

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN  
TIEDONANTOJA 164

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS  
MEDDELANDEN 164

REPORTS OF THE INSTITUTE  
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 164

**Mika Laita  
Irene Huuskonen  
Toni Keskitalo  
Emmi Lehkonen  
Tuomo Ellonen**

**VAKKA-SUOMEN ALUEEN  
ILMANLAADUN  
BIOINDIKAATTORITUTKIMUS  
VUOSINA 2006–2007**

**Sammandrag: Bioindikatorforskning av luftkvaliteten  
i Vakka-Suomi regionen 2006-2007**

**Summary: A bioindicator study on the effects of air pollution  
in the district of Vakka-Suomi during the period 2006-2007**



Ympäristöntutkimuskeskuksen  
tiedonantoja  
164

Miljöforskningsinstitutets  
meddelanden  
164

Reports of the Institute for  
Environmental Research  
164

## **VAKKA-SUOMEN ALUEEN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007**

Sammandrag: Bioindikatorforskning av luftkvaliteten i Vakka-Suomi regionen 2006-2007

Summary: A bioindicator study on the effects of air pollution in the district of Vakka-Suomi during the period 2006-2007

Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo, Emmi Lehtonen ja Tuomo Ellonen

Kartat:  
Pohjakartat © Affecto Finland Oy  
Lupa L7606/08

ISSN 0781-8793  
ISBN 978-951-39-3212-1  
Kopijyvä Oy, Jyväskylä  
2008

## TIIVISTELMÄ

Tässä selvityksessä on tutkittu Vakka-Suomen alueen ilmanlaatua bioindikaattorien avulla. Indikaattoreina on käytetty havupuiden neulaskatoa ja epifyyttijäkälää sekä männyn neulasten alkuainepitoisuuksia. Tutkimukseen osallistuivat Uudenkaupungin, Kustavin, Laitilan, Mietoisten, Mynämäen, Taivassalon ja Vehmaan kunnat. Lisäksi tutkimusta rahoittivat seuraavat alueella toimivat teollisuuslaitokset: Valmet Automotive Oy, Kemira GrowHow Oyj, Uudenkaupungin Rautavalimo Oy, Keskitalon puutarha Oy, Ciba Specialty Chemicals Oy ja VS Lämpö Oy. Tutkimuksen teki Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus.

Ilman epäpuhtauksien vaikutuksia Vakka-Suomen alueen metsiin seurattiin edellisen kerran vuosina 1993–1994. Vuodesta 1994 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet Vakka-Suomessa sekä rikkidioksin, typen oksidien että hiukkasten osalta, tosin typen oksidien ja hiukkasten todellisten päästömäärien arvioimiseen aiheuttavat epävarmuutta päästöjen kirjaamistavassa tapahtuneet muutokset. Suurimmat päästöt alueella syntyvät Uudessakaupungissa. Rikkidioksidipäästöjen osalta vuosittainen vaihtelu on ollut huomattavaa.

Mäntyjen ja kuusten neulaskato oli vähentynyt Vakka-Suomen alueella. Vaikkakin tutkituista männystä verrattain suuri osa (18 %) arvioitiin harsuuntuneiksi, oli neulaskato edelliseen tutkimukseen verrattuna vähentynyt huomattavasti: kun neulaskadon keskiarvo vuonna 1993 oli 30 %, oli se vuonna 2006 16 %. Myös kuusten osalta harsuuntuneisuus oli vähentynyt 10 %-yksikköä vuoden 1993 32 %:sta vuoden 2006 22 %:in. Neulaskadon ei ole kuitenkaan nähty melko matalissa päästötasoissa ilmaisevan ilman epäpuhtauksien vaikutuksia, vaan neulaskato on lähinnä puiden yleisen elinvoimaisuuden indikaattori.

Neulasten rikkipitoisuudet olivat kohonneet selvästi verrattuna edelliseen tutkimukseen. Rikkipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa selkeää alueellista jakaumaa. Sen sijaan mm. raudan osalta korkeimmat pitoisuudet havaittiin Uudenkaupungin keskustan läheisiltä havaintoaloilta. Korkeimmat fluoridipitoisuudet olivat keskittyneet tutkimusalueen pohjoisosiin. Alumiinipitoisuudet olivat Vakka-Suomen alueella verrattain korkeita, mutta alumiinin korkeimmat pitoisuudet mitattiin melko kaukana merkittävimmistä päästölähteistä.

Verrattuna vuoden 1993 tutkimukseen jäkälälajisto Vakka-Suomen alueella oli köyhtynyt ja ilman epäpuhtauksista kärsivät lajit harvinaistuneet. Ilman epäpuhtauksien kuormituksesta hyötyvät lajit, seinäsuomujäkälä sekä levä ja vihersukkulajäkälä olivat sen sijaan yleistyneet tutkimusalueella. Sormipaisukarve oli tervettä laajemmilla alueilla vuonna 1993 kuin vuonna 2006. Keskimäärin jäkälälajisto Vakka-Suomen alueella oli lievästi köyhtynyttä, ja sormipaisukarpeen vauriot lieviä. Lajisto oli runsainta ja sormipaisukarve terveintä tutkimusalueen itäosissa. Köyhtynyttä tai selvästi köyhtynyttä jäkälälajistoa havaittiin melko pienialaisilla vyöhykkeillä lähinnä tutkimusalueen länsiosissa. Uudenkaupungin keskustan alueella lajimäärät olivat matalampia ja sormipaisukarpeen vauriot pahempia kuin sisämaassa.

Jäkälälajiston perusteella ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutukset Vakka-Suomessa olivat lieviä, mutta lajisto oli kuitenkin taantunut verrattuna vuoden 1993–1994 tutkimukseen. Rikkidioksidipäästöt ovat tutkimusalueella vähentyneet, mutta tästä huolimatta neulasten rikkipitoisuudet olivat kohonneet. Neulasten rikkipitoisuuksien alueellinen jakautuminen ei kuitenkaan suoranaisesti ilmentänyt paikallisten päästölähteiden vaikutuksia. Myöskään neulasten rikkipitoisuuksien ja jäkälämuuttujien välillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia. Jäkälälajiston taantumaa voi selittää pitkän aikavälin kuormitus, jolloin rikkidioksidipäästöjen kasvu vuosina 1994–1998 saattaa yhä vaikuttaa Vakka-Suomen alueen jäkälälajistoon siitä huolimatta, että rikkidioksidipäästöt ovat vuoden 1998 jälkeen laskeneet.

## SAMMANDRAG

Bioindikatorforskning av luftkvaliteten i Vakka-Suomi regionen 2006-2007.

Luftkvaliteten i Vakka-Suomi regionen undersöktes med hjälp av bioindikatorer. Som indikatorer användes förlust av barr i tallar och granar, epifytiska lavar som växer på tallar och granar och grundämneshalter i barren. De följande kommunerna i Vakka-Suomi regionen deltog i undersökningen: Nystad, Gustavs, Laitila, Mietois, Mynämäki, Tövsala och Vehmaa. Undersökningen finansierades även av de följande lokala företagen: Valmet Automotive Ab, Kemira GrowHow Ab, Uudenkaupungin Rautavalimo Oy, Keskitalon puutarha Oy, Ciba Specialty Chemicals Ab och VS Lämpö Oy. Utredningen utfördes av Miljöforskningsinstitutet vid Jyväskylän universitet.

Förändringar orsakade av luftföroreningar i tall- och granskogarna i Vakka-Suomi regionen har utretts tidigare 1993-1994. Utsläpp av luftföroreningar av svaveldioxid, kväveoxider och partiklar har sedan 1994 minskat i Vakka-Suomi regionen. Bokförandet av kväveoxid- och partikelutsläpp har förändrats sedan den tidigare undersökningen, vilket kan förorsaka osäkerhet i uppskattningen av den verkliga utsläppsnivån. Största delen av utsläppen uppkommer i Nystad. Den årliga variationen av svaveldioxidutsläppen har varit märkbart stor.

Barrförlusten för tall och gran har betydligt minskat inom forskningsområdet. Fastän en relativt stor proportion (18 %) av tallarna var utglesade, hade barrförlusten minskat betydligt jämfört med den tidigare utredningen: när 30 % av tallarna var utglesade år 1993, var den motsvarande andelen 16 % år 2006. Även granarnas barrförlust hade minskat med 10 procentenhet från 32 % i 1993 till 22 % i 2006. När utsläppsnivån av luftföroreningar är låg, är barrförlust inte en indikation av luftföroreningar utan trädens allmänna vitalitet.

Svavelkoncentrationerna i barren hade ökat betydligt jämfört med den tidigare undersökningen. Svavelkoncentrationerna följde inte någon regional distribution. Järnkoncentrationerna var däremot högre i provområdena i närheten av Nystad centrum. De högsta fluoridkoncentrationerna observerades i den norra delen av forskningsområdet. Aluminiumkoncentrationerna var relativt höga i Vakka-Suomi, men de högsta aluminiumkoncentrationerna uppmättes på ett ganska långt avstånd från de största utsläppskällorna.

Jämfört med resultaten från 1993 hade lavvegetationen blivit fattigare och lavararter känsliga för luftföroreningar mer sällsynta. Lavararter som drar nytta av luftföroreningar (*Hypocenomyce scalaris* och *Algae*) hade däremot blivit allmännare. Blåslaven var frisk i mer omfattande områden under 1993 jämfört med 2006. I medeltal var lavvegetationen i Vakka-Suomi regionen milt utarmad, och skadorna av blåslav var lindriga. Lavvegetationen var rikligast och blåslaven friskast i den östra delen av forskningsområdet. Utarmad eller tydligt utarmad lavvegetation observerades på mindre areor i den västra delen av forskningsområdet. I Nystad var antalet lavararter lägre och skadorna av blåslav högre än i inlandet.

Luftföroreningarnas vegetationseffekter var milda, men lavvegetations tillbakagång var tydlig jämfört med den tidigare undersökningen. Svaveldioxidutsläppen hade minskat på forskningsområdet, men trots det hade barren svavelkoncentration ökat. Den regionala distributionen av svavelkoncentrationerna i barren indicerade inte effekter av lokala utsläppskällor. Det fanns heller ingen statistiska avhängigheter mellan svavelkoncentrationerna och lavparametrarna. Tillbakagången av lavvegetationen kan förklaras av lång-sikt belastningen, när uppväxt av svaveldioxidutsläppen mellan 1994-1998 kan fortfarande ha en effekt på lavvegetationen idag, trots att svaveldioxidutsläpp har minskat efter 1998.

## SUMMARY

A bioindicator study on the effects of air pollution in the district of Vakka-Suomi during the period 2006-2007.

This report deals with the results of a study using bioindicators in looking into the air quality in the district of Vakka-Suomi in South-Western Finland. The indicators used were defoliation in Scots pine and Norway spruce, epiphytic lichens growing on pine and spruce stands and concentrations of several elements in pine needles. The participating municipalities were Uusikaupunki, Kustavi, Laitila, Mietoinen, Mynämäki, Taivassalo and Vehmaa. In addition the study was founded by the following local companies: Valmet Automotive Oy, Kemira GrowHow Oyj, Uudenkaupungin Rautavalimo Oy, Keskitalon puutarha Oy, Ciba Specialty Chemicals Oy and VS Lämpö Oy. The study was conducted by the University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research.

A study on the effects of airborne impurities on the forests of the district of Vakka-Suomi was previously conducted in 1993-1994. The emissions of airborne impurities have diminished in the period since the previous study for the part all of sulphur dioxide, nitrogen oxides and airborne particles, although there is considerable annual variation in the discharge level of sulphur dioxide. It should be noted though that the emissions of nitrogen oxides and airborne particles were recorded differently in the latter part of the reference period, which causes uncertainty with regard to the estimation of the real discharge level. The biggest emissions in the area are generated in the city of Uusikaupunki.

The defoliation of pines and spruces had significantly diminished in the study area. Although a rather large fraction (18 %) of the pines was estimated as being defoliated, the amelioration of the crown condition was notable: as the average defoliation of pines was 30 % in 1993, it was only 16 % in 2006. The defoliation of spruces had also diminished by 10 %-units from 32 % in 1993 to 22 % in 2006. When the load level of air pollution is low, the defoliation of conifers is considered to reflect the general vitality of the trees rather than the effects of air pollution.

The sulphur concentrations of the needles had risen in comparison to the previous study. There were no clear areal differences in the concentration levels of sulphur. The iron concentrations were higher in the sample plots located in vicinity of the city of Uusikaupunki. The highest concentrations of fluoride were measured in the northern parts of the study area. The average concentration of aluminium in pine needles was relatively high, but the highest concentrations of aluminium were measured at a rather great distances from the most significant point sources.

In comparison to the study conducted in 1993, the lichen vegetation in the area of Vakka-Suomi had impoverished, and the number of lichen species suffering from airborne impurities had diminished. Instead the species that benefit from the load of airborne impurities (such as *Hypocenomyce scalaris* and *Algae*) had become more abundant. *Hypogymnia physodes* was healthy in wider areas in 1993 than in 2006. On average, the lichen vegetation in the area of Vakka-Suomi was moderately impoverished and the damage of *Hypogymnia physodes* was moderate. The lichen vegetation was richest and *Hypogymnia physodes* healthiest in the eastern part of the study area. The number of lichen species suffering from airborne impurities was lower and the damage of *Hypogymnia physodes* was worse in the observation plots of Uusikaupunki than in observation plots inland.

The effects of airborne impurities on vegetation were mild, but lichen vegetation had regressed compared with the previous study. The sulphur dioxide emissions in the study area had diminished, but nevertheless, the average concentration of sulphur in the needles had risen. The regional distribution of sulphur concentration in needles showed no effects of the local emission

sources. Neither were there any statistically meaningful correlations between the sulphur concentrations in needles and lichen variables present. The regression of lichen vegetation can be explained by the long-term loading of airborne impurities, in which case the rise in the emission level of sulphur dioxide between 1994 and 1998 can still have an effect on the lichen vegetation in the Vakka-Suomi region despite the fact that the emissions of sulphur have diminished since 1998.

# Sisällys

<b>1. JOHDANTO</b> .....	<b>1</b>
<b>2. TUTKIMUSALUE</b> .....	<b>1</b>
2.1 Yleiskuvaus .....	1
2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu .....	3
2.2.1 Päästöt Vakka-Suomessa 1994–2006 .....	3
2.2.2 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla .....	5
<b>3. TUTKIMUSAINEISTO JA -MENETELMÄT</b> .....	<b>8</b>
3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat .....	8
3.2 Tutkimusmenetelmät .....	11
3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta .....	11
3.2.2 Havupuiden neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen .....	11
Mäntyjen neulaskato .....	11
Kuusten neulaskato .....	12
Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus .....	12
3.2.3 Havupuiden epifyyttijäkälien kartoittaminen .....	13
Jäkäläkartoitus männyillä .....	16
Jäkäläkartoitus kuusilla .....	18
Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus .....	19
3.2.4 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi .....	20
Neulasnäytteiden keräys ja näytteiden käsittely .....	21
Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus .....	21
<b>4. TULOKSET</b> .....	<b>23</b>
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus .....	23
4.1.1 Mäntyjen neulaskato .....	23
4.1.2 Neulasvuosikerrat .....	24
4.1.3 Hyönteistuhot ja taudit .....	25
4.2 Kuusten elinvoimaisuus .....	25
4.3 Mäntyjen runkojäkälät .....	27
4.3.1 Sormipaisukarpeen vaurio .....	27
4.3.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys .....	29
4.3.3 Lajimäärät .....	30
4.3.4 IAP-indeksi .....	33
4.4 Kuusen runkojäkälät .....	34
4.5 Neulasten alkuainepitoisuudet .....	36
<b>5. TULOSTEN TARKASTELU</b> .....	<b>46</b>
5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus .....	46
5.2 Neulasten alkuainepitoisuuksien faktorianalyysi .....	50
5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin .....	52
5.3.1 Männyen neulaskato .....	52
5.3.2 Kuusten neulaskato .....	53
5.3.3 Mäntyjen runkojäkälät .....	54
5.3.4 Neulasten alkuainepitoisuudet .....	59



<b>5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin .....</b>	<b>61</b>
5.4.1 Mäntyjen neulaskato .....	61
5.4.2 Kuusten neulaskato.....	61
5.4.3 Mäntyjen runkojäkälät .....	61
5.4.4 Neulasten alkuainepitoisuudet .....	62
<b>6. JOHTOPÄÄTÖKSET.....</b>	<b>64</b>
<b>LÄHTEET .....</b>	<b>66</b>

# 1. Johdanto

Ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutuksia Vakka-Suomen alueen metsissä on bioindikaattorien avulla seurattu edellisen kerran vuosina 1993–1994 (Jussila 1995). Bioindikaattorimenetelmät perustuvat eliöiden herkkyyteen reagoida ympäristön muutoksiin joko rakenteen, toiminnan, kemiallisen koostumuksen tai alkuainepitoisuuksien muutoksilla. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn ja kuusen epifyyttijäkeliin, mäntyjen ja kuusten elinvoimaisuuteen ja männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin.

Bioindikaattoriseuranta toteutettiin Vakka-Suomessa 103 mäntyhavaintoalalla ja 18 kuusihavaintoalalla. Saatuja tuloksia verrattiin vuosien 1993–1994 tuloksiin. Epäpuhtauksien vaikutukset indikaattorilajeihin käyvät ilmi useimmiten pitkällä aikavälillä, minkä vuoksi bioindikaattorimenetelmät soveltuvat erityisen hyvin ilman laadun muutostrendien kuvaamiseen. Monet bioindikaattorilajit reagoivat epäpuhtauksien aiheuttamaan kuormitukseen ja kuormitustasossa tapahtuviin muutoksiin hitaasti, jolloin lyhytaikaisellakin kuormituksella voi olla bioindikaattorilajeihin pitkäkestoisia vaikutuksia. Saastevaikutuksen ilmenemiseen vaikuttavat lisäksi lukuisat luontaiset tekijät, jotka voivat joko puskuroida vaikutusta tai voimistaa sitä. Näin ollen yksittäinen bioindikaattori ei kuvaa koko näytealaa tai yksittäinen näyteala koko aluetta kattavasti (Jussila ja Ojanen 2002).

Tutkimuksen tilaajana ovat tutkimukseen osallistuneet Vakka-Suomen alueen kunnat eli Uusikaupunki, Kustavi, Laitila, Mietoinen, Mynämäki, Taivassalo ja Vehmaa sekä seuraavat alueella toimivat teollisuuslaitokset: Valmet Automotive Oy, Kemira GrowHow Oyj, Uudenkaupungin Rautavalimo Oy, Keskitalon puutarha Oy, Ciba Specialty Chemicals Oy ja VS Lämpö Oy. Tutkimuksen toteutti Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimuksen maastotöihin ovat osallistuneet tutkimusteknikko Tuomo Ellonen ja tutkimusapulaiset Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen, Sari Leinonen, Terhi Lylyjärvi ja Teemu Oittinen. Tutkijat Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo sekä tutkimusjärjestelijä Emmi Lehkonen analysoivat tutkimusaineiston sekä laativat tämän tutkimusraportin. Neulas-, sammal- ja humusnäytteet on käsitelty ja analysoitu Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen laboratoriossa.

## 2. Tutkimusalue

### 2.1 Yleiskuvaus

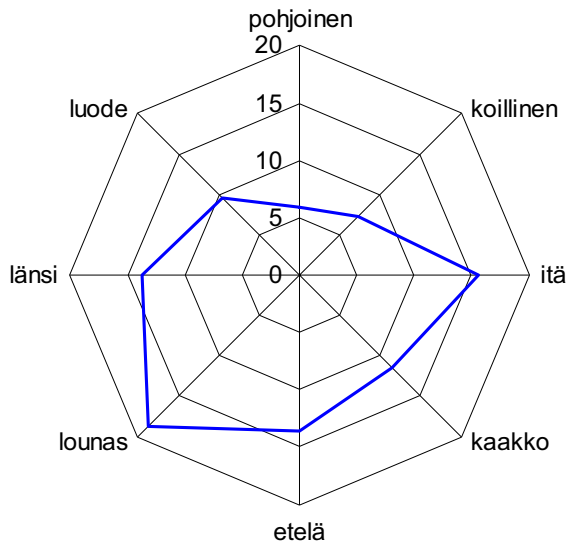
Suomen kasvimaantieteellisessä aluejaossa Vakka-Suomen alue kuuluu rannikonpuoleisilta osiltaan eteläisimpään merialueeseen ja tammivyöhykkeeseen ja sisämaan puoleisilta osiltaan Etelä-Suomeen kuuluvaan Lounaismaan vyöhykkeeseen (Kalliola 1973, sit. Kuusipalo 1996). Vakka-Suomen alueelle on luonteenomaista kallioperän rikkonaisuudesta johtuva pienipiirteisyys (Rautamäki 1990). Matalat kalliokohoumat ovat merivaiheessa paljaaksi huuhtoutuneita ja moreenia esiintyy pääasiassa kohoumien rinteillä ja kalliopainanteissa. Mynämäen ja Laitilan kuntien läpi kulkee luode-kaakko-suuntainen pitkittäisharju, jonka molemmiin puoliin on poikittaissuuntaisia moreenivalleja. Hienojakoisempia maalajeja on kertynyt kapeiden ja pienialaisten laaksojen pohjille. Laitilassa on laaja järvestä viljelyskäyttöön kuivattu laaksoaukea. (Jussila 1995; Geologian tutkimuskeskus 2007.) Laajimmat viljelysalueet sijoittuvat Mietoisten alueelle. Turvemaita esiintyy runsaimmin tutkimusalueen koillisosissa. Paikoin meren pohjaan sedimentoitunut hienojakoinen aines, alunasavi, muodostaa alueella happamia sulfaattimaita (Palko ym. 1985). Alueen kallioperä koostuu pääosin rapakivestä, graniitista, granodioriitista, kiilleliuskeesta ja migmatiitista (Geologian tutkimuskeskus 1999). Hapanta ja niukkaravinteista rapakiveä esiintyy laajalti etenkin Laitilan, Mynämäen ja Uudenkaupungin alueilla. Kallioperän

laadun seurauksena metsät ovat havupuuvaltaisia, pääosin karuja männiköitä. Kuusikoita ja rehevämpää kasvillisuutta on lähinnä savilaaksojen reunaosissa tai kohoumien alarinteillä ja kapeissa painanteissa sekä paikoin rannikkoalueilla (Jussila 1995). (Kuva 1.)



Kuva 1. Kartta tutkimusalueesta.

Vallitseva tuulensuunta Turun lentoasemalla, joka sijaitsee n. 20 km päässä tutkimusalueen etelärajasta, oli vuonna 2006 lounaasta. (Kuva 2.)



Kuva 2. Vallitsevat tuulensuunnat Turun lentoasemalla vuonna 2006. Tyyniä tunteja oli 3,8 % kokonaisajasta. (Wunderground 2007.)

## 2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu

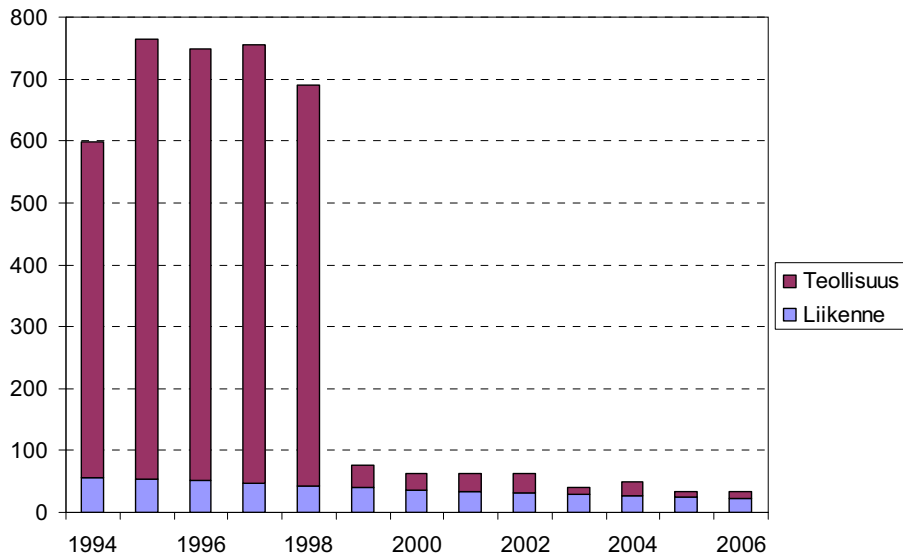
### 2.2.1 Päästöt Vakka-Suomessa 1994–2006

Teollisuuden päästöt on koottu tutkimusalueen ympäristöviranomaisten Kuntavahdista (2007) toimittamista tiedoista. Liikenteen päästöt on laskettu LIISA 2006 -laskentamallilla mallissa annettuja kertoimia käyttäen vuoden 2006 tiedoista. Liikenteen päästöt ovat vähentyneet koko jaksolla 1994–2006. Vuonna 2006 liikenne tuotti 66 % tutkimusalueen hiukkaspäästöistä ja 31 % typen oksidien päästöistä. Rikkidioksidipäästöistä liikenteen osuus oli hyvin pieni. (Taulukot 1 ja 2, kuvat 3–5.)

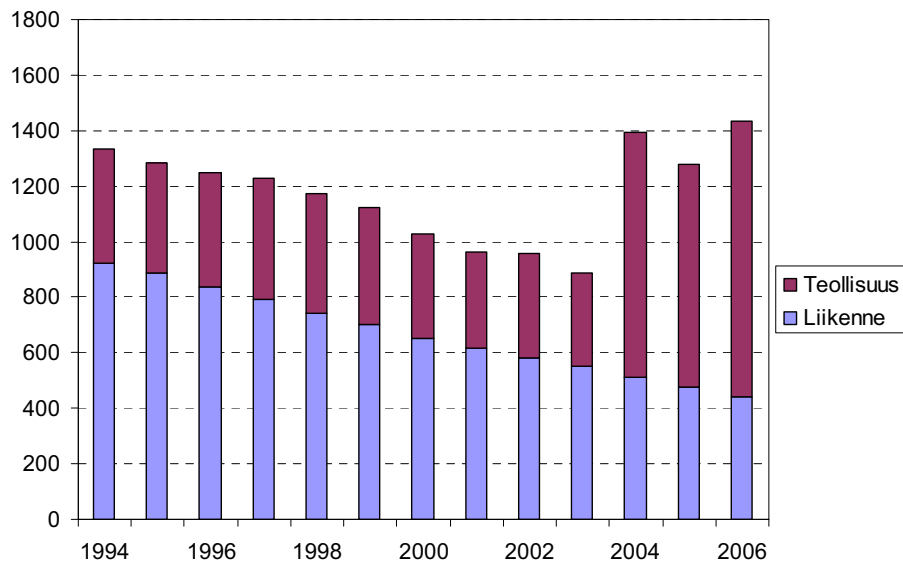
Hiukkaspäästöt ovat vähentyneet vuodesta 1999 alle puoleen. Kuvassa 3 näkyvä hiukkaspäästöjen voimakas väheneminen vuoden 1998 jälkeen johtuu Kemira GrowHow Oyj:n Uudenkaupungin tehtaiden päästöjen laskentatavan muutoksesta, sillä sitä ennen päästö laskettiin toiminnanharjoittajan ilmoittamista ionipäästöistä.

Typen oksidien päästöissä on mukana Kemira GrowHow Oyj:n Uudenkaupungin tehtaiden lannoitetehtaiden osuus vuodesta 2004 alkaen (kuva 4). Tätä ennen Kuntavahtiin on ilmoitettu vain Kemira GrowHow'n Uudenkaupungin tehtaiden typpihappotehtaiden typen oksidien päästöt. Lannoitetehtaiden osuus typen oksidien päästöistä ennen vuotta 2004 oli samaa tasoa kuin vuosina 2004–2006 eli noin 400 tn/v. Tällä arvioidulla vuotuisella päästötasolla ovat typen oksidien päästöt kaikkiaan vähentyneet 21 % vuoden 1994 jälkeen.

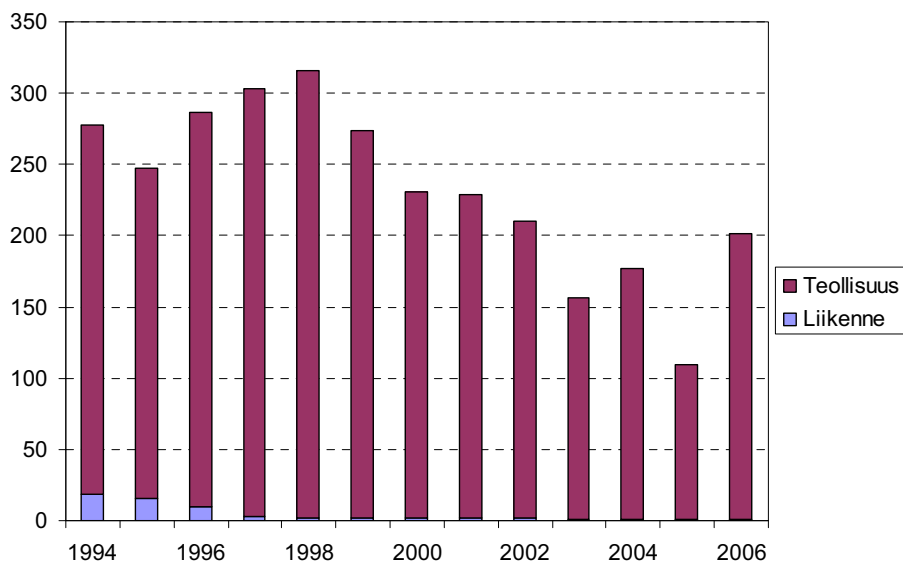
Rikkidioksidipäästöt ovat vähentyneet Vakka-Suomessa 38 % vuodesta 1994, mutta vuosittainen vaihtelu on ollut huomattavaa (kuva 5). 2000-luvun alusta lähtien raskaan polttoöljyn käyttö kaukolämmön tuotannossa on Vakka-Suomen alueella vähentynyt, kun osa suurimpien kattilalaitosten tuottamasta energiasta on korvattu Kemira GrowHow'n Uudenkaupungin tehtaiden typpihappotehtaiden prosessilämmöllä.



Kuva 3. Hiukkaspäästöjen (tn/v) kehitys Vakka-Suomessa vuosina 1994–2006.



Kuva 4. Typen oksidien (NO<sub>2</sub>:na) päästöjen (tn/v) kehitys Vakka-Suomessa 1994–2006.



Kuva 5. Rikkidioksidipäästöjen (tn/v) kehitys Vakka-Suomessa 1994–2006.

Taulukko 1. Teollisuuden ilmoitusvelvollisten laitosten päästöt (tn/v) kunnittain jaoteltuna Vakka-Suomen tutkimusalueella vuosina 1996, 2001 ja 2006 (Kuntavahti 2007).

	hiukkaset			rikkidioksidi			typen oksidit		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Laitila	1,1	10,9	1,3	23,5	21,7		10,4	19,2	1,5
Mynämäki	0,8	1,2 <sup>1</sup>	1,3	5,0	10,1 <sup>1</sup>	10,5	1,7	3,4 <sup>1</sup>	4,5
Uusikaupunki	696,4	19,6	9,0	248,5	204,7	190,0	397,2	329,2	984,3
<i>yhteensä</i>	698	32	12	277	237	200	409	352	990

<sup>1</sup> Tiedot vuodelta 2002.

Taulukko 2. Liikenteen päästöt (tn/v) Vakka-Suomen tutkimusalueella vuosina 1996, 2001 ja 2006 (LIISA 2006).

	hiukkaset			rikkidioksidi			typen oksidit		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Kustavi	1,5	1,0	0,7	0,29	0,05	0,02	24	17	12
Laitila	14,9	9,6	6,7	2,93	0,56	0,17	261	192	138
Mynämäki	13,8	8,9	6,2	2,61	0,50	0,16	229	168	121
Taivassalo	2,8	1,8	1,3	0,54	0,10	0,03	44	32	23
Uusikaupunki	13,7	8,8	6,1	2,76	0,53	0,16	215	158	113
Vehmaa	4,0	2,6	1,8	0,76	0,15	0,05	65	48	34
<i>yhteensä</i>	50,7	32,7	22,7	9,90	1,89	0,59	838	615	441

### 2.2.2 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla

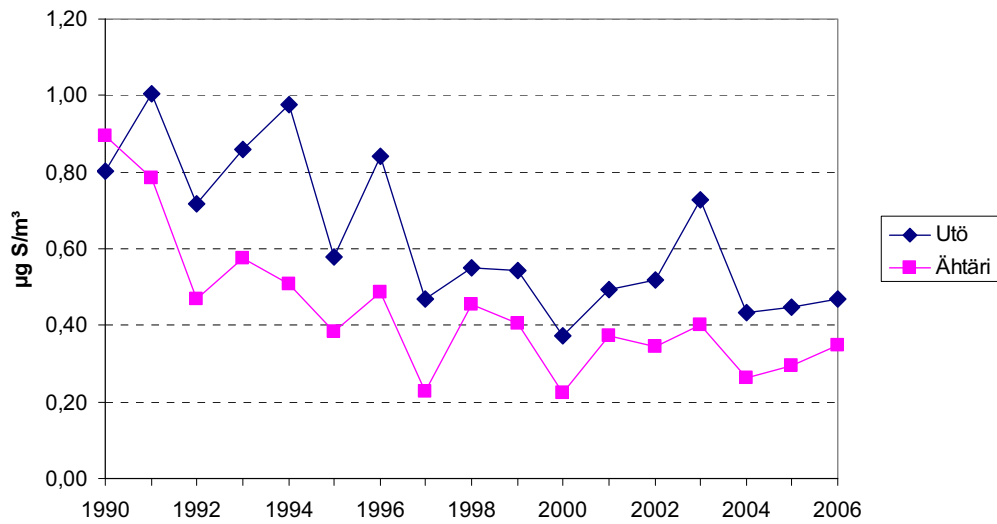
Lähes kaikkien merkittävimpien ilman epäpuhtauksien pitoisuudet Ilmatieteen laitoksen tausta-aseilla ovat vähentyneet 1980-luvun alusta voimakkaasti. Vähentyminen jatkui vielä 1990-luvulla, vaikkakin hitaammin Etelä-Suomessa (Kulmala ym. 1998). Kuvissa 6–7 on esitetty kaasujen pitoisuuksia vuosikeskiarvoina Utön ja Ähtärin tausta-aseilla vuosina 1990–2006 sekä kuvissa 8–10 nitraatti- ja ammoniumtypen sekä sulfaattirikin vuosilaskeuma Utön ja Ähtärin aseilla (Salmi 2007).

Utön asema kuvaa erityisesti etelän suunnalta saapuvaa kaukokulkeumaa. Rikkidioksidipitoisuutta lisää saarelle suuntautuva laivaliikenne, ja laskeumamittauksiin aiheuttaa epävarmuutta Utön tuulisuus. (Salmi 2007.)

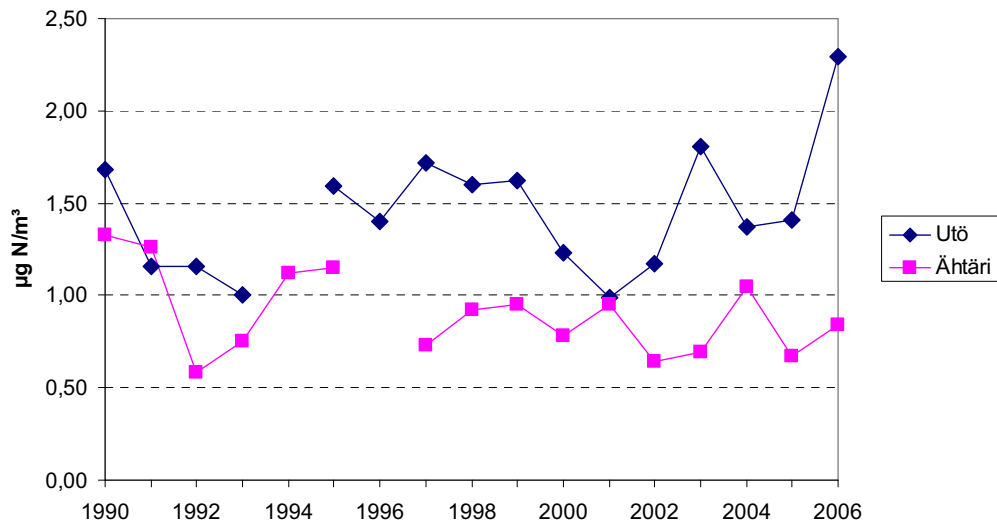
Ähtärin taustahavaintoasemalla rikkidioksidin vuosikeskiarvo on pienentynyt 61 % vuodesta 1990 vuoteen 2006, mikä kertoo happamoittavan laskeuman vähenemisestä. Typpidioksidin pitoisuuden vuosikeskiarvoon liittyy menetelmästä johtuen huomattava epävarmuus, eikä luvuista voi päätellä juuri muuta kuin, että pitoisuus on pieni. (Salmi 2007) Typpidioksidin pitoisuuden laskua on hidastanut otsonin lisääntyminen, sillä otsoni vaikuttaa typpimonoksidin muuntumiseen typpidioksidiksi (Laurila ym. 2003).

Ähtärin tausta-aseilla kaikissa mitatuissa vuosilaskeumissa on ollut vähenevä trendi vuosina 1990–2006. Sulfaattirikin laskeuma on vähentynyt nopeammin kuin typen ionien (nitraattityppi  $\text{NO}_3^-$  N ja ammoniumtyppi  $\text{NH}_4^+$  N) laskeuma.

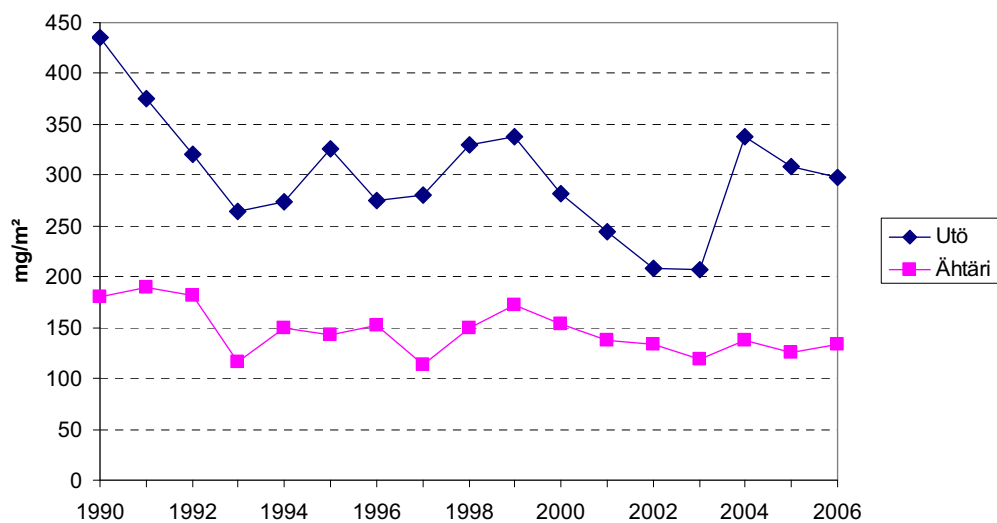
Sulfaattirikin vuosilaskeuma vuonna 2006 oli  $0,13 \text{ g/m}^2$  Ähtärissä ja  $0,25 \text{ g/m}^2$  Utössä. Typen vuosilaskeuma oli viime vuonna yhteensä noin  $0,21\text{--}0,49 \text{ g/m}^3$ . (Salmi 2007.)



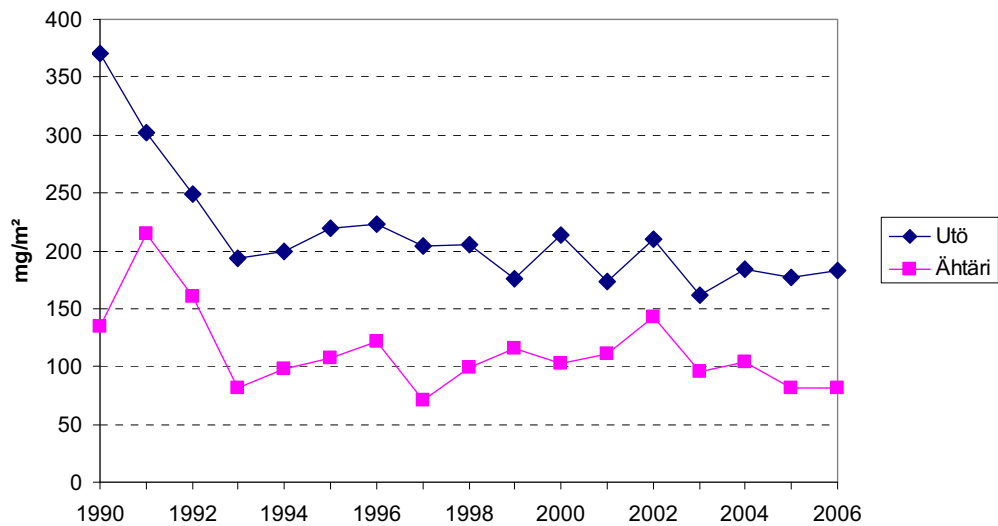
Kuva 6. Rikkidioksidin pitoisuus rikkinä ( $\mu\text{g S}/\text{m}^3$ ) ilmassa, vuosikeskiarvot Utön ja Ähtärin tausta-  
asemilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



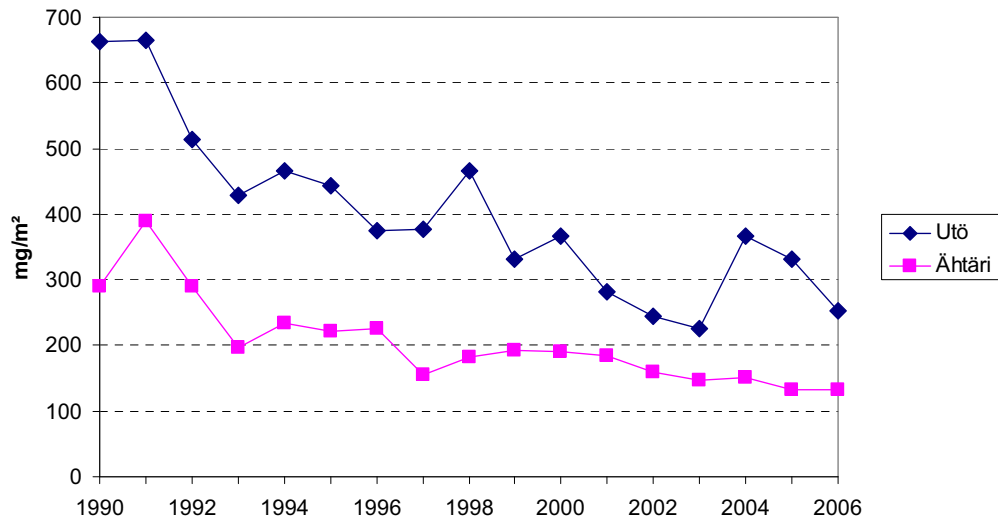
Kuva 7. Typpidioksidin pitoisuus typpenä ( $\mu\text{g N}/\text{m}^3$ ) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta-  
asemilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 8. Nitraattitypen vuosilaskeumat ( $\text{NO}_3^- \text{-N mg}/\text{m}^3$ ) Utön ja Ähtärin tausta-  
asemilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 9. Ammoniumitypen vuosilaskeumat (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N mg/m<sup>2</sup>) Ähtärin ja Utön tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 10. Sulfaattirikin vuosilaskeumat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-S mg/m<sup>2</sup>) Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



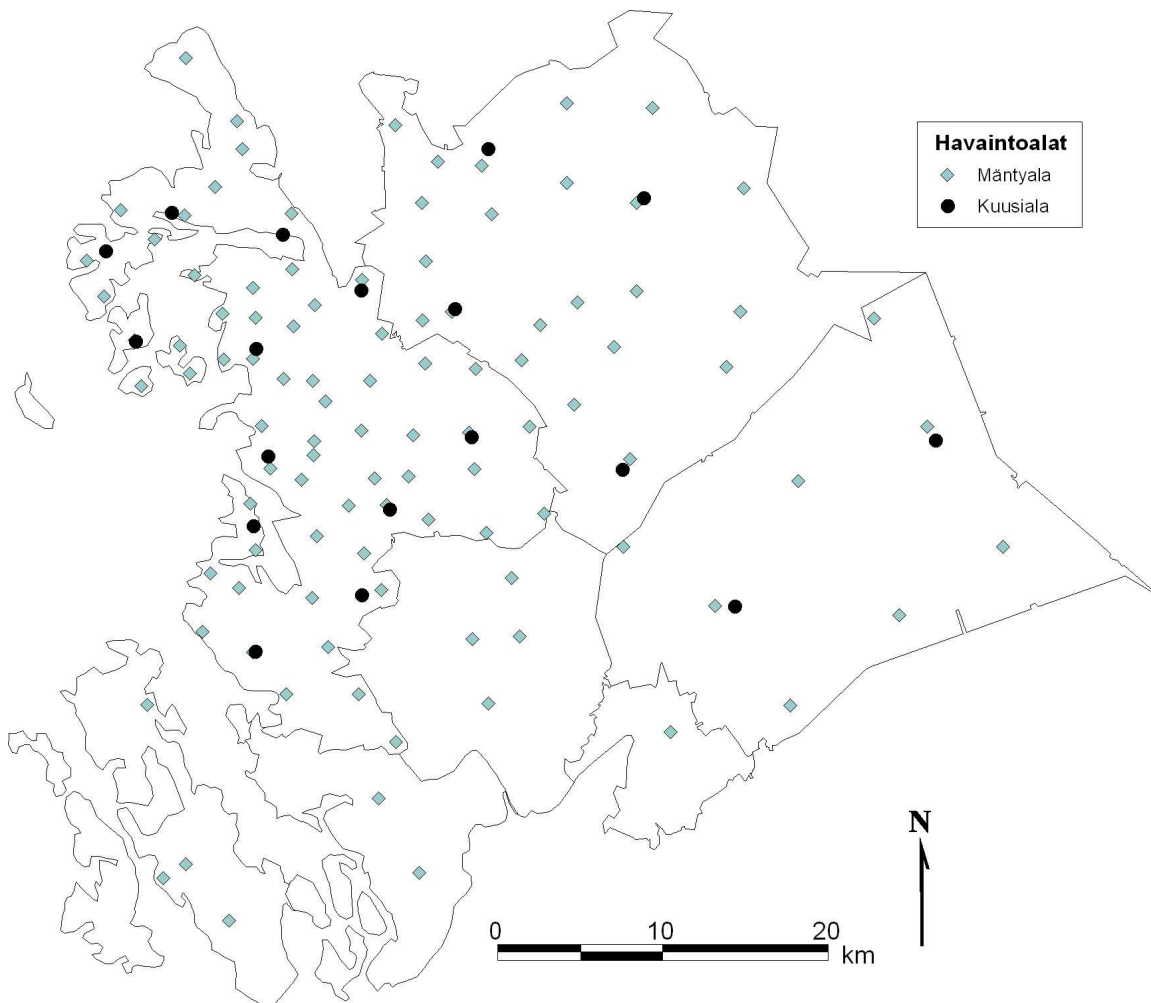
### 3. Tutkimusaineisto ja -menetelmät

#### 3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat

Tutkimus tehtiin 103 mäntyhavaintoalalla ja 18 kuusihavaintoalalla Kustavin, Laitilan, Mietoisten, Mynämäen, Taivassalon, Uudenkaupungin ja Vehmaan kuntien alueilla. Havaintoalojen jakautuminen kunnittain on esitetty taulukossa 3. Havaintoaloja oli hieman tiheämmin Uudenkaupungin alueella kuin muissa osissa tutkimusaluetta (kuva 12). Vanhoista mäntyhavaintoaloista 53 jouduttiin perustamaan uudelleen hakkuiden, rakentamisen tai muun syyn takia hävinneiden tilalle, kuusialoista uutena jouduttiin perustamaan 13. Uudet alat perustettiin lähimmälle jäkäläkartoitukseen soveltuvalla paikalla. Standardissa SFS 5670 (Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus) esitetyistä soveltuvuuskriteereistä tärkeimpiä ovat metsikön ikä, tiheys ja aluskasvillisuus. Nämä tekijät vaikuttavat siihen, esiintyykö metsikössä runkojäkälille suotuisissa valoisuusolosuhteissa kasvavia mäntyjä.

Uusia tutkimusmetsiköitä valittaessa pyrittiin välttämään paikkoja, joissa reunavaikutus oli merkittävä tai joissa vallitsi jäkälän kasvuolosuhteisiin poikkeavasti vaikuttava mikroilmasto (esim. supat tai paisterinteet), sekä hiljattain käsiteltyjä, esim. kolmen viimeisen vuoden aikana harvennettuja metsäkuvioita. Havaintopuut valittiin siten, että ne olivat läpimitaltaan vähintään 20 cm ja kolmen metrin korkeudelle oksattomia. Pensaiden tai taimien ympäröimiä runkoja ei hyväksytty mukaan kartoitukseen. Valintakriteerien suhteen optimaaliset havaintoalat sijaitsivat kuivahkoilla tai kuivilla kankailla, joilla aluskasvillisuus on matalaa ja metsä melko harvaa.

Näytealojen sijainti määritettiin GPS-laitteen avulla, lisäksi maastossa täytettävään havaintoalakaavakkeeseen laadittiin havaintoalan etsintäohje ja kaaviokuva havaintopuiden sijainnista. Jäkälähavainnot ja puuston elinvoimaisuusarviot tehtiin viideltä puulta sekä mäntyettä kuusialoilla. Havaintopuut merkittiin maalaamalla tyveen valkoinen täplä; 1. havaintopuun tyveen täplä maalattiin kaksi. Uutena perustettujen alojen puut numeroitiin 1.-puusta lähtien pohjoisesta vastapäivään kiertäen. Havaintoaloilta määritettiin metsätyyppi, puuston kehitysluokka, valtapuulajien pohjapinta-alat sekä havaintopuiden keskimääräinen korkeus ja ikä. Valtapuulajien pohjapinta-alat määritettiin relaskoopin avulla, ja puiden korkeus ja ikä arvioitiin silmämääräisesti.



Kuva 11. Tutkimusalojen sijainti.

Taulukko 3. Tutkimusalojen lukumäärä kunnittain.

Kunta	Mäntyaloja	Kuusialoja
Kustavi	4	
Laitila	22	4
Mietoinen	1	
Mynämäki	7	2
Taivassalo	2	
Uusikaupunki	63	12
Vehmaa	4	
yht.	103	18

Suurin osa mäntyhavaintoaloista sijaitsi VT-tyyppin (puolukkatyyppi) kuivahkoilla kankailla ja MT-tyyppin (mustikkatyyppi) tuoreilla kankailla. CT-tyyppin (kanervatyyppi) metsissä havaintoaloja oli 9, ja luokassa 'muu' oli 7 havaintoalaa. Luokan 'muu' metsät ovat usein joko taajamien puistomaisia aloja tai turvemaita. Mäntysten keskimääräinen ikä havaintoaloilla oli 92 vuotta, ja suurin osa havaintoaloista sijoittui ikäluokkaan 80-99 vuotta. Puuston keskimääräinen pohjapinta-ala oli 20 m<sup>2</sup> ja halkaisija 30 cm. Suurin osa tutkimusaloista sijoittui kypsään kehitysluokkaan. Valtapuiden keskimääräinen pituus oli 20 m, ja eniten havaintoja oli pituusluokassa 20 metriä tai enemmän. Valtalajina havaintoaloilla oli mänty yhtä alaa lukuun ottamatta, ja suurimmalla osalla havaintoaloista toinen valtalaji oli kuusi. (Taulukko 4.)

Taulukko 4. Mäntyhavaintoaloja ja -puita kuvaavia tunnuksia.

Tunnus		kpl	%	Tunnus		kpl	%
Metsätyyppi	MT	38	37 %	Havaintopuiden keskimääräinen ikä (vuotta)	alle 60	1	1 %
	VT	52	50 %		60-79	34	33 %
	CT	9	9 %		80-99	47	46 %
	muu	4	4 %		100-119	17	17 %
					120 tai yli	4	4 %
Puuston pohjapinta-ala (m <sup>2</sup> /ha)	alle 10	3	3 %	Havaintopuiden keskimääräinen halkaisija (cm)	alle 25	84	16 %
	10-14	14	14 %		25-29	219	43 %
	15-19	43	42 %		30-34	151	30 %
	20-24	27	26 %		35 tai yli	56	11 %
	25-29	13	13 %				
	30 tai yli	3	3 %				
Kehitysluokka	kypsä	70	68 %	Valtapuiden pituus (m)	alle 10	1	1 %
	varttunut	29	28 %		10-14	8	8 %
	nuori	4	4 %		15-19	44	43 %
			20 tai yli		50	49 %	
1. valtalaji	mänty	102	99 %	2. valtalaji	kuusi	54	52 %
	kuusi	1	1 %		koivu	18	17 %
					mänty	1	1 %
					-	30	29 %

Suurin osa kuusihavaintoaloista sijaitsi MT-tyypin tuoreilla kankailla ja 2 kuusialaa sijaitsi OMT-tyypin (käenkaali-mustikkatyyppi) lehtomaisilla kankailla. Mäntyjen keskimääräinen ikä havaintoaloilla oli 79 vuotta, ja suurin osa havaintoaloista sijoittui ikäluokkaan 60–79 vuotta. Puuston keskimääräinen pohjapinta-ala oli 28 m<sup>2</sup> ja halkaisija 29 cm. Suurin osa tutkimusaloista sijoittui varttuneeseen kehitysluokkaan. Valtapuiden keskimääräinen pituus oli 18 m, ja eniten havaintoja oli pituusluokassa 15–19 metriä. Valtalajina oli kuusi 13 havaintoalalla, ja viidellä havaintoalalla valtalaji oli mänty. Suurimmalla osalla havaintoaloista toinen valtalaji oli mänty. (Taulukko 5.)

Taulukko 5. Kuusihavaintoaloja ja -puita kuvaavia tunnuksia.

Tunnus		kpl	%	Tunnus		kpl	%
Metsätyyppi	OMT	2	11 %	Havaintopuiden keskimääräinen ikä (vuotta)	60-79	11	61 %
	MT	16	89 %		80-99	7	39 %
Puuston pohjapinta-ala (m <sup>2</sup> /ha)	10-14	2	11 %	Havaintopuiden keskimääräinen halkaisija (cm)	alle 25	14	16 %
	15-19	1	6 %		25-29	45	50 %
	20-24	3	17 %		30-34	20	22 %
	25-29	4	22 %		35 tai yli	11	12 %
	30 tai yli	8	44 %				
Kehitysluokka	kypsä	7	39 %	Valtapuiden pituus (m)	10-14	5	28 %
	varttunut	10	56 %		15-19	10	56 %
	nuori	1	6 %		20 tai yli	3	17 %
1. valtalaji	kuusi	13	72 %	2. valtalaji	mänty	9	50 %
	mänty	5	28 %		kuusi	5	28 %
					koivu	3	17 %
					haapa	1	6 %

## 3.2 Tutkimusmenetelmät

### 3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta

Tutkimuksen kesäaikaisen maastotyöryhmän muodostivat Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tutkimusteknikko Tuomo Ellonen sekä tutkimusapulaiset Kirsi Järvisalo, Terhi Lylyjärvi sekä Teemu Oittinen. Tutkimuksen jäkäläkartoitus ja puustohavainnot tehtiin 1.7.–11.8. Neulasnäytteet kerättiin 1.2.–5.4.2007 välisenä aikana. Neulasnäytteet keräsivät Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehkonen ja Sari Leinonen.

### 3.2.2 Havupuiden neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen

Havupuiden neulaskato ei ilmennä nimenomaisesti ilman epäpuhtauksien vaikutuksia, vaan ensisijaisesti puun yleistä elinvoimaisuutta. Puun kasvupaikka, ikä, ilmasto-olosuhteet, sienitaudit, hyönteiset ja muut tuhonaiheuttajat vaikuttavat myös neulaskatoon. Epäpuhtauksien kuormitus yhdessä näiden tekijöiden voi johtaa suurempaan neulaskatoon kuin mitä tavattaisiin puhtaassa elinympäristössä (Jussila ym. 1999). Laajoja alueita kattavissa selvityksissä on havaittu korrelaatiota havupuiden neulaskadon ja epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen välillä (Salemaa ym. 1991).

Neulaskatoa arvioitaessa harsuuntuneiksi katsotaan puut, joiden neulaskato on yli 20 %. Tätä pienemmän vaihtelun katsotaan kuuluvan luontaiseen neulasmäärän vaihtelun piiriin. Männyllä neulaskato ilmenee usein epätasaisena, eli puussa voi olla yksittäisiä, muita voimakkaammin harsuuntuneita oksia. Voimakkaassa neulaskadossa latvus yleensä harsuuntuu melko tasaisesti (kuva 13). Myös neulasvuosikertojen määrä kuvaa puun elinvoimaisuutta, ja yleensä neulaskadon lisääntyessä neulasvuosikertojen määrä vastaavasti vähenee.

Epäpuhtauksien kuormittamillakin alueilla havupuiden neulaskato on hyvin paikallinen ilmiö. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannassa mäntynäytealojen keskimääräisen neulaskadon on todettu edustavan vain kyseistä näytealaa, sillä tulosten yleistettävyyttä oli alle 0,3 km (Partanen ja Veijola 1996). Vaikka neulaskato indikoikin ilmanlaatua jokseenkin huonosti, on se kuitenkin selkeä puiden yleiskunnon mittari. Lisäksi neulaskadon arviointi on menetelmänä helppo ja nopea toteuttaa, ja sitä käytetäänkin paljon kansainvälisessä metsien tilan seurannassa.

#### *Mäntyjen neulaskato*

Mäntyjen harsuuntuneisuutta eli neulaskadon määrää arvioitiin Metsäntutkimuslaitoksen arviointiohjeiden mukaisesti (Lindgren ja Salemaa 1999). Havainnot tehtiin koealalla viideltä puulta tarkastelemalla kutakin puuta kiikareilla eri puolilta vähintään puun pituutta vastaavalta etäisyydeltä siten, että tarkasteltavan puun neulasmassaa verrattiin samalle kasvupaikalle kuvitellun terveen puun neulasmassaan. Arviot puun neulaskadon määrästä kirjattiin prosentteina, ja lisäksi arvioitiin myös neulasvuosikertojen määrä, mahdolliset tuhot ja taudit sekä neulasten väriviat. Neulasten värivikoja (kellastumista ja ruskettumista) aiheuttavat ravinnepuutokset, hyönteistuhot (esim. kaarnakuoriaiset), sienet (esim. ruskopilkkukariste, männynharmaakariste ja männyn juurikäpää) sekä abioottiset tekijät, esim. ahava. Myös rikki- ja typpipäästöt voivat aiheuttaa värivikaisuutta. (Metsätuho-opas 2003.)



Kuva 12. Eri asteisesti harsuuntuneita mäntyjä (ei neulaskatoa, lievä neulaskato, selvä neulaskato).

### *Kuusten neulaskato*

Kuusen neulaskadon arviointiin vaikuttavat kuusen oksatyypit (harjatyypit, laakatyypit ja kampatyypit). Kuusen prosentuaalinen neulaskato arvioitiin elävän latvuksen kahdesta ylimmästä kolmanneksestä. Lisäksi arvioitiin neulaskadon kanssa korreloivia sekundaarioksien määrää ja oksan tyven kaljuuntumista latvasta laskettuna 7. ja 12. oksakiehkuran kohdalta. Kaljuuntuminen tarkoittaa oksan tyveltä alkavaa neulasten puuttumista, ja se arvioidaan kaljuuntuneen tyven osuutena koko oksan pituudesta. Sekundaarioksat puolestaan muodostuvat korvaamaan puun ikääntyessä menettämiään neulasia (Lindgren ja Salemaa 1999). Ne syntyvät oksan yläpinnalla olevista leposilmuista kehittyen yleensä useita vuosia primaariversojen syntymisen jälkeen. Sekundaarioksien määrän on todettu lisääntyvän kuormitetuimmilla alueilla vasteena ilman epäpuhtauksien aiheuttamalle neulaskadolle (Niskanen ja Kuitunen 1991).

### *Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus*

Latvuksen kunnan arvioiminen on aina subjektiivista ja arviointitulokseen vaikuttavat esimerkiksi metsikön tiheydestä, sääoloista ja valaistuksesta aiheutuvat virhelähteet (Salemaa ym. 1993). Subjektiivisuudesta huolimatta harsuuntuneisuuden arviointi on käyttökelpoinen ja suhteellisen nopea menetelmä arvioitaessa puiden elinvoimaisuutta. Menetelmän subjektiivisuudesta johtuvia eroja voidaan vähentää arvioijien koulutuksella sekä vakioimalla mahdollisimman monia arviointitulokseen vaikuttavia tekijöitä (arvioija, puu, tarkastelusuunta). Eri tutkimusten tulosten vertailukelpoisuutta vähentävät mm. arvioijien väliset erot, puiden erilaiset ikä- ja kokojakaumat sekä erilaiset kasvupaikat.

Metsäntutkimuslaitoksen arvioijien vertailussa on todettu, että 90 % yksittäisistä puista arvioidaan yhden neulaskatoluokan ( $\pm 10\%$ ) virhemarginaalien sisälle. Näissä vertailuissa ei ole todettu tilastollisia eroja eri arvioijien välillä verrattaessa eri harsuuntuneisuusluokkiin luokiteltujen puiden osuuksia (Salemaa ym. 1993).

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen bioindikaattoritutkijoiden arviointitason vertailussa vuonna 1994 yhden neulaskatoluokan virherajoihin mahtui yli 95 % arvioiduista puista ja erot kohdepuiden jakaantumisessa neulaskatoluokkiin olivat pieniä ilman tilastollista merkitsevyyttä. Mäntyjen neulaskatoarvioiden keskiarvo oli alle yhden prosentin suurempi kuin metsäntutkimuslaitoksen arvioijien keskiarvo, eivätkä keskiarvot eronneet tilastollisesti toisistaan. (Niskanen 1995). Kesällä 1996 arviointitason todettiin vastaavan metsäntutkimuslaitoksen arvioijien tasoa (Niskanen ym. 1996). Kesällä 2000 ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän harsuuntuneisuusarviot olivat ensimmäisessä

testissä keskimäärin 8 % pienempiä kuin Metlan arvioijien taso ryhmän sisäisen hajonnan ollessa kuitenkin pieni (Lindgren 2000). Myöhemmin samana kesänä maastoryhmän arviot eivät eronneet tilastollisesti Metlan Hannu Rantasen arvioista (Lindgren 2001).

Harsuuntuneisuuden arvioimiseen liittyvien virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmälle järjestettiin keväällä 2006 viikon mittainen koulutusjakso ja arviointitasot testattiin ennen maastokauden alkua. Vuonna 2007 ympäristöntutkimuskeskuksen maastotyöryhmän arviointitasot testattiin Metlan testipuilla. Tällöin yhden ympäristöntutkimuskeskuksen maastotyöryhmän jäsenen arviointitasot vastasivat hyvin Metlan arvioita, ja kahden jäsenen arviot olivat hieman Metlan arvioita korkeampia. (Lindgren 2007.)

### 3.2.3 Havupuiden epifyyttijäkälien kartoittaminen

Jäkälät koostuvat symbioosissa elävistä lehtivihreättömästä sieniosakkaasta ja yhteyttävästä leväosakkaasta. Ne menestyvät hyvin niukkaravinteisessa ja kuivassa elinympäristössä, missä korkeammat kasvit eivät selviä. Jäkälät kasvavat löyhärakenteisina sekovarsina ilman suojaavia pintasolukerroksia ja ilmarakoja ottaen ravinteensa ja vetensä suoraan ilmasta, sadevedestä tai runkovalunnasta. Tämä tekee jäkälät hyvin herkiksi ilman epäpuhtauksien vaikutuksille. Altistus tapahtuu pääasiassa siten, että epäpuhtaudet kiinnittyvät sieniosakkaan soluseinämien proteiineihin. Talviaikaankaan, jolloin ilmassa on yleensä enemmän epäpuhtauksia, runkojäkälät eivät ole lumikerroksen suojaamia, ja leudommilla säillä niiden solutoiminta voi aktivoitua.

Jäkälät ilmentävät ilman epäpuhtauksien vaikutuksia yksilökohtaisesti silmin havaittavina morfologisina tai kemiallisina muutoksina, jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen muutoksina ja jäkälälajien peittävyksien muutoksina (Lodeniuss ym. 2002). Morfologisena muutoksena tässä tutkimuksessa arvioitiin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioastetta. Jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen ja peittävyuden muutokset tarkoittavat yksinkertaisimmillaan herkkien lajien vähenemistä ja myöhemmin häviämistä puiden rungoilta.

Jäkälälajit reagoivat ilman epäpuhtauksiin eri tavoin. Toiset ovat herkkiä, ja katoavat kuormitetuilta alueilta ensimmäisinä, toiset ovat kestävämpiä ja saattavat vallata vapautunutta elintilaa. Eräät lajit myös hyötyvät kuormituksesta (taulukko 6). Sormipaisukarve on erityisen hyvä ilman epäpuhtauksien indikaattori, sillä se kestää hyvin suuriakin saastepitoisuuksia, mutta indikoi niitä morfologisilla muutoksilla. On myös esitetty, että sormipaisukarve saattaisi hyötyä ilman epäpuhtauksista tiettyyn kuormitustasoon asti (Anttonen 1990). Tietyn lajin esiintymiseen vaikuttavat lajin saasteherkkyyden lisäksi myös luontaiset ympäristöolosuhteet, jonka vuoksi eri lajien indikaattoriarvot ovat erilaisia (taulukko 7).

Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat muutokset jäkälissä ja jäkälälajistossa voivat ilmetä nopeasti etenkin suurissa saastepitoisuuksissa. Usein vaikutukset näkyvät vielä vuosienkin päästä kuormituksen vähennyttyä, koska jäkälät ovat hyvin hidaskasvuisia ja vaikutukset saattavat välittyä niihin myös kasvualustan muutosten kautta (Jussila ym. 1999.). Tärkein jäkäliin vaikuttava ilman epäpuhtaus on rikkidioksidi, mutta myös typpiyhdisteillä on vaikutusta, samoin alkalisilla päästöillä, jotka muuttavat erityisesti havupuulla kasvavien jäkälän normaalisti hapanta kasvualustaa emäksisemmäksi.

Taulukko 6. Tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkyudet rikkidioksidille (Kuusinen ym. 1990).

Herkkyys	Laji (tiet..)	Laji (suom.)
kestävä, hyötyvä	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	leväpeite
	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	seinänsuomujäkälä
melko kestävä	<i>Hypogymnia physodes</i>	sormipaisukarve
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	keltatyvikarve
	<i>Cetraria chlorophylla</i>	ruskoröyhelö
	<i>Vulpicida pinastri</i>	keltaröyhelö
melko herkkä	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	harmaa tyvikarve
	<i>Parmeliopsis aleurites</i>	kalpea tyvikarve
	<i>Platismatia glauca</i>	harmaaröyhelö
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	hankakarve
	<i>Parmelia sulcata</i>	raidanisokarve
herkkä	<i>Bryoria</i> sp.	lupot
	<i>Usnea</i> sp.	naavat

Taulukko 7. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono. Seuralaislajien lukumäärät on laskettu Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen aineistosta (Niskanen ym. 2001).

Sormipaisukarve (*Hypogymnia physodes*) +++



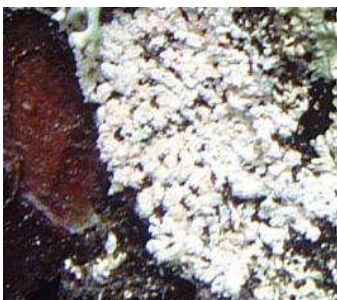
Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää eniten ilman epäpuhtauksia. Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssit eli peittävyys pienentyvät vasta voimakkaasti kuormitetuilla alueilla. Sormipaisukarve on hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä myös sekovarren näkyvät vauriot kuvastavat ilman epäpuhtauksien kuormitusta. Seuralaislajien lukumäärä 3,93.

Keltatyvikarve (*Parmeliopsis ambigua*) +++



Keltatyvikarve sietää myös hyvin ilman epäpuhtauksia ja sen esiintymisfrekvenssit noudattavat ilman epäpuhtauksien kuormitusvyöhykkeitä. Keltatyvikarve viihtyy parhaiten sulkeutuneissa kosteissa metsissä (Pihlström & Myllyvirta 1995). Keltatyvikarvetta esiintyy hyvin yleisesti, ja se on ilman epäpuhtauksia kestävä, hyvä indikaattorilaji. Seuralaislajien lukumäärä 4,02.

Tuhkakarve ja harmaatyvikarve (*Parmeliopsis hyperopta* & *Imshaugia aleurites*) +++



Tuhkakarve ja harmaatyvikarve sijoittuvat kestävyydeltään kolmanneksi. Tämä sijoitus sopii yleensä hyvin näiden lajien esiintymisfrekvenssin alueelliseen jakaantumiseen, sillä kahta edellistä lajia herkempänä näiden lajien pienentyneet esiintymisfrekvenssit ulottuvat vähemmän kuormitetuille alueille kuin sormipaisu- ja keltatyvikarpeella. Tuhka- ja harmaatyvikarve ovat ilmansaasteita sietäviä, hyviä indikaattorilajeja, jotka tosin suosivat kuivia ja valoisia kalliomänniköitä. Seuralaislajien lukumäärä 4,49.



Seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) ++



Seinäsuomujäkälää kasvaa luontaisesti vanhojen mäntyjen rungoilla. Se pystyy myös käyttämään hyväkseen ilmassa olevia epäpuhtauksia ja sen esiintyminen lisääntyy ilman saasteiden kuormituksen lisääntyessä. Seinäsuomujäkälä on kohtalaisen hyvä ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori eli sen esiintyminen kuvastaa lähinnä typpilaskeuman rehevöittävä vaikutusta. Seuralaislajien lukumäärä 4,84.

Lupot (*Bryoria* sp.) +++



Lupoilla on keskimäärin eniten seuralaislajeja rungoilla, mikä osoittaa sen herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Luppojen esiintymisfrekvenssit noudattavat yleensä ilmansaasteiden kuormitusta ja luppojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Lupot ovat hyviä ilman laadun indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 5,12

Naavat (*Usnea* sp.) +++



Naavojen esiintymisfrekvenssit vaihtelevat ilmansaastekuormituksen mukaan yleensä samalla tavalla kuin lupoilakin. Naavojen seuralaislajien määrä on yleensä melko suuri kuten lupoilakin, mikä osoittaa näiden jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Naavojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Rannikon läheisyys suosii naavojen esiintymistä, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 5,12.

Harmaaröyhelö (*Platismatia glauca*) ++



Harmaaröyhelö on seuralaislajien määrän perusteella suhteellisen herkkä indikaattorilaji ja myös sen esiintymisfrekvenssit ovat yleensä loogisia: laji puuttuu kuormitetuilta alueilta ja eniten sitä todetaan puhtailla alueilla. Harmaaröyhelö on herkkä ilman epäpuhtauksille, mutta sen luontainen esiintyminen voi kuitenkin vaihdella suuresti, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,51.

Keltaröyhelö (*Vulpicida pinastri*) +



Keltaröyhelön esiintyminen on usein varsin satunnaista, sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueita ja toisaalta se saattaa puuttua tausta-alueilla. Keltaröyhelön luontainen esiintyminen vaihtelee suuresti, mutta mahdollisesti myös ilman epäpuhtauksilla on vaikutusta sen esiintymiseen. Keltaröyhelön arvo ilman laadun indikaattorina jää kuitenkin pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,39.



### Ruskoröyhelö (*Cetraria chlorophylla*) –



Ruskoröyhelö on yleensä 12 indikaattorilajin joukossa yksi harvinaisimmista lajeista. Sen esiintyminen vaihtelee usein hyvin satunnaisesti ja sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueilta. Ilman laadun indikaattorina ruskoröyhelö on huono. Seuralaislajien lukumäärä 5,10.

### Hankakarve (*Pseudevernia furfuracea*) ++



Hankakarve on hyvin yleinen jäkälälaji männyn rungolla. Keskimääräisen seuralaislajien määrän perusteella hankakarpeen voidaan katsoa olevan herkkä ilman epäpuhtauksille, ja myös sen esiintymisfrekvenssien alueellinen jakauma vastaa yleensä ilman epäpuhtauksien kuormituksen jakaamaa. Ilmansaasteet aiheuttavat selvästi havaittavia muutoksia hankakarpeen sekovarressa. Rannikon läheisyys suosii hankakarpeen esiintymistä, sillä se viihtyy valoisissa, kuivissa kalliomänniköissä. Indikaattorina se on kohtalainen. Seuralaislajien lukumäärä 4,41.

### Raidanisokarve (*Parmelia sulcata*) +



Raidanisokarve on harvinainen männyn rungolla esiintyvä jäkälälaji. Raidanisokarve on ravinteisuudesta hyötyvä jäkälälaji, jota esiintyy yleensä mm. kalkkipölyalueiden liepeillä. Raidanisokarve soveltuu kalkkipölyn indikaattoriksi. Yleensä raidanisokarve on niin harvinainen, että sen indikaattoriarvo jää pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 4,27.

### Viherlevä ja vihersukkulajäkälä (*Algae & Scoliciosporum*) +++



Viherleväpeite lisääntyy lähinnä kasvaneen typpilaskeuman vaikutuksesta eli se on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori. Viherleväpeite ja vihersukkulajäkälä ovat hyviä typpikuormituksen indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 3,98.

### Jäkäläkartoitus männyillä

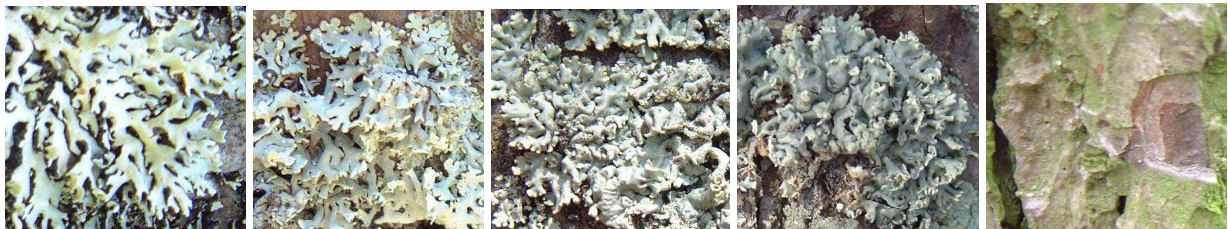
Mäntyjen rungoilta tutkittiin 12 jäkälälajin esiintyminen standardin SFS 5670 mukaan kuitenkin laajentaen sitä niin, että kunkin lajin runsaus arvioitiin kolmeasteisella luokituksella (taulukko 8). Kullakin havaintoalalla oli 5 tutkimuspuuta, ja mäntyjen jäkälälajisto arvioitiin 50–200 cm:n korkeudelta. Sormipaisukarpeen vaurioasteet arvioitiin viisiasteisella luokituksella puolen vaurioluokan tarkkuudella (kuva 13 ja taulukko 9). Sormipaisukarpeen ja luppojen (*Bryoria* sp.) esiintymisfrekvenssit laskettiin sapluunaruudukolta 1,2 m:n korkeudelta itä-koillisesta ja länsilounaasta.

Taulukko 8. Jäkälien runsauden luokittelu. Leväpeite (*Algae & Scoliciosporum*) ja seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) on luokiteltu peittävytenä (%), muut lajit sekovarsien lukumäärän perusteella.

Luokka	Sekovarsien määrä, kpl	Peittävyys, %
1	1–2	< 5
2	2–7	5–49
3	> 7	≥ 50

Taulukko 9. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus (SFS 5670).

Vaurio	Näkyvät muutokset
I normaali	jäkälät terveitä tai lähes terveitä
II lievä vaurio	lievästi kitukasvuisia, lieviä värimuutoksia
III selvä vaurio	jäkälät kitukasvuisia, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin
IV paha vaurio	jäkälät pieniä, ryppyisiä, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin
V kuollut tai puuttuu	



I = terve      II = lievä vaurio      III = selvä vaurio      IV = paha vaurio      V = kuollut tai puuttuu

Kuva 13. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus

Kullekin havaintopaikalle laskettiin havaintopaikan jäkäläkasvillisuutta kuvaava IAP-indeksi (Index of Atmospheric Purity, ilmanpuhtausindeksi) (LeBlanc ja DeSloover 1970). IAP-indeksillä voidaan esittää eri jäkälälajien esiintymisfrekvenssit yhtenä lukuarvona, jossa on otettu huomioon eri lajien herkkyudet ilman epäpuhtauksille. Korkea indeksiarvo kertoo runsaasta jäkälälajistosta ja siten hyvästä ilmanlaadusta, matalan indeksin arvon saavat puolestaan lajistoltaan köyhtyneet havaintoalat (taulukko 10). Indeksillä laskettiin kullekin havaintoalalle seuraavasti:

$$IAP = \sum_1^n (Q \times f) / 10$$

$Q$  = kunkin jäkälälajin keskimääräinen seuralaislajien lukumäärä (ks. taulukko 7)

$f$  = lajin suhteellinen esiintymisfrekvenssi näytealalla (0-1)

$n$  = jäkälälajien lukumäärä (10)

IAP-indeksi on laskettu käyttäen yhdeksää standardin SFS 5670 mukaista indikaattorilajia. Laskennasta on jätetty pois seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*), levät ja vihersukkulajäkälä (*Algae* ja *Scoliciosporum* sp.), jotka hyötyvät kuormituksesta.

Laskennassa käytetyt seuralaislajien lukumäärät poikkeavat toisistaan eri tutkimuksissa, jolloin niiden vertailu IAP-indeksin osalta on usein mahdotonta. Tässä selvityksessä käytetyt seuralaislajien lukumäärät (taulukko 7) on laskettu Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan vuoden 2000 bioindikaattoritutkimuksen 6230 mäntyä käsittävästä aineistosta (Niskanen ym. 2001). Kunkin lajin seuralaislajien määrissä seinäsuomujäkälä, levä sekä vihersukkulajäkälä on huomioitu.

Taulukko 10. Jäkälälajiston luokitus IAP-indeksin perusteella.

IAP-indeksi	Kuvaus jäkäläkasvillisuudesta
> 3	jäkälälajisto vastaa tausta-alueiden lajistoa, mukana yleisesti herkimpiä lajeja
2–3	lajistossa on lieviä muutoksia, herkimpiä lajeja puuttuu yleisesti
1–2	lajisto on köyhtynyt, herkimpiä lajeja voi esiintyä yksittäisillä rungoilla
0,5–1	lajisto on erittäin selvästi köyhtynyt, herkimmat lajit puuttuvat yleisesti, rungoilla esiintyy yleisesti ilmansaasteista hyötyviä lajeja
< 0,5	jäkäläautio tai lähes jäkäläautio

Kullekin tutkimuspuulle ja -alalle laskettiin ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lajimäärä. Ala- ja puukohtaisia lajimääriä laskettaessa ei huomioitu ilman epäpuhtauksista hyötyviä seinäsuomujäkälää sekä levää ja vihersukkulajäkälää, jolloin lajeja saattoi olla puuta tai alaa kohti enimmillään 10. Puhtailla tausta-alueilla havaitaan yleensä enemmän jäkälälajeja kuin kuormitetuilla alueilla. Lajisto voidaan myös luokitella lajilukumäärän perusteella (taulukko 11).

Taulukko 11. Jäkälälajiston luokitus lajilukumäärän perusteella.

Lajilukumäärä	Lajiston kuvaus
0–1	Erittäin selvästi köyhtynyt
2–3	Selvästi köyhtynyt
4–5	Köyhtynyt
6–7	Lievästi köyhtynyt
≥ 8	Normaali jäkälälajisto

Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvensseistä laskettiin kullekin puulle sormipaisukarpeen suhteellinen peittävyys. Sormipaisukarve on ilman epäpuhtauksia kestävä laji, ja se selviää myös sellaisilla alueilla, joilta herkemmat lajit katoavat. Tällöin se usein vahvana kilpailijana valtaa kasvualaa muilta lajeilta – tosin sormipaisukarvekin kestää kuormitusta vain tiettyyn pisteeseen asti, jonka jälkeen sen peittävyys pienenee (vrt. esim. Niskanen ym. 2003a ja Niskanen ym. 1996).

### *Jäkäläkartoitus kuusilla*

Jäkäläkartoituksen tekeminen kuusella ei ole yhtä yksiselitteistä kuin männyllä. Kuusella kasvaa mm. rupijäkälälajeja, joiden tunnistaminen on vaativaa. Kuuselta arvioidaankin erikseen vain sormipaisukarpeen runsaus, leväisyys ja yleisjäkäläisyys. Yleisjäkäläisyys ei kuitenkaan ole vastaava ilmanlaadun indikaattori kuin männyn jäkäläkartoitus (Jussila ym. 1999). Kuusen jäkälät arvioitiin erikseen rungon, oksien ja rungon tyven osalta. Kaikista arvioitiin sormipaisukarpeen, levän sekä muiden jäkäläien yleisyys neliasteisella luokituksella 0-3 (taulukko 12).

Taulukko 12. Kuusen jäkäläien arviointiperusteet.

Arvo	Rungoilla ja oksilla	Tyvellä
0	Ei esiinny ollenkaan	Ei esiinny ollenkaan
1	Esiintyy vähän	Peittävyys 1–10 %
2	Esiintyy kohtalaisesti	Peittävyys 11–50%
3	Esiintyy runsaasti	Peittävyys > 50 %

## Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus

Jäkäläkartoituksen tulosten luotettavuuteen vaikuttavat erityisesti kartoituksen tekijöiden lajituntemus sekä kokemus bioindikaattoritutkimusten tekemisessä. Ainoastaan standardissa SFS 5670 esitettyjen 12 indikaattorilajin hallitseminen ei riitä, sillä lajituntemuksen ollessa suppea voivat indikaattorilajit sekoittua muihin lajeihin. Ilman epäpuhtaudet voivat aiheuttaa lajien ulkonäköön huomattavia muutoksia, minkä vuoksi vain luonnontilaisten jäkälien tunteminen ei ole taidollisesti riittävää.

Eri jäkälälajien esiintymisen kirjaaminen voi vaihdella eri arvioitsijoiden kesken. Leväpeitteen ja seinäsuomujäkälän kasvutavan vuoksi niiden havainnointi on erityisen hankalaa. Leväpeitettä voi esiintyä hyvinkin pieninä vihertävinä laikkuina. Myös kaarnan kastuminen voi hankaloittaa leväpeitteen havaitsemista. Seinäsuomujäkälä kasvaa yksittäisinä alle 1 mm:n kokoisina suomuina. Tämä suomu peite voi olla lähes yhtenäinen, selvästi havaittava peite kaarnalla, tai niukimmillaan lähes yksittäisiä suomuja. Tyvikarpeiden osalta on kirjattu esiintymiseksi vain selvästi erottuva sekovarsi, ei kaarnan pinnalla oleva kellertävä tai vaalea jauomainen kasvusto. Edellä esitettyjen syiden vuoksi näiden epifyyttien havainnointiin ja runsauden arviointiin liittyvät erityisen suuret virhelähteet, kun verrataan eri tutkijoiden tuloksia keskenään.

Subjektiviisiin arvioihin pohjautuva jäkäliden näkyvien vaurioiden arviointi ja luokittelu aiheuttaa myös tutkijakohtaisia eroja jäkäläkartoituksen tuloksiin. Näiden virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmä koulutettiin ja arviointitasot saatettiin samalle tasolle testien avulla.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen selvityksessä (Polojärvi ym. 2005a) männyn epifyyttijäkäliden ja sormipaisukarpeen vaurioiden havainnoinnin virhelähteistä todettiin, että arviot sormipaisukarpeen vaurioista eivät eronneet tilastollisesti merkittävästi havainnoijien omien eivätkä eri havainnoijien arvioiden välillä. Havainnot ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärästä eivät eronneet tilastollisesti merkittävästi havainnoijien omien havaintokertojen välillä, mutta eri havainnoijien välillä todettiin muutamia tilastollisesti merkittäviä eroja. Sormipaisukarpeen suhteellisissa peittävyyksissä todettiin tilastollisesti merkittäviä eroja sekä havainnoijien omien että eri havainnoijien tekemien mittausten välillä, kuten myös leväpeitteen arvioinnissa. Jäkälähavainnoista leväpeitteen havainnointi osoittautui tarkkuudeltaan epävarmimmaksi. Arviot leväpeitteen esiintymisestä poikkesivat havaintoaloilla, joilla leväpeitettä esiintyi mäntyjen rungoilla hyvin pieninä vihertävinä laikkuina. Leväpeitteestä poiketen seinäsuomujäkälän havainnoinnissa ei eroja todettu. (Taulukko 12.)

Taulukko 13. Jäkälähavaintojen mittaustarkkuus 95 %:n luottamusvälillä.

	ARVIOINTITARKKUUS	ERO TULOKSISSA
<i>Sormipaisukarpeen vauriot</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	3–12 %	0,1–0,2 vaurioluokkaa
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	10–16 %	0,2–0,4 vaurioluokkaa
<i>Jäkälälajien lukumäärä</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	11–23 %	0,9–1,6 lajia
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	0–5 %	0–0,9 lajia
<i>Sormipaisukarpeen peittävyys</i>		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	34–42 %	3,3–3,0 %-yks.
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	11–22 %	0,7–4,9 %-yks.

### 3.2.4 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi

Neulasten alkuainepitoisuuksien määrittämisellä pyritään selvittämään ilman kautta leviävien epäpuhtauksien kuormituksen alueellisia eroja. Neulasiin kertyy epäpuhtauksia sekä juuristojen kautta että suoraan ilmasta neulasten pintasolukoista, ja osa laskeumasta jää neulasten pinnoille kulkeutumatta eteenpäin (Jussila ym. 1999). Voimakkaat sateet laskevat neulasten alkuainepitoisuuksia; kuormitetuilla alueilla rikkipitoisuudet saattavat laskea jopa 30–50 % (Huttunen 1982). Latvustosta huuhtoutuvat ravinteet taas ovat peräisin neulasten pinnalle laskeutuneesta kuivalaskeumasta ja lehtisolukoista (Helmisaari 1993). Myös neulasten iällä voi olla vaikutusta mitattuihin pitoisuuksiin, sillä neulasten vanhetessa helposti tai keskinkertaisesti liikkuvien ravinteiden (N, S, Mg, K) pitoisuudet pienenevät, ja heikosti liikkuvien (Ca, Mn) pitoisuudet kasvavat. Kuormitetuilla alueilla tilanne on kuitenkin erilainen rikin osalta, sillä rikkipitoisuudet usein päinvastoin kasvavat neulasten vanhetessa (Nieminen ym. 1993, Helmisaari 1993). Tässä tutkimuksessa selvitettiin männyn neulasten alkuainepitoisuudet pääravinteista typen (N) (31 näytealaa), fosforin (P) ja kaliumin (K) osalta, sivuravinteista kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg), natriumin (Na) ja rikin (S) osalta sekä hivenravinteista boorin (B), mangaanin (Mn), raudan (Fe), kuparin (Cu), ja sinkin (Zn) osalta. Muiden alkuaineiden osalta selvitettiin alumiinin (Al), kromin (Cr), nikkelin (Ni) ja fluorin (F) (30 näytealaa) pitoisuuksia männyn neulasissa.

Neulasten alkuainepitoisuudet kuvaavat kuormitusta suhteellisesti, sillä osa alkuaineista on aina peräisin maaperän luontaisista ravinnevaroista (Jussila ym. 1999). Alkuainepitoisuudet kuvaavat myös ravinteiden suhteita, mahdollisia puutoksia tai myrkyllisen korkeita pitoisuuksia. Tutkituista alkuaineista erityisesti rikki ja typpi kuvastavat ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa kuormitusta. Neulasten ravinnepitoisuuksien luontainen vaihtelu on suurta, sillä pitoisuuksiin vaikuttavat lukuisat tekijät. (Jussila ym. 1999.) Yksiselitteisiä ohjearvoja neulasten alkuainepitoisuuksille on vaikea antaa, sillä ohjearvot vaihtelevat eri lähteissä (vrt. Reinikainen ym. 1998). Taulukoissa 14–16 on esitetty eri lähteistä peräisin olevia ohjearvoja, jotka kuvaavat neulasten alkuainepitoisuuksia puiden normaalin ravinnetasapainon kannalta. Arvot vaihtelevat lähteestä riippuen eivätkä kuvaa suoranaisesti puille haitallisia pitoisuuksia. Tämän vuoksi ravinnetasapainoa arvioitaessa on otettava huomioon mm. metsätyyppi ja muut ravinteisuuteen vaikuttavat tekijät. Taulukossa 14 on esitetty männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille (VT- ja CT-tyypit), taulukossa 15 on esitetty ravinnepitoisuuksien ohjearvoja sekä eri lähteistä laskettuja ravinnepitoisuusaineistojen tunnuslukuja kangasmaan metsille sekä taulukossa 16 on YK:n Euroopan talouskomission alkuainepitoisuuksien ohjearvoja Keski-Euroopan metsiin. Verrattuna suomalaisiin ohjearvoihin eurooppalaiset ohjearvot ovat korkeampia, eivätkä ole erilaisten olosuhteiden vuoksi suoraan tänne sovellettavissa. Normaalina typpipitoisuutena pidetään n. 11 g/kg, jota alemmissa pitoisuuksissa puun katsotaan kärsivän typen puutteesta (Jukka 1988). Havupuiden normaalina kokonaisrikkipitoisuutena tausta-alueilla pidetään 900 mg/kg kuiva-ainetta, kun kuormitetuilla alueilla Etelä-Suomessa pitoisuus voi olla 1500 mg/kg (Jussila 1999). Puiden kasvun kannalta sopivana rikkipitoisuutena pidetään 900–1200 mg/kg (Reinikainen ym. 1998).

Taulukko 14. Männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille. Suluissa on esitetty pitoisuudet tuoreille ja lehtomaisille kankaille. (Jukka 1988.)

Ravinnetila	typpi g/kg	fosfori mg/kg	kalium mg/kg	boori mg/kg
alhainen	< 11 (< 12)	< 1200 (< 1400)	< 3500	< 5
riittävä	11–13,9	1200–1449 (1400–1599)	3500–3900	5–7,9
sopiva	≥ 14	≥ 1450 (≥ 1600)	≥ 4000	≥ 8

Taulukko 15. Neulanalyysin tulkinnessa tarvittavia arvoja kangasmaan metsille (Reinikainen ym. 1998 Brække 1995, Mälkönen 1991 ja Raitio 1994 mukaan).

Mänty	Ankara puutos	Sopiva (optimi)	Keskiarvo	Minimi	Maksimi
N %	1,1–1,3	1,5–2,1	1,23	0,74	2,25
P g/kg	0,8–1,2	1,4–1,8	1,46–1,52	0,98	3
K g/kg	3,0–4,1	5,0–7,0	4,82–4,87	3,1	8
Ca g/kg	1,0–2,1	yli 3,0	1,85–2,28	1,14	4,24
Mg g/kg	0,3–0,7	0,5–1,0	0,99–1,07	0,52	1,48
S g/kg	0,5–0,9	yli 0,9	0,94	0,66	1,42
B mg/kg	alle 4	yli 8,0	12,1	3,6	27,6
Cu mg/kg	1,9–3,0	Ei optimiarvoa	2,6–3,2	0,8	5,9
Zn mg/kg	alle 5,0	Ei optimiarvoa	40–46	25,5	61
Mn mg/kg	alle 7,0	Ei optimiarvoa	409–555	157	767
Fe mg/kg	27–30	Ei optimiarvoa	46,4	24,3	148

Taulukko 16. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksien luokitteluarvot YK/ECE:n mukaan.

Luokkaraja	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg g/kg	S mg/kg
Alin arvo	12	1000	3500	1500	600	1100
Ylin arvo	17	2000	10 000	4000	1500	1800

### *Neulasnäytteiden keräys ja näytteiden käsittely*

Neulasnäytteet kerättiin standardin SFS 5669 mukaisesti talvella 2007 jäkälä- ja neulaskatokartoitukseen käytetyiltä havaintoaloilta. Neulasnäytteet tulee kerätä puiden lepoaikana, sillä kasvukaudella alkuainepitoisuuksissa on huomattavia vaihteluita (esim. Raitio ja Merilä 1998). Kustakin näytepuusta katkaistiin 3–4 oksaa eri puolilta latvustoa 8–12 metrin korkeudelta. Näytteet pakattiin muovipusseihin, joita säilytettiin pakastimessa näytteiden esikäsittelyyn asti. Näytteistä erotettiin toisen vuosikasvaimen neulaset (vuoden 2005 vuosikerta), jotka kuivatettiin paperipusseissa noin 40 °C lämpötilassa viikon ajan. Kuivatut neulaset jauhettiin homogeeniseksi massaksi ja hajotettiin väkevän typpihapon avulla märkäpoltolla mikroaaltopolttolaitteistossa. Jäähtyneet näytteet laimennettiin vedellä ja sentrifugoitiin. Neulasnäytteiden alkuainepitoisuudet tyyppiä lukuunottamatta määritettiin ICP-OES -laitteistolla (Jobin-Yvon Ultima 2) standardin SFS-EN ISO 11885:98 mukaisesti ja ICP-MS -laitteistolla (Agilent 7500ce) standardin SFS-EN ISO 17294-2:05 mukaisesti (taulukko 18). Typpipitoisuudet määritettiin CNS-analysointilaitteella (Thermo Finnigan FlashEA 1112) ilmakehävaiheista näytteistä. Neulasten fluoridipitoisuus määritettiin standardin SFS 5672 mukaisesti. Rinnakkaismääritysten lisäksi alkuainemääritysten laadunvarmistukseen käytetään sekä laboratorion sisäisiä kontrollinäytteitä että sertifioituja referenssimateriaaleja (NIST SRM 1575, männyn neulaset).

### *Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus*

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskus tutki vuonna 2004 neulasnäytteiden keräämiseen ja analysointiin liittyviä virheitä. Menetelmän mittaustarkkuus, joka käsittää sekä näytteenottoon että analyysiin liittyvät virheet oli rikkipitoisuudelle keskimäärin  $\pm 5\%$  ja typpipitoisuudelle  $\pm 7\%$ . Heikoimmillaan mittaustarkkuus oli suuren pistepäästölähteen vaikutusalueella rikille  $\pm 14\%$  ja typelle  $\pm 12\%$  (taulukko 17). Näytteenoton mittauserävarmuuden vähentämiseksi näytteet otetaan eri puolilta näytepuuta, jolloin kokoomanäytteeseen tulee neulasia sekä päästökohteiden puolelta että suojapuolelta. Menetelmän toistettavuutta tutkittaessa ei tilastollisesti merkitseviä eroja juuri havaittu (ks. Polojärvi ym.

2005b). Vuoden 1995 tutkimuksessa neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisen mittaustarkkuudeksi arvioitiin  $\pm 7\%$  (Niskanen 1995) ja toistettavuuden osalta  $\pm 14\%$  (taulukko 17) (Niskanen ym. 1996).

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuden kartoituksessa käytetyn menetelmän tarkkuus heikkenee etenkin tilanteessa, jossa pitoisuuksien vaihteluväli on pieni ja sääolosuhteet vaikuttavat pitoisuuksiin. Ottamalla näytteet eri vuosina samoilta puilta saadaan parempi kuva pitoisuuksien muutoksesta näytealalla. Neulasnäytteistä määritettyjen alkuaineiden laboratorioanalyysiin liittyvät mittausepävarmuudet ja määrittämisrajat on esitetty taulukossa 18.

Taulukko 17. Rikin ja typen keskimääräiset mittaustarkkuudet eri vuosina tehdyissä mittaustarkkuuksien arvioinneissa 95 %:n luottamusvälillä. Vuonna 1995 näytepuita oli alalla viisi vuonna 2004 käytettyjen kymmenen sijasta.

		Keskim. mittaustarkkuus	Huonoin mittaustarkkuus
Rikki	2004	$\pm 5\%$	$\pm 14\%$
	1995	$\pm 7\%$	
Typpi	2004	$\pm 7\%$	$\pm 12\%$

Taulukko 18. Neulasten alkuainepitoisuuksien analysoinnissa käytetyt menetelmät, määrittämisrajat sekä mittausepävarmuudet.

ALKUAINE	MENETELMÄ	MÄÄRITYSRAJA (mg/kg)	MITTAUSEPÄVARMUUS
Al	ICP-OES	5	5–15 mg/kg $\pm$ 3 mg/kg; > 15 mg/kg $\pm$ 20 %
B	ICP-OES	1	1–3 mg/kg $\pm$ 0,6 mg/kg; > 3 mg/kg $\pm$ 20 %
Ca	ICP-OES	10	10–40 mg/kg $\pm$ 6 mg/kg; > 40 mg/kg $\pm$ 15 %
Cr	ICP-MS	0,1	0,1–0,3 mg/kg $\pm$ 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg $\pm$ 20 %
Cu	ICP-OES	1	1–4 mg/kg $\pm$ 0,6 mg/kg; > 4 mg/kg $\pm$ 15 %
Fe	ICP-OES	3	3–20 mg/kg $\pm$ 2 mg/kg; > 20 mg/kg $\pm$ 10 %
K	ICP-OES	30	30–150 mg/kg $\pm$ 15 mg/kg; > 150 mg/kg $\pm$ 10 %
Mg	ICP-OES	10	10–50 mg/kg $\pm$ 5 mg/kg; > 50 mg/kg $\pm$ 10 %
Mn	ICP-OES	0,2	0,2–0,7 mg/kg $\pm$ 0,1 mg/kg; > 0,7 mg/kg $\pm$ 5 %
Na	ICP-OES	30	30–100 mg/kg $\pm$ 15 mg/kg; > 100 mg/kg $\pm$ 15 %
Ni	ICP-MS	0,1	0,1–0,3 mg/kg $\pm$ 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg $\pm$ 20 %
P	ICP-OES	10	10–50 mg/kg $\pm$ 5 mg/kg; > 50 mg/kg $\pm$ 10 %
S	ICP-OES	15	15–80 mg/kg $\pm$ 8 mg/kg; > 80 mg/kg $\pm$ 10 %
Zn	ICP-OES	1	1–5 mg/kg $\pm$ 1 mg/kg; > 5 mg/kg $\pm$ 20 %



## 4. Tulokset

### 4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus

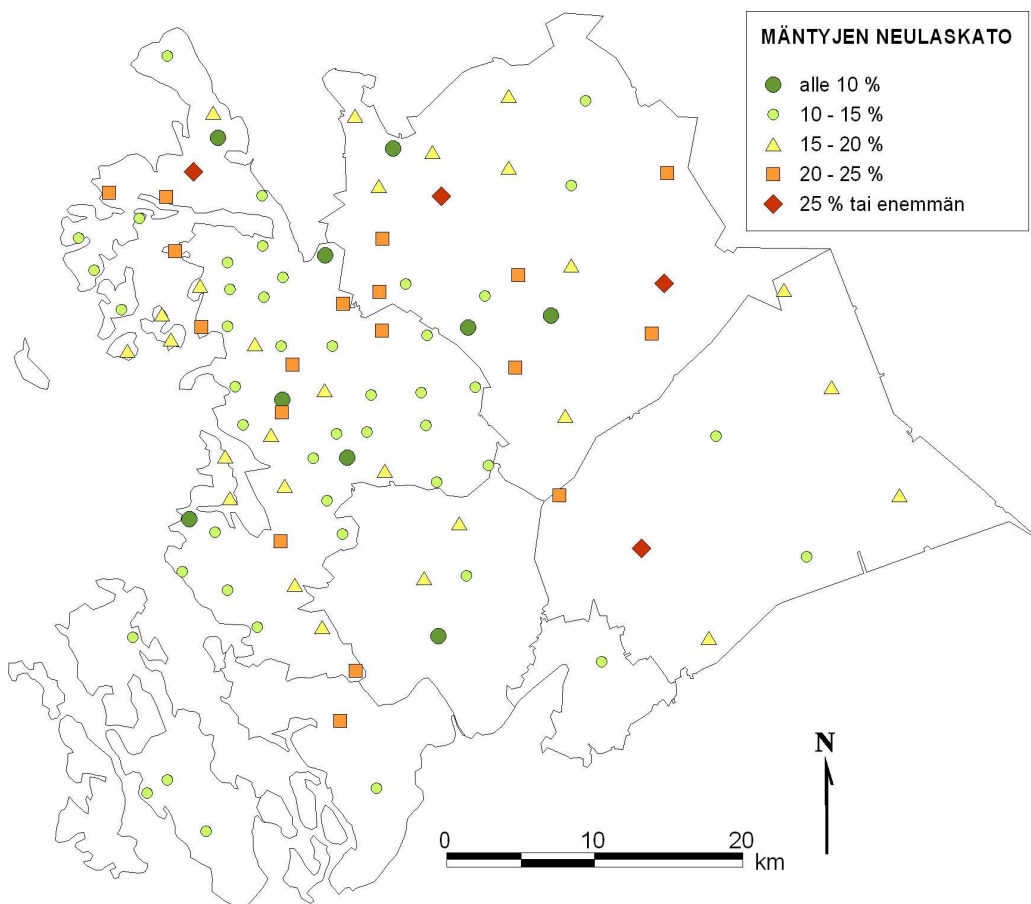
#### 4.1.1 Mäntyjen neulaskato

Männyn neulaskatoa kuvaavat puukohtaiset muuttujat sekä puiden kokoa kuvaavat muuttujat on esitetty taulukossa 19. Koko tutkimusalueella mäntyjen keskimääräinen harsuuntuneisuusaste oli 15,5 %, ja neulasvuosikertoja puissa oli keskimäärin 3,1.

Taulukko 19. Männyn neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä sekä puiden koko tutkimusalueella. N = tutkimuspuiden lukumäärä (pituutta kuvaavat luvut on laskettu alakohtaisista valtapuupituuksien arvioista).

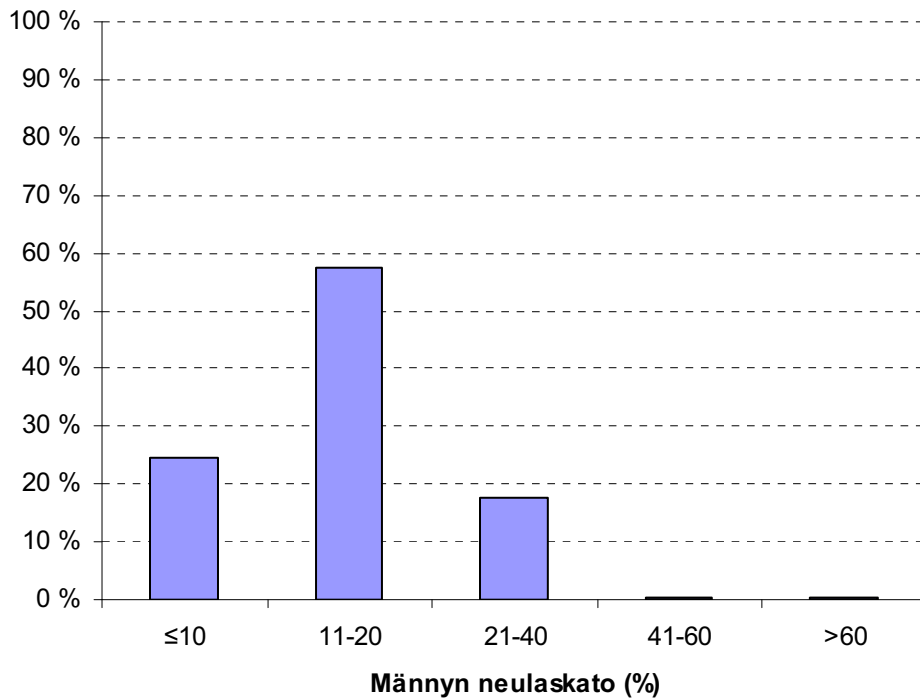
<i>n</i> = 515	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Neulaskato (%)	15,5	2	70	7,23
Neulasvuosikerrat	3,1	2	4,5	0,42
Pituus (m)	20,0	10	27	3,42
Läpimitta (cm)	29,3	20,7	46,5	4,22

Tutkimusaloista 22:lla keskimääräinen neulaskato oli yli 20 %. Yli 25 %:n keskimääräinen neulaskato havaittiin neljällä mäntyalalla. (Kuva 14). Ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen mukaista jakaantumista männyn neulaskadossa ei tutkimusalueella ollut havaittavissa. 20 %:n neulaskadon rajan ylitti 92 puuta eli 18 % kaikista tutkituista puista (kuva 15). Neulaskatoluokka 11–20 % oli havaintomäärältään suurin luokka.



Kuva 14. Mäntyjen neulaskato tutkimusalueella vuonna 2006 (alakohtaiset keskiarvot).

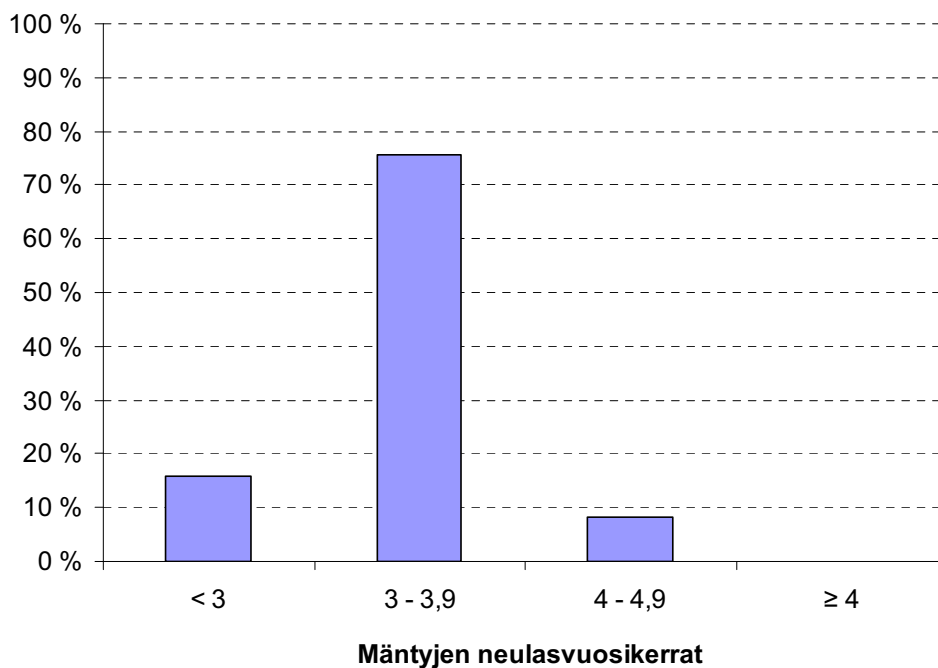




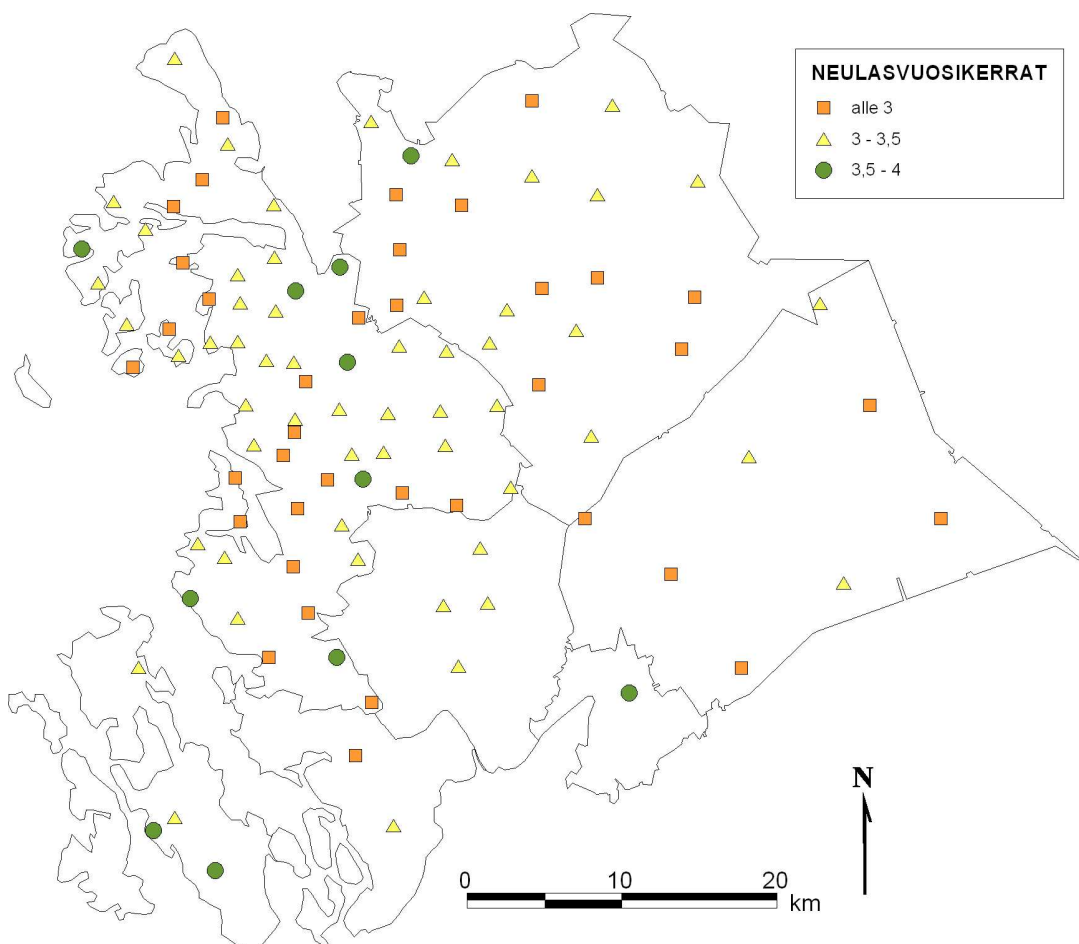
Kuva 15. Mäntyjen jakautuminen neulaskatoluokkiin Vakka-Suomen tutkimusalueella. N = 515.

#### 4.1.2 Neulasvuosikerrat

Suurimmalla osalla (78 %) tutkimuspuista oli 3–3,9 neulasvuosikertaa, mikä on normaali määrä Etelä-Suomen männyille (Lindgren ja Salemaa 2000). Alle 3 neulasvuosikertaa oli 19 %:lla männyistä, ja 4 neulasvuosikertaa tai enemmän 2 %:lla männyistä. (Kuva 16.) Neulasvuosikertojen määrässä ei ollut havaittavissa alueellista vaihtelua (Kuva 17 17).



Kuva 16. Mäntyjen jakaantuminen neulasvuosikertaluokkiin Vakka-Suomen tutkimusalueella. N = 515.



Kuva 17. Keskimääräiset neulasvuosikerrat havaintoaloilla vuonna 2006.

#### 4.1.3 Hyönteistuhot ja taudit

Hyönteis- tai sienituhoja havaittiin tutkituista puista 12 rungolla. Näistä tervasrosoa havaittiin 4 puulla ja ytimennävertäjän (*Tomicus* sp.) aiheuttamia tuhoja 5 puulla. Värivikaisia puita havaittiin 59 kpl:ta, eli 11 % kaikista tutkituista puista.

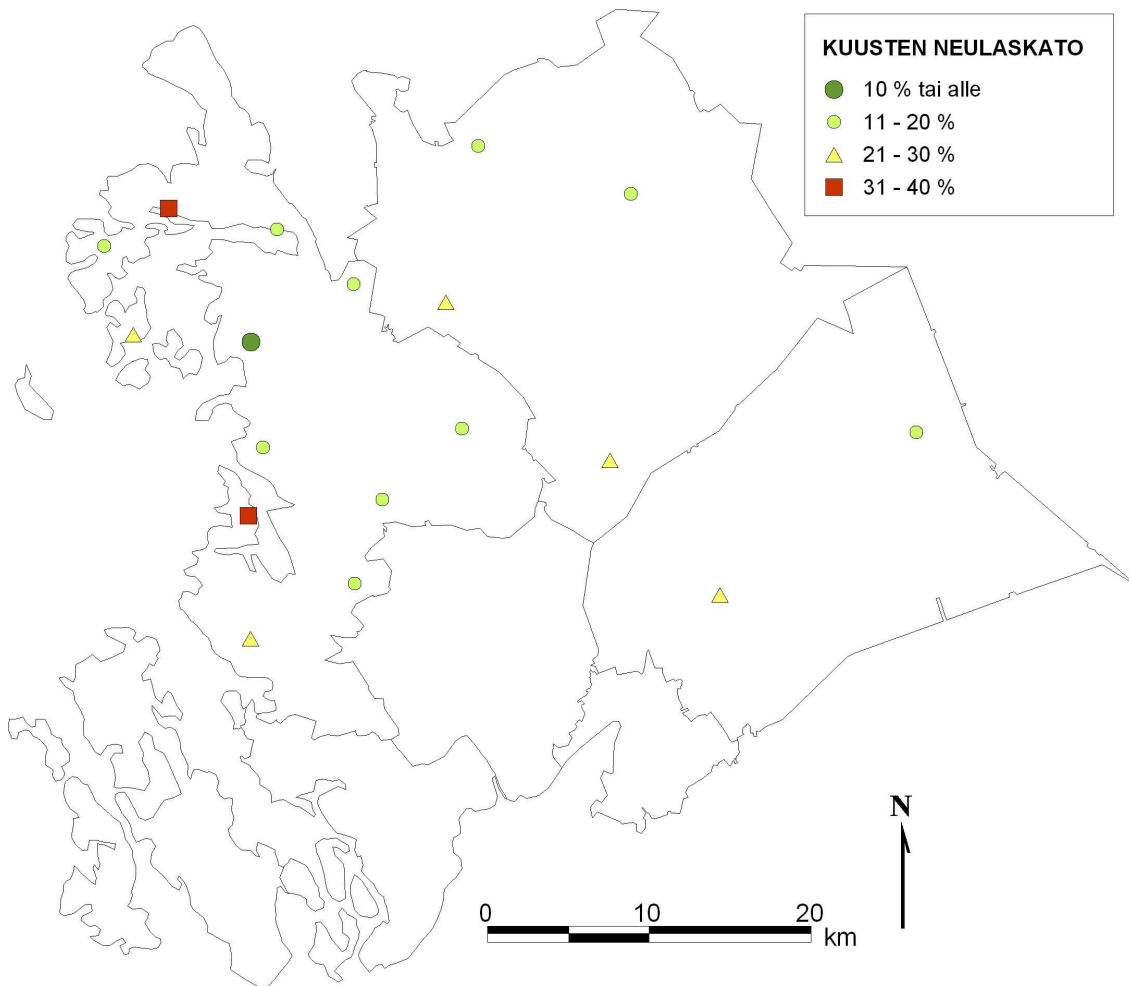
#### 4.2 Kuusten elinvoimaisuus

Kuusen neulaskatoa kuvaavat puukohtaiset muuttujat sekä puiden kokoa kuvaavat muuttujat on esitetty taulukossa 20. Koko tutkimusalueella kuusten keskimääräinen harsuuntuneisuusaste oli 20,4 %.

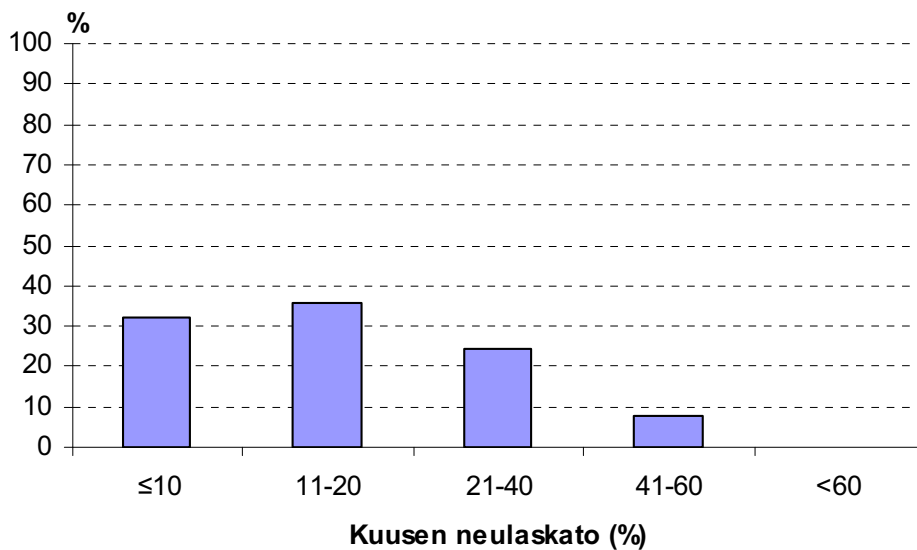
Taulukko 20. Kuusen neulaskato ja puiden koko tutkimusalueella. N = tutkimuspuiden lukumäärä (pituutta kuvaavat luvut on laskettu alakohtaisista valtapuupituuksien arvioista).

<i>n</i> = 90	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Harsuuntuneisuus (%)	20,4	5	60	13,20
Pituus (m)	17,7	13	24	3,09
Läpimitta (cm)	29,2	22,0	41,7	4,49

Kuusihavaintoaloista 7:llä keskimääräinen neulaskato oli yli 20 %. (Kuva 18). Ilman epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen mukaista jakaantumista kuusen neulaskadossa ei tutkimusalueella ollut havaittavissa. 20 %:n neulaskadon rajan ylitti 29 puuta eli 32 % kaikista tutkituista kuusista (kuva 19). Neulaskatoluokka 11–20 % oli havaintomäärältään suurin luokka.



Kuva 18. Kuusten neulaskato tutkimusalueella vuonna 2006 (alakohtaiset keskiarvot).



Kuva 19. Kuusten jakaantuminen neulaskatoluokkiin Vakka-Suomen tutkimusalueella. N = 90.

### 4.3 Mäntyjen runkojäkalät

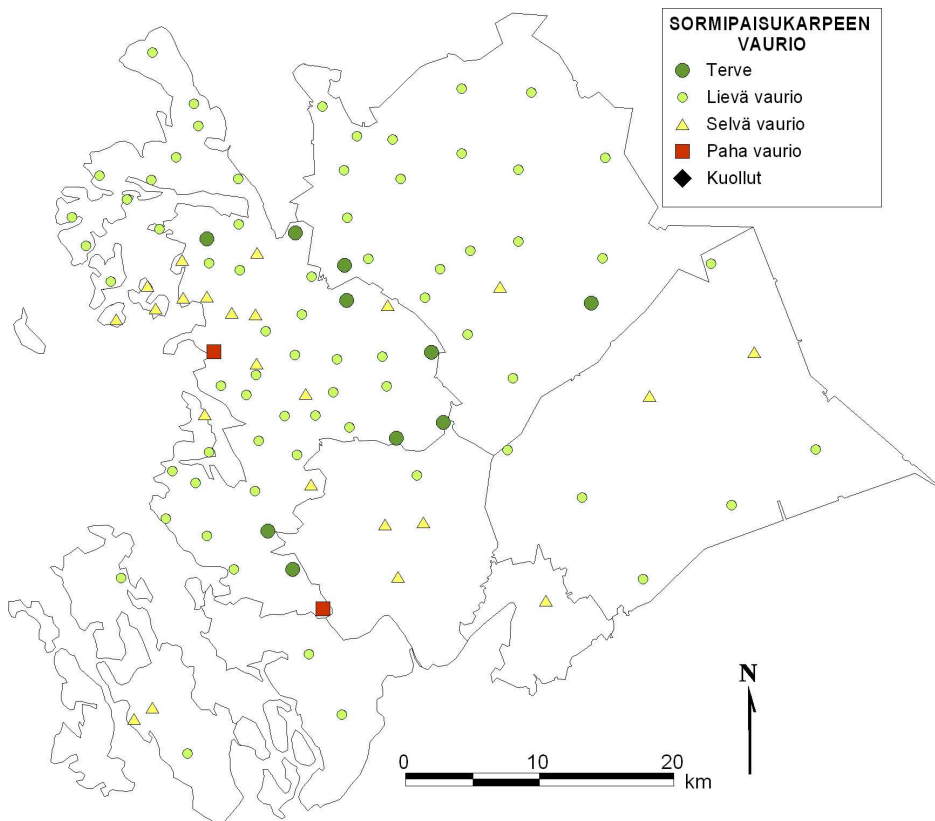
Mäntyjen jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien keskiarvot, äärimmäiset arvot ja keskihajonta on esitetty taulukossa 21. IAP-indeksi oli tutkimusalueella keskimäärin 2,2, mikä kertoo jäkälälajiston olevan lievästi köyhtynyttä (vrt. taulukko 10). Keskimääräinen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien näytealakohtainen lajimäärä Vakka-Suomessa oli 6,8 ja puukohtainen lajimäärä 5,1. Sormipaisukarpeen keskimääräinen vaurioaste oli 2,1, mikä kertoo sormipaisukarpeen olleen tutkimusalueella lievästi vaurioitunutta. Sormipaisukarpeen peittävyden keskiarvo tutkimusalueella oli 9,2 %, ja levää havaittiin keskimäärin kolmella puulla viidestä.

Taulukko 21. Männyn runkojäkalien ilmanpuhtausindeksi, alakohtainen ja puukohtainen lajimäärä, sormipaisukarpeen vaurioaste, sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys. Lajimääriä laskettaessa ei ole huomioitu levää ja seinäsuomujäkälää.

<i>n</i> = 103	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Ilmanpuhtausindeksi	2,2	0,9	3,5	0,63
Lajimäärä/näyteala	6,8	3	10	1,46
Lajimäärä/puu	5,1	2	9	1,64
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,1	0	4	0,55
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	9,2	0,3	40	6,69
Levän yleisyys	3,1	0	5	1,71

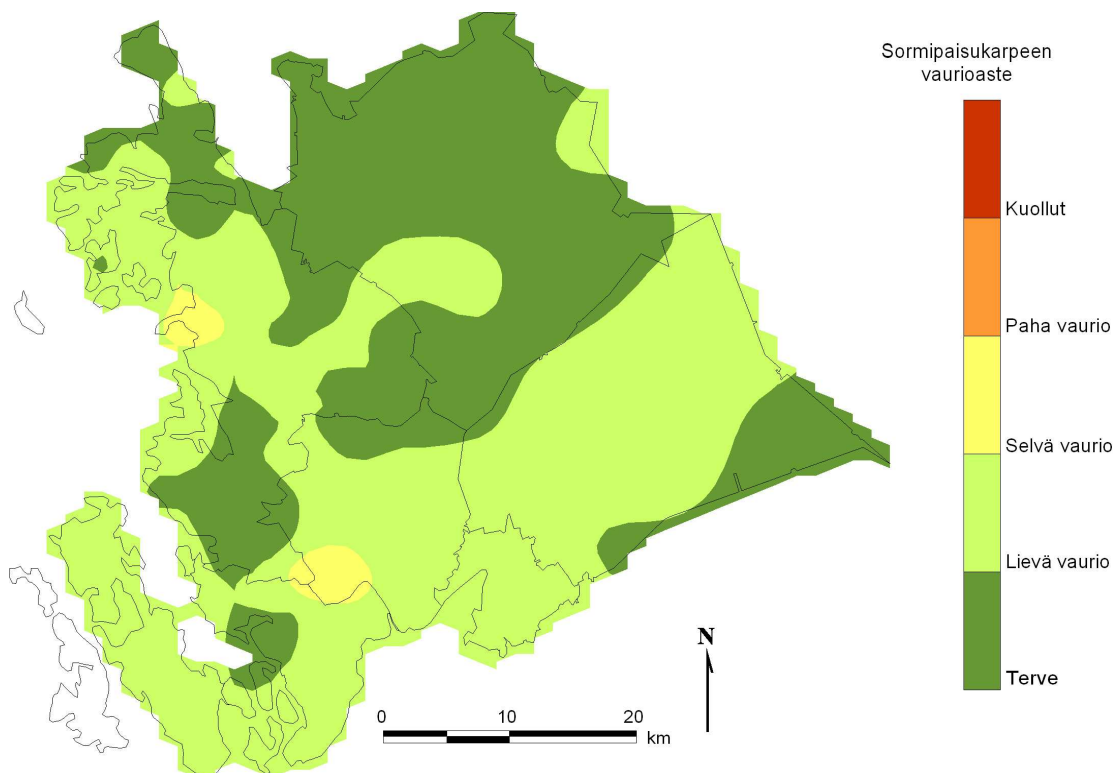
#### 4.3.1 Sormipaisukarpeen vaurio

Sormipaisukarpeen pahoja vaurioita havaittiin kahdella alalla Uudenkaupungin alueella: aivan kaupungin etelärajan tuntumassa Mähkärlässä sekä Uudenkaupungin keskustan eteläpuolella Sorvakon havaintoalalla. Sormipaisukarpeen vauriot olivat selviä 23 alalla. Uudenkaupungin keskustan läheisyydessä olleilla havaintoaloilla sormipaisukarpeen vauriot olivat selviä Sorvakon havaintoalaa lukuun ottamatta. Sormipaisukarpeen vauriot olivat lieviä 68 havaintoalalla ja tervettä sormipaisukarvetta kasvoi 10 havaintoalalla. (Kuva 20.)



Kuva 20. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuonna 2006.

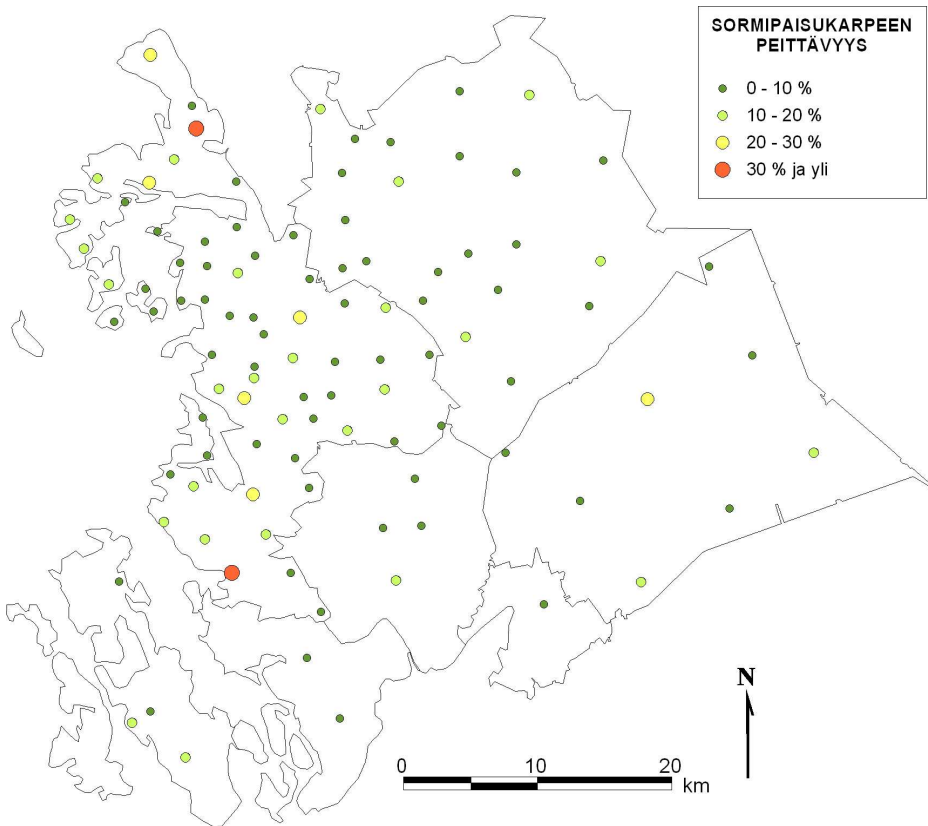
Tervettä sormipaisukarvetta kasvava vyöhyke käsitti miltei koko tutkimusalueen pohjoisosan. Lievien vaurioiden vyöhyke kattoi pääosan tutkimusalueesta. Selvien vaurioiden vyöhykkeet muodostuivat Uudenkaupungin keskustan alueelle sekä Mähkärän havaintoalan läheisyyteen. (Kuva 21.)



Kuva 21. Sormipaisukarpeen vaurioasteita kuvaavat vyöhykkeet vuonna 2006.

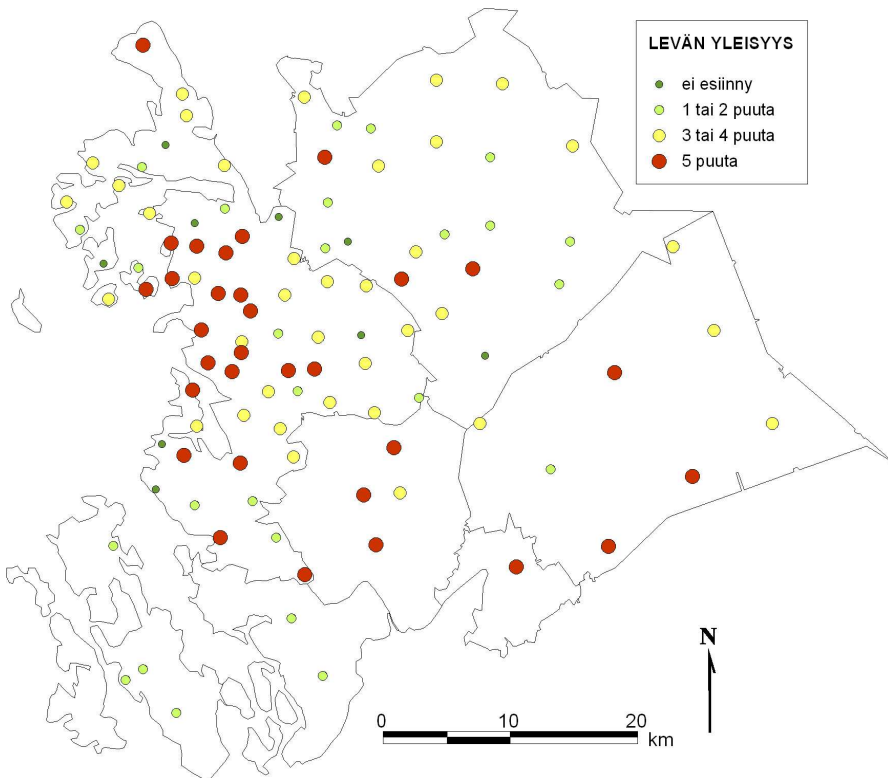
#### 4.3.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys

Vakka-Suomen alueella kahdella alalla sormipaisukarpeen peittävyys oli vähintään 30 %. Nämä alat sijaittivat Uudenkaupungin etelä- ja pohjoisosassa. Suurimmalla osalla havaintoaloista (66 %) sormipaisukarpeen peittävyys oli alle 10 %. (Kuva 22.)



Kuva 22. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys tutkituilla männyn rungoilla vuonna 2006.

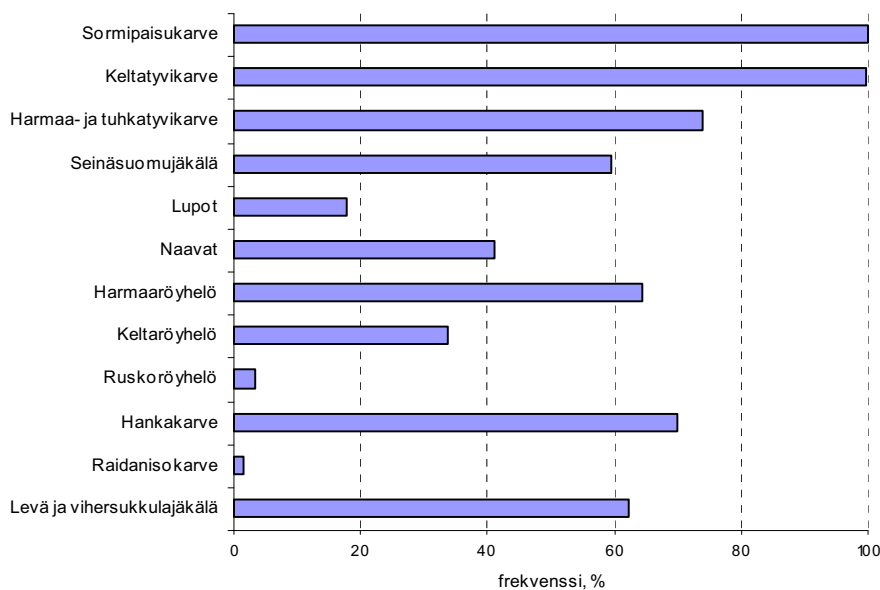
Viherlevän yleisyyttä arvioidaan esiintymisfrekvenssinä (0–5) havaintoalalla. Tutkimusalueella viherlevän esiintymisen suurin runsausluokka oli luokka, jossa viherlevää havaittiin kolmella tai neljällä puulla tutkituista viidestä puusta. Viherlevä esiintyi tutkimusalueella runsaana mm. Uudenkaupungin länsiosissa sekä Vehmaan kunnan alueella. 30 %:lla tutkimusaloista viherlevää havaittiin kaikilla tutkimuspuilla. (Kuva 23.)



Kuva 23. Viherlevän yleisyys tutkimusalueella vuonna 2006.

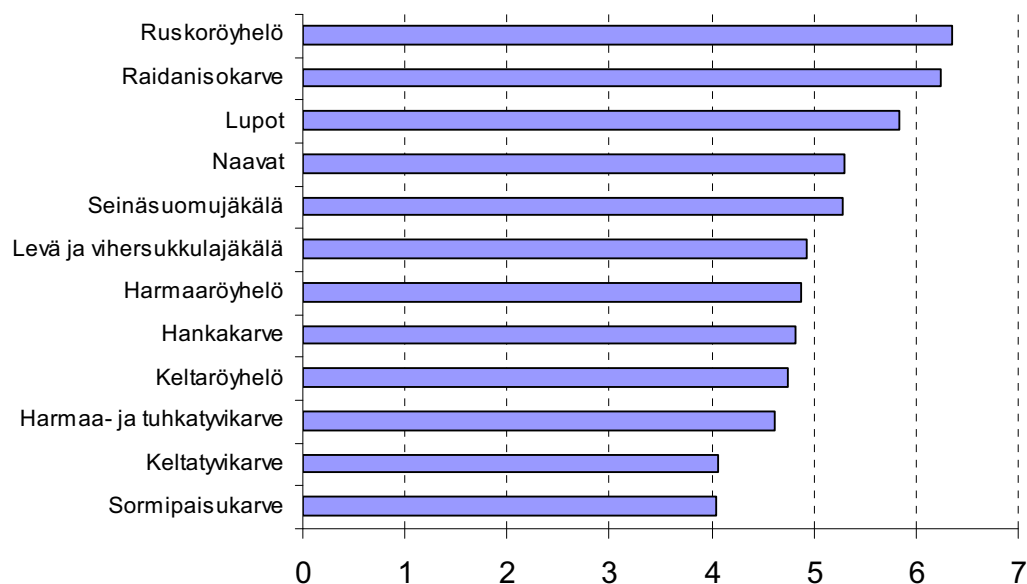
#### 4.3.3 Lajimäärät

Vakka-Suomen alueella tutkituista jäkälälajeista yleisimmin esiintyi sormipaisukarvetta (esiintyi kaikilla tutkituilla 515 rungoilla) sekä keltatyvikarvetta (esiintyi 513 rungolla). Seuraavaksi yleisimpiä lajeja olivat harmaa- ja tuhkatyvikarve (74 % rungoista), harmaahankakarve (70 % rungoista), harmaaröyhelö (64 % rungoista), viherlevä ja vihersukkulajäkälä (62 % rungoista), seinäsuomujäkälä (60 % rungoista), naavat (58 % rungoista), keltaröyhelo (34 % rungoista) ja lupot (18 % rungoista). Harvinaisimpia lajeja olivat ruskoröyhelö (3,3 % rungoista) ja raidanisokarve (1,6 % rungoista). (Kuva 24.)



Kuva 24. Männyn runkojäkälien esiintymistiheys tutkimusalueella. N = 515.

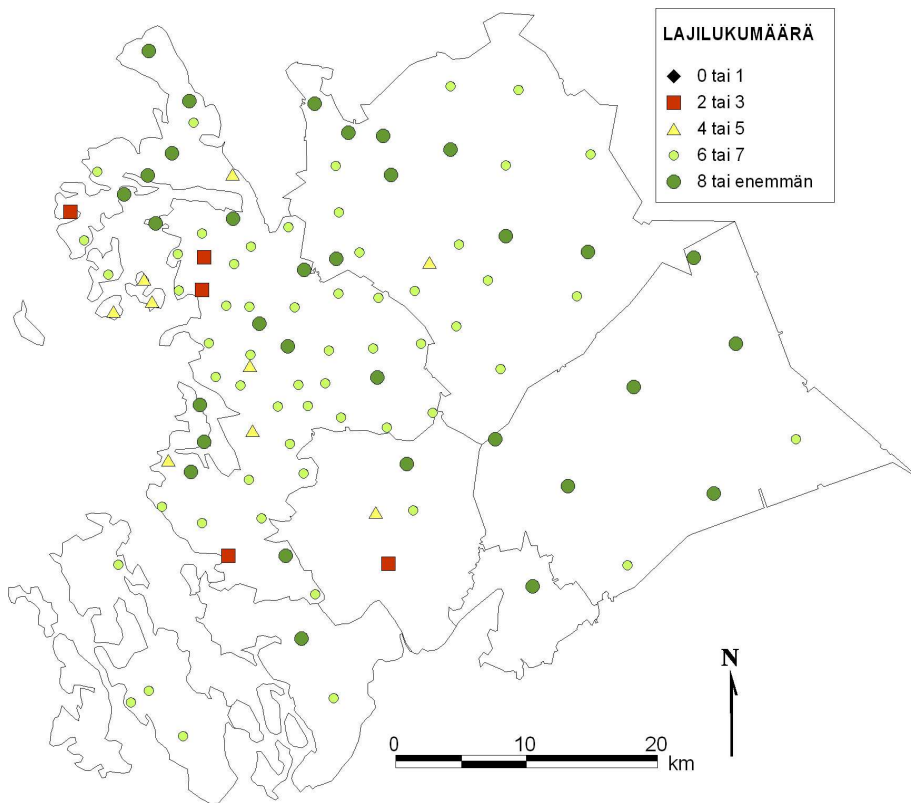
Tutkituilla lajeilla oli keskimäärin 5,1 seuralaislajeja. Seuralaislajien määrä kuvaa osaltaan jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille siten, että mitä enemmän seuralaislajeja kullakin lajilla on, sitä herkempi se on indikaattorina. On tosin huomioitava, että seuralaislajien määrä yksin ei kerro lajin herkkyydestä ilman epäpuhtauksille, kuten taulukosta 6 ilmenee. Seuralaislajeja laskettaessa ei huomioitu ilman epäpuhtauksien aiheuttamasta kuormituksesta hyötyviä seinäsuomujäkälää, viherlevää ja vihersukkulajäkälää. Tutkituista lajeista seuralaislajimäärien perusteella ilman epäpuhtauksille herkimpiä lajeja olivat ruskoröyhelö (6,4 seuralaislajeja), raidanisokarve (6,2 seuralaislajeja), lupot (5,8 seuralaislajeja), naavat (5,3 seuralaislajeja) sekä seinäsuomujäkälä (5,3 seuralaislajeja). Tulos on yllättävä seinäsuomujäkälän osalta, jota pidetään ilman epäpuhtauksia hyvin sietävänä ja niistä jopa hyötyvänä lajina, jolloin sitä voisi odottaa esiintyvän runsaasti yksinään tai vain yksittäisten seuralaislajien kanssa. Seinäsuomujäkälällä oli tutkimusalueella enemmän seuralaislajeja kuin esim. kohtuullisen herkinä pidetyillä harmaaröyhelöllä tai hankakarpeella. Tulosta voi selittää se, että seinäsuomujäkälä esiintyy kaikenlaisissa metsiköissä ja viihtyy erityisesti vanhojen mäntyjen rungoilla. Lisäksi levällä ja vihersukkulajäkälällä oli enemmän seuralaislajeja (4,9) kuin harmaaröyhelöllä ja hankakarpeella. Levää ja vihersukkulajäkälää havaittiin 30 %:lla havaintoaloista (vrt. kuva 23) kaikilla viidellä tutkitulla puulla, mikä selittää näiden lajien korkeaa seuralaislajien määrää. (Kuva 25.)



Kuva 25. Keskimääräiset seuralaislajien määrät tutkituilla rungoilla.  $N = 450$ .

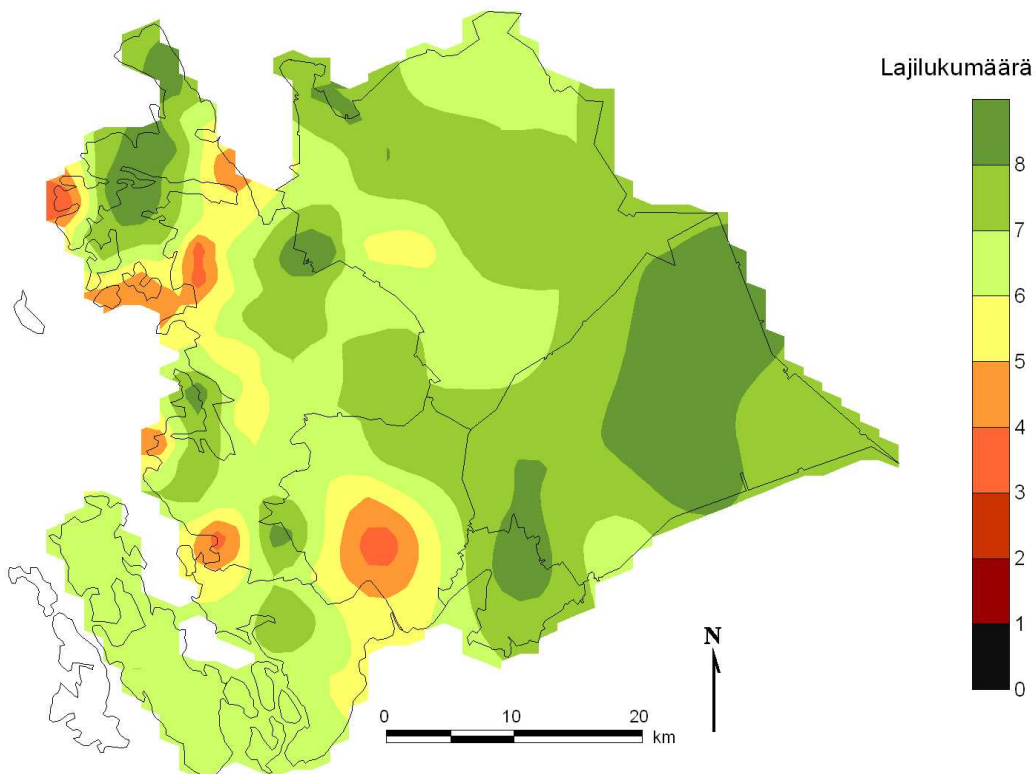
Jäkälälajien määrää laskettaessa huomioitiin ainoastaan 10 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, eli seinäsuomujäkälää ja viherlevää sekä vihersukkulajäkälää ei otettu huomioon. Selvästi köyhtyneitä aloja, joilla esiintyi kahta tai kolmea ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, oli tutkimusalueella viisi. Nämä alat sijaitsivat Uudessakaupungissa ja Vehmaalla. Lajistoltaan köyhtyneitä havaintoaloja, joilla tavattiin neljää tai viittä ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, oli tutkimusalueella 9. Tutkimusalueella tavattiin yleisimmin jäkälälajistoltaan lievästi köyhtyneitä havaintoaloja, eli sellaisia joilla kasvoi kuutta tai seitsemää jäkälälajia (57 alaa). Ilman epäpuhtauksien suhteen taustatasoa edustavia lajimääriä (kahdeksan jäkälälajia tai enemmän) esiintyi kaikissa osissa tutkimusaluetta. Yhteensä tällaisia havaintoaloja oli 32. (Kuva 26.)





Kuva 26. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärät havaintoaloilla vuonna 2006.

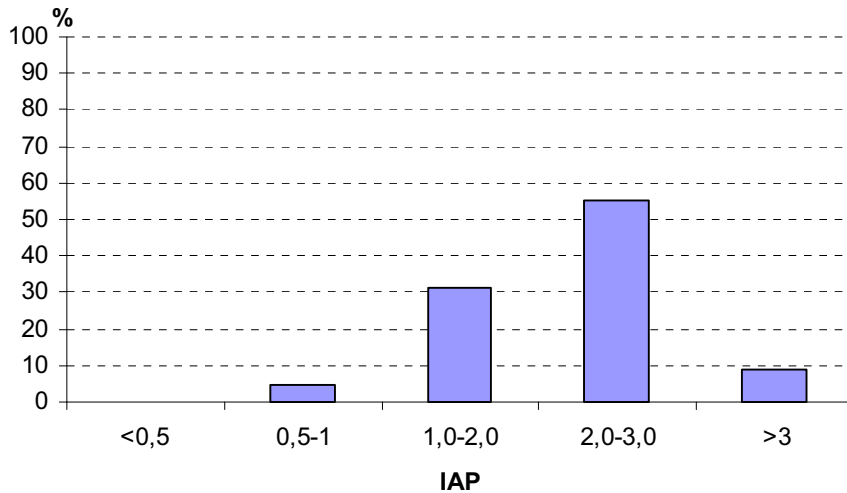
Yhtenäisimmät, lajimäärältään taustatasoa edustavat vyöhykkeet sijaitsivat tutkimusalueen kaakkoisosassa sekä pienialaisena tutkimusalueen pohjoisosassa. Lajistoltaan köyhtyneimpiä alueita tavattiin suhteellisen pienialaisina lähinnä tutkimusalueen länsiosissa. (Kuva 27.)



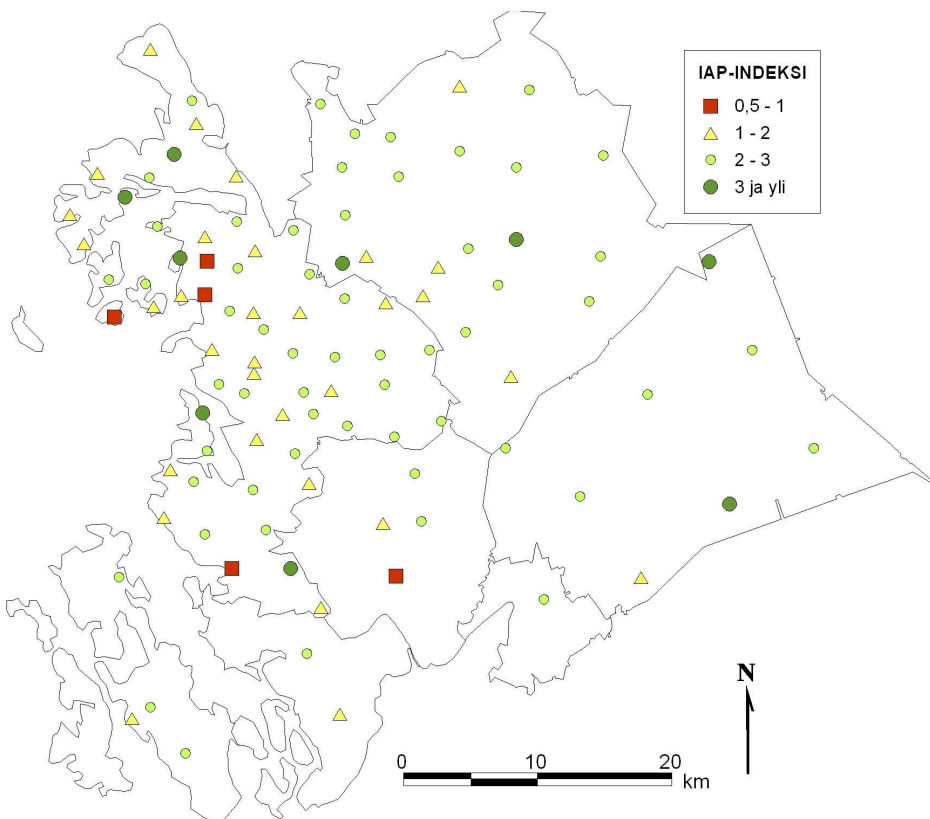
Kuva 27. Vyöhykkeittäinen kuvaus ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärästä tutkimusalueella vuonna 2006.

#### 4.3.4 IAP-indeksi

Havaintoalan ilmanpuhtausindeksi on korkea, kun sillä esiintyy runsaasti ilman epäpuhtauksista kärsiviä jäkälälajeja ja vastaavasti matala, kun epäpuhtauksista kärsiviä lajeja on alalla vähän tai ei lainkaan (ks. luku 3.2.3 ja taulukko 10). Suurin osa (55 %) Vakka-Suomen alueen havaintoaloista sijoittui IAP-indeksin puolesta luokkaan 2–3, mikä kertoo lajiston olevan lievästi köyhtynyttä (kuva 28). IAP-indeksin perusteella lajistoltaan erittäin selvästi köyhtyneitä aloja oli tutkimusalueella viisi Uudessakaupungissa ja Vehmaalla. Lajistoltaan köyhtyneitä aloja oli tutkimusalueella 32. Näiden alojen sijainti painottui tutkimusalueen länsiosiin. Lajistoltaan ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatasoa edustavia havaintoaloja tutkimusalueella oli 9. Nämä alat sijoittuivat eri puolille tutkimusaluetta. (Kuva 29.)

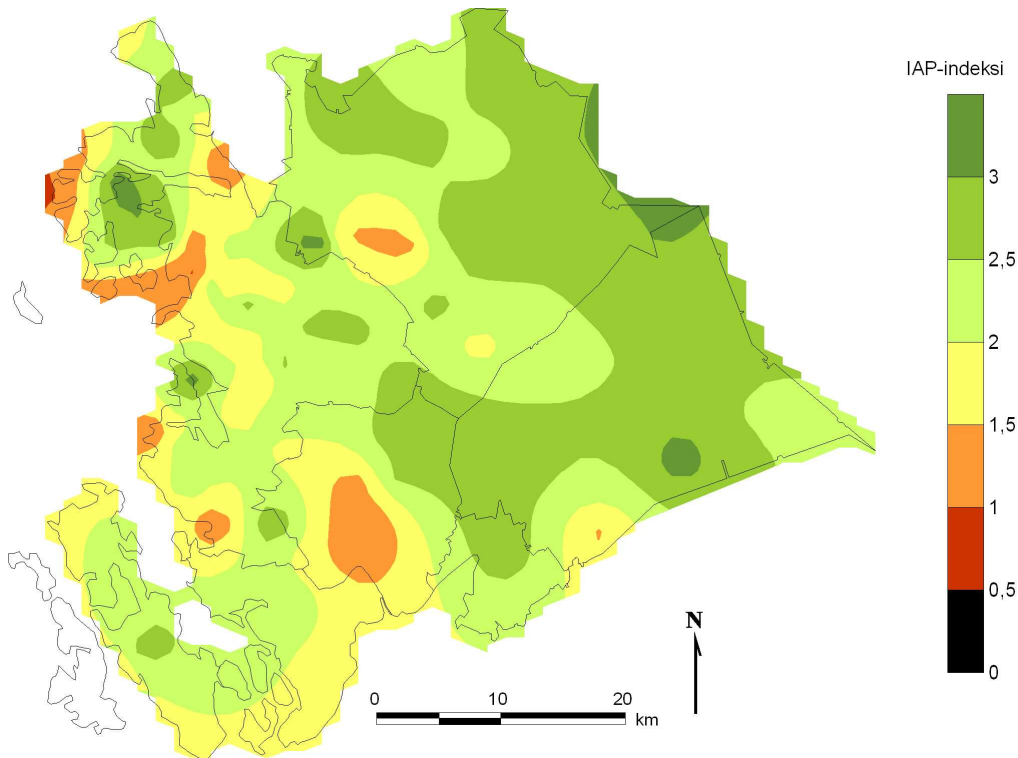


Kuva 28. IAP-indeksin frekvenssit tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 29. IAP-indeksi tutkimusalueella vuonna 2006.

Ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatasoa vastaavia IAP-indeksiä esiintyy tutkimusalueen itäosissa. IAP-indeksin arvon perusteella jäkälälajisto luokiteltiin köyhtyneeksi yksittäisillä melko pienialaisilla vyöhykkeillä, joiden sijainti painottui tutkimusalueen länsiosiin. (Kuva 33.)



Kuva 30. IAP-indeksi vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2006.

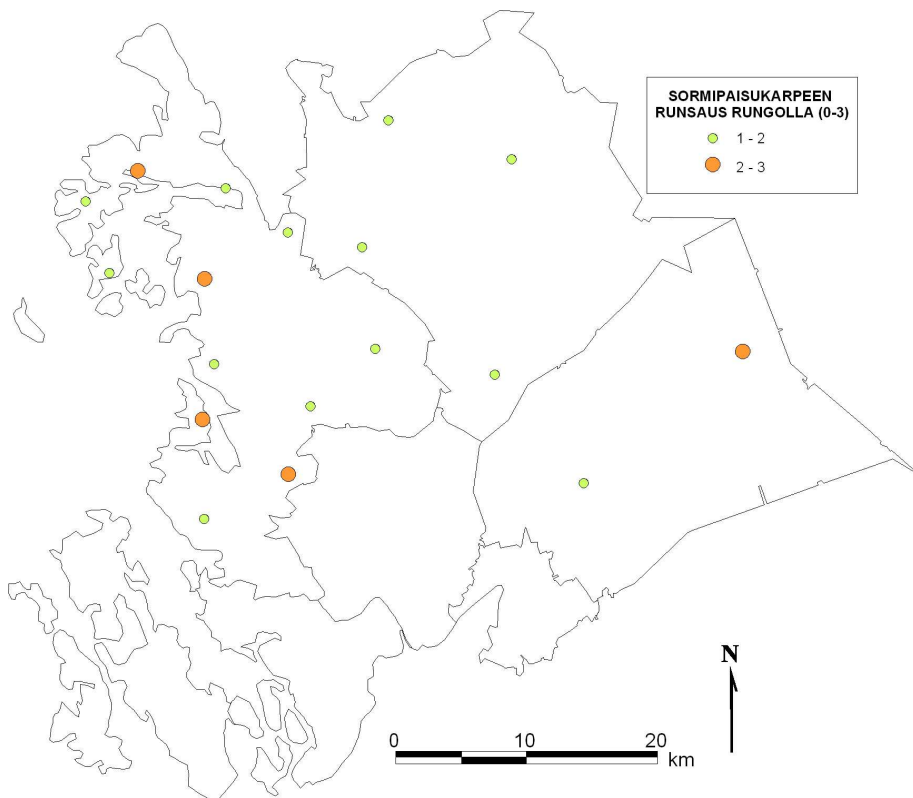
#### 4.4 Kuusen runkojäkälät

Taulukossa 22 on esitetty jäkälien keskimääräiset runsausluokat Vakka-Suomen tutkimusalueella. Tutkituista lajeista runsaimmin esiintyi sormipaisukarvetta. Levää esiintyi runsaimmin kuusten tyvillä, ja muita jäkälälajeja kuusten oksilla.

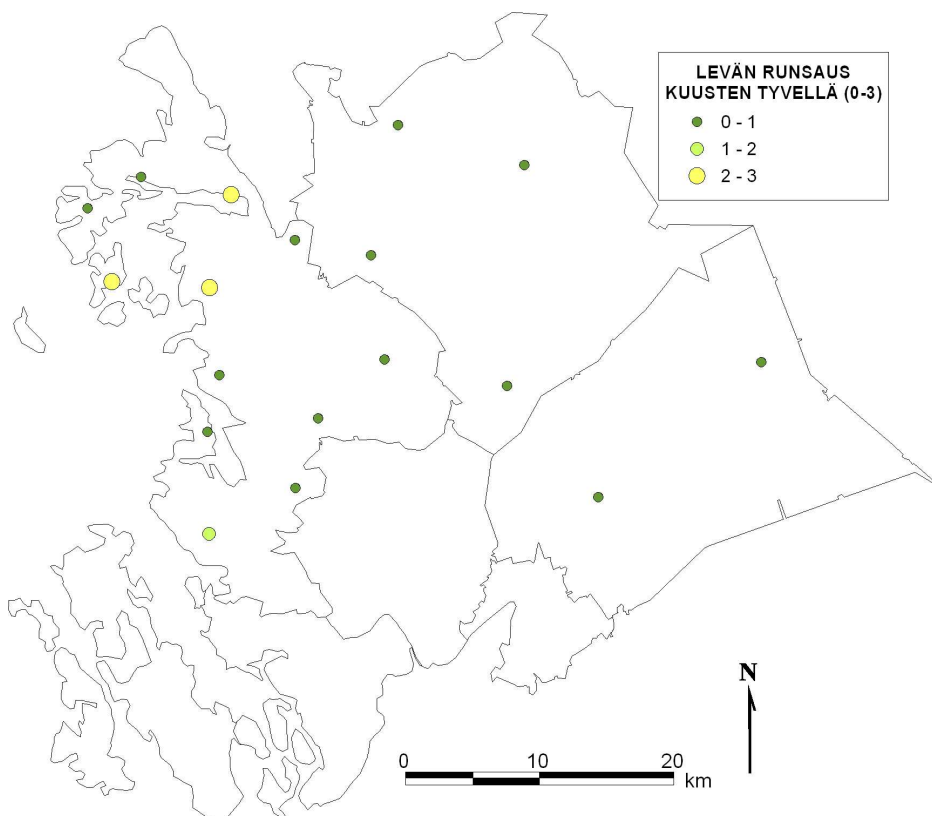
Taulukko 22. Kuusen runkojäkälien runsausluokat puun eri osissa. N = havaintoalojen määrä.

<i>n</i> = 18	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Sormipaisukarve/runko	1,6	1	2,2	0,38
Sormipaisukarve/oksat	1,7	1	2,4	0,41
Sormipaisukarve/tyvi	1,4	1	2,4	0,42
Levä/runko	0,4	0	1,6	0,56
Levä/oksat	0,5	0	2	0,82
Levä/tyvi	0,6	0	3	0,99
Muut/runko	0,1	0	0,8	0,21
Muut/oksat	1,7	0,6	2,8	0,59
Muut/tyvi	1,5	0,8	2	0,44

Sormipaisukarvetta esiintyi runsaimmin neljällä havaintoalalla Uudenkaupungin länsiosissa ja yhdellä havaintoalalla Mynämäen itäosissa (kuva 31). Levää esiintyi kuusten tyvillä runsaimmin kolmella havaintoalalla Uudenkaupungin pohjoisosissa (kuva 32).



Kuva 31. Sormipaisukarpeen runsaus kuusten rungoilla vuonna 2006.



Kuva 32. Vihervään runsaus kuusten tyvillä vuonna 2006.

## 4.5 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 23 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta Vakka-Suomen alueella.

Taulukko 23. Neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta.

	S	N	P	K	Ca	Mg	Na	B	Mn	Fe	Cu	Zn	Al	Cr	Ni	F
	mg/kg	g/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
n	103	31	103	103	103	103	103	103	103	103	103	103	103	103	103	30
keskiarvo	1088	15,7	1531	5077	3524	887	60,8	19,0	564	58,1	2,6	52,5	300	0,09	0,47	1,9
pienin	956	14,0	1292	3837	2304	655	0,01	12,0	228	39,7	2,1	38,4	195	0,05	0,29	1,2
suurin	1259	17,9	1859	6436	5232	1162	213,6	27,2	1056	138,2	3,1	74,9	442	0,21	1,48	3,3
keskihajonta	69	1,12	108	418	535	115	28,7	2,80	171	13,7	0,21	7,6	48,2	0,03	0,15	0,46

Neulasten rikkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 1088 mg/kg. Neulasten normaalina rikkipitoisuutena pidetään tasoa 900 mg/kg. Rikkipitoisuus oli korkeimmillaan (yli 1200 mg/kg) yhdeksällä näytealalla, jotka sijaitsivat eri puolilla tutkimusaluetta. Tutkimusalueen lounaisosien näytealoilla rikkipitoisuudet olivat johdonmukaisesti korkeammalla tasolla kuin tutkimusalueen itä- ja pohjoisosissa, joskin myös näissä osissa tutkimusaluetta analysoitiin melko korkeita rikkipitoisuuksia. (Kuva 33.)

Neulasten typpipitoisuudet analysoitiin 31 näytealalta, joiden sijainti painottui Uudenkaupungin alueelle. Typpipitoisuuden keskiarvo oli 15,7 g/kg, ja neulasten ravinnetilanne oli typen osalta kaikilla aloilla riittävä. (Kuva 34.)

Fosforipitoisuuden keskiarvo oli 1531 mg/kg. Fosforipitoisuudet eivät olleet puutosrajojen alapuolella yhdelläkään näytealalla. Fosforipitoisuuksien jakaantumisessa ei ollut havaittavissa selkeää alueellista vaihtelua, vaan suhteellisen korkeita ja matalia pitoisuuksia saatettiin havaita vierekkäisillä havaintoaloilla. (Kuva 35.)

Kaliumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 5077 mg/kg. Kaliumin optimipitoisuutena neulasissa pidetään lähteestä riippuen yli 4000 mg/kg (Jukka 1988, vrt. taulukko 14) tai yli 5000 mg/kg pitoisuuksia (Reinikainen 1998, vrt. taulukko 15). (Kuva 36.)

Kalsiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 3524 mg/kg. Korkeimmat kalsiumpitoisuudet (4500 mg/kg tai enemmän) tutkimusalueella olivat viidellä näytealalla, jotka yhtä lukuun ottamatta sijoittuivat rannikolle. Alle 2000 mg/kg pitoisuuksia ei havaittu lainkaan. (Kuva 37.)

Neulasten magnesiumipitoisuuden keskiarvo oli 887 mg/kg. Jos puutosrajana pidetään magnesiumin osalta arvoa 700 mg/kg (vrt. Reinikainen 1998, taulukko 15), oli magnesiumipitoisuus neulasissa puutosrajan alapuolella neljällä alalla. Nämä alat sijaitsivat Laitilan kunnan alueella. Korkeimmat magnesiumipitoisuudet (1100 mg/kg tai enemmän) havaittiin tutkimusalueen länsiosissa rannikon tuntumassa. Magnesiumipitoisuuksien korkeimmat arvot olivat painottuneet rannikolle, kun taas sisämaassa pitoisuudet olivat pienempiä. (Kuva 38.)

Neulasten natriumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 61 mg/kg. Natriumin osalta korkeimmat pitoisuudet sijoittuivat tutkimusalueen luoteisosiin. (Kuva 39.)

Neulasten booripitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 19 mg/kg. Boorin kohdalla puutostilana pidetään alle 5 tai 4 mg/kg pitoisuutta. Vakka-Suomen alueella kaikilla näytealoilla pitoisuudet olivat tätä suurempia. Metsän kasvun kannalta neulasten sopiva booripitoisuus on yli

8 mg/kg, ja booripitoisuudet olivat tätä korkeampia kaikilla näytealoilla. Korkeimmat booripitoisuudet olivat painottuneet tutkimusalueen länsiosiin. (Kuva 40.)

Mangaanipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 564 mg/kg. Mangaanipitoisuuksien jakaantumisessa ei ollut havaittavissa selkeää alueellista jakaamaa. (Kuva 41.)

Neulasten rautapitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 58 mg/kg. Rautapitoisuudet olivat kohonneita tutkimusalueen länsiosissa ja Uudenkaupungin keskustan läheisillä näytealoilla. (Kuva 42.)

Neulasten kuparipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 2,6 mg/kg. Neulasten kuparipitoisuuksien jakaantumisessa ei ollut havaittavissa alueellista jakaamaa. (Kuva 43.)

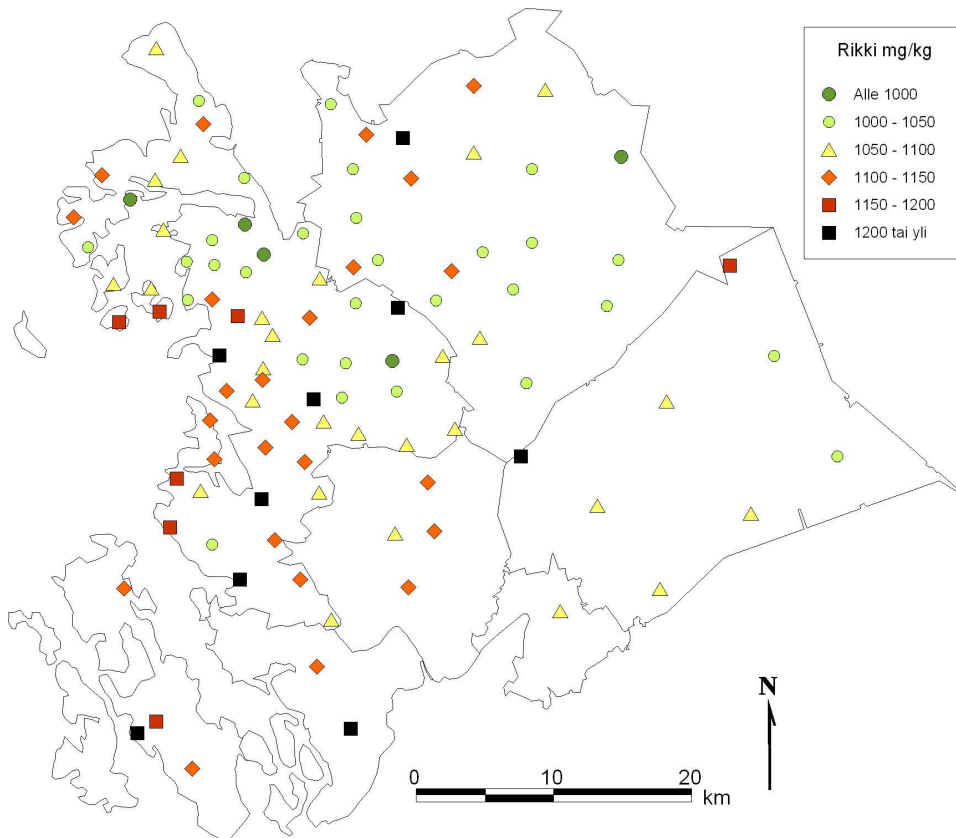
Neulasten sinkkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 53 mg/kg. Korkeimmat sinkkipitoisuudet (70 mg/kg tai enemmän) määritettiin kahdelta näytealalta Kustavista ja Uudestakaupungista, molemmat rannikon tuntumasta. (Kuva 44.)

Alumiinipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 300 mg/kg. Korkeimmat alumiinipitoisuudet sijoittuivat Laitilan kunnan alueelle. (Kuva 45.)

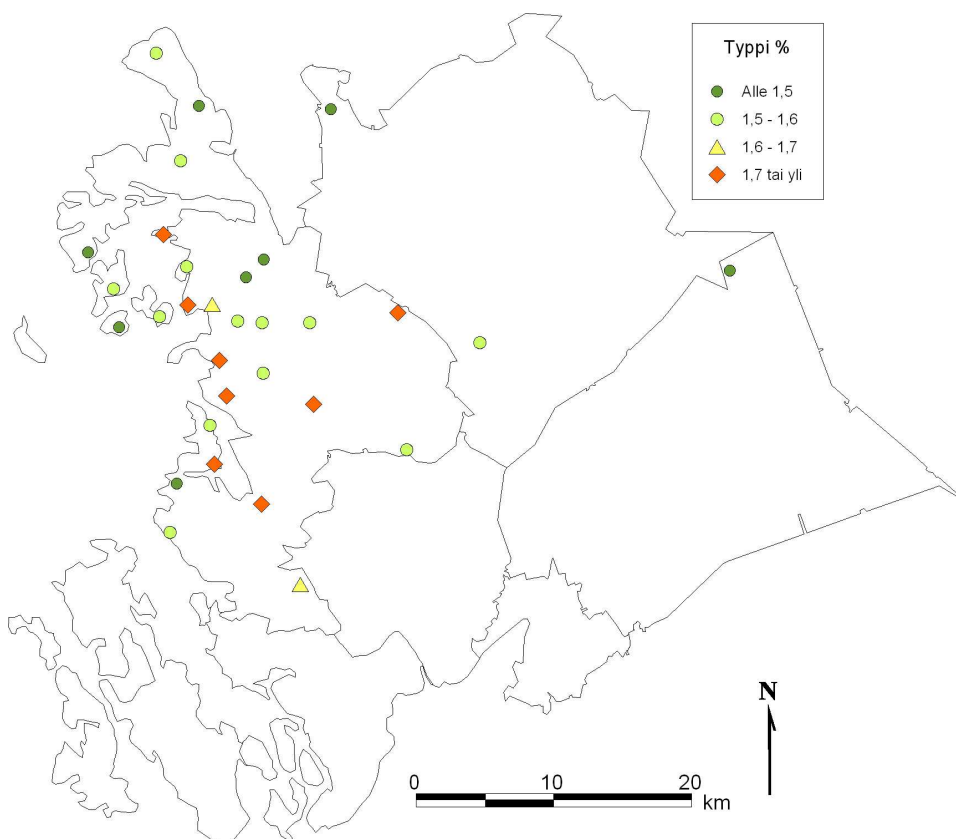
Kromipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,09 mg/kg. Kromipitoisuudet olivat kahdella näytealalla alle määrittäysrajan 0,05 mg/kg. Uudenkaupungin keskustan läheisiltä havaintoaloilta analysoitiin tutkimusalueen korkeimmat kromipitoisuudet (0,2 mg/kg tai enemmän). (Kuva 46.)

Neulasten nikkelpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,47 mg/kg. Kahdella alalla nikkelpitoisuudet olivat 0,8 mg/kg tai enemmän. Nämä alat sijaitsivat Uudenkaupungin keskustan läheisyydessä. (Kuva 47.)

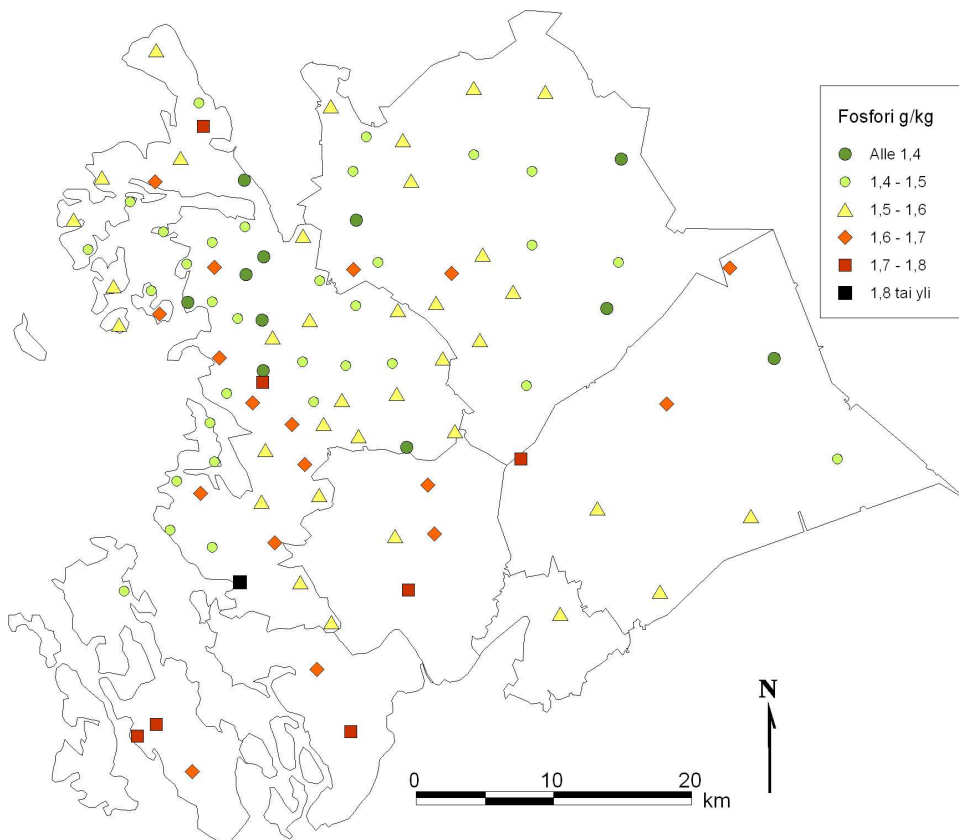
Fluoridipitoisuudet analysoitiin 30 näytealalta Uudenkaupungin ja Laitilan alueilta. Fluoridipitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosassa järjestelmällisesti korkeampia kuin tutkimusalueen eteläosassa. (Kuva 48.)



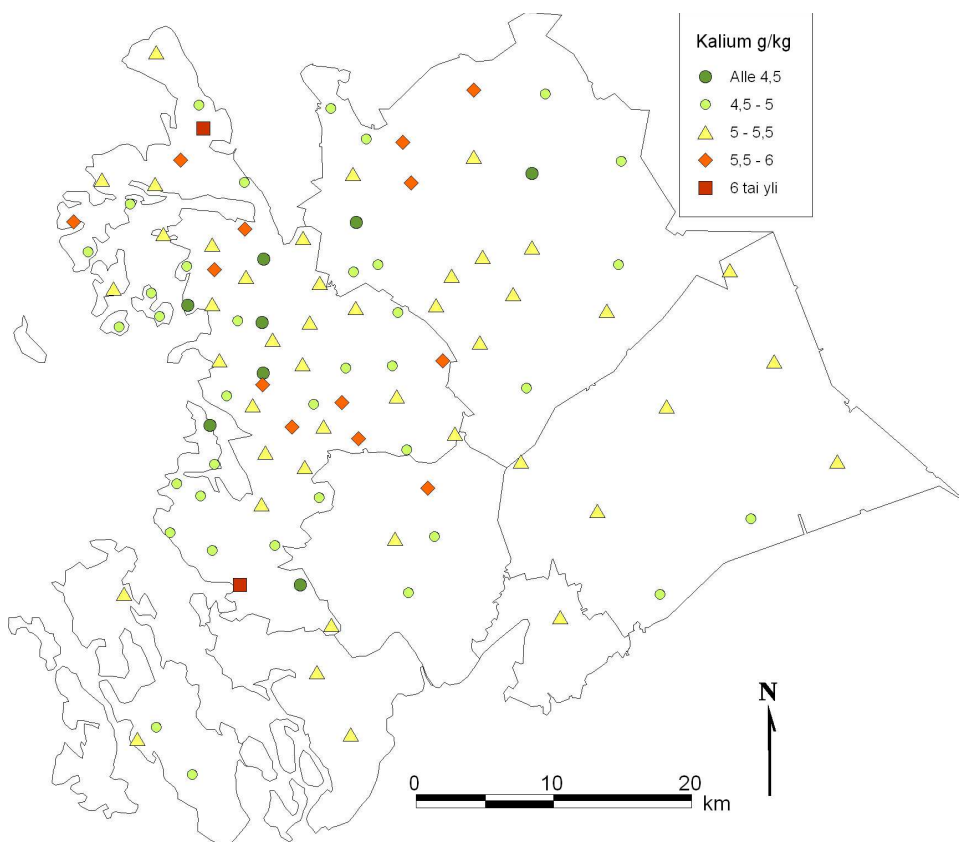
Kuva 33. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rikkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



Kuva 34. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran typpipitoisuudet (%) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.

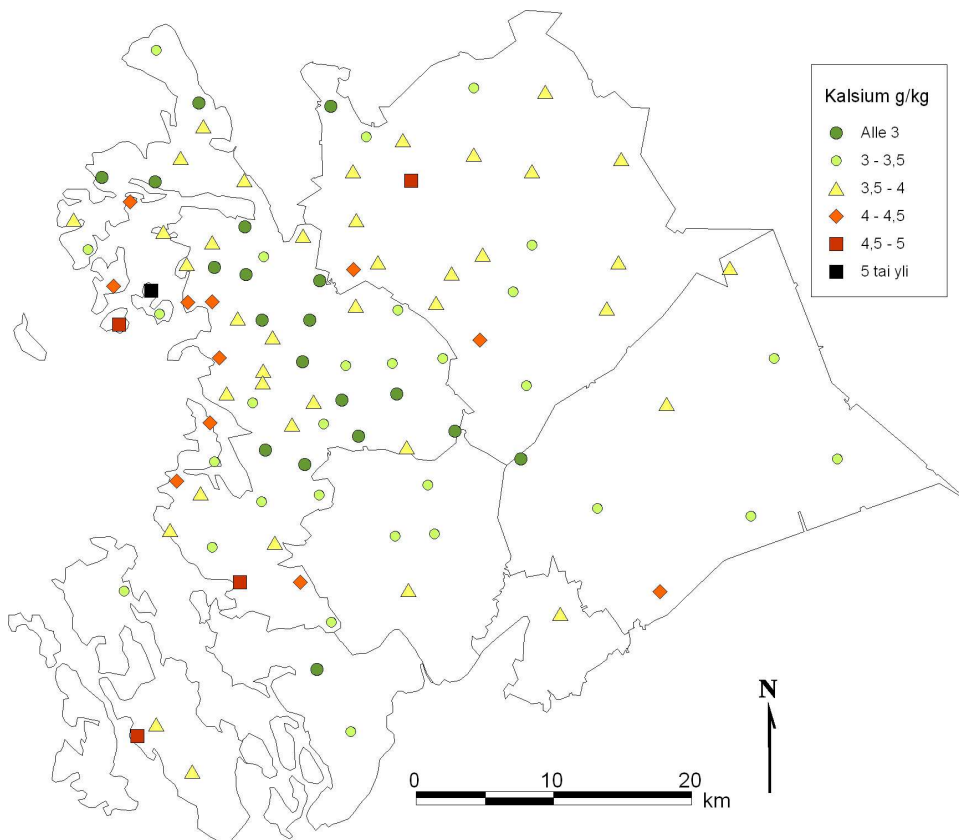


Kuva 35. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran fosforipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.

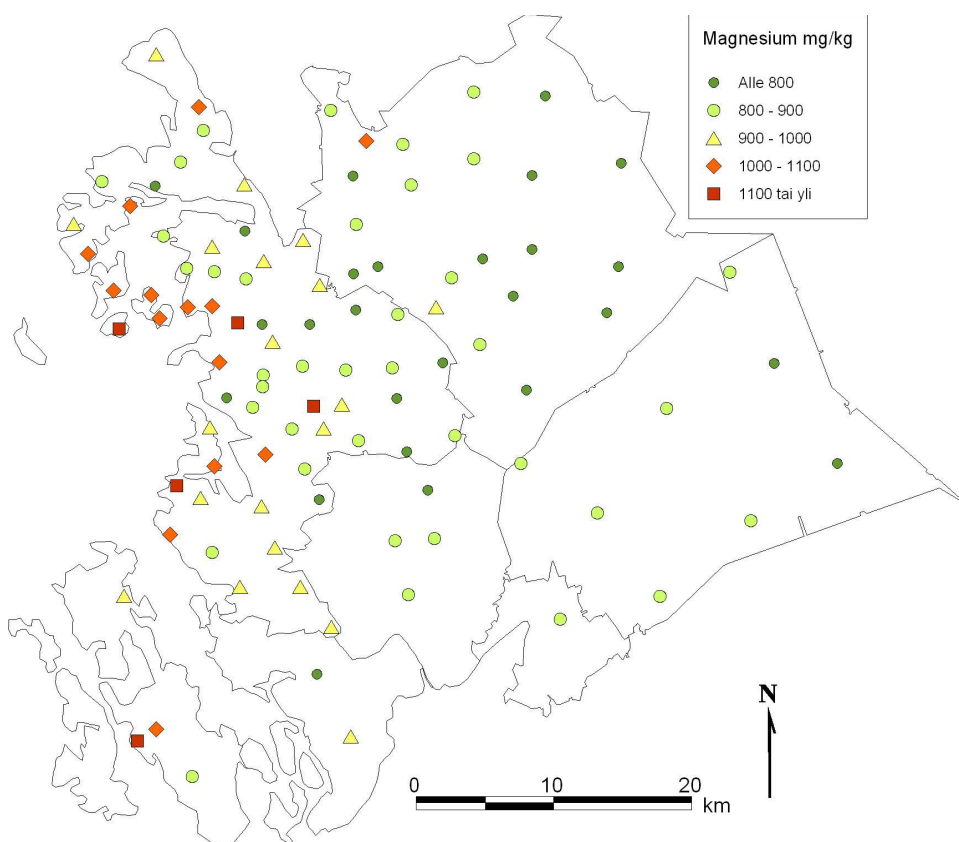


Kuva 36. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kaliumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.

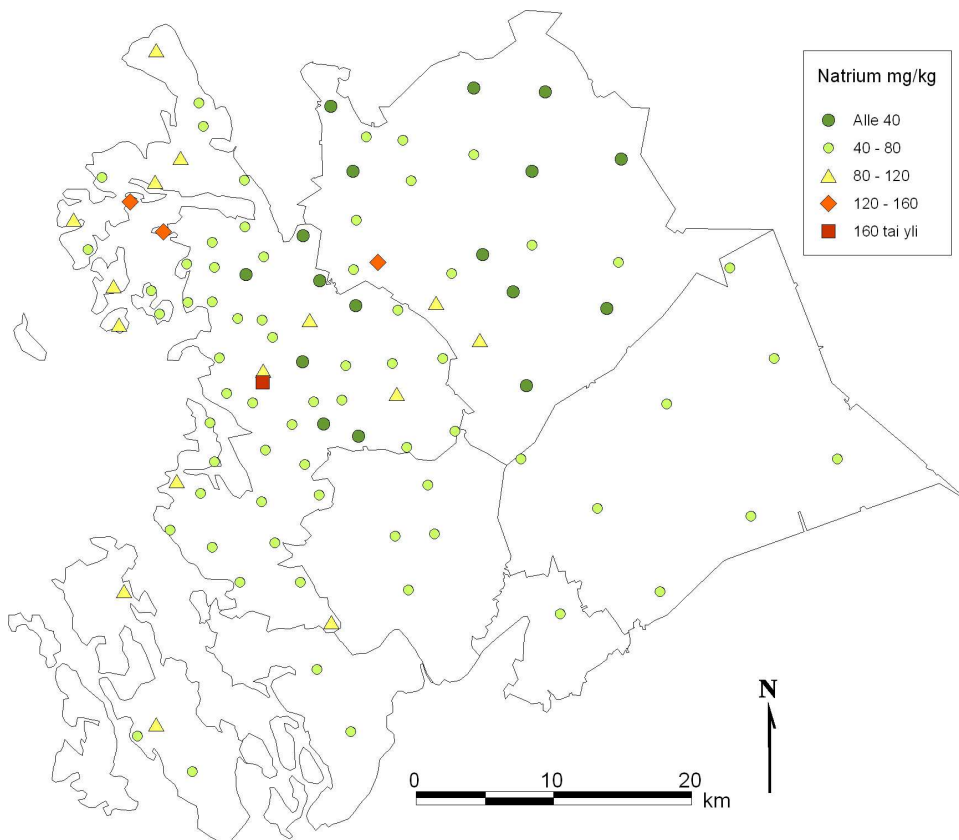




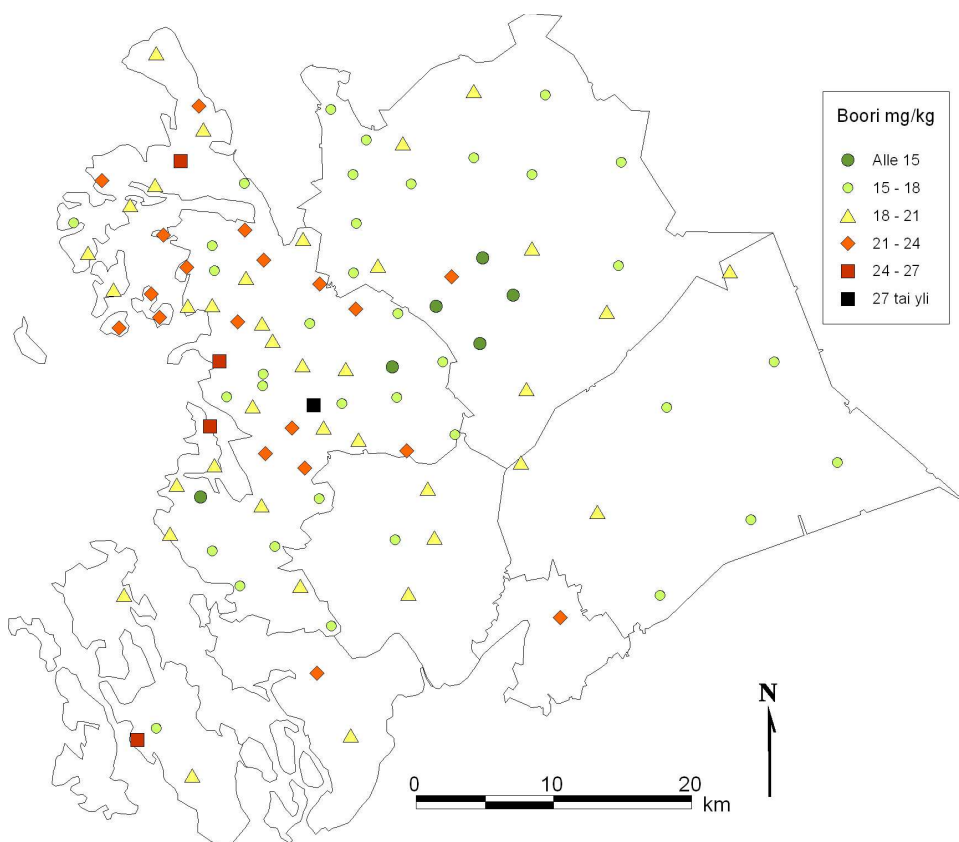
Kuva 37. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kalsiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



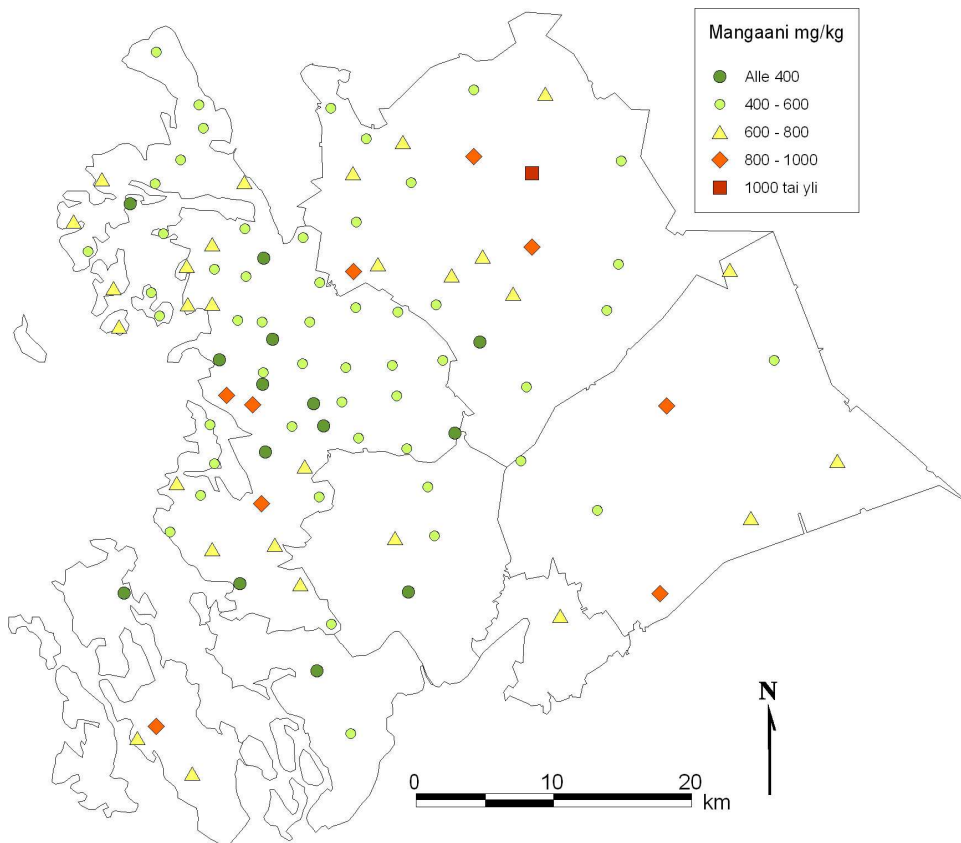
Kuva 38. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran magnesiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



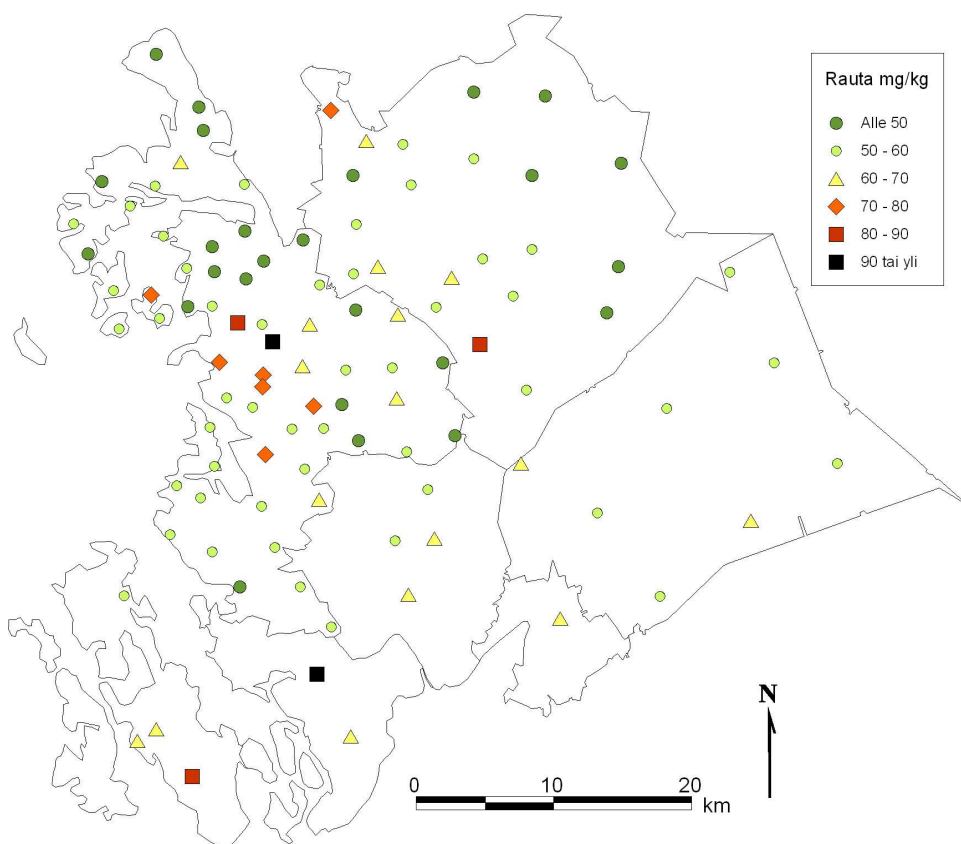
Kuva 39. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran natriumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



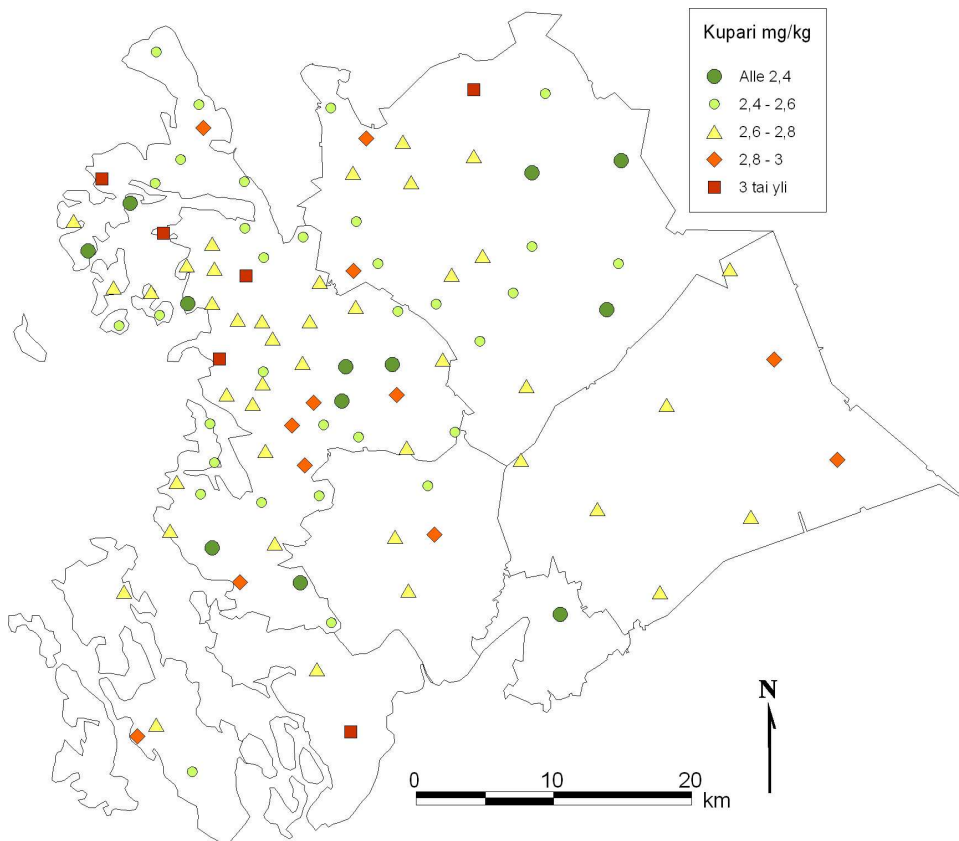
Kuva 40. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran booripitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



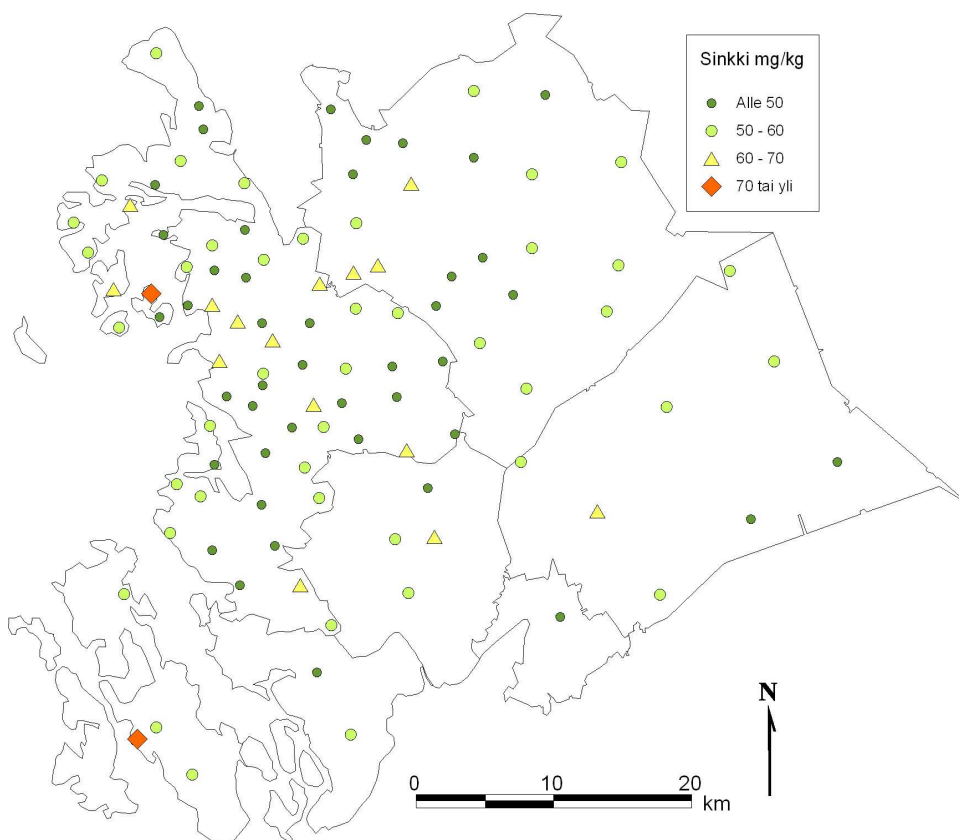
Kuva 41. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran mangaanipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



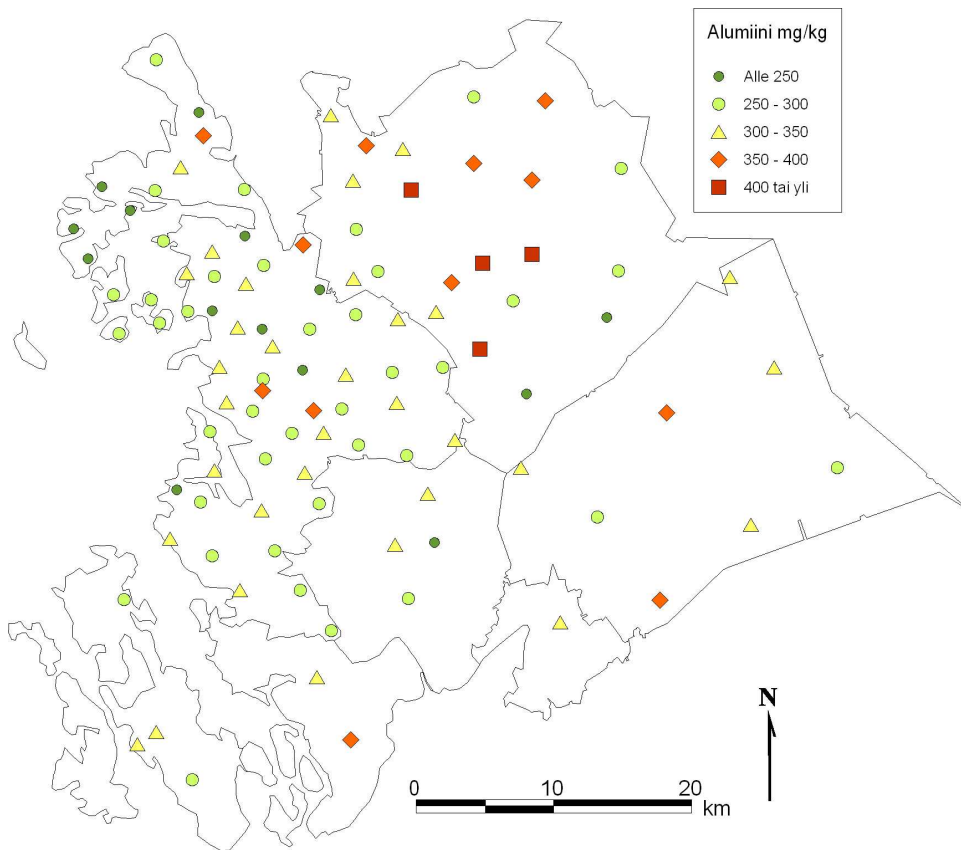
Kuva 42. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rautapitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



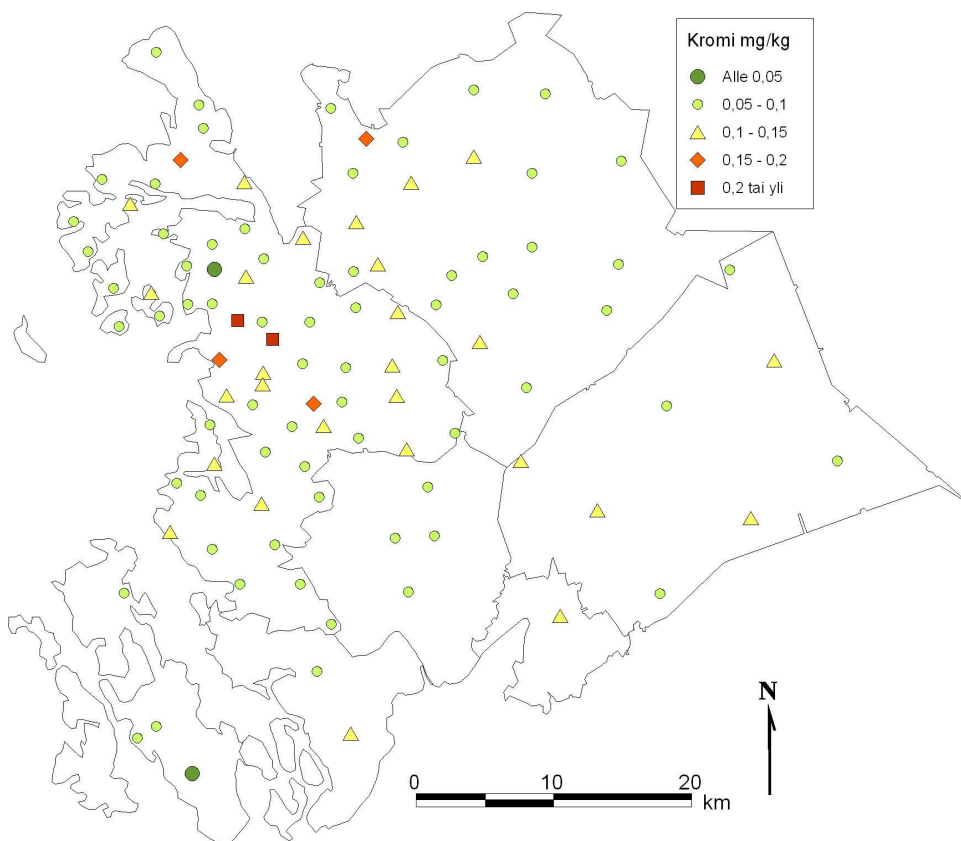
Kuva 43. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kuparipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



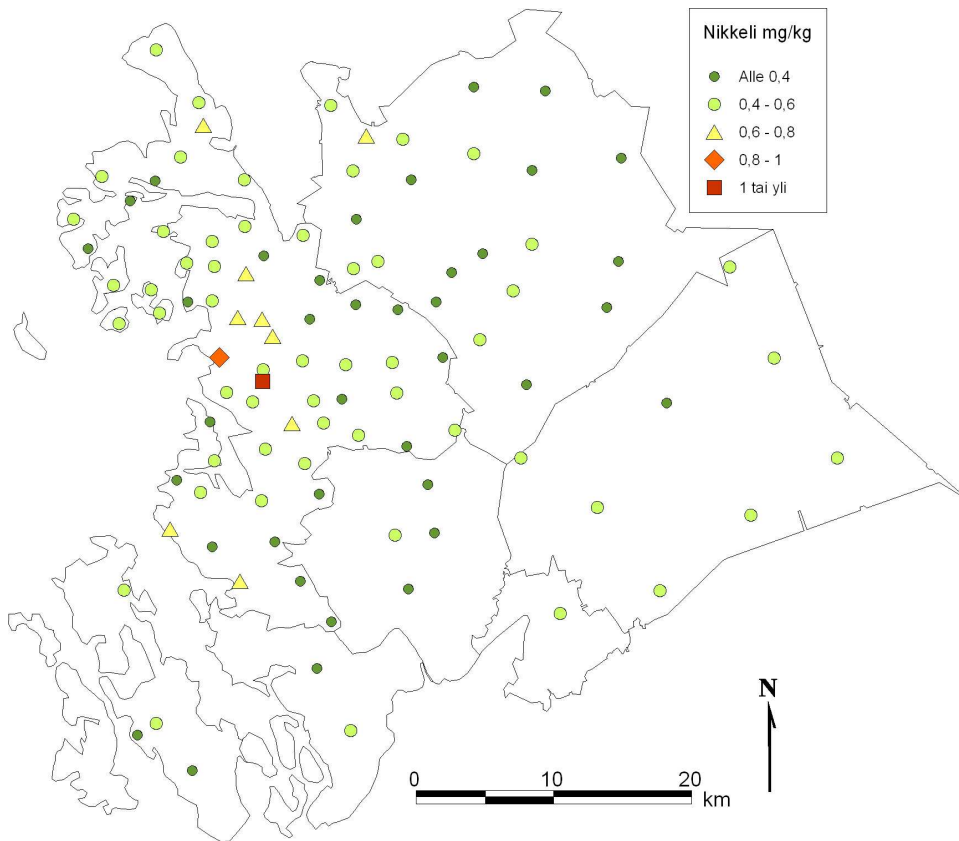
Kuva 44. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran sinkkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



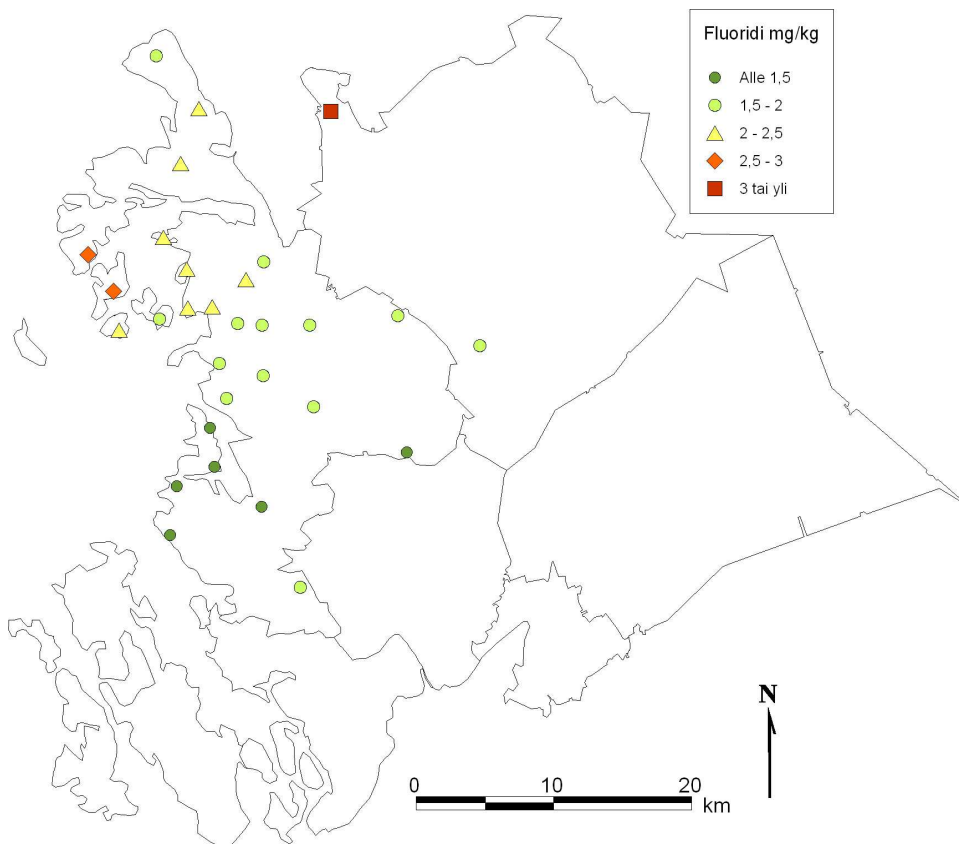
Kuva 45. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran alumiinipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



Kuva 46. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kromipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



Kuva 47. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran nikkelpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.



Kuva 48. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran fluoridipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Vakka-Suomen näytealoilla.

## 5. Tulosten tarkastelu

### 5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus

Taustamuuttajat ovat muuttujia, jotka eivät itsessään kuvaa ilmanlaatua, mutta saattavat vaikuttaa ilmanlaadusta kertoviin muuttujiin. Taustamuuttujia ovat esimerkiksi metsätyyppi, puiden ikä, läpimitta ja metsän kehitysaste ja pohjapinta-ala. Nämä muuttajat havainnoidaan kaikilta näytealoilta. Eräissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa (esim. Haahla ym. 2006 ja Niskanen 2003b) taustamuuttujien vaikutusta tutkittuihin muuttujiin on tutkittu Kruskall-Wallisn varianssianalyysin avulla ja havaittu taustamuuttujilla olevan vaikutusta varsinaisiin muuttujiin.

Tässä tutkimuksessa taustamuuttajat jaettiin luokkiin ja luokkien keskimääräisten tunnuslukujen eroja tarkasteltiin yksisuuntaisella varianssianalyysillä (ANOVA), riippumattomien otosten t-testillä ja näiden parametrittomilla vastineilla eli Kruskall-Wallisn varianssianalyysillä ja Mann-Whitneyn U-testillä. Jotta parametristen testien oletukset täytyisivät, tehtiin muuttujille tarvittaessa  $\log_{10}(X+1)$  muunnos, neliöjuurimuunnos tai potenssimuunnos. Luokittelevina muuttujina käytettiin metsätyyppiä, metsikön kehitysastetta ja metsikön soveltuvuutta tutkimukseen. Tilastollisissa tarkasteluissa on kuitenkin huomioitava se, että havaintoalat jakautuivat taustamuuttujien muodostamiin luokkiin epätasaisesti. Tämä voi osaltaan heikentää taustamuuttujien vaikutuksen tilastollisen arvioinnin luotettavuutta ja tulokset voivat erityisesti olla herkempiä parametristen testien taustaoletusten rikkoutumisen aiheuttamille virheille, jotka vaikuttavat testin merkitsevyytasoon ja voimakkuuteen. Jos esimerkiksi sekä otoskoot että otosten varianssit eroavat ryhmittäin, riski tehdä 1 tyypin virhe, eli hylätä nollahypoteesi sen ollessa tosi, kasvaa (Ranta ym. 1989).

Mäntyaloilla taustamuuttujilla oli tilastollisesti merkitsevää vaikutusta moniin tutkimuksen muuttujiin (taulukko 24). Metsätyypin mukaan luokitellussa aineistoissa todettiin tilastollisesti merkitseviä eroja ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajimäärän, IAP-indeksin, sormipaisukarpeen peittävyuden ja neulasten rikkipitoisuuksien suhteen. Jäkälälajeja havaittiin vähemmän ja IAP-indeksi oli pienempi mustikkatyypin (MT) metsiköissä verrattuna puolukka- (VT) ja kanervatyypin (CT) metsiköihin. Sormipaisukarpeen peittävyys oli suurempi MT-tyypin metsiköissä verrattuna VT- ja CT-tyypin metsiköihin. Neulasten rikkipitoisuus oli suurempi MT-tyypin metsiköissä verrattuna VT-tyypin metsiköihin. Bioindikaattorialojen metsätyypit painottuvat alueellisesti usein siten, että MT- ja VT- metsätyypit painottuvat taajama-alueille ja tausta-alueille sijoittuivat taas karummat CT- ja CIT-metsätyypit. Toisaalta CT- ja CIT-tyyppien metsiköissä aluskasvillisuutta on vähemmän verrattuna MT- ja VT-tyyppisiin ja metsiköt ovat usein valoisampia, millä on vaikutusta jäkälälajien esiintymiseen. Tämä havaintoalojen metsätyyppien jakautuminen voi selittää IAP-indeksin ja jäkälien lajimäärän pienemmät arvot ja neulasten rikkipitoisuuksien suuremmat arvot MT-tyypin metsiköissä verrattuna muihin metsätyyppisiin. Rikki on eräs kasvien tarvitsemista pääravinteista, joten suuremmat neulasten rikkipitoisuudet rehevämmässä MT-metsätyypissä oli tältäkin kannalta katsottuna odotettu.

Mäntyhavaintoalojen kehitysluokalla ja havaintoalojen soveltuvuudella oli vaikutusta ainoastaan sormipaisukarpeen peittävyteen. Sormipaisukarpeen peittävydet olivat pienempiä kypsissä metsiköissä verrattuna varttuneisiin ja nuoriin metsiköihin. Tätä voi selittää se, että vanhimmat metsiköt ovat useimmiten taajamien puistomaisia metsiä, joihin kohdistuu enemmän ilman epäpuhtauksien vaikutusta, mikä voi pienentää sormipaisukarpeen peittävyttä. Lisäksi vanhojen mäntyjen kilpikaarna ei ole suotuisa kasvualusta sormipaisukarpeelle, jolloin lajin suhteellinen peittävyys usein laskee. Toisaalta sormipaisukarve kasvaa usein runsaana erityisesti nuorten mäntyjen rungoilla. Tämä voi selittää kehitysasteen lisäksi myös havaintoalan soveltuvuuden vaikutusta sormipaisukarpeen peittävyteen, sillä nuorten männiköiden soveltuvuus bioindikaattori-kartoitukseen on useimmiten huono tai kohtalainen.



Kuusialoilla taustamuuttujilla ei ollut tilastollisesti merkitsevää vaikutusta tutkimuksen muuttujiin (taulukko 25). Kehitysluokalla havaittiin olevan melkein merkitsevää ( $p < 0,05$ ) vaikutus rungoilla esiintyvän levän runsauteen.

Taulukko 24. Taustamuuttujien perusteella tarkasteltujen muuttujien tilastollisten analyysien testisuureet ja niiden merkitsevyydet (p) mäntyalloilla. Melkein merkitsevää ( $p < 0,05$ ) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevää ( $p < 0,01$ ) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevää ( $p < 0,001$ ) kolmella (\*\*\*)

Tarkasteltu muuttuja	Metsätyyppi				Kehitysluokka				Soveltuvuus			
	ANOVA		Kruskal-Wallis		ANOVA		Kruskal-Wallis		T-testi		Mann-Whitney	
	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p
Neulasvuosikerrat	0,230	0,876					3,789	0,150			569	0,601
Neulaskato	0,657	0,581			2,313	0,104			0,289	0,773		
Sormipaisukarpeen vaurioaste			9,138	0,028*	1,008	0,369			-0,178	0,859		
Lajimäärä			13,661	0,003**			0,031	0,985			611,5	0,909
Ilmanpuhtausindeksi	8,223	0,000***					0,452	0,798	0,866	0,388		
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	5,749	0,001**			10,849	0,000***			-2,678	0,009**		
Levän yleisyys			9,598	0,022*			6,147	0,046*			443	0,076
N g/kg	0,305	0,739			0,411	0,684			-0,787	0,438		
S mg/kg	4,181	0,008**			2,006	0,140			-1,083	0,281		

Taulukko 25. Taustamuuttujien perusteella tarkasteltujen muuttujien tilastollisten analyysien testisuureet ja niiden merkitsevyydet (p) kuusialloilla. Melkein merkitsevää ( $p < 0,05$ ) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevää ( $p < 0,01$ ) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevää ( $p < 0,001$ ) kolmella (\*\*\*)

Tarkasteltu muuttuja	Metsätyyppi				Kehitysluokka				Soveltuvuus			
	Mann-Whitney		T-testi		Mann-Whitney		T-testi		Mann-Whitney			
	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p		
Tyven kaljuuntuminen 7%	9,5	0,392	-1,575	0,136			-0,127	0,900				
Tyven kaljuuntuminen 12 %	4,0	0,118	-1,671	0,116			0,542	0,596				
Sekundaarioksat	12,5	0,641	-0,954	0,355			1,557	0,139				
Neulaskato	5,0	0,157	-2,030	0,060			1,012	0,327				
Levä rungoilla	6,0	0,209			12,5	0,025*			30,5	0,479		
Sormipaisukarve rungoilla	13,0	0,732	-1,408	0,180			-1,192	0,251				
Muut rungoilla	12,0	0,641			34,0	0,962			34,0	0,724		
Levä oksilla	6,5	0,209			16,5	0,070			33,5	0,659		
Sormipaisukarve oksilla	14,5	0,837	-1,687	0,112					37,5	0,930		
Muut oksilla	11,5	0,549	-1,531	0,147			-0,925	0,369				
Levä tyvellä	3,5	0,078			15,5	0,055			33,0	0,659		
Sormipaisukarve tyvellä	4,0	0,118			18,5	0,109	1,355	0,194				
Muut tyvellä	10,0	0,471	-0,666	0,515					30,5	0,479		

Muuttujien välisiä riippuvuuksia tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatioiden avulla. Sekä mänty- että kuusialloilla tarkasteluissa havaittiin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita useiden muuttujien kesken (taulukot 26 ja 27). Alle 0,3:n korrelaatiota ei yleisesti katsota merkitykselliseksi.

Voimakkaimmat korrelaatiot mäntyalloilla havaittiin lajilukumäärän ja IAP-indeksin sekä neulasvuosikertojen määrän ja neulaskadon välillä. IAP-indeksi lasketaan lajilukumäärän pohjalta, joten näiden muuttujien välinen korrelaatio oli odotettavissa. Neulasvuosikerrat ja neulaskato taas ovat luonteeltaan vastakkaisia muuttujia, eli mitä suurempi neulaskato, sitä



vähemmän havaittiin neulasvuosikertoja. Sormipaisukarpeen vaurioasteen ja ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälkien lajimäärän välinen negatiivinen riippuvuus taas kertoo siitä, että näiden muuttujien vasteet ilman epäpuhtauksiin ovat vastakkaisia: sormipaisukarpeen vaurioaste on sitä suurempi mitä epäpuhtaampaa ilma on ja jäkälkien lajimäärä vastaavasti pienempi. Levä on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori, joten levän ja sormipaisukarpeen vaurion välinen positiivinen riippuvuus oli odotettu. Myös puiden iän ja puiden halkaisijan välinen positiivinen riippuvuus oli odotettu. Useissa ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa (mm. Laita ym. 2007, Polojärvi ym. 2005) todettua korrelaatiota neulasten rikkipitoisuuksien ja jäkälämuuttujien välillä ei tässä tutkimuksessa havaittu. On kuitenkin huomioitava, että neulasten alkuainepitoisuudet kuvastavat alle vuoden aikaista kehitystä, kun taas jäkälälajisto ilmentää olosuhteiden kehittymistä 10-20 vuoden aikajänteellä.

Kuusilla tyven kaljuuntuminen eri oksakiehkuroiden kohdalla korreloi positiivisesti keskenään, eli jos tyvi on kaljuuntunut alempana latvustossa se on kaljuuntunut todennäköisesti myös ylempänä (ja päinvastoin). Myös tyven kaljuuntumisen ja neulaskadon välillä havaittiin voimakkaita riippuvuuksia. Tämä kertoo siitä, että neulaskato ja tyven kaljuuntuminen mittaavat samaa ilmiötä eli puun elinvoimaisuutta. Neulaskadon ja puun pituuden välillä havaittiin voimakas negatiivinen riippuvuus. Kuusten leväisyys korreloi puun eri osien välillä voimakkaasti, eli leväisyys yhdessä osassa puuta lisää todennäköisyyttä havaita levää myös muissa osissa puuta. Myös sormipaisukarpeen runsaus oksilla ja sormipaisukarpeen runsaus rungolla korreloivat keskenään voimakkaasti. Oksien leväisyyden ja muiden jäkälkien runsauden oksilla välillä havaittiin negatiivinen riippuvuus eli mitä runsaammin oksilla havaittiin levää sitä vähemmän niillä tavattiin muita jäkäljiä. Myös puuston iän ja pituuden ja läpimitan välillä havaittiin odotetusti voimakkaat riippuvuudet.

Taulukko 26. Muuttujien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet mäntyaloilla. Melkein merkitsevä ( $p < 0,05$ ) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä ( $p < 0,01$ ) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä ( $p < 0,001$ ) kolmella (\*\*\*)

	Pohja- pinta- ala	Puiden pituus	Puiden ikä	Puiden halkaisija	Neulas- vuosi- kerrat	Neulas- kato	Sormi- paisu- karpeen peittävyys	Sormi- paisu- karpeen vaurioaste	Lajiluku- määrä	IAP	Levä	Typpi g/kg
Puiden pituus	0,134	1										
Puiden ikä	-0,135	0,145	1									
Puiden halkaisija	-0,095	0,290**	0,649**	1								
Neulasvuosikerrat	-0,07	-0,117	0,053	0,015	1							
Neulaskato	-0,021	0,204*	0,119	0,117	-0,719**	1						
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	0,018	0,055	-0,452*	-0,352**	-0,118	0,028	1					
Sormipaisukarpeen vaurioaste	-0,104	-0,024	0,063	-0,045	0,177	-0,15	-0,095	1				
Lajilukumäärä	-0,004	-0,036	-0,152	-0,137	-0,205*	0,252*	0,014	-0,310**	1			
IAP	0,049	-0,086	-0,059	-0,119	-0,240*	0,295**	-0,189	-0,288**	0,805**	1		
Levä	-0,001	0,239*	-0,095	-0,11	-0,117	0,074	0,024	0,482**	-0,195*	-0,176		
Typpi g/kg	-0,212	0,135	0,201	0,279	-0,028	0,306	-0,032	0,104	-0,086	-0,036	0,206	1
Rikki mg/kg	-0,118	-0,073	-0,15	-0,04	0,046	-0,056	0,153	0,164	-0,189	-0,206*	0,108	0,396*

Taulukko 27. Muuttujien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet kuusialoilla. Melkein merkitsevä (p < 0,05) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä (p < 0,01) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä (p < 0,001) kolmella (\*\*\*). Spk = sormipaisukarve.

	Pohja- pinta- ala	Puuston ikä	Pituus	Läpi- mitta	Tyven kaljuuntu- minen 7%	Tyven kaljuuntu- minen 12 %	Sekun- daari- oksat	Neulas- kato	Levä rungoilla	Spk rungoilla	Muut rungoilla	Levä oksailla	Spk oksailla	Muut oksailla	Levä tyvellä	Spk tyvellä
Puuston ikä	0,26	1														
Pituus	0,362	0,874**	1													
Läpimitta	0,197	0,739**	0,488*	1												
Tyven kaljuuntu- minen 7%	0,222	-0,239	-0,342	-0,022	1											
Tyven kaljuuntu- minen 12 %	0,15	-0,371	-0,478*	-0,195	0,812**	1										
Sekundaarioksat	0,246	-0,037	-0,17	0,28	0,193	0,328	1									
Neulaskato	0,148	-0,429	-0,627**	-0,165	0,789**	0,912**	0,432	1								
Levä rungoilla	0,197	0,474*	0,348	0,379	-0,197	-0,314	-0,227	-0,288	1							
Spk rungoilla	-0,14	-0,444	-0,435	-0,312	-0,049	-0,12	-0,049	0,006	-0,119	1						
Muut rungoilla	0,486*	0,045	0,197	0,099	0,201	0,046	0,454	-0,004	-0,24	0,272	1					
Levä oksilla	0,146	0,447	0,272	0,388	-0,083	-0,232	-0,358	-0,198	0,939**	-0,181	-0,362	1				
Spk oksilla	0,097	-0,475*	-0,44	-0,530*	0,148	0,047	-0,052	0,213	-0,129	0,706**	0,269	-0,145	1			
Muut oksilla	0,104	-0,247	-0,091	-0,259	0,094	0,136	0,319	0,033	-0,568*	0,343	0,534*	-0,689**	0,353	1		
Levä tyvellä	0,313	0,4	0,273	0,391	-0,15	-0,245	-0,15	-0,233	0,926**	-0,089	-0,14	0,911**	-0,084	-0,519*	1	
Spk tyvellä	0,061	-0,368	-0,24	-0,551*	-0,092	0,159	0,129	0,123	-0,336	0,396	0,224	-0,366	0,397	0,384	-0,268	1
Muut tyvellä	0,158	-0,21	0,145	-0,453	0,037	0,206	0,017	-0,063	-0,403	-0,213	0,354	-0,478*	-0,006	0,512*	-0,423	0,405

Myös männyn neulasten alkuainepitoisuuksien välillä havaittiin useita tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia (taulukko 28). Voimakkaimpia riippuvuuksia havaittiin rikin pitoisuuden ja fluoridin, kuparin ja fosforin pitoisuuksien välillä sekä kromin ja raudan pitoisuuksien, sinkin ja kalsiumin pitoisuuksien ja kaliumin ja fosforin pitoisuuksien välillä. Neulaskadon ja neulasvuosikertojen sekä mitattujen alkuainepitoisuuksien välillä ei havaittu merkitseviä korrelaatioita.

Taulukko 28. Neulasten alkuainepitoisuuksien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet kuusialoilla. Melkein merkitsevä (p < 0,05) riippuvuus on merkitty yhdellä tähdellä (\*), merkitsevä (p < 0,01) kahdella (\*\*) ja erittäin merkitsevä (p < 0,001) kolmella (\*\*\*).

	Neulas- vuosi- kerrat	Neulas- kato	N mg/kg	Fluoridi mg/kg	Al mg/kg	B mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg
Neulaskato	-0,719**	1															
N mg/kg	-0,028	0,306	1														
Fluoridi mg/kg	-0,247	0,185	-0,345	1													
Al mg/kg	-0,086	0,036	0,147	-0,055	1												
B mg/kg	-0,094	0,049	0,027	0,022	-0,183	1											
K mg/kg	-0,165	0,048	-0,004	0,293	0,168	0,045	1										
Ca mg/kg	0,085	-0,033	0,139	-0,159	0,209*	-0,031	-0,239*	1									
P mg/kg	0,008	-0,059	0,085	0,117	0,321**	-0,06	0,476**	0,058	1								
Cr mg/kg	-0,045	0,009	0,332	-0,299	0,334**	-0,009	-0,112	0,166	-0,158	1							
Cu mg/kg	-0,031	-0,076	0,172	-0,073	0,182	0,137	0,293**	-0,013	0,290**	-0,015	1						
Mg mg/kg	0,136	-0,214*	-0,165	-0,02	-0,031	0,306**	-0,145	0,268**	0,034	0,221*	0,033	1					
Mn mg/kg	0,145	-0,045	-0,162	0,232	0,177	-0,224*	-0,157	0,273**	0,05	-0,113	0,015	-0,191	1				
Na mg/kg	-0,035	-0,091	0,007	0,062	-0,148	0,248*	-0,03	0,246*	0,026	0,203*	0,019	0,301**	-0,209*	1			
Ni mg/kg	0,065	-0,128	-0,011	0,054	0,352**	0,05	0,207*	0,035	0,145	0,402**	0,358**	0,285**	-0,01	0,232*	1		
Fe mg/kg	-0,033	0,043	0,295	-0,128	0,198*	0,13	-0,047	0,059	0,250*	0,464**	0,192	0,078	-0,241*	0,328**	0,164	1	
S mg/kg	0,046	-0,056	0,396*	-0,501**	0,210*	0,269**	0,149	0,225*	0,576**	0,029	0,441**	0,279**	-0,021	0,198*	0,300**	0,310**	1
Zn mg/kg	-0,027	0,017	-0,007	-0,189	-0,05	0,252*	-0,280**	0,473**	-0,14	0,318**	0,058	0,256**	0,016	0,158	-0,061	0,223*	0,149

## 5.2 Neulasten alkuainepitoisuuksien faktorianalyysi

Faktorianalyysi on yleisesti käytetty tilastollinen menetelmä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Sitä on sovellettu muun muassa sammalten (Ermakova ym. 2004a ja Ermakova ym. 2004b), jäkälien (Sloof 1995, Reis ym. 1996) ja männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin (Bosco ym. 2005) sekä maaperän kemiallisiin ominaisuuksiin (Wellbrock ym. 2005). Faktorianalyysi yksinkertaistaa laajoja ja monimutkaisia aineistoja niin, että se luo yhden tai monia uusia muuttujia eli faktoreita, joiden avulla pyritään selittämään alkuperäistä aineistoa. Erityisesti bioindikaattoritutkimuksissa faktorianalyysin avulla pyritään saamaan selville mahdolliset päästölähteet ja päästölähteiden alkuainekoostumukset. Käytännössä tämä tapahtuu niin, että selvitetään faktoreiden lukumäärä eli päästölähteiden lukumäärä, lasketaan faktoreiden lataukset kunkin muuttujan suhteen eli alkuainepitoisuuksien jakautuminen päästölähteiden suhteen, ja selvitetään jokaisen faktorin maantieteellinen jakautuminen faktoripistemäärien avulla.

Tässä tutkimuksessa faktorianalyysia sovellettiin neulasten alkuainepitoisuuksiin. Analyysiin otettiin mukaan neulasista 14 mitattua alkuainetta. Typpi ja fluoridi jätettiin analyysistä pois, koska ne oli määritetty vain osasta alueen näytteistä. Faktorianalyysissä käytettiin suorakulmaista varimax-rotatiota, joka edellyttää faktoreiden olevan korreloimattomia.

Neulasnäytteistä mitatut alkuaineet yhdistyivät faktorianalyysillä viideksi faktoriksi, jotka selittävät yhteensä 56 % muuttujien kokonaisvaihtelusta (taulukko 29). Ensimmäiseen faktoriin, joka selittää 15 % muuttujien vaihtelusta, yhdistyivät kalium, fosfori, kupari ja rikki. Näistä kalium, fosfori ja rikki ovat kasvien tarvitsemia pääravinteita ja kupari kasvien tarvitsema hivenravinne. Tämän faktorin voisi näin ollen katsoa ilmentävän maaperän ravinneoloja ja neulasten yleistä ravinnepitoisuutta. Kalsium, magnesium ja sinkki yhdistyivät toiseen faktoriin, joka selittää 13 % muuttujien vaihtelusta. Kalsium, magnesium ja sinkki ovat myös kasvien tarvitsemia ravinteita, joten toinenkin faktori kuvastaa neulasten ravinnepitoisuutta.

Kolmanteen faktoriin, joka selittää 11 % muuttujien vaihtelusta, yhdistyivät kromi ja rauta. Rautaa pääsee ilmaan pääasiallisesti rauta- ja terästeollisuudesta sekä maasta tuulen nostattaman pölyn mukana. Myös kromia pääsee ilmaan maaperästä joko luonnostaan kaivostoiminnan seurauksena sekä kromia tuottavasta teollisuudesta ja energiantuotannosta (Koljonen 2003). Kromin ja raudan suurimmat pitoisuudet tutkimuksessa havaittiin Uudenkaupungin keskustan lähistöllä. Uudenkaupungin keskustan teollisuuden ja liikenteen päästöt sekä osittain maaperän pitoisuudet selittänevät kolmannen faktorin alkuainelataukset.

Neljännellä faktorilla, joka selittää 9 % muuttujien vaihtelusta, suurimmat lataukset saivat alumiini, boori ja mangaani. Alumiinin suurimmat pitoisuudet tutkimusalueella painottuvat Laitilan kunnan alueelle. Myös mangaanin suurimpia pitoisuuksia havaittiin Laitilan kunnan alueella, mutta myös Uudenkaupungin keskustan eteläpuolella. Boorin suurimmat pitoisuudet tutkimuksessa havaittiin Uudenkaupungin keskustan lähistöllä ja Pyhämaan alueella. Näiden alkuaineiden latautumiseen neljännelle faktorille on vaikea keksiä yksikäsitteistä selitystä. Natrium ja nikkeli yhdistyivät viidenteen faktoriin, joka selittää 8 % muuttujien vaihtelusta. Natriumin ja nikkelin suurimmat pitoisuudet tutkimusalueella painottuivat Uudenkaupungin keskustan läheisyyteen ja natriumin osalta myös Pyhämaan alueelle. Pitoisuuksien alueellinen jakautuminen ei kuitenkaan ole niin selvää, että niiden perusteella olisi mahdollista päätellä pitoisuuksien alkuperää.

Taulukko 29. Faktorilataukset ja kommunaliteettiarvot männyn neulasista mitatuille metallipitoisuuksille Vakka-Suomen alueella (n = 103).

	Faktori 1 15 %	Faktori 2 13 %	Faktori 3 11 %	Faktori 4 9 %	Faktori 5 8 %	Kommunaliteetti 56 %
K	<b>0,53</b>	-0,34	-0,02	0,07	0,16	0,43
P	<b>0,78</b>	-0,01	-0,07	0,17	0,16	0,67
Cu	<b>0,57</b>	-0,01	0,11	-0,08	-0,03	0,34
S	<b>0,73</b>	0,33	0,15	-0,14	0,03	0,69
Ca	0,04	<b>0,86</b>	-0,05	0,32	0,18	0,88
Mg	0,07	<b>0,45</b>	0,17	-0,32	0,19	0,37
Zn	-0,07	<b>0,67</b>	0,24	-0,19	-0,13	0,56
Cr	-0,08	0,19	<b>0,97</b>	0,01	0,11	1,00
Fe	0,15	0,06	<b>0,47</b>	-0,12	0,12	0,27
Al	0,31	0,06	0,35	<b>0,60</b>	-0,02	0,58
B	0,15	0,26	0,15	<b>-0,58</b>	-0,02	0,44
Mn	-0,01	0,21	-0,23	<b>0,47</b>	-0,26	0,39
Na	0,01	0,12	0,07	-0,17	<b>0,73</b>	0,58
Ni	0,36	-0,07	0,31	0,11	<b>0,58</b>	0,57

Faktoripistemäärämuuttujien väliset kovarianssit ja varianssit on esitetty taulukossa 30. Taulukon päädiagonaalilla olevat faktoripistemäärämuuttujien varianssit ovat samalla myös faktoripistemäärämuuttujien reliabiliteetikertoimet, jotka ilmaisevat kuinka hyvin estimoitu faktori selittää tai ennustaa todellista faktoria. Reliabiliteetikertoimet ovat välillä 0,69–1,00 eli ne ovat suhteellisen korkeita. Näin ollen faktoriratkaisua voidaan tämän perusteella pitää tyydyttävänä.

Taulukko 30. Faktorianalysissä erottuneiden faktoreiden pistemäärämuuttujien kovarianssit ja varianssit.

Faktori	1	2	3	4	5
1	0,83				
2	0,00	0,89			
3	-0,02	0,03	1,00		
4	0,01	0,04	0,01	0,75	
5	0,05	0,04	0,04	0,00	0,69

### 5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan vuosina 2006–2007 saatuja tuloksia Uudenkaupungin-Rauman alueella vuosina 1993–1994 toteutetun bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin (Jussila 1995). Vertailuun on otettu mukaan vain samana pysyneet havaintopuut ja -alat lukuun ottamatta vyöhykekartoja, joiden laatimisessa on käytetty kaikkia tutkimusaloja.

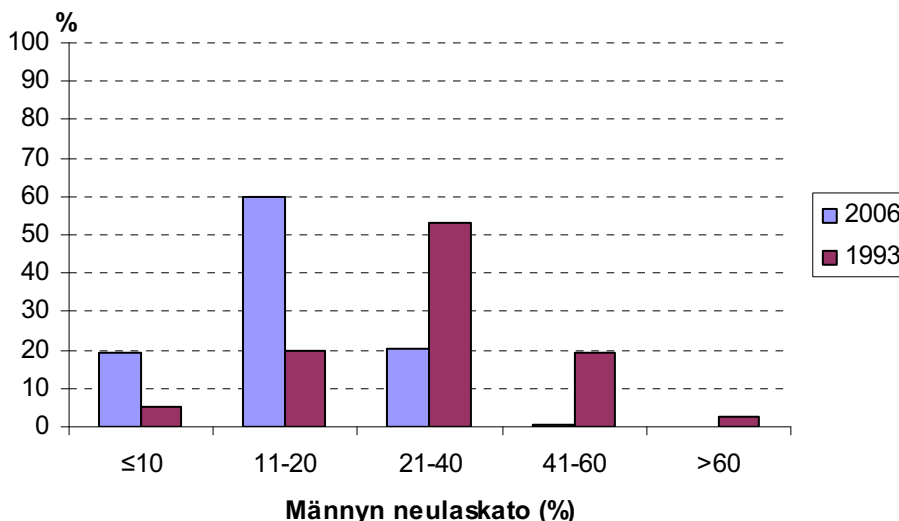
#### 5.3.1 Männyn neulaskato

Vuonna 1993 mäntyjen neulaskato arvioitiin kymmenen prosentin luokkavälein, ja vuonna 2006 neulaskato arvioitiin yhden prosentin tarkkuudella. Tämä voi aiheuttaa virhelähteitä vuosien väliseen vertailuun. Samana pysyneiden havaintopuiden osalta vertailun tulos on esitetty taulukossa 31. Männyn neulaskato on pienentynyt vuodesta 1993 vuoteen 2006 13,7 %-yksikköä. Erilaisen kirjaamistavan vuoksi vertailua ei kuitenkaan voida pitää täysin luotettavana.

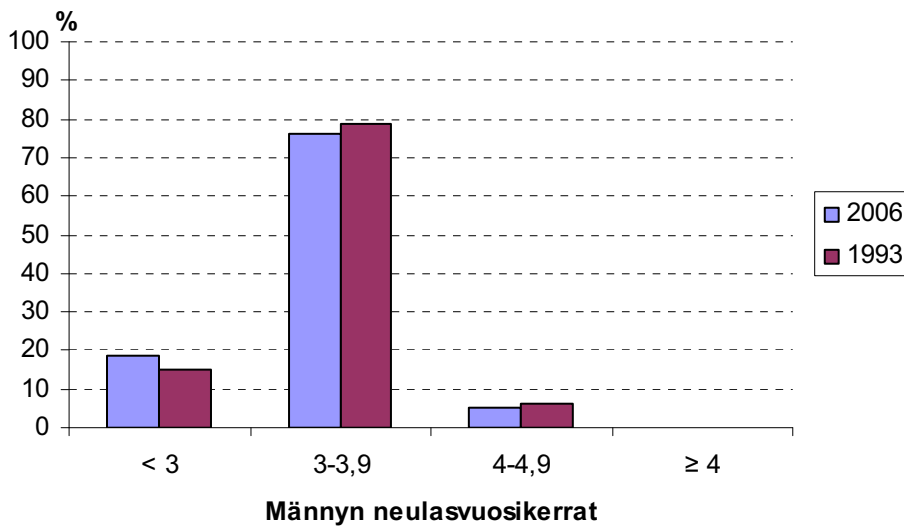
Taulukko 31. Mäntyjen keskimääräinen neulaskato vuosina 1993 ja 2006 samoina pysyneinä havaintoaloilla.

<b>Mänty, n = 51</b>	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
1993	30,1	5	65	13,9
2006	16,4	7,6	27,6	4,71

Harsuuntuneiksi arvioitujen puiden osalta vähennys vuodesta 2000 vuoteen 2006 on huomattava: kun vuonna 1993 75 % vertailuun sisällytetyistä puista arvioitiin harsuuntuneiksi, vuonna 2006 vastaava osuus oli 20 %. Neulaskato on siis vähentynyt samana pysyneiden tutkimuspuiden osalta 73 %. (Kuva 49.) Neulasvuosikertojen määrät ovat sen sijaan pysyneet samalla tasolla vuodesta 1993 vuoteen 2006. (Kuva 50.)



Kuva 49. Samana pysyneiden mäntyjen jakaantuminen neulaskatoluokkiin vuosina 1993 ja 2006. N = 51.



Kuva 50. Samana pysyneiden mäntyjen jakaantuminen neulasvuosikertaluokkiin vuosina 1993 ja 2006.  $N = 51$ .

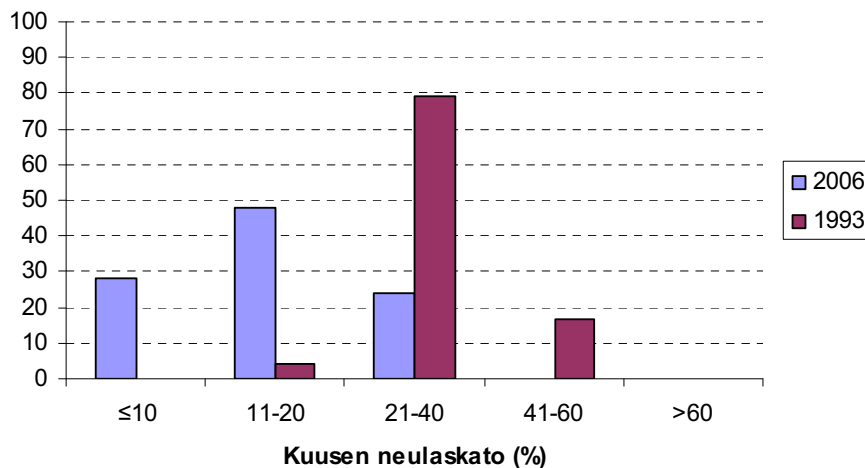
### 5.3.2 Kuusten neulaskato

Vuonna 1993 kuusten neulaskato arvioitiin kymmenen prosentin luokkavälein, ja vuonna 2006 neulaskato arvioitiin yhden prosentin tarkkuudella. Tämä voi aiheuttaa virhelähteitä vuosien väliseen vertailuun. Samana pysyneiden havaintopuiden osalta vertailun tulos on esitetty taulukossa 32. Kuusten neulaskato on pienentynyt vuodesta 1993 vuoteen 2006 10 %-yksikköä. Eri-laisen kirjaamistavan vuoksi vertailua ei kuitenkaan voida pitää täysin luotettavana.

Taulukko 32. Kuusten keskimääräinen neulaskato vuosina 1993 ja 2006 samoina pysyneillä havaintoaloilla.

<b>Kuuset, <math>n = 25</math></b>	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
1993	32	15	55	9,36
2006	22	5	60	14,43

Kun vuonna 1993 harsuuntuneiksi (neulaskato yli 20 %) arvioitiin 96 % vertailussa mukana olevista puista, vuonna 2006 vastaava osuus oli 24 %. Harsuuntuneiden kuusten määrä on siis vähentynyt 75 % vuodesta 1993 vuoteen 2006. (Kuva 51.)



Kuva 51. Samana pysyneiden kuusten jakaantuminen neulaskatoluokkiin vuosina 1993 ja 2006.  $N = 25$

### 5.3.3 Mäntyjen runkojäkälät

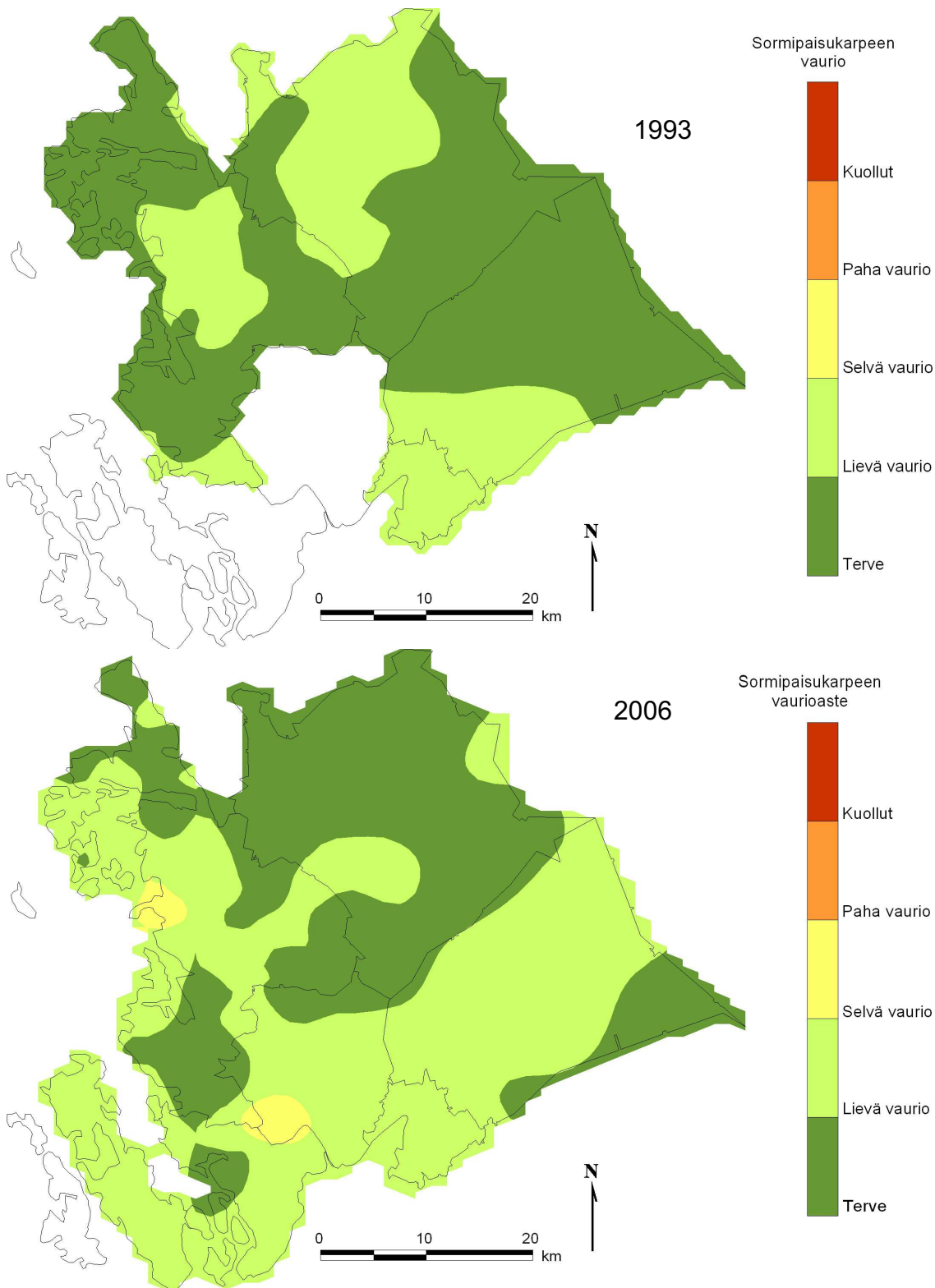
Männyn runkojäkälää kuvaavat tunnusluvut on esitetty taulukossa 33. Vertailussa ovat mukana vain samana pysyneet havaintoalat. Sormipaisukarpeen vaurioasteen osalta on huomioitava, että vaurioaste on edellisessä tutkimuksessa arvioitu yhden vaurioluokan välein, kun vuonna 2006 vaurioaste arvioitiin puolen vaurioluokan välein.

IAP-indeksi on laskenut vuoden 1993 2,7:stä vuoden 2006 2,3:en. Samoin sekä puu- että alakohtaiset lajimäärät ovat tutkimusalueella laskeneet. Sormipaisukarpeen peittävyys on laskenut 43 %, ja viherlevää on havaittu puilla useammin vuonna 2006 kuin vuonna 1993. Sormipaisukarpeen vaurioaste on pysytellyt samalla tasolla vuodesta 1993 vuoteen 2006.

Taulukko 33. Männyn runkojäkälän ilmanpuhtausindeksi (IAP), puu- ja alakohtaiset lajimäärät, sormipaisukarpeen peittävyys, viherlevän yleisyys ja sormipaisukarpeen vaurioaste Vakka-Suomen alueella vuosina 1993 ja 2006. Vertailussa ovat mukana alat, jotka ovat säilyneet samoina vuodesta 1993 vuoteen 2006. N = 51.

	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
<b>1993</b>				
IAP	2,7	1,7	3,9	0,57
lajimäärä/puu	6,0	2	9	1,48
lajimäärä/ala	7,5	5	9	1,03
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	14,4	2,7	52,2	9,95
viherlevän yleisyys	1,9	0	5	1,94
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,0	1,4	3,0	0,36
<b>2006</b>				
IAP	2,3	1,0	3,5	0,69
lajimäärä/puu	5,3	2,0	9,0	1,74
lajimäärä/ala	7,0	3,0	10,0	1,50
sormipaisukarpeen peittävyys (%)	8,1	0,3	21,6	4,98
viherlevän yleisyys	3,4	0	5	1,65
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,1	1,0	4,0	0,52

Sormipaisukarpeen vaurioiden vyöhykkeiden rajat ovat siirtyneet vuodesta 1993 vuoteen 2006 mennessä, mutta kuten vuonna 1993, myös vuonna 2006 suurimmassa osassa tutkimusaluetta sormipaisukarpeen vauriot olivat lieviä tai sormipaisukarve oli tervettä. Vuonna 1993 Uudenkaupungin keskustan ympärillä ei ollut selvien vaurioiden vyöhykettä, joka sinne vuoteen 2006 mennessä oli muotoutunut.

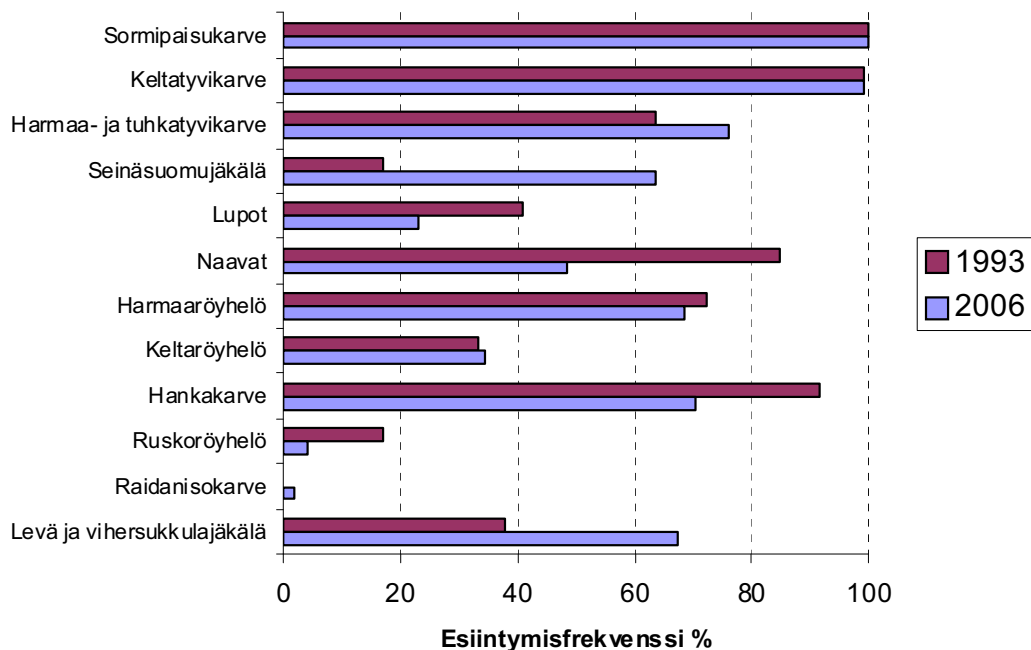


Kuva 52. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuosina 1993 ja 2006.

Eri jäkälälajien esiintymisfrekvensseissä tapahtuneet muutokset vuodesta 1993 vuoteen 2006 on esitetty kuvassa 53. Frekvenssien laskennassa on käytetty samoina pysyneitä tutkimusaloja. Sormipaisukarpeen ja keltatyvikarpeen esiintymisfrekvenssit ovat pysyneet samoina vuodesta 1993 vuoteen 2006. Myöskään harmaa- tai keltaröyhelön esiintymisfrekvensseissä ei ole tapahtunut merkittäviä muutoksia. Ilman epäpuhtauksille herkkien luppojen ja naavojen sekä hankakarpeen esiintymisfrekvenssit sen sijaan ovat laskeneet vuodesta 1993 vuoteen 2006 mennessä. Ilman epäpuhtauksia kestävien ja niistä hyötyvien seinäsuomujäkälän ja levän sekä vihersukkulajäkälän esiintymisfrekvenssit ovat nousseet. Ruskoröyhelön esiintymisfrekvenssi on



laskenut, mutta lajia ei voida pitää erityisen hyvänä ilmanlaadun indikaattorina. Raidanisokarvetta ei vuonna 1993 havaittu lainkaan vertailuun sisällytetyillä aloilla, mutta laji on siksi harvinainen ja epätyypillinen laji esiintymään männyn rungolla, ettei sen esiintymisestä voi juurikaan tehdä johtopäätöksiä ilmanlaadun muutoksen suhteen. (Kuva 53.)

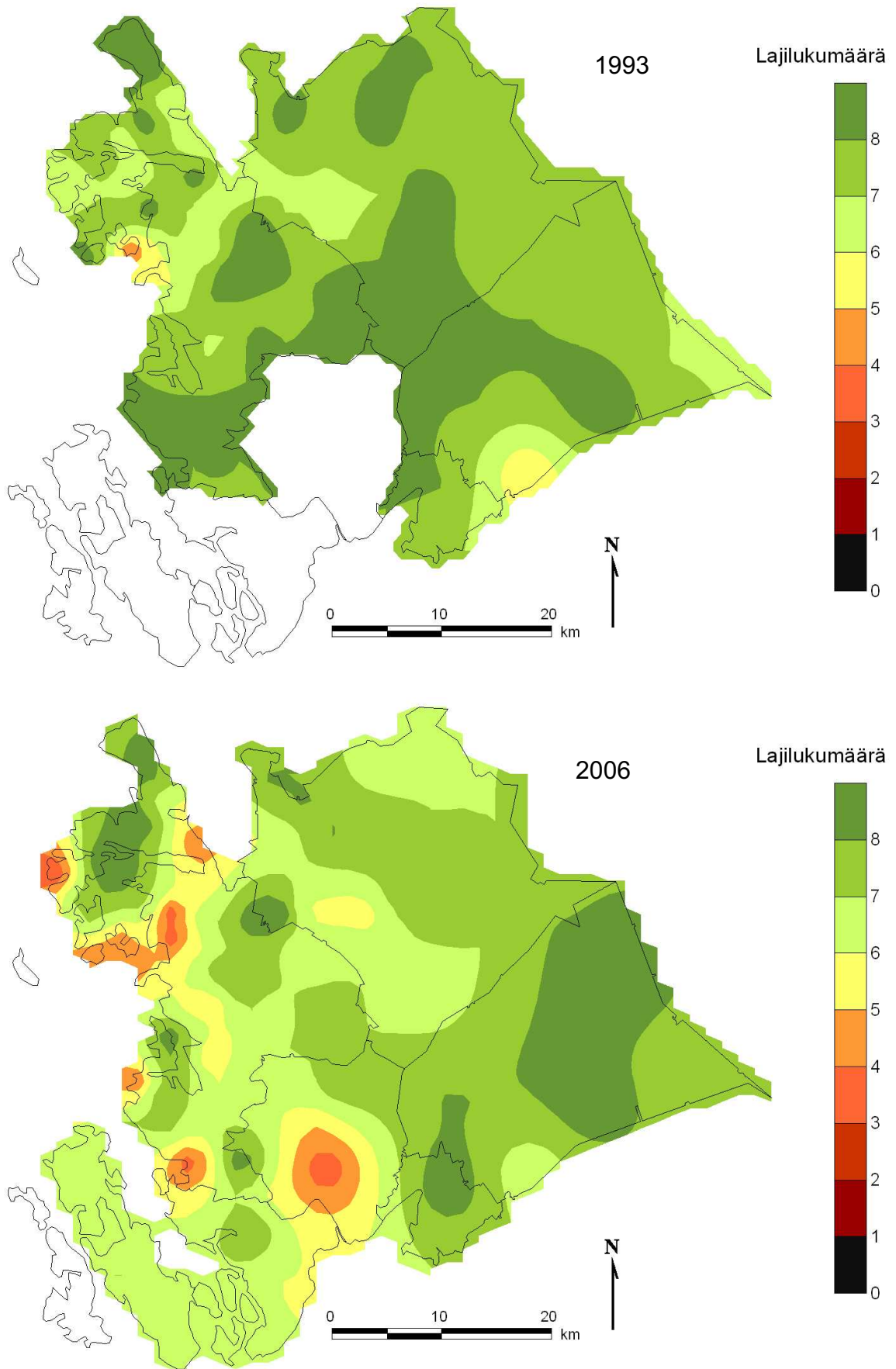


Kuva 53. Jäkälälajien esiintymisfrekvenssit tutkimusalueella vuosina 1993 ja 2006. N = 51.

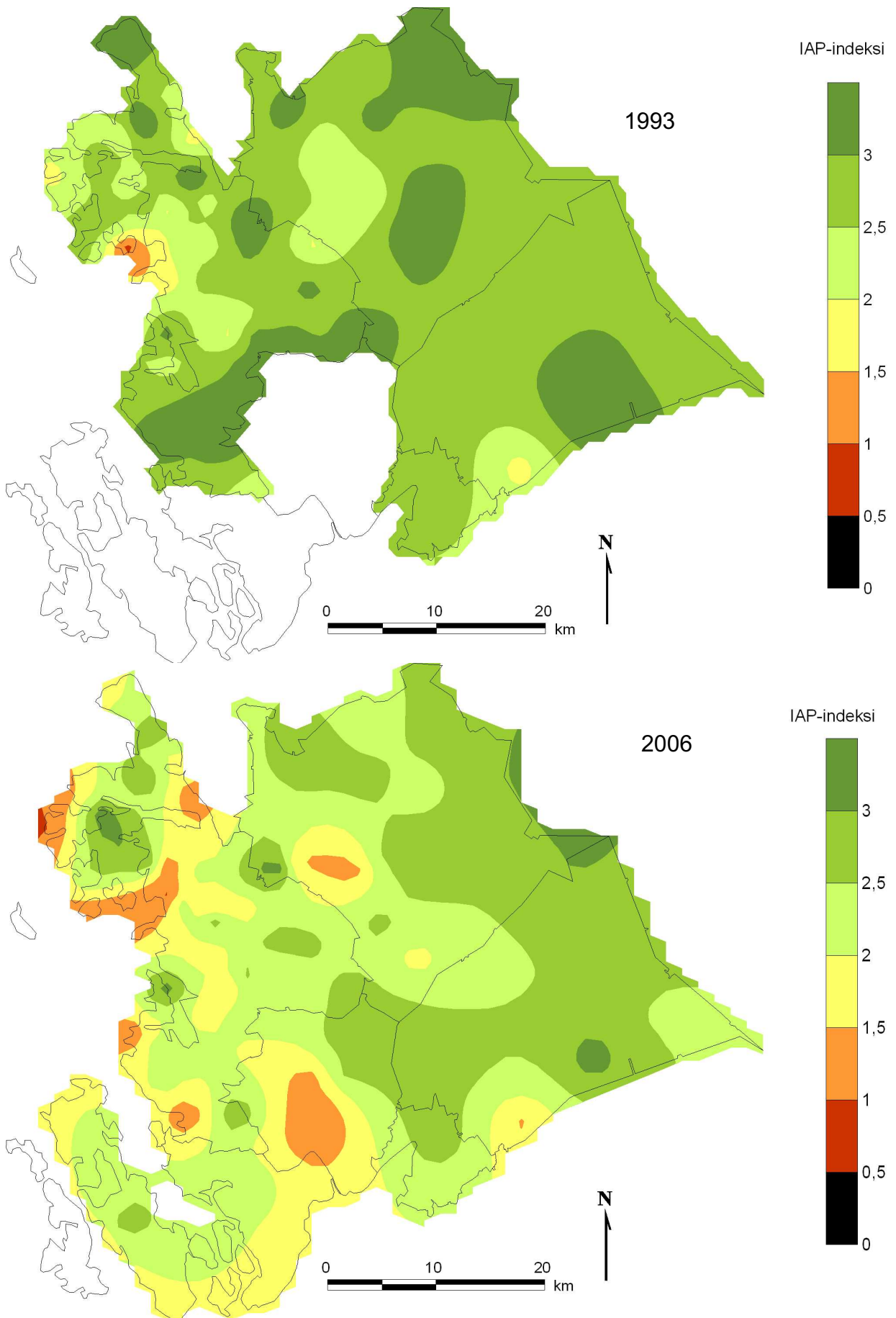
Ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lajimäärien alueellinen jakauma on pysynyt samankaltaisena vuodesta 1993 vuoteen 2006. Molempina tutkimusvuosina vähälajisimmat vyöhykkeet olivat tutkimusalueen länsiosissa tutkimusalueen itäosien muistuttaessa jäkälälajistonsa puolesta enemmän kuormittamattomia tausta-alueita. Kuitenkin vuonna 2006 vyöhyke, jolla havaittiin seitsemää tai useampaa ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia oli supistunut vuoteen 1993 verrattuna. Lisäksi lajistoltaan köyhtyneimmillä alueilla havaittiin vähemmän jäkälälajeja vuonna 2006 kuin vuonna 1993. (Kuva 54.)

IAP-indeksin laskutavat vaihtelevat seuralaislajien määrän osalta, minkä vuoksi eri tutkimuksissa lasketut indeksiarvot ovat harvoin suoraan vertailukelpoisia keskenään. Tämän vuoksi tutkimusvuosien välistä vertailua varten IAP-indeksi laskettiin vuoden 1993 aineistolla uudestaan käyttäen Uudenmaan bioindikaattoritutkimuksen aineiston seuralaislajien lukumääriä (vrt. taulukko 7).

IAP-indeksin perusteella arvioituna epäpuhtauksista kärsivät alueet jakaantuivat samankaltaisesti kuin lajilukumäärän perusteella arvioidut vyöhykkeet. Korkeimpia indeksiarvoja saivat molempina vuosina tutkimusalueen itäosat, mutta kun vuonna 1993 myös Uudenkaupungin eteläisimmät osat olivat IAP-indeksin perusteella ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatasoa, oli lajisto näillä alueilla vuonna 2006 köyhtynyttä tai lievästi köyhtynyttä. Taustatasoa IAP-indeksin perusteella arvioituna edustivat vuonna 2006 enää hyvin pienet alueet tutkimusalueen itä- ja pohjoisosissa. Kun vuonna 1993 lajistoltaan köyhtyneet vyöhykkeet olivat hyvin pienialaisia, oli niiden pinta-ala kasvanut selvästi vuoteen 2006 mennessä. (Kuva 55.)



Kuva 54. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien määrät havaintoaloilla vuosina 1993 ja 2006.



Kuva 55. IAP-indeksi tutkimusalueella vuosina 1993 ja 2006.

### 5.3.4 Neulasten alkuainepitoisuudet

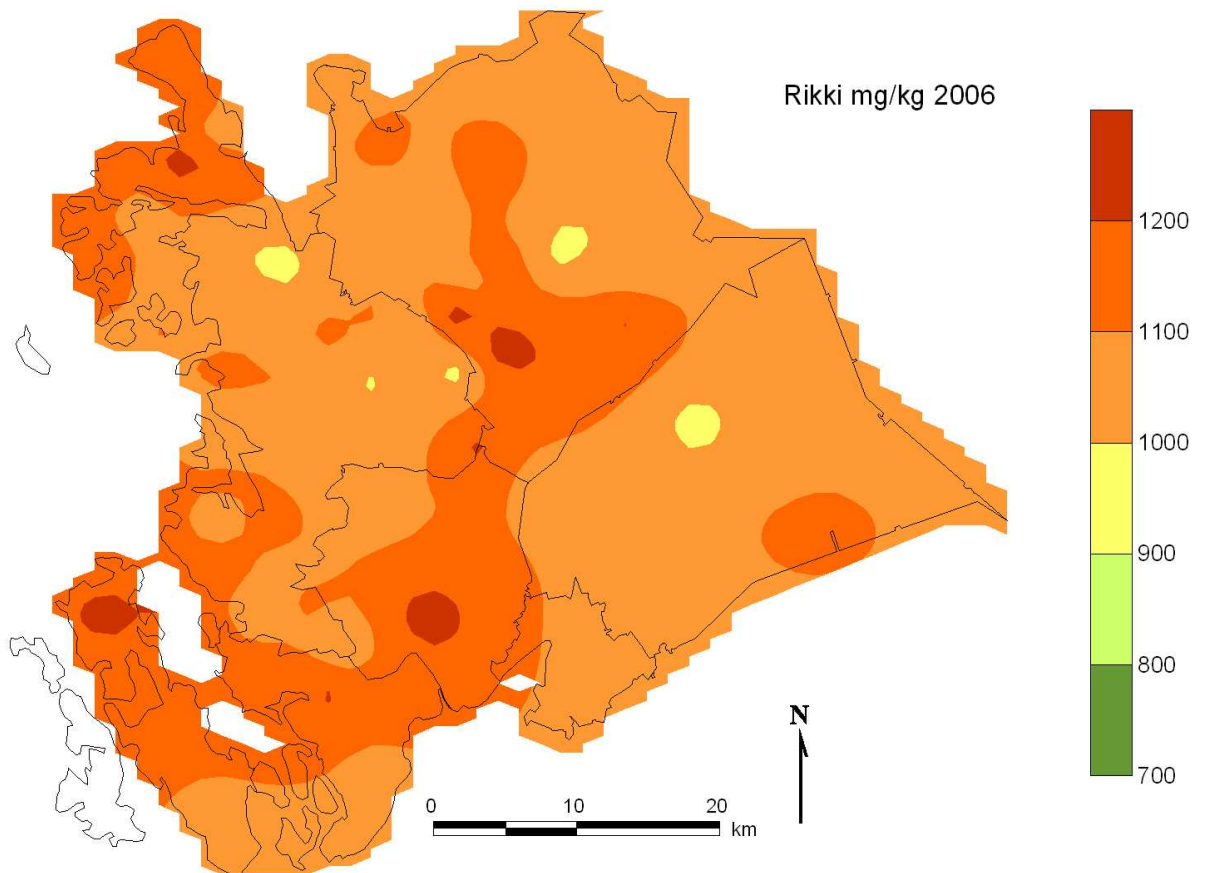
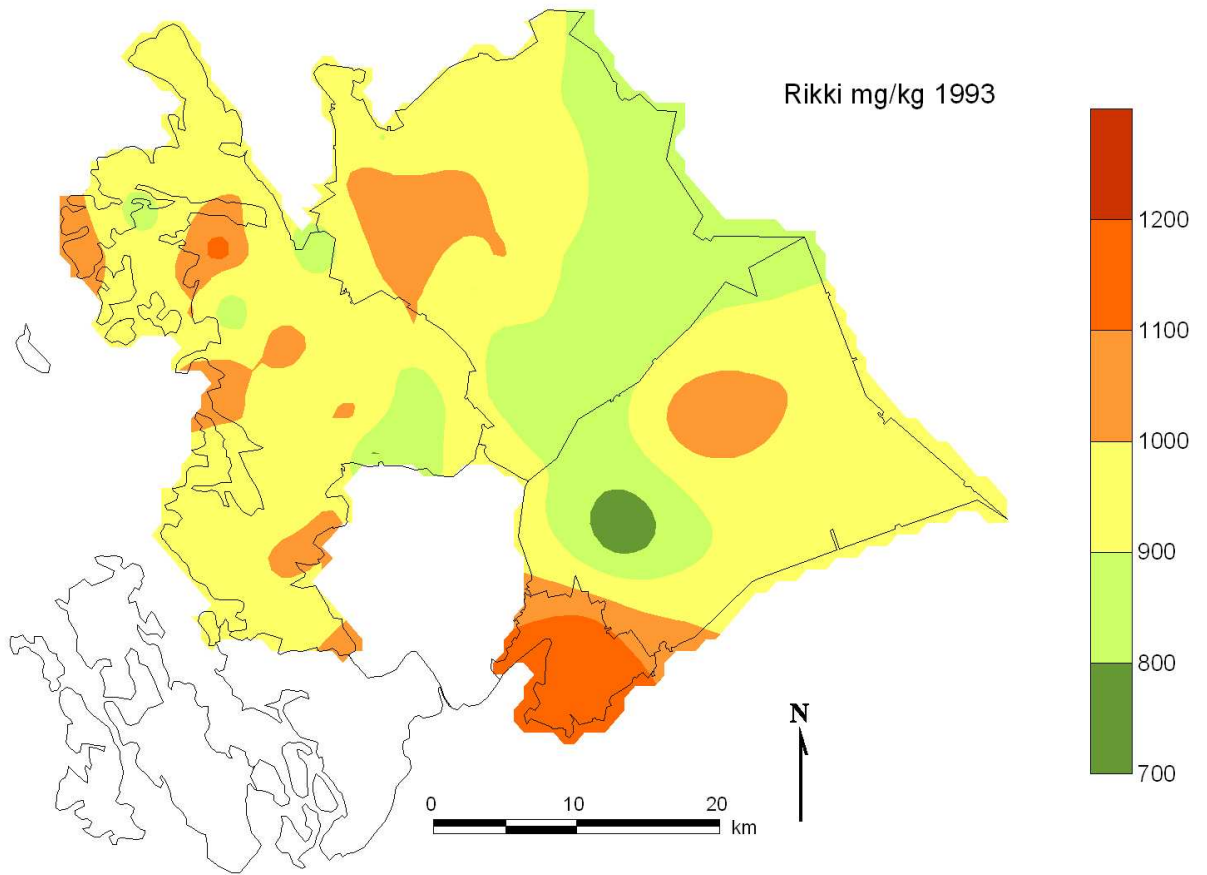
Taulukossa 34 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksia vuosina 1994 ja 2007. Vertailussa on käytetty samoina pysyneitä aloja. Eri tutkimusvuosien tuloksia vertailtaessa on huomioitava, että tuloksiin voivat vaikuttaa näytteenottovuosina vallinneet olosuhteet (esim. sateisuus) sekä neulasten esikäsittely ja analysointi.

Neulasten rikki- ja sinkkipitoisuudet olivat vuonna 2007 korkeampia kuin vuonna 1993. Myös neulasten alumiini-, boori-, fosfori- ja typpipitoisuudet olivat korkeampia kuin aiempina tutkimusvuosina. Neulasten kalsium-, kromi-, rauta-, kalium-, mangaani-, natrium- ja nikkelpitoisuudet olivat laskeneet vuoteen 1993. Kupari-, magnesium- ja sinkkipitoisuudet olivat pysytelleet samalla tasolla molempina tutkimusvuosina. Erityisen selvästi olivat laskeneet neulasten kromi-, natrium- ja nikkelpitoisuudet.

Taulukko 34. Neulasten alkuainepitoisuuksia Vakka-Suomessa vuosina 1993 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoina pysyneitä aloja. N = 51.

	Al	B	Ca	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	S	Zn	N
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	g/kg
<b>1993</b>															
keskiarvo	265	14,9	3932	0,55	2,7	65,9	5273	883	612	97,1	2,2	1406	960	55,3	13,1
pienin	150	8,0	1970	0,00	2,0	40,0	4200	600	264	30,0	0,9	1200	794	39,6	11,5
suurin	410	25,0	5380	1,7	3,8	100,0	7400	1130	1260	290	9,4	1790	1180	76,7	14,4
keskihajonta	60,2	3,3	731	0,40	0,33	14,0	630	123	228	47,9	1,50	119	71	9,3	0,91
<b>2006</b>															
keskiarvo	300	18,9	3571	0,10	2,6	56,6	5036	883	584	59,9	0,47	1507	1072	52,3	15,8
pienin	195	12,0	2406	0,05	2,1	39,7	3837	655	306	23,4	0,29	1292	956	40,7	14,3
suurin	442	24,7	4639	0,21	3,1	115,7	5880	1162	1056	138	0,80	1747	1245	68,8	17,9
keskihajonta	54,8	2,9	501	0,03	0,22	12,7	433	115	168	25,1	0,11	97	67	6,6	1,2

Neulasten rikki- ja sinkkipitoisuuksien kohoaminen näkyy selvästi vertailtaessa rikki- ja sinkkipitoisuuksien perusteella laadittuja vuosien 1993 ja 2006 vyöhykekarttoja: kun vuonna 1993 rikki- ja sinkkipitoisuudet olivat suurimmassa osassa tutkimusalueita tasoa alle 1000 mg/kg, on näitä alueita vuonna 2006 vain siellä täällä hyvin pienialaisina.



Kuva 56. Neulasten rikkipitoisuus (mg/kg) Vakka-Suomen alueella vuosina 1993 ja 2006.

## 5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin

### 5.4.1 Mäntyjen neulaskato

Männyn neulaskato on Vakka-Suomessa samalla tasolla kuin muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa. Harsuuntuneiden puiden osuus tutkituista puista oli kuitenkin Vakka-Suomessa suurempi kuin monissa muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa Kotkan seutua lukuunottamatta. (Taulukko 35).

Taulukko 35. Mäntyjen keskimääräisiä neulaskatoja ja harsuuntuneiden (neulaskato > 20 %) puiden osuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksissa. Tähdellä (\*) merkitty kartoitus on tehty kokonaan tai osittain kasvukauden jälkeen heinä-elokuussa, jolloin uusin neulasvuosikerta on puissa eikä vanhin ole vielä tippunut. Muiden alueiden tulokset lähteistä Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Niskanen ym. 2003c.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Neulaskadon keskiarvo, %	Harsuuntuneiden puiden osuus, %
Vakka-Suomi*	515	2006	16	18
Länsi-Suomi*	3968	2006	14	6
Turun seutu*	725	2005	15	10
Etelä-Karjala*	1200	2005	15	14
Keski-Suomi	4920	2005	14	8
Kotka	1244	2002	18	25

### 5.4.2 Kuusten neulaskato

Kuusten neulaskato oli Vakka-Suomessa samaa luokkaa muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa havaitun neulaskadon kanssa. Mäntyyn verrattuna kuusen neulaskadon vaihteluväli on yleensä suurempi tutkimusalueen sisällä, ja keskimääräiset harsuuntuneisuusasteet vaihtelevat melko paljon myös vertailtaessa eri alueilla tehtyjä harsuuntuneisuusarvioita keskenään. (Taulukko 36.)

Taulukko 36. Kuusen neulaskato eri alueilla. Neulaskadon rajana on käytetty 20 %:n harsuuntuneisuutta. Taulukon tiedot lähteistä Laita ym. 2007, Jussila 1997, Niskanen ym. 1996, Niskanen ja Witick 1992.

Alue	Tutkimusvuosi	N	Keskiarvo	Pienin	Suurin	Harsuuntuneiden puiden osuus, %
Vakka-Suomi	2006	90	20	5	60	32
Turun seutu	2005	310	24	10	75	47
Pori-Harjavalta ja Pohjois-Satakunta	1996	130	19	5	45	32
Helsingin seutu	1996	500	21	8	34	55
Porvoon seutu	1990	115	24	5	45	64

### 5.4.3 Mäntyjen runkojäkälät

Taulukossa 37 on vertailtu mäntyjen runkojäkälämuuttujien tunnuslukuja Vakka-Suomessa sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa. Sormipaisukarpeen vauriot olivat Vakka-Suomessa samaa luokkaa kuin muilla vertailussa mukana olevilla tutkimusalueilla. Niiden alueiden osalta, joilta keskimääräinen puukohtainen lajimäärä on tiedossa, Vakka-Suomessa lajimäärä oli vertailun korkein.

Taulukko 37. Mäntyjen runkojäkäliä kuvaavia muuttujia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Polojärvi ym. 2005c.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisu- karpeen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Vakka-Suomi	103	2007	2,1	5,1
Koko LSU	398	2007	2,1	4,1
Turku	145	2005	2,2	3,6
Keski-Suomi	492	2005	2,0	
Uusimaa	776	2004	2,1	
Etelä-Karjala	240	2005	2,3	

#### 5.4.4 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 38 on vertailtu neulasten alkuainepitoisuuksia Vakka-Suomen alueella, koko Suomessa (ICP Forest) sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa. Vertailun luotettavuutta heikentää se, että neulasaineistot on kerätty eri vuosina erilaisissa olosuhteissa ja analysoitu erilaisilla analyysitekniikoilla.

Neulasten rikkipitoisuudet olivat Vakka-Suomessa samaa tasoa kuin Turussa, Keski-Suomessa ja Uusimaan taajama-alueilla. Verrattuna koko Suomen neulasaineistoon (ICP Forest) neulasten rikkipitoisuudet olivat Vakka-Suomen alueella kohonneita. Typpipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Turussa ja Keski-Suomessa, ja korkeampia kuin valtakunnallisessa aineistossa. Fosforipitoisuudet olivat koko Suomen aineistoon verrattuna kohonneita ja samalla tasolla Länsi-Suomen ja Uudenmaan taajama-alueiden fosforipitoisuuksien kanssa. Kaliumpitoisuudet olivat matalampia kuin vertailualueilla Porin-Harjavallan aluetta lukuun ottamatta. Keskimääräinen kalsiumpitoisuus oli valtakunnallista tasoa korkeampi ja samalla tasolla Porin-Harjavallan alueen kanssa. Neulasten magnesiumpitoisuudet olivat samalla tasolla kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten natriumpitoisuudet olivat korkeampia kuin Porin-Harjavallan alueella, mutta matalampia kuin Uudenmaan taajama-alueilla. Booripitoisuudet olivat korkeampia kuin valtakunnallisessa aineistossa ja samaa tasoa kuin Keski-Suomessa ja Uudenmaan taajama-alueilla. Mangaanipitoisuudet olivat matalampia kuin valtakunnallisessa aineistossa, mutta korkeampia kuin Länsi-Suomessa. Neulasten rautapitoisuudet olivat korkeampia kuin valtakunnallisessa aineistossa, samaa tasoa Uudenmaan taajama-alueiden kanssa ja matalampia kuin Länsi-Suomessa. Kuparipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Länsi-Suomessa, hieman korkeampia kuin valtakunnallisessa aineistossa ja selvästi matalampia kuin Uudenmaan taajama-alueilla tai Porin-Harjavallan alueella. Sinkkipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Länsi-Suomessa. Alumiinipitoisuudet olivat korkeampia kuin Uudenmaan taajama-alueilla tai Porin-Harjavallan kuormitetulla alueella. Kromipitoisuudet olivat matalampia kuin Länsi-Suomessa tai Uudenmaan taajama-alueilla. Nikkelipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Länsi-Suomessa ja matalampia kuin Uudenmaan taajama-alueilla. Neulasten fluoridipitoisuudet olivat selvästi matalampia kuin Imatran kaupungin alueella.

Taulukko 38. Neulasten alkuainepitoisuuksia Vakka-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2007 sekä eri puolella Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Merilä 2007, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Polojärvi ym. 2005c, Jussila 1997, Niskanen 2004.

Alue	n	Tutkimus- vuosi	S mg/kg	N g/kg	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	Na mg/kg	B mg/kg
<b>Vakka-Suomi</b>	<b>103</b>	<b>2007</b>	<b>1088</b>	<b>15,7</b>	<b>1531</b>	<b>5077</b>	<b>3524</b>	<b>887</b>	<b>60,8</b>	<b>19,0</b>
Länsi-Suomi	398	2007	1000	14,9	1500	5200	3300	840		16,6
ICP Forests	65	1995-2003	860	11,7	1310	4580	3080	890		10,3
Turku	145	2006	1100	15,6		5600	4400	1000		
Keski-Suomi	197	2006	1110	15,5	1600	5700	4800	1000		18,1
Uusimaa (taajama-alueet)	221	2005	1079	13,6	1500	5900	2800	1200	72	20,5
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	175	1997	975	12,4	1320	5080	3530	850	38	
Imatra	18	2003								

Alue	Mn mg/kg	Fe mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Al mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	F mg/kg
<b>Vakka-Suomi</b>	<b>564</b>	<b>58</b>	<b>2,6</b>	<b>52</b>	<b>300</b>	<b>0,095</b>	<b>0,47</b>	<b>1,9</b>
Länsi-Suomi	490	75	2,5	51		0,15	0,51	
ICP Forests	667	40	2,2	48				
Turku	650							
Keski-Suomi								
Uusimaa (taajama-alueet)	419	54	3,3	48	265	0,2	1,7	
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	633	68	8,4	43	249			
Imatra								4,6



## 6. Johtopäätökset

Ilman epäpuhtauksien vaikutuksia Vakka-Suomen alueen metsiin seurattiin edellisen kerran vuosina 1993–1994. Tuolloin tutkimusalueeseen eivät kuuluneet nyt mukana olleet Taivassalon, Kustavin ja Vehmaan kunnat. Kasvillisuusvaikutusten indikaattoreina käytettiin edellisen seurannan tapaan havupuiden neulaskatoa ja runkojäkäliä sekä männyn neulasten alkuainepitoisuuksia. Näistä paras indikaattoriarvo on männyn runkojäkälillä, mutta myös neulasten alkuainepitoisuuksista voidaan joidenkin alkuaineiden osalta havaita ilman epäpuhtauksien vaikutuksia. Havupuiden neulaskato ja osa neulasten alkuainepitoisuuksista kuvaa ennen kaikkea puuston yleistä elinvoimaisuutta.

Ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet Vakka-Suomessa sekä rikkidioksin, typen oksidien että hiukkasten osalta, tosin typen oksidien ja hiukkasten todellisten päästömäärien arvioimiseen aiheuttavat epävarmuutta päästöjen kirjaamistavassa tapahtuneet muutokset. Suurimmat päästöt alueella syntyvät Uudessakaupungissa. Rikkidioksidipäästöjen osalta vuosittainen vaihtelu on ollut huomattavaa.

Vakka-Suomessa tutkituista männystä verrattain suuri osa (18 %) arvioitiin harsuuntuneiksi, mutta verrattuna edelliseen tutkimukseen mäntyjen neulaskato on vähentynyt huomattavasti: kun neulaskadon keskiarvo vuonna 1993 oli 30 %, oli se vuonna 2006 16 %. Myös kuusten osalta harsuuntuneisuus oli vähentynyt 10 %-yksikköä vuoden 1993 32 %:sta vuoden 2006 22 %:in. Neulaskadon ei ole kuitenkaan nähty melko matalissa päästötasoissa ilmaisevan ilman epäpuhtauksien vaikutuksia, vaan neulaskato on lähinnä puiden yleisen elinvoimaisuuden indikaattori.

Neulasten alkuainepitoisuudet kuvaavat sekä kasvupaikan ominaisuuksia että ilman kautta leviävien epäpuhtauksien vaikutuksia. Neulasten rikkipitoisuudet olivat vuonna 2007 huomattavasti korkeammalla tasolla kuin edellisessä seurannassa vuonna 1994. Rikkipitoisuuden alueellista jakautumista tarkasteltaessa Uudenkaupungin keskusta-alue ei erottaudu erityisen korkeiden pitoisuuksien puolesta, vaikka se onkin tutkimusalueen suurin asutuksen, liikenteen ja teollisuuden keskittymä, vaan korkeampia pitoisuuksia havaittiin muissa osissa tutkimusaluetta. Rikin latautuminen ravinteisuusfaktorille puoltaa selitystä, jonka mukaan rikkipitoisuus ei erityisesti kuvaa päästölähteiden vaikutusta, vaan enemmänkin yleisiä ravinteisuusoloja. Neulasten alumiinipitoisuudet tutkimusalueella olivat muihin alueisiin verrattuna melko korkeita, mutta korkeimmat pitoisuudet alumiinin osalta mitattiin melko kaukana merkittävimmistä päästölähteistä Laitilan kunnan alueelta. Neulasten korkeimmat fluoridipitoisuudet olivat selvästi keskittyneet tutkimusalueen pohjoisosiin, mutta fluoridipitoisuuden keskiarvo oli selkeästi matalampi kuin esim. Imatralla.

Jäkälälajisto oli sekä IAP-indeksin että keskimääräisen alakohtaisen lajimäärän perusteella arvioituna lievästi köyhtynyttä. Sormipaisukarpeen vauriot olivat keskimäärin lieviä. Lajisto oli runsainta ja sormipaisukarve terveintä tutkimusalueen itäosissa. Köyhtynyttä tai selvästi köyhtynyttä jäkälälajistoa havaittiin melko pienialaisilla vyöhykkeillä lähinnä tutkimusalueen länsiosissa. Uudenkaupungin keskustan alueella lajimäärät olivat matalampia kuin sisämaassa ja sormipaisukarpeen vaurioista muodostui tälle alueelle selvien vaurioiden vyöhyke, mutta tutkimusalueella ei ollut esim. yhtään jäkäläautiota edes Uudenkaupungin keskustan alueella.

Jäkälälajisto oli vuonna 2000 kuitenkin köyhtynempää kuin vuonna 1993. Sormipaisukarve oli tervettä laajemmilla alueilla vuonna 1993 kuin vuonna 2006, ja lajilukumäärät sekä IAP-indeksi olivat vuonna 2006 matalampia kuin vuonna 1993. Puukohtainen lajimäärä oli vuonna 2006 0,7 lajia pienempi kuin vuonna 1993. Useat ilman epäpuhtauksista kärsivät jäkälälajit olivat harvinaistuneet tutkimusalueella. Ilman epäpuhtauksien kuormituksesta hyötyvät lajit, seinäsuomujäkälä sekä levä ja vihersukkulajäkälä olivat sen sijaan yleistyneet tutkimusalueella.

Jäkälälajiston perusteella ilman epäpuhtauksien kasvillisuusvaikutukset Vakka-Suomessa ovat lieviä, mutta lajisto on kuitenkin taantunut verrattuna vuoden 1993–1994 tutkimukseen. Lajimäärien ja lajiston koostumuksen muutos oli selkeästi havaittavissa, joskin tasoltaan lievä. Rikkidioksidipäästöt ovat tutkimusalueella vähentyneet, mutta tästä huolimatta neulasten rikkipitoisuudet ovat kohonneet. Neulasten rikkipitoisuus Vakka-Suomessa oli kuitenkin kuormitetulle alueelle tyypillisellä tasolla, eikä neulasten rikkipitoisuuden alueellinen jakautuminen suoranaisesti ilmentänyt paikallisten päästölähteiden vaikutuksia. Myöskään neulasten rikkipitoisuuksien ja jäkälämuuttujien välillä ei havaittu tilastollisesti merkitseviä riippuvuuksia.

Jäkälälajiston perusteella ilman epäpuhtauksien vaikutukset jäkäläkasvillisuuteen ovat Vakka-Suomen alueella lisääntyneet edelliseen tutkimukseen verrattuna, vaikka rikkipäästöt ovat vuoden 1998 jälkeen vähentyneet. Jäkälälajistossa heijastuu kuitenkin pitkän aikavälin kuormitus, jolloin rikkidioksidipäästöjen kasvu vuosina 1994–1998 saattaa yhä vaikuttaa Vakka-Suomen alueen jäkälälajistoon siitä huolimatta, että rikkidioksidipäästöt ovat vuoden 1998 jälkeen laskeneet.

## Lähteet

- Anttonen, T. (1990). Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetutkielma.
- Bosco, M.L., Varrica, D. ja Doncarra, G. (2005). Case study: Inorganic pollutants associated with particulate matter from an area near a petrochemical plant. *Environ. Research.* 99: 18-30.
- Brække, F. (1994). Diagnostiske grenseverdier for næringsselementer i gran-og furunåler. *Aktuelt fra skogforsk* 15/94.
- Ermakova, E.V., Frontasyeva, M.V. ja Steinnes, E. (2004a). Air pollution studies in Central Russia (Tula Region) using the moss biomonitoring technique, INAA and AAS. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 259(1): 51-58.
- Ermakova, E.V., Frontasyeva M.V., Pavlov, S.S., Povtoreiko, E.A., Steinnes, E. ja Cheremisina, Y.N. (2004b). Air Pollution Studies in Central Russia (Tver and Yaroslavl Regions) Using the Moss Biomonitoring Technique and Neutron Activation Analysis. *J. Atmos. Chem.* 49: 549-561.
- Geologian tutkimuskeskus (1999). Suomen kallioperä 1:5 000 000. <http://www.gtk.fi/kartoitus/kalliopera/kpkartta5milj.html>. Luettu 11/2007.
- Geologian tutkimuskeskus (2007). Geokartta-palvelu. <http://geokartta.gtk.fi/>.
- Haahla, A. Polojärvi, K., Niskanen, I., Laita, M. ja Ellonen, T. (2006a). Keski-Suomen maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 162. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. ISBN 951-39-2546-3.
- Haahla, A., Niskanen, I., Polojärvi, K. ja Ellonen, T. (2006b). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 161. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. ISBN 951-40-1270-4.
- Helmisaari, H-S. (1993). Metsikön ja puun ravinnekierto. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (toim.). *Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 446. Gummerus, Jyväskylä. ISBN 951-40-1270-4. S. 44-48.
- Huttunen, S. (1982). Some experience on standardized monitoring of urban pollution in forest ecosystems. Teoksessa Steubing, L. ja Jäger, H.-J. (toim.). *Monitoring of air pollutants by plants.* Junk publisher, The Hague. ISBN 906193947X. S. 155-161.
- Jukka, L. (1988). *Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta.* Samerka, Vaasa. ISBN 951-9176-34-9.
- Jussila, I. (1995). Uudenkaupungin-Rauman alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1993-1994. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 10.
- Jussila, I. (1997). Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 12. ISBN 951-29-1075-6.
- Jussila, I., Joensuu, E. ja Laihonen, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. *Ympäristöopas* 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki. ISBN 1238-8602.
- Jussila, I. ja Ojanen, M. (2002). Turun seudun ja Paraisten alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 2000-2001. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 14. ISBN 951-29-2262-2.
- Kalliola, R. (1973). *Suomen kasvimaantiede.* WSOY, Porvoo.
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T., & Waldén, J. (1998). *Air Quality Trends in Finland. Ilmanlaatumittauksia, Air Quality Measurements.* Ilmatieteen laitos, Helsinki. ISBN-951-697-488-0.
- Kuntavahti (2007). *Ympäristöhallinnon tietojärjestelmä.*

- Kuusinen, K., Mikkola, K. ja Jukola-Sulonen, E.-L. (1990). Epiphytic lichens on conifers in the 1960s to 1980s in Finland. Teoksessa Kauppi, P., Anttila, P. ja Kenttämies, K. (toim.). Acidification in Finland. Springer-Verlag, Berlin. ISBN 3-540-52213-1. S. 397-420.
- Kuusipalo, J. (1996). Suomen metsätyypit. Kirjayhtymä, Rauma.
- Laita, M., Keskitalo, T., Huuskonen, I., Welling, L., Witick, A. (2006). Ekokem Oy:n ongelmajätelaitoksen ympäristöseuranta vuonna 2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 166/2006.
- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K., ja Ellonen, T. (2007a). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163.
- Laita, M., Keskitalo, T., Huuskonen, I. ja Pirkola, T. (2007b). Metallikertymät sammalpalloihin Kuusakoski Oy:n Vantaan palveulupisteen ympäristössä 2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 30/2007.
- Laurila, T., Kukkonen, J., Pietarila, H., Hakola, H., Hellén, H., Tarvainen, V. & Kauhaniemi, M. (2003). Concentrations and trends of nitrogen oxides, ozone and volatile organic compounds in the Helsinki metropolitan area – NOVOC. MOBILE2-vuosiraportti 2002, M2T0244. Ilmatieteen laitos, Helsinki 2003.
- LeBlanc, F. ja DeSloover, J. (1970). Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485-1496. ISSN 0008-4026.
- LIISA 2006 -laskentajärjestelmä (2007). <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/kunnat2.htm>. (tiedot tallennettu 11/2007).
- Lindgren, M. (2000). Mätäkivenmäen testimännikön arviointitulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 15.6.2000.
- Lindgren, M. (2001). Uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkivenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 6.7.2001.
- Lindgren, M. (2007). Mätäkivenmäen testimännikön tulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 21.6.2007.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (1999). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level 1) ja ympäristön yhdenntyn seurannan koalat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (2000). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level I) ja ympäristön yhdenntyn seurannan koalat 2000. Metsäntutkimuslaitos.
- Lodenius, M., Manninen, S., Nieminen, T., Raiskinen, H., Ranta, P. ja Willamo, R. (2002). Bioindikaattorit. Ympäristönsuojelun opetusmonisteita N:o 21. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos. ISSN 1456-8284.
- Merilä, P. (2007). Needle chemistry on the intensive monitoring plots 1995-2003. Teoksessa Merilä, P., Kilponen, T. ja Derome, J. (2007). Forest condition monitoring in Finland – National report 2002–2005. Working Papers of the Finnish Forest Research Institute 45.
- Metsätuho-opas (2003). Metsäntutkimuslaitos. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Päivitetty 3.9.2003.
- Mälkönen, E. (1991). Maa- ja neulasanalyysin käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 381. Joensuun tutkimusasema. S. 52-61.
- Nieminen, T., Raitio, H. ja Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnuksena. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki. Gummerus, Jyväskylä. ISBN 951-40-1270-4. S. 92-96.
- Niskanen, I. (1995). Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11. ISSN 0357-5454.

- Niskanen, I. ja Kuitunen, M. (1991). Ilmansuojelu. Jyväskylän yliopiston biologian laitoksen opetusmoniste 58.
- Niskanen, I. ja Witick, A. (1992). Porvoon seudun metsien bioindikaattoriseuranta 1991-1992. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Niskanen, I., Veijola, H. ja Ellonen, T. (1996). Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996: 17.
- Niskanen, I., Ellonen, T. ja Nousiainen, O. (2001). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 238. ISBN 952-11-0999-8.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Witick, A., Haahla, A. ja Laitakari, V. (2003a). Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2002. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 156.
- Niskanen, I., Ellonen, T., Nousiainen, O. ja Polojärvi, K. (2003b). Kanta-Hämeen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2001-2002. Hämeen ympäristökeskus, Hämeenlinna. Alueelliset ympäristöjulkaisut 290. ISBN 952-11-1302-2.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Haahla, A. ja Laitakari, V. (2003c). Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155. ISBN 951-39-1438-0.
- Niskanen, I. (2004). Imatra Steel Oy Ab:n terästehtaan bioindikaattoritutkimus vuonna 2003. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 16/2004.
- Palko, J., Räsänen, M. ja Alasaarela, E. (1985). Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Uudenkaupungin kaupunki, moniste.
- Partanen, P. ja Veijola, H. (1996). Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18. ISSN 0357-5454.
- Pihlström, M. ja Myllyvirta, T. (1995). Ilman epäpuhtauksien leviämisen- ja vaikutustutkimus Itä-Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1994-1995. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry, Porvoo. Tutkimusraportti.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005a). Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkälistön ja sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioiden havainnoinnissa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 89/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005b). Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 64/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005c). Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueen ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuosina 2004 ja 2005. Uudenmaan ympäristökeskus, Helsinki. Alueelliset ympäristöjulkaisut 385. ISBN
- Raitio, H. (1994). Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25-34.
- Raitio, H. ja Merilä, P. (1998). Seasonal variation in the size and composition of Scots pine and Norway spruce needles in different weather conditions. European programme for the intensive monitoring of forest ecosystems / Level II, Finland. Pilot study, technical report. The Finnish forest research institute, Parkano.
- Ranta, E., Rita, H. ja Kouki, J. (1989). Biometria. Helsinki, Yliopistopaino, ISBN 951-570-032-9.
- Rautamäki, M. (1990). Maakunnallinen maisemaselvitys. Varsinais-Suomi. Varsinais-Suomen seutukaavaliitto. 108 s.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. ja Nousiainen, H. (1998). Puiden ravinnepuutokset – metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688. ISBN 951-40-1629-7.
- Reis, M.A., Alves, L.C., Wolterbeek, H.Th., Verburg, M.C., Freltas, A. ja Gouveia, C. (1996). Main atmospheric heavy metal sources in Portugal by biomonitor analysis. Nucl. Instr. Meth. 109/110: 493-497.

- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L. ja Lindgren, M. (1991). Forest condition in Finland 1986-1990. *Silva Fennica* 25 (3): 147-175.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. ja Nöjd, P. (1993). Latvustunnukset ja puun kasvu elinvoimaisuuden ilmentäjinä. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja T. Nieminen (toim.). *Metsäluonto ja ilmansaasteet*. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Helsinki, Gummerus. ISBN 951-40-1270-4. S. 75-92.
- Salmi, T. (2007). Eri yhdisteiden pitoisuuksia tausta-aseilla. Ilmatieteen laitos. (Kirjallinen tiedonanto 11/2007)
- SFS 5669 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5670 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5672 (1990). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten fluoridipitoisuus. Näytteenotto ja kemiallinen määrittäminen.
- SFS 5781 (1994). Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten rikkipitoisuuden määrittäminen ICP-emissiometrillä. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Sloof, J.E. (1995). Pattern recognition in lichens for source apportionment. *Atm. Environ.* 29(3): 333-343.
- Wellbrock, N., Riek, W. ja Wolff, B. (2005). Characterisation of and changes in the atmospheric deposition situation in German forest ecosystems using multivariate statistics. *Eur. J. Forest. Res.* 124: 261-271.
- Wunderground (2007). <http://www.wunderground.com>.



Jväskylän yliopisto  
Ympäristöntutkimuskeskus

---

University of Jyväskylä  
Institute for Environmental Research

PL 35 (YAD), 40014 Jyväskylän yliopisto  
<http://www.jyu.fi/ymtk>