvot ovat: ka 5,15, Md 4,20, R 12,35 sekä maksimi 14,28. Näin suuri tuhkaprosentti merkitsee mineraaliainesta näytteessä. Tuhkaprosentin jakaumahistogrammit kuvissa 3a ja b.



Kuva 3. Tuhkapitoisuuden jakaumahistogrammit. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
Fig. 3. Distribution histograms of the ash content. a) The samples for 1988, b) The Samples for 1990.

Aluksi aineistoja tarkasteltiin Pearsonin korrelaatiokertoimien avulla. Tuhkan suhteen erittäin merkitsevä korrelaatio (kerroin yli 0,9 riskitasolla 0,001) on seuraavilla alkuaineilla: Al, Ba, Co, Fe, La, Li, Mg, Na, Sc, Si, Ti ja Y. Näistä alkuaineista Al, Ba, Mg, Na, Si ja Ti kuuluvat kasvin rakenneosiin, ja osin niiden esiintyminen riippuu pölynä näytteen mukana tulleesta mineraalimaaaineksesta, ja siten näytteenottoaikan geologiasta.

Aineistosta piirrettiin hajontakuviot tuhkapitoisuus/metallipitoisuus. Esimerkkinä näistä on tuhka/rauta kuvassa 4. Kuviossa on havaittavissa lievä ero jakaumien kulmakertoimissa eri vuosien näytteillä. Kuviodien perusteella voidaan arvioida näytteenoton eroja sekä näytteenotto- ja käsittelyvirhettä eri vuosina. Aineistosta piirrettiin myös V/Ni-hajontakuviot, jossa myös eri vuosien näytteiden jakaumat eroavat lievästi toisistaan (kuva 5).

Vuosien 1988 ja 1990 aineistojen eroavuuksien merkitsevyys selvitettiin t-testillä, jolla testataan poikkeako mittausten erotusten keskiarvo merkitsevästi nolasta (taulukko I). Sammalten kupari-, nikkeli-, lyijy-, torium- ja vanadiinipitoisuudet ovat selvästi vähentyneet ja kaliumpi-

toisuus jonkin verran vähentynyt vuodesta 1988 vuoteen 1990. Esimerkiksi lyijypitoisuus on laskenut noin puoleen. Sammalten barium-, kalsium-, natrium-, pii- ja strontiumpitoisuudet ovat selvästi sekä boori- ja mangaanipitoisuudet jonkin verran lisääntyneet vuosina 1988-90. Muiden alkuaineiden pitoisuus on pysynyt muuttumattomana.

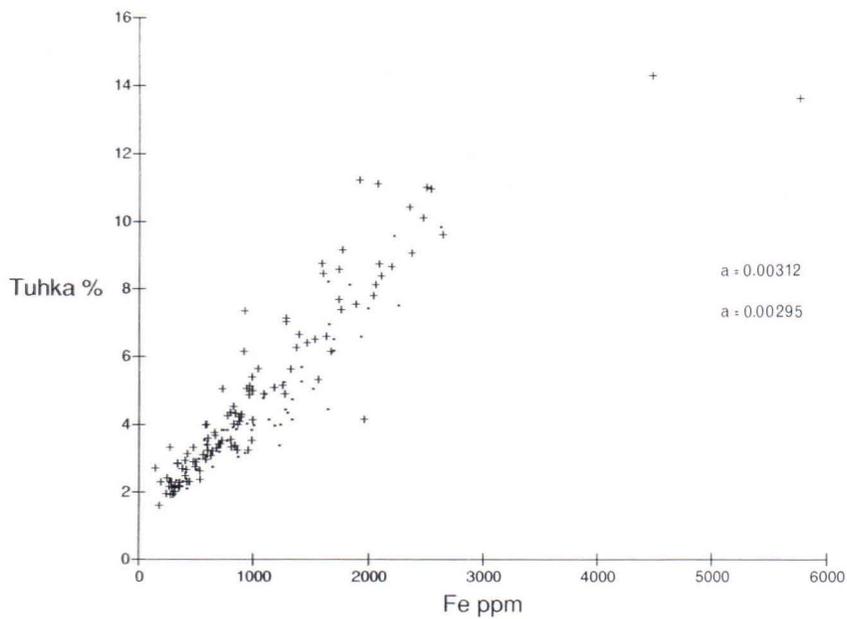
Aineistolle tehtiin faktorianalyysi (pääkomponenttianalyysi, Varimax-rotatio), jolla saadaan esiin eri alkuaineiden yhteisvaikutus. Aluksi otettiin mukaan vain ne alkuaineet, jotka eivät merkittävästi korreloi tuhkapitoisuuden kanssa.

Koska vuoden 1990 aineistosta saatiin viisi merkittävää faktoria, pakotettiin vuoden 1988 aineiston analyysi myös viiteen faktoriin. Tuloksena saatiin v. 1988 aineistossa: faktori 1: V, Ni, Mo, (Cu, Pb); faktori 2: Cd, Sr, Zn; faktori 3: B, Ca, S; faktori 4: K, Cr, (P) ja faktori 5: Mn. Vuoden 1990 aineistossa faktorit olivat: 1: P, Ca, K, Sr (B, Zn, S); 2: V, Ni; 3: Cr, Mo, (S); 4: Pb, Cu ja 5: Mn (Cd) (taulukko II).

Toisessa vaiheessa faktorianalyysi tehtiin neljän faktorin mallilla niillä alkuaineilla, joiden pitoisuudessa on merkittävä muutos vuodesta 1988 vuoteen 1990. Mukaan otettiin myös saas-

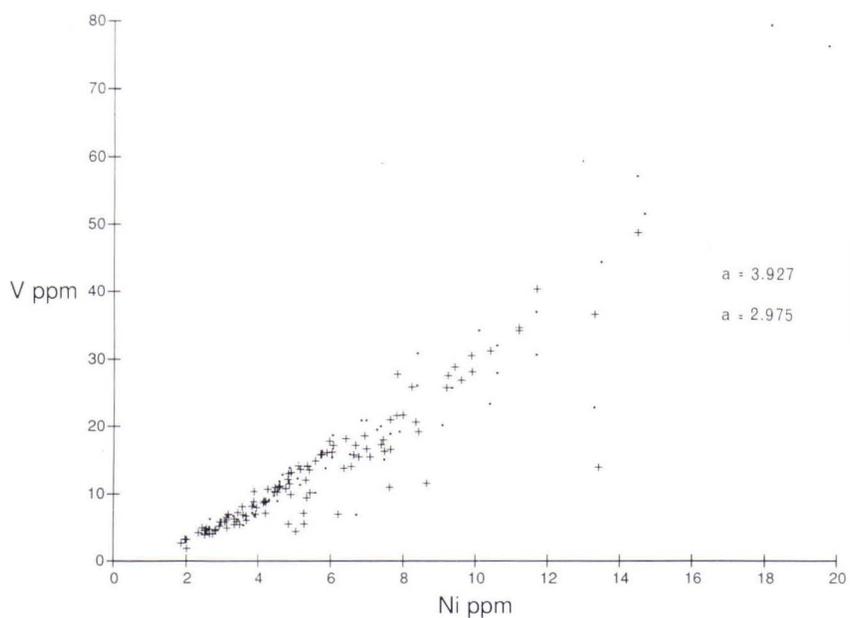
teiden kannalta oleellinen rikki (taulukko III).
 Faktoreiksi muodostuivat seuraavat: 1: V, Ni,
 (Cu, S); 2: Na, Si, Ba, (K); 3: B, Ca, (Sr) ja 4: Mn,

(Pb) vuoden 1988 aineistossa sekä 1: Ca, Si, K,
 Ba, Sr, (S); 2: V, Ni; 3: Cu, Pb ja 4: Mn vuoden
 1990 aineistossa.



Kuva 4. Sammalaineistojen hajontakuviotuhka/rauta. a = regressiosuoran kulmakerroin.

Fig. 4. Scatterplot of ash versus iron in feather moss. a = slope of the regression line.



Kuva 5. Sammalaineistojen hajontakuviovanadiini/nikkeli. a = regressiosuoran kulmakerroin.

Fig. 5. Scatterplot of vanadium versus nickel in feather moss. a = slope of the regression line.

Taulukko I. Aineistojen tilastollinen vertailu
 Table I. Statistical comparison of data

vuosi	lkm	keski arvo	t-testi todennäk.	minimi	maksimi	vuosi	lkm	keski arvo	t-testi todennäk.	minimi	maksimi	
year	no of samples	average ppm	probability of t-test	minimum ppm	maximum ppm	year	no of samples	average ppm	probability of t-test	minimum ppm	maximum ppm	
Tuhka	88	53	4.41			P	88	53	1419.49		891.00	2260.00
Ash	90	98	5.15	.061			90	98	1378.81	.515	835.00	2410.00
Al	88	53	740.00		221.00	Pb	88	53	13.47		5.97	64.80
	90	98	702.06	.780	223.00		90	98	6.81	.000***	3.35	34.00
B	88	53	2.54		1.00	Sc	88	53	0.16		0.04	0.42
	90	98	3.47	.002**	1.18		90	98	0.16	.816	0.04	0.85
Ba	88	53	25.68		5.09	Si	88	53	103.68		30.10	193.00
	90	98	36.67	.000***	13.20		90	98	230.43	.000***	106.00	593.00
Ca	88	53	2918.87		2060.00	Sr	88	53	6.31		1.03	36.20
	90	8	3311.92	.007**	2130.00		90	98	9.76	.001***	2.55	37.90
Cd	88	53	0.16		0.04	Th	88	53	0.27		0.10	0.59
	90	98	0.14	.114	0.07		90	98	0.21	.005**	0.07	0.53
Co	88	53	0.60		0.17	Ti	88	53	46.84		10.40	128.00
	90	98	0.70	.227	0.16		90	98	48.54	.740	9.82	166.00
Cr	88	53	5.11		1.46	V	88	53	19.57		4.07	79.40
	90	98	9.15	.360	1.45		90	98	12.83	.008**	3.19	48.80
Cu	88	53	7.77		5.64	Y	88	53	0.25		0.07	0.61
	90	98	5.86	.000***	3.69		90	98	0.27	.506	0.06	1.04
Fe	88	53	1084.83		269.00	Z	88	53	45.20		29.10	126.00
	90	98	1108.76	.841	237.00		90	98	47.47	.543	21.50	166.00
K	88	53	4801.70		3450.00	S	88	53	971.32		720.00	1530.00
	90	98	4289.80	.003**	2670.00		90	98	998.06	.411	620.00	1660.00
La	88	53	0.70		0.18							
	90	98	0.78	.235	0.19							
Li	88	53	0.51		0.12							
	90	98	0.46	.368	0.09							
Mg	88	53	1141.70		637.00							
	90	98	1232.82	.256	593.00							
Mn	88	53	542.89		222.00							
	90	98	620.41	.086	111.00							
Mo	88	53	.31		0.16							
	90	98	0.30	.384	0.14							
Na	88	53	190.71		59.30							
	90	98	249.79	.001***	85.00							
Ni	88	53	7.09		2.44							
	90	98	5.49	.011**	1.96							

* melkein merkitsevä, ** merkitsevä, *** erittäin merkitsevä
almost significant significant highly significant

Taulukko II. Faktorimatriisit alkuaineille, joilla ei ole merkittävää korrelaatiota tuhkapitoisuuteen. Pääkomponenttianalyysi, Varimax-rotatio.

Table II. The factor matrix for elements, with no marked correlation with ash content. Main component analysis, rotation Varimax.

Faktorit Factors											
Vuoden 1988 aineisto. Samples in 1988.					Vuoden 1990 aineisto. Samples in 1990.						
	1	2	3	4	5		1	2	3	4	5
B	.037	.457	.777	.290	-.031	B	<u>.745</u>	.020	.027	.259	-.306
Ca	-.073	.414	.706	.005	.412	Ca	.883	-.080	-.020	.002	.225
Cd	.131	.904	.088	.097	.132	Cd	.334	.124	-.022	.317	<u>.715</u>
Cr	.408	.114	.018	.734	.019	Cr	.149	.143	.909	.178	.027
Cu	<u>.577</u>	.397	.301	.188	.231	Cu	.143	.097	.362	.736	.248
K	.292	.280	.305	.786	-.056	K	.874	-.040	.293	-.076	.038
Mn	-.118	.001	.013	.031	.952	Mn	.009	-.077	.111	-.207	.851
Mo	.868	.185	.045	.292	-.098	Mo	.251	.383	.753	.317	.128
Ni	.885	-.047	.030	.321	-.024	Ni	.106	.940	.225	.132	.069
P	.357	.281	.512	<u>.641</u>	.121	P	.888	.004	.269	-.024	.125
Pb	<u>.542</u>	.494	.289	-.186	.437	Pb	-.057	.194	.101	.856	-.221
Sr	-.105	.699	.336	.218	-.140	Sr	.805	.015	-.019	-.076	.251
V	.910	-.124	.023	.149	-.103	V	-.082	.966	.131	.141	-.066
Zn	.043	.674	.405	.342	.026	Zn	<u>.720</u>	.135	.147	.260	.051
S	.538	.075	.662	.218	-.147	S	<u>.670</u>	.288	.545	-.006	-.038

Taulukko III. Faktorimatriisit alkuaineille, joilla on merkittävä muutos pitoisuuksissa vuodesta 1988 vuoteen 1990. Pääkomponenttianalyysi, Varimax rotaatio.

Table III. The factor matrix for elements, showing a marked change in concentrations between 1988 and 1990. Main component analysis, rotation Varimax.

Faktorit, Factors									
Vuoden 1988 aineisto. Samples in 1988.				Vuoden 1990 aineisto. Samples in 1990.					
	1	2	3	4		1	2	3	4
B	.115	.341	.853	-.016	B	.663	.004	.198	-.506
Ba	.182	.732	.359	.319	Ba	.864	.097	.112	.206
Ca	-.059	.201	.769	.453	Ca	.911	-.150	.072	.083
Cu	<u>.619</u>	.218	.436	.290	Cu	.224	.150	.873	.173
K	.399	<u>.597</u>	.346	-.159	K	.871	.023	.017	-.078
Mn	-.136	.025	-.046	.882	Mn	.179	-.028	-.022	.896
Na	.315	.856	.176	-.075	Na	.655	.526	.020	.066
Ni	.879	.334	-.109	-.032	Ni	.137	.948	.183	.027
Pb	.488	.050	.455	<u>.570</u>	Pb	-.120	.208	.822	-.318
Si	.267	.830	.330	.148	Si	.898	.172	-.053	.180
Sr	-.143	.418	<u>.694</u>	-.096	Sr	.855	-.070	-.021	.104
V	.901	.201	-.163	-.082	V	-.098	.940	.160	-.073
S	<u>.616</u>	.241	.499	-.137	S	<u>.718</u>	.424	.093	-.138

Kartanpiirustus

Alkuaineiden alueellisen jakautumisen havainnollistamiseksi ja päästölähteiden sijainnin arvioimista varten piirrettiin paikkasidonaiset alkuaineittaiset pallosymbolikartat GTK:n Circmap-ohjelmalla, jossa pitoisuusjakauman perusteella määritetään logaritmisesti kasvava palloko. Symbolikartoista esimerkkeinä (kuvilla 6 - 12) vanadiini-, nikkeli-, kupari-, kromi-, lyijy-, rikki- ja fosforipitoisuuksien kartat. Vuoden 1988 aineistolle käytettiin ala- ja yläkvantiilien pitoisuusarvoina samoja kuin vuoden 1990 aineiston pitoisuusarvot.

Faktorianalyysien tuloksena saatujen alkuaineyhdistelmien faktoripistemääräkartat piirrettiin samalla pallosymboliteknikalla kuin edellä yksielementtikartatkin. Yhdistelmäkartoista esimerkkeinä ensimmäisen analyysin faktori 2 vuoden 1988 aineistosta sekä faktorit 2 ja 4 vuoden 1990 aineistosta kuvilla 14 - 16. Toisen analyysin faktoreista esimerkkeinä faktori 2 vuoden 1988 aineistosta sekä faktorit 2 ja 4 vuoden 1990 aineistosta kuvilla 17 - 19.

TULOSTEN TULKINTA

Sammalen pitoisuudet Rovaniemen kaupungin alueella

Keskimääräiset raskasmetallien pitoisuudet kerrossammalessa Rovaniemen alueella ovat pääosin samalla tasolla kuin yhteispohjoismaisessa tutkimuksessa vuonna 1985 (Nord, 1987). Kuitenkin muutamia konkreettisia eroja esiintyy; ne johtuvat paikallisesta vaihtelusta.

Keskimääräiset vanadiinipitoisuudet tässä tutkimuksessa ovat vuoden 1988 aineistossa (taulukko I ja kuva 6a) noin viisi kertaa korkeampia kuin aikaisemman yhteispohjoismaisen tutkimuksen alueellinen taustapitoisuus. Vaikkakin vanadiinin pitoisuus sammaleessa on laskenut vuoteen 1990 mennessä (ks. taulukko I ja kuva 6b), on se kuitenkin edelleen selvästi korkeampi kuin em. tutkimuksessa. Vanadiinipitoisuudet ovat verrattavissa Helsingin ympäristön tasoon. Nämä kohonneet pitoisuudet johtuvat raskasta polttoöljyä käyttävien lämpökeskusten päästöistä. Vanadiinin pitoisuus on vuoteen 1990 asti selvästi pienentynyt Suosiolan lämpökeskuksen ympäristössä, mikä johtuu keskuksen vähentyneestä öljyn käytöstä. Pitoisuus on laskenut myös teollisuusalueella, Viirinkankaalla ja Rantavitikalla.

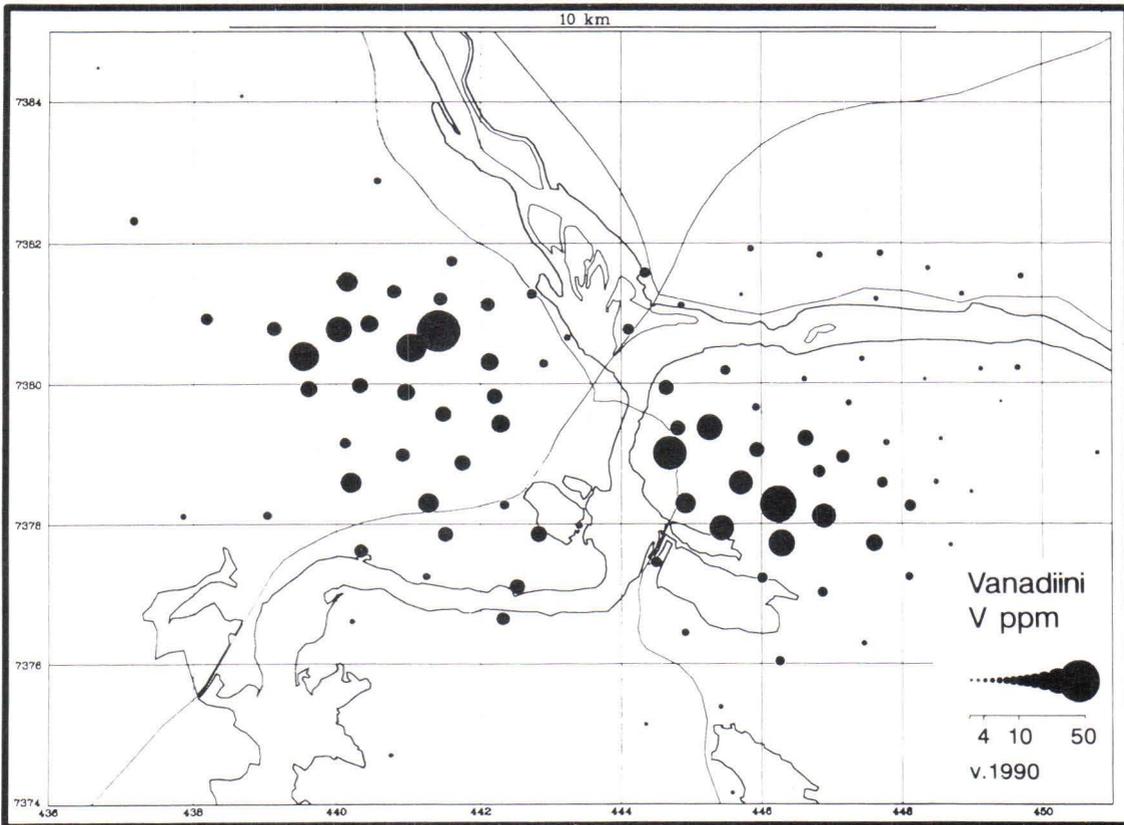
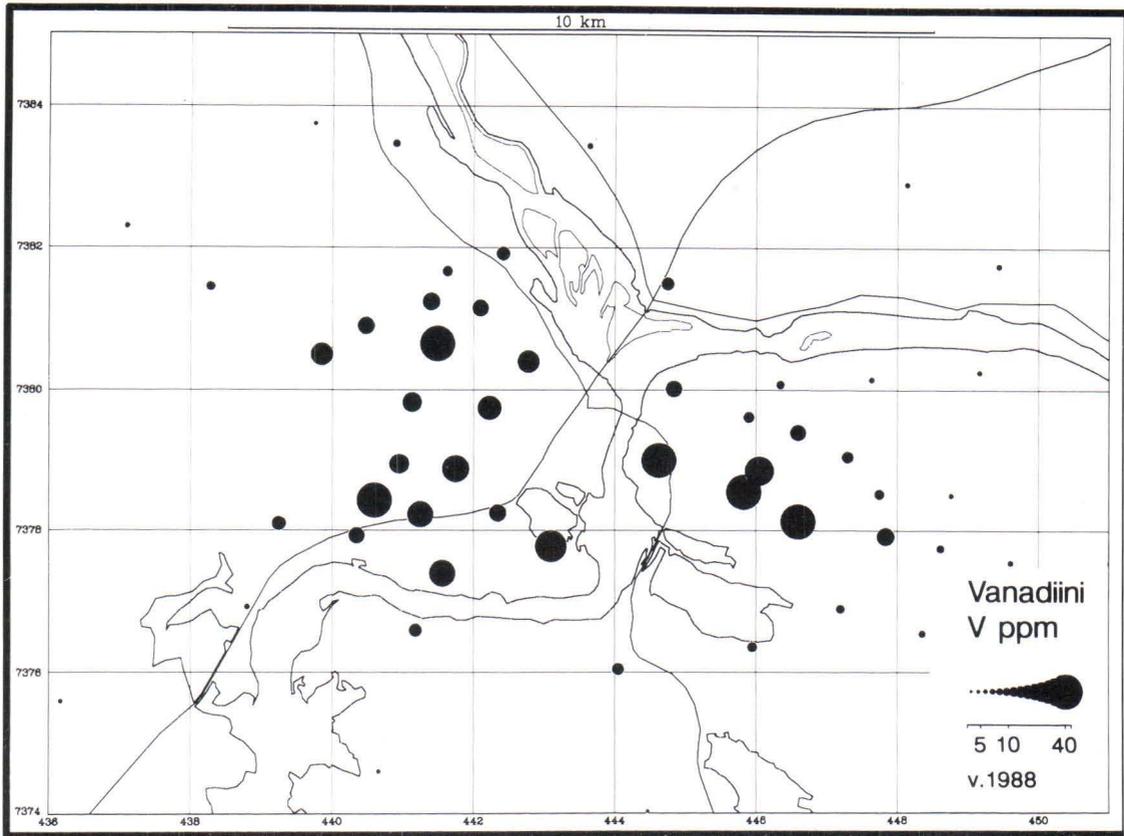
Taustapitoisuudet kaupungin ympäristössä vastaavat yhteispohjoismaisen tutkimuksen tausta-arvoja.

Nikkelillä ja kuparilla vuoden 1988 aineistossa näkyy sama kohonnut pitoisuus kuin vanadiinillakin, joskaan ei niin selvästi (taulukko I ja kuvat 7a ja b sekä 8a ja b). Vuoden 1990 aineis-

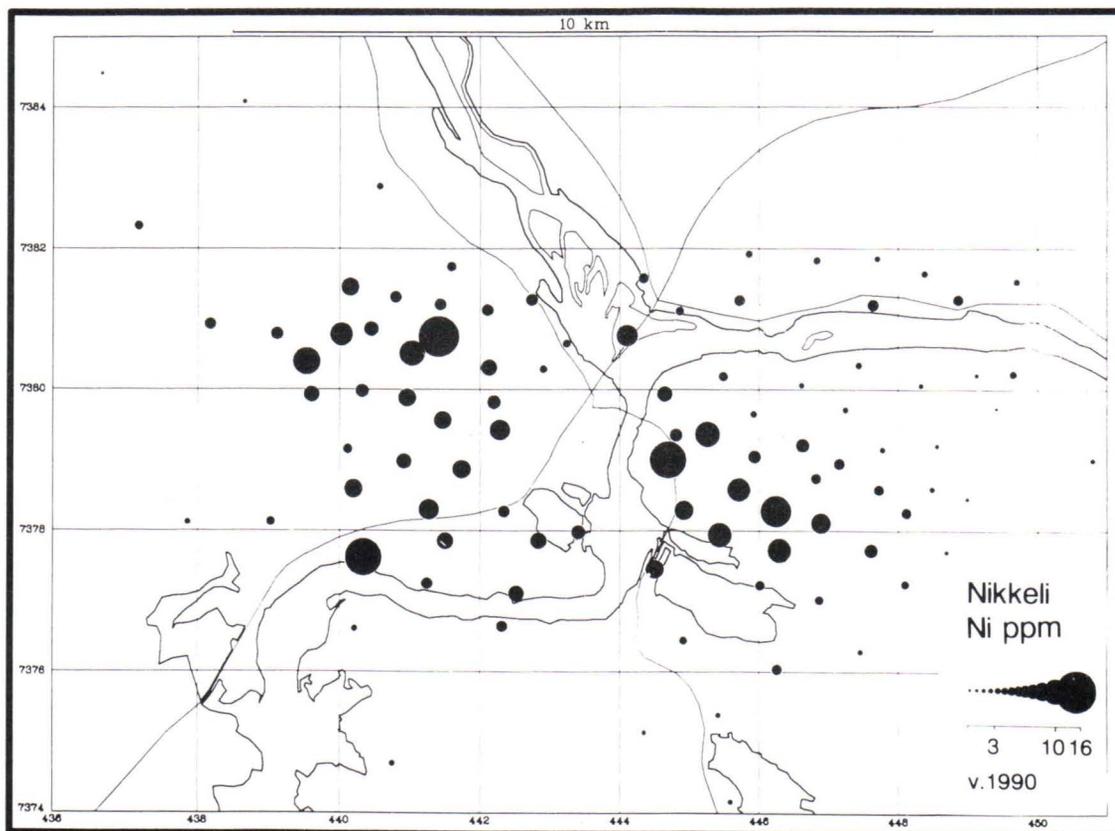
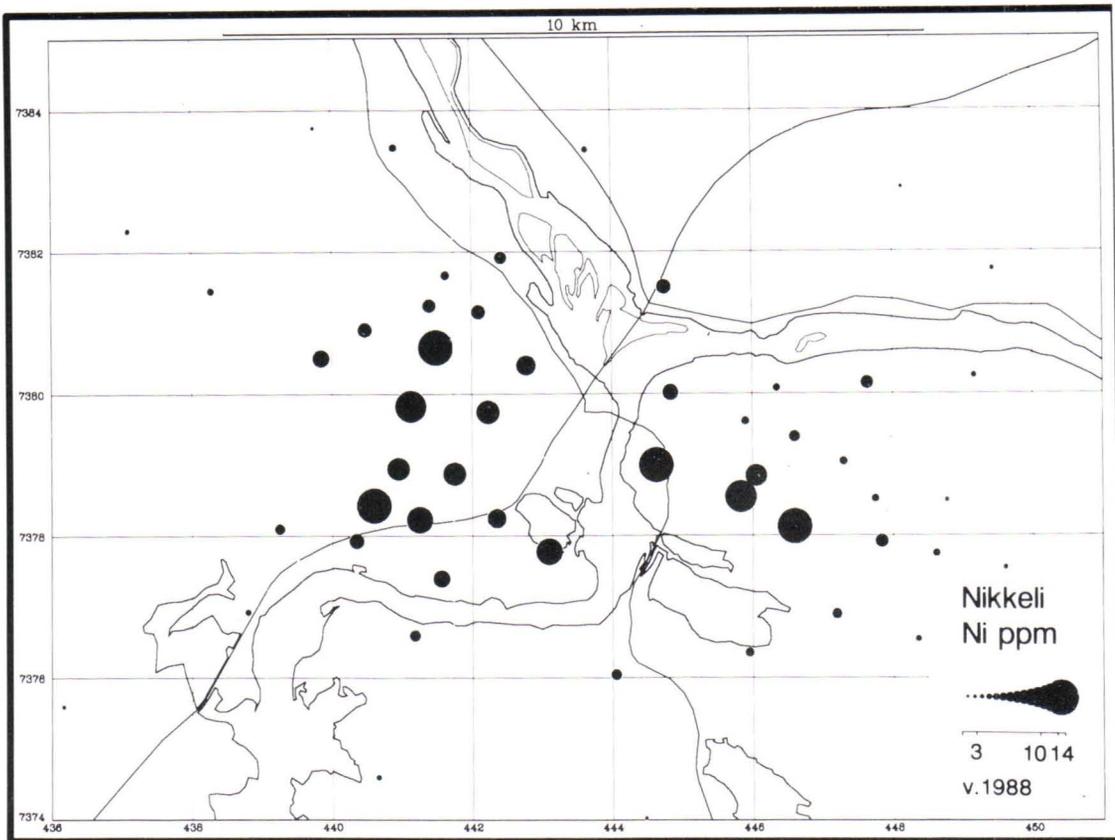
tossa näiden metallien pitoisuus lähenee yhteispohjoismaisen tutkimuksen tasoa. Myös nikkeli-pitoisuus on selvästi pienentynyt kaupungin eteläosissa.

Vuoden 1988 aineistossa kromipitoisuudet ovat pienempiä kuin tulos yhteispohjoismaisessa tutkimuksessa (1985). Yhteispohjoismaisen tutkimuksen korkeat pitoisuudet on tulkittu kaukokuljetukseksi Outokummun terästehtaalta Torniossa. Vastaavaa vaikutusta ei ole tässä tutkimuksessa todettu. Taustapitoisuudet kaupungin ulkopuolella ovat samansuuruisia kuin tausta-arvot muualla Skandinaviassa. Vuoden 1990 aineistossa kromipitoisuus on noussut samalle tasolle kuin em. yhteispohjoismaisessa tutkimuksessa (taulukko I). Tämä johtuu kuitenkin lähes yksinomaan teollisuusalueen länsipäässä olevasta näytteenottopisteestä ja sitä ympäröivistä pisteistä (kuva 9), jossa kromipitoisuus on lähes satakertainen muun aineiston keskipitoisuuteen verrattuna. Ilman tätä näytepistettä kromin keskipitoisuus sammaleessa ei ole oleellisesti muuttunut vuodesta 1988. Tällä alueella on aiemmin poltetu jäteöljyjä ja juuri sitä voidaan pitää yhtenä mahdollisena selityksenä kromipitoisuuden huomattavalle nousulle.

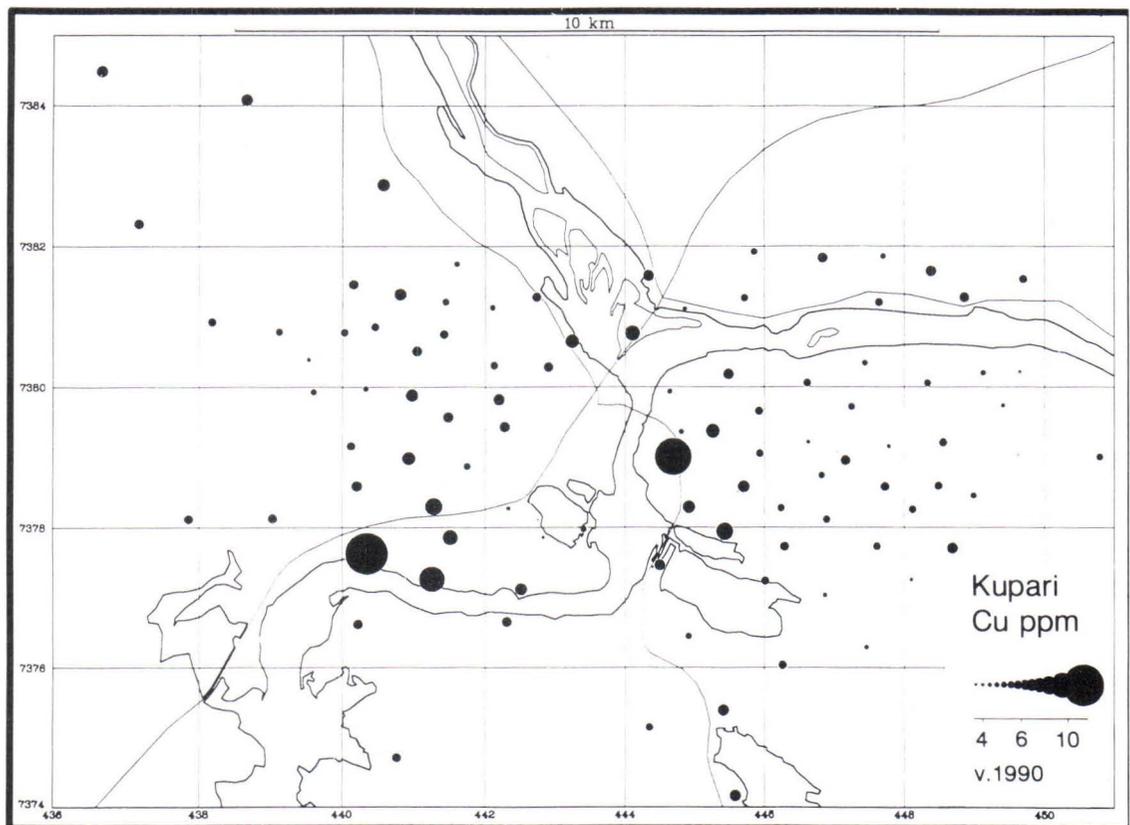
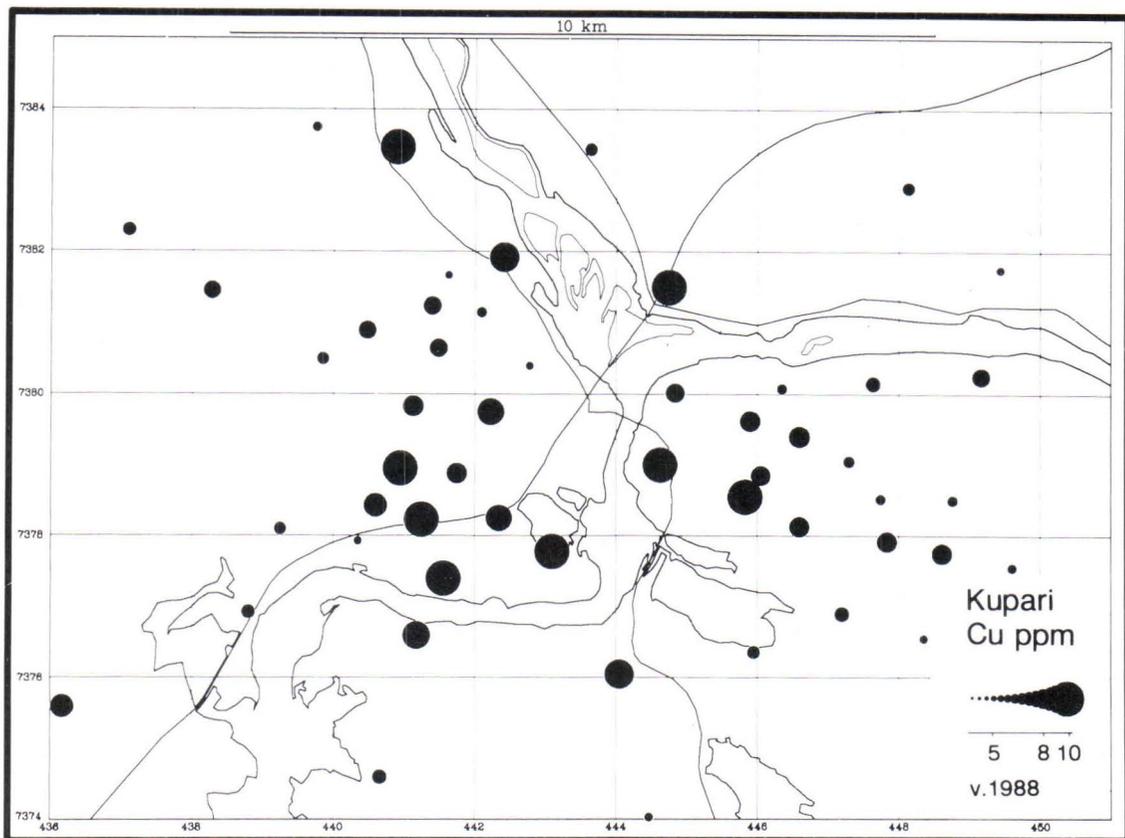
Vuoden 1988 aineiston korkeimmat lyijypitoisuudet ovat verrattavissa pohjoismaiden pahiten saastuneiden alueiden taustapitoisuuksiin. Vuoden 1988 aineiston korkeimmat pitoisuudet



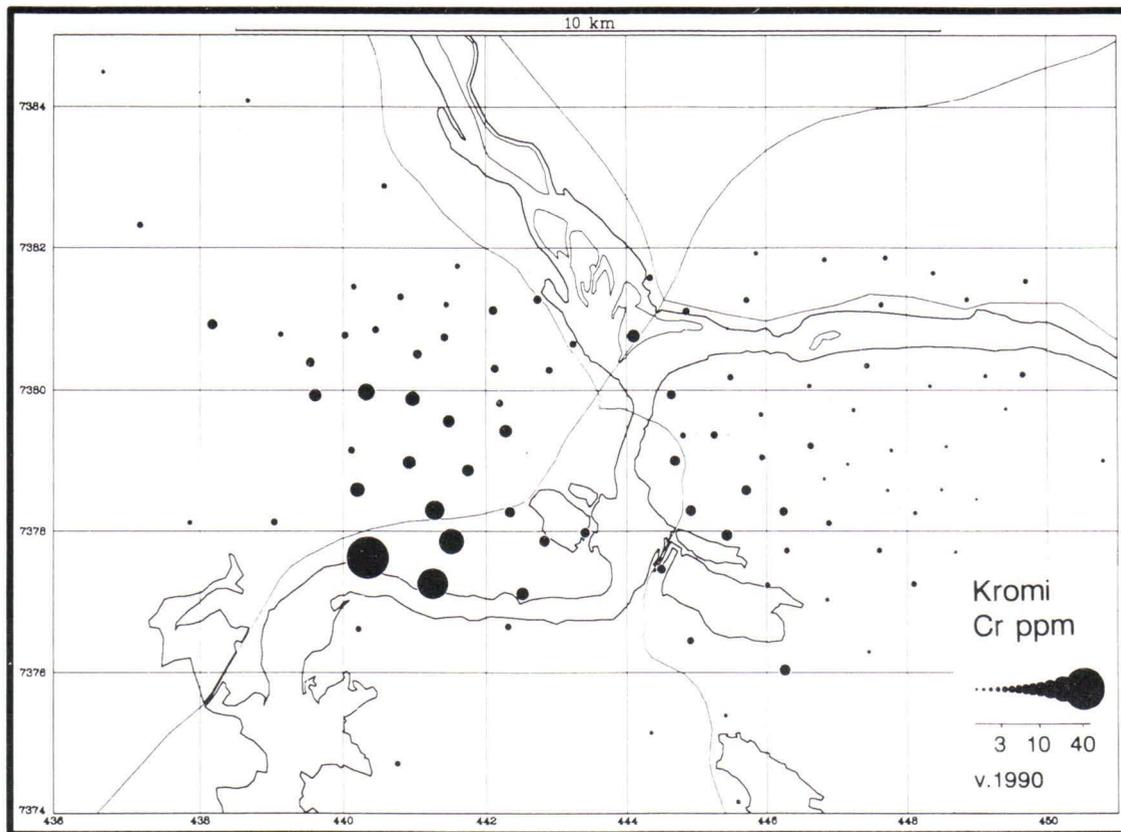
Kuva 6. Kerrossammalen vanadiinipitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 6. Vanadium concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.



Kuva 7. Kerrossammalen nikkelpitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 7. Nickel concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.



Kuva 8. Kerrossammalen kuparipitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 8. Copper concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.



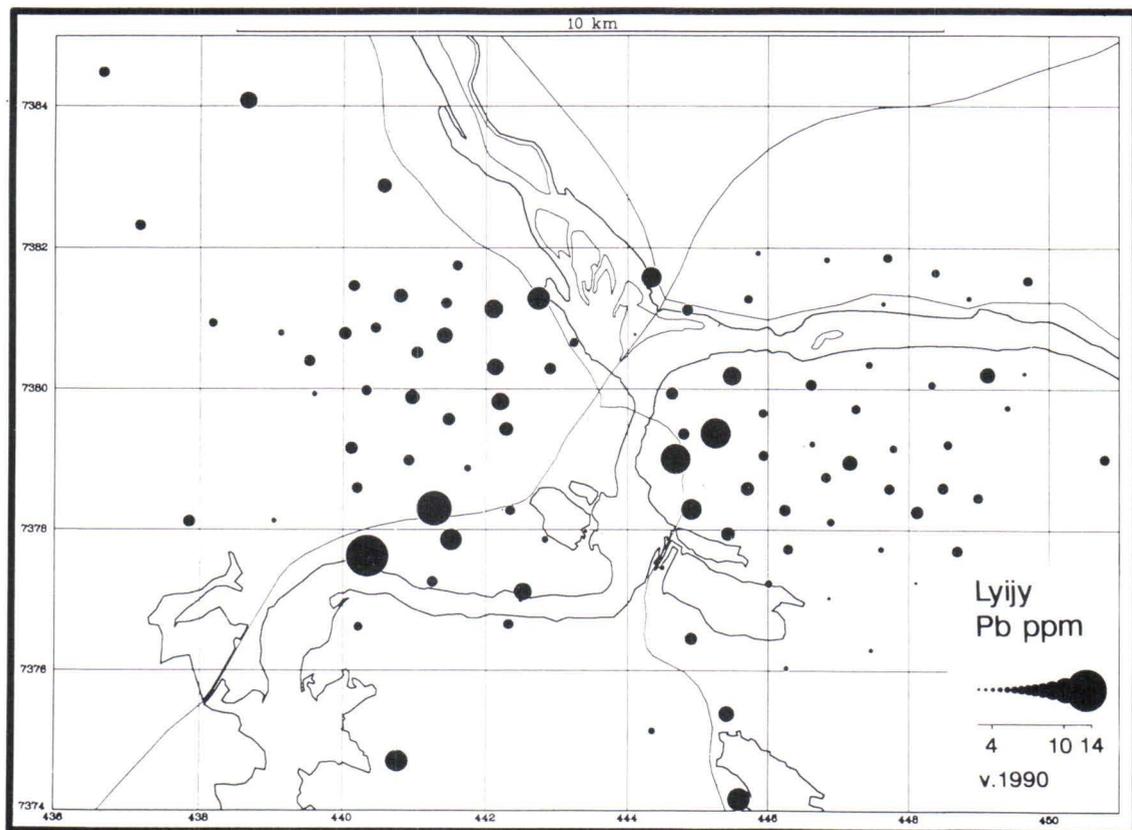
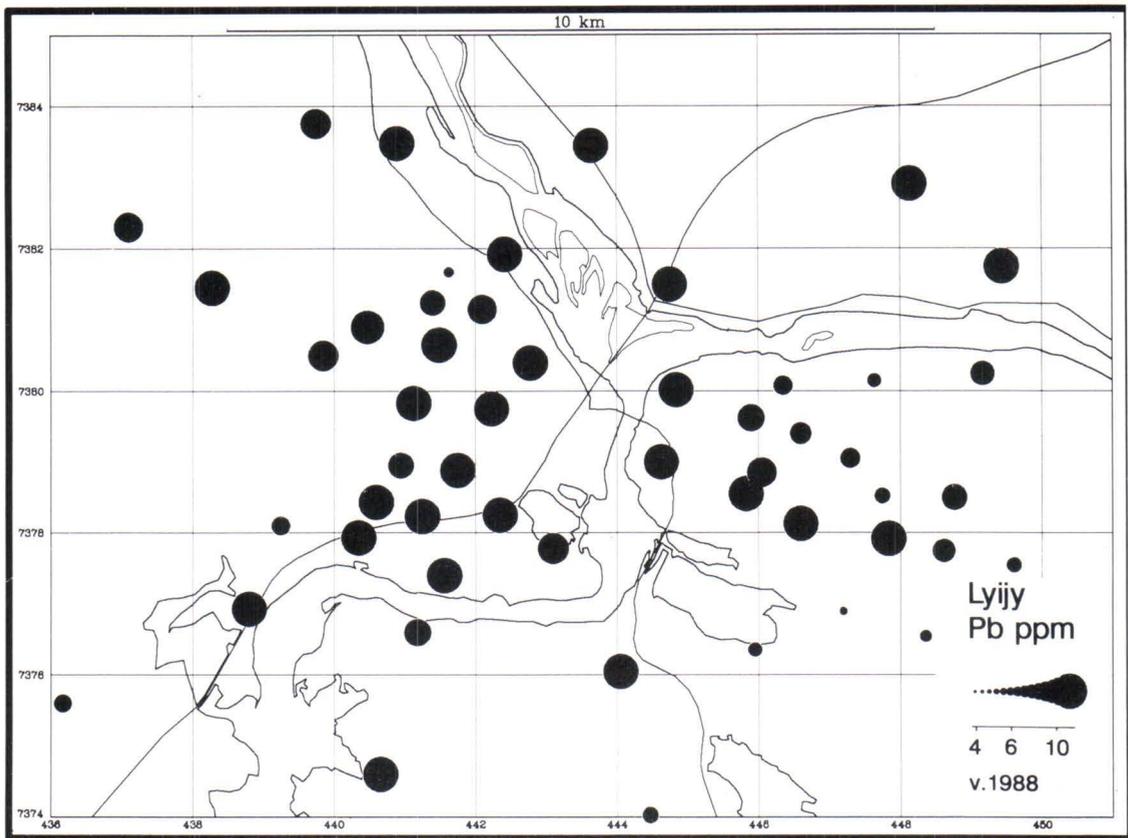
Kuva 9. Kerrossammalen kromipitoisuudet vuoden 1990 aineistossa.
 Fig. 9. Chromium concentrations in feather moss. Samples for 1990.

(kuva 10a) ovat näytteissä, jotka on kerätty vilkasliikenteisten teiden läheisyydestä (Niskavaara ja Äyräs, 1989 ja 1991). Lyijyn pitoisuus laskee nopeasti jo muutaman kymmenen metrin päässä tiestä (Grodzinska, 1982). Vuoteen 1990 lyijyn keskipitoisuus sammalessa on laskenut noin puoleen verrattuna vuoden 1988 aineistoon, mikä johtuu enenevästä lyijyttömän bensiinin käytöstä. Teollisuusalueen länsipäässä olevassa näytepisteessä (kuva 10b) on myös lyijypitoisuus huomattavan korkea; kuten edellä kromin kohdalla.

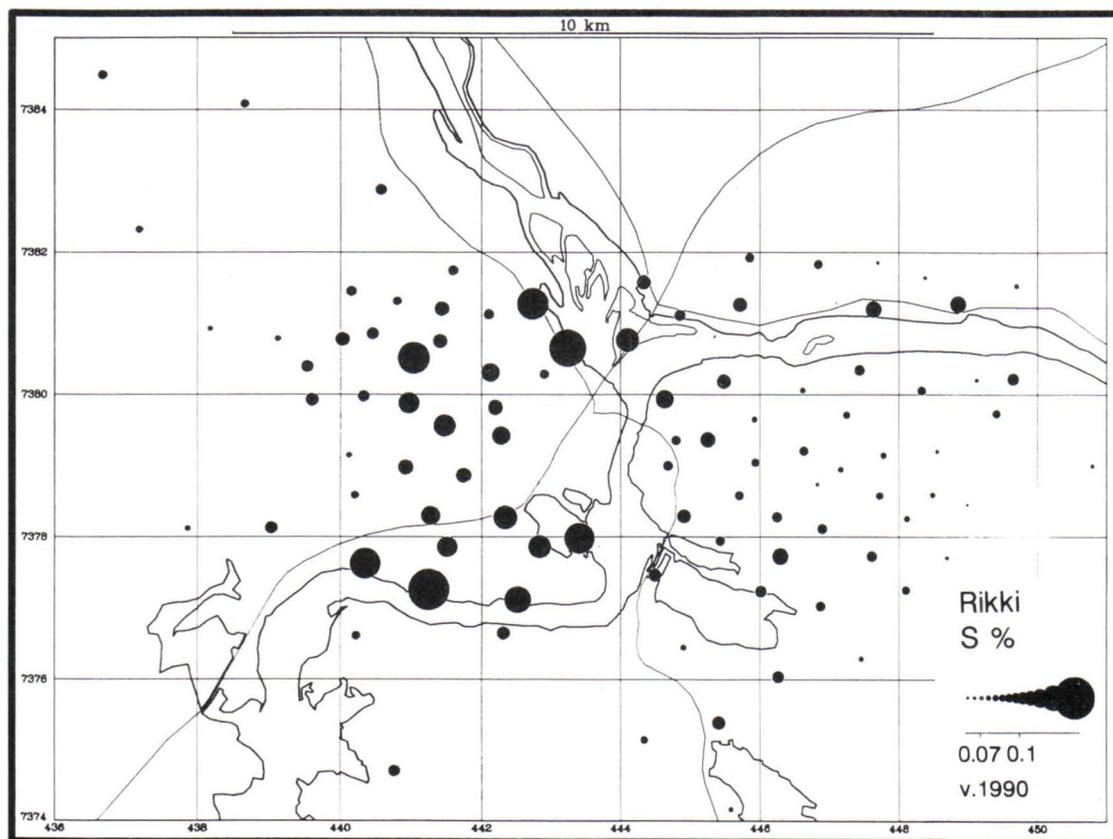
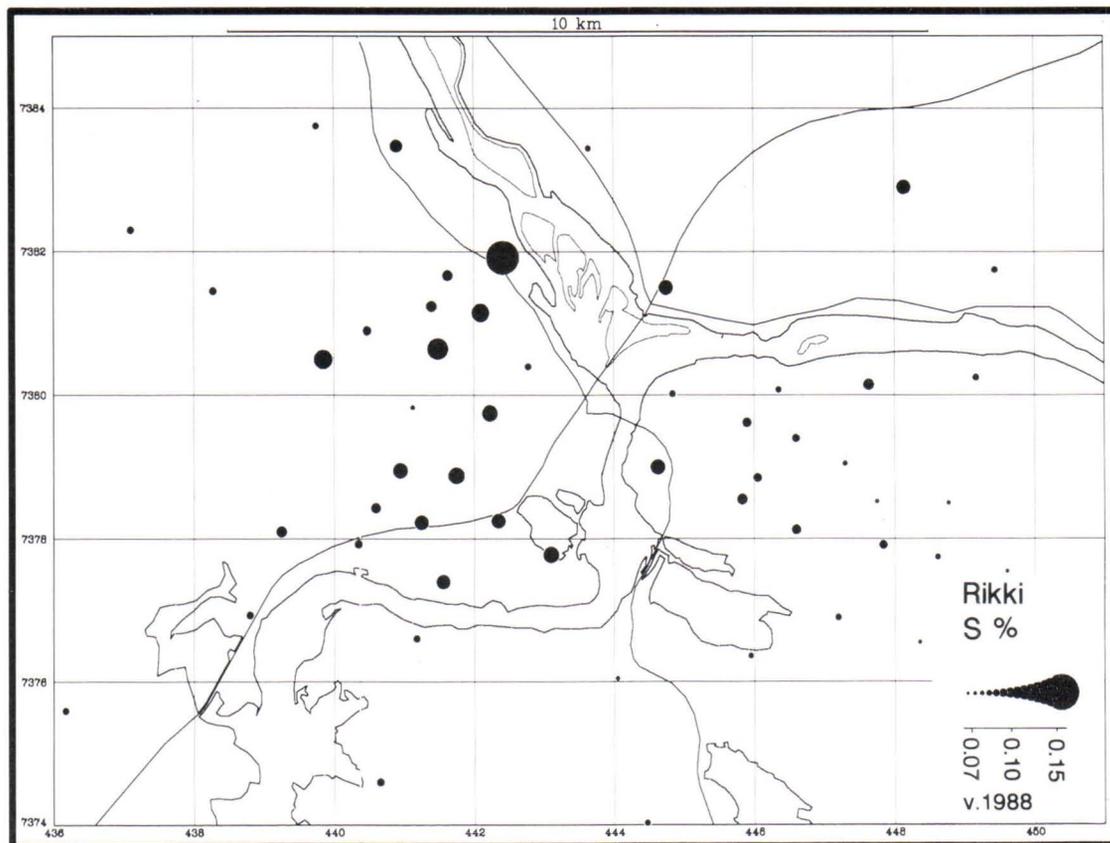
Aineistoa rikkipitoisuuksien vertailuun yhteispohjoismaisella tasolla ei ole käytettävissä. Merkittävä havainto on, että rikkipitoisuudet vaihtelevat hyvin vähän (Niskavaara ja Äyräs, 1989 ja 1991). Verrattaessa vuosien 1988 ja 1990 aineistoja havaitaan, että rikin pitoisuus ei ole oleellisesti muuttunut havaintojakson aikana, joskin

keskiarvo on hieman noussut (taulukko I). Pistemäisiä eroja, lähinnä tason nousuja, on kuitenkin havaittavissa (kuvat 11a ja b). Rikin pitoisuus on noussut myös Viirinkankaan-Rantavitikan alueella.

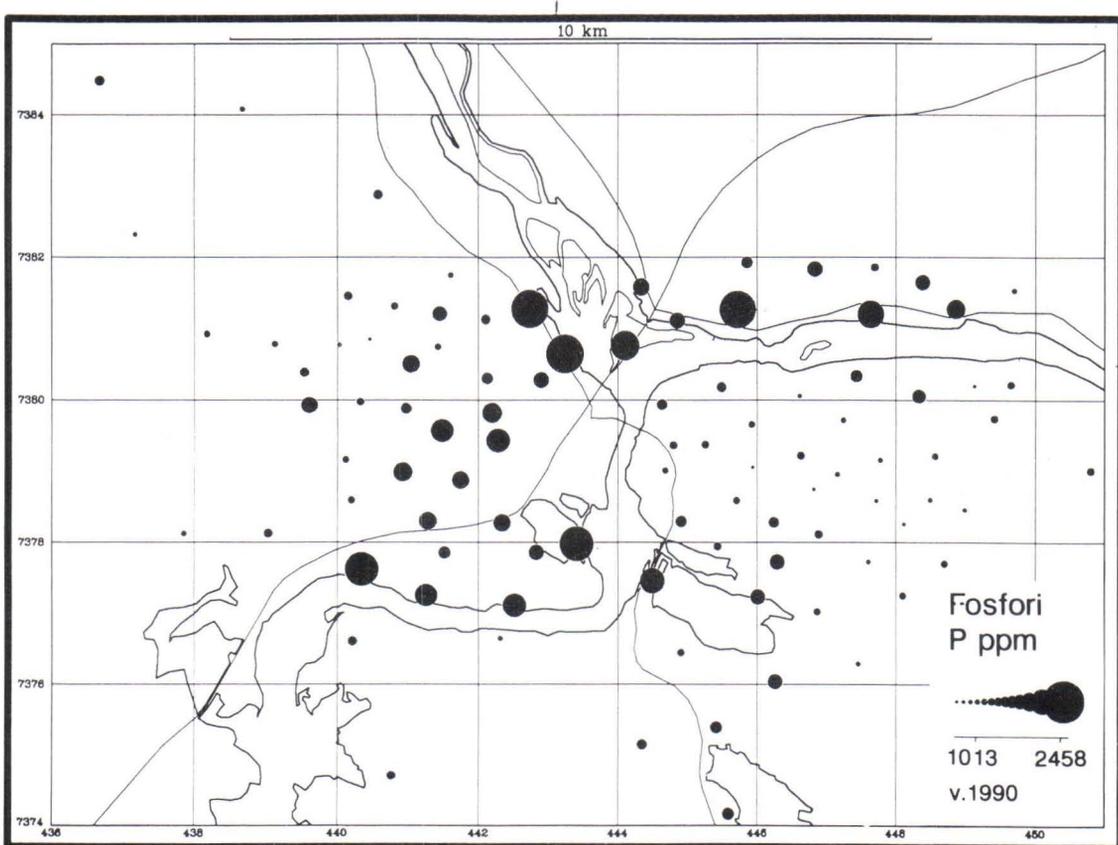
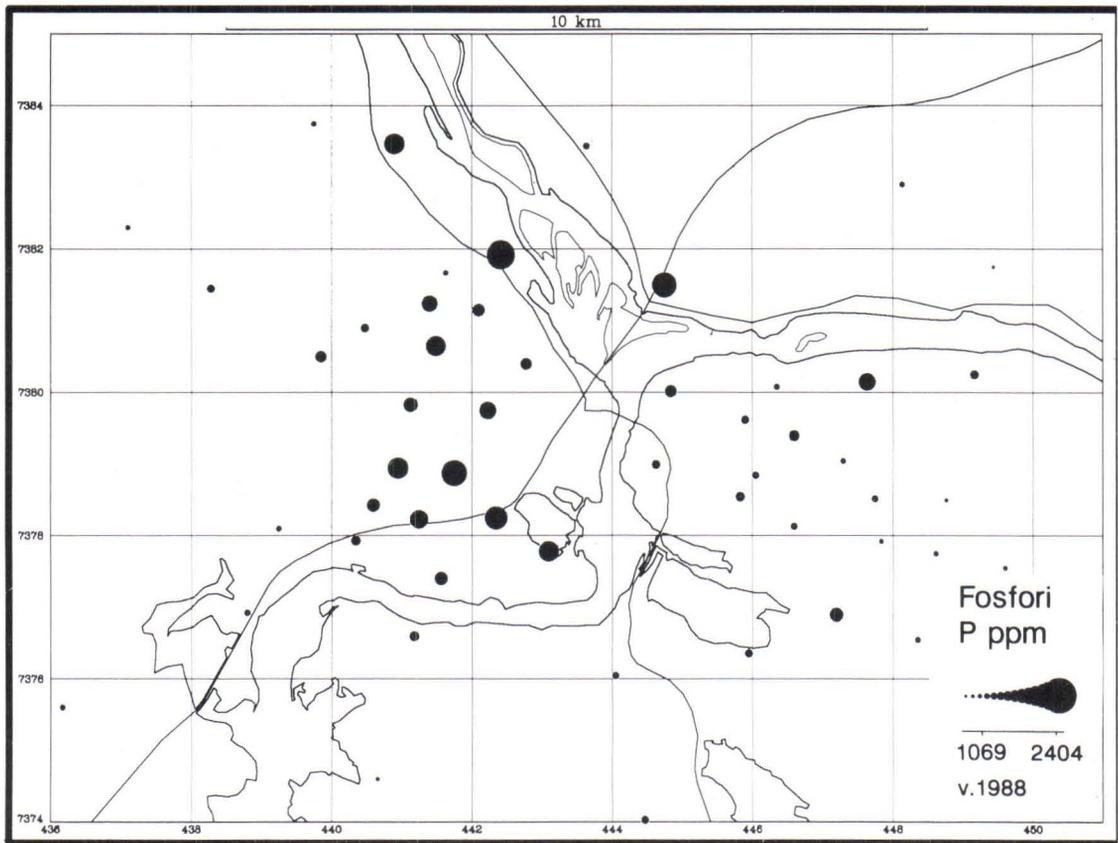
Natriumpitoisuudet Rovaniemen kaupungin alueella ovat pienempiä kuin yhteispohjoismaisessa tutkimuksessa havaittu keskipitoisuus Suomessa. Natriumpitoisuus on kuitenkin selvästi kasvanut vuodesta 1988 vuoteen 1990 ja lähestyy em. tutkimuksen keskiarvopitoisuutta. Myös bariumin ja strontiumin pitoisuustaso on selvästi noussut vuodesta 1988 vuoteen 1990. Piin pitoisuus on noussut em. aikana yli kaksinkertaiseksi. Tämä muutos johtune näytteenotosta; vuonna 1990 on näytteisiin tullut enemmän mineraalista ainesta mukaan kuin vuoden 1988 näytteenotossa.



Kuva 10. Kerrossammalen lyijypitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 10. Lead concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.



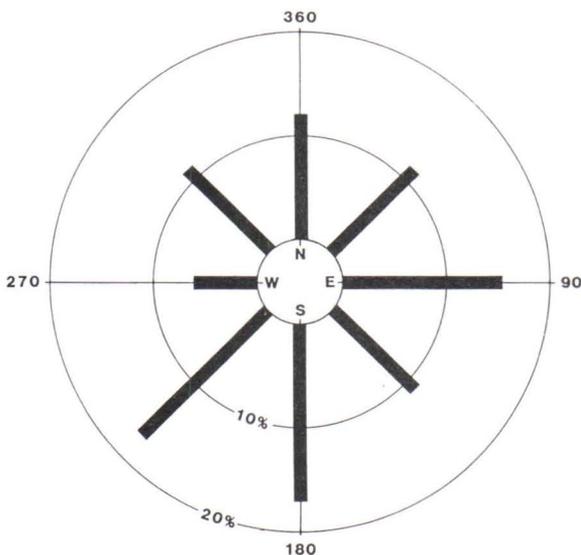
Kuva 11. Kerrosammalen rikkipitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 11. Sulphur concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.



Kuva 12. Kerrossammalen fosforipitoisuudet. a) Vuoden 1988 aineisto, b) Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 12. Phosphorus concentrations in feather moss. a) Samples for 1988, b) Samples for 1990.

Leviämismallit Rovaniemen kaupungin alueella

Päästöjen leviämiseen lähteistään vaikuttavat sekä topografia että meteorologiset olosuhteet. Rovaniemen seudun ilmasto edustaa Pohjois-Suomen sisämaan olosuhteita (Pesonen et al., 1990). Tuuliolosuhteet ovat suhteellisen vakaat, etelä-lounaistuulten osuus on suurin (kuva 13). Enimmäkseen tuulen nopeus on 1 - 4 m/s. Ilmakehän stabiilius on muuttuja, joka liittyy turbulenssiin ja kuvaa epäpuhtauden sekoittumista ja laimenemista kulkeutumisen aikana. Labiileja tilanteita Rovaniemen seudulla esiintyy eniten kesäkaudella, jolloin maanpinnan lämpeneminen synnyttää nousevia ja laskevia ilmavirtauksia. Tällöin päästöt piipuista laskeutuvat osin lähelle päästölähdettä ja osin kulkeutuvat kauemmas (Pesonen et al., kuva 5, 1990). Neutraaleja tilanteita esiintyy melko tasaisesti ympäri vuoden, jolloin päästöt leviävät pitkistä piipuista suhteellisen tasaisesti. Stabiilissa tilanteessa, joita Rovaniemellä esiintyy eniten talvella, päästöt kulkeutuvat kauas.



Kuva 13. Tuulisuunnat Rovaniemen lentokentällä. Suomen meteorologinen vuosikirja, vol 88, osa 1, 1988. Ilmatieteen laitos.

Fig. 13. Wind directions at Rovaniemi airport. The Meteorological Yearbook of Finland, vol. 88, part 1, 1988. The Institute of Meteorology.

Topografia vaikuttaa siten, että päästökohteen läheisyydessä kohoavaan rinteeseen leviävän päästön aiheuttama pitoisuus on suurempi kuin vastaavassa tasaisessa ympäristössä (Pesonen et

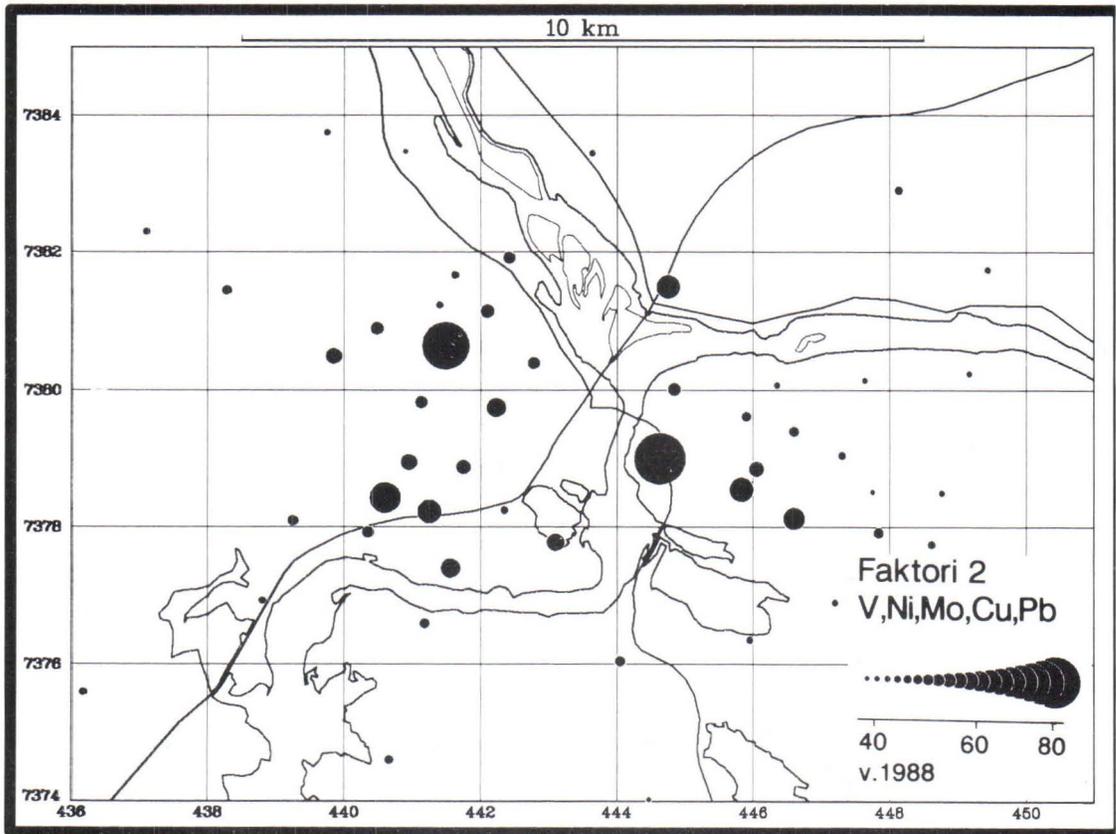
al., 1990). Kun päästökorkeus on pieni suhteessa rinteiden korkeuteen, pitoisuuksien maksimiarvot korostuvat ja yksittäiset pitoisuudet voivat yliarvioitua. Nämä piirteet ovat tuloksissa selvästi nähtävissä Korkalovaaran ja Ounasvaaran etelärinteiden kohonneina raskasmetallipitoisuuksina. Rovaniemen seudun maasto korkeine vaaroinneen ja niiden välissä olevine jokilaaksoineen aiheuttaa pitoisuusjakaumien yksityiskohtiin vaikuttavaa ilmavirtausten kanavoitumista.

Korkeimmat rikkipitoisuudet ovat molempien vuosien aineistoissa pääasiassa Korkalovaaran päällä ja sen etelärinteellä. Tälle alueelle on keskittynyt suurin osa kaupungin lämpökeskuksista. Korkeita rikkipitoisuuksia on myös Ounasjoen ja Kemijoen varrella vaaran pohjoispuolella, mikä johtunee paikallisista ilmavirtausten kanavoitumisesta (Pesonen et al., 1990). Jonkin verran kohonneita rikkipitoisuuksia on myös Ounasvaaran etelärinteellä, jonka eteläpuolella on lämpökeskuksia.

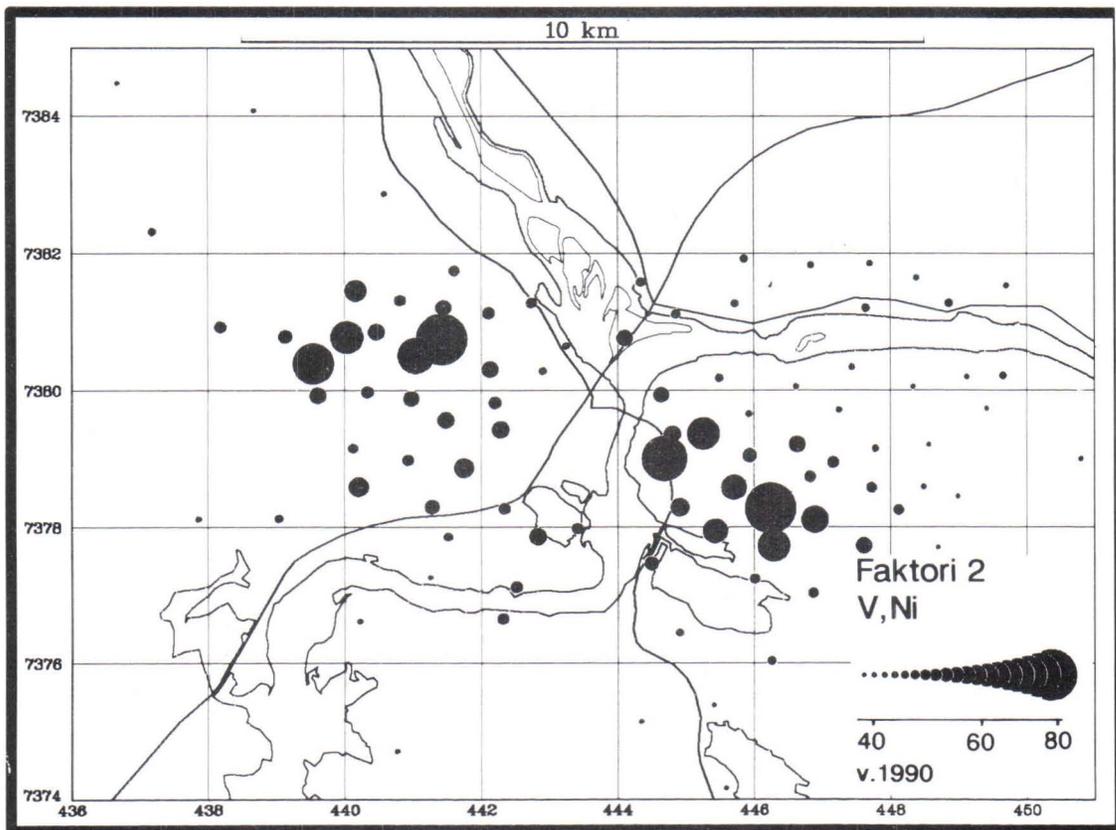
Vuoden 1990 aineistossa on huomattavan korkeita rikkipitoisuuksia teollisuusalueella, mikä johtuu sekä lämpökeskuksista että teollisuusalueen päästöistä. Rikki leviää pääosin kaasumaisena SO_2 :na ja leviämiskuvio on tasainen ja laaja (kuvat 11 a ja b), joskin yksittäiset päästölähteet ovat nähtävissä. Päästöjen vaikutus on nähtävissä jopa 10 km:n päässä lähteestä Kemijoki-varressa (Niskavaara ja Äyräs, 1989 ja 1991).

Edellä tilastollisen käsittelyn yhteydessä selostetussa faktorianalyysissä saatiin kaikissa aineistoissa merkittävä yhdistelmä vanadiini-nikkeli (taulukot II ja III), johon osissa tapauksia liittyy myös molybdeeni (kuvat 14, 15, 17 ja 18). Tämä yhdistelmä ilmentää raskasta polttoöljyä käyttävien lämpökeskusten aiheuttamaa ilmateitse tapahtuvaa kulkeutumista. Tätä todistaa myös havainto, että sammalaineistossa pitoisuuksien keskiarvojen V/Ni-suhde (v. 88 aineisto 2,76 ja v. 90 2,33) on likimain sama kuin lämpökeskuksissa käytetyistä öljyistä analysoitu (Niskavaara, 1989) V/Ni-suhde (2,49).

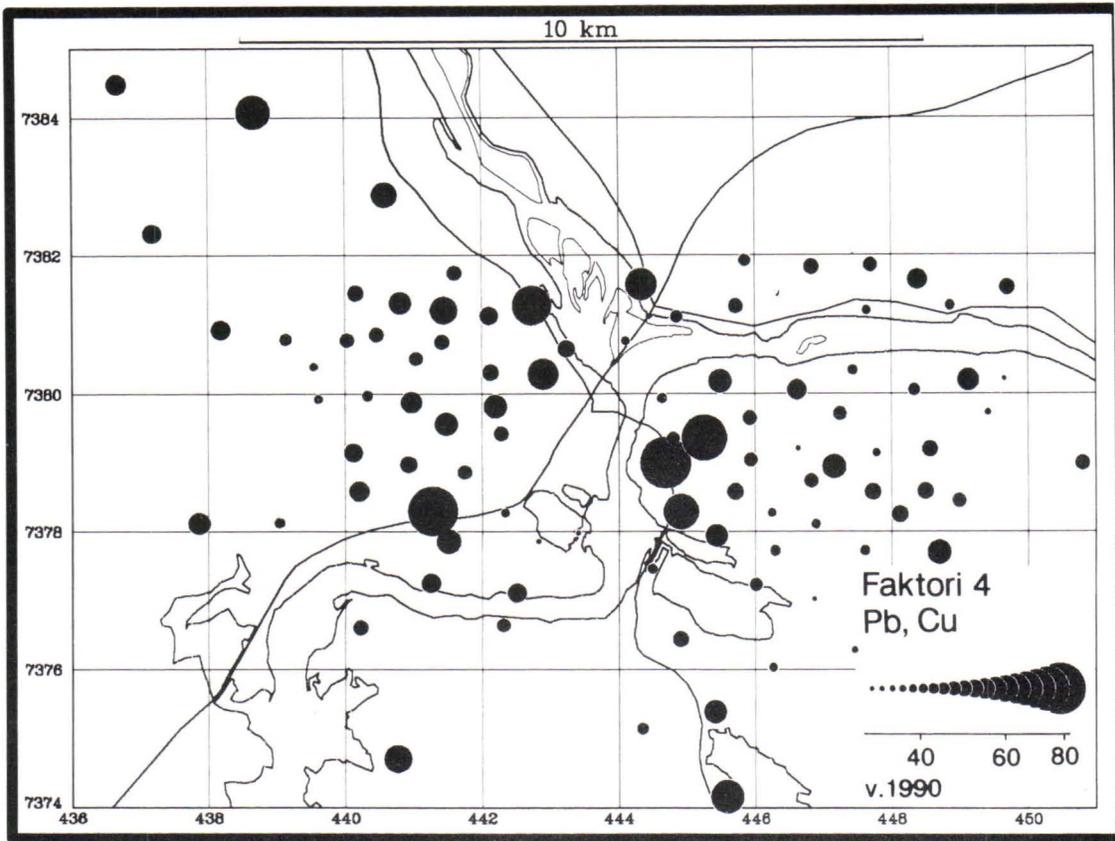
Aineistoista piirretyissä faktoripistemääräkar-toissa on V-Ni-yhdistelmän maksimit Korkalovaaran päällä ja etelärinteellä sekä Ounasvaaran lounaisrinteellä (kuvat 14 - 15 ja 17 - 18). Päästöt lämpökeskuksista ovat levinneet vallitsevien tuulisuuntien ja ilmavirtausten mukaisesti sekä tör-



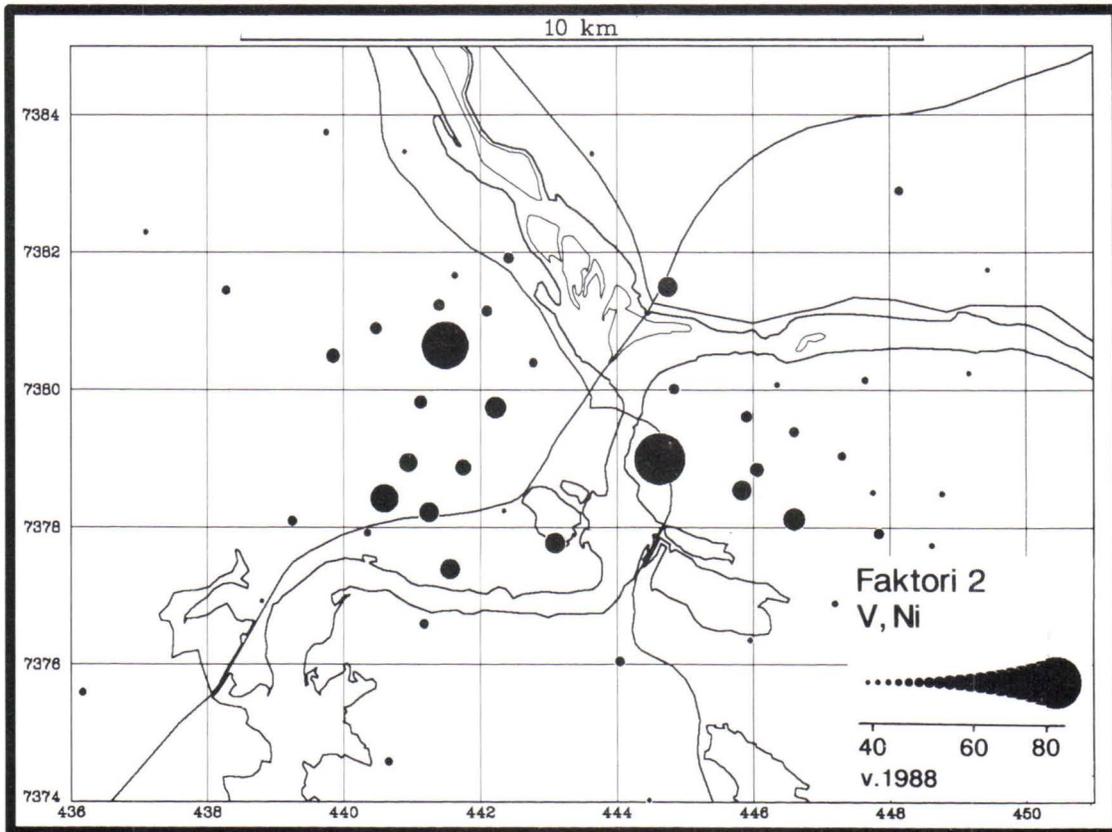
Kuva 14. Ensimmäisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1988 aineisto.
Fig. 14. Factor 2 in the the first step factor analysis. Data for 1988.



Kuva 15. Ensimmäisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1990 aineisto.
Fig. 15. Factor 2 in the first step factor analysis. Data for 1990.



Kuva 16. Ensimmäisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 16. Factor 4 in the first step factor analysis. Data for 1990.



Kuva 17. Toisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1988 aineisto.
 Fig. 17. Factor 2 of the second step factor analysis. Data for 1988.

männeet korkeimpiin kohtiin päästöjen suunnassa oleville rinteille.

Vuoden 1988 aineistossa on toinen maksimialue teollisuusalueella. Kyseessä ovat pelkät hiukaspäästöt, ja jakaumakuviot on paikallisempi kuin esim. rikillä, joka on peräisin osittain samoista lähteistä, mutta leviää kaasumaisena.

Yksittäisinä alkuaineina tarkastellen vanadiinin ja nikkelin pitoisuuskartat ovat lähes identtiset (kuvat 6 ja 7). Vuoden 1988 aineistossa kiinnittyy huomio länsiosan anomalioiden leviämiseen Korkalovaaran maksimialueelta etelään. Tämä anomaliakuviot ei ole enää yhtä selvästi nähtävissä vuoden 1990 aineistossa, ilmeisesti Suosiolan lämpökeskuksen vähentyneen polttoöljyn käytön vuoksi.

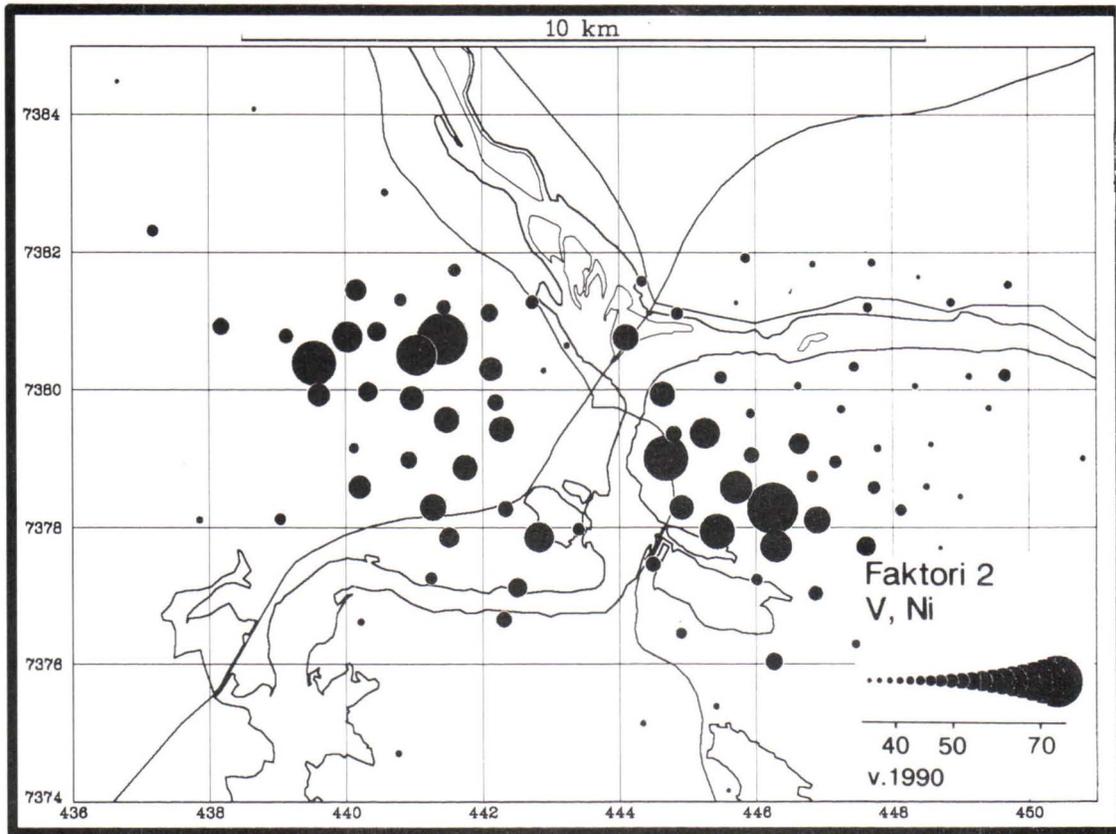
Vuoden 1990 aineistosta tehdyissä faktori-analyseissa saatiin yhdistelmä kupari-lyijy (kuvat 16 ja 19). Kuparin osuus faktorissa on antropogeenista ja lyijy kuvastaa lähinnä liikennettä. Vuoden 1988 aineistossa tämä yhdistelmä liittyy samaan faktoriin vanadiinin ja nikkelin kanssa. Yhdistelmän maksimialueet ovat vilkasliikenteisimpien katujen ja teiden varsilla, varsinkin suurimmissa risteyksissä.

Yksielementtikarttoina tarkastellen vuoden 1990 aineiston korkeimmat lyijypitoisuudet ovat keskittyneet teollisuusalueelle ja Ounasvaaran länsipäähän (kuva 10b). Samassa pisteessä - ku-

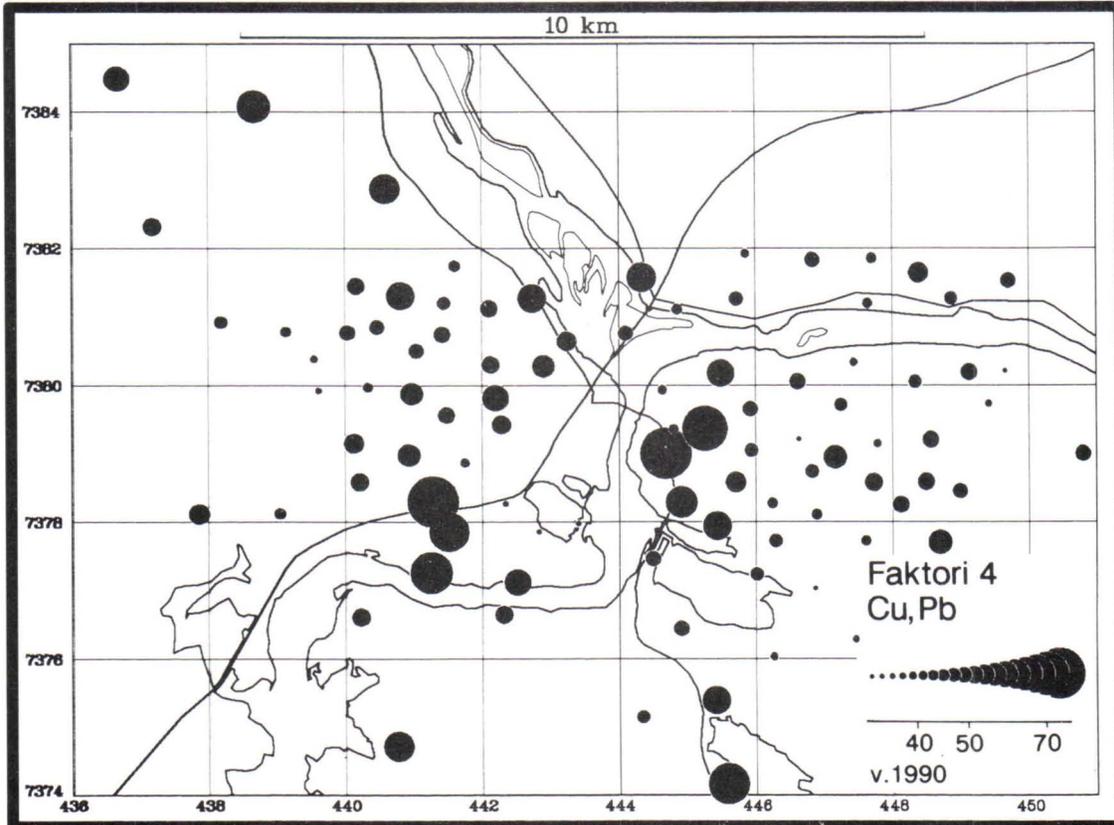
ten edellä kromin kohdallakin - näkyy maksimipitoisuuksia myös lyijyllä ja kuparilla. Kohonneita lyijypitoisuuksia on vilkasliikenteisten teiden varsilla. Kun vuoden 1988 aineistosta piirrettiin uudet kartat samoilla raja-arvoilla kuin vuoden 1990 aineistokin, havaittiin korkeita lyijypitoisuuksia olevan koko Rovaniemen kaupungin alueella (kuva 10a), mutta ne keskittyivät kuitenkin vilkasliikenteisimpien teiden läheisyyteen. Kuparin ja lyijyn kartoissa näkyy selvästi pitoisuuksien pieneneminen vuodesta 1988 vuoteen 1990.

Kaikissa aineistoissa mangaani muodostaa oman faktorin. Bergkvistin (1986) mukaan samalten mangaanipitoisuus johtuukin lähes pelkästään puista tippuvasta vedestä.

Boori, barium, kalsium, kalium, fosfori ja strontium ovat pääosin jakautuneet keskeiselle kaupunkialueelle (ks. kuva 12, P:n jakauma). Varsinkin vuoden 1990 aineistossa nämä muodostavat hieman vaihtelevina yhdistelminä oman faktorin. Ne eivät vuoden 1988 aineistossa muodosta selviä faktoreita, vaan ovat hajaantuneina useihin eri yhdistelmiin. Nämä yhdistelmät ovat vaikeasti tulkittavissa, mutta mahdollisena tulkintana voidaan pitää lähinnä lannoitteiden käytön aiheuttamaa pölyä omakotiasutuksen ja puisto-alueilla.



Kuva 18. Toisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 18. Factor 2 of the second step factor analysis. Data for 1990.



Kuva 19. Toisen vaiheen faktorianalyysi. Vuoden 1990 aineisto.
 Fig. 19. Factor 4 of the second step factor analysis. Data for 1990.

YHTEENVETO

Tämän tutkimuksen tulos kuvastaa päästötilannetta kaupungin alueella ja sen välittömässä ympäristössä. Sammalten alkuainepitoisuuksien avulla voidaan arvioida ympäristön kannalta pahimpien raskasmetallien päästölähteiden sijaintia ja jossain määrin myös päästöjen määrää.

Useimpien raskasmetallien taustapitoisuudet kerrossammaleessa Rovaniemellä ja lähiympäristössä ovat samalla tasolla kuin aiemmin tehdyissä tutkimuksissa (Nord, 1987, Niskavaara & Äyräs, 1989). Rovaniemellä ei ole raskasta teollisuutta, joten merkittävimmät päästölähteet ovat lämpökeskukset ja liikenne. Näiden vaikutus on tuloksissa selvästi nähtävissä.

Sammalten nikkeli- ja vanadiinipitoisuuksien perusteella on määritettävissä lämpökeskuksista peräisin olevat päästöt ja niiden kulkeutumisreitit. Sammalissa V/Ni -suhde on likimain sama kuin käytetyssä polttoöljyssä. Näiden metallien maksimipitoisuudet sammaleessa ovat Korkalovaaran ja Ounasvaaran rinteillä, jonne vanadiini ja nikkeli ovat kulkeutuneet vallitsevien tuulisuuntien mukaisesti lämpökeskuksista.

Liikenne aiheuttaa merkittäviä lyijypäästöjä. Vuoden 1988 aineistossa anomalista lyijypitoisuutta esiintyy sammalissa lähes koko kaupungin alueella. Pitoisuudet ovat vähentyneet vuoteen 1990 mennessä, mikä johtuu enenevästä lyijyttömän bensiinin käytöstä.

Tämän tutkimuksen perusteella päästöjen aiheuttamat raskasmetallipitoisuudet ovat pohjoismaista keskitasoa. Suuren päästölähteen, kuten Mustavaaran lopetetun vanadiinikaivoksen, ympäristössä vanadiinipitoisuudet sammaleessa ovat noin viisinkertaiset (Kontio & Niskavaara, 1990, Niskavaara ja Lehmuspelto, 1990). Vastaavasti Helsingin seudulla lyijypitoisuudet ovat viisinkertaiset, kun taas nikkelipitoisuudet ovat vain jonkin verran korkeammat kuin Rovaniemen alueella (Mäkinen et al., 1989).

Rovaniemen kaupungissa ympäristön kannalta pahimpien raskasmetallien - kuparin, nikkelin, lyijyn ja vanadiinin - pitoisuudet sammalissa ovat tämän tutkimuksen mukaan vähentyneet vuodesta 1988 vuoteen 1990. Ilmeisesti näiden metallien päästöt Rovaniemen alueella ovat siten vähentyneet tänä samana aikana.

Kerrossammalten rikkipitoisuustasossa ei ole tapahtunut tilastollisesti merkittävää muutosta vuodesta 1988 vuoteen 1990, vaikka pitoisuuksissa on lievää nousua Alakorkalon teollisuusalueella (kuvat 11 a ja b). Korkalovaarassa ja Niemelänkankaalla sekä osin Ounasvaaralla on myös todettu rikkidioksidin aiheuttamia vaurioita männynneulasissa (Sutinen et al., 1990).

Tämän tutkimuksen perusteella ei voida varmasti määrittää, mikä osuus sammalten rikkipitoisuuksiin on paikallisilla päästölähteillä ja mikä on luonnollista vaihtelua. Itä-Lapin alueella kerrossammalten rikkipitoisuus on 1200 - 1700 ppm (Niskavaara ja Lehmuspelto, 1990). Tämän voidaan katsoa edustavan luonnollista pitoisuusvaihtelua. Rovaniemen alueen kerrossammalten keskimääräinen rikkipitoisuus on vajaat 1000 ppm ja vaihteluväli 600 - 1600 ppm. Kubinin (1990) tutkimuksessa on todettu rikkipitoisuuden jäkälissä olevan keskimäärin 1092 ppm koko Suomen alueella. Rovaniemellä ja ympäristössä jäkälien rikkipitoisuus Kubinin (1990) mukaan on Suomen keskitasoa.

Teollisuusalueen länsipäässä oleva näytteenottoaika ja sen ympäristö vaatii jatkossa tarkempaa selvitystä. Täällä useiden raskasmetallien - mm. kromin, kuparin, lyijyn, nikkelin sekä rikin - pitoisuus on sammaleessa korkea, ja sen syytä ei tarkoin tunneta.

Kerrossammalta voidaan varsin hyvin käyttää päästöjen leviämisen seurantaan, koska se tehokkaasti kerää ilmaitse kulkeutuvia kaasuja ja partikkeleita. Pitoisuus edustaa sammaleen kasvuiän (4 - 6 v) keskimääräistä tasoa. Sammalten raskasmetallipitoisuus on noin nelinkertainen suoraan ilmasta mitattaviin pitoisuuksiin verrattuna. Pitoisuuksien mittaaminen on helppoa ja päästöjen määrän muutoksia voidaan arvioida toistamalla tutkimus muutaman vuoden välein. Rikkipäästöjen seurantaan kerrossammal ei kuitenkaan ole erikoisen hyvä materiaali, koska rikin luonnollinen vaihtelu on suuri.

Kerrossammaleen käyttö näyttemateriaalina on nopea, helppo ja suhteellisen halpa tapa selvittää ympäristön tilaa sekä alueellisesti että paikallisesti.

KIITOKSET

Tämän tutkimuksen teki mahdolliseksi Rovaniemen kaupungin energialaitoksen geologian tutkimuskeskuksen Pohjois-Suomen aluetoimistolta tilaama ympäristöselvitys ja energialaitoksen antama mahdollisuus käyttää aineistoa tutki-

muksen tekemiseen. Energialaitokselta on saatu myös tutkimukseen tarvittavia tietoja mm. käytetyistä polttoainemääristä ja niiden kemiallisia analyyseja. Tästä kiitos energialaitoksen johtaja Jussi Latvalle.

SUMMARY: Feather moss (*Hylocomium splendens*) as a bioindicator of heavy metals in the Rovaniemi urban area. An Environmental Geochemical Study

The atmospheric transport of pollutants over very long distances is a well established fact (Steinnes, 1977). In southern Sweden the high concentrations of lead in mosses are thought to derive from industrialized parts of the European continent. A clear increase in lead contents over the last thousand years has also been measured in the glacier ice sheets of Greenland (Ryhling & Tyler, 1973). Many studies have been carried out on both regional and local scales using mosses as bioindicators since the 1960s (Ryhling & Tyler, 1968, Tyler, 1970). In 1980 a study was carried out in Sweden and Denmark (National Swedish Environment Protection (NSEP), 1980). The study was extended to cover all Scandinavia in 1985 (Nord, 1987).

Mosses obtain their nutrients directly from rain water and airborne particulates. Heavy metals are retained by cationexchange on the cell wall. The leaves have only one cell layer, which implies very close contact with the ambient atmosphere. The close-set leaves of the moss species enable them to filter air efficiently (NSEP, op cit).

Mosses are very sensitive bioindicators of heavy metal contamination (Grodzinska, 1982). Feather Moss (*Hylocomium splendens*) is particularly good in this respect, because the retention of Cu, Pb, Ni and Cr from atmospheric deposition is almost complete (Ryhling & Tyler, 1973). The retention of Cd and Co is almost complete, but that of Zn is less so. As the concentrations of heavy metals in feather moss are about four times higher than those in the atmosphere, the moss is a good media for chemical analysis. Sulphur acts as a nutrient for plants and due to the high natural concentrations, environmental variations are not

so clearly reflected in the S contents of mosses as in heavy metal abundances (Niskavaara & Äyräs, 1991).

This study was based on an environmental method study, which was done in 1988 in Rovaniemi and its vicinity using feather moss as sampling material (Niskavaara & Äyräs, 1989). The Rovaniemi city energy plant requested a follow-up environmental study, which was carried out in autumn 1990 by the North Finland Regional Office of the Geological Survey of Finland (GSF). This study used materials collected in 1988 and 1990. The aim was to clarify the transport, areal distribution and changes in pollutants during a two year period in the city of Rovaniemi and to establish the sources of the pollutants.

SAMPLING AND ANALYSIS

The sample material, feather moss (*Hylocomium splendens*), was collected from an area of 10 x 10 m. Only the three latest green annual shoots were taken, every effort being made to avoid mixing the sample with minerogenic matter. Each sample, about half a litre, was placed in a paper bag by hand. No moss was found in the centre of the city (Figs 1 and 2). In both years, 1988 and 1990, the samples were collected in early September, and thus the results are seasonally comparable.

The samples were dried in opened sample bags at 60°C and homogenized to a grain size of minus 0.5 mm in a cutting mill. Sulphur was determined by Leco^R SC-132 analyzer. One part of the sample was ashed at 450°C for 12 hours and the ash

content was measured. 150 mg of ash were digested in 3 ml of hot aqua regia (90°C, 1.5 h). Concentrations of 28 elements were measured with a Thermo Jarrel Ash Polyscan 61E- plasma spectrometer (ICP-AES) at GSF's laboratory in Rovaniemi. The concentrations were calculated to dry-weight basis.

RESULTS

Statistical treatment

Changes in the metal concentrations of feather moss were estimated using the t-test (table I). The Cu, Ni, Pb, Th and V concentrations had clearly diminished between 1988 and 1990. For example, the Pb concentration had decreased by about half. The Ba, Ca, Na, Si and Sr concentrations in mosses had increased during the same period. The levels of the other elements were unchanged.

The data were further treated by factor analysis (main component analysis, Varimax rotation). In the first stage, the elements, without a significant correlation with ash content were submitted to analysis.

Five factor models were used for both data sets (1988 and 1990). The following factors were found in the data for 1988: factor 1: V, Ni, Mo, (Cu, Pb); factor 2: Cd, Sr, Zn; factor 3: B, Ca, S; factor 4: K, Cr, (P); and factor 5: Mn. In the data for 1990 the factors were: 1: P, Ca, K, Sr, (B, Zn, S); 2: V, Ni; 3: Cr, Mo, (S); 4: Pb, Cu; and 5: Mn (Cd) (Table II). In the second stage a factor analysis was carried out with a four factor models for the elements which show a marked change in concentration levels between 1988 and 1990, including sulphur (Table II). The following factors were found: 1: V, Ni, (Cu, S); 2: Na, Si, Ba, (K); 3: B, Ca, (Sr); and 4: Mn (Pb) in the data for 1988, and 1: Ca, Si, K, Ba, Sr, (S); 2: V, Ni; 3: Cu, Pb; and 4: Mn in those for 1990.

Concentration levels

The average concentrations of heavy metals in feather moss in the Rovaniemi area are at much the same level as those found in the inter-Nordic study in 1985 (Nord, 1987). However, some substantial differences exist due to local varia-

tions.

The average V concentrations determined in this study were lower in 1990 than in 1988. However, they are still clearly higher than the background level reported in the inter-Nordic study (op.cit.). A clear downward trend in concentration level is shown in the vicinity of Suosio-la heating plant due to a decrease in the use of heavy mineral oil (Table I and Figs 6a and b).

The Ni and Cu concentrations decreased during the same years to a level close to that given in the inter-Nordic study (Figs 7 and 8). The Ni contents showed the same downward trend as the V contents.

The Cr concentrations were even lower than those of inter-Nordic study (Table I and Fig. 9). At the sampling point at the western part of Rovaniemi industrial area, the Cr content in moss was nearly 100 times higher than the average concentration in the data for 1990. Waste oil had been burned in the area.

In the data for 1988 the highest concentrations of Pb were equal to the values in the most contaminated areas in Scandinavia. By 1990 the average Pb concentration was about half of what it had been in 1988 owing to the increased use of unleaded petrol (Table I and Figs 10a and b).

The S concentrations had not changed significantly during the same period (Table I). However, some local differences in concentrations, mainly increases, were found (Figs 11a and b).

Dispersion patterns

The prevailing winds (Fig. 13) and topographical features of the Rovaniemi area contribute decisively to the patterns of dispersion and deposition of elements (Pesonen et al., 1990).

In both sets of data S contents in moss are highest on Korkalovaara hill and its southern slope (Figs 11a and b). Most of the heating plants in Rovaniemi lie in this area. High concentrations were also found on the southern slope of Ounasvaara hill. In the data for 1990 significantly high concentrations were also found in the Rovaniemi industrial area due to emissions from heating plants and industrial pollution. Sulphur is mainly dispersed as gaseous SO₂. The dispersion is even and widespread, extending for at least 10 km from the main emission sources (Niskavaara & Äyräs,

1989 and 1991).

The combination of V and Ni indicates the pathways of pollutants originating from heating plants burning heavy mineral oil. This is also evident from the V/Ni ratio in mosses (2.76 in 1988 and 2.33 in 1990), which was almost the same as the V/Ni ratio (2.49) in heavy mineral oil. Maximum concentrations of V-Ni were found on Korkalovaara hill and its southern slope and on the southwestern slope of Ounasvaara hill (Figs 14, 15, 17 and 18). The emissions from heating plants are dispersed by the prevailing winds and impacted on the topographically highest points on the slopes.

The concentration maps of V and Ni are almost identical. On the 1988 maps, an anomaly spreading south of the maximum area of Korkalovaara exists in the western part of area. This is not so clearly visible on the 1990 maps due to the decrease in the use of heavy oil in Suosiola heating plant (Figs 6 and 7).

The combination of Cu and Pb clearly indicates the effects of vehicle exhaust. The maximum contents of the combination of these metals in mosses were measured close to streets and roads, especially at the biggest crossroads (Figs 16 and 19). The elemental maps of Cu and Pb show that the highest concentrations in the data for 1990 are in the industrial area and in the western part of Ounasvaara (Figs 8b and 10b). The map of the 1988 data, which was produced with the same limit values as that for 1990, shows high concentrations in the whole urban area. A downward trend of Cu and Pb concentrations in mosses is also clearly seen.

CONCLUDING REMARKS

The results of this study clearly indicate the level of emissions in and around the city of Rovaniemi. The locations of emission sources

and the amount of pollutants can be estimated from the heavy element concentrations in feather moss.

The concentrations of heavy metals are much the same as the background levels determined in an inter-Nordic study. In Rovaniemi there is no heavy industry, and the pollutants originate mainly from heating plant and traffic exhaust emissions.

The results show a downward trend in the concentration levels of the environmentally most harmful elements, Cu, Ni, Pb, V, in feather moss in the Rovaniemi area. As the mosses are effective bioindicators, it can be concluded that the emissions of these metals have also decreased. The most marked decreases are in the concentrations of V and Ni in emissions from heating plants and in those of Pb due to the increasing use of unleaded gasoline.

The Ni concentrations are at the same level as those in the Helsinki area but the Pb concentrations are clearly lower (Mäkinen et al., 1989). The V concentrations in the Rovaniemi area are only one fifth of what they are near a big emission source, e.g. Mustavaara vanadium mine.

The S concentrations in feather moss show no statistically significant change between 1988 and 1990. However, a local increase is seen in the concentrations in mosses in the industrial area. On Korkalovaara hill, in Niemelänkangas area, and in some spots on Ounasvaara hill pine needles have been damaged by sulphur dioxide (Sutinen et al., 1990). However, it cannot be shown exactly, how much of the damage is due to local emissions and how much to natural conditions. In the sparsely populated area of eastern Lapland the S contents in mosses are about 1200-1700 ppm (Niskavaara & Lehmuspelto, 1990), which can be interpreted as a natural variation. In the Rovaniemi area, the average S concentration in feather moss is less than 1000 ppm and the range 600 - 1600 ppm.

LÄHDEVIITTEET

- Bergkvist, B., 1986.** Metal Fluxes in Spruce and Beech Forest Ecosystems of South Sweden. Ph.D. Thesis, Department of Ecology, University of Lund, Sweden.
- Grodzinska, K., 1982.** Monitoring of air pollutants by mosses and tree parks. In Monitoring of air pollutants (Eds. Steubing, L. and Jäger, H.J.), Dr W. Junk Publishers, The Hague. 33-42.
- Kontio, M. and Niskavaara, H., 1990.** Identification of airborne pollution based on regional multimedia sampling in Finnish Lapland. Poster-presentation in International Symposium on Geochemical Prospecting, Praha.
- Kubin, E., 1990.** A Survey of Element Concentrations in the Epiphytic Lichen Hypogymnia physodes in Finland in 1985-86. In: Acidification in Finland (Eds Kauppi et al.), 421-446.
- Mäkinen, A., Pihlström, M. ja Ruuhijärvi, R., 1989.** Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattorisuranta vuonna 1988. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1989:5. 91 s.
- National Swedish Environment Protection Board, 1980.** Moss analyses used as a means of surveying the atmospheric heavy-metal deposition in Sweden, Denmark and Greenland in 1980. Bulletin 1670. 44 s.
- Niskavaara, H. and Äyräs, M., 1989.** Sulphur and heavy metals in feather moss (*Hylocomium splendens*) in Rovaniemi urban area. Poster presentation in Symposium on Environmental Geochemistry in Northern Europe, Rovaniemi 1989.
- Niskavaara, H. ja Lehmuspelto, P., 1990.** Kerrossammal (*Hylocomium splendens*) geokemiallisen kartoituksen ja ympäristötutkimuksen näyttemateriaalina Itä-Lapin alueella. Poster-esitys Symposio Ympäristötieteelliset kartat ja kartoitushankkeet Suomessa, Otaniemi.
- Niskavaara, H. and Äyräs, M., 1991.** Sulphur and heavy metals in Feather Moss (*Hylocomium splendens*) in Rovaniemi urban area. In: Environmental Geochemistry in Northern Europe (ed. by E. Pulkkinen), Geological Survey of Finland, Spec.Pap.9., 213-222.
- Nord, 1987.** Survey of atmospheric heavy metal deposition, Report prepared for The Steering Body for Environmental Monitoring, The Nordic Council of Ministers, Nord 1987: 21. 44 s.
- Pesonen, R., Rantakrans, E., Jokinen, J., Säynätkari, T. ja Keronen, P., 1990.** Rovaniemen seudun ilman rikkidioksidipitoisuudet ja mäntytuuston vauriot. Ilmatieteen laitos - Ilmanlaatuosasto. 56 s.
- Ross, H. B., 1990.** On the use of mosses (*Hylocomium splendens* and *Pleurozium schreberi*) for estimating atmospheric trace metal deposition. *Water, Air and Soil Pollution* 50: 63-76.
- Ryhling, Å & Tyler, G., 1968.** An ecological approach to the lead problem. *Botaniska Notiser* 121:321-342.
- Ryhling, Å & Tyler, G., 1973.** Heavy metal deposition in Scandinavia. *Water, Air and Soil Pollution* 2: 445-455.
- Silvennoinen, A. ja Äyräs, M., 1990.** Raportti Rovaniemen kaupungin energialaitoksen tilaamasta ympäristötutkimuksesta vuonna 1990. Julkaisematon raportti.
- Steinnes, E., 1977.** Atmospheric deposition of trace elements in Norway studied by means of moss analysis. Institut for Atomenergi Kjeller Research Establishment. 13 s.
- Suomen Standardisoimisliitto SFS, 1989.** Ilmansuojelu, bioindikaatio, sammalten kemiallinen analyysi. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. Standardiehdotus E 206.
- Suomen Standardisoimisliitto SFS, 1990.** Ilmansuojelu, bioindikaatio, sammalpallomenetelmä. Standardiehdotus E 221.
- Sutinen, S., Koivisto, L. ja Norokorpi, Y., 1990.** Männyn neulasten solurakennetutkimus Rovaniemen kaupungin alueella. Metsäntutkimuslaitos, Suonenjoen tutkimusasema, monistesarja. 6 s.
- Tyler, G., 1970.** Moss analysis - a method for surveying heavy metal deposition. Proc. Sec. Int. Clean Air Congress, Ed Englund, H.M. & Berry, W.T. Academic Press, New York. 129-132.

Tätä julkaisua myy

GEOLOGIAN
TUTKIMUSKESKUS (GTK)
Julkaisumyynti
02150 Espoo
Puhelin: 90-46 931
Teleksi: 123 185 geolo sf
Telekopio: 90-462 205

GTK, Väli-Suomen
aluetuimisto
Kirjasto
PL 1237
70101 Kuopio
Puhelin: 971-205 111
Telekopio: 971-205 215

GTK, Pohjois-Suomen
aluetuimisto
Kirjasto
PL 77
96101 Rovaniemi
Puhelin: 960-297 219
Teleksi: 37 295 geolo SF
Telekopio: 960-297 289

Denna publikation säljes av

GEOLOGISKA
FORSKNINGSCENTRALEN (GFC)
Publikationsförsäljning
02150 Esbo
Telefon: 90-46 931
Telex: 123 185 geolo sf
Telefax: 90-462 205

GFC, Mellersta Finlands
distriktsbyrå
Biblioteket
PB 1237
70101 Kuopio
Telefon: 971-205 111
Telefax: 971-205 215

GFC, Norra Finlands
distriktsbyrå
Biblioteket
PB 77
96101 Rovaniemi
Telefon: 960-297 219
Telex: 37 295 geolo SF
Telefax: 960-297 289

This publication can be obtained
from

GEOLOGICAL SURVEY
OF FINLAND (GSF)
Publication sales
SF-02150 Espoo, Finland
Telephone: 90-46 931
Telex: 123 185 geolo sf
Telefax: 90-462 205

GSF, Regional office of
Mid Finland
Library
P.O. Box 1237
70101 Kuopio, Finland
Telephone: 971-205 111
Telefax: 971-205 215

GSF, Regional office of
Northern Finland
Library
P.O. Box 77
SF-96101 Rovaniemi, Finland
Telephone: 960-297 219
Telex: 37 295 geolo SF
Telefax: 960-297 289

ISBN 951-690-453-X
ISSN 0781-4240

Rovaniemi 1992, Lapin Maakuntapaino Ky