



Kanta- ja Päijät-Hämeen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2014

JANNE RUUTH | HENNA TOIVANEN | IRENE KUHMONEN | EERO LEPPÄNEN | ANNE KILJUNEN |



Kanta- ja Päijät-
Hämeen ilmanlaadun
bioindikaattoritutkimus
vuonna 2014

JANNE RUUTH

HENNA TOIVANEN

IRENE KUHMONEN

EERO LEPPÄNEN

ANNE KILJUNEN

RAPORTTEJA 6 | 2016

**KANTA- JA PÄIJÄT-HÄMEEN ILMANLAADUN
BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUONNA 2014**

Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus

Taitto: Taina Pipinen

Kansikuva: Nab Labs Oy

Kartat: Pohjakartat sisältää Maanmittauslaitoksen
Kuntajako 01/2015 aineistoa CLC2000 maankäyttö/
maanpeite (yleistetty 25 ha) © SYKE, EEA

CLC2000 aineiston tuotannossa on käytetty seuraavien tiedon tuottajien aineistoja: SYKE, MML, MMM (peltotiedot 1999), VRK (rakennetut alueet 2001) ja satelliittikuvien tulkinnassa hyödynnetty Metsähallituksen ja UPM Kymmene Oy:n aineistoja.

ISBN 978-952-314-394-4 (PDF)

ISSN-L 2242-2846

ISSN 2242-2854 (verkkajulkaisu)

URN:ISBN:978-952-314-394-4

www.doria.fi/ely-keskus

Sisällysluettelo

1. Johdanto	5
2. Tutkimusalue	8
2.1. Yleiskuvaus	8
2.2. Tutkimusalueen ilmanlaatu	8
2.2.1. Päästöt	9
2.2.2. Päästömäärien kehitys	11
2.2.3. Ilmanlaatu Suomessa	12
3. Tutkimusaineisto ja –menetelmät	15
3.1. Tutkimusalat	15
3.2. Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta	17
3.3. Männyn runkojäkälät	17
3.3.1. Ilman epäpuhtauksien vaikutukset runkojäkälissä	17
3.3.2. Tutkitut jäkälälajit	18
3.3.3. Vaurioiden ja peittävyksien arvioiminen	22
3.4. Männyn elinvoimaisuuden arviointi	23
3.5. Neulasten, sammalten ja humuksen alkuainepitoisuudet	24
3.5.1. Neulasten alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen	26
3.5.2. Sammalen alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen	27
3.5.3. Humuksen alkuainepitoisuudet ja kemialliset ominaisuudet ja niiden määrittäminen	28
3.6. Paikkatietomenetelmät	30
3.7. Tilastomenetelmät	30
3.8. Virhelähteet ja luotettavuus	31
3.8.1. Jäkäläkartoitus	31
3.8.2. Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus	32
3.8.3. Neulasten alkuainepitoisuuksien määrittäminen	32
3.8.4. Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksien määrittäminen	33
4. Tulokset	35
4.1. Mäntyjen runkojäkälät	35
4.1.1. Sormipaisukarpeen vaurioaste	35
4.1.2. Yleinen vaurioaste	37
4.1.3. Jäkälälajien määrät ja yleisyys	39
4.1.4. Peittävydet	41
4.1.5. IAP-indeksi	43
4.2. Männyn neulasten alkuainepitoisuudet	44
4.3. Sammalen alkuainepitoisuudet	48
4.4. Humuksen kemialliset ominaisuudet	53
4.4.1. Humuksen alkuainepitoisuudet	53
4.4.2. Humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuudet	58
4.5. Mäntyjen elinvoimaisuus	60
4.5.1. Mäntyjen tuhot, taudit ja värimuutokset	60
4.5.2. Mäntyjen neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä	60

5. Tulosten tilastollinen tarkastelu.....	65
5.1. Jäkälämuuttajat	65
5.1.1. Jäkälämuuttajien yhteisvaihtelu.....	65
5.1.2. Taustamuuttajien vaikutus jäkälämuuttajiin	66
5.2. Neulasmuuttajat	68
5.2.1. Neulasmuuttajien yhteisvaihtelu	68
5.2.2. Taustamuuttajien vaikutus neulasmuuttajiin.....	68
5.3. Sammalten alkuainepitoisuudet.....	69
5.3.1. Sammalten alkuainepitoisuuksien yhteisvaihtelu.....	69
5.3.2. Taustamuuttajien vaikutus sammalten alkuainepitoisuuksiin	70
5.4. Humuksen alkuainepitoisuudet ja kemialliset ominaisuudet	71
5.4.1. Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien yhteisvaihtelu	71
5.4.2. Taustamuuttajien vaikutus humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin.....	71
5.5. Muuttajien yhteisvaihtelu	73
5.5.1. Jäkälä- ja neulasmuuttajien yhteisvaihtelu	73
5.5.2. Kaikkien muuttajien yhteisvaihtelu	74
5.6. Tulosten tilastollinen tarkastelu: yhteenveto ja johtopäätökset.....	76
6. Vertailu	79
6.1. Vuosien välinen vertailu.....	79
6.1.1. Mäntyjen runkojäkälät	80
6.1.2. Mäntyjen elinvoimaisuus.....	85
6.1.3. Neulasten alkuainepitoisuudet.....	86
6.1.4. Sammalten alkuainepitoisuudet.....	89
6.1.5. Humuksen alkuainepitoisuudet.....	92
6.2. Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin	96
6.2.1. Mäntyjen runkojäkälät.....	96
6.2.2. Mäntyjen elinvoimaisuus	96
6.2.3. Neulasten alkuainepitoisuudet	97
6.2.4. Sammalten alkuainepitoisuudet	97
6.2.5. Humuksen alkuainepitoisuudet	98
6.3. Metallipitoisuuksien vertailu.....	98
6.4. Vertailu tausta- ja taajama-alojen välillä.....	101
7. Johtopäätökset.....	103
8. Lähteet	107

Liitteet

Liite 1–21: Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta kunnittain

Liite 22: Merkittävimpien päästölähteiden sijoittuminen kartalle

Liite 23: Muuttujaryhmien välinen yhteisvaihtelu

Liite 24: Tutkimusalat



1. Johdanto

Bioindikaattoreina käytetään eliölajeja, jotka ilmaisevat ympäristön tilaa ja siinä tapahtuvia muutoksia. Ympäristön tilassa tapahtuvat muutokset voidaan havaita esimerkiksi eliölajin rakenteen, eliöiden alkuainepitoisuuksien, runsauden ja levinneisyyden sekä eliöyhteisöjen rakenteen muutoksina. Tässä tutkimuksessa kuvataan Kanta- ja Päijät-Hämeen maakuntien alueen ilmanlaatua ilmanlaadun bioindikaattorien, eli ilman epäpuhtauksien vaikutusten ilmentäjien avulla. Vuoden 2014 seurannassa bioindikaattoreina käytettiin männyllä kasvavia runkojäkäliä, mäntyjen elinvoimaisuutta ja sammalten, neulasten ja humuksen alkuainepitoisuuksia sekä humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuuksia.

Tutkituista indikaattoreista mäntyjen epifyyttijäkäliät ovat hyviä ilmanlaadun yleisindikaattoreita, jotka reagoivat herkästi ilman epäpuhtauksiin sekä ulkomuodollaan että lajiston koostumuksen ja runsauden muutoksilla. Vastaa-va, tosin epäspesifimpi indikaattori on mäntyjen latvuskunto, jota arvioidaan neulaskadon kautta. Näitä indikaattoreita täydentävät männyn neulasista, sammalesta ja humuksesta mitatut alkuainepitoisuudet sekä kemialliset ominaisuudet, jotka kuvaavat epäpuhtauksien leviämistä ja kertymistä. Epäpuhtauksien vaikutukset ilmenevät indikaattorilajeissa yleensä pitkällä aikavälillä, minkä vuoksi indikaattorimenetelmät soveltuvat erityisen hyvin pitkän aikavälin muutostrendien kuvaamiseen.

Ilmanlaatua tutkittiin edellisen kerran Kanta-Hämeen alueella vuonna 2001-2002 (Niskanen & Ellonen 2002) ja Päijät-Hämeen alueella vuosina 1999-2000 (Pihlström & Myllyvirta 2001). Kanta-Hämeen alueella on tehty bioindikaattoritutkimuksia jo vuosina 1982 ja 1990-1991, jolloin keskityttiin selvittämään neulasten näkyviä oireita ja maaperän happamoitumista (Huttunen & Karhu 1984, Lamppu & Huttunen 1992). Vuosina 1994 ja 1996 Ilmatieteen laitos selvitti Hyvinkään, Riihimäen, Hausjärven, Janakkalan ja Lopen rikki- ja typpiyhdisteiden ulkoilmapitoisuuksia sekä määrittäi mäntytuuston neulasten rikki-, typpi- ja klooripitoisuuksia (Ilmatieteen laitos 1996). Lisäksi erillisiä ilmanlaadun bioindikaattoritutkimuksia on toteutettu Kanta-Hämeen teollisten toimijoiden kuten Rautaruukin ja Ekokemin toimesta.

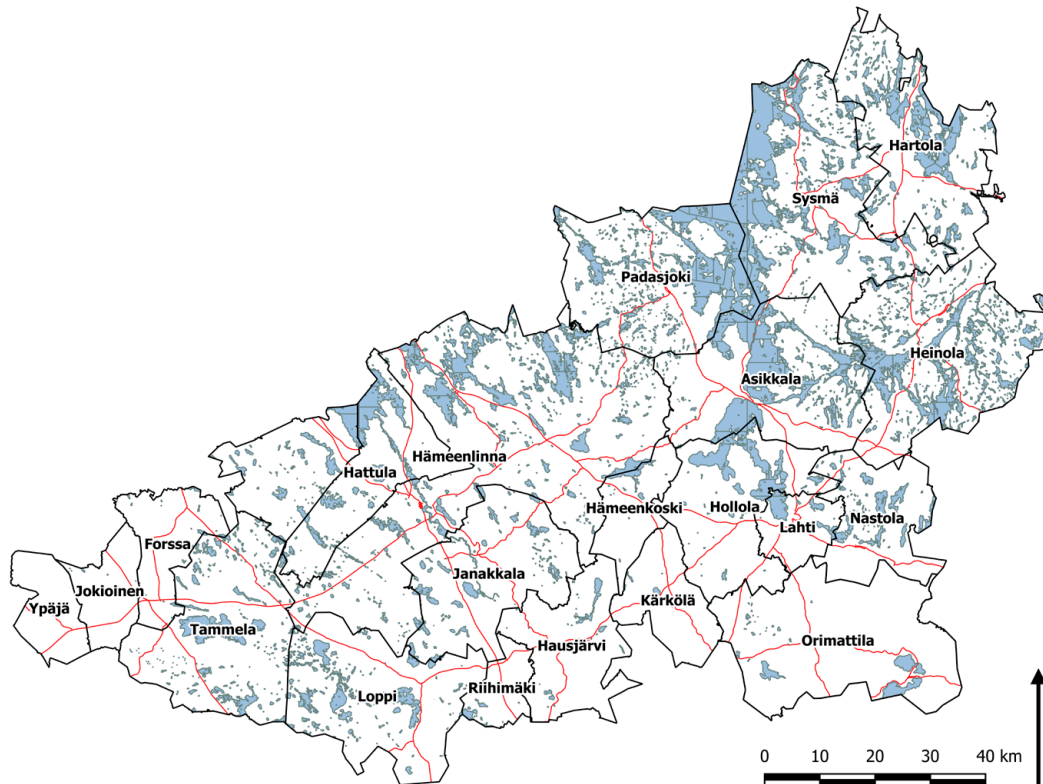
Tämä tutkimus toteutettiin 304 ympäri tutkimusaluetta sijoitetulla tutkimusalalla. Tutkimusaloina pyrittiin käyttämään aiemmissa tutkimuksissa säilyneitä aloja mahdollisuuksien mukaan. Havainnot kultakin tutkimusalalta tehtiin viideltä puulta. Tässä raportissa esitetään vuoden 2014 seurannan tulokset, tarkastellaan tuloksia tilastollisesti ja vertaillaan tuloksia alueella aiemmin tehtyjen tutkimusten tuloksiin soveltuvin osin sekä muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksiin.

Tutkimuksessa olivat mukana Kanta-Hämeen kunnista Forssa, Hausjärvi, Hattula, Hämeenlinna, Janakkala, Jokioinen, Loppi, Riihimäki, Tammela, ja Ypäjä. Humppila ei osallistunut tutkimukseen. Nyt mukana olleista kunnista Hattula ei ollut mukana vuoden 2002 tutkimuksessa. Päijät-Hämeen kunnista olivat mukana kaikki kunnat: Hartola, Sysmä, Padasjoki, Asikkala, Heinola, Hollola, Lahti, Nastola, Kärkölä ja Orimattila. Päijät-Hämeen kunnista Padasjoki ei ollut mukana vuosien 1999-2000 seurannassa. Tutkimusta koordinoi Hämeen ELY-keskus. Tutkimuksen rahoittivat alueen kunnat ja maakuntien liitot sekä toiminnanharjoittajat. Tutkimuksen toteutti Nab Labs Oy Ambiotica. Maastotyöt tehtiin kesällä 2014 ja talvella 2015, ja niihin osallistuivat tutkijat Kirsi Järvisalo, Janne Ruuth ja Anne Kiljunen, tekninen avustaja Henna Toivanen, sekä tutkimusavustajat Janne Hesso ja Mari Jäntti. Janne Ruuth, Henna Toivanen, Irene Kuhmonen ja Eero Leppänen analysoivat tutkimusaineiston ja kirjoittivat tämän tutkimusraportin.

2. Tutkimusalue

2.1. Yleiskuvaus

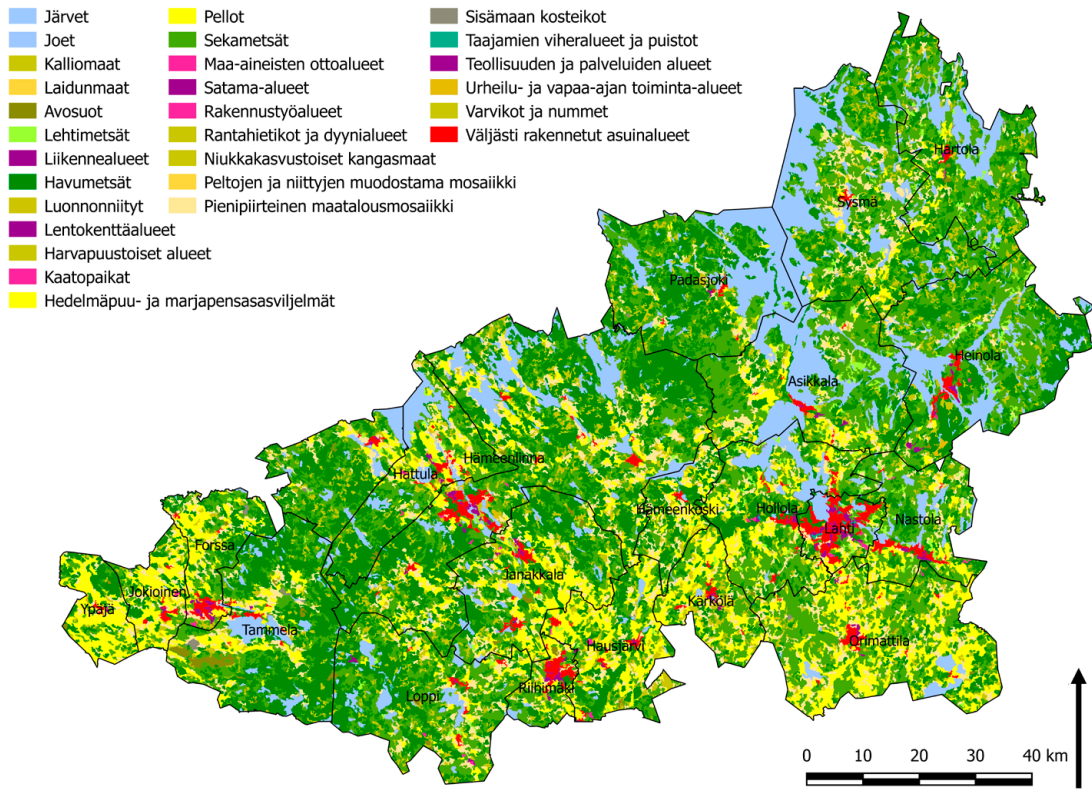
Tutkimus toteutettiin Kanta-Hämeen ja Päijät-Hämeen maakuntien alueella. Kuvassa 1 on esitetty tutkimukseen osallistuneet kunnat sekä alueen päätiestö.



Kuva 1. Kanta- ja Päijät-Hämeen seutujen bioindikaattoritutkimukseen vuonna 2014 osallistuneet kunnat sekä alueen päätiestö.

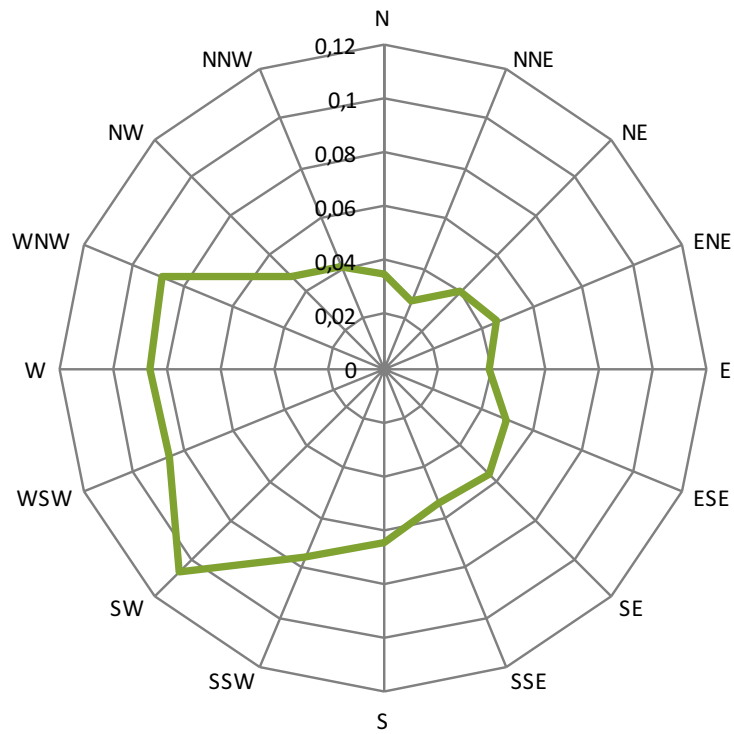
Kuvassa 2 on esitetty maankäyttö tutkimusalueella CLC2012-maankäyttö/maanpeite-aineiston mukaisesti. Suomen kasvimaantieteellisessä aluejaossa Kanta- ja Päijät-Hämeen seutu sijoittuu pääosin Järvi-Suomen ja Lounaismaan vyöhykkeelle. Luonnolle leimaa-antava tekijä on runsasjärvisyys, joka tasoittaa lämpötilanvaihteluita ja ohentaa talvista lumipeitettä. Maanviljelyalaa on etenkin Kanta-Hämeen etelä- ja länsiosissa. Jääkauden muovaamat Salpausselät halkovat Hämeen maakuntia, ja pääasiallinen maalaji on moreenimaa. Tutkimusalueen eteläosissa on myös laajempia savimaa-alueita. Alueen kallioperä on pääasiassa graniittia ja migmatiittia. Päijät-Hämeen pohjoisosissa esiintyy myös granodioriittia (Geologian tutkimuskeskus 2009).

Kanta-Hämeen ja Päijät-Hämeen alueella asuu yhteensä n. 380 000 ihmistä. Väestömäärältään suurin kunta on Lahti n. 103 700 asukkaallaan, toisena Hämeenlinna n. 68 000 asukkaallaan (Verkkotietokeskus 2014, Tilastokeskus 2015.) Tutkimusaluetta halkovat kaakko-luoteissuunnassa tiet 3 ja 12, ja lounas-koillinen-suunnassa 4-tie. 3- ja 4-teiden keskimääräinen vuorokausiliikenne vaihtelee 12 000 ja 40 000 auton välillä. Tien 12 liikennemäärä on keskimäärin 6 000 ja 12 000 välillä. (Liikennevirasto 2015). Sekä Päijät-Hämeen että Kanta-Hämeen teollisuus koostuu lukumääräisesti suurimmaksi osaksi metallituotteiden valmistukseen sekä koneiden ja laitteiden valmistukseen ja korjaukseen liittyvistä toimijoista. Kanta-Hämeessä eniten toimijoita on metallituotteiden valmistuksessa ja puu- ja sahateollisuudessa. (Tilastokeskus 2013)



Kuva 2. Maankäyttö Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla (CLC2012 maankäyttö/maanpeite (yleistetty 25ha): © SYKE, EEA).

Kuvassa 3 on esitetty vallitsevat tuulensuunnat alueella vuonna 2014 Hämeenlinnan Katisen lentokentän säähavaintoaineiston perusteella (Weather Underground 2015). Alueella vallitsivat lounais- ja etelä / länsi tuulet.



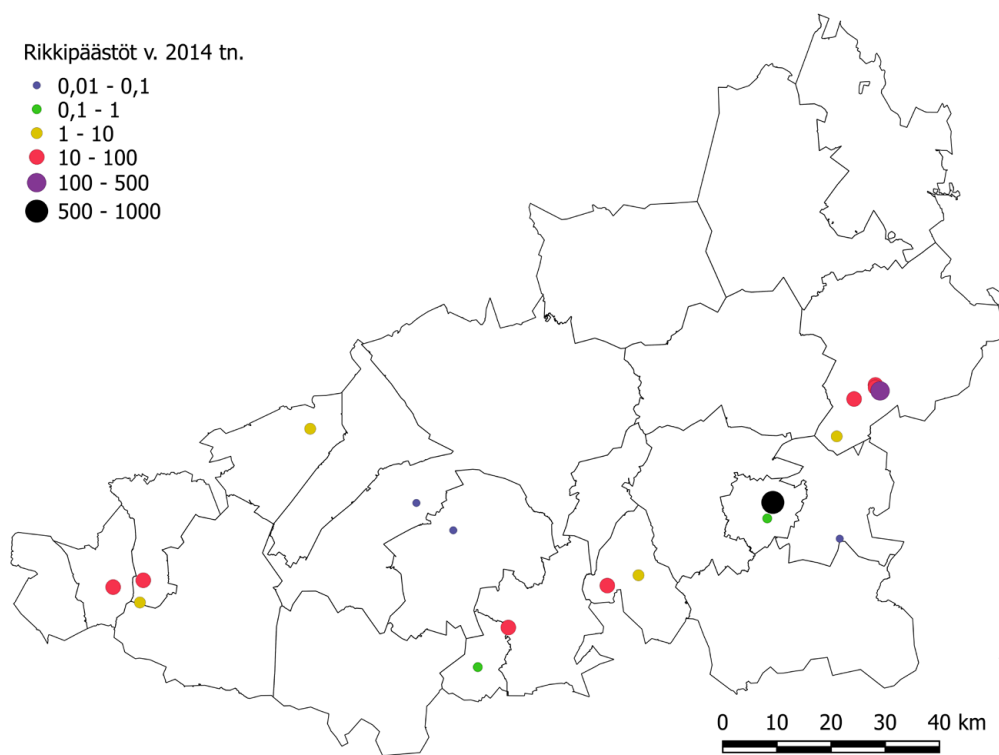
Kuva 3. Hämeenlinnan Katisen lentokentällä vuonna 2014 vallinneet tuulensuunnat (Weather Underground 2015).

2.2. Tutkimusalueen ilmanlaatu

Tässä luvussa esitellään tutkimusalueen merkittävimmät ilman epäpuhtauksien päästölähteet sekä päästömäärien kehitys vuodesta 2003 lähtien.

2.2.1. Päästöt

Kuvissa 4–6 on esitetty tutkimusalueen päästölähteet. Suurimmat rikkidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten laitoskohtaiset päästömäärät kunnittain vuonna 2014 on esitetty taulukossa 1. Teollisuuden päästötiedot perustuvat ELY-keskuksen tiedonantoihin. Tarkastelussa on mukana lupavelvolliset päästölähteet, joista aiheutuu rikki-, typpi- ja hiukkaspäästöjä. Suurimpia yksittäisiä rikin päästölähteitä ovat Lahti Energian Kymijärven voimalaitos ja Stora Enson puunjalostustehdas Heinolassa.

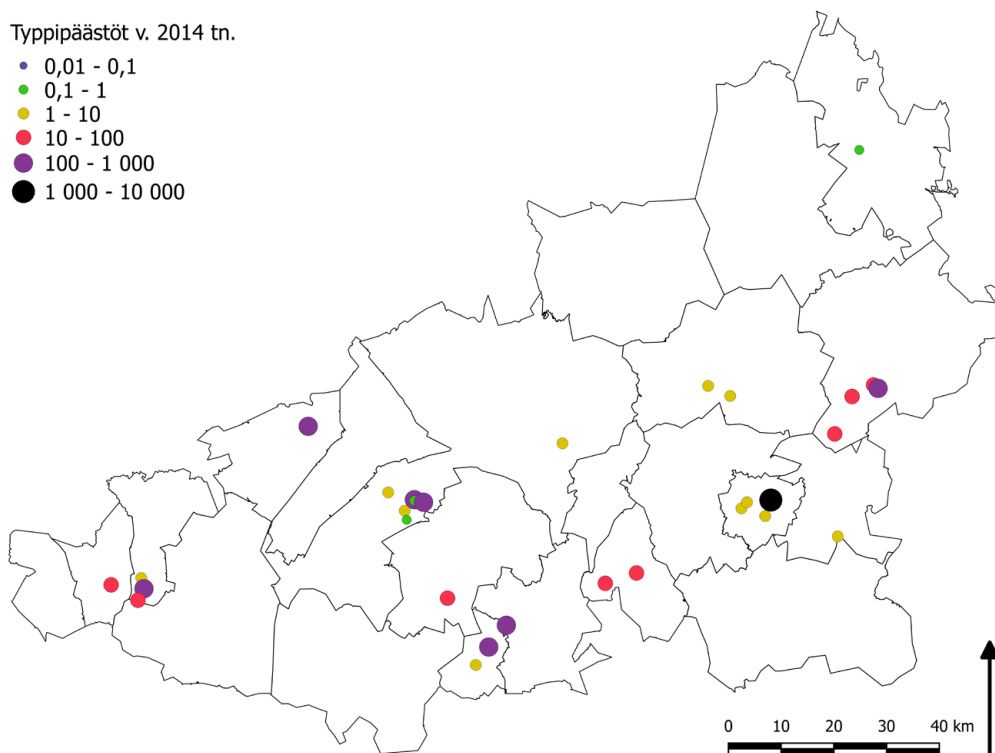


Kuva 4. Kanta- ja Päijät-Hämeen alueen rikkidioksidin päästölähteet.



Typipäästöt v. 2014 tn.

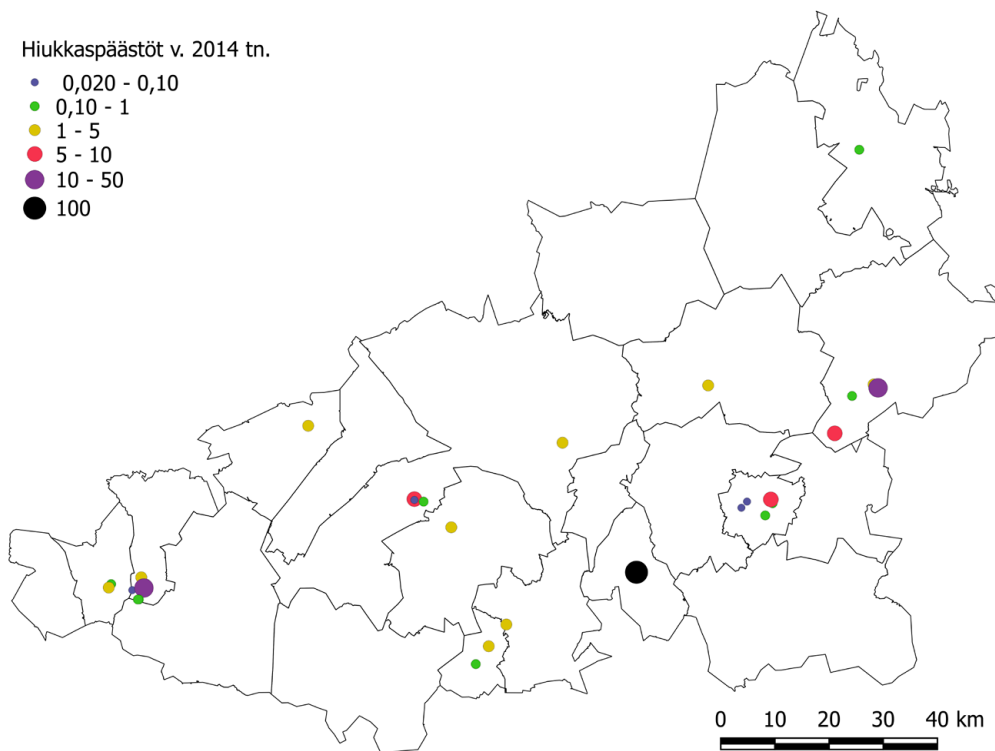
- 0,01 - 0,1
- 0,1 - 1
- 1 - 10
- 10 - 100
- 100 - 1 000
- 1 000 - 10 000



Kuva 5. Kanta- ja Päijät-Hämeen alueen typpioksidipäästölähteet.

Hiukkaspäästöt v. 2014 tn.

- 0,020 - 0,10
- 0,10 - 1
- 1 - 5
- 5 - 10
- 10 - 50
- 100



Kuva 6. Kanta- ja Päijät-Hämeen alueen hiukkaspäästölähteet.

Vuoden 2014 tietojen perusteella tutkimusalueella raportoitiin syntyneen eniten typen oksidien päästöjä, yhteensä 6448 tonnia. Teollisuuden osuus tästä oli 51 %. Suurin osa typen oksidien päästöistä syntyi Lahdessa, ja suurin yksittäinen päästäjä oli Lahti Energia Oy Kymijärven voimalaitos. (Taulukko 1.) Teollisuuden rikkidioksidipäästöjä syntyi yhteensä 1438 tonnia. Suurin yksittäinen rikkidioksidin päästölähde oli niin ikään Lahti Energia Oy Kymijärven voimalaitos, jonka osuus merkittävimpien päästölähteiden rikkipäästöistä oli 61,5 %. Hiukkaspäästöjä raportoitiin alueella syntyneen vuonna 2014 yhteensä 298 tonnia, joista 66 % syntyi teollisuudessa. Suurin yksittäinen hiukkaspäästölähde oli sahateollisuusyritys Koskisen Oy Kärkölässä.

Taulukko 1. Rikkidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten laitoskohtaiset päästömäärät kunnittain vuonna 2014.

Laitos	Kunta	SO2	% kunnan teollisuus-päästöistä	% koko alueen teollisuus-päästöistä	NOx	% kunnan teollisuus-päästöistä	% koko alueen teollisuus-päästöistä	hiukaset	% kunnan teollisuus-päästöistä	% koko alueen teollisuus-päästöistä
Jeld-Wen Suomi Oy	Asikkala	0			6	40 %	0 %	2	100 %	1,0 %
Rapala VMC Oyj	Asikkala	0			9	60 %	0 %	0	0 %	0,0 %
yhteensä	Asikkala	0			15	100 %	0 %	2	100 %	1,0 %
HK Scan Finland Oy	Forssa	15	68 %	1,0 %	3	1 %	0 %	1	2 %	0,5 %
Vapo Oy	Forssa	7	32 %	0,5 %	93	44 %	3 %	1	2 %	0,5 %
Uusioaines Oy	Forssa	0	0 %	0,0 %	2	1 %	0 %	1	2 %	0,5 %
Saint-Gobain Rakennustuotteet	Forssa	0	0 %	0,0 %	114	54 %	4 %	41	93 %	20,9 %
yhteensä	Forssa	22	100 %	1,5 %	212	100 %	7 %	44	100 %	22,4 %
Stora Enso Oy	Heinola	357	89 %	24,8 %	463	78 %	14 %	10	48 %	5,1 %
Kuusakoski Oy	Heinola	29	7 %	2,0 %	21	4 %	1 %	0	0 %	0,0 %
Versowood Oy	Heinola	3	1 %	0,2 %	58	10 %	2 %	7	33 %	3,6 %
Lahti Energia Oy, Hienolan voimalaitos	Heinola	12	3 %	0,8 %	52	9 %	2 %	4	19 %	2,0 %
yhteensä	Heinola	401	100 %	27,9 %	594	100 %	18 %	21	100 %	10,7 %
Lammin ikkuna Oy	Hämeenlinna	0	0 %	0,0 %	1	0 %	0 %	2	14 %	1,0 %
Fingrid Oyj, Vanajan kaasuturbiinilaitos	Hämeenlinna	0	0 %	0,0 %	1	0 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Can-Pak S.A.	Hämeenlinna	0	0 %	0,0 %	4	1 %	0 %	0	0 %	0,0 %
SSAB Europe Oy	Hämeenlinna	0	0 %	0,0 %	111	21 %	3 %	0	0 %	0,0 %
Elenia lämpö Oy, Ahveniston lk	Hämeenlinna	0	0 %	0,0 %	3	1 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Elenia lämpö Oy, Vanajan voimalaitos	Hämeenlinna	60	92 %	4,2 %	234	45 %	7 %	7	50 %	3,6 %
Iittala Group Oy Ab	Hämeenlinna	5	8 %	0,3 %	164	32 %	5 %	5	36 %	2,6 %
yhteensä	Hämeenlinna	65	100 %	4,5 %	518	100 %	16 %	14	100 %	7,1 %
Tervakoski Oy	Janakkala	0		0,0 %	53	100 %	2 %	0	0 %	0,0 %
Tevo Oy	Janakkala	0		0,0 %	0	0 %	0 %	4	100 %	2,0 %
yhteensä	Janakkala	0		0,0 %	53	100 %	2 %	4	100 %	2,0 %
Pintos Oy	Jokioinen	0	0 %	0,0 %	0	0 %	0 %	2	67 %	1,0 %
Adven Oy	Jokioinen	26	100 %	1,8 %	13	100 %	0 %	1	33 %	0,5 %
yhteensä	Jokioinen	26	100 %	1,8 %	13	100 %	0 %	3	100 %	1,5 %
Wienerberger Oy Ab	Kärkölä	11	61 %	0,8 %	10	9 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Koskisen Oy	Kärkölä	7	39 %	0,5 %	96	91 %	3 %	94	100 %	48,0 %
yhteensä	Kärkölä	18	100 %	1,3 %	106	100 %	3 %	94	100 %	48,0 %
Lahti Energia Oy, Teivaanmäen voimalaitos	Lahti	0	0 %	0,0 %	3	0 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Lahti Energia Oy, Sopenkorven laitos	Lahti	0	0 %	0,0 %	5	0 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Lahti Energia Oy, Hartwallin lk	Lahti	1	0 %	0,1 %	4	0 %	0 %	0	0 %	0,0 %
Lahti Energia Oy, Kymijärven voimalaitos	Lahti	884	100 %	61,5 %	1282	99 %	40 %	9	100 %	4,6 %
yhteensä	Lahti	885	100 %	61,5 %	1294	100 %	40 %	9	100 %	4,6 %
Alteams Oy	Loppi	2	100 %	0,1 %	0		0 %	0		0,0 %
Wipak Oy	Nastola	0		0,0 %	2	100 %	0 %	0		0,0 %
Adven Oy	Riihimäki	0	0 %	0,0 %	8	2 %	0 %	1	20 %	0,5 %
Versowood Oy	Riihimäki	0	0 %	0,0 %	158	37 %	5 %	2	40 %	1,0 %
Ekokem Oyj	Riihimäki	19	100 %	1,3 %	257	61 %	8 %	2	40 %	1,0 %
yhteensä	Riihimäki	19	100 %	1,3 %	423	100 %	13 %	5	100 %	2,6 %
Teollisuuden päästöt yhteensä		1438			3230			196		

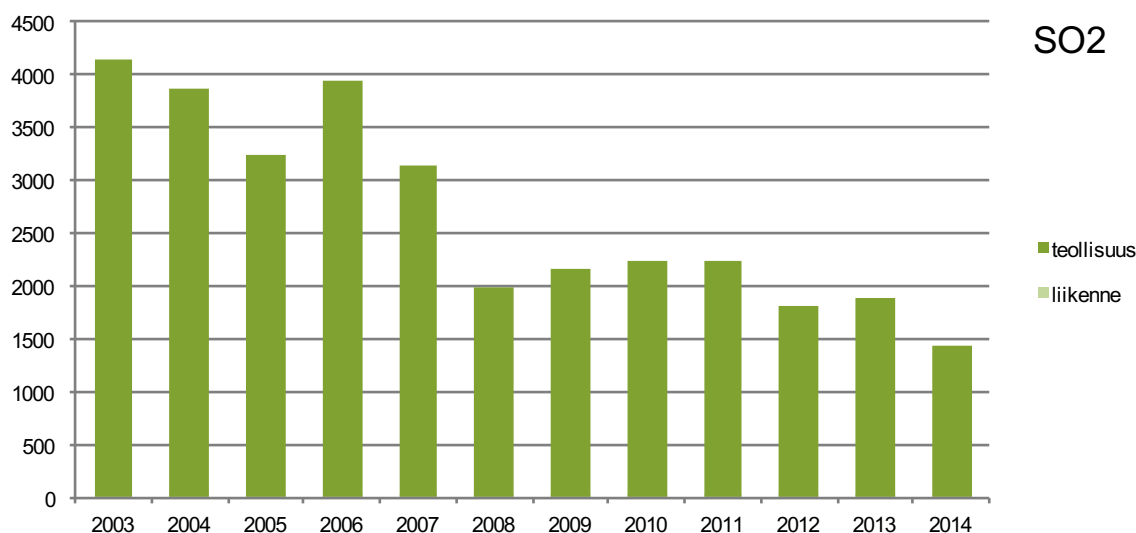
2.3.2. Päästömaerien kehitys

Rikkidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten päästömaerien kehitys vuosina 2003-2014 on esitetty kuvissa 7-9. Liikenteen päästöjen osuus rikkipäästöistä on hyvin pieni. Typen oksidien päästöistä liikenteen päästöjen osuus on tarkastelujakson alussa ollut yli puolet, mutta osuus on vähentynyt tasaisesti. Liikenteen hiukkaspäästöjen osuus kokonaishiukkaspäästöistä oli tarkastelujakson lopussa n. 52 %. Kanta- ja Päijät-Hämeessä on isoja valtaiteita, jotka nostavat liikennepäästöjen osuutta kokonaispäästöistä. Liikenteen päästöt on laskettu VTT:n LIISA 2011 -laskentajärjestelmällä.

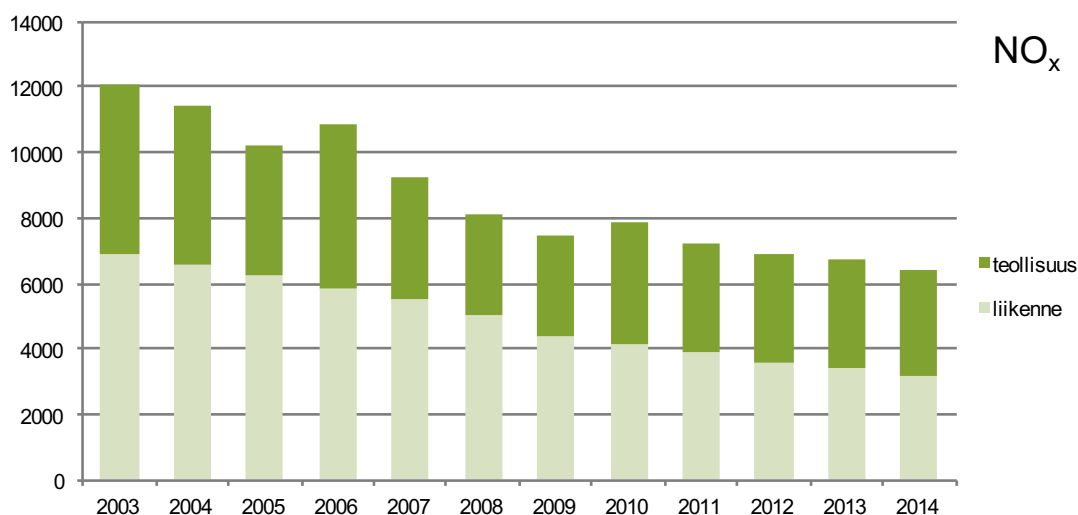
Tutkimusalueen rikkidioksidipäästöjen kokonaismäärässä on ollut tarkastelujakson aikana suurta vaihtelua. Päästöt ovat laskeneet selvästi vuoden 2007 jälkeen, kasvaneet hieman 2008-2011, ja vähentyneet jälleen vuonna 2014. Suurimmat rikkidioksidipäästöt tarkastelujaksolla syntyivät vuonna 2003. Vuoden 2014 rikkidioksidipäästöt olivat enää noin kolmannes vuoden 2003 päästömaeristä.

Typen oksidien kokonaispäästöt ovat laskeneet läpi tarkastelujakson ajan vuoteen 2014, lukuun ottamatta pientä nousua vuonna 2006. Muutosta on tapahtunut niin liikenteen, kuin teollisuuden typenoksidien päästöissä.

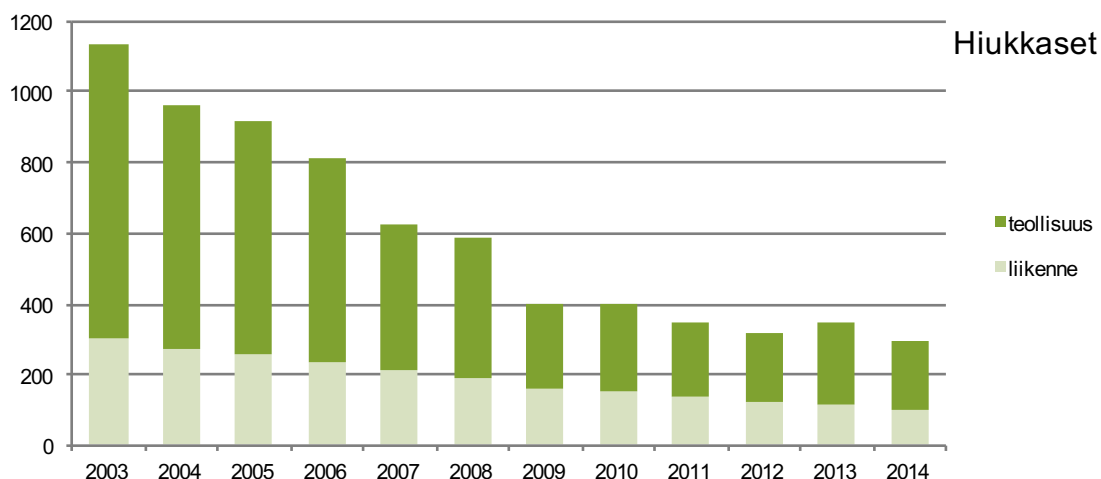
Hiukkaspäästömaerät ovat vähentyneet jyrkästi vuosina 2003-2009, minkä jälkeen lasku on tasaantunut hieman. Tarkastelujakson suurimmat hiukkaspäästöt syntyivät vuonna 2003 ja pienimmät vuonna 2014. Suurin lasku hiukkaspäästöissä on tapahtuneet teollisuudessa.



Kuva 7. Tutkimusalueen teollisuuden ja liikenteen rikkidioksidin päästöt (tn/v) vuosina 2003-2014.



Kuva 8. Tutkimusalueen teollisuuden ja liikenteen typen oksidien päästöt (tn/v) vuosina 2003-2014.

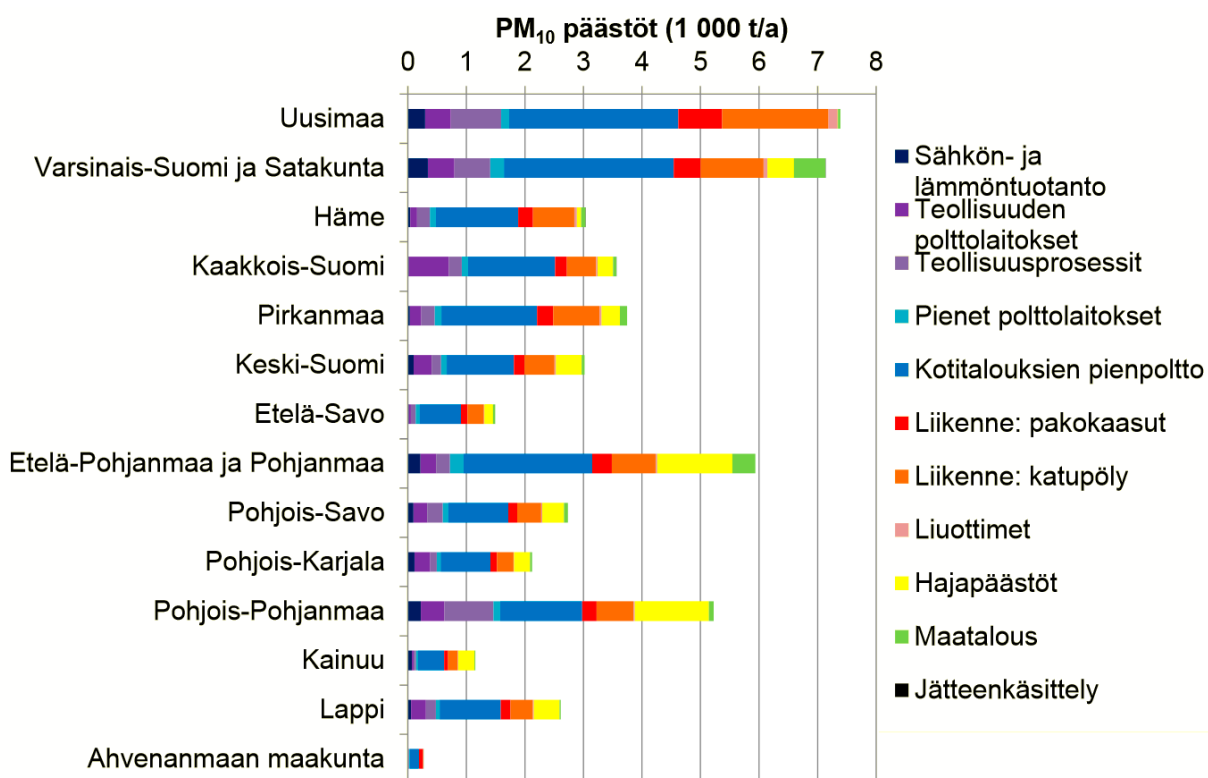


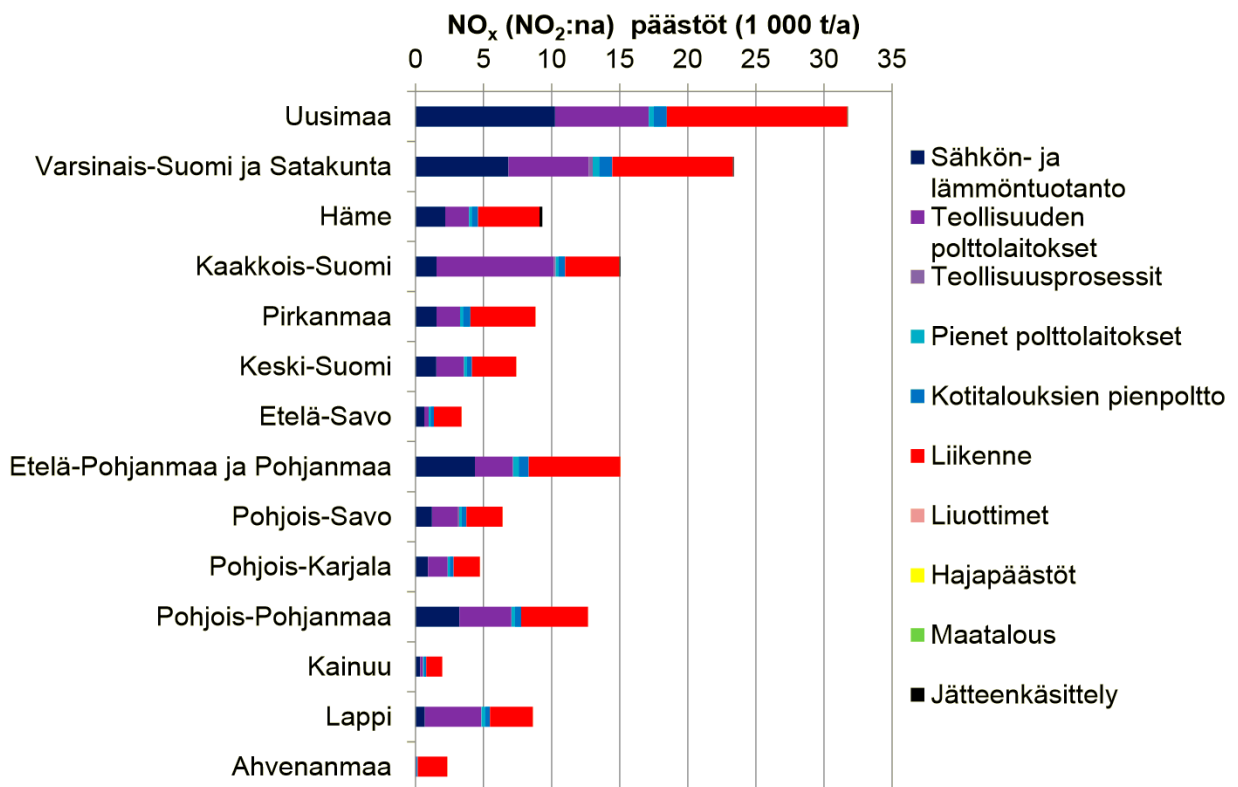
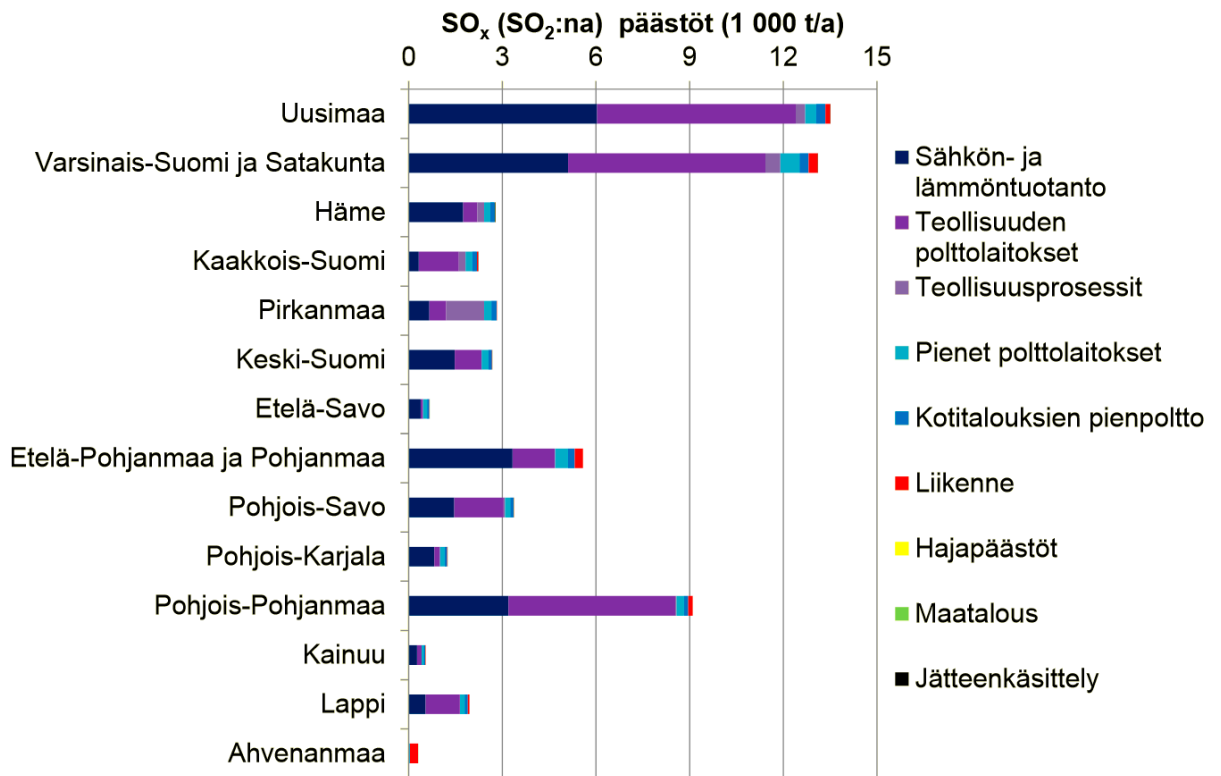
Kuva 9. Tutkimusalueen teollisuuden ja liikenteen hiukkaspäästöt (tn/v) vuosina 2003-2014.

2.3.3. Ilmanlaatu Suomessa

Lähes kaikkien merkittävimpien ilman epäpuhtauksien pitoisuudet tausta-asevilla ovat vähentyneet 1980-luvun alusta lähtien tarkasteltuna voimakkaasti. Pitkäaikaisissa mittauksissa näkyy erityisen selkeästi rikkiyhdisteiden pitoisuuksien ja laskeuman pieneneminen viimeisten vuosikymmenien aikana. Ilman epäpuhtauksien vähentyminen on jatkunut vielä 1990-luvulla, vaikkakin hitaammin Etelä-Suomessa kuin Pohjois-Suomessa. (Kulmala ym. 1998, Ilmatieteen laitos 2015.)

Kuvassa 11 on esitetty rikkidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten päästöjen alueellinen jakautuminen Suomessa vuonna 2010 (Suomen ympäristökeskus 2013). Alueellisen jakautumisen esittäminen on toteutettu yhdisteittäin UNECE:n kaukokulkeutumissopimuksen EMEP-ohjelman karttamallin avulla. Päästö määrät ovat rannikkoseuduilla kaikilla yhdisteillä hieman korkeampia kuin vastaavalla korkeudella sisämaassa, mihin vaikuttaa rannikkoseuduille keskittynyt ihmistoiminta.





Kuva 10. Hiukkasten, rikin- ja typenoksidien (t) päästöjen alueellinen jakautuminen Suomessa vuonna 2011 (Suomen ympäristökeskus 2013).



3. Tutkimusaineisto ja -menetelmät

3.1. Tutkimusalat

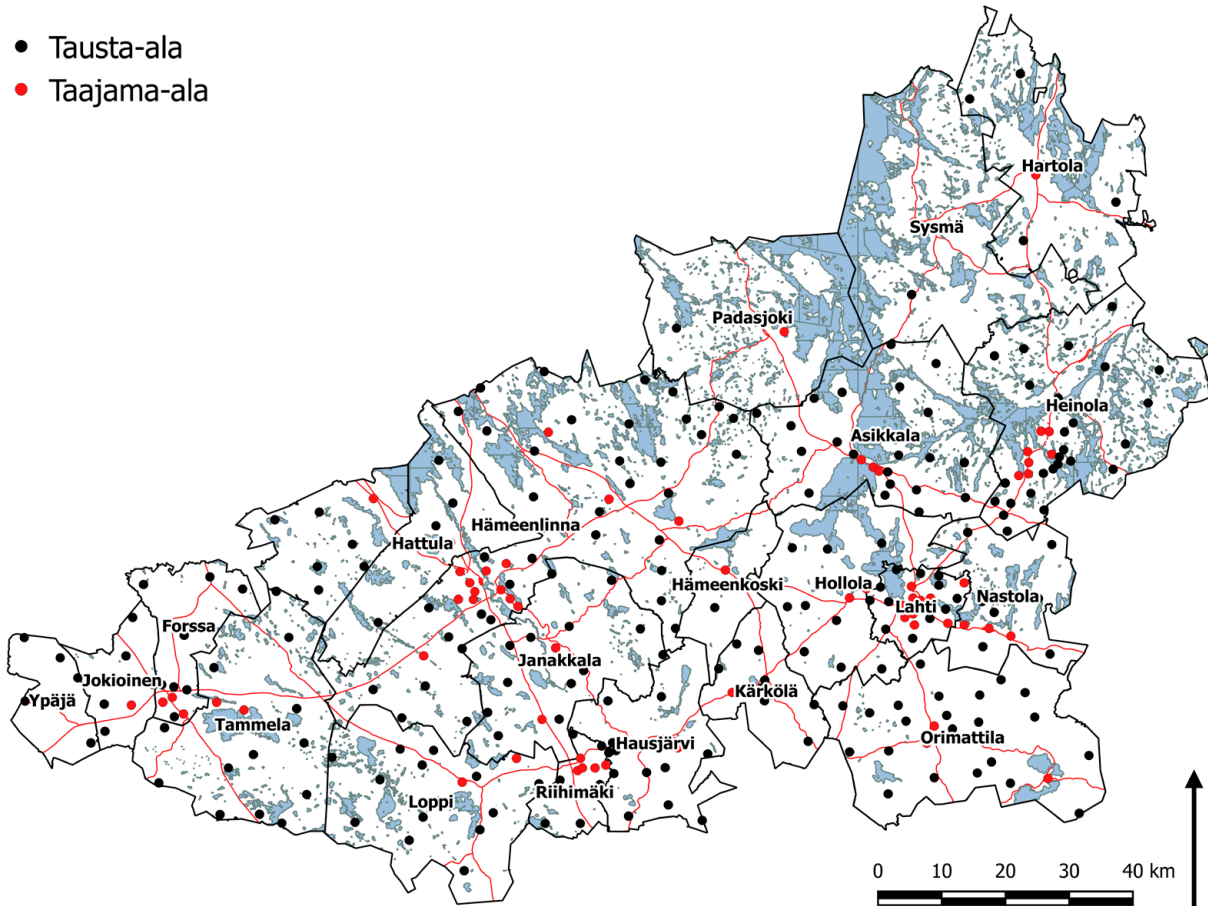
Tutkimus tehtiin 304 havaintoalalla, joilla tutkittiin mäntyjen runkojäkäliä ja arvioitiin harsuuntumista. Lisäksi kerättiin näytteitä, joista analysoitiin neulasten, sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksia. Tutkimusalojen sijainnit on esitetty kuvassa 11. Taulukossa 2 on esitetty tutkimusalojen lukumäärät kunnittain. Tutkimusalan jäkälälajisto arvioitiin viideltä puulta. Tutkimusaloista kaikki Päijät-Hämeen alat katsottiin uusiksi aloiksi, koska vanhojen alojen paikkatiedot olivat puutteelliset. Yhteensä uusia aloja perustettiin 212, joista 66 Kanta-Hämeeseen ja 146 Päijät-Hämeeseen. Uusia aloja perustettiin Kanta-Hämeen kunnista suhteessa eniten Riihimäelle. Vanhoilla tutkimusaloilla kartoitus pyrittiin tekemään samoilla havaintopuilla kuin edeltävässä, vuosina 2001-2002 Kanta-Hämeessä toteutetussa tutkimuksessa, mutta hakkuiden tai maankäytön muutosten vuoksi vanhoista aloista osa perustettiin uudestaan. Edellisessä tutkimuksessa jäkäläkartoitus ja neulaskadon arviointi oli tehty 10 puulla. Jos vanhalla alalla edellisellä tutkimuskerralla jäkäläkartoitukseen käytetty tutkimuspuu oli kaatunut, se pyrittiin ensisijaisesti korvaamaan edellisessä tutkimuksessa mukana olleella puulla. Kaikki muutokset havaintoaloissa tai -puissa kirjattiin, ja ne huomioitiin vuosien välisiä tuloksia vertailtaessa.

Näytealan sijainti määritettiin GPS-laitteella, ja jokaisesta havaintoalasta täytettiin taustatietolomake, johon merkittiin alan etsintäohje ja puiden sijainti. Havaintoalan metsätyyppi, puuston kehitysluokka, ikä ja pituus sekä valtalajien pohjapinta-alat ja havaintoalan topografia kirjattiin ylös. Havaintoalan soveltuvuus luokiteltiin käyttäen asteikkoa hyvä-kohtalainen-huono. Havaintoalan soveltuvuus on havainnoitsijan subjektiivinen arvio havaintoalan soveltuvuudesta bioindikaattoritutkimukseen, ja sitä arvioitaessa huomioidaan jäkäläkartoitukseen käytettävää metsikköä koskevat kriteerit. Pohjapinta-alat määritettiin relaskoopin avulla, ja puuston ikä ja pituus määritettiin silmämääräisesti.

Tutkimusalat on jaettu tausta- ja taajama-aloihin asutus ja teollisuuskeskittyymiin sijoittumisen mukaan. Jokaisessa tutkimukseen osallistuneessa kunnassa on vähintään yksi taajama-ala (Kuva 11). Uusien alojen valinnassa tärkein kriteeri oli alan soveltuvuus jäkäläkartoitukseen. Vanhan tuhoutuneen tutkimusalan tilalle pyrittiin perustamaan uusi ala lähimmälle jäkäläkartoituksen kriteerit täyttävälle paikalle. Kriteerit jäkäläkartoituksessa käytettävälle metsikölle on esitetty standardissa SFS 5670. Näistä tärkeimpiä ovat metsikön ikä, puuston tiheys sekä aluskasvillisuuden esiintyminen. Valintakriteerien suhteen optimaaliset havaintoalat sijaitsevat kuivahkoilla tai kuivilla kankailla, joilla aluskasvillisuus on matalaa ja metsä melko harvaa. Havaintoalojen valinnalla pyritään eliminoidaan luontaiset jäkälälajiston koostumukseen sekä vaurioihin vaikuttavat mikroilmastolliset tekijät, joista tärkein on valoisuuden ja varjoisuuden suhde. Uusia tutkimusmetsiköitä valittaessa pyrittiin lisäksi välttämään reunavaikutusta tai esim. suppia ja paisterinteitä, joissa vallitsee poikkeava mikroilmasto. Myös hiljattain käsitellyt, esim. kolmen edellisen vuoden aikana harvennettuja metsiköitä vältettiin. Havaintopuut valittiin siten, että ne olivat läpimitaltaan vähintään 20 cm, ja kolmen metrin korkeudelle oksattomia. Pensaiden tai taimien ympäröimiä puita tai hyvin lähellä toisia puita kasvavia puita ei hyväksytty mukaan kartoitukseen.

Tutkimusalojen jakaantuminen luokkiin taustamuuttujien suhteen on esitetty taulukossa 3. Suurin osa tutkimusaloista oli soveltuvuudeltaan hyviä (74 %). Yleisimmin tutkimusalat sijaitsivat mustikkatyyppin (MT) tuoreilla kankailla (55 % tutkimusaloista). Puolukkatyyppin (VT) kuivahkoilla kankailla sijaitsi 36 % tutkimusaloista ja kanervatyyppin (CT) kuivilla kankailla 2 % aloista. Lehtomaisilla kankailla (OMT) tai lehdoissa (OMaT) sijaitsevia aloja oli yhteensä 3 % aloista. Luokkaan ”muu” luokiteltiin 10 alaa. Suurin osa aloista oli kehitysluokaltaan kypsää (74 % aloista) ja loput varttunutta metsää. Tutkimuspuiden keskimääräinen ikä oli 90 vuotta. Tutkimuspuiden keskimääräinen pituus oli 20 metriä. Läpimitaltaan puut olivat keskimäärin 32 cm ja puuston keskimääräinen pohjapinta-ala 17 m²/ha. Valtaosalla aloista valtalajina oli mänty ja toinen valtalaji oli useimmiten kuusi tai koivu. Muita tutkimusaloilla havaittuja valtalajeja olivat haapa, pihlaja, harmaaleppä, kataja, tammi ja raita.

- Tausta-ala
- Taajama-ala



Kuva 11. Tutkimusalojen sijainti ja luokittelu tausta- ja taajama-aloihin tutkimusalueella vuonna 2014.

Taulukko 2. Tutkimusalojen lukumäärä kunnittain ja uutena perustettujen havaintoalojen määrät vuonna 2014.

Kunta	Aloja (jäkälät, neulas)	Neulas-aloja	Vanhoja aloja	Uusia aloja	Sammal- ja humusaloja	Dioksiini- ja furaanialoja
Asikkala	24	24	0	24	3	
Forssa	11	11	4	7	6	1
Hartola	5	5	0	5	2	
Hattula	5	5	3	2	1	
Hausjärvi	13	12	9	4	6	1
Heinola	34	34	0	34	12	2
Hollola	11	11	0	11	3	1
Hämeenkoski	2	2	0	2	1	
Hämeenlinna	59	59	37	22	23	3
Janakkala	15	15	6	9	4	
Jokioinen	6	6	2	4	2	
Kärkölä	9	9	0	9	4	
Lahti	22	22	0	22	9	2
Loppi	15	15	11	4	3	
Nastola	10	10	0	10	3	1
Orimattila	25	25	0	25	6	
Padasjoki	2	2	0	2	1	
Riihimäki	13	13	4	9	9	1
Sysmä	2	2	0	2	1	
Tammela	15	15	12	3	3	
Ypäjä	6	6	4	2	2	
Yhteensä	304	303	92	212	104	12

Taulukko 3. Tutkimusalojen jakaantuminen luokkiin taustamuuttujien mukaan.

Tunnus	Luokka	Lkm	%	Tunnus	Luokka	Lkm	%
Soveltuvuus	Hyvä	226	74	1. valtalaji	Mänty	289	95
	Kohtalainen	78	26		Kuusi	15	5
Metsätyyppi	Kuiva kangas	7	2	2. Valtalaji	Kuusi	167	55
	Kuivahko kangas	109	36		Koivu	74	24
	Tuore kangas	168	55		-	37	12
	Lehtomainen kangas	7	2		Mänty	15	5
	Lehto	3	1		Haapa	8	3
	Muu	10	3	Pihlaja	3	1	
Kehitysluokka	Kypsä	225	74	3. valtalaji	-	163	54
	Varttunut	79	26		Koivu	91	30
Pituus (m)	alle 15	15	5		Haapa	8	3
	15-20	123	40		Harmaaleppä	1	0
	yli 20	166	55		Kataja	1	0
Ikä (v)	alle 80	57	19		Kuusi	36	12
	80-100	163	54		Pihlaja	2	1
	100-120	57	19		Raita	1	0
	yli 120	27	9		Tammi	1	0
Halkaisija (cm)	alle 25	5	2	4. valtalaji	-	284	93
	25-30	88	29		Haapa	7	2
	30-35	120	39		Koivu	6	2
	35-40	71	23		Kuusi	4	1
	yli 40	20	7		Lehmus	1	0
Pohjapinta-ala (m ²)	alle 10	7	2		Vaahtera	1	0
	10-15	60	20		Pihlaja	1	0
	15-20	143	47				
	20-25	80	26				
	25-30	11	4				
	yli 30	1	0				

3.2. Tutkimusryhmä ja maastotöiden ajankohta

Jäkäläkartoitukset, harsuuntumisarvioinnit sekä sammal- ja humusnäytteiden keruu tehtiin 8.7.-21.8.2014. Työhön osallistui Nab Labs Oy:n tutkijat Kirsi Järvisalo ja Janne Ruuth sekä tutkimusavustajat Henna Toivanen, Janne Hesso ja Mari Jäntti. Neulasnäytteet kerättiin 2.3.2015-2.4.2015. Neulasnäytteitä keräsivät Nab Labs Oy:n tutkijat Janne Ruuth, Hemmo Immonen, Timo Laakso ja Olli-Pekka Tervo.

3.3. Männyn runkojäkälät

3.3.1. Ilman epäpuhtauksien vaikutukset runkojäkälissä

Jäkälät koostuvat symbioosissa elävistä lehtivihreästä 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 herkiksi ilman epäpuhtauksien vaikutuksille. Tärkeimmät jäkäliin vaikuttavat ilman epäpuhtaudet ovat rikkidioksidi ja typen oksidit. Altistus tapahtuu pääasiassa siten, että epäpuhtaudet kiinnittyvät sieniosakkaan soluseinämien proteiineihin. Talviaikaan, jolloin ilmassa on yleensä enemmän epäpuhtauksia, runkojäkälät eivät ole lumikerroksen suojaamia, ja leudomilla säillä niiden solutoiminta voi aktivoitua.

Jäkälät ilmentävät ilman epäpuhtauksien vaikutuksia yksilökohtaisesti silmin havaittavina morfologisina tai kemiallisina muutoksina, peittävyyksien muutoksina ja jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen muutoksina (Lodenius ym. 2002). Ilman epäpuhtauksien aiheuttamat muutokset jäkälissä ja jäkälälajistossa voivat ilmetä nopeasti etenkin suurissa pitoisuuksissa. 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). Jäkälälajit reagoivat ilman epäpuhtauksiin eri tavoin: ensimmäisenä herkimpään lajiin peittävyys puiden rungoilla pienenevät, kunnes laji ei enää pysty menestymään kasvupaikallaan. Tällöin kestävämmät lajit saattavat vallata vapautunutta elintilaa. Eräät lajit saattavat jopa hyötyä kuormituksesta.

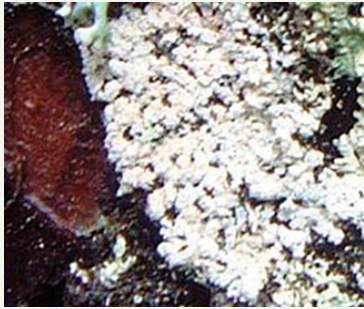
Morfologisena muutoksena tässä tutkimuksessa arvioitiin sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioastetta sekä tutkitun jäkälälajiston yleistä vaurioastetta. Jäkäläyhteisöjen lajikoostumuksen muutoksia arvioitiin lajilukumäärän ja IAP-indeksin avulla. Peittävyksiä arvioitiin sormipaisukarpeen ja loppujen osalta pistefrekvenssimenetelmällä. Havainnot tehtiin havaintoalalla viideltä tutkimuspuulta, joiden jäkälälajisto arvioitiin 50-200 cm:n korkeudelta.

3.3.2. Tutkitut jäkälälajit

Indikaattorilajeina käytettiin standardin SFS 5670 mukaisesti 12 männyillä yleisesti kasvavaa jäkälälajia. Lajien erityispiirteitä sekä niiden indikaattoriarvot on kuvattu taulukossa 4. Taulukossa 5 on luokiteltu indikaattorilajit herkkytensä mukaan neljään luokkaan. Tietyn lajin esiintymiseen vaikuttavat lajin saasteherkkyden lisäksi myös luontaiset ympäristöolosuhteet, jonka vuoksi eri lajien indikaattoriarvot ovat erilaisia, toiset lajit esim. suosivat merenrantoja, toiset valoisia ja kuivia metsikoita, toiset sulkeutuneempia metsikoita, toiset nuorempia puita ja toiset vanhempia.

Taulukko 4. Standardin SFS 5670 mukaiset jäkälälajit ilmanlaadun indikaattoreina. Indikaattoriarvon luokitus: +++ hyvä, ++ kohtalainen, + pieni, - huono. Seuralaislajien lukumäärät on laskettu Uudenmaan vuoden 2009, Pohjois-Karjalan vuoden 2010, Kokkolan ja Pietarsaaren vuoden 2012 sekä Etelä-Karjalan vuoden 2012 bioindikaattoritutkimusten yhdistetyistä aineistoista (Huuskonen ym. 2010, Lehtonen ym. 2011, Lehtonen 2013 ja Huuskonen ym. 2013).

Sormipaisukarve (<i>Hypogymnia physodes</i>) +++	
	<p>Sormipaisukarve on käytetyistä indikaattorilajeista kestävin ja yleisin laji, joka sietää hyvin 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 4,92.</p>
Keltatyvikarve (<i>Parmeliopsis ambigua</i>) +++	
	<p>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 4,92.</p>

Harmaatyvikarve ja tuhkakarve (*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 5,33.

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 hyvän ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori eli sen esiintymisen kuvastaa lähinnä typpilaskeuman rehevöittävää vaikutusta. Seuralaislajien lukumäärä 5,29.

Lupot (*Bryoria* spp.) +++

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 6,27.

Naavat (*Usnea* spp.) +++

Naavojen esiintymisfrekvenssit vaihtelevat ilmansaastekuormituksen mukaan yleensä samalla tavalla kuin lupoilakin. Naavojen seuralaislajien määrä on yleensä melko suuri kuten lupoilakin, mikä osoittaa näiden jäkälälajien herkkyyttä ilman epäpuhtauksille. Naavojen pituuksia voidaan myös käyttää kuormitusta kuvaavana tunnuksena. Rannikon läheisyys suosii naavojen esiintymistä. Seuralaislajien lukumäärä 6,22.

Harmaaröyhelö (*Platismatia glauca*) ++

Harmaaröyhelö on seuralaislajien määrän perusteella suhteellisen herkkä indikaattorilaji ja myös sen esiintymisfrekvenssit ovat yleensä loogisia: laji puuttuu kuormitetuilta alueilta ja eniten sitä todetaan puhtailla alueille. Harmaaröyhelö on herkkä ilman epäpuhtauksille, mutta sen luontainen esiintyminen voi kuitenkin vaihdella suuresti, minkä vuoksi sen indikaattoriarvo jää kohtalaiseksi. Seuralaislajien lukumäärä 5,88.

Keltaröyhelö (*Vulpicida pinastris*) +

Keltaröyhelön esiintyminen on usein varsin satunnaista, sitä voidaan löytää voimakkaasti kuormitetuilta alueilta ja toisaalta se saattaa puuttua tausta-alueilta. Keltaröyhelön luontainen esiintyminen vaihtelee suuresti, mutta mahdollisesti myös ilman epäpuhtauksilla on vaikutusta sen esiintymiseen. Keltaröyhelön arvo ilman laadun indikaattorina jää kuitenkin pieneksi. Seuralaislajien lukumäärä 5,32.

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 6,94

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 5,80.

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 6,25

Vihervä ja vihersukulajäkälä (*Algae & Scoliciosporum*) +++

Viherväpeite lisääntyy lähinnä kasvaneen typpilaskeuman vaikutuksesta eli se on ilman epäpuhtauksien positiivinen indikaattori. Viherväpeite ja vihersukulajäkälä ovat hyviä typpikuormituksen indikaattoreita. Seuralaislajien lukumäärä 4,86.

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

Herkyys	Laji (tiet.)	Laji (suom.)
kestävä, hyötyvä	Algae + Scoliciosporum	leväpeite
	Hypocenomyce scalaris	seinäsuomujäkälä
melko kestävä	Hypogymnia physodes	sormipaisukarve
	Parmeliopsis ambigua	keltatyvikarve
	Cetraria chlorophylla	ruskoröyhelö
	Vulpicida pinastri	keltaröyhelö
melko herkkä	Parmeliopsis hyperopta	harmaatyvikarve
	Parmeliopsis aeurites	tuhkatyvikarve
	Platismatia glauca	harmaaröyhelö
	Pseudevernia furfuracea	harmaahankakarve
	Parmelia sulcata	raidanisokarve
herkkä	Bryoria sp.	lupot
	Usnea sp.	naavat

Lajien esiintyminen tutkittiin laajentaen standardinmukaista menetelmää siten, että kunkin lajin runsaus arvioitiin kolmiasteisella luokituksella (taulukko 6). Kullekin tutkimuspuulle ja –alalle laskettiin ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lajimäärä. Ala- ja puukohtaisia lajimääriä laskettaessa ei huomioitu ilman epäpuhtauksista hyötyviä seinäsuomujäkälää sekä levää ja vihersukulajäkälää, jolloin lajeja saattoi olla puuta tai alaa kohti enimmillään 10. Puhtailla tausta-alueilla havaitaan yleensä enemmän jäkälälajeja kuin kuormitetuilla alueilla (taulukko 7).

Taulukko 6. Jäkäläien runsauden luokittelu. Leväpeite (Algae & Scoliciosporum) ja seinäsuomujäkälä (Hypocenomyce scalaris) on luokiteltu peittävytenä (%), muut lajit sekovarsien lukumäärän perusteella.

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

Taulukko 7. 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

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 herkkydet ilman epäpuhtauksille. Korkea indeksiarvo kertoo runsaasta jäkälälajistosta ja siten hyvästä ilmanlaadusta, matalan indeksin arvon saavat puolestaan lajistoltaan köyhtyneet havaintoalat (taulukko 9). Indeksillä laskettiin kullekin havaintoalalle seuraavasti:

$$IAP = \sum_{1}^{n} (Q * f) / 10$$

Q = kunkin jäkälälajin keskimääräinen seuralaislajien lukumäärä (ks. taulukko 5)

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 vihersukulajäkälä (Algae ja Scoliciosporum sp.), jotka hyötyvät kuormituksesta.

Tässä selvityksessä käytetyt seuralaislajien lukumäärät (taulukko 4) on laskettu Uudenmaan vuoden 2009, Pohjois-Karjalan vuoden 2010, Kokkolan ja Pietarsaaren vuoden 2012 sekä Etelä-Karjalan vuoden 2012 bioindikaattoritutkimusten yhdistetyistä aineistoista, joka käsittää 7885 puuta (Huuskonen ym. 2010, Lehkonen ym. 2011, Huuskonen ym. 2013, Lehkonen ym. 2013). Vertailukelpoisuuden vuoksi aikaisempien tutkimusten samoina pysyneiden alojen IAP-indeksit laskettiin uudelleen käyttäen yllä kerrottua yhdistettyä seuralaislajiaineistoa. Kunkin lajin seuralaislajien määrissä seinäsuomujäkälä, levä sekä vihersukkulajäkälä on huomioitu.

Taulukko 8. Jäkälälajiston luokitus IAP-indeksin perusteella.

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

3.3.3. Vaurioiden ja peittävyksien arvioiminen

Sormipaisukarve on erityisen hyvä ilman epäpuhtauksien indikaattori, sillä se kestää hyvin suuriakin ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia, mutta indikoi niitä morfologisilla muutoksilla, joita arvioidaan vaurioasteen avulla. On myös esitetty, että sormipaisukarve saattaisi hyötyä ilman epäpuhtauksista tiettyyn kuormitustasoon asti (Anttonen 1990). Kuormitustason kasvaessa sormipaisukarve voi vahvana kilpailijana vallata kasvualaa muilta lajeilta, mikä näkyy lajin peittävyden kasvamisena lievässä kuormitustasossa. Kuitenkin sormipaisukarvekin kestää kuormitusta vain tiettyyn pisteeseen asti, jonka jälkeen sen vauriot pahenevat ja peittävyys pienenee (vrt. esim. Niskanen ym. 2003 ja Niskanen ym. 1996).

Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste arvioitiin viisiasteisella luokituksella puolen vaurioluokan tarkkuudella (taulukko 9, kuva 12). Yleisessä vaurioasteessa eritellään kasvutavaltaan pensasmaisiksi lupot, naavat ja hankakarve, loput lajit ovat lehtimäisiä.

Sormipaisukarpeen ja luppojen (*Bryoria* sp.) esiintymisfrekvenssit laskettiin sapluunaruudukolta 1,2 m:n korkeudelta itäkoillisesta ja länsilounaasta. Esiintymisfrekvensseistä laskettiin kullekin puulle näiden lajien suhteellinen peittävyys.

Tutkimuksen maastyöryhmän jäsenet suorittivat kaksi samaa alaa, jotta jäkälän kuntoarvio olisi mahdollisimman yhtenäinen.

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

Vaurio	Sormipaisukarve	Yleinen
I terve	jäkälät terveitä tai lähes terveitä	kaikkien lajien ulkonäkö ja kasvu muuttumattomia
II lievä vaurio	lievästi kitukasvuisia, lieviä värimuutoksia	pensasmaiset kitukasvuisia, lehtimäiset normaaleja
III selvä vaurio	jäkälät kitukasvuisia, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin	pensasmaiset pieniä, lehtimäiset vaurioituneita
IV paha vaurio	jäkälät pieniä, rypyisiä, vihertyneitä tai tummuneita tai kumpiakin	pensasmaiset puuttuvat, lehtimäiset pahoin vaurioituneita
V kuollut tai puuttuu		myös lehtimäiset puuttuvat, leväpeitettä voi esiintyä



I = terve



II = lievä vaurio



III = selvä vaurio



IV = paha vaurio



V = kuollut tai puuttuu

Kuva 12. Sormipaisukarpeen (*Hypogymnia physodes*) vaurioluokitus.

3.4 Männyn elinvoimaisuuden arviointi



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 kanssa voi johtaa suurempaan neulaskatoon kuin mitä tavattaisiin puhtaassa elinympäristössä (Jussila ym. 1999, Lindgren 2007). Joissain laajoja alueita kattavissa selvityksissä on havaittu korrelaatiota havupuiden neulaskadon ja epäpuhtauksien aiheuttaman kuormituksen välillä (Salemaa ym. 1991), mutta toisissa tutkimuksissa yhteyttä ei ole havaittu (Lindgren 2007).

Neulaskatoa arviotaessa harsuuntuneiksi katsotaan puut, joiden neulaskato on yli 20 % tai 25 %. Tässä tutkimuksessa harsuuntumisen rajana käytettiin YK:n Euroopan talouskomission (ECE) käyttämää 25 %:n rajaa, jota myös Metsäntutkimuslaitos (Metla) käyttää. 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. Myös neulasvuosikertojen määrä kuvaa puun elinvoimaisuutta, ja yleensä neulaskadon lisääntyessä neulasvuosikertojen määrä vastaavasti vähenee.

Epäpuhtauksien kuormittamillakin alueilla havupuiden neulaskato on hyvin paikallinen ilmiö. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannassa mäntynäytealojen keskimääräisen neulaskadon on todettu edustavan vain kyseistä näytealaa, sillä tulosten yleistettävyyttä oli alle 0,3 km (Partanen ja Veijola 1996). Vaikka neulaskato ilmentääkin ilmanlaatua jokseenkin huonosti, on se kuitenkin selkeä puiden yleiskunnon mittari. Lisäksi neulaskadon arviointi on menetelmän 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 kymmeneltä puulta tarkastelemalla kutakin puuta kiikareilla eri puolilta vähintään puun pituutta vastaavalla 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 väriasiat (kellastuminen tai ruskettuminen).

Neulasten väriavioita aiheuttavat ravinnepuutokset, hyönteistuhot (esim. kaarnakuoriaiset), sienet (esim. rusko-pilkkukariste, männynharmaakariste ja männyn juurikäppä) sekä abioottiset tekijät, esim. ahava. Myös rikki- ja typpipäästöt voivat aiheuttaa väriavioita. (Metla 2012.)

3.5. Neulasten, sammalten ja humuksen alkuainepitoisuudet

Tässä tutkimuksessa on selvitetty metallien ja ravinteiden pitoisuuksia ja kertymistä männyn neulasissa, seinäsammalessa sekä maaperän humuksessa. Lisäksi on selvitetty maaperän kemiallisia ominaisuuksia (happamuutta, kationinvaihtokapasiteettia ja vaitohappamuutta). Humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuudet määritettiin 12 päästölähteen lähellä sijaitsevalta alalta. Tutkitut muuttajat kuvaavat paitsi kuormituksen alueellista jakaumaa, myös tutkimusmetsiköiden ravinnetilaa sekä maaperän ominaisuuksia. Taulukossa 10 on kuvattu kunkin matriisin ja alkuaineen suhteen tutkittujen alojen määrät.

Taulukko 10. Tutkimusalojen lukumäärät tutkittujen alkuaineiden ja matriisien suhteen.

Alkuaine	Lyhenne	Neulasaloja	Sammalaloja	Humusaloja
Boori	B	302		
Elohopea	Hg		104	
Kadmium	Cd		104	104
Kalium	K	302		
Kalsium	Ca	302		
Kromi	Cr		104	104
Kupari	Cu		104	104
Lyijy	Pb		104	104
Magnesium	Mg	302		
Nikkeli	Ni		104	104
Rikki	S	302		
Sinkki	Zn		104	104
Typpi	N	302		
Vanadiini	V		104	104
pH-arvo	pH			104
vaitohappamuus mekv/100 g	VH			104
kationinvaihtokapasiteetti mekv/100 g	CEC			104
dioksiinit				12
furaanit				12

Metallien louhiminen, sulattaminen ja jalostaminen sekä niiden käyttö erilaisiin tarkoituksiin on saanut aikaan raskasmetallien mobilisoitumista ja leviämistä ilmakehässä erilaisissa fysikaalisissa ja kemiallisissa muodoissa. Metallien liikkuminen ja muuntuminen sekä poistuminen ilmakehästä kuiva- ja märkälasseumana riippuvat metallien esiintymismuodoista ja niiden ominaisuuksista.

Tutkitut alkuaineet on kuvattu seuraavassa lyhyesti.

BOORI on hivenravinne, jonka puutos aiheuttaa männyllä kasvu- ja kehityshäiriöitä. Puutos on yleisesti yhteydessä korkeisiin pääravinnepitoisuuksiin (Reinikainen ym. 1998). Meren läheisyys voi nostaa booripitoisuutta, sillä sateiden mukana rannikolle kulkeutuu merivettä, joka sisältää booria enemmän kuin makea vesi (Raitio ja Kärkkäinen 2002).

ELOHOPEA voi esiintyä luonnossa sekä alkuainemuodossa, että erilaisina epäorgaanisina ja orgaanisina yhdisteinä. Suomen luonnossa elohopeapitoisia mineraaleja esiintyy luontaisesti eniten mustaliuskepitoisessa kallio-perässä. Elohopeaa on käytetty laajalti mm. paristoissa, sähkölaitteissa, kloorin elektrolyytissä tuotannossa, maaleissa sekä torjunta-aineena. Elohopean ilmapäästöjä syntyy mm. energiantuotannossa sekä epäorgaanisessa kemianteollisuudessa (kloorialkalitehtaat). (Reinikainen 2007, 94.)

KADMIUMIA esiintyy luonnossa erityisesti sulfidimalmeissa, ja se on maaperässä suhteellisen helposti kulkeutuvaa, riippuen maaperän happamuudesta ja mm. orgaanisen aineksen määrästä. Kadmium kertyy sekä eläimiin että kasveihin, ja voi aiheuttaa vaikutuksia ravintoketjussa jo suhteellisen pienissäkin ympäristön pitoisuuksissa. Kadmiumia on käytetty mm. raudan pintakäsittelyssä, väripigmenteissä sekä paristoissa ja akuissa. (Reinikainen 2007, 95.)

KALIUM on pääravinne, joka on tärkein kasvien vesitaloutta ja aineiden kuljetusta säätelevä ravinne. Kalium ei sitoudu kasvin orgaanisiin rakenteisiin, vaan liikkuu tehokkaasti K⁺-ionimuodossa. (Reinikainen ym. 1998.)

KALSIV on kasvien pääravinne, joka toimii kasvien aineenvaihdunnassa juurten kasvua, itämistä ja soluseinien välilevyjen ja solukalvojen muodostumista edistävänä ravinteena. Suomalaiset havupuut ovat sopeutuneet happamaan maaperään, mihin liittyy myös neulasten matalat kalsiumpitoisuudet, ja kalsiumpuutokset ovat luonnossa harvinaisia. (Reinikainen ym. 1998.) Kalsiumpitoisuutta voi nostaa kalkkipitoinen maaperä ja teollisuustoiminnosta peräisin oleva kalkkipöly.

KROMIA esiintyy luonnossa hapetusasteilla +3 ja +6. Kallio- ja maaperässä suurin osa kromista esiintyy varsin pysyvissä ja niukkaliukoisissa oksidimineraaleissa. Kuudenarvoinen kromi on syöpävaarallista ja eliöille kolmenarvoista kromia haitallisempaa, mutta sitä ei luontaisesti ole Suomen maaperässä tavattu. Kolmenarvoinen kromi on ihmiselle välttämätön hivenaine. Kromia on käytetty erityisesti ruostumattoman teräksen valmistuksessa sekä esim. nahka- ja kemianteollisuudessa sekä puunsuojauksessa. (Reinikainen 2007, 97.)

KUPARI on eläimille ja kasveille välttämätön hivenaine, mutta suurina pitoisuuksina se on erittäin myrkyllistä vesieliöille. Ihmistoiminnan seurauksena maaperään joutunut kupari on usein liukoisemmassa muodossa kuin maaperän mineraaleihin sitoutunut kupari. Maaperän happamuus ja kuparia sitovien aineiden vähäisyys lisäävät kuparin kulkeutuvuutta. Liian korkea kuparipitoisuus voi männyillä aiheuttaa mangaanin puutosta (Rautjärvi ja Raitio 2003). Suomessa kuparia on käytetty mm. teollisuuden metalliseoksissa, väripigmenteissä ja puutavaran kyllästysaineissa. (Reinikainen 2007, 98.) Myös fossiilisten polttoaineiden käytöstä pääsee ilmaan kuparia (Rautjärvi ja Raitio 2003).

LYIJYÄ esiintyy tavallisesti kertyneenä maaperän orgaaniseen pintakerrokseen. Lyijyn kulkeutuvuus maaperässä on yleensä heikkoa, mutta hapettavat ja happamat olosuhteet sekä kompleksoituminen liukoisiin yhdisteisiin lisäävät lyijyn liukoisuutta ja kulkeutuvuutta. Lyijy kertyy ihmisen ravintoketjuun, ja on erittäin myrkyllistä vesieliöille. Lyijyä on käytetty runsaasti mm. elektroniikkateollisuudessa sekä aikaisemmin bensiniin lisäaineena. Maaperän paikallista lyijykuormitusta ovat aiheuttaneet mm. ampumaratojen haulit ja luodit, kuparisulattojen kuonat sekä autojen akut. Kohonneita lyijypitoisuuksia voivat aiheuttaa myös energiantuotannon polttoprosessien ilmalaskeuma. (Reinikainen 2007, 99.)

MAGNESIUM kuuluu kasvien pääravinteisiin, ja valtaosa siitä esiintyy viherhiukkasissa. Magnesium on kaliumin ja kalsiumin antagonisti, ja magnesiumipuutos voi aiheutua poikkeuksellisen runsaasta NH₄-typen, kaliumin, kalsiumin tai raskasmetallien saannista. (Reinikainen ym. 1998.) Humuksesta mitattuna magnesium kuvaa kasvu- paikan ravinteisuutta (Tamminen 1998). Magnesiumpuutosta on Suomessa esiintynyt turkistarhojen läheisyydessä, voimakkaasti työllä lannoitetuilla turvemaidilla ja karuilla kankailla (Ferm ym. 1988, Raitio 1990, Reinikainen ym. 1998).

NIKKELIÄ esiintyy Suomen kallio- ja maaperässä luontaisesti mm. nikkelisulfidimineraaleissa. Nikkelin liukuvuutta maaperässä säätelevät pH sekä orgaanisen aineksen ja alumiinipitoisten savimineraalien määrä. Nikkeli on välttämätön hivenaine, joka on kuitenkin tiettyinä yhdisteinä erittäin myrkyllinen vesieliöille. Nikkeliä käytetään mm. ruostumattoman teräksen ja metalliseosten valmistuksessa, metallien galvanoinnissa sekä paristoissa. Nikkelin päästölähteitä ovat mm. kaivos- ja metalliteollisuus ja kivihiihen ja öljyn poltto. (Reinikainen 2007, 100; Melanen ym. 1999.)

RIKKI on sivuravinne, jota kasvi käyttää valkuaisaineisiin ja sulfolipidien osana kalvorakenteisiin. Rikkipuutoksia ei Suomen metsistä tunneta. (Reinikainen ym. 1998.) Humuksesta mitattuna rikki kuvaa kasvupaikan viljavuutta (Tamminen 1998). Rikkikuormituksen indikaattorina käytetään epifyyttijäkälien lisäksi neulasten ja sammalten rikkipitoisuuksia. Rikki voi kulkeutua ilmakehässä suhteellisen kauas päästölähteestään, ja se esiintyy ilmassa useimmiten kaasumaisena. Vaikka rikkipitoisuuden on havaittu kohoavan lähellä päästölähteitä ja laskevan kauempana niistä sekä sammalissa että neulasissa, sitä ei pidetä erityisen hyvänä rikin kertymäindikaattorina. Korkeat rikkipitoisuudet vahingoittavat kasveja ja muuttavat niiden kertymiskapasiteettiä (Äyräs ym. 1997), toisaalta männyllä rikin on havaittu kuvaavan ensisijaisesti ravinnetilannetta, eikä ilman rikkidioksidipitoisuuden ja neulasten pitoisuuksien välillä ole aina havaittu yhteyttä (Innes 1995, Rautjärvi ja Raitio 2003). Lisäksi kasvien aktiiviset fysiologiset prosessit kontrolloivat rikin kertymistä (Moser ym. 1993).

SINKKI on luonnossa yleinen metalli, jota esiintyy luontaisesti runsaasti sulfidipitoisen kallioperän alueella (mustaliuskealueet) ja sulfidimailla, jotka ovat yleisiä Pohjanmaalla. Maaperän happamoituminen ja alumiinin liukoisuuden kasvu lisäävät sinkin kulkeutuvuutta. Sinkki on eläimille ja kasveille tarpeellinen hivenaine, mutta tietyt sinkkiyhdisteet ovat hyvin myrkyllisiä vesieläimille. Korkeat sinkkipitoisuudet voivat johtaa fosforin puutteeseen (Reinikainen 1998). Sinkkiä käytetään runsaasti metalliteollisuudessa, esim. raudan ja teräksen pinnoituksessa ja messinkiseoksissa. (Reinikainen 2007, 101.)

TYPPI on kasvisolujen tärkeimpiä rakennusaineita, ja sen osuus kasvien kuiva-aineesta on 1-3 % (Raitio 1983), neulasilla tyypillisesti alle 2 % (Reinikainen ym. 1998). Typpi on helposti liikkuva ravinne, ja sen pitoisuus männyn neulasissa tavallisesti alenee neulasten ikääntyessä (Helmisaari 1993). Suomessa typpi on tärkein puiden kasvia rajoittava tekijä, ja lievää typen puutetta voi esiintyä kohtalaisen rehevilläkin kivennäismailla (Reinikainen ym. 1998). Runsaan laskeuman alueella on havaittu typen kertymistä neulasiin (Raitio 1994, Innes 1995). Typpilaskeuman lisääntyminen voi muuttaa kasvien ainesuhteita ja heikentää puiden ravinteidenottokykyä, ja ravinneepätasapaino altistaa puuston taudeille ja tuholaisille ja sääolosuhteiden haittavaikutuksille.

VANADIINI esiintyy Suomen kallio- ja maaperässä luontaisesti niukkaliukoisina oksidimineraaleina tai kiillemineraaleihin sitoutuneena. Vanadiini kuuluu ihmisille tarpeellisiin hivenaineisiin. Vanadiinia käytetään seosaineena mm. teräksessä, raudattomissa metalliseoksissa sekä kemikaaleissa. (Reinikainen 2007, 102.) Vanadiinipäästöjä syntyy mm. öljynpoltosta (Melanen ym. 1999).

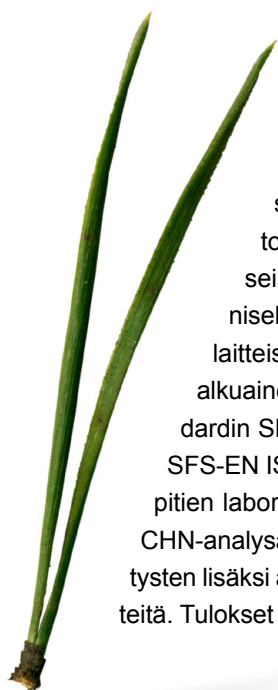
3.5.1. Neulasten alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen

Neulasiin kertyy epäpuhtauksia sekä juuristojen kautta, että suoraan ilmasta neulasten pintasolukoista, ja osa laskeumasta jää neulasten pinnoille kulkeutumatta eteenpäin (Jussila ym. 1999). Neulasten alkuainepitoisuudet kuvaavat kuormitusta suhteellisesti, sillä osa alkuaineista on aina peräisin maaperän luontaisista ravinnevaroista (Jussila ym. 1999). Alkuainepitoisuuksien perusteella voidaan tehdä päätelmiä ravinteiden keskinäisistä suhteista, puutostiloista tai myrkyllisen korkeista pitoisuuksista. Voimakkaat sateet laskevat neulasten alkuainepitoisuuksia (Huttunen 1982). Myös latvustosta voi huuhtoutua ravinteita alempien neulasten pinnoille; nämä ravinteet ovat peräisin lehtisolukoista ja kuivalaskeumasta (Helmisaari 1993). Neulasten vanhetessa helposti liikkuvien ravinteiden (N, S, Mg, K) pitoisuudet pienenevät, ja heikosti liikkuvien (Ca, Mn) pitoisuudet kasvavat. Neulasten iän vaikutusta on tutkimuksissa pyritty vakioimaan tekemällä analyysit toisen vuosikerran neulasista. Kuormitetuilla alueilla rikkipitoisuudet voivat kuitenkin päinvastoin kasvaa neulasten vanhetessa (Nieminen ym. 1993, Helmisaari 1993).

Yksiselitteisiä ohjearvoja neulasten alkuainepitoisuuksille ei juurikaan ole arvojen vaihdellessa eri lähteissä (vrt. Reinikainen ym. 1998). Neulasten eri (ravinne)pitoisuuksille annettuja viitearvoja on esitetty taulukossa 11.

Taulukko 11. Neulasten alkuainepitoisuuksien viitearvoja 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



Neulasnäytteet kerättiin standardin SFS 5669 mukaisesti talvella 2015 samoilta tutkimusaloilta, joilta jäkälähavainnot edellisenä kesällä tehtiin. Neulasnäytteet kerätään puiden lepoaikana, jolloin neulasten alkuainepitoisuuksissa on vähemmän vaihtelua kuin kasvukaudella (esim. Raitio ja Merilä 1998). Näytepuista katkaistiin 3-4 oksaa eri puolilta latvustoa 8-12 metrin korkeudelta. Näytteet pakattiin muovipusseihin, joita säilytettiin pakastimessa näytteiden esikäsitteilyyn asti. Näytteistä erotettiin toisen vuosikasvaimen neulas (vuoden 2013 vuosikerta), jotka kuivattiin paperipusseissa noin 40°C lämpötilassa noin viikon ajan. Kuivatut neulaset jauhettiin homogeeniseksi massaksi ja hajotettiin väkevän typpihapon avulla märkäpoltolla mikroaaltpolttolaitteistossa. Jäähtyneet näytteet laimennettiin vedellä ja sentrifugoitiin. Neulasnäytteiden alkuainepitoisuudet tyypeä lukuun ottamatta ICP-OES -laitteistolla (Jobin-Yvon Ultima 2) standardin SFS-EN ISO 11885:98 mukaisesti ja ICP-OES -laitteistolla (Agilent 7500ce) standardin SFS-EN ISO 17294-2:05 mukaisesti (taulukko 15). Typpipitoisuudet määritettiin Nab Labsin Typpitien laboratoriossa ilma-kuivatuista näytteistä laitoksen sisäisellä menetelmällä (laite Variomax CHN-analysaattori), joka perustuu standardiin SFS-EN 15104:2011 (modifioitu). Rinnakkaismäärittysten lisäksi alkuainemäärittysten laadunvarmistukseen käytetään laboratorion sisäisiä kontrollinäytteitä. Tulokset on ilmoitettu kuiva-ainetta (105 °C) kohti.

3.5.2. Sammalen alkuainepitoisuudet ja niiden määrittäminen

Sammalten kemiallinen analyysi on hyvä menetelmä esim. raskasmetallilaskeuman tutkimiseen, sillä tiheä sammalmatto pidättää lähes kaiken hiukkasten muodossa tulevan laskeuman. Koska sammalilla ei ole juuria, ne ottavat tarvitsemansa alkuaineet sadevedestä ja karikkeesta saatavilla olevista ravinteista suoraan solukoihinsa. Sammalia onkin käytetty Pohjoismaissa laajalti raskasmetallipitoisuuksien kartoittamiseen, ja sammalten raskasmetallipitoisuuksien ja absoluuttisten laskeumamäärien välillä on todettu olevan tilastollisesti erittäin merkitsevä korrelaatio (Rühling ym. 1987).

Sammalten alkuaineiden pitoisuudet analysoitiin standardin SFS-EN ISO 11885:98 ja SFS-EN ISO 17294 mukaisesti. Näytesammalena käytettiin seinäsammalta (*Pleurozium schreberi*). Jokaiselta näytealalta kerättiin vähintään viisi osanäytettä eri paikoista mahdollisimman puhtailta sammalkasvustoilta. Osanäytteet pyrittiin keräämään metsän aukkopaikoilta. Sammalista leikattiin maastossa kolme nuorinta vuosikasvainta, jotka pakattiin muovipusseihin. Laboratoriossa sammalnäytteet puhdistettiin ja kuivattiin lämpökaapissa n. 40°C lämpötilassa. Sammalten alkuainepitoisuudet määritettiin ICP OES ja ICP MS -laitteistoilla (Thermo iCAP-Q), ja elohopeapitoisuudet ICP-MS-laitteistolla standardin SFS-EN ISO 17294-2:05 mukaisesti.

3.5.3. Humuksen alkuainepitoisuudet ja kemialliset ominaisuudet ja niiden määrittäminen

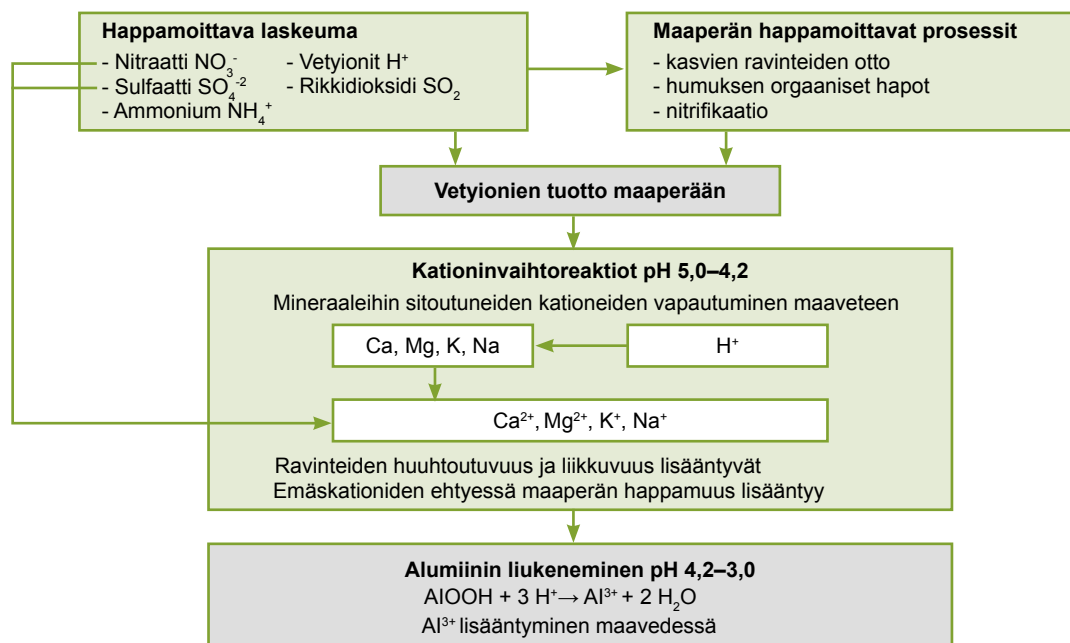
Maaperä ja ilmansaasteet

Maaperän alkuainepitoisuuksiin, ravinnetasoihin ja happamuuteen 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 käytettävissä olevat ravinteet ovat sitoutuneet kivennäismaata peittävään humuskerrokseen. Humuskerroksen ominaisuuksiin vaikuttavat kasvillisuus sekä maaperän hajottajaeliöstön toimintaa säätelevät ympäristötekijät. (Tamminen 1998, Raitio ja Kärkkäinen 2002.) Maaperän ominaisuuksien ja kasvupaikan tuotoskyvyn välillä on havaittu riippuvuusia, 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 humuskerroksesta analysoitujen 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 maakerrokseen 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 1997) sekä Kokkolassa (Niskanen ym. 1998, Huuskonen ym. 2013).

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 13). 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 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.)

Maaperän pH on yksi tapa kuvata maan happamuutta, mutta se ei kerro maaperän kokonaishappamuutta. Maaperän vaitohappamuus kuvaa maaperän happamuutta kuten pH:kin, mutta siinä missä pH-arvo kertoo vetyionikonsentraatiosta, saadaan vaitohappamuutta mittaamalla tietoa myös mineraaleihin sitoutuneiden vetyionien määrästä. Kationinvaihtokapasiteetti kuvaa maaperän kykyä sitoa vaihtuvia kationeja. Kationinvaihtokapasiteetti määritetään vaihtuvien ravinteiden (Ca, K, Mg, Na) ja vaitohappamuuden summana.



Kuva 13. Maaperän happamoitumiseen vaikuttavia tekijöitä ja happamoitumisen aiheuttamia muutoksia (Niskanen ym. 1998).

Alkuainepitoisuuksien ja happamuuden määrittäminen

Humusnäytealoja sijaitsi Kanta- ja Päijät-Hämeessä yhteensä 104. Kultakin näytealalta otettiin noin 5 osanäytettä humuskerroksesta, jotka yhdistettiin yhdeksi tilavuudekseen n. 2 litran kokoomanäytteeksi. Laboratoriossa humusnäytteet seulottiin 2 mm seulalla, jonka jälkeen ne kuivattiin 40 °C lämpötilassa ilmakuiviksi. Alkuainepitoisuuksien määrittämistä varten näytteet uutettiin ja analysoitiin samoilla menetelmillä kuin neulas- ja sammalnäytteetkin. Osa näytteestä erotettiin vaihto happamuuden määrittämistä varten. Vaihto happamuus määritettiin KCl-utteesta. 20 g tuorepainoa vastaava määrä ilmakuivaa humusnäytettä uutettiin 100 ml:aan 1 M KCl-liuosta. Näytettä sekoitettiin kaksi tuntia ja seos suodatettiin. Mittausta varten 50 ml suodosta titrattiin 0,05 M NaOH:lla pH-arvoon 8,2. Tulos on ilmoitettu meq/100 g kuiva-ainetta kohti.

Pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnissa käytettävät kynnys- ja ohjearvot

Valtioneuvoston asetuksessa 214/2007 on säädetty maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista. Asetuksessa on annettu pitoisuuksille kynnysarvot sekä alemmat ja ylempät ohjearvot. Kynnysarvojen ylityksessä maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve on arvioitava. Maaperää pidetään pilaantuneena, jos ylempi ohjearvo on ylittynyt yhden tai useamman aineen osalta ylittynyt teollisuus-, varasto- tai liikennealueella taikka muulla vastaavalla alueella. Alempia ohjearvoja sovelletaan muille alueille (4§). Kynnysarvot ja ohjearvot on esitetty taulukossa 12.

Taulukko 12. Maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa käytettävät kynnys- ja ohjearvot. Luontainen pitoisuus –sarakeessa on ilmoitettu moreenin hienoaineksen luontaisen pitoisuuden mediaani ja vaihteluväli. Arviointiperuste-sarakeessa e-kirjain viittaa ekologiseen riskiin, t-kirjain terveydelliseen riskiin. (VNA 214/2007.)

Metalli	yksikkö	Luontainen pitoisuus	Kynnysarvo	Alempi ohjearvo	Ylempi ohjearvo	Arviointiperuste
Elohopea	mg/kg	0,005 (<0,005-0,05)	0,5	2	5	e
Kadmium	mg/kg	0,3 (0-01-0,15)	1	10	20	e
Kromi	mg/kg	31 (6-170)	100	200	300	e
Kupari	mg/kg	22 (5-110)	100	150	200	e
Lyijy	mg/kg	5 (0,1-5)	60	200	750	t/e
Nikkeli	mg/kg	17 (3-100)	50	100	150	e
Sinkki	mg/kg	31 (8-110)	200	250	400	e
Vanadiini	mg/kg	38 (10-115)	100	150	250	e

3.6. Paikkatietomenetelmät

Paikkatietoaineistojen käsittelyssä, tuottamisessa ja visualisoinnissa hyödynnettiin MapInfo 8.0, MapViewer 5, Surfer 8 sekä QGIS 2.4-ohjelmistoja. 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. Autokorrelaatio tarkoittaa sitä, että toisiaan lähellä olevissa paikoissa vastemuuttujan arvot ovat keskenään keskimäärin samanlaisempia kuin toisistaan kaukana olevissa paikoissa.

Vyöhykekartoja tarkasteltaessa tulee huomioida, että interpolointitulos 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 tutkimusalaverkon alueilla interpoloinnin tulokseen tulee huomattavasti enemmän epävarmuustekijöitä. Kun tutkimusalaverkosto on harva, yksittäisen alan tulos vaikuttaa laajempiin alueisiin kuin jos tutkimusalaverkko olisi tiheä.

3.7. Tilastomenetelmät

Tilastomenetelmien avulla pyrittiin saamaan tietoa ilmanlaatu- ja taustamuuttujien vaikutuksesta tutkittuihin muuttujiin, ilmanlaatua kuvaavien muuttujien välisestä yhteisvaihtelusta sekä vuosien välisistä eroista. Tilastomenetelmien avulla tutkittiin taustamuuttujien (metsikkötunnukset ja ilmanlaatua ja päästöjä kuvaavat muuttujat) vaikutusta tutkittuihin muuttujiin sekä muuttujaryhmien välistä yhteisvaihtelua. Tilastollisten testien tekemiseen käytettiin tilasto-ohjelmia R Statistics, PSPP GNU GPL ja IBM SPSS Statistics 20.0.

Vuosien välisiä eroja tutkittiin parittaisella t-testillä. Jos aineistot eivät olleet normaalijakautuneita, eroja tutkittiin vastaavalla parametrittömällä testillä merkkitestillä. Muuttujien välistä yhteisvaihtelua tutkittiin Spearmanin järjestyskorrelaatioiden avulla. Kasvupaikkatyyppin vaikutusta indikaattorimuuttujiin tutkittiin Kruskal-Wallis testillä parametrittömällä varianssianalysillä. Muuttujien ja muuttujaryhmien välisiä yhteyksiä tutkittiin faktorianalysin avulla. Taajama- ja tausta-alojen välisiä eroja tutkittiin Mann-Whitney U -analysillä.



3.8. Virhelähteet ja luotettavuus

3.8.1. Jäkäläkartoitus

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 jäkäläien tunteminen ei ole tutkimuksen kannalta riittävää.

Eri jäkälälajien esiintymisen kirjaaminen voi vaihdella eri arviointisijoiden kesken. Leväpeitteen ja seinäsuomujäkälän kasvutavan vuoksi niiden havainnointi on erityisen hankalaa. Leväpeitettä voi esiintyä hyvinkin pieninä vihertävinä laikkuina. Seinäsuomujäkälä kasvaa yksittäisinä alle 1 mm:n kokoisina suomina. Tämä suomupeite 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 jauhomainen kasvusto. Edellä esitettyjen syiden vuoksi näiden lajien havainnointiin ja runsauden arviointiin liittyvät erityisen suuret virhelähteet, kun verrataan eri tutkijoiden tuloksia keskenään.

Subjektiviisiin arvioihin pohjautuva jäkäläien näkyvien vaurioiden arviointi ja luokittelu aiheuttavat myös tutkijakohtaisia eroja jäkäläkartoituksen tuloksiin. Näiden virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmä koulutettiin ja arviointitasot saatettiin samalle tasolle testien avulla ennen maastokauden alkua. Maastoryhmän vaurioiden arviointitasoa ja jäkälälajien havainnoinnin tarkkuutta testattiin myös maastokauden aikana. On kuitenkin hyvä huomioida, että vuoden 2014 tutkimukseen osallistuivat eri henkilöt kuin aiempiin alueilla tehtyihin tutkimuksiin.

Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen selvityksessä (Polojärvi ym. 2005a) männyn epifyyttijäkäläien 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 13.)

Taulukko 13. Jäkälähavaintojen mittaustarkkuus 95 %:n luottamusvälillä.

	ARVIOINTITARKKUUS	ERO TULOSSISSA
Sormipaisukarpeen vauriot		
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
Jäkälälajien lukumäärä		
Yhden havainnoijan arvioiden välinen vaihtelu	11 - 23 %	0,9 - 1,6 lajia
Usean havainnoijan välinen vaihtelu yhdellä havaintoalalla	0 - 5 %	0 - 0,9 lajia
Sormipaisukarpeen peittävyys		
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.

3.8.2. Neulaskatoarvion virhelähteet ja luotettavuus

Latvuksen kunnan arvioiminen on aina subjektiivista ja arviointitulokseen vaikuttavat esimerkiksi metsikön tiheydestä, sääoloista ja valaistuksesta aiheutuvat virhelähteet (Salemaa ym. 1993). Subjektiivisuudesta huolimatta harsuuntuneisuuden arviointi on käyttökelpoinen ja suhteellisen nopea menetelmä arvioitaessa puiden elinvoimaisuutta. Menetelmän subjektiivisuudesta johtuvia eroja voidaan vähentää arvioijien koulutuksella sekä vakioimalla mahdollisimman monia arviointitulokseen vaikuttavia tekijöitä (arvioija, puu, tarkastelusuunta). Eri tutkimusten tulosten vertailukelpoisuutta vähentävät mm. arvioijien väliset erot, puiden erilaiset ikä- ja kokoja-kaumat 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). Vuonna 2007 yhden ympäristöntutkimuskeskuksen maastoryhmän jäsenen arviointitasot vastasivat hyvin Metlan arvioita, ja kahden jäsenen arviot olivat hieman Metlan arvioita korkeampia. (Lindgren 2007.)

Harsuuntuneisuuden arvioimiseen liittyvien virhelähteiden pienentämiseksi maastoryhmälle järjestettiin kesällä 2015 koulutusjakso ja arviointitasot testattiin ennen maastokauden alkua Metlan vertailupuilla yhdessä Metlan harsuuntumisarvioijan kanssa. Maastoryhmän ja Metlan neulaskatoarviot vastasivat hyvin toisiaan. Neulaskatoarviointien pysyminen samalla tasolla varmistettiin vielä eri tutkimusaloilla tutkimuksen aikana.

3.8.3. Neulasten alkuainepitoisuuksien määrittäminen

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 14). Näytteenoton mittausepävarmuuden 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 14) (Niskanen ym. 1996).

Neulasten rikki- ja typpipitoisuuden kartoituksessa käytetyn menetelmän tarkkuus heikkenee etenkin tilanteessa, jossa pitoisuuksien vaihteluväli on pieni ja sääolosuhteet vaikuttavat pitoisuuksiin. Ottamalla näytteet eri vuosina samoilta puilta saadaan parempi kuva pitoisuuksien muutoksesta näytealalla. Neulasnäytteistä määritettyjen alkuaineiden laboratorioanalyysiin liittyvät mittausepävarmuudet ja määrittämissuhteet on esitetty taulukossa 15.

Taulukko 14. Rikin ja typen keskimääräiset mittaustarkkuudet eri vuosina tehdyissä mittaustarkkuuksien arvioinneissa 95 %:n luottamustasolla. Vuonna 1995 näytepuuta oli alalla viisi vuonna 2004 käytettyjen kymmenen sijasta.

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

Taulukko 15. Neulasten alkuainepitoisuuksien analysoinnissa käytetyt menetelmät, määrittämissärajat sekä mittausepävarmuudet.

Alkuaininen	Menetelmä	Määrittämissäraja mg/kg	Mittausepävarmuus
B	ICP-OES	1	1-3 mg/kg ± 0,6 mg/kg > 3 mg/kg ± 20 %
Ca	ICP-OES	10	10-40 mg/kg ± 6 mg/kg > 40 mg/kg ± 15 %
Cd	ICP-MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg ± 0,03 mg/kg > 0,15 mg/kg ± 20 %
Cr	ICP-MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg > 0,3 mg/kg ± 20 %
Cu	ICP-OES	1	1-4 mg/kg ± 0,6 mg/kg > 4 mg/kg ± 15 %
Hg	ICP-MS	0,01	0,01-0,05 mg/kg ± 0,01 mg/kg; > 0,1 mg/kg ± 15 %
K	ICP-OES	30	30-150 mg/kg ± 15 mg/kg > 150 mg/kg ± 10 %
Mg	ICP-OES	10	10-50 mg/kg ± 5 mg/kg > 50 mg/kg ± 10 %
Ni	ICP-MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg > 0,3 mg/kg ± 20 %
Pb	ICP-MS	0,05	0,05-0,15 mg/kg ± 0,03 mg/kg > 0,15 mg/kg ± 20 %
S	ICP-OES	15	15-80 mg/kg ± 8 mg/kg > 80 mg/kg ± 10 %
V	ICP-MS	0,1	0,1-0,3 mg/kg ± 0,06 mg/kg > 0,3 mg/kg ± 20 %
Zn	ICP-OES	1	1-2,5 mg/kg ± 0,5 mg/kg > 2,5 mg/kg ± 20 %

3.8.4. Sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksien määrittäminen

Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseurannan yhteydessä on arvioitu sammalen ja humuksen metallipitoisuuksien määrittämisen mittaustarkkuutta (Veijola ja Niskanen 1998). Selvityksessä analysoitiin erikseen samoilta kahdelta näytealoilta (Nuukio ja Puolarmetsä) otetut 10 sammal- ja humusnäytettä kokoomanäytteen tarkkuuden arvioimiseksi. Mitattaville muuttujille arvioitiin luottamusväli, 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 16 ja 17 on verrattu 5 ja 10 osanäytteestä muodostetun kokoomanäytteen mittaustarkkuutta. Tulosten perusteella analysoitaessa useampia osanäytteitä saavutetaan pienempi vaihteluväli. Sammalten osalta paras mittaustarkkuus oli sinkillä, heikoin nikkelillä. 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 16. Sammalten metallipitoisuuksien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä (keskiarvo standardoitu 100:ksi).

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuukio	Puolarmetsä	Nuukio	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 17. Humuksen muuttujien 95 %:n luottamusväli, kun kokoomanäyte koostuu 5 tai 10 osanäytteestä. Keskiarvo on standardoitu 100:ksi. Metallipitoisuuksien yksikkönä käytettiin meq/dm³.

	5 osanäytettä		10 osanäytettä	
	Nuukio	Puolarmetsä	Nuukio	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
Na	100 ± 32	100 ± 49	100 ± 18	100 ± 28
Al	100 ± 56	100 ± 52	100 ± 32	100 ± 30



4. Tulokset

4.1 Mäntyjen runkojäkälät

Mäntyjen jäkälälajistoa kuvaavien muuttujien keskiarvot, suurin ja pienin arvo sekä keskihajonta on esitetty taulukossa 18. Kutakin jäkälälajistoa kuvaavaa muuttujaa on tarkasteltu tarkemmin seuraavissa luvuissa.

Taulukko 18. Männyn runkojäkälän ilmanpuhtausindeksin, alakohtaisen ja puukohtaisen lajimäärän, sormipaisukarpeen vaurioasteen, yleisen vaurioasteen, sormipaisukarpeen peittävyys, luppojen peittävyys ja levän yleisyyden keskiarvo, keskihajonta ja pienin ja suurin arvo. Lajimääriä laskettaessa ei ole huomioitu levää ja seinäsuomujäkälää.

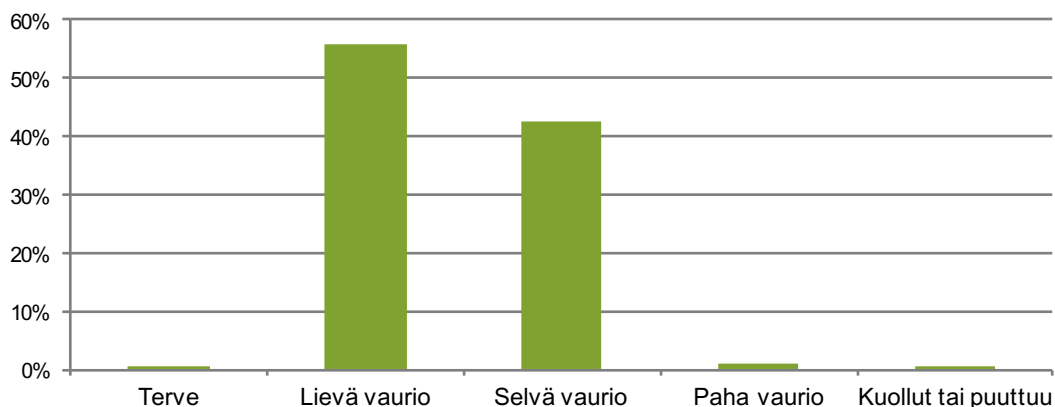
n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
IAP	2,4	0	4,2	0,76
Lajimäärä/näyteala	6	0	9	1,71
Lajimäärä/puu	4,5	0	7,6	1,3
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
Yleinen vaurioaste	3,3	1,9	5	0,63
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	8,1	0	32	6,03
Luppojen peittävyys (%)	0	0	2,6	0,19
Levän yleisyys	2,1	0	5	1,94

4.1.1. Sormipaisukarpeen vaurioaste

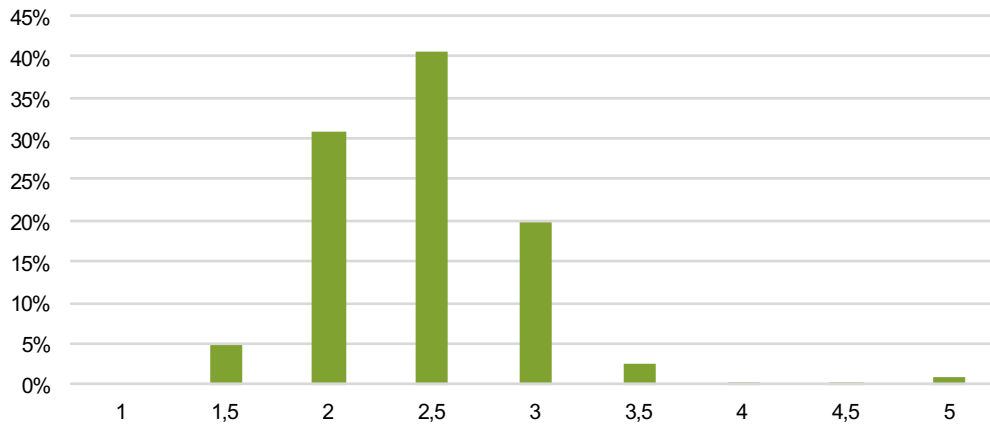
Sormipaisukarpeen vaurioasteita arvioitiin puolen vaurioluokan välein asteikolla 1–5 (ks. taulukko 9 ja kuva 12), jossa vaurioluokka 1 = terve, 2 = lievästi vaurioitunut, 3 = selvästi vaurioitunut, 4 = pahasti vaurioitunut ja 5 = kuollut tai puuttuva. Vauriot arvioitiin runkokohtaisesti, minkä perusteella on laskettu tutkimusalan keskimääräinen vaurioaste.

Sormipaisukarpeen vauriot olivat tutkimusalueella keskimäärin lieviä (keskimääräinen vaurioaste 2,5). Vaurioasteet vaihtelivat tutkimusalueella lievästi vaurioituneesta kuolleeseen tai puuttuvaan (taulukko 18). Vaurioiden jakaantumista koko aineistossa tutkittiin luokittelemalla vaurioasteet sekä havaintoaloittain että havaintopuittain (kuvat 14 ja 15). Suurimmalla osalla (56 %) havaintoaloista sormipaisukarve oli lievästi vaurioitunutta. Sormipaisukarve oli melkein tervettä yhdellä havaintoalalla, selvästi vaurioitunutta 42 %:lla havaintoaloista ja pahasti vaurioitunutta 1 %:lla havaintoaloista. Sormipaisukarve puuttui kahdelta havaintoalalta.

Tutkimuspuittain tarkasteltuna sormipaisukarve oli melkein tervettä (vaurioaste 1,5) 4,9 %:lla havaintopuista. Suurin vaurioluokka oli selvästi vaurioitunut, johon kuului 41 % tutkimuspuista (vaurioluokka 2,5). Seuraavaksi eniten (31 %) tutkimuspuilla havaittiin lievästi vaurioitunutta sormipaisukarvetta. Sormipaisukarve puuttui kokonaan 1,0 %:lla rungoista. Täysin tervettä sormipaisukarvetta ei havaittu millään puulla.

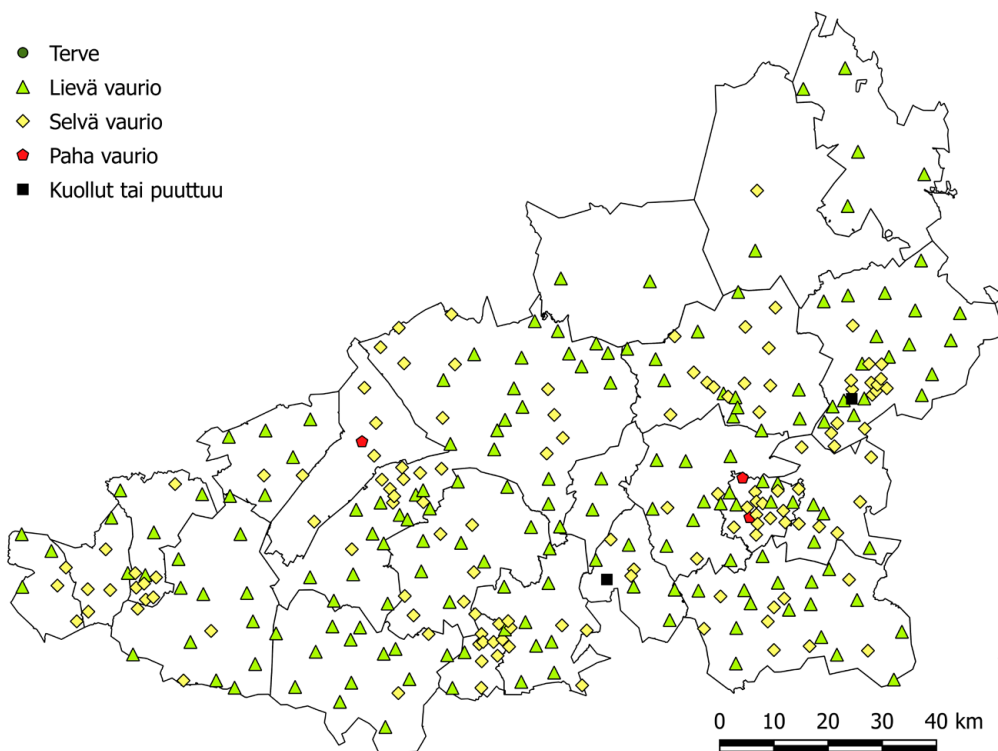


Kuva 14. Sormipaisukarpeen vaurioasteet havaintoaloilla luokittain vuonna 2014. N = 304.

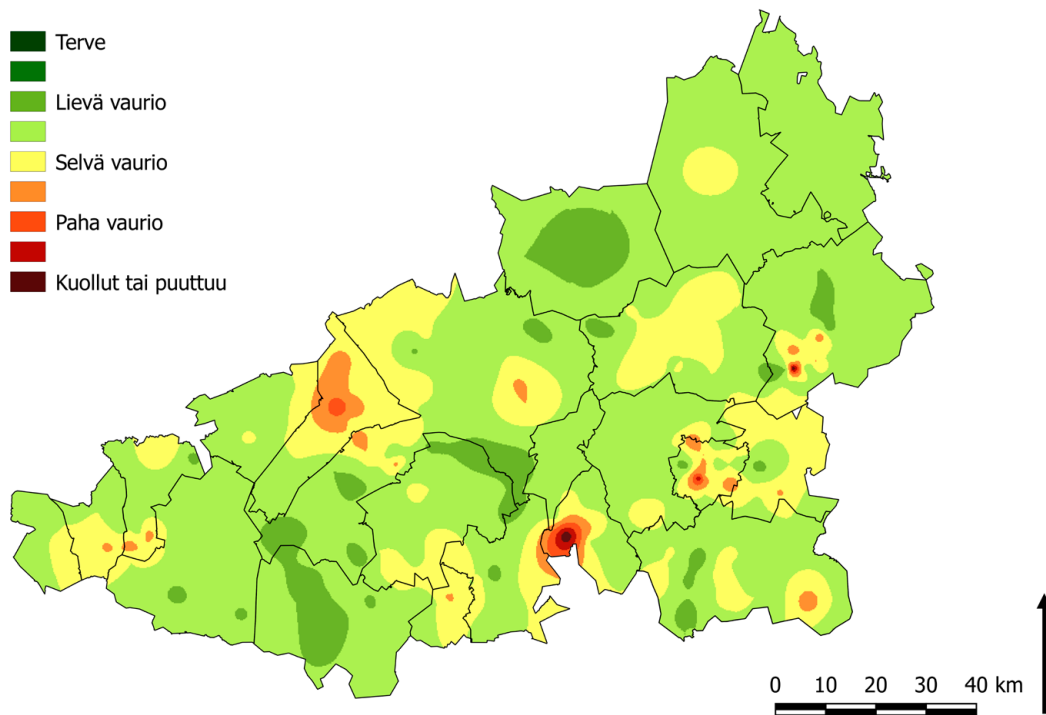


Kuva 15. Sormipaisukarpeen vaurioasteet luokiteltuna rungoittain vuonna 2014. N = 1520.

Terveintä sormipaisukarvetta kasvoi Lopella ja Hämeenlinnan eteläosissa sekä Padasjoen ja Hämeenlinnan rajoilla. Selvästi vaurioituneiden alojen (vaurioluokka 2,5) vyöhykkeet kattoivat valtaosan tutkimusalueesta. Pahasti vaurioituneen sormipaisukarpeen vyöhykkeitä muodostui mm. Kärkölän länsiosiin, Lahteen, Heinolaan, Forssaan, Hämeenlinnaan ja Hattulaan. Kärkölässä Lappilan teollisuusalueen lähellä oli yksi jäkäläautoiala. Muilla kyseisen teollisuusalueen läheisyydessä sijaitsevilla aloilla esiintyi sormipaisukarvetta. Tutkimusalueen toinen jäkäläautoiala sijaitsi Heinolan Myllyojalla kierrätyslaitoksen ja maanottoalueen välissä. Muodostuneiden vauriovyöhykkeiden läheisyydessä on teollisuutta ja energiantuotantoa sekä esim. jätteenkäsittelytoimintoja, jotka selittävät vaurioiden sijoittumista. Hattulan pahasti vaurioitunut ala sijaitsee pienteollisuus- ja maanottoalueiden sekä moottoritien välissä, mikä selittänee alalla havaittuja vaurioita. (Kuvat 16 ja 17.)



Kuva 16. Sormipaisukarpeen vaurioasteet havaintoaloilla vuonna 2014.



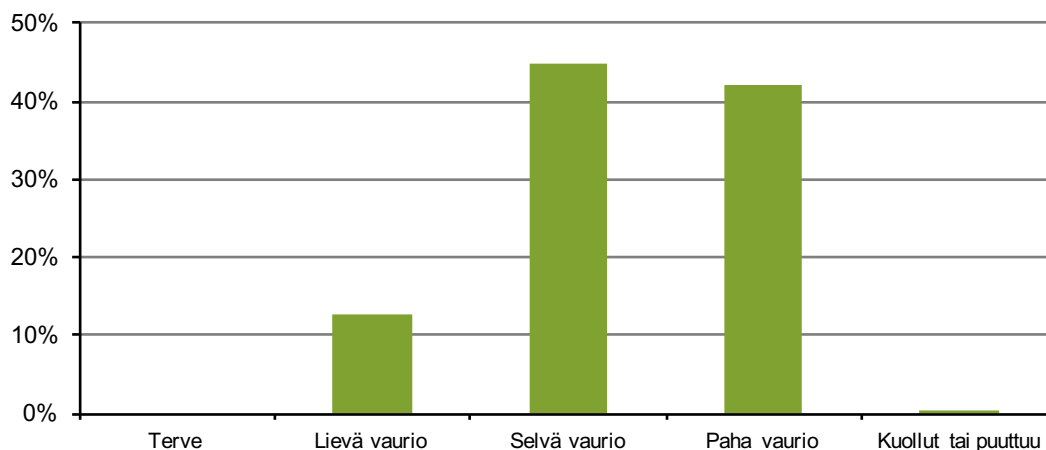
Kuva 17. Sormipaisukarpeen vaurioasteita kuvaavat vyöhykkeet tutkimusalueella vuonna 2014.

4.1.2. Yleinen vaurioaste

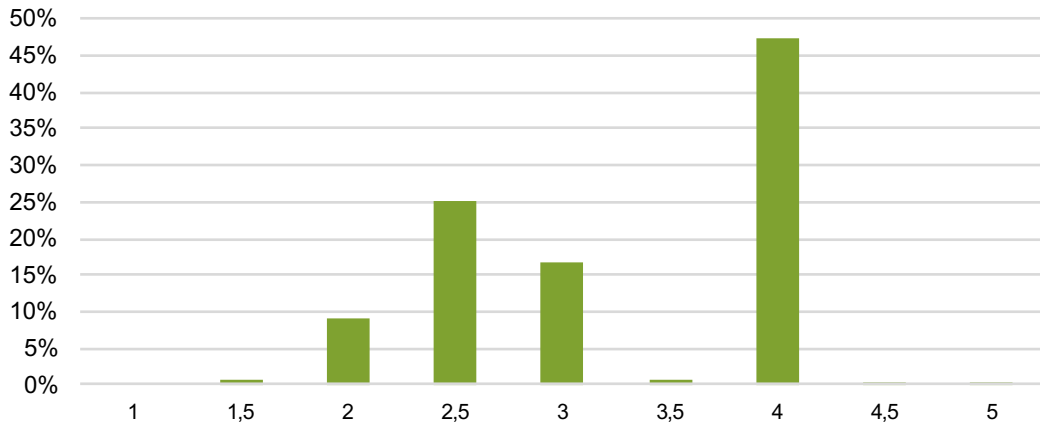
Yleinen vaurioaste arvioitiin puolen vaurioluokan välein asteikolla 1-5 (ks. taulukko 9), jossa vaurioluokka 1 = terve, 2 = lievästi vaurioitunut, 3 = selvästi vaurioitunut, 4 = pahasti vaurioitunut ja 5 = kuollut tai puuttuva. Vauriot arvioitiin runkokohtaisesti, minkä perusteella on laskettu tutkimusalan keskimääräinen vaurioaste.

Yleinen vaurioaste oli keskimäärin 3,3, eli jäkälälajisto oli tutkimusalueella keskimäärin selvästi vaurioitunutta. Vaurioasteet vaihtelivat lievästä vauriosta kuolleeseen tai puuttuvaan (taulukko 18). Vaurioiden jakaantumista koko aineistosta tutkittiin luokittelemalla vaurioasteet sekä tutkimusaloittain että -puittain (kuvat 18 ja 19). Suurimmalla osalla (45 %) tutkimusaloista eli 136 tutkimusalalla jäkälät olivat selvästi vaurioituneita. Lähes yhtä suurella osalla (128 tutkimusalalla) aloista jäkälälajisto oli pahasti vaurioitunutta. Tätä selittää vaurion arviointiasteikko, jossa puu luokitetaan automaattisesti luokkaan 4, jos sillä ei kasva lainkaan pensasmaisia lajeja. Lievästi vaurioituneita aloja oli 13 % tutkimusaloista, täysin terveitä aloja ei ollut lainkaan. Jäkälälajisto oli kuollutta 1 tutkimusalalla.

Tutkimuspuittain tarkasteltuna suurin ryhmä oli pahasti vaurioituneet, johon kuului 47 % tutkimuspuista, yhteensä 718 puuta. Seuraavaksi eniten tutkimuspuita kuului vaurioluokkaan 2,5 (25 %). Yleisen vaurioasteen osalta lähes terveitä puita oli tutkimusalueella 12 kpl, ja lajisto oli kokonaan tai melkein kuollut kuudella puulla.

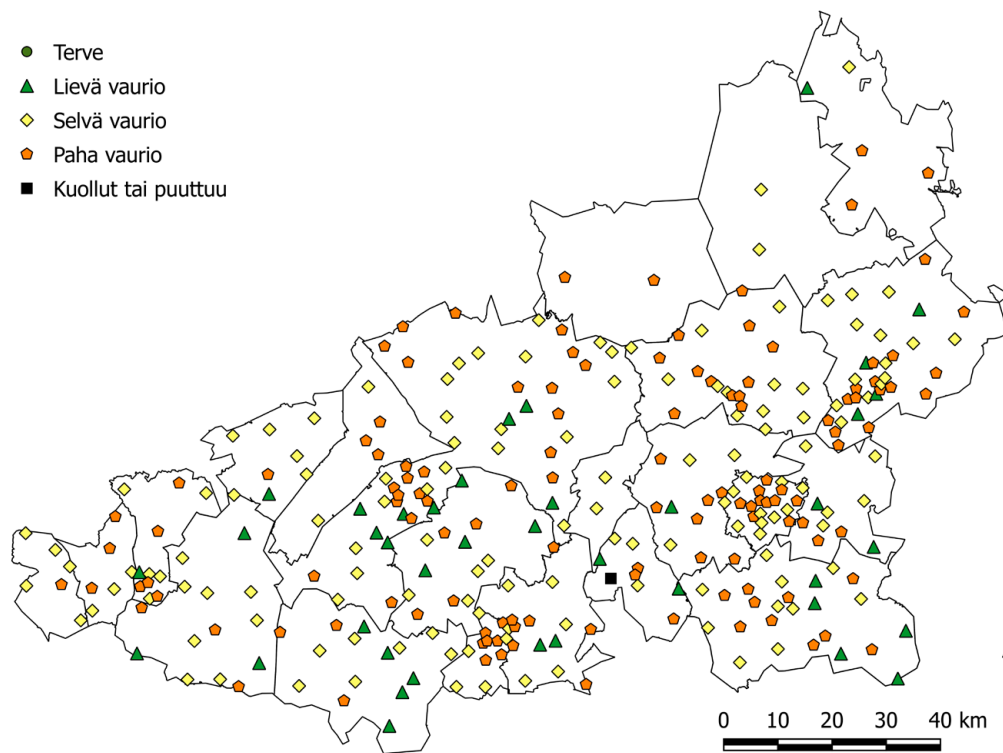


Kuva 18. Yleiset vaurioasteet luokiteltuna aloittain vuonna 2014. N = 304.

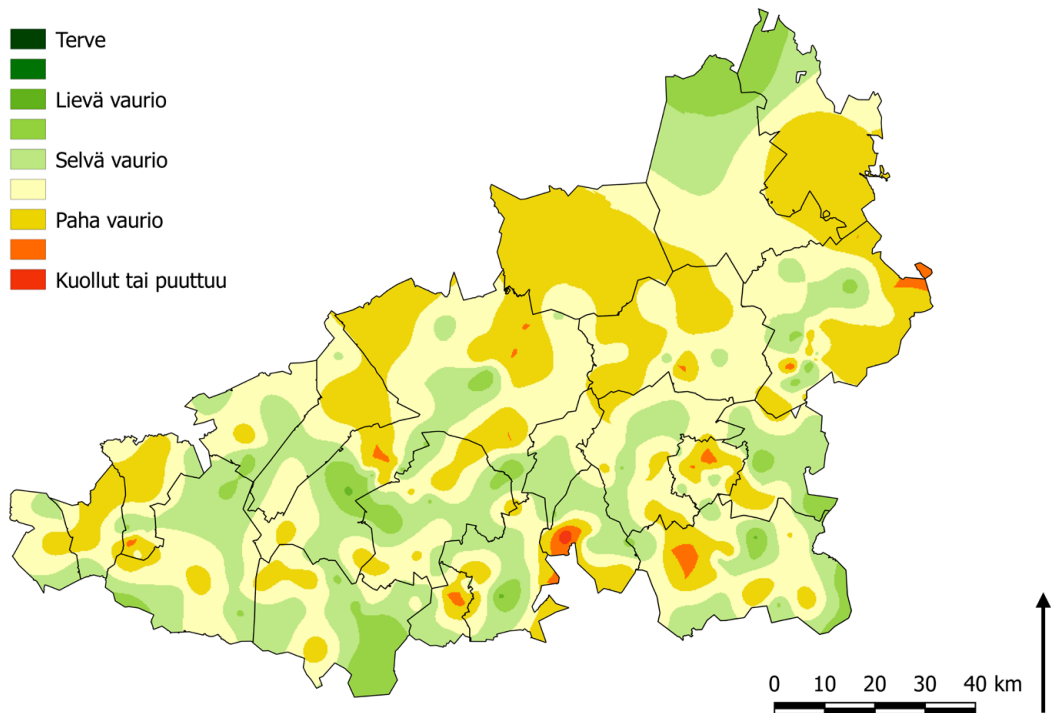


Kuva 19. Yleiset vaurioasteet luokiteltuna rungoittain vuonna 2014. N = 1520.

Jäkälälajiston suurimmat vauriot painottuivat pääasiassa samoille alueille kuin sormipaisukarpeen vauriot, mutta jäkälälajiston yleiset vaurioasteet olivat keskimäärin 0,5-1,5 vaurioluokkaa sormipaisukarpeen vaurioastetta suurempia. Selvän-pahan vaurioluokan suhteellisen pienialaisia vyöhykkeitä muodostui Lahteen, Hattulaan, Kärkölään, Orimattilaan ja Heinolaan sekä Hämeenlinna-Padasjoki-Asikkala -akselille kuntien raja-alueelle. Lahden, Kärkölän, Orimattilan, Hattulan ja Heinolan vauriotasoa selittävät alueilla sijaitsevat teollisuustoiminnot ja energiantuotanto. (Kuvat 20 ja 21.)



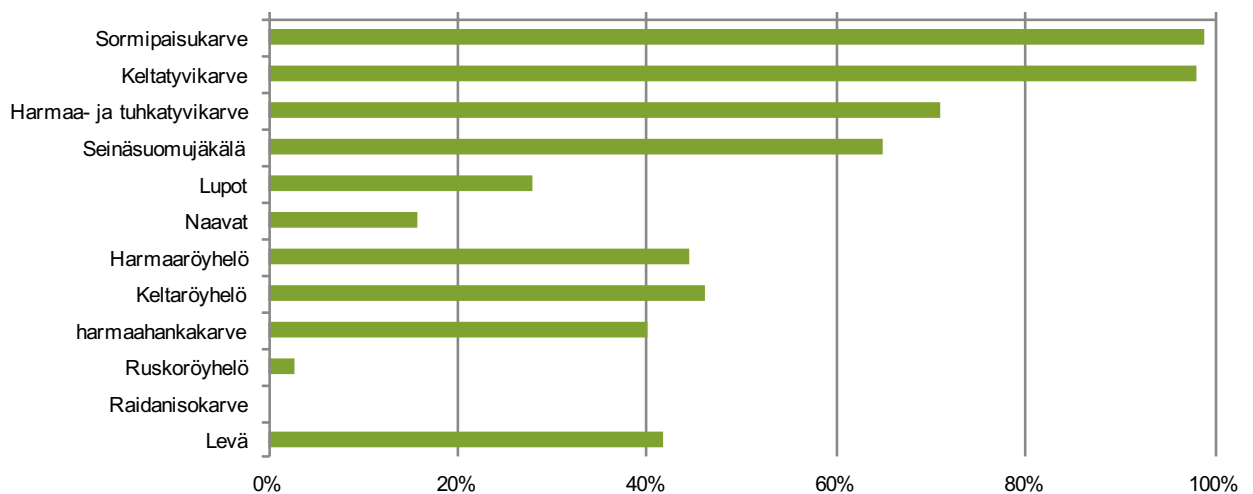
Kuva 20. Yleinen vaurioaste havaintoaloilla vuonna 2014.



Kuva 21. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuonna 2014.

4.1.3. Jäkälälajien määrät ja yleisyys

Yleisimmät lajit tutkimusalueella olivat sormipaisukarve ja keltatyvikarve, joita esiintyi lähes kaikilla tutkimuspuilla. Muita yli puolella tutkimuspuista esiintyneitä lajeja olivat harmaa- ja tuhkatyvikarve (71 % puista) ja seinäsuomujäkälä (65 % tutkimuspuista). Ilman epäpuhtauksista hyötyvää levää havaittiin yli 40 %:lla tutkimuspuista. Ilman epäpuhtauksille herkkiä loppoja havaittiin 28 %:lla puista, ja naavoja 16 %:lla. Raidanisokarvetta ei tavattu yhdelläkään tutkimuspuulla. (Kuva 22.)



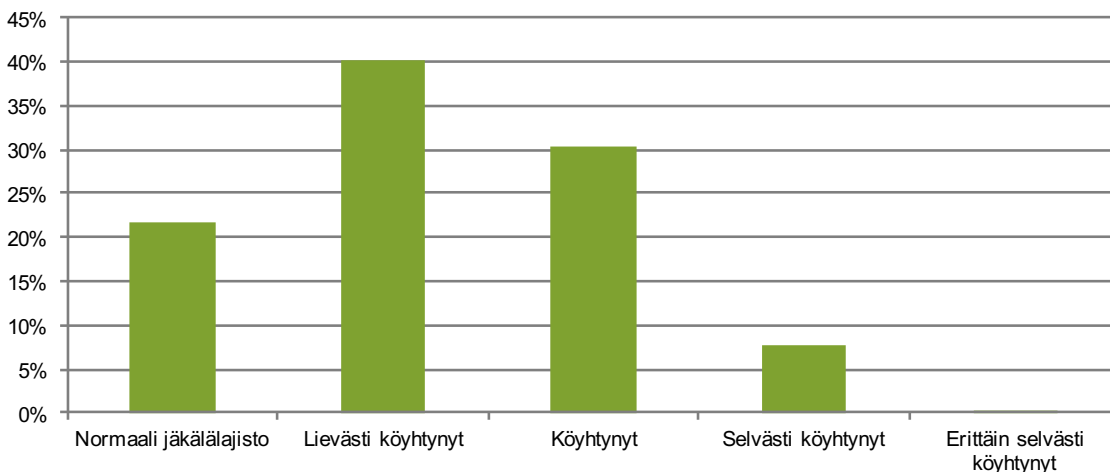
Kuva 22. Männen runkojäkälien esiintymistiheys tutkimusalueella vuonna 2014. N = 1520.

Runkojäkälien seuralaislajien, eli kyseisen lajin kanssa samalla rungolla esiintyvien muiden lajien määrät, on esitetty kuvassa 23. Eniten seuralaislajeja (seuralaislajimäärät suluissa) oli tutkimusalueella harvinaisimpina esiintyneillä ruskoröyhelöllä (7,2), naavoilla (6,6) ja lupoilta (6,6). Vähiten seuralaislajeja oli sormipaisukarpeella (5,0), keltatyvikarpeella (5,0) ja keltaröyhelöllä (5,2). Raidanisokarve on jätetty tarkastelusta pois. Havaitut seuralaislajimäärät noudattavat melko hyvin oletuksia jäkälien herkkyydestä ilman epäpuhtauksille.

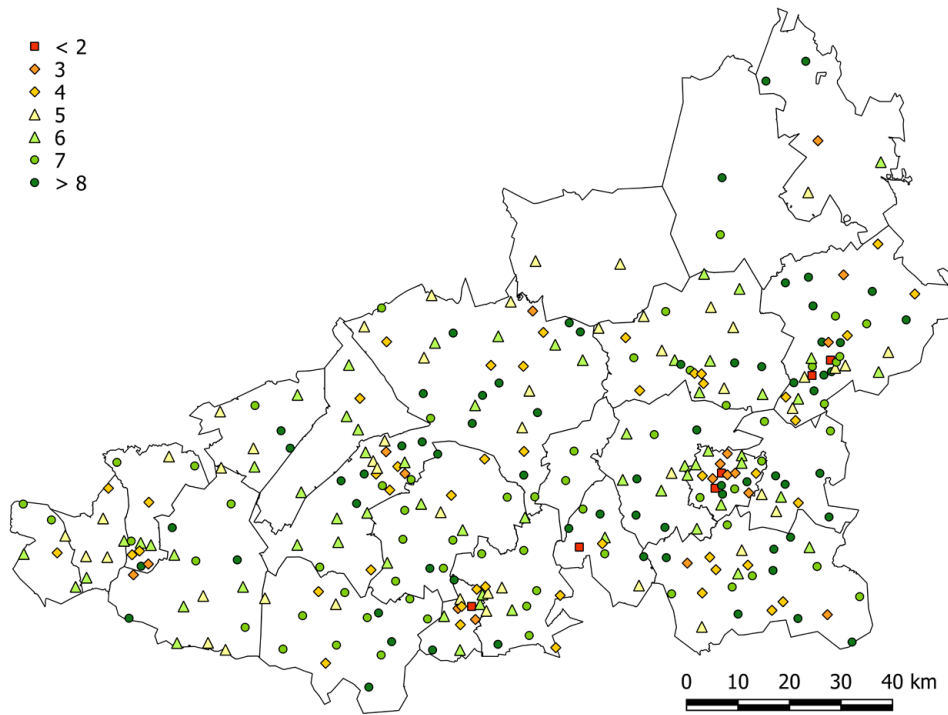


Kuva 23. Männyn runkojäkälien seuralaislajien lukumäärät tutkimusalueella vuonna 2014.

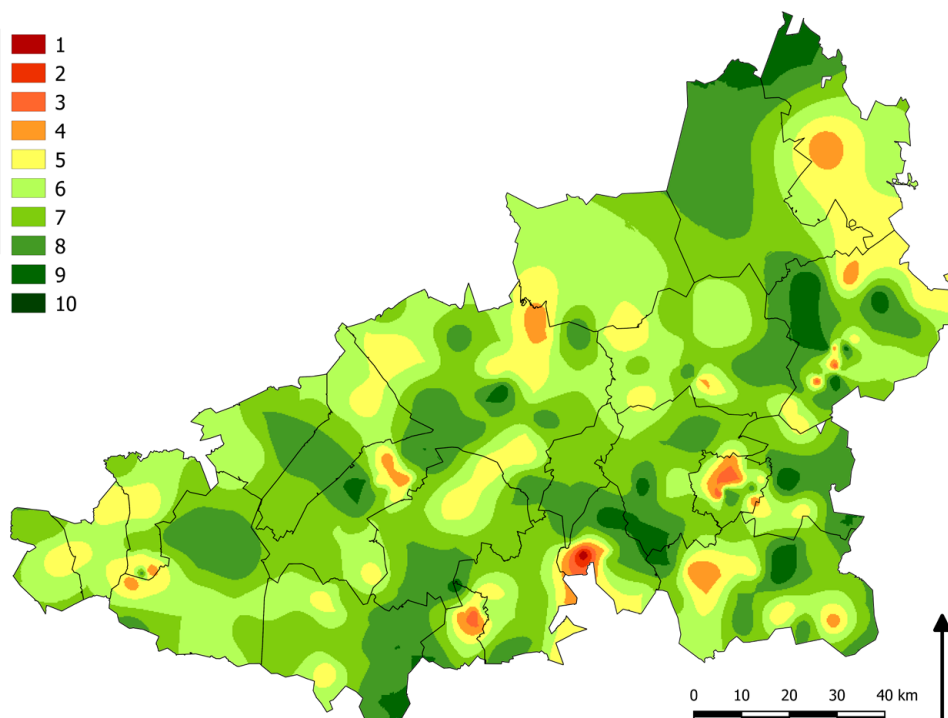
Tutkimusaloilla havaittiin keskimäärin 6 lajia lajilukumäärän vaihdella 0:n ja 9:n välillä. Tutkimuspuukohtainen keskimääräinen lajilukumäärä oli 4,5 lajia (vaihteluväli 0-9 lajia). Tutkimusaloittaisen lajimäärän perusteella lajisto oli keskimäärin lievästi köyhtynyt, tutkimuspuukohtaisen lajimäärän perusteella köyhtynyt. Suurin osa tutkimusaloista oli luokassa lievästi köyhtynyt (4-5 lajia). Erittäin selvästi köyhtyneitä aloja (0 tai 1 ilman epäpuhtauksista kärsivää lajia) oli tutkimusalueella vain 1 kappale, joka sijaitsi Kärkölen Lappilassa. Jäkälälajisto oli normaalia 22 %:lla tutkimusaloista. Tällaisia aloja sijaitsi ympäri tutkimusaluetta, lukumääräisesti erityisen runsaasti Heinolassa ja Hämeenlinnassa entisen Hauhon alueella. (Kuvat 24 ja 25.) Lajistoltaan köyhtyneet vyöhykkeet olivat melko pienialaisia ja sijoittuivat tutkimusalueella Lahteen, Kärkölen länsiosaan ja Riihimäen itäosaan sekä Forssan-Tammelan rajalle. Myös Hartolassa ja Heinolan koillisalueilla sekä Heinolan teollisuuskeskittymien lähistöllä lajisto oli köyhtyneempää. Hämeenlinnan-Padasjoen kuntarajan lähellä havaittiin myös köyhtyneen lajiston vyöhyke. (Kuva 26.)



Kuva 24. Tutkimusalojen jakaantuminen luokkiin lajilukumäärän perusteella vuonna 2014. N = 304.



Kuva 25. Ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälälajien lukumäärät havaintoaloilla vuonna 2014.



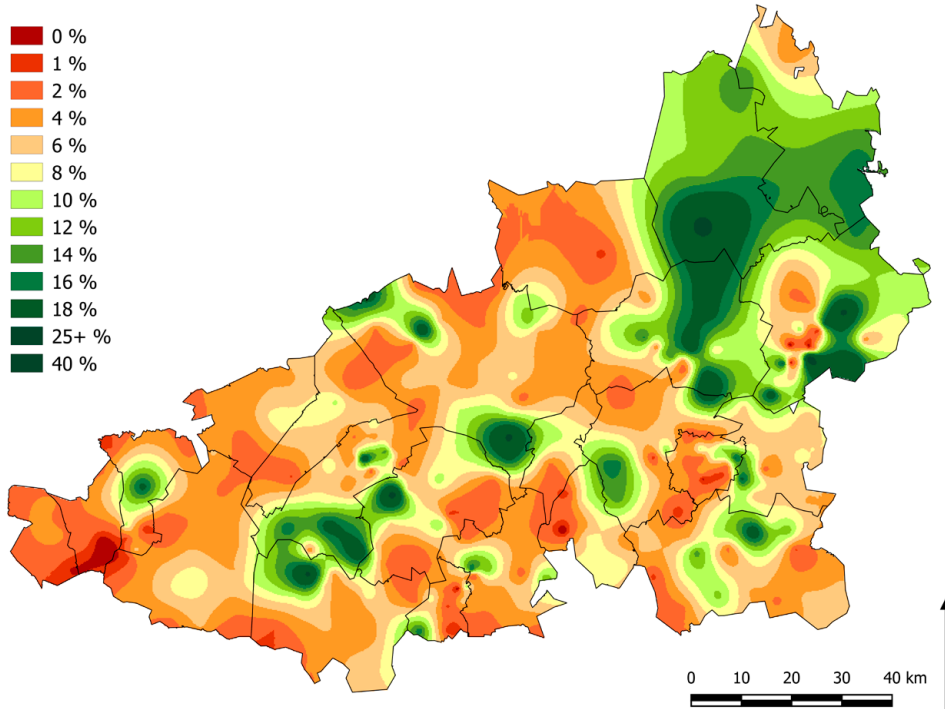
Kuva 26. Vyöhykkeittäinen kuvaus ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärästä tutkimusalueella vuonna 2014.

4.1.4. Peittävydet

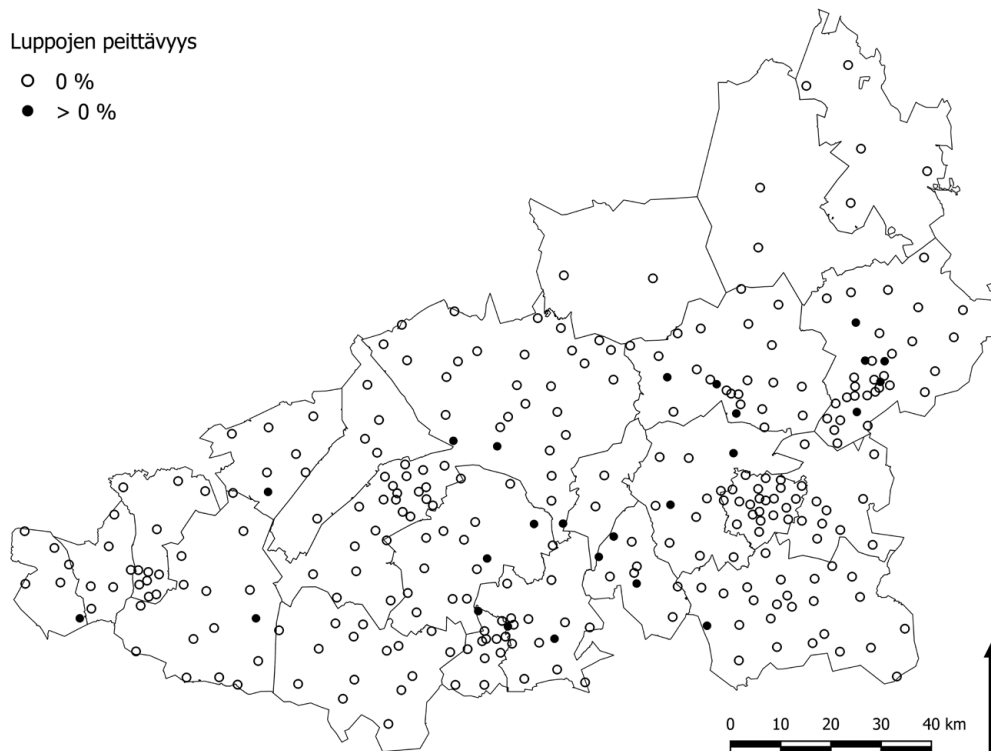
Kuvissa 27 ja 28 on esitetty sormipaisukarpeen sekä luppojen pistefrekvenssimenetelmällä lasketut peittävydet mäntyjen rungoilla havaintoalakohtaisista keskiarvoista yleistettyinä vyöhykkeinä tai symbolikarttana. Kartoja tarkasteltaessa on huomioitava, että erityisesti sormipaisukarpeen peittävyys reagoi ilman epäpuhtauksiin usein epälinearisesti: lajin peittävyys saattaa ensin kasvaa epäpuhtauksien vaikutuksesta, ja kuormitustason edelleen kasvaessa peittävyys jälleen pienenee. Lisäksi luontaiset tekijät, erityisesti puuston ikä, vaikuttavat peittävyysiin merkittävästi.

Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys oli 8,1 % (taulukko 18). Sormipaisukarpeen peittävyys oli suurimmillaan tutkimusalueen koillisosissa Hartolan, Sysmän ja Asikkalan alueella. Muita yksittäisiä sormipaisukarpeen suuremman peittävyuden vyöhykkeitä oli tutkimusalueen keskivaiheilla. Sormipaisukarpeen peittävyys oli pieni Ypäjän, Jokioisten, Tammelan ja Padasjoen kuntien alueella. (Kuva 27.)

Lupot esiintyivät runsaina vain yksittäisillä aloilla. Luppojen keskimääräinen peittävyys oli 0,03 % (taulukko 18). Luppojen peittävyys oli yli 0:n 25 tutkimusalalla. Luppoja esiintyi harvakseltaan ympäri tutkimusaluetta, myös teollisuus- ja energiantuotantolaitosten lähialueilta esimerkiksi Heinolassa ja Riihimäen-Hausjärven rajalla (kuva 28).



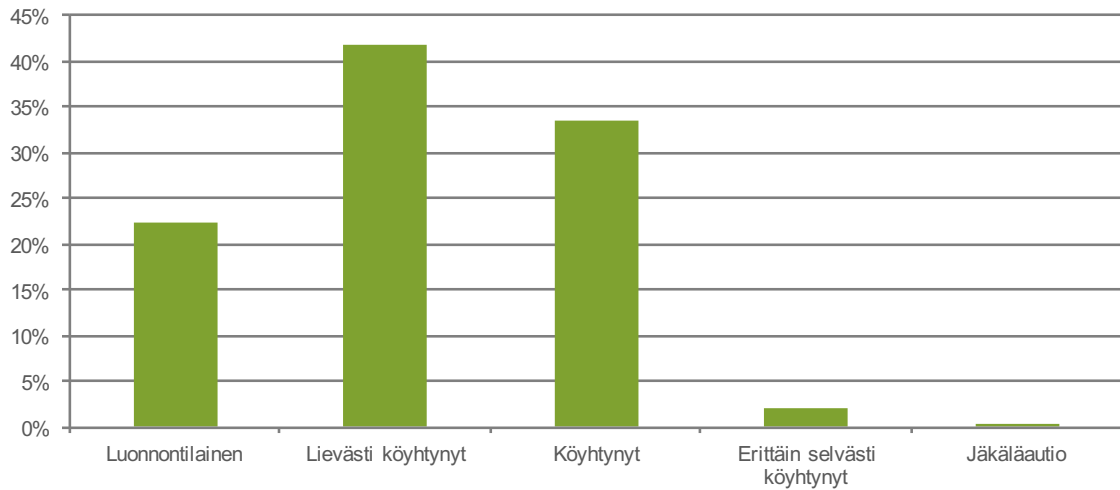
Kuva 27. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys (%) vyöhykkeinä tutkimusalueella vuonna 2014.



28. Luppojen peittävyys (%) tutkimusalueella vuonna 2014. Mustat pisteet kuvaavat aloja, joilla luppoja esiintyi.

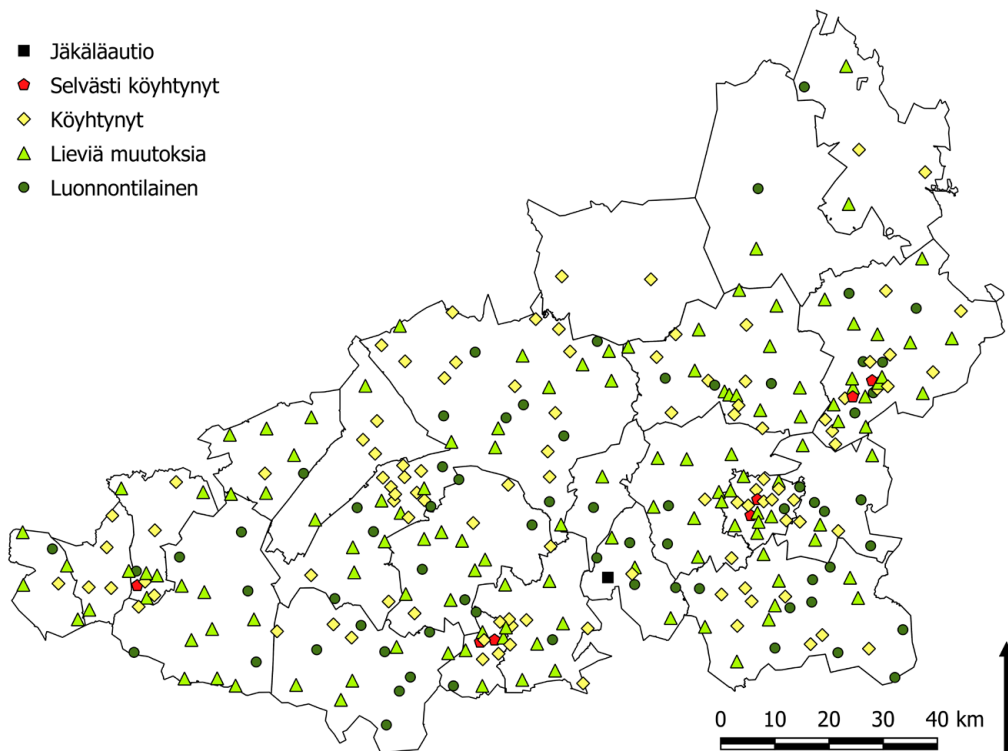
4.1.5. IAP-indeksi

IAP-indeksi oli tutkimusalueella keskimäärin 2,4 , minkä perusteella lajistoa voi kuvailla lievästi muuttuneeksi. Pienin IAP-indeksin arvo oli 0 (jäkäläautio) ja suurin 4,2 (luonnontilainen lajisto) (taulukko 18). Suurimmalla osalla (42 %) tutkimusaloista, yhteensä 127 tutkimusalalla oli IAP-indeksin arvon perusteella lievästi köyhtynyt lajisto. Toiseksi suurimpaan luokkaan, jossa lajisto oli köyhtynyt, kuului 34 % aloista. Luonnontilaista lajistoa (IAP > 3) tavattiin 22 % eli 68 tutkimusalalla. Yksi ala oli jäkäläautio. (Kuva 29.)

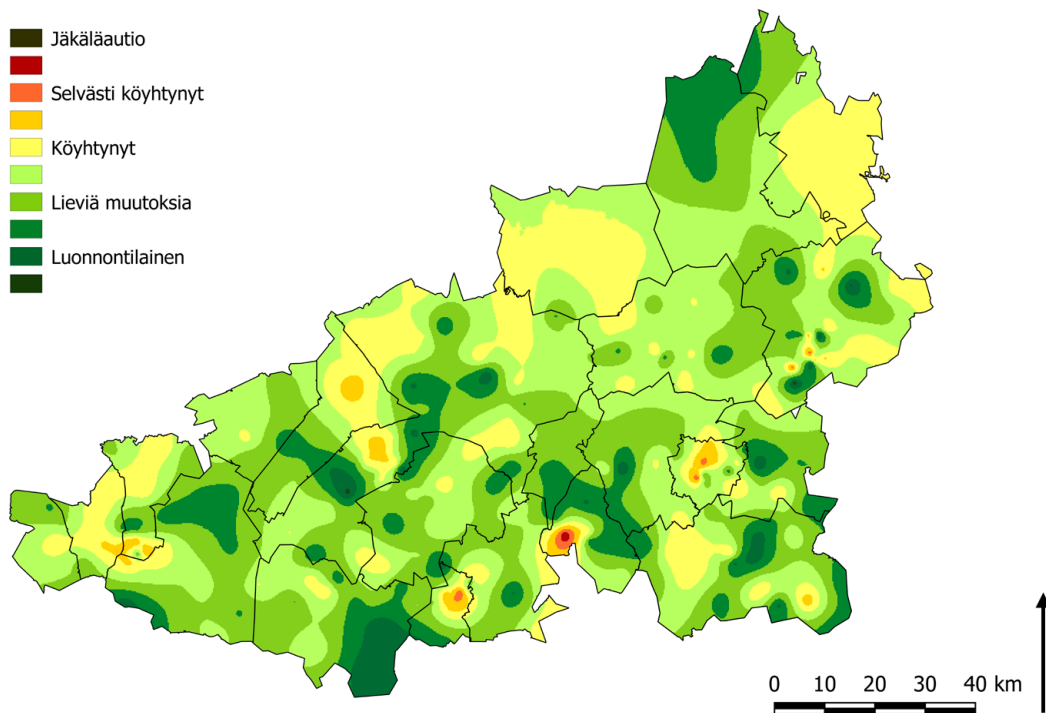


Kuva 29. IAP-indeksin jakauma havaintoaloittain vuonna 2014. N = 304.

Muuttumatonta jäkälälajistoa (IAP-indeksin arvo > 3) tavattiin tasaisesti ympäri tutkimusaluetta, yhteensä 68 tutkimusalalla. Alat, joilla oli pahiten köyhtynyt jäkälälajisto, sijaitsivat Kärkölen Lappilassa sekä Lahden ja Riihimäen keskustassa. Köyhtyneen ja lievästi köyhtyneen lajiston vyöhykkeet olivat hajanaisia ja pienialaisia ja sijoittuivat pääosin tutkimusalueen pohjoisosissa Padasjoen, Hämeenlinnan pohjoisosien ja Hattulan lähialueilla. Myös Forssa-Jokioinen-Tammela-alueella IAP-indeksi-arvot olivat Tammelan pohjoisosaa lukuun ottamatta pääsääntöisesti pieniä (Kuvat 30 ja 31.)



Kuva 30. IAP-indeksi tutkimusaloilla vuonna 2014.



Kuva 31. IAP-indeksi vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2014.

4.2. Männyn neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 19 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksien tunnuslukuja Kanta- ja Päijät-Hämeen alueella koko alueen osalta ja kunnittain. Tutkimusalojen alkuainepitoisuudet on esitetty kartoilla kuvissa 32–37.

Boorin (kuva 32) suurimmat pitoisuudet havaittiin Hämeenlinnassa littalan lasitehtaan läheisyydessä sekä Forssan keskusta-aloilla. Boorin puutosta esiintyi vain yhdellä tutkimusalalla Asikkalassa. Kalsiumin (kuva 33) lievää puutostilaa ilmentäviä pitoisuuksia havaittiin 29 alalla (kalsiumia alle 3 g/kg). Nämä alat sijoittuivat tutkimusalueen länsiosiin Ypäjän, Jokioisten, Forssan ja Tammelan alueille sekä Hämeenlinnaan. Yksittäisiä kalsiumin lievästä puutoksesta kärsiviä aloja havaittiin myös mm. Orimattilassa, Heinolassa ja Kärkölässä. Yksittäiset suurimmat pitoisuudet havaittiin Hämeenlinnan Parolassa, Lopen lounaisosassa ja Hollolan Kärkölän-vastaisella rajalla.

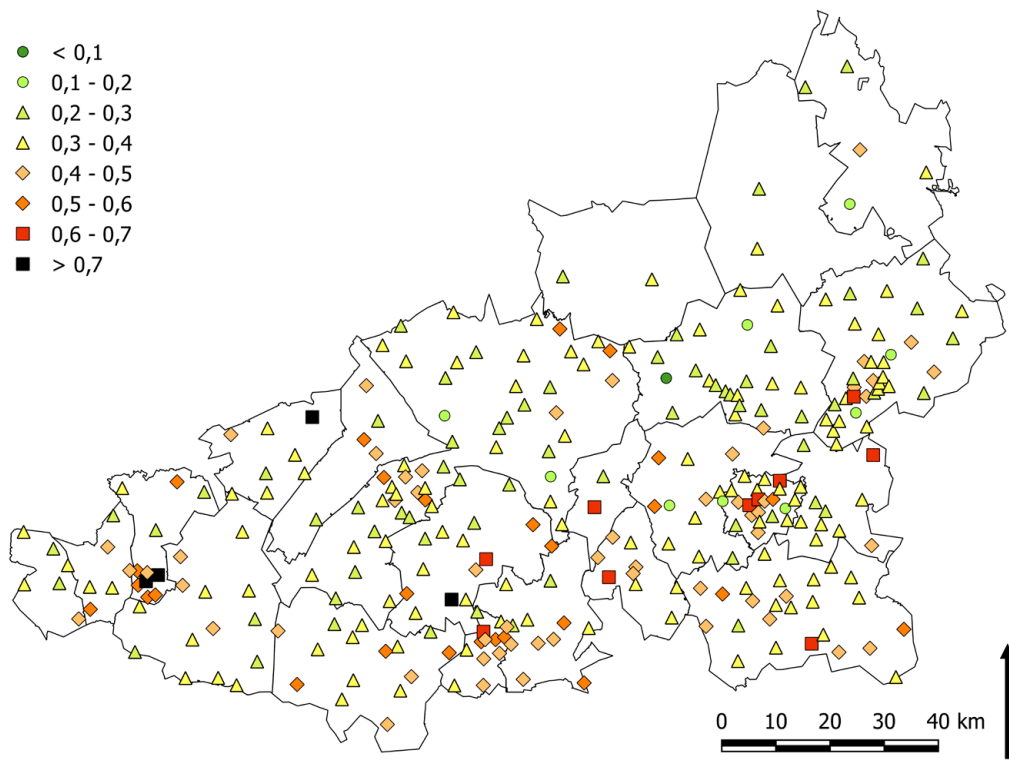
Kaliumin (kuva 34) ankarasta puutoksesta kärsiviä aloja (3–4,1 g K/kg) esiintyi erityisesti tutkimusalueen eteläosissa itä-länsisuuntaisena vyöhykkeenä Jokioisista Orimattilaan ja Lahteen. Kaliumin ravinnepitoisuus oli optimitasolla muualla tutkimusalueella yksittäisiä aloja lukuun ottamatta. Suurimmat kaliumipitoisuudet havaittiin Janakkalan eteläpäässä sekä Hämeenlinnan Tuuloksessa. Magnesiumin (kuva 35) pitoisuusjakauma noudatti pitkälti samaa vyöhykkeisyyttä kuin kaliumin, mutta pienten pitoisuuksien vyöhyke kattoi myös osan pohjoisemmista kunnista. Magnesiumin suurimmat pitoisuudet sijoittuivat Hattulaan ja Hämeenlinnaan.

Typeä esiintyi eniten Lahdessa, Hämeenlinnassa, Tammelassa ja Forssan-Jokioisten alueella. Korkeimmat pitoisuudet näyttivät liittyvän hyvin päästölähteiden sijainteihin, lukuun ottamatta Tammelaa, jossa ei ole raportoituja typen päästölähteitä. Typen puutosta ($N < 1,3\%$ kuivapainosta) esiintyi yleisesti taajamien ulkopuolella muun muassa Ypäjällä, Janakkalassa, Riihimäellä ja Lopella.

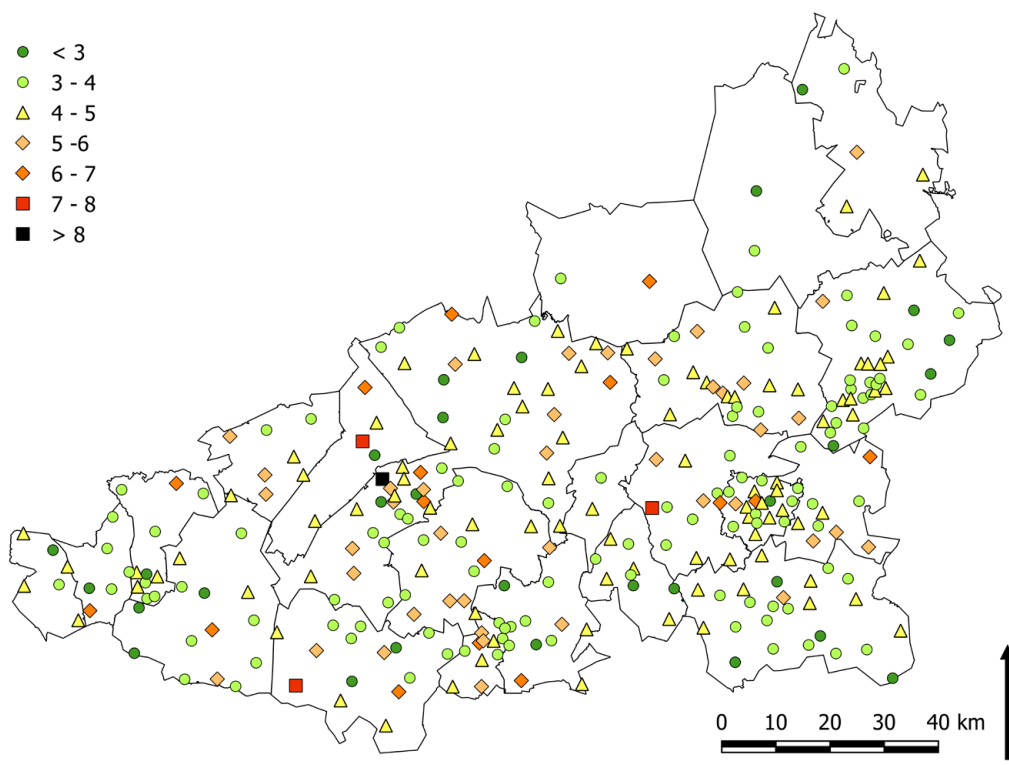
Rikin (kuva 37) korkeita pitoisuuksia havaittiin Jokioisissa, Tammelassa, Janakkalassa ja Hollolassa. Pitoisuudet näyttävät ilmentävän kasvupaikkaoloja ilman epäpuhtauksien päästöjen sijaan, sillä korkeimmat pitoisuudet eivät pääsääntöisesti sijoittuneet lupavelvollisten teollisuuslaitosten läheisyyteen. Toisaalta esimerkiksi Heinolan lounaisosassa rikkipitoisuudet olivat muuhun tutkimusalueeseen nähden matalia.

Taulukko 19. Neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot koko alueella vuonna 2014. N = 302.

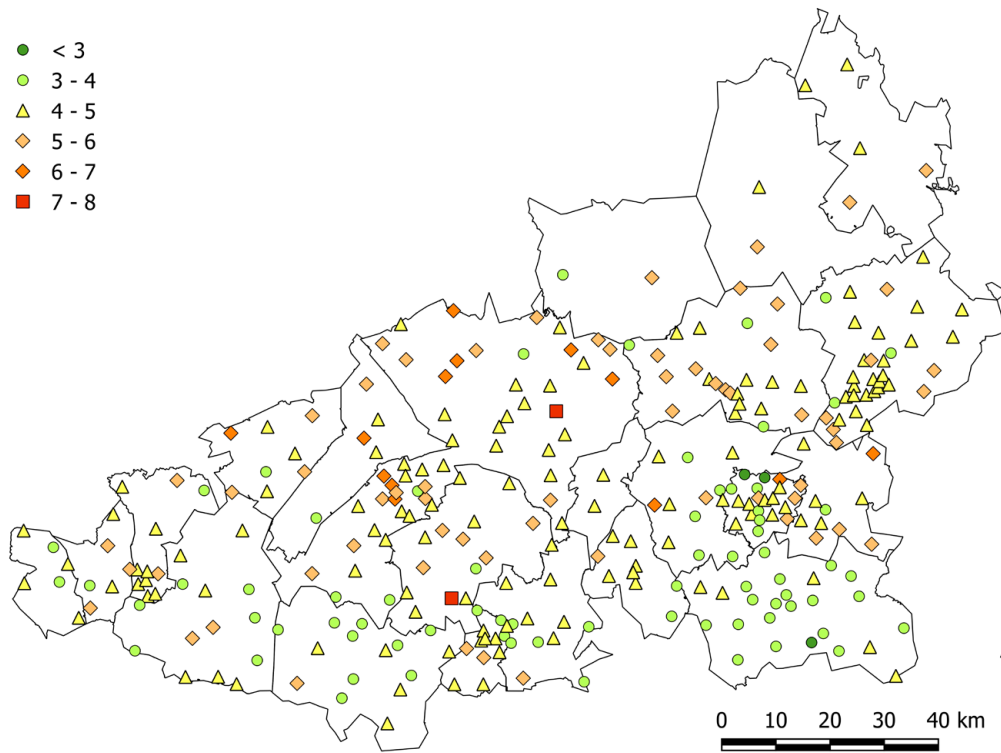
	B g/kg	Ca g/kg	K g/kg	Mg g/kg	S g/kg	N g/kg
keskiarvo	0,02	4,21	4,56	0,83	1,06	0,94
pienin	0,003	2,16	2,75	0,49	0,75	1,3
suurin	0,044	8,04	7,98	1,54	1,74	1,65



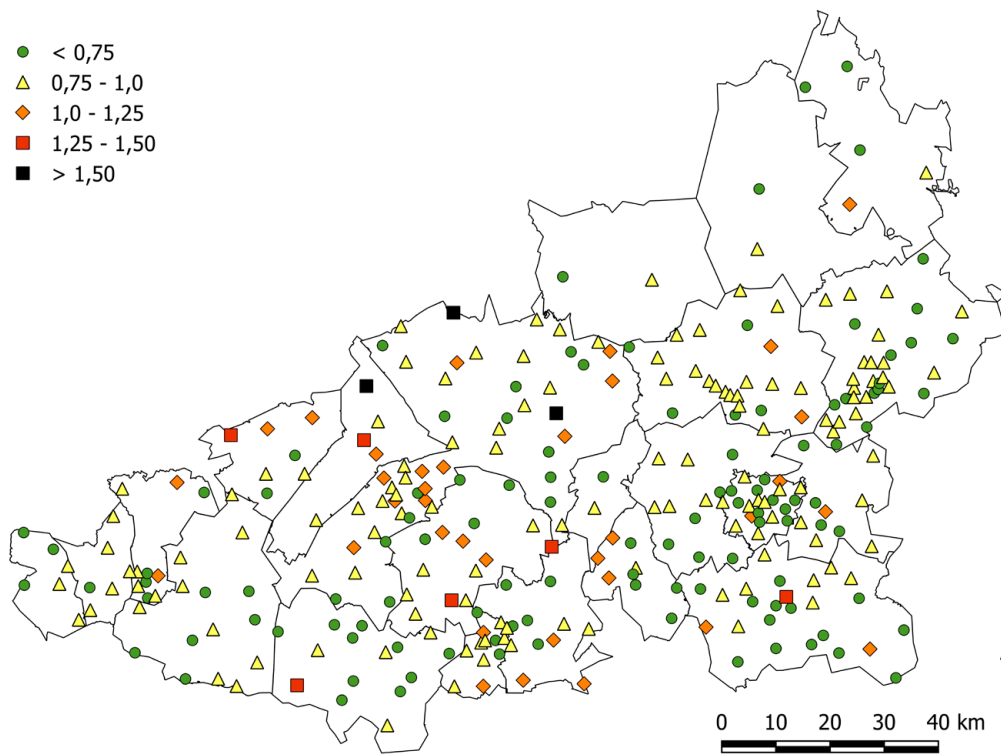
Kuva 32. Männyn neulasten toisen vuosikerran booripitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (B mg/kg).



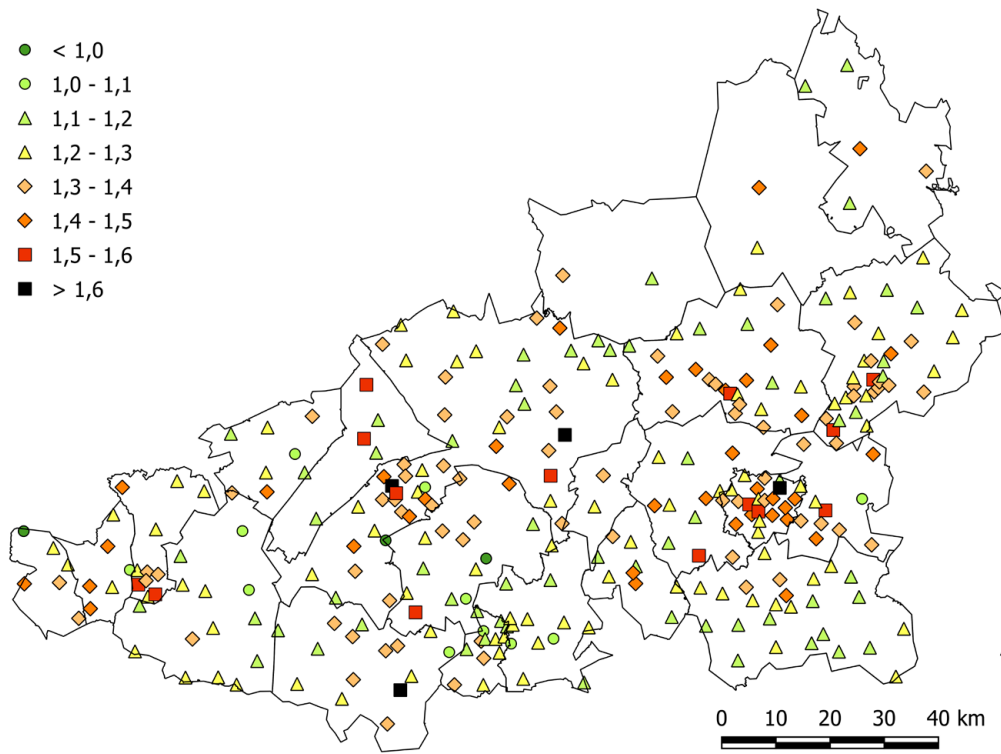
Kuva 33. Männyn neulasten toisen vuosikerran kalsiumpitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Ca g/kg).



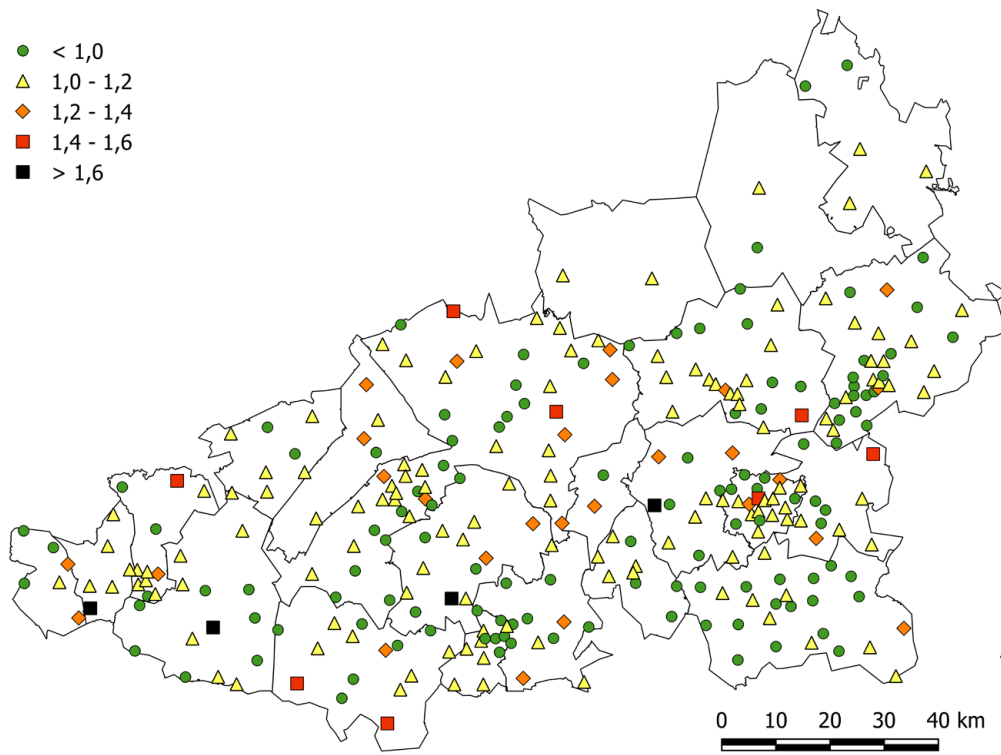
Kuva 34. Männyn neulasten toisen vuosikerran kaliumpitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (K g/kg).



Kuva 35. Männyn neulasten toisen vuosikerran magnesiumipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Mg g/kg).



Kuva 36. Männyn neulasten toisen vuosikerran kokonaistyyppipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (N %).



Kuva 37. Männyn neulasten toisen vuosikerran rikkipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (S g/kg).



4.3. Sammalen alkuainepitoisuudet

Taulukossa 20 on esitetty sammalten alkuainepitoisuuksien keskiarvot ja pienimmät ja suurimmat arvot. Kuivissa 38–45 on esitetty alkuaineiden pitoisuudet kartoilla.

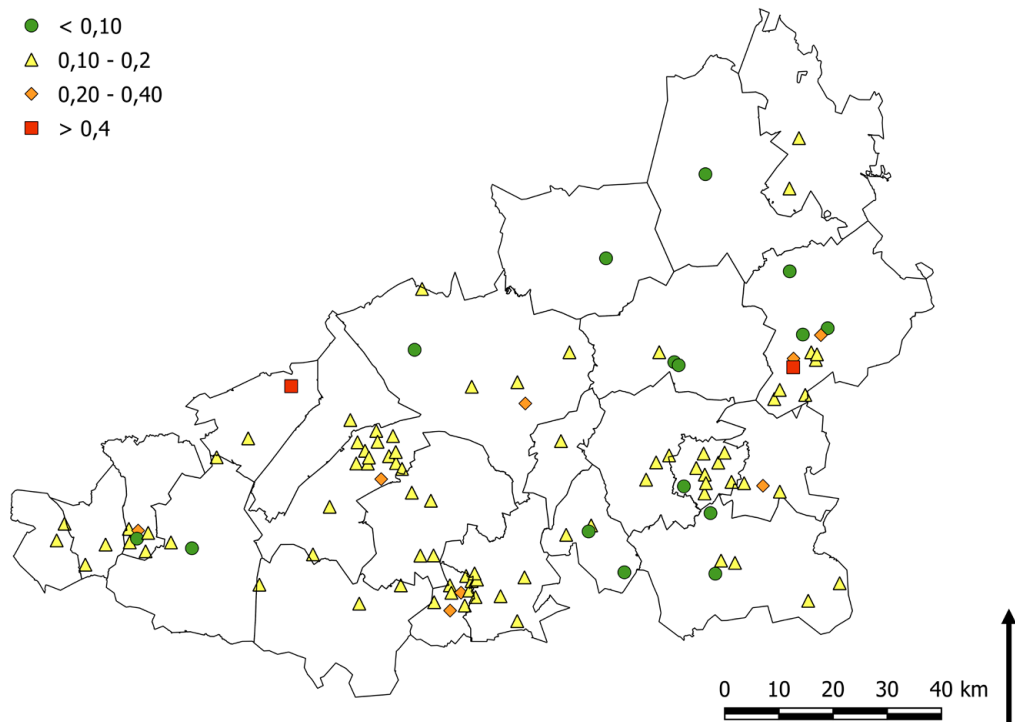
Kadmiumin (kuva 38) korkeimmat pitoisuudet havaittiin Heinolan Myllyojalla teollisuuslaitoksen läheisyydessä, toinen suurempi pitoisuus mitattiin Hämeenlinnan liitalasta lasitehtaan läheisyydestä. Elohopean (kuva 41) suurempia pitoisuuksia tavattiin niin ikään Heinolan Myllyojalla sekä Riihimäen-Hausjärven alueilla. Myös nikkelin (kuva 42) korkeammat pitoisuudet painottuivat näille alueille.

Kromin (kuva 39), kuparin (kuva 40), ja vanadiinin (kuva 44) suurimmat pitoisuudet keskittyivät Heinolan Vierumäelle, teollisuuden lähelle. Myös Riihimäen-Hausjärven rajalla Ekokem Oy:n jätteenkäsittelytoimintojen lähellä, Lahdessa, Hämeenlinnan keskustan ympäristössä sekä jätteenkäsittelylaitosten yhteydessä havaittiin kohonneita pitoisuuksia.

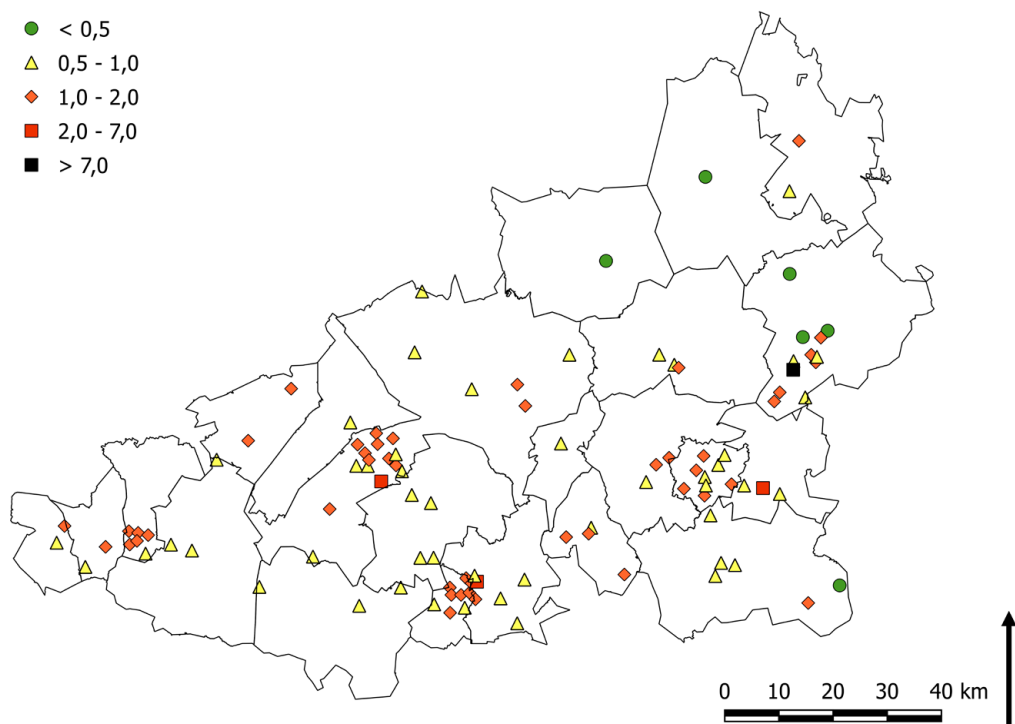
Lyijyn (kuva 43) ja sinkin (kuva 45) kohonneita pitoisuuksia havaittiin Heinolan keski- ja lounaisosissa, Lahden keskustassa ja Nastolan-Lahden rajalla jätteenkäsittelylaitoksen sekä Lahden Sopenkorven teollisuusalueen läheisyydessä. Lisäksi kohonneita pitoisuuksia havaittiin Riihimäen-Hausjärven rajamailla alueella, jolla sijaitsee mm. jätteenkäsittelykeskus, energiantuotantolaitoksia ja teollisuutta, sekä Hämeenlinnan jätteenkäsittelylaitoksen läheisyydessä.

Taulukko 20. Sammalen alkuainepitoisuuksien keskiarvot, pienimmät ja suurimmat arvot koko alueella. N = 104.

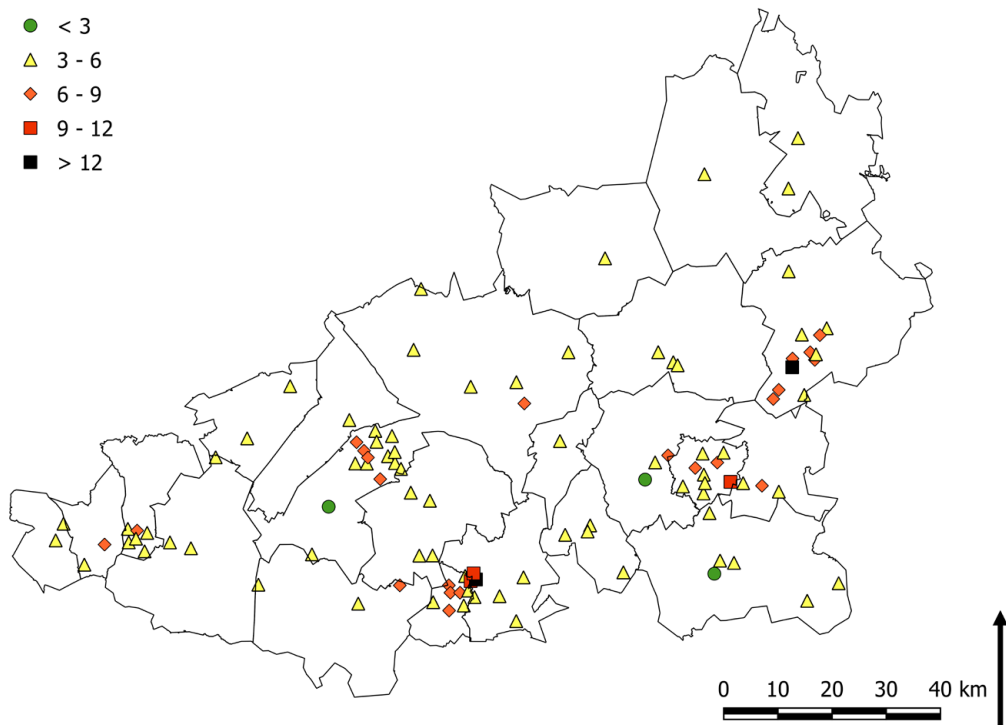
	Cd mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Pb mg/kg	V mg/kg	Zn mg/kg
Keskiarvo	0,17	1,12	5,8	0,04	1,4	3,08	1,4	41
Pienin	0,08	0,29	2,7	0,02	0,5	0,69	0,38	1,3
Suurin	1,15	7,07	52,3	0,19	7,79	113,3	4,0	225



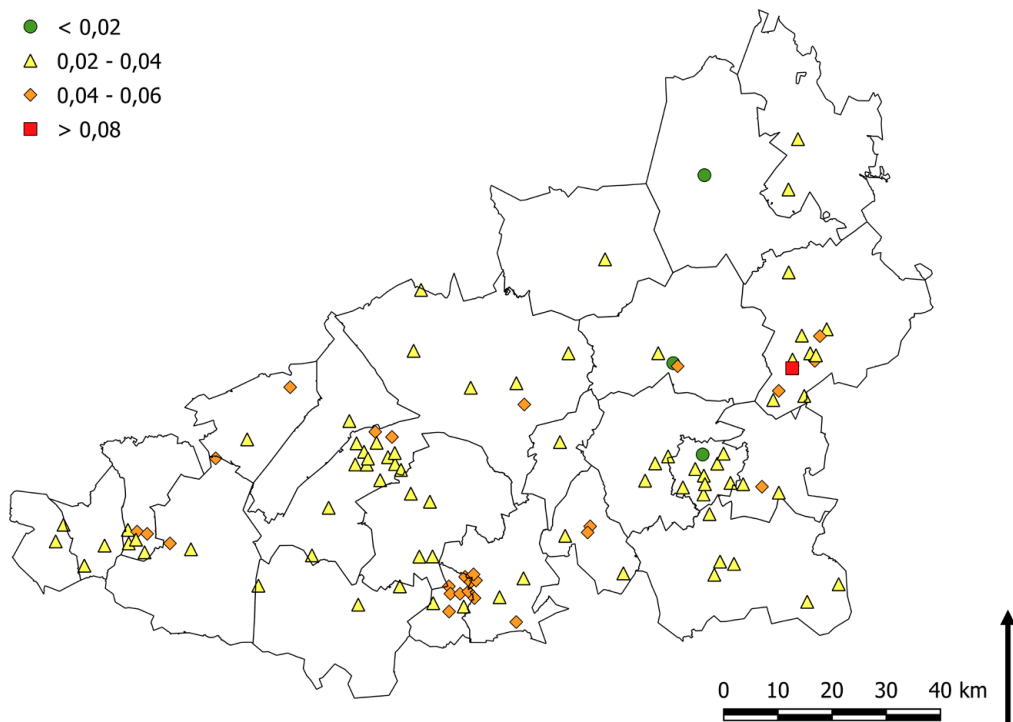
Kuva 38. Saimmalen kadmiumpitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Cd mg/kg).



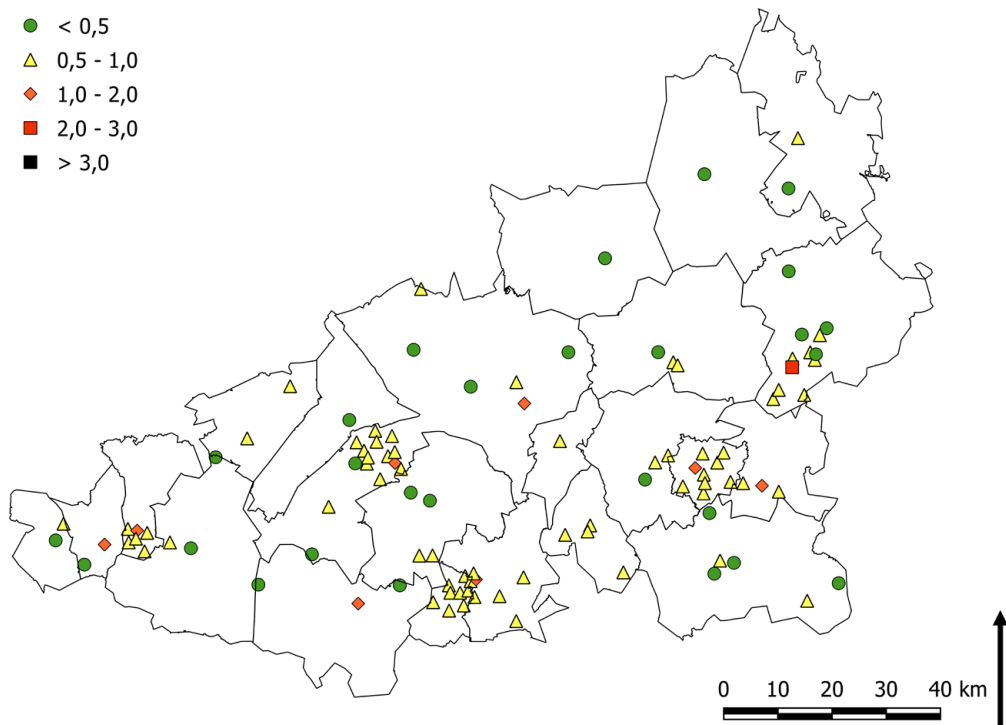
Kuva 39. Saimmalen kromipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Cr mg/kg).



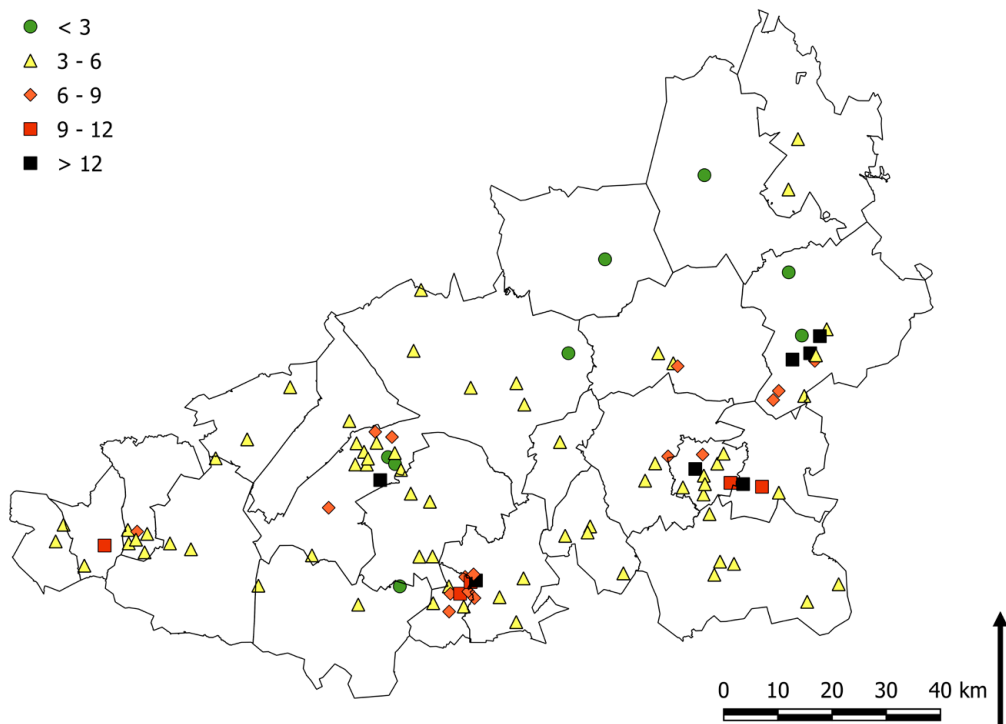
Kuva 40. Sammalen kuparipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Cu mg/kg).



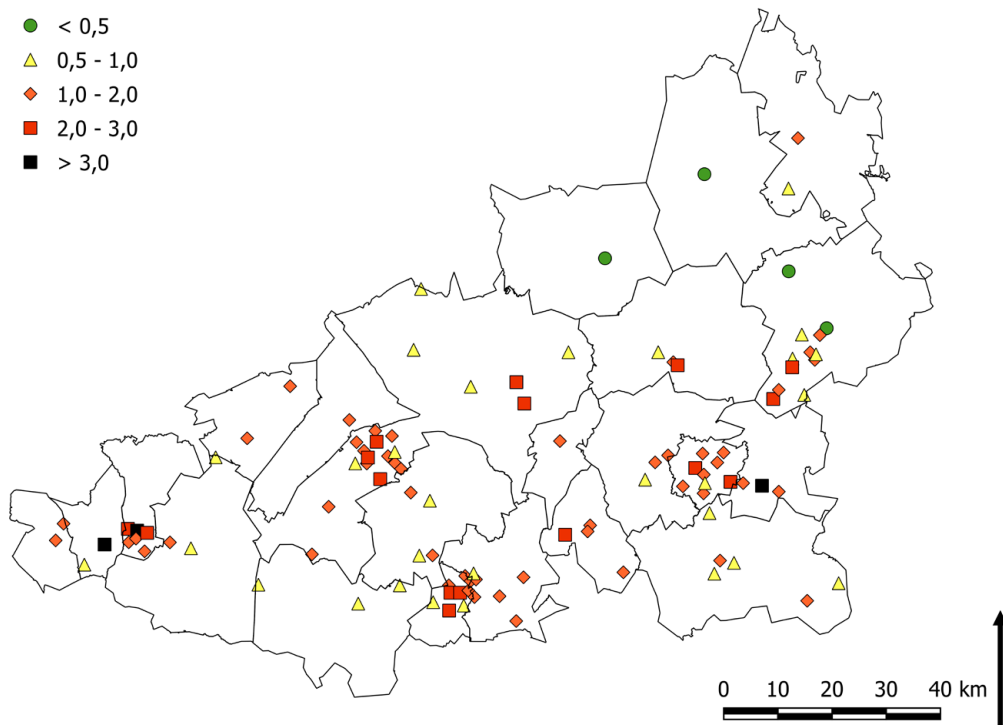
Kuva 41. Sammalen elohopeapitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Hg mg/kg).



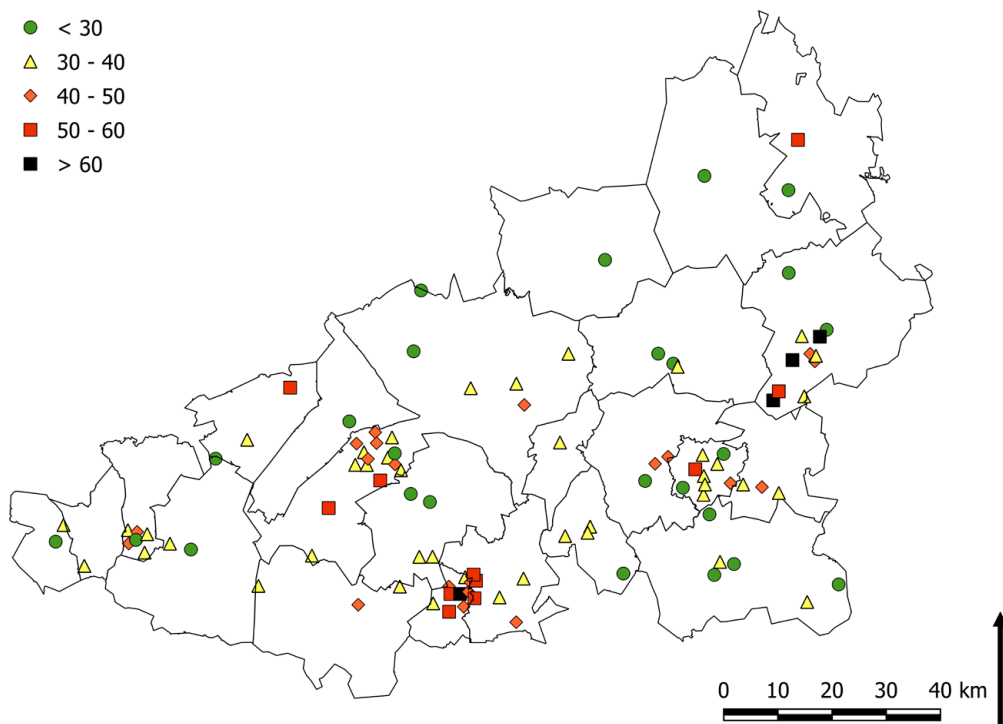
Kuva 42. Sammalen nikkelpitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Ni mg/kg).



Kuva 43. Sammalen lyijypitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Pb mg/kg).



Kuva 44. Sammalen vanadiinipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (V mg/kg).



Kuva 45. Sammalen sinkkipitoisuudet tutkimusaloilla vuonna 2014 (Zn mg/kg).



4.4. Humuksen kemialliset ominaisuudet

4.4.1. Humuksen alkuainepitoisuudet

Taulukossa 21 on esitetty humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien tunnuslukuja Kanta- ja Päijät-Hämeen tutkimusaloilla. Humuksen alkuainepitoisuudet ja kemiallisten ominaisuuksien arvot on esitetty kartoilla kuvissa 46–55.

Taulukossa 21 on merkitty ne alat, joilla PIMA-asetuksen (VNA 214/2007) mukaisten maaperän metallipitoisuuksien kynnsarvo tai alempi tai ylempi ohjearvo on ylittynyt (ks. taulukko 14). Ohjearvot olivat käytettävissä arseenille, elohopealle, kadmiumille, koboltille, kuparille, nikkeliille, sinkille ja vanadiinille. Kynnsarvot ylittyivät (suluissa arvon ylittäneiden alojen lukumäärä) kadmiumilla (2), kromilla (1), kuparilla (2), lyijyllä (20), nikkeliällä (1), sinkillä (4) ja vanadiinilla (1). Alemmat ohjearvot ylittyivät kuparilla (1), lyijyllä (2), nikkeliällä (1) ja sinkillä (1 tai 2). Ylemmät ohjearvot ylittyivät kuparilla (1) ja sinkillä (1). Tutkimusalojen keskiarvot eivät ylittäneet kynnsarvoja millään alkuaineella. Kuparin ylempi ohjearvo ylittyi alalla H532 Lahdessa. Alempi ohjearvo ylittyi useimmin alalla H568 Heinolan Myllyojalla. Eniten kynnsarvojen ylittymisiä oli Nastolan keskustassa sijaitsevalla alalla H560.

Taulukko 21. Humuksen alkuainepitoisuudet (mg/kg) ja kemialliset ominaisuudet (VH = vaihto happamuus, KVK = kationinvaihtokapasiteetti) Kanta- ja Päijät-Hämeen tutkimusaloilla. Kynnsarvon ylittävät arvot on maalattu keltaisella, alemman ohjearvon ylittävät arvot vihreällä ja ylempien ohjearvojen ylittävät arvot punertavalla.

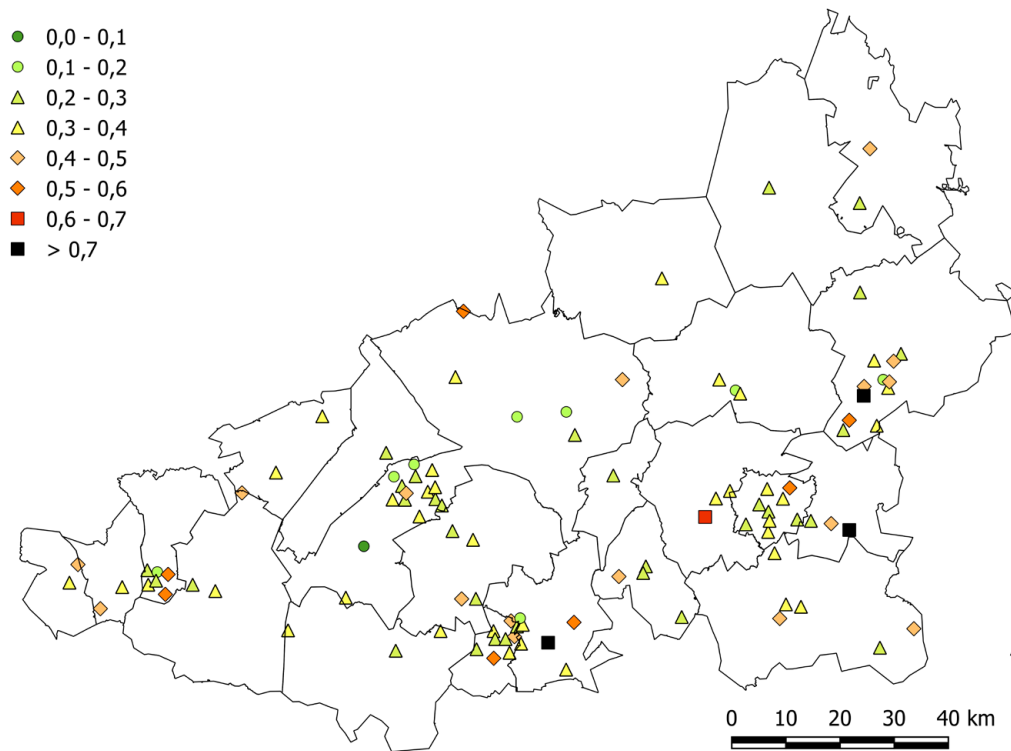
n = 104	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V	pH	VH (meq/100 g)	KVK (meq/100g)
keskiarvo	0,38	11,1	17	51,02	9,4	68	19,5	4,2	6,72	21,3
pienin	0,10	2,7	6	11,73	3,8	23	5,1	3,5	0,46	8,9
suurin	2,08	170,0	258	269,60	100,0	363	145,7	6,3	16,39	51,5

Kadmiumin suurimmat yksittäiset pitoisuudet havaittiin Heinolan Myllyojalla, Nastolan Ullankankaalla ja Hausjärven Hikiällä (kuva 46). Suurimmat kuparipitoisuudet mitattiin niin ikään Myllyojalla ja Ullankankaalla sekä Lahdessa (kuva 48).

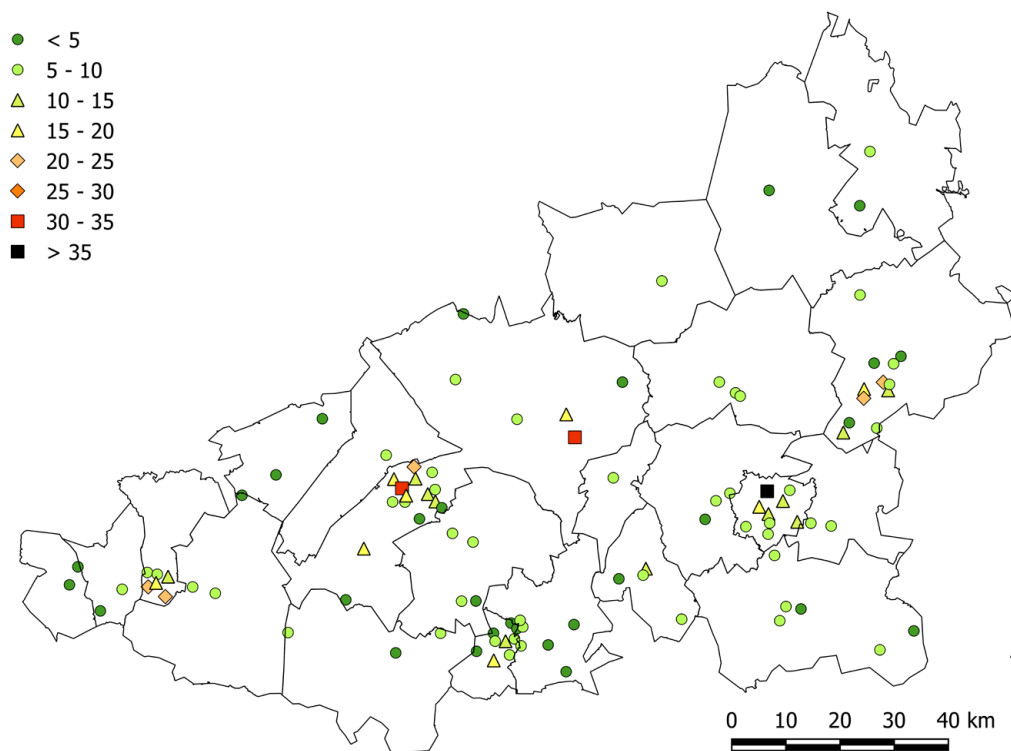
Suurimmat kromipitoisuudet esiintyivät Lahdessa, Hämeenlinnassa Lammilla ja keskustassa (kuva 47). Myös nikkelin isoimmat pitoisuudet havaittiin samoilla alueilla, lisäksi korkeita pitoisuuksia oli Nastolan Ullankankaalla ja Heinolan Myllyojalla (kuva 49).

Lyijyä (kuva 50) ja vanadiinia (kuva 51) esiintyi eniten Hämeenlinnan keskustassa, Riihimäen pohjoisrajalla, Lahdessa. Lyijyä havaittiin suurina pitoisuuksina myös Heinolan Myllyojalla. Sinkkipitoisuudet olivat kohonneita samoilla alueilla kuin lyijy, minkä lisäksi suurempia pitoisuuksia havaittiin Jokioisissa (kuva 52).

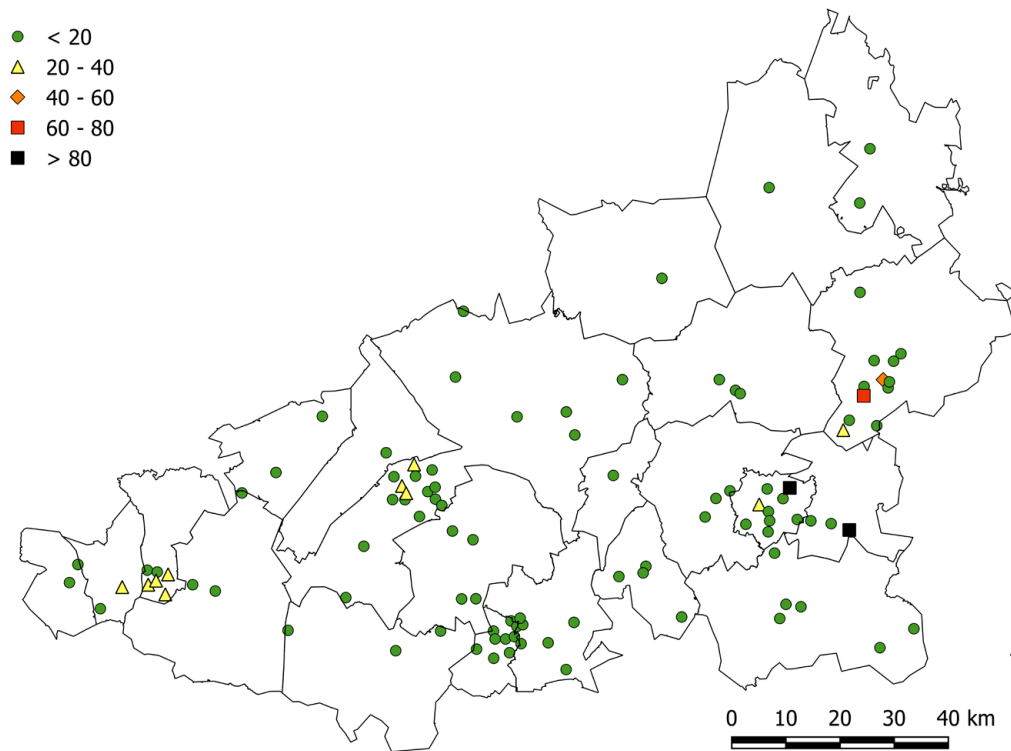
Matalimmat pH-arvot (pH 3–4) sijoituivat tasaisesti ympäri tutkimusalueetta. Humus oli emäksisintä (pH > 6) Hämeenlinnan keskustassa (kuva 53). Vaihto happamuus oli pienimmillään Riihimäen ja Hausjärven rajalla (kuva 54). Kationinvaihtokapasiteetti oli korkein Hämeenlinnan keskustassa ja pienin Riihimäen ja Hausjärven rajalla (kuva 55).



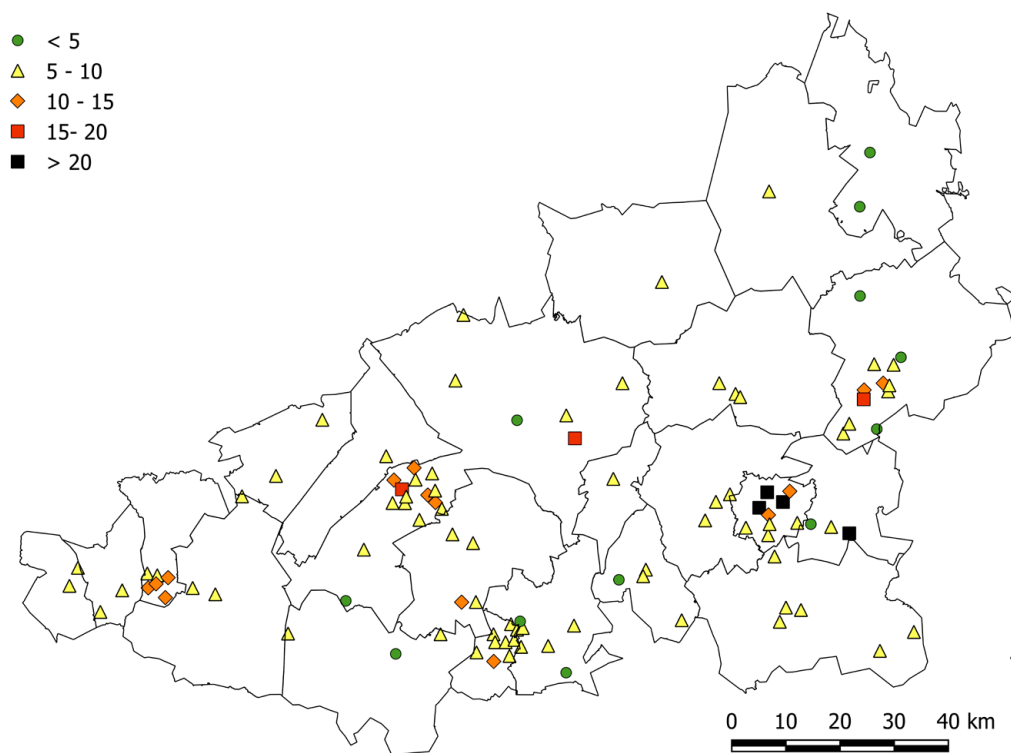
Kuva 46. Humuksen kadmiumpitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



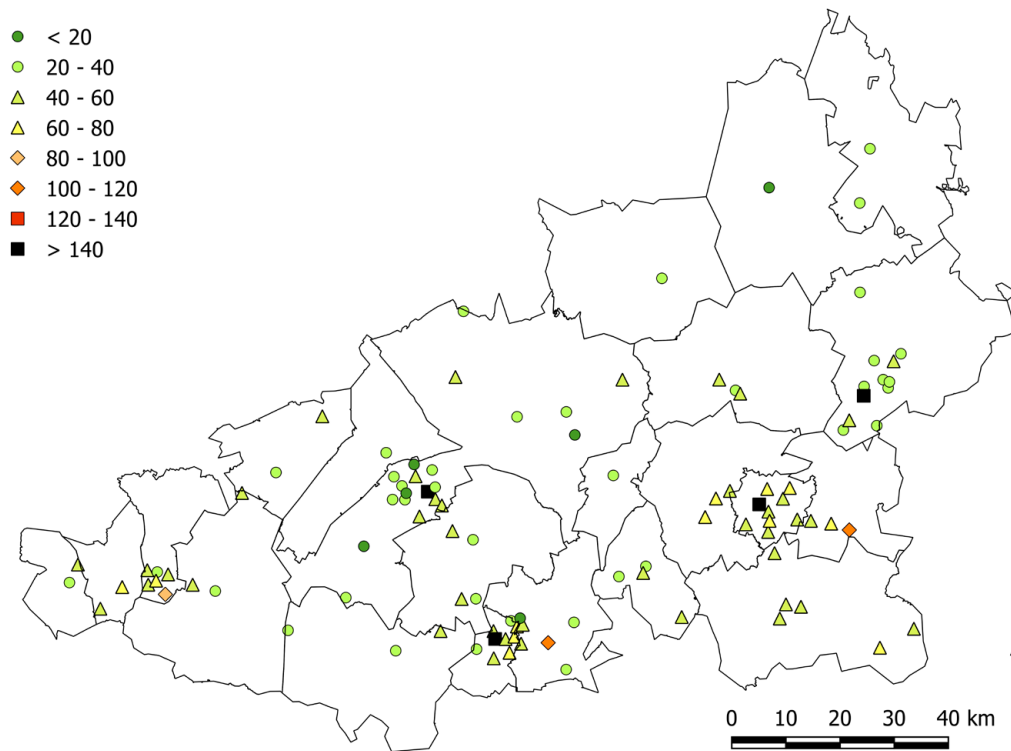
Kuva 47. Humuksen kromipitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



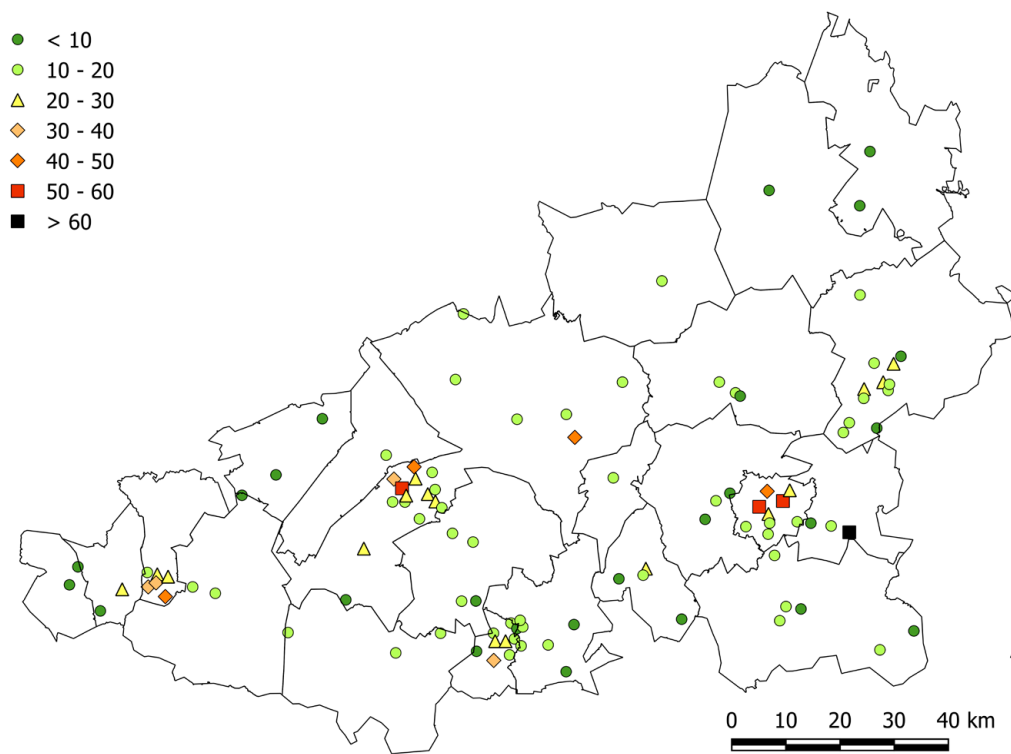
Kuva 48. Humuksen kuparipitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



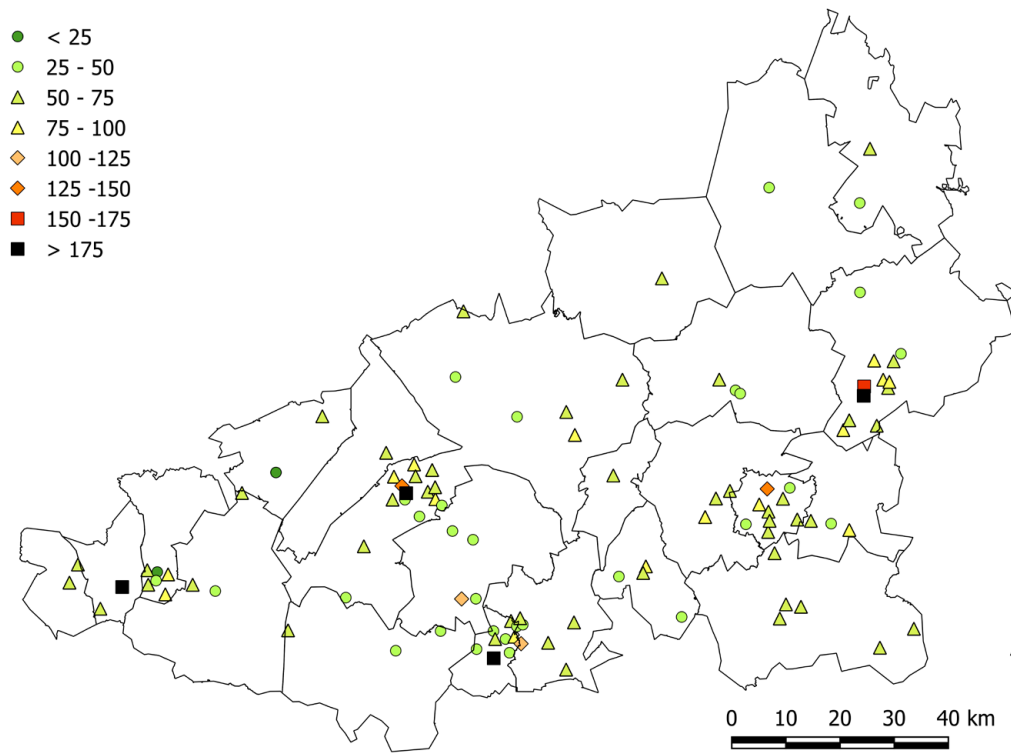
Kuva 49. Humuksen nikkelpitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



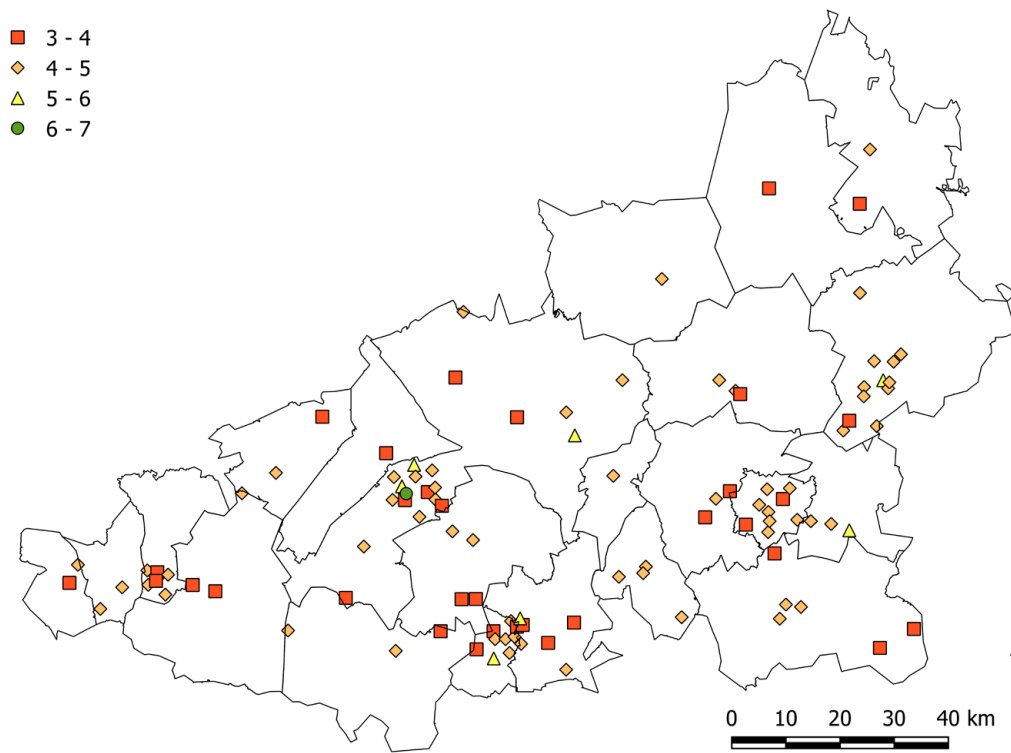
Kuva 50. Humuksen liijypitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



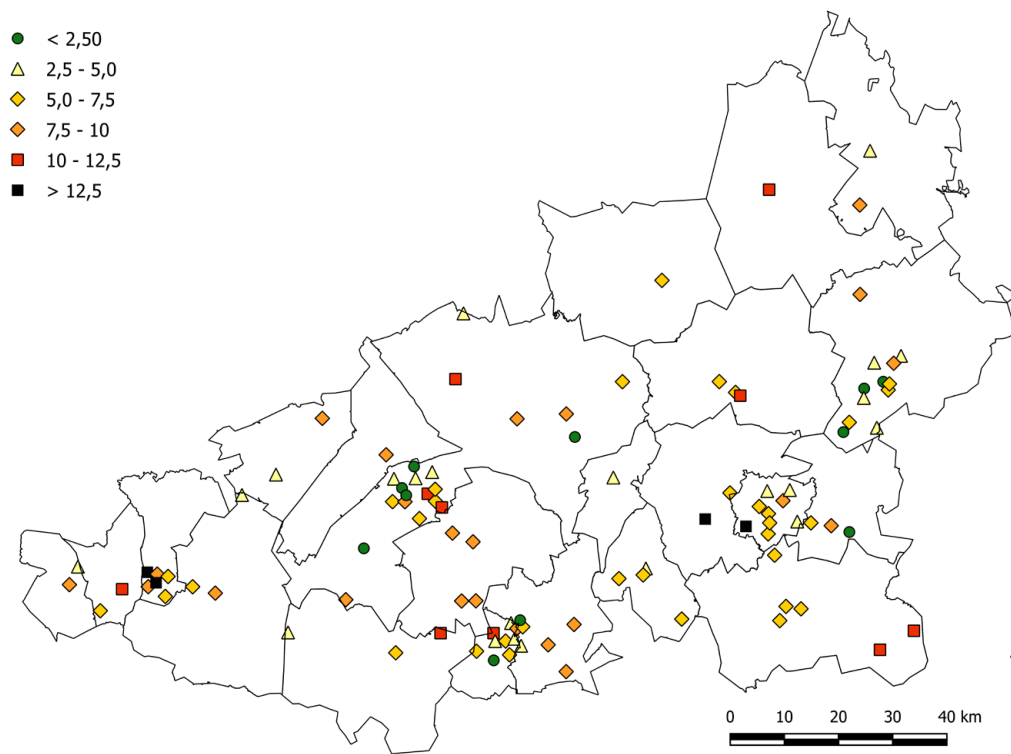
Kuva 51. Humuksen vanadiinipitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



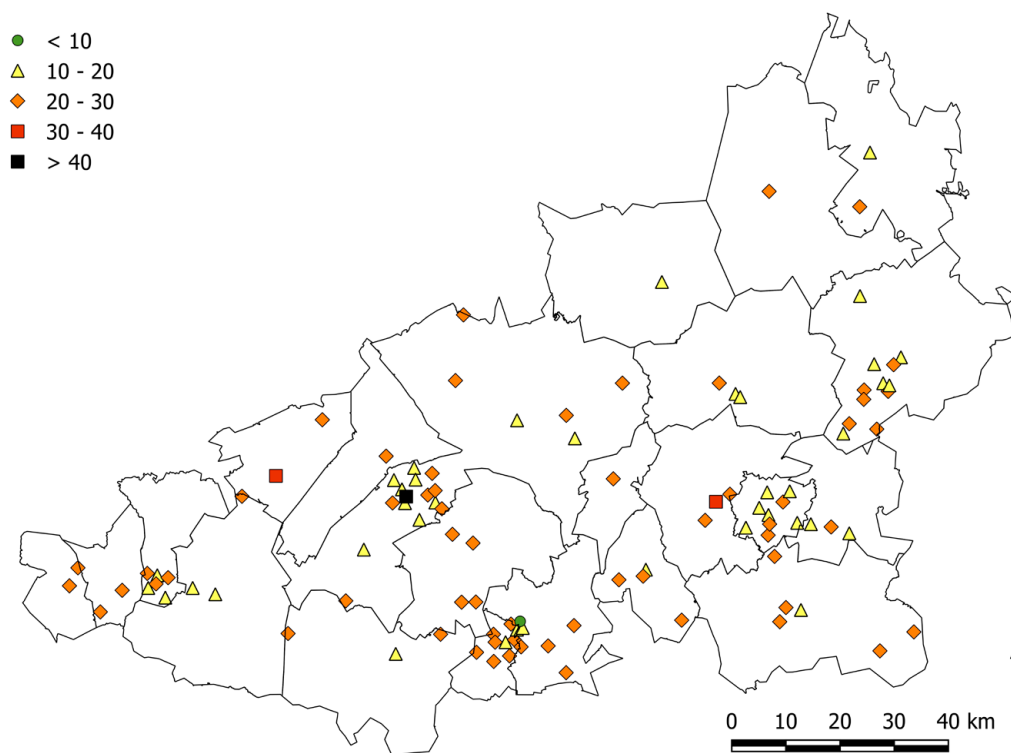
Kuva 52. Humuksen sinkkipitoisuudet (mg/kg) tutkimusaloilla vuonna 2014.



Kuva 53. Humuksen pH tutkimusaloilla vuonna 2014.



Kuva 54. Humuksen vaihtohappamuus (mekv/100 g) tutkimusaloilla vuonna 2014.



Kuva 55. Humuksen kationinvaihtokapasiteetti (meq/100 g) tutkimusaloilla vuonna 2014.

4.4.2. Humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuudet

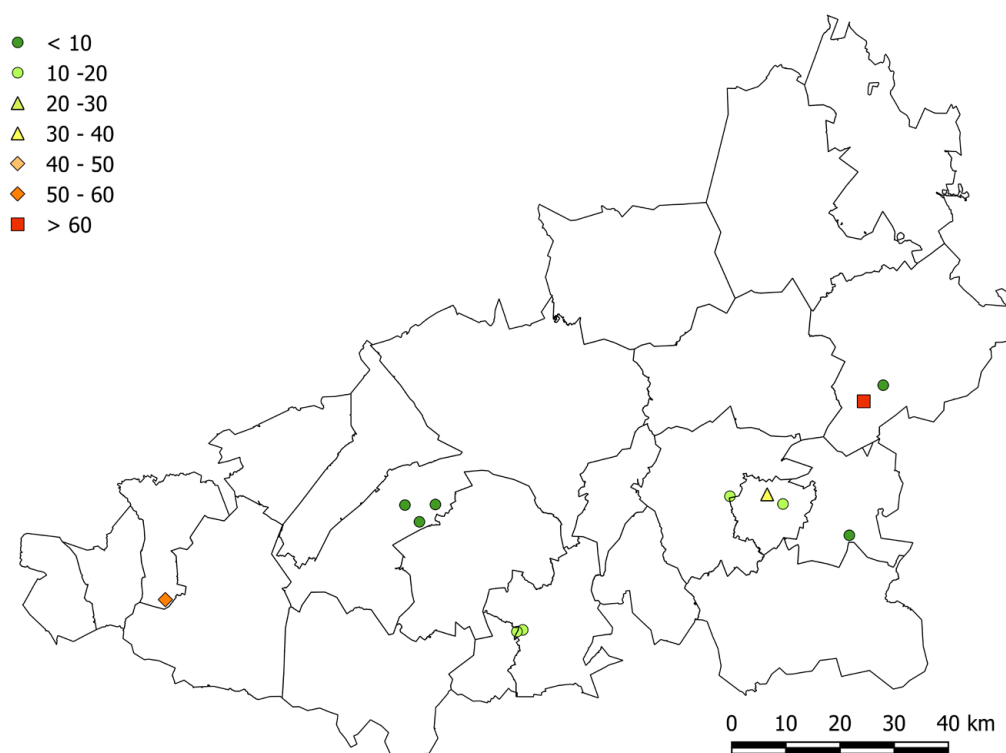
Humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuuksia tutkittiin 12 tutkimusalalta teollisuus- ja jätteenkäsittelytoimintojen läheisyydestä Heinolasta, Lahdesta, Hollolasta, Nastolasta, Hämeenlinnasta, Forssasta sekä Riihimäen-Hausjärven rajan tuntumasta (kuva 56). Valtioneuvoston asetuksen maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007) pilaantuneisuuden ohjearvot on määritetty dioksiineille, furaaneille ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdisteille käyttäen WHO:n toksisuusekvivalenteja. Humuksesta määritetyt pitoisuudet on muunnettu tässä

tutkimuksessa WHO:n uusimmiksi eli vuoden 2005 toksisuusekvivalenteiksi (taulukko 22). Seitsemällä alalla ta-
pahtui kynnysarvon ylitys, mutta yksikään ala ei ylittänyt ohjearvoja. Eniten kynnysarvo ylittyi Heinolan Myllyojalla
alalla H568, joka sijaitsee Kuusakoski Oy:n jätteenkäsittelylaitoksen vieressä.

Maaperän pilaantuneisuuden kynnys- ja ohjearvot on määritetty PCDD/F- ja dioksiinien kaltaisille PCB-yhdis-
teille (PCDD-PCDF-PCB). Tässä tutkimuksessa määritettiin PCDD/F-yhdisteet, joten kaikkia kynnys- ja ohjear-
vojen ylityksiä ei välttämättä havaittu.

Taulukko 22. Tutkimusalueelta mitatut dioksiini- ja furaanipitoisuudet. Yksittäisten yhdisteiden pitoisuudet ovat todellisia pitoisuuksi-
na (ng/kg) ja summa-arvo WHO-TEF2005-toksisuusekvivalenteina.

Paikka	H321	H372	H386	H423	H488	H510	H524	H560	H568	H581	H601	H603
Yhdiste	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg
2,3,7,8-TCDD	0,80	0,41	0,36	0,39	0,87	1,6	0,93	0,099	3,2	0,28	0,80	0,40
1,2,3,7,8-PeCDD	5,4	2,4	1,5	2,0	3,9	4,4	3,0	1,5	13	1,2	3,6	1,8
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2,1	0,77	1,5	1,1	3,2	6,4	2,6	0,33	6,6	2,4	4,7	1,3
1,2,3,6,7,8-HxCDD	6,1	3,2	4,2	3,7	12	16	9,2	1,2	65	6,2	6,0	5,7
1,2,3,7,8,9-HxCDD	8,3	3,2	4,4	3,8	9,9	13	8,9	0,97	43	6,4	5,2	4,7
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	38	11	20	16	49	71	49	6,7	97	240	27	32
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	110	34	59	47	120	170	150	24	290	1300	74	140
2,3,7,8-TCDF	17	11	11	11	25	30	24	2,8	160	4,8	22	13
1,2,3,7,8-PeCDF	8,1	4,7	7,7	6,2	12	25	13	1,8	88	2,7	15	7,9
2,3,4,7,8-PeCDF	130	6,7	4,7	5,7	7,9	14	7,9	0,9	30,0	1,8	7,4	4,0
1,2,3,4,7,8-HxCDF	17	5,8	11	8,4	17	28	17	1,8	46	4,4	17	11
1,2,3,6,7,8-HxCDF	8,4	2,5	6,2	4,4	7,6	20	9,4	1,2	23	2,1	10	5,2
2,3,4,6,7,8-HxCDF	9,3	3,0	4,3	3,7	9,7	22	11	1,3	18	2,2	6,9	6,2
1,2,3,7,8,9-HxCDF	2,4	0,76	0,43	0,60	0,87	0,92	0,57	0,084	1,0	0,19	0,6	0,28
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	81	57	69	63	290	1300	180	33	160	46	420	130
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	3,5	1,4	2,6	2	4,2	8,7	4,4	0,37	6,1	1,2	2,9	2,2
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	61	61	78	70	260	1700	130	20	88	44	360	200
Summa PCDD ja PCDF	54	8,6	8,8	15	19	40	17	3,3	66	8,3	19,0	10,0
Vertailuarvot PCDD-PCDF-PCB												
Kynnysarvo	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Alempi ohjearvo	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Ylempi ohjearvo	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500	1500



Kuva 56. Humuksen dioksiini- ja furaanipitoisuudet tutkimusaloilla (WHO-TEF2005-ekvivalenttisarvot) vuonna 2014.

4.5. Mäntyjen elinvoimaisuus

4.5.1. Mäntyjen tuhot, taudit ja värimuutokset

Tutkimusalueen puissa havaitut taudit, tuhot ja neulasten värimuutokset on esitetty taulukossa 23.

Tutkituista männyistä havaittiin melko vähän selviä tuhojen aiheuttajia. Tervasrosoa, jonka aiheuttavat sienet *Cronartium flaccidum* ja *Peridermium pini*, tavattiin vain 11 tutkimusrungolla (0,7 %:lla tutkimuspuista). Metsän-tutkimuslaitoksen vuosina 2002-2005 toteuttamassa valtakunnallisessa tutkimuksessa keskimäärin 15,7 % männyistä oli tervasrososon vaivaamia (Lindgren ym. 2007), joten Kanta- ja Päijät-Hämeen bioindikaattoritutkimuksen havaintopuilla tervasrosoa esiintyi vähemmän kuin Metlan tutkimuksessa. Tutkimusalueen puista 3,5 %:lla tavattiin ytimennävertäjä. Metla havaitsi vuosien 2002-2005 valtakunnallisissa tutkimuksissaan ytimennävertäjää 5,9 % havaintopuista (Lindgren ym. 2007).

Tutkituista puista noin 67 %:lla oli värivikoja: noin 50 %:lla tutkituista puista oli ruskistuneita neulasia ja 26 %:lla kellastuneita neulasia. Neulasten värivikojen yleisyyttä tutkimuksessa selittää maastotöiden jatkuminen elokuun loppuun asti, jolloin mäntyjen vanhimmat neulasvuosikerrat alkoivat vanhetessaan ruskistua tai kellastua (Metla 2012). Runkovaurioita (esim. halkeamat rungossa, kaarnavauriot) havaittiin 0,9 %:lla tutkituista puista.

Taulukko 23. Taudit, tuhot ja neulasten värimuutokset tutkimusalueen puissa (N = 1520).

Vaurio	Puiden määrä	%-puista
Taudit		
Tervasroso	11	0,7 %
Ytimennävertäjä	53	3,5 %
Pistiäinen	5	0,3 %
Värimuutokset		
Ruskistuneita neulasia	752	49,5 %
Kellastuneita neulasia	263	17,3 %
Muut vauriot		
Runkovaurio	13	0,9 %

4.5.2. Mäntyjen neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä

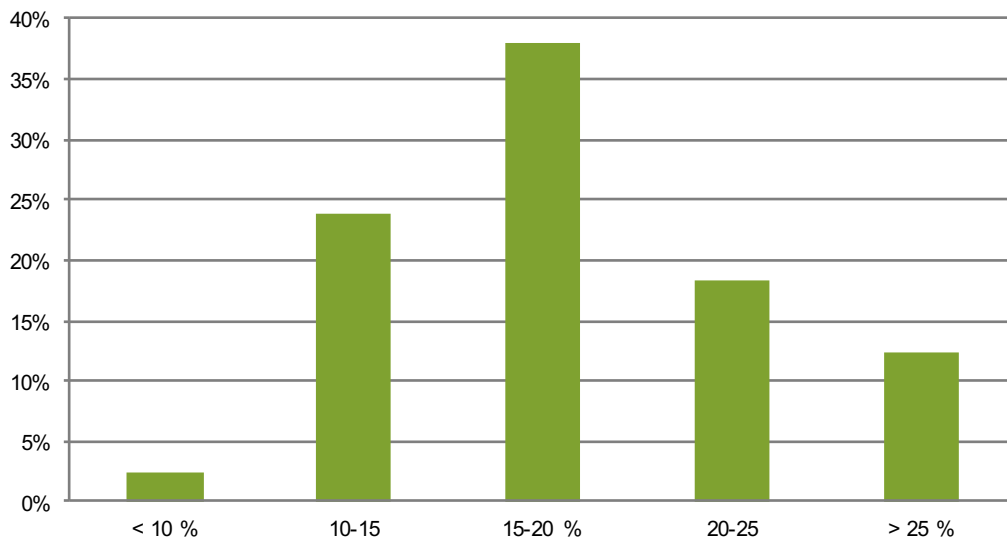
Tutkimusalueen puiden keskimääräinen neulasvuosikertojen määrä oli 3,0 ja määrä vaihteli välillä 1,5-4,5 neulasvuosikertaa. Koko tutkimusalueella mäntyjen keskimääräinen neulaskato oli 18,6 %. Neulaskadon määrä vaihteli puukohtaisesti tarkasteltuna välillä 4-99 %. (Taulukko 27.) Metlan metsien terveydentilaa koskevien tulosten mukaan männyn keskimääräinen harsuuntumisaste oli vuosina 2002-2005 noin 9,4 % ja vuosina 1985-2010 maan eteläosissa 10,6 % (Lindgren ym. 2007, Nevalainen 2011).

Taulukko 24. Männyn neulaskato ja neulasvuosikertojen määrä tutkimusalueella. n = tutkimuspuiden lukumäärä.

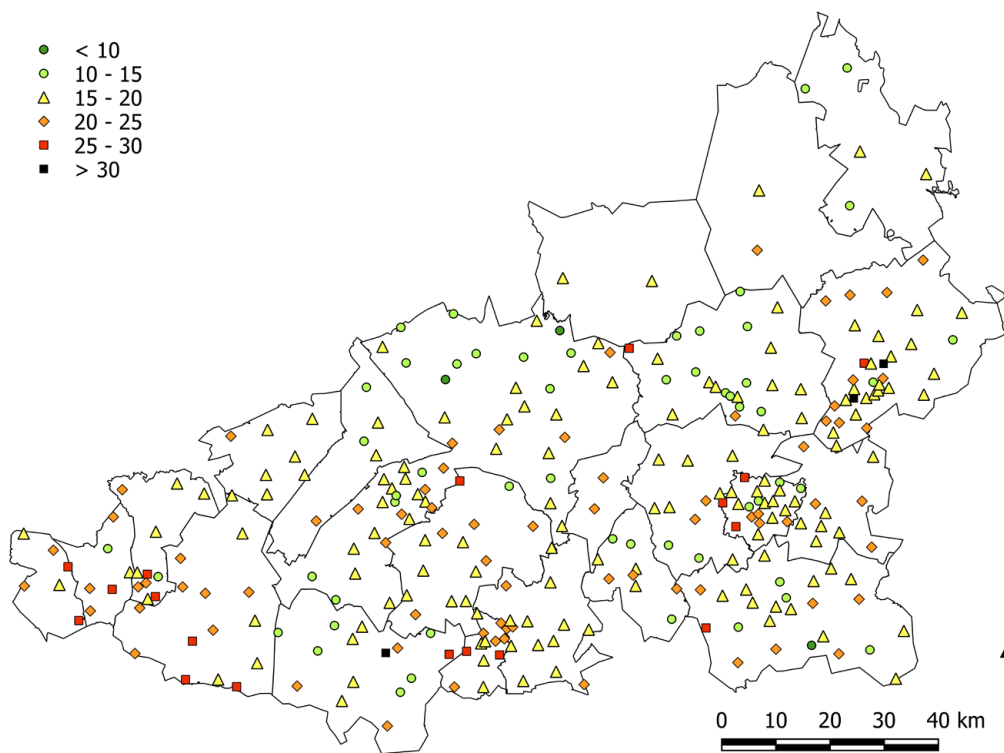
n = 1520	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
Neulasvuosikertojen määrä	3	1,5	4,5	0,38
Neulaskato (%)	18,6	4	99	6,95

Valtaosa (80 %) tutkimuspuista oli lievästi harsuuntunut (neulaskato 10–25 %). Harsuuntumattomia mäntyjä (harsuuntumisaste alle 10 %) oli 2,4 % tutkituista puista. Harsuuntuneiden puiden osuus (neulaskato yli 25 %) tutkimusmännnyistä oli noin 12 % eli 187 puuta. Valtaosa (38 %) tutkimusmännnyistä sijoittui harsuuntumisasteeltaan luokkaan 15–20 %. (Kuva 57.)

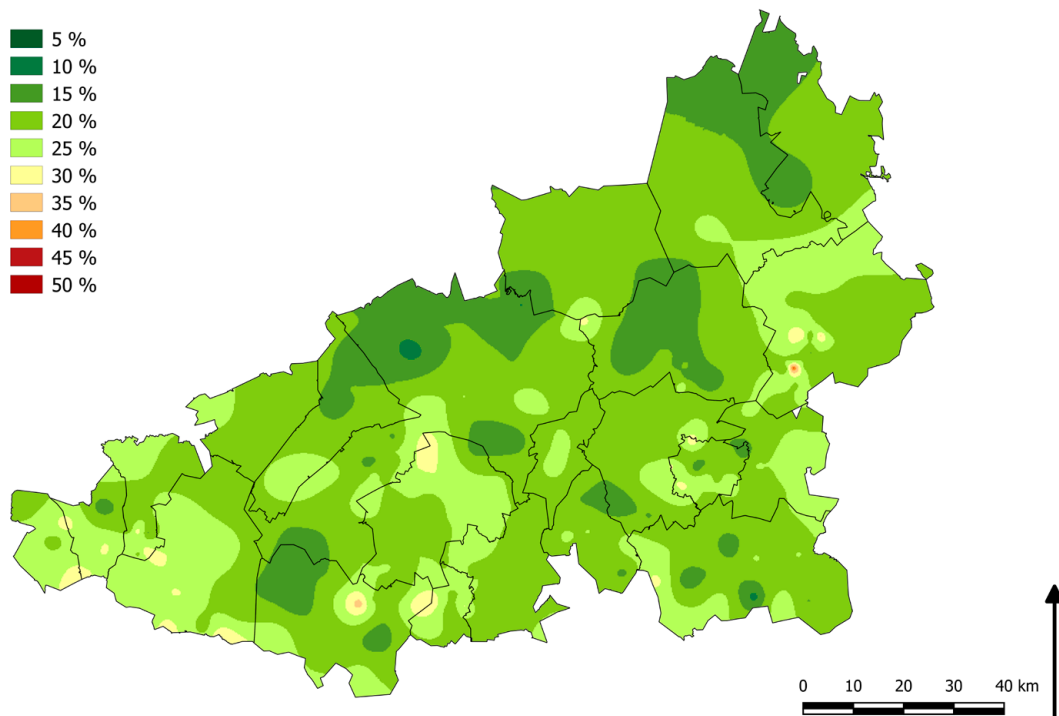
Tutkimusmännnyt olivat keskimäärin harsuuntuneita 27 havaintoalalla. Nämä alat sijoittuivat pääosin tutkimusalueen länsiosiin Ypäjän, Jokioisten ja Forssan kuntien alueelle, sekä Lahteen ja Heinolan lounaisosiin. Myös Riihimäen-Lopen rajoilla oli muutama harsuuntuneempi ala. Harsuuntuneet alat sijaitsivat valtateiden läheisyydessä, mutta myös hajanaisesti ympäri tutkimusaluetta. (Kuva 58.)



Kuva 57. Mäntyjen jakautuminen neulaskatoluokkiin tutkimusalueella. N = 1520.

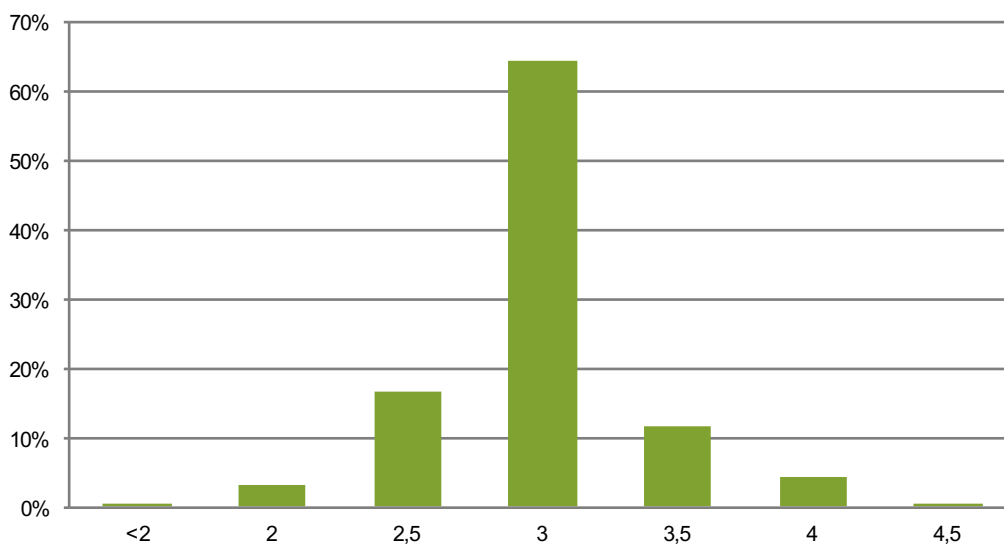


Kuva 58. Mäntyjen neulaskato havaintoaloilla vuonna 2014.

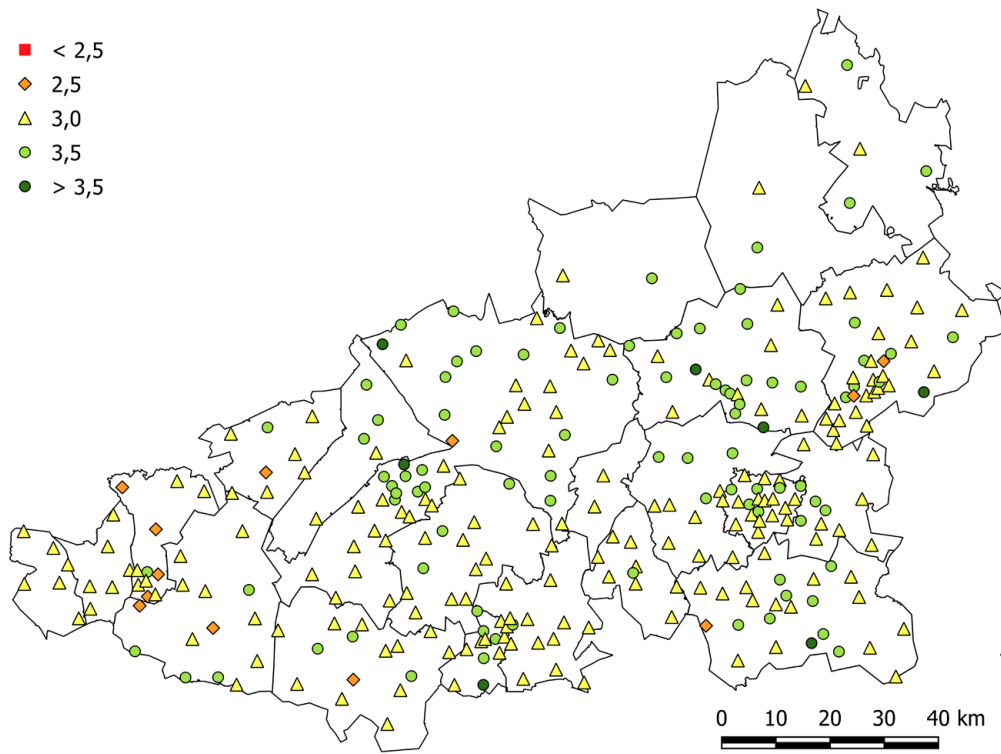


Kuva 59. Mäntyjen neulaskato vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2014.

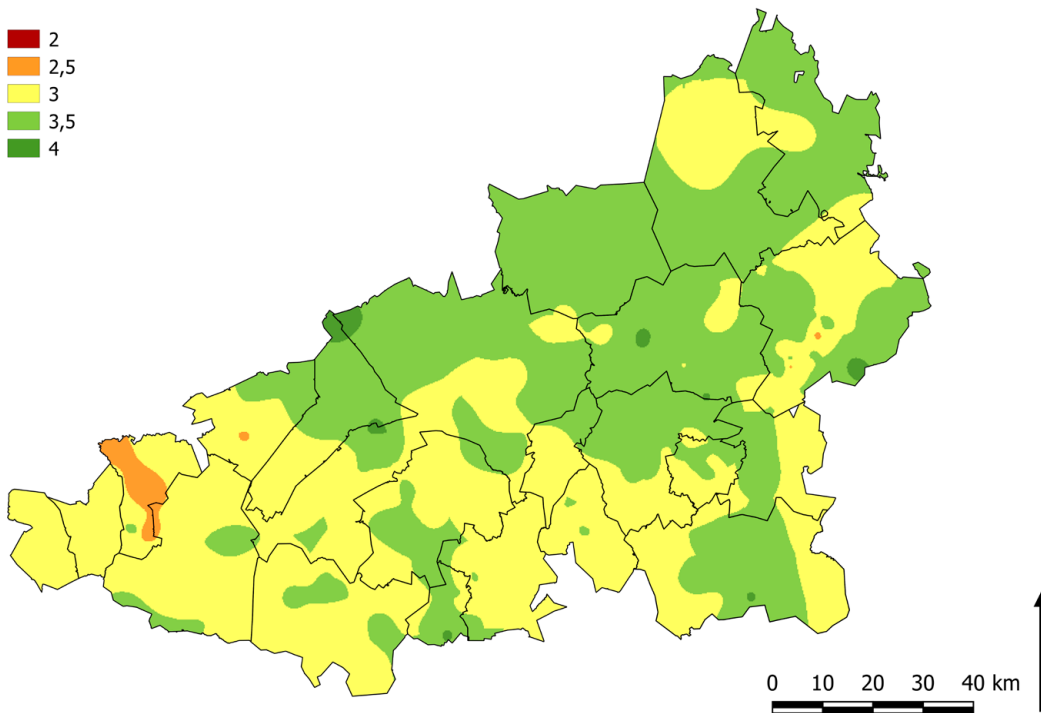
Valtaosalla (80 %) tutkimusaloista todettiin keskimäärin vähintään 3 neulasvuosikertaa. Suurimmalla osalla (64 %) tutkimuspuista havaittiin 3 neulasvuosikertaa. Seuraavaksi suurin luokka oli 2,5 neulasvuosikertaa (16 % tutkimuspuista). 12 %:lla tutkimuspuista havaittiin 3,5 neulasvuosikertaa, ja kaksi tai alle neulasvuosikertaa havaittiin yhteensä 3 %:lla tutkimuspuista (kuva 60). Keskimääräisessä neulasvuosikertojen määrässä ei ollut havaittavissa selkeää alueellista jakautumista (kuva 61 ja 62). Valtaosalla tutkimusalueesta havaittiin 3 neulasvuosikertaa tai enemmän. Vyöhykkeittäisessä tarkastelussa alle 3 neulasvuosikertaa havaittiin Forssan kunnan alueella. (Kuva 63.)



Kuva 60. Mäntyjen jakautuminen neulasvuosikertaluokkiin tutkimusalueella vuonna 2014. N = 1520.



Kuva 61. Mäntyjen neulasvuosikerrat havaintoaloilla vuonna 2014.



Kuva 62. Mäntyjen neulasvuosikerrat vyöhykkeittäin tutkimusalueella vuonna 2014.



5. Tulosten tilastollinen tarkastelu

Tässä luvussa tarkastellaan saatuja tuloksia ja niiden välisiä yhteyksiä, tuloksiin vaikuttaneita tekijöitä ja muuttujien yhteisvaihtelua tilastollisten menetelmien avulla. Tuloksiin vaikuttavia tekijöitä tutkittiin taustamuuttujien avulla. Taustamuuttujina käytetään sekä luonnollisia, tutkimusmetsikköä kuvaavia muuttujia, että päästömääriä ja ilmanlaatua kuvaavia muuttujia. Tutkimusmetsikköä kuvaavat taustamuuttujat ja niiden mittausmenetelmät on esitelty luvussa 3.1. Tilastollisissa analyyseissä ns. luonnollisina taustamuuttujina käytetyt muuttujat olivat

- alan tutkimuspuiden keskimääräinen ikä (arvio vuosina)
- alan tutkimuspuiden keskimääräinen pituus (arvio metreinä)
- puuston pohjapinta-ala (mittaus, m²/ha)
- kasvupaikkatyyppi
- tutkimuspuiden halkaisija (mittaus, cm)

Päästöjä ja ilmanlaatua kuvaavina muuttujina käytettiin tutkimusalan etäisyyttä lähimpään ilmoitusvelvolliseen päästölähteeseen ja 5 km:n säteellä tutkimusalasta sijaitsevien ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärää sekä niiden raportoimien päästöjen yhteismäärää (yhteismäärä laskettiin vuosien 2009–2013 keskiarvosta). Laitosten sijaintia kuvaavat tiedot olivat peräisin kahdesta eri lähteestä: toisaalta tarkasteltiin ilman epäpuhtauksia (rikkidioksidi, typen oksidit, hiukkaset) raportoivia päästölähteitä, toisaalta ELY-keskusten valvomia ympäristölupavelvollisia laitoksia, jotka aiheuttavat tutkittaviin indikaattoreihin vaikuttavia ilman epäpuhtauksien päästöjä, mutta jotka eivät kuitenkaan kaikki raportoi päästömääriä. Jälkimmäisessä ryhmässä laitokset jaoteltiin viiteen luokkaan: energiantuotantolaitoksiin (32 laitosta), jätevedenpuhdistamoihin (21 laitosta), jätteenkäsittelytoimintoihin (mukaan lukien saastuneet maat, kuitenkin suljettuja kaatopaikkoja ei huomioitu; 69 laitosta), kotieläintalouteen (97 eläinsuojaa) sekä teollisuustoimintoihin (heterogeeninen luokka, joka sisältää elintarvike-, kemian-, metalli- ja puunjalostusteollisuuden sekä muun teollisuuden; yhteensä 35 laitosta).

Luvussa 5.1 tarkastellaan jäkälämuuttujia, luvussa 5.2. neulasmuuttujia (mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavat muuttujat sekä neulasten alkuainepitoisuudet), luvussa 5.3 sammalen alkuainepitoisuuksia ja luvussa 5.4 huumuksen alkuainepitoisuuksia. Lopuksi luvussa 5.5 tarkastellaan muuttujien yhteisvaihtelua sekä vedetään yhteen johtopäätökset tulosten tilastotarkastelusta luvussa 5.6.

5.1. Jäkälämuuttujat

Tässä luvussa kuvataan jäkälämuuttujien yhteisvaihtelua sekä taustatekijöiden vaikutuksia jäkäliin. Jäkälämuuttujina käytetään seuraavia:

- sormipaisukarpeen vaurioaste (alan keskiarvo, 1–5)
- jäkälälajiston yleinen vaurioaste (alan keskiarvo, 1–5)
- tutkimusalan ilman epäpuhtauksille herkkien jäkälälajien lukumäärä (0–10)
- IAP-indeksi
- sormipaisukarpeen peittävyys (% rungosta)
- luppojen peittävyys (% rungosta)
- levän yleisyys (esiintyminen tutkimusalalla, 0–5)

5.1.1. Jäkälämuuttujien yhteisvaihtelu

Jäkälämuuttujien keskinäiset korrelaatiot on esitetty taulukossa 25. Korrelaatiotestinä on käytetty ei-parametrista Spearmanin järjestyskorrelaatiota. Tilastollisesti merkitsevät korrelaatiot on merkitty tähdillä, melkein merkitsevä (sig. < 0,05) yhdellä tähdellä (*) ja merkitsevä (sig. < 0,01) kahdella tähdellä (**).

Sormipaisukarpeen vaurioaste korreloi merkitsevästi (sig. < 0,01) ja positiivisesti yleisen vaurioasteen sekä levän esiintymisen kanssa, ja negatiivisesti lajilukumäärän, IAP-indeksin ja oman peittävyytensä kanssa. Mitä suurempi sormipaisukarpeen vaurio, sitä suurempi yleinen vaurio ja sitä enemmän levää tutkimusalalla havaittiin. Sen sijaan mitä suurempi sormipaisukarpeen vaurio, sitä vähemmän lajeja ja sitä pienempi IAP-indeksi alalla havaittiin. Myös sormipaisukarpeen peittävyys vähentyi vaurioiden kasvaessa. Yleinen vaurioaste korreloi lisäksi voimakkaasti lajilukumäärän ja IAP-indeksin kanssa. Yleinen vaurioaste korreloi myös levän esiintymisen kanssa sekä negatiivisesti loppujen peittävyden kanssa. Lajilukumäärä korreloi edellisten lisäksi selvästi IAP-indeksin kanssa sekä pienemmillä kertoimilla loppujen peittävyden kanssa ja negatiivisesti levän esiintymisen kanssa. IAP-indeksi korreloi edellisten lisäksi loppujen peittävyden ja negatiivisesti levän esiintymisen kanssa. Loppujen peittävyys korreloi edellisten lisäksi negatiivisesti ja melkein merkitsevästi levän esiintymisen kanssa.

Lajilukumäärän ja IAP-indeksin voimakas korrelaatio on odotettu, sillä IAP-indeksi lasketaan lajien esiintymisen perusteella. Yleisen vaurioasteen yhteisvaihtelu lajilukumäärän ja IAP-indeksin kanssa on myös odotettua, sillä yleisessä vaurioasteessa huomioidaan eri lajien esiintyminen puun rungolla. Sormipaisukarpeen vaurioaste korreloi lajistoa kuvaavien muuttujien kanssa, mutta ei yhtä voimakkaasti. Sormipaisukarpeen peittävyys korreloi tutkituista muuttujista ainoastaan sormipaisukarpeen vaurioasteen kanssa. Loppujen peittävyys korreloi selvimmän lajistoa kuvaavien muuttujien kanssa. Levän esiintyminen on korrelaatioiden perusteella myös melko hyvä ilmanlaadun indikaattori, sillä se korreloi lähes kaikkien muiden tutkittujen muuttujien kanssa.

Taulukko 25. Jäkälämuuttujien keskinäiset korrelaatiot (Spearman). Hyp. = sormipaisukarve (Hypogymnia physodes), Bryoria = lupot, Alg. = levä ja vihersukkulajäkälä (Algae & Scoliciosporum sp.). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Hyp. vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä	IAP	Hyp. peit.	Bryoria peit.	Alg. es.
Hyp. vaurio	1	,277**	-,216**	-,273**	-,179**	0,034	,273**
Yleinen vaurio	,277**	1	-,804**	-,880**	0,088	-,262**	,291**
Lajilukumäärä	-,216**	-,804**	1	,874**	0,026	,240**	-,323**
IAP	-,273**	-,880**	,874**	1	-0,025	,258**	-,289**
Hyp. peit.	-,179**	0,088	0,026	-0,025	1	-0,11	0,074
Bryoria peit.	0,034	-,262**	,240**	,258**	-0,11	1	-,144*
Alg. es.	,273**	,291**	-,323**	-,289**	0,074	-,144*	1

5.1.2. Taustamuuttujien vaikutus jäkälämuuttujiin

Kruskal-Wallis testin perusteella kasvupaikkatyyppi vaikutti kaikkiin tutkittuihin jäkälämuuttujiin sormipaisukarpeen vaurioastetta lukuun ottamatta. Kuivahkoilla ja kuivilla kankailla yleinen vaurioaste oli parempi, lajeja esiintyi enemmän ja IAP-indeksi sai suurempia arvoja kuin muilla kasvupaikkatyypeillä. Sormipaisukarpeen peittävyys oli rehevämällä kasvupaikkatyypeillä suurempi kuin karummilla. Levä yleistyi kasvupaikkatyyppiin rehevöityessä.

Muiden luontaisten taustamuuttujien vaikutus jäkälälajistoon jäi melko vähäiseksi Spearmanin korrelaatiokerrotoimien perusteella tarkasteltuna. Tutkimuspuiden ikä vaikutti yleiseen vaurioasteeseen siten, että vaurioaste oli pienempi iäkkäämmissä metsiköissä, sekä puiden halkaisija ja ikä vaikuttivat sormipaisukarpeen peittävyteen siten, että se pieneni puiden halkaisijan ja iän kasvaessa. (Taulukko 26.)

Taulukko 26. Jäkälämuuttujien ja luontaisten taustamuuttujien korrelaatiot (Spearman). Hyp. = sormipaisukarve (Hypogymnia physodes), Bryoria = lupot, Alg. = levä ja vihersukkulajäkälä (Algae & Scoliciosporum sp.). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Halkaisija	Pohjapinta-ala	Ikä	Pituus
Hyp. vaurio	0,053	0,01	0,101	0,009
Yleinen vaurio	-0,027	-0,059	-,194**	0,061
Lajilukumäärä	-0,066	0,014	0,109	-0,088
IAP	-0,059	0,041	0,098	-0,074
Hyp. peit.	-,203**	0,051	-,484**	0,026
Bryoria peit.	-0,099	0,02	0,081	-0,11
Alg. es.	-0,006	0,057	-0,075	-0,018

Ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavilla muuttujilla oli selvä yhteys suurimpaan osaan tutkituista jäkälämuuttujista. Tutkituista ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavista muuttujista ainoastaan etäisyydellä lähimpään kotieläinsuojaan (ELYjen valvomat ympäristölupavelvolliset kotieläinsuojat) ei ollut vaikutusta mihinkään tutkituista jäkälämuuttujista. Vahvimmin ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavat muuttujat yhdistyivät tutkituista jäkälämuuttujista sormipaisukarpeen vaurioasteeseen, joka korreloi eläinsuojia lukuun ottamatta tilastollisesti merkitsevästi kaikkien tutkittujen ilmanlaatu- ja päästömuuttujien kanssa. Myös levän esiintyminen korreloi vahvasti samojen muuttujien kanssa kuin sormipaisukarpeen vaurioasteekin. Sormipaisukarpeen peittävyys ei korreloinut ilmanlaatua ja päästöjä kuvaavien muuttujien kanssa lainkaan, ja luppojen peittävyys ainoastaan SO₂-päästömäärien kanssa tilastollisesti melkein merkitsevästi. (Taulukko 27.)

Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden sijainnin ja päästömäärien perusteella johdetut muuttujat, jotka kuvaavat toisaalta päästömääriä 5 km:n etäisyydellä tutkimusalasta ja toisaalta tutkimusalojen sijoittumista suhteessa päästölähteisiin, vaikuttavat jäkälämuuttujiin melko saman suuruisesti ja -suuntaisesti. Tarkasteltaessa etäisyyksiä päästölähdetyypeittäin, tulokset eroavat hieman. Etäisyydellä lähimpään jätevedenpuhdistamoon sekä jätteenkäsittelytoimintoon on tilastollisesti merkitsevä yhteys miltei kaikkiin tutkittuihin jäkälämuuttujiin peittävyyslukuun ottamatta (yleisen vaurioasteen korrelaatio jätteenkäsittelytoimintoihin oli lisäksi tilastollisesti melkein merkitsevä). Etäisyydellä lähimpään energiantuotantolaitokseen sen sijaan on tilastollisesti merkitsevä yhteys vain sormipaisukarpeen vaurioasteen ja levän esiintymisen kanssa, sekä melkein merkitsevä yhteys IAP-indeksin kanssa. Teollisuustoimintojen yhteys jäkälämuuttujiin on tilastollisesti merkitsevä sormipaisukarpeen vaurioasteella, IAP-indeksillä ja levän yleisyydellä sekä melkein merkitsevä yleisellä vaurioasteella ja lajilukumäärällä. Kuitenkin juuri näihin luokkiin (energiantuotanto sekä teollisuus) kuuluvat miltei kaikki ilmoitusvelvolliset päästölähteet, joiden korrelaatiot jäkälämuuttujien kanssa olivat vahvoja. Heikommat korrelaatiot toimialoittain tarkasteltuna johtuvatkin todennäköisesti hajonnasta ja tarkasteluasetelmasta, joka aiheutuu toimialoittain jaoteltuna pienemmästä laitosten määrästä, jolloin hajontaa ja muiden tekijöiden aikaansaamia virhelähteitä tulee mukaan enemmän. Jätteenkäsittelytoimintoja ja jätevedenpuhdistamoja sen sijaan on tutkimusalueella enemmän ja taisaisemmin sijoittuneena, jolloin virhelähteitä etäisyystarkastelussa on vähemmän kuin etäisyyksillä harvalukuisempiin päästölähteisiin.

Vaikka ilmanlaatua ja päästömääriä kuvaavat muuttujat ovat hieman keinotekoisia ja selitysvoimaltaan rajoituneita, ne yhdistyivät jäkälämuuttujiin loogisella ja odotetulla tavalla. Analyysissä käytetyt ilmanlaatu- ja päästömuuttujat eivät ota huomioon esim. vallitsevia tuulensuuntia tai päästökorkeuksia, joilla on merkittävä vaikutus indikaattorilajien vasteisiin. Päästökorkeus voikin olla yksi syy siihen, minkä vuoksi jätevedenpuhdistamojen ja jätteenkäsittelytoimintojen tilastolliset yhteydet jäkälämuuttujiin olivat vahvempia kuin energiantuotanto- ja teollisuuslaitosten. Matalat päästökorkeudet, vaikka päästömäärät olisivat suhteellisen pieniä, voivat vaikuttaa jäkälisiin lähellä päästölähdettä jopa voimakkaammin kuin vastaavalla etäisyydellä suurten päästömäärien mutta suurten päästökorkeuksien läheisyydessä.

Taulukko 27. Jäkälämuuttujien ja ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavien muuttujien korrelaatiot (Spearman). Hyp. = sormipaisukarve (Hypogymnia physodes), Bryoria = lupot, Alg. = levä ja vihersukkulajäkälä (Algae & Scoliosporum sp.). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Hyp. vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä	IAP	Hyp. peit.	Bryoria peit.	Alg. es.
SO ₂ -päästöt 5 km:n puskurilla	,405**	,191**	-,246**	-,260**	-,138*	0,03	,339**
NO _x -päästöt 5 km:n puskurilla	,426**	,225**	-,263**	-,279**	-0,108	0,01	,337**
Hiukkaspäästöt 5 km:n puskurilla	,419**	,199**	-,242**	-,249**	-0,106	0,029	,325**
Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärä 5 km:n puskurilla	,411**	,205**	-,253**	-,273**	-0,099	-0,037	,353**
Lähimmän ilmoitusvelvollisen päästölähteen etäisyys	-,418**	-,190**	,208**	,249**	0,053	0,006	-,385**
Lähimmän energiantuotantolaitoksen etäisyys	-,317**	-0,058	0,107	,139*	0,093	-0,022	-,320**
Lähimmän jätevedenpuhdistamon etäisyys	-,349**	-,177**	,205**	,229**	0,047	0,024	-,273**
Lähimmän jätteenkäsittelytoiminnon etäisyys	-,302**	-,122*	,157**	,187**	0,083	0,023	-,344**
Lähimmän kotieläinsuojan etäisyys	-0,065	0,035	-0,042	-0,07	0,041	-0,047	0,023
Lähimmän teollisuustoiminnon etäisyys	-,379**	-,143*	,138*	,187**	0,086	0,032	-,341**

5.2. Neulasmuuttajat

Tässä luvussa kuvataan ns. neulasmuuttujien eli mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavien muuttujien ja neulasten alkuainepitoisuuksien yhteisvaihtelua sekä taustatekijöiden vaikutuksia mäntyjen elinvoimaisuuteen ja neulasten alkuainepitoisuuksiin. Tutkitut muuttajat ovat seuraavia:

- neulaskato (%)
- neulasvuosikertojen määrä
- neulasten alkuainepitoisuudet: boori (B), kalsium (Ca), kalium (K), magnesium (Mg), rikki (S) ja typpi (N).

5.2.1. Neulasmuuttujien yhteisvaihtelu

Neulasmuuttujien keskinäiset korrelaatiot on esitetty taulukossa 28. Neulaskato ja neulasvuosikerrat korreloivat keskenään negatiivisesti ja tilastollisesti merkitsevästi: mitä enemmän neulasvuosikertoja, sitä pienempi neulaskato. Neulaskadolla oli lisäksi negatiivinen tilastollisesti merkitsevä yhteys neulasten booripitoisuuteen ja melkein merkitsevä yhteys neulasten kaliumpitoisuuteen sekä typpipitoisuuteen; mitä vähemmän neulasista mitattiin näitä alkuaineita, sitä suurempi oli havaittu neulaskato. Neulasvuosikerrat eivät sen sijaan korreloineet tilastollisesti merkitsevästi alkuainepitoisuuksien kanssa. Kaikki alkuainepitoisuudet sen sijaan korreloivat keskenään positiivisesti lukuun ottamatta booria ja kaliumia sekä typpeä, joka korreloi tilastollisesti merkitsevästi kaliumin ja rikin kanssa, mutta ei muiden ravinnepitoisuuksien kanssa.

Taulukko 28. Neulasmuuttujien keskinäiset korrelaatiot (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Neulaskato	Neulasvuosikerrat	B	Ca	K	Mg	S	N
Neulaskato	1	-,481**	,154**	-0,071	<i>-,129*</i>	0,009	-0,085	<i>-,128*</i>
Neulasvuosikerrat	-,481**	1	-0,101	0,104	0,096	-0,008	0,011	0,062
B	,154**	-0,101	1	,253**	0,081	,329**	,395**	-0,064
Ca	-0,071	0,104	,253**	1	,400**	,467**	,557**	0,072
K	<i>-,129*</i>	0,096	0,081	,400**	1	,461**	,575**	,169**
Mg	0,009	-0,008	,329**	,467**	,461**	1	,508**	0,052
S	-0,085	0,011	,395**	,557**	,575**	,508**	1	0,309**
N	<i>-,128*</i>	0,062	-0,064	0,072	,169**	0,052	,309**	1

5.2.2. Taustamuuttujien vaikutus neulasmuuttujiin

Kasvupaikkatyypillä oli Kruskal-Wallis testin perusteella vaikutusta neulasmuuttujista neulasvuosikertoihin, neulaskatoon, sekä kalsium-, kalium-, rikki- ja typpipitoisuuksiin. Neulasvuosikertoja havaittiin lehdossa ja lehtomaisilla kankailla hieman enemmän kuin muilla kasvupaikkatyypeillä, ja neulaskato oli kuivahkoilla ja kuivilla kankailla hieman suurempaa kuin muilla kasvupaikkatyypeillä. Neulasten keskimääräiset kalsium-, kalium-, typpi- ja rikkipitoisuudet olivat lehdossa ja lehtomaisilla kankailla hieman suurempia kuin muilla kasvupaikkatyypeillä. Erot tuoreen kankaan ja kuivan ja kuivahkon kankaan välillä olivat pääsääntöisesti melko pieniä.

Muiden luontaisten taustamuuttujien korrelaatiot neulasmuuttujien kanssa on esitetty taulukossa 29. Puiden ikä lisäsi neulaskatoa tilastollisesti merkitsevästi, ja pidemmillä puilla havaittiin tilastollisesti melkein merkitsevästi enemmän neulasvuosikertoja. Puiden halkaisija oli ainoa muuttuja, jolla oli tilastollisesti merkitsevä positiivinen yhteys neulasten alkuainepitoisuuksiin booria ja typpeä lukuun ottamatta. Pohjapinta-alalla oli melkein merkitsevä yhteys neulasten magnesiumpitoisuuksiin, iällä boori- ja magnesiumpitoisuuksiin sekä pituudella kalium-, magnesium- ja typpipitoisuuksiin.



Taulukko 29. Neulasmuuttujien korrelaatiot luontaisten taustamuuttujien kanssa (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	halkaisija	Pohjaja	Ikä	Pituus
Neulaskato	0,064	-0,096	,270**	-0,094
Neulasvuosikerrat	0,106	-0,015	-0,035	<i>,133*</i>
B	-0,028	-0,026	<i>,116*</i>	-0,108
Ca	,285**	-0,088	0,099	0,102
K	,176**	0,074	0,012	<i>,152**</i>
Mg	,162**	<i>,118*</i>	,162**	<i>,137*</i>
S	,151**	0	0,066	0,007
N	-0,004	-0,011	-0,028	<i>-0,135*</i>

Neulaskato korreloi kaikkien ilmanlaatua ja päästöjä kuvaavien muuttujien kanssa tilastollisesti merkitsevästi tai melkein merkitsevästi lukuun ottamatta etäisyyttä lähimpään jätevedenpuhdistamoon ja eläinsuojaan. Selvin korrelaatio oli etäisyydellä lähimpään jätteenkäsittelytoimintoon. Neulasvuosikerrat eivät sen sijaan korreloineet minkään ilmanlaatua ja päästöjä kuvaavan muuttujan kanssa. Neulasten typpi- ja booripitoisuudet korreloivat tilastollisesti merkitsevästi kaikkien ilmanlaatua ja päästöjä kuvaavien muuttujien kanssa lukuun ottamatta etäisyyttä lähimpään teollisuustoimintoon, jonka kanssa korrelaatio oli melkein merkitsevä ja eläinsuojia, jonka suhteen korrelaatiota ei esiintynyt. Muista alkuainepitoisuuksista korrelaatioita havaittiin tilastollisesti melkein merkitsevästi kalsiumpitoisuudella ja etäisyydellä lähimpään jätteenkäsittelytoimintoon sekä magnesiumilla ja ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärällä 5 km:n säteellä tutkimusalasta. (Taulukko 30.)

Taulukko 30. Neulasmuuttujien korrelaatiot ilmanlaatua kuvaavien ja päästömuuttujien kanssa (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Neulas-kato	Neulas-vuosikerrat	B	Ca	K	Mg	S	N
SO ₂ -päästöt 5 km:n puskurilla	,195**	-0,056	,240**	-0,016	0,046	0,076	0,031	,168**
NO _x -päästöt 5 km:n puskurilla	<i>,134*</i>	-0,002	,208**	0,01	0,069	0,086	0,044	,234**
Hiukkaspäästöt 5 km:n puskurilla	,164**	-0,044	,206**	0,006	0,073	0,088	0,078	,237**
Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärä 5 km:n puskurilla	<i>,129*</i>	0,02	,185**	0,041	0,073	<i>,128*</i>	0,051	,270**
Lähimmän ilmoitusvelvollisen päästölähteen etäisyys	<i>-,137*</i>	-0,014	-,175**	-0,037	-0,051	-0,112	-0,027	-,291**
Lähimmän energiantuotantolaitoksen etäisyys	<i>-,134*</i>	0,04	-,197**	-0,053	-0,02	-0,099	-0,087	-,249**
Lähimmän jätevedenpuhdistamon etäisyys	-0,008	-0,079	-,215**	-0,048	-0,022	-0,068	-0,059	-,240**
Lähimmän jätteenkäsittelytoiminnon etäisyys	-,203**	0,043	-,174**	<i>,125*</i>	0,02	-0,017	0,098	-,168**
Lähimmän kotieläinsuojan etäisyys	-0,023	0,062	-0,041	0,06	0,07	-0,038	0,035	0,087
Lähimmän teollisuustoiminnon etäisyys	<i>-,121*</i>	-0,082	<i>-,119*</i>	0,013	-0,009	-0,075	0,007	-,263**

5.3. Sammalten alkuainepitoisuudet

Tässä luvussa kuvataan sammalen alkuainepitoisuuksien yhteisvaihtelua sekä taustatekijöiden vaikutuksia niihin. Sammalen alkuainepitoisuudet tutkittiin elohopean (Hg), kadmiumin (Cd), kromin (Cr), kuparin (Cu), lyijyn (Pb), nikkelin (Ni), sinkin (Zn) ja vanadiinin (V) osalta.

5.3.1. Sammalen alkuainepitoisuuksien yhteisvaihtelu

Sammalen alkuainepitoisuuksien keskinäiset korrelaatiot on esitetty taulukossa 31. Kaikki sammalista mitattujen alkuaineiden pitoisuudet korreloivat keskenään tilastollisesti merkitsevästi. Erityisen voimakkaita korrelaatioita oli nikkellillä, sinkillä ja vanadiinilla muiden alkuaineiden kanssa sekä keskenään. Eri metallien pitoisuuksien yhteisvaihtelu sammalissa on tyypillistä ja havaittu useissa eri bioindikaattoritutkimuksissa (esim. Lehtonen ym. 2011); mm. teollisuus-, energiantuotanto- ja jätteenkäsittelytoiminnoista aiheutuu useiden metallien päästöjä, jolloin näiden toimintojen läheisillä tutkimusaloilla havaitaan yleensä kohonneita pitoisuuksia useiden eri metallien osalta.

Taulukko 31. Sammalen alkuainepitoisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Hg	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Hg	1	,509**	,394**	,495**	,452**	,498**	,493**	,441**
Cd	,509**	1	,475**	,685**	,641**	,654**	,728**	,483**
Cr	,394**	,475**	1	,688**	,683**	,792**	,701**	,884**
Cu	,495**	,685**	,688**	1	,660**	,774**	,772**	,661**
Pb	,452**	,641**	,683**	,660**	1	,745**	,737**	,677**
Ni	,498**	,654**	,792**	,774**	,745**	1	,783**	,827**
Zn	,493**	,728**	,701**	,772**	,737**	,783**	1	,633**
V	,441**	,483**	,884**	,661**	,677**	,782**	,633**	1

5.3.2. Taustamuuttujien vaikutus sammalen alkuainepitoisuuksiin

Luontaisista taustamuuttujista Kruskal-Wallis testin parametritoman varianssianalyysin perusteella kasvupaikkatyypillä oli vaikutusta ainoastaan elohopean pitoisuuksiin siten, että ne olivat muita kasvupaikkatyyppisiä hieman korkeampia lehdossa ja lehtomaisilla kankailla. Puiden halkaisijalla oli tilastollisesti merkitsevä yhteys sammalen elohopea- ja kadmiumpitoisuuksiin ja tilastollisesti melkein merkitsevä yhteys nikkeli-, sinkki- ja vanadiinipitoisuuksiin. Ikä korreloi tilastollisesti merkitsevästi kadmiumpitoisuuden kanssa. (Taulukko 32.)

Taulukko 32. Sammalten alkuainepitoisuuksien korrelaatiot luontaisten taustamuuttujien kanssa (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Halkaisija	Pohjapinta-ala	Ikä	Pituus
Hg	,262**	0,098	0,08	0,138
Cd	,272**	0,097	,271**	-0,047
Cr	0,179	-0,036	0,053	-0,06
Cu	0,132	0,005	0,031	-0,136
Pb	0,148	-0,105	0,078	-0,15
Ni	,197*	-0,036	0,1	-0,117
Zn	,214*	-0,013	0,138	-0,081
V	,213*	-0,073	0,079	-0,124

Ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavat muuttujat korreloivat kaikkien sammalen alkuainepitoisuuksien kanssa elohopeaa lukuun ottamatta. Eniten ja vahvimpiä korrelaatioita ilmanlaatu- ja päästölähdemuuttujien kanssa oli kromilla, kuparilla ja vanadiinilla. Tarkasteltaessa etäisyyksiä toimijaluokittain, eniten korrelaatioita eri alkuaineiden pitoisuuksien kanssa saivat jätteenkäsittelytoiminnot. Kaikilla ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavilla taustamuuttujilla oli yhteyksiä sammalen alkuainepitoisuuksiin; myös etäisyydellä lähimpään kotieläinsuojaan, joka korreloi tilastollisesti melkein merkitsevästi sammalen kupari- ja sinkkipitoisuuksien kanssa. Voimakkaimmat korrelaatiot havaittiin yhteenlasketuilla päästömäärillä 5 km:n etäisyydellä tutkimusalueelta ja sammalen kuparipitoisuuksilla. (Taulukko 33.)

Taulukko 33. Sammalen alkuainepitoisuuksien korrelaatiot ilmanlaatua kuvaavien ja päästömuuttujien kanssa (Spearman). Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Hg	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
SO ₂ -päästöt 5 km:n puskurilla	0,192	,338**	,374**	,598**	,494**	,502**	,458**	,431**
NO _x -päästöt 5 km:n puskurilla	0,186	,306**	,394**	,578**	,433**	,476**	,450**	,411**
Hiukkaspäästöt 5 km:n puskurilla	0,17	,243*	,393**	,522**	,402**	,452**	,379**	,467**
Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärä 5 km:n puskurilla	0,001	,268**	,422**	,480**	,309**	,411**	,320**	,442**
Lähimmän ilmoitusvelvollisen päästölähteen etäisyys	-0,09	-,277**	-,485**	-,498**	-,353**	-,461**	-,385**	-,494**
Lähimmän energiantuotantolaitoksen etäisyys	0,13	-0,131	-,303**	-,310**	-,203*	-,308**	-,262**	-,363**
Lähimmän jätevedenpuhdistamon etäisyys	-0,09	-0,171	-,296**	-,310**	-,227*	-,228*	-,226*	-,361**
Lähimmän jätteenkäsittelytoiminnon etäisyys	-0,079	-0,159	-,366**	-,475**	-,419**	-,408**	-,323**	-,330**
Lähimmän kotieläinsuojan etäisyys	-0,032	0,124	0,114	,242*	0,159	0,192	,206*	0,014
Lähimmän teollisuustoiminnon etäisyys	-0,091	-,216*	-,313**	-,426**	-,250*	-,375**	-,235*	-,326**

5.4. Humuksen alkuainepitoisuudet ja kemialliset ominaisuudet

Tässä luvussa kuvataan humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien yhteisvaihtelua sekä taustatekijöiden vaikutuksia niihin. Humuksen alkuainepitoisuudet tutkittiin kadmiumin (Cd), kromin (Cr), kuparin (Cu), lyijyn (Pb), nikkelin (Ni), sinkin (Zn) ja vanadiinin (V) osalta, sekä kemialliset ominaisuudet pH:n, vaihtohappamuuden ja kationinvaihtokapasiteetin osalta.

5.4.1. Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien yhteisvaihtelu

Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien välillä oli runsaasti yhteisvaihtelua. Voimakkaimmat korrelaatiot havaittiin vanadiinilla ja kromilla, vanadiinilla ja nikkelillä ja pH:lla ja vaihtohappamuudella. (Taulukko 34.) Eri metallien pitoisuuksien yhteisvaihtelu on tyypillistä ja havaittu useissa eri bioindikaattoritutkimuksissa (esim. Huuskonen ym. 2013); mm. teollisuus-, energiantuotanto- ja jätteenkäsittelytoiminnoista aiheutuu useiden metallien päästöjä, jolloin näiden toimintojen läheisillä tutkimusaloilla havaitaan yleensä kohonneita pitoisuuksia useiden eri metallien osalta.

Taulukko 34. Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman). VH = vaihtohappamuus, KVK = kationinvaihtokapasiteetti. Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	pH	VH	KVK
Cd	1	-,198*	,218*	0,064	,318**	-0,138	,260**	-0,012	-0,018	,497**
Cr	-,198*	1	,588**	,731**	0,066	,878**	,453**	,533**	-,313**	-,358**
Cu	,218*	,588**	1	,743**	,246*	,595**	,525**	,394**	-,225*	-0,059
Ni	0,064	,731**	,743**	1	,320**	,807**	,565**	,359**	-,217*	-0,071
Pb	,318**	0,066	,246*	,320**	1	,211*	0,081	-0,19	,275**	,195*
V	-0,138	,878**	,595**	,807**	,211*	1	,412**	,437**	-,251*	-,301**
Zn	,260**	,453**	,525**	,565**	0,081	,412**	1	,527**	-,434**	0,023
pH	-0,012	,533**	,394**	,359**	-0,19	,437**	,527**	1	-,823**	-,289**
VH	-0,018	-,313**	-,225*	-,217*	,275**	-,251*	-,434**	-,823**	1	,247*
KVK	,497**	-,358**	-0,059	-0,071	,195*	-,301**	0,023	-,289**	,247*	1

5.4.2. Taustamuuttujien vaikutus humuksen alkuainepitoisuuksiin ja kemiallisiin ominaisuuksiin

Luontaisista taustamuuttujista kasvupaikkatyyppillä oli Kruskal-Wallis testin parametrittoman varianssianalyysin perusteella vaikutusta humuksen kromi- ja vanadiinipitoisuuksiin sekä happamuuteen (pH) ja vaihtohappamuuteen. Kromi- ja vanadiinipitoisuudet olivat hieman korkeampia lehdoissa ja lehtomaisilla kankailla, pH oli korkeampi lehdoissa ja lehtomaisilla kankailla ja vaihtohappamuus laski kasvupaikan rehevöityessä.

Tutkimuspuiden halkaisija korreloi tilastollisesti merkitsevästi ja positiivisesti humuksen kuparipitoisuuden kanssa sekä humuksen pH:n kanssa. Melkein merkitseviä positiivisia korrelaatioita oli kromin ja vanadiinin kanssa. Tilastollisesti merkitsevä negatiivinen korrelaatio havaittiin halkaisijan ja vaihtohappamuuden välillä sekä melkein merkitsevä lyijypitoisuuden kanssa. Puiden ikä korreloi positiivisesti ja tilastollisesti merkitsevästi vanadiinipitoisuuden kanssa, ja tilastollisesti melkein merkitsevästi kupari- ja nikkelpitoisuuksien kanssa. Pohjapinta-alan ja pituuden suhteen yhteisvaihtelua ei havaittu. (Taulukko 35.)

Taulukko 35. Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien korrelaatiot luontaisten taustamuuttujien kanssa (Spearman). VH = vaihtohappamuus, KVK = kationinvaihtokapasiteetti. Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Halkaisija	Pohjapinta-ala	Ikä	Pituus
Cd	-0,1	-0,09	-0,052	0,03
Cr	,234*	0,01	0,18	-0,061
Cu	,256**	0,039	,236*	0,025
Ni	0,165	0,142	,204*	-0,093
Pb	-,200*	-0,045	0,029	-0,116
V	,209*	-0,002	,270**	-0,104
Zn	0,061	0,05	0,15	-0,13
pH	,313**	-0,017	0,136	-0,067
VH	-,314**	-0,079	-0,024	-0,073
KVK	-0,094	0,172	-0,161	0,147

Ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavat muuttujat korreloivat kaikkien alkuainepitoisuuksien kanssa kadmiumia lukuun ottamatta. Eniten korrelaatioita havaittiin päästölähteitä kuvaavien muuttujien ja kromin, nikkelin, kuparin sekä vanadiinin välillä. Näillä korrelaatiot olivat suurimpia ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärää 5 km:n etäisyydellä kuvaavan muuttujan kanssa. Lyijypitoisuudet korreloivat selvimmin jätteenkäsittelytoimintojen etäisyyden kanssa sekä NOx-päästöjen määrän kanssa. Sinkkipitoisuudet korreloivat SO₂-päästöjen määrän kanssa. Eri päästötyypeistä suurimmat korrelaatiot humuksen alkuainepitoisuuksien kanssa oli energiantuotantolaitoksilla sekä teollisuustoiminnoilla. Humuksen pH korreloi tilastollisesti merkitsevästi SO₂-päästömäärien kanssa. Muut korrelaatiot olivat tilastollisesti melkein merkitseviä. Päästölähteiden läheisyys näyttää kasvattavan humuksen pH:ta. Vaihtohappamuus korreloi ainoastaan eläinsuojien läheisyyden kanssa. Eläinsuojaetäisyys ei korreloinut muiden muuttujien kanssa. Kationinvaihtokapasiteetti oli sitä pienempi, mitä lähempänä ala sijaitti ilmoitusvelvollisia päästölähteitä. (Taulukko 36.)

Taulukko 36. Humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien korrelaatiot ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavien taustamuuttujien kanssa (Spearman). VH = vaihtohappamuus, KVK = kationinvaihtokapasiteetti. Tilastollisesti erittäin merkitsevät korrelaatiot on lihavoitu ja melkein merkitsevät kursivoitu.

	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	pH	VH	KVK
SO ₂ -päästöt 5 km:n puskurilla	0,086	,395**	,477**	,532**	,246*	,527**	,263**	,279**	-0,135	-0,151
NOx-päästöt 5 km:n puskurilla	0,046	,387**	,423**	,522**	,257**	,476**	,216*	,220*	-0,109	-0,186
Hiukkaspäästöt 5 km:n puskurilla	-0,005	,427**	,409**	,496**	,204*	,480**	,202*	,251*	-0,087	-0,189
Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärä 5 km:n puskurilla	-0,031	,576**	,506**	,578**	0,189	,613**	,215*	,221*	-0,048	-,261**
Lähimmän ilmoitusvelvollisen päästölähteen etäisyys	0,044	-,518**	-,438**	-,498**	-0,156	-,447**	-,239*	-,242*	0,097	,336**
Lähimmän energiantuotantolaitoksen etäisyys	-0,044	-,430**	-,491**	-,440**	-0,093	-,405**	-,225*	-,194*	0,034	,233*
Lähimmän jätevedenpuhdistamon etäisyys	0,022	-,337**	-,325**	-,412**	-0,08	-,348**	-0,169	-,234*	0,118	0,176
Lähimmän jätteenkäsittelytoiminnon etäisyys	-0,047	-,292**	-,232*	-,412**	-,305**	-,385**	-0,126	-0,107	0,007	,240*
Lähimmän kotieläinsuojan etäisyys	0,052	0,151	0,151	0,142	0,097	0,173	-0,035	0,186	-,215*	-0,152
Lähimmän teollisuustoiminnon etäisyys	0,009	-,462**	-,366**	-,598**	-,248*	-,543**	-0,182	-0,118	0,024	0,175

5.5. Muuttujien yhteisvaihtelu

Tässä luvussa tarkastellaan muuttujien yhteisvaihtelua faktorianalyysien ja korrelaatioiden avulla. Muuttujien välistä korrelaatioita kuvaavat taulukot on esitetty liitteenä. Faktorianalyysi tiivistää muuttujien vaihtelua, mikä tarkoittaa sitä, että samankaltaisesti vaihtelevat muuttujat latautuvat samoille faktoreille. Tulosten tulkinta perustuu muuttujien eri faktoreilla saamien latauksien tarkasteluun.

5.5.1. Jäkälä- ja neulasmuuttujien yhteisvaihtelu

Ensimmäisessä faktoritarkastelussa mukana olivat kaikki tutkimusalat, joilta tutkittiin keskeisten jäkälämuuttujien sekä neulasmuuttujien yhteisvaihtelua. Faktorianalyysi tiivisti muuttujien välisen vaihtelun neljään faktoriin, joista ensimmäinen kuvasi jäkälälajiston runsautta, toinen neulasten ravinnepitoisuuksia, kolmas sormipaisukarpeen peittävyden ja puiden elinvoimaisuutta ja neljäs ilmanlaatua. Ratkaisu selitti 62 % muuttujien sisältämästä vaihtelusta. (Taulukko 37.)

Jäkäläfaktorilla korkeimmat lataukset saivat lajiston runsautta kuvaavat muuttujat IAP-indeksi, lajilukumäärä ja yleinen vaurioaste. Muiden tarkasteltujen lajistomuuttujien lataukset tälle faktorille jäivät matalammiksi. Lajistomuuttujat indikoivat ilmanlaatua hieman eri tavoin kuin esim. sormipaisukarpeen vaurioaste, vaikka vaihtelu on usein saman tyyppistä ja muuttujat korreloivat keskenään. Asia ilmenee jäkälämuuttujien keskinäisiä korrelaatioita tarkasteltaessa (taulukko 25); sormipaisukarpeen vaurioasteen korrelaatiokertoimet lajistoa kuvaavien muuttujien kanssa ovat selvästi matalampia kuin lajistoa kuvaavien muuttujien keskinäiset korrelaatiot.

Neulasten ravinnefaktorilla neulasten alkuainepitoisuudet saivat korkeita latauksia lukuun ottamatta typpeä. Myös boorin lataukset tälle faktorille jäivät matalammiksi kuin muiden ravinteiden. Boorin yhteisvaihtelu muiden alkuaineiden kanssa oli muita pienempää (taulukko 28).

Kolmas faktori kuvaa puiden elinvoimatunnuksia, neulaskatoa ja neulasvuosikertoja sekä sormipaisukarpeen peittävyttä. Sormipaisukarpeen peittävyys korreloi neulaskadon kanssa voimakkaammin (liite 1, taulukko 50) kuin esim. muiden jäkälätunnuksien kanssa. Yhteisvaihtelun taustalla vaikuttavat luontaiset tekijät, erityisesti puuston ikä ja kasvupaikkatyyppi. Sormipaisukarve on peittävämpää nuorissa kuin vanhoissa metsissä ja ravinteisemmillä kasvupaikoilla kuin karuilla kasvupaikoilla. Samoin käyttäytyy neulaskato, joka kasvaa puuston iän kasvaessa, ja joka yleistyy kasvupaikkatyyppin karuuntuessa.

Sormipaisukarpeen vaurioaste sai suurimman latauksensa neljännellä faktorilla, vaikka sen lataukset eivät millään faktorilla ylittäneet 0,5:tä. Tällä faktorilla suurimman latauksensa saivat myös luppojen peittävyys, levän esiintyminen sekä neulasten tyyppipitoisuus. Faktorin voikin tulkita kuvaavan ilmanlaadun vaikutusta näihin muuttujiin.

Taulukko 37. Jäkälä- ja neulasmuuttujien faktorianalyysin varimax-rotatoitu komponenttimatriisi. Kunkin muuttujan yli 0,5:n olevat lataukset on lihavoitu, ja solu, jossa muuttuja on saanut suurimman latauksensa, on värjätty punaiseksi.

	1	2	3	4
Hyp. vaurio	-0,341	0,235	-0,39	0,466
Yleinen vaurio	-0,899	0,084	0,13	0,124
Lajilukumäärä	0,908	-0,061	0,031	-0,117
IAP	0,926	-0,137	-0,036	-0,107
Hyp. peit.	0,005	-0,144	0,666	0,156
Bryoria peit.	0,369	0,028	-0,028	0,471
Alg. es.	-0,366	-0,062	-0,043	0,533
Neulaskato	-0,048	0,124	0,669	-0,043
Neulasvuosikerrat	0,13	-0,091	-0,767	0,055
B	-0,205	0,507	-0,471	-0,105
Ca	-0,089	0,802	0,039	-0,029
K	0,016	0,747	0,212	0,12
Mg	-0,024	0,806	-0,099	0,019
S	-0,101	0,844	-0,054	0,121
N	-0,187	0,115	0,213	0,703



5.5.2. Kaikkien muuttujien yhteisvaihtelu

Toisessa faktoritarkastelussa olivat mukana kaikki muuttujat ja ne 104 tutkimusala, joilta kaikki analyysit tehtiin. Faktorianalyysi tiivisti 33 muuttujan vaihteluun 9 faktoriin, jotka selittivät 79 % kokonaisvaihtelusta. (Taulukko 38.)

Ensimmäinen faktori on pääasiassa sammalen metallipitoisuuksia kuvaava faktori. Lisäksi tällä faktorilla suurimmat latauksensa saavat sormipaisukarpeen vaurioaste sekä humuksen lyijy- ja sinkkipitoisuudet. Suhteellisen voimakkaasti faktorille on latautunut myös humuksen kadmiumpitoisuus. Sormipaisukarpeen vaurioaste korreloi kaikkien sammalmuuttujien kanssa, voimakkaimmin sammalen nikkeli- ja vanadiinipitoisuuksien kanssa. Humuksen sinkkipitoisuudet korreloivat sammalen metallipitoisuuksien kanssa, mutta humuksen kadmium- ja lyijypitoisuuksien korrelaatiot sammalen metallipitoisuuksien kanssa jäivät pieniksi. Tämä faktori kuvaa ilmanlaadun vaikutuksia ja erityisesti metallipäästöjä.

Toinen faktori kuvaa humuksen metallipitoisuuksia. Tällä faktorilla suurimman latauksensa saivat humuksen kadmium-, kromi-, kupari-, nikkeli- ja vanadiinipitoisuudet. Humuksen metallipitoisuuksissa oli havaittavissa voimakkaita korrelaatioita miltei kaikkien alkuaineiden kesken (taulukko 34).

Kolmas faktori kuvaa neulasten ravinnepitoisuuksia. Suurimmat latauksensa tällä faktorilla saivat neulasten kalsium-, kalium-, magnesium- ja rikki- ja booripitoisuudet. Boorin lataus jäi matalammaksi, ja typen hyvin pieneksi – neulasten typpi- ja booripitoisuudet vaihtelevat siis tutkimusaloilla eri tavoin kuin muut ravinne-alkuaineet.

Neljäs faktori kuvaa jäkälälajiston lajirunsautta, sillä faktorille ovat voimakkaasti latautuneet yleinen vaurioaste, lajilukumäärä ja IAP-indeksi. Myös sormipaisukarpeen vaurioasteen lataus tälle faktorille on kohtalainen.

Viides faktori kuvaa humuksen happamuutta, ja sille on latautunut muuttujista ainoastaan humuksen pH ja vaihtohappamuus.

Kuudennelle faktorille on latautunut levän esiintyminen ja sammalen vanadiinipitoisuus, jotka myös korreloivat keskenään. Myös neulasten typpipitoisuuden lataus oli tällä faktorilla suhteellisen korkea. Tämä faktori kuvaa myös ilmanlaadun vaikutuksia.

Seitsemännelle faktorille latautuivat sormipaisukarpeen peittävyys, neulasvuosikerrat sekä neulaskato. Tämä faktori kuvaa ensisijaisesti puuston iän sekä kasvupaikkatyypin vaikutusta.

Kahdeksannelle faktorille latautui humuksen kationinvaihtokapasiteetti, ja voimakkaimman latauksen sai myös neulasten typpipitoisuus, joskin typpipitoisuuden latauksen ero faktoriin 6 verrattuna oli pieni. Nämä muuttujat korreloivat keskenään tilastollisesti merkitsevästi (liite 1, taulukko 54). Kationinvaihtokapasiteetti on suurempi hyvillä kasvupaikoilla (ks. esim. Westman 1991, 20–23), ja myös neulasten typpipitoisuus vaihtelee kasvupaikkatyypin mukaan. Tämä faktori kuvaa siten kasvupaikkatyypin vaikutusta.

Yhdeksännelle faktorille latautui ainoastaan loppojen peittävyys kaikkien muiden muuttujien latauksen jäädessä varsin pieneksi.

Taulukko 38. Kaikkien muuttujien faktorianalyysin rotatoitu komponenttimatriisi. Kunkin muuttujan yli 0,5:n olevat lataukset on lihavoitu ja solu, jossa muuttuja saa suurimman latauksensa, on värjätty punaiseksi. Faktorien kuvaukset on esitetty tekstissä.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Hyp. vaurio	0,467	0,128	0,096	0,426	0,134	0,299	0,345	0,044	0,005
Yleinen vaurio	0,138	0,045	0,085	0,89	0,105	0,114	-0,13	0,029	-0,059
Lajilukumäärä	-0,174	-0,117	0,012	-0,886	0,011	-0,148	-0,041	0,067	0,086
IAP	-0,16	-0,145	-0,073	-0,916	-0,096	-0,131	0,026	0,029	0,023
Hyp. peit.	-0,132	-0,007	-0,133	0,021	0,065	0,073	-0,714	-0,003	-0,225
Bryoria peit.	-0,009	-0,021	-0,049	-0,126	0,035	0,026	0,02	-0,068	0,858
Alg. es.	0,164	0,177	0,002	0,212	-0,079	0,758	-0,078	0,042	0,08
Neulasvuosikerrat	-0,177	0,018	0,282	0,061	-0,082	0,075	-0,699	-0,117	0,293
Neulaskato	0,465	0,007	-0,136	-0,232	-0,046	0,114	0,494	-0,121	0,066
Neulaset: B	0,196	0,091	0,372	0,141	-0,289	0,201	0,517	0,093	-0,086
Neulaset: Ca	0,029	0,052	0,777	0,103	0,213	-0,109	-0,009	0,001	0,092
Neulaset: K	0,015	0,059	0,842	-0,003	0,031	0,03	-0,173	-0,05	0,013
Neulaset: Mg	-0,025	-0,071	0,848	0,017	0,021	0,005	0,027	0,143	-0,042
Neulaset: S	-0,105	-0,011	0,831	0,029	-0,048	0,081	0,162	-0,083	-0,101
Neulaset: N	0,025	0,196	0,031	0,043	0,27	0,435	-0,139	-0,462	-0,335
Sammal: Hg	0,897	0,011	0,013	0,081	0,036	0,016	0,081	0,12	-0,013
Sammal: Cd	0,909	0,075	0,019	0,017	0,068	-0,045	0,087	0,015	-0,044
Sammal: Cr	0,879	-0,022	-0,023	0,213	0,044	0,255	0,047	-0,047	-0,062
Sammal: Cu	0,956	0,045	-0,061	0,112	0,013	0,013	0,07	-0,043	0,004
Sammal: Pb	0,958	0,06	-0,024	0,066	-0,025	-0,082	0,061	-0,011	-0,028
Sammal: Ni	0,898	0,092	0,048	0,153	0,025	0,256	0,104	-0,056	-0,02
Sammal: Zn	0,805	0,02	-0,03	0,067	0,051	0,258	0,118	0,005	0,087
Sammal: V	0,337	-0,01	0,004	0,238	0,125	0,735	0,109	-0,011	-0,029
Humus: Cd	0,571	0,652	-0,048	0,021	-0,023	-0,238	0,106	0,245	0,044
Humus: Cr	0,024	0,923	0,029	0,086	0,195	0,035	0,006	-0,081	0,035
Humus: Cu	0,165	0,672	-0,021	0,04	0,07	0,028	-0,058	-0,06	-0,106
Humus: Ni	0,039	0,954	0,007	0,098	0,04	0,051	0,038	-0,03	0,017
Humus: Pb	0,598	0,33	-0,138	0,185	-0,371	0,077	0,118	0,022	-0,072
Humus: V	-0,025	0,89	0,058	0,107	0,171	0,222	0,046	-0,161	0,013
Humus: Zn	0,696	0,188	0,086	0,074	0,353	0,176	0,054	0,237	0,061
Humus: pH	0,103	0,371	0,13	0,09	0,819	0,261	-0,088	0,034	0,04
Humus: VH	-0,123	-0,197	-0,07	-0,158	-0,864	0,098	0,019	0,103	0,025
Humus: KVK	0,073	-0,164	0,025	-0,039	-0,019	0,053	0,031	0,909	-0,122



5.6. Tulosten tilastollinen tarkastelu: yhteenveto ja johtopäätökset

Taulukossa 39 on esitetty yhteenveto ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavien muuttujien korrelaatiotarkasteluista muuttujaryhmittäin. Kunkin muuttujaryhmän (jäkälät, neulaset, sammaleet ja humukset) osalta on esitetty, kuinka monta muuttujaa kyseisestä ryhmästä korreloi kunkin ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaavien muuttujien kanssa sekä korkein korrelaatio (kerroin ja muuttuja). Korrelaatiokertoimien perusteella tarkasteltuna heikoimmin ilmanlaatua kuvasivat neulasmuuttujat ja parhaiten sammalen ja humuksen metallipitoisuudet (sammalen kuparipitoisuus sekä humuksen vanadiini-, kromi-, kupari- ja nikkelpitoisuudet). Tutkitut muuttujat yhdistyivät ilmanlaatu- ja päästömuuttujista voimakkaimmin SO₂-päästöjen määrään 5 km:n etäisyydellä tutkimusalasta, jolla tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita oli 20. Seuraavaksi eniten tilastollisesti merkitseviä korrelaatioita indikaattorimuuttujien kanssa oli yhteenlasketuilla NO_x-päästöillä 5 km:n etäisyydellä tutkimusalasta, ilmoitusvelvollisten laitosten lukumäärällä 5 km:n etäisyydellä tutkimusalasta sekä tutkimusalan etäisyydellä lähimpään ilmoitusvelvolliseen laitokseen, joilla kullakin oli 18 tilastollisesti merkitsevää korrelaatiota indikaattorimuuttujien kanssa. Päästötyyppeihin jaoteltuna eniten korrelaatioita indikaattorimuuttujien kanssa oli jätteenkäsittelytoiminnoilla (16). Seuraavaksi eniten korrelaatioita oli jätevedenpuhdistamoilla (13). Energiantuotantolaitoksilla korrelaatioita oli 12, ja teollisuustoiminnoilla 10. Etäisyys eläinsuojaiin ei korreloinut tilastollisesti merkitsevästi yhdenkään indikaattorimuuttujan kanssa. Etäisyyksiä eri päästötyyppeihin kuvaavien muuttujien selitysvoimaa heikentää se, että muuttujat eivät ota huomioon tutkimusalaa lähempänä sijaitsevia toimintoja. Jätteenkäsittelytoimintojen ja jätevedenpuhdistamoiden selitysvoima näyttää näin tarkasteltuna energiantuotantoa ja teollisuutta paremmalta, sillä näitä toimintoja on tutkimusalueella lukumääräisesti enemmän ja tasaisemmin jakaantuneena.

Jäkälämuuttujista korkeimmat korrelaatiot ilmanlaatua kuvaavien muuttujien kanssa saivat sormipaisukarpeen vaurioaste ja levän esiintyminen. Korkein korrelaatiokerroin oli typen oksidien yhteenlasketuilla päästöillä 5 km:n etäisyydellä tutkimusalasta ja sormipaisukarpeen vaurioasteella. Lajistomuuttujien (lajilukumäärä, IAP-indeksi, yleinen vaurioaste) korrelaatiot päästömuuttujien kanssa olivat selvästi pienempiä kuin sormipaisukarpeen vaurioasteella ja levän esiintymisellä. Lajiston esiintymiseen ja runsauteen vaikutti jossain määrin kasvupaikkatyyppi (rehevillä tutkimusaloilla lajisto oli köyhtyneempää kuin karummilla), mutta muilla luontaisilla taustamuuttujilla oli tutkittuihin jäkälämuuttujiin vain vähän vaikutusta. Tutkittujen lajien peittävyudet (sormipaisukarve ja lupot) kuvasivat ilmanlaatua huonosti. Sormipaisukarpeen peittävyys näyttää liittyvän miltei yksinomaan puiden ikään ja läpimittaan.

Neulasten alkuainepitoisuuksia ja mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavien muuttujien yhteydet ilmanlaatu- ja päästömuuttujiin jäivät tarkastelluista muuttujaryhmistä heikoimmiksi. Männyn neulasten rikkipitoisuutta on käytetty yhtenä ilmanlaadun indikaattorina, mutta tässä tutkimuksessa se ei korreloinut yhdenkään ilmanlaatua kuvaavan muuttujan kanssa. Kuitenkin korrelaatioita muiden ilmanlaatua kuvaavien muuttujien, kuten sormipaisukarpeen vaurioasteen kanssa, oli havaittavissa. Sen sijaan tyyppipitoisuudet korreloivat miltei kaikkien ilmanlaatua kuvaavien muuttujien kanssa. Korrelaatiokertoimet jäivät tosin matalammiksi kuin esim. jäkälämuuttujilla. Tässä tutkimuksessa neulasten tyyppipitoisuus olikin ilmanlaadun indikaattorina selvästi parempi kuin neulasten rikkipitoisuus. Neulasten tyyppipitoisuus korreloi myös lukuisten sammalen ja humuksen metallipitoisuuksien kanssa sekä jäkälämuuttujien kanssa, jotka niin ikään kuvaavat ilmanlaatua (liite 1). Neulaskato, jonka on viimeaikaisissa tutkimuksissa katsottu heikosti kuvaavan ilmanlaatua, korreloi ilmanlaatu- ja päästömuuttujien kanssa. Voimakkain yhteys neulaskadolla oli kuitenkin puuston ikään sekä jossain määrin myös kasvupaikkatyyppiin. Neulasten boori- ja kuparipitoisuus oli myös yhteydessä ilmanlaatumuuttujiin. Se korreloi neulasten muiden ravinnepitoisuuksien kanssa, mutta ei yhtä voimakkaasti kuin muut ravinteet, minkä lisäksi sillä oli yhteisvaihtelua neulaskadon, sormipaisukarpeen vaurioasteen ja IAP-indeksin kanssa.

Sammalista mitatuilla metallipitoisuuksilla ainoastaan elohopealla ei havaittu yhteyttä ilmanlaatua kuvaaviin muuttujiin. Sen pitoisuudet korreloivat muiden sammalen metallipitoisuuksien kanssa, mutta korrelaatiot jäivät matalammiksi kuin muilla metallipitoisuuksilla. Sammalen kuparipitoisuudet korreloivat ilmanlaatumuuttujien kanssa selvimmin. Myös sammalen kromi- ja vanadiinipitoisuudet korreloivat ilmanlaatumuuttujien kanssa usein. Päästötyypeittäin tarkasteltuna kuparipitoisuudet korreloivat jätteenkäsittely- ja teollisuustoimintojen kanssa voimakkaimmin, vanadiinipitoisuudet puolestaan energiantuotantolaitosten ja jätevedenpuhdistamoiden kanssa.

Humuksen metallipitoisuudet yhdistyivät päästöjä kuvaaviin muuttujiin niin ikään varsin hyvin. Humuksesta mitatuista muuttujista korkeimpia korrelaatioita päästömuuttujien kanssa saivat vanadiini-, kromi-, kupari- ja nikkelpitoisuudet. Humuksen nikkelpitoisuudet yhdistyivät voimakkaimmin sekä rikkidioksidi-, typen oksidien että hiukkaspäästömääriin, vanadiinipitoisuudet puolestaan ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärään, kromipitoisuudet etäisyyteen, kuparipitoisuudet energiantuotantolaitosten etäisyyteen, nikkelpitoisuudet jätevedenpuhdistamoihin ja jätteenkäsittely- sekä teollisuustoimintoihin.

Taulukko 39. Yhteenvedo ilmanlaatu- ja päästölähteitä kuvaavien muuttujien korrelaatioista muuttujaryhmittäin. Korkeimmat korrelaatiot (korrelaatiokerroin ja muuttuja) on lihavoitu.

	Jäkälät			Neulasat			Sammaleet			Humus			Korr. yht.
	Lukumäärä	Korkein korr.	Muuttuja	Lukumäärä	Korkein korr.	Muuttuja	Lukumäärä	Korkein korr.	Muuttuja	Lukumäärä	Korkein korr.	Muuttuja	
SO ₂ -päästöt 5 km:n puskurilla	5	0,41	Hyp vaurio	3	0,24	B	7	0,6	Cu	6	0,53	Ni	20
NO _x -päästöt 5 km:n puskurilla	5	0,43	Hyp vaurio	2	0,23	N	7	0,58	Cu	5	0,52	Ni	18
Hiukkaspäästöt 5 km:n puskurilla	5	0,42	Hyp vaurio	3	0,24	N	6	0,52	Cu	4	0,5	Ni	17
Ilmoitusvelvollisten päästölähteiden lukumäärä 5 km:n puskurilla	5	0,41	Hyp vaurio	2	0,27	N	7	0,48	Cu	5	0,61	V	18
Lähimmän ilmoitusvelvollisen päästölähteen etäisyys	5	0,42	Hyp vaurio	2	0,29	N	7	0,5	Cu	5	0,52	Cr	18
Lähimmän energiantuotantolaitoksen etäisyys	2	0,32	Alg. es.	2	0,25	N	5	0,36	V	4	0,49	Cu	12
Lähimmän jätevedenpuhdistamon etäisyys	5	0,35	Hyp vaurio	2	0,24	N	3	0,36	V	4	0,41	Ni	13
Lähimmän jätteenkäsittelytoiminnon etäisyys	4	0,34	Alg. es.	3	0,2	Neulas-kato	6	0,48	Cu	4	0,41	Ni	16
Lähimmän kotieläinsuojan etäisyys	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0	-	-	0
Lähimmän teollisuustoiminnon etäisyys	3	0,38	Hyp vaurio	1	0,26	N	3	0,43	Cu	4	0,6	Ni	10
Muuttujia yhteensä	7			9			8			10			

Kokonaisuudessaan tutkitut muuttujat kuvasivat alueen ilmanlaatua. Ilmanlaadun indikaattoreina parhaita olivat jäkälämuuttujista sormipaisukarpeen vaurioaste sekä sammalen ja humuksen metallipitoisuudet. Vaikka neulaskadon on viimeaikaisissa tutkimuksissa katsottu kuvaavan ilmanlaatua melko huonosti, tässä tutkimuksessa neulaskadon määrä yhdistyi tilastollisesti merkitsevästi ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaaviin muuttujiin.

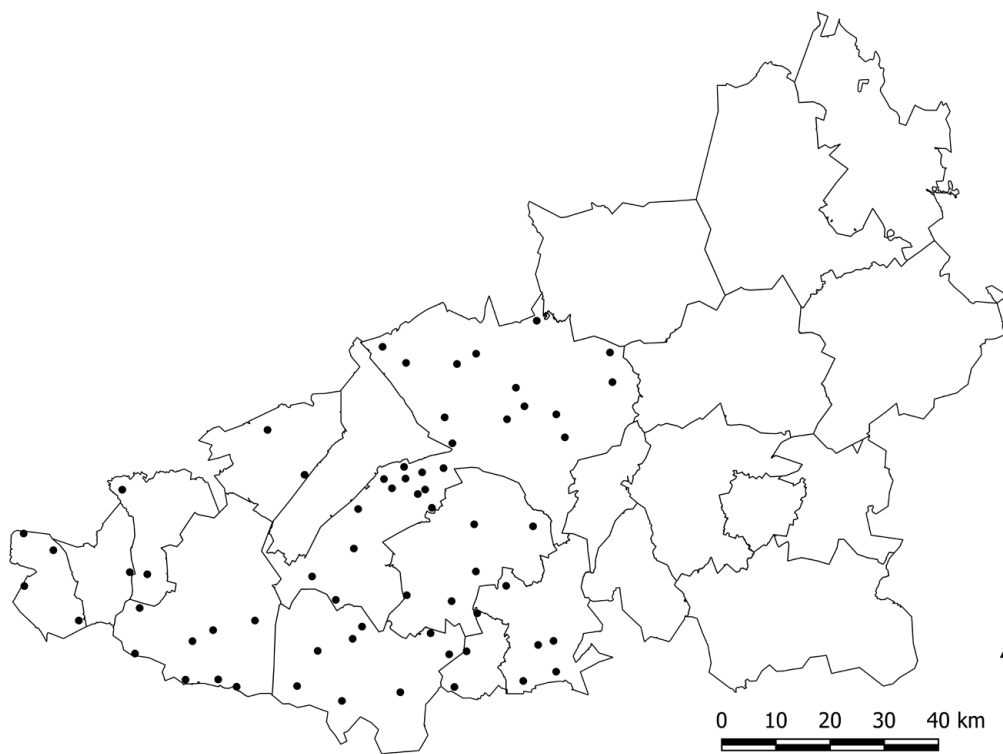


6. Vertailu

6.1. Vuosien välinen vertailu

Tässä luvussa vertaillaan vuoden 2014 tuloksia aikaisempien vuosien bioindikaattoritutkimusten tuloksiin. Tutkimus on tehty Kanta-Hämeessä edellisen kerran vuosina 2001–2002 (Niskanen ym. 2003), jolloin mukana oli nykyisten kuntien lisäksi Humpkala, mutta Hattula ei kuulunut tutkimusalueeseen. Kanta-Hämeen ilmanlaatua tutkittiin myös vuonna 1988 (Air-Ix 1989, viitattu teoksessa Niskanen ym. 2003) ja 1990–1991, jolloin keskityttiin selvittämään neulasten näkyviä oireita ja maaperän happamoitumista (Lamppu & Huttunen 1992). Päijät-Hämeen kunnissa on toteutettu vastaavia tutkimuksia Kärkölässä, Hollolassa, Lahdessa, Nastolassa ja Orimattilassa vuosina 1989, 1995 ja 1999. Asikkalassa ja Heinolassa ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus on tehty vuosina 2000 ja 1995, ja Sysmässä ja Hartolassa vuonna 1995. Vuoden 2014 tutkimuksen vertailu Päijät-Hämeen aiempiin tutkimuksiin voidaan tehdä vain kuvailevalla tasolla, sillä aiempien tutkimusalojen paikkatiedot eivät ole saatavilla, ja kaikkia Päijät-Hämeen aloja käsitellään vuoden 2014 tutkimuksessa uusina aloina. Päijät-Hämeen tutkimusten vertailu on tehty pääosin Pihlström & Myllyvirran (2001) sekä Mannisen ym. (1990) raporttien perusteella, sillä kaikkia pienempien tutkimusten raportteja ei ollut saatavilla tai niihin ei ollut selkeästi viitattu. Vertailutulosten onkin siis katsottava kattavan alueen vain siltä osin, kuin samana pysyneitä tutkimusaloja on vertailussa mukana. Keskiarvotarkasteluissa aineistosta on karsittu vaihtuneet tutkimusalat, karttaesitykset puolestaan on laadittu perustuen kaikkien kyseisenä tutkimusvuonna tutkittujen alojen havaintoihin. On myös huomioitava, että Kanta-Hämeessä vuosina 2001/2002 tehdyssä tutkimuksessa jäkälämuuttujat tutkittiin kymmeneltä puolta viiden sijaan.

Kuvassa 63 on esitetty vuosina 2001/2002 ja 2014 samoina pysyneet Kanta-Hämeen tutkimusalat, yhteensä 65 alaa. Päijät-Hämeen osalta jokaisen kappaleen perään on laadittu kuvaileva tarkastelu aiempien tutkimusten tuloksista.



Kuva 63. Vuosien 2001/2002-2014 välisessä vertailussa mukana olevat tutkimusalat (N = 65).

6.1.1. Mäntyjen runkojäkälat

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 2014 ja 2002

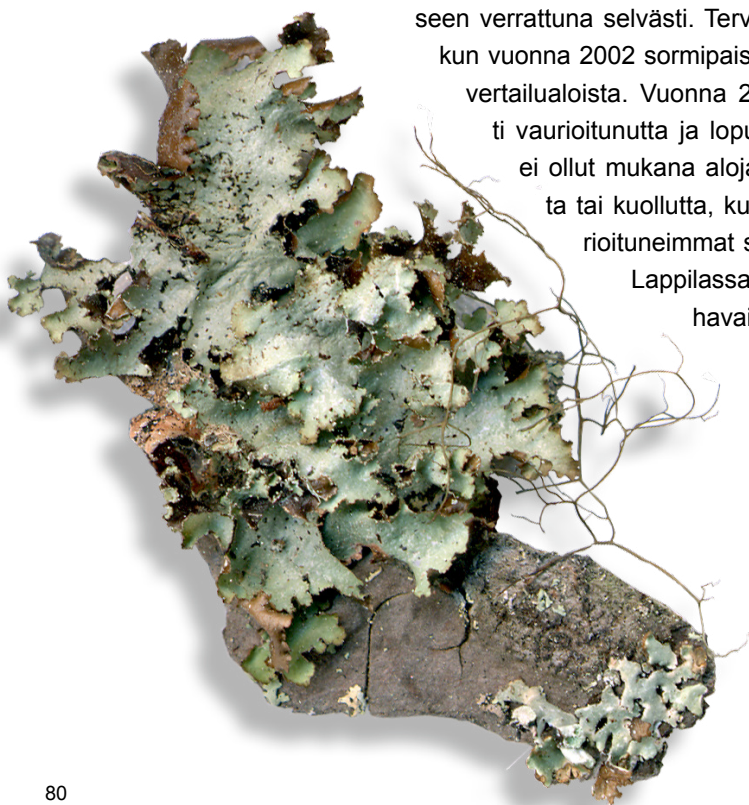
Taulukossa 40 on esitetty männyn runkojäkäliä kuvaavia tunnuslukuja vuosina 2002 ja 2014, sekä merkkitestillä tehdyn parittaisen tilastollisen vertailun p-arvot. Ilmanpuhtausindeksi kasvoi keskimäärin 0,1 yksikköä vuodesta 2002 ja ero on tilastollisesti melkein merkitsevä. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja havaittiin molempina tutkimusvuosina keskimäärin lähes saman verran. Sormipaisukarpeen vaurioaste kasvoi tilastollisesti erittäin merkitsevästi vuonna 2014. Sormipaisukarpeen keskimääräinen peittävyys laski hieman edellisestä tutkimuskerrasta ja lupon peittävyys kasvoi, mutta kumpikaan ero ei ollut tilastollisesti merkitsevä. Levän esiintyminen kasvoi tilastollisesti erittäin merkitsevästi vuodesta 2002.

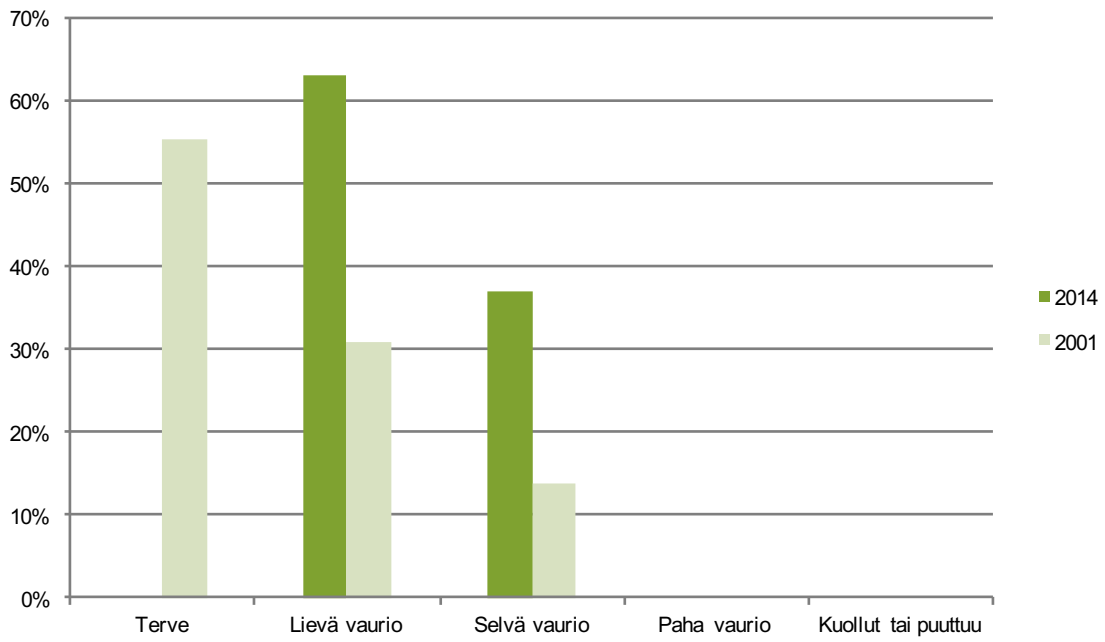
Taulukko 40. Männyn runkojäkäliä kuvaavia tunnuslukuja Kanta-Hämeen samoina pysyneillä tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002. Vuosien väliset parittaiset vertailut on tehty merkkitestillä. Melkein merkitsevä ($p < 0,05$), testitulos on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä ($p < 0,001$) kolmella (***) N = 65.

	Vuosi	Keskiarvo	Pienin	Suurin	Keskihajonta	p-arvo
Ilmanpuhtausindeksi	2014	2,6	1,1	4,1	0,71	0,025*
	2002	2,5	0,54	3,9	0,64	
Lajilukumäärä (alakohtainen)	2014	6,4	3,0	9,0	1,38	0,19
	2002	6,9	2,0	9,0	1,30	
Sormipaisukarpeen vaurioaste	2014	2,3	1,5	3,2	0,34	< 0,001***
	2002	1,5	1,0	3,9	0,60	
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	2014	6,3	0,9	23,1	4,18	0,46
	2002	7,4	0,9	35,4	5,35	
Luppojen peittävyys (%)	2014	0,03	0,0	1,3	0,16	0,754
	2002	0,01	0,0	0,3	0,04	
Levän yleisyys	2014	3,1	1,0	5,0	1,57	< 0,001***
	2002	4,2	1,0	10,0	2,79	

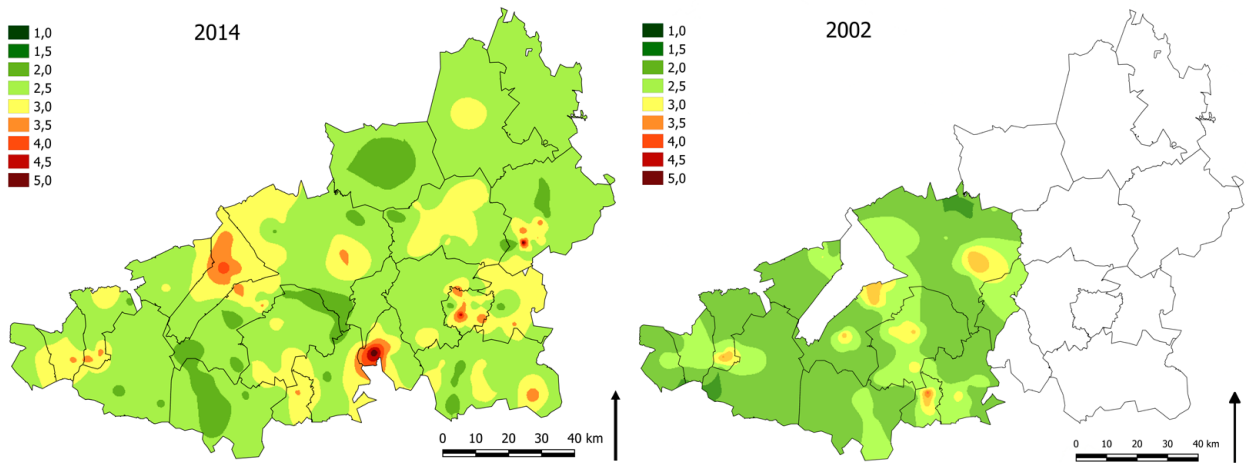
Kuvissa 64–69 on esitetty tutkimusalojen jakaantuminen luokkiin vuosina 2014 ja 2002 sekä arvojen alueellinen jakautuminen tutkimusalueella sormipaisukarpeen vaurioasteen, yleisen vaurioasteen ja IAP-indeksin osalta. Kuvassa 70 on esitetty tutkittujen jäkäälajien esiintymisfrekvenssit tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002. Kaavioiden laadinnassa on huomioitu ainoastaan samana pysyneet alat, kun taas karttatarkastelut perustuvat kaikkiin tutkimusaloihin molempina tutkimusvuosina.

Vuonna 2014 sormipaisukarpeen vauriot ovat kasvaneet edelliseen tutkimukseen verrattuna selvästi. Tervettä sormipaisukarvetta ei tavattu millään alalla, kun vuonna 2002 sormipaisukarpeen osalta terveiden alojen osuus oli 55 % vertailualoista. Vuonna 2014 suurin osa sormipaisukarpeesta oli lievästi vaurioitunutta ja loput selvästi vaurioitunutta. (Kuva 64.) Vertailussa ei ollut mukana aloja, joilla sormipaisukarve oli pahasti vaurioitunutta tai kuollutta, kumpanakaan tutkimusvuonna. Vuonna 2014 vaurioituneimmat sormipaisukarpeet havaittiin Kärkölän itä puolella Lappilassa ja Hattulan pohjoisosissa. Vuonna 2002 vaurioita havaittiin samoilla alueilla mutta lievempinä (Kuva 65.)



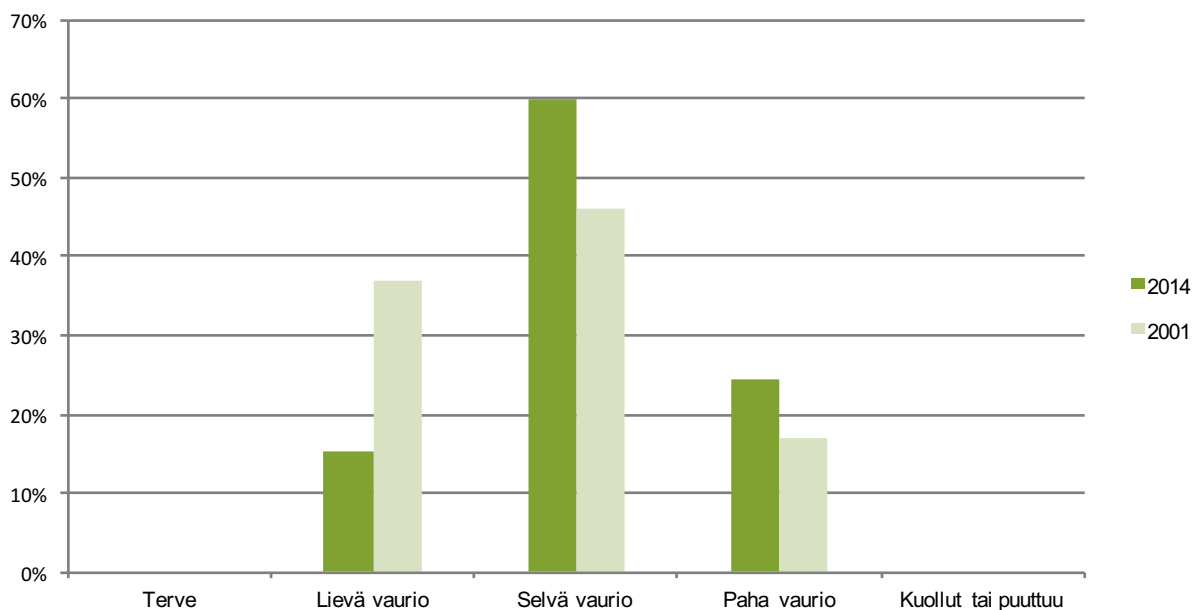


Kuva 64. Samana pysyneet tutkimusalat luokiteltuna sormipaisukarpeen vaurioasteen mukaan vuosina 2014 ja 2002. N = 65.

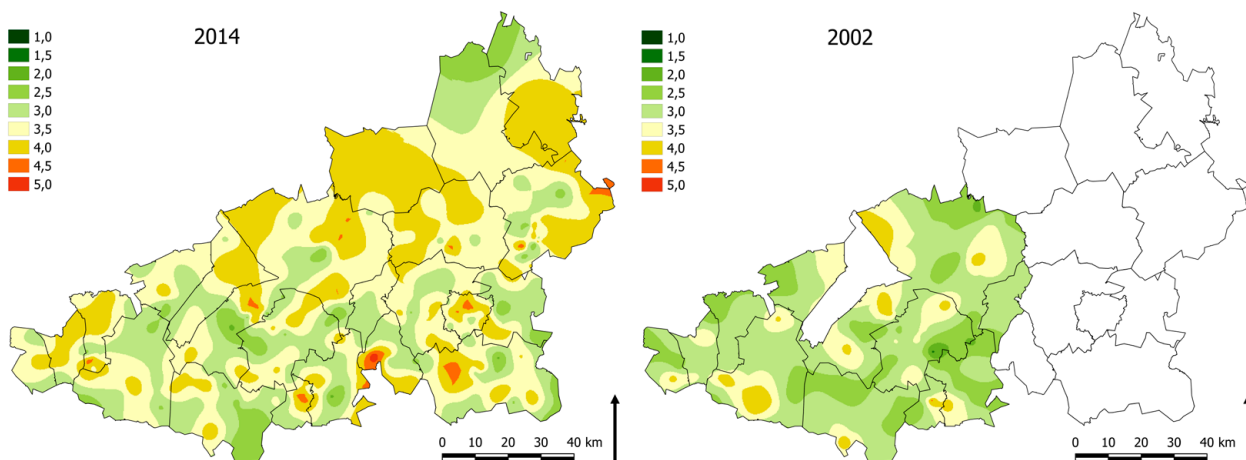


Kuva 65. Sormipaisukarpeen vaurioasteet tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002.

Yleisen vaurioasteen kehitys noudattelee pitkälti samaa linjaa kuin sormipaisukarpeen vaurioasteen: lievästi vaurioituneen jäkälälajiston osuus on vuonna 2014 yli puolet pienempi kuin vuosina 2002. Selvästi ja pahasti vaurioituneiden alojen määrä on puolestaan suurempi kuin edellisellä tutkimuskerralla. Kummankaan vuoden vertailuilla ei ollut täysin tervettä jäkälälajistoa tai kokonaan jäkäläautoita aloja. (Kuva 66.) Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet olivat laajentuneet vuonna 2014 vuoteen 2002 verrattuna erityisesti tutkimusalueen pohjoisosissa entisen Hauhon kunnan alueella sekä tutkimusalueen länsiosissa Ypäjän-Jokioisten-Forssan alueella. (Kuva 67.)

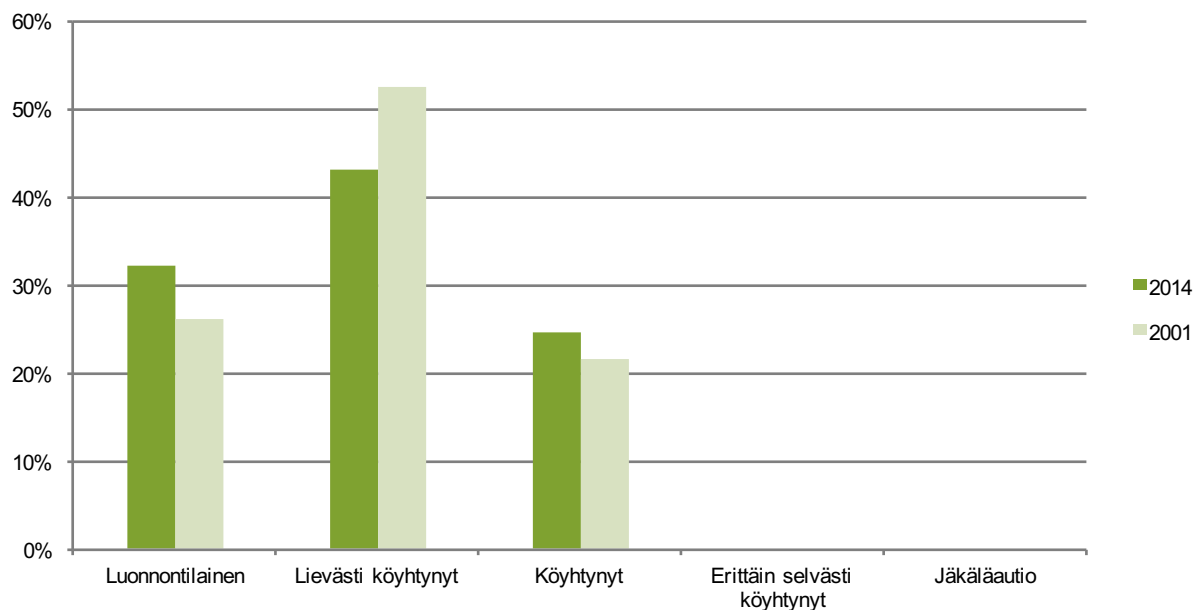


Kuva 66. Samana pysyneet tutkimusalat luokiteltuna yleisen vaurioasteen mukaan vuosina 2014 ja 2002. N = 65.

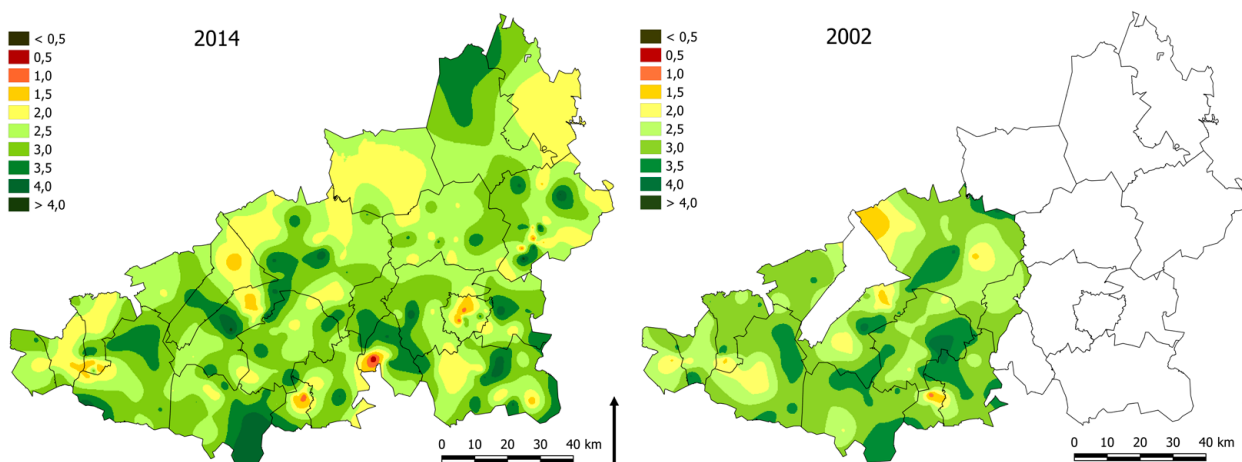


Kuva 67. Yleisen vaurioasteen vyöhykkeet tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002.

IAP-indeksin perusteella luokiteltujen alojen jakaumissa luonnontilaisen jäkälälajiston osuus tutkimusaloilla on kasvanut vuodesta 2002. Lievästi köyhtyneen lajiston osuus väheni edellisestä tutkimuskerrasta n. 9 %-yksikköä, mutta köyhtyneen lajiston osuus kasvoi hieman. (Kuva 68.) IAP-indeksin vyöhykejako oli melko samanlainen kuin vuonna 2002 (Kuva 69).

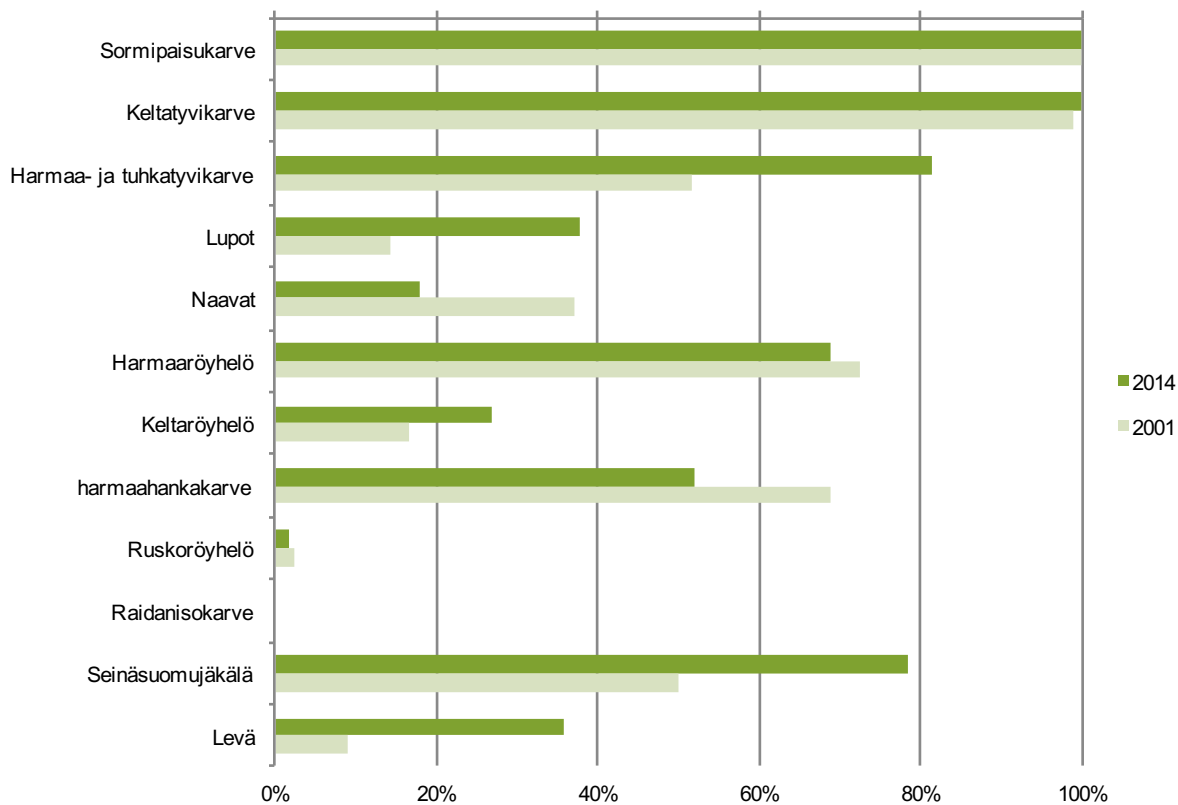


Kuva 68. Samana pysyneet tutkimusalat luokiteltuna IAP-indeksin arvon mukaan vuosina 2014 ja 2002. N = 65.



Kuva 69. IAP-indeksin vyöhykejako tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002.

Vuoteen 2002 verrattuna harmaa- ja tuhkatyvikarpeen, luppojen, seinäsuomujäkälän ja levän esiintymisfrekvenssit olivat nousseet selvästi. Naavoja ja harmaahankakarvetta puolestaan tavattiin aiempaa vähemmän, ja myös harmaaröyhelön esiintymisfrekvenssi oli hieman pienempi edelliseen verrattuna. Raidanisokarvetta ei tavattu vertailualoilla lainkaan kumpanakaan vuonna. (Kuva 70.)



Kuva 70. Jäkälälajien esiintymisfrekvenssit samoina pysyneillä tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2001/2002. N = 65.

Vertailu Päijät-Hämeen tutkimuksiin vuosina 1989, 1994, 1999 ja 2014.

Vuonna 1999 Asikkalassa, Sysmässä ja Hartolassa naavaa on esiintynyt keskimäärin 4–5 puulla per tutkimusala, kun vuonna 2014 vastaava frekvenssi oli Asikkalassa 0,4, Sysmässä 3 ja Hartolassa 1,2.

Heinolan tausta-aloilla naavoja esiintyi keskimäärin 3 puulla. Taajama-alojen läheisyydessä frekvenssi oli 1–2 puulla per ala. Vuonna 1989 Päijät-Hämeen tutkimuskunnissa esiintyi luppoa lähes kaikilla tutkimusaloilla. Vuonna 2014 lupon yleisyys oli selvästi vähentynyt vuoteen 1989 verrattuna, sillä luppoja esiintyi koko Päijät-Hämeessä vain 11 tutkimusosalalla.

Viherlevän frekvenssin osalta taustatietoa on saatavilla vuosilta 1989, 1994 ja 1999 Lahdesta, Hollolasta, Nastolasta, Orimattilasta, Kärkölästä ja Hausjärveltä. Vuonna 1999 mukaan tulivat myös Asikkala ja Heinola. Vuonna 1989 kaikissa kunnissa esiintyi viherlevää 1–2 puulla per tutkimusala. Vuonna 1994 arviolta puolella aloista esiintyi viherlevää 3–5 puulla ja lopuilla 1–2 puulla. 1999 viherlevän frekvenssi oli pienentynyt suurimmassa osassa kuntia takaisin vuoden 1989 tasolle. Vuonna 2014 viherlevää esiintyi keskimäärin 2,2 puulla per tutkimusala.

Vertailu Kanta-Hämeen tutkimuksiin vuosina 1988, 1991, 2002 ja 2014

Ilmansaasteille herkkiä lajeja havaittiin vuonna 1988 Forssan keskusta-alueilla enintään 4 jäkälälajia. Vuonna 2002 vastaava luku oli 5–8, ja vuoden 2014 tutkimuksessa Forssan keskustan läheisyydessä havaittiin 4-8 lajia. Forssan lentokentän läheisyydessä havaittiin 3 lajia. Hämeenlinnassa vuosina 1991, 2002 ja 2014 tehdyssä tutkimuksessa jäkälälajisto oli köyhtyneintä Hämeenlinnan keskustan ympäristössä. Lajimäärä oli alhaisimmillaan vuonna 1991 ja pysynyt vuoden 2014 tutkimuksessa samalla tasolla vuoteen 2002 nähden (3–7 lajia).

Sormipaisukarpeen vaurioasteet vaihtelivat Forssan taajaman tutkimusaloilla vuonna 1988 välillä melkein terveestä selvään vaurioon. Vuonna 2002 vastaava vaihteluväli oli terve-selvä vaurio, ja vuonna 2014 lievästä vauriosta selvään vaurioon. Vaurioasteen voidaan katsoa pysyneen lähes samalla tasolla tutkimusvuosien välillä.

6.1.2. Mäntyjen elinvoimaisuus

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 2014 ja 2002

Kanta-Hämeessä neulasvuosikertojen määrä väheni vuodesta 2002 erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$). Neulaskadon osuus puolestaan kasvoi erittäin merkitsevästi ($p < 0,001$) vuodesta 2002 vuoteen. (Taulukko 41.)

Taulukko 41. Mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavia tunnuslukuja Kanta-Hämeen samoina pysyneillä tutkimuspuilla vuosina 2014 ja 2002. Vuosien väliset vertailut on tehty neulaskadon osalta parittaisten otosten t-testillä ja neulasvuosikertojen osalta merkkiteistillä. Melkein merkitsevä ($p < 0,05$) testitulokset on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

	Vuosi	Keskiarvo	Pienin	Suurin	Keskihajonta	testisuure	p-arvo
Neulasvuosikerrat	2014	2,9	2,3	3,8	0,26		< 0,001***
	2002	3,6	2,7	4	0,48		
Neulaskato (%)	2014	19,2	11,8	33,2	4,35	8,78	< 0,001***
	2002	14,7	9,8	28,8	3,32		

Vertailu Päijät-Hämeen tutkimuksiin vuosina 1994, 1999 ja 2014.

Neulaskato vaikuttaa vähentyneen kaikilla Päijät-Hämeen tutkituilla alueilla vuoden 1994 tasosta, jolloin mm. Lahden, Hollolan ja Kärkölen alueilla neulaskato oli yli 20 %. Vuonna 1999 Orimattilan, Lahden, Hollolan eteläosan ja Kärkölen pohjoisosan poikki kulki lievän neulaskadon vyöhyke, jolla puut olivat keskimäärin n. 18–20 % harsuuntuneita. Asikkalassa harsuuntumisaste oli 15,5–18 % vuonna 1999. Heinolan koillisosissa, Sysmässä ja Hartolassa sijainneilla aloilla mäntyjen neulaskato oli 5–15 % luokkaa. Vuonna 2014 harsuuntuneimmat alueet (neulaskato 18–20 %) olivat Heinolassa, Nastolassa ja Lahdessa. Vähiten neulaskadosta kärsiviä aloja oli Hartolassa ja Asikkalassa (14–15 % harsuuntumisaste).



6.1.3. Neulasten alkuainepitoisuudet

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 2014 ja 2002

Taulukossa 42 on esitetty neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvot ja pienimmät ja suurimmat arvot koko alueen osalta vuosilta 2014 ja 2002. Vertailussa ovat mukana ne alat, jotka ovat pysyneet samoina ja joilta analyysit on kyseisinä tutkimusvuosina tehty. Koko aluetta tarkasteltaessa boori-, magnesium- ja typpipitoisuuksien keskiarvot olivat laskeneet vuodesta 2002. Boorin osalta ero oli tilastollisesti merkitsevä ja magnesiumin ja typen osalta erittäin merkitsevä. Kalsiumin, kaliumin ja rikin pitoisuudet olivat keskimäärin laskeneet, mutta erot eivät olleet tilastollisesti merkitseviä.

Taulukko 42. Neulasten alkuainepitoisuudet (mg/kg, N %) tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002. Vuosien väliset vertailut on tehty parittaisten otosten t-testillä tai Wilcoxonin merkkitestillä. Melkein merkitsevä ($p < 0,05$) testitulos on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

n = 57	vuosi	keskiarvo	pienin	suurin	testisuure	p
B	2014	19	9	38	V = 490,5	0,0029
	2002	21	11	43		
Ca	2014	4355	2203	8040	t = 0,248	0,8052
	2002	4259	3119	6279		
K	2014	4788	3234	7984	V = 726	0,054
	2002	4993	3877	6168		
Mg	2014	873	512	1505	V = 300	< 0,001***
	2002	1041	825	1393		
S	2014	1084	822	1738	V = 1095,5	0,5514
	2002	1047	892	1393		
N %	2014	1,28	0,94	1,65	t = -9,9637	< 0,001***
	2002	1,49	1,27	1,83		

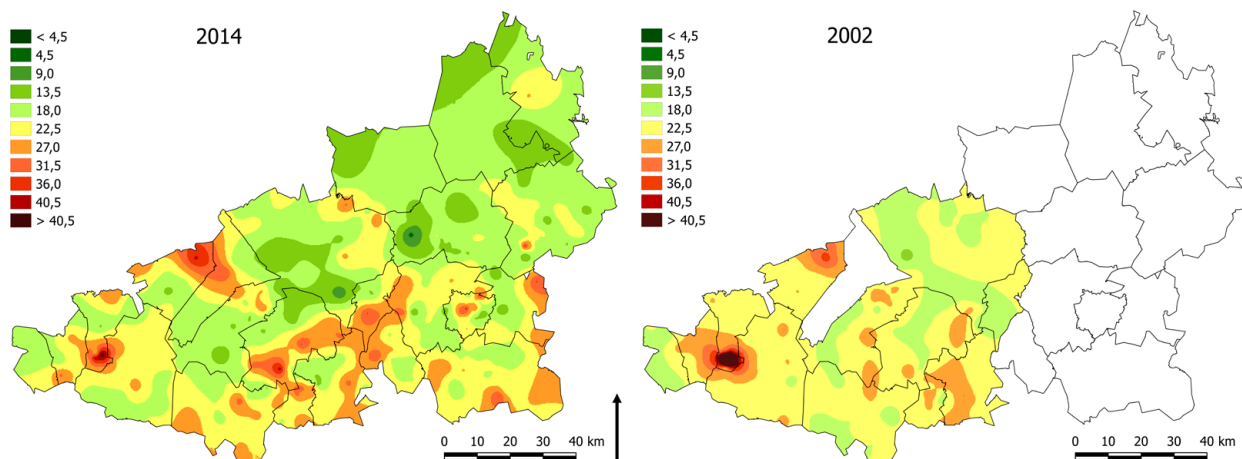
Boorin pitoisuudet ovat vähentyneet Hämeenlinnan itä- ja eteläosissa. Vuonna 2002 vyöhykkeet olivat pienialaisempia ja keskittyneet pääosin Hämeenlinnan littalaan ja Forssan ympäristöön. Vuonna 2014 Forssan alueen pitoisuudet ovat laskeneet, etelään Janakkala-Hämeenkoski-akselille on muodostunut korkeampien pitoisuuksien vyöhyke ja Hämeenlinnan itäosien pitoisuudet ovat pienentyneet. (Kuva 71.) Myös rikillä havaittiin samansuuntainen trendi, jossa ympäri tutkimusaluetta oli kehittynyt pistemäisiä korkeampien pitoisuuksien keskittymiä (Kuva 75).

Vuonna 2002 korkeimmat kalsiumpitoisuudet sijoituivat Hattulaan. Vuonna 2014 Hattulan korkeiden pitoisuuksien vyöhyke oli laajentunut ja uusia korkeampien pitoisuuksien pistemäisiä keskittymiä oli kehittynyt muun muassa Lopelle ja Hollolan-Kärkölän rajalle. (Kuva 72.)

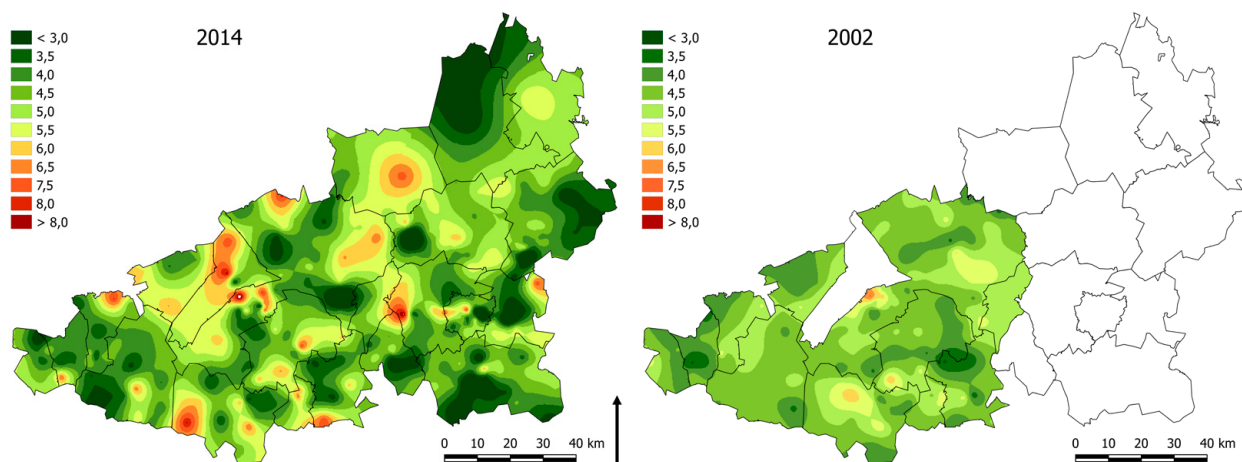
Kaliumia esiintyi eniten tutkimusalueen keskiosissa Hämeenlinnassa, Hattulassa ja Janakkalassa. Pitoisuudet ovat hieman nousseet vuodesta 2002, mutta vastaavasti myös pienempiä kaliumpitoisuuksia esiintyy enemmän kuin aiemmalla tutkimuskerralla. (Kuva 73.)

Magnesiumia esiintyi keskimäärin vähemmän kuin vuonna 2002. Tämä näkyy magnesiumin pitoisuusvyöhykeissä siten, että ennestään suuremmat pitoisuudet ovat keskittyneet entisestään Hämeenlinnan itäosiin ja Hattulaan, ja muilla alueilla magnesium on vähentynyt männynneulasissa. (Kuva 74.)

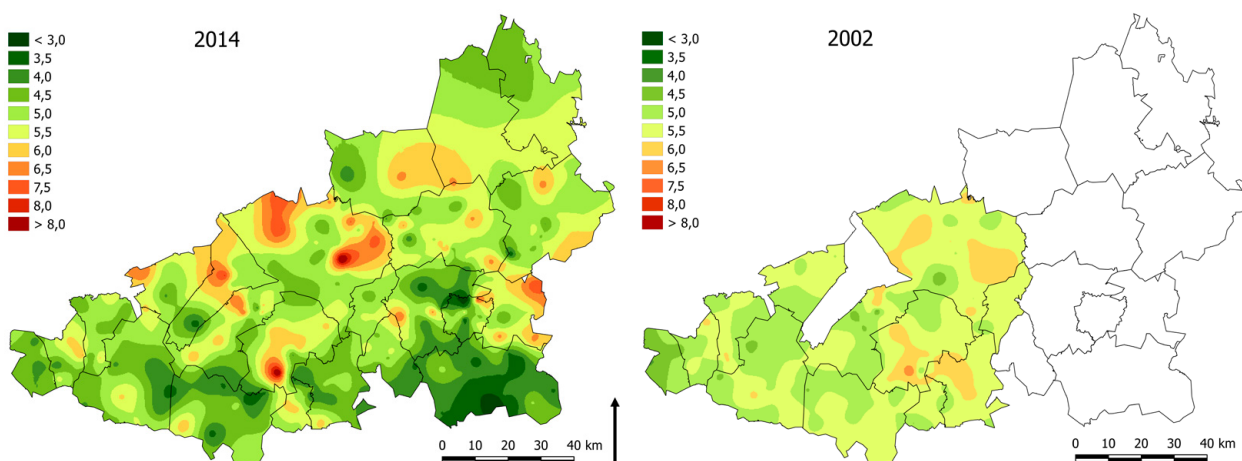
Myös typpeä esiintyi vähemmän kuin vuonna 2002. Merkittävintä vähenemistä esiintyi Tammelassa, Lopella, Riihimäellä sekä Hämeenlinnan ja Riihimäen rajalle keskittyvällä vyöhykkeellä. Vuonna 2014 typpipitoisuudet olivat myös muuttuneet pistemäisemmiksi verrattuna vuoden 2002 vastaaviin. Suurimmat pistemäiset pitoisuudet mitattiin Hämeenlinnassa, Lopella, Lahdessa ja Heinolassa (Kuva 75).



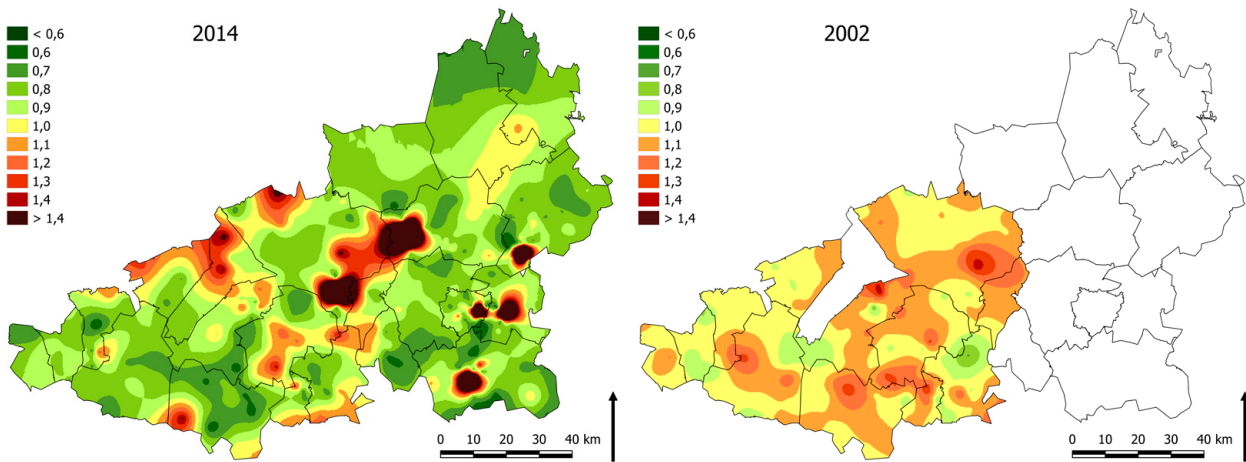
Kuva 71. Männyn neulasten booripitoisuuksien (mg/kg) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.



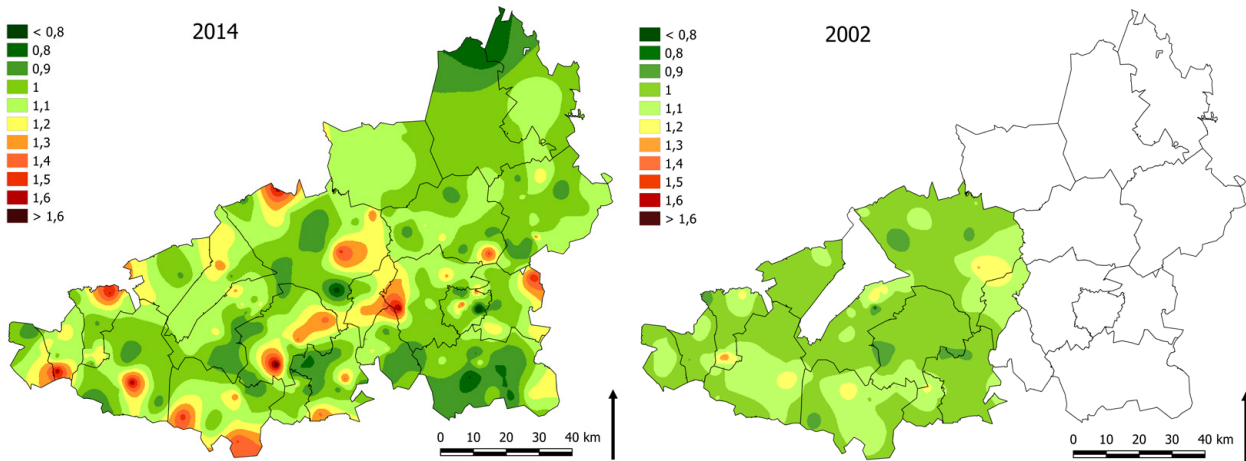
Kuva 72. Männyn neulasten kalsiumpitoisuuksien (mg/kg) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.



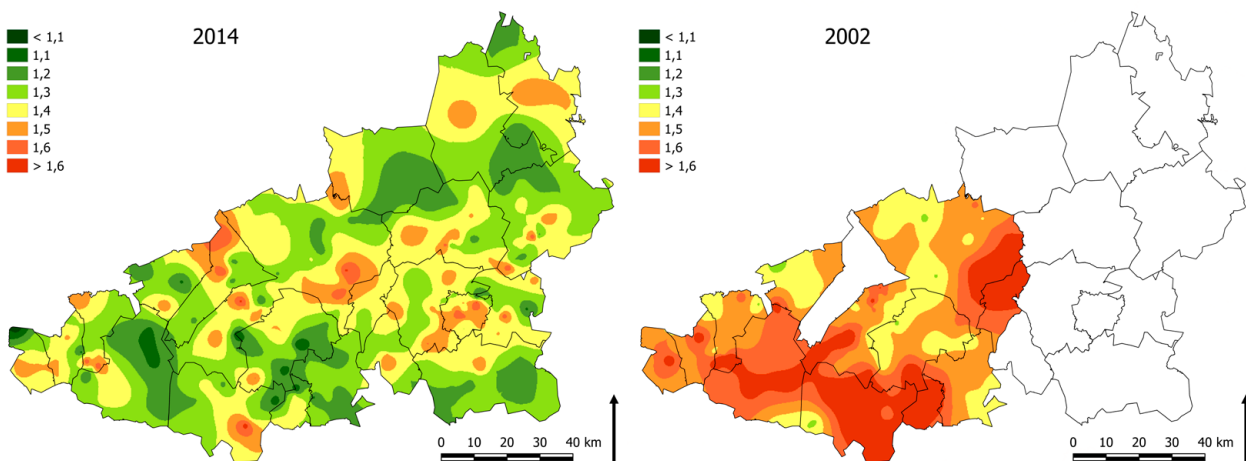
Kuva 73. Männyn neulasten kaliumpitoisuuksien (mg/kg) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.



Kuva 74. Männyn neulasten magnesiumpitoisuuksien (mg/kg) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.



Kuva 75. Männyn neulasten rikkipitoisuuksien (mg/kg) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.



Kuva 76. Männyn neulasten tyyppipitoisuuksien (%) vyöhykkeet tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002.

Vertailu Päijät-Hämeen tutkimuksiin vuosina 1999 ja 2014.

Vuonna 1999 neulasten rikkipitoisuus väheni lounas-koillinen-suunnassa siten, että Lahdessa ja Lahden ympäristökunnissa olivat suurimmat pitoisuudet. Myös vuonna 2014 Päijät-Hämeen suurimmat rikkipitoisuudet painotuivat tutkimusalueen eteläosaan Lahden seudulle, mutta pitoisuudet ovat kasvaneet vertailuvuoteen verrattuna. Koko tutkimusalueeseen verrattaessa vuonna 2014 Päijät-Hämeen pitoisuudet olivat pääosin kuitenkin pienempiä kuin Kanta-Hämeen.

6.1.4. Sammalen alkuainepitoisuudet

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 2014 ja 2002

Sammalen alkuainepitoisuudet eri tutkimusvuosina tutkimusalueella on esitetty taulukossa 43 ja pitoisuuksien vyöhykkeittäinen vertailu kuvissa 77-83. Vuoteen 2002 verrattuna kuparin pitoisuus oli kasvanut koko alueella tilastollisesti melkein merkitsevästi. Vanadiinin pitoisuudet vähenivät merkitsevästi ja elohopean erittäin merkitsevästi vuodesta 2002. Vuoden 2002 kadmiumpitoisuudet eivät olleet vertailukelpoisia vuoden 2014 pitoisuuksien kanssa, joten ne on jätetty vuosien välisistä tarkasteluista pois. Myös vanadiinin analyysimenetelmän muuttumisen myötä alin määräysraja on muuttunut, joten tuloksia on pidettävä vain suuntaa-antavina.

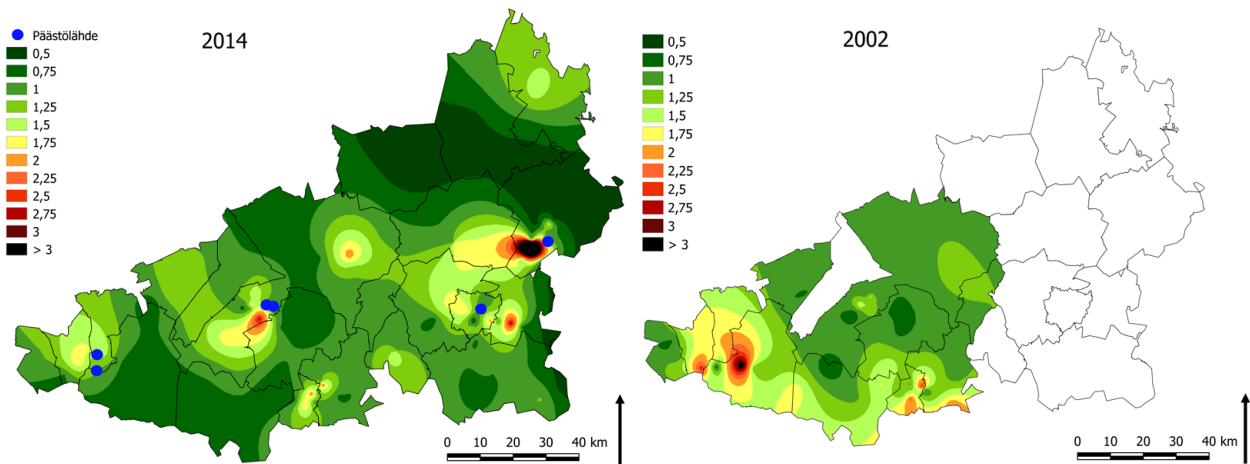
Taulukko 43. Tutkittuja alkuaineita kuvaavia tunnuslukuja Kanta-Hämeen samoina pysyneillä tutkimusaloilla vuosina 2014 ja 2002. Vuosien väliset vertailut on tehty elohopeaa lukuun ottamatta parittaisten otosten t-testillä ja elohopean osalta merkkiteillä. Melkein merkitsevä ($p < 0,05$) testitulokset on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***)

n = 24	vuosi	keskiarvo	pienin	suurin	t	p
Cr mg/kg	2014	1,05	0,59	1,93	-0,04	0,971
	2002	1,05	0,53	1,94		
Cu mg/kg	2014	5,25	2,7	7,1	2,2	0,038*
	2002	4,74	3,4	6,1		
Pb mg/kg	2014	1,65	0,85	2,85	-0,88	0,391
	2002	3,19	2,07	9,82		
Ni mg/kg	2014	1,38	0,9	2,4	-1,23	0,231
	2002	1,52	0,4	3,5		
V mg/kg	2014	1,45	0,7	3,0	10,61	< 0,001***
	2002	1,62	1,0	5,2		
Zn mg/kg	2014	39,46	27	59	1,94	0,065
	2002	37,33	28	64		
Hg mg/kg	2014	0,04	0,03	0,06		0,001**
	2002	0,05	0,03	0,07		

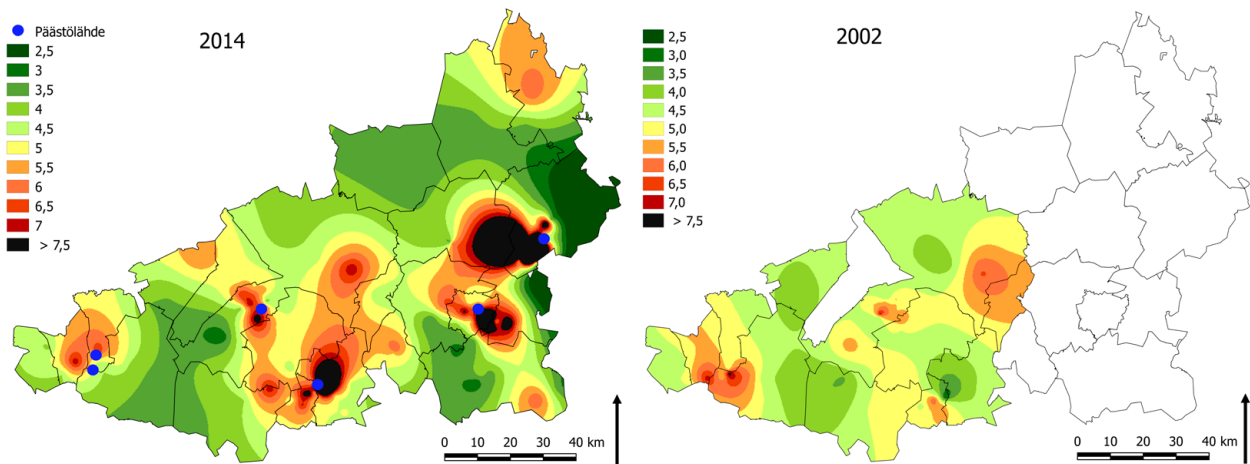
Vanadiinin (kuva 83), elohopean (kuva 79), lyijyn (kuva 82) ja sinkin (kuva 81) pitoisuudet ovat pienentyneet vuodesta 2002 vuoteen 2014. Korkeimmat sinkkipitoisuudet olivat keskittyneet Hämeenlinnan littalaan vuonna 2014, kun vuonna 2002 korkeimmat sinkkipitoisuudet sijoituivat Jokioisiin. Suurimmat lyijypitoisuudet rajautuivat pienialaisina vyöhykkeinä Hämeenlinnaan ja Riihimäki-Hausjärvi-alueille. Myös vanadiinin suurimmat pitoisuudet vuonna 2002 löytyivät Hämeenlinnasta. Elohopean pitoisuuspiikit ovat vähentyneet Kanta-Hämeen läntisimmissä kunnissa lähes samalle tasolle muun tutkimusalueen kanssa.

Kromin (kuva 77) pitoisuus tutkimusalueella oli keskimäärin samalla tasolla kuin vuonna 2002. Tammelan-Forssan-Jokioisten seudulla vuonna 2002 havaitut kromikeskittymät ovat pienentyneet, ja Hämeenlinnan ja Janakkalan rajalle on syntynyt uusi keskittymä. Pienimmät pitoisuudet Kanta-Hämeessä havaittiin tutkimusalueen lounaisosista Janakkalan kautta Hämeenlinnan pohjoisosaan sijoittuvalla vyöhykkeellä.

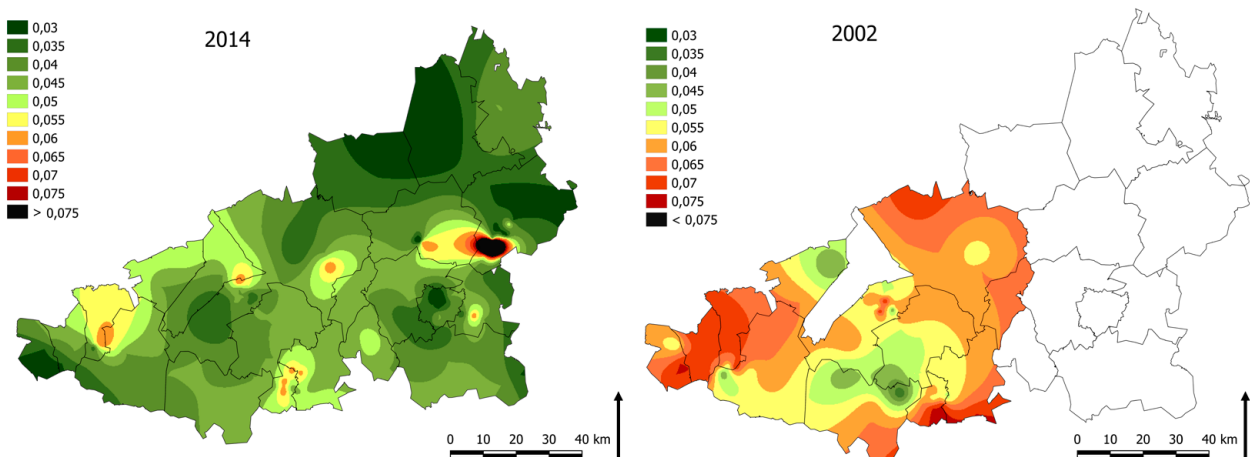
Kuparipitoisuudet (kuva 78) ovat kasvaneet vuodesta 2002. Vuonna 2014 suurimmat pitoisuudet mitattiin Riihimäen-Hausjärven rajoilta sekä Hämeenlinnasta. Kromipitoisuudet vaikuttavat hieman vähentyneen vuodesta 2002, ja vuonna 2014 ei enää havaittu yhtä selkeää suurempien pitoisuuksien vyöhykettä tutkimusalueen läntisimmissä kunnissa kuin vuonna 2002. Korkeat nikkelpitoisuudet (kuva 80) olivat vähentyneet ja paikallistuneet vuodesta 2002. Etenkin Forssan ja Jokioisten sekä Hämeenlinnan keskittymät ovat heikentyneet ja pitoisuudet pienentyneet.



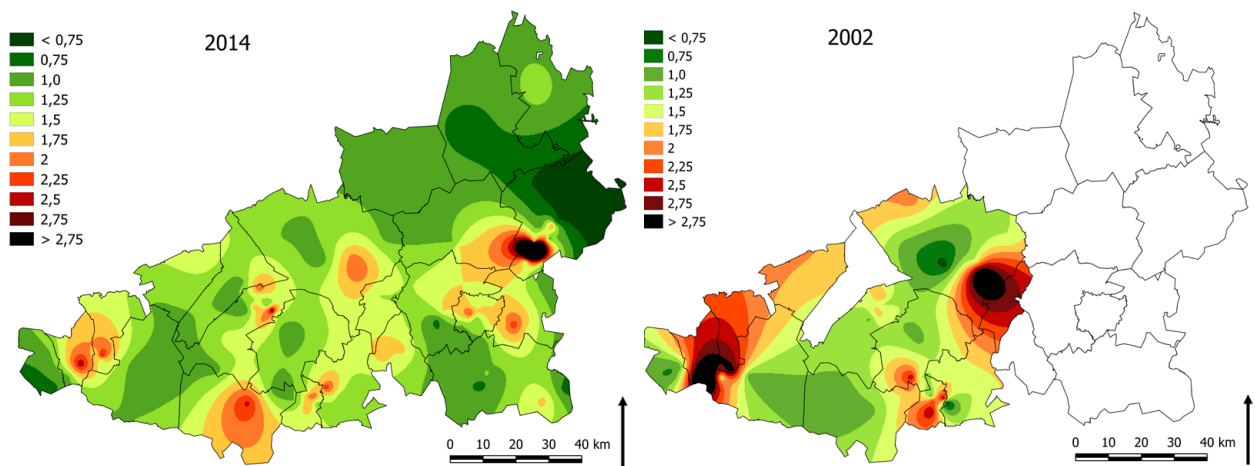
Kuva 77. Sammalen kromipitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014



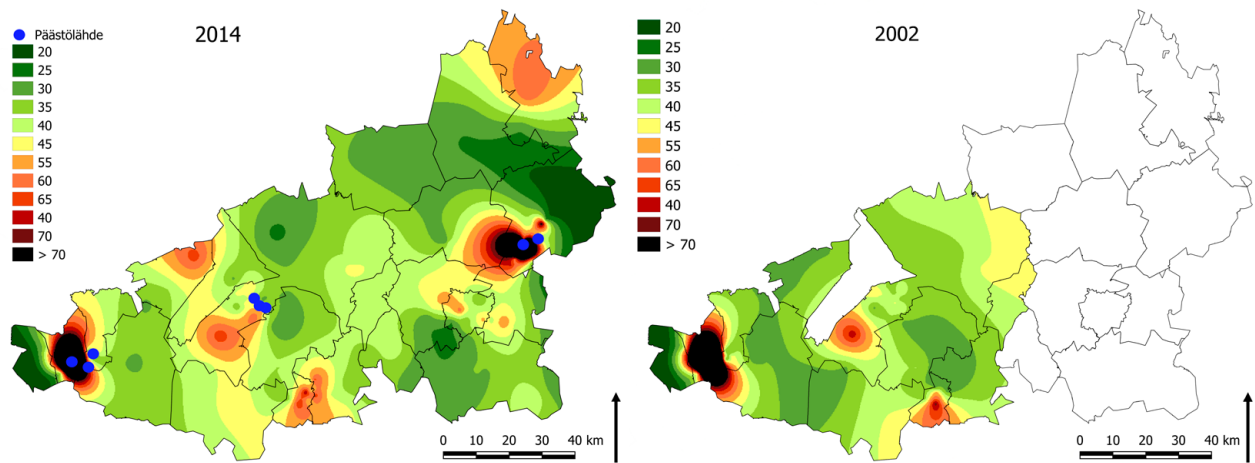
Kuva 78. Sammalen kuparipitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014.



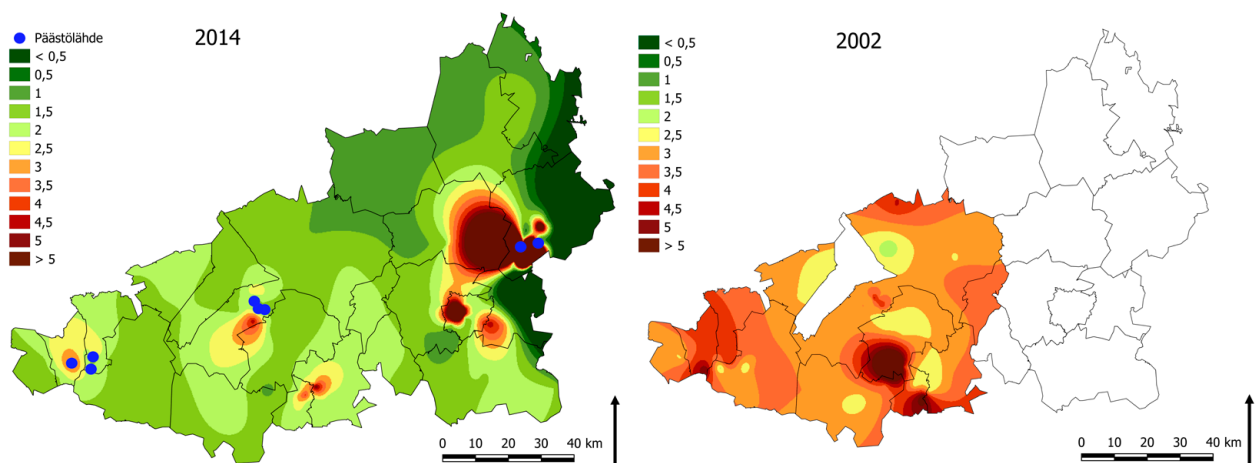
Kuva 79. Sammalen elohopeapitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014



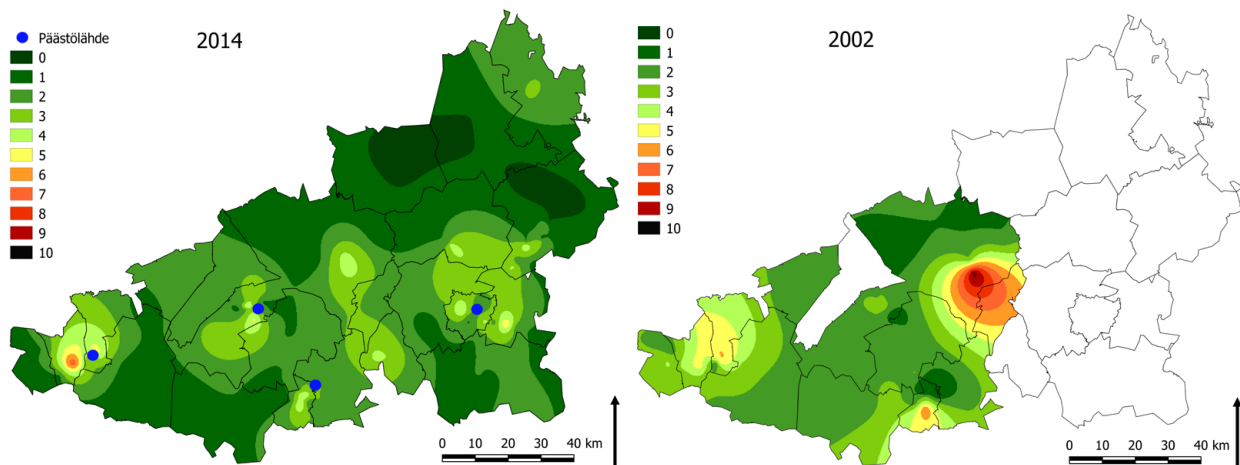
Kuva 80. Sammalen nikkelipitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014.



Kuva 81. Sammalen sinkkipitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2012.



Kuva 82. Sammalen lyijypitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014.



Kuva 83. Sammalten vanadiinipitoisuudet (mg/kg) tutkimusalueella vuosina 2002 ja 2014.

Vertailu Päijät-Hämeen tutkimuksiin vuosina 1999 ja 2014

Vuonna 1999 lyijypitoisuudet olivat Lahden seudulla keskimäärin noin 4,8 mg/kg ja Asikkalan ja Heinolan kuntien alueella 4,9 mg/kg. Vuonna 2014 Lahden, Orimattilan, Hollolan ja Nastolan tutkimusalojen sammalten keskimääräinen lyijypitoisuus oli 2,4 mg/kg ja Asikkalan–Heinolan 6,8 mg/kg. Lahden seudun osalta pitoisuus on keskimäärin noin puolet aiemmasta, mutta Asikkalan–Heinolan lyijypitoisuudet ovat kasvaneet.

Vuonna 1999 Lahden seudun kadmiumpitoisuudet olivat n. 0,20 mg/kg ja Asikkala–Heinola -alueella n. 0,22 mg/kg. Vuonna 2014 vastaavat luvut olivat Lahden seudulla (Lahti, Orimattila, Hollola, Nastola) 0,15 mg/kg ja Asikkala-Heinolassa 0,18 mg/kg. Pihlström & Myllyvirran (2001) mukaan Päijät-Hämeen sammalten lyijy- ja kadmiumpitoisuudet ovat vähentyneet vuoteen 1989 verrattuna noin puoleen.

Myös vanadiinin osalta Päijät-Hämeen pitoisuudet olivat laskeneet vuodesta 1999. Lahden seudun pitoisuus oli vuonna 1999 keskimäärin 2,4 mg/kg ja Asikkalan–Heinolan alueella 2,5 mg/kg. Vuonna 2014 vastaavat pitoisuudet olivat Lahden seudulla 1,4 mg/kg ja 1,3 mg/kg.

6.1.5. Humuksen alkuainepitoisuudet

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 2014 ja 2002

Humuksen alkuainepitoisuudet vuosina 2002 ja 2014 tutkimusalueella on esitetty taulukossa 44 ja Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealojen vuosien väliset muutokset (2002–2014) eri metallien osalta on esitetty kuvissa 84–91. Kuparin osalta pitoisuudet olivat kasvaneet vuodesta 2002 tilastollisesti erittäin merkitsevästi. Vuoteen 2002 verrattuna keskimääräinen kadmiumpitoisuus ja vaihtohappamuus laskivat erittäin merkitsevästi ja lyijypitoisuus melkein merkitsevästi.

Taulukko 44. Humuksen alkuainepitoisuuksia (mg/kg) ja kemiallisia ominaisuuksia kuvaavia tunnuslukuja tutkimusalueella vuosina 2014 ja 2002. Vuosien väliset vertailut on tehty parittaisten otosten t-testillä tai Wilcoxonin merkkitestillä. Melkein merkitsevä ($p < 0,05$) testitulos on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

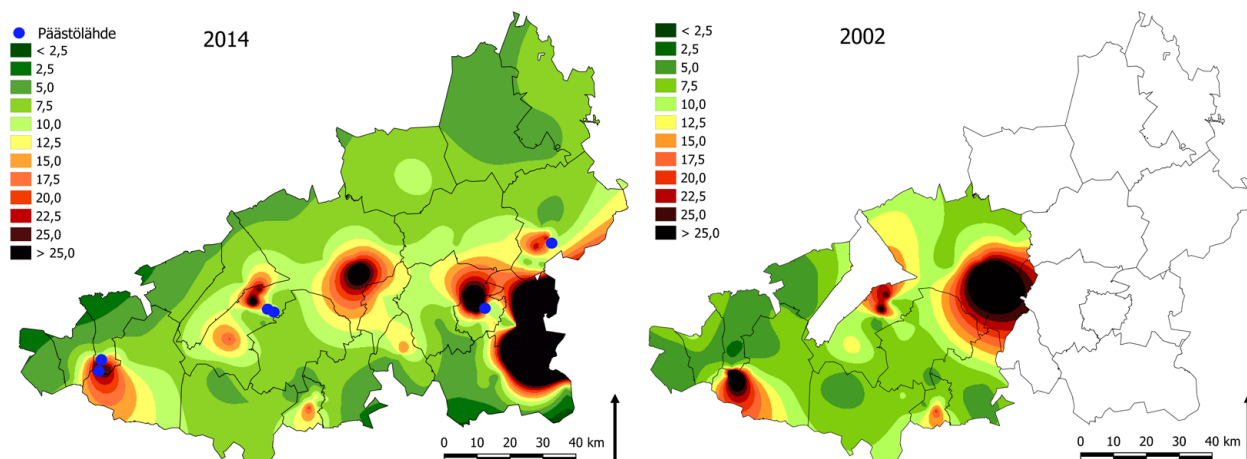
n = 19	vuosi	keskiarvo	pienin	suurin	testisuure	p
Cd (mg/kg)	2014	0,3	0,1	0,85	t = 7,435	< 0,001***
	2002	0,34	0,15	0,69		
Cr (mg/kg)	2014	12,4	2,7	35	V = 90	0,862
	2002	12,4	3,5	42,9		
Cu (mg/kg)	2014	13	6	32	t = -10,44	< 0,001***
	2002	11	6	19		
Ni (mg/kg)	2014	9,1	4,5	20	V = 49,5	0,0701
	2002	10,2	5,4	22,3		
Pb (mg/kg)	2014	42	12	148	V = 40,5	0,0297*
	2002	51	21	98		
V (mg/kg)	2014	23,1	6,6	59	t = -0,853	0,4051
	2002	24,2	8,7	59		

Zn (mg/kg)	2014	65	24	141	V = 41,0	0,0552
	2002	74	39	162		
pH (mg/kg)	2014	4,3	3,7	5,4	V = 102	0,4859
	2002	4,2	3,7	5,6		
VH (meq/100 g)	2014	6,5	0,9	12,4	t = -4,046	< 0,001***
	2002	9,8	1,3	19,2		

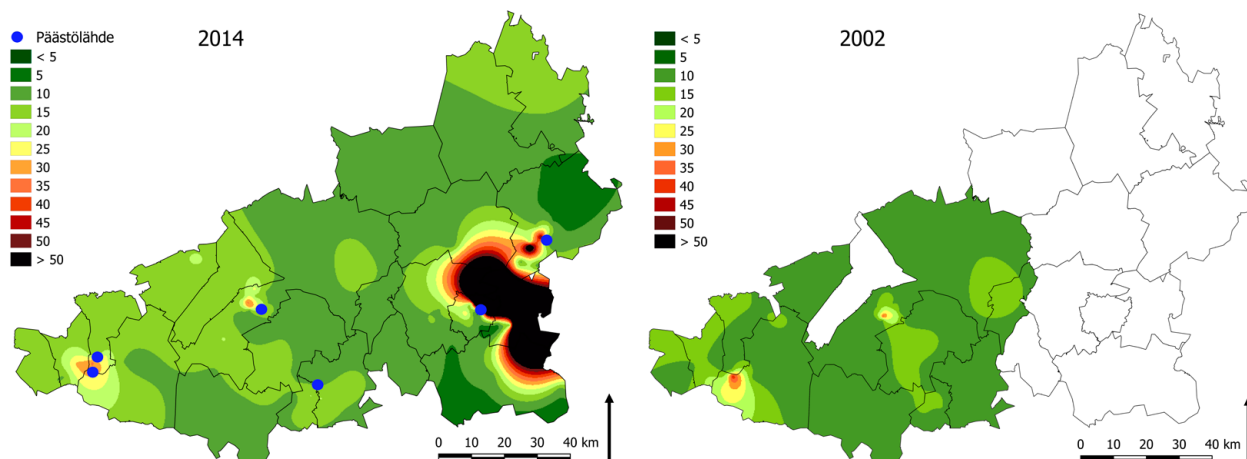
Kromipitoisuudet (kuva 84) olivat korkeita Hämeenlinnassa ja Forssan–Tammelan–Jokioisten rajoilla sekä vuonna 2014 että 2002. Vyöhykkeiden sijoittumisessa ei ole tapahtunut suuria muutoksia vuosien välillä. Myös kuparin (kuva 85) pitoisuuksien jakautuminen tutkimusalueella on pysynyt suhteellisen samanlaisena vuosien välillä, joskin kuparin suurimmat pitoisuudet ovat painottuneet selvemmin Kanta-Hämeen länsiosiin vuonna 2014. Humuksen lyijy- (kuva 87) ja sinkkipitoisuuksien (kuva 88) vyöhykkeisyydessä ei ole karttojen perusteella tapahtunut merkittäviä muutoksia.

Nikkelin (kuva 86) suuret pitoisuudet painoutuivat vuonna 2002 selvemmin muutamalle alueelle, kun vuonna 2014 suuret pitoisuudet olivat sijoittuneet tasaisemmin Kanta-Hämeen selvitysalueelle. Vanadiinia (kuva 89) esiintyi vuonna 2002 etenkin Hämeenlinnassa, mutta vuonna 2014 näitä keskittyimiä ei enää havaittu.

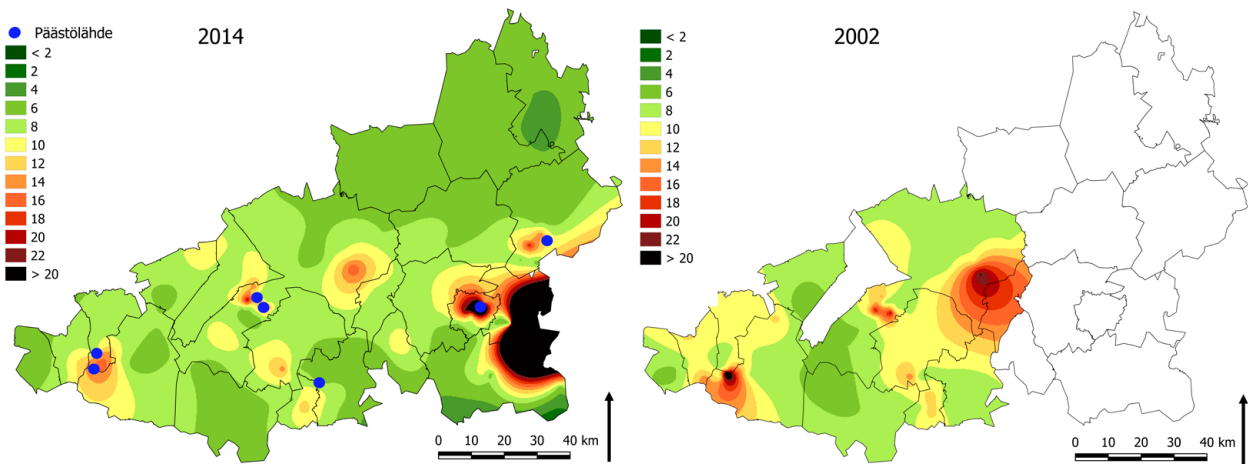
Humuksen vaihtohappamuus (kuva 91) oli kasvanut koko tutkimusalueella, mutta kasvu oli painottunut etenkin Hämeenlinnaan ja Jokioisiin. Humuksen pH (kuva 90) oli noussut Hämeenlinnan keskustassa, mutta pysynyt muuten lähes samanlaisena kuin vuonna 2002.



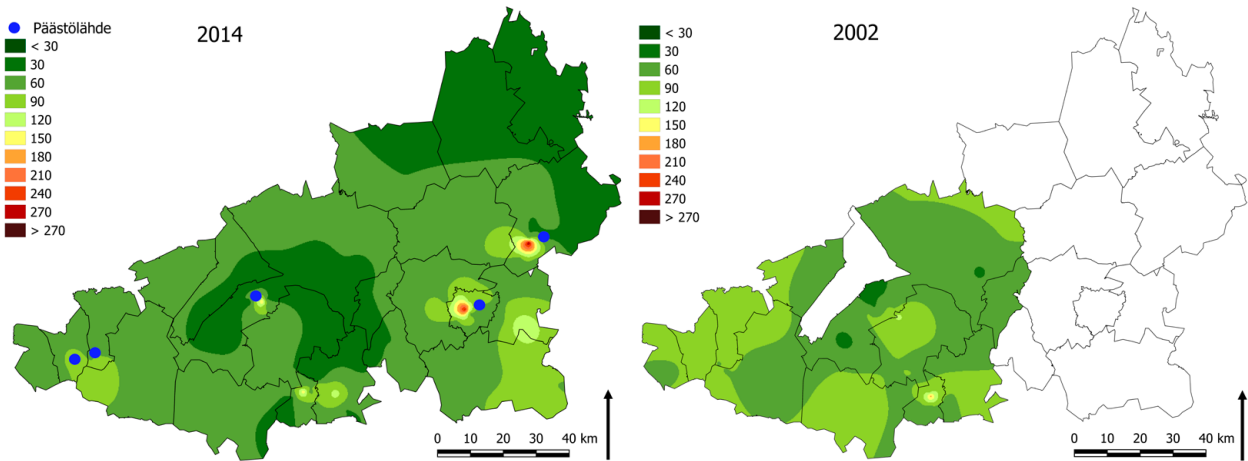
Kuva 84. Humuksen kromipitoisuudet (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



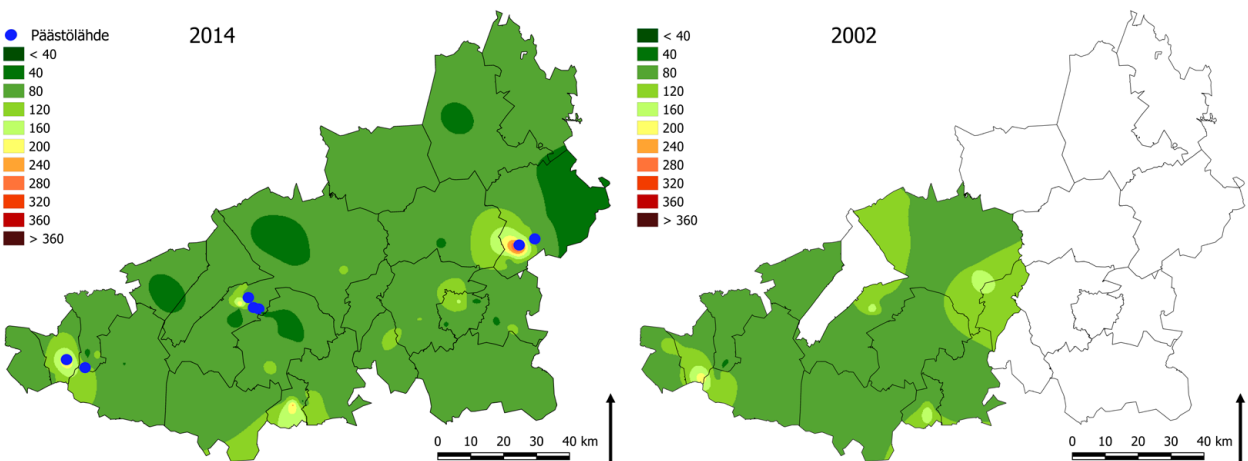
Kuva 85. Humuksen kuparipitoisuudet (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



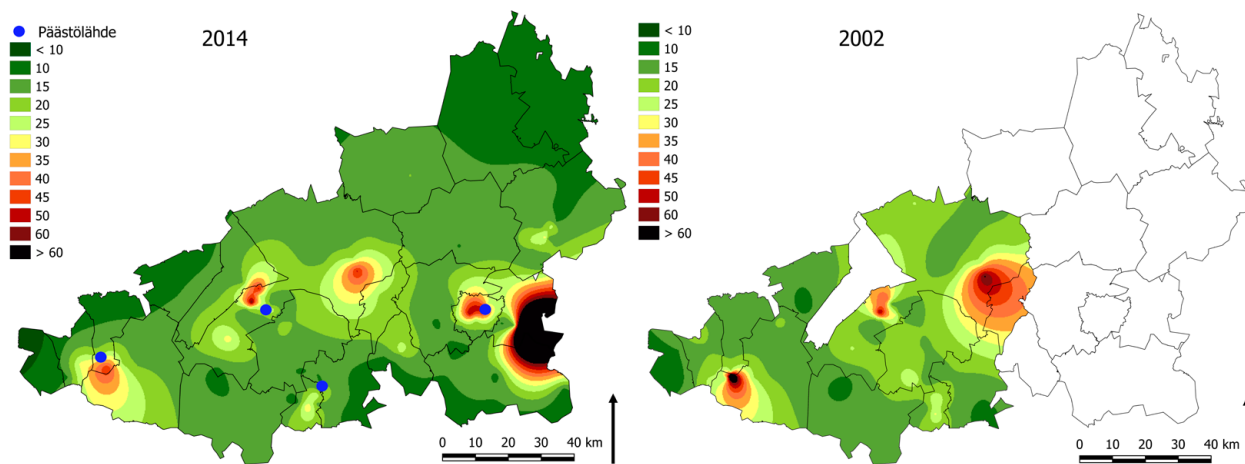
Kuva 86. Humuksen nikkelpitoisuudet (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2014 ja 2002.



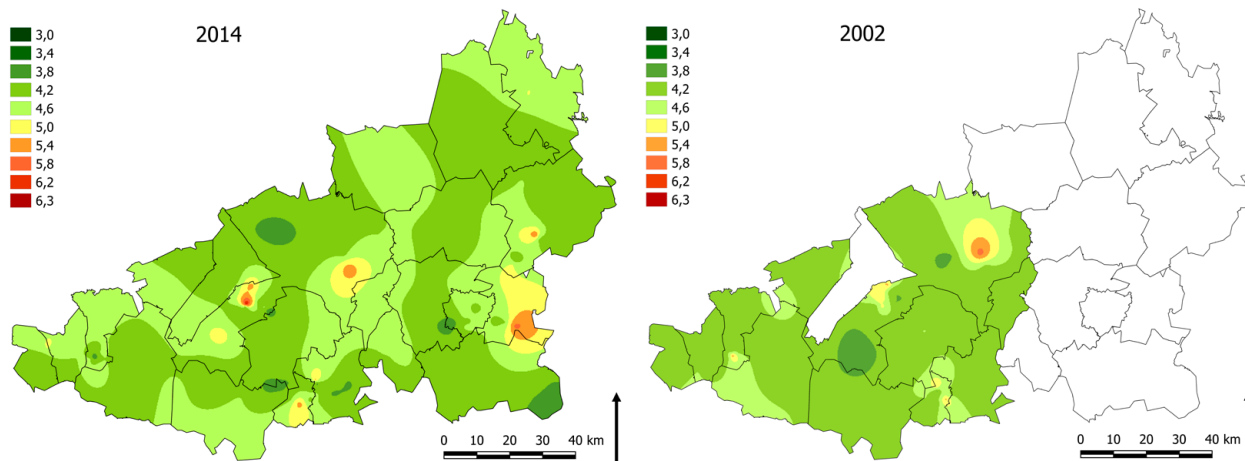
Kuva 87. Humuksen liiyytöisyydet (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



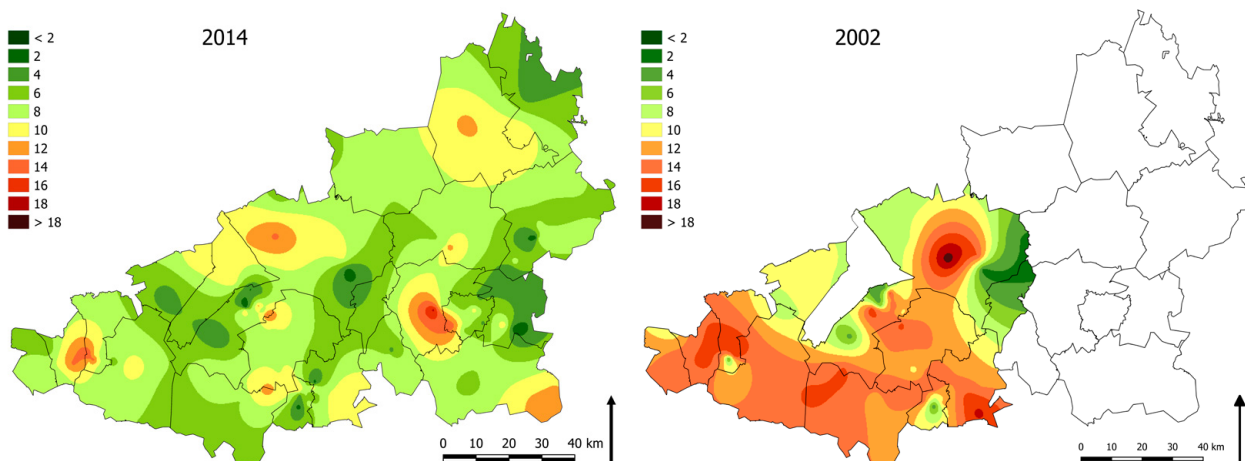
Kuva 88. Humuksen sinkkipitoisuudet (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



Kuva 89. Humuksen vanadiini (mg/kg) Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



Kuva 90. Humuksen pH Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.



Kuva 91. Humuksen vaihtohappamuus Kanta- ja Päijät-Hämeen näytealoilla vuosina 2002 ja 2014.

Vertailu Päijät-Hämeessä vuosina 1999 ja 2014

Hollolassa, Heinolassa, Orimattilassa, Kärkölässä, Nastolassa ja Asikkalassa mitattiin pH-arvoja, jotka olivat keskimäärin 3,2–4. Orimattilan koillisosissa, Nastolan itäpäässä ja Heinolan koillisosissa mitattiin alhaisempia pH-arvoja, keskimäärin 2,8–3. Vuoden 1999 tulokset eivät kuitenkaan ole sellaisenaan vertailukelpoisia vuoden 2014 tuloksiin, sillä vuoden 1999 pH-mittaukset on tehty BaCl₂-uutolla ja vuoden 2014 tutkimukset vesiutolla. Vesiutotulokset olivat keskimäärin 1,2 pH-yksikköä suuremmat kuin BaCl₂-uutolla saadut arvot. Siten voidaan ajatella keskimääräisen pH:n hieman laskeneen kunnissa, sillä vuonna 2014 pH-arvot olivat noin 4 näissä kunnissa.

Vertailu Kanta-Hämeessä vuosina 1991, 2002 ja 2014.

Vuonna 1991 Hämeen humusaloilta mitattiin keskimääräiseksi pH-arvoksi 4,4. Vuosina 2002 ja 2014 koko alueen keskimääräinen pH oli pysynyt samalla tasolla arvossa 4,2.

6.2. Vertailu muualla Suomessa tehtyihin tutkimuksiin

Tässä luvussa vertaillaan muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten tuloksia Kanta ja Päijät-Hämeen alueiden bioindikaattoritutkimuksen tuloksiin.

6.2.1. Mäntyjen runkojäkälät

Taulukossa 45 on verrattu Kanta- ja Päijät-Hämeen alueiden bioindikaattoritutkimuksen tuloksia eri puolilla Suomea tehtyjen tutkimusten tuloksiin jäkälämuuttujien osalta. Kanta- ja Päijät-Hämeen tutkimuksessa sormipaisukarpeen vaurioaste oli vuoden 2014 Uudenmaan tutkimusta lukuun ottamatta muita tutkimuksia korkeampi. Lajilukumäärä puolestaan oli muiden tutkimusten keskitasoa. Hämeen alueella on suurehkoja asutuskeskuksia, suuria valtateitä ja teollisuuskeskittymiä, jotka vaikuttavat jäkälien kuntoon ja lajiston koostumukseen laajalla alueella.

Taulukko 45. Sormipaisukarpeen vaurio ja puukohtainen lajilukumäärä Kanta- ja Päijät-Hämeen alueiden bioindikaattoritutkimuksessa 2014 sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Keskitalo ym. 2015, Huuskonen ym. 2013, Lehkonen ym. 2013, Lehkonen ym. 2011, Huuskonen ym. 2010, Huuskonen ym. 2009, Laita ym. 2008a-f, Haahla ym. 2006.

Alue	n	Tutkimusvuosi	Sormipaisukarpeen vaurio	Lajilukumäärä / puu
Kanta- ja Päijät-Häme	304	2014	2,5	4,5
Uusimaa	734	2014	2,5	4,4
Kokkola & Pietarsaari	238	2012	2,3	3,9
Etelä-Karjala	263	2012	2,1	4,9
Pohjois-Karjala	300	2010	1,9	6
Uusimaa	776	2009	2,1	4,7
Pyhäjärviseuutu	98	2007	2,1	5,3
Vakka-Suomi	103	2006	2,1	5,1
Länsi-Suomi	398	2006	2,1	4,1
Turku	145	2005	2,2	3,6
Keski-Suomi	492	2005	2	

6.2.2. Mäntyjen elinvoimaisuus

Taulukossa 46 on verrattu Kanta- ja Päijät-Hämeen maakuntien bioindikaattoritutkimuksen tuloksia eri puolilla Suomea tehtyjen tutkimusten tuloksiin mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavien muuttujien osalta. Kanta- ja Päijät-Hämeen mäntyjen keskimääräinen neulaskato oli suurempi kuin valtaosassa tutkimusalueita, ja yhtä suuri kuin Etelä-Karjalassa. Harsuuntuneiden puiden osuus oli tässä tutkimuksessa keskitasoa muiden tutkimusten kanssa. Neulasvuosikertojen määrä oli hieman pienempi kuin muissa tutkimuksissa.

Taulukko 46. Männyn elinvoimaisuutta kuvaavia tunnuslukuja Kanta- ja Päijät-Hämeen maakuntien bioindikaattoritutkimuksessa 2014 ja sekä eri puolilla Suomea toteutetuissa tutkimuksissa. Tulokset lähteistä Lehkonen ym. 2013, Huuskonen ym. 2009, Laita ym. 2008a, Laita ym. 2008b, Laita ym. 2007, Haahla ym. 2006 ja Niskanen ym. 2003.

Alue	Tutkimus- vuosi	n	Neulaskadon (%) keskiarvo	Harsuuntuneiden puiden osuus (%)	Neulasvuosikertojen määrä
Kanta- ja Päijät-Häme	2014	304	19	12	3
Etelä-Karjala	2012	1315	19	25	3,2
Pyhäjärviseu- tu	2007	980	16	5	3,1
Vakka-Suomi	2006	515	16	18	3,1
Turun seutu	2005	725	15	10	3,3
Länsi-Suomi	2006	3968	14	6	3,4
Keski-Suomi	2005	4920	14	8	3,3
Kotka	2002	1244	18	25	3,1

6.2.3. Neulasten alkuainepitoisuudet

Taulukossa 47 on vertailtu neulasten ravinne- ja rikkipitoisuuksia Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla muihin Suomessa tutkittuihin alueisiin. Mukana on lisäksi neulasten alkuainepitoisuuksien vertailuarvoja, jotka kuvaavat metsikön keskimääräistä ravinnetilaa.

Kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat keskimäärin vertailuarvojen alapuolella boorin, kalsiumin ja rikin ollessa vertailuarvoja korkeammalla tasolla. Muihin alueisiin verrattaessa boorin pitoisuudet olivat Vaasaa, Vakka-Suomea ja Uudenmaan taajamia lukuun ottamatta keskimäärin korkeampia. Myös kalsiumpitoisuus oli Kanta- ja Päijät-Hämeessä yleisesti ottaen selvästi korkeampi kuin muissa tutkimuksissa. Kaliumin ja magnesiumin pitoisuudet olivat alhaisemmalla tasolla kuin muualla Suomessa. Neulasten rikkipitoisuudet noudattivat pitkälti samaa linjaa kuin muualla maassa, sijoittuen pitoisuustason keskivaiheille.

Taulukko 47. Neulasten alkuainepitoisuuksia Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla ja muilla alueilla. Muut tulokset lähteistä Huuskonen ym. 2013, Reinikainen ym. 1998, Brække 1995, Mälkönen 1991 ja Raitio 1994 mukaan; Huuskonen ym. 2009, Laita ym. 2008c-f, Merilä 2007, Haahla ym. 2006, Polojärvi ym. 2005b.

	Kanta- ja Päijät- Häme	vertailuarvo	Kokkola- Pietarsaari	Pyhä- järvi- seutu	Seinä- joki	Suu- pohja	Vaasa	Vakka- Suomi	Turku	Keski- Suomi	Uusimaa (taajamat) 2005
	2014		2012		2006	2006	2006	2006	2005	2005	
B	19	12,1	16,3	15	15,4	16,2	19,3	19		18,1	20,5
Ca	4215	1850 - 2280	2881	3265	3218	3447	3475	3524	4400	4800	2800
K	4558	4820 - 4870	5499	5586	4697	4396	5254	5077	5600	5700	5900
Mg	831	990 - 1070	783	767	879	892	880	887	1000	1000	1200
N %		1,23	1,4	1,49	1,52	1,51	1,53	1,57	1,56	1,55	1,36
S	1055	940	947	992	971	1011	1037	1088	1100	1110	1079

6.2.4. Sammalen alkuainepitoisuudet

Taulukossa 48 on esitetty sammalen alkuainepitoisuuksien keskiarvoja Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla ja Metlan valtakunnallisessa aineistossa sekä Kokkolassa ja Pietarsaareissa (2012), Pohjois-Karjalassa (2010), Pyhäjärviseu-
dulla (2007) ja Seinäjoen seudulla (2012).

Tutkituista metalleista nikkelin keskimääräinen pitoisuus oli selvästi pienempi kuin vertailututkimuksissa. Kanta- ja Päijät-Hämeen kadmiumpitoisuudet olivat matalammat kuin Kokkolan ja Pietarsaaren sekä Pyhäjärviseu-
dun tutkimusalueilla. Kromia esiintyi suuremmissa pitoisuuksissa kuin Seinäjoen seudulla ja Pohjois-Karjalassa. Kuparipitoisuus oli samaa tasoa kuin Kokkolassa ja Pietarsaareissa, mutta pienempi kuin Pyhäjärviseu-
dulla. Elohopean pitoisuus oli kaikilla tutkimusalueilla lähes samalla tasolla. Kanta- ja Päijät-Hämeen lyijy- ja vanadiinipoi-
suudet olivat selvästi suuremmat kuin muilla tutkimusalueilla. Sinkkipitoisuus oli samaa tasoa kuin Pyhäjärviseu-
dulla, ja suurempi kuin Pohjois-Karjalan, Seinäjoen seudun ja Metlan aineiston vastaavat pitoisuudet.

Taulukko 48. Sammalen alkuainepitoisuuksia Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla ja muilla alueilla. Muut tulokset lähteistä Huuskonen ym. 2013, Metsäntutkimuslaitos 2012, Lehtonen ym. 2011, Huuskonen ym. 2009, Lehtinen ja Lepola 2012.

alkuaine	Kanta- ja Päijät-Häme 2014	Kokkola-Pietarsaari 2012	Metla 2010			Pohjois-Karjala 2010	Pyhäjärvi-seutu 2007	Seinäjoen seutu 2012
			keskiarvo	pienin	suurin			
Cd mg/kg	0,17	0,24	0,12	0,03	0,44	0,16	0,2	0,11
Cr mg/kg	1,12	1,09	0,97	0,34	14	1,7	0,74	3,56
Cu mg/kg	6,0	6	5,03	0,74	55	5,2	8,6	5,76
Hg mg/kg	0,04	0,05	0,042	0,016	0,119		0,05	0,03
Ni mg/kg	1,4	2,1	2,51	0,42	88	2,5	2,4	2,56
Pb mg/kg	3,1	2,6	2,05	0,4	6,6	1,9	2	1,1
V mg/kg	1,39	1,1	1,09	0,32	14,2	1,6	1,6	1,22
Zn mg/kg	42	74	31	11,5	102	38	43	32

6.2.5. Humuksen alkuainepitoisuudet

Taulukossa 49 on vertailtu Kanta- ja Päijät-Hämeen alueen humuspitoisuuksien keskiarvoja GTK:n tuloksiin pääkaupunkiseudulta ja koko Suomesta sekä Kokkolan ja Pietarsaaren seudulta vuonna 2013.

Kromi-, kupari-, nikkeli- ja vanadiinipitoisuudet olivat Kanta- ja Päijät-Hämeessä keskimääräisesti selvästi korkeampia kuin pääkaupunkiseudulla tai koko Suomessa. Kadmiumpitoisuus oli samaa tasoa kuin vertailututkimuksissa Kokkolaa lukuun ottamatta. Lyijy- ja sinkkipitoisuudet olivat keskimäärin samaa tasoa kuin pääkaupunkiseudulla mutta selvästi koko Suomen tasoa korkeammalla. Humuksen happamuus Kanta- ja Päijät-Hämeessä oli vertailtavia tutkimusalueita hieman korkeampi.

Taulukko 49. Humuksen alkuainepitoisuuksia ja pH Kokkolan–Pietarsaaren seudulla (Huuskonen ym. 2013) sekä pääkaupunkiseudun kehyskunnissa 2004–2005 (Tarvainen ym. 2006) ja koko Suomessa (Salminen ym. 2003).

	Kanta- ja Päijät-Häme	Kokkola–Pietarsaari 2012	Pääkaupunkiseutu 2004-2005	Koko Suomi
Cd mg/kg	0,38	2,03	0,4	0,32
Cr mg/kg	11,1	4,4	8,5	3,9
Cu mg/kg	17	68	10	7,9
Ni mg/kg	9,4	29,7	7,45	4,6
Pb mg/kg	51,02	33	55	31
V mg/kg	19,5	19,5	15,9	6,9
Zn mg/kg	68	313	68,4	40,5
pH	4,2	4	3,5	

6.3. Metallipitoisuuksien vertailu

Taulukossa 50 on esitetty yhteenveto sammalesta ja humuksesta mitatuista metallipitoisuuksista. Taulukossa kuvataan metallien pitoisuustaso suhteessa muihin alueisiin, metallien keskinäiset korrelaatiokertoimet sekä päästö määrin ja pitoisuuksien ajallinen kehitys. Arvioitaessa pitoisuustasoa suhteessa muihin alueisiin sammalen osalta eniten painoarvoa on annettu Metlan valtakunnalliselle aineistolle. Humuksen osalta vastaavasti eniten painoarvoa vertailuissa annettiin valtakunnallisille aineistoille. Humuksen vertailuaineistoissa päästörakenteen osalta Hämeen aluetta vastaava alue on pääkaupunkiseutu, ja mikäli humuksen pitoisuudet olivat samaa tasoa pääkaupunkiseudun aineiston kanssa, tästä on maininta kyseisessä solussa. Mikäli metallien humuksesta ja sammalesta mitatut pitoisuudet ovat korreloineet keskenään, korrelaatiokerroin (Pearson) sekä merkitsevyystaso on mainittu. Päästö määrin kehitys on tulkittu Kanta-Hämeen metallipäästöjä raportoineilta päästölähteiltä vuosilta 2009–2014. Lisäksi on esitetty vuoden 2014 päästö määrä koko alueen osalta. Sammalen ja humuksen pitoisuuksien kehitys on mainittu laskeneena tai kasvaneena silloin, kun ero vuosien 2002 ja 2014 välillä on ollut tilastollisesti merkitsevä. Tekstissä jäljempänä kuvataan korkeimpien pitoisuuksien sijoittumista suhteessa päästölähteisiin sekä arvioidaan päästölähteiden ja päästö määrin kehityksen vaikutusta havaittuihin pitoisuuksiin indikaattoreissa.

Yhteenvedo sammalen ja humuksen metallipitoisuuksista.

Keskim. pitoisuustaso suhteessa muihin alueisiin			Korrelaatio	Ajallinen kehitys			
Metalli	Sammal	Humus		Päästöjen kehitys (Kanta-Häme 2009-2014)	Päästömäärä (kg) vuonna 2014 (koko alue)	Sammal (Kanta-Häme 2002-2014)	Humus (Kanta-Häme 2002-2014)
Hg	samaa tasoa	-	-	-	-	Laskenut	-
Cd	samaa tasoa	samaa tasoa	ei	Kasvanut	3,7	Ei vertailukelpoinen	Laskenut
Cr	samaa tasoa	korkeampi	0,437**	Laskenut 2012 asti, sitten kasvanut	22	Ei muutosta	Ei muutosta
Cu	samaa tasoa / hieman korkeampi	korkeampi	0,464**	Kasvanut 2013 asti, sitten laskenut	31	Kasvanut	Kasvanut
Ni	matalampi	hieman korkeampi	0,456**	Kasvanut hieman	18	Ei muutosta	Ei muutosta
Pb	korkeampi	hieman korkeampi (samaa tasoa: Pks)	ei	Kasvanut 2012 asti, sitten laskenut	16	Ei muutosta	Laskenut
V	samaa tasoa	korkeampi	0,513**	Kasvanut hieman	32	Laskenut	Ei muutosta
Zn	korkeampi / samaa tasoa	hieman korkeampi (samaa tasoa: Pks)	0,395**	Kasvanut	673	Ei muutosta	Ei muutosta

Elohopeapäästöjä ei raportoi yksikään alueen toimijoista. Alueen elohopeapitoisuudet ovat sammalessa samaa tasoa kuin muualla Suomessa, ja vuoteen 2002 verrattuna pitoisuudet ovat Kanta-Hämeessä laskeneet. Korkeimmat pitoisuudet mitattiin Heinolan Myllyojan läheiseltä tutkimusalalta, lisäksi verrattain korkeita pitoisuuksia havaittiin Riihimäen Ekokemin toimipisteen ympäristössä.

Alueen suurimmat raportoidut kadmiumpäästöt syntyvät Lahti Energian voimalaitoksella Lahdessa. Tutkimusaloilla kadmiumpitoisuudet eivät olleet kuitenkaan Lahdessa erityisesti kohonneita, vaan korkeimmat kadmiumpitoisuudet sammalessa havaittiin Hämeenlinnan litalassa sekä Heinolan Myllyojalla. Humuksen korkeimmat kadmiumpitoisuudet havaittiin Heinolan Myllyojalla sekä Nastolassa. Kadmiumpitoisuudet alueella ovat keskimäärin samaa tasoa kuin muualla Suomessa, ja humuksen kadmiumpitoisuudet ovat laskeneet vuoteen 2002 verrattuna. Kadmiumpäästöjä alueella nostavat paikalliset toiminnot, joista Heinolan Myllyojan jätteenkäsittelytoiminta on vaikuttanut alueella pitkään, mutta litalan osalta kohonneeseen pitoisuuteen on mahdollisesti vaikuttanut päästölähde, joka ei kuitenkaan ole nostanut pitkäaikaisempaa kuormitusta indikoivan humuksen pitoisuuksia. Todennäköisesti kadmiumin kertymiseen vaikuttaa myös päästökorkeus; esim. kadmiumpäästöjä raportoitujen energiantuotantolaitosten läheisyydessä selvästi kohonneita pitoisuuksia ei kuitenkaan juuri havaittu.

Alueen merkittävimmät kromipäästöt syntyvät Ekokem Oy:n Riihimäen toimipisteellä. Kromipitoisuudet olivat toiminnon läheisyydessä kohonneita, mutta korkeimmat pitoisuudet havaittiin kuitenkin sammalen osalta Heinolan Myllyojalla, Nastolassa ja Hämeenlinnassa sekä humuksen osalta selvästi kohonneita pitoisuuksia havaittiin em. paikkojen lisäksi Lahdessa, Hämeenlinnan Lammilla sekä Forssan–Tammelan alueella. Humuksen keskimääräiset kromipitoisuudet ovat alueella korkeampia kuin muualla maassa, mitä selittävät useat tutkimusalat, joilla selvästi kohonneita pitoisuuksia havaittiin. Vuoteen 2002 verrattuna muutoksia sammalen ja humuksen kromipitoisuuksissa ei havaittu.

Alueen suurimmat kuparipäästöt syntyvät Lahti Energian voimalaitoksella. Lahdessa havaittiinkin kohonneita kuparipitoisuuksia sekä sammalessa että humuksessa, mutta korkeita pitoisuuksia havaittiin sammalessa myös Heinolassa ja Ekokem Oy:n Riihimäen toimipisteen ympäristössä. Humuksen osalta korkeimmat pitoisuudet sijoituivat Lahden lisäksi Nastolaan ja Heinolaan. Kohonneita pitoisuuksia havaittiin lisäksi kuparipäästöjä raportoitujen päästölähteiden läheisyydessä Forssassa (sekä Jokioisissa), Hämeenlinnassa sekä humuksen osalta Riihimäen-Hausjärven rajalla. Kuparipäästöt laskivat vuonna 2014 selvästi aiempaan tasoon verrattuna, mutta

vuodesta 2009 vuoteen 2013 päästömäärät olivat kasvaneet. Myös pitoisuudet sekä sammalessa että humuksessa ovat kasvaneet vuoteen 2002 verrattuna. Kuparipitoisuudet erityisesti humuksessa ovat alueella korkeammalla tasolla kuin muualla Suomessa.

Nikkelipäästöjä syntyi eniten Forssassa HKScan Finland Oy:n lihantuotantolaitoksella ja Riihimäellä Ekokem Oyj:llä. Forssan ja Riihimäen alueilla sammalen nikkelipitoisuudet olivat kohonneita, mutta suurimmat nikkelipitoisuudet havaittiin Heinolan lounaisosista. Kohonneita pitoisuuksia havaittiin lisäksi Forssassa, Nastolassa, Tammelassa ja Hämeenlinnassa. Korkeimmat humuspitoisuudet sijoittuivat Forssan lisäksi Lahteen ja Nastola-Orimattila-alueelle, missä nikkelipäästöjä tuottavat Vapo Oy:n voimalaitos ja Lahdessa Lahti Energian Kymijärven voimalaitos. Kymijärven voimalaitoksen nikkelipäästöt ovat pienentyneet voimakkaasti vuodesta 2010, mikä selittää miksi sammalipitoisuudet olivat lähes taustapitoisuuksien tasoa Lahdessa. Sen sijaan Nastolassa tai Orimattilassa ei ollut ilmoitettuja nikkelin päästölähteitä vuosien 2009–2014 välisellä ajanjaksolla. Nikkelipitoisuudet olivat kuitenkin keskimäärin samaa tasoa sekä humuksessa että sammalessa vuosina 2002 ja 2014.

Lyijypäästöjä raportoitiin eniten Vapon voimalaitokselta Forssasta, Hämeenlinnasta Elenian Vanajan voimalaitokselta ja Riihimäeltä Ekokemiltä. Suurimmat sammalen lyijypitoisuudet havaittiin kuitenkin Heinola-Asikkala-alueella ja Lahdessa, joissa päästöjä ovat raportoineet Kuusakoski Oy ja Stora Enso sekä Lahti Energian Kymijoen voimalaitos. Heinolassa ja Asikkalassa sijaitsee myös muita teollisuus- ja energiantuotantolaitoksia, jotka eivät raportoi lyijypäästöjä. Humuksessa vastaavia pitoisuuspiikkejä havaittiin vain Lahdessa ja Heinolassa. Humuksen ja sammalen lyijypitoisuudet eivät korreloineet keskenään, eikä sammalipitoisuuksissa ollut tapahtunut tilastollisesti merkitsevää eroa vuoteen 2002. Humuspitoisuudet olivat vähentyneet melkein merkitsevästi vuodesta 2002. Ekokem, Kymijoen voimalaitos ja Vapon voimalaitos ovat pienentäneet lyijypäästöjään voimakkaasti 2009-2014 ajanjaksolla.

Vanadiinipäästöjä ovat raportoineet Ekokem Riihimäeltä, Elenian Vanajan voimalaitos Hämeenlinnasta, HK-Scan Forssasta sekä Lahti Energia Lahdesta. Näiden toimintojen lähialueilla vanadiinipitoisuudet olivat selvästi kohonneita humuksessa Lahdessa, Hämeenlinnassa ja Forssan-Tammelalan alueella. Lisäksi Nastolan teollisuusalueen ympäristössä ja Lammilla havaittiin selvästi kohonneita humuksen vanadiinipitoisuuksia. Sammalen vanadiinipitoisuudet olivat selvästi matalampia, eikä vastaavia ns. pitoisuuspiikkejä havaittu kuin humuksessa. Korkeimmat sammalen vanadiinipitoisuudet sijoittuivat Jokioisiin, jossa on teollisuus- ja energiantuotantotoimintoja, mutta ei vanadiinin päästöjä raportoivia toimijoita. Vanadiinin keskimääräinen pitoisuustaso oli sammalen osalta samaa tasoa kuin muualla Suomessa ja humuksen osalta korkeampi. Humuksen vanadiinipitoisuuksissa ei ollut tapahtunut merkittäviä muutoksia vuoteen 2002 verrattuna, ja sammalen pitoisuudet olivat laskeneet. Vanadiinin osalta on ilmeistä, että keskimääräistä pitoisuutta alueella nostavat muutamat paikat, joissa pitoisuudet ovat huomattavan korkeita. Vanadiini on kuitenkin kertynyt maaperään pidemmän aikavälin kuluessa, sillä pitoisuudet eivät muutaman vuoden kertymää kuvaavassa sammalessa ole yhtä korkeita.

Sinkkipäästöjä syntyi eniten SSAB Europe Oy:n Hämeenlinnan terästehtaalla ja Jokioisissa Pintos Oy:n lankatehtaalla. Sen lisäksi sinkkipäästöjä raportoivat Elenia Lämmön Vanajan voimalaitos Hämeenlinnassa, Stora Enson flutingtehdas Heinolassa, Vapon voimalaitos Forssassa ja Kuusakoski Heinolassa. Suurimmat sammalten sinkkipitoisuudet mitattiin Jokioisista ja Heinolasta, ja pitoisuudet olivat tausta-alueita korkeammat myös muiden sinkin päästölähteiden läheisyydessä. Sen lisäksi pitoisuuspiikkejä havaittiin Riihimäellä ja Nastolassa, Hämeenlinnan Rengossa ja Iittalassa, Lahdessa, Nastolassa sekä Hartolassa. Pidemmän aikavälin pitoisuuksia kuvaavissa humuspitoisuuksissa vastaavia piikkejä havaittiin lähinnä vain Heinolassa. Pitoisuudet ovat samaa tasoa vuoden 2002 pitoisuuksien kanssa, vaikka sinkkipäästöt ovat kasvaneet ajanjaksolla 2002–2014. Yleisesti sammalen ja humuksen sinkkipitoisuudet ovat Hämeessä samaa tasoa tai hieman korkeampia vertailualueilla Suomessa.

Alueella on bioindikaattorien ilmentämien metallipitoisuuksien perusteella sellaisia metallipäästölähteitä, jotka selvästi nostavat sammalen ja humuksen metallipitoisuuksia, mutta joiden päästömääristä ei kuitenkaan ole saatavilla seurantatietoa. Humuksessa havaittiin monin paikoin kohonneita metallipitoisuuksia alueilla, joissa sammalen metallipitoisuudet olivat tausta-alueiden tasoa; näissä tapauksissa on kysymys todennäköisesti toimintansa lopettaneista päästölähteistä. Humuksen metallipitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia sammalten metallipitoisuudet; humukseen metalleja kertyy huomattavasti pidemmän ajan kuluessa kuin sammaleen, josta tutkitaan vain tuoreimmat vuosikasvut (ks. myös Kohonen ja Salminen 1993).

6.4. Vertailu tausta- ja taajama-alojen välillä

Tutkimusalat jaettiin taajama-aloihin (n = 68) ja tausta-aloihin (n = 236) niiden sijoittumisen mukaan (läheisyys asutuskeskuksiin, valtateihin ja lupavelvollisiin päästölähteisiin). Alan sijoittuminen em. luokkiin arvioitiin tapauskohtaisesti mm. maastonmuotojen ja etäisyyden päästölähteeseen perusteella.

Jäkälämuuttujien keskiarvotarkastelun perusteella jäkälälajisto oli runsaampaa ja hyväkuntoisempaa tausta-aloilla kuin taajama-aloilla. IAP-indeksi ja lajilukumäärä olivat tilastollisesti erittäin merkittävästi pienempiä taajama-alueilla kuin tausta-alueilla. Sormipaisukarpeen vaurioaste ja yleinen vaurioaste olivat erittäin merkittävästi suurempia taajama-aloilla kuin tausta-aloilla. Sormipaisukarpeen ja luppojen peittävyys ei riippunut alan tyyppistä. Levän yleisyys oli erittäin merkittävästi suurempaa taajama-aloilla. Mäntyjen neulasvuosikertoja esiintyi hieman enemmän taajama-aloilla kuin tausta-aloilla. Ero oli melkein merkittävä. Neulaskato ei sen sijaan eronnut tilastollisesti merkittävästi taajaman ja tausta-alueen välillä. (Taulukko 51)

Neulasten ravinnepitoisuudet olivat pääosin korkeampia taajama-aloilla kuin tausta-aloilla. Ero näkyy selvästi boorin, magnesiumin, rikin, typen ja kaliumin osalta. Boorin ja magnesiumin pitoisuuksien ero tausta-aloihin oli tilastollisesti erittäin merkittävä, rikin ja typen merkittävä. Kaliumin kohdalla ero oli melkein merkittävä. Neulasten kalsiumpitoisuus ei riippunut taajama-tausta-alaluokittelusta. (Taulukko 52).

Sammalten pitoisuuksissa ei näkynyt taajama-tausta-alojen vaikutusta. Ainoastaan kuparia esiintyi tilastollisesti melkein merkittävästi enemmän taajama-aloilla kuin tausta-aloilla. Humuspitoisuuksissa havaittiin sammaliin verrattuna enemmän eroja alatyypin mukaan. Taajama-aloilla esiintyi enemmän kromia, kuparia, nikkeliä, vanadiinia kuin tausta-aloilla. Kromin, kuparin ja vanadiinin osalta ero oli tilastollisesti erittäin merkittävä ja nikkelin kohdalla merkittävä. Muiden metallien osalta ei havaittu eroa taajama- ja tausta-alaluokittelun perusteella. Myös pH, vaihtoheikkäisyys ja kationinvaihtokapasiteetti olivat keskimäärin samaa tasoa niin taajama- kuin tausta-aloilla. (Taulukko 53).

Taulukko 50. Jäkälämuuttujia ja mäntyjen elinvoimaisuutta kuvaavia tunnuslukuja taajama- ja tausta-alojen välillä. Mann-Whitney U-testin melkein merkittävä testitulos ($p < 0,05$) on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkittävä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkittävä tulos ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

tunnus	Alatyyppi	Keskiarvo	Chi-Square	p
IAP	taajama	2,0	21,467	< 0,001***
	tausta	2,4		
Lajilukumäärä	taajama	5,3	14,847	< 0,001***
	tausta	5,7		
Sormipaisukarpeen peittävyys (%)	taajama	6,7	3,207	0,073
	tausta	7,5		
Luppojen peittävyys (%)	taajama	0,001	3,162	0,075
	tausta	0,017		
Sormipaisukarpeen vaurioaste	taajama	2,7	38,148	< 0,001***
	tausta	2,6		
Yleinen vaurioaste	taajama	3,5	12,597	< 0,001***
	tausta	3,3		
Levän yleisyys	taajama	3,0	20,99	< 0,001***
	tausta	1,8		
Neulasvuosikerrat	taajama	3,0	4,189	< 0,05*
	tausta	2,9		
Neulaskato	taajama	19,3	0,003	0,959
	tausta	19,0		

Taulukko 51. Neulasten ravinnepitoisuuksia kuvaavia tunnuslukuja taajama- ja tausta-alojen välillä. Mann-Whitney U-testin melkein merkitsevä testitulokset ($p < 0,05$) on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä tulos ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

tunnus	alatyyppe	keskiarvo	Chi-Square	p
Neulaset, B (mg/kg)	taajama	22,2	19,544	< 0,001***
	tausta	19,1		
Neulaset, Ca (mg/kg)	taajama	4342	2,296	0,13
	tausta	4243		
Neulaset, K (mg/kg)	taajama	4672	3,944	< 0,05*
	tausta	4604		
Neulaset, Mg (mg/kg)	taajama	882	12,639	< 0,001***
	tausta	844		
Neulaset, S (mg/kg)	taajama	1087	9,335	< 0,01**
	tausta	1084		
Neulaset, N (%)	taajama	1,19	7,363	< 0,01**
	tausta	1,07		

Taulukko 52. Sammalen alkuainepitoisuuksia kuvaavia tunnuslukuja taajama- ja tausta-alojen välillä. Mann-Whitney U-testin melkein merkitsevä testitulokset ($p < 0,05$) on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä tulos ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

tunnus	alatyyppe	keskiarvo	Chi-Square	p
Sammal, Hg	taajama	0,01	0,775	0,379
	tausta	0,01		
Sammal, Cd	taajama	0,08	0,001	0,74
	tausta	0,05		
Sammal, Cr	taajama	12	0,774	0,379
	tausta	1,05		
Sammal, Cu	taajama	6,3	5,729	< 0,05*
	tausta	5,2		
Sammal, Pb	taajama	4,02	0,23	0,631
	tausta	1,93		
Sammal, Ni	taajama	2	0,717	0,397
	tausta	1,310		
Sammal, Zn	taajama	46	3,196	0,074
	tausta	37,2		
Sammal, V	taajama	1,4	0,43	0,511
	tausta	1,3		

Taulukko 53. Humuksen alkuainepitoisuuksia kuvaavia tunnuslukuja taajama- ja tausta-alojen välillä. Mann-Whitney U-testin melkein merkitsevä testitulokset ($p < 0,05$) on merkitty yhdellä tähdellä (*), merkitsevä ($p < 0,01$) kahdella (**) ja erittäin merkitsevä tulos ($p < 0,001$) kolmella tähdellä (***).

tunnus	alatyyppe	keskiarvo	Chi-Square	p
Humus, Cd	taajama	0,2	0,742	0,389
	tausta	0,22		
Humus, Cr	taajama	14,63	15,84	< 0,001***
	tausta	7		
Humus, Cu	taajama	18,4	11,123	< 0,001***
	tausta	16,2		
Humus, Ni	taajama	11,4	8,443	< 0,01**
	tausta	7		
Humus, Pb	taajama	56,8	0,721	0,396
	tausta	44,2		
Humus, V	taajama	23,9	13,285	< 0,001***
	tausta	14,5		
Humus, Zn	taajama	76,8	2,864	0,091
	tausta	57,3		
Humus, pH	taajama	4,3	0,632	0,426
	tausta	4,1		
Humus, vaihtohappamuus	taajama	6,6	0,107	0,744
	tausta	6,8		
Humus, kationinvaihtokap.	taajama	21	1,573	0,21
	tausta	21,6		

7. Johtopäätökset



Ilmanlaatua on Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla seurattu bioindikaattorien avulla 1980-luvulta lähtien. Ilmanlaadun bioindikaattoreina käytettiin tässä tutkimuksessa männyn runkojäkäliä ja männyn neulasten, sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksia ja kemiallisia ominaisuuksia. Vuonna 2014 bioindikaattoriseuranta toteutettiin ensimmäistä kertaa alueiden yhteisenä seurantana.

Kanta- ja Päijät-Hämeen merkittävimmät raportoitujen ilman epäpuhtauksien päästölähteet ovat liikenne, energiantuotanto ja teollisuus. Lisäksi alueella on merkittäviä jätteenkäsittelytoimintojen keskittymiä mm. Lahdessa (Kujalan alue), Heinolassa (Myllyojan alue), Riihimäellä (Ekokem Oyj:n alue), Hämeen linnassa (Karanojan alue) ja Forssassa (Kiimassuon alue). Myös jätevedenpuhdistamoista syntyy ilman epäpuhtauksien päästöjä, lähinnä tyyppiyhdisteitä. Alueen teollisuustoimintojen tärkeimmät alat ovat kemianteollisuus, puunjalostusteollisuus, elintarviketeollisuus sekä metalliteollisuus. Alueella on myös runsaasti maataloutta ja erityisesti kotieläintaloutta, mutta tässä tutkimuksessa kotieläintalouden matalilla tyyppiyhdistepäästöillä ei havaittu olleen vaikutusta tutkittuihin indikaattoreihin. Tutkimusalueen rikkidioksidipäästöt muodostuvat pääosin Lahden ja Heinolan energiantuotannosta ja teollisuudesta. Typen oksidien ja hiukkasten päästöistä suurin osa syntyy Lahdessa, hiukkaspäästöistä puolestaan suurin osa syntyy Kärkölässä. Rikkidioksidipäästöt ovat vuoteen 2014 mennessä vähentyneet Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla noin kolmannekseen vuoden 2003 tasosta. Niin ikään typen oksidien päästöt ja hiukkaspäästöt ovat alueella laskeneet 2000-luvun alkuun verrattuna.

Ilman epäpuhtauksien vaikutukset indikaattoreihin olivat voimakkaimmin kuormitetuilla selvästi havaittavissa, hajakuormitetuilla alueilla vaikutukset olivat lievempiä. Ilmanlaadun indikaattoreina parhaita olivat jäkälämuuttujista sormipaisukarpeen vaurioaste sekä sammalen ja humuksen metallipitoisuudet. Vaikka neulaskadon on viimeaikaisissa tutkimuksissa katsottu kuvaavan ilmanlaatua melko huonosti, tässä tutkimuksessa neulaskadon määrä yhdistyi tilastollisesti merkitsevästi ilmanlaatua ja päästölähteitä kuvaaviin muuttujiin. Ilman epäpuhtauksien kuormitusta aiheuttava toiminta mitattuna päästölähteiden etäisyytenä tutkimusalasta ja päästömäärinä liittyi muuttujien alueelliseen vaihteluun. Korrelaatiokertoimien perusteella tarkasteltuna heikoimmin ilmanlaatua kuvasivat neulasmuuttujat ja parhaiten sammalen ja humuksen metallipitoisuudet (sammalen kuparipitoisuus sekä humuksen vanadiini-, kromi-, kupari- ja nikkelpitoisuudet). Neulasten alkuainepitoisuudet kuvasivat lähinnä metsikön ravinnetilaa ja kasvupaikkatyyppiä.

Tutkimusalueen jäkälälajisto oli keskimäärin luokiteltavissa köyhtyneeksi tai lievästi muuttuneeksi IAP-indeksin perusteella ja lievästi köyhtyneeksi lajilukumäärän perusteella. Sormipaisukarve luokiteltiin keskimäärin lievästi vaurioituneeksi ja lajisto yleisesti selvästi vaurioituneeksi vaurioasteeseen perustuvan luokituksen perusteella. Selvimät vaikutusalueet, joilla jäkälälajisto oli köyhtynyttä ja vaurioitunutta, sijaitsivat Kärkölässä Lappilan alueella,

Lahden, Forssan ja Heinolan keskustan tuntumassa. Jäkälälajiston suhteen luonnontilaisimmat alueet sijaitsivat Lopen eteläosissa, Orimattilan pohjoisosissa ja Kärkölan itäpuolella. Jäkälätunnukset olivat keskimäärin yhtä hyviä kuin vertailualueilla muualla Suomessa, Uudenmaan vertailualueita lukuun ottamatta, jossa ihmistoiminnan intensiivisyys on samaa luokkaa kuin Kanta- ja Päijät-Hämeen alueella.

Kärkölan Lappilassa oli yksi kokonaan jäkäläautoiala. Jäkäläautio ja runsas levän esiintyminen johtuvat todennäköisesti runsaasta maataloudesta, kosteasta metsäpohjasta sekä tien ja metsätalouden aiheuttamista reunavaikutuksista. Kärkölan merkittävin ilmanpäästöjen aiheuttaja on ollut alueen puuteollisuus, joka on aiheuttanut mm. merkittäviä paikallisia hiukkaspäästöjä. Vaikutukset jäkälälajistoon eivät kuitenkaan ole ulottuneet juuri päästölähdettä pidemmälle.

Lahdessa sijaitsevat alueen suurimmat yksittäiset rikkidioksidin ja typen oksidien päästölähteet. Näille laitoksille, kuten ylipäänsä suurille energiantuotantoyksiköille ja teollisuuslaitoksille, on ominaista suuri päästökorkeus, jolloin epäpuhtaudet laimenevat ilmassa ja leviävät laajemmalle alueelle, jolloin niiden vaikutuksetkin jäävät suhteellisesti lievemiksi. Tilastollisissa tarkasteluissa selvin yhteys jäkälävaurioiden ja eri päästölähteiden välillä oli jätteenkäsittelylaitoksilla ja jätevedenpuhdistamoilla, joiden päästökorkeudet ovat usein matalampia kuin energiantuotanto- ja teollisuuslaitoksilla. Jätteenkäsittelytoiminnot ja jätevedenpuhdistamot ovat myös lukumääräisesti runsaampia kuin energiantuotanto ja teollisuus, ja ne ovat jakautuneet alueelle tasaisemmin, minkä vuoksi tilastollisessa tarkastelussa ne käyttäytyvät säännönmukaisesti suhteessa indikaattorimuuttujiin. Jätevedenpuhdistamojen osalta havaittu tilastollinen yhteys indikaattorien osoittamiin ilmanlaatuvaikutuksiin voi liittyä myös muihin taajamatoimintoihin (esim. liikenteeseen, pienteollisuuteen ja asumisen ja lämmityksen synnyttämiin päästöihin), jotka sijoittuvat useimmiten samalle alueelle kuin asutuksen lähellä sijaitsevat jätevedenpuhdistamot. Kuitenkin yhteys bioindikaattorien ja jätevedenpuhdistamojen välillä on havaittu myös muissa tutkimuksissa ja sellaisissa tapauksissa, joissa muita mahdollisia päästölähteitä ei ole ollut tunnistettavissa (esim. Huuskonen ym. 2013). Myös suurten teollisuuslaitosten ja energiantuotantoyksiköiden läheisyydessä lajisto oli köyhtyneempää ja vaurioituneempaa kuin muualla.

Vertailtaessa vuosien 2002 ja 2014 tuloksia Kanta-Hämeen osalta jäkälätunnukset olivat vuonna 2014 sormipaisukarpeen vaurioastetta ja levän yleisyyttä lukuun ottamatta samalla tasolla kuin vuonna 2002, vaikka päästömäärät olivat samaan aikaan vähentyneet. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli vuonna 2014 vaurioluokkaa huonompi kuin vuonna 2002. Alueellisesti vauriovyöhykkeet kattoivat suurin piirtein samoja alueita eri vuosina, kuitenkin siten, että sormipaisukarpeen vauriot olivat kasvaneet Kärkölässä Lappilan teollisuusalueen läheisyydessä ja Hauhon pohjoisosissa. Sen sijaan Lopin eteläosissa ja Kärkölan pohjoispuolella jäkälälajisto on melko luonnontilaista. Levää havaittiin puolestaan vuonna 2014 vähemmän kuin vuonna 2002. Jäkälätunnukset siten indikoivat hieman erisuuntaista kehitystä; sormipaisukarpeen vaurioaste heikentymistä, levän yleisyys parantumista ja lajistomuuttujat samaa tasoa kuin aiemmin. Vuosien väliseen vaihteluun vaikuttavat päästöjen lisäksi erilaiset luontaiset tekijät, esim. sateisuus, jotka voivat vaikuttaa tuloksiin puskuroimalla tai voimistamalla niitä, jolloin bioindikaattorilajien vasteet eivät yksiselitteisesti seuraa esim. päästömäärissä tapahtuvia muutoksia. Myös sormipaisukarpeen vaurioasteen osalta erilaisella arviointitasolla voi olla vaikutusta. Vastaavanlainen kehitys, jossa lievien vaurioiden vyöhykkeet olivat laajentuneet huolimatta päästömäärien laskemisesta, oli havaittavissa Uudellamaalla vuonna 2009 (Huuskonen ym. 2010). Tähän voi vaikuttaa asutusrakenteen hajautuminen, joka johtaa ihmisvaikutuksen laajentumiseen maantieteellisesti suuremmalle alueelle erityisesti väestöltään väkirikkailla alueilla, jollaisia Uudenmaan ja Hämeen seudut ovat. Päästömäärät ovat mahdollisesti laskeneet jo sille tasolle, että suurimpien päästöjen päästessä ilmaan korkeissa päästökorkeuksissa, ne laimentuvat tehokkaasti eivätkä näy indikaattoreissa yhtä hyvin kuin aikaisemmat suuremmat päästömäärät. Tällöin muiden, määrältään pienten mutta paikallisten toimintojen aiheuttamien päästöjen merkitys kasvaa ilmanlaadun indikaattoreiden ilmentämissä vaikutuksissa. Ilmanlaadun bioindikaattorien kannalta usein enemmän merkitystä voi olla matalan päästökorkeuden toiminnoilla, jotka eivät kuitenkaan näy virallisesti raportoiduissa päästömäärissä.

Neulasten rikkipitoisuus kuvasi ensisijaisesti metsiköiden ravinnetilaa, vaikka sillä olikin havaittavissa yhteisvaihtelua ilmanlaatua kuvaavien jäkälämuuttujien kanssa. Faktorianalyyssissä rikkipitoisuus latautui samalle faktorille muiden ravinnealkuaineiden kanssa. Pääasiassa kohonneita rikki- ja typpipitoisuuksia havaittiin kuitenkin samoilla alueilla, joilla päästölähteet sijaitsevat ja missä havaittiin jäkälävaurioita. Kaikilla alueilla, joilla rikki- tai typpipitoisuudet olivat muuta aluetta korkeampia, ei ollut kuitenkaan niitä nostavia päästölähteitä, jolloin pitoisuudet



kuvaavat kuormitusvaikutusta suhteessa kasvupaikan ominaisuuksiin. Alueen lupavelvollisten laitosten rikkikuormitus on laskenut vuodesta 2003 vuoteen 2014. Neulasten rikkipitoisuudessa vuosien välillä ei ollut tilastollisesti merkitseviä eroja.

Heinolassa korkeita metallipitoisuuksia sammalessa ja humuksessa esiintyi Myllyojan alueella. Riihimäen alueen metallikuormitus näkyi humuksen ja sammalen metallipitoisuuksissa, jotka olivat usean metallin osalta korkeimmillaan Haapahuhdan alueella. Myös Heinolan Myllyojan alueen maaperän humuskerroksen raskasmetallipitoisuudet olivat voimakkaasti kohonneita, kuten aiemmissakin tutkimuksissa. Tutkituista raskasmetalleista sammalten raskasmetallipitoisuudet latautuivat pääosin omalle faktorilleen ja humuksen raskasmetallit omalleen. Sammalen ja humuksen metallipitoisuuksissa oli havaittavissa runsaasti yhteisvaihtelua, mutta pitoisuusjakaumissa on kuitenkin eroja, johtuen todennäköisesti epäpuhtauksien erilaisesta kertymisestä.

Kanta- ja Päijät-Hämeen sammalen, humuksen ja neulasten alkuainepitoisuuksien keskiarvoja muualla Suomessa tehtyjen tutkimusten keskiarvoon vertailtaessa sammalten nikkelpitoisuudet olivat suurempia kuin vertailuaineistoissa. Neulasissa kalsiumin pitoisuudet olivat selvästi suurempia kuin vertailuaineistoissa muualla Suomessa. Humuksesta mitatuista metalleista kromin, kuparin, lyijyn, vanadiinin ja sinkin pitoisuudet olivat keskimäärin suurempia kuin muualta Suomesta kerätyissä aineistoissa. Dioksiini- ja furaanipitoisuuksien kynnysarvot ylittyivät jätteenkäsittelylaitosten läheisyydessä seitsemällä alalla. Puhdistustarve arvioinnin ohjearvot eivät ylittyneet yhdelläkään alalla. Suurimmat kynnysarvon ylitykset esiintyivät Heinolan Myllyojalla, jossa sijaitsee Kuusankoski Oy:n jätteenlajittelukeskus.

Metallikuormitusta indikoivissa kertymäindikaattoreissa eli sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksissa oli jonkin verran vuosien välistä vaihtelua. Ainoastaan kuparipitoisuudet olivat kasvaneet sekä sammalessa että humuksessa. Sammalen vanadiini- ja elohopeapitoisuudet laskivat vuodesta 2002, samoin kuin humuksen kadmium- ja lyijypitoisuudet. Kuparipitoisuudet erityisesti sammalesta mitattuna myös yhdistyivät selvimmin päästomuuttujiin, mikä voi liittyä myös esim. sormipaisukarpeen vaurioasteessa vuosien välillä tapahtuneisiin muutoksiin huonompaan suuntaan. Alueella oli useita tutkimusaloja, joilla havaittiin kuparin selvästi kohonneita pitoisuuksia

sekä sammaleissa että humuksessa, ja sammalen ja humuksen kuparipitoisuudet olivat korkeammalla tasolla kuin muualla Suomessa. Alueen kuparipäästöt kasvoivat vuodesta 2009 vuoteen 2013 – ajanjaksoa edeltävistä päästömääristä ei tosin ole tietoa. Humuksen ja sammalen kohonneita pitoisuuksia havaittiin Heinolan Myllyojalla, Nastolassa, Riihimäen-Hausjärven rajalla, Forssan–Tammelan rajalla, Hämeenlinnan keskustan alueella sekä Hämeenlinnan Lammilla, Lahdessa ja Jokioisilla. Muutoksia voivat selittää myös sellaiset alueen päästölähteissä tapahtuneet muutokset, jotka eivät kuitenkaan näy suoraan päästömäärissä. Alueella on lukuisia sellaisia toimintoja, jotka eivät raportoi esim. metallien päästöjä, mutta joiden vaikutukset kuitenkin näkyvät selvästi sammalesta tai humuksesta mitatuissa metallipitoisuuksissa. Kyseessä ovat todennäköisesti pienehköt teollisuustoiminnot, joiden päästömäärätkin ovat suhteellisen pieniä, mutta jotka kuitenkin nostavat pitoisuuksia sammal- ja humusindikaattoreissa paikallisesti. Päästölähteen korkeus vaikuttaa merkittävästi indikaattoreissa havaittaviin muutoksiin; korkeat päästölähteet levittävät suuretkin päästömäärät laajalle alueelle, jolloin pitoisuudet läheisillä tutkimusaloilla nousevat huomattavasti vähemmän kuin matalan päästökorkeuden mutta pienempien päästömäärien läheisillä tutkimusaloilla.

Metallikuormitusta indikoivissa kertymäindikaattoreissa eli sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksissa oli vuosien välistä vaihtelua, mutta muutokset eivät olleet kaikilta osin yksiselitteisiä. Sammalen alkuainepitoisuuksista kuparin pitoisuudet olivat kasvaneet ja vanadiini- ja elohopeapitoisuudet laskeneet. Humuksen kadmium- ja lyijypitoisuudet pienenevät ja kuparin pitoisuudet kasvoivat. Kuparipitoisuudet näyttävät käyttäytyneen johdonmukaisesti sekä sammalesta että humuksesta mitattuna. Kuparipitoisuudet erityisesti sammalesta mitattuna myös yhdistyivät selvimmin päästömuuttujiin, mikä voi liittyä myös esim. sormipaisukarpeen vaurioasteessa vuosien välillä tapahtuneisiin muutoksiin huonompaan suuntaan. Muutoksia voivat selittää sellaiset alueen päästölähteissä tapahtuneet muutokset, jotka eivät kuitenkaan näy suoraan päästömäärissä. Alueen humusnäytealoilla korkeimpien metallipitoisuuksien vyöhykkeet ovat usealla metallilla kasvaneet vuoden 2002 tuloksiin verrattuna, mutta pitoisuudet ovat kuitenkin aloilla pääsääntöisesti pienentyneet vuoteen 2014 verrattuna lukuun ottamatta Heinolan Myllyojalla sijaitseva alaa. Sammalista mitatut metallipitoisuudet Kanta-Hämeessä ovat kuparia lukuun ottamatta laskeneet vuoden 2002 tasoon verrattuna.

Kaikkiaan ihmistoiminnan vaikutukset näkyivät Kanta ja Päijät-Hämeen seudulla tutkituissa bioindikaattorilajeissa selvästi. Bioindikaattoritutkimuksilla saadaan tietoa ympäristömuutosten aikaansaamista vaikutuksista luonnonympäristössä – bioindikaattorit eivät tuota suoraa tietoa ilmanlaadusta, kuten mittaukset tai mallinnukset, vaan lajien vasteista ilmanlaadussa tapahtuvista muutoksista. Jäkälälajiston kuntoa ja diversiteettiä huononsivat alueen teollisuustoiminta, energiantuotanto ja jätteenkäsittely; lisäksi paikallisia vaikutuksia havaittiin mm. jätevedenpuhdistamojen ympäristössä. Vaikutuksen intensiivisyys riippuu merkittävästi päästökorkeudesta: päästöt, jotka leviävät korkeiden piippujen päästä, laimentuvat ilmassa voimakkaasti, eivätkä aiheuta yhtä voimakasta pistekuormitusta tietylle alueelle kuin matalan päästökorkeuden toiminnot, kuten jätevedenpuhdistamot. Jäkälätunnukset olivat osin pysyneet samalla tasolla, osin huonontuneet ja osin parantuneet. Männyn neulasten rikkipitoisuudessa ei ollut merkittäviä eroja edellisen tutkimuskierroksen välillä. Sammalten metallipitoisuudet olivat pysyneet pääosin samoina vuoden 2002 tasoon verrattuna, mutta Heinolan keskustan läheisillä aloilla humuksesta mitatut metallipitoisuudet olivat osalla aloista nousseet vuoteen 2002 verrattuna. 2000-luvulla muutokset ovat olleet pääsääntöisesti melko pieniä, eikä selvää trendinomaista kasvua tai vähenemistä ole metallipitoisuuksissa tunnistettavissa. Heinolan Myllyojan alueella sammalten metallipitoisuudet olivat korkeita ja jäkälälajisto vaurioitunutta. Tutkimusalueen harvaan asutuille seuduille jää vyöhykkeitä, joilla jäkälälajisto on lähes luonnontilaista ja alkuaineiden pitoisuudet luonnontilaisten tausta-alueiden tasoa. Taajama- ja tausta-alojen keskinäisessä vertailussa jäkälätunnukset olivat jäkäläien peittävyksiä lukuun ottamatta paremmassa kunnossa tausta-aloilla kuin taajama-aloilla. Neulasten ravinnepitoisuuksissa ja humuksen raskasmetallipitoisuuksissa havaittiin myös eroja; taajama-aloilla pitoisuudet olivat odotetusti keskimäärin korkeampia kuin tausta-aloilla. Humuksen kadmium-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksissa näitä eroja ei havaittu. Lyhyemmän aikavälin kertymistä kuvaavat sammalten raskasmetallipitoisuuksien mukaan taajama-aloilla ei havaittu eroa tausta-alueisiin.

8. Lähteet

- Anttonen, T. 1990. Laskeuman ravinteiden vaikutus sormipaisukarvejäkälän (*Hypogymnia physodes* (L.) Nyl.) kasvuun. Kuopion yliopisto, ekologisen ympäristöhygienian laitos. Opinnäytetutkimus.
- Brække, F. 1994. Diagnostiske grensevier for naeringselementer i gran-og furunåler. *Aktuelt fra skogforsk* 15/94.
- Derome J. ja Väre, H. 1995. Laskeuman vaikutus metsämaahan. Teoksessa: Tikkanen, E. (ed.). 1995. Kuolan saastepäästöt Lapin metsien rasiitteena. Itä-Lapin metsävaurioprojektin loppuraportti. s. 77-99.
- Ferm, A., Hytönen, J., Kolari, K. ja Veijalainen, H. 1988. Metsäpuiden kasvuhäiriöt turkistarhojen läheisyydessä. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 320.
- Geologian tutkimuskeskus. 2009. Suomen kallioperä 1:200 000. Geologian tutkimuslaitoksen karttapalvelu. <http://ptrarc.gtk.fi/digikp200/default.html>
- Haahla, A. Polojärvi, K., Niskanen, I., Laita, M. ja Ellonen, T. 2006. Keski-Suomen maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2005-2006. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 162. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Helmisaari, H-S. 1993. Metsikön ja puun ravinnekierto. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkela, H. ja Nieminen, T. (toim.) Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki.
- Huuskonen, I., Lehtonen, E. ja Ellonen, E. 2009. Pyhäjärvisuon ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2007–2008. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 175. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Huuskonen, I., Lehtonen, E., Keskitalo, T. ja Laita, M. 2010. Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2009. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 4/2010. Helsinki.
- Huuskonen I., Lehtonen E. ja Laita M. 2013. Kokkolan ja Pietarsaaren seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2012. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 177. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Huttunen, S. 1982. Some experience on standardised monitoring of urban pollution in forest ecosystems. Teoksessa: Steubing, L. and Jäger, H.-J. (eds.): *Monitoring of air pollutants by plants*. Junk Publisher, The Hague. pp 155-161.
- Huttunen, S. ja Karhu, M. 1984. Rikkipölyjen leviäminen Hämeen läänin metsissä – Ympäristöministeriö. Ympäristön- ja luonnonsuojeluosasto. A: 10. Helsinki 198
- Hämeen liitto. Kuntasuunnittelun tilastokansio, päivitetty 27.11.2015. <http://www.hameenliitto.fi/fi/tilastot>. Luettu 8.12.2015.
- Ilmatieteen laitos. 1996. Alueellinen ilmanlaatu (Hyvinkää, Riihimäki, Hausjärvi, Janakkala, Loppi). Ilmatieteenlaitos, Helsinki.
- Ilmatieteen laitoksen tietoaaineistot. <https://ilmatieteenlaitos.fi/avoin-data>. Luettu 15.11.2015.
- Innes, J.L. 1995. Influence of air pollution on the foliar nutrition of conifers in Great Britain. *Environmental Pollution* 88: 183-192.
- Jussila, I. (1997). Porin-Harjavallan ja Pohjois-Satakunnan alueen ilman laadun seuranta bioindikaattorien avulla vuosina 1996–1997. Turun yliopisto, Satakunnan ympäristöntutkimuskeskus, Pori. Sykesarja B 12.
- Jussila, I., Joensuu, E. ja Laiho, P. 1999. Ilman laadun bioindikaattoriseuranta metsäympäristössä. Ympäristöopas 59. Ympäristöministeriö, ympäristönsuojeluosasto. Edita, Helsinki.
- Keskitalo T., Laita M., Jarvisalo K., Ruuth J. 2015. Uudenmaan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta 2014. Nab Labs Oy Ambiotica.
- Kohonen, T. ja Salminen, R. 1993. Sammaleen ja humuksen alkuainepitoisuudet rikki- ja raskasmetallilaskeuman indikaattoreina Turun kaupunkiseudulla. Turun kaupunki, ympäristönsuojelutoimisto. Julkaisu 4/1993.
- Kulmala, A., Leinonen, L., Ruoho-Airola, T., Salmi, T. ja 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.
- Laita, M., Huuskonen I., Keskitalo, T. ja Lehtonen, E. 2008a. Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 169.
- Laita, M., Huuskonen I., Keskitalo, T. ja Lehtonen, E. 2008b. Pietarsaaren seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 167.

- Laita, M., Huuskonen, I., Haahla, A., Polojärvi, K. ja Ellonen, T. 2007. Turun seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006-2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 163. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E., ja Ellonen, T. 2008c. Seinäjoen seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 165. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E., ja Ellonen, T. 2008d. Suupohjan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 166. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E., ja Ellonen, T. 2008e. Vaasan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 168. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Laita, M., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Lehkonen, E., ja Ellonen, T. 2008f. Vakka-Suomen alueen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2006–2007. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 164. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Lamppu, J. ja Huttunen, S. 1992. Hämeen mäntymetsien neulas- ja maaperäkartoitus. Oulun yliopisto. kasvitieteen laitos. Oulu 1992.
- LeBlanc, F. ja DeSloover, J. 1970. Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. *Can. J. Bot.* 48: 1485–1496.
- Lehkonen E., Huuskonen I., Keskitalo T. ja Laita M. 2013. Etelä-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2012. Ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 176. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus.
- Lehkonen, E., Huuskonen, I., Keskitalo, T., Nevalainen, S., Poikolainen, J. ja Laita, M. 2011. Pohjois-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2010. Pohjois-Karjalan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2011.
- Lehtinen, K. ja Lepola, A. 2012. Seinäjoen seudun bioindikaattoritutkimus vuonna 2012. Ramboll 82139661, 18.12.2012.
- Liikennevirasto 2015. Liikennemääräkartat <http://www.liikennevirasto.fi/kartat/liikennemaara-kartat#>. VmbbSEYauk4. Luettu 8.12.2015.
- Lindgren, M. 2001. Uusinta-arvioinnin (5.7.2000) tulokset Mätäkivenmäen testimänniköstä. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 6.7.2001.
- Lindgren, M. 2007. Mätäkivenmäen testimännikön tulokset. Metsäntutkimuslaitos, Vantaan tutkimuskeskus. Lausunto 21.6.2007.
- Lindgren M., Nevalainen S. ja Pouttu A. 2007. Valtakunnallisen latvuskunnon seurannan tulokset. Teoksessa: Merilä, P., Kilponen, T. ja Derome, J. (toim.). Forest condition monitoring in Finland – National report 2002–2005. Metlan työraportteja 45. Sivut 21–40.
- Lindgren, M. & Salemaa, M. 1999. Metsäpuiden elinvoimaisuuden arviointi. Vuotuisen seurannan (ICP level 1) & ympäristön yhdenmetyksen seurannan koealat 1999. Metsäntutkimuslaitos.
- Lindroos, A.-J. ja Derome, J. 1998. Laskeuma ja sen vaikutus metsämaahan. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (toim.) Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki.
- Lodenius, M., Manninen, S., Nieminen, T., Raikinen, H., Ranta, P. ja Willamo, R. 2002. Bioindikaattorit. Ympäristönsuojelun opetusmonisteita N:o 21. Helsingin yliopisto, Limnologian ja ympäristönsuojelun laitos.
- Manninen, S., Osmo, J. ja Virkamäki, T. 1990. Ilman epäpuhtauksien leviämisen ja vaikutustutkimus Itä-Uudellamaalla ja Lahden seudulla. Ympäristöinstituutti, Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry.
- Melanen, M., Ekqvist, M., Mukherjee, A.B., Aunela-Tapola, L., Verta, M. ja Salmikangas, T. 1999. Raskasmetallien päästöt ilmaan Suomessa 1990-luvulla. Suomen ympäristö 329. Suomen ympäristökeskus.
- Merilä, P. 2007. Needle chemistry on the intensive monitoring plots 1995–2003. Teoksessa Merilä, P., Kilponen, T. ja Derome, J. Forest condition monitoring in Finland – National report 2002–2005. Working papers of the Finnish forest research institute 45.
- Metsäntutkimuslaitos 2012. Metsäntutkimuslaitoksen MetInfo – Metsien terveys, metsätuho-opas. <http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/opas/index.htm>. Luettu 15.12.2015.
- Metsäntutkimuslaitos 2015. Raskasmetalli- ja typpilaskeuma Suomessa - kartoitus sammalten pitoisuuksien perusteella 1985–2010. Sammalten raskasmetallipitoisuuksista Suomessa 1985–2010. <http://www.metla.fi> > metinfo > metsien terveys > raskasmetallilaskeuma. Luettu 12/2015.

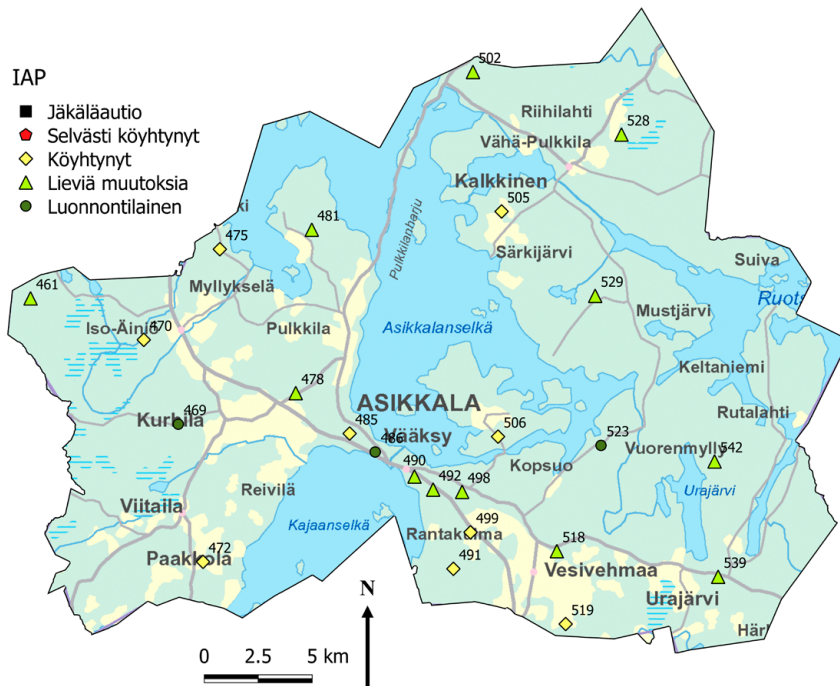
- Moser, B., Punz, W. ja Maier, R. 1993. Inmissionskartierung im Gebot des Südöstlichen Niederösterreichs anhand des Fichtenborkentests. Verhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 130: 135–155.
- Mälkönen, E. 1991. Maa- ja neulasanalyysin käyttökelpoisuus metsänhoitotoimenpiteiden suunnittelussa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 381. Joensuun tutkimusasema. 52–61.
- Nevalainen, S. 2011. Metsien terveydentila. Teoksessa: Lehtonen, E., Huuskonen I., Keskitalo, T., Nevalainen, S., Poikolainen, J. ja Laita M. 2011. Pohjois-Karjalan maakunnan ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 2010. Pohjois-Karjalan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2011. Sivut 72-76.
- Nieminen, T., Raitio, H. ja Salemaa, M. 1993. Neulasten kemiallinen koostumus elinvoimatunnukseksi. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja Nieminen, T. (toim.) Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446, Helsinki.
- Niskanen I., Ellonen T., Nousiainen T. ja Polojärvi K. 2003. Kanta-Hämeen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuosina 2001–2002. Alueelliset ympäristöjulkaisut 290. Hämeen ympäristökeskus.
- Niskanen, I. 1995. Pääkaupunkiseudun metsien bioindikaattoriseuranta vuonna 1994. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1995:11.
- Niskanen, I., Veijola, H. & Ellonen, T. 1996. Pääkaupunkiseudun ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta vuonna 1996. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996: 17.
- Niskanen, I., Ellonen, T., ja Witick, A. 1998. Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 1997. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 150.
- Niskanen, I., Polojärvi, K., Witick, A., Haahla, A. ja Laitakari, V. 2003. Kokkolan seudun ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2002. Jyväskylän yliopiston ympäristöntutkimuskeskuksen tiedonantoja 156.
- Partanen, P. ja Veijola, H. 1996. Bioindikaattoriseurannan tilastollinen arviointi. YTV, Helsinki. Pääkaupunkiseudun julkaisusarja C 1996:18.
- Pihlström, M. ja Myllyvirta, T. 2001. Ilman epäpuhtauksien leviämisen- ja vaikutustutkimus 1999-2000. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry, Porvoo. Tutkimusraportti.
- Pihlström, M. ja Myllyvirta, T. (1995). Ilman epäpuhtauksien leviämisen- ja vaikutustutkimus Itä- Uudellamaalla, Lahden seudulla, Mikkelin läänissä ja Joutsassa 1994-1995. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys ry, Porvoo. Tutkimusraportti.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. 2005a. Mittaustarkkuus mäntyjen runkojäkälistön ja sormipaisukarpeen (Hypogymnia physodes) vaurioiden havainnoinnissa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 89/2005.
- Polojärvi, K., Niskanen, I., Haahla, A. ja Ellonen, T. (2005b). Mittaustarkkuus männyn neulasten rikki- ja typpipitoisuuksien kartoittamisessa. Jyväskylän yliopisto, ympäristöntutkimuskeskus. Tutkimusraportti 64/2005.
- Raitio, H. 1990. Decline of young Scots pines in a dry heath forest. Acta universitatis Ouluensis. A 216.
- Raitio, H. 1994. Kangasmetsien ravinnetila neulasanalyysin valossa. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 527. 25–34.
- 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.
- Rautjärvi, H. ja Raitio, H. 2003. Neulasten alkuainepitoisuudet sekä niiden suhde näytepuiden neulaskatoon ja epifyyttijäkeliin Uudenmaan ja Itä-Uudenmaan maakuntien alueella vuosina 2000 ja 2001. Uudenmaan ympäristökeskus, monisteita nro 120. Helsinki.
- Reinikainen, A., Veijalainen, H. ja Nousiainen, H. 1998. Puiden ravinnepuutokset - metsänkasvattajan ravinneopas. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 688.
- Reinikainen, J. 2007. Maaperän kynnys- ja ohjearvojen määrittämisperusteet. Suomen ympäristö 23/2007. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Rühling, Å. ja Tyler, G. 2004. Changes in the atmospheric deposition of minor and rare elements between 1975 and 2000 in South Sweden, as measured by moss analysis. Environmental Pollution 131: 417–423.
- Salemaa, M., Jukola-Sulonen, E.-L., Nieminen, T. & P. Nöjd 1993. Latvustunnukset ja puun kasvu elinvoimaisuuden ilmentäjänä. Teoksessa Hyvärinen, A., Jukola-Sulonen, E.-L., Mikkilä, H. ja T. Nieminen (toim.). Metsäluonto ja ilmansaasteet. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 446. Helsinki, Gummerus. ISBN 951-40-1270-4. S. 75-92.

- Salminen, R., Bogatyrev, I., Chekuskin, V., Glavatskikh, S.P., Grerauskiene, V., Niskavaara, H., Selenok, Tenhola, M. ja Tomilina, O. 2003. Barents ecogeochemistry - a large scale geochemical base study of heavy metals and other elements in surficial deposits, NW-Russia and Finland. Teoksessa Autio, S. (toim.) Geological survey of Finland, Current Research 2001-2002. Geological Survey of Finland, Special Paper 36, 45-52.
- SFS 5669. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Havupuiden neulasten kokonaisrikkipitoisuus. Näytteenotto, esikäsittely ja tulosten esittäminen.
- SFS 5670. Ilmansuojelu. Bioindikaatio. Jäkäläkartoitus. 1990. Suomen standardisoimisliitto, Helsinki.
- SFS-EN 15104. Solid biofuels. Determination of total carbon, hydrogen and nitrogen. Instrumental methods.
- SFS-EN ISO 11885. Water Quality. Determination of selected elements by inductively coupled optical emission spectrometry.
- SFS-EN ISO 17294-2. Water Quality. Application of inductively coupled plasma mass spectrometry (ICP-MS). Part 2: Determination of 62 elements.
- Suomen virallinen tilasto (SVT): Alueellinen yritystoimintatilasto [verkkajulkaisu]. ISSN=2342-6241. Helsinki: Tilastokeskus [viitattu: 9.12.2015]. Saantitapa: <http://www.stat.fi/til/alyr/tau.html>
- Suomen ympäristökeskus, 2015. HERTTA-tietokannan päästötiedot vuodelle 2014.
- SYKE (Suomen ympäristökeskus), 2013. VAHTI-tietokannan ja Ilmapäästötietojärjestelmän (IPTJ) päästötiedot vuodelle 2011.
- Tamminen, P. 1998. Maaperätekijät. Teoksessa Mähkönen, E. (toim.) Ympäristömuutos ja metsien kunto. Metsien terveydentilan tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 691. S. 64-82.
- Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. ja Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 163.
- Tilastokeskus 2015. Väestö: Suurimmat kunnat vuonna 2014. http://www.tilastokeskus.fi/tup/suoluk/suoluk_vaesto.html#bruttokansantuote. Luettu 8.12.2015.
- Ulrich, B. 1991. Deposition of acid and metal compounds. Teoksessa Merian, E. (toim.) Metals and their compounds in the environment. Occurrence, analysis and biological relevance. VHC.
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista (214/2007).
- Veijola, H. ja Niskanen, I. 1996. Sammaleesta ja humuksesta tutkittavien muuttujien mittaustarkkuuden arviointi. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta (YTV), Helsinki. Muistio 1/1998.
- Weather Underground 2015. Hämeenlinna Katisen lentokentän säähavaintoaineistot vuodelta 2014.
- Äyräs, M., Niskavaara, H., Bogatyrev, I., Chekuskin, V., Pavlov, V., de Caritat, P., Halleraker, J.H., Finne, T.E., Kashulina, G. ja Reimann, C. 1997. Regional patterns of heavy metals (Co, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, V and Zn) and sulphur in terrestrial moss samples as indication of airborne pollution in a 188,000 km² area in Northern Finland, Norway and Russia. Journal of Geochemical Exploration 58: 269-281.

Liite 1.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Asikkalan kunnan alueella

Asikkalan kunnan alueella sijaitsi 24 tutkimusalaa, joista 3 sijaitsi taajama-alueilla ja loput 21 tausta-alueilla. Kaikki tutkitut jäkälätunnukset olivat keskiarvoisesti samalla tasolla koko tutkimusalueen kanssa. Asikkalan sormipaisukarve oli suurimmalla osalla aloista lievästi vaurioitunutta, ja selvästi vaurioitunutta sormipaisukarvetta havaittiin 10 alalla (vaurioasteet 2,6–3). Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin hieman vähemmän kuin koko tutkimusalueella, ja Asikkalan lajisto oli tutkimuksen perusteella köyhtynyttä. Luonnontilaista lajistoa (yli 8 lajia) havaittiin kaikkiaan kolmella alalla Vääkssä ja Urajärven lähistöllä. Vähiten lajeja (4) esiintyi neljällä tutkimusalalla, joista kaksi oli taajama-aloja ja kolme tausta-aloja. Ilmanpuhtausindeksin perusteella lajisto oli lievästi muuttunutta, ja tutkimusaloilta löytyi lajistoltaan sekä luonnontilaisia että köyhtyneitä aloja. (Taulukko 1.) IAP-indeksin arvojen jakautuminen tutkimusalueella vaikuttaa olevan melko tasaista, eikä selviä heikomman jäkälälajiston keskittymiä havaittu tutkimuksessa (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Asikkalan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

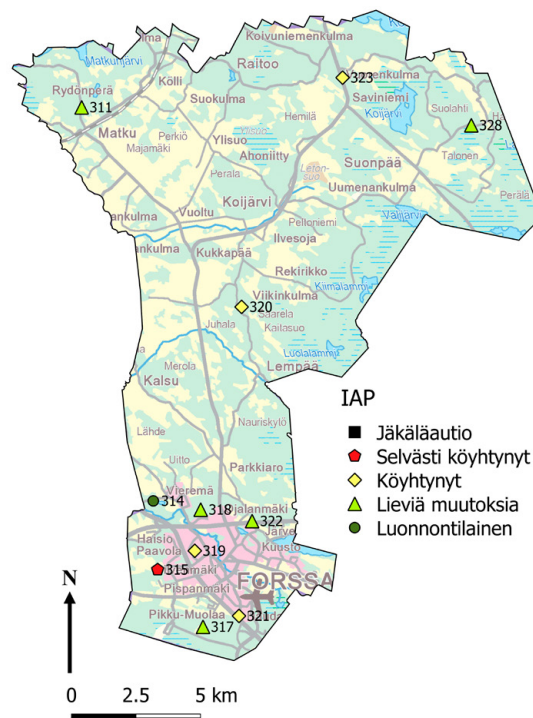
Taulukko 1. Sormipaisukarpeen vaurioita, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Asikkalan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Asikkala, n = 24	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	1,9	3	0,54
lajilukumäärä	5,8	4	8	1,28
ilmanpuhtausindeksi	2,3	1,5	3,8	0,48
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 2.

Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Forssan kunnan alueella

Forssan kunnan alueella sijaitsi 11 tutkimusalaa, joista 3 sijaitsi taajama-alueilla ja loput 8 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli lievästi ja selvästi vaurioituneen välimaastossa, sekä Forssassa että koko alueella. Selvästi vaurioitunutta sormipaisukarvetta esiintyi kahdella alalla Forssan keskustassa sekä yhdellä alalla kunnan pohjoisrajalla. Tervettä sormipaisukarvetta ei tavattu, mutta ei myöskään pahasti vaurioitunutta tai kuollutta jäkälää. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin vähemmän kuin koko tutkimusalueella, ja Forssan lajisto oli tutkimuksen perusteella köyhtynyttä. Normaalialajilajistoa (8 lajia) tavattiin yhteensä viidellä tutkimusalalla, jotka sijoittuivat Forssan taajaman ympärille ja kunnan pohjoisosiin. Ilmanpuhtausindeksi oli Forssassa hieman pienempi kuin koko alueella, ja indeksin perusteella lajisto oli lievästi muuttunutta. Forssan tutkimusaloilta löytyi lajistoltaan sekä luonnontilaisia että köyhtyneitä aloja. (Taulukko 1.) Ilmanpuhtausindeksi oli pienin Pilvenmäellä ja kahdella muulla Forssan taajama-alalla. Suurin arvo havaittiin Vieremän tutkimusalalla. Jätteenkäsittely-, energiantuotanto- ja teollisuuslaitokset sekä asutus selittänevät jäkälälajiston suurimpien muutosten painottumista Forssan eteläosiin (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Forssan kaupungin alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

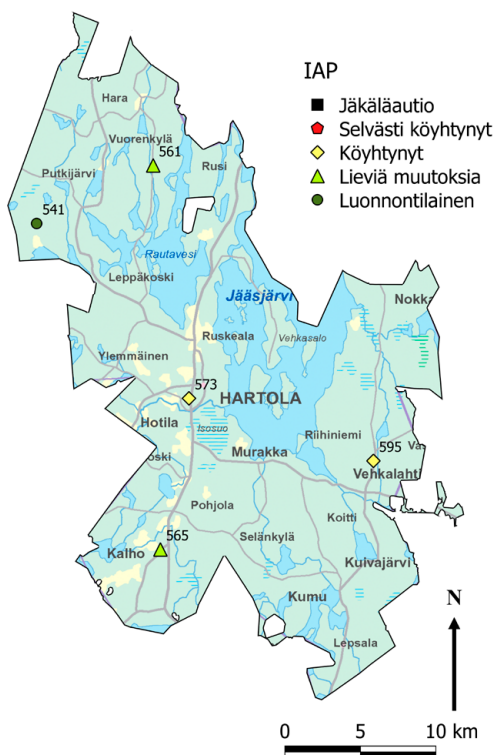
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Forssan kaupungin alueella ja koko tutkimusalueella.

Forssa, n = 12	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,6	1,9	3,2	0,42
lajilukumäärä	5,3	3	8	1,72
ilmanpuhtausindeksi	2,1	1	3,3	0,84
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 3.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Hartolan kunnan alueella

Hartolan kunnan alueella sijaitsi 5 tutkimusalaa, joista yksi oli taajama-ala ja loput 4 tausta-aloja. Sormipaisukarve oli kaikilla Hartolan tutkimusaloilla hieman vähemmän vaurioitunutta kuin koko alueella, mutta sijoittui silti lievästi vaurioituneeseen luokkaan. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin yhtä paljon kuin koko tutkimusalueella, ja Hartolan lajisto oli tutkimuksen perusteella lievästi köyhtynyttä. Jäkälälajisto oli lajilukumäärän perusteella normaalia kahdella pohjoisimmalla tutkimusallalla, ja muuttuneinta taajama-alalla. Ilmanpuhtausindeksi oli Hartolassa vain hieman pienempi kuin koko alueella, ja indeksin perusteella lajisto oli lievästi muuttunutta. Hartolan tutkimusaloilta löytyi lajistoltaan sekä luonnontilaisia että köyhtyneitä aloja. (Taulukko 1.) IAP-indeksi oli pienin Hartolan taajamassa ja Vehkalahtella. Hartolan Putkijärvellä esiintyi luonnontilaista lajistoa yhdellä alalla. (Kuva 1.)



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hartolan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

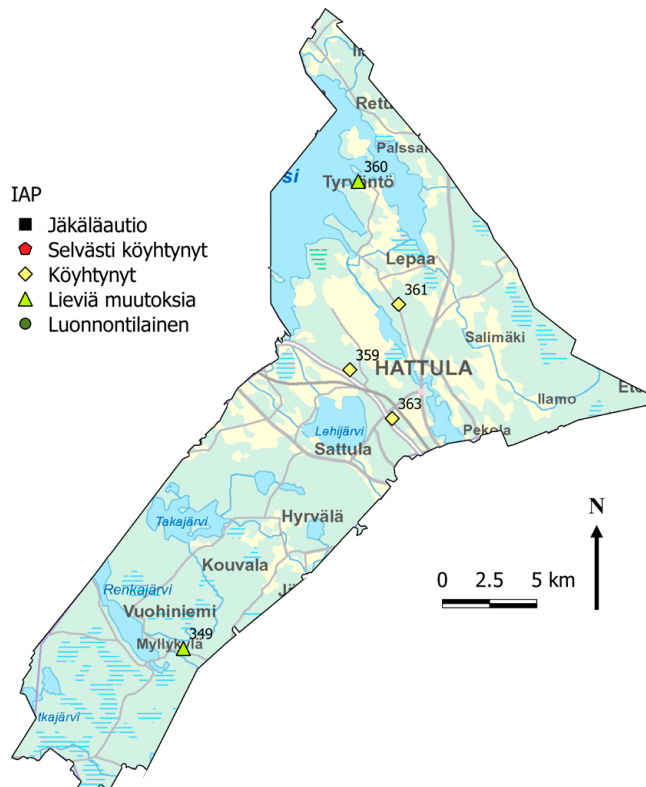
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hartolan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Hartola, n = 5	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,2	2	2,4	0,15
lajilukumäärä	6	3	8	2,12
ilmanpuhtausindeksi	2,2	1,5	3,2	0,71
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 4.

Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Hattulan kunnan alueella

Hattulan kunnan alueella sijaitsi 5 tutkimusalaa, joista yksi sijaitsi taajama-alueilla ja loput 4 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli Hattulan tutkimusaloilla vaurioituneempaa kuin koko alueella keskimäärin ja sijoittui selvän vaurion luokkaan. Tervettä sormipaisukarvetta ei havaittu yhdelläkään alalla, ja vauriot vaihtelivat lievän ja pahan vaurion välillä. Sormipaisukarve oli vaurioituneinta taajaman lähimmillä aloilla. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi lähes yhtä paljon kuin koko alueella keskimäärin. Pikku-Mervissä sijaitsevaa alaa lukuun ottamatta kaikilla tutkimusaloilla esiintyi 6 epäpuhtauksista kärsivää lajia, ja Hattulan lajisto oli lievästi köyhtynyttä. Ilmanpuhtausindeksi oli Hattulassa selvästi pienempi kuin koko alueella keskimäärin, ja indeksin perusteella lajisto oli köyhtynyttä. (Taulukko 1.) Lajisto vaihteli Hattulan tutkimusaloilla lievästi muuttuneesta köyhtyneeseen siten, että köyhtynein ala sijaitsi Pikku-Mervissä ja lajistoltaan lievimmän muuttuneet alat sijaitsivat Tyrvännöllä ja Myllykylässä (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hattulan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein n. 500 m tarkkuudella.

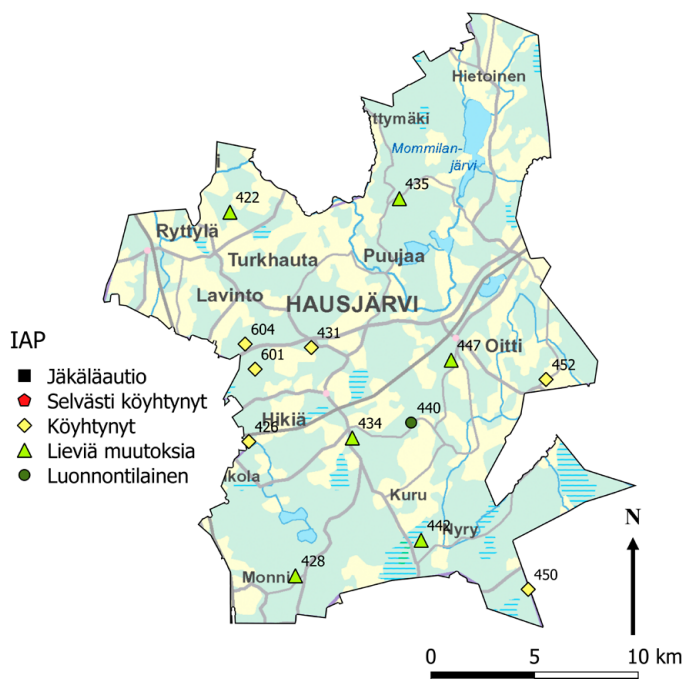
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hattulan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Hattula, n = 5	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	3,1	2,5	3,9	0,52
lajilukumäärä	5,6	3	6	0,9
ilmanpuhtausindeksi	1,9	1,1	2,5	0,5
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 5.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Hausjärven kunnan alueella

Hausjärven kunnan alueella sijaitsi 13 tutkimusalaa, joista yksi sijaitsi taajama-alueilla ja loput 12 tausta-alueilla. Kaikki taulukossa 1 esitetyt jäkälämuuttujat olivat samalla tasolla koko alueen keskiarvojen kanssa. Sormipaisukarpeen vaurioituneisuus vaihteli lievästä vauriosta selvään Hausjärven tutkimusaloilla. Ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien esiintymisen perusteella Hausjärven aloilla lajiston vaihteluväli oli keskimäärin lievästi köyhtyneestä köyhtyneeseen. (Taulukko 1.) Lajisto oli köyhtyneintä Hausjärven kaakkoiskulmassa, Rutajärvellä ja Vanajanahossa. Normaaliala jäkälälajistoa esiintyi Leppäsenojan tutkimusalalla. Ilmanpuhtausindeksin perusteella Hausjärven lajisto oli lievästi muuttunutta (Taulukko 1). Pienimmät arvot sijoittuivat Hausjärven ja Riihimäen väliselle rajalle, mitä selittävät todennäköisesti Riihimäen kunnan puolella sijaitsevat kemianteollisuuslaitos ja asfalttiasema.



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hausjärven kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

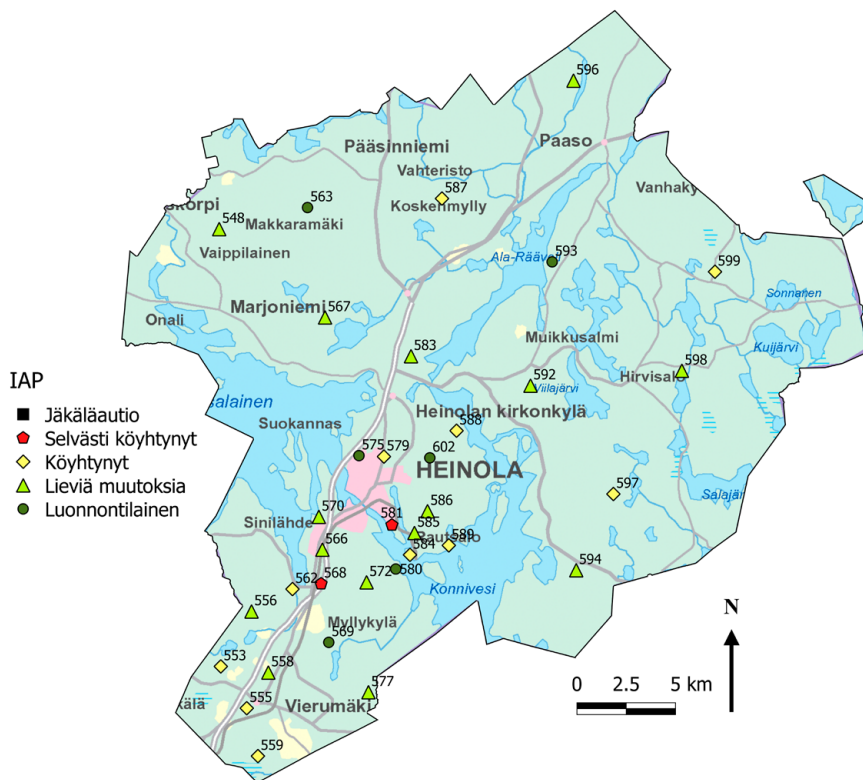
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hausjärven kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Hausjärvi, n = 13	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	1,8	2,9	0,37
lajilukumäärä	5,8	4	8	1,41
ilmanpuhtausindeksi	2,4	1,5	3,6	0,66
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 6.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Heinolan kaupungin alueella

Heinolan kaupungin alueella sijaitsi 34 tutkimusalaa, joista 7 sijaitsi taajama-alueilla ja loput 27 tausta-alueilla. Kaikki taulukossa 1 esitetyt jäkälämuutujat olivat samalla tasolla koko alueen keskiarvojen kanssa. Keskimäärin sormipaisukarve oli lievästi-selvästi vaurioitunutta. Täysin tervettä sormipaisukarvetta ei havaittu millään alalla. Ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien esiintymisen perusteella Heinolan aloilla lajiston vaihteluväli oli erittäin selvästi köyhtyneestä normaaliin jäkälälajistoon. Normaalia lajistoa tavattiin 11 tutkimusalalla Myllykylän ympäristössä, Lakeassuolla, Imjärvellä, Hirvisalossa ja Heinolan luoteisosan aloilla. Lajisto oli selvästi köyhtynyt Myllyojan ja Sahanniemen kahdella alalla. Ilmanpuhtausindeksin perusteella Heinolan lajisto oli lievästi muuttunut, vaihteluvälin ollessa erittäin selvästi köyhtyneestä luonnontilaiseen (Taulukko 1). Yksi selvästi köyhtynyt ala sijoittui Myllyojalle. Seuraavaksi köyhtyneimmät alat sijaitsivat Sahanniemellä, Kirkonkylän pohjoisosassa ja Rautsalossa. Heikoimmat indeksiarvot painoutuivat siis kaupungin keskustaan, tausta-alojen arvojen ollessa pääosin parempia. Myllyojalla sijaitsevan alan jäkälälajisto oli kuollutta, mikä voi johtua alueella sijaitsevasta kiertäskeskuksesta ja energiantuotantolaitoksista.



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Heinolan kaupungin alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

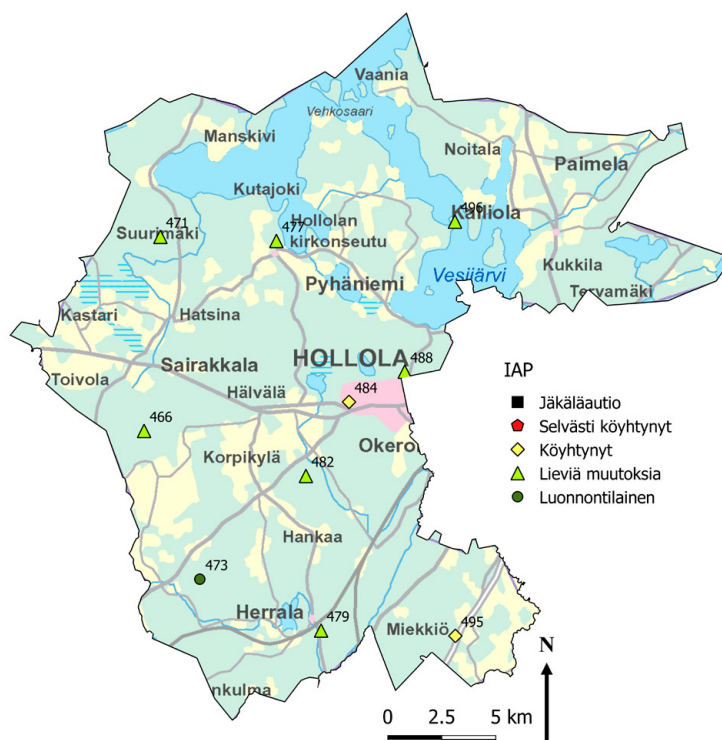
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Heinolan kaupungin alueella ja koko tutkimusalueella.

Heinola, n = 34	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,8	5	0,59
lajilukumäärä	6,1	2	9	2,13
ilmanpuhtausindeksi	2,3	0,7	4,2	0,93
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 7.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Hollolan kunnan alueella

Hollolan kunnan alueella sijaitsi 12 tutkimusalaa, joista kaksi sijaitsi taajama-alueilla ja loput 10 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli Hollolan tutkimusaloilla keskimääräisesti lievästi vaurioitunutta. Lievimmin vaurioitunutta sormipaisukarvetta esiintyi yhdellä alalla Suurimäessä. Yhdellä alalla Herralassa havaittiin selvästi vaurioitunutta sormipaisukarvetta. Ilmansaasteille herkkiä lajeja esiintyi Hollolassa yleisemmin kuin koko alueella, keskimäärin hieman alle 7 lajia tutkimusalaa kohden. Normaalialajistoa havaittiin neljällä tutkimusallalla: Herralassa, Kukkonkivussa, Siikaniemessä ja Mäntylässä. Lajisto oli köyhtyneintä Hollolan keskustassa. Ilmanpuhtausindeksi oli samaa tasoa kuin koko alueen keskiarvo, ja se vaihteli Hollolassa köyhtyneestä luonnontilaiseen (Taulukko 1.). Hollolan ainoa lajistoltaan luonnontilainen ala sijaitsi Mäntylässä. IAP-indeksin mukaan köyhtyneintä lajisto oli Hollolan keskustassa ja Miekkiössä. (Kuva 1.)



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hollolan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

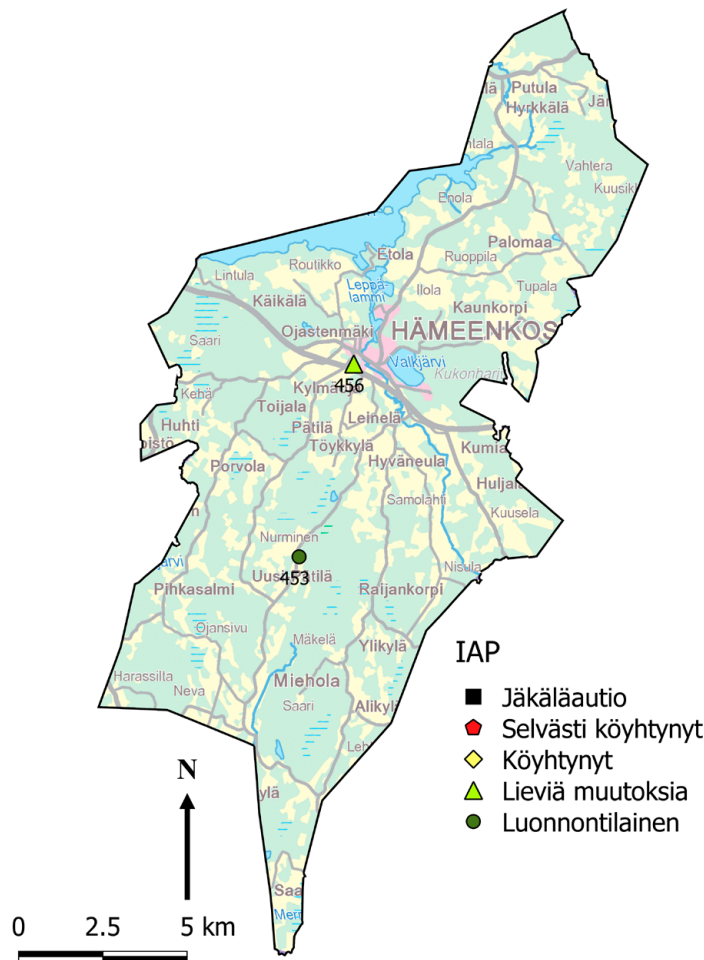
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hollolan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Hollola, n = 12	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	2,0	2,9	0,26
lajilukumäärä	6,8	5	9	1,19
ilmanpuhtausindeksi	2,5	1,8	4	0,60
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 8.

Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Hämeenkosken kunnan alueella

Hämeenkosken kunnan alueella sijaitsevat 12 tutkimusala, joista toinen sijaitsee taajamassa ja toinen tausta-alueella. Sormipaisukarve oli molemmilla Hämeenkosken tutkimusaloilla lievästi vaurioitunut, ja vaurioaste oli hieman korkeampi kuin koko alueella. Ilmansaasteille herkkiä lajeja esiintyi Hämeenkoskella yleisemmin kuin koko alueella, molemmilla aloilla 7 lajia. Ilmanpuhtausindeksi oli parempi kuin koko alueen keskiarvo: taajamassa lajisto oli indeksin perusteella lievästi muuttunut ja tausta-alueella luonnontilaista.



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hämeenkosken kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

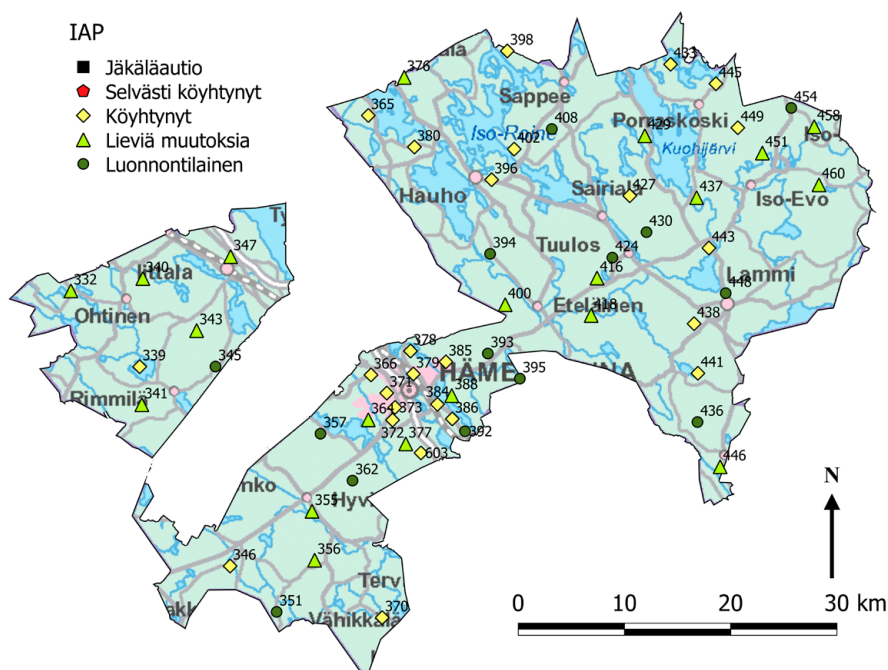
Taulukko 1. Sormipaisukarveta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hämeenkosken kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Hämeenkoski, n = 2	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,3	2,2	2,3	0,07
lajilukumäärä	7,0	7	7	0
ilmanpuhtausindeksi	3	2,7	3,2	0,32
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 9.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Hämeenlinnan kaupungin alueella

Hämeenlinnan kaupungin alueella sijaitsi 59 tutkimusalaa, joista 11 sijaitsi taajama-alueilla ja loput 48 tausta-alueilla. Kaikki tässä tarkastellut jäkälämuuttujat olivat keskimäärin samaa tasoa kuin koko tutkimusalueen. Sormipaisukarve oli keskimäärin lievästi vaurioitunutta. Jäkälä oli tervettä yhdellä alalla Poikmetsässä. Selvästi vaurioituneet alat, yhteensä 18 alaa, sijaitsivat Hauholla, Lammilla, Hämeenlinnan keskustassa ja Kalvolassa. Ilmansaasteille herkkien lajien esiintymisfrekvenssin perusteella lajisto oli lievästi köyhtynyt. Normaalilaajistoa esiintyi 17 alalla, jotka olivat jakautuneet melko tasaisesti koko Hämeenlinnaan siten, että 3 aloista oli taajama-aloja ja loput tausta-aloja. Selvästi köyhtyneet alat (3 kpl) sijaitsivat keskustan tuntumassa Käikälässä ja Hätilässä sekä Porraskoskella. Ilmanpuhtausindeksi oli keskimäärin 2,4 eli lajisto oli lievästi muuttunut. IAP-indeksi on heikoin lähes kaikilla aloilla Hämeenlinnan keskustan läheisyydessä, samoin kunnan pohjoisosassa Alvetulasta Porraskoskelle saakka. Myös Kalvolan Pirttikoskella oli yksi köyhtynyt ala. Luonnontilaisimmat ja lievimmin muuttuneet alat sijaitsivat pääosin Tuuloksessa, keskustan pohjoispuolella sekä Rengon pohjoisosassa. Hämeenlinnan keskustan läheisyydessä sijaitsee energiantuotanto- ja metalliteollisuuslaitoksia, joista syntyvät suurehkot typpi- ja hiukkaspäästöt selittänevät jäkälämuuttujien heikompien arvojen painottumista taajamaan. (Taulukko 1 ja kuva 1.)



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Hämeenlinnan kaupungin alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

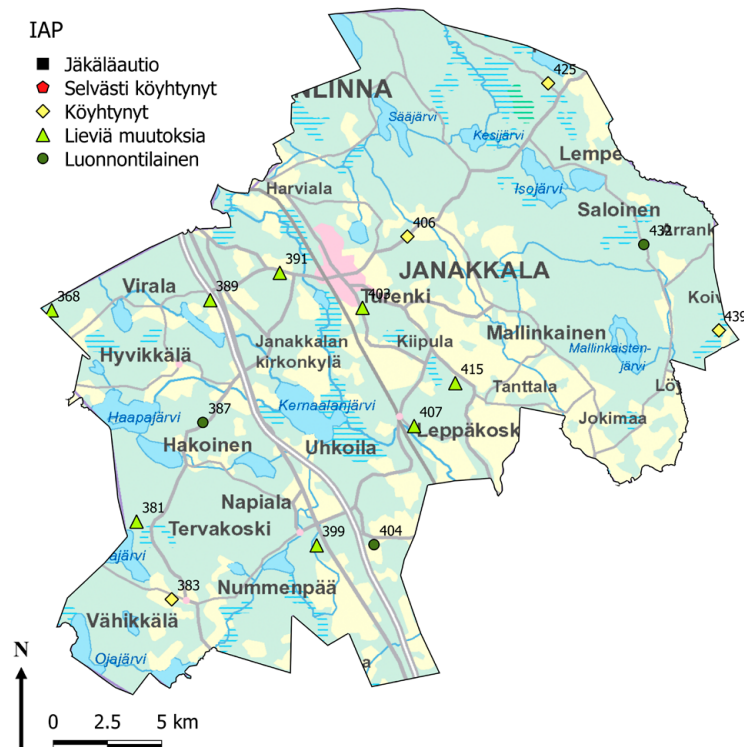
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Hämeenlinnan kaupungin alueella ja koko tutkimusalueella.

Hämeenlinna, n = 59	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	1,5	3,2	0,39
lajilukumäärä	6,1	3	9	1,63
ilmanpuhtausindeksi	2,4	1,1	4,2	0,73
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 10.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Janakkalan kunnan alueella

Janakkalan kunnan alueella sijaitsi 15 tutkimusalaa, joista 2 sijaitsi taajama-alueilla ja loput 13 tausta-alueilla. Kaikki jäkälämuuttujat olivat keskimäärin samaa tasoa Janakkalassa kuin koko tutkimusalueella. Sormipaisukarve oli keskimäärin lievästi vaurioitunutta Janakkalan tutkimusaloilla, ja vaurioituneisuus vaihteli lievästä vauriosta selvään vaurioon. Sekä ilmansaasteille herkkien lajien lukumäärän, että ilmanpuhtausindeksin perusteella Janakkalan alat olivat keskimäärin lievästi köyhtyneitä. (Taulukko 1.) Normaalialajistoa (8 lajia) tavattiin yhdellä alalla Tervakoskella, ja köyhtynyttä (4 lajia) kahdella alalla Janakkalan koillisrajalla sekä Heinäjoella. IAP-indeksin mukaan luonnontilaiset alat sijoittuivat Hakoinen, Saloisen ja Hallakorven tuntumaan. Köyhtyneimmät alat sijaitsivat kunnan itäosassa Venon kylän lähellä, Kirissä ja Heinäjoella (Kuva 1.)



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Janakkalan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

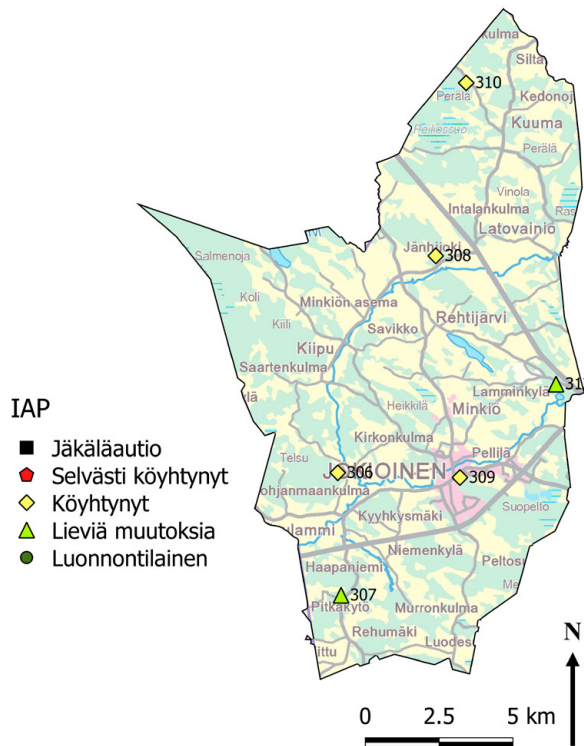
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Janakkalan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Janakkala, n = 15	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,3	1,8	2,9	0,32
lajilukumäärä	6,2	4	8	1,15
ilmanpuhtausindeksi	2,4	1,6	3,4	0,59
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 11.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Jokioisten kunnan alueella

Jokioisten kunnan alueella sijaitsi 6 tutkimusalaa, joista yksi sijaitsi taajamassa ja loput 5 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli lievästi ja selvästi vaurioituneen välimaastossa sekä Jokioisissa, että koko alueella. Selvästi vaurioitunutta sormipaisukarvetta esiintyi kahdella alalla: toinen Jokioisten keskustassa ja toinen Pitkäkydössä. Muilla aloilla sormipaisukarve oli lievästi vaurioitunutta. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin vähemmän kuin koko tutkimusalueella, ja Jokioisten lajisto oli tutkimuksen perusteella köyhtynyt. Normaaliala jäkälälajistoa ei tavattu yhdelläkään alalla. Köyhtyneintä lajistoa tavattiin pohjoisrajalla Perälässä, lievimmin köyhtynyttä Pitkäkydössä ja Lamminkylässä. Ilmanpuhtausindeksi oli Jokioisissa hieman pienempi kuin koko alueella, ja indeksin perusteella lajisto oli lievästi muuttunutta. (Taulukko 1.) Jokioisten tutkimusaloilla oli lajistoltaan yksi luonnontilainen ala Lamminkylässä ja neljä köyhtynyttä alaa, jotka sijaitsivat Jokioisten keskustassa, Perälässä, Jänhijoella ja Kyyhkysmäessä (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Jokioisten kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Jokioisten kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Jokioinen, n = 6	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,6	2,2	3,1	0,31
lajilukumäärä	5,2	4	6	0,75
ilmanpuhtausindeksi	2,1	1,4	3	0,71
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 12.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuuranta Kärkölen kunnan alueella

Kärkölen kunnan alueella sijaitsi 9 tutkimusalaa, joista yksi sijaitsi taajamassa ja loput 8 tausta-alueilla. Tarkastellut jäkälämuuttujat olivat keskimäärin melko samaa tasoa Kärkölässä kuin muualla tutkimusalueella. Sormipaisukarve oli keskimäärin selvästi vaurioitunutta, vaihdellen Kärkölen kirkonkylän, Oriharon ja Perkiön lievästä vauriosta Lappilan täysin puuttuvaan sormipaisukarpeeseen. Sormipaisukarve oli selvästi vaurioitunutta Järvelässä. Keskimääräisen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärän perusteella Kärkölen lajisto oli lievästi köyhtynyttä. (Taulukko 1.) Kärkölen kirkonkylän läheisellä alalla lajisto oli normaalia, samoin Oriharonjärven länsipuolella. Lajisto oli erittäin selvästi köyhtynyttä Lappilan alalla, missä ei havaittu yhtään ilman epäpuhtauksille herkkää lajia. Ilmanpuhtausindeksin perusteella yli puolella tutkimusaloista lajisto oli luonnontilaista. IAP-indeksin keskiarvoa laskee selvimmin Lappilan jäkäläautio tutkimusala. Myös Järvelässä havaittiin köyhtynyttä lajistoa. (Kuva 1.)



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Kärkölen kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Kärkölen kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Kärkölä, n = 9	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,8	2,2	5	0,88
lajilukumäärä	6,0	0	9	2,73
ilmanpuhtausindeksi	2,6	0	3,6	1,18
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 13.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Lahden kaupungin alueella

Lahden kaupungin alueella sijaitsi 21 tutkimusalaa, joista 12 sijaitsi taajamassa ja loput 9 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli keskimäärin selvästi vaurioitunutta. Vaurioaste vaihteli Lahden aloilla lievästä vauriosta Launeella esiintyneeseen pahaan vaurioon. Sormipaisukarve oli selvemmin vaurioitunutta Lahden keskusta-aloilla ja lievästi vaurioitunutta kauempana taajamista. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja tavattiin Lahden aloilla keskimäärin 5, eli lajisto oli lajilukumäärän perusteella köyhtynyt, kun koko tutkimusalueella lajisto oli keskimäärin lievästi köyhtynyt. Vähiten lajeja esiintyi valtatie 12 pohjoispuoleisilla keskusta-aloilla sekä Launeella. Ilmanpuhtausindeksi oli hieman pienempi Lahdessa kuin koko tutkimusalueella, keskimäärin lajisto oli indeksin perusteella lievästi muuttuneen ja muuttuneen rajalla. Lajisto oli erittäin selvästi köyhtynyt Launeen ja Kiveriön aloilla Lahden taajamassa. Luonnontilaista lajistoa havaittiin yhdellä alalla Lahden koilliskulmassa Kunnaksessa. Muutoin lajisto oli taajama-aloilla pääosin köyhtynyt, ja kauempana taajamista lievästi köyhtynyt.



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Lahden kaupungin alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein ja energiantuotantoon liittyvät päästölähteet kirjainsymbolein.

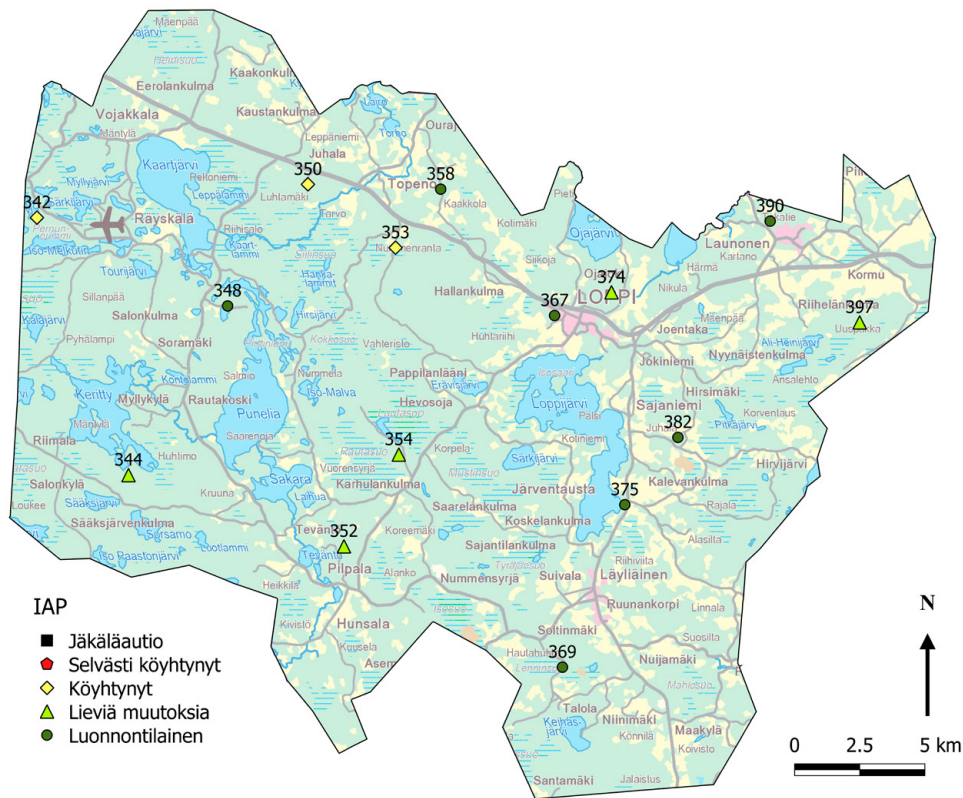
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Lahden kaupungin alueella ja koko tutkimusalueella.

Lahti, n = 21	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,8	1,8	4,4	0,6
lajilukumäärä	5,0	2	8	2,06
ilmanpuhtausindeksi	2	0,6	3,3	0,74
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 14.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Lopen kunnan alueella

Lopen kunnan alueella sijaitsi 15 tutkimusalaa, joista kaksi sijaitsi taajamassa ja loput 13 tausta-alueilla. Tarkasteltujen jäkälämuuttujien perusteella ilmanpuhtaus oli Lopen kunnassa keskimäärin hieman parempi kuin muualla tutkimusalueella. Sormipaisukarve oli lievästi vaurioitunutta tai lievän ja selvän vaurion välillä. Keskimääräisen ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärän perusteella Lopen lajisto oli lievästi köyhtynyttä (Taulukko 1). Lajistoltaan luonnontilaisia aloja havaittiin yhteensä kolme Lopen itäosissa. Lajisto oli köyhtynyttä (4 tai 5 lajia) Lopen keskivaiheilla ja Räyskälän lentokentän lähellä sijaitsevilla neljällä alalla. Ilmanpuhtausindeksin perusteella lajisto oli luonnontilaista noin puolella tutkimusaloista. Luonnontilaiset alat sijoituivat pääasiassa kunnan itäosiin. Selvimmin köyhtyneet alat sijaitsivat Räyskälän lentokentän lähellä sekä Juhalassa (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Lopen kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

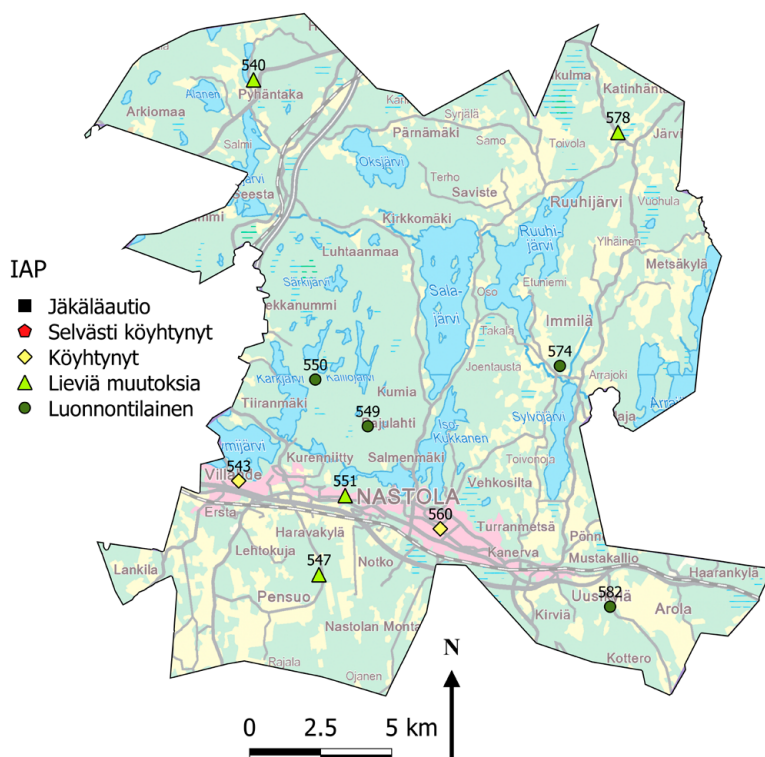
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Lopen kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Loppi, n = 15	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,1	1,7	2,6	0,28
lajilukumäärä	6,5	4	8	1,36
ilmanpuhtausindeksi	2,8	1,7	3,9	0,72
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 15.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Nastolan kunnan alueella

Nastolan kunnan alueella sijaitsi 10 tutkimusalaa, joista 3 sijaitsi taajamassa ja loput 7 tausta-alueilla. Tarkasteltujen jäkälämuuttujien perusteella Nastolan ilmanlaatu oli samaa luokkaa koko tutkimusalueen ilmanlaadun kanssa. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli lievästi ja selvästi vaurioituneen rajalla (Taulukko 1). Lievimmin vaurioitunutta sormipaisukarvetta esiintyi Kalliojärven eteläpuolella. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin alle 7 lajia per ala, eli lajisto oli lievästi köyhtynyt. Lajisto oli normaalia puolella aloista, ja köyhtynyttä yhteensä kolmella alalla Villähteellä, Haravakylällä ja Nastonharjulla. Ilmanpuhtausindeksin perusteella lajiston kunto vaihteli luonnontilaisesta köyhtyneeseen. Köyhtyneimmät alat sijoituivat pääasiassa Nastolan taajamaan (kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Nastolan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

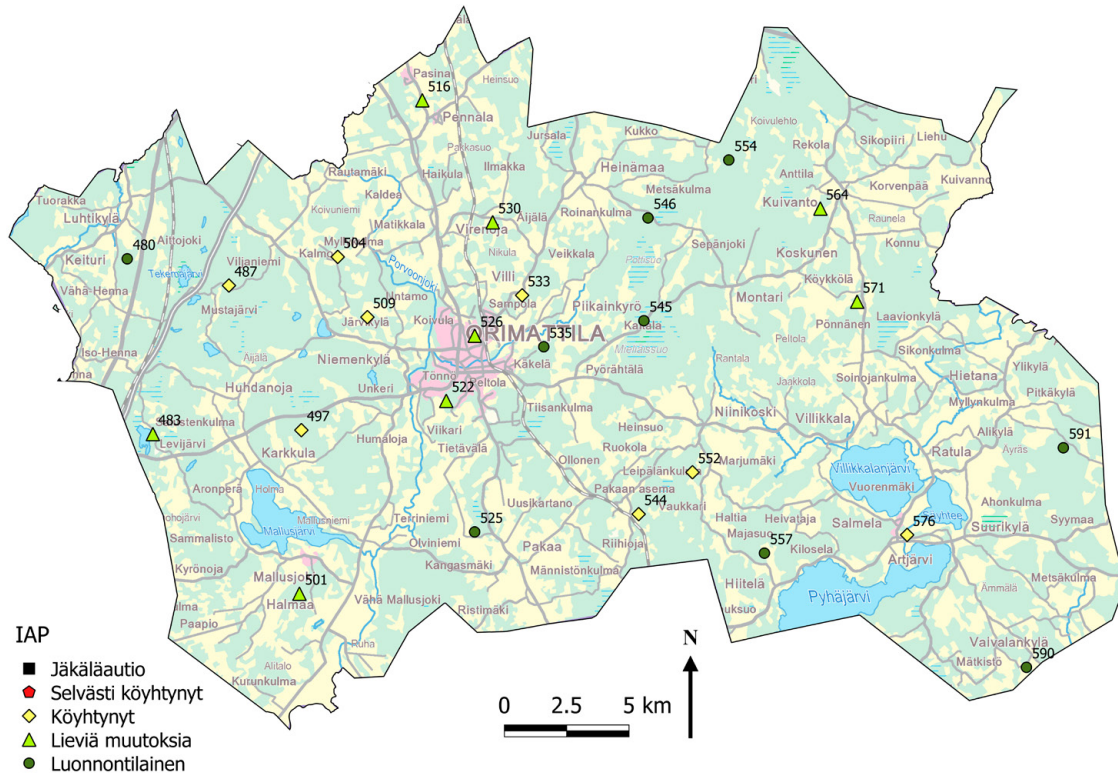
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Nastolan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Nastola, n = 10	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,8	3,1	0,4
lajilukumäärä	6,7	4	9	1,64
ilmanpuhtausindeksi	2,6	1,5	3,8	0,74
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 16.

Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Orimattilan kunnan alueella

Orimattilan kunnan alueella sijaitsi 24 alaa, joista kolme oli taajama-alueella ja loput 21 tausta-alueilla. Tarkastelujen jäkälämuuttujien perusteella Orimattilan ilmanlaatu oli samalla tasolla muun tutkimusalueen kanssa. Sormipaisukarpeen vaurioituneisuus vaihteli lievästi vaurioituneesta selvästi vaurioituneeseen. Eniten vaurioituneet alat sijaitsivat Orimattilan keskustassa ja Artjärvellä, vähiten vaurioitunut ala Järvikylässä. Ilman epäpuhtauksille herkkien lajien esiintyvyyden perusteella Orimattilan lajisto oli lievästi köyhtynyt (Taulukko 1). Normaalialajistoa (8 tai 9 lajia) havaittiin yhteensä kuudella alalla, jotka sijaitsivat Orimattilan taajaman itä- ja eteläpuolella. Selvästi köyhtynyt lajistoa (3 lajia) havaittiin kahdella alalla Mustajärvellä ja Artjärven taajaman lähellä. Ilmanpuhtausindeksin perusteella ilman epäpuhtauksien aiheuttama kuormitus oli vähäistä Orimattilan kuntakeskuksen itäpuolella, Artjärven kylää lukuun ottamatta. Lajistoon oli aiheutunut selviä muutoksia pääasiassa Orimattilan taajaman länsipuolelle, Artjärvelle ja Pakaan kahdelle alalle.



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Orimattilan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

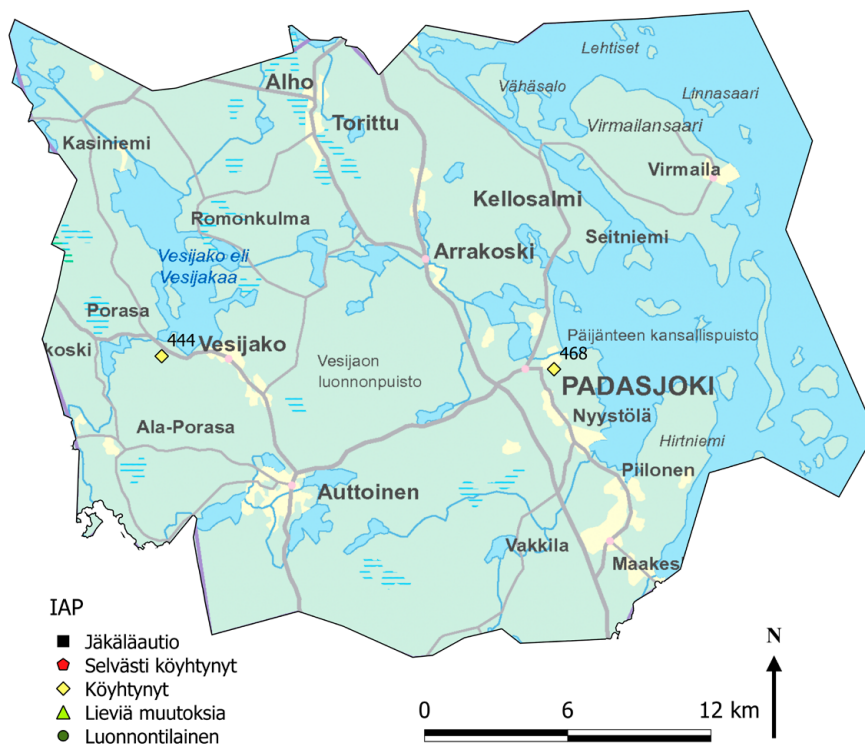
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Orimattilan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Orimattila, n = 24	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	1,7	3,4	0,38
lajilukumäärä	6,0	3	9	1,91
ilmanpuhtausindeksi	2,5	1,1	3,9	0,85
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 17.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Padasjoen kunnan alueella

Padasjoen kunnan alueella sijaitsi kaksi tutkimusalaa, joista toinen sijaitsi taajamassa ja toinen tausta-alueella. Jäkälämuuttujien perusteella Sormipaisukarve oli terveempää kuin koko tutkimusalueella. Sen sijaan ilman epäpuhtauksista kärsivien lajien lukumäärä ja ilmanpuhtausindeksi indikoivat heikompaa ilmanlaatua kuin muulla alueella keskimäärin, eikä tausta- ja taajama-alan välillä ollut niiden mukaan eroja. Sormipaisukarve oli lievästi vaurioitunutta kummallakin alalla. Lajilukumäärän ja ilmanpuhtausindeksin perusteella kummankin alan lajisto oli köyhtynyt (Taulukko 1 ja kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Padasjoen kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

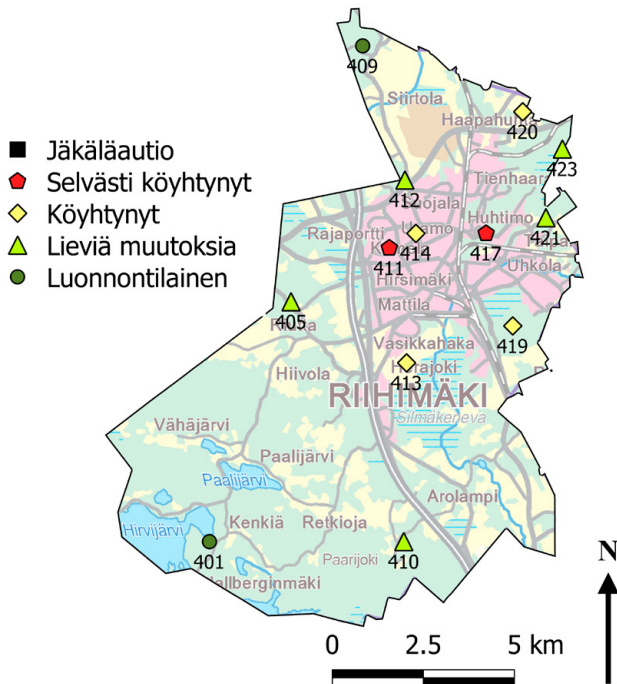
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Padasjoen kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Padasjoki, n = 2	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	1,9	1,8	2	0,14
lajilukumäärä	5,0	5	5	0
ilmanpuhtausindeksi	1,7	1,5	2	0,31
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 18.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Riihimäen kaupungin alueella

Riihimäen kaupungissa sijaitsevia 13 tutkimusalaa, joista 6 sijaitsevat taajama-alueella ja loput 6 tausta-alueella. Sormipaisukarve oli keskimäärin selvästi vaurioitunutta, vaihteluvälin ollessa lievästä vauriosta selvään vaurioon. Jäkälä oli selvästi tai pahasti vaurioitunutta kaikilla taajama-aloilla sekä neljällä tausta-alueella, ja lievästi vaurioitunutta kolmella alalla Kenkiällä, Riutassa ja kunnan koillisrajalla alalla 423. Lajilukumäärän ja IAP-indeksin perusteella Riihimäen lajisto oli köyhtynyt (Taulukko 1). Selvästi köyhtyneet (2 tai 3 lajia) alat sijaitsevat Riihimäen keskustassa sekä keskustan kaakkoispuolella tausta-alueella. Normaalialajistoa (8 tai 9 lajia) tavattiin Kenkiällä ja Siirtolan pohjoispuolella sijaitsevilta alueilta. Myös ilmanpuhtausindeksi sai suurimmat arvonsa näillä kahdella alalla (Kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Riihimäen kaupungin alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

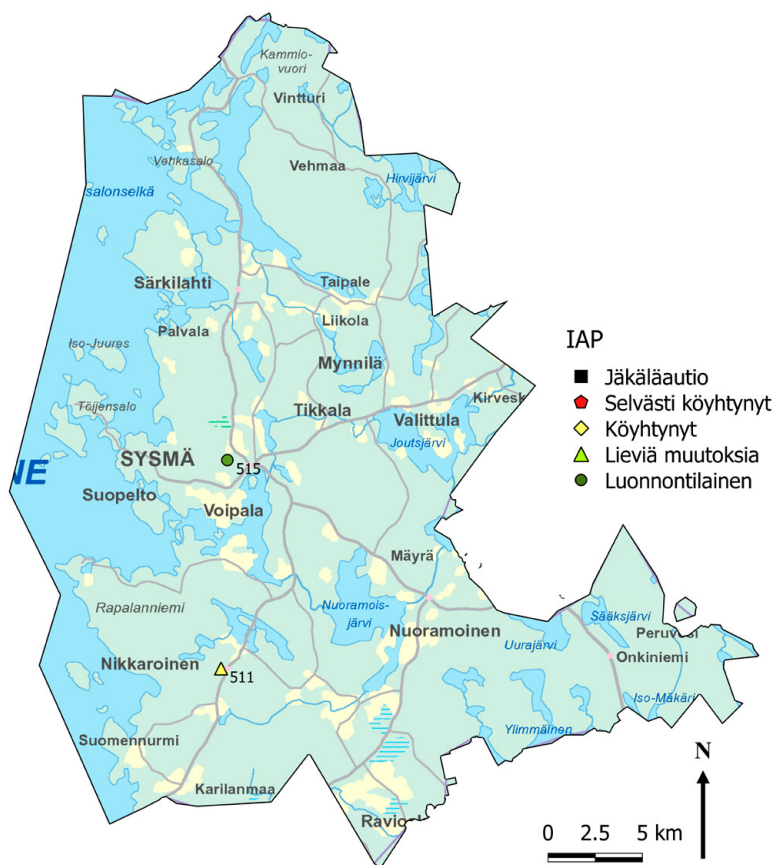
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Riihimäen kaupungin alueella ja koko tutkimusalueella.

Riihimäki n = 13	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,7	2,2	3,1	0,29
lajilukumäärä	5,1	2	9	2,02
ilmanpuhtausindeksi	2,1	0,6	3,7	0,95
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 19.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Sysmän kunnan alueella

Sysmän kunnan alueelta tutkittiin kaksi tutkimusalaa, joista toinen sijaitsi Sysmän taajamassa ja toinen tausta-alueella Nikkaroisessa. Ilmanpuhtausindeksin ja ilmansaasteille herkkien lajien esiintymisfrekvenssin perusteella taajama-alalla jäkälälajisto oli runsaampaa ja luonnontilaisempaa kuin tausta-alalla. Sormipaisukarve sen sijaan oli tausta-alalla vähemmän vaurioitunutta kuin taajama-alalla. Lajilukumäärää lukuun ottamatta Sysmän ilmanlaatu vaikuttaa jäkälämuuttujien perusteella olevan samalla tasolla kuin koko alueen ilmanlaatu. Keskimääräisen lajilukumäärän perusteella Sysmän lajisto oli lievemmin muuttunutta kuin koko alueella (Taulukko 1 ja kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Sysmän kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Sysmän kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Sysmä, n = 2	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	2,2	2,7	0,35
lajilukumäärä	7,5	7	8	0,71
ilmanpuhtausindeksi	2,6	2,1	3,2	0,74
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 20.

Ilmanlaadun bioindikaattoriseuranta Tammelan kunnan alueella

Tammelan kunnan alueella sijaitsi 14 tutkimusalaa, joista 2 sijaitsi taajamassa ja loput 12 tausta-alueilla. Tarkasteltujen jäkälämuuttujien perusteella Tammelan ilmanlaatu oli hieman parempi verrattuna koko tutkimusalueen ilmanlaatuun. Sormipaisukarpeen vaurioaste oli lievästi vaurioitunutta. Lievimmin vaurioitunutta sormipaisukarvetta esiintyi Ruostejärven pohjoispuolella. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin alle 6 lajia per ala, eli lajisto oli lievästi köyhtynyttä. Lajisto oli normaalia viidellä alalla, ja lievästi muuttunutta yhteensä yhdeksällä alalla. Ilmanpuhtausindeksin perusteella lajiston kunto vaihteli luonnontilaisesta lievästi muuttuneeseen (Taulukko 1). Kunnan vaihtelu oli tasaista koko alueella (kuva 1).



Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Tammelan kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä. Päästölähteet on merkitty numerosymbolein.

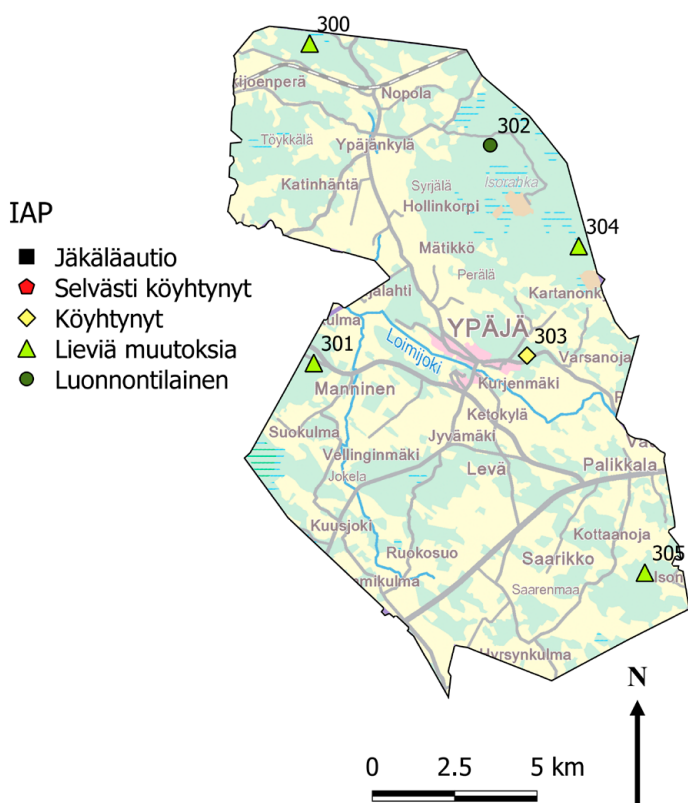
Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälän lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Tammelan kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

Tammela, n = 14	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,3	1,8	2,5	0,21
lajilukumäärä	6,4	5	8	1,15
ilmanpuhtausindeksi	2,8	2	3,9	0,52
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 21.

Ilmanlaadun bioindikaattorisuranta Ypäjän kunnan alueella

Ypäjän kunnan alueella sijaitsi 6 tutkimusalaa, joista yksi sijaitsi taajamassa ja loput 5 tausta-alueilla. Sormipaisukarve oli lievästi ja selvästi vaurioituneen välimaastossa sekä Ypäjällä että koko alueella. Eniten vaurioitunutta sormipaisukarve oli Ypäjän keskustan tuntumassa ja Isoniitussa. Muilla aloilla sormipaisukarve oli lievästi vaurioitunutta. Ilman epäpuhtauksista kärsiviä lajeja esiintyi keskimäärin hieman vähemmän kuin koko tutkimusalueella, ja Ypäjän lajisto oli tutkimuksen perusteella lievästi muuttunutta. Luonnontilaisinta lajisto oli syrjäisen Isorahkan pohjoisosassa. Köyhtyneintä lajistoa tavattiin Ypäjän keskustan itäpuolelta. Ilmanpuhtausindeksi oli Ypäjällä suurin piirtein sama kuin koko alueella, ja indeksin perusteella lajisto oli lievästi muuttunutta (Taulukko 1, kuva 1). IAP-indeksin perusteella ilmanlaatu oli heikointa Ypäjän kuntakeskuksessa sijaitsevalla alalla.



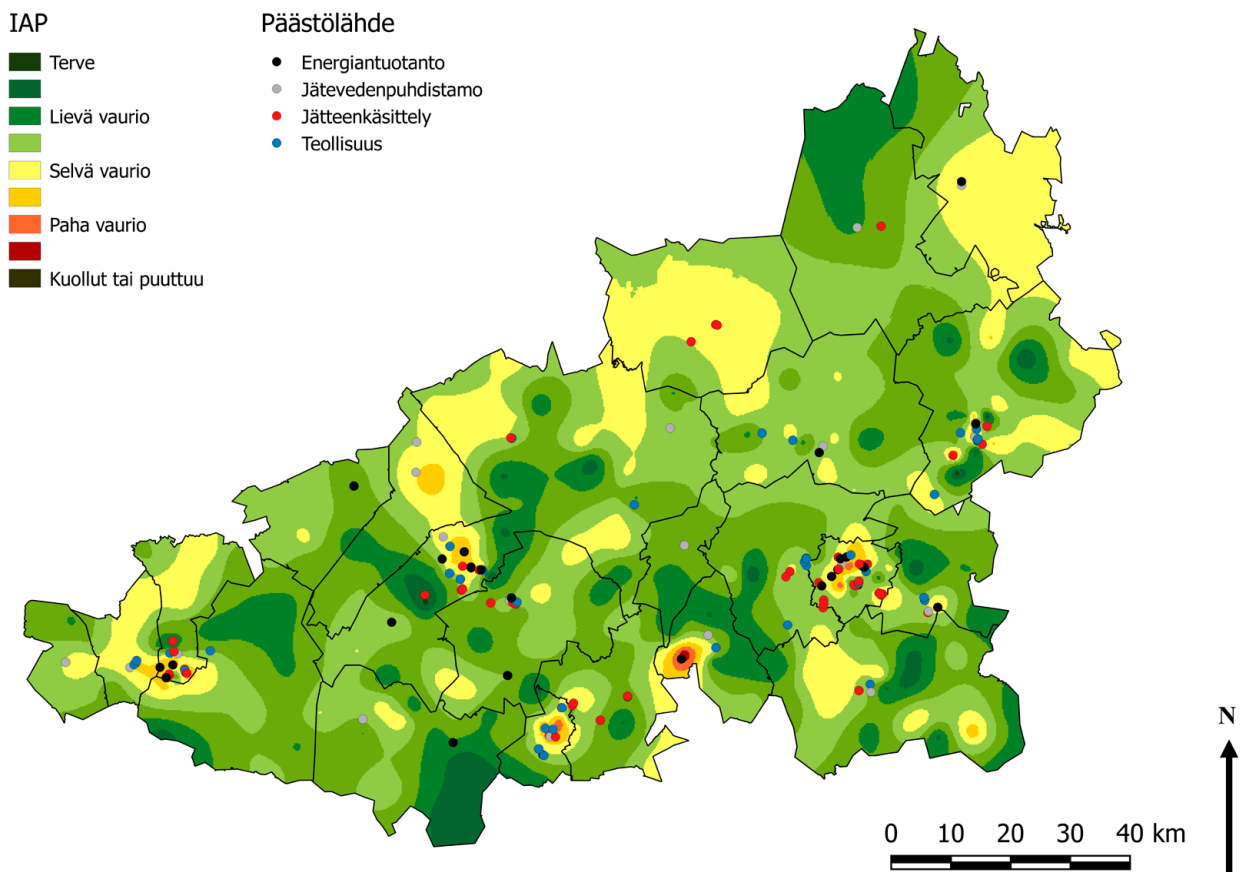
Kuva 1. Keskimääräiset ilmanpuhtausindeksin arvot Ypäjän kunnan alueella. Tutkimusalojen numerot ovat symboleiden vieressä.

Taulukko 1. Sormipaisukarvetta, ilman epäpuhtauksista kärsivien jäkälien lajilukumäärää ja ilmanpuhtausindeksiä kuvaavia tunnuslukuja Ypäjän kunnan alueella ja koko tutkimusalueella.

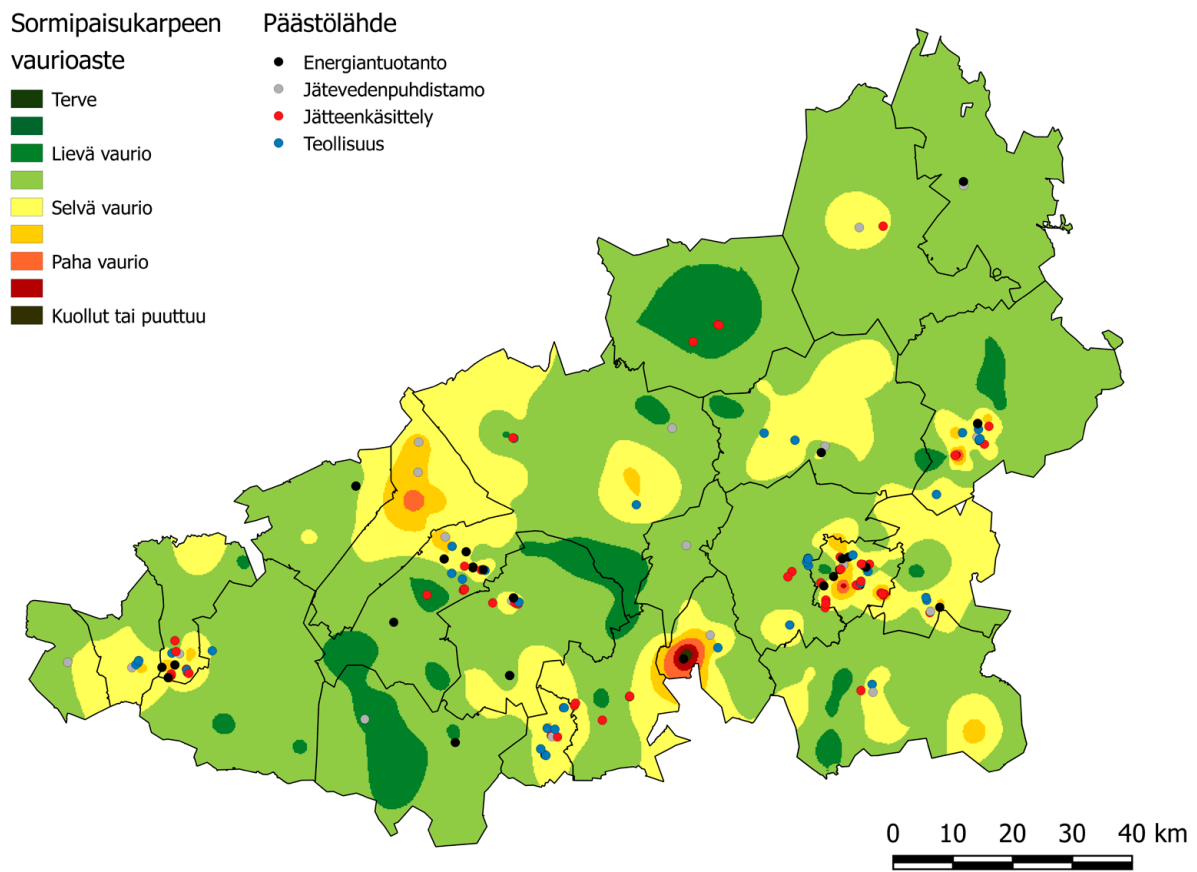
Ypjä n = 6	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,4	2,1	2,6	0,21
lajilukumäärä	5,8	4	7	1,17
ilmanpuhtausindeksi	2,5	1,6	3,1	0,49
Koko alue, n = 304	keskiarvo	pienin	suurin	keskihajonta
sormipaisukarpeen vaurioaste	2,5	1,5	5	0,45
lajilukumäärä	6,0	0	9	1,71
ilmanpuhtausindeksi	2,4	0	4,2	0,76

Liite 22.

Merkittävimpien päästölähteiden sijoittuminen kartalle



Kuva 1. Kaikkien päästölähteiden sijoittuminen kartalle ja IAP-indeksivöhykkeet.



Kuva 2. Kaikkien päästölähteiden sijoittuminen kartalle ja sormipaisukarpeen vauriovyöhykkeet

Liite 23.

Muuttujaryhmien välinen yhteisvaihtelu: korrelaatiotaulukot.

Taulukko 54. Jäkälämuuttujien ja neulasmuuttujien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Neulaskato	Neulasvuosikerrat	B	Ca	K	Mg	S
Hyp. vaurio	0,044	0,01	,228**	,158**	,136*	,312**	,174**
Yleinen vaurio	-,207**	0,084	0,084	,154**	0,081	0,057	,230**
Lajilukumäärä	,126*	0,024	-,140*	-,144*	-0,099	-0,049	-,276**
IAP	,160**	-0,066	-,169**	-,170**	-,118*	-0,095	-,275**
Hyp. peit.	-,304**	,193**	-,280**	-0,09	0,1	-,184**	-,116*
Bryoria peit.	0,079	-0,021	-0,002	-0,022	-0,017	0,031	0,011
Alg. es.	-0,013	0,07	0,101	0,001	0,044	0,016	0,112

Taulukko 55. Jäkälämuuttujien ja sammalen alkuainepitoisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	V
Hyp. vaurio	,288**	,498**	,493**	,391**	,520**	,374**	,572**
Yleinen vaurio	0,105	,409**	,313**	,233*	,349**	,252**	,364**
Lajilukumäärä	-0,121	-,477**	-,346**	-,309**	-,408**	-,318**	-,422**
IAP	-0,11	-,438**	-,316**	-,259**	-,398**	-,275**	-,417**
Hyp. peit.	-0,167	-0,08	-0,109	-0,069	-0,124	-0,108	-0,093
Bryoria peit.	0,041	-0,044	0,126	0,042	-0,005	0,117	-0,122
Alg. es.	0,189	,448**	,505**	,422**	,543**	,397**	,504**

Taulukko 56. Taulukko Jäkälämuuttujien ja humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Hyp. vaurio	Yleinen vaurio	Lajilukumäärä	IAP	Hyp. peit.	Bryoria peit.	Alg. es.
Cd	0,015	-0,005	-0,014	-0,038	-0,167	0,083	-0,139
Cr	,464**	,351**	-,276**	-,449**	0,019	-0,094	,393**
Cu	,455**	,249*	-,295**	-,365**	-0,169	0,032	,322**
Ni	,498**	,235*	-,278**	-,383**	-0,131	-0,078	,401**
Pb	0,153	0,14	-,230*	-0,171	-,218*	-0,067	,228*
V	,460**	,242*	-,224*	-,376**	-0,12	-0,069	,438**
Zn	,313**	0,174	-0,131	-,254**	-0,078	0,081	0,126
pH	,330**	,283**	-,217*	-,320**	0,03	0,067	,253**
VH	-,228*	-,264**	,202*	,288**	-0,111	0,046	-0,068
KVK	-0,029	-0,075	0,093	0,119	-0,099	-0,165	-0,07

Taulukko 57. Neulasmuuttujien ja sammalen alkuainepitoisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Sammal: Cd	Sammal: Cr	Sammal: Cu	Sammal: Pb	Sammal: Ni	Sammal: Zn	Sammal: V
Neulaskato	0,1	0,096	0,148	0,118	0,179	0,154	0,121
Neulasvuosikerrat	-0,034	-0,054	0,015	-0,042	-0,019	-0,011	-0,021
Neulaset: B	,229*	0,19	,255*	0,151	,334**	,267**	,278**
Neulaset: Ca	0,067	0,084	-0,078	-0,006	0,116	0,099	0,087
Neulaset: K	0,024	0,042	0,023	-0,059	0,107	0,054	0,004
Neulaset: Mg	0,087	0,08	0,036	-0,08	0,112	0,014	0,113
Neulaset: S	-0,035	0,113	-0,046	-0,059	0,143	-0,024	0,144

Taulukko 58. Neulasmuuttujien ja humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Neulaskato	Neulasvuosikerrat	Neulaset: B	Neulaset: Ca	Neulaset: K	Neulaset: Mg	Neulaset: S
Humus: Cd	0,049	-0,166	0,087	-0,011	-0,063	-0,061	-0,028
Humus: Cr	-0,047	0,152	,248*	0,122	0,182	0,168	0,135
Humus: Cu	0,124	-0,096	,333**	0,062	0,049	0,169	0,188
Humus: Ni	0,081	0,037	,416**	0,068	0,132	0,183	0,169
Humus: Pb	,235*	-0,171	,271**	-,220*	-,333**	-,227*	-0,15
Humus: V	0,077	0,146	,288**	0,105	0,125	0,189	0,112
Humus: Zn	-0,042	-0,034	,360**	,231*	0,106	0,179	0,134
Humus: pH	-0,008	0,088	0,035	,401**	,222*	0,067	0,109
Humus: VH	0,075	-0,031	0,066	-,360**	-0,131	-0,037	0,005
Humus: KVK	-0,012	-,236*	0,142	-0,014	-0,08	0,144	-0,025

Taulukko 59. Sammalen alkuainepitoisuuksien ja humuksen alkuainepitoisuuksien ja kemiallisten ominaisuuksien keskinäiset korrelaatiot (Spearman).

	Sammal: Cd	Sammal: Cr	Sammal: Cu	Sammal: Pb	Sammal: Ni	Sammal: Zn	Sammal: V
Humus: Cd	0,033	-0,119	-0,099	0,014	-0,113	-0,014	-0,126
Humus: Cr	,299**	,437**	,427**	,251*	,501**	,355**	,531**
Humus: Cu	,415**	,464**	,464**	,322**	,486**	,487**	,504**
Humus: Ni	,309**	,376**	,421**	,232*	,456**	,364**	,455**
Humus: Pb	0,04	0,192	,197*	0,185	0,168	0,137	0,168
Humus: V	,342**	,397**	,453**	,262**	,514**	,371**	,513**
Humus: Zn	,332**	,210*	,271**	,247*	,283**	,395**	,247*
H: pH	,351**	,303**	,244*	,312**	,377**	,413**	,315**
H: VH	-,354**	-0,158	-0,157	-,270**	-,229*	-,310**	-0,169
H: KVK	-0,096	-0,06	-0,143	-0,128	-0,141	-0,164	-0,073

Liite 24.

Tutkimusalat

Kanta- ja Päijät-Hämeen maakunnan bioindikaattoritutkimuksen havaintoalakohtaiset tulokset vuodelta 2014. Tulokset ovat viiden puun keskiarvoja.

Taulukon 1 lyhenteiden selitykset:

Kunnan nimi	Koodi
Asikkala	1
Forssa	2
Hartola	3
Hattula	4
Hausjärvi	5
Heinola	6
Hollola	7
Hämeenkoski	8
Hämeenlinna	9
Janakkala	10
Jokioinen	11
Kärkölä	12
Lahti	13
Loppi	14
Nastola	15
Orimattila	16
Padasjoki	17
Riihimäki	18
Sysmä	19
Tammela	20
Ypäjä	21

- ala = havaintoalan numero
- x = havaintoalan x-koordinaatti
- y = havaintoalan y-koordinaatti
- kunta = tutkimusalan kunta, numerointi esitetty taulukossa.
- Hypphy = Hypogymnia physodes, sormipaisukarpeen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5; 0: jäkälää ei todettu tutkituilla rungoilla, 5: jäkälää todettiin kaikilla rungoilla)
- Paramb = Parmeliopsis ambigua, keltatyvikarpeen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Ph&lal = Parmeliopsis hyperopta & Imshaugia aleurites, harmaatyvi- ja tuhkarpeen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Bryoria = Bryoria spp., luppen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Usnea = Usnea spp., naavojen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Plagla = Platismatia glauca, harmaaröyhelön esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Vulpin = Vulpicida pinastri, keltaröyhelön esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Psefur = Pseudevernia furfuracea, harmaahankakarpeen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Tuchlo = Tuckermannopsis chlorophylla, ruskoröyhelön esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Parsul = Parmelia sulcata, raidanisokarpeen esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- Hypsca = Hypocenomyce scalaris, seinäsuomujäkälän esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- AlgSco = Algae & Scoliciosporum, viherlevän ja vihersukkulajäkälän esiintymisfrekvenssi tutkimusaloilla (0–5)
- IAP = tutkimusalan IAP-indeksi
- Lajilkm = tutkimusalalla esiintyneiden lajien määrä (lukuun ottamatta Hypsca ja AlgSco)
- HypVaur = sormipaisukarpeen vaurioaste tutkimusalalla (1–5: 1 = terve, 5 = kuollut tai puuttuu)
- YIVaur = yleinen vaurioaste tutkimusalalla (1–5: 1 = terve lajisto, 5 = jäkäläautio)

Taulukon 2 otsikoiden lyhenteet ja selitykset:

- RHypphy = Hypogymnia physodes, runsaus (0-3: 0 = ei havaittu, 1 = 1-2 sekovartta/runko, 2 = 3-7 sekovartta/runko, 3 = > 7 sekovartta/runko)
- RParamb = Parmeliopsis ambigua, runsaus (0-3)
- RPh&lal = Parmeliopsis hyperopta & Imshaugia aleurites, runsaus (0-3)
- RBryoria = Bryoria spp., runsaus (0-3)
- RUsnea = Usnea spp., runsaus (0-3)
- RPlagla = Platismatia glauca, runsaus (0-3)
- RVulpin = Vulpicida pinastri, runsaus (0-3)
- RPsefur = Pseudevernia furfuracea, runsaus (0-3)
- RTuchlo = Tuckermannopsis chlorophylla, runsaus (0-3)
- RHypsca = Hypocenomyce scalaris, peittävyys (0-3: 0 = 0 %, 1 = < 5 %, 2 = 5-50 %, 3 = > 49 %)
- RAlgSco = Algae & Scoliciosporum, peittävyys (0-3)
- Hyp % = sormipaisukarpeen peittävyys tutkimusalalla
- Bryoria % = luppen peittävyys tutkimusalalla
- Nvk = neulasvuosikertojen määrä
- Nkato = neulaskadon määrä (%)

Taulukko 2. Jäkälien runsaustietoja sekä neulastunnuksia vuoden 2014 tutkimuksessa. Taulukon otsikoiden lyhenteet on esitetty edellisellä sivulla.

ala	kunta	RHypphy	RParamb	RPh&lal	RHypsca	RBryoria	RUsnea	RPlagla	RVulpin	RPsefur	RTuchlo	RAI-gSco	Hyp %	Bryor %	Nvk	Nkato
300	21	3	3	1,6	0,8	0,6	0	2,8	0,2	0,8	0	0	3,3	0,00	3	17,2
301	21	3	3	0,4	1	0,4	0	2,4	0	0,6	0	0,2	3,6	0,00	2,7	21,8
302	21	3	3	2	0,8	1,2	0,2	2,8	0	1,4	0	0,4	4,4	0,00	2,7	21
303	21	3	3	0,8	0,4	0	0	0	0,6	0	0	0,2	4,8	0,00	3	18
304	21	3	3	3	0,2	0	0	2,8	0	1,8	0	0,2	3,3	0,00	2,6	28
305	21	3	3	0,6	1,8	3	0	3	0	0,8	0	0,4	0,9	1,30	2,6	26,6
306	11	3	3	1,6	1,2	0	0	1,2	0,4	0	0	1,6	3,5	0,00	2,9	23,2
307	11	3	3	2,2	0,4	0,4	0	2,8	0	2,4	0	0	1,1	0,00	2,8	24,6
308	11	3	3	0,4	0,6	0	0	0,2	1	0	0	0,2	5,4	0,00	2,8	12,4
309	11	3	1,4	0,2	2	0	0	0,2	0	1,8	0	0,8	0,3	0,00	3	25,4
310	11	3	3	1,2	0	0	0	0	2,2	0	0	0	3,9	0,00	2,8	21,4
311	2	3	3	3	1,6	0,4	0,2	1	0	1,2	0	0	1,9	0,00	2,3	24,4
312	11	3	3	2,4	1	0	0	3	0,8	1,8	0	1,2	4,6	0,00	3	18,4
313	20	3	3	0,8	0,2	3	0,4	3	1,4	3	0	1	5,2	0,00	3,2	20,6
314	2	3	3	0,8	0	1,2	0	3	2,6	3	0	1,6	10,8	0,00	3	16,2
315	2	2,4	2,4	0,2	1	0	0	0	0,4	0	0	1,4	1,8	0,00	2,7	24,6
316	2	2,8	3	1	0,8	0	0	0	0	0	0	1,8	1,5	0,00	2,5	22,6
317	2	3	3	0,6	0	0,2	0,2	2,6	1,8	1,6	0	0	6,6	0,00	2,5	18,8
318	2	3	3	1	0,4	0	0	3	1,8	1,8	0	0,6	5,6	0,00	3,2	27,4
319	2	3	2,2	0,6	0,2	0	0	0	0,6	0	0	2	5,1	0,00	2,8	24
320	2	3	3	0,2	0	0	0	0	3	0	0	0,2	19,6	0,00	2,2	19,4
321	2	3	2,8	0	2,2	0	0	0	0,6	0	0	0,6	5,2	0,00	2,8	27,6
322	2	3	3	1,8	1,6	0,2	0	0,8	0	2,2	0	0	0,9	0,00	2,1	14,6
323	2	3	3	0,8	0,4	0,4	0	0	0,4	0	0	0,4	4,9	0,00	2,9	19,8
324	20	3	3	2,6	0,4	0,8	0,2	3	0,4	2,2	0	0	4,2	0,00	2,6	23,2
325	20	3	3	1,6	0,6	0,2	0	1,8	0	0,8	0	0,6	2,6	0,00	2,8	24,8
326	20	3	3	2,6	1,2	0,4	0	3	0	2,2	0	1,2	2,9	0,00	3,1	25,8
327	20	3	3	1,4	0	1,8	0	2,2	0	0,4	0	1	8,8	0,00	2,6	25,2
328	2	3	3	1,6	0,6	0,2	0	2,6	0,4	1,4	0	0	2,8	0,00	2,8	15,6
329	20	3	3	0,6	0,4	0,6	0	2,2	0,6	0,6	0	0	5,6	0,00	3	21,6

Julkaisusarjan nimi ja numero Raportteja 6/2016				
Vastuualue Ympäristö ja luonnonvarat				
Tekijät Janne Ruuth, Henna Toivanen, Irene Kuhmonen, Eero Leppänen, Anne Kiljunen		Julkaisuaika Helmikuu 2016		
		Kustantaja /Julkaisija Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus		
		Hankkeen rahoittaja /toimeksiantaja Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus		
Julkaisun nimi Kanta- ja Päijät-Hämeen ilmanlaadun bioindikaattoritutkimus vuonna 2014				
Tiivistelmä Ilmanlaatua on Kanta- ja Päijät-Hämeen seudulla seurattu bioindikaattorien avulla 1980-luvulta lähtien. Ilmanlaadun bioindikaattoreina käytettiin männyn runkojäkäliä, männyn elinvoimaisuutta sekä männyn neulasten, sammalen ja humuksen alkuainepitoisuuksia ja kemiallisia ominaisuuksia. Vuonna 2014 bioindikaattoriseuranta toteutettiin ensimmäistä kertaa alueiden yhteisenä seurantana. Ilman epäpuhtauksien vaikutukset bioindikaattoreihin olivat voimakkaimmin kuormitetuilla alueilla selvästi havaittavissa, hajakuormitetuilla alueilla vaikutukset olivat lieviä. Tutkituista muuttujista jäkälämuuttujat kuvasivat eri ilman epäpuhtauksien (rikkidioksidi, typen oksidit, hiukkaset) yhteisvaikutusta. Männyn neulaskato kuvasi osin luontaisia tekijöitä, osin ilman epäpuhtauksien vaikutuksia. Neulasista mitatut alkuainepitoisuudet, mukaan lukien rikkipitoisuudet, kuvasivat pääasiassa metsikön kasvuolosuhteita. Humuksen ja erityisesti sammalen metallipitoisuudet kuvasivat ilman kautta leviävien epäpuhtauksien kuormitusvaikutusta hyvin. Kanta- ja Päijät-Hämeen merkittävimmät raportoitujen ilman epäpuhtauksien päästölähteet ovat liikenne, energiantuotanto ja teollisuus. Lisäksi alueella on merkittäviä jätteenkäsittelytoimintojen keskittymiä. Myös jätevedenpuhdistamoiden läheisyys näkyy ilmanlaadun indikaattorilajeissa. Näiden toimintojen läheisyys sekä päästömäärät vaikuttavat jäkälälajiston koostumukseen ja kuntoon siten, että laitosten läheisyydessä lajiston kunto on huonompi ja lajisto köyhtyneempää kuin tausta-alueilla. Samoin sammalen ja humuksen metallipitoisuudet ovat suurempia päästölähteiden läheisyydessä kuin kauempana niistä. Myös suuret päästömäärät lisäävät epäpuhtauksien kertymistä sammaliin ja humukseen sekä kasvattavat jäkälälajiston vaurioita ja köyhdyttävät lajistoa. Alueen ilmoitusvelvollisten laitosten rikkidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten päästöt ovat vähentyneet 2000-luvun alkuun verrattuna. Päästövähennykset eivät kuitenkaan näy lineaarisesti tutkituissa indikaattorilajeissa. Kanta-Hämeen osalta tilastollisesti merkitseviä eroja jäkälämuuttujissa oli mm. sormipaisukarpeen vaurioasteessa, joka oli keskimäärin kasvanut vuoteen 2002 verrattuna sekä levän yleisyydessä, joka oli vähentynyt vuoteen 2002 verrattuna. Sammalen ja humuksen metallipitoisuuksista ainoastaan kuparin pitoisuudet olivat kasvaneet. Sammalen elohopea- ja vanadiinipitoisuudet sekä humuksen kadmium- ja lyijypitoisuudet olivat laskeneet, muissa pitoisuuksissa ei ollut tapahtunut muutoksia. Jäkälämuuttujien osalta selviä muutoksia havaittiin Lahden, Forssan ja Heinolan keskustojen tuntumassa sekä Kärkölen Lappilassa. Luonnontilaisimmat alueet sijaitsivat Lopen eteläosissa, Orimattilan pohjoisosissa sekä Kärkölen itäpuolella. Jäkälätunnukset olivat keskimäärin samaa tasoa kuin muualla Suomessa. Korkeita metallipitoisuuksia havaittiin erityisesti Heinolan Myllyojan tutkimusalalla sekä Riihimäellä. Sammalesta mitatut lyijy- ja kromipitoisuudet olivat alueella suurempia kuin vertailuaineistoissa muualla Suomessa, humuksen osalta puolestaan vertailuaineistoja korkeampia keskimääräisiä pitoisuuksia havaittiin kromilla, kuparilla, lyijyllä, vanadiinilla ja nikkelillä. Taajama- ja tausta-alojen keskinäisessä vertailussa jäkälätunnukset olivat jäkälän peittävyksiä lukuun ottamatta paremmassa kunnossa tausta-aloilla kuin taajama-aloilla. Neulasten ravinnepitoisuuksissa ja humuksen raskasmetallipitoisuuksissa havaittiin myös eroja; taajama-aloilla pitoisuudet olivat keskimäärin korkeampia kuin tausta-aloilla. Lyhyemmän aikavälin kertymistä kuvaavat sammalten raskasmetallipitoisuuksien mukaan taajama-aloilla ei havaittu eroa tausta-alueisiin.				
Asiasanat (YSA:n mukaan) bioindikaattorit, jäkälät, ilmanlaatu, ympäristön tila, seuranta,				
ISBN (Painettu)	ISBN (PDF) 978-952-314-394-4	ISSN-L 2242-2846	ISSN (painettu)	ISSN (verkkojulkaisu) 2242-2854
www www.doria.fi/ely-keskus	URN URN:ISBN:978-952-314-394-4	Kieli Suomi	Sivumäärä 152	
Julkaisun tilaukset Julkaisu on saatavissa verkossa www.doria.fi				
Kustannuspaikka ja -aika Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus			Painotalo	

RAPORTEJA 6 | 2016
KANTA- JA PÄIJÄT-HÄMEEN ILMANLAADUN
BIOINDIKAATTORITUTKIMUS VUONNA 2014

Hämeen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus

ISBN 978-952-314-394-4 (PDF)

ISSN-L 2242-2846

ISSN ISSN 2242-2854 (verkkójulkaisu)

URN:ISBN:978-952-314-394-4

www.doria.fi/ely-keskus | www.ely-keskus.fi