

YMPÄRISTÖNTUTKIMUSKESKUKSEN
TIEDONANTOJA 167

MILJÖFORSKNINGSINSTITUTETS
MEDDELANDEN 167

REPORTS OF THE INSTITUTE
FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH 167

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

PIETARSAAREN SEUDUN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007

**Sammandrag: Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten
i Jakobstadsnejden åren 2006-2007**

**Summary: A bioindicator study on the effects of air
pollution in the Pietarsaari region during
the period 2006-2007**



PIETARSAAREN SEUDUN ILMANLAADUN BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUOSINA 2006–2007

Sammandrag: Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Jakobstadsnejden åren 2006-2007

Summary: A bioindicator study on the effects of air pollution in the Pietarsaari region during the period 2006-2007

Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo ja Emmi Lehkonen

Jyväskylän yliopisto 2008

Kartat:
Pohjakartat © Affecto Finland Oy
Lupa L7606/08

ISSN 0781-8793
ISBN 978-951-39-3385-2
Kopijyvä Oy, Jyväskylä
2008

TIIVISTELMÄ

Pietarsaaren seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007

Pietarsaaren seudulla tutkittiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn elinvoimaisuuteen, männyn runkojäkäliin, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin, sammalten alkuainepitoisuuksiin sekä humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin tunnuksiin. Nyt saatuja tuloksia verrattiin vuonna 2000 toteutetun bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin sekä eri puolilla Suomea tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin. Tutkimukseen osallistuivat Pietarsaaren seudun kunnat Luoto, Pedersöre, Pietarsaari ja Uusikaarlepyy. Tutkimuksen toteutti Jyväskylän yliopiston ympäristötutkimuskeskus osana koko Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueen käsittävää bioindikaattoritutkimusta.

Pietarsaaren seudulla ilman epäpuhtauksien kuormitus on pääosin peräisin Pietarsaaren kaupungin alueen teollisuustoiminnoista sekä liikenteestä. Turkistarhat ovat merkittäviä paikallisia typpipäästöjen lähteitä. Vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet hiukkasten ja typen oksidien osalta, mutta rikkidioksidipäästöt ovat tutkimusalueella kasvaneet lähes 2,5-kertaisiksi vuoden 1995 tasoon verrattuna.

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo oli pysynyt samana vuodesta 2000 vuoteen 2006, mutta harsuuntuneiden puiden osuus vertailluista puista oli samalla ajanjaksolla vähentynyt huomattavasti. Vähiten harsuuntuneet havaintoalat sijaitsivat tutkimusalueen pohjoisosissa, mutta ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa jakaantumista neulaskadon osalta ei ollut havaittavissa.

Verrattuna aiempaan tutkimukseen jäkälävauriot olivat lisääntyneet. Tämän kehityksen taustalla lienee rikkidioksidipäästöjen kasvu. Kaikilla tutkimusaloilla oli havaittavissa ilman epäpuhtauksista aiheutuvia muutoksia jäkälälajistossa ja sen kunnossa. Jäkälälajisto oli terveintä tutkimusalueen pohjoisosissa Luodon kunnan alueella. Lajistoltaan köyhtyneimmät ja jäkälien kunnan perusteella vaurioituneimmat alat sijaitsivat lähellä taajama- ja teollisuustoimintoja sekä turkistarhoja. Ilman epäpuhtauksista kärsivät lajit olivat tutkimusalueella melko harvinaisia, ja niitä havaittiin vähemmän kuin edellisessä seurannassa. Ilman epäpuhtauksista hyötyvät viherlevä ja seinäsuomujäkälä olivat sen sijaan yleistyneet.

Neulasten rikkipitoisuudet olivat kasvaneet, mikä johtunee rikkidioksidipäästöjen kasvusta. Puuston yleinen ravinnetila oli pääravinteiden typen, kaliumin ja fosforin osalta parantunut. Raskasmetallien pitoisuudet neulasissa olivat laskeneet. Osalla havaintoaloista havaittiin magnesiumin puutosta, mikä voi aiheutua maaperään kohdistuvasta, esim. turkistarhojen aiheuttamasta typpikuormituksesta.

Sammalten raskasmetallipitoisuudet olivat kohonneita Pietarsaaren keskustan läheisillä näytealoilla sekä tutkimusalueen pohjoisosissa. Kokkolan Ykspihlajan teollisuusalueen päästöt vaikuttivat todennäköisesti sammaleen kohonneisiin raskasmetallipitoisuuksiin tutkimusalueen pohjoisosissa. Useiden raskasmetallien pitoisuudet sammalissa olivat kuitenkin laskeneet, ja havaitut pitoisuudet olivat verrattain matalia.

Humuksen pH oli normaalilla tasolla, ja maaperän typpitilanne oli parantunut hiilityppisuhteen perusteella. Joidenkin humuksesta analysoitujen alkuaineiden osalta oli havaittavissa pohjois-eteläsuuntainen gradientti siten, että pitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin eteläosissa. Tämä voi ilmentää kallioperän vaikutusta, mutta joidenkin raskasmetallien osalta myös Kokkolan seudun päästöjä.

Pietarsaaren seudulla rikkikuormitus on kasvanut, millä on ollut vaikutusta erityisesti jäkäläindikaattoreihin ja männyn neulasten rikkipitoisuuksiin. Raskasmetallikuormituksessa oli sen sijaan havaittavissa merkkijä pienentymisestä. Turkistarhat ovat merkittävä paikallinen typpipäästöjen lähde, jolla on vaikutusta niin mäntyjen ravinnetasapainoon kuin jäkälämuuttujiinkin.

SAMMANDRAG

Bioindikatoruppföljning av luftkvaliteten i Jakobstadsnejden åren 2006-2007

I Jakobstadsnejden undersöktes luftföroreningarnas inverkan på tallens vitalitet, tallens stamlavar, tallbarrens grundämneshalter, mossors grundämneshalter samt grundämneshalter och kemiska kännetecken i humus. De nu erhållna resultaten jämfördes med resultaten från bioindikatoruppföljningen som genomfördes år 2002 samt resultaten från bioindikatorundersökningar utförda i olika delar av Finland. I uppföljningen deltog Jakobstadsnejdens kommuner Larsmo, Pedersöre, Jakobstad och Nykarleby. Uppföljningen förverkligades av miljöforskningsinstitut vid Jyväskylä universitet som en del av den bioindikatoruppföljning som omfattar hela området inom Västra Finlands miljöcentral.

Belastningen av luftföroreningar i Jakobstadsnejden härrör sig i huvudsak från industriverksamheten i staden Jakobstad samt från trafiken. Pälsfarmarna är anmärkningsvärda utsläppskällor för kväve. Med avseende på partiklar och kväveoxider har de undersökta luftföroreningarnas utsläpp minskat sedan år 1995, men svaveldioxidutsläppen har på uppföljningsområdet ökat med 2,5 gånger jämfört med 1995 års nivå.

Tallens genomsnittliga barrförlust har förblivit den samma från år 2000 till 2006, men andelen utglesade träd av de undersökta träden hade minskat anmärkningsvärt under samma tidsperiod. Provytor med minst utglesade träd fanns i uppföljningsområdets norra delar, men en fördelning i barrförlusten orsakad av luftföroreningar kunde inte observeras.

Jämfört med tidigare uppföljningar hade skador på lavarna ökat. Den bakomliggande orsaken för denna utveckling torde vara svaveldioxidutsläppens ökning. På alla provytor observerades förändringar i lavfloran och konditionen för lavar förorsakade av luftföroreningar. Lavfloran var mest välmående i uppföljningsområdets norra delar, i området för Larsmo kommun. Provytor med mest utarmad lavflora och på basen av lavarnas kondition mest skadade fanns nära tätorten och industriverksamheter samt pälsfarmar. Arter som tar skada av luftföroreningar var relativt sällsynta på uppföljningsområdet, och de observerades i mindre mån än i tidigare uppföljningar. Grönalg och flarnlav som drar nytta av luftföroreningar hade däremot blivit mera frekventa.

Barrens svavelhalter hade ökat, vilket torde bero på ökningen av svaveldioxidutsläppen. Trädbeståndens generella näringstillstånd hade för huvudnäringarnas andel, kväve, kalium och fosfor, förbättrats. Barrens halter av tungmetaller hade minskat. På en del provytor upptäcktes magnesiumbrist, vilket kan förorsakas av t.ex. den kvävebelastning som drabbar jordmånen förorsakad av pälsfarmar.

Mossors tungmetallhalter var förhöjda på provytor nära Jakobstad centrum samt i uppföljningsområdets norra delar. Utsläppen från Yxpila industriområde i Karleby påverkade förmodligen mossornas förhöjda tungmetallhalter i uppföljningsområdets norra delar. Halterna för flera tungmetaller hade ändå minskat i mossorna, och de observerade halterna var relativt låga.

Humusens pH värde var på normal nivå, och jordmånens kvävetillstånd hade förbättrats på basen av kol/kväveförhållandet. För en del av de analyserade grundämnena i humus observerades en nord-sydlig gradient på så vis, att halterna var högre i uppföljningsområdets norra delar jämfört med i de södra delarna. Detta kan bero på berggrundens inverkan, men för en del av tungmetallerna även på Karlebynejdens utsläpp.

I Jakobstad har svavelbelastningen ökat, vilket har haft en inverkan speciellt på lavindikatorerna och tallbarrens svavelhalter. Pälsfarmarna är anmärkningsvärda lokala utsläppskällor för kväve, vilka inverkar på så väl tallens näringsbalans som lavvariablerna.

SUMMARY

A bioindicator study on the effects of air pollution in the Pietarsaari region during the period 2006-2007

This report deals with the results of a study using bioindicators in looking into the air quality in the Pietarsaari region in Western Finland. The indicators used were defoliation of Scots pine, epiphytic lichens growing on pine and spruce stands, concentrations of several elements in pine needles, moss *Pleurozium schreberi* and humus. In addition, some chemical characteristics of humus were analysed. The results were compared with the results of a bioindicator study conducted in the area in 2000 and with the results of bioindicator studies conducted in different parts of Finland. The participating municipalities were Luoto, Pedersöre, Pietarsaari and Uusikaarlepyy. The study was conducted by the University of Jyväskylä, Institute for Environmental Research as a part of a bioindicator study covering the whole area of the Regional Environmental Center of Western Finland.

The biggest part of the load of airborne impurities in the Pietarsaari region comes from the industry in the city of Pietarsaari and from traffic. In addition fur farms are important local sources of nitrogen emissions. From 1995 the load of airborne impurities has diminished for the part of particles and nitrogen oxides, but the discharge level of sulphur dioxide has risen 2.5-fold compared with the level of 1995.

The average defoliation of pines was in 2006 on the same level as in 2000, but the amount of defoliated trees had decreased remarkably. The least defoliated trees were situated in the northern parts of the study area, but there was no areal distribution caused by the spreading of airborne impurities detectable.

Compared with the previous study the lichen damage had increased in the Pietarsaari region. This trend is probably caused by the increase of the discharge level of sulphur dioxide. In all of the study plots there were changes in the lichen vegetation and its condition detectable. The lichen vegetation was healthiest in the northern parts of the study area in the municipality of Luoto. The lichen vegetation was poorest and the condition of the lichens was worst in the study plots near population centres, industrial zones and fur farms. The species suffering from airborne impurities were rather rare, and they were less abundant than in the previous study. Algae and *Hypocenomyce scalaris*, which benefit of the load of airborne impurities, had in turn become more abundant.

The concentration of sulphur in needles had risen, which is caused by the increase in the sulphur dioxide discharge. The general state of nutrition had ameliorated on the part of the main nutrients nitrogen, potassium and phosphorus. The concentrations of heavy metals in the needles had decreased. On some of the study plots there was shortage of magnesium observable, which may be caused by the nitrogen load from the fur farms.

The heavy metal concentrations in moss were relatively high in the study plots near the centre of Pietarsaari and in the northern parts of the study area. The discharge of airborne impurities from the industrial area in Ykspihlaja, Kokkola probably had an effect on the concentrations in the northern parts of the study area. Nevertheless, concentrations of several heavy metals in moss had decreased, and the detected concentrations were generally rather low.

The pH in the humus was on a normal level, and the nutrient status of the soil on the part of carbon-nitrogen-ratio had improved compared with the previous study. Some of the elements analysed in humus expressed a north-south-ward gradient with higher concentrations in the northern parts of the study area. This can be caused by the qualities of the solid rock and soil, but also on the part of some of the heavy metals by the emissions from the Kokkola district.

The sulphur load has increased in the Pietarsaari region, which has an effect especially on the lichen indicators and the sulphur concentrations in the pine needles. The heavy metal load, instead, showed signs of a decrease. Fur farms are an important local source of nitrogen release, which has an effect as well on the nutrient balance of the pines as on the lichen vegetation.

SISÄLLYS

1. JOHDANTO	1
2. TUTKIMUSALUE	1
2.1 Yleiskuvaus	1
2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu	3
2.2.1 Päästöt Pietarsaaren seudulla 1995–2006	3
2.2.2 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla	4
3. TUTKIMUSAINEISTO JA –MENETELMÄT	7
3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat	7
3.2 Tutkimusmenetelmät.....	10
3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta	10
3.2.2 Mäntyjen neulaskadon eli harsuuntuneisuuden arvioiminen	10
3.2.3 Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus	11
3.2.4 Mäntyjen epifyyttijäkälien kartoittaminen	12
3.2.5 Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus	17
3.2.6 Neulasnäytteiden kerääminen ja alkuainepitoisuuksien analysointi	18
3.2.7 Neulasten alkuainepitoisuuksien kartoittamiseen liittyvät virhelähteet ja luotettavuus	20
3.2.8 Sammalnäytteiden alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen	21
3.2.9 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet	21
3.2.10 Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus ..	24
3.2.11 Paikkatietomenetelmät	25
4. TULOKSET	26
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus	26
4.2 Mäntyjen runkojäkälät.....	29
4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste.....	29
4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys	32
4.2.3 Lajimäärät.....	33
4.2.4 IAP-indeksi	36
4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet.....	38
4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet.....	49
4.5 Humuksen pH ja alkuainepitoisuudet.....	61
5. TULOSTEN TARKASTELU	71
5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus	71
5.2 Sammalten alkuainepitoisuuksien faktorianalyysi	74
5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin	76
5.3.1 Mäntyjen neulaskato	76
5.3.2 Mäntyjen runkojäkälät	76
5.3.3 Neulasten alkuainepitoisuudet	80
5.3.4 Sammalten alkuainepitoisuudet	81
5.3.5 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet	82
5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin	82
5.4.1 Mäntyjen neulaskato	82
5.4.2 Mäntyjen runkojäkälät	83
5.4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet	83
5.4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet	84
5.4.5 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet	85
6. JOHTOPÄÄTÖKSET	87
LÄHTEET	89

1. Johdanto

Bioindikaattorimenetelmät perustuvat eliöiden herkkyyteen reagoida ympäristön muutoksiin joko rakenteen, toiminnan, kemiallisen koostumuksen tai alkuainepitoisuuksien muutoksilla. Epäpuhtauksien vaikutukset indikaattorilajeihin käyvät ilmi useimmiten pitkällä aikavälillä, minkä vuoksi bioindikaattorimenetelmät soveltuvat erityisen hyvin ilmanlaadun muutostrendien kuvaamiseen. Monet bioindikaattorilajit reagoivat epäpuhtauksien aiheuttamaan kuormitukseen ja kuormitus-tasossa tapahtuviin muutoksiin hitaasti, jolloin lyhytaikaisellakin kuormituksella voi olla bioindi-kaattorilajeihin pitkäkestoisia vaikutuksia. Saastevaikutuksen ilmenemiseen vaikuttavat lisäksi lu-kuisat luontaiset tekijät, jotka voivat joko puskuroida vaikutusta tai voimistaa sitä.

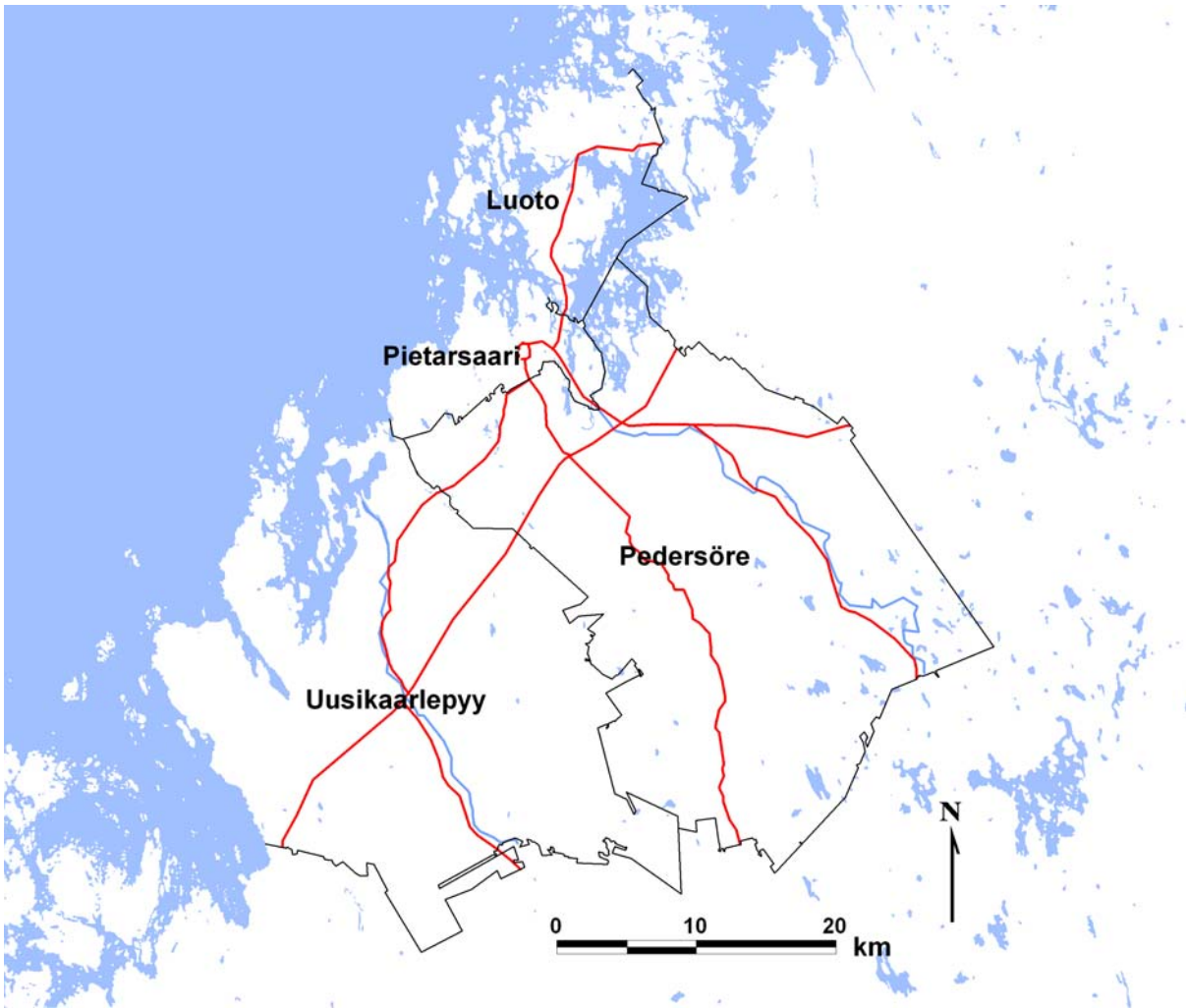
Tämä ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta toteutettiin osana lähes koko Länsi-Suomen ympäristö-keskuksen alueen käsittävää ilmanlaadun bioindikaattoritutkimusta. Ilman epäpuhtauksien kasvilli-suusvaikutuksia Pietarsaaren seudun metsissä on bioindikaattorien avulla seurattu edellisen kerran vuosina 2000-2001 (Raitio ja Kärkkäinen 2002). Nyt seuranta jatkettiin 106:lla edellisen seurannan yhteydessä perustetulla havainto- ja näytealalla, ja saatuja tuloksia verrattiin vuonna 2000 toteutetun bioindikaattoriseurannan tuloksiin. Tutkimuksessa tarkasteltiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn epifyyttijäkälisiin, mäntyjen elinvoimaisuuteen, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin sekä sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin.

Tutkimuksen tilaajana ovat tutkimukseen osallistuneet Pietarsaaren seudun kunnat Pietarsaari, Uu-sikaarleppy, Luoto ja Pedersöre. Tutkimuksen toteutti Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimus-keskus. Tutkimuksen maastotöihin ovat osallistuneet tutkimusteknikko Tuomo Ellonen, tutkija Ire-ne Huuskonen ja tutkimusapulaiset Jukka Huttunen, Kirsi Järvisalo, Tommi Koukka, Emmi Lehko-nen, Sari Leinonen, Terhi Lylyjärvi ja Teemu Oittinen. Tutkijat Mika Laita, Irene Huuskonen, Toni Keskitalo sekä tutkimusharjoittelija Emmi Lehkonen analysoivat tutkimusaineiston sekä laativat tämän tutkimusraportin. Neulas-, sammal- ja humusnäytteet on käsitelty ja analysoitu Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen laboratoriossa.

2. Tutkimusalue

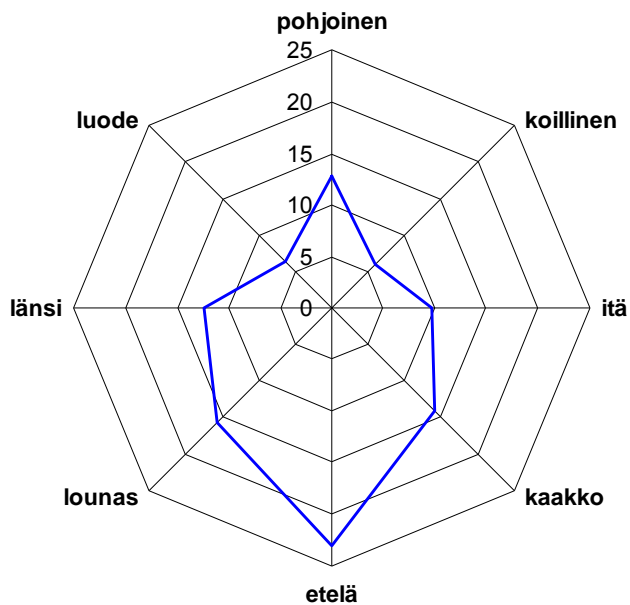
2.1 Yleiskuvaus

Suomen kasvimaantieteellisessä aluejaossa Pietarsaaren seutu sijoittuu Etelä-Pohjanmaan vyöhyk-keelle (Kalliola 1973, sit. Kuusipalo 1996). Luonnolle leimaa-antava tekijä tällä alueella on merei-syys, joka tasoittaa lämpötilanvaihteluita ja ohentaa talvista lumipeitettä. Pohjanmaan seudulle tyy-pillisesti Pietarsaaren seutu on alavaa ja loivapiirteistä. Järviä tutkimusalueella on vähän, ja topogra-fialtaan alue on varsin tasaista ja jokien ja jokilaaksojen halkomaa. Viljelyalueet sijoittuvat pääasi-assa jokilaaksoihin. Alueen maaperä on tyypillisemmin moreenia; lajittuneempia maalajeja on joki-en varsilla (Geologian tutkimuskeskus 2007). Turvemaita on alueella siellä täällä (Geologian tutki-muskeskus 2007). Alueen kallioperä koostuu pääosin kiilleliuskeesta ja migmatiitista (Geologian tutkimuskeskus 1999). (Kuva 1.)



Kuva 1. Kartta tutkimusalueesta.

Etelätuulet olivat yleisimpiä Kruunupyyn lentokentällä vuonna 2006 (kuva 2). Rannikolla etenkin kesäaikaan meri- ja maatuuli saattavat tietyissä olosuhteissa vaikuttaa tuulen suuntaan: päivisin maan lämmitessä merta lämpimämmäksi tuulee mereltä maalle ja yöllä maalta merelle.



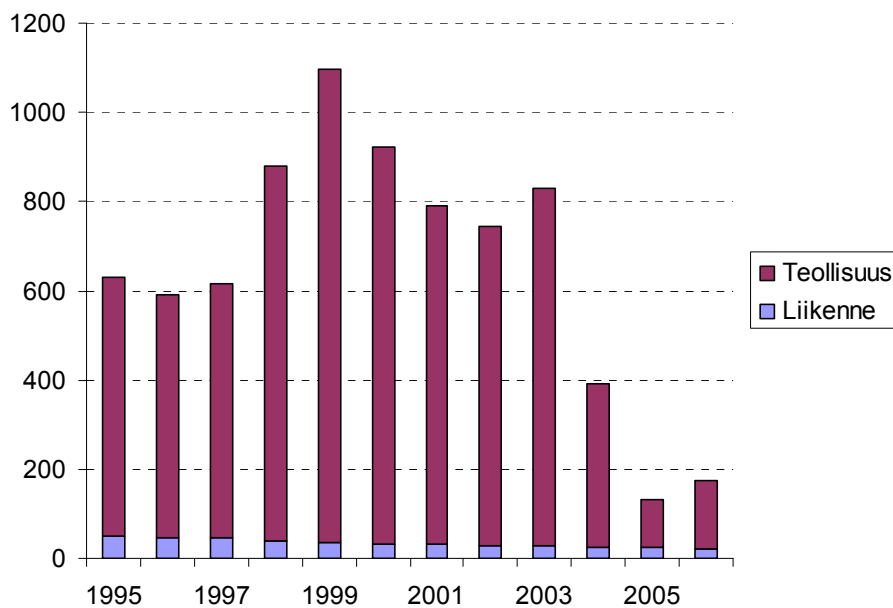
Kuva 2. Tuulensuunnat Kruunupyyn lentokentällä vuonna 2006 prosentteina kokonaistuulista. Tyyniä tunteja oli 7 % kokonaisajasta. (Wunderground 2007.)

2.2 Tutkimusalueen ilmanlaatu

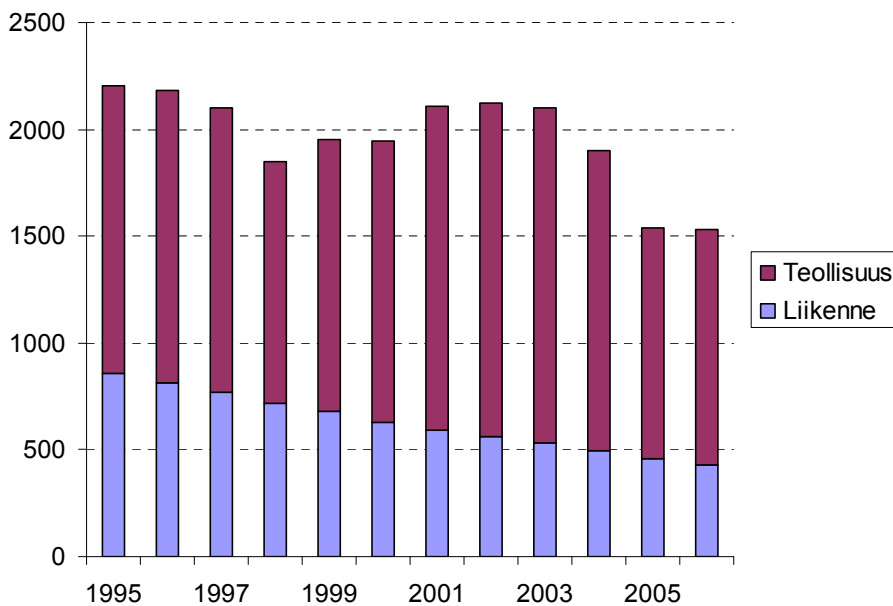
2.2.1 Päästöt Pietarsaaren seudulla 1995–2006

Teollisuuden päästöt on koottu tutkimusalueen ympäristöviranomaisten toimittamista tiedoista (Hällis 2007). Liikenteen päästöt on laskettu LIISA 2006 -laskentamallin avulla, jossa on käytössä kertoimet aiempien vuosien päästöille.

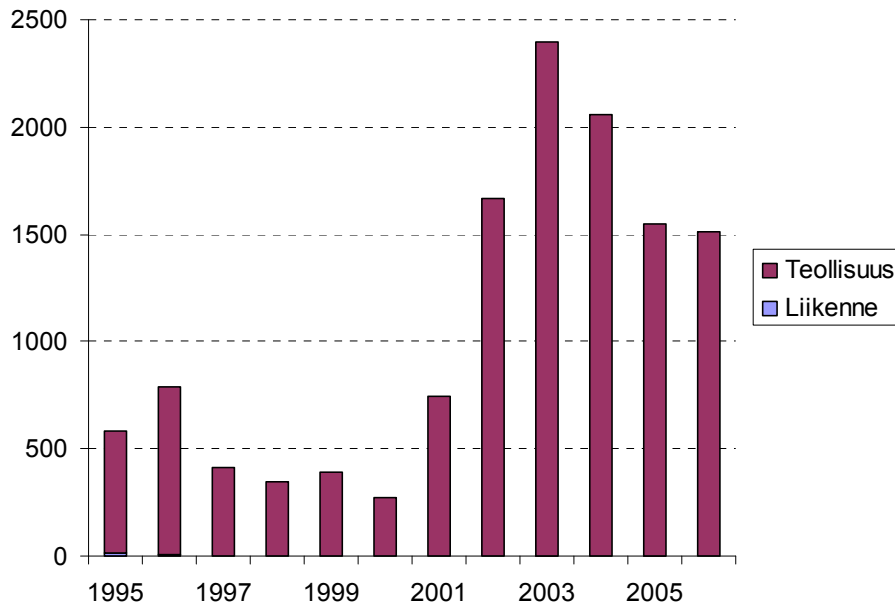
Pietarsaaren seudulla suurin osa päästöistä tulee Pietarsaaren kaupungista. Liikenteen osuus päästöistä on suurin typen oksideissa, joissa se oli vuonna 2006 noin neljäsosa. Rikkidioksidipäästöistä liikenteen osuus on hyvin pieni. Hiukkaspäästöt ovat vähentyneet vuosina 1995–2006 yhteensä 72 % ja typen oksidien päästötkin 30 %. Rikkidioksidipäästöt ovat tarkastelujaksolla kasvaneet yli 2,5-kertaisiksi yli 1500 tn/v:iin, mutta päästöt olivat suurimmillaan vuonna 2003, lähes 2400 tn/v. (Kuvat 3-5, taulukot 1 ja 2.)



Kuva 3. Hiukkaspäästöjen (tn/v) kehitys Pietarsaaren seudulla vuosina 1995–2006.



Kuva 4. Typen oksidien (NO_x NO₂:na) päästöjen (tn/v) kehitys Pietarsaaren seudulla vuosina 1995–2006.



Kuva 5. Rikkidioksidipäästöjen (tn/v) kehitys Pietarsaaren seudulla 1995–2006.

Taulukko 1. Pietarsaaren seudun ilmoitusvelvollisten teollisuuslaitosten päästöt (tn/v) kunnittain jaoteltuna vuosina 1996, 2001 ja 2006. (Hällis 2007)

	hiukkaset			NO _x			SO ₂		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Pedersöre	1,20 ¹		0,15	0,50 ¹		0,80	0,80 ¹		1,55
Pietarsaari	543	756	155	1357	1497	1100	772	720	1508
Uusikaarlepyy	2,3	4,4	1,7 ²	10	14	28 ²	7,5	22,5	65,8 ²
yhteensä	545	760	156	1367	1511	1128	780	743	1575

¹ Tiedot vuodelta 1995

² Tiedot vuodelta 2005.

Taulukko 2. Tieliikenteen pakokaasupäästöt Pietarsaaren seudulla (tn/v) kunnittain jaoteltuna vuosina 1996–2006. Päästöt on laskettu LIISA 2006 -järjestelmän kertoimilla vuoden 2006 päästömääristä (LIISA 2006).

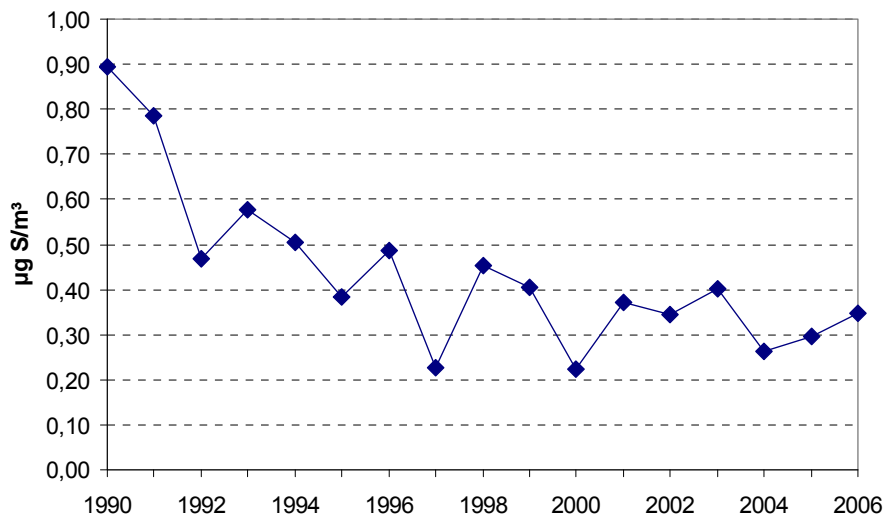
kunta	hiukkaset			NO _x			SO ₂		
	1996	2001	2006	1996	2001	2006	1996	2001	2006
Luoto	5,3	3,4	2,4	85	62	45	2,21	0,42	0,13
Pedersöre	17,6	11,3	7,9	305	224	161	3,42	0,65	0,2
Pietarsaari	10,7	6,9	4,8	161	118	85	2,21	0,42	0,13
Uusikaarlepyy	14,2	9,2	6,4	261	191	137	2,9	0,55	0,17
yhteensä	47,8	30,8	21,5	812	595	428	10,7	2,0	0,6

2.2.2 Ilmanlaatu valtakunnallisilla tausta-aseilla

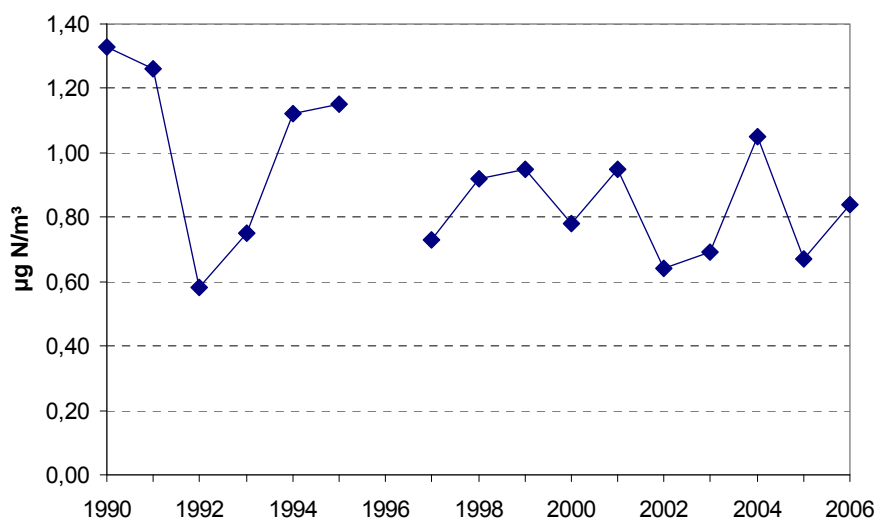
Lähes kaikkien merkittävimpien ilman epäpuhtauksien pitoisuudet Ilmatieteen laitoksen tausta-aseilla ovat vähentyneet 1980-luvun alusta voimakkaasti. Vähentyminen jatkui vielä 1990-luvulla, vaikkakin hitaammin Etelä-Suomessa (Kulmala ym. 1998). Kuvissa 6-7 on esitetty kaasujen pitoisuuksia vuosikeskiarvoina Ähtärin tausta-aseilla vuosina 1990–2006 sekä kuvissa 8-10 nitraattija ammoniumtyypen sekä sulfaattirikin vuosilaskeuma Ähtärin ja Hailuodon tausta-aseilla. Hailuodossa laskeumamittauksia on tehty vuodesta 1995 alkaen (Salmi 2007).

Ähtärin taustahavaintoasemalla rikkidioksidin vuosikeskiarvo on pienentynyt 61 % vuodesta 1990 vuoteen 2006. Typpidioksidin pitoisuuden vuosikeskiarvoon liittyy menetelmästä johtuen huomattava epävarmuus, eikä luvuista voi päätellä juuri muuta kuin, että pitoisuus on pieni. (Salmi 2007.)

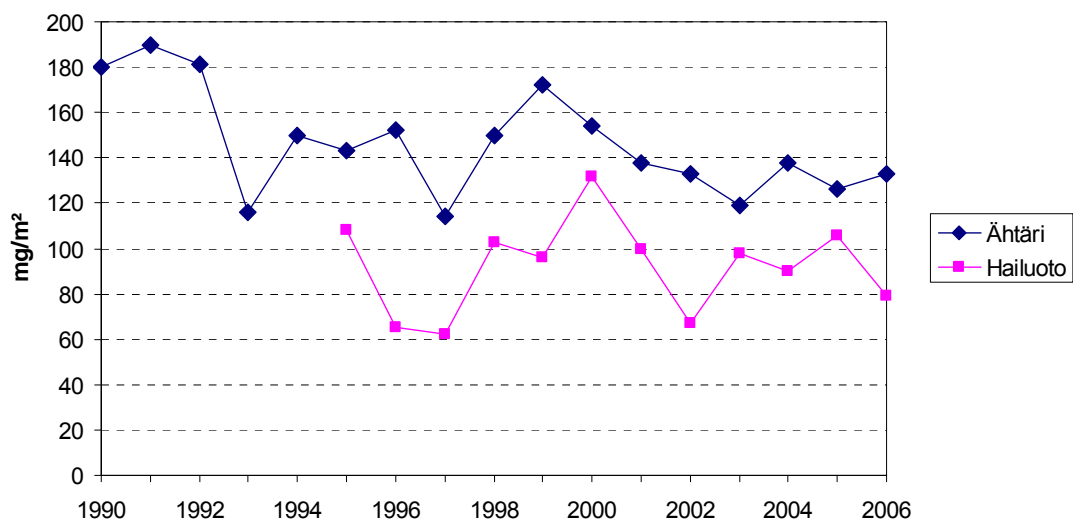
Ähtärin tausta- asemalla mitatuissa kaikissa vuosilaskeumissa on ollut vähenevä trendi vuosina 1990–2006. Sulfaattirikin laskeuma on vähentynyt nopeammin kuin typen ionien laskeuma. Hailuodon tausta- asemalla vain sulfaattirikin vuosilaskeumissa on ollut havaittava trendi, joka on ollut hitaasti vähenevä. (Salmi 2007.)



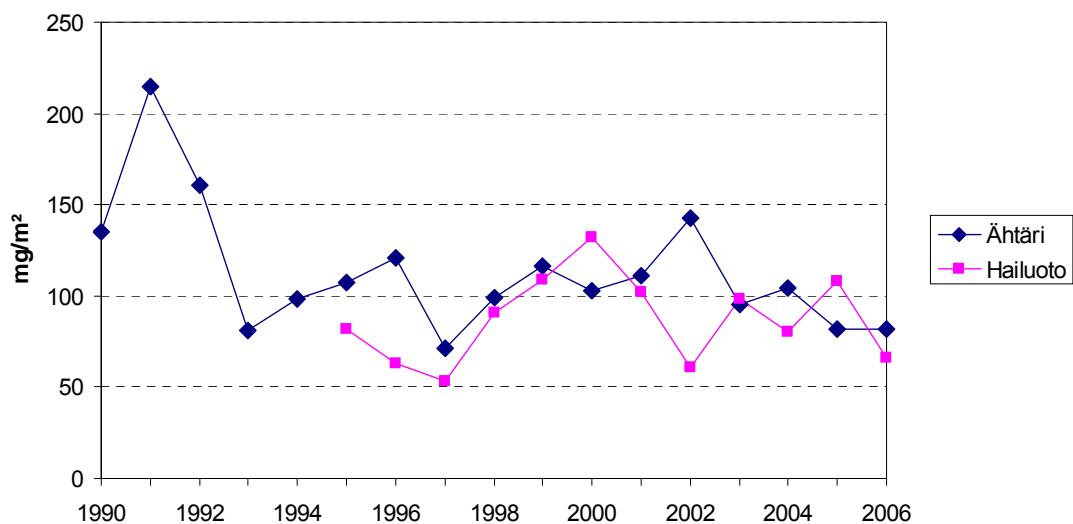
Kuva 6. Rikkidioksidin pitoisuus rikkinä ($\mu\text{g S/m}^3$) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta- asemalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



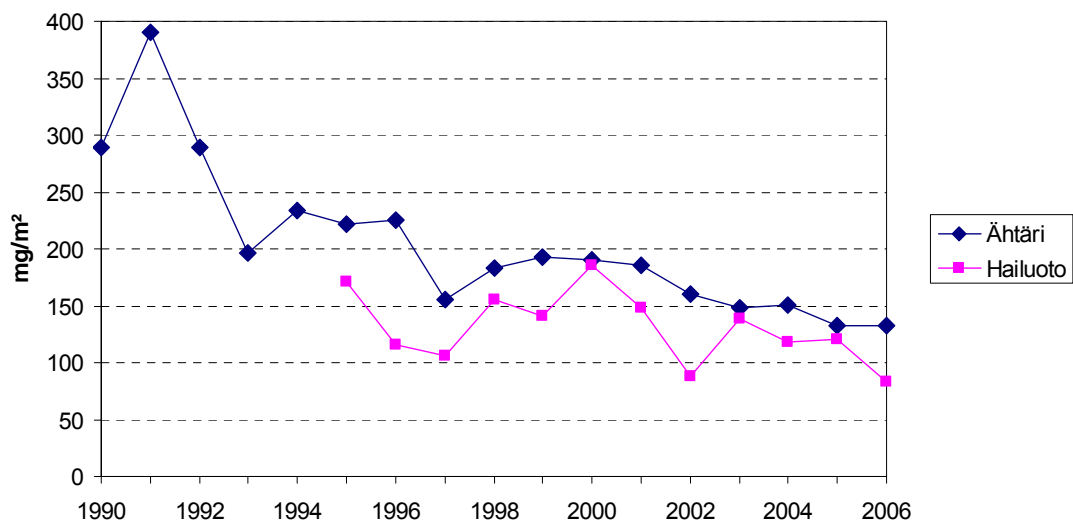
Kuva 7. Typpidioksidin pitoisuus typpenä ($\mu\text{g N/m}^3$) ilmassa, vuosikeskiarvot Ähtärin tausta- asemalla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 8. Nitraattityypen vuosilaskeumat (NO₃⁻-N mg/m²) Ähtärin ja Hailuodon tausta-asezilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 9. Ammoniumityypen vuosilaskeumat (NH₄⁺-N mg/m²) Ähtärin ja Hailuodon tausta-asezilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).



Kuva 10. Sulfaattirikin vuosilaskeumat (SO₄²⁻-S mg/m²) Ähtärin ja Hailuodon tausta-asezilla vuosina 1990–2006 (Salmi 2007).

3. Tutkimusaineisto ja –menetelmät

3.1 Tutkimusalue ja havaintoalat

Tutkimus tehtiin 116 mäntyalalla, joista 113:lta kerättiin sammalnäytteet ja 90:ltä humusnäytteet. Humusnäytteistä 60 alan näytteet analysoitiin. Havaintoalojen jakautuminen kunnittain on esitetty taulukossa 3. Havaintoalaverkosto on tiheimmillään Pietarsaaren kaupungin alueella, Uudenkaarlepyyn koillisosassa, Pedersören pohjoisosassa ja Luodossa (kuva 11). Luodon kunnan tutkimusalat ovat mukana myös Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannassa. Suhteessa vuoden 2000 kartoitukseen samoina pysyneitä aloja oli 61. Osa aloista jouduttiin perustamaan uudelle paikalle hakkuun, rakentamisen tai muun syyn takia hävinneen alan tilalle, jolloin uudet alat perustettiin lähimmälle jäkäläkartoitukseen soveltuvalla paikalla. Osa aloista taas siirrettiin uudelle paikalle havaintoalaverkon täydentämiseksi. Havaintoaloja perustettaessa standardissa SFS 5670 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 tehtiin viideltä puulta ja elinvoimaisuus arvioitiin kymmeneltä puulta. Havaintopuut merkittiin maalaamalla tyveen valkoinen täplä; 1. havaintopuun tyveen täpliä 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.

Taulukko 3. Tutkimusalojen lukumäärä kunnittain.

Kunta	Mäntyalat	Sammalnäytteet	Humusnäytteet
Luoto	31	30	12
Pedersöre	35	33	20
Pietarsaari	23	23	13
Uusikaarlepyy	27	27	15
yht.	116	113	60



Kuva 11. Tutkimusalojen sijainti.

Suurin osa mäntyaloista sijaitsi VT-tyyppin (puolukkatyyppi) kuivahkoilla kankailla. MT-tyyppin (mustikkatyyppi) tuoreilla kankailla sijaitsi 45 havaintoalaa ja CT-tyyppin (kanervatyyppi) kuivilla kankailla 1 havaintoala. Lisäksi 3 alaa sijaitsi OMT-tyyppin (oravanmarja-mustikkatyyppi) lehtomaisella kankaalla ja yksi ala luokassa muu. Muu-luokka tarkoittaa usein taajamien puistomaisia metsiköitä tai esim. kangasrämeitä. Puuston keskimääräinen ikä havaintoaloilla oli 89 vuotta, ja suurin osa havaintoaloista sijoittui ikäluokkaan 80-99 vuotta. Puuston keskimääräinen pohjapinta-ala oli 22 m² ja halkaisija 28 cm. Suurin osa tutkimusaloista sijoittui kehitysluokkaan kypsä. Valtapuiden keskimääräinen pituus oli 18 m, ja havaintomäärältään suurin pituusluokka oli 15-19 metriä. Valtalajina havaintoaloilla oli mänty yhtä alaa lukuunottamatta, ja suurimmalla osalla havaintoaloista kuusi oli toinen valtalaji. (Taulukko 4.)

Taulukko 4. Havaintoaloja kuvaavia tunnuksia.

Tunnus		kpl	%	Tunnus		kpl	%
Metsätyyppi	OMT	3	3 %	Havaintopuiden keski- määräinen ikä (vuotta)	alle 60	14	12 %
	MT	49	42 %		60-79	30	26 %
	VT	61	53 %		80-99	48	41 %
	CT	2	2 %		100-119	17	15 %
	CIT	0	0 %		120 tai yli	7	6 %
	muu	1	1 %				
Puuston pohja- pinta-ala (m ² /ha)	alle 10	3	3 %	Havaintopuiden keski- määräinen halkaisija (cm)	alle 25	324	28 %
	10-14	9	8 %		25-29	501	43 %
	15-19	41	35 %		30-34	231	20 %
	20-24	29	25 %		35 tai yli	99	9 %
	25-29	21	18 %				
	30 tai yli	13	11 %				
Kehitysluokka	kypsä	71	61 %	Valtapuiden pituus (m)	alle 10	4	3 %
	varttunut	39	34 %		10-14	19	17 %
	nuori	6	5 %		15-19	65	57 %
					20 tai yli	27	23 %
1. valtalaji	mänty	115	99 %	2. valtalaji	kuusi	88	76 %
	kuusi	1	1 %		koivu	1	1 %
			mänty		11	9 %	
			haapa		1	1 %	
			-		15	13 %	

3.2 Tutkimusmenetelmät

3.2.1 Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta

Tutkimuksen kesäaikaisen maastotyöryhmän muodostivat Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tutkimusteknikko Tuomo Ellonen, tutkija Irene Huuskonen sekä tutkimusapulaiset Kirsi Järvisalo, Terhi Lylyjärvi sekä Teemu Oittinen. Tutkimuksen jäkäläkartoitus ja puustohavainnot tehtiin 1.7.2006 - 11.8.2006. 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 Mäntyjen 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 12). 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 yleistettävyyys 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 harsuuntuneisuutta eli neulaskadon määrää arvioitiin Metsäntutkimuslaitoksen arviointiohjeiden mukaisesti (Lindgren ja Salemaa 1999). Havainnot tehtiin koelalla 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 neulasvuosikertojen määrä, mahdolliset tuhot ja taudit sekä neulasten väriviat (kellastuminen tai ruskettuminen) asteikolla 1-3, jossa luokassa 1 neulasista 1-5 % on värivikaisia, luokassa 2 neulasista 6-10 % on värivikaisia ja luokassa 3 yli 10 %. Varsinaisesti puu katsotaan värivikaiseksi silloin, kun yli 10 % puun neulasmassasta on värivikaisia. Neulasten värivikoja 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).

3.2.3 Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus

Latvuksen kunnan arvioiminen on aina subjektiivista ja arviointitulokseen vaikuttavat esimerkiksi metsikön tiheydestä, sääoloista ja valaistuksesta aiheutuvat virhelähteet (Salemaa ym. 1993). Subjektiivisuudestaan 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 maastoryhmän arviointitasot testattiin Metlan testipuilla. Tällöin yhden ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän jäsenen arviointitasot vastasivat hyvin Metlan arvioita, ja kahden jäsenen arviot olivat hieman Metlan arvioita korkeampia. (Lindgren 2007.)

3.2.4 Mäntyjen 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 peittävyysmuutoksina (Lodenius ym. 2002). Morfologisenä muutoksena tässä tutkimuksessa arvioitiin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioastetta sekä jäkälälajiston yleistä vaurioastetta. Jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen ja peittävyysmuutokset 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 5). 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 tietyn kuormitustason asti (Anttonen 1990). Tietyn lajin esiintymiseen vaikuttavat lajin saasteherkkyyden lisäksi myös luontaiset ympäristöolosuhteet, jonka vuoksi eri lajien indikaattoriarvot ovat erilaisia (taulukko 6).

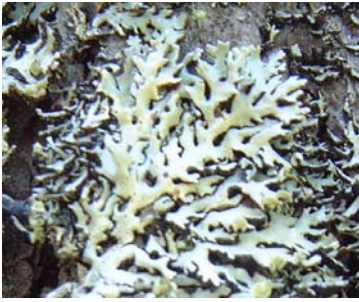
Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat muutokset jäkälissä ja jäkälälajistossa voivat ilmetä nopeasti etenkin suurissa saastepitoisuuksissa. Usein vaikutukset näkyvät vielä vuosienkin päästä kuormituksen vähennyttyä, koska jäkälät ovat hyvin hidaskasvuisia ja vaikutukset saattavat välittyä niihin myös kasvualustan 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 jäkälien normaalisti hapanta kasvualustaa emäksisemmäksi.

Taulukko 5. Tutkitut jäkälälajit ja niiden herkkyydet rikkidioksidille (Kuusinen ym. 1990).

Herkkyyks	Laji (tiet.)	Laji (suom.)
kestävä, hyötyvä	<i>Algae + Scoliciosporum</i>	leväpeite
	<i>Hypocenomyce scalaris</i>	seinäsuomujäkälä
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 6. 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*) +++



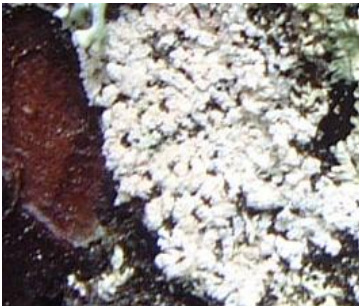
Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää eniten ilman epäpuhtauksia. Sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssit eli peittävyys pienentyvät vasta voimakkaasti kuormitetuilla alueilla. Sormipaisukarve on hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä myös sekovarren 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 kuormitus-vyöhykkeitä. 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 seurannaislajeja 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 lupoillakin. Naavojen seuralaislajien määrä on yleensä melko suuri kuten lupoillakin, 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 puhtailta alueilta. 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 taustalajeilta. 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 kuormitetuiltakin alueilta. Ilmanlaadun 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 jakaumaa. 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.

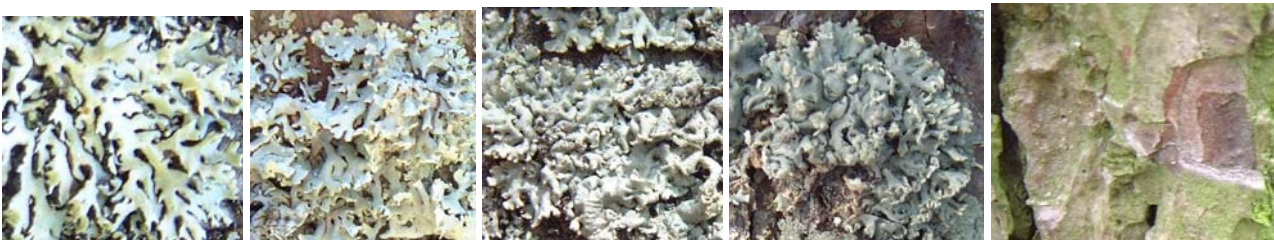
Mäntyjen rungoilta tutkittiin 12 jäkälälajin esiintyminen standardin SFS 5670 mukaan kuitenkin laajentaen sitä niin, että kunkin lajin runsaus arvioitiin kolmeasteisella luokituksella (taulukko 7). Kullakin havaintoalalla oli 5 tutkimuspuuta, ja mäntyjen jäkälälajisto arvioitiin 50–200 cm:n korkeudelta. Sormipaisukarpeen vaurioasteet ja yleiset vaurioasteet arvioitiin viisiasteisella luokituksella puolen vaurioluokan tarkkuudella (taulukot 8 ja 9, kuva 13). Sormipaisukarpeen ja luppojen (*Bryoria* sp.) esiintymisfrekvenssit laskettiin sapluunaruudukolta 1,2 m:n korkeudelta suojapuolelta itä-koillisesta ja kuormitetulta puolelta länsi-lounaasta.

Taulukko 7. Jäkälän runsauden luokittelu. Leväpeite (*Algae & Scoliciosporum*) ja seinänsuomujäkälä (*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 8. 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

Taulukko 9. Yleinen vaurioluokitus (SFS 5670).

Yleinen vaurioluokitus	Näkyvät muutokset
I normaali	kaikkien lajien ulkonäkö ja kasvu muuttumattomia
II lievä vaurio	pensasmaiset kitukasvuisia, lehtimäiset normaaleja
III selvä vaurio	pensasmaiset pieniä, lehtimäiset vaurioituneita
IV paha vaurio	pensasmaiset puuttuvat, lehtimäiset pahoin vaurioituneita
V kuolleet tai puuttuvat	myös lehtimäiset puuttuvat, leväpeitettä voi esiintyä

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 herkkyydet ilman epäpuhtauksille. Korkea indeksiarvo kertoo runsaasta jäkälälajistosta ja siten hyvästä ilmanlaadusta, matalan indeksin arvon saavat puolestaan lajistoltaan köyhtyneet havaintoalat (taulukko 10). Indeksini laskettiin kullekin havaintoalalle seuraavasti:

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

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

f = lajin suhteellinen esiintymisfrekvenssi näytealalla (0-1)

n = jäkälälajien lukumäärä (10)

IAP-indeksi on laskettu käyttäen kymmentä standardin SFS 5670 mukaista indikaattorilajia. Laskennasta on jätetty pois seinäsuomujäkälä (*Hypocenomyce scalaris*) ja levät sekä 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 6) 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 herkempiä lajeja
2 - 3	lajistossa on lieviä muutoksia, herkempiä lajeja puuttuu yleisesti
1 - 2	lajisto on köyhtynyt, herkempiä lajeja voi esiintyä yksittäisillä rungoilla
0,5 - 1	lajisto on erittäin selvästi köyhtynyt, herkimät lajit puuttuvat yleisesti, rungoilla esiintyy yleisesti ilmaansaasteista 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. Puhtailta 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).

3.2.5 Jäkäläkartoituksen virhelähteet ja luotettavuus

Jäkäläkartoituksen tulosten luotettavuuteen vaikuttavat erityisesti kartoituksen tekijöiden lajintuntemus sekä kokemus bioindikaattoritutkimusten tekemisessä. Ainoastaan standardissa SFS 5670 esitettyjen 12 indikaattorilajin hallitseminen ei riitä, sillä lajintuntemuksen 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.

Subjektiiivisiin arvioihin pohjautuva jäkälien näkyvien vaurioiden arviointi ja luokittelu aiheuttaa myös tutkijakohtaisia eroja jäkäläkartoituksen tuloksiin. Näiden virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmä koulutettiin ja arviointitasot saatettiin samalle tasolle testien avulla ennen maastokauden alkua.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen selvityksessä (Polojärvi ym. 2005a) männyn epifyyttijäkälien ja sormipaisukarpeen vaurioiden havainnoinnin virhelähteistä todettiin, että arviot sormipaisukarpeen vaurioista eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoijien omien eivätkä eri havainnoijien arvioiden välillä. Havainnot ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärästä eivät eronneet tilastollisesti merkitsevästi havainnoijien omien havaintokertojen välillä, mutta eri havainnoijien välillä todettiin muutamia tilastollisesti merkitseviä eroja. Sormipaisukarpeen suhteellisissa peittävyyksissä todettiin tilastollisesti merkitseviä 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 12. Jäkälähavaintojen mittaustarkkuus 95 %:n luottamusvälillä.

	ARVIOINTITARKKUUS	ERO TULOSSISSA
<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.

3.2.6 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 leh-tisolukoista (Helmisaari 1993). Myös neulasten iällä voi olla vaikutusta mitattuihin pitoisuuksiin, sillä neulasten vanhetessa helposti (N, P, K, Mg) tai keskinkertaisesti liikkuvien ravinteiden (S, Zn, Cu, Fe, B) pitoisuudet pienenevät, ja heikosti liikkuvien (Ca, Mn) pitoisuudet kasvavat (Helmisaari 1998). Liikkuvia ravinteita siirtyy vanhemmista neulasista nuorempiin etenkin silloin, kun puu kärsii ravinteiden niukkuudesta (Merilä ym. 1996). Kuormitetuilla alueilla tilanne on kuitenkin erilainen rikin osalta, sillä rikkipitoisuudet usein päinvastoin kasvavat neulasten vanhetessa. (Nieminen ym. 1993, Helmisaari 1993.) Tässä tutkimuksessa selvitettiin neulasten alkuainepitoisuudet sekä kuusen että männyn neulasista pääravinteista typen (N), fosforin (P) ja kaliumin (K) osalta, sivuravinteista kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg) ja rikin (S) osalta sekä hivenravinteista boorin (B), mangaanin (Mn), raudan (Fe), kuparin (Cu), ja sinkin (Zn) osalta. Lisäksi selvitettiin neulasten arseeni- (As), kromi- (Cr), kadmium- (Cd), koboltti- (Co), elohopea- (Hg), nikkeli- (Ni) ja vanadiini (V) pitoisuuksia. Elohopean, arseenin, koboltin ja vanadiinin osalta analyysit tehtiin 40 näytealalta. Neulasten alkuainepitoisuudet analysoitiin neulasten toisesta vuosikerrasta.

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 13-15 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 13 on esitetty männyn neulasten ravinnepitoisuuksien ohjearvoja kuivahkoille ja kuiville kankaille (VT- ja CT-tyypit), taulukossa 14 on esitetty ravinnepitoisuuksien ohjearvoja sekä eri lähteistä laskettuja ravinnepitoisuusaineistojen tunnuslukuja kangasmaan männiköille sekä taulukossa 15 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.

Männyn normaalina typpipitoisuutena pidetään n. 11 g/kg, jota alemmissa pitoisuuksissa puun katoaan kärsivän tyypin 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 13. 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 14. Neulasanalyysin 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 15. 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

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 kuivattiin 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 17). Typpipitoisuudet määritettiin CNS-analysaattorilla (Thermo Finnigan FlashEA 1112) ilma-kuivatuista näytteistä. Rinnakkaismääritysten lisäksi alkuainemääritysten laadunvarmistukseen käytetään sekä laboratorion sisäisiä kontrollinäytteitä että sertifioituja referenssimateriaaleja (NIST SRM 1575, männyn neulaset).

3.2.7 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 16). 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 rikkipitoisuuksien kartoittamisen mittaustarkkuudeksi arvioitiin $\pm 7\%$ (Niskanen 1995) ja toistettavuuden osalta $\pm 14\%$ (taulukko 16) (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 mittauserävarmuudet ja määrittysrajat on esitetty taulukossa 17.

Taulukko 16. Rikin ja typen keskimääräiset mittaustarkkuudet eri vuosina tehdyissä mittaustarkkuuksien arvioinneissa 95 %:n luottamusvälillä. Vuonna 1995 näytepuuta 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 17. Neulasten, sammalten ja humusten alkuainepitoisuuksien analysoinnissa käytetyt menetelmät, määrittysrajat sekä mittauserävarmuudet.

ALKUAINE	MENETELMÄ	MÄÄRITYSRAJA mg/kg	MITTAUSEPÄVARMUUS
Al	ICP OES	5	5-15 mg/kg \pm 3 mg/kg; > 15 mg/kg \pm 20 %
As	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg \pm 0,03 mg/kg; > 0,15 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 %
Cd	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg \pm 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg \pm 20 %
Co	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg \pm 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg \pm 20 %
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 %
Hg	CVAAS	0,01	20 %
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 %
Pb	ICP MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg \pm 0,03 mg/kg; > 0,15 mg/kg \pm 20 %
S	ICP OES	15	15-80 mg/kg \pm 8 mg/kg; > 80 mg/kg \pm 10 %
V	ICP MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg \pm 0,06 mg/kg; > 0,3 mg/kg \pm 20 %
Zn	ICP OES	1	1-5 mg/kg \pm 1 mg/kg; > 5 mg/kg \pm 20 %

3.2.8 Sammalnäytteiden alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen

Suomessa raskasmetallien päästölähteitä ovat erityisesti fossiilisia polttoaineita käyttävä energiantuotanto, teollisuusprosessit, metallien tuotanto ja jalostus, liikenne ja jätteenpoltto. Näistä etenkin jätteenpolton vaikutukset ovat huonosti tunnettuja. Sammalten elohopeapitoisuudet kuvaavat lähinnä jätteenpolton ja kaukokulkeuman aiheuttamaa kuormitusta, kun taas kadmium ja vanadiini ovat peräisin pääosin fossiilisista polttoaineista. Aikaisemmin lyijypitoisen bensiinin käyttö on aiheuttanut kohonneita lyijypitoisuuksia sammalissa.

Ihmistoiminnasta voi myös aiheutua kohonneita sammalten raskasmetallipitoisuuksia ilman selvää yksittäistä päästölähdettä. Usein taajamissa pitoisuudet ovat korkeampia kuin harvaan asutuilla alueille. Raskasmetalleilla on myös luonnollisia päästölähteitä, joiden osalta paikallinen vaihtelu on suurta. (Suomen ympäristökeskus 2006.) Niiden vaikutus mitattuihin pitoisuuksiin voi olla huomattava, esim. jo tiepöly saattaa nostaa sammalten rautapitoisuuksia (ks. esim. Rühling ym. 1987). Kaikkiaan raskasmetallipitoisuudet metsäsammalissa ovat muutaman kymmenen vuoden aikajännteellä vähentyneet (Metsäntutkimuslaitos 2001).

Sammalten kemiallinen analyysi on hyvä menetelmä raskasmetallilaskeuman tutkimiseen, sillä tiheä sammalmatto pidättää lähes kaiken hiukkasten muodossa tulevan laskeuman. Koska sammalilla ei ole juuria, ne ottavat tarvitsemansa alkuaineet sadevedestä suoraan solukoihinsa (Jussila ym. 1999). Sammalia onkin käytetty raskasmetallipitoisuuksien kartoittamiseen Pohjoismaissa laajalti. Sammalten metallipitoisuuksien ja absoluuttisten laskeumamäärien välillä on todettu olevan tilastollisesti erittäin merkittävä korrelaatio (Rühling ym. 1987). Kerrossammalen (*Hylocomium splendens*) raskasmetallien pidätyskyky eri metallien osalta noudattaa järjestystä $Cu, Pb > Ni > Co > Zn$ (Rühling ja Tyler 1970). Kerrossammalen raskasmetallipitoisuuksissa ei ole merkittäviä eroja seinäsammalien (*Pleurozium schreberi*) pitoisuuksiin (Rinne ja Mäkinen 1988), joita tässä tutkimuksessa analysoitiin.

Sammalista analysoitiin alumiinin (Al), arseenin (As), boorin (B), kalsiumin (Ca), kadmiumin (Cd), koboltin (Co), kromin (Cr), kuparin (Cu), raudan (Fe), elohopean (Hg), kaliumin (K), magnesiumin (Mg), mangaanin (Mn), natriumin (Na), nikkelin (Ni), fosforin (P), lyijyn (Pb), rikin (S), sinkin (Zn) ja vanadiinin (V) pitoisuudet standardin SFS 5671 mukaisesti. Jokaiselta näytealalta kerättiin vähintään viisi osanäytettä eri paikoista mahdollisimman puhtailta sammalkasvustoilta. Osanäytteet pyrittiin ottamaan siten, että etäisyys lähimpään puuhun oli vähintään 5 metriä. Myös aluskasvillisuuden suojavaikutusta vältettiin. Sammalista leikattiin maastossa kolme nuorinta vuosikasvainta, jotka pakattiin muovipusseihin. Laboratoriossa sammalnäytteet puhdistettiin ja kuivattiin lämpökaapissa noin 40 °C:n lämpötilassa. Sammalten alkuainepitoisuudet elohopeaa lukuunottamatta määritettiin ICP-OES- ja ICP-MS-laitteistoilla ja elohopeapitoisuudet CVAAS-menetelmällä (vrt. s. 20 ja taulukko 17).

3.2.9 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet

Metsäkasvillisuuden elinvoimaisuuteen yleisesti vaikuttavat tekijät ovat metsämaan happamuus, ravinteiden määrä ja saatavuus sekä haitallisten aineiden, esim. raskasmetallien määrät maaperässä (Tamminen 1998). Tässä tutkimuksessa maaperän happamuutta kuvaa vesiliuoksesta mitattu humuksen pH-arvo ja ravinteisuutta ja raskasmetallipitoisuuksia C/N-suhde sekä humuksen alkuainepitoisuudet.

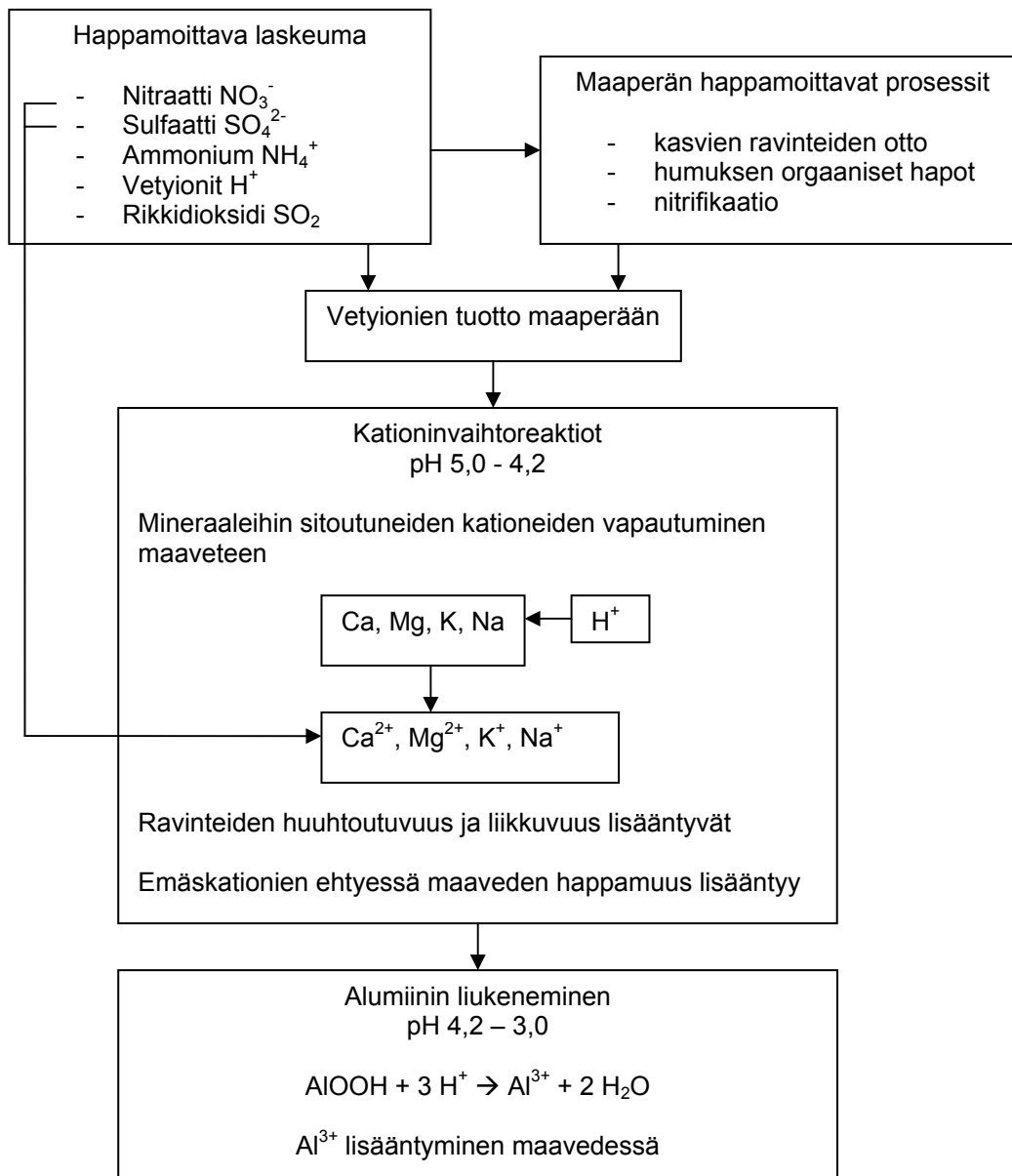
Maaperän ravinnetasoon vaikuttavat luontaisten tekijöiden (esim. kivennäismaan geokemiallinen koostumus, maaperän ja humuskerroksen paksuus, maaperän raekoostumus, kivisyys, pohjaveden liikkuvuus, pohjavesipinnan korkeus, ilmastotekijät) lisäksi ihmisen toiminta, lähinnä ilman epäpuhtauksien aiheuttama laskeuma sekä erilaiset metsänkäsittelytoimet. Metsäkasvillisuuden käytet-

tävissä olevat ravinteet ovat sitoutuneet kivennäismaata peittävään humuskerrokseen. Humuskerroksen ominaisuuksiin vaikuttavat kasvillisuus sekä maaperän hajottajaeliöstön toimintaa säätelevät ympäristötekijät. (Tamminen 1998, Raitio ja Kärkkäinen 2002.)

Kasvupaikan viljavuutta kuvaavat parhaiten humuksen typpi-, magnesium- ja rikki-pitoisuus. Typpi on kasveille tärkein ravinne, ja Suomen metsämailla typpi on yleisimmin kasvua rajoittava ravinne. Typen määrää maaperässä kuvaa hiilen ja typen suhde (C/N-suhde). Maaperän ominaisuuksien ja kasvupaikan tuotoskyvyn välillä on havaittu riippuvuuksia, sen sijaan kasvupaikalle ominaisen puuston elinvoimaisuuden ja maaperän ominaisuuksien välillä yhteyttä ei ole havaittu joitain ääreviä poikkeustapauksia lukuun ottamatta. (Tamminen 1998.)

Humuksen raskasmetallipitoisuuksien katsotaan kuvaavan sekä ilman kautta leviävää kuormitusta että maaperästä peräisin olevien raskasmetallien määrää. Ilman kautta leviävä kuormitus voi olla peräisin kaukokulkeumasta tai paikallisista päästölähteistä. Erityisesti kuparin ja lyijyn pitoisuuksien valtakunnallisten jakaumien on havaittu vastaavan hyvin sammalista analysoitujen pitoisuuksien jakaumia. (Tamminen 1998.) Laskeuman raskasmetallit kerääntyvät metsämaiden humuskerrokseen, jossa ne muodostavat yleensä vakaita kompleksiyhdisteitä. Metallien siirtyminen alapuolisiin maakerroksiin on riippuvaista orgaanisen aineksen liikkuvuudesta, jota happamoituminen kiihdyttää (Ulrich 1991). Raskasmetallit ovat mukana humuskerroksen ja kivennäismaan kationinvaihtoreaktioissa muuttaen maaperän kemiallista koostumusta. Kuolan niemimaalla voimakas raskasmetallilaskeuma Montsegorskin lähellä on mm. aiheuttanut maan pintakerroksen ravinteisuuden köyhtymistä (Derome ja Väre 1995). Vastaavanlaisia havaintoja on tehty myös Harjavallan seudulla (Jussila 1998) sekä Kokkolassa vuonna 1997 (Niskanen ym. 1998).

Suomen metsämaat ovat luonnostaan melko happamia. Happamoitumista aiheuttavat luontaisesti mm. sade- ja maaveden hiilihappo, kasvien ravinteiden oton yhteydessä maahan siirtyvät vetyionit ja orgaanisen aineksen hajotessa syntyvät hapot. Neutraloivia prosesseja ovat puolestaan mineraalien rapautuminen sekä happamuuden muutoksia vastustavat puskurireaktiot. (Tamminen 1998.) Happamoittavaa laskeumaa aiheuttavat rikin ja typen oksidit, jotka muuttuvat ilmakehässä rikki- ja typpihapoksi. Laskeuma happamoittaa maaperää korvaamalla maahiukkasten pinnalla olevat vaihtuvat emäskationit vetyioneilla ja kiihdyttämällä happamoitumista puskuroivien emäskationien huuhtoutumista maaperästä. (Lindroos ja Derome 1998.) Maaperän emäskationivarastojen ehdyttyä maaveden vetyionien määrä lisääntyy, jolloin tietyssä vaiheessa myös maan silikaattimineraalien alumiini liukenee maaveteen (kuva 14). Maaperän alumiini toimii osaltaan happamoitumisen puskurina. Happamuuden lisääntyessä sitoutunut alumiini vapautuu maaveteen liukoisena Al^{3+} :na, joka on korkeina pitoisuuksina esiintyessään haitallinen kasveille. Happaman laskeuman vaikutukset metsämaahan riippuvat paljolti maaperän ominaisuuksista, erityisesti emäskationien määrästä ja maaperän rapautumiskyvystä. Maaperän pH on yksi tapa kuvata maan happamuutta, mutta se ei kerro maaperän kokonaishappamuutta. Maaperän happamuus vaihtelee sekä ajallisesti (kasvukauden aikana ja vuodesta toiseen) että syvyysuunnassa. Humuskerroksen happamuudella on selvä yhteys kasvupaikan viljavuuteen. Happamoitumisella ei toistaiseksi ole Suomessa havaittu olevan suoria vaikutuksia puustoon, mutta happamoituminen vaikuttaa puustoon epäsuorasti mm. hidastamalla orgaanisen aineksen hajoamista. (Tamminen 1998.)



Kuva 14. Maaperän happamoitumiseen vaikuttavia tekijöitä ja happamoitumisen aiheuttamia muutoksia.

Tässä tutkimuksessa selvitettiin maaperän ominaisuuksia humuksen osalta 60 näytealalla. Humusnäytteistä analysoitiin alumiinin (Al), boorin (B), kalsiumin (Ca), kadmiumin (Cd), kuparin (Cu), kromin (Cr), raudan (Fe), kaliumin (K), magnesiumin (Mg), mangaanin (Mn), nikkelin (Ni), fosforin (P), lyijyn (Pb), rikin (S) ja sinkin (Zn) pitoisuudet sekä näytteiden C/N-suhde ja pH-arvo. Osa analysoiduista alkuaineista kuvastaa ensisijaisesti maaperän ravinnetasoa, osa taas päästölähteistä tai kaukokulkeumasta peräisin olevaa laskeumaa.

Kultakin näytealalta otettiin noin 5 osanäytettä humuskerroksesta, jotka yhdistettiin yhdeksi tilavuudeltaan n. 2 litran kokoomanäytteeksi. Laboratoriossa humusnäytteet seulottiin 2 mm seulalla, jonka jälkeen ne kuivattiin 40 °C:ssa ilmakuiviksi. Metallien ja muiden alkuaineiden määrittystä varten näytteet uutettiin ja analysoitiin samoilla menetelmillä kuin neulas- ja sammalnäytteetkin.

Humuksen pH:n määrittämiseksi 20 ml maanäytettä sekoitettiin 60 ml:an ionivaihdettua vettä. Seosta ravisteltiin yhden tunnin ajan, jonka jälkeen pH-määrittäminen tehtiin laskeutuneesta näytteestä.

3.2.10 Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät virhelähteet ja luotettavuus

Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannan yhteydessä on arvioitu sammalen ja humuksen metallipitoisuuksien määrittämisen mittaustarkkuutta (Veijola ja Niskanen 1998). Selvityksessä analysoitiin erikseen samoilta kahdelta näytealoilta (Nuuksio ja Puolarmetsä) otetut 10 sammal- ja humusnäytettä kokoomanäytteen tarkkuuden arvioimiseksi. Mitattaville muuttujille arvioitiin luottamusvälit kun kokoomanäytteet oletettiin koostuvan 5-15 osanäytteestä. Jotta muuttujan mittaustarkkuus olisi helpompi mieltää, esitettiin tulokset standardoimalla keskiarvo sadaksi. Käytännössä esim. luottamusväli 100 ± 40 voidaan tulkita niin, että eri alueiden tai vuosien välisen eron tulee olla suurempi kuin 40 %, jotta ne tilastollisesti eroaisivat toisistaan.

Sammalnäytteistä tutkittiin kadmiumin, lyijyn, vanadiinin, nikkelin, raudan, sinkin ja elohopean pitoisuudet ja humusnäytteistä kalsiumin, magnesiumin, kaliumin, natriumin ja alumiinin pitoisuudet. Taulukoissa 18 ja 19 on verrattu 5 ja 10 osanäytteestä muodostetun kokoomanäytteen mittaustarkkuutta. Tulosten perusteella analysoitaessa useampia osanäytteitä saavutetaan pienempi vaihteluväli. Sammalten osalta paras mittaustarkkuus oli sinkillä, heikoin nikkellillä. Humusten osalta paras mittaustarkkuus oli magnesiumilla ja heikoin alumiinilla.

Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksien analysointiin liittyvät mittausepävarmuudet sekä menetelmien määrittämissärajat ovat samoja kuin neulasillakin ja ne on esitetty taulukossa 17.

Taulukko 18. Sammalten metallipitoisuuksien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä (keskiarvo standardoitu 100:ksi).

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuuksio	Puolarmetsä	Nuuksio	Puolarmetsä
Cd	100 ± 19	100 ± 19	100 ± 11	100 ± 11
Pb	100 ± 13	100 ± 23	100 ± 8	100 ± 13
V	100 ± 29	100 ± 28	100 ± 17	100 ± 16
Ni	100 ± 74	100 ± 48	100 ± 43	100 ± 28
Fe	100 ± 39	100 ± 29	100 ± 23	100 ± 17
Zn	100 ± 17	100 ± 10	100 ± 10	100 ± 6
Hg	100 ± 33	100 ± 40	100 ± 19	100 ± 23

Taulukko 19. Humuksen muuttujien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä. Keskiarvo on standardoitu 100:ksi. Metallipitoisuuksien yksikkönä käytettiin mekv./dm³.

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuuksio	Puolarmetsä	Nuuksio	Puolarmetsä
Ca	100 ± 55	100 ± 46	100 ± 32	100 ± 26
Mg	100 ± 31	100 ± 40	100 ± 18	100 ± 23
K	100 ± 45	100 ± 58	100 ± 26	100 ± 34
Al	100 ± 56	100 ± 52	100 ± 32	100 ± 30

3.2.11 Paikkatietomenetelmät

Paikkatietoaineistojen käsittelyssä, tuottamisessa ja visualisoinnissa hyödynnettiin MapInfo 8.0 ja MapViewer 5 –ohjelmistoja. Tulososion vyöhykekartat laadittiin Surfer 8 –ohjelmistolla. Vyöhykekartat interpoloitiin kriging-menetelmällä. Kriging-menetelmä laskee tuntemattomalle pisteelle arvon painottamalla lähimpien tunnettujen pisteiden arvoja, mutta painotus ei perustu pelkästään pisteiden väliseen etäisyyteen ja ennustettuun sijaintiin, vaan myös tunnettujen pisteiden ja niiden arvojen spatiaaliseen järjestäytymiseen. Kriging-menetelmää käytettäessä huomioidaan spatiaalisen autokorrelaation vaikutus, eli mitä lähempänä alueet sijaitsevat toisiaan, sitä enemmän ne muistuttavat toisiaan jonkin ilmiön suhteen. (Polojärvi 2007.)

Vyöhykekarttoja tarkasteltaessa tulee huomioida, että interpolointitulokset on aina yleistys, jonka tarkkuuteen vaikuttaa ennen kaikkea tunnettujen pisteiden määrä ja tiheys. Näin ollen interpoloinnin tulosta voidaan pitää luotettavana niillä alueilla, joilla tunnettuja pisteitä (tutkimusaloja) on tiheässä, mutta harvan havaintoalaverkon alueilla interpoloinnin tulokseen tulee huomattavasti enemmän epävarmuustekijöitä. Kun havaintoalaverkosto on harva, yksittäisen havaintoalan tulos vaikuttaa laajempiin alueisiin kuin jos havaintoalaverkko olisi tiheä.

Pohjakartta-aineistona on käytetty AffectoGenimap Finland Oy:n kartta-aineistoja (lupa L706/08).

4. Tulokset

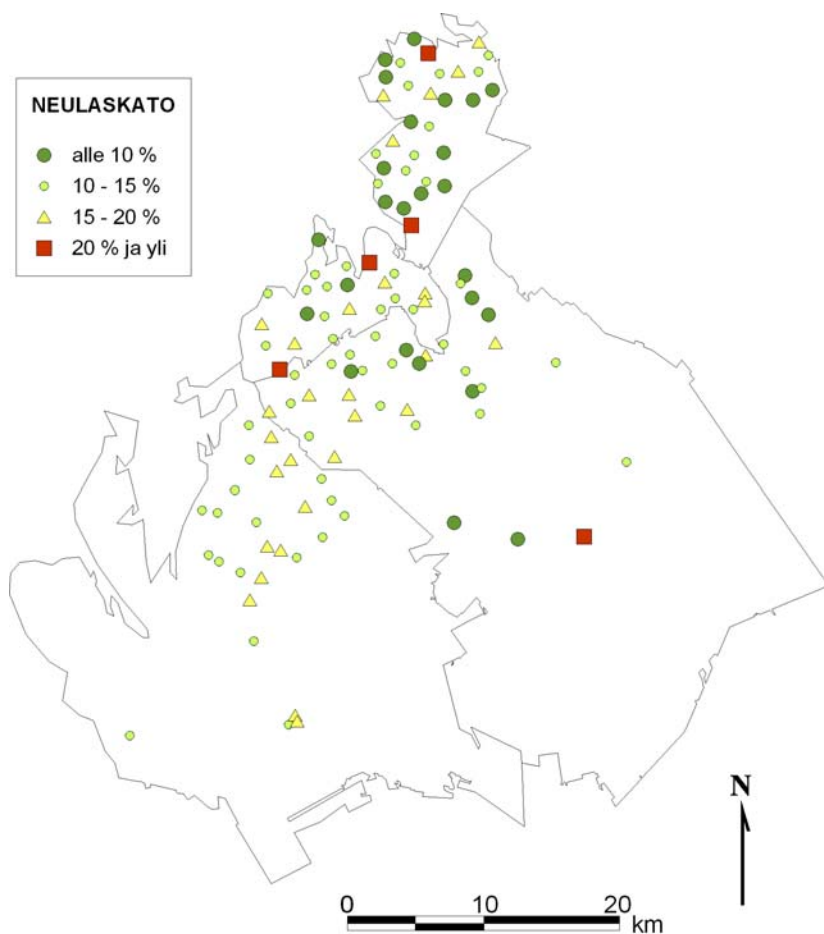
4.1 Mäntyjen elinvoimaisuus

Männyn neulaskatoa kuvaavat puukohtaiset muuttujat sekä puiden kokomuuttujat on esitetty taulukossa 20. Koko tutkimusalueella mäntyjen keskimääräinen neulaskato oli 13,0 %, ja neulasvuosikertoja puissa oli keskimäärin 3,3. Värivikaisuuden keskiarvo oli 0,15 (vaihteluväli 0-3).

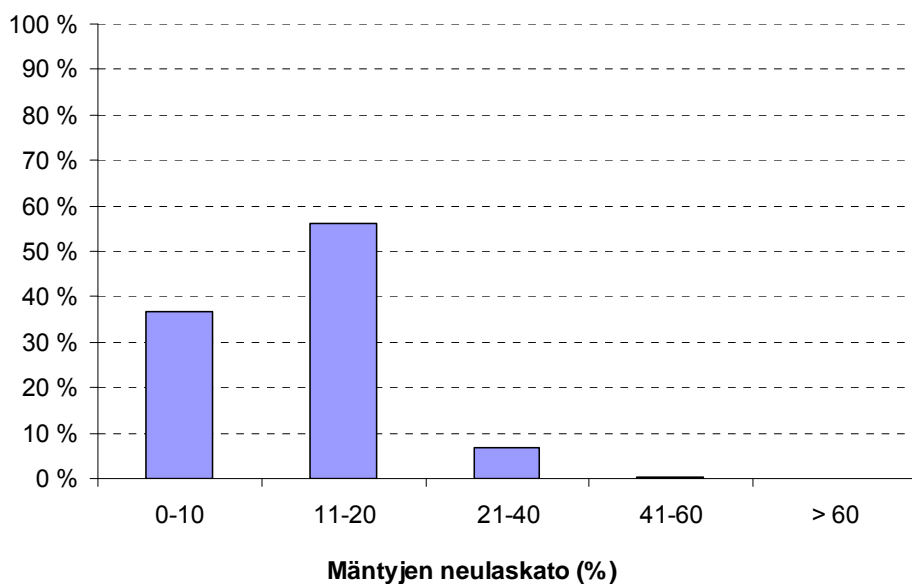
Taulukko 20. Männyn neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä sekä puiden koko tutkimusalueella. N = tutkimuspuiden lukumäärä (pituutta kuvaavat luvut on laskettu alakohtaisista valtapuupituuksien arvioista).

<i>n</i> = 1060	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Neulaskato (%)	13,0	2	65	6,13
Neulasvuosikerrat	3,33	2	5	0,40
Värivikaisuus	0,15	0	3	0,41
Pituus (m)	17,9	9	25	3,43
Läpimitta (cm)	28,0	19,1	49	4,64

Yli 20 %:n neulaskato oli Pietarsaaren seudulla harvinaista: keskimääräinen neulaskatoprosentti oli tätä suurempi viidellä alalla Pedersöressä, Pietarsaareissa ja Luodossa (kuva 15). Vähiten harsuuntu-
neet alat (neulaskato alle 10 %) sijoittuivat tutkimusalueen pohjoisosiin. Puista 20 %:n harsuuntu-
neisuusrajan ylitti 84 puuta eli 7 % kaikista tutkituista puista. (Kuva 16.) Suurin osa puista (56 %)
kuului neulaskatoluokkaan 11-20 %.

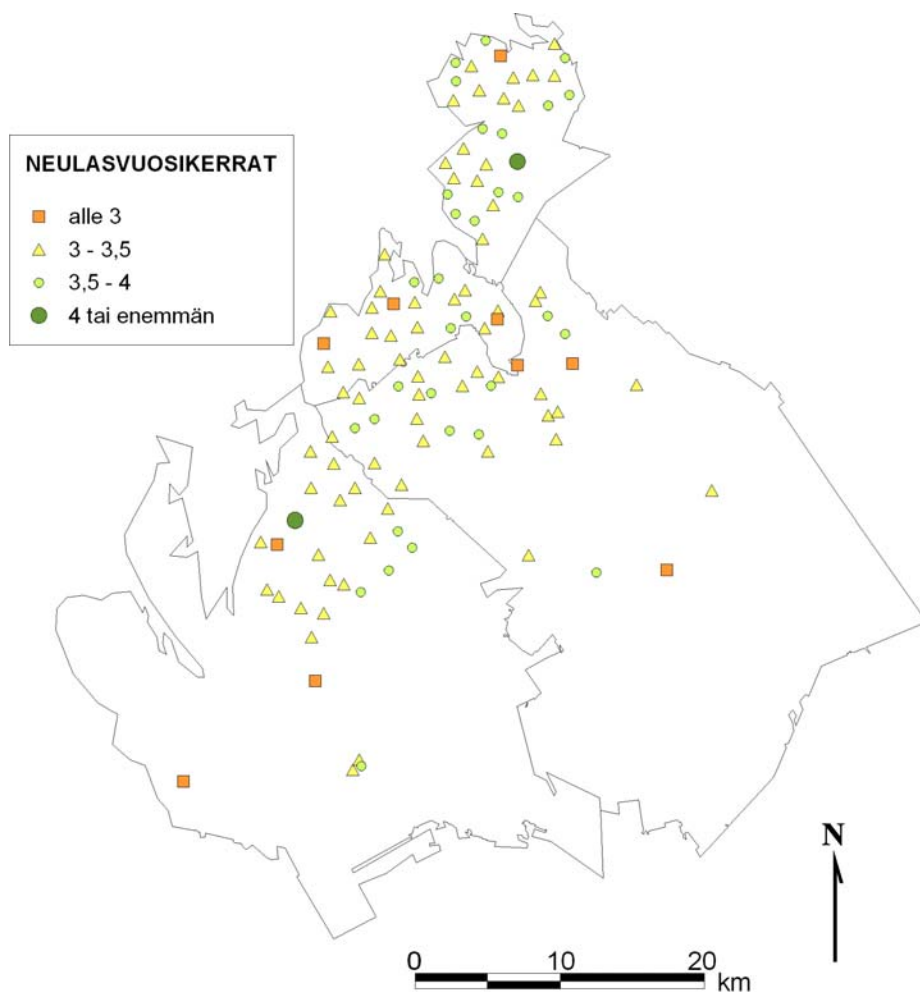


Kuva 15. Mäntyjen neulaskato tutkimusalueella vuonna 2006 (alakohtaiset keskiarvot).

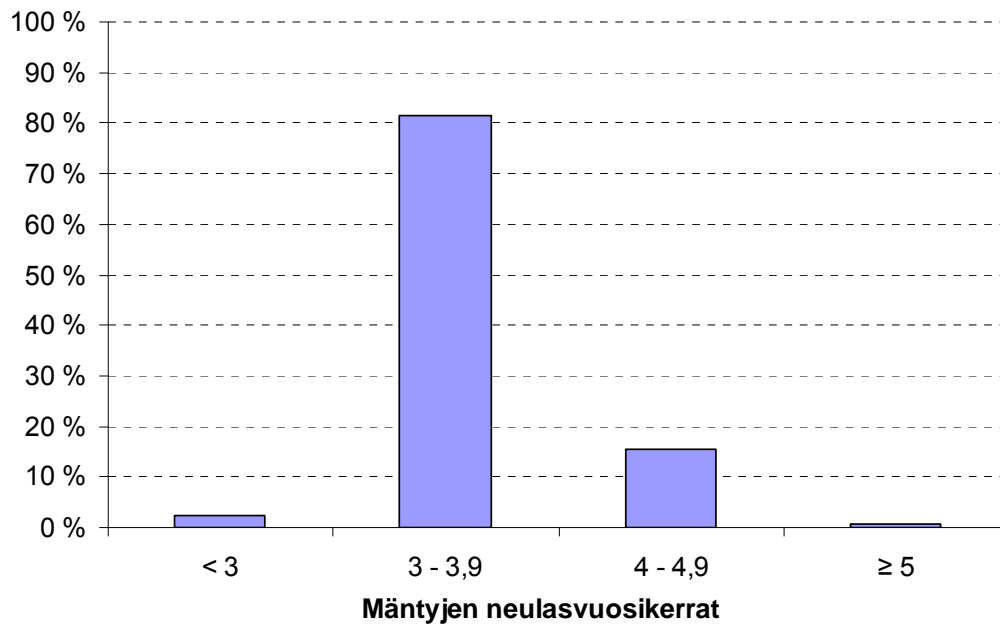


Kuva 16. Mäntyjen jakautuminen neulaskatoluokkiin Pietarsaaren seudulla. N = 1160.

Suurimmalla osalla (82 %) tutkimismännystä oli 3-3,9 neulasvuosikertaa, mikä on normaali määrä Etelä-Suomen männyille (Lindgren ja Salemaa 2000). Alle 3 neulasvuosikertaa oli tutkimusalueella 27 männyllä, ja 6 männyllä oli 4 tai enemmän neulasvuosikertoja. (Kuva 16.) Neulasvuosikertojen määrässä ei ollut havaittavissa alueellista vaihtelua (kuva 17).



Kuva 17. Keskimääräiset neulasvuosikerrat havaintoaloilla vuonna 2006.



Kuva 18. Mäntyjen jakaantuminen neulasvuosikertaluokkiin Pietarsaaren seudulla. N = 1160.

Värikkäisyyttä havaittiin 12 %:lla tutkituista mäntyistä. Yleisin värikkäisyydenluokka oli 0-5 %, johon sijoittui 89 % kaikista värikkäisyyshavainnoista. Varsinaisia värikkäisiä puita (yli 10 % neulasmassasta värikkäisiä) tutkimusalueella oli 3.

Hyönteis- tai sienituhoja havaittiin tutkituista puista 30 rungolla. Näistä terasrosaa havaittiin 2 puulla ja ytimennävertäjän (*Tomicus* sp.) aiheuttamia tuhoja 27 puulla.

4.2 Mäntyjen runkojäkälät

Mäntyjen jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien keskiarvot, äärimmäiset arvot ja keskihajonta on esitetty taulukossa 21. IAP-indeksi oli tutkimusalueella keskimäärin 1,2, mikä kertoo jäkälälajiston olevan köyhtynyttä. Keskimääräinen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien näytealakohtainen lajimäärä Pietarsaaren seudulla oli 3,9 ja puukohtainen lajimäärä 2,8. Näytealakohtaisen lajimäärän perusteella jäkälälajisto tutkimusalueella on köyhtynyttä ja puukohtaisen lajimäärän perusteella selvästi köyhtynyttä. Yleisen vaurioasteen keskiarvo (3,3) oli yhtä vaurioluokkaa suurempi kuin sormipaisukarpeen vaurioasteen keskiarvo (2,3). Sormipaisukarpeen vaurioasteen arvo kertoo ilman epäpuhtauksien aiheuttamien vaurioiden olevan lieviä. Yleisen vaurioasteen perusteella puolestaan vauriot ovat selviä. Sormipaisukarpeen peittävyuden keskiarvo tutkimusalueella oli 6,4 %, ja levää havaittiin keskimäärin kolmella puulla viidestä.

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

<i>n</i> = 116	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Ilmanpuhtausindeksi	1,2	0	2,6	0,46
Lajimäärä/näyteala	3,9	0	7	1,42
Lajimäärä/puu	2,8	0	7	1,18
Yleinen vaurioaste	3,3	2	5	0,66
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,3	1	5	0,80
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	6,4	0	33	6,10
Levän yleisyys	3,0	0	5	2,19

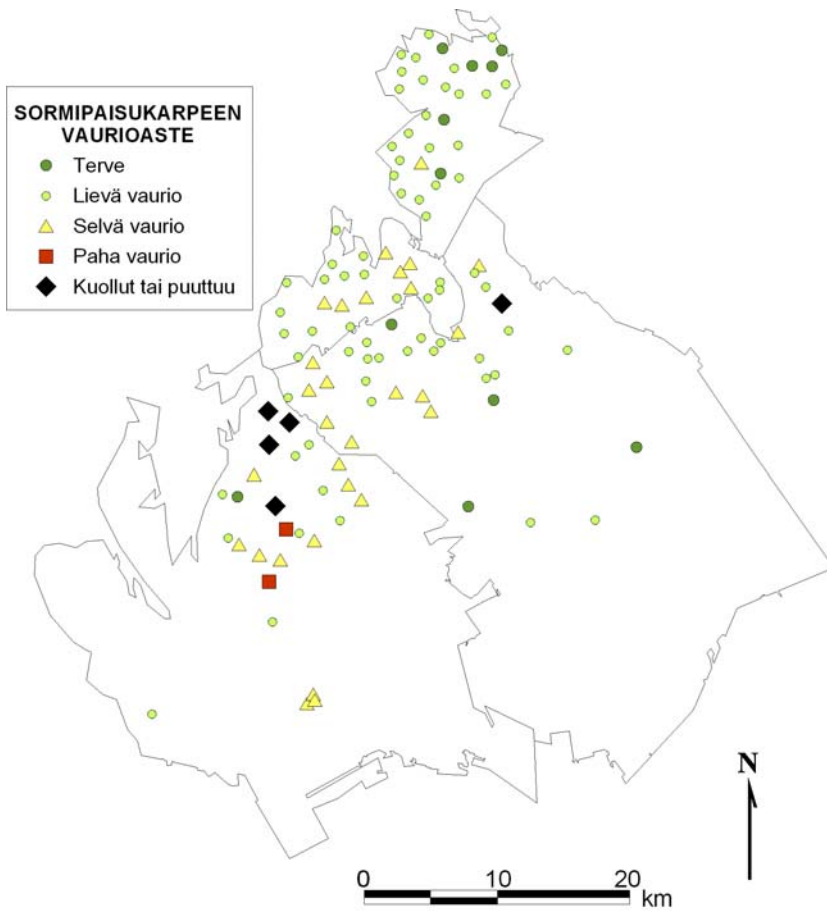
4.2.1 Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste

Sormipaisukarve puuttui viideltä havaintoalalta Uudessakaarlepyyssä ja Pedersöressä. Nämä alat eivät olleet taajama-aloja, mutta sijaitsivat yhtä lukuun ottamatta melko lähellä turkistarhoja. Sormipaisukarpeen pahoja vaurioita havaittiin kahdella alalla Uudessakaarlepyyssä. Selviä vaurioita havaittiin 29 alalla ympäri tutkimusaluetta. Suurimmalla osalla aloista (60 %) vauriot olivat lieviä. Tervettä sormipaisukarvetta havaittiin 11 alalla. (Kuva 19.)

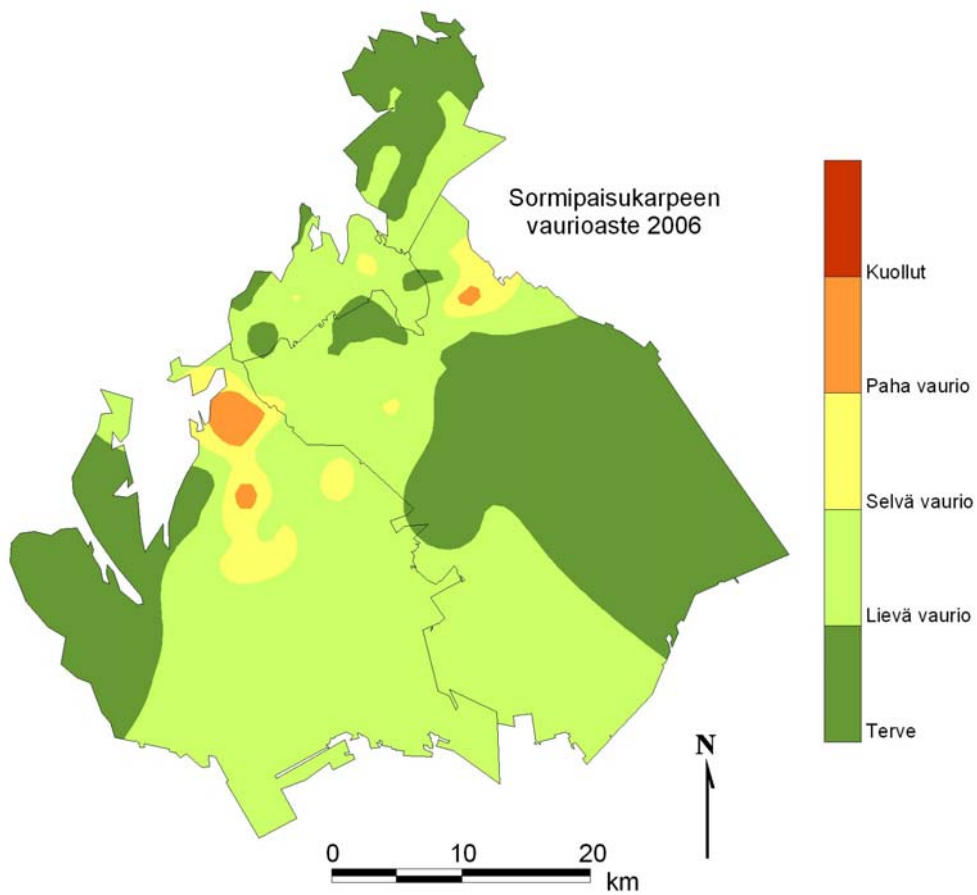
Terveen sormipaisukarpeen vyöhykkeet muodostuivat Luodon pohjoisosiin ja Pedersören kaakkoisosaan. Myös Uudenkaarlepyyn länsiosaan muodostui terveen sormipaisukarpeen vyöhyke, mutta koska tällä alueella oli vain yksi havaintoala, ei interpoloinnin tulosta tältä osin voida pitää luotettavana. Selvien tai pajojen vaurioiden vyöhykkeet muodostuivat Uudenkaarlepyyn keskiosiin ja Pedersören pohjoisosaan. Lisäksi pienialaisia selvien vaurioiden vyöhykkeitä muodostui mm. Pietarsaaren keskustan alueelle. Suurin osa tutkimusalueesta oli lievien vaurioiden vyöhykettä. (Kuva 20.)

Jäkälälajisto oli kuollutta tai se puuttui samoilla viidellä alalla, joilta sormipaisukarve puuttui (kuva 19). Yleinen vaurioaste oli paha 45 havaintoalalla. Suurin osa näistä havaintoaloista sijoittui Pietarsaaren, Uuteenkaarlepyyhyn ja Pedersören pohjoisosiin. Yleinen vaurioaste oli selvä 55 havaintoalalla ja lievä 11 havaintoalalla. Tervettä jäkälälajistoa ei havaittu tutkimusalueella lainkaan. (Kuva 21.)

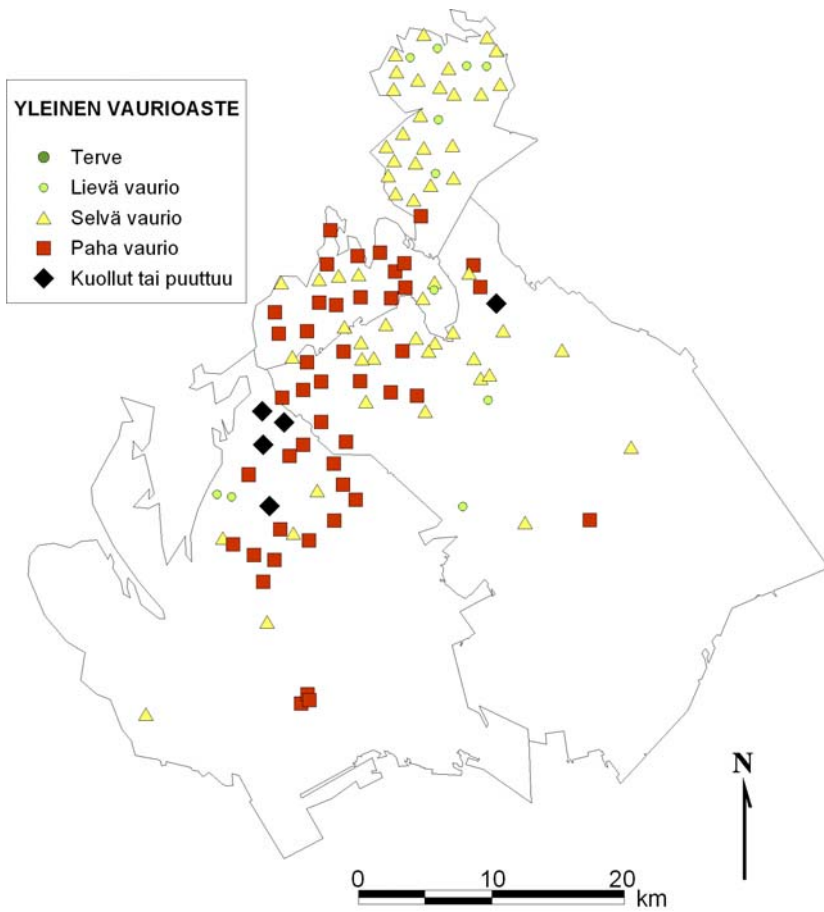
Suurin osa tutkimusalueesta kuului yleisen vaurioasteen osalta selvien vaurioiden vyöhykkeeseen. Pajojen vaurioiden vyöhykkeet muodostuivat samoille kohdin kuin sormipaisukarpeen selvien vaurioiden vyöhykkeet (kuva 20). Lievien vaurioiden vyöhykkeet muodostuivat Luodon pohjoisosiin, Pedersören keskiosiin sekä Uudenkaarlepyyn länsiosiin, tosin viimeksi mainitun alueen interpolointitulosta ei voida pitää luotettavana (ks. yllä). (Kuva 22.)



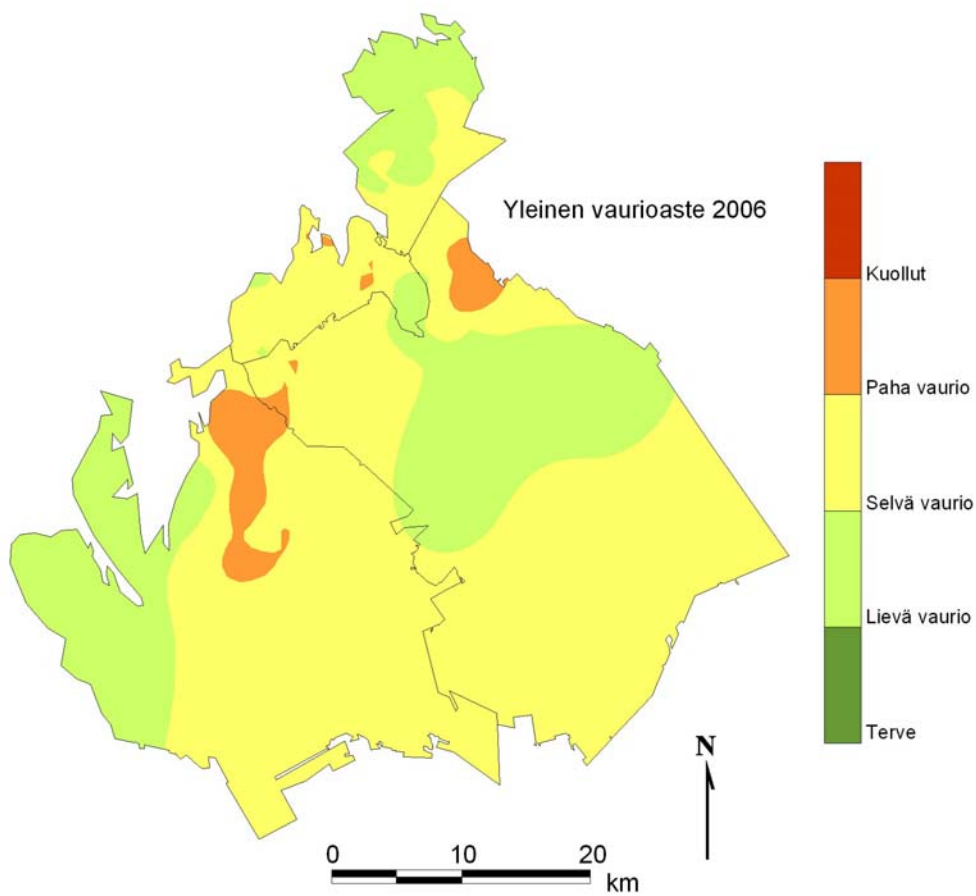
Kuva 19. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 20. Sormipaisukarpeen vaurioasteita kuvaavat vyöhykkeet vuonna 2006.



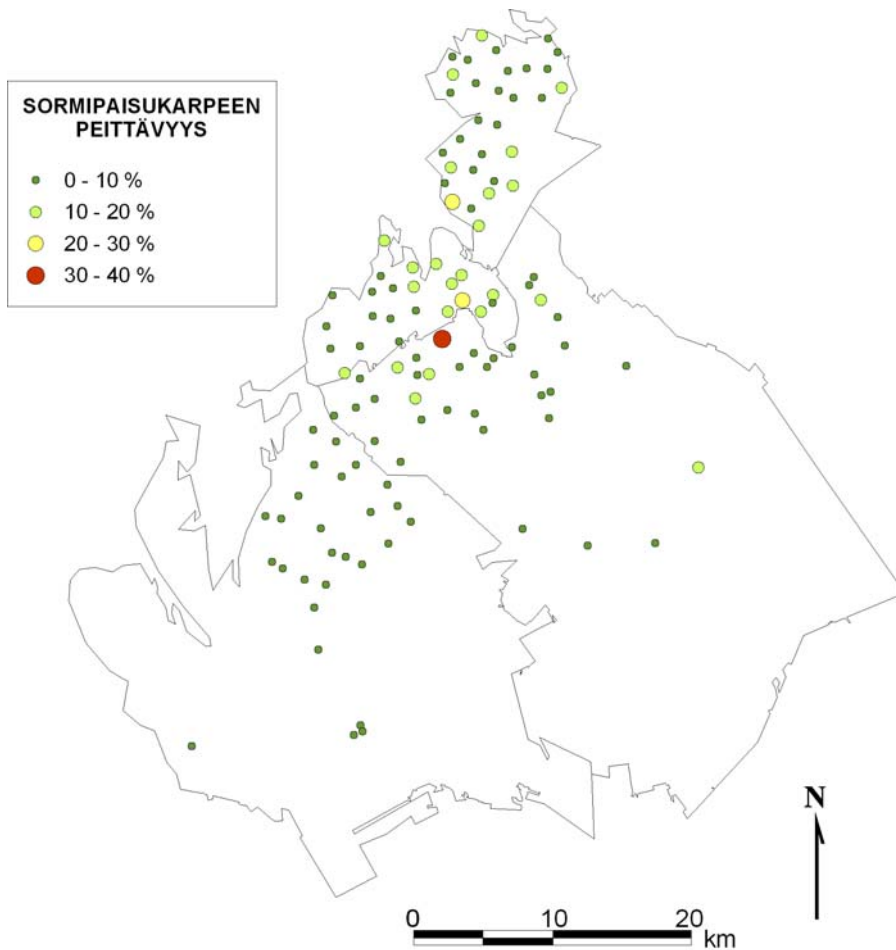
Kuva 21. Yleinen vaurioaste tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 22. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuonna 2006.

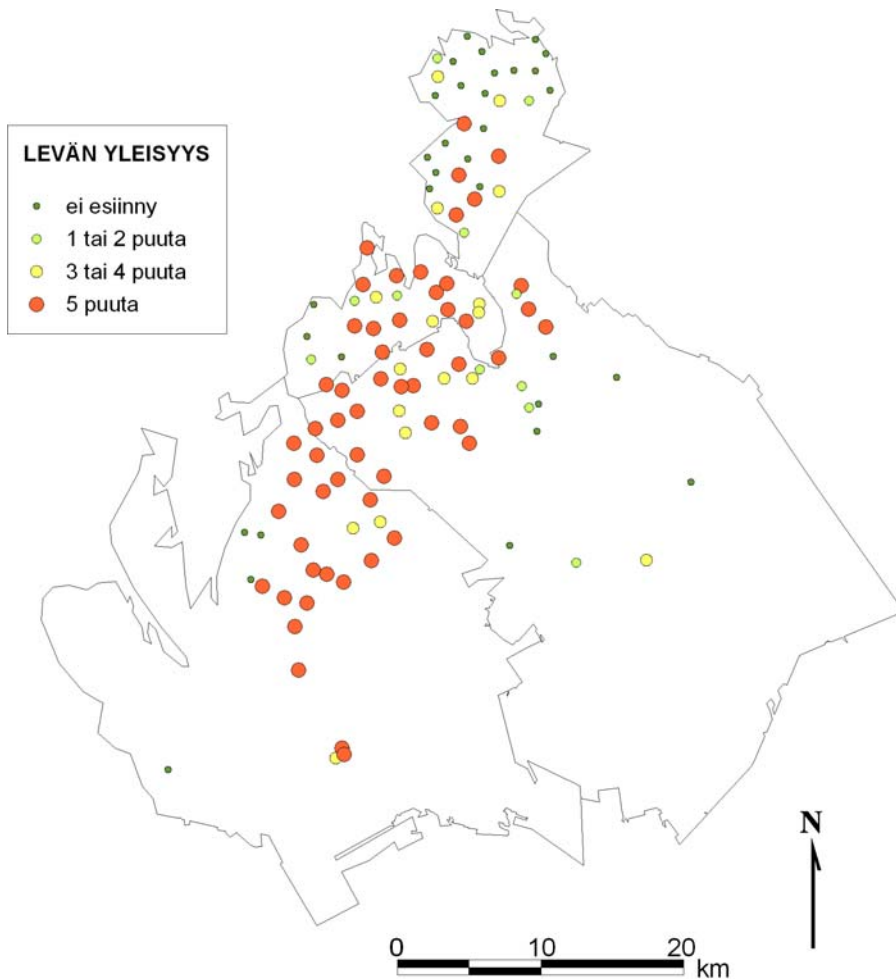
4.2.2 Sormipaisukarpeen peittävyys ja levän yleisyys

Suurimmalla osalla havaintoaloista sormipaisukarpeen peittävyys oli alle 10 %. Yhdellä alalla Pedersören pohjoisosassa peittävyys oli yli 30 %. Sormipaisukarpeen suurimmat peittävydet painottuivat erityisesti Pietarsaaren itäosiin sekä Luodon eteläosiin. (Kuva 23.)



Kuva 23. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys tutkituilla männyn rungoilla vuonna 2006.

Viherlevän yleisyyttä arvioitiin esiintymisfrekvenssinä (0-5) havaintoalalla. Suurimmalla osalla havaintoaloista (48 %) levää havaittiin alan jokaisella puulla. Levän esiintymisen suhteen seuraavaksi suurimmassa luokassa levää ei havaittu yhdelläkään puulla (23 % havaintoaloista). Vähiten levää esiintyi Luodon pohjoisosissa ja Pedersören keskiosissa. (Kuva 24.)

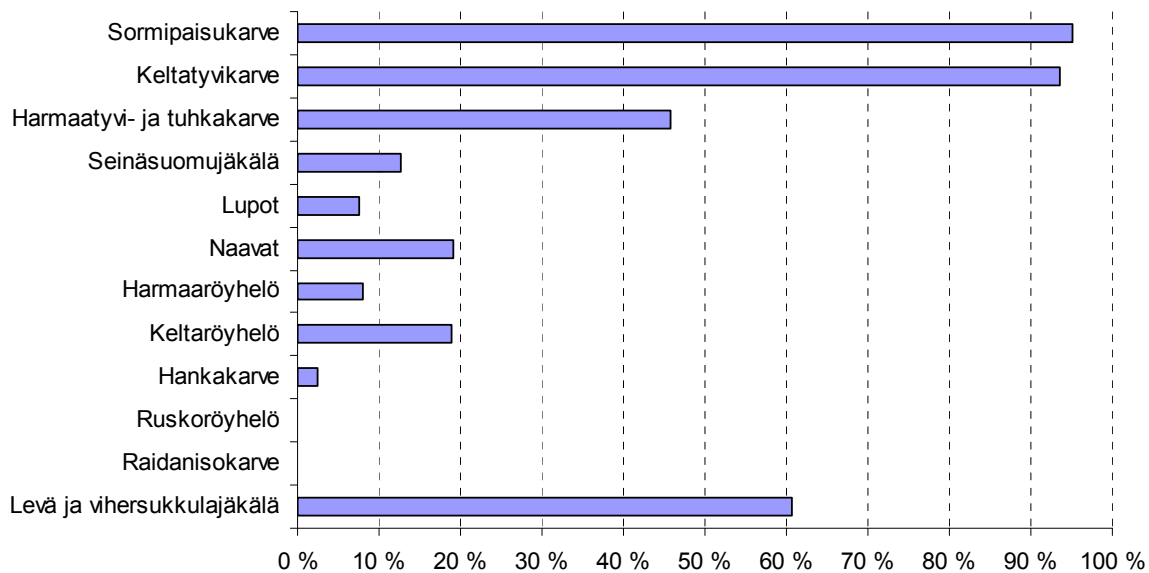


Kuva 24. Viherväen yleisyys tutkimusalueella vuonna 2006.

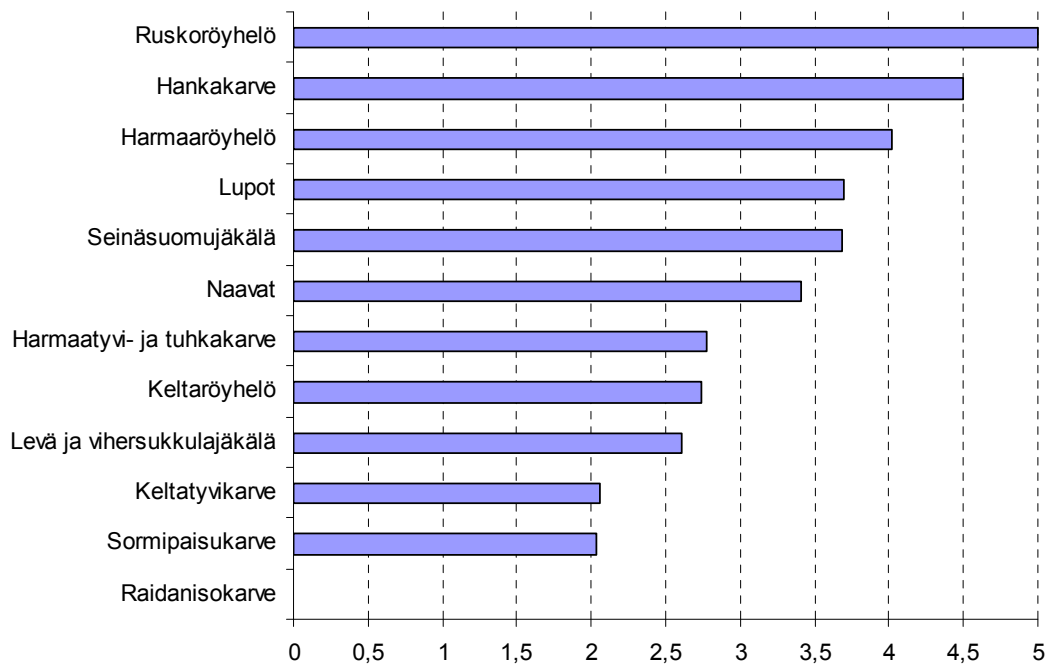
4.2.3 Lajimäärät

Pietarsaaren seudulla tutkituista jäkälälajeista yleisimmin esiintyi sormipaisukarvetta (95 % tutkituista rungoista) sekä keltatyvikarvetta (94 % rungoista). Seuraavaksi yleisimmät lajit olivat levä ja vihersukkulajäkälä (61 % rungoista) sekä harmaa- ja tuhkatyvikarve (46 % rungoista). Ilman epäpuhtauksista kärsivät lupot (8 % rungoista), naava (19 % rungoista), harmaaröyhelö (8 % rungoista) ja hankakarve (2 % rungoista) olivat tutkimusalueella harvinaisia. Keltaröyhelöä havaittiin 19 %:lla rungoista ja seinäsuomujäkälää 13 %:lla. Ruskoröyhelöä havaittiin yhdellä rungolla. Raidanisokarvetta ei tutkimusalueella havaittu lainkaan. (Kuva 25.)

Seuralaislajien määrät noudattelivat Pietarsaaren tutkimusalueella lajin esiintymistiheyttä: harvinaisimmilla lajeilla oli eniten seuralaislajeja ja yleisimmillä lajeilla vähiten. Eniten seuralaislajeja oli ruskoröyhelöllä, hankakarpeella, harmaaröyhelöllä ja lupoilla, jotka olivat tutkimusalueen harvinaisimmat lajit. Tuloksia tulkittaessa on tosin huomioitava, että ruskoröyhelöä havaittiin tutkimusalueella ainoastaan yhdellä rungolla. Seinäsuomujäkälällä oli enemmän seuralaislajeja kuin herkkinä pidetyillä naavoilla, mutta toisaalta seinäsuomujäkälää tavattiin alueella vähemmän kuin naavoja. Seinäsuomujäkälää pidetään ilman epäpuhtauksista hyötyvänä lajina, mutta sitä tavataan myös tausta-alueilla, ja se viihtyy erityisesti vanhojen kilpikaarnoittuvien mäntyjen rungoilla. Vähiten seuralaislajeja (alle 2) oli sormipaisukarpeella ja keltatyvikarpeella. (Kuva 26.)



Kuva 25. Männyn runkojäkälien esiintymistiheys tutkimusalueella. N = 580.

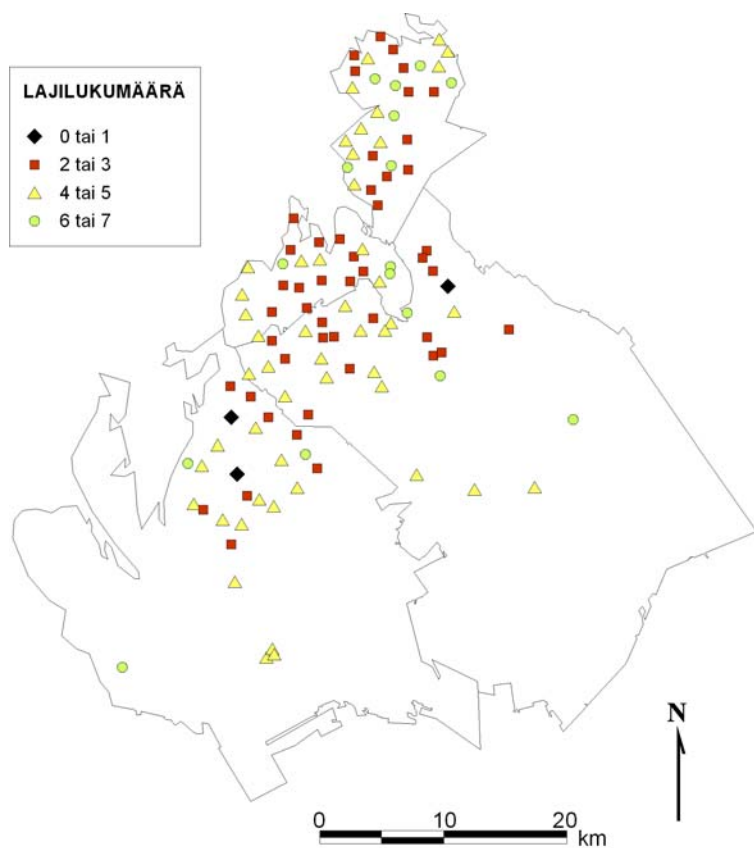


Kuva 26. Keskimääräiset seuralaislajien määrät tutkituilla rungoilla. N = 580.

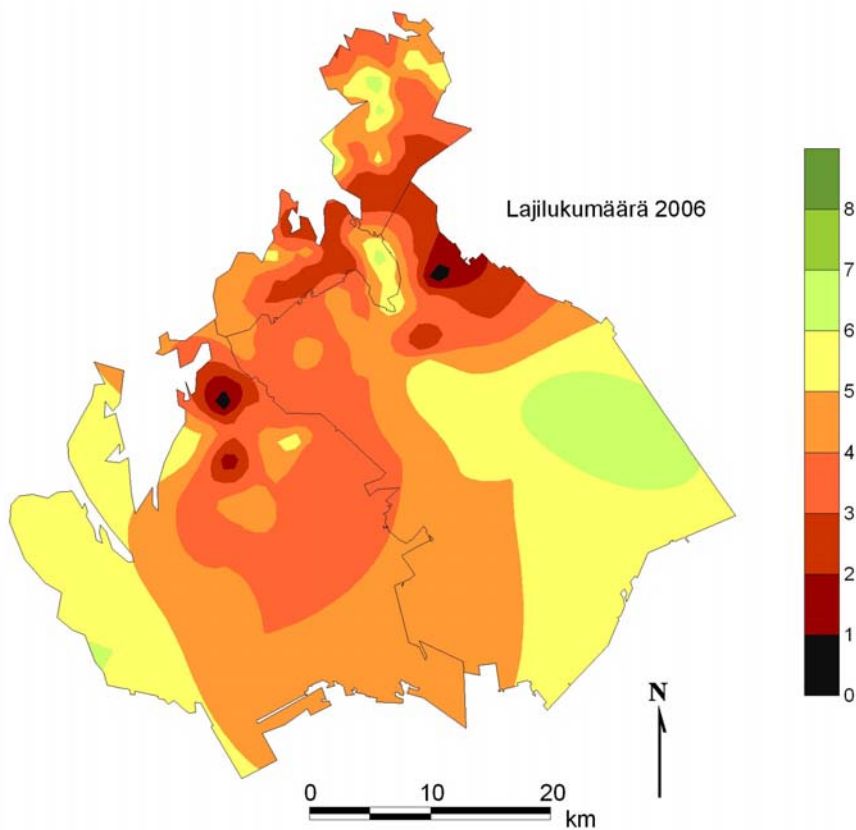
Jäkälien lukumääriä laskettaessa huomioitiin ainoastaan 10 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia, eli seinäsuomujäkälä ja levä sekä vihersukulajäkälä jätettiin laskujen ulkopuolelle. Jäkäläautioita tai lähes jäkäläautioita, joilla havaittiin korkeintaan yksi ilman epäpuhtauksista kärsivä jäkälälaji, oli tutkimusalueella 3 Uudessakaarlepyyssä ja Pedersöressä. Erittäin selvästi köyhtyneitä aloja, joilla ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja havaittiin 2 tai 3, oli tutkimusalueella 48. Tämä oli myös havaintomäärältään suurin luokka. Selvästi köyhtyneitä aloja, joilla ilman epäpuhtauksista kärsiviä jäkälälajeja kasvoi 4 tai 5, oli tutkimusalueella 49 alaa. Lievästi köyhtyneitä aloja (6 tai 7 ilman epäpuhtauksista kärsivää jäkälälajia) oli 16. Ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatason lajimääriä ei tutkimusalueella havaittu yhdelläkään havaintoalalla. (Kuva 27.)

Lajistoltaan köyhtyneimmät alueet sijaitsivat Uudessakaarlepyyssä ja Pedersöressä. Suurin osa tutkimusalueesta oli lajistoltaan vähintään köyhtynyttä, ja lievästi köyhtyneiden alueiden vyöhykkeet olivat hyvin pienialaisia. Myös Luodon pohjoisosat, jotka vaurioasteiden perusteella olivat

tutkimusalueen terveimpiä, kuuluivat jäkälälajistoltaan suurimmaksi osaksi selvästi köyhtyneeseen vyöhykkeeseen. (Kuva 28.)



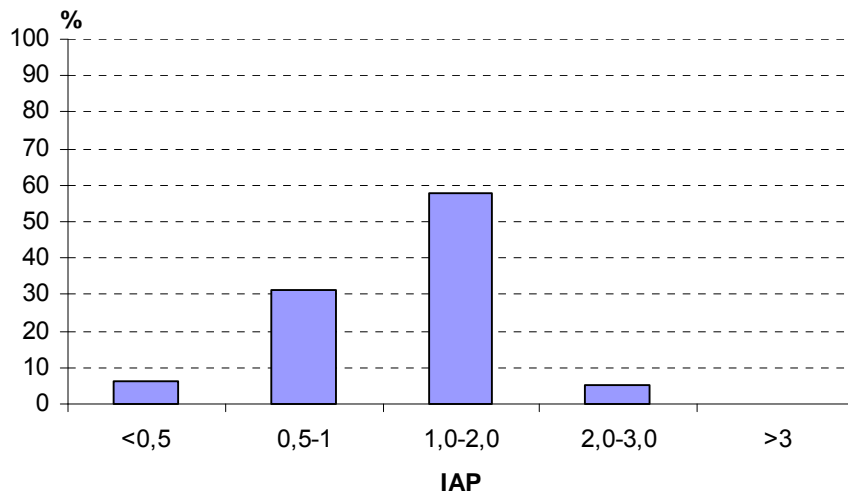
Kuva 27. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärät havaintoaloilla vuonna 2006.



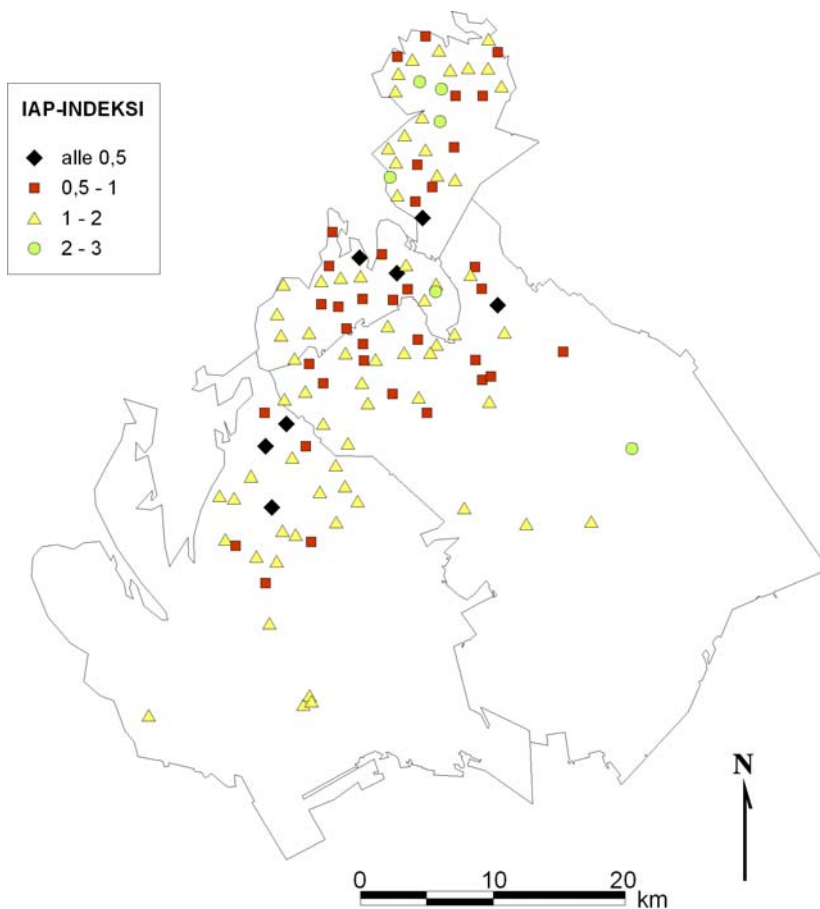
Kuva 28. Vyöhykkeittäinen kuvaus ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärästä tutkimusalueella vuonna 2006.

4.2.4 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 (kts. kpl 3.2.4 ja taulukko 11). Suurin osa (58 %) Pietarsaaren seudun havaintoaloista sijoittui IAP-indeksin puolesta luokkaan 1-2, mikä kertoo selvistä ilman epäpuhtauksien aiheuttamista muutoksista lajistossa (kuva 29). IAP-indeksi oli alle 0,5 (jäkäläautio tai lähes jäkäläautio) 7 havaintoalalla. IAP-indeksin perusteella erittäin selvästi köyhtyneitä havaintoaloja oli 36 eri puolilla tutkimusaluetta. Jäkälälajiston lieviä muutoksia oli 6 havaintoalalla. IAP-indeksin osalta taustatasoa vastaavia havaintoaloja ei tutkimusalueella ollut lainkaan. (Kuva 30.)

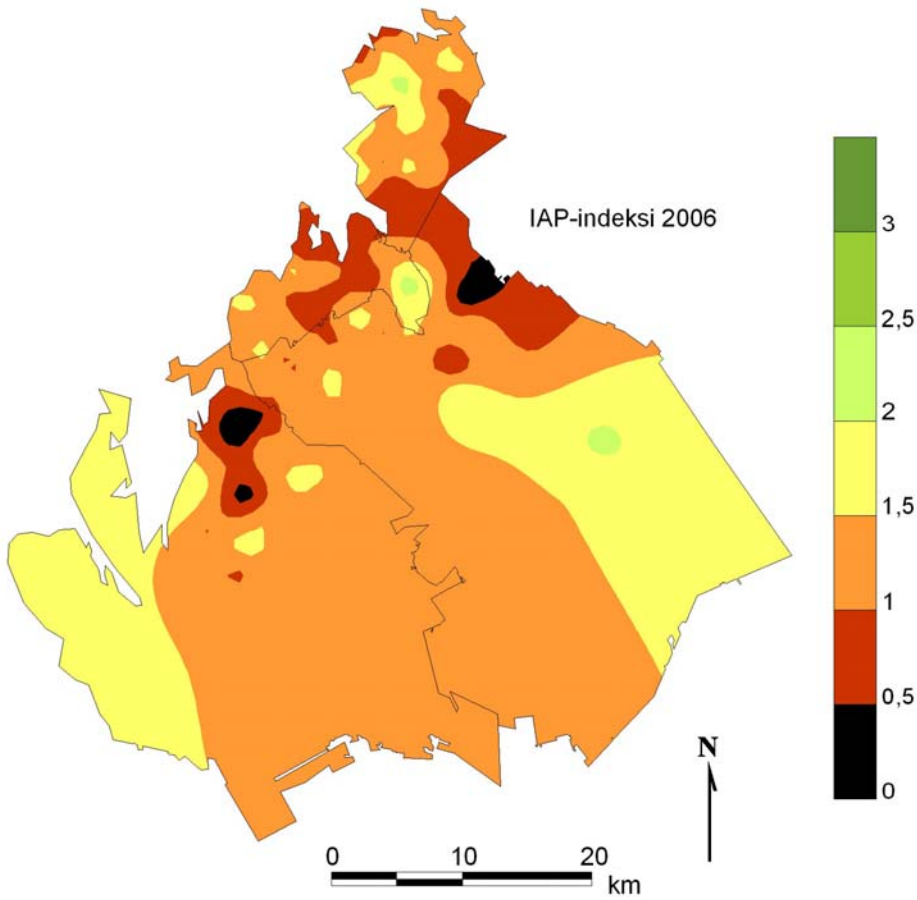


Kuva 29. IAP-indeksin frekvenssit tutkimusalueella vuonna 2006.



Kuva 30. IAP-indeksi tutkimusalueella vuonna 2006.

IAP-indeksin perusteella jäkäläautiovyöhykkeet sijaitsivat samoilla kohdilla kuin lajilukumäärän perusteella muodostuneet jäkäläautiot. Pietarsaaren keskusta-alue kuului erittäin selvästi köyhtyneeseen vyöhykkeeseen. Lievien jäkälälajiston muutosten vyöhykkeet olivat pienialaisia, ja suurin osa tutkimusalueesta kuului vyöhykkeeseen, jossa IAP-indeksin arvo oli alle 1,5, eli jäkälälajistoltaan köyhtyneeseen vyöhykkeeseen. (Kuva 31.)



Kuva 31. IAP-indeksi vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2006.

4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 22 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta Pietarsaaren tutkimusalueella.

Taulukko 22. Neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta.

	S	N	P	K	Ca	Mg	B	Mn	Fe	Cu	Zn	Cr	Cd	Ni	As	Co	Hg	V
	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	mg/kg	mg/kg
n	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	116	40	40	40	40
keskiarvo	1019	14,9	1564	5464	3324	801	17,2	453	53	2,26	47	0,19	0,10	0,41	0,034	0,17	0,021	0,12
pienin	842	11,6	1279	4205	2432	610	8,0	181	35	0,04	28	0,03	0,03	0,18	0,025	0,06	0,003	0,07
suurin	1249	18,7	1876	6980	5598	1119	27,0	923	133	3,17	66	2,54	0,70	1,86	0,128	0,39	0,034	0,64
keskihajonta	77	1,38	115	531	553	98	3,9	144	13	0,59	8,6	0,47	0,07	0,23	0,020	0,08	0,008	0,09

Neulasten rikkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 1019 mg/kg. Neulasten normaalina rikkipitoisuutena pidetään tasoa 900 mg/kg. Tutkimusalueen korkeimmat rikkipitoisuudet (yli 1200 mg/kg) havaittiin kolmelta näytealalta Pietarsaaren keskustasta, Luodon eteläosasta Storströmmeniltä sekä Udestakaarlepyystä Jepuan kylältä Mirkan tehtaiden tuntumasta. (Kuva 32.)

Neulasten typpipitoisuuden keskiarvo oli 14,9 g/kg. Typpipitoisuudet olivat alhaisia (alle 13 g/kg) 8 näytealalla, jotka sijaitsivat Pietarsaaren ja Luodon rannikon tuntumassa. Muuoin neulasten typpipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa selkeää alueellista jakaumaa. (Kuva 33.)

Fosforipitoisuuden keskiarvo oli 1564 mg/kg. Puutosta fosforin osalta ei havaittu millään näytealalla. Fosforipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakaumaa. (Kuva 34.)

Kaliumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 5464 mg/kg. Kaliumin optimipitoisuutena neulassa pidetään lähteestä riippuen yli 4000 mg/kg (Jukka 1988, vrt. taulukko 15) tai yli 5000 mg/kg pitoisuuksia (Reinikainen 1998, vrt. taulukko 16). Alle 4000 mg/kg pitoisuuksia ei tutkimusalueella havaittu lainkaan. (Kuva 35.)

Kalsiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 3324 mg/kg. Korkeimmat kalsiumpitoisuudet olivat keskittyneet Pietarsaaren keskustaan ja keskustan läheisille näytealoille. (Kuva 36.)

Neulasten magnesiumpitoisuuden keskiarvo oli 801 mg/kg. Korkeita magnesiumpitoisuuksia havaittiin erityisesti Luodon kunnan alueella tutkimusalueen pohjoisosissa. Alle 700 mg/kg:n pitoisuuksia voidaan pitää alhaisina (vrt. taulukko 16), ja tällaisia pitoisuuksia havaittiin 17 näytealalla lähinnä tutkimusalueen eteläosissa. Magnesiumin puutosta voi aiheuttaa mm. poikkeuksellisen runsas typen saanti esim. turkistarhojen läheisyydessä (Rautjärvi ja Raitio 2003). (Kuva 37.)

Neulasten booripitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 17 mg/kg. Metsän kasvun kannalta neulasten sopiva booripitoisuus on yli 8 mg/kg:n pitoisuus, ja booripitoisuus oli yhdellä näytealalla Pedersöressä tasan 8 mg/kg. Booripitoisuudet olivat melko korkeita Pietarsaaren keskustan läheisillä näytealoilla ja Luodossa. (Kuva 38.)

Mangaanipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 453 mg/kg. Mangaanipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa selvää alueellista jakautumista. (Kuva 39.)

Neulasten rautapitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 53 mg/kg. Korkeita neulasten rautapitoisuuksia havaittiin Pietarsaaren keskustan, Pedersören pohjoisosien sekä Mirkan ympäristön näytealoilla. (Kuva 40.)

Neulasten kuparipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 2,3 mg/kg. Korkeimmat kuparipitoisuudet (yli 3 mg/kg) havaittiin kolmelta Pedersören Kolpin kylän näytealalta. (Kuva 41.)
Neulasten sinkkipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 47 mg/kg. Neulasten sinkkipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakautumista. (Kuva 42.)

Kromipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,19 mg/kg. Neulasten kromipitoisuudessa oli havaittavissa pohjois-etelä-suuntainen gradientti siten, että pitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin tutkimusalueen eteläosissa. Korkeita kromipitoisuuksia havaittiin erityisesti Pietarsaaren koillisosien sekä Luodon kunnan ja Mirkan tehtaan läheisillä näytealoilta. Kromipitoisuudet olivat alle määritysrajan (0,05 mg/kg) 27 %:lla näytealoista, jotka sijaitsivat pääasiassa tutkimusalueen eteläosassa. (Kuva 43.)

Neulasten kadmiumpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,10 mg/kg. Kadmiumpitoisuudet olivat alle määritysrajan (0,05 mg/kg) 7 näytealalla. Melko korkeita kadmiumpitoisuuksia havaittiin Pietarsaaren, Pedersören pohjoisosien ja Luodon havaintoaloilta. (Kuva 44.)

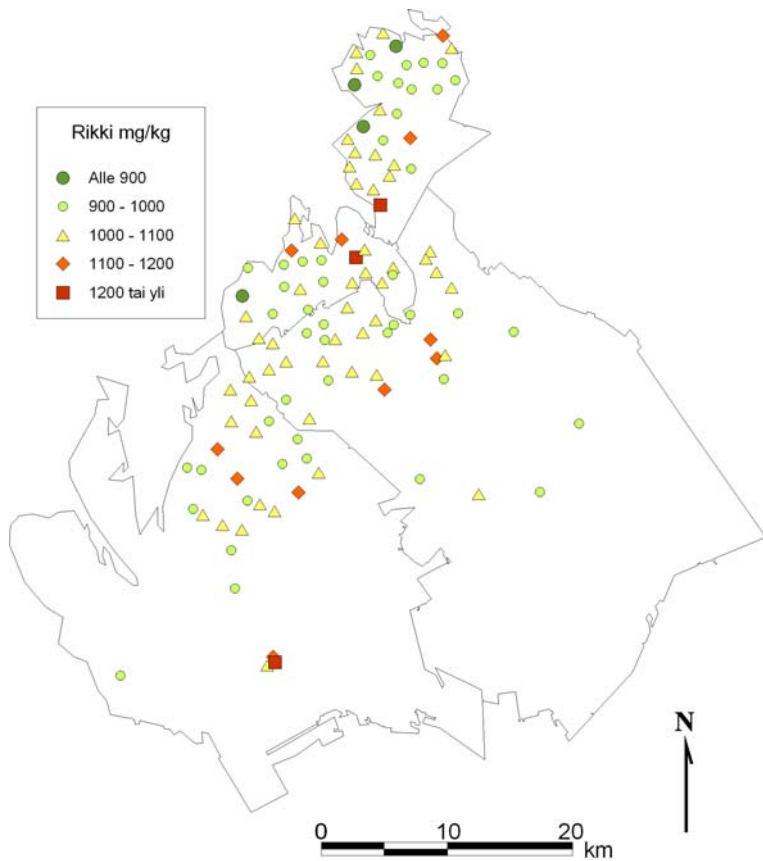
Neulasten nikkelpitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,41 mg/kg. Korkeimmat neulasten nikkelpitoisuudet havaittiin Mirkan tehtaiden läheisyydestä. (Kuva 45.)

Neulasten arseenipitoisuudet analysoitiin 40 näytealalta. Arseenipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,034 mg/kg. Arseenipitoisuudet olivat suurimmalla osalla näytealoista alle määritysrajan 0,05 mg/kg. Korkein arseenipitoisuus (0,128 mg/kg) analysoitiin Pedersören pohjoisosassa sijaitsevalta näytealalta. (Kuva 46.)

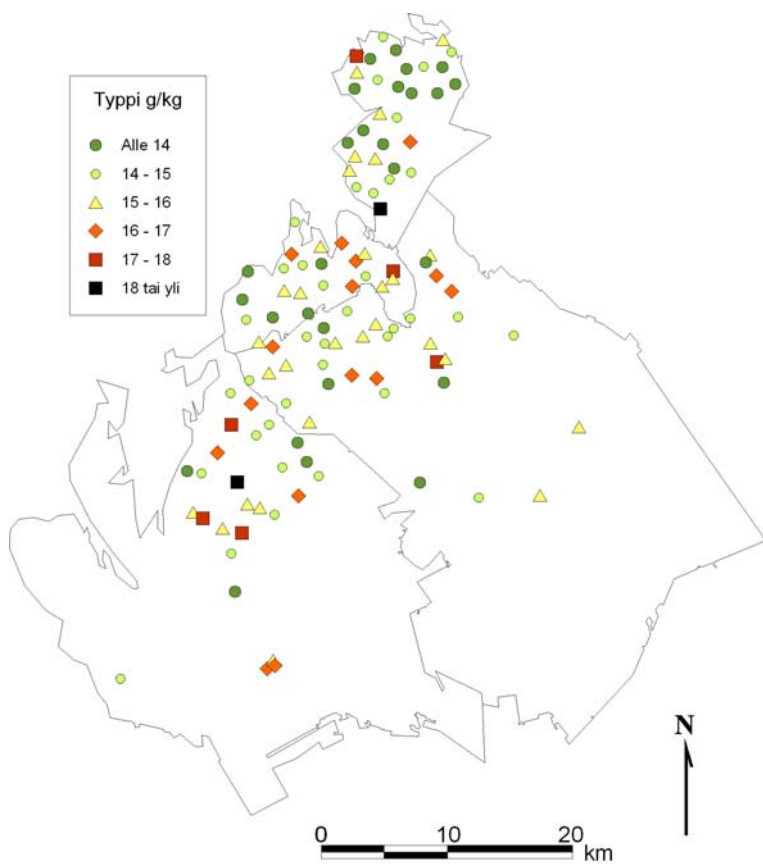
Neulasten kobolttipitoisuudet analysoitiin 40 näytealalta. Kobolttipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,17 mg/kg. Kobolttipitoisuudet olivat korkeampia tutkimusalueen pohjoisosissa kuin eteläosissa. (Kuva 47.)

Neulasten elohopeapitoisuudet analysoitiin 40 näytealalta. Elohopeapitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,021 mg/kg. Korkeimmat elohopeapitoisuudet analysoitiin kolmelta näytealalta Uudessakaarlepyyssä sekä yhdeltä alalta Luodon eteläosassa. (Kuva 48.)

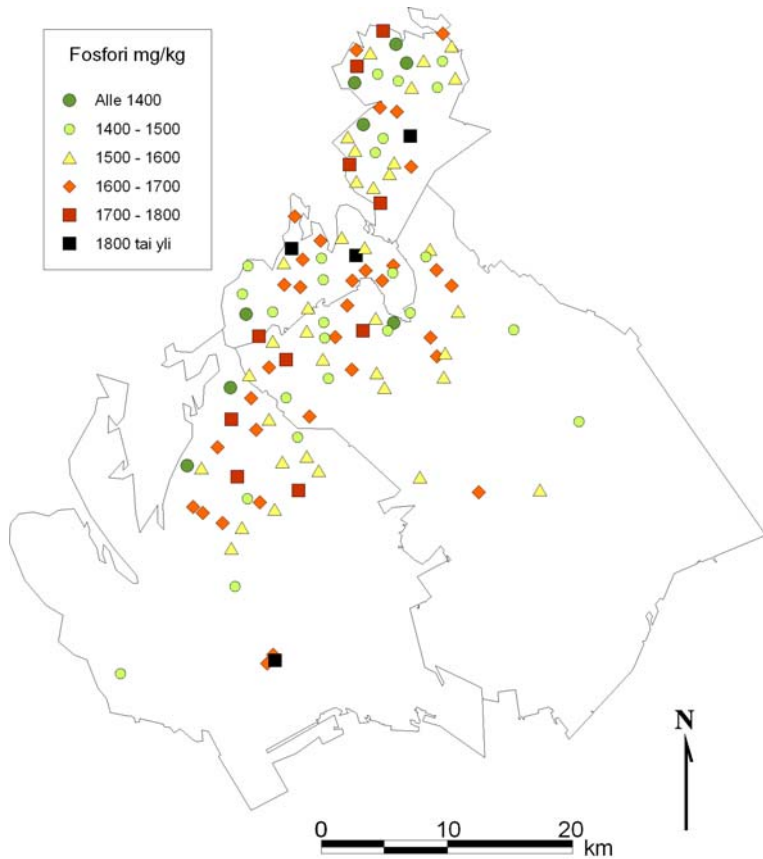
Neulasten vanadiinipitoisuudet analysoitiin 40 näytealalta. Vanadiinipitoisuuden keskiarvo tutkimusalueella oli 0,12 mg/kg. Korkeimmat vanadiinipitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan näytealalta ja Pedersören pohjoisosissa sijaitsevalta näytealalta.



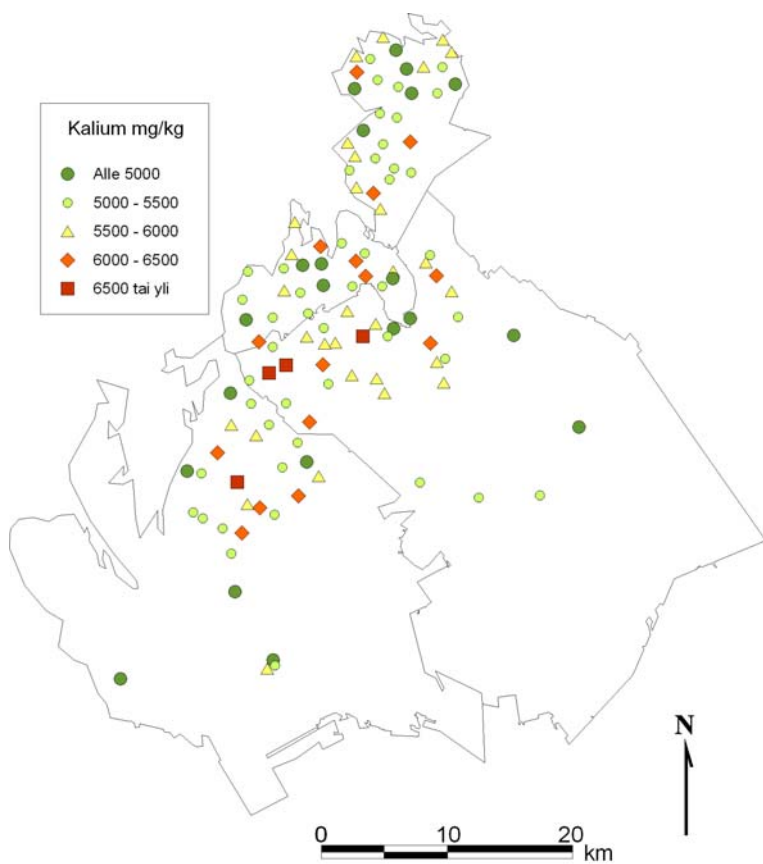
Kuva 32. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rikkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



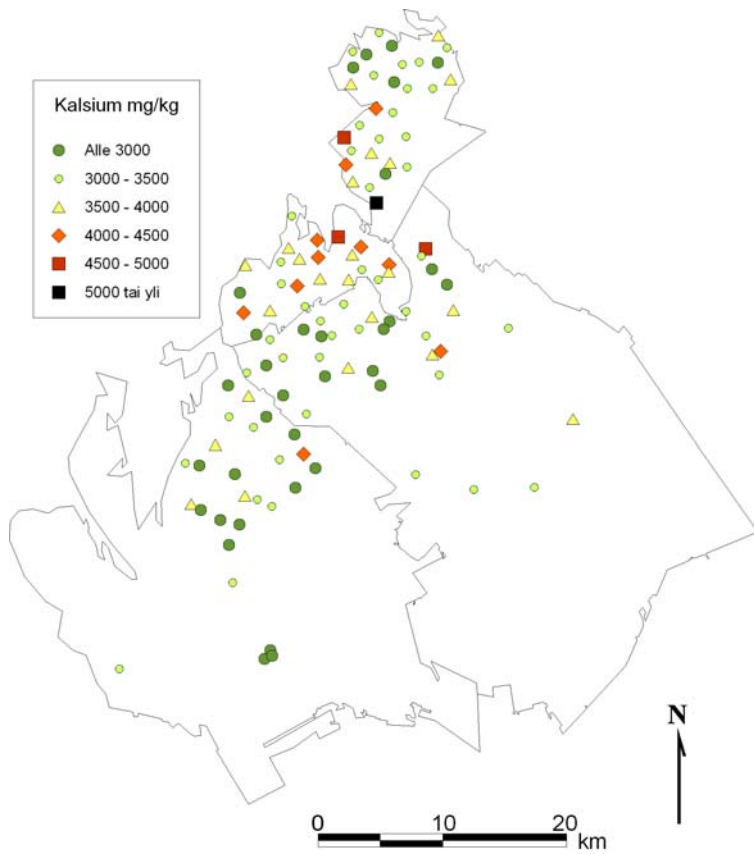
Kuva 33. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran typpipitoisuudet (%) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



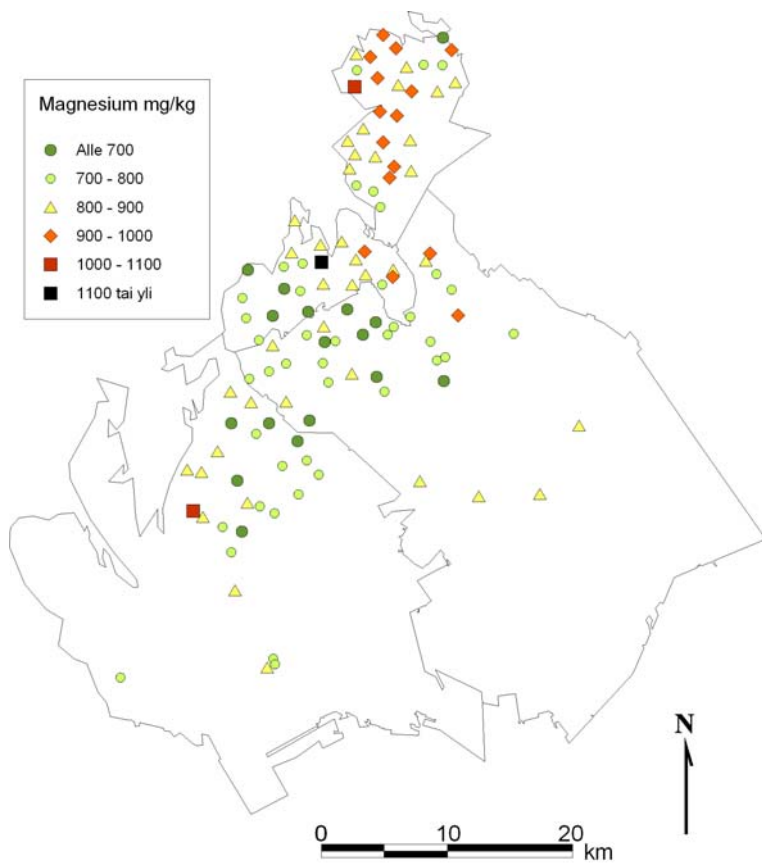
Kuva 34. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran fosforipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



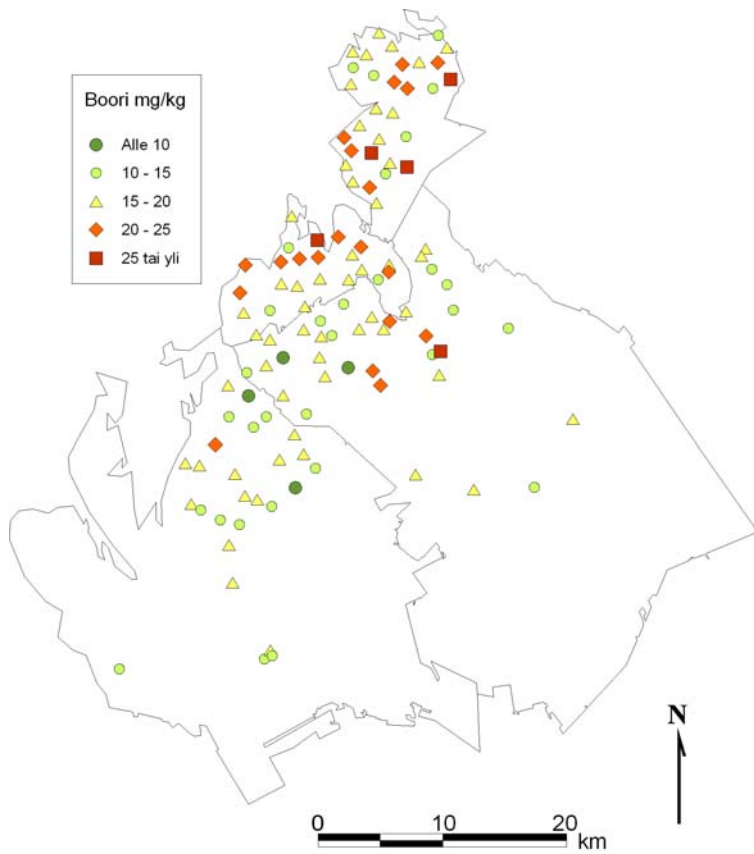
Kuva 35. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kaliumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



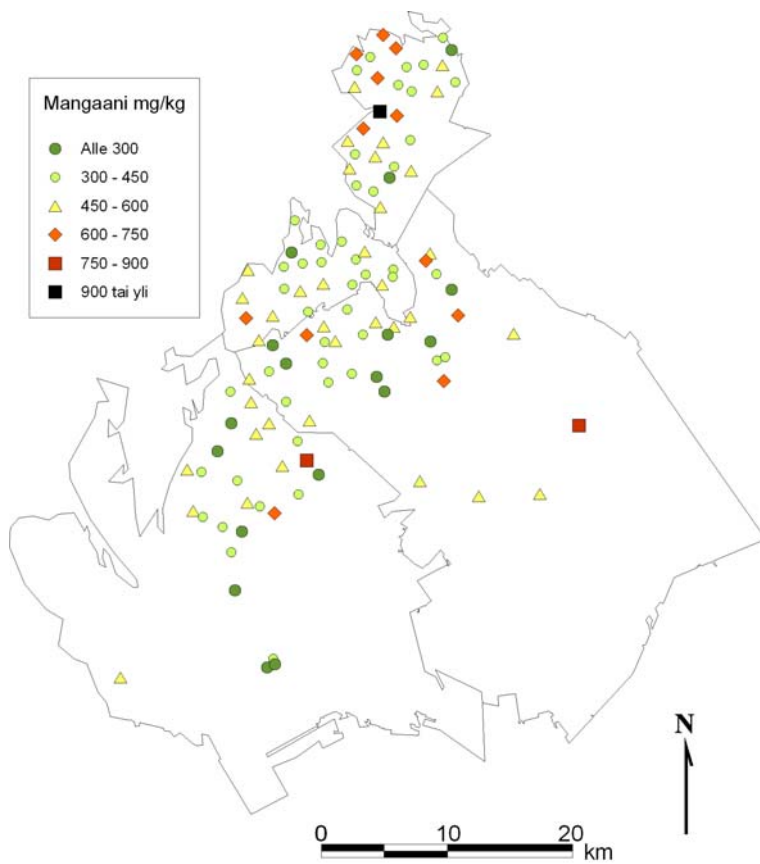
Kuva 36. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kalsiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



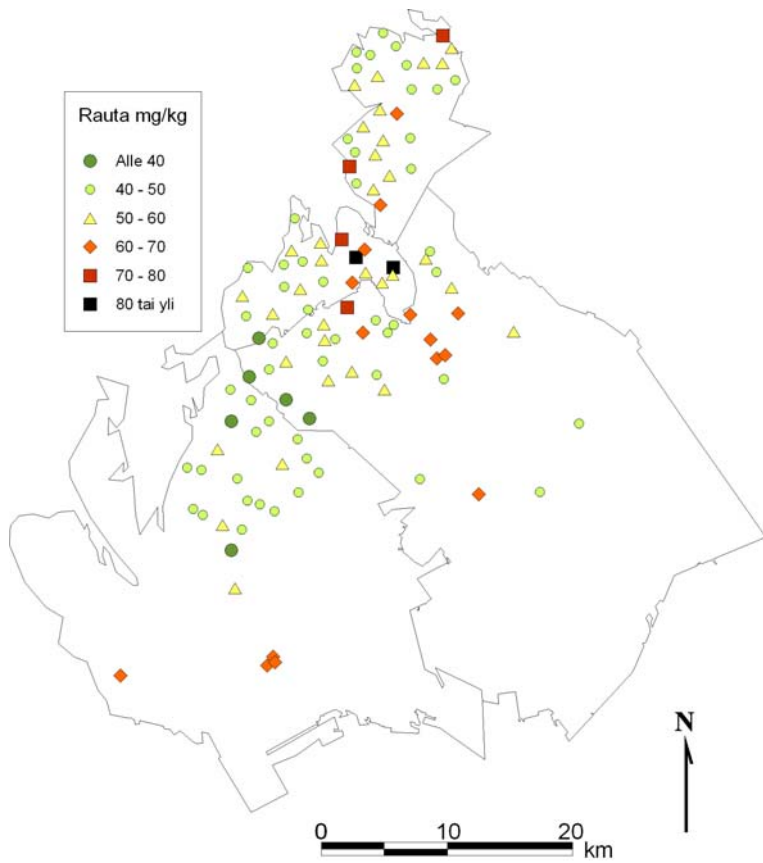
Kuva 37. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran magnesiumipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



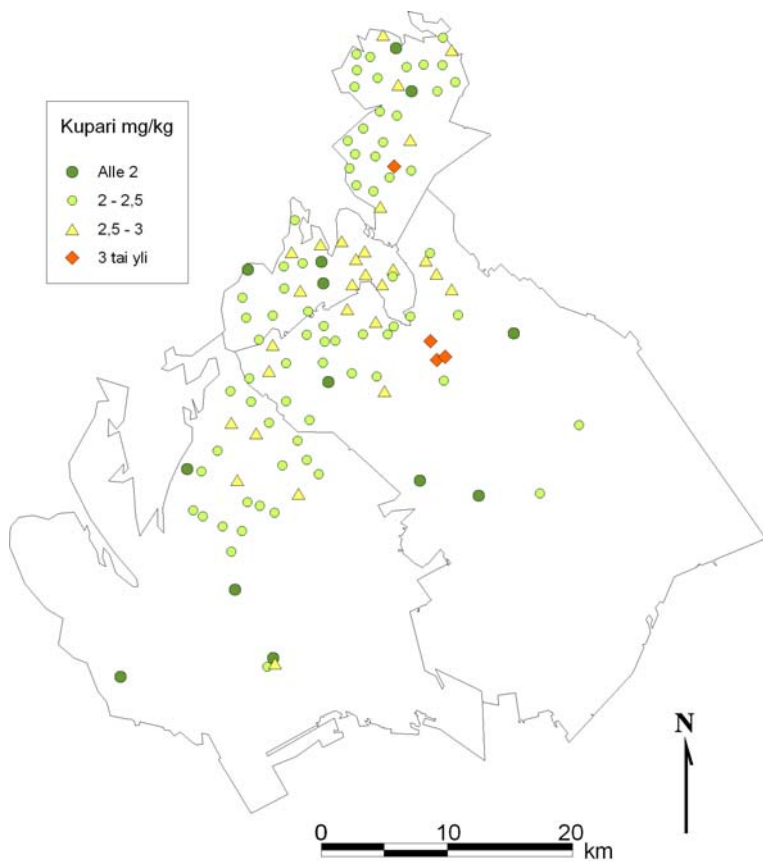
Kuva 38. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran booripitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



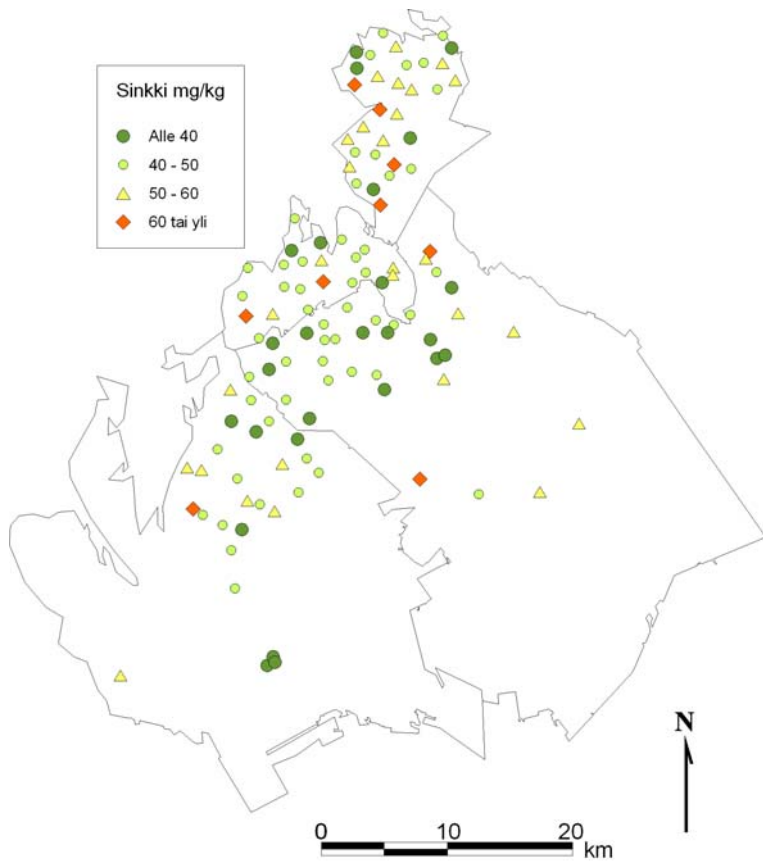
Kuva 39. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran mangaanipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



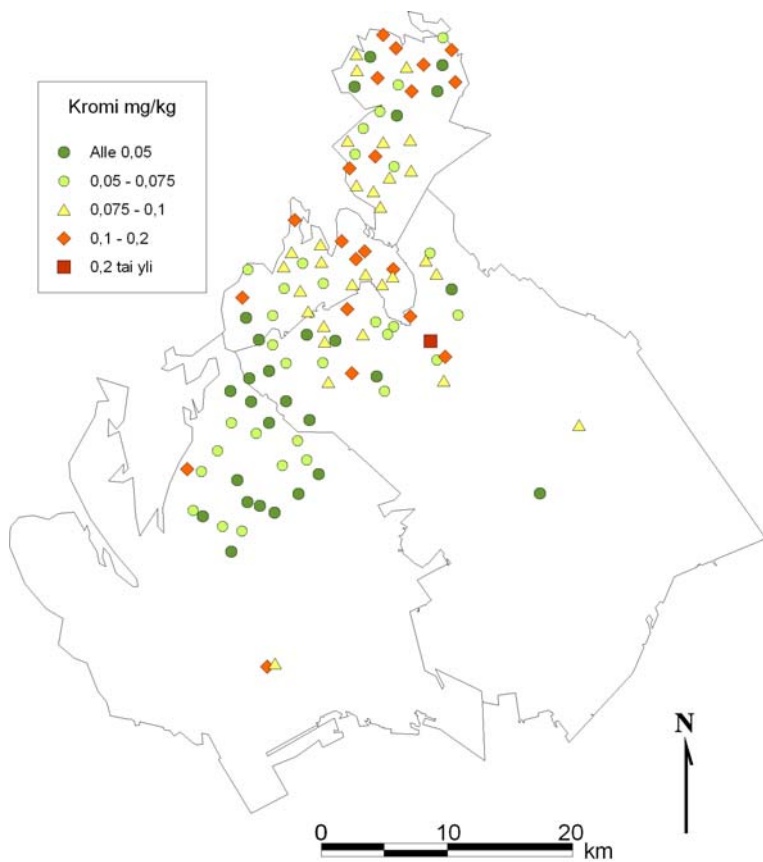
Kuva 40. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran rautapitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



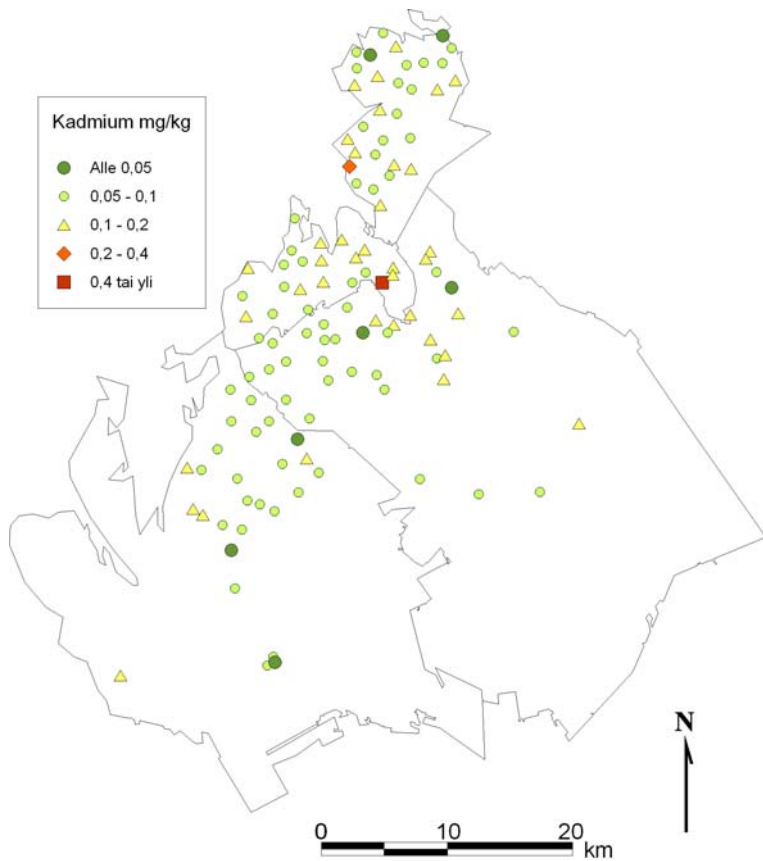
Kuva 41. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kuparipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



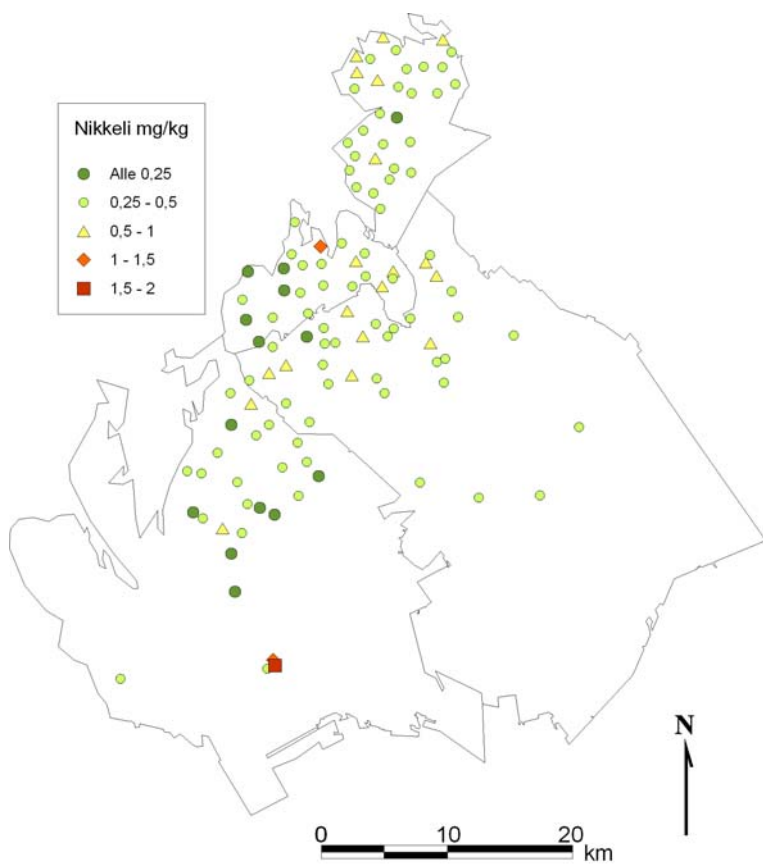
Kuva 42. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran sinkkipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



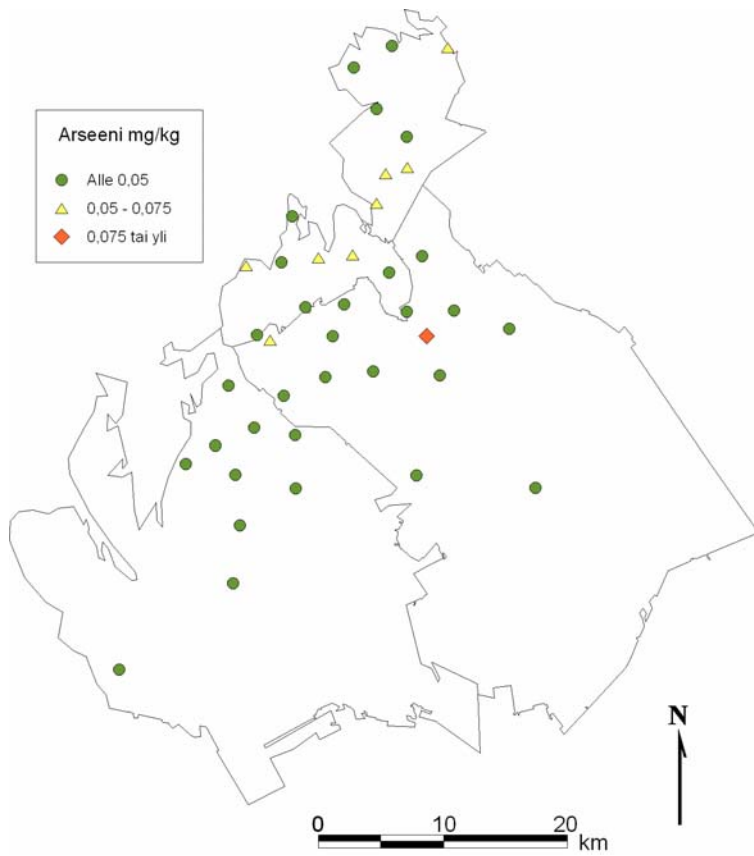
Kuva 43. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kromipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



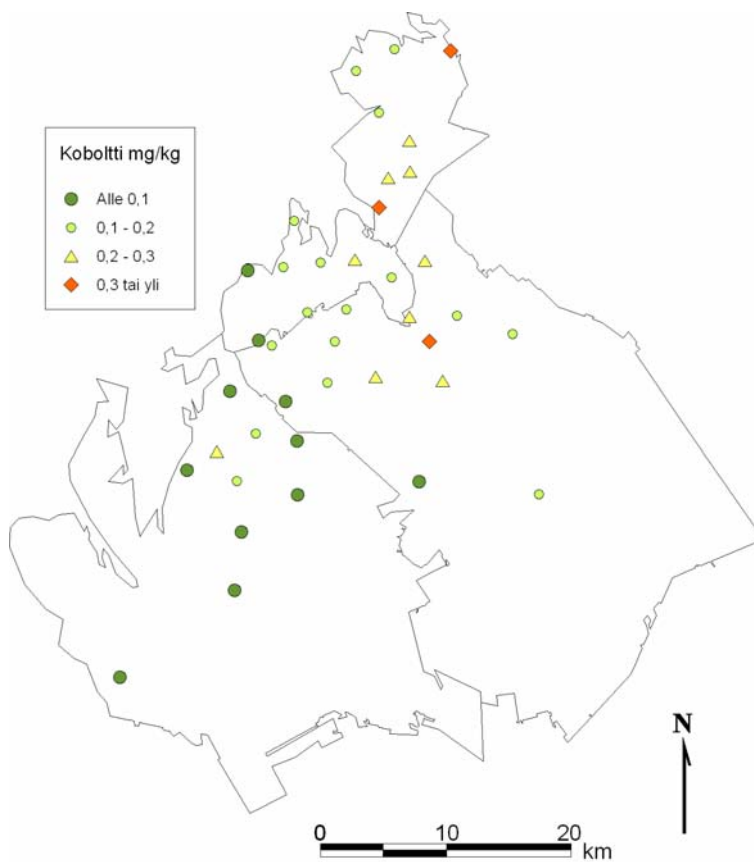
Kuva 44. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kadmiumpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



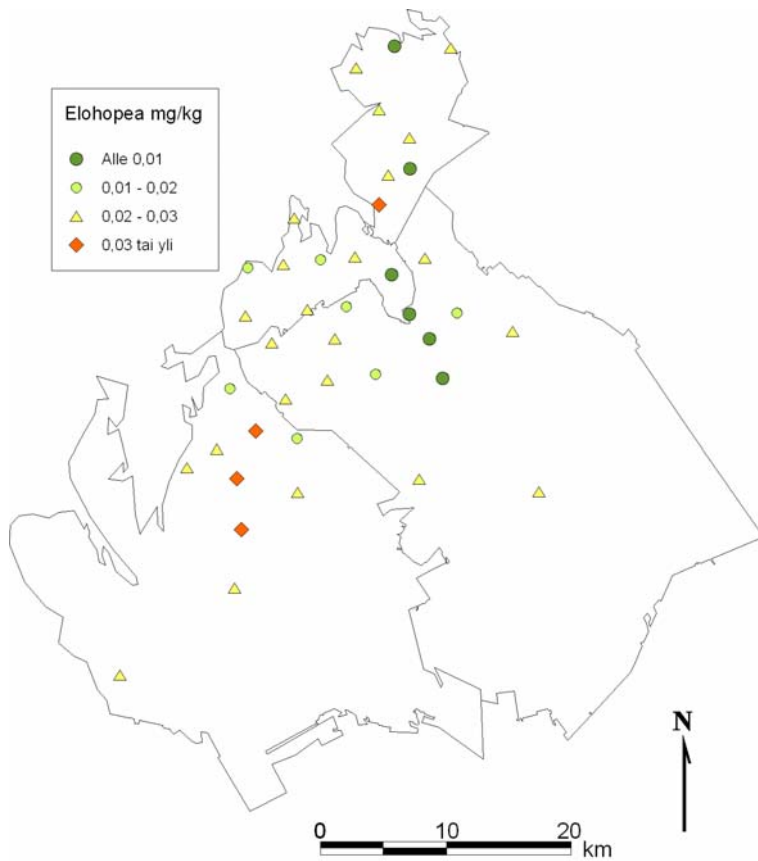
Kuva 45. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran nikkelpitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



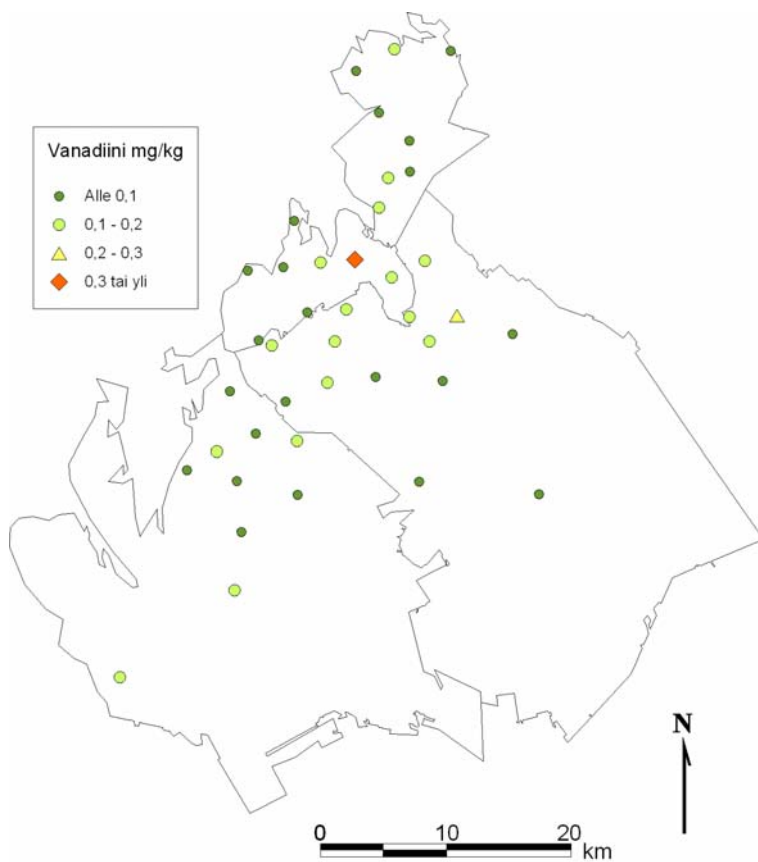
Kuva 46. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran arseenipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



Kuva 47. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran kobolttipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



Kuva 48. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran elohopeapitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.



Kuva 49. Mäntyjen neulasten toisen vuosikerran vanadiinipitoisuudet (mg/kg) talvella 2007 Pietarsaaren seudun näytealoilla.

4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet

Sammalten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat ja arvot sekä keskihajonta on esitetty taulukossa 23.

Taulukko 23. Sammalten alkuainepitoisuuksia Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.

	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg
keskiarvo	211	0,13	2,3	0,07	0,16	7195	2375	1,3	1512	0,85
pienin	85	0,05	1,0	0,03	0,07	4391	1642	0,3	980	0,25
suurin	665	0,44	8,5	0,33	0,27	29820	3737	3,6	2782	10
keskihajonta	98	0,06	1,1	0,04	0,05	3874	340	0,8	309	1,01

	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg	V mg/kg
keskiarvo	5,6	2,25	1102	321	62	1,8	290	1088	45	2,2
pienin	1,5	1,26	802	143	32	0,7	107	834	31	0,7
suurin	28	5,93	1711	574	120	14	1132	1725	93	36
keskihajonta	2,5	0,72	190	83	16	1,7	168	166	11	4,0

Sammalten korkeimmat alumiinipitoisuudet sijoittuivat Pietarsaaren keskustan näytealoille sekä Pedersören pohjoisosiin (kuva 50).

Sammalten arseenipitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin tutkimusalueen eteläosissa. Korkeimmat arseenipitoisuudet analysoitiin Pedersörestä, läheltä Pietarsaaren rajaa. (Kuva 51).

Sammalten korkeimmat booripitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren ja Luodon näytealoilta (kuva 52).

Sammalten korkeimmat elohopeapitoisuudet olivat painottuneet tutkimusalueen pohjoisosiin, lähinnä Luodon näytealoille. Myös Pietarsaaren-Pedersören alueella analysoitiin melko korkeita sammalten elohopeapitoisuuksia. (Kuva 53).

Sammalten kadmiumpitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin tutkimusalueen eteläosissa. Myös yksittäisillä näytealoilla Pedersören pohjoisosissa havaittiin korkeita sammalten kadmiumpitoisuuksia. (Kuva 54).

Sammalten kaliumpitoisuuksissa ei ollut havaittavissa alueellista jakaumaa (kuva 55).

Sammalten korkeimmat kalsiumpitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan näytealoilta. Myös Luodon näytealoilla kalsiumpitoisuudet olivat melko korkeita. Matalimmat kalsiumpitoisuudet analysoitiin tutkimusalueen eteläosan näytealoilta. (Kuva 56.)

Sammalten kobolttipitoisuuksissa oli havaittavissa selkeä etelä-pohjois-suuntainen gradientti siten, että kobolttipitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa selvästi korkeampia kuin eteläosissa (kuva 57).

Sammalten fosforipitoisuudet olivat kohonneita Pietarsaaren keskustan näytealoilla (kuva 58).

Sammalten korkeimmat kromipitoisuudet havaittiin Pietarsaaren keskustan näytealoilla (kuva 59).

Sammalten kuparipitoisuudet olivat matalia tutkimusalueen länsiosissa ja hieman kohonneita pohjoisosissa. Korkeimmat kuparipitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan ja Pedersören pohjoisosien näytealoilta. (Kuva 60.)

Sammalten korkeimmat lyijypitoisuudet analysoitiin Pedersören pohjoisosien näytealoilta (kuva 61).

Sammalten korkeimmat magnesiumpitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren ja Pedersören pohjoisosien näytealoilta (kuva 62).

Sammalten mangaanipitoisuuksissa ei ollut havaittavissa selkeää alueellista jakaumaa (kuva 63).

Sammalten korkeimmat natriumpitoisuudet sijoittuivat tutkimusalueen pohjoosiin (kuva 64.)

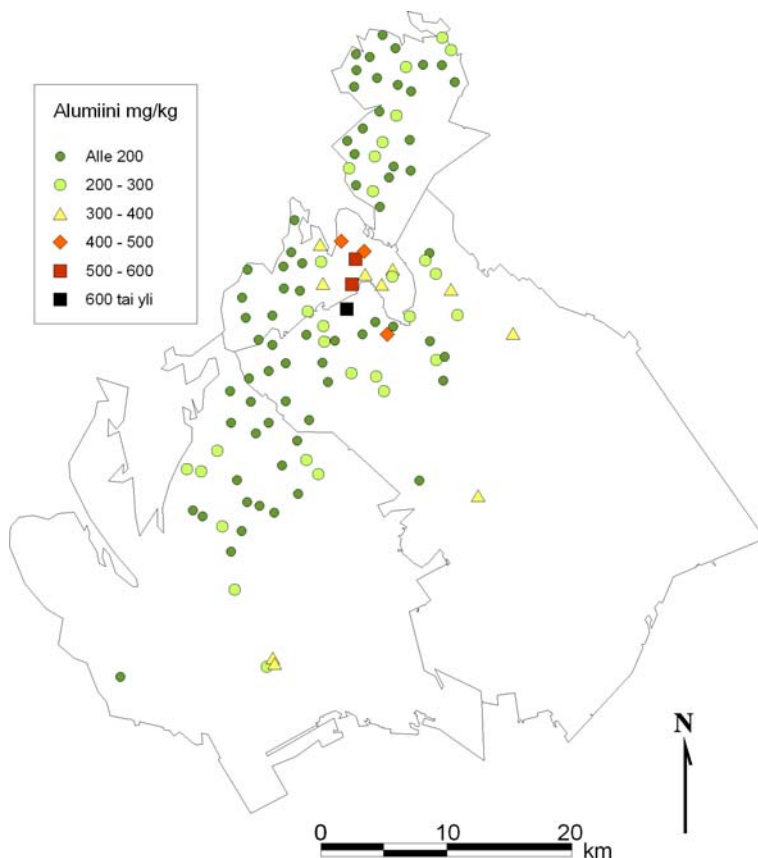
Sammalten korkeimmat nikkelpitoisuudet analysoitiin Mirkan läheisiltä näytealoilta. Lisäksi Pietarsaaren keskustan läheisillä näytealoilla sammalten nikkelpitoisuudet olivat kohonneet. Matalimmat nikkelpitoisuudet sijoittuivat tutkimusalueen länsiosiin. (Kuva 65.)

Sammalten korkeimmat rautapitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan läheisiltä näytealoilta (kuva 66).

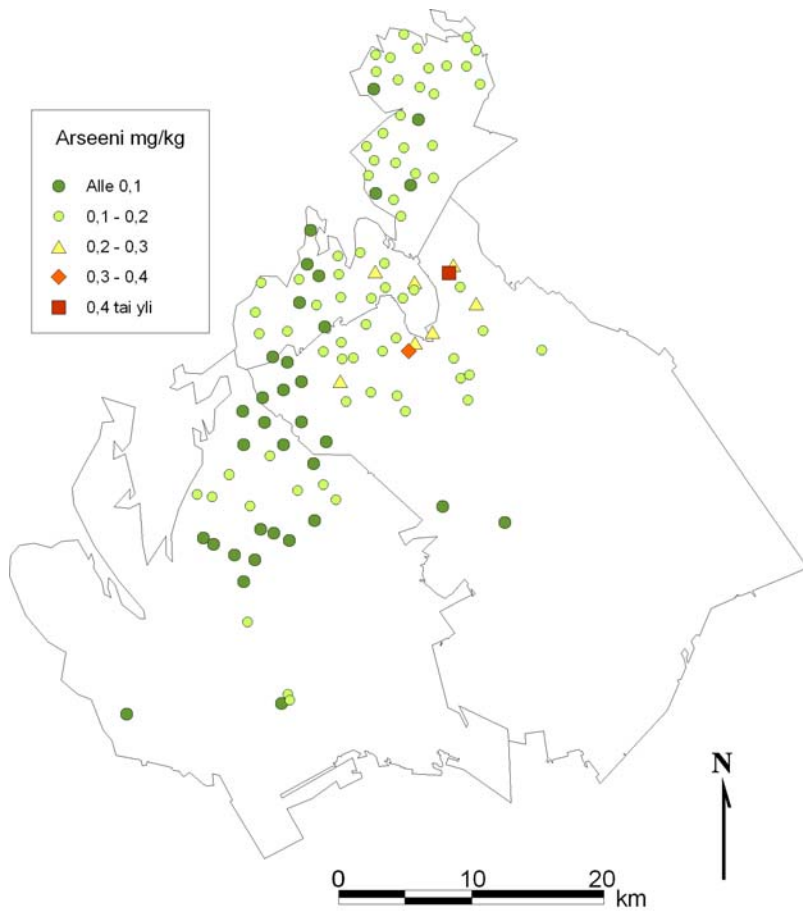
Sammalten rikki-pitoisuudet olivat korkeimmillaan Uudessakaarlepyyssä Mirkan läheisillä näytealoilla sekä yhdellä näytealalla Pietarsaaren keskustassa (kuva 67).

Sammalten sinkkipitoisuudet olivat matalia tutkimusalueen länsiosissa ja kohonneita tutkimusalueen pohjoisosissa. Korkeimmat sinkkipitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan läheisiltä näytealoilta. (Kuva 68.)

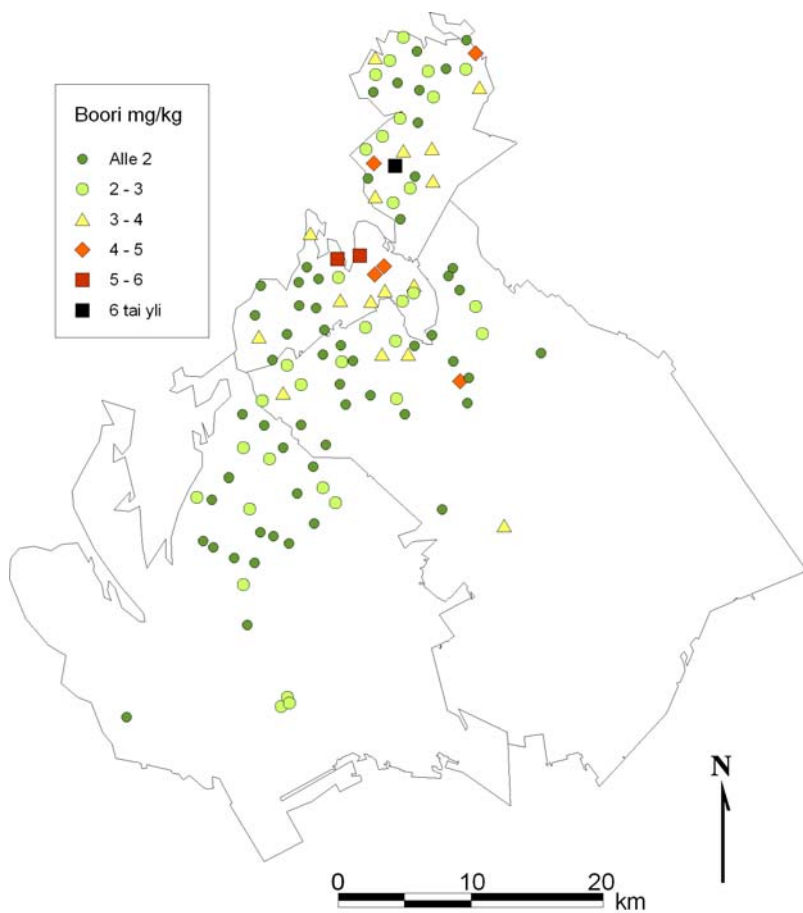
Sammalten vanadiinipitoisuudet olivat korkeita Mirkan läheisillä näytealoilla sekä Pietarsaaren keskustan läheisillä näytealoilla (kuva 69).



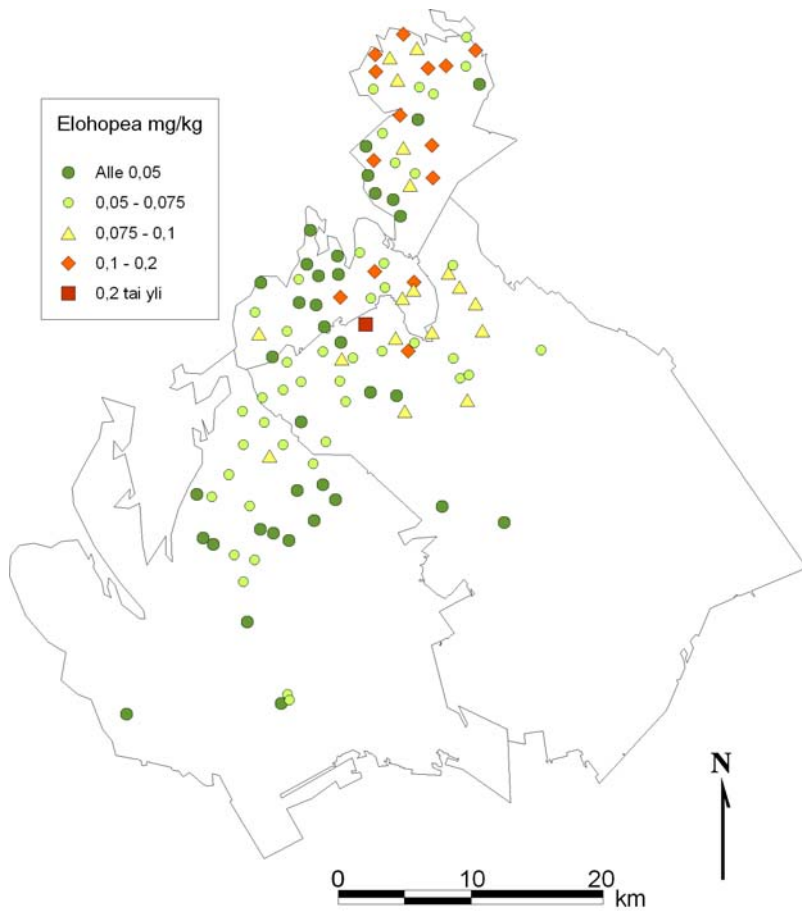
Kuva 50. Sammalten alumiinipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



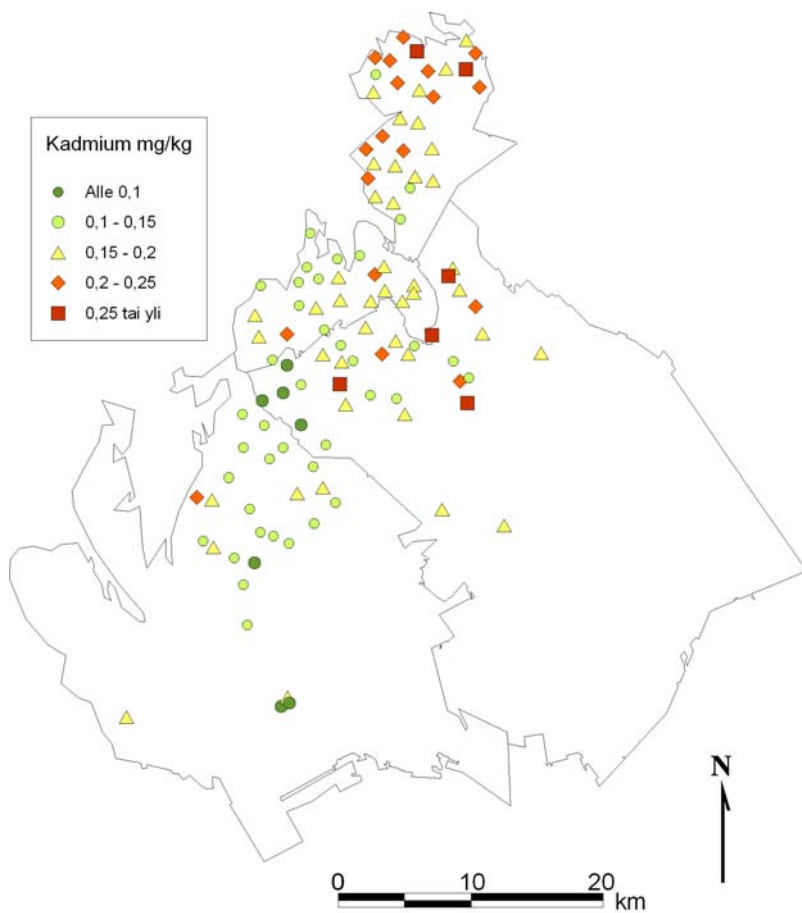
Kuva 51. Sammalten arseenipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



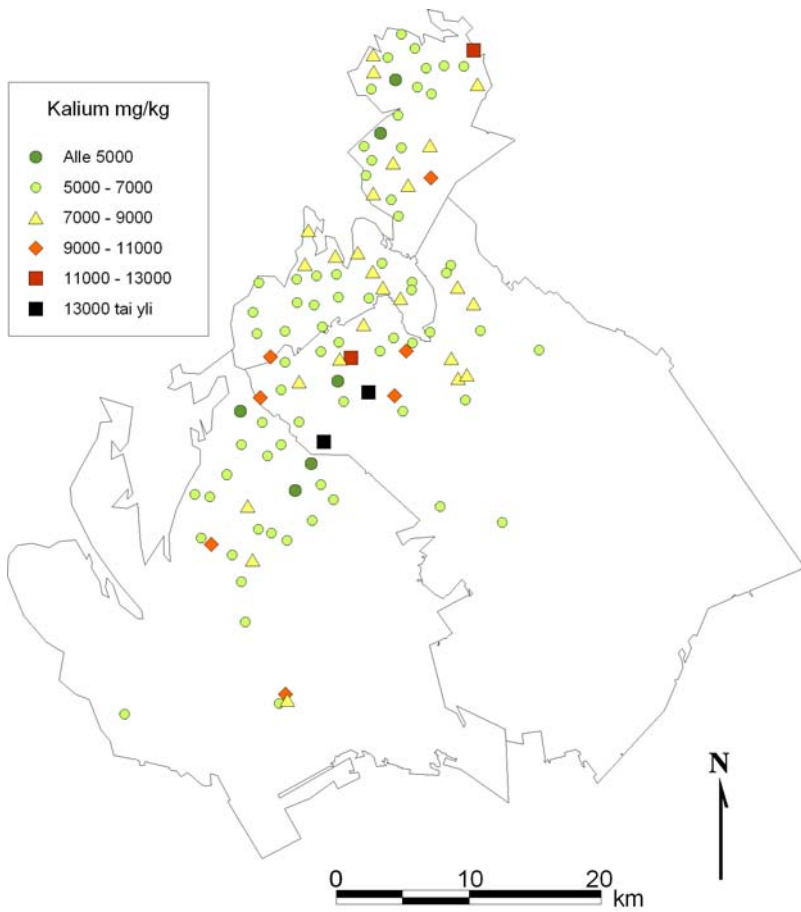
Kuva 52. Sammalten booripitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



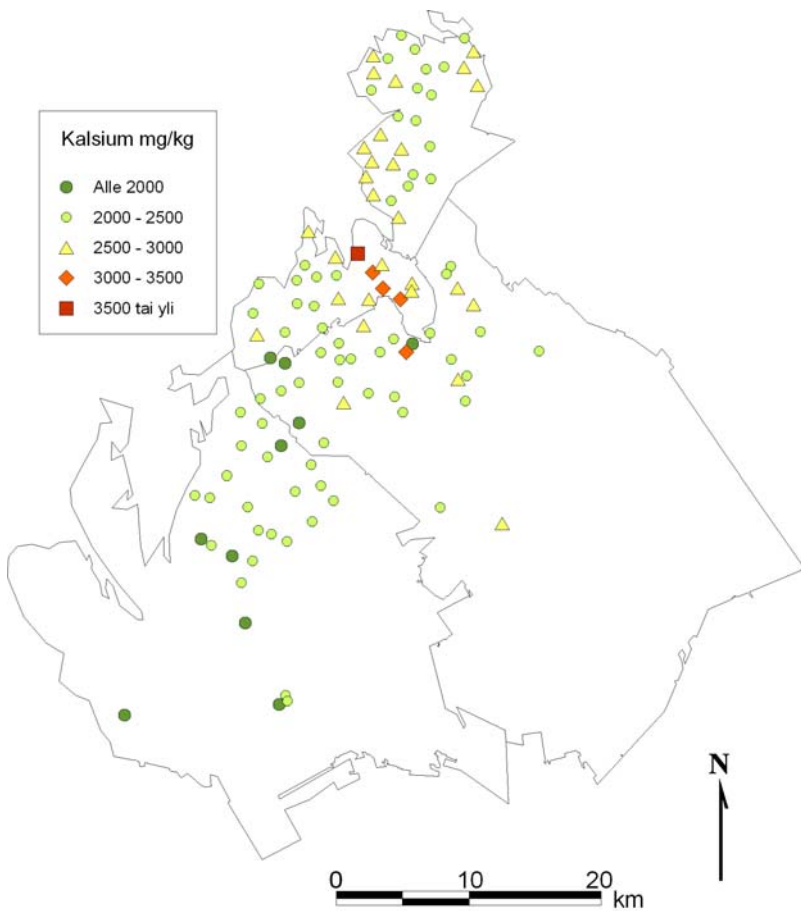
Kuva 53. Sammalten elohopeapitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



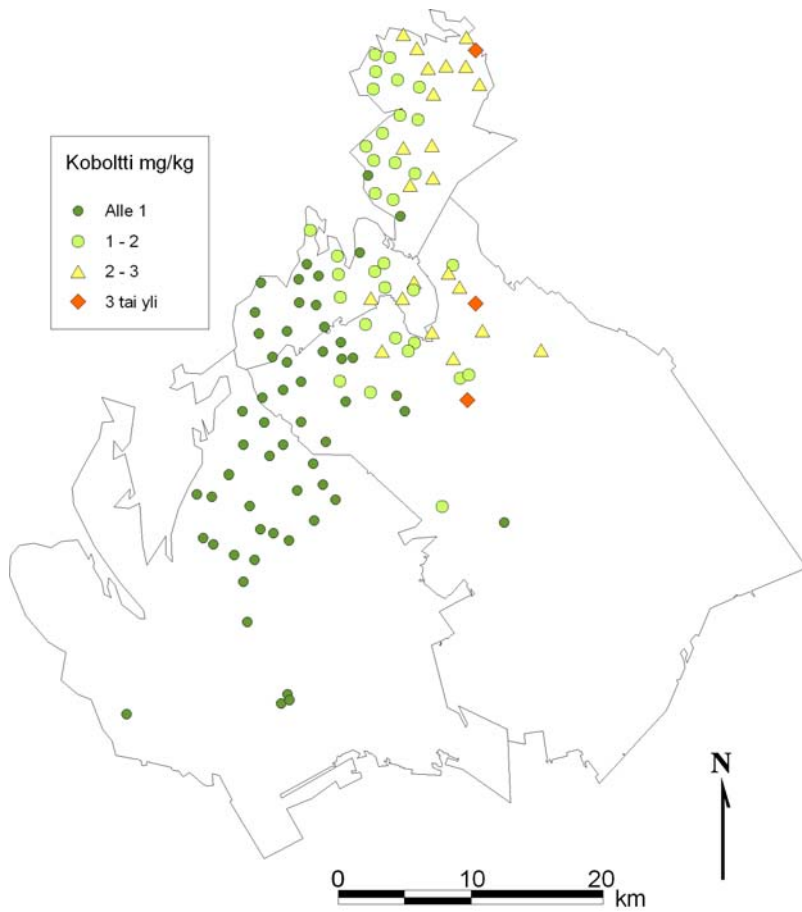
Kuva 54. Sammalten kadmiumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



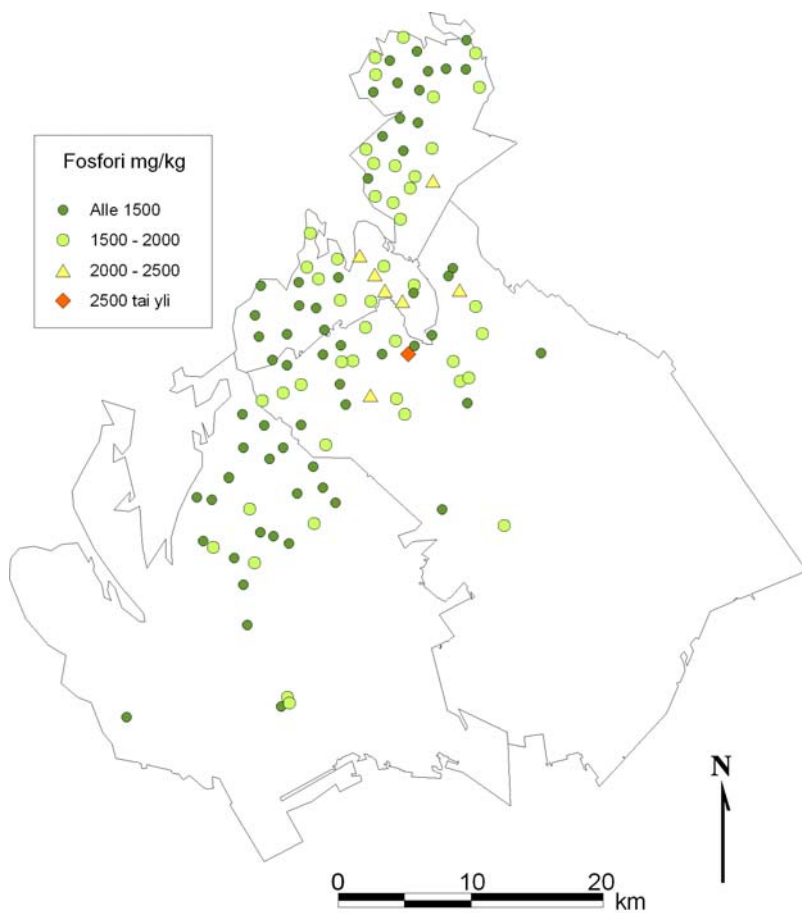
Kuva 55. Sammalten kaliumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



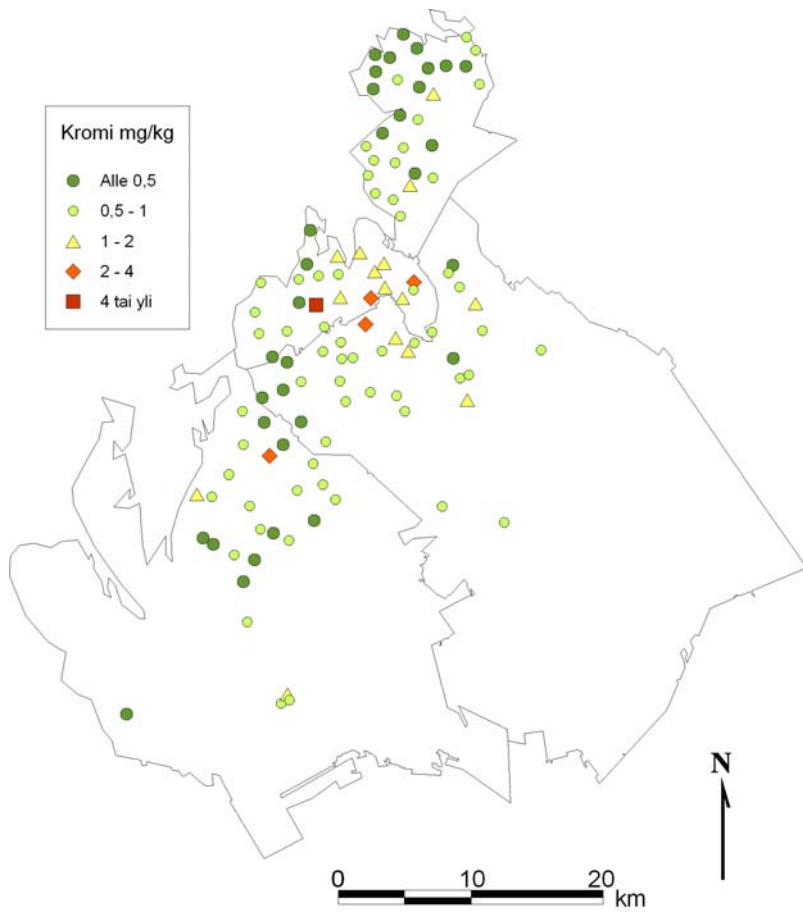
Kuva 56. Sammalten kalsiumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



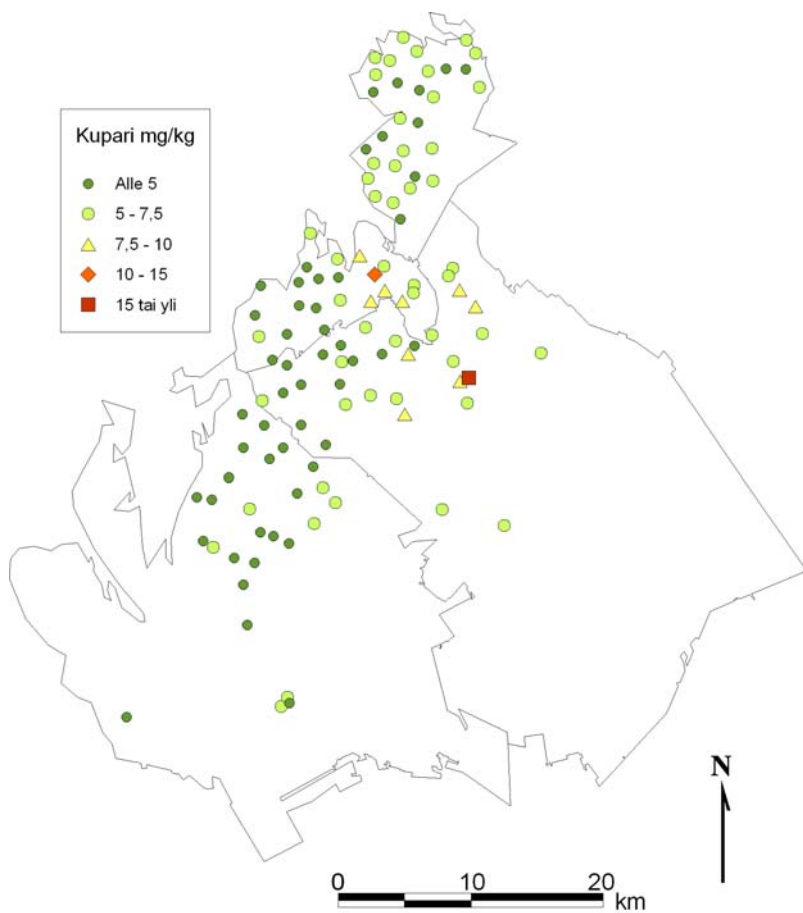
Kuva 57. Sammalten kobolttipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



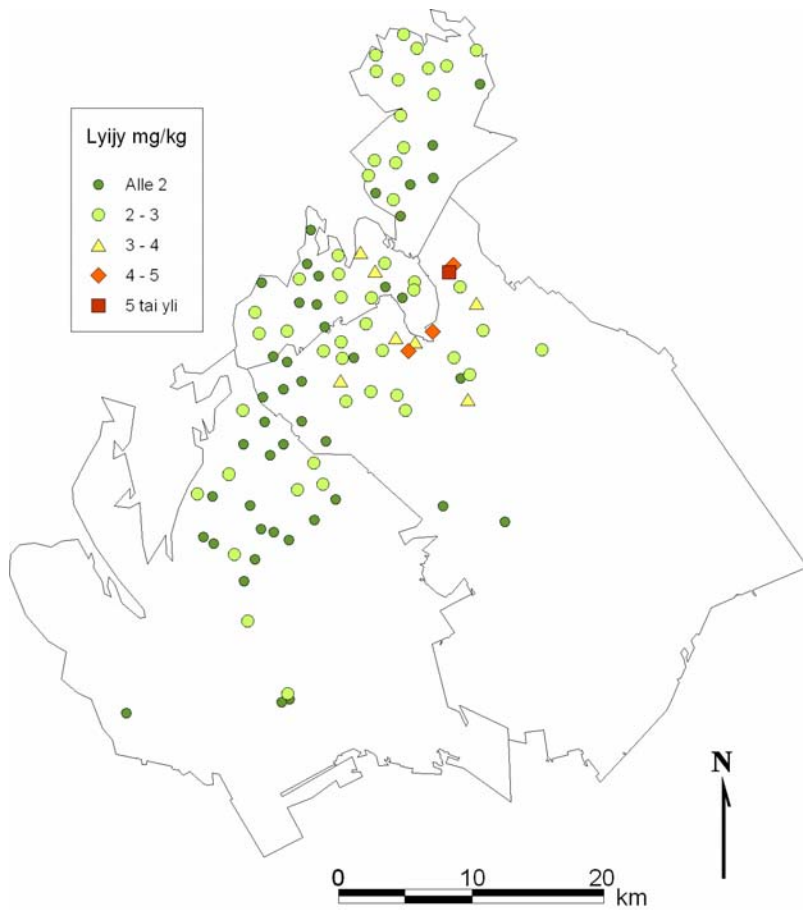
Kuva 58. Sammalten fosforipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



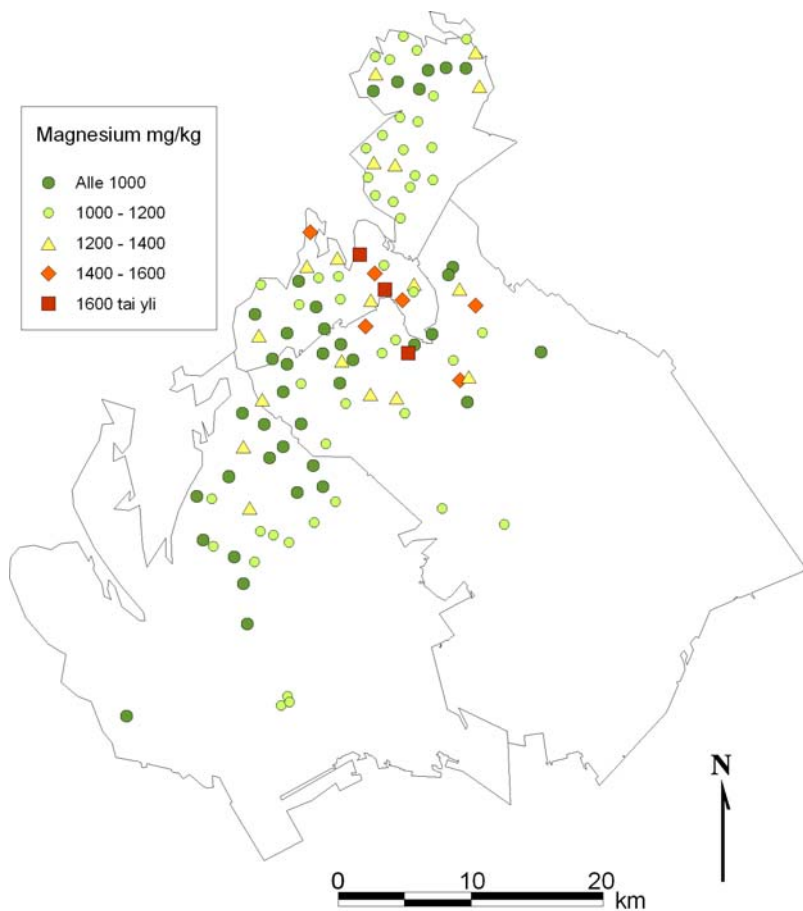
Kuva 59. Sammalten kromipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



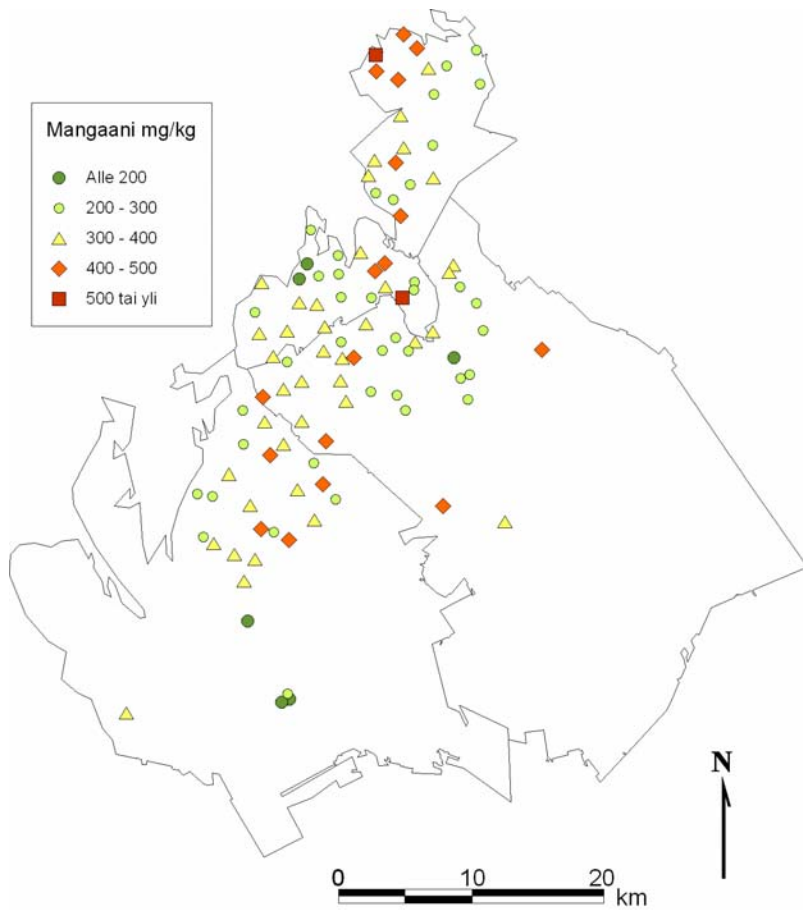
Kuva 60. Sammalten kuparipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



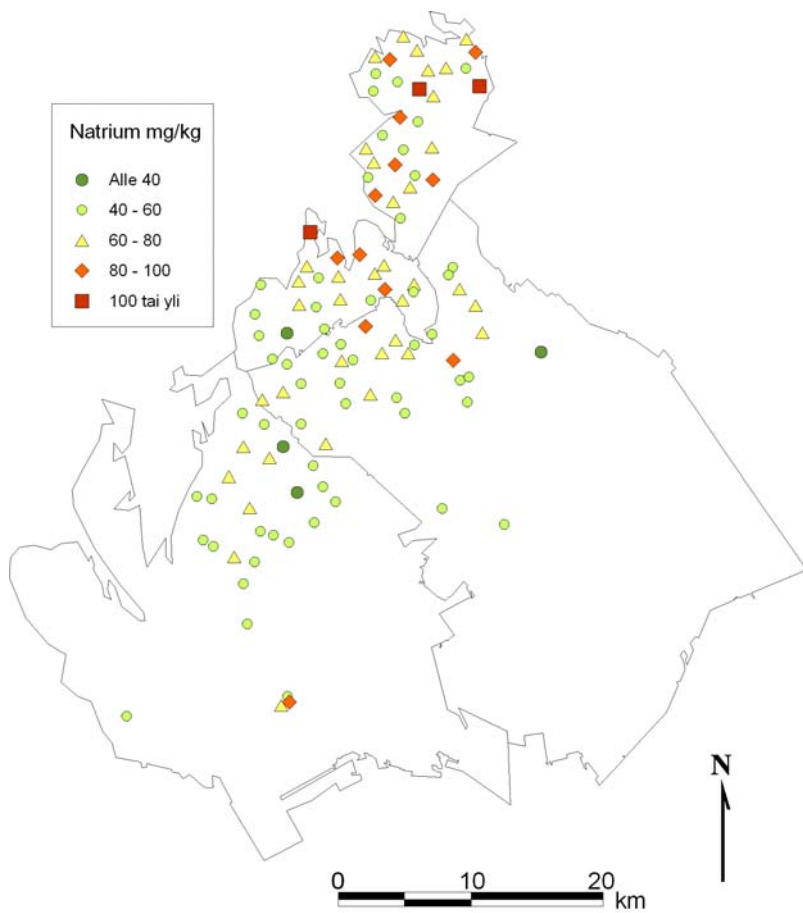
Kuva 61. Sammalten lyijypitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



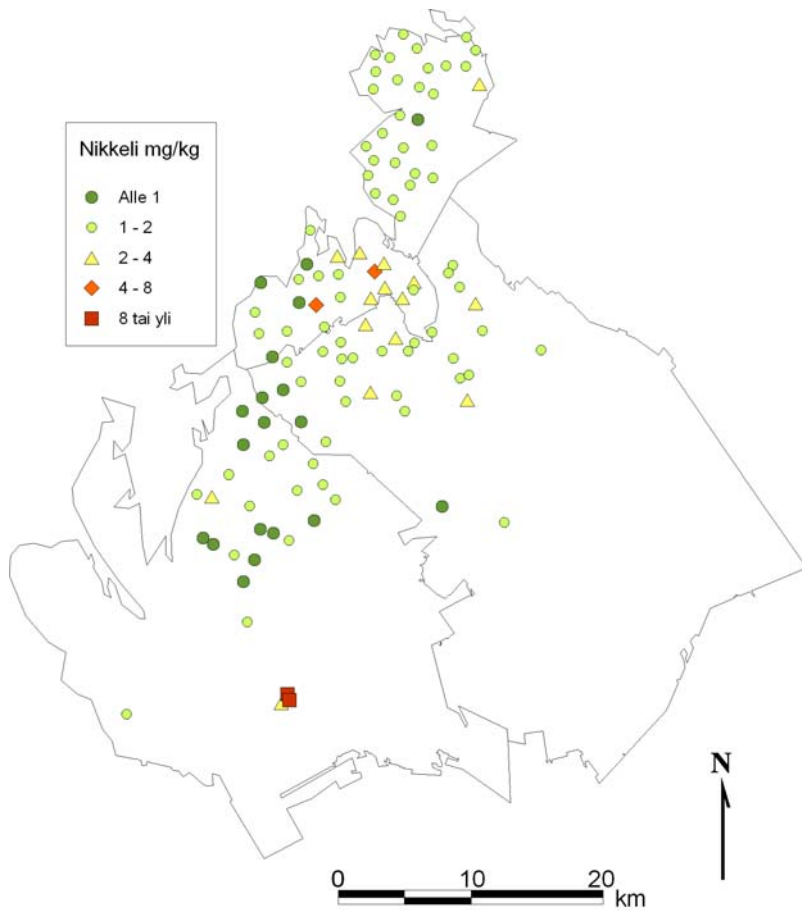
Kuva 62. Sammalten magnesiumipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



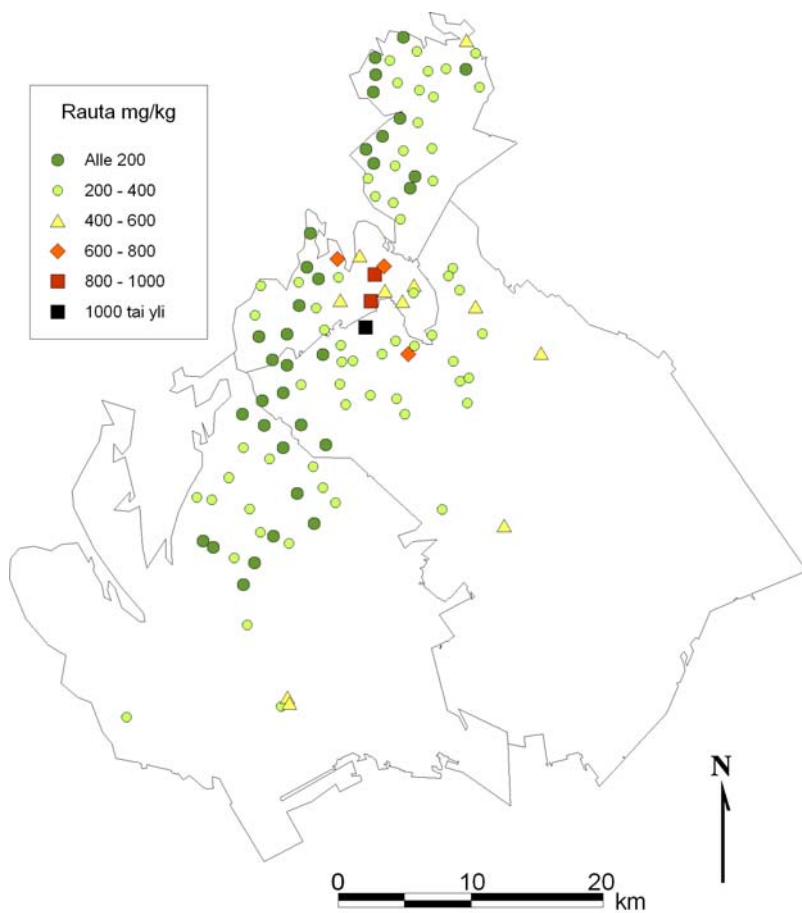
Kuva 63. Samsalten mangaanipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



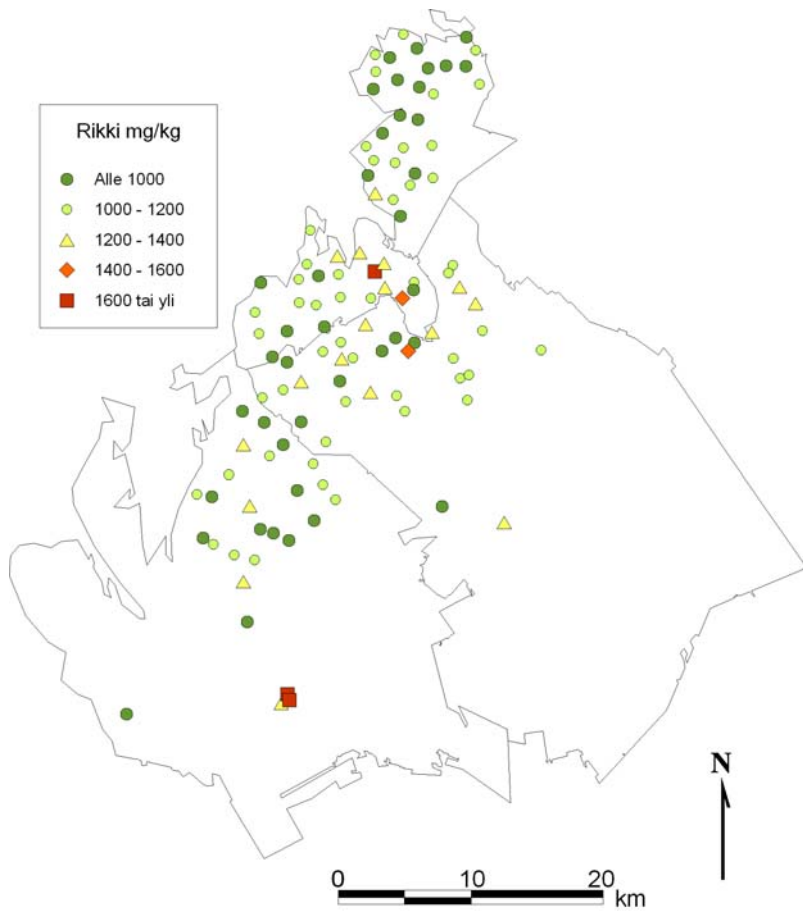
Kuva 64. Samsalten natriumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



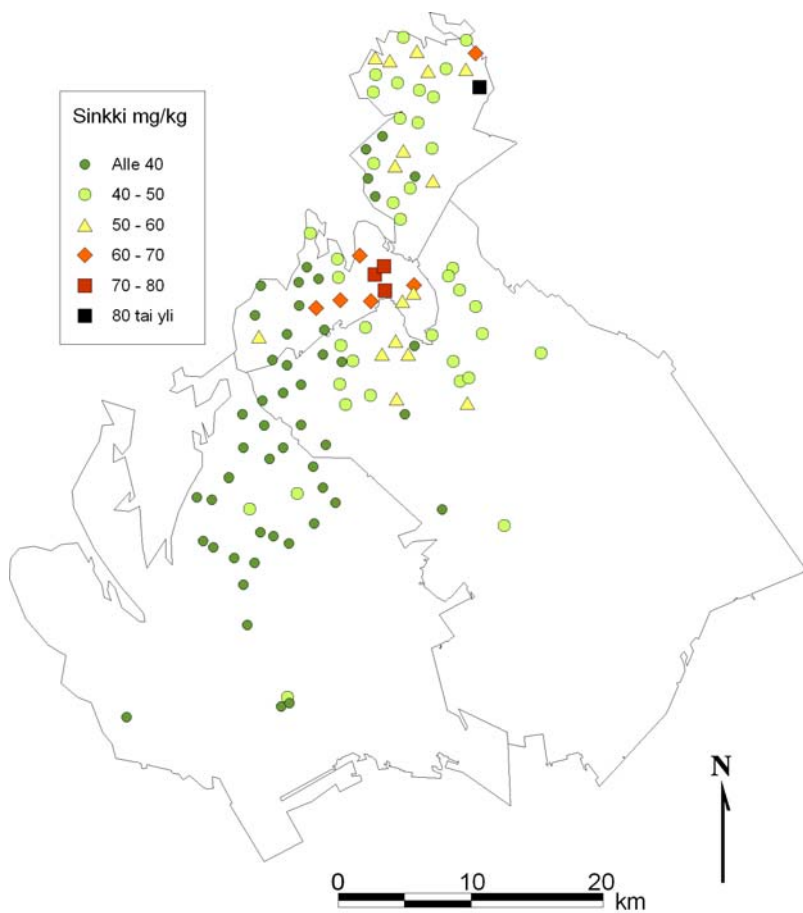
Kuva 65. Sammalten nikkelpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



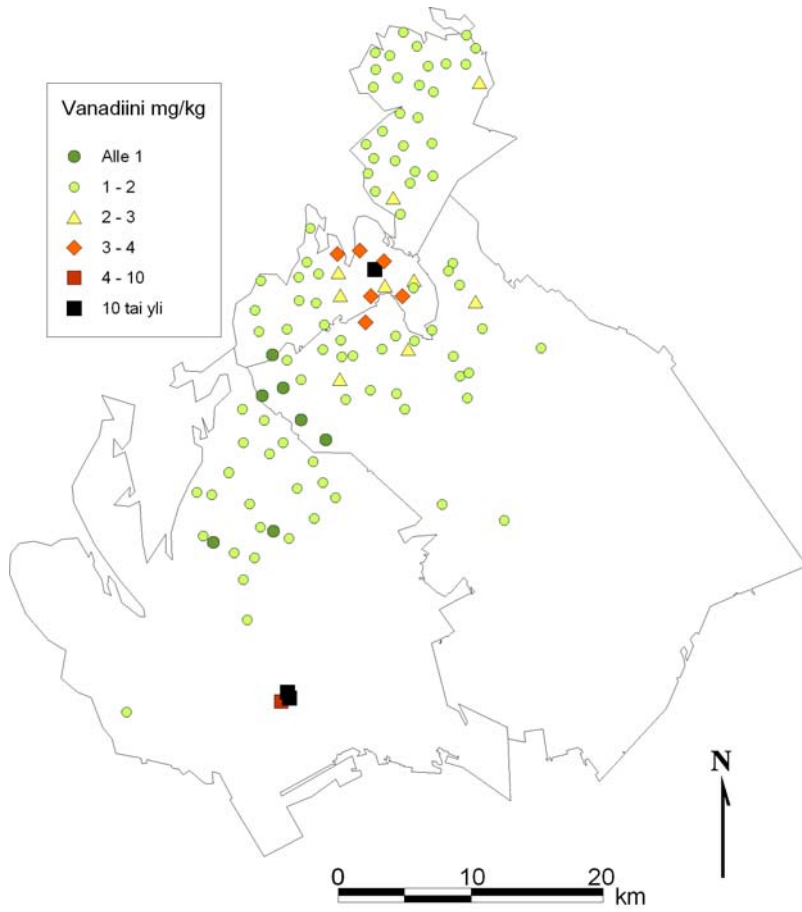
Kuva 66. Sammalten rautapitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 67. Sammalten rikkipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 68. Sammalten sinkkipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 69. Sammalten vanadiinipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.

4.5 Humuksen pH ja alkuainepitoisuudet

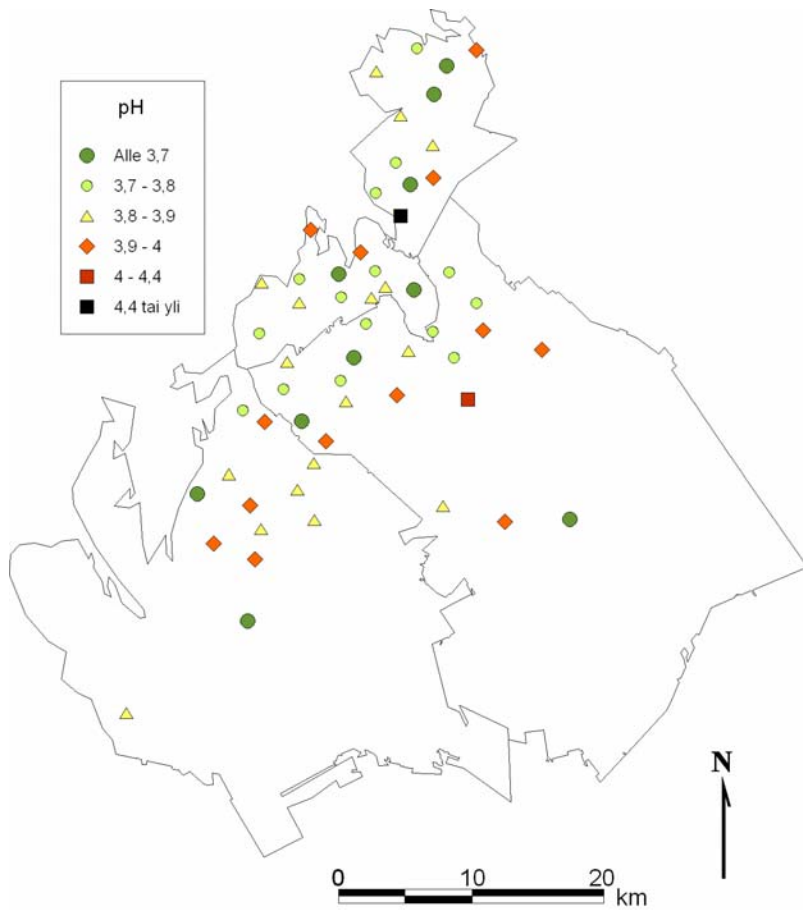
Humuksen pH:n, C/N-suhteen ja alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot sekä keskihajonta on esitetty taulukossa 24.

Taulukko 24. Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet Pietarsaaren seudulla vuonna 2006.

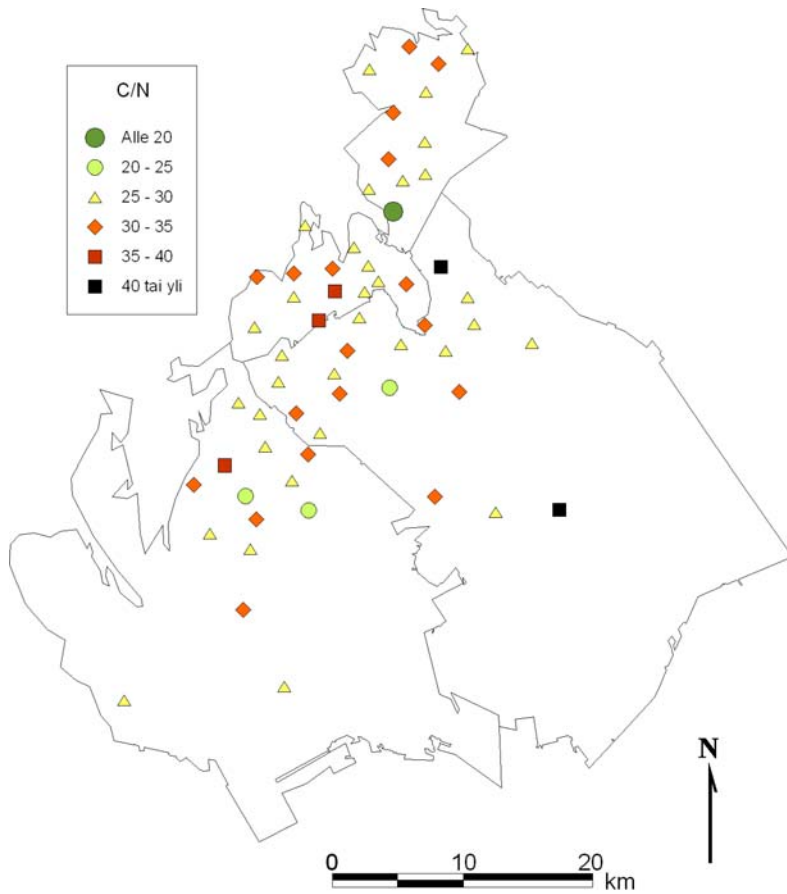
<i>n</i> = 60	pH	C/N	N %	C %	K mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg	Zn mg/kg	P mg/kg	Pb mg/kg
keskiarvo	3,8	29,7	1,6	47	1038	11,8	0,45	547	2919	73,2	941	42,3
pienin	3,6	19,7	1,0	23	460	6,3	0,25	260	940	31,0	660	22,0
suurin	4,9	42,0	2,2	52	1900	19,0	1,00	1100	36000	180,0	1400	97,0
keskihajonta	0,18	4,1	0,23	5,0	244	3,6	0,22	126	4609	24,5	145	14,8

<i>n</i> = 60	Cr mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	S mg/kg	B mg/kg
keskiarvo	3,7	1696	3798	150	7,3	1963	4,3
pienin	2,0	730	1700	17,0	3,0	910	2,9
suurin	11,0	4400	6200	610	19,0	2500	14,0
keskihajonta	1,9	708	831	102	3,4	292	1,6

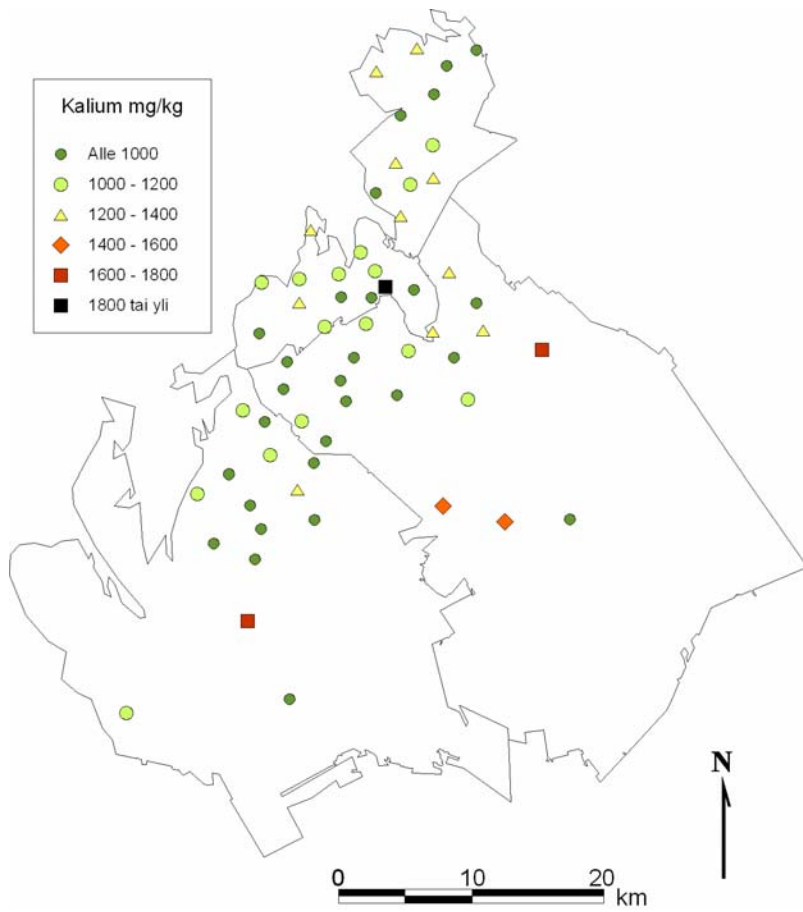
Humuksen pH:n vaihteluväli tutkimusalueella oli 3,6-4,9. pH:ssa ei ollut havaittavissa alueellista jakautumista. (Kuva 70.) Humuksen hiili-typpisuhde oli yhdellä alalla alle 20 ja keskimäärin 30. Hiili-typpisuhteessa ei ollut havaittavissa alueellista jakautumista. (Kuva 71.) Humuksen korkeimmat kaliumpitoisuudet analysoitiin sisämaan näytealoilta Udestakaarlepyystä ja Pedersörestä (kuva 72). Humuksen kuparipitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa korkeampia kuin eteläosissa Uudenkaarlepyyn alueella (kuva 73). Myös humuksen kadmiumpitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosissa eteläosien pitoisuuksia korkeampia (kuva 74). Humuksen korkein magnesiumpitoisuus analysoitiin Luodon eteläosista (kuva 75). Humuksen rautapitoisuudet olivat kohonneita yksittäisillä havaintoaloilla eri puolilla tutkimusaluetta sekä Pietarsaaren keskustan näytealoilla (kuva 76). Humuksen sinkkipitoisuudet olivat korkeampia tutkimusalueen pohjoisosissa kuin eteläosissa (kuva 77). Humuksen korkeimmat fosforipitoisuudet (yli 1400 mg/kg) analysoitiin kahdelta näytealalta Pedersörestä (kuva 78). Humuksen korkeimmat lyijy- ja kromipitoisuudet analysoitiin Pietarsaaren keskustan alueen näytealoilta (kuvat 79 ja 80). Humuksen alumiinipitoisuudet olivat kohonneita Pietarsaaren keskustassa, mutta korkein pitoisuus analysoitiin Pietarsaaren eteläosasta (kuva 81). Humuksen korkein kalsiumpitoisuus (6200 mg/kg) analysoitiin rannikon tuntumasta Pietarsaaresta (kuva 82). Humuksen korkein mangaanipitoisuus analysoitiin Luodon eteläosan havaintoalalta (kuva 83). Humuksen nikkelpitoisuudet olivat tutkimusalueen pohjoisosien näytealoilla korkeampia kuin eteläosien näytealoilla (kuva 84). Humuksen kohonneita rikkipitoisuuksia havaittiin eri puolilla tutkimusaluetta (kuva 85). Humuksen booripitoisuudet olivat korkeampia tutkimusalueen pohjoisosissa kuin eteläosissa (kuva 86).



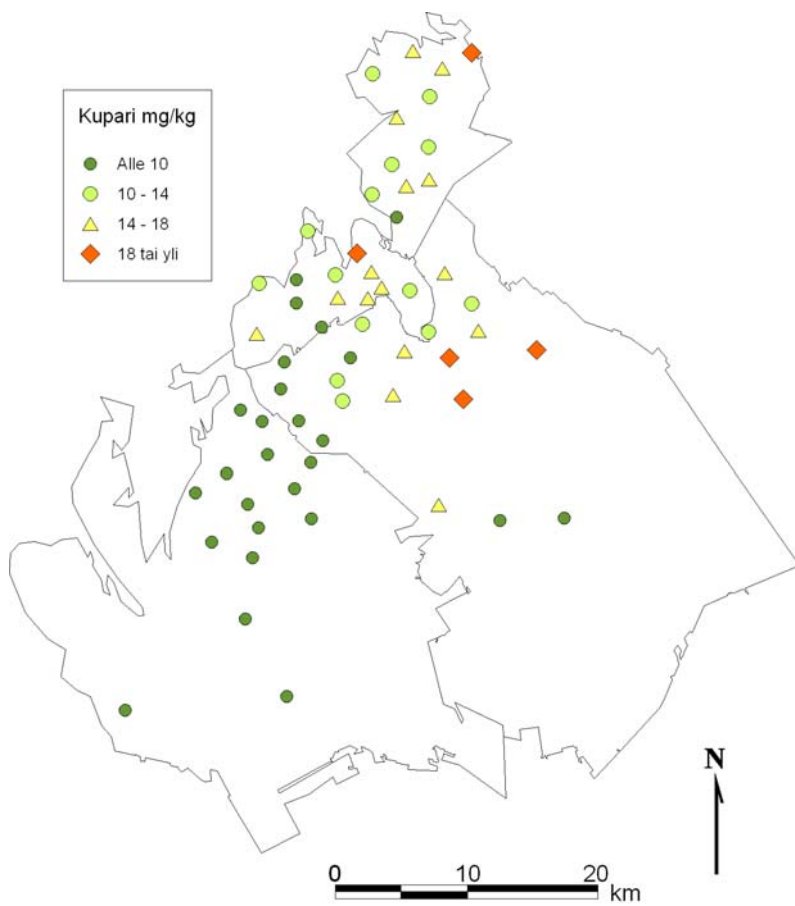
Kuva 70. Humuksen pH Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



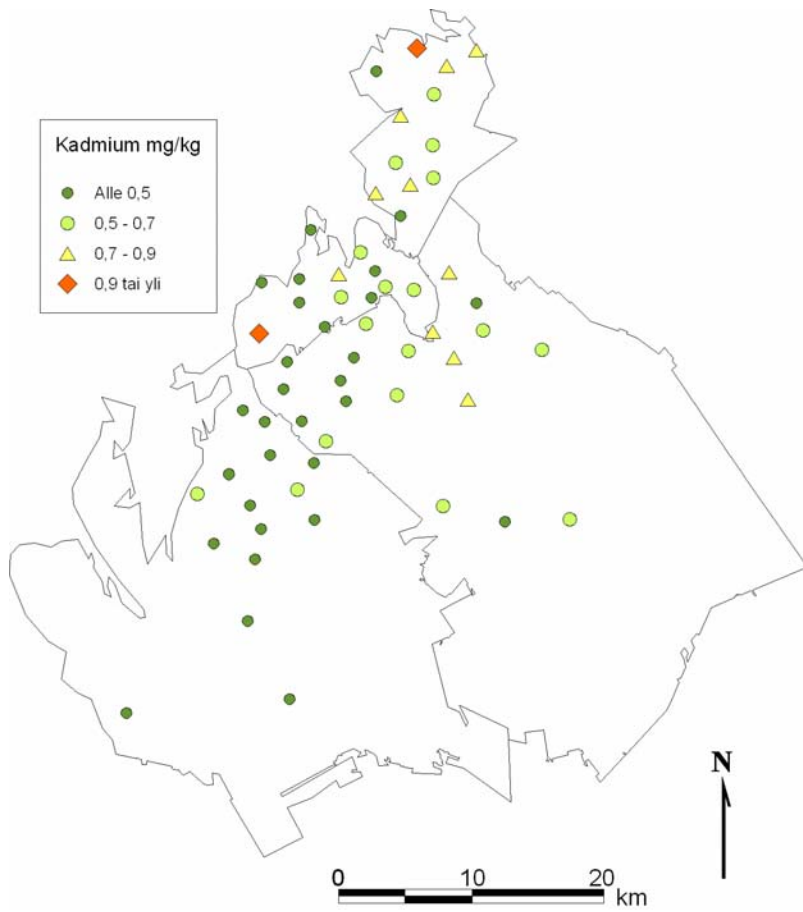
Kuva 71. Humuksen C/N-suhde Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



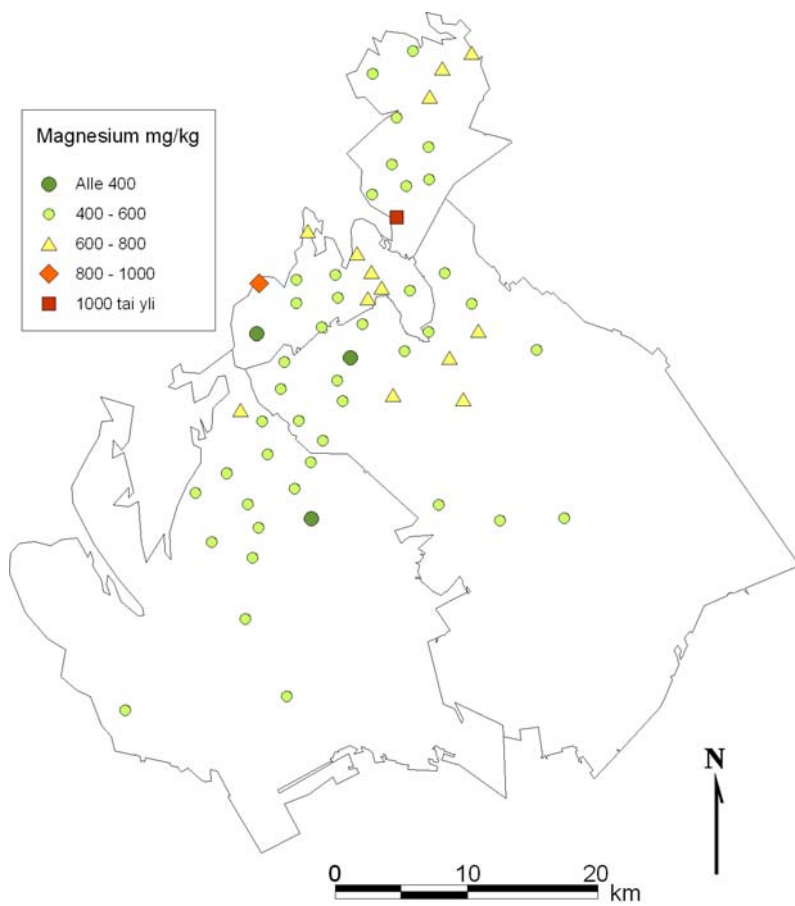
Kuva 72. Humuksen kaliumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



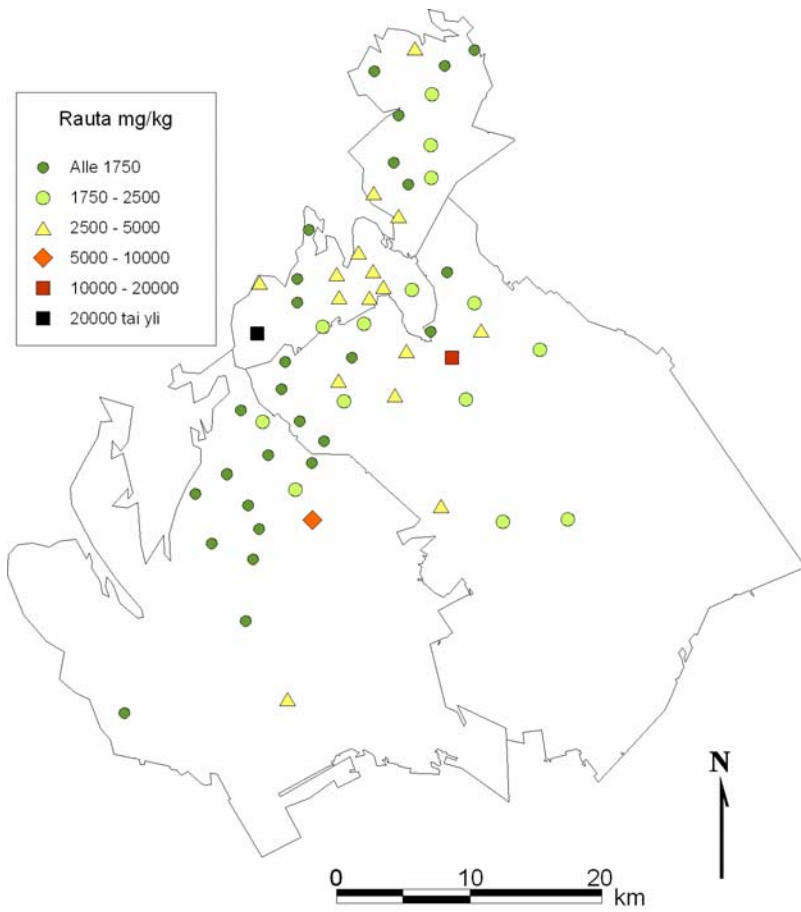
Kuva 73. Humuksen kuparipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



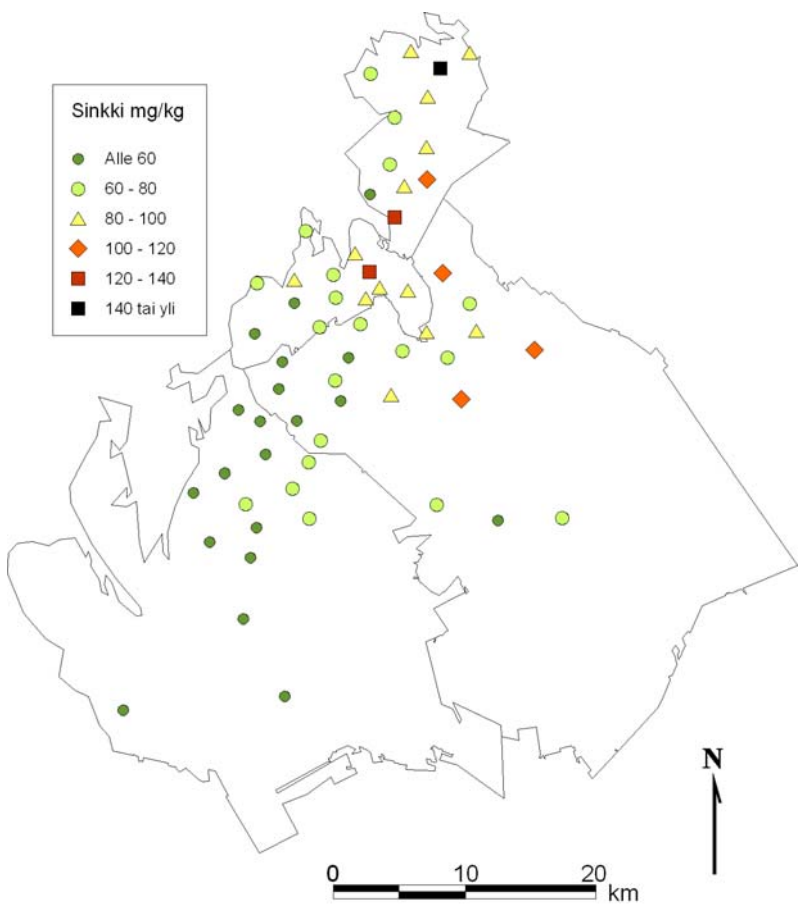
Kuva 74. Humuksen kadmiumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



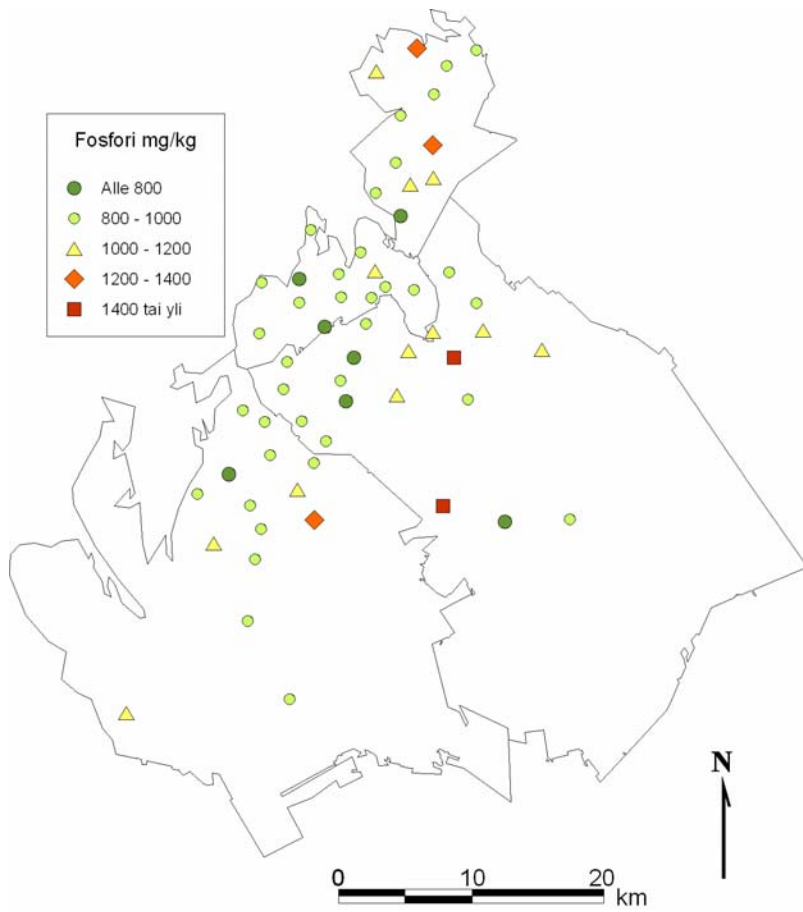
Kuva 75. Humuksen magnesiumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



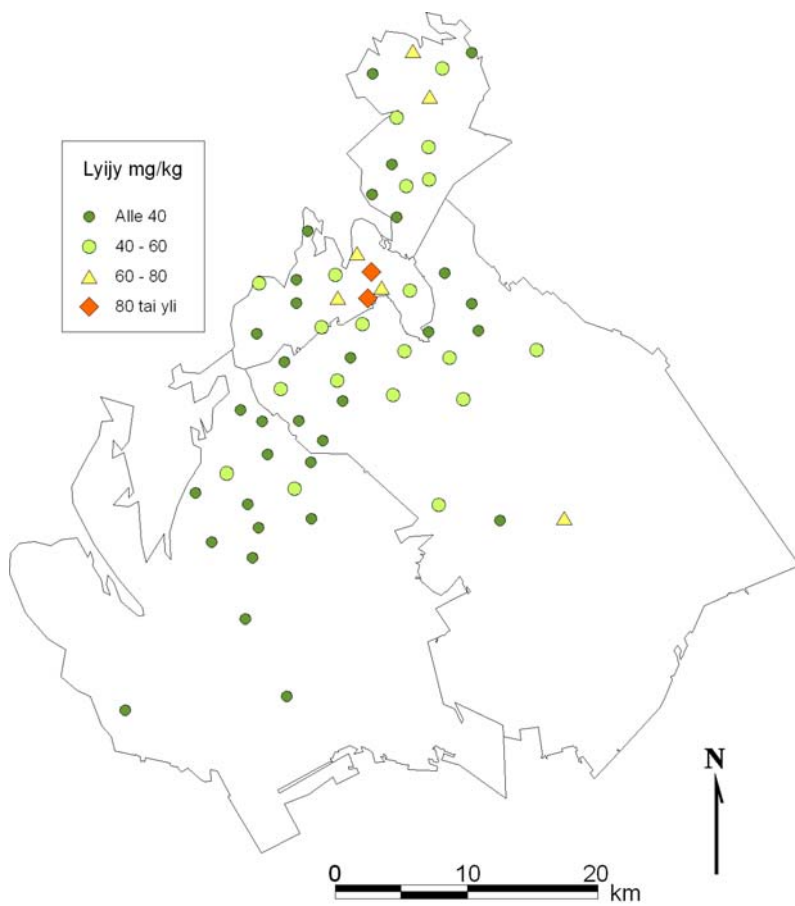
Kuva 76. Humuksen rautapitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



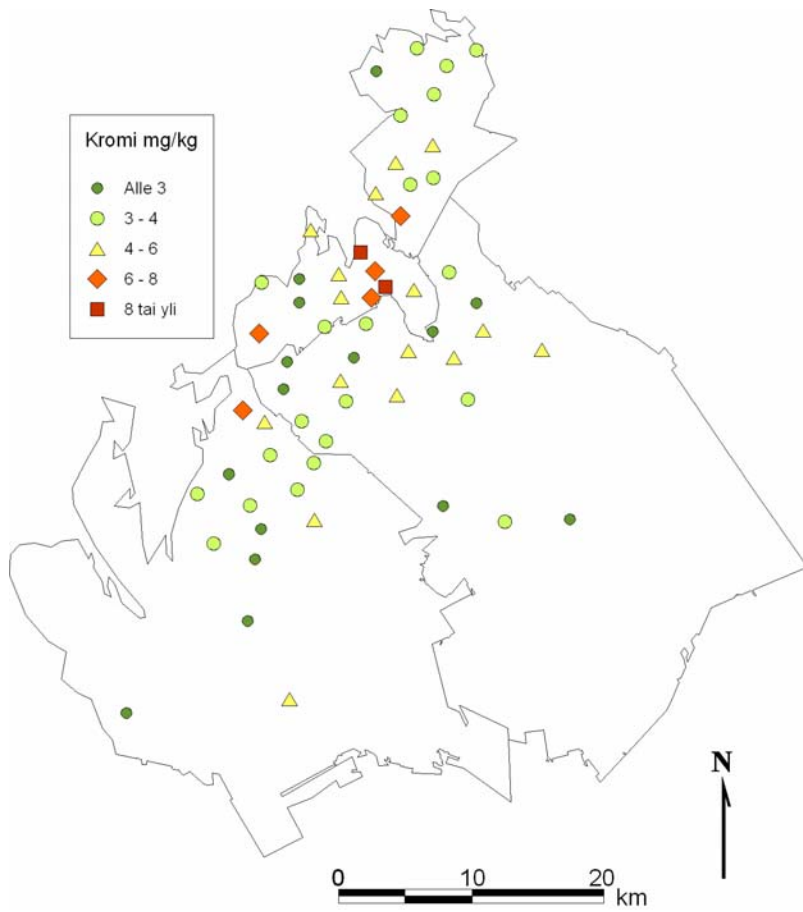
Kuva 77. Humuksen sinkkipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



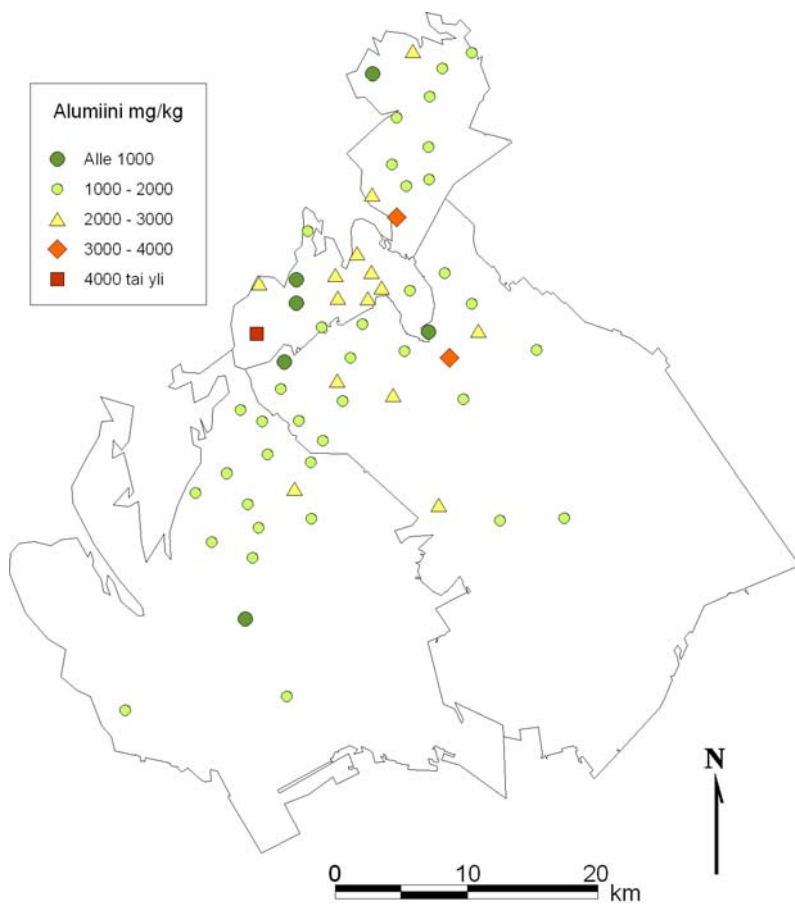
Kuva 78. Humuksen fosforipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



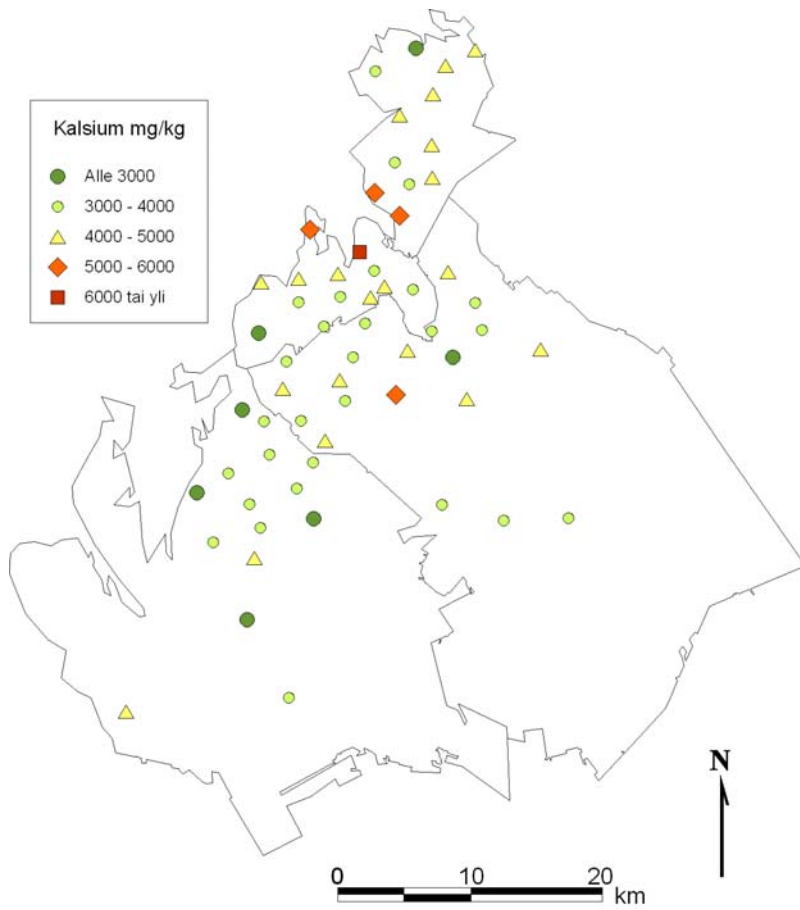
Kuva 79. Humuksen lyijypitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



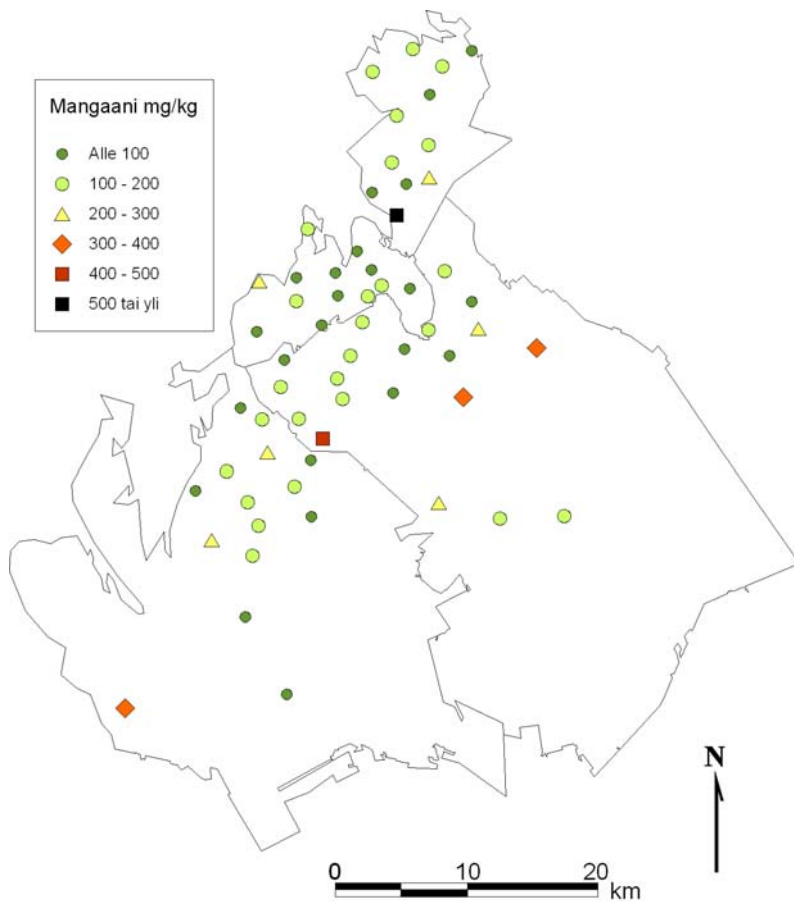
Kuva 80. Humuksen kromipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



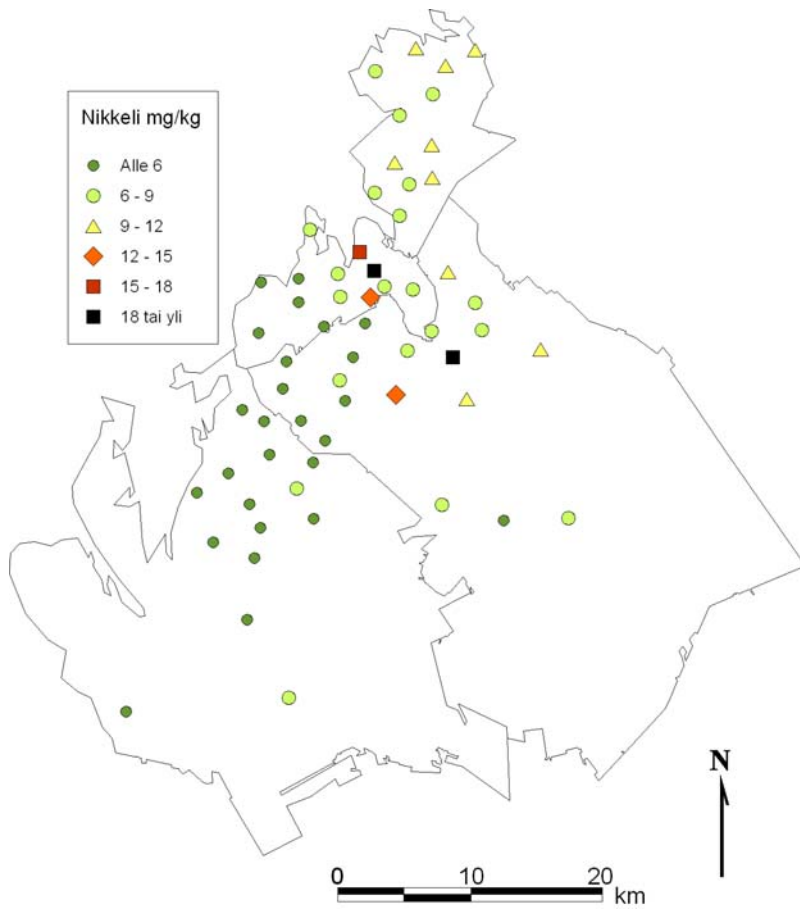
Kuva 81. Humuksen alumiinipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



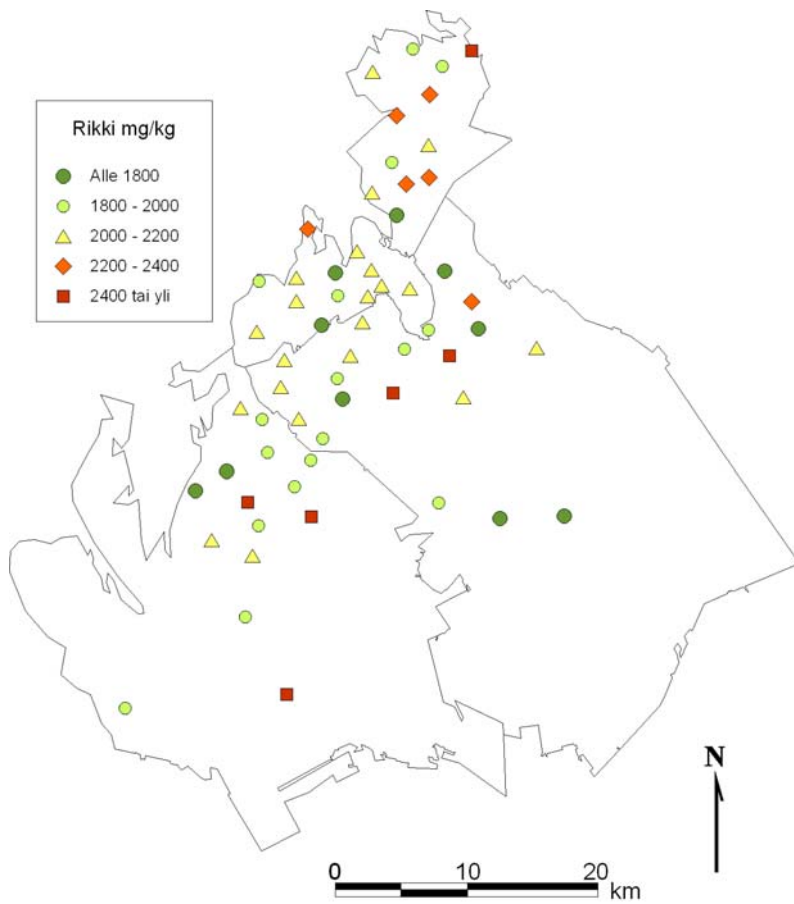
Kuva 82. Humuksen kalsiumpitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



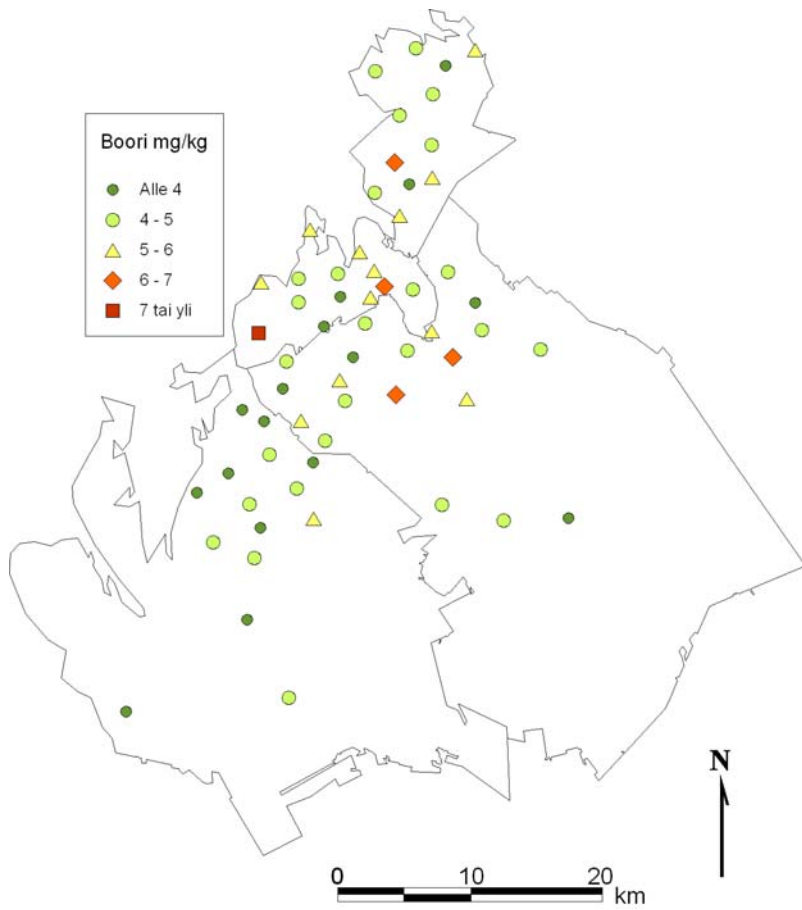
Kuva 83. Humuksen mangaanipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 84. Humuksen nikkelipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 85. Humuksen rikkipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.



Kuva 86. Humuksen booripitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudun näytealoilla vuonna 2006.

5. Tulosten tarkastelu

5.1 Taustamuuttujien vaikutus ja muuttujien välinen riippuvuus

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

Tässä tutkimuksessa taustamuuttujat 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 parametrusten testien oletukset täytyisivät, tehtiin muuttujille tarvittaessa $\log_{10}(X+1)$ muunnos, neliöjuurimuunnos tai potenssimuunnos. Luokittelevina muuttujina käytettiin metsätyyppejä, 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 parametrusten testien taustaehtosten rikkoutumisen aiheuttamille virheille, jotka vaikuttavat testin merkitsevyytasoon ja voimakkuuteen. Jos esimerkiksi sekä otoskoot että otosten varianssit eroavat ryhmittäin, riski tehdä 1 tyyppin virhe, eli hylätä nollahypoteesi sen ollessa tosi, kasvaa (Ranta ym. 1989).

Taustamuuttujilla oli vaikutusta moniin tutkimuksen muuttujiin (taulukko 25). Metsätyypin suhteen luokitellussa aineistossa oli tilastollisesti merkitseviä eroja neulasten rikki- ja typpipitoisuuksissa. Rikki- ja typpipitoisuudet olivat suurempia mustikkatyypin (MT) metsiköissä kuin puolukkatyyppin (VT) metsiköissä. MT-tyypin metsät ovat VT-tyyppejä viljavampia, mikä voi selittää havaittua eroa.

Kehitysluokan suhteen tarkasteltuna tilastollisesti merkitseviä eroja löytyi muutamien muuttujien arvoissa. Sormipaisukarpeen peittävyudet ja neulasten rikki- ja typpipitoisuudet olivat suurempia nuorissa metsiköissä kuin kypsissä metsiköissä. Neulasten rikkipitoisuudet olivat lisäksi suurempia varttuneissa metsiköissä verrattuna kypsiin metsiköihin. Sormipaisukarve kasvaa usein runsaana nuorehkojen mäntyjen rungoilla, mutta sen peittävyys pienenee puun iän ja ympärysmitan kasvaessa. Etenkin kilpikaarnoittuvien vanhojen mäntyjen rungot ovat sormipaisukarpeelle melko huono kasvualusta nuorempiin mäntyihin verrattuna. Maaperän ravinneolot voivat selittää suurempia rikki- ja typpipitoisuuksia nuorten metsiköiden neulasissa. Valtakunnallisessa metsien tilan seurannassa tilastollisia eroja eri-ikäisten mäntyjen typpi- ja rikkipitoisuuksissa ei havaittu, vaikkakin samansuuntainen ero pitoisuuksissa oli havaittavissa (Raitio 1999).

Soveltuvuuden suhteen tarkasteltuna tilastollisesti merkitseviä eroja löytyi useiden muuttujien arvoissa. Neulasvuosikertoja todettiin enemmän huonoiksi luokitelluissa metsiköissä verrattuna kohtalaiseksi luokiteltuihin metsiköihin. Puut olivat keskimäärin harsuuntuneempia hyväksi luokitelluilla havaintoaloilla verrattuna kohtalaisiin ja huonoihin havaintoaloihin. Puut olivat harsuuntuneempia myös kohtalaisissa metsiköissä kuin huonoissa metsiköissä. Sormipaisukarpeen vauriot ja yleinen vaurioaste olivat suurempia hyvillä havaintoaloilla kuin kohtalaisilla havaintoaloilla. Lisäksi sormipaisukarpeen vaurioaste oli suurempi hyväksi luokitelluilla havaintoaloilla verrattuna huonoihin havaintoaloihin. Koska havaintoalojen soveltuvuuden luokittelu perustuu erityisesti alan soveltuvuuteen jäkälän esiintymiselle, selittyvät sormipaisukarpeen vaurion ja yleisen vaurioasteen suuremmat arvot hyväksi luokitelluilla havaintoaloilla tässä tutkimuksessa ilman epäpuhtauksien vaikutuksilla. Havaintoalat ovat voineet tutkimuksessa jakautua niin, että hyväksi luokitellut havaintoalat ovat sijainneet lähempänä päästölähteitä. Havaintoalan soveltuvuuteen vaikuttaa paljolti metsikön ikä, ja ikä vaikuttaa suuresti myös neulaskadon määrään – vanhat puut ovat yleensä nuoria

puita harsuuntuneempia, mikä voi selittää eroja neulaskadon määrässä soveltuvuudeltaan erilaisissa metsiköissä.

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

Tarkasteltu muuttuja	Metsätyyppi				Kehitysluokka				Soveltuvuus			
	ANOVA		Kruskal-Wallis		ANOVA		Kruskal-Wallis		ANOVA		Kruskal-Wallis	
	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p	Testi-suure	p
Neulasvuosikerrat			5,203	0,074	3,637	0,030*			6,875	0,002**		
Neulaskato			0,081	0,960			5,742	0,057			20,883	0,0***
Väriävikkaisuus			3,003	0,223			0,601	0,740			1,103	0,576
Sormipaisukarpeen vaurioaste			3,147	0,207			4,645	0,098			14,161	0,0008***
Yleinen vaurioaste			5,540	0,063			7,307	0,026*			15,872	0,0***
Lajimäärä			5,683	0,058			3,661	0,160			1,991	0,369
Ilmanpuhtausindeksi	3,839	0,025*			1,416	0,247					4,460	0,108
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	4,329	0,016*			5,986	0,003**					7,853	0,020*
Levän yleisyys			3,722	0,155			7,130	0,0283**			5,588	0,061
N g/kg	8,337	0,0***			7,087	0,001**			3,578	0,031*		
S mg/kg	4,870	0,001**			9,445	0,0***			3,996	0,021*		

Muuttujien välisiä riippuvuuksia tarkasteltiin Spearmanin järjestyskorrelaatioiden avulla. Tarkastelemissa havaittiin tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita useiden indikaattorimuuttujien kesken (taulukko 26). Alle 0,3:m korrelaatiota ei yleisesti katsota merkitykselliseksi.

Voimakkaimpia korrelaatioita indikaattorimuuttujien välillä havaittiin IAP-indeksin ja ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärän sekä yleisen vaurioasteen ja sormipaisukarpeen vaurioasteen välillä. IAP-indeksi lasketaan lajilukumäärän pohjalta, joten näiden muuttujien välinen korrelaatio oli odotettavissa. Sormipaisukarpeen vaurion ja yleisen vaurion välinen korrelaatio oli myös odotettu, sillä molemmat mittaavat samaa asiaa eli jäkälien vaurioita. Yleinen ja sormipaisukarpeen vaurioaste korreloivat negatiivisesti IAP-indeksin ja lajilukumäärän kanssa. Tämä kertoo siitä, että kyseiset muuttujat ovat vasteiltaan vastakkaisia ilman epäpuhtauksien vaikutuksen suhteen: yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste ovat sitä suurempia mitä epäpuhtautta ilma on ja IAP-indeksi ja lajilukumäärä ovat taas vastaavasti pienempiä. Sormipaisukarpeen vaurio korreloi negatiivisesti sormipaisukarpeen peittävyuden kanssa, eli mitä suurempi oli sormipaisukarpeen vaurio, sitä pienempi oli sen peittävyys.

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien positiiviset korrelaatiot yleisen ja sormipaisukarpeen vaurioasteen kanssa sekä rikki- ja typpipitoisuuksien negatiiviset korrelaatiot ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärän ja IAP-indeksin kanssa vahvistavat käsitystä siitä, että typpi ja erityisesti rikki ovat tärkeimpiä jäkäliin vaikuttavia ilman epäpuhtauksia. Viherleväpeite on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori, joten levän ja neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien väliset riippuvuudet olivat odotettuja. Myös levän positiiviset korrelaatiot ilman epäpuhtauksista kertovien muuttujien eli sormipaisukarpeen ja yleisen vaurion kanssa sekä levän negatiiviset korrelaatiot lajilukumäärän ja IAP-indeksin kanssa selittyvät levän ilman epäpuhtauksia indikoivilla ominaisuuksilla. Tässäkin tutkimuksessa todettua neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien välistä korrelaatiota on havaittu myös aiemmissa tutkimuksissa (Jokinen ja Haarala 1996, Laita ym. 2007). Jokinen ja Haarala (1996) esittävät, että ilman kohonneilla rikkidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksilla saattaa olla haitallista yhteisvaikutusta havupuiden neulasiin silloin, kun rikkidioksidin lyhytaikaiset pitoisuudet ovat laskeneet tasolle, jolla neulasten ilma-erä ei enää rajoita rikkidioksidin pääsyä solu-

koihin. Päästessään sisään neulasiin rikkidioksidi alentaa tiettyjen typpiaineenvaihdunnassa käytettyjen entsyymien toimintaa, josta seuraa, että nitriitti jää soluissa myrkylliseen muotoon, eikä sen sisältämää typpeä voida hyödyntää ravinteena. Rikkipitoisuuksien ollessa korkeammalla tasolla neulasetyvät käyttämään typen oksidit ravinne- ja rakenneaineikseen ja typpeä kertyy neulasiin. Typen runsas kertyminen neulasiin voi myös johtaa ravinne-epätasapainoon.

Tutkimuksessa havaittu neulaskadon ja neulasvuosikertojen välinen negatiivinen riippuvuus oli odotettu. Muita tutkimuksessa havaittuja tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita olivat muun muassa puiden pohjapinta-alan ja neulaskadon välinen negatiivinen riippuvuus ja puiden iän ja sormipaisukarpeen peittävyuden sekä neulasten rikkipitoisuuden väliset negatiiviset 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 (***). Spk = sormipaisukarve.

	Pohjapinta-ala	Puiden pituus	Puiden ikä	Puiden halkaisija	Neulasvuosikerrat	Neulas-kato	Väri-kaisuus	Sormipaisukarpeen vaurioaste	Yleinen vaurioaste	Lajilukumäärä	IAP	Spk:n peittävyys	Typpi g/kg	Rikki mg/kg
Puiden pituus	0,214*	1,000												
Puiden ikä	-0,239*	0,199*	1,000											
Puiden halkaisija	0,147	0,563*	0,395*	1,000										
Neulasvuosikerrat	0,139	-0,065	-0,285**	-0,022	1,000									
Neulaskato	-0,500**	0,120	0,317**	0,132	-0,393**	1,000								
Värikkaisuus	-0,231*	-0,301**	0,042	-0,216*	-0,146	0,295**	1,000							
Sormipaisukarpeen vaurioaste	-0,018	0,281**	0,054	0,150	0,067	0,261**	-0,032	1,000						
Yleinen vaurioaste	0,000	0,303**	-0,060	0,120	0,145	0,252**	-0,055	0,809**	1,000					
Lajilukumäärä	-0,180	-0,207*	0,174	-0,152	-0,180	0,154	0,155	-0,303**	-0,471**	1,000				
IAP	-0,225*	-0,217*	0,228*	-0,196*	-0,309**	0,327**	0,193*	-0,285**	-0,442**	0,887**	1,000			
Sormipaisukarpeen peittävyys	0,187	-0,004	-0,409**	-0,096	0,216*	-0,159	-0,007	-0,414**	-0,253**	0,115	0,094	1,000		
Typpi g/kg	-0,134	0,294**	-0,269**	0,123	0,265**	0,113	0,025	0,314**	0,429**	-0,293**	-0,328**	0,164	1,000	
Rikki mg/kg	0,084	0,228*	-0,433**	0,079	0,378**	-0,109	-0,017	0,247*	0,381**	-0,364**	-0,444**	0,325**	0,769**	1
Levä	0,149	0,344**	-0,230*	0,033	0,124	0,089	-0,104	0,694**	0,691**	-0,382**	-0,362**	-0,086	0,430**	0,399**

Neulasten alkuainepitoisuuksissa yksi voimakkaimmista riippuvuuksista todettiin rikkipitoisuuksien ja typpipitoisuuksien välillä (ks. edellä) (taulukko 27). Rikin ja typen voimakas korrelaatio voi kertoa myös siitä, että kyseisiä alkuaineita vapautuu ilmaan samoista prosesseista. Myös typen, kaliumin, rikin, fosforin ja kuparin välillä havaittiin voimakkaita merkitseviä korrelaatioita. Kaikki nämä alkuaineet ovat tärkeitä kasvien tarvitsemia ravinteita, joten nämä korrelaatiot selittyvät havaintoalojen maaperän ravinneoloilla. Muita voimakkaita korrelaatioita havaittiin muun muassa raudan ja vanadiinin, koboltin ja nikkelin, kadmiumin ja kalsiumin ja kromin ja raudan välillä. Neulaskadon ja mitattujen alkuainepitoisuuksien välillä ei todettu merkitseviä korrelaatioita. Neulasvuosikertojen määrän ja typen, kaliumin, fosforin, kuparin ja rikin pitoisuuksien välillä havaittiin positiivinen korrelaatio. Kyseiset alkuaineet ovat kasvien tarvitsemia ravinteita joten on odotettua, että niiden pitoisuuksien kasvaessa myös puun yleistä elinvoimaisuutta kuvaavien neulasvuosikertojen lukumäärä kasvaa.

Taulukko 27. Neulasten alkuainepitoisuuksien väliset Spearmanin korrelaatiokertoimet. 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 g/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg
Neulaskato	-0,393**	1											
N g/kg	0,265**	0,113	1										
As mg/kg	0,07	-0,047	0,07	1									
B mg/kg	-0,032	-0,071	-0,275**	0,430**	1								
Hg mg/kg	0,236	0,055	0,445**	-0,069	-0,311	1							
Cd mg/kg	-0,11	-0,027	-0,193*	0,304	0,311**	-0,371*	1						
K mg/kg	0,410**	-0,078	0,461**	0,069	-0,184	0,339*	-0,354**	1					
Ca mg/kg	0,087	-0,027	0,122	0,392*	0,280**	0,053	0,603**	-0,099	1				
Co mg/kg	0,212	-0,119	0,212	0,406**	0,248	-0,109	0,526**	0,276	0,454**	1			
P mg/kg	0,344**	-0,081	0,683**	0,19	-0,273**	0,380*	-0,230*	0,642**	0,048	0,275	1		
Cr mg/kg	-0,054	-0,224*	-0,198*	0,117	0,237*	-0,291	0,328**	-0,241*	0,201*	0,274	-0,101	1	
Cu mg/kg	0,302**	-0,068	0,547**	0,255	-0,129	0,355*	-0,104	0,562**	0,092	0,387*	0,484**	-0,063	1
Mg mg/kg	0,052	-0,106	-0,036	0,18	0,219*	-0,091	0,384**	-0,369**	0,355**	0,189	-0,135	0,274**	-0,14
Mn mg/kg	-0,171	0,067	-0,314**	-0,269	-0,009	-0,219	0,552**	-0,376**	0,278**	0,057	-0,260**	0,015	-0,375**
Ni mg/kg	0,239*	-0,076	0,432**	0,285	-0,092	-0,024	0,128	0,290**	0,174	0,752**	0,373**	0,364**	0,462**
Fe mg/kg	-0,106	0,051	0,088	0,207	0,055	-0,082	0,295**	-0,108	0,293**	0,511**	0,041	0,612**	0,197*
S mg/kg	0,378**	-0,109	0,769**	0,249	-0,143	0,326*	-0,163	0,582**	0,174	0,317*	0,775**	0,018	0,677**
Zn mg/kg	-0,282**	0,142	-0,337**	-0,092	0,159	-0,261	0,552**	-0,527**	0,357**	-0,127	-0,393**	0,117	-0,480**
V mg/kg	-0,393*	0,078	-0,233	0,314*	0,22	-0,341*	0,522**	-0,329*	0,382*	0,302	-0,288	0,495**	-0,114

	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg
Mg mg/kg	1					
Mn mg/kg	0,17	1				
Ni mg/kg	0,132	-0,127	1			
Fe mg/kg	0,242*	-0,062	0,453**	1		
S mg/kg	-0,012	-0,372**	0,496**	0,263**	1	
Zn mg/kg	0,420**	0,593**	-0,332**	0,115	-0,403**	1
V mg/kg	0,291	0,03	0,330*	0,677**	-0,122	0,118

5.2 Sammalten 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 sammalten alkuainepitoisuuksiin. Analyysiin otettiin mukaan 18 seinäsammalnäytteistä mitattua alkuainetta. Mangaani jätettiin analyysistä pois, koska se ei korreloinut merkittävästi minkään muun muuttujan kanssa. Myöskään kromia ei otettu analyysiin mukaan, koska sen kommunaliteetti oli alhainen ($< 0,20$). Faktorianalyysissä käytettiin suorakulmaista varimax-rotatiota, joka edellyttää faktoreiden olevan korreloimattomia.

Sammalnäytteistä mitatut alkuaineet yhdistyivät faktorianalyysillä kolmeksi faktoriksi, jotka selittävät yhteensä 57 % muuttujien vaihtelusta (taulukko 28). Myös muuttujien kommunaliteetit, jotka kertovat kuinka suuren osan muuttujien vaihtelusta faktoriratkaisu selittää, on esitetty taulukossa 28. Ensimmäisellä faktorilla, joka selittää 26 % muuttujien vaihtelusta suurimmat lataukset saivat boori, kalium, kalsium, fosfori, kupari, magnesium ja natrium. Myös rikki yhdistettiin sisältöteorian perusteella ensimmäiseen faktoriin, vaikka se saikin suurimman latauksen kolmannella faktorilla. Kalium, kalsium, fosfori, rikki ja magnesium ovat kasvien tarvitsemia pääravinteita ja boori, kupari ja joissain tapauksissa natrium ovat kasvien tarvitsemia hivenravinteita. Tämän faktorin voisi katsoa näin ollen ilmentävän sammalten yleistä ravinnepitoisuutta.

Sinkki, arseeni, elohopea, kadmium, koboltti ja lyijy saivat suurimmat lataukset toisella faktorilla, joka selittää 19 % muuttujien vaihtelusta. Näitä alkuaineita ja muita metalliyhdisteitä vapautuu ilmaan sulatoista sekä polttolaitoksista, joissa poltetaan kivihiiltä, raskasta polttoöljyä ja jätteitä, sekä liikenteestä (Pleym ym. 1991). Sinkin, arseenin, elohopean, kadmiumin, koboltin ja lyijyn suurimmat pitoisuudet painoutuivat tutkimusalueen pohjoisosiin Luodon kunnan alueelle sekä Pietarsaaren ja Pedersören kuntien rajan tuntumaan molempien kuntien alueelle. Suuret pitoisuudet näillä alueilla voivat johtua Pietarsaaren keskustan ja Pietarsaaren teollisuusalueiden päästöistä sekä mahdollisesti myös Kokkolan alueelta leviävistä päästöistä.

Kolmanteen faktoriin, joka selittää 15 % muuttujien vaihtelusta, eriytyivät alumiini, nikkeli, rauta ja vanadiini. Nikkeliä ja vanadiinia vapautuu ilmaan erityisesti öljynpoltosta ja rautaa rauta- ja terästeollisuudesta sekä maasta tuulen nostattaman pölyn mukana. Myös liikenteestä pääsee ilmaan metalliyhdisteitä (Koljonen 2003). Näiden alkuaineiden suurimmat pitoisuudet tutkimuksessa havaittiin Pietarsaaren keskustan ja Leppäluodon teollisuusalueen lähistöllä. Myös tutkimusalueen eteläosissa Jepuan kylällä sijaitsevan Mirkan tehtaan lähellä sijaitsevilta havaintoaloilta havaittiin suuria pitoisuuksia näitä alkuaineita. Kolmas faktori kuvastanee siis teollisuuden päästöjä.

Taulukko 28. Faktorilataukset ja kommunaliteetti-arvot metsäsammalnäytteistä mitatuille metallipitoisuuksille Pietarsaaren seudulla (n = 104).

	Faktori 1 26 %	Faktori 2 19 %	Faktori 3 15 %	Kommunaliteetti 60 %
B	0,69	0,15	0,09	0,50
K	0,53	-0,16	0,12	0,33
Ca	0,76	0,40	0,11	0,75
P	0,85	0,08	0,18	0,76
Cu	0,39	0,23	0,07	0,21
Mg	0,89	0,13	0,11	0,82
Na	0,66	0,01	0,12	0,45
S	0,56	0,10	0,63	0,72
Zn	0,59	0,52	0,10	0,64
As	0,04	0,81	0,17	0,68
Hg	0,31	0,37	0,05	0,24
Cd	0,02	0,73	-0,10	0,55
Co	0,31	0,64	-0,05	0,51
Pb	-0,06	0,83	0,12	0,69
Al	0,46	0,43	0,50	0,66
Ni	0,14	0,04	0,91	0,91
Fe	0,46	0,40	0,51	0,64
V	0,03	-0,07	0,89	0,73

Faktoripistemäärämuuttujien väliset kovarianssit ja varianssit on esitetty taulukossa 29. Taulukon päädiagonaalilla olevat faktoripistemäärämuuttujien varianssit ovat samalla myös faktoripistemäärämuuttujien reliabiliteetikertoimet, jotka ilmaisevat kuinka hyvin estimoitu faktori selittää tai en-

nustaa todellista faktoria. Reliabiliteettikertoimet ovat korkeita (välillä 0,89 - 0,93), eli faktoriratkaisua voidaan tämän perusteella pitää hyvänä.

Taulukko 29. Faktorianalysissa erottuneiden faktoreiden pistemäärämuuttujien kovarianssit ja varianssit.

Faktori	1	2	3
1	0,93	0,03	0,03
2	0,03	0,89	0,01
3	0,03	0,01	0,92

5.3 Vertailu alueella aikaisemmin tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan vuosina 2006-2007 saatuja tuloksia vuonna 2000 toteutettuun tutkimukseen. Vyöhykekarttoja lukuunottamatta vertailuun on otettu mukaan vain samana pysyneet havaintoalat.

5.3.1 Mäntyjen neulaskato

Mäntyjen keskimääräinen neulaskato vuosina 2000 ja 2006 samana pysyneiden havaintoalojen osalta on esitetty taulukossa 30. Keskiarvot on laskettu alakohtaisista keskiarvoista. Keskimääräinen neulaskato on pysytellyt vuodesta 2000 vuoteen 2006 samalla tasolla, mutta harsuuntuneiden puuden osuus on vähentynyt: kun vuonna 2000 20 % vertailluista puista arvioitiin harsuuntuneiksi, oli vastaava osuus vuonna 2006 5 %.

Taulukko 30. Samana pysyneiden havaintoalojen mäntyjen keskimääräinen neulaskato vuosina 2002 ja 2006.

<i>n</i> = 61	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
2000	12,5	4	25,0	5,11
2006	12,5	4,4	23,2	4,26

5.3.2 Mäntyjen runkojäkäliät

Männyn runkojäkäliä kuvaavat tunnusluvut on esitetty taulukossa 31. Vertailussa ovat mukana vain samana pysyneet havaintoalat. IAP-indeksi on laskettu uudelleen jokaiselle tutkimusvuodelle käyttäen samoja seuralajien määriä kuin vuonna 2006. Erityisesti alakohtaisia lajimääriä vertailtaessa tulee huomata, että vuonna 2000 jäkäläkartoitus toteutettiin kymmenellä puulla, kun se vuonna 2006 tehtiin viidellä puulla. Tämä saattaa nostaa vuoden 2000 alakohtaisia lajimääriä. Lisäksi vaurioasteita vertailtaessa on huomioitava, että vuonna 2000 vaurioasteet arvioitiin yhden vaurioluokan välein, kun ne vuonna 2006 arvioitiin puolen vaurioluokan välein.

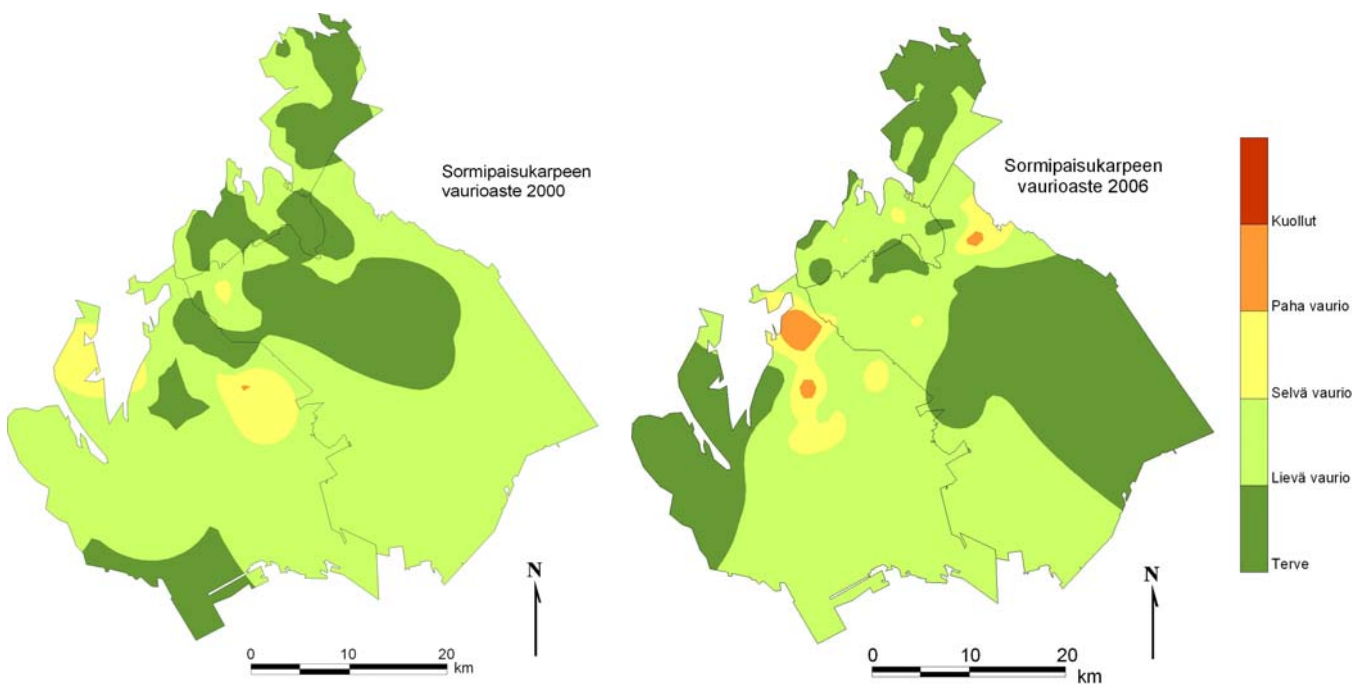
IAP-indeksin keskiarvo pysyi samana vuodesta 2000 vuoteen 2006. Puukohtainen lajimäärä on tutkimusalueella laskenut vuodesta 2000 vuoteen 2006. Alakohtainen lajimäärä sen sijaan on noussut vuodesta 2000 vuoteen 2006. Sormipaisukarpeen peittävyys on laskenut hieman vuodesta 2000. Sekä yleinen vaurioaste että sormipaisukarpeen vaurioaste huonontuivat vuodesta 2000 vuoteen 2006.

Taulukko 31. Männyn runkojäkälien ilmanpuhtausindeksi (IAP), puu- ja alakohtaiset lajimäärät, sormipaisukarpeen peittävyys, yleinen vaurioaste ja sormipaisukarpeen vaurioaste Pietarsaaren seudulla vuosina 2000 ja 2006.

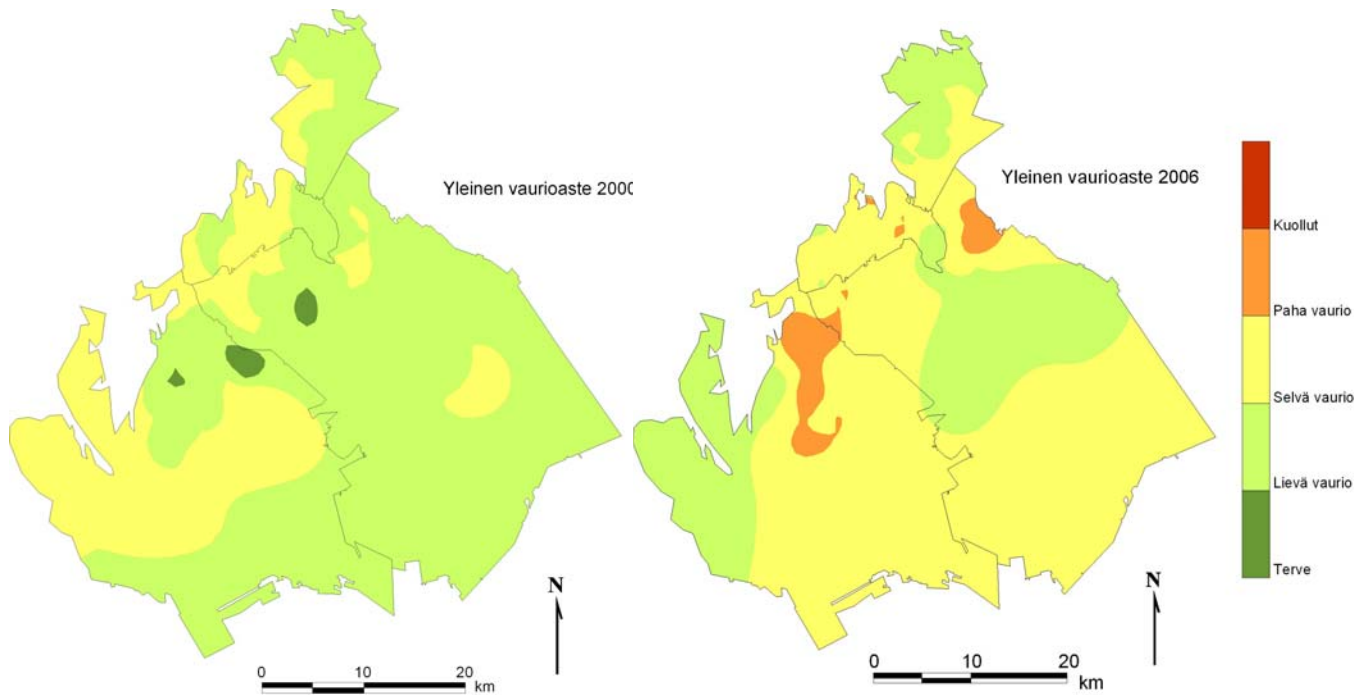
N = 61	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
2000				
IAP	1,1	0	2,4	0,45
Lajimäärä / puu	3,2	0	9	1,35
Lajimäärä / ala	3,2	0	6,2	1,19
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	9,2	0	24,5	6,45
Yleinen vaurioaste	2,7	1	4	0,59
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,1	1	4	0,61
2006				
IAP	1,1	0	1,8	0,37
Lajimäärä / puu	2,6	0	6	1,03
Lajimäärä / ala	3,5	0	6	1,16
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	7,2	0	23	6,39
Yleinen vaurioaste	3,6	2,5	5	0,60
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,3	5	0,84

Sormipaisukarpeen vaurioasteiden vyöhykkeet ovat hieman muuttuneet vuodesta 2000 vuoteen 2006. Vuonna 2000 Uuteenkaarlepyyhyn muodostui hyvin pienialainen pahojen vaurioiden vyöhyke, mutta vuonna 2006 pahojen vaurioiden vyöhykkeet olivat laajempia ja niitä oli muodostunut useampaan paikkaan. Terveen sormipaisukarpeen vyöhykkeiden rajat olivat muuttuneet. (Kuva 87.)

Yleisen vaurioasteen perusteella suurin osa tutkimusalueesta kuului vuonna 2000 lievien vaurioiden vyöhykkeeseen, kun vuonna 2006 suurin osa tutkimusalueesta kuului selvien vaurioiden vyöhykkeeseen. Vuonna 2000 tutkimusalueella oli yksittäisiä pienialaisia terveen jäkälälajiston vyöhykkeitä, mutta näitä vyöhykkeitä ei enää vuonna 2006 muodostunut, ja toisaalta vuonna 2000 pahojen vaurioiden vyöhykkeitä ei ollut, kun taas vuonna 2006 pahojen vaurioiden vyöhykkeitä muodostui tutkimusalueelle useampia. (0.)

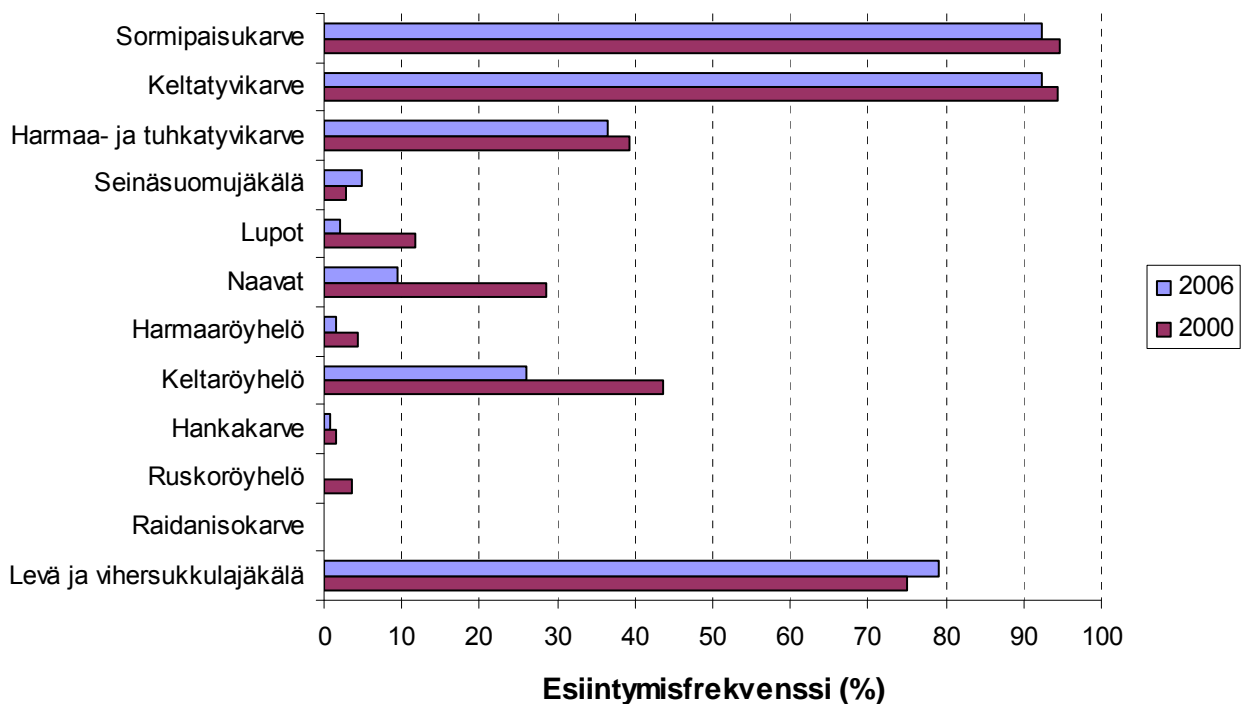


Kuva 87. Sormipaisukarpeen vaurioasteiden vyöhykkeet tutkimusalueella vuosina 2000 ja 2006.



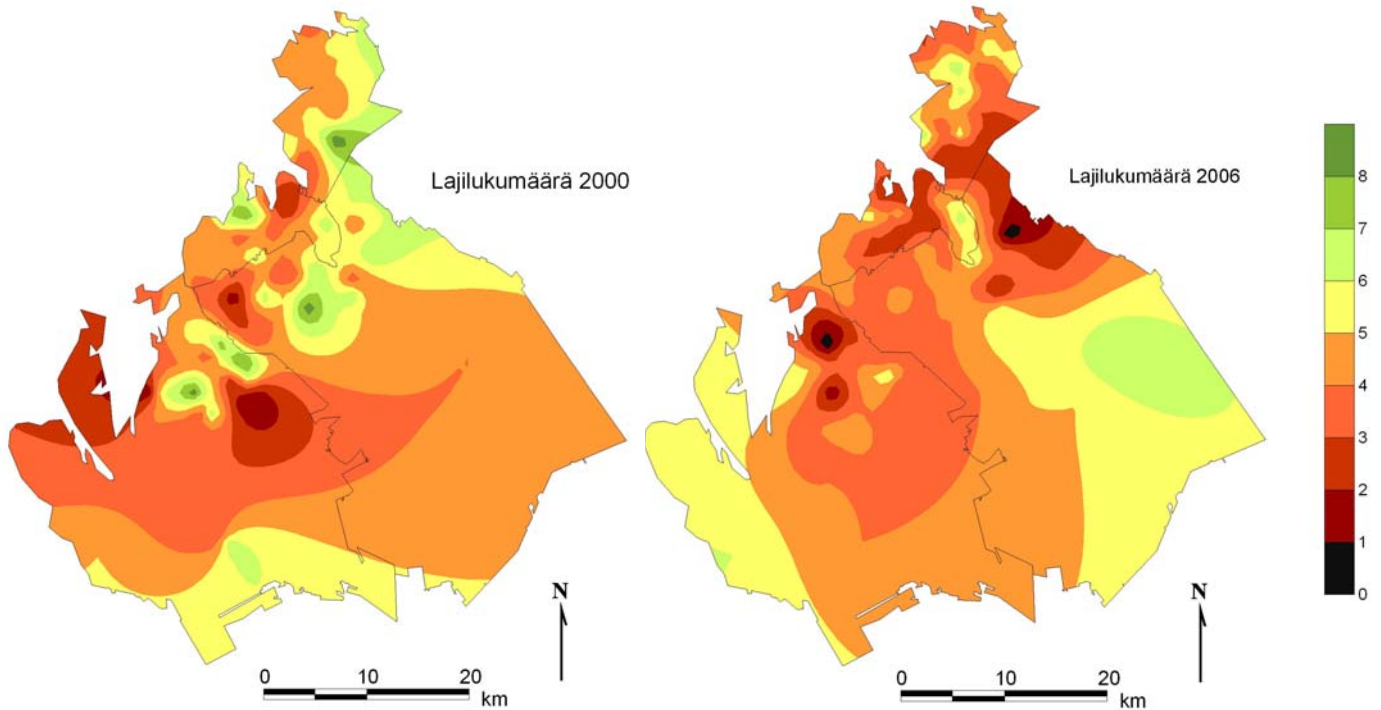
Kuva 88. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuosina 2000 ja 2006.

Eri jäkälälajien esiintymisfrekvensseissä tapahtuneet muutokset vuodesta 2000 vuoteen 2006 on esitetty kuvassa 89. Frekvenssien laskennassa on käytetty samoina pysyneitä aloja, mutta tutkimuspuita oli vuonna 2000 kaksi kertaa enemmän kuin vuonna 2006, mikä voi aiheuttaa virhelähteitä vertailuun. Kaikkien ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien esiintymisfrekvenssit tutkimusalueella ovat laskeneet vuodesta 2000. Sen sijaan ilman epäpuhtauksista hyötyvien levän ja vihersukkulajäkälän sekä seinäsuomujäkälän esiintymisfrekvenssit ovat nousseet vuodesta 2000. Erityisen selvästi ovat vähentyneet naavojen ja luppojen esiintymisfrekvenssit.



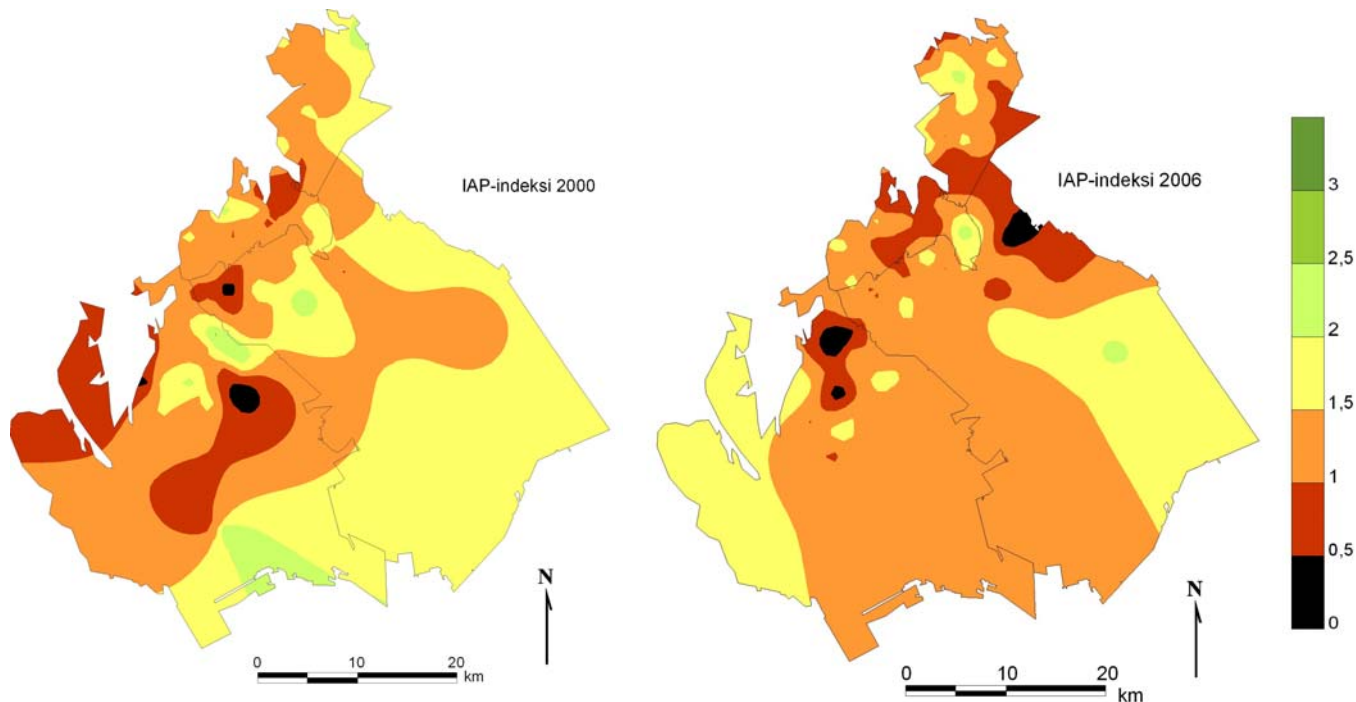
Kuva 89. Jäkälälajien esiintymisfrekvenssit tutkimusalueella vuosina 2000 ja 2006. $N(2000) = 610$ ja $N(2006) = 305$.

Ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lajimäärien alueelliset jakaumat vuosina 2000 ja 2006 eroavat toisistaan erityisesti pienialaisten korkeiden lajilukumäärien vyöhykkeiden osalta, joita vuonna 2000 oli muodostunut tutkimusalueen keskiosiin useita, mutta jotka vuonna 2006 puuttuivat kokonaan. Interpoloinnin tulos ei kuvaa vuoden 2000 tilannetta luotettavasti reuna-alueiden osalta, sillä harvahko havaintoalaverkko perustettiin tutkimusalueen reunoille vasta vuoden 2006 seurannan yhteydessä. (Kuva 90.)



Kuva 90. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien määrät havaintoaloilla vuosina 2000 ja 2006.

IAP-indeksin perusteella arvioituna epäpuhtauksista kärsivät alueet jakaantuivat samankaltaisesti kuin lajilukumäärän perusteella arvioidut vyöhykkeet. IAP-indeksin vyöhyke, jolla indeksiarvo oli alle 1,5, oli vuonna 2006 laajempi kuin vuonna 2000. Matalampien indeksiarvojen vyöhykkeet eivät vuosina 2000 ja 2006 olleet samoilla paikoilla. Luodon alueella oli korkeampien indeksiarvojen vyöhykkeitä vuonna 2000 kuin vuonna 2006. (Kuva 91.)



Kuva 91. IAP-indeksi tutkimusalueella vuosina 2000 ja 2006.

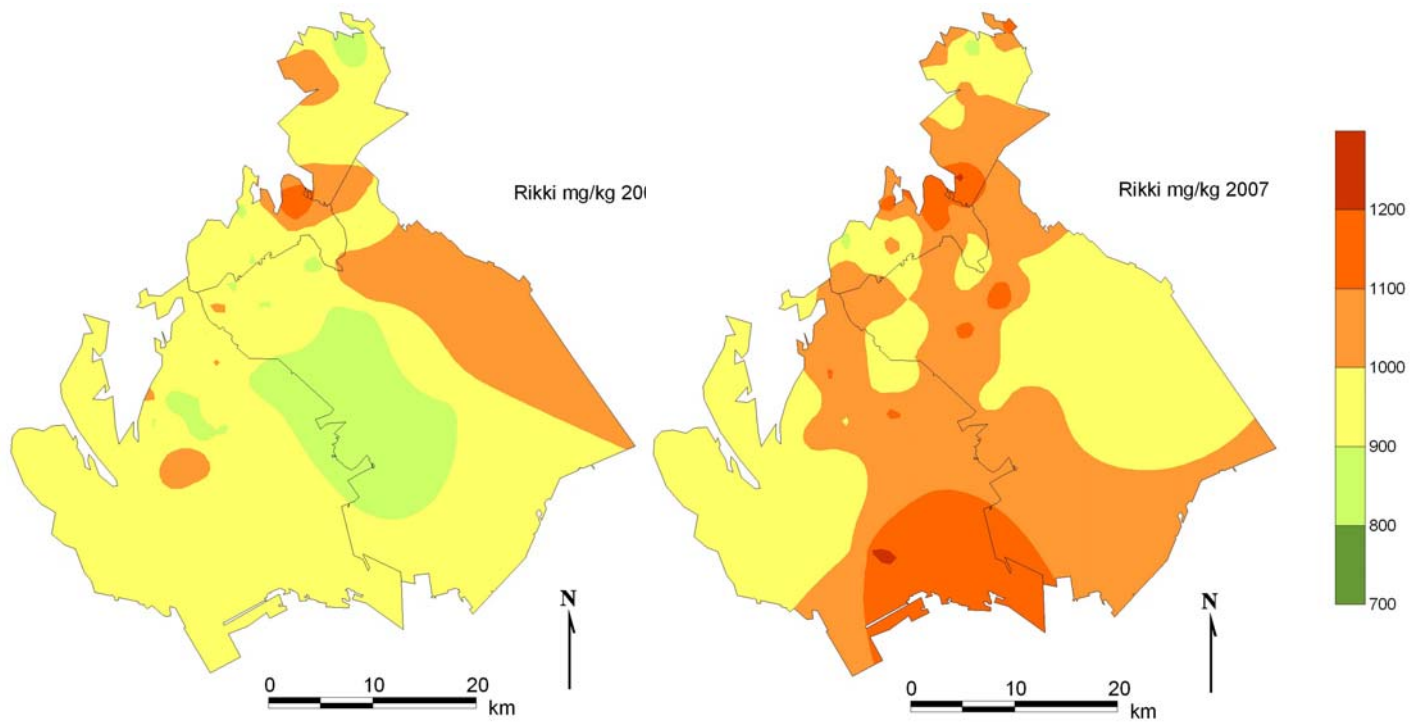
5.3.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 32 on vertailtu männyn neulasten alkuainepitoisuuksia vuosina 2000 ja 2006. Männyn neulasten typpi-, rikki-, kalium- ja fosforipitoisuudet olivat nousseet selvästi. Mangaanin, boorin, raudan ja sinkin pitoisuudet olivat nousseet vain hieman. Magnesiumin, kadmiumin, kromin ja nikkelin pitoisuudet olivat laskeneet selvästi. Kalsiumin pitoisuudet olivat laskeneet hieman ja kuparin pitoisuudet pysyneet samana.

Taulukko 32. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Pietarsaaren seudulla vuosina 2000 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoja pysyneitä aloja.

	N g/kg	S mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	K mg/kg	Mn mg/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	Zn mg/kg
2000														
keskiarvo	13,5	960	3285	867	5497	424	16,2	0,12	1489	0,4	2,4	0,5	47	43
pienin	10	840	2400	670	4500	220	8,3	0,05	1200	0,21	1,9	0,25	37	28
suurin	16	1200	4500	1200	6600	830	27	0,41	1900	1,4	3,1	1,3	92	71
keskihajonta	1,13	66	476	112	475	143	4,68	0,10	129	0,21	0,27	0,18	8,72	7,66
2006														
keskiarvo	15,1	1029	3269	777	5616	442	16,7	0,09	1587	0,08	2,4	0,4	48	44
pienin	13	900	2400	610	4500	250	8,0	0,03	1300	0,03	1,7	0,18	35	28
suurin	19	1200	5600	1100	7000	920	26	0,70	1800	0,75	3	0,89	81	66
keskihajonta	1,35	70	555	92	539	139	3,86	0,09	110	0,10	0,25	0,18	8,97	7,85

Männyn neulasten rikkipitoisuuden kohoaminen näkyy rikkipitoisuudesta laadituissa vyöhykekartoissa. Kun vuonna 2000 suurimmassa osassa tutkimusaluetta neulasten rikkipitoisuus oli alle 1000 mg/kg, olivat rikkipitoisuudet vuonna 2006 laajalti yli 1000 mg/kg. Uudenkaarlepyyn eteläosaan muodostunut korkeiden rikkipitoisuuksien vyöhyke johtuu Mirkan tehtaiden läheisten havaintoalojen korkeista rikkipitoisuuksista, eikä se kuvaa alueen tilannetta luotettavasti harvasta havaintoalaverkosta johtuen.



Kuva 92. Männyn neulasten rikkipitoisuus (mg/kg) Pietarsaaren seudulla vuosina 2000 ja 2006.

5.3.4 Sammalten alkuainepitoisuudet

Sammalten alkuainepitoisuudet vuonna 2000 ja 2006 on esitetty taulukossa 33. Sammalten fosfori-, kalium-, magnesium-, rikki-, mangaani- ja kadmiumpitoisuudet ovat kohonneet vuodesta 2000 vuoteen 2006. Sen sijaan sammalten kalsium-, rauta-, boori-, kupari-, sinkki-, kromi-, nikkeli- ja lyijypitoisuudet ovat laskeneet. Erityisen selvästi ovat laskeneet raudan, kromin ja nikkelin pitoisuudet.

Taulukko 33. Sammalten alkuainepitoisuuksia Pietarsaaren seudulla vuosina 2000 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoja säilyneitä aloja.

	P	K	Ca	Mg	Fe	S	B	Cu	Zn	Mn	Cd	Cr	Ni	Pb
	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
2000, n = 61														
keskiarvo	1432	5773	2487	895	446	1020	3,0	6,1	47	286	0,14	9,4	4,6	3,4
pienin	860	3840	1830	630	196	760	1,2	3,1	31	132	0,07	3,2	1,7	1,5
suurin	2320	9900	3620	1310	1620	1380	10,6	78,5	71	596	0,25	32,3	12,6	6,9
keskihajonta	328	1295	406	167	245	130	1,41	9,95	10,4	100	0,05	5,65	2,39	1,09
2006, n = 61														
keskiarvo	1583	7160	2395	1135	259	1110	2,4	5,5	45	336	0,16	0,70	1,5	2,2
pienin	980	4391	1858	802	107	860	1,0	3,7	31	194	0,07	0,25	0,7	1,3
suurin	2782	14240	3737	1711	893	1725	5,6	10,6	93	574	0,26	2,10	6,3	5,9
keskihajonta	361	2036	378	207	144	156	0,97	1,39	11,7	83	0,05	0,40	0,86	0,85

5.3.5 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet

Humuksen pH:n keskiarvo on noussut hieman vuodesta 2000 vuoteen 2006. Humuksen C/N-suhde on laskenut. Alkuaineista fosforin, kaliumin, kalsiumin, magnesiumin, rikin, kuparin, sinkin, mangaanin ja nikkelin pitoisuudet ovat nousseet. Raudan, boorin, kadmiumin, kromin ja lyijyn pitoisuudet humuksessa ovat sen sijaan laskeneet.

Taulukko 34. Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet Pietarsaaren seudulla vuosina 2000 ja 2006. Vertailuun on käytetty samoja säilyneitä aloja, joilta on tulokset molemmilta vuosilta.

n = 38	pH	C/N	P mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	B mg/kg	Cu mg/kg	Zn mg/kg	Mn mg/kg	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Al mg/kg
2000																	
keskiarvo	3,5	33	909	702	3293	482	4067	1834	4,7	10,4	55	96	0,40	5,0	6,4	41	2439
pienin	3,2	23	203	151	567	103	350	418	0,7	1,9	9	9	0,07	0,8	1,0	7,9	320
suurin	4,4	44	1510	1170	6340	1180	20565	4320	14,6	17,9	113	358	0,62	14,2	15,3	231	7570
keskihajonta	0,20	4,9	347	271	1427	214	3791	856	3,26	4,77	27,3	85,2	0,17	2,86	3,23	35,8	1525
2006																	
keskiarvo	3,8	29	941	1001	3884	537	3302	2024	4,5	11,5	71	142	0,31	3,9	7,4	40	1668
pienin	3,6	20	660	460	1700	260	940	910	3,0	6,3	31	17	0,03	2,0	3,0	22	730
suurin	4,9	42	1400	1900	6200	1100	36000	2500	14	19	120	610	1,00	11,0	19,0	97	4400
keskihajonta	0,20	4,0	147	247	913	146	5756	315	1,86	3,73	21,6	109	0,33	2,20	3,96	14,8	785

5.4 Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella tehtyjen alueittaisten bioindikaattoritutkimusten tuloksia keskenään sekä muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksiin. Vertailtavien aineistojen päällekkäisyyksien välttämiseksi vertailuaineistoon ei Pietarsaaren seudulla ole otettu mukaan niitä kymmentä tutkimusalaa, jotka tutkittiin alun perin Kokkolan seudun bioindikaattoriseurannassa, eikä Kokkolan vertailutuloksissa vastaavasti ole mukana alun perin Pietarsaaren seudun seurannassa mukana olleita tutkimusaloja.

5.4.1 Mäntyjen neulaskato

Männyn neulaskato oli Pietarsaaren seudulla samalla tasolla kuin muualla Suomessa tehdyissä tutkimuksissa. Harsuuntuneiden puiden osuus tutkituista puista oli samaa luokkaa kuin Länsi-Suomen alueella ja pienempi kuin Keski-Suomessa, Turun seudulla, Etelä-Karjalassa tai Kotkassa. (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. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Niskanen ym. 2003b.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Neulaskadon keskiarvo, %	Harsuuntuneiden puiden osuus, %
Koko LSU*	3968	2006	14	6
Pietarsaari*	1059	2006	13	7
Kokkola*	1210	2006	14	7
Seinäjäjoki*	889	2006	14	5
Suupohja*	220	2006	15	3
Vaasa*	590	2006	12	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 Mäntyjen runkojäkälät

Taulukossa 36 on vertailtu mäntyjen runkojäkälämuuttujien tunnuslukuja Pietarsaaren seudulla, muualla Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli Pietarsaaren seudulla Länsi-Suomen alueista huonoin. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli Pietarsaaren seudulla samaa luokkaa kuin Turussa ja Etelä-Karjalassa. Yleinen vaurioaste oli vertailualueista huonoin, ja puukohtainen lajimäärä oli Pietarsaaren seudulla vertailualueiden pienin.

Taulukko 36. Mäntyjen runkojäkälä kuvaavia muuttujia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2008e, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Haahla ym. 2006b, Polojärvi ym. 2005c.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisu- karpeen vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Koko LSU	398	2006	2,1	3,0	4,1
Pietarsaari	106	2006	2,3	3,4	2,8
Kokkola	121	2006	2,0	3,2	4,3
Seinäjoki	90	2006	2,0	2,6	4,9
Suupohja	22	2006	1,9	2,2	5,6
Vaasa	59	2006	1,9	2,5	4,4
Vakka-Suomi	103	2006	2,1		5,1
Turku	145	2005	2,2		3,6
Keski-Suomi	492	2005	2,0		
Uusimaa	776	2004	2,1		
Etelä-Karjala	240	2005	2,3		

5.4.3 Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 37 on vertailtu männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Pietarsaaren seudulla, Länsi-Suomen ympäristökeskuksen alueella, muilla tutkimusalueilla Länsi-Suomen alueella, koko Suomessa (ICP Forest) sekä muualla Suomessa toteutetuissa bioindikaattoritutkimuksissa.

Neulasten typpipitoisuus oli samaa luokkaa kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, ja suurempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Booripitoisuus oli samaa luokkaa kuin Länsi-Suomessa keskimäärin ja suurempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Kadmiumpitoisuus oli pienempi kuin vertailualueilla. Neulasten kaliumpitoisuus oli Länsi-Suomen alueista suurin, mutta pienempi kuin esim. Turussa tai Keski-Suomessa. Kalsiumpitoisuus oli samaa tasoa kuin Länsi-Suomessa keskimäärin. Neulasten fosforipitoisuus oli Länsi-Suomen alueista suurin, ja muista vertailualueista vain Keski-Suomessa neulasten fosforipitoisuus oli samaa tasoa kuin Pietarsaareissa. Neulasten kromipitoisuus oli Länsi-Suomen alueista suurin, ja samaa tasoa kuin Uudenmaan taajama-alueilla. Neulasten kuparipitoisuus oli samalla tasolla kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten magnesiumpitoisuus oli kaikista vertailualueista pienin. Neulasten mangaanipitoisuus oli hieman pienempi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, ja selvästi pienempi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten nikkelpitoisuus oli Pietarsaaren seudulla pienempi kuin keskimäärin Länsi-Suomen alueella. Neulasten rautapitoisuus oli valtakunnallista aineistoa lukuun ottamatta vertailuaineistoista pienin. Neulasten rikki-pitoisuus oli hieman korkeampi kuin Länsi-Suomessa keskimäärin, ja selvästi korkeampi kuin valtakunnallisessa aineistossa. Neulasten sinkkipitoisuudet olivat pienempiä kuin Länsi-Suomessa keskimäärin ja useimmilla vertailualueilla.

Taulukko 37. Männyn neulasten alkuainepitoisuuksia Länsi-Suomen alueen bioindikaattoritutkimuksessa 2006 sekä eri puolella Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2008c, Laita ym. 2008d, Laita ym. 2008e, Merilä 2007, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006a, Polojärvi ym. 2005c, Jussila 1997.

Alue	n	Tutkimus- vuosi	N g/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg
Koko LSU	398	2007	14,9	16,6	0,12	5200	3300	1500	0,15	2,5	840	490	0,51	75	1000	51
Pietarsaari	106	2007	15,0	17,0	0,10	5481	3322	1570	0,20	2,2	794	448	0,42	51	1022	46
Kokkola	121	2007	14,5	16,1	0,17	5457	3331	1505	0,11	3,0	830	536	0,63	105	1018	61
Seinäjäki	90	2007	15,2	15,4	0,08	4697	3218	1461	0,13	2,2	879	413	0,41	68	971	45
Suupohja	22	2007	15,1	16,2	0,12	4396	3447	1463	0,14	2,2	892	604	0,52	63	1011	49
Vaasa	59	2007	15,3	19,3	0,12	5254	3475	1527	0,16	2,4	880	519	0,60	74	1037	51
Vakka-Suomi	103	2007	15,7	19,0		5077	3524	1531	0,095	2,6	887	564	0,47	58	1088	52
ICP Forests	65	1995- 2003	11,7	10,3		4580	3080	1310		2,2	890	667		40	860	48
Turku	145	2006	15,6			5600	4400				1000	650			1100	
Keski-Suomi	197	2006	15,5	18,1		5700	4800	1600			1000				1110	
Uusimaa (taajama-alueet)	221	2005	13,6	20,5	0,2	5900	2800	1500	0,2	3,3	1200	419	1,7	54	1079	48
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	175	1997	12,4			5080	3530	1320		8,4	850	633		68	975	43

5.4.4 Sammalten alkuainepitoisuudet

Sammalten raskasmetallipitoisuuksia analysoitiin Länsi-Suomen alueella Pietarsaaren lisäksi Seinäjoen ja Kokkolan alueilla. Taulukossa 38 on verrattu Seinäjoen, Kokkolan ja Pietarsaaren tuloksia sekä muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksia. Valtakunnallista tasoa vertailussa kuvaavat rivit Pohjois-Suomi (Metla) ja Etelä-Suomi (Metla). Pohjois- ja Etelä-Suomi eivät ole absoluuttisia käsitteitä, vaan Etelä-Suomi kuvaa laajempia melko alhaisen kuormituksen alueita eteläisessä Suomessa, ja Pohjois-Suomi kattaa vaihtelevan kokoisen alueen Pohjois- ja Itä-Suomea, jolla kuormitustaso on selkeästi alhaisempi kuin eteläisessä Suomessa.

Sammalten alumiini- ja arseenipitoisuudet olivat matalampia kuin Kokkolan ja Seinäjoen alueilla. Booripitoisuus sen sijaan oli hieman korkeampi kuin Kokkolassa tai Seinäjoella. Sammalen elohopeapitoisuus oli pienempi kuin Kokkolassa, mutta suurempi kuin Seinäjoella. Kadmiumpitoisuus oli samaa tasoa kuin Etelä-Suomessa ja pienempi kuin Kokkolassa, mutta hieman suurempi kuin Seinäjoella. Kaliumpitoisuus oli suurempi kuin Seinäjoella mutta pienempi kuin Kokkolassa. Kalsiumpitoisuus oli pienempi kuin Kokkolassa tai Seinäjoella. Kobolttipitoisuus oli pienempi kuin Kokkolassa mutta suurempi kuin Seinäjoella. Sammalen fosforipitoisuus oli pienempi kuin Seinäjoella ja samaa tasoa kuin Kokkolassa. Sammalen kromipitoisuus oli pienempi kuin Seinäjoella ja samaa tasoa kuin Kokkolassa, ja vastasi valtakunnallisesti Pohjois-Suomen tasoa. Kuparipitoisuudet olivat vertailualueiden pienimpiä. Lyijypitoisuudet olivat suurempia kuin Seinäjoella, mutta pienempiä kuin Kokkolassa, ja vastasivat Pohjois-Suomen tasoa. Magnesiumpitoisuudet olivat pienempiä kuin Kokkolassa tai Seinäjoella. Mangaani- ja natriumpitoisuudet olivat pienempiä kuin Kokkolassa, mutta suurempia kuin Seinäjoella. Nikkelipitoisuudet olivat yhtä suuria kuin Kokkolassa ja pienempiä kuin Seinäjoella, ja vastasivat valtakunnallisesti Pohjois-Suomen tasoa. Rautapitoisuudet olivat vertailualueiden pienimpiä, ja vastasivat Pohjois-Suomen tasoa. Rikki- ja sinkkipitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Seinäjoella ja suurempia kuin Kokkolassa. Sinkkipitoisuudet olivat pienempiä kuin Kokkolassa ja suurempia kuin Seinäjoella. Vanadiinipitoisuudet olivat suurempia kuin Kokkolassa, mutta pienempiä kuin Seinäjoella.

Taulukko 38. Sammalten alkuainepitoisuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008d Laita ym. 2007, Metsäntutkimuslaitos 2001, Jussila 1997, Laita ym. 2006.

Alue	n	Tutkimus- vuosi	Al mg/kg	As mg/kg	B mg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	K mg/kg	Ca mg/kg	Co mg/kg
Pietarsaari	104	2006	214	0,13	2,33	0,07	0,16	6707	2376	1,2
Kokkola	95	2006	258	0,32	2,10	0,08	0,41	16320	2527	6,4
Seinäjoki	40	2006	348	0,48	2,26	0,04	0,13	6381	2435	0,4
Turku	60	2005				0,05	0,27			
Riihimäki	6	2005				0,06	0,18			
Pori-Harjavalta (kuor- mitettu)	95	1996		3,81		0,11	0,45			
Pohjois-Suomi (Metla)		2001				< 0,04	< 0,1			
Etelä-Suomi (Metla)		2001				0,04 - 0,08	0,1 - 0,2			

Alue	P mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	Ni mg/kg	Fe mg/kg	S mg/kg	Zn mg/kg	V mg/kg
Pietarsaari	1521	0,88	5,7	2,2	1108	321	62	1,84	295	1103	45	2,2
Kokkola	1520	0,89	10	5,3	1164	385	67	1,84	439	1050	99	1,5
Seinäjoki	1559	1,18	6,1	1,8	1271	292	53	2,3	537	1101	38	3,7
Turku		1,80	7	3,4				2,8	393		47	3,5
Riihimäki				3,3							55	
Pori-Harjavalta (kuormi- tettu)		9,20	224	16,9					1048		74	2,6
Pohjois-Suomi (Metla)		< 2	< 5	< 4				< 2	< 500		< 30	< 1
Etelä-Suomi (Metla)		2 - 4	5 - 10	4 - 6				2 - 4	> 500		30 - 40	1 - 3

5.4.5 Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuudet

Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuuksia eri alueilla on esitetty taulukossa 39. pH oli Pietarsaaren metsissä samaa luokkaa kuin VT-tyyppin metsissä keskimäärin. C/N-suhde oli Pietarsaaren seudulla pienempi kuin VT-tyyppin metsissä keskimäärin. Kun otetaan huomioon kaikki metsätyypit, on C/N-suhde suomalaisissa metsissä keskimäärin 37. Kansainvälisten tutkimusten mukaan kun C/N-suhde on yli 20, on kasvupaikalla niukkuutta typestä (Riek ja Wolff 1995). Suomessa kuitenkin alle 20 olevat C/N-suhteet ovat harvinaisia (Tamminen 2000).

Kaliumin pitoisuus oli Pietarsaaren seudulla korkeampi kuin Kokkolan seudulla. Kuparin pitoisuudet olivat pienempiä kuin Kokkolassa tai Pori-Harjavallan alueella, mutta suurempia kuin koko maan kattavassa aineistossa. Kadmiumpitoisuudet olivat selvästi pienempiä kuin Kokkolassa, ja samaa tasoa kuin Suomessa keskimäärin. Magnesiumpitoisuudet olivat suurempia Pietarsaareissa kuin Kokkolassa. Rauta- ja sinkkipitoisuudet olivat pienempiä kuin Kokkolassa, mutta suurempia kuin muilla vertailualueilla. Lyijypitoisuus oli Pietarsaaren seudulla suurempi kuin Pori-Harjavallan tai Pohjois-Satakunnan alueella. Kromipitoisuus oli pienempi kuin Suomessa keskimäärin. Aluminiumpitoisuus oli huomattavasti suurempi Pietarsaaren seudulla kuin vertailualueilla. Kalsiumpitoisuus oli Pietarsaaren seudulla suurempi kuin Kokkolassa. Mangaanipitoisuus oli Pietarsaaren seudulla suurempi kuin Pori-Harjavallan tai Pohjois-Satakunnan alueella. Nikkelipitoisuus oli huomattavasti pienempi kuin Kokkolan seudulla, ja samaa tasoa kuin Suomessa keskimäärin. Rikki pitoisuus oli vertailualueisiin nähden Pietarsaaren seudulla moninkertainen.

Taulukko 39. Humuksen pH, C/N-suhde ja alkuainepitoisuuksia eri puolilla Suomea tehdyissä tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Laita ym. 2008d, Jussila 1997, Tamminen 1998. Koko Suomen aineisto kuvaa pH:n ja C/N-suhteen osalta VT-tyypin metsiä. Alkuainepitoisuudet tässä aineistossa ovat mediaaneja, eivät keskiarvoja.

Alue	Tutkimus- vuosi	N	pH	C/N	K mg/kg	Cu mg/kg	Cd mg/kg	Mg mg/kg	Fe mg/kg
Pietarsaari	2006	60	3,8	29,7	1038	12	0,45	547	2919
Kokkola (kuormitettu)	2006	13			632	195	6,6	292	17915
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	1997	176				30			47
Pohjois-Satakunta (tausta)	1997	103				0,025			22
Koko Suomi (VT)			3,9	42,6		6,6	0,4		

Alue	Zn mg/kg	P mg/kg	Pb mg/kg	Cr mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Mn mg/kg	Ni mg/kg	S mg/kg
Pietarsaari	73	941	42,3	3,7	1696	3798	150	7,3	1963
Kokkola (kuormitettu)	973				63	1379		90	
Pori-Harjavalta (kuormitettu)	36	114			106		107		77
Pohjois-Satakunta (tausta)	27	131			120		68		85
Koko Suomi (VT)	47		31	8,1				8,2	

6. Johtopäätökset

Pietarsaaren seudulla tutkittiin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia männyn elinvoimaisuuteen, männyn runkojäkäliin, männyn neulasten alkuainepitoisuuksiin, sammalten alkuainepitoisuuksiin sekä humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin tunnuksiin. Nyt saatuja tuloksia verrattiin vuonna 2000 toteutetun bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin sekä eri puolilla Suomea tehtyjen bioindikaattoritutkimusten tuloksiin.

Pietarsaaren seudulla ilman epäpuhtauksien kuormitus on pääosin peräisin Pietarsaaren kaupungin alueen teollisuustoiminnoista sekä liikenteestä. Turkistarhat ovat merkittäviä paikallisia typpipäästöjen lähteitä. Vuodesta 1995 lähtien tarkasteltuna ilman epäpuhtauksien päästöt ovat vähentyneet hiukkasten ja typen oksidien osalta, mutta rikkidioksidipäästöt ovat tutkimusalueella kasvaneet lähes 2,5-kertaisiksi vuoden 1995 tasoon verrattuna.

Mäntyjen neulaskadon keskiarvo oli pysynyt samana vuodesta 2000 vuoteen 2006, mutta harsuuntuneiden puiden osuus vertailuista puista oli samalla ajanjaksolla vähentynyt huomattavasti: kun vuonna 2000 20 % puista arvioitiin harsuuntuneiksi, oli vastaava osuus vuonna 2006 5 %. Vähiten harsuuntuneet havaintoalat sijaitsivat tutkimusalueen pohjoisosissa, mutta ilman epäpuhtauksien aiheuttamaa jakaantumista neulaskadon osalta ei ollut havaittavissa. Neulaskato ja harsuuntuneiden mäntyjen osuus tutkituista puista oli Pietarsaaren seudulla samaa luokkaa kuin muuallakin Suomessa.

Sormipaisukarpeen vauriot olivat keskimäärin lieviä, ja jäkälälajisto oli keskimäärin selvästi vaurioitunutta. Lajilukumäärän perusteella jäkälälajisto oli köyhtynyttä, ja IAP-indeksi kertoi selvistä ilman epäpuhtauksien aiheuttamista muutoksista jäkälälajistossa. Yleisen vaurioasteen osalta tervettä jäkälälajistoa ei havaittu tutkimusalueella yhdelläkään havaintoalalla. Lajilukumäärältään ilman epäpuhtauksien kuormituksen suhteen taustatasoa vastaavia havaintoaloja ei tutkimusalueella ollut yhtäkään, vaan jäkälälajisto oli kaikilla aloilla vähintään lievästi köyhtynyttä. Verrattuna muihin Länsi-Suomen alueen tutkimusalueisiin olivat jäkälän vauriot pahimpia ja lajilukumäärät alhaisimpia Pietarsaaren seudulla.

Sormipaisukarpeen ja yleisen vaurion perusteella terveintä jäkälälajistoa kasvoi tutkimusalueen pohjoisosissa Luodon kunnan alueella, mutta tälläkin alueella jäkälälajisto oli köyhtynyttä. Jäkälälajistoltaan pahiten köyhtyneet vyöhykkeet sijaitsivat Uudenkaarlepyyn pohjoisosissa, Pedersören koillisosissa, Luodon eteläosissa ja Pietarsaaren itäosissa. Ne havaintoalat, joilla sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste olivat pahimpia (laji kuollut tai puuttuu), sijaitsivat yhtä Pedersöressä sijainnutta alaa lukuun ottamatta Uudenkaarlepyyn alueella turkistarhojen läheisyydessä. Turkistarhat ovat merkittävä paikallinen typpiyhdisteiden päästölähde, joilla oli myös vuonna 2000 toteutetussa tutkimuksessa vaikutusta jäkälälajistoon (Raitio ja Kärkkäinen 2002).

Ilman epäpuhtauksista kärsivät jäkälälajit olivat tutkimusalueella harvinaisia. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien esiintymisfrekvenssit olivat laskeneet vuodesta 2000, mutta hyötyvien levän ja vihersukkulajäkälän ja seinäsuomujäkälän frekvenssit olivat sen sijaan nousseet. Levä ja vihersukkulajäkälä olivat vuonna 2006 3. yleisimmät tutkimusalueella havaitut lajit. Verrattuna vuoteen 2000 sekä sormipaisukarpeen että yleinen vaurioaste olivat huonontuneet. Alakohtainen lajilukumäärä oli noussut ja puukohtainen lajilukumäärä oli laskenut. IAP-indeksi oli vuonna 2006 samalla tasolla kuin vuonna 2000.

Rikkidioksidi on merkittävin jäkäliin vaikuttava ilman epäpuhtaus, ja jäkälävaurioiden lisääntymisen taustalla lienevät kasvaneet rikkidioksidipäästöt. Jäkälämuuttajat korreloivat männyn neulasten rikkipitoisuuksien kanssa siten, että mitä korkeampi rikkipitoisuus, sitä pahempia olivat jäkälävauriot. Paitsi neulasten rikkipitoisuuksien kanssa, jäkälämuuttajat korreloivat myös neulasten typpipitoisuuksien kanssa. Typpi- ja rikkikuormituksen kasvusta kertoo myös levän yleistymisen tutki-

musalueella. Levän yleisyys korreloi männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kanssa sekä jäkälävaurioiden ja jäkälälajien lukumäärän kanssa. Samalla, kun ilman epäpuhtauksia hyvin sietävä levä on yleistynyt Pietarsaaren seudulla, ovat ilman epäpuhtauksille herkät lajit harvinaistuneet.

Männyn neulasten rikkipitoisuuksien kohoamista vuoteen 2000 verrattuna selittää rikkidioksidin päästötasojen kohoaminen. Myös neulasten typpi-, kalium- ja fosforipitoisuudet olivat kohonneet tutkimusalueella selvästi. Näiden alkuaineiden kesken havaittiin merkittäviä korrelaatioita. Typpi, kalium ja fosfori ovat puiden pääravinteita, jolloin niiden väliset korrelaatiot ovat odotettuja ja viittaavat kasvualustan ravinteisuuden vaikutukseen. Erityisesti fosforin pitoisuudet olivat Pietarsaaren seudulla korkeita verrattuna muissa bioindikaattoritutkimuksissa analysoituihin pitoisuuksiin. Mangaanin, kadmiumin, kromin ja nikkelin pitoisuudet sen sijaan olivat selvästi laskeneet. Kadmium, kromi ja nikkeli ovat raskasmetalleja, joita päätyy metsämaahan ja neulasiin laskeuman mukana. Pitoisuuksien pieneneminen viittaa näiden metallien osalta ihmisperäisen vaikutuksen pienenemiseen. Magnesiumin pitoisuudet olivat muihin alueisiin verrattuna pieniä, ja puiden ravinnetasapainon kannalta alhaisia osalla näytaloista. Magnesiumin puutosta voi aiheuttaa voimakas typpikuormitus, ja sitä esiintyy mm. turkistarhojen läheisyydessä (Rautjärvi ja Raitio 2003). Magnesiumin, boorin ja kromin korkeimmat pitoisuudet olivat painottuneet tutkimusalueen pohjoisosiin. Kaliumin ja raudan osalta oli havaittavissa korkeiden pitoisuuksien keskittymistä Pietarsaaren keskustan alueelle.

Useiden sammalista analysoitujen alkuaineiden osalta oli havaittavissa korkeiden pitoisuuksien painottuminen Pietarsaaren keskustan alueelle tai Pedersören pohjoisosiin. Elohopean, kadmiumin ja koboltin korkeimmat pitoisuudet havaittiin tutkimusalueen pohjoisosan havaintoaloilta. Näiden alkuaineiden kohonneet pitoisuudet tutkimusalueen pohjoisosassa ovat todennäköisesti peräisin Kokkolan Ykspihlajan teollisuustoiminnoista. Elohopea, kadmium ja koboltti latautuivat faktorianalyyssissä samalle faktorille, mikä viittaa näiden alkuaineiden yhteiseen alkuperään. Pietarsaaren seudulla usean raskasmetallin pitoisuudet sammalissa olivat laskeneet. Erityisen selvästi ovat laskeneet raudan, kromin ja nikkelin pitoisuudet.

Humuksen pH oli Pietarsaaren seudulla normaalilla tasolla. Hiili-typpi-suhde eli C/N-suhde oli yhdellä alalla alle 20, mikä kertoo tällä alalla vallitsevasta hyvästä typpitilanteesta. C/N-suhde oli laskenut vuoteen 2000 verrattuna, mikä viittaa typpitilanteen parantumiseen. Edellisessä seurannassa havaittiin kaikkien humuksesta analysoitujen pitoisuuksien osalta selvä pohjois-etelä-suuntainen gradientti, jota selitettiin kallioperän ominaisuuksilla. Vuonna 2006 samankaltainen gradientti havaittiin selvästi kuparin, kadmiumin, sinkin ja nikkelin osalta. Samankaltainen gradientti oli havaittavissa myös joidenkin muiden alkuaineiden osalta, muttei yhtä selkeänä. Myös Kokkolan seudun päästöt voivat vaikuttaa humuksen kohonneisiin raskasmetallipitoisuuksiin tutkimusalueen pohjoisosissa. Raudan ja kromin korkeat pitoisuudet olivat keskittyneet Pietarsaaren keskustan näytealoille. Humuksen raskasmetallipitoisuudet olivat Kokkolan näytealojen pitoisuuksiin verrattuna pienempiä. Raudan, boorin, kadmiumin, kromin ja lyijyn pitoisuudet humuskerroksessa ovat Pietarsaaren seudulla laskeneet.

Kasvaneet rikkipäästöt, jäkälämuuttujien taantuminen ja kasvaneet neulasten, sammalen ja humuksen rikkipitoisuudet viittaavat rikkidioksidipäästöjen vaikutusten voimistumiseen tutkimusalueella. Kromin pitoisuudet olivat laskeneet niin neulasissa, sammalessa kuin humuksessakin. Raudan, kadmiumin, lyijyn ja nikkelin pitoisuudet olivat laskeneet kahdessa kolmesta muuttujasta. On tosin huomioitava, että raskasmetallit eivät kerry samalla tavoin neulasiin, sammaleen ja humukseen. Tulokset eivät raskasmetallikuormituksen osalta olleet yksiselitteisiä, mutta raskasmetallikuormitus lienee Pietarsaaren seudulla laskusuunnassa. Yleensä ottaen sammalesta ja humuksesta analysoidut raskasmetallipitoisuudet olivat alhaisia. Ravinnetila Pietarsaaren metsissä vaikutti melko hyvältä lukuun ottamatta neulasten alhaista magnesiumipitoisuutta, mitä selittänee turkistarhoista peräisin oleva typpikuormitus.

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 næringselementer i gran-og furunåler. *Aktuelt fra skogforsk* 15/94. 11 s.
- Derome, J. ja Väre, H. (1995). Laskeuman vaikutus metsämaahan. Teoksessa Tikkanen, E. (toim.) *Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasitteena.* S. 77-100.
- 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.
- Haahla, A., Niskanen, I., Polojärvi, K. ja Ellonen, T. (2006b). Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 161. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Helmisaari, H-S. (1993). Metsikön ja puun ravinnekierto. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (toim.). *Metsäluonto ja ilmansaasteet.* Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Gummerus, Jyväskylä. S. 44-48.
- Helmisaari, H-S. (1998). Metsäekosysteemin toiminta ympäristömuutoksen ilmentäjänä. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). *Ympäristömuutos ja metsien kunto.* Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsätutkimuslaitoksen tiedonantoja 691.
- 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. S. 155-161.
- Hällis, B. (2007). Kirjallinen tiedonanto. 11/2007.
- Jokinen, J. ja S. Haarala (1996). *Salon ja Halikon ilmanlaadun seuranta.* Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- Jukka, L. (1988). *Metsänterveysopas. Metsätuhot ja niiden torjunta.* Samerka, Vaasa.
- Jussila, I. (1997). Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996-1997. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus. Sykesarja B 12.
- Jussila, I. (1998). Suullinen tiedonanto.
- Jussila, I., Joensuu, E. ja Laihonon, P. (1999). Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. *Ympäristöopas 59.* Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki.
- Kalliola, R. (1973). *Suomen kasvimaantiede.* WSOY, Porvoo.
- Koljonen, R. (2003). *Metallit Kokkolan ilmassa. Kokkolan kaupungin ympäristöpalvelut.*
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T., & Waldén, J. (1998). Air Quality Trends in Finland. *Ilmanlaatumittauksia, Air Quality Measurements.* Ilmatieteen laitos, Helsinki.
- 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. 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. (2007). Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008a). Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 165. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E ja Ellonen, T. (2008b). Suupohjan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 166. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008c). Vaasan alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 168. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T. ja Lehkonen, E. (2008d). Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 169. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E. ja Ellonen, T. (2008e). Vakka-Suomen alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 164. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- LeBlanc, F. ja J. DeSloover (1970). Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485-1496. LIISA 2006-laskentajärjestelmä (2007). <http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/kunnat2.htm>. (tiedot tallennettu 11/2007).
- Lindgren, M. (2000). Mätäkipenmäen testimännikön arviointitulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 15.6.2000.
- Lindgren, M. (2001). Uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkipenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 6.7.2001.
- Lindgren, M. (2007). Mätäkipenmäen 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 koealat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindgren, M. ja Salemaa, M. (2000). Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level I) ja ympäristön yhdenntyn seurannan koealat 2000. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindroos, A.-J. ja Derome, J. (1998). Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 151-157.
- Lodenius, M., Manninen, S., Nieminen, T., Raiskinen, H., Ranta, P. ja R. Willamo (2002). Bioindikaattorit. Ympäristönsuojelun opetusmonisteita N:o 21. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos.
- 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.
- Metsäntutkimuslaitos (2001). Raskasmetallilaskeuma. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm> (11/2006)
- 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. 52-61.
- Nieminen, T., Raitio, H. ja Salemaa, M. (1993). Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimattomuksena. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkeli, H. ja Nieminen, T.

- (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki. Gummerus, Jyväskylä. S. 92-96.
- Niskanen, I. (1995). Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11.
- Niskanen, I., Veijola, H. ja Ellonen, T. (1996). Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996: 17.
- Niskanen, I., Ellonen, T. & Witick, A. (1998). Kokkolan seudun ilman laadun bioindikaattoritutkimus vuonna 1997. Jyväskylän yliopisto, Ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 150.
- 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.
- 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., Polojärvi, K., Haahla, A. ja Laitakari, V. (2003b). Kotkan kaupungin ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2002. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 155.
- Partanen, P. ja Veijola, H. (1996). Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18.
- 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.
- Pleym, H., Hessen, D., Dragesund, O., Sorensen, K., Wethe, P.I, Scholdager, J., Naess, T., Holtan, H., Molvaer, J., Rygg, B., Liltved, H., Ohren, J.A., Grini, O.M., Strandén, E., Waskaas, M., Norseth, T., Rodahl, K., Kristensen, P., Bjorklund, R.A. ja Jentoft, H. (1991). Ympäristötekniikka. Tammertekniikka. Jyväskylä, Gummerus. 324 s.
- 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.
- Raitio, H. (1994). Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25-34.
- Raitio, H. (1999). Needle chemistry. Teoksessa Raitio, H. ja Kilponen, T. (toim.) Forest condition monitoring in Finland. National report 1998. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 743.
- Raitio, H. ja Kärkkäinen, K. (2002). Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Pietarsaaren-Uudenkaarlepyyn alueella vuonna 2000. Metsäntutkimuslaitos, Parkanon tutkimusasema.
- 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. 569 s.
- Rautjärvi, H. ja Raitio, H. (2003). Neulasten alkuainepitoisuudet sekä niiden suhde näytepuiden neulaskatoon ja epifyyttijäkäliin Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueella vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, monisteita nro 120.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. ja Nousiainen, H. (1998). Puiden ravinnepuutokset – metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688.

- 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.
- Riek, W. ja Wolff, B. (1995). Deutscher Beitrag zur Europäischen Waldbodenzustandserhebung (Level I). Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Inst. Forstökol. Walderfass., Eberswalde. Moniste, 65 s.
- Rinne, R. ja Mäkinen, A. (1988). Regional and species variation in metal content of two woodland mosses *Pleurozium schreberi* and *Hylocomium splendens* in Finland and northern Norway. *Silva Fennica* 22 (1): 89-97.
- Rühling, Å. ja Tyler, G. (1970). Sorption and retention of heavy metals in the woodland moss *Hylocomium splendens* (Hedw.) Br. et Sch. *Oikos* 21(1):92-97. Rühling, Å., Rasmussen, L., Pilegaard, K., Mäkinen, A. ja Steinnes, E. (1987). Survey of atmospheric heavy metal deposition in the Nordic countries in 1985 – monitored by moss analyses. *Nord* 1987:21. Göteborg.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L. ja M. Lindgren (1991). Forest condition in Finland 1986-1990. *Silva Fennica* 25 (3): 147-175.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. ja P. Nöjd (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. S. 75-92.
- Salmi, T. (2007). Eri yhdisteiden pitoisuuksia tausta-aseilla. Ilmatieteen laitos. Kirjallinen tiedonanto 11/2007.
- SFS 5669. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5670. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5671. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Sammalten kemiallinen analyysi. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen. (1990). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS 5781. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten rikkipitoisuuden määrittäminen ICP-emissiometrillä. (1994). Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- Sloof, J.E. (1995). Pattern recognition in lichens for source apportionment. *Atm. Environ.* 29(3): 333-343.
- Suomen ympäristökeskus (2006). Raskasmetallit. <http://www.ymparisto.fi>. (10/2006)
- Tamminen, P. (1998). Maaperätekijät. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 64- 82.
- Tamminen, P. (2000). Soil factors. Teoksessa Mälkönen, E. (toim.). Forest condition in a changing environment – The Finnish case. Kluwer Academic Publisher, Dordrecht/Boston/London. s. 72–86.
- Ulrich, B. (1991). Deposition of acids and metal compounds. Teoksessa Merian, E. (toim.). Metals and their compounds in the environment. S. 369-378.
- Veijola, H. ja I. Niskanen (1998). Sammaleesta ja humuksesta tutkittavien muuttujien mittaustarkkuuden arviointi. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Muistio 1/1998.
- 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>.



Jyväskylän yliopisto
Ympäristöntutkimuskeskus

Jyväskylä universitet
Miljöforskningsinstitut

University of Jyväskylä
Institute for Environmental Research

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