ILMANLAADUN ALUSTAVA ARVIOINTI SUOMESSA ARSEENI, KADMIUM, NIKKELI, ELOHOPEA JA POLYSYKLISET AROMAATTISET HIILIVEDYT (=PAH-YHDISTEET)

Birgitta Alaviippola
Harri Pietarila
Hannele Hakola
Heidi Hellén
Timo Salmi

ILMATIETEEN LAITOS
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

ILMANLAADUN ALUSTAVA ARVIOINTI SUOMESSA ARSEENI, KADMIUM, NIKKELI, ELOHOPEA JA POLYSYKLISET AROMAATTISET HIILIVEDYT (=PAH-YHDISTEET)

Birgitta Alaviippola
Harri Pietarila
Hannele Hakola
Heidi Hellén
Timo Salmi

ILMATIETEEN LAITOS – ILMANLAADUN ASIANTUNTIJAPALVELUT
Helsinki 11.5.2007

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO 4

2 ALUSTAVA ARVIOINTI 5
2.1 Tavoitearvot ja arviointikynnykset 6
2.2 Arseeni 7
2.3 Kadmium 7
2.4 Nikkeli 8
2.5 Elohopea 8
2.6 Polysykliset aromaattiset hiilivedyt 9

3 ALUSTAVASSA ARVIOINNISSA KÄYTETTÄVÄT MENETELMÄT JA AINEISTOT 10
3.1 Päästötiedot 10
3.2 Leviämismallit 10
3.2.1 Kaupunkimalli (UDM-FMI) 11
3.2.2 Liikenteen viivalähdemalli (CAR-FMI) 11
3.3 Ilmanlaadun mittaukset 13
3.3.1 Raskasmetallien mittaukset 14
3.3.2 Elohopeamittaukset 20
3.3.3 Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen mittaukset 20
3.4 Laskeuman mittaukset 22
3.4.1 Sadevesinäytteistä analysoitu raskasmetallilaskeuma 22
3.4.2 Bioindikaattorisammallista analysoitu raskasmetallilaskeuma 24
3.4.3 Elohopealaskeuma 25
3.4.4 Polysyklisten aromaattisten yhdisteiden laskeuma 25

4 TULOKSET 26
4.1 Päästöt 26
4.1.1 Arseenipäästöt 26
4.1.2 Kadmiumpäästöt 28
4.1.3 Nikkelipäästöt 30
4.1.4 Elohopeapäästöt 32
4.1.5 Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen päästöt 34
4.2 Mitatut ulkoilmapitoisuudet 36
4.2.1 Arseenipitoisuudet 36
4.2.2 Kadmiumpitoisuudet 41
4.2.3 Nikkelipitoisuudet 46
4.2.4 Elohopeapitoisuudet 51
4.2.5 Bentso(a)pyreenipitoisuudet 52
4.3 Mitatut laskeumat 61
4.3.1 Raskasmetallilaskeuma sadevedessä 61
4.3.2 Raskasmetallien pitoisuudet bioindikaattorisammalissa 67
4.3.3 Elohopealaskeuma 71
4.3.4 Polysyklisten aromaattisten yhdisteiden laskeuma 72
4.4 Mallinnetut raskasmetallipitoisuudet 73
4.4.1 Hanko Koverhar 73
4.5 Mallinnetut PAH-yhdisteiden pitoisuudet 74

4.5.1 Pääkaupunkiseutu 74
4.5.2 Kuopio Kurkimäki 74
4.6 Pitoisuudet suhteessa tavoitearvoihin ja arviointikynnyksiin 75

5 JOHTOPÄÄTÖKSET, TUTKIMUSTARPEET JA SUOSITUKSET 77

VIITELUETTELO 83

LIITTEET

LIITEKUVAT

1 JOHDANTO

Euroopan unionin neuvoston puitedirektiivin *96/62/EY* ilmanlaadun arvioinnista ja hallinnasta mukaan jäsenvaltioiden tulisi seurata ja tarkkailla ilmanlaatua jäsenvaltioiden alueella yhteisin menetelmin ja arviointiperustein. Jatkuvan ilmanlaadun arvioinnin vähimmäismäärä ja menetelmät riippuvat tarkastelualueesta ja pitoisuuksien tasosta verrattuna ilmanlaadun tytärdirektiiveissä määriteltyihin raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin. Kukin EU:n jäsenmaa selvittää ilmanlaadun alustavassa arvioinnissa nämä pitoisuustasot koko alueellaan. Alustavan arvioinnin tuloksia voidaan hyödyntää kun määritellään, millä tavalla ilmanlaadun seuranta eri alueilla vähintään tulee tehdä – mitä menetelmiä käytetään ja mikä on vaadittu laatutaso.

Arseenia, kadmiumia, elohopeaa, nikkeliä ja polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä (=PAH-yhdisteet) koskeva ilmanlaadun neljäs tytärdirektiivi *2004/107/EY* annettiin 15.12.2004. Raja-arvojen sijasta arseenin, kadmiumin, nikkelin ja PAH-yhdisteiden merkkiaineena toimivan bentso(a)pyreenin pitoisuuksille on määritetty direktiivissä tavoitearvot ja arviointikynnykset. Jäsenvaltioiden tulisi saavuttaa tavoitearvot 1. tammikuuta 2013 mennessä. Jäsenvaltioiden on tehtävä alustava arviointi raskasmetalleille ja PAH-yhdisteille ja ilmoitettava komissiolle ilmanlaadun puitedirektiivin *96/62/EY* 11 artiklan 1 kohdan mukaisista ilmanlaadun alustavassa arvioinnissa käytettävistä menetelmistä viimeistään 15.2.2007.

Ilmatieteen laitos tekee ympäristöministeriön toimeksiannosta alustavan arvioinnin arseenille, kadmiumille, nikkelille, elohopealle ja polysyklisille aromaattisille hiilivedyille. Tässä alustavan arvioinnin raportissa esitetään käytettävissä olevat raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden päästötiedot, ilmanlaadun mittaus- ja laskeuma-aineistot sekä mallinnustulokset. Pitoisuudet suhteessa arviointikynnyksiin ja tavoitearvoihin arvioidaan vuosien 2000–2004 mittausaineiston perusteella. Arviointikynnys katsotaan ylittyneeksi, kun se on ylittynyt vähintään kolmena vuotena viimeisten viiden vuoden aikana. Raportissa esitetään myös ehdotus raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden seuranta-alueiksi ja näkemyksiä pitoisuustasojen seuraamisesta.

2 ALUSTAVA ARVIOINTI

Alustavassa arvioinnissa tehdään ensimmäinen epäpuhtaustasojen määrittäminen, jotta voidaan esittää ilmanlaadun seurannalle ja tarkkailulle asetettavat vaatimukset eri alueilla. Ilmanlaadun alustavalle arvioinnille on valmisteltu arviointiohje (*VAN AALST et al., 1998*), jota on hyödynnetty myös tässä raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden alustavassa arvioinnissa. Alustavassa arvioinnissa tarkastellaan, ovatko käytettävissä olevat tiedot ilmanlaadusta riittäviä direktiivissä tarkoitettujen väestökeskittymien[2] ja muiden seuranta-alueiden[1] määrittämiseksi. Alustavassa arvioinnissa saatujen tietojen perusteella voidaan määrittää, millä tavalla ilmanlaadun seuranta näillä alueilla vähintään tulee tehdä. Mikäli olemassa olevat tiedot eivät ole riittäviä, alustavassa arvioinnissa hankitaan tarvittavat lisätiedot.

Jäsenvaltiot jaetaan seuranta-alueisiin, joiden pitoisuustaso suhteessa arviointikynnyksiin määrittää vaatimustason ilmanlaadun seurannalle. Puitedirektiivin 6 artiklan mukainen säännöllinen ilmanlaadun seuranta toteutetaan eri alueilla seuraavasti:

- Ilmanlaadun seuranta tulee tehdä mittaamalla seuraavilla alueilla:
    - väestökeskittymissä[2]
    - seuranta-alueilla, joilla pitoisuudet ylittävät ylemmän arviointikynnyksen
    - mittauksia voidaan lisäksi täydentää mallintamisella riittävän tiedon saamiseksi ilmanlaadusta.
- Ilmanlaadun seurantaan voidaan käyttää mittausten ja mallintamisen yhdistelmää seuranta-alueilla, joilla pitoisuudet ovat pienempiä kuin ylempi arviointikynnys
- Ilmanlaatua voidaan seurata pelkästään mallintamalla tai objektiivisella arvioinnilla seuranta-alueilla, joilla pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen

Ilmanlaadun direktiivien mukaisella seurannalla tarkoitetaan menetelmää, jolla mitataan, lasketaan, ennustetaan tai arvioidaan epäpuhtauden taso ilmassa. Tämän mukaan ilmanlaadun seurantaan voidaan mittausten lisäksi käyttää myös muita arviointimenetelmiä. Ilmanlaadun alustavassa arvioinnissa tulevat kyseeseen lähinnä seuraavat kolme menetelmää:

- mittaukset
- päästökartoitukset
- mallintaminen

Menetelmiin sisältyvät epävarmuudet tulisi arvioida ja arvioinnin lopullisille tuloksille tulisi tehdä kokonaisepävarmuuden arviointi. Arvioinnin luotettavuutta voidaan parantaa käyttämällä hyväksi kaikkia em. kolmea arviointimenetelmää yhdessä.

[1] seuranta-alue = jäsenvaltioiden rajaama osa niiden alueesta
[2] väestökeskittymä = yhden tai useamman kunnan muodostama tai muuten taajaan rakennettu alue, jonka asukasluku on vähintään 250 000

Ilmanlaadun alustavan arvioinnin tulokset tulisi esittää karttoina, joista ilmenevät tavoitearvojen ja arviointikynnysten todennäköiset ylittymisalueet tai alueet, joilla tulee käyttää tiettyä menetelmää ilmanlaadun seurantaan.

Koska ilmanlaatu muuttuu ajan kuluessa mm. aktiviteettien (liikenne, teollisuus, väkiluku) muuttumisen, tekniikan kehittymisen ja ilmanlaadun hallinnassa tehtävien muutosten myötä, täytyy myös ilmanlaadun arviointi uusia säännöllisesti. Ilmanlaadun arviointi ilmanlaadun seurannassa käytettävien alueiden luokittelun tarkistamiseksi tulee uusia vähintään viiden vuoden välein tai aikaisemmin, jos on oletettavissa että pitoisuudet ovat muuttuneet olennaisesti.

Ilmanlaadun ensimmäistä, toista ja kolmatta tytärdirektiiviä koskevat alustavat arvioinnit on tehty Ilmatieteen laitoksella (*PIETARILA ym. 2001a, 2001b, 2002 ja 2003*) ja ne on toimitettu ympäristöministeriön toimesta komissiolle. Ilmanlaadun ensimmäisessä tytärdirektiivissä (*1999/30/EY*) annettiin raja-arvot ja arviointikynnykset ulkoilman rikkidioksidin, typen oksidien (NO_2 ja NO_x), hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) ja lyijyn pitoisuuksille. Ilmanlaadun toisessa tytärdirektiivissä (*2000/69/EY*) annettiin raja-arvot ja arviointikynnykset bentseenin ja hiilimonoksidin pitoisuuksille. Valtioneuvoston 9.8.2001 antamassa ilmanlaatuasetuksessa (*711/2001*) pantiin täytäntöön ensimmäisen ja toisen tytärdirektiivin säännökset, mm. raja-arvot säädellyille ilman epäpuhtauksille ja ilmanlaadun seurannan aluejako Suomessa. Ilmanlaadun kolmannessa tytärdirektiivissä (*2002/3/EY*) annettiin alailmakehän otsonille tavoitearvot ja pitkän ajan tavoitteet terveyshaittojen estämiseksi ja kasvillisuuden suojelemiseksi. Otsonille käytettävä aluejako on annettu 4.9.2003 erillisessä valtioneuvoston asetuksessa alailmakehän otsonista (*783/2003*).

Ilmanlaadun neljännessä tytärdirektiivissä on annettu tavoitearvot ja arviointikynnykset arseenille, kadmiumille, nikkelille ja bentso(a)pyreenille, joka kuuluu polysyklisiin aromaattisiin hiilivetyihin sekä suositukset seurannan järjestämiselle. Pitoisuuksien lisäksi on seurattava myös kyseisten aineiden ja yhdisteiden kokonaislaskeumia tausta-alueilla. Myös elohopean pitoisuuksia ilmassa ja laskeumia tulisi seurata, vaikka direktiivissä ei elohopealle tavoitearvoa vielä asetettukaan. Raskasmetalleja ja PAH-yhdisteitä koskevat direktiivin säännökset on pantu täytäntöön valtioneuvoston asetuksella ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä (*164/2007*). Asetus astui voimaan 15.2.2007.

2.1 Tavoitearvot ja arviointikynnykset

Tavoitearvolla tarkoitetaan ilmassa olevaa pitoisuutta, joka on mahdollisuuksien mukaan alitettava määräajassa ja jolla pyritään välttämään, ehkäisemään tai vähentämään ihmisten terveyteen ja ympäristöön kohdistuvia haitallisia vaikutuksia. Tavoitearvo määritellään ilmassa olevan pitoisuuden vuosittaisena keskiarvona PM_{10}-hiukkasfraktiossa.

Ylemmällä arviointikynnyksellä tarkoitetaan pitoisuustasoa, jonka ylittyessä seuranta-alueilla ja väestökeskittymissä kiinteät ja jatkuvat mittaukset pitoisuuksien seuraamiseksi ovat pakollisia.

Alemmalla arviointikynnyksellä tarkoitetaan pitoisuustasoa, jonka ylittyessä ilmanlaadun arviointiin voidaan käyttää mittauksien (suuntaa-antavat mittaukset mukaan lukien) ja mallintamistekniikoiden yhdistelmää. Alemman arviointikynnyksen alittuessa ilmanlaadun arvioinnissa on mahdollista käyttää pelkkiä mallintamistekniikoita tai objektiivista arviointia.

Arviointikynnys katsotaan ylittyneeksi, kun pitoisuus on ylittänyt tietyn arviointikynnyksen kolmena vuotena viimeksi kuluneen viiden vuoden aikana. Tässä alustavassa arvioinnissa käytetään arviointijaksona vuosia 2000–2004.

Taulukko 1. Raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden tavoitearvot ja arviointikynnykset (*2004/107/EY*). Pitoisuudet määritellään aineiden ja yhdisteiden kokonaispitoisuutena PM_{10}-fraktiossa .

	Laskenta-aika	**Arseeni**	**Kadmium**	**Nikkeli**	**Bentso(a)pyreeni**
Tavoitearvo ng/m^3	kalenterivuosi	6	5	20	1
Ylempi arviointikynnys ng/m^3	kalenterivuosi	3,6	3	14	0,6
Alempi arviointikynnys ng/m^3	kalenterivuosi	2,4	2	10	0,4

2.2 Arseeni

Arseeni on niin sanottu epämetalli eli metalloidi, joka esiintyy useissa eri muodoissa epäorgaanisena ja orgaanisena yhdisteenä. Arseeni esiintyy ilmassa pääasiassa sitoutuneena pienhiukkasiin ($PM_{2,5}$). Euroopan maaseutualueilla ilman arseenipitoisuudet ovat olleet luokkaa 0,2–1,5 ng/m^3 ja kaupunkitausta-alueilla 0,5–3,0 ng/m^3. Teollisuusalueiden lähistöllä arseenipitoisuudet voivat olla kertaluokkaa suurempia.

Arseenin keskeisiä päästölähteitä ovat rauta- ja terästeollisuus, muu metalliteollisuus (lähinnä kuparin ja lyijyn tuotanto) sekä energiantuotanto. Luonnollisia arseenilähteitä ovat tulivuorten purkaukset ja rapautumisprosessit.

2.3 Kadmium

Kadmium on suhteellisen harvinainen alkuaine, jota esiintyy pääasiassa muiden metallien sulfidimalmien yhteydessä. Kadmium esiintyy ulkoilmassa lähinnä pienhiukkasiin ($PM_{2,5}$) sitoutuneena. Ulkoilman kadmiumpitoisuudet ovat nykyisin Euroopan maaseutualueilla keskimäärin 0,1–0,4 ng/m^3 ja kaupunkitausta-alueilla 0,2–2,5 ng/m^3. Teollisuuden kuormittamilla alueilla kadmiumpitoisuudet voivat olla kymmenen kertaa suurempia em. mainittuihin arvoihin nähden.

Kadmiumin tärkeimpiä päästölähteitä ovat metalli- ja kaivosteollisuus sekä teollisuuden voimantuotanto ja muu sähkön- ja lämmöntuotanto. Rautametallien tuotannon lisäksi

kadmiumpäästöjä aiheuttaa eniten sinkin tuotanto. Kadmiumin lähteitä ovat myös fosforilannoitteet, jätteenpoltto ja liikenne sekä lisäksi kaukokulkeumalla on kadmiumin leviämisessä huomattava osuus.

2.4 Nikkeli

Nikkeliä esiintyy useissa muodoissa, jotka voidaan luokitella metalliksi, oksidiksi, nikkelisulfaatiksi tai liukeneviksi nikkelisuoloiksi. Nikkeliä esiintyy yleisesti maaperässä ja sitä on rikastuneena raakaöljyyn. Ilmassa nikkeli on sitoutunut pääasiassa karkeampiin hiukkasiin, joiden halkaisija on noin 10 µm. Mitatut ulkoilman nikkelipitoisuudet ovat olleet maaseutualueilla luokkaa 0,4–2,0 ng/m^3, kaupunkitausta-alueilla 1,4–13 ng/m^3 sekä teollisuusalueilla jopa kymmenenkertaisia em. lukuihin verrattuna.

Nikkeliä vapautuu ulkoilmaan pääasiassa polttoaineiden ja jäteöljyn poltossa sekä nikkelimalmin louhinnassa ja jalostuksessa. Ulkoilman tärkeitä nikkeliyhdisteitä ovat nikkelisulfaatti ja nikkelioksidi, joita syntyy muun muassa energiantuotannossa. Öljyn ja hiilen poltossa muodostuvat hiukkaset sisältävät em. lisäksi myös monimutkaisia metallioksideja ja metalliteollisuuden päästöissä esiintyy myös metallista nikkeliä. Liikenteen nikkelipäästöistä ei ole tehty tarkkoja kartoituksia, mutta liikenteen osuuden arvioidaan olevan ainoastaan muutaman prosentin luokkaa kokonaispäästöistä. Nikkelin luonnollisia lähteitä ovat tuulen kuljettamat maaperähiukkaset sekä tulivuorten purkaukset.

2.5 Elohopea

Elohopea voi esiintyä useina pysyvinä isotooppeina. Luonnossa se esiintyy pääasiassa alkuainemuodossa ja metyylielohopeana. Metyylielohopea on myrkyllisin elohopean yhdisteistä ja sitä esiintyy liuenneena esimerkiksi märkälaskeumassa. Noin 60 % Euroopan elohopeapäästöistä on arvioitu olevan kaasumaisessa olomuodossa alkuaineena, 30 % kaasumaisena kahdenarvoisena elohopeana ja 10 % hiukkasiin sitoutuneena. Eri olomuodoissa oleva elohopea käyttäytyy eri lailla ilmakehässä. Alkuaine-elohopean elinaika on puolesta vuodesta kahteen vuoteen ja se voi levitä ilmakehässä maailmanlaajuisesti. Kaasumainen kahden arvoinen elohopea ja hiukkasmainen elohopea säilyvät ilmakehässä lyhyemmän ajan ja ne laskeutuvat melko lähelle päästölähteitä joko märkä- tai kuivalaskeuman mukana. Elohopeaa kulkeutuu kaukanakin sijaitsevilta päästölähdealueilta ilmateitse puhtaiden arktisille alueille, jossa elohopea laskeutuu ilmakehästä maahan lumen mukana. Elohopealaskeumat saattavat merkitä, että arktinen alue on maailmanlaajuisen elohopeakierron nielu.

Elohopeapitoisuuksien seuranta on ollut vähäistä, mutta saatujen mittaustulosten mukaan kaasumaisen elohopean pitoisuudet ovat olleet tausta-alueilla alle 2 ng/m^3 ja voimakkaasti kuormitetuilla alueilla noin 35 ng/m^3. Tärkeimpiä elohopean ilmaperäisiä lähteitä ovat hiilivoimalaitokset, polttoaineiden- ja jätteenpoltto, kaatopaikat ja metallisulatot. Arkielämässä elohopealle altistutaan yleisimmin hampaiden paikkauksen ja ravinnon, erityisesti kalojen, välityksellä.

2.6 Polysykliset aromaattiset hiilivedyt

Polysykliset aromaattiset hiilivedyt eli PAH-yhdisteet ovat orgaanisia yhdisteitä, jotka muodostuvat vähintään kahdesta toisiinsa yhdistyneestä kokonaan hiilestä ja vedystä koostuvasta aromaattisesta renkaasta. PAH-yhdisteiden fysikaalis-kemialliset ominaisuudet vaihtelevat huomattavasti, mutta osa PAH-yhdisteistä on helposti haihtuvia. Ne vapautuvat ilmaan ja kulkeutuvat ilmakehässä pitkiä matkoja. PAH-yhdisteet esiintyvät joko kaasumaisessa olomuodossa tai sitoutuneina ilmassa oleviin, aerodynaamiselta halkaisijaltaan 1–2 μm hiukkasiin. PAH-yhdisteet, jotka sisältävät viisi rengasta tai enemmän havaitaan lähinnä hiukkasiin sitoutuneina kun taas 2–3 rengasta sisältävät ovat lähes ainoastaan kaasumaisessa olomuodossa. Vaihtelevuudet olomuodossa liittyvät pääasiassa 4 rengasta sisältäviin PAH-yhdisteisiin, kuten fluoranteeniin, pyreeniin, bentso(a)antraseeniin ja kryseeniin (*European Commission, 2001*).

PAH-yhdisteet ovat karsinogeenisiä ja lisäävät erityisesti keuhkosyöpään sairastumisen riskiä. PAH-yhdisteiden aiheuttaman syöpäriskin merkkiaineena käytetään bentso(a)pyreeniä. Bentso(a)pyreeni esiintyy hiukkasiin sitoutuneena ja sen pitoisuudet ja vuodenaikaisvaihtelu kuvaavat hyvin PAH-yhdisteiden ominaisuuksia. Bentso(a)pyreenipitoisuuden vuosittaiset keskiarvot ovat olleet Euroopan maaseututausta-alueilla 0,1–1 ng/m^3, kaupunkialueilla 0,5–3 ng/m^3 jopa 30 ng/m^3 tiettyjen teollisuuslaitosten välittömässä läheisyydessä. Kaupunkialueilla pitoisuudet ovat suurimpia vilkasliikenteisten teiden läheisyydessä. Asuinalueilla, joilla käytetään runsaasti puuta tai muita kiinteitä polttoaineita, mittaukset osoittavat kaupunkialueisiin verrattavissa olevia pitoisuuksia.

PAH-yhdisteitä muodostuu palamisprosesseissa orgaanisen aineksen epätäydellisen palamisen seurauksena. PAH-yhdisteitä syntyy siten energiantuotannossa, liikenteessä (dieselmoottorit), kotitalouksien pienpoltossa, kulotuksessa, jätteenpoltossa, öljynjalostuksessa, alumiinin tuotannossa sekä koksin valmistuksessa. Suurin osa yhdisteistä on peräisin kiinteiden polttoaineiden poltosta. Liikenne on merkittävin PAH-yhdisteiden lähde kaupunkien keskustoissa ja vilkkaasti liikennöityjen teiden varsilla matalasta päästökorkeudesta johtuen. Pientaloalueilla kotitalouksien puunpoltto on merkittävin PAH-päästöjen lähde. Teollisista ja liikkuvista lähteistä peräisin oleva bentso(a)pyreeni esiintyy lähinnä pienhiukkasissa. Puun pienpoltosta peräisin oleva bentso(a)pyreeni on sitoutuneena vaihtelevan kokoisiin hiukkasiin. Arkielämässä merkittävimpiä PAH-yhdisteiden lähteitä ovat muun muassa pakokaasut, tupakansavu, noki sekä ruoanvalmistus paahtamalla ja grillaamalla. Luonnollisia lähteitä ovat metsäpalot ja tulivuoren purkaukset.

3 ALUSTAVASSA ARVIOINNISSA KÄYTETTÄVÄT MENETELMÄT JA AINEISTOT

3.1 Päästötiedot

Suomen ympäristökeskus (SYKE) vastaa Suomessa valtakunnan tasolla päästötietojen keräämisestä, arvioimisesta ja useista kansainvälisistä raportoinneista. SYKEssä tuotetaan energia- ja teollisuussektoreiden, liuottimien ja tuotteiden käytön sekä maatalouden ja jätteiden käsittelyn päästötietoja. Tilastokeskus arvioi lisäksi polttoaineperäisiä energia- ja teollisuussektoreiden päästöjä, Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus maatalouden päästöjä sekä Metsäntutkimuslaitos metsien ja maankäytön sektorin päästötietoja. Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) arvioi vuosittain Suomen liikenteen päästöt (*SAARINEN, 2002*). Tämän lisäksi tehdään suppeampia esim. kuntakohtaisia päästökartoituksia erilaisten tutkimusprojektien yhteydessä mm. Ilmatieteen laitoksella.

SYKE arvioi Suomen ilman epäpuhtauksien päästötiedot liikennettä lukuun ottamatta kaikilta päästölähdesektoreilta. Energia- ja teollisuussektorin osalta päästötiedot perustuvat ympäristönsuojelun valvonta- ja kuormitustietojärjestelmään (VAHTI) talletettuihin tietoihin. Suomen kokonaispäästöarvioissa hyödynnetään lisäksi mm. energiankulutuksen osalta Tilastokeskuksen energiatilaston tietoja ja liikenteen osalta VTT:n LIPASTO-järjestelmän (*MÄKELÄ ym., 2002a*) tuloksia ja energiatilastoa.

Alustavassa arvioinnissa hyödynnettiin SYKEn Suomen kokonaispäästöarvioita ja VAHTI-järjestelmän tietoja. Kyseiset yleiset päästötietojärjestelmät sisältävät päästöt vuositasolla ja kunnittaisina tietoina sekä VAHTIssa myös laitoksittain. SYKE on arvioinut ja raportoinut Suomen kokonaispäästöt arseenille, kadmiumille, nikkelille, elohopealle ja PAH-yhdisteille.

Ilmatieteen laitos ylläpitää lähinnä leviämislaskelmien lähtötietotarpeita varten lisäksi omaa päästörekisteriä, joka sisältää em. järjestelmiin sisältyvien tietojen lisäksi ajallisesti ja alueellisesti tarkempia tietoja päästöistä ja muita päästöjen ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa tarpeellisia tietoja (kuten sijaintitiedot, päästöjen vapautumiskorkeus, savukaasutiedot, tiedot leviämisympäristöstä).

3.2 Leviämismallit

Alustavassa arvioinnissa hyödynnettävät leviämislaskelmat tehdään Ilmatieteen laitoksessa kehitetyillä leviämismalleilla. Liikenteen päästöjen leviämistä arvioidaan viivalähdemallilla (CAR-FMI) ja pistelähteiden (mm. energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteet) päästöjen leviämistä arvioidaan kaupunkimallilla (UDM-FMI). Leviämismallitutkimuksissa käytettyjä menetelmiä ja leviämislaskelmiin liittyviä epävarmuuksia on esitelty ensimmäiseen ilmanlaadun tytärdirektiiviin liittyvässä alustavassa arvioinnissa (*PIETARILA ym., 2001a*).

3.2.1 Kaupunkimalli (UDM-FMI)

Kiinteiden lähteiden päästöjen aiheuttamien ulkoilman epäpuhtauspitoisuuksien arviointiin käytettiin Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallia, joka on kehitetty Gaussin jakaumaa noudattavasta pistemäisen lähteen viuhkamallista. Pistelähteiden lisäksi malliin sisältyvät laskentamenetelmät myös pinta- ja tilavuuslähteille. Kaupunkimallia ja sen ominaisuuksia on kuvattu yksityiskohtaisesti Ilmatieteen laitoksen ilmansuojelun julkaisusarjan raportissa *KARPPINEN ym. 1998.*

Kaupunkimallin leviämisparametrien määrityksessä on käytetty eräiden ulkomaisten meteorologisten tutkimusten tuloksia (*BUSINGER ym., 1971; CAUGHEY ym., 1979; HANNA, 1985; HOLTSLAG, 1984; WRATT, 1987*). Pistelähteitä käsiteltäessä tarvitaan laskentamenetelmä ns. nousulisälle, joka muodostuu kun poistokaasut vapautuessaan päästökohteesta nousevat liikemäärästään ja lämpösisällöstään johtuen päästölähteen huippua korkeammalle. Päästöjen nousulisällä (plumerise) on huomattava vaikutus keskimääräiseen leviämiskorkeuteen ja muodostuviin epäpuhtauspitoisuuksiin. Kaupunkimallissa nousulisän laskenta perustuu Briggsin tutkimuksiin (*BRIGGS, 1975* ja *1984*).

Päästöjen leviämiseen saattavat vaikuttaa ilmavirtauksia häiritsevät esteet. Tällöin leviämisessä voi esiintyä systemaattisesti alaspäin suuntautuvaa liikettä, josta käytetään nimitystä savupainuma (downwash). Ilmiö voi johtua itse päästölähteen ominaisuuksista, päästölähdettä ympäröivistä rakennuksista tai korkeasta puustosta sekä lähimaaston topografiasta. Tämän leviämiseen vaikuttavan ilmiön käsittelymenetelmät pitoisuuksia laskettaessa sisältyvät myös kaupunkimalliin.

Kaupunkimallilla lasketaan epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja sillä oletuksella, että meteorologinen tilanne ja päästö pysyvät vakioina aina tunnin ajan. Päästötietojen aikasarjassa huomioidaan mm. tarkasteltavien päästölähteiden sijainti, päästökorkeus sekä päästömäärät ja niiden ajallinen vaihtelu. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja (1–3 vuotta) ja kunkin lähteen päästötietojen aikasarja on käyty läpi. Pitoisuudet lasketaan tutkimusaluetta peittävään tulostuspisteikköön hyvin suureen määrään tulostuspisteitä joko maanpintatasoon tai tietylle korkeudelle maanpinnasta. Kunkin tulostuspisteen pitoisuuksien tunneittaiset aikasarjat muodostavat perusaineiston, josta voidaan laskea tarvittavia tilastoja. Tilastotarkasteluilla tulostuspisteittäisistä tuntikeskiarvoista ja niistä edelleen lasketuista vuosi- ja vuorokausikeskiarvoista voidaan valita esimerkiksi ohje- ja raja-arvojen määrittelyjen mukaisia pitoisuuksia tai pitoisuuksien maksimiarvoja. Mallin antamat yksittäiset pitoisuusarvot ovat odotusarvoja, mutta niistä laskettujen tilastollisten tunnuslukujen osuvuus on todettu vähintäänkin tyydyttäväksi tarkoitusta varten tehdyissä tutkimuksissa (*KARPPINEN, ym. 1998*).

3.2.2 Liikenteen viivalähdemalli (CAR-FMI)

Autoliikenteen päästöjen aiheuttamien ulkoilman bentso(a)pyreenipitoisuuksien arviointiin käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä viivalähdemallia, jota on kuvattu tarkemmin julkaisuissa *KARPPINEN, ym. 2000 a ja 2000 b*. Viivalähdemallilla lasketaan epäpuhtauspitoisuudet haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä.

Viivalähdemalli perustuu leviämisen osalta analyyttiseen ratkaisuun (*LUHAR & PATIL, 1989*) ja päästöjen kemiallisen muutunnan osalta ns. 'discrete parcel' -menetelmään (*BENSON, 1984*), joka on samanlainen kuin amerikkalaisessa CALINE-mallissa. Viivalähdemallilla ei voida kuvata katukuiluolosuhteista aiheutuvia päästöjen leviämiseen ja pitoisuuksien muodostumiseen vaikuttavia erityispiirteitä.

Viivalähdemallissa käytetään meteorologisena perusaineistona yleensä 1–3 vuoden pituista parametrien tunneittaisten arvojen aikasarjaa. Päästötietojen aikasarjassa huomioidaan mm. tarkasteltavien viivalähteiden sijainti, liikennemäärä ja liikennevirran nopeus, päästökorkeus sekä päästömäärät ja niiden ajallinen vaihtelu. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja ja päästötietojen aikasarja on käyty läpi. Viivalähdemallin laskentatuloksina saatavia pitoisuuden tuntikeskiarvoja analysoidaan tilastollisesti niin, että laskentapisteisiin voidaan tuottaa mm. ilmanlaadun ohjearvojen ja raja-arvojen määrittelyjen mukaiset tilastoarvot pitoisuuksille. Laskennallisista tunnusluvuista voidaan arvioida yksittäisen viivalähteen vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai kaikkien tutkimusalueen viivalähteiden päästöjen kokonaisvaikutus komponenteittain. Viivalähdemallilla tehtävät sovellutukset voidaan yhdistää Ilmatieteen laitoksen kaupunkimalliin. Viivalähdemallia on testattu vertaamalla mallin tuloksia kokeellisiin aineistoihin (mm. *KUKKONEN et al., 2001 ja 2002*). Mallinnettujen ja mitattujen tulosten yhteensopivuus on ollut hyvä.

Meteorologiset tiedot

Ilman epäpuhtauksien leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, jota kutsutaan rajakerrokseksi. Rajakerroksen korkeus on Suomessa tyypillisesti alle kilometri, mutta varsinkin kesällä rajakerros voi ulottua yli kahteen kilometriin. Rajakerroksen tuuliolosuhteet määräävät karkeasti ilman epäpuhtauksien kulkeutumissuunnan, mutta rajakerroksen ilmavirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi epäpuhtauksien sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. Leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia muuttujia ovat siis tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoittumiskorkeus.

Alustavassa arvioinnissa tehtävissä leviämislaskelmissa käytetään Ilmatieteen laitoksen ilmanlaatuosastolla kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia eli ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmää (*RANTAKRANS, 1990*, *KARPPINEN, 2001*). Mallin avulla voidaan normaalien meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida ne rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat, joita tarvitaan epäpuhtauksien leviämismallilaskelmissa. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikalliset tekijät, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (maanpinnan kyky heijastaa auringon säteilyä) eri maanpinnan laaduille. Meteorologiset tiedot saadaan yleensä Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan talletetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista. Sääasemilta saatavat perushavainnot valitaan tutkimusaluetta lähimpänä olevalta asemalta. Tämän lisäksi tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan kahden tai useamman aseman havaintojen etäisyyspainotettuna tilastollisena yhdistelmänä. Luotaushavainnot valitaan lähimmältä luotausasemalta. Rajakerroksen parametrisointimenetelmän lopputuloksena saadaan leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten tietojen tunneittaiset aikasarjat.

Mitattujen ja leviämislaskelmilla saatujen pitoisuuksien vertailua

Ilmatieteen laitoksen leviämismallilaskelmien tuloksia on verrattu useilla paikkakunnilla paikallisiin ilmanlaadun mittaustuloksiin. Tarkasteluja on tehty lähinnä rikkidioksidipitoisuuksille, typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksille sekä hiilimonoksidi- ja hiukkaspitoisuuksille (mm. *VARJORANTA ym., 1999; PIETARILA ym., 2000; RASILA ym., 2000; PIETARILA & VARJORANTA 2001, SALMI ym., 2002, RASILA ym., 2005*). Em. vertailuissa on mallilaskelmilla saatu mittaustulosten kanssa kohtuullisen hyvin yhteensopivia tuloksia.

Leviämisselvitysten tulosten tarkkuus riippuu mm. päästötietojen oikeellisuudesta, päästöjen ja niiden vaihtelujen kuvaamisen tasosta mallilaskelmissa sekä meteorologisen ja taustapitoisuusaineiston alueellisesta ja ilmastollisesta edustavuudesta. Mittauksin saatuihin pitoisuusarvoihin aiheuttavat virhettä esim. mittalaitteesta, kalibroinnista, näytteenotosta ja mittauspaikan edustavuudesta riippuvat tekijät. Vertailtavien pitoisuustietojen tulisi lisäksi olla samalta tarkastelujaksolta. On todettava, että mallilaskelmilla saadaan tilastollisia pitoisuusarvoja, joiden muodostumiseen vaikuttaa voimakkaasti mm. se, kuinka päästöjen ja taustapitoisuuden lyhytaikaisvaihtelu on kuvattu mallissa. Lisäksi leviämismallilaskelmien tuloksiin liittyy epävarmuutta yleensä sitä enemmän mitä lyhyemmän jakson pitoisuusarvoista on kyse.

3.3 Ilmanlaadun mittaukset

Ilmanlaadun seuranta on järjestetty Suomessa hajautetusti. Suomessa on kuntien, kunnallisten yhteistyöelimien ja teollisuuden ylläpitämänä varsin kattava asemaverkosto ilman epäpuhtauksien mittaamiseen kaupunki- ja teollisuusalueilla. Ympäristönsuojelulain mukaan kunnat ovat velvollisia järjestämään alueellaan tarpeellisen ilmanlaadun seurannan ja toiminnanharjoittajan on oltava selvillä toiminnastaan aiheutuvien päästöjen vaikutuksista ilmanlaatuun. Maaseudun taustaalueilla ilmanlaadun seurannasta vastaa Ilmatieteen laitos.

Tiedot ilmanlaatumittauksista on kerätty Ilmatieteen laitoksen ylläpitämään ilmanlaadun seurannan tietojärjestelmään (ILSE), johon kerätään vuosittain Suomen ilmanlaadun seurannan mittaustulokset sekä niihin liittyviä tietoja. Keruun yhteydessä suoritetaan mittaustuloksille yhdenmukaisia tarkistuksia ja varmistuksia yhdessä mittaajan kanssa.

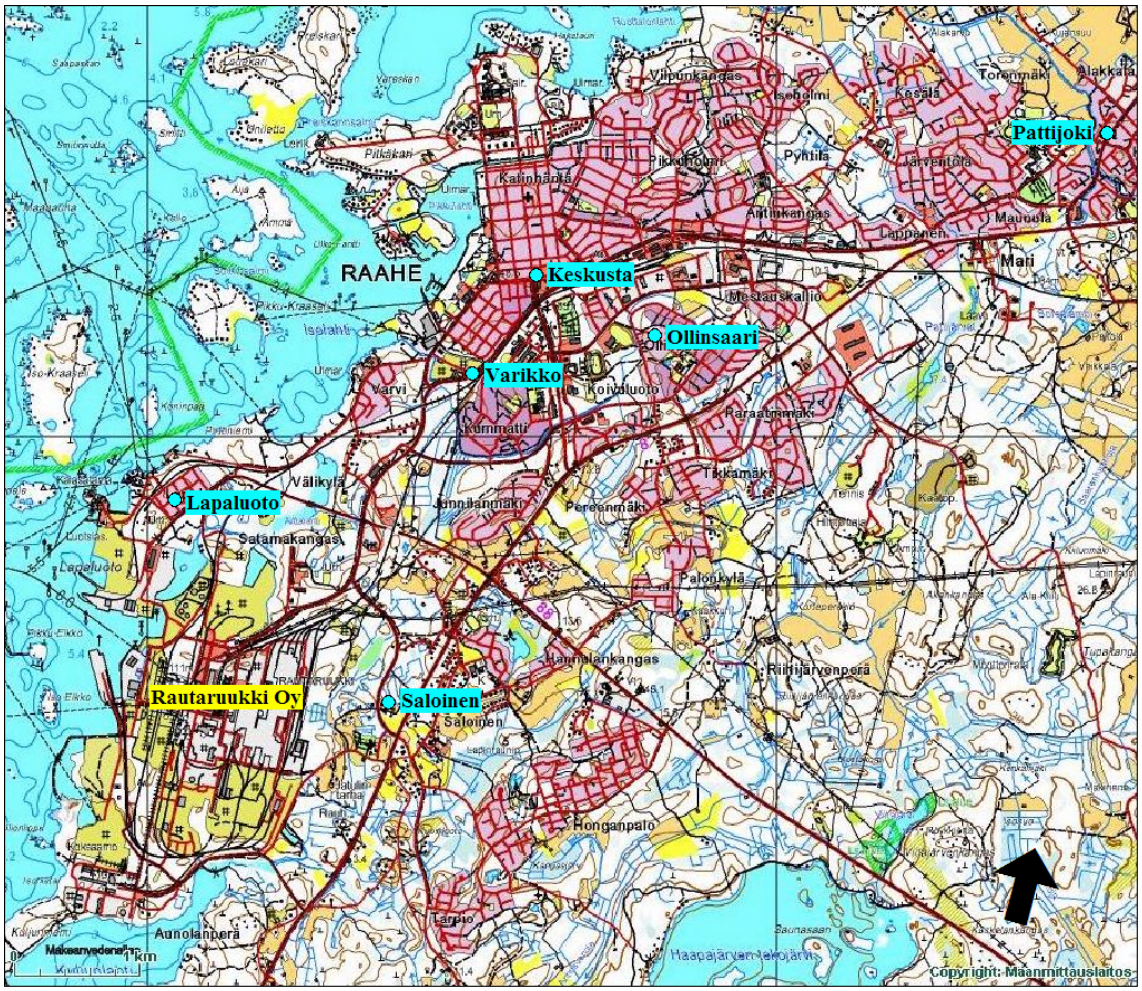
Alustava arvioinnin johtopäätökset perustuvat pääasiassa vuosien 2000–2004 mittausaineistoon. Tässä tutkimuksessa on kuitenkin esitetty mittaustuloksia myös pitemmältä ajanjaksolta, aikaisimmillaan vuodesta 1992 alkaen. Pidemmän ajan tarkastelu antaa lisätietoa tarkasteltavien suureiden vuosittaisista vaihteluista ja mahdollisesta trendistä.

Tässä ilmanlaadun alustavassa arvionnissa käsiteltävistä alkuaineista arseenia, kadmiumia ja nikkeliä on mitattu Suomessa lähinnä metalliteollisuuspaikkakunnilla (liitekuvat 1–3). Ilman elohopeapitoisuutta on seurattu Pallaksella Luoteis-Lapin alueella. Polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä on toistaiseksi mitattu vain muutamalla paikkakunnalla Suomessa (liitekuva 4).

3.3.1 Raskasmetallien mittaukset

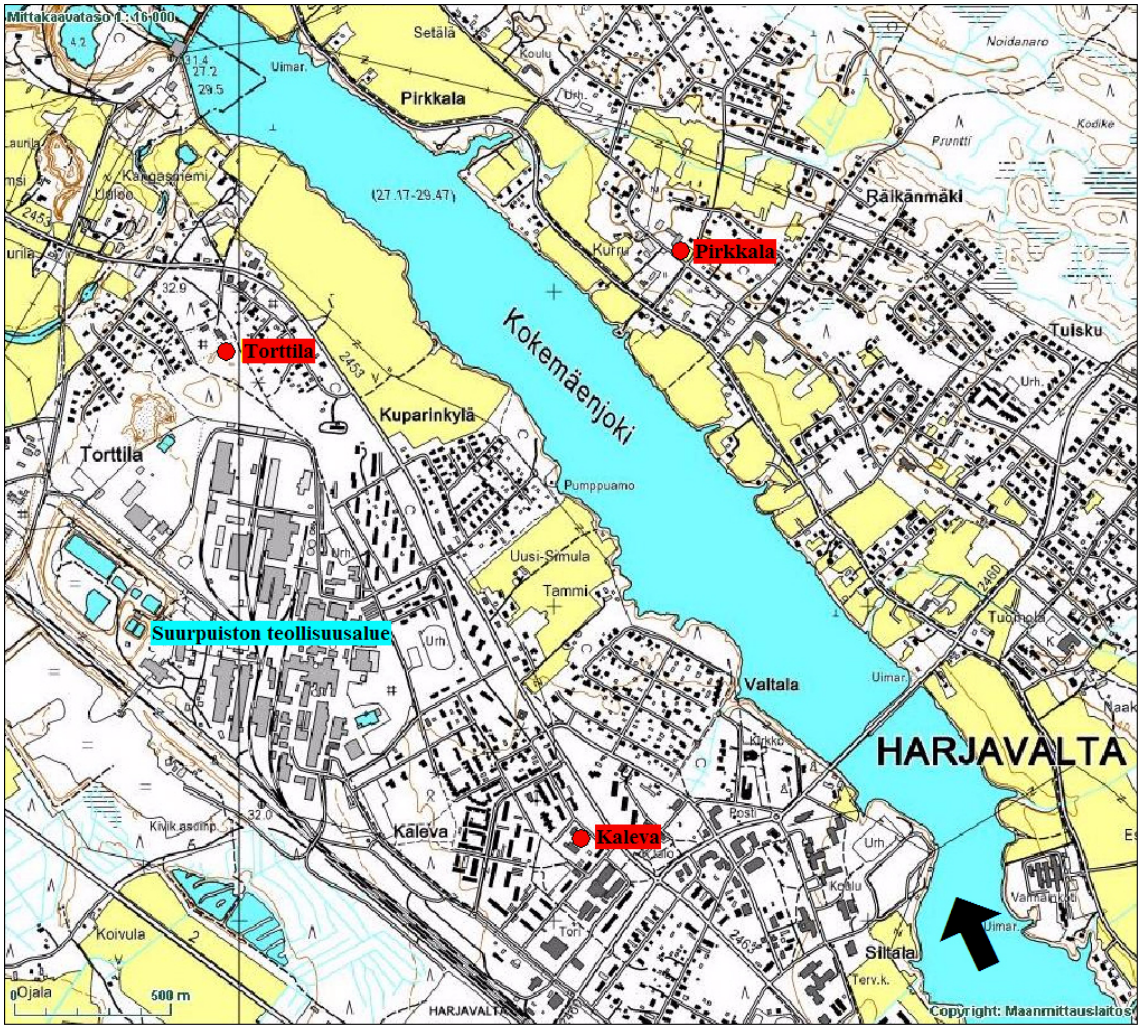
Raskasmetallien pitoisuuksia on mitattu Suomessa lähinnä metalliteollisuuspaikkakunnilla. Pisimpään raskasmetallipitoisuuksia on seurattu Harjavallassa ja Raahessa. Puhtaiden tausta-alueiden raskasmetallipitoisuuksia on mitattu jo vuosikymmenen ajan Ilmatieteen laitoksen tausta-asemalla Pallaksen Matorovalla. Koko arviointiajanjakson 2000–2004 kattavaa aineistoa on edellä mainittujen lisäksi saatavilla myös pääkaupunkiseudun alueelta, mutta muuten raskasmetallien alustavassa arvioinnissa käytettävä aineisto on arviointiajanjaksoa lyhyemmältä ajalta. Liitteeseen 1 on koottu alustavassa arvioinnissa käytettyjen raskasmetallimittausaineistojen tiedot asemittain. Taulukossa on esitetty keräyksen hiukkasfraktio, keräin, mittausperiaate, mittauksen ajallinen kattavuus ja ajankohta sekä mittausaseman etäisyys merkittävimmästä päästölähteestä ja lähimmästä asutuksesta.

Raahen kaupunki ja Rautaruukki Oy seuraavat leijuvan pölyn pitoisuutta Raahen ympäristön ilmassa kuudessa eri kohteessa (kuva 1). Raahen ilman kadmiumpitoisuutta on seurattu vuodesta 1996 lähtien tehokeräimillä 5 asemalla: keskustassa, Lapaluodossa, Saloisissa, Varikossa ja Pattijoella. Suodatinnäytteitä otetaan kolme kappaletta viikossa, joista valitaan tuuliolosuhteiden mukaan (tuulensuunta lounaasta, tuulennopeus alle 3 m/s) yksi vuorokausinäyte kuukaudessa, josta analysoidaan metalleja. Lapaluodon ja keskustan kadmiumpitoisuudet analysoidaan sekä kokonaisleijuman että hengitettävien hiukkasten näytteistä. Pattijoella kadmiumpitoisuus määritetään vain leijumasta ja Saloisissa ja Varikossa vain hengitettävistä hiukkasista. Terästehdas on seurannut arseenipitoisuutta yhdestä leijuman vuorokausinäytteestä viikossa Ollinsaaressa ja Saloisissa vuosina 1992–1999. Vuonna 2004 arseenimittaukset on aloitettu uudelleen Lapaluodossa ja Varikossa. Arseenipitoisuus määritetään hengitettävien hiukkasten vuorokausinäytteestä kerran kuukaudessa. Kadmium- ja arseenipitoisuudet analysoidaan AAS-menetelmällä (atomiabsorbtiospektrofotometri). Vuonna 2004 valmistui Raahen alueen ilmanlaadun uusi seurantajärjestelmä, jonka mukaan järjestelmään kuuluu nykyisin kolme mittausasemaa (keskusta, Lapaluoto, Varikko), joista Lapaluodon ja keskustan asemilla tulisi seurata raskasmetalleja ja PAH-yhdisteitä (*RUUKKI, 2004*). Keskustan aseman sijaan raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden pitoisuuksien mittauksia on kuitenkin jatkettu Varikossa. Vuodesta 2004 lähtien Lapaluodon ja Varikon hiukkasnäytteistä on analysoitu myös nikkelipitoisuudet.



Kuva 1. Raahen mittausasemat. Kuvaan on merkitty myös Rautaruukki Oy:n teollisuusalue sekä nuolella vallitseva tuulensuunta. © Maanmittauslaitos, lupa nro 145/MYY/07

Harjavallan Torttilassa raskasmetallipitoisuuksia on seurattu vuodesta 1994 lähtien. Torttilan tutkimuspiste sijaitsee noin 200 m etäisyydellä Harjavallan Suurteollisuuspuiston tehdasalueesta koulun pihassa (kuva 2). Tehdasalueella sijaitsevat mm. Boliden Harjavalta Oy (entinen Harjavalta Copper Oy) ja OMG Harjavalta Nickel. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin pitoisuuksien määrittämistä varten tehokeräimellä on kerätty vuorokausinäytteitä kaksi kertaa viikossa. Metallipitoisuudet on analysoitu TSP- ja PM_{10}-suodattimilta AAS- tai ICP–AES -menetelmällä (induktiivisesti kytketty plasma – atomiemissiospektrometri).



Kuva 2. Harjavallan mittausasemat. Kuvaan on merkitty myös Suurpuiston teollisuusalue sekä nuolella vallitseva tuulensuunta. © Maanmittauslaitos, lupa nro 145/MYY/07

Ilmatieteen laitoksen on suorittanut useita lyhytaikaisia ilmanlaadun ja raskasmetallipitoisuuden mittauskampanjoita Harjavallassa viimeisen kymmenen vuoden aikana. Aikaisemmat mittaukset on tehty vuosina 1992 ja 1997 ja viimeisimmät mittaukset huhti-kesäkuussa 2002. Tutkimustulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia, koska aikaisemmissa mittauksissa analysoitavat näytteet on valittu tuulensuunnan mukaan niin, että tuuli on käynyt mahdollisimman paljon Outokumpu Metals Oy:ltä päin. Tutkimuspisteet Kaleva ja Pirkkala ovat kuitenkin olleet samoja kaikissa ilmanlaatututkimuksissa. Kalevan mittausaseman etäisyys Suurteollisuuspuiston tehdasalueesta on noin 0,8 km ja Pirkkalan aseman noin 1,4 km (kuva 2). Vuonna 2002 hiukkasten vuorokausinäytteitä kerättiin tehokeräimellä, jossa on PM_{10}-esierotin. Näytteitä kerättiin kolmena vuorokautena viikossa. Hengitettävien hiukkasten näytteet analysoitiin Ilmatieteen laitoksen ilmakemian analytiikan laboratoriossa. Suodattimista leikatut osanäytteet hajotettiin typpihapolla mikroaaltouunissa. Laimennetuista näytteistä määritettiin arseeni- ja metallipitoisuudet ICP–MS -tekniikalla (induktiivisesti kytketty plasma – massaspektrometri).

Pääkaupunkiseudulla raskasmetallipitoisuuksia on seurattu Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunnan (=YTV) toimesta Töölössä ja Vallilassa vuodesta 2000 lähtien ja Leppävaarassa ja Tikkurilassa vuodesta 2001 lähtien. Näytteet ovat kuukauden

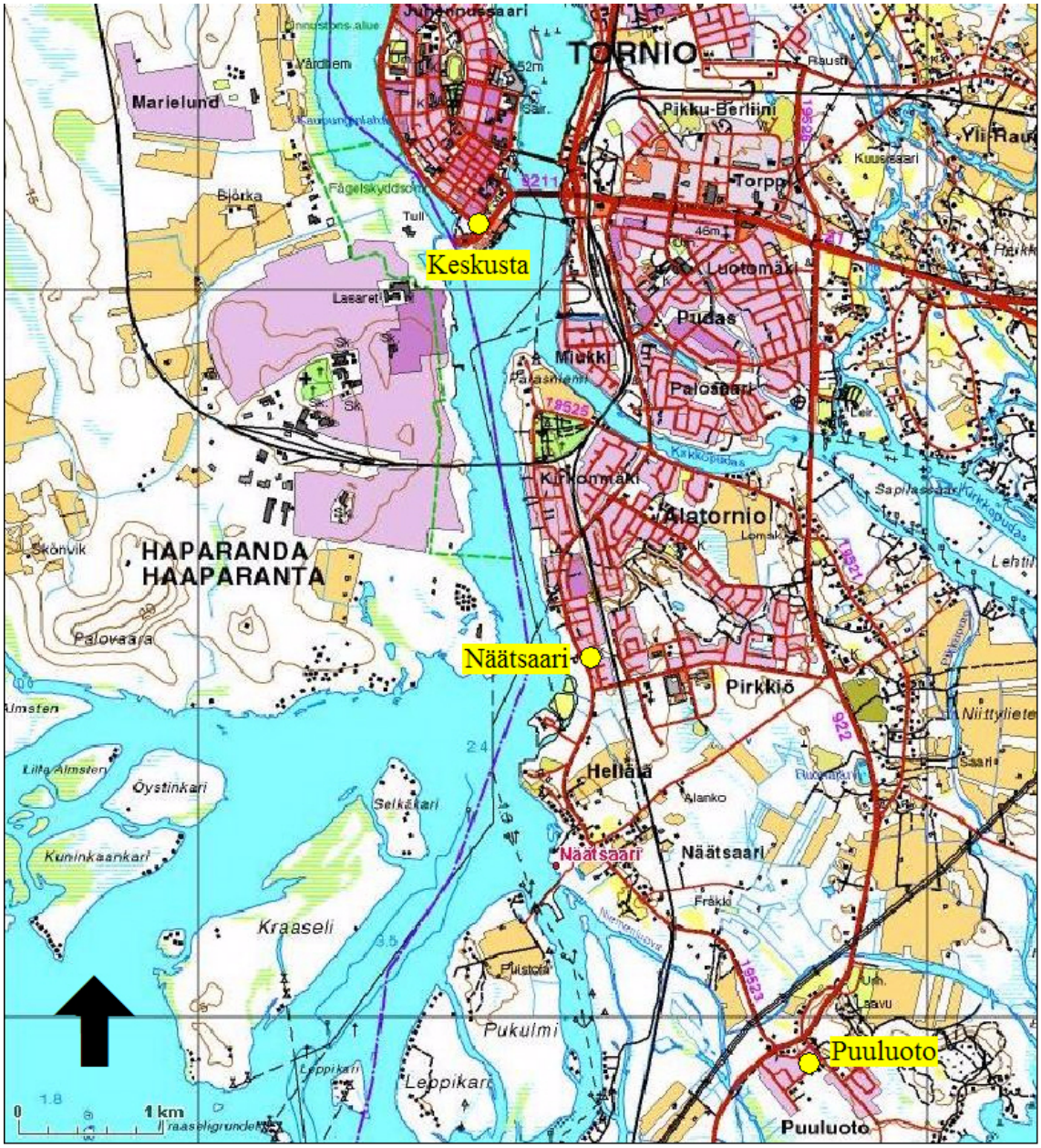
kokoomanäytteitä, joihin on kerätty tehokeräimellä näytettä joka toinen päivä. Raskasmetallipitoisuuksia on pääkaupunkiseudulla mitattu kokonaisleijumasta (TSP) eikä PM_{10}-fraktiosta niin kuin direktiivi edellyttää. Näytteet on analysoitu ICP–MS-menetelmällä.

Puhtaita tausta-alueita edustavalla Pallaksen Matorovan asemalla aloitettiin hiukkasten keruu ilmasta raskasmetallien määrittämistä varten vuoden 1996 alussa (kuva 3). Menetelmä kerää hiukkaset, joiden aerodynaaminen läpimitta on alle 15 µm. Hiukkasten keräysaika on noin viikko. Näytteet vaihdetaan maanantaisin sekä kuukauden 1. päivää lähimpänä arkipäivänä. Suodattimet hajotetaan ns. ultraäänihajotuksella ja analysoidaan Ilmatieteen laitoksen ilmakemian analytiikan laboratoriossa ICP–MS -tekniikalla. Analysoitujen suodatinnäytteiden mittaustuloksista esitetään keruuajoillaan painotetut kuukausikeskiarvot ja edelleen vuosikeskiarvot.

Kuva 3. Pallaksen alueella sijaitseva Matorovan mittausasema. Kuva: Birgitta Alaviippola 11.7.2005.

Vuonna 2005 Ilmatieteen laitos on mitannut raskasmetallipitoisuutta hiukkasnäytteistä Torniossa kolmella mittausasemalla: keskustassa sekä lähempänä Outokumpu Steinless Oy:n tehdasaluetta Puuluodossa ja Näätsaaressa (kuva 4). Puuluodon etäisyys tehdasalueesta on noin 2,5 km, Näätsaaren noin 5 km ja keskustan noin 8 km. Kohteissa on mitattu hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia vuorokausinäyttein noin joka kolmas päivä automaattisilla pientehokeräimillä. Mittalaitteita on vuoden aikana siirretty asemien välillä niin, että yleensä kahdella asemalla on ollut samaan aikaan keräin ja yhdellä asemalla jatkuvatoiminen Eberlain-monitori. Raskasmetallianalyysejä on

vuonna 2005 tehty helmi-maaliskuun ja elo-syyskuun näytteistä, jolloin kaikilla kolmella asemalla on ollut keräin samaan aikaan. Suodatinnäytteet on hajotettu väkevällä typpihapolla ja fluorivetyhapolla ultraäänihauteessa. Alkuaineiden pitoisuudet on määritetty ICP–MS -menetelmällä Ilmatieteen laitoksen ilmakemian analytiikan laboratoriossa.



Kuva 4. Tornion mittausasemat. Outokummun tehdasalue sijaitsee kartan ulkopuolella Puuluodon eteläpuolella noin 2 km etäisyydellä. Kuvaan on merkitty nuolella vallitseva tuulensuunta. © Maanmittauslaitos, lupa nro 145/MYY/07

Kokkolassa on mitattu raskasmetallipitoisuuksia hengitettävistä hiukkasista vuosina 1993, 1998–1999 ja 2003–2004. Heinäkuun 2003 ja kesäkuun 2004 välisenä aikana hiukkasnäytteitä kerättiin Ykspihlajassa ja Kokkolan keskustassa. Ykspihlajan asema sijaitsee noin 1–2 km etäisyydellä Ykspihlajan teollisuusalueesta, jossa toimivat

mm. Boliden Kokkola Oy (entinen Outokumpu Zinc Oy) ja OMG Kokkola Chemicals. Ykspihlajan asemalla oli käytössä jatkuvatoiminen PM_{10}-analysaattori TEOM 1400 A, joka on varustettu hiukkasnäytteenoton mahdollistavalla lisälaitteella (ACCU-System). Vuosien 1998−99 metalliselvityksissä Ykspihlajan mittausasemalla käytettiin esierottimella varustettua Wedding PM_{10}-tehokeräintä hiukkasten näytteenottoon. Näytteenoton ajallinen kattavuus on ollut vuosien 1998–1999 selvityksessä 3,5 % (1 vrk/kk) ja vuosina 2003–2004 Ykspihlajassa 67 % ja keskustassa 81 % (keräysaika 2 viikkoa). Kokkolan keskustan ns. liikenneasemalla on Thermon jatkuvatoiminen hengitettävien hiukkasten analysaattori, joka on varustettu PM_{10}-esierottimella. Laitteen lasikuitunauhasta on erotettu 14 vuorokausinäytteen pituinen pätkä, joka on yhdistetty yhdeksi kahden viikon kokoomanäytteeksi. Mittausaseman etäisyys Ykspihlajan teollisuusalueelle on noin 5 km. Vuonna 1993 mitattiin raskasmetallien pitoisuutta myös keskustan lähellä sijaitsevalla Kalopsin mittausasemalla. Siellä hengitettäviä hiukkasia kerättiin suurtehokeräimellä. Kaikki analyysit on suoritettu Geologian Tutkimuskeskuksen (=GTK) laboratoriossa Espoossa. Suodattimet on uutettu typpihappoon ja analysoitu ICP–MS- tai ICP–AES-menetelmällä (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).

Ilmatieteen laitos on seurannut raskasmetallipitoisuuksia myös Imatran Teppanalassa kuukauden ajan huhti-toukokuussa 2004. Hengitettävien hiukkasten näytteitä kerättiin joka toinen vuorokausi. Mittausasema sijaitsi Teppanalan peruskoulun pihassa noin 0,5 km etäisyydellä Oy Ovako Ab:n (aikaisemmin Imatra Steel) terästehtaasta (kuva 5).

Kuva 5. Mittausaseman sijainti Imatran Teppanalan peruskoulun pihassa. Taustalla on Oy Ovako Ab:n terästehdas. Kuva: Markus Talka 26.5.2004.

3.3.2 Elohopeamittaukset

Pallaksen alueella on seurattu kaasumaisen ja hiukkasmaisen elohopean pitoisuuksia vuodesta 1996 lähtien. Kaasumainen elohopea on kerätty manuaalisesti ns. kulta-trapeilla. Vuorokausinäytteitä on kerätty 1–2 kpl viikossa. Hiukkasmaista elohopeaa on vuoteen 2001 asti kerätty suodattimille ja nykyisin on käytössä ns. AES-minitrap. Elohopeapitoisuudet on analysoitu CV–AFS-menetelmällä (kylmähöyry-atomifluoresenssispektrometri) Ruotsin ympäristöntutkimuslaitoksessa (IVL) (*WÄNGBERG et al. 2002*; *MUNTHE et al., 2003*). Kappaleessa 4.2.4 esitetään Pallaksen elohopeatulosten lisäksi vertailuarvoina myös mittaustuloksia Ruotsin länsirannikolta.

3.3.3 Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen mittaukset

Rautaruukki on aloittanut polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen seurannan vuonna 1989. Ilmatieteen laitoksen tietokantaan on talletettu PAH-yhdisteiden pitoisuuksia vuodesta 1992 alkaen. Raahessa hiukkasnäytteitä on kerätty tehokeräimillä PAH-analyysejä varten 6 mittausasemalla. Näillä mittausasemilla seurataan myös raskasmetallien pitoisuuksia (ks. kuva 1). Ollinsaaren asemalla PAH-mittaukset on lopetettu jo vuonna 1999 ja Saloisissa vuonna 2002. Vuodesta 2004 eteenpäin PAH-seurantaa toteutetaan vain Varikossa ja Lapaluodossa. Seurantaan on kuulunut 14 eri PAH-yhdistettä. PAH-yhdisteiden pitoisuudet on analysoitu nestekromatografilla, jossa on fluoresenssidetektori.

Ilmatieteen laitos on mitannut vuoden 2005 ajan hengitettävien hiukkasten pitoisuutta Torniossa automaattisilla pientehokeräimillä. Mittausasemat ovat sijainneet keskustassa sekä asuinalueilla Puuluodossa ja Näätsaaressa. Kaikki asemat sijaitsevat teiden läheisyydessä, joten liikenne ja asuinalueilla myös puun pienpoltto ovat merkittävimpiä PAH-yhdisteiden lähteitä. Hiukkasnäytteistä on analysoitu PAH-yhdisteitä tammikuun, kesä-heinäkuun ja lokakuun näytteistä. Vuorokausinäytteitä on kerätty 1–3 kertaa viikossa. Teflon-suodattimille kerätyt PM_{10}-näytteet on uutettu Ilmatieteen laitoksen laboratoriossa dikloorimetaaniin. Näytteet on konsentroitu haihduttamalla 0,5 ml:ksi pyöröhaihduttimella ja typpi-virralla ja kuivattu natriumsulfaatilla. Tämän jälkeen näytteistä on analysoitu GC−MS-menetelmällä (kaasukromatografi-massaspektrometri) 16 eri PAH-yhdistettä.

Ilmatieteen laitos testasi uutta PAH-analysointimenetelmää keräämällä tammikuussa 2005 Helsingin Herttoniemessä hiukkasnäytteitä. Näytteitä kerättiin silloisen Ilmatieteen laitoksen Sahaajankadun toimipisteen pihassa keskellä pienteollisuusaluetta. Hiukkasnäytteitä kerättiin pääosin vuorokauden ajan, mutta osa Herttoniemen näytteistä on useamman vuorokauden näytteitä. Helmikuusta 2005 eteenpäin mittauksia on jatkettu YTV:n (Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta) Vallilan liikenneasemalla Helsingissä. Vuorokausinäytteitä on kerätty Vallilassa pääosin kahtena päivänä viikossa. PAH-yhdisteet on analysoitu Ilmatieteen laitoksen laboratoriossa samoilla menetelmillä kuin Tornionkin näytteet.

Espoon Lintuvaaran pientaloalueella on mitattu PAH-yhdisteitä vuonna 2005 YTV:n siirrettävällä asemalla. Hengitettävien hiukkasten vuorokausinäytteitä analysoitiin noin joka kuudes päivä (yhteensä 60 näytettä). Näiden lisäksi on analysoitu 19 lisänäytettä, joiden keräyksen aikana puun pienpolton arvioitiin kohottaneen hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia. Näytteet on kerätty Wedding-suurtehokeräimillä, joiden virtaus on noin 1 m^3 minuutissa. Suodattimina on käytetty teflonilla pinnoitettuja lasikuitusuodattimia. Marraskuun 2005 ja tammikuun 2006 välillä on kerätty vertailun vuoksi myös 10 vuorokausinäytettä pientehokeräimellä. Näytteet on analysoitu Ilmatieteen laitoksen laboratoriossa.

Ilmatieteen laitos on mitannut Kuopion Kurkimäen pientaloalueella PAH-yhdisteitä tammi-maaliskuussa 2006. Kurkimäki sijaitsee noin 15 km Kuopiosta etelään. Mittauskampanja oli osa PUPOPAASTO-projektia, jossa tutkittiin puunpienpolton vaikutusta ilmanlaatuun. PAH-yhdisteiden pitoisuuksia seurattiin Kurkimäellä kahdella asemalla: pientaloalueella, jossa käytetään puuta lisälämmönlähteenä sekä tausta-alueella, jossa puun poltto on hyvin vähäistä. Mittausasemien sijainti on esitetty liitekuvassa 20. Hiukkasnäytteitä kerättiin automaattikeräimillä noin 1-4 kertaa viikossa. PM_{10}-näytteistä analysoitiin PAH-yhdisteitä Ilmatieteen laitoksen laboratoriossa.

PAMCHAR-nimisessä (Chemical and biological characterisation of ambient air coarse, fine, and ultrafine particles for human health risk assessment in Europe) EU-projektissa on mitattu PAH-yhdisteitä ja raskasmetalleja 7 viikon mittauskampanjoissa kuudessa Euroopan kaupungissa. Mittaukset on suoritettu kaupunki-tausta -tyyppisillä asemilla. Helsingin mittaukset suoritettiin YTV:n Kallion mittausasemalla kevätpölyaikaan 21.3.–12.5.2003. PAMCHAR-projektissa näytteenottomenetelmänä on käytetty suuritehoista (900 litraa/min) moniasteimpaktoria (HVCI=high volume cascade impactor), jolla on kerätty kolmenkokoisia hiukkasia. Näytteenotto on kestänyt 3–4 päivää ja jokaisesta kaupungista on saatu yhteensä 14 näytettä. Suurtehokeräimellä kerätyt suuremmat hiukkasmassat mahdollistavat useiden kemiallisten analyysien ja toksikologisten testien tekemisen samoista näytteistä. PAH-yhdisteiden analysointi on suoritettu 7 viikon kokoomanäytteistä GC/MS-menetelmällä. Näytteistä on analysoitu 32 eri PAH-yhdistettä (*PAMCHAR, 2005; SILLANPÄÄ et al., 2004*).

PAMCHAR projektia jatkettiin vuosina 2003–2004 mittaamalla PAH-yhdisteitä Kalliossa neljänä vuodenaikana. Kuukauden mittaiset keräyskampanjat suoritettiin vuoden 2003 lokakuussa sekä vuoden 2004 puolella tammi-, huhti- ja heinäkuussa. Näytteenotto kesti 3–4 päivää ja jokaiselta vuodenajalta oli saatavissa yhdeksän näytettä, jotka yhdistettiin yhdeksi kokoomanäytteeksi. Moniasteimpaktorilla kerättiin neljää eri kokoluokkaa olevia hiukkasia: $PM_{10\text{-}2,5}$, $PM_{2,5\text{-}1}$, $PM_{1\text{-}0,2}$ ja $PM_{0,2}$. Hiukkasnäytteet kerättiin polyuretaanivaahtoalustoille, josta näytteet on aluksi uutettu metanolilla, yhdistetty kokoomanäytteeksi ja jaettu lasiputkiin kuivumaan. Kuivatut näytteet on uutettu dikloorimetaaniin, josta PAH-yhdisteet on analysoitu GC/MS-menetelmällä käyttäen SIM-tekniikkaa (Single Ion Monitoring). Analyysimenetelmä ei ole PAHien standardimenetelmä, mutta on tutkimusten mukaan tuottanut vertailukelpoisia tuloksia (*PENNANEN et al., 2005*).

Pääkaupunkiseudulla on mitattu PAH-yhdisteitä YTV:n mittausasemilla yksittäisinä vuosina jo 1980- ja 1990-luvuilla. Vuonna 1993 hengitettävien hiukkasten

vuorokausinäytteitä kerättiin suurtehokeräimellä (noin 1600 m^3/vrk) teflonsuodattimille Töölön, Leppävaaran ja Luukin mittausasemilla. Kuukauden aikana kerätyt kuusi näytettä yhdistettiin yhdeksi kokoomanäytteeksi ja kuukausinäyte analysoitiin VTT:n laboratoriossa käyttämällä kaasukromatografi-massaspektrometriä ja SIM-tekniikkaa (*SANDELL, ym. 1999*). Vuosina 1987–1988 PAH-yhdisteitä mitattiin Erottajalla ja Pakilasta leijuvan pölyn tehokeräimien PM_{15}-näytteistä. Vuonna 1987 näytteitä otettiin huhti-, touko- ja joulukuussa ja vuonna 1988 tammi- ja helmikuussa. Yksittäisten vuorokausinäytteiden lukumäärä oli kuitenkin varsin suppea: Erottajalta 10 näytettä ja Pakilasta 11 näytettä. Erottajan asema sijaitsi vilkkaassa liikenneympäristössä Helsingin keskustassa ja Pakilan asema omakotitaloalueella noin 400 metriä Kehä I pohjoispuolella. Kemialliset analyysit tehtiin VTT:n elintarvikelaboratoriossa. Lasikuitusuodattimille tehtiin sykloheksaaniuutto ja PAH-yhdisteet analysoitiin GC/MS-SIM-tekniikalla (*PÖNKÄ, ym. 1990*).

Lahden Kauppatorilla on mitattu PAH-yhdisteitä vuoden ajan maaliskuusta 2003 helmikuuhun 2004. Näytteenotto suoritettiin Lahdessa kokonaisleijumasuodattimelle (TSP-näyte) vuorokauden kestävällä näytteenotolla. Leijumapölynäytteitä otettiin kerran kuussa. Laboratoriossa näytteestä uutettiin PAH-yhdisteet Soxhletissa tolueenilla ja analyysi tehtiin GC/MS-tekniikalla. Näytteistä määritettiin 17 PAH-yhdistettä. PAH-yhdisteiden vertailumittaus suoritettiin rinnakkaismäärityksenä VTT:n kanssa (*LAHDEN TUTKIMUSLABORATORIO, 2004*).

Tässä kappaleessa esitellyt polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen mittaustiedot on esitetty taulukoituna liitteessä 2.

3.4 Laskeuman mittaukset

3.4.1 Sadevesinäytteistä analysoitu raskasmetallilaskeuma

Ilmatieteen laitos kerää sadenäytteitä kahdeksalta tausta-asemalta laskeuman metallimäärityksiä varten (kuva 6). Oulangan, Utön ja Virolahden asemat kuuluvat EMEP-mittausohjelmaan, Pallaksen Matorova GAW-mittausohjelmaan, Kevo, Hietajärvi ja Kotinen yhdennetyn seurannan mittausohjelmaan sekä Hailuoto HELCOM-mittausohjelmaan. Asemat ovat olleet samoja vuodesta 2000 lähtien. Sitä ennen sadenäytteitä kerättiin Pesosjärven ja Vuoskojärven asemilla, joista raskasmetalliseuranta siirrettiin Oulangan ja Kevon asemille vuonna 2000 mittaustoiminnan päätyttyä ko. asemilla. Uudet asemat sijaitsevat entisten läheisyydessä, joten tulokset ovat vertailukelpoisia.

Kuva 6. Laskeuman mittausasemat Suomessa vuonna 2003.

Metallimäärityksiä varten sadenäytteitä kerätään kuukauden ajan. Näytteet kerätään erillisillä kesä- ja talvikeräimillä, jotta voidaaan minimoida haihdunta kesäaikana. Laadunvarmistustoimina käytetään pääasiassa kahta rinnakkaisnäytettä lukuunottamatta Virolahden ja Oulangan asemia, joissa otetaan kolme rinnakkaisnäytettä. Sadenäytteet hapotetaan typpihapolla keräysastioissaan ja metallipitoisuudet analysoidaan ICP–MS -tekniikalla. Ilmatieteen laitoksen laboratoriossa käytetty akkreditoitu metallien määritysmenetelmä (MK 31) perustuu standardiin ASTM D5673-96. Laskeuman pitoisuuskeskiarvot lasketaan alkuperäisistä sadenäytteiden mittaustuloksista niiden sademäärillä painottaen. Laskeuman määrä saadaan kertomalla mitattu pitoisuus vastaavan keruujakson sadesummalla.

Ilmatieteen laitos on mitannut arseenin ja raskasmetallien laskeumaa Torniossa yhdeksän kuukauden ajan jaksolla 1.5.2003–31.1.2004 kahdessa mittauspisteessä. Mittauspisteet sijaitsivat Puuluodossa ja Ruohokarissa ja näytteet olivat kuukausinäytteitä. Mittausjakson tavoitteena oli kartoittaa silloisen AvestaPolarit Stainless Oy:n (nykyisin Outokumpu Steinless Oy) Tornion tehtaiden päästöjen aiheuttamaa kuormitusta laitosten ympäristössä. Puuluoto sijaitsee noin 2 km etäisyydellä terästehtaasta ja Ruohokari noin 5,5 km etäisyydellä.

Laadunvarmistustoimina käytettiin erikseen kesä- ja talvikeräimiä ja rinnakkaisnäytteenottoa. Kerätyt sadenäytteet lähetettiin Ilmatieteen laitoksen laboratorioon, missä ne hapotettiin 0,08 M typpihapon suhteen keräysastioissaan ja analysoitiin ICP–MS -tekniikalla (*SAARI ym., 2004*).

Harjavallassa on mitattu sateen mukana tulevaa metallilaskeumaa kuuden kuukauden ajan 1.4.–30.9.2002. Laskeuman määrittämistä varten sadenäytteet kerättiin kuukausinäytteinä jatkuvasti avoimina oleviin sadekeräimiin. Metallit analysoitiin ICP–MS -menetelmällä Ilmatieteen laitoksen ilmakemian analytiikan laboratoriossa (*SAARI & PESONEN, 2003*).

3.4.2 Bioindikaattorisammallista analysoitu raskasmetallilaskeuma

Metsäntutkimuslaitos (Metla) on seurannut raskasmetallien laskeumaa sammalten raskasmetallipitoisuuksista laajassa tutkimuksessa vuosien 1985–2000 välillä. Tutkittuja metalleja ovat olleet arseeni, kadmium, kromi, kupari, rauta, elohopea, nikkeli, lyijy, vanadiini ja sinkki. Arseeni- ja elohopealaskeumaa on seurattu vasta vuodesta 1995 lähtien. Tutkimus on osa Euroopan laajuista kartoitusta ja se tuottaa ajan tasalla olevaa tietoa raskasmetallilaskeuman päästölähteistä, niiden vaikutusalueista ja laskeumassa tapahtuneista muutoksista koko Suomessa.

Sammalnäytteet on kerätty koko maan kattavasta valtakunnan metsien inventoinnin koealaverkosta, johon kuuluu 3 009 näytealaa. Etelä- ja Keski-Suomessa koealat sijaitsevat 16 km etäisyydellä toisistaan ja Pohjois-Suomessa 24–36 km etäisyydellä. Näytteet on kerätty samoilta koealoilta vuosina 1985, 1990, 1995 ja 2000. Tutkimuskäyttöön on kerätty ensisijaisesti metsäkerrossammalta ja sen puuttuessa seinäsammalta. Sammalnäytteet on analysoitu kemiallisesti: kadmium- ja nikkelipitoisuudet on määritetty ICP–AES-menetelmällä (induktiivisesti kytketty plasma-atomiemissiospektrometri), arseenipitoisuudet GF–AAS-menetelmällä (grafiittiuuni-atomiabsorbtiospektrometri) sekä elohopeapitoisuudet CV–AFS-menetelmällä (kylmähöyry-atomifluoresenssispektrometri). Analyysiä varten sammaleista on erotettu kolmen viimeisen vuoden aikana kasvaneet osat. Tutkimusmenetelmästä johtuen ei siis voida puhua yhden vuoden aikana tulleesta laskeumasta.

Bioindikaattorimenetelmä perustuu siihen, että metsäsammalet ottavat ravinteita suoraan sadevedestä sekä ilman kautta leviävistä, sammalten pintaan kiinnittyvistä hiukkasista ja samalla ne suodattavat itseensä ilman epäpuhtauksia. Bioindikaattorien avulla saadaan tietoa ilman epäpuhtauksien määristä jollain alueella sekä ilmansaasteiden vaikutuksista bioindikaattorina toimivien kasvien esiintymiseen ja kuntoon. Bioindikaattorit toimivat parhaiten kun ilman epäpuhtauksien taso on alhainen tai melko alhainen. Suurten päästölähteiden läheisyydessä tai kaupunkien keskustoissa pitoisuustasot ovat yleensä sen verran korkeita, että bioindikaattoreina toimivia sammaleita tai jäkäliä ei enää esiinny tai ne ovat hyvin heikkokuntoisia toimiakseen indikaattorikasveina. Menetelmä on nopea ja edullinen, mutta sen avulla saadaan vain suhteellinen arvio ilmanlaadusta ja ilman epäpuhtauksien laskeuman määristä eikä päästä kiinni todellisiin laskeumapitoisuuksiin. Alustavassa arvioinnissa tarkasteltavista metalleista parhaimman kuvan laskeumatasosta saa kadmiumista, sillä useimmat

sammaleet sitovat tehokkaimmin mm. lyijyä, kuparia ja kadmiumia ja kaikista metalleista heikoimmin arseenia.

Yllä olevien kappaleiden lähteinä on käytetty Metsäntutkimuslaitoksen tutkijan Jarmo Poikolaisen vuoden 2004 lopussa valmistunutta väitöskirjaa ”Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – spesifically for heavy metals in regional surveys” sekä Metsäntutkimuslaitoksen internet-sivuilla olevaa raskasmetallikartoitusta http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm.

Geologian tutkimuskeskus (GTK) on julkistanut helmikuussa 2005 Atlaksen Barentsin alueen ympäristön raskasmetallien ja muiden alkuaineiden kartoitustuloksista. Atlas on laajan suomalais-venäläisen yhteistyöprojektin nimeltä Ecogeochemical Mapping of Eastern Barents Region – Barents Ecogeochemistry (1999–2004) lopputuote. Projektissa kartoitettiin alkuaineiden nykytasoa ja jakaumaa useissa erilaisissa pintaympäristön materiaaleissa kuten maaperässä, vesissä, sedimenteissä ja kasvikuntaa edustavissa sammalissa. Tutkimusalue ulottui Uralilta Suomen länsiosiin. Näytteenotto suoritettiin vuosina 2000–2001 ja näytteenottopisteitä oli Suomessa 288 (*GTK, 2005*). Tämän tutkimuksen tuloksia on esitetty tässä alustavassa arvioinnissa lyhyesti sammalten raskasmetallipitoisuuksien osalta.

3.4.3 Elohopealaskeuma

Kokonaiselohopea- ja metyylielohopealaskeumaa on seurattu Pallaksen alueella vuodesta 1996 lähtien. Sadenäytteitä on kerätty kuukausittain käyttäen keräimiä, jotka mahdollistavat myös luminäytteenoton talvella. Laskeumatulokset on analysoitu Ruotsissa IVL-ympäristöntutkimuslaitoksessa (*WÄNGBERG & MUNTHE, 2001*). Lisäksi Suomen ympäristökeskus on mitannut Etelä-Suomessa Janakkalassa kokonaiselohopean ja metyylielohopean laskeumaa vuosina 1995–2000 (*PORVARI, 2003*).

3.4.4 Polysyklisten aromaattisten yhdisteiden laskeuma

VTT on mitannut PAH-yhdisteiden märkälaskeumaa Virolahdella marras-joulukuussa vuonna 1994 ja huhti-kesäkuussa 1995. Näytteet on kerätty polyuretaanivaahtoalustoille (*SANDELL, 1999*).

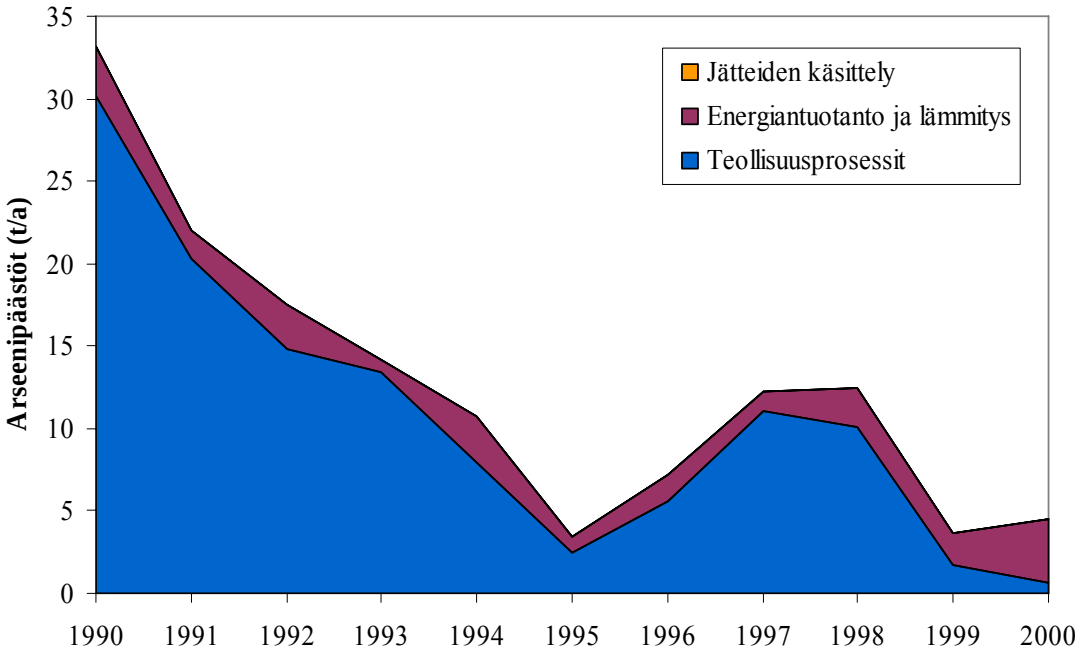
Suomen ympäristökeskus on seurannut kesäkausilla 1993–1996 PAH-yhdisteiden märkälaskeumaa Etelä-Suomessa Evolla. Lisäksi laskeumamittauksia on suoritettu Pohjois-Suomessa Oulangalla (1993–1994) ja Pallaksella (1995–1996) neljän tai viiden kuukauden ajan. Keräimenä käytettiin lasisia, halkaisijaltaan 30 cm suppiloja, jotka oli sijoitettu 1,5–2 metriä maanpinnan yläpuolelle. Sadevesi kerättiin suppiloiden kautta teflonputkea pitkin maahan upotettuihin 5 litran Pyrex-pulloihin. Näytteet analysoitiin GC−MS-menetelmällä SIM-tekniikkaa käyttäen (*KORHONEN et al. 1998*).

4 TULOKSET

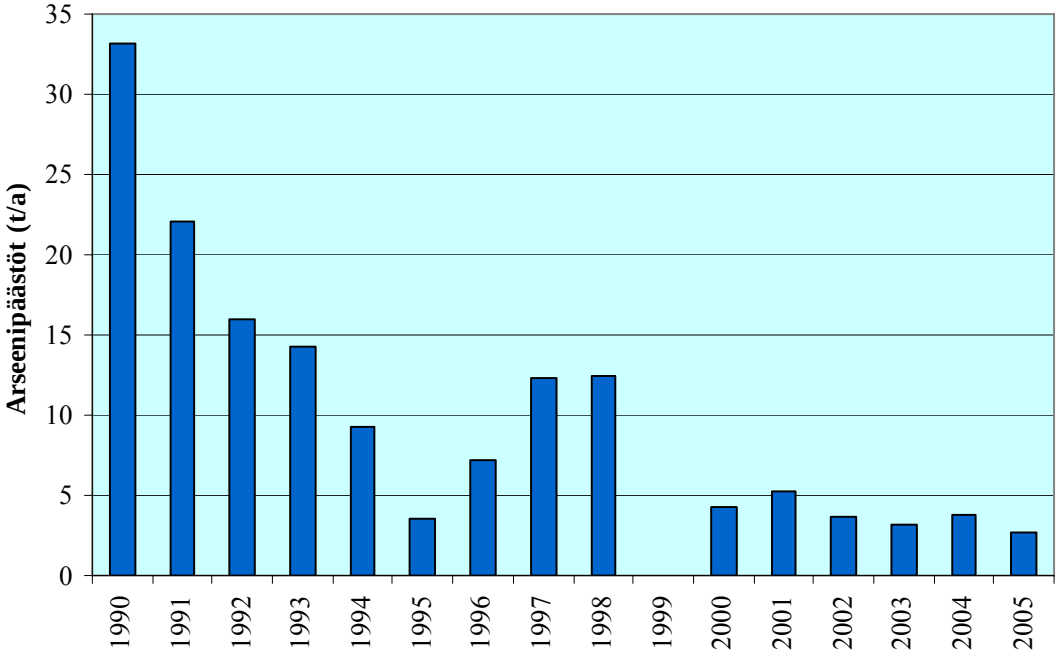
4.1 Päästöt

4.1.1 Arseenipäästöt

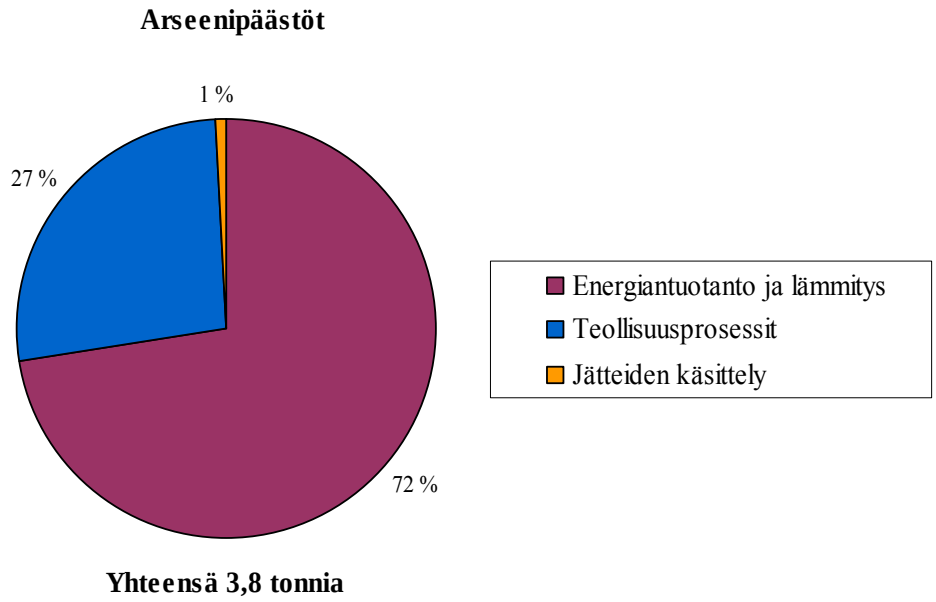
Pistemäisten lähteiden arseenipäästöt ovat vähentyneet selvästi vuoteen 1995 asti, jonka jälkeen päästöt ovat kohonneet jonkin verran vuosina 1996–1998 pienentyen jälleen vuosituhannen vaihteessa (kuva 7). Vuonna 2005 arseenipäästöt olivat enää vajaa kymmenesosa vuoden 1990 tasosta (kuva 8). Vuonna 2004 Suomen arseenipäästöt olivat yhteensä 3,8 tonnia, josta noin 72 % aiheutti energiantuotanto, 27 % teollisuuden prosessitoiminta merkittävimpänä alana metalliteollisuus sekä 1 % jätteiden käsittely (kuva 9). Liikenteen arseenipäästöjä ei ole arvioitu Suomessa. Kunnittaiset arseenipäästöt vuonna 2003 on esitetty liitekuvassa 5 (*SYKE, 2005b*). Liitekuvassa 6 on esitetty Suomen arseenipäästöt vuonna 2002 50 km × 50 km ruuduittain (*SYKE, 2004*). Arseenipäästöt ovat suurimpia kunnissa, joissa on metalliteollisuutta tai öljynjalostusta. Suurimmat kunnittaiset pistelähteiden päästöt muodostuvat Kokkolassa, Harjavallassa, Porvoossa, Lappeenrannassa, Porissa ja Naantalissa (liite 3).



Kuva 7. Suomen pistemäisten päästölähteiden arseenipäästöjen kehitys vuosina 1990–2000 (*EMEP, 2005*).



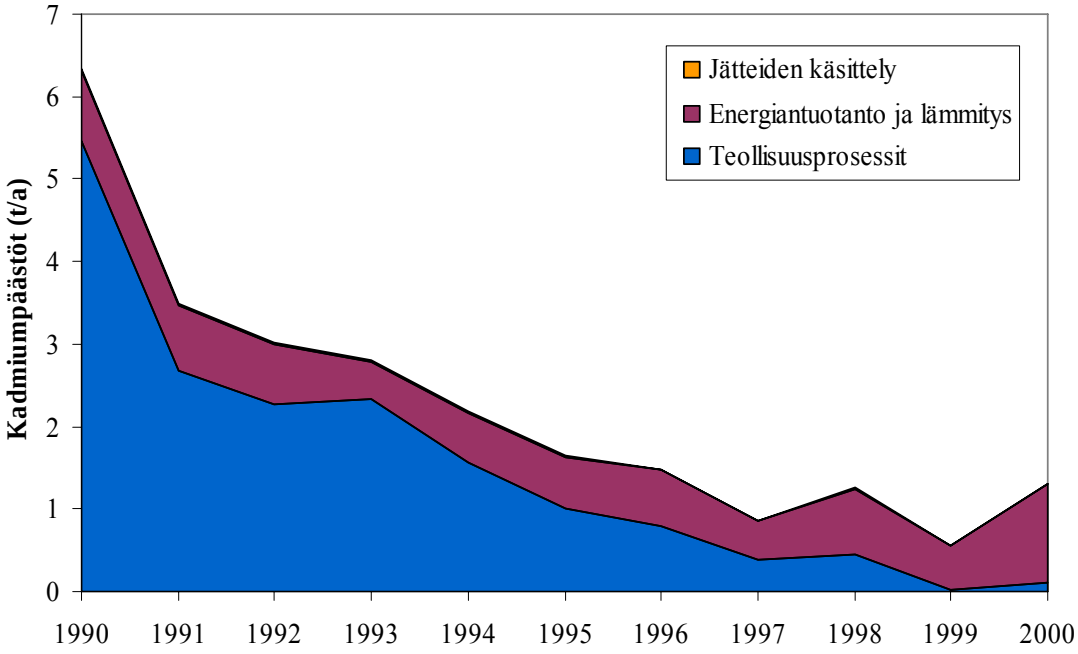
Kuva 8. Suomen pistemäisten päästölähteiden arseenipäästöjen kehitys vuosina 1990–2005 (*SYKE, 2005a* ja *2006*). Vuoden 1999 tiedot puuttuvat, SYKE päivittää tiedot vuoden 2007 aikana.



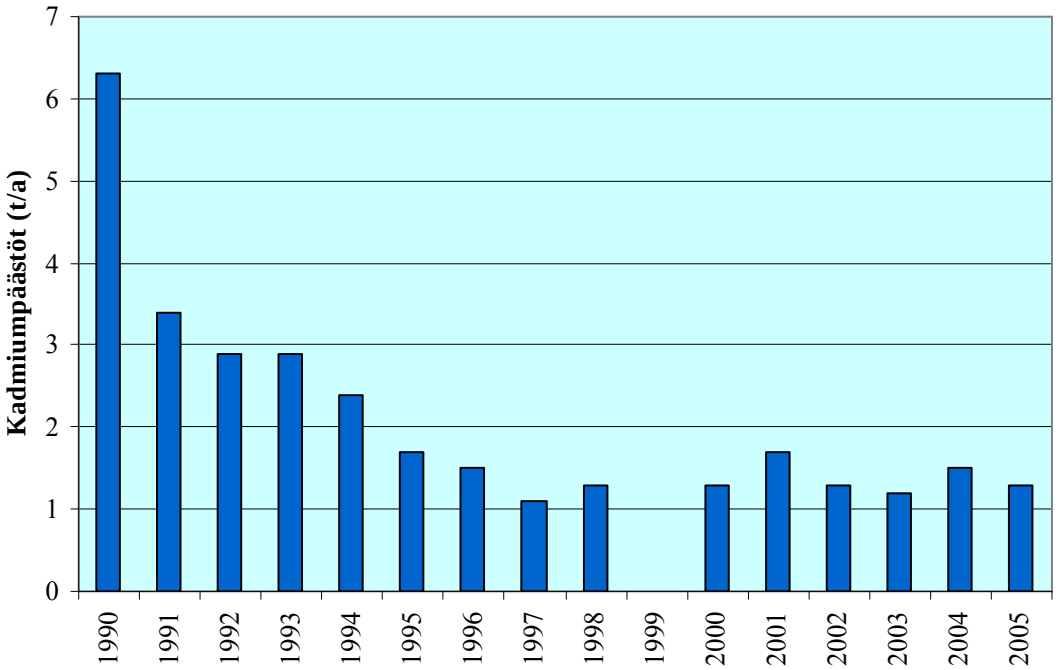
Kuva 9. Suomen pistemäisten päästölähteiden arseenipäästöjen jakautuminen vuonna 2004 (*SYKE, 2006*).

4.1.2 Kadmiumpäästöt

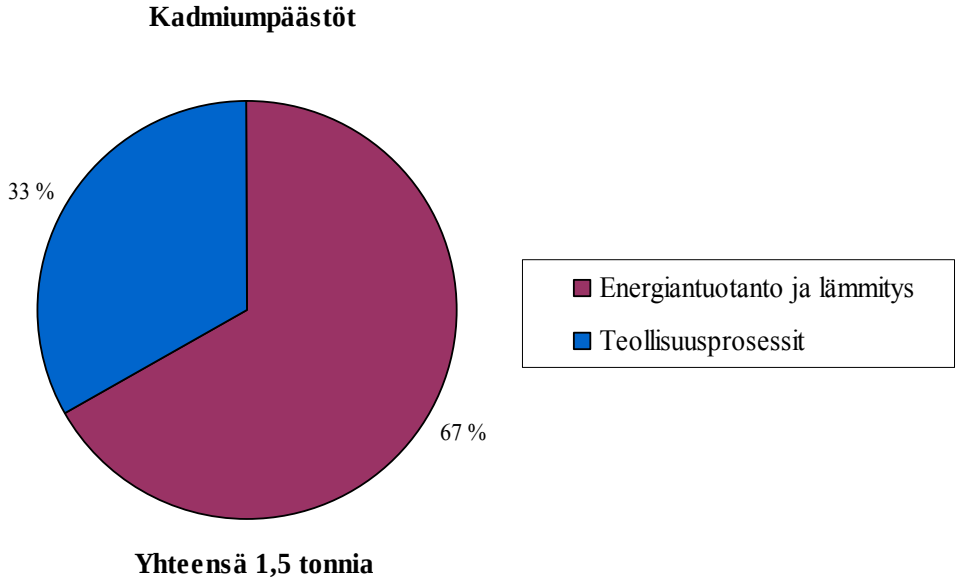
Pistemäisten päästölähteiden kadmiumpäästöt ovat vähentyneet Suomessa koko 1990-luvun ajan (kuva 10). Vuoteen 2005 mennessä päästöt ovat vähentyneet viidesosaan vuoden 1990 tasosta (kuva 11). Vuonna 2004 Suomen kadmiumpäästöt olivat yhteensä 1,5 tonnia, josta kaksi kolmasosaa aiheutui energiantuotannon päästöistä ja kolmannes teollisuuden prosesseista, joista tärkein on metalliteollisuus (kuva 12). Liikenteen osalta kadmiumpäästöjä ei ole arvioitu Suomessa. Pistelähteiden kadmiumpäästöt kunnittain vuonna 2003 on esitetty liitekuvassa 7 (*SYKE, 2005b*). Liitekuvassa 8 on lisäksi esitetty Suomen kadmiumpäästöt vuonna 2002 50 km × 50 km ruuduittain (*SYKE, 2004*). Kadmiumpäästöt ovat suurimpia kunnissa, joissa on metalli-, öljynjalostus tai paperi- ja selluteollisuutta. Suurimmat kunnittaiset kadmiumpäästöt syntyvät Harjavallassa, Kokkolassa, Lappeenrannassa, Porvoossa ja Raahessa (liite 4).



Kuva 10. Suomen pistemäisten päästölähteiden kadmiumpäästöjen kehitys vuosina 1990–2000 (*EMEP, 2005*).



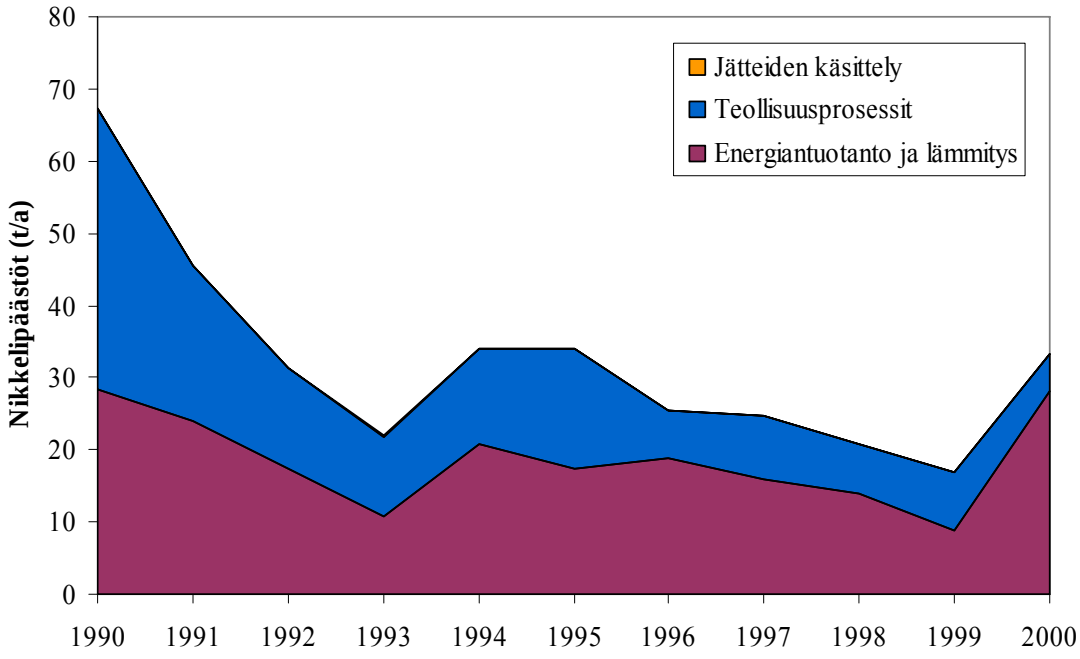
Kuva 11. Suomen pistemäisten päästölähteiden kadmiumpäästöjen kehitys vuosina 1990–2005 (*SYKE, 2005a* ja *2006*). Vuoden 1999 tiedot puuttuvat, SYKE päivittää tiedot vuoden 2007 aikana.



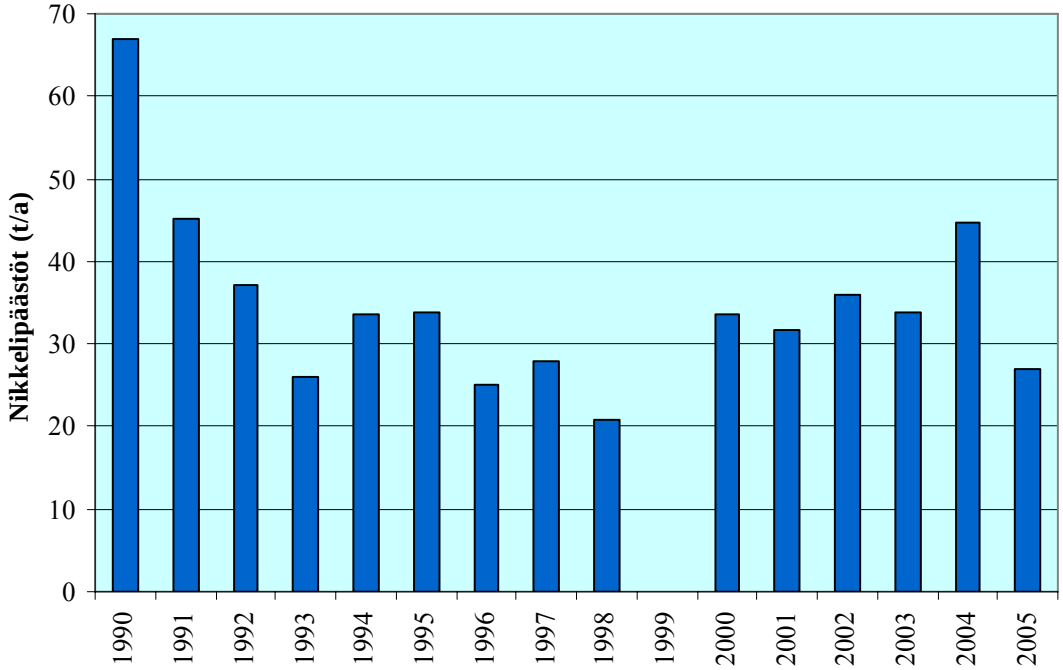
Kuva 12. Suomen pistemäisten päästölähteiden kadmiumpäästöjen jakautuminen vuonna 2004 (*SYKE, 2006*).

4.1.3 Nikkelipäästöt

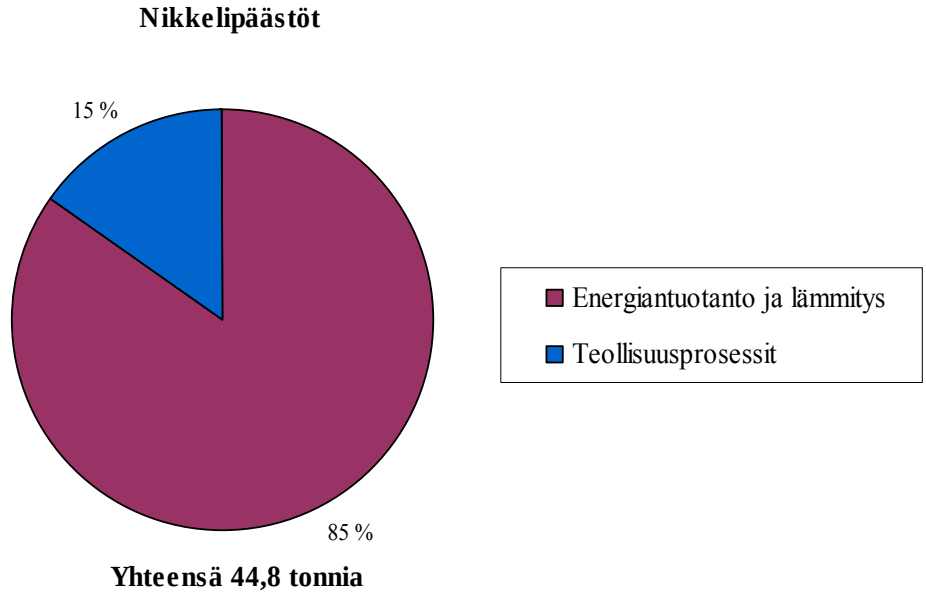
Suomen pistemäisten päästölähteiden nikkelipäästöt ovat vähentyneet 1990-luvun loppuun mennessä puoleen vuosikymmenen alun päästötasosta (kuva 13). Vuonna 1990 nikkelipäästöt olivat Suomessa vielä yli 65 tonnia vuodessa, kun 2000-luvulla päästöt ovat olleet noin 25−45 tonnia vuodessa (kuva 14). Vuonna 2004 nikkelipäästöt olivat yhteensä noin 45 tonnia, josta 85 % muodostui energiantuotannossa ja 15 % teollisuusprosesseissa, erityisesti raudan ja teräksen tuotannossa (kuva 15). Liikenteen nikkelipäästöjä ei ole arvioitu Suomessa. Kunnittaiset nikkelipäästöt vuonna 2003 on esitetty liitekuvassa 9 (*SYKE, 2005b*). Liitekuvassa 10 on esitetty Suomen nikkelipäästöt vuonna 2002 50 km × 50 km ruuduittain (*SYKE, 2004*). Nikkelipäästöt ovat suurimpia kunnissa, joissa on metalliteollisuutta tai öljynjalostusta. Suurimmat kunnittaiset nikkelipäästöt syntyvät Torniossa, Harjavallassa, Porvoossa, Lappeenrannassa ja Naantalissa (liite 5).



Kuva 13. Suomen pistemäisten päästölähteiden nikkelipäästöjen kehitys vuosina 1990–2000 (*EMEP, 2005*).



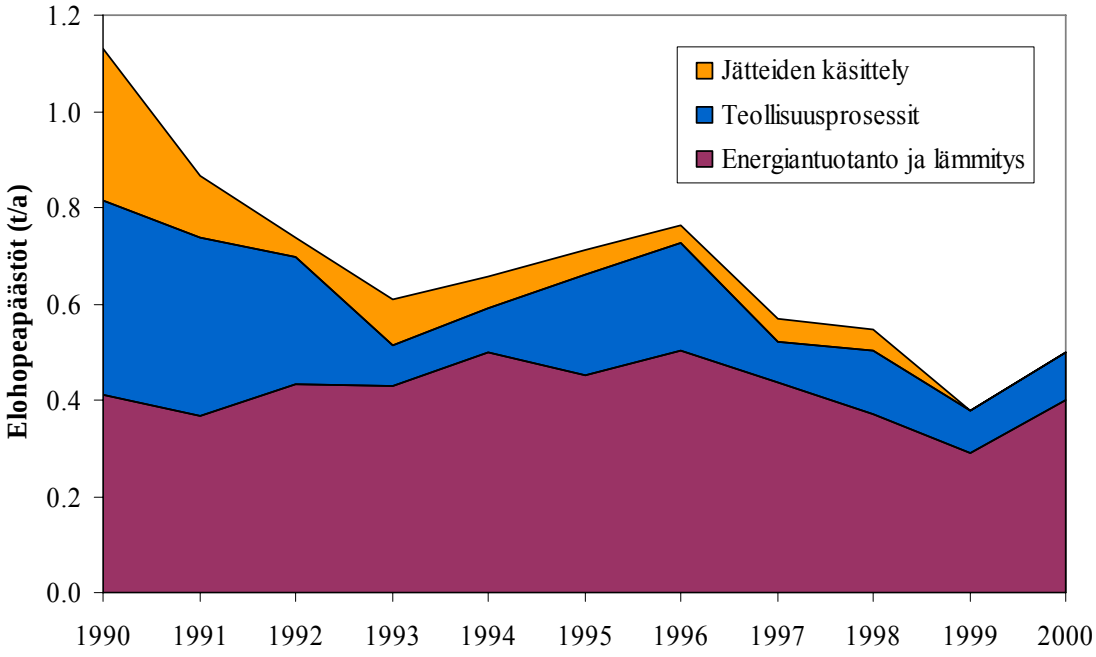
Kuva 14. Suomen pistemäisten päästölähteiden nikkelipäästöjen kehitys vuosina 1990–2005 (*SYKE, 2005a* ja *2006*). Vuoden 1999 tiedot puuttuvat, SYKE päivittää tiedot vuoden 2007 aikana.



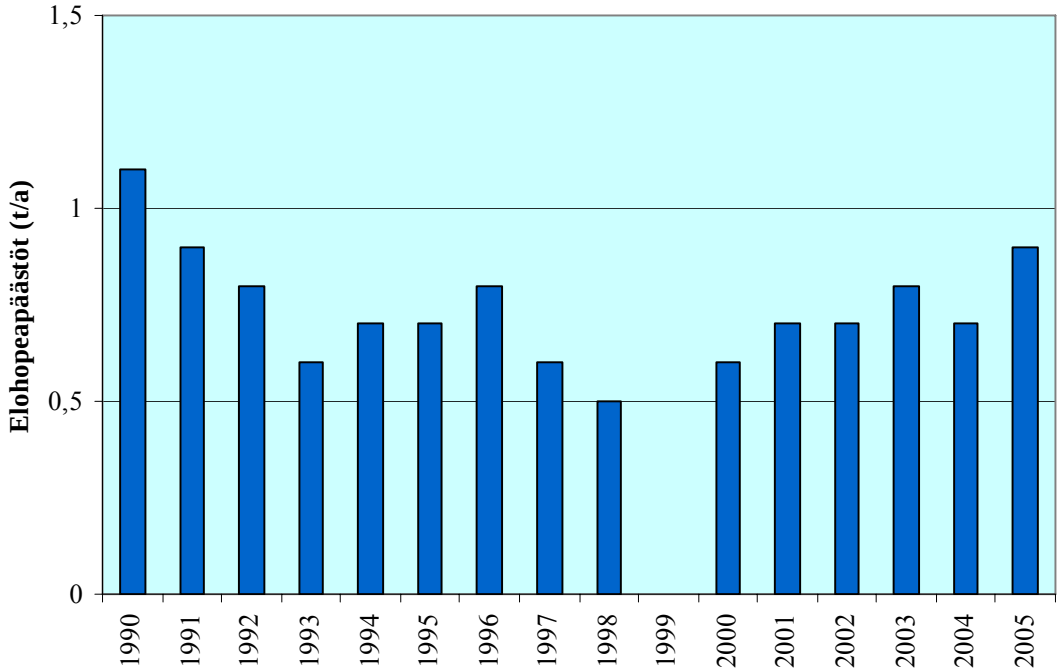
Kuva 15. Suomen pistemäisten päästölähteiden nikkelipäästöjen jakautuminen vuonna 2004 (*SYKE, 2006*).

4.1.4 Elohopeapäästöt

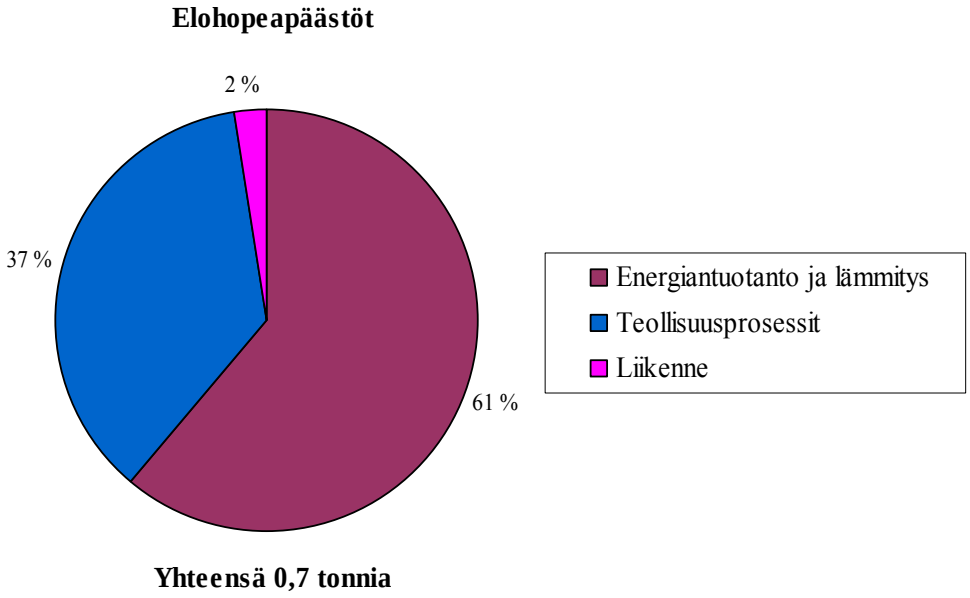
Suomen elohopeapäästöt ovat olleet vuosina 1990−2005 noin 0,5−1,1 tonnia (kuvat 16 ja 17). Elohopeapäästöt vähenivät vuoteen 1999 asti ja ovat sen jälkeen pysyneet samana tai kasvaneet hiukan. Vuonna 2004 elohopeapäästöt olivat Suomessa noin 0,7 tonnia, josta 61 % muodostui energiantuotannossa, 37 % teollisuusprosesseissa ja noin 2 % liikenteessä (kuva 18). Kunnittaiset elohopeapäästöt vuonna 2003 on esitetty liitekuvassa 11 (*SYKE, 2005b*). Liitekuvassa 12 on esitetty Suomen elohopeapäästöt vuonna 2002 50 km × 50 km ruuduittain (*SYKE, 2004*). Elohopeapäästöt ovat suurimpia metalliteollisuuspaikkakunnilla. Suurimmat kunnittaiset elohopeapäästöt syntyvät Torniossa, Oulussa, Porissa, Pietarsaaressa ja Imatralla (liite 6).



Kuva 16. Suomen pistemäisten päästölähteiden elohopeapäästöjen kehitys vuosina 1990–2000 (*EMEP, 2005*).



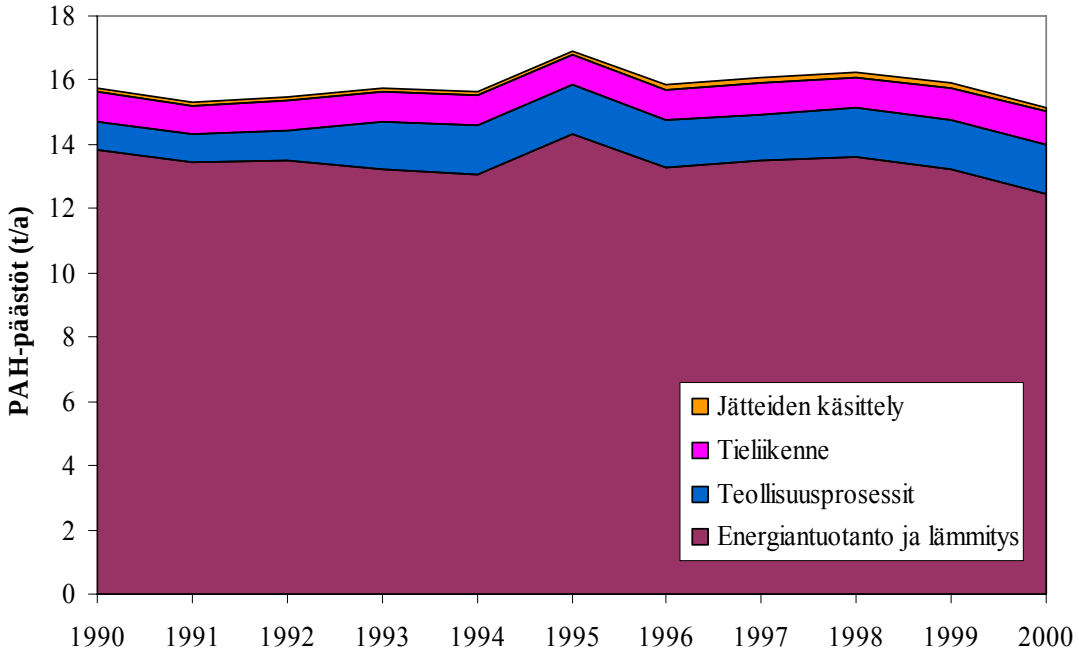
Kuva 17. Suomen elohopeapäästöjen kehitys vuosina 1990–2005 (*SYKE, 2005a* ja *2006*). Vuoden 1999 tiedot puuttuvat, SYKE päivittää tiedot vuoden 2007 aikana.



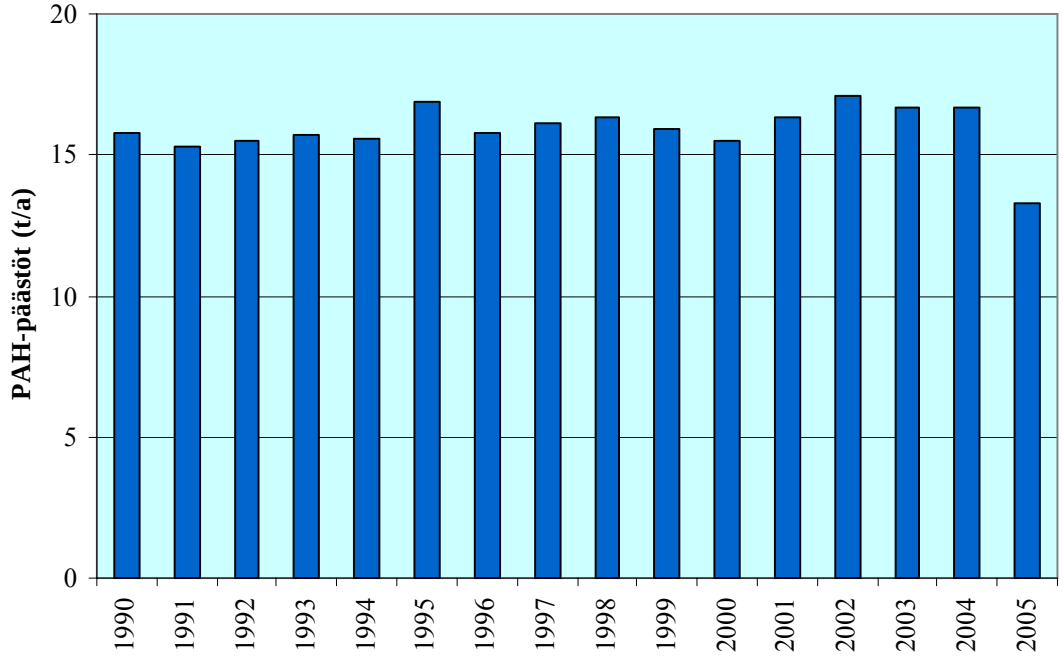
Kuva 18. Suomen elohopeapäästöjen jakautuminen vuonna 2004 (*SYKE, 2006*)

4.1.5 Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen päästöt

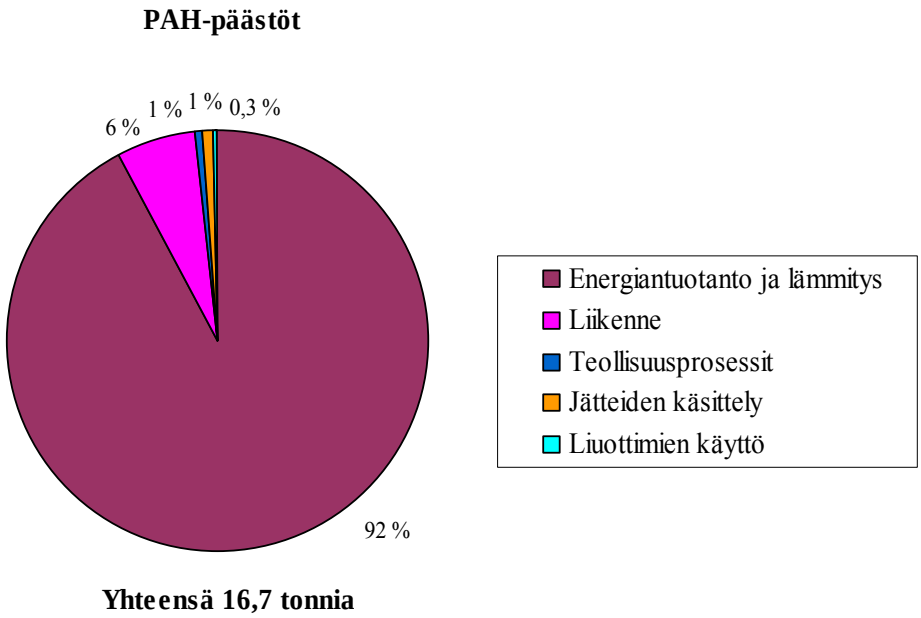
Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen päästötaso on pysynyt 1990-luvun ajan likimain samana (kuva 19). 2000-luvulla päästöt ovat hiukan kasvaneet 1990-luvun päästötasosta, mutta vuonna 2005 PAH-päästöt olivat aikaisempaa pienempiä, 13,3 tonnia (kuva 20). Vuonna 2004 PAH-yhdisteiden päästöt olivat yhteensä 16,7 tonnia, josta valtaosa (92 %) aiheutui energiantuotannosta ja asuintalojen pienpoltosta ja 6 % autoliikenteestä (kuva 21). Kunnittaiset PAH-yhdisteiden päästöt vuonna 2003 on esitetty liitekuvassa 13 (*SYKE, 2005b*). Liitekuvassa 14 on esitetty Suomen PAH-yhdisteiden päästöt vuonna 2002 50 km × 50 km ruuduittain (*SYKE, 2004*). Suurin yksittäinen PAH-yhdisteiden päästölähde on Rautaruukin tehdas Raahessa. Pääkaupunkiseudulla ja muissa suuremmissa kaupungeissa liikenne on suurin PAH-yhdisteiden päästölähde. Suurimmat kunnittaiset PAH-yhdisteiden päästöt syntyvät Raahen ja pääkaupunkiseudun lisäksi Tampereella, Turussa, Oulussa ja Porissa (liite 7).



Kuva 19. Suomen PAH-päästöjen kehitys vuosina 1990–2000 (*EMEP, 2005*).



Kuva 20. Suomen PAH-päästöjen kehitys vuosina 1990–2005 (*SYKE, 2005a* ja *2006*).

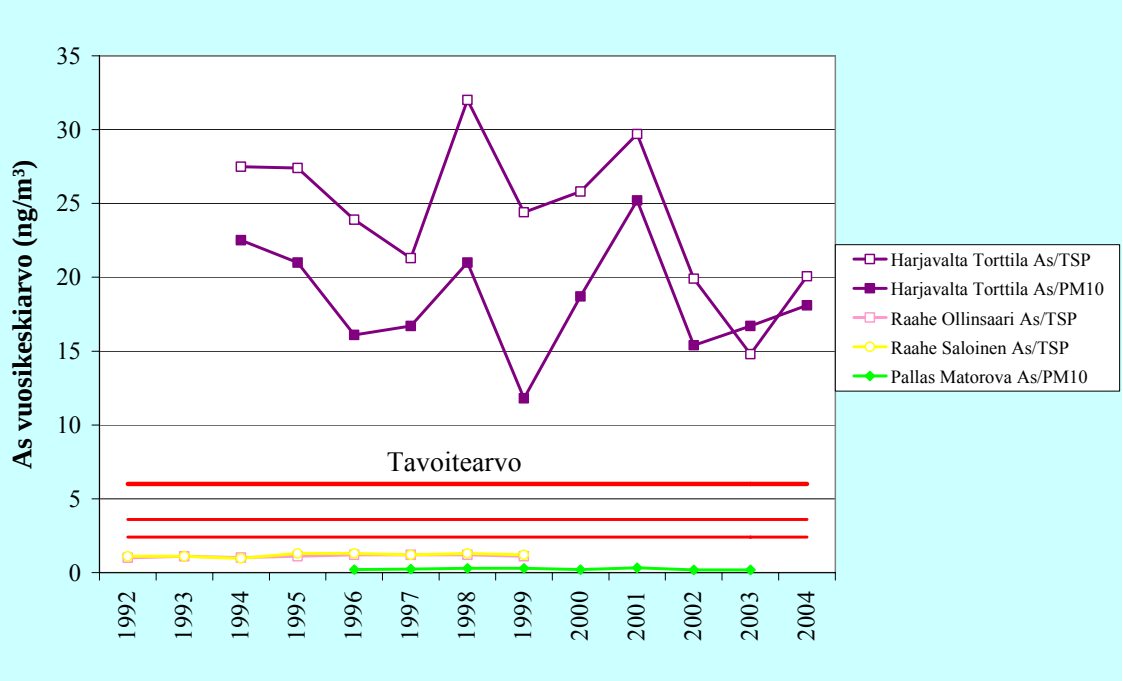


Kuva 21. Suomen PAH-päästöjen jakautuminen vuonna 2004 (*SYKE, 2006*)

4.2 Mitatut ulkoilmapitoisuudet

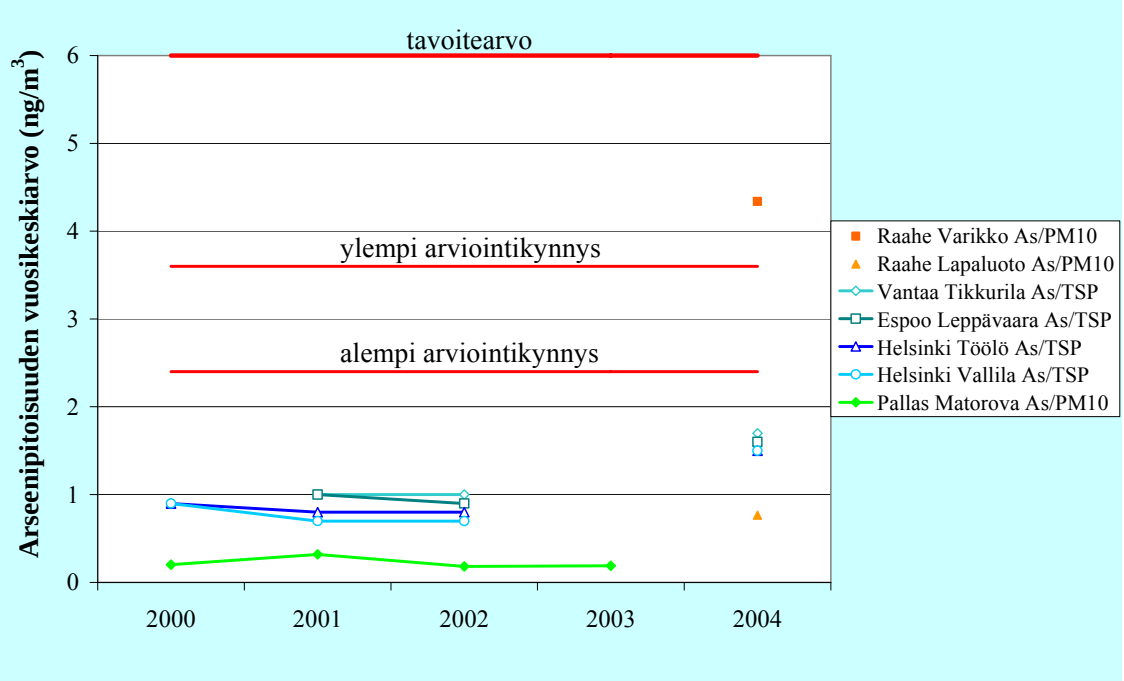
4.2.1 Arseenipitoisuudet

Arseenipitoisuuden seuranta on aloitettu Raahessa vuonna 1992 ja Harjavallassa vuonna 1994 (kuva 22). Kymmenen edeltävän vuoden aikana arseenin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Harjavallassa jatkuvasti erittäin korkeita. Raahen Ollinsaaressa ja Saloisissa kokonaisleijumasta analysoidut arseenipitoisuudet ovat olleet tasoltaan noin 1,0–1,3 ng/m^3 alittaen alemman arviointikynnyksen. Arseenin taustapitoisuus on ollut Ilmatieteen laitoksen Matorovan asemalla Pallaksella noin 0,2–0,3 ng/m^3 vuodesta 1996 lähtien.



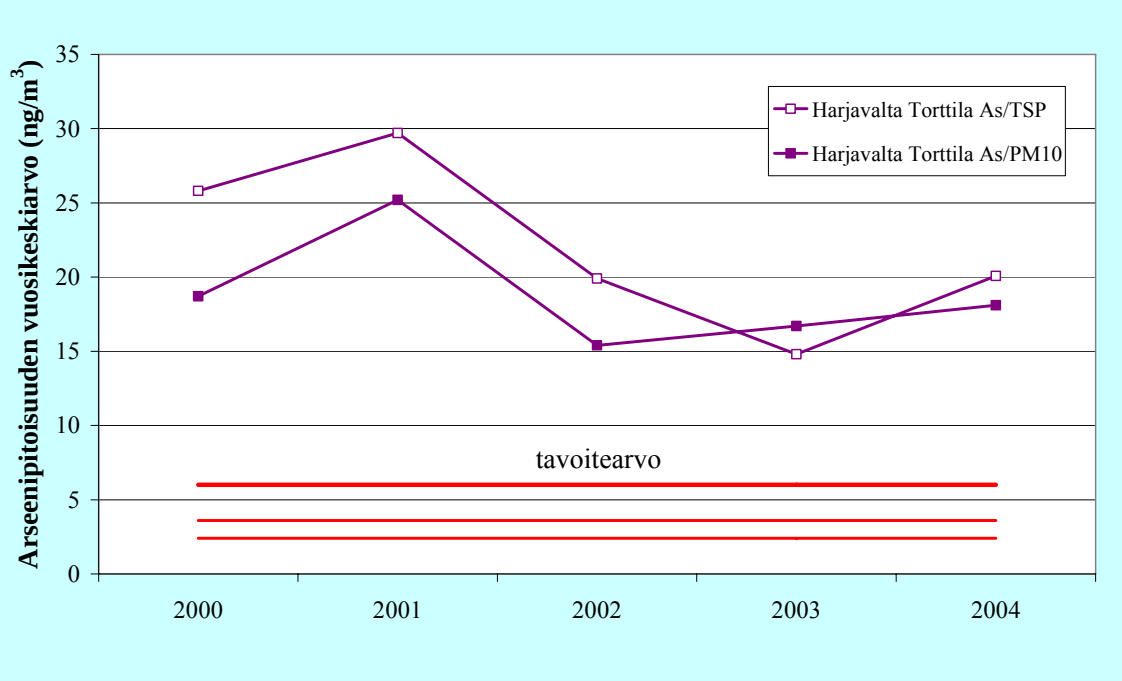
Kuva 22. Arseenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Suomessa 1992–2004 (*ILSE, 2005*).

Arviointiajanjaksolla 2000–2004 mitatut arseenipitoisuudet Raahessa ja pääkaupunkiseudulla alittavat selvästi tavoitearvon ja arviointikynnykset (kuva 23). Korkeimmillaan pitoisuudet ovat ylittäneet ylemmän arviointikynnyksen pitoisuustason Raahen Varikossa vuonna 2004, jolloin arseenimittaukset aloitettiin Varikon mittausasemalla. Vuosikeskiarvoon vaikuttavat yksittäiset korkeat vuorokausipitoisuudet, kun näytteitä otetaan vain kerran kuukaudessa. Esimerkiksi vuonna 2004 Varikossa otettujen vuorokausinäytteiden pitoisuudet ovat vaihdelleet välillä 0,2–37 ng/m^{3}ollen suurimmillaan 1.2.2004. Samana päivänä Lapaluodossa otetuissa näytteissä arseenipitoisuus oli kuitenkin vain 0,3 ng/m^3. Pääkaupunkiseudulla arseenipitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut pääasiassa alle 1 ng/m^3, mutta vuonna 2004 pitoisuudet olivat hieman tavallista korkeampia.

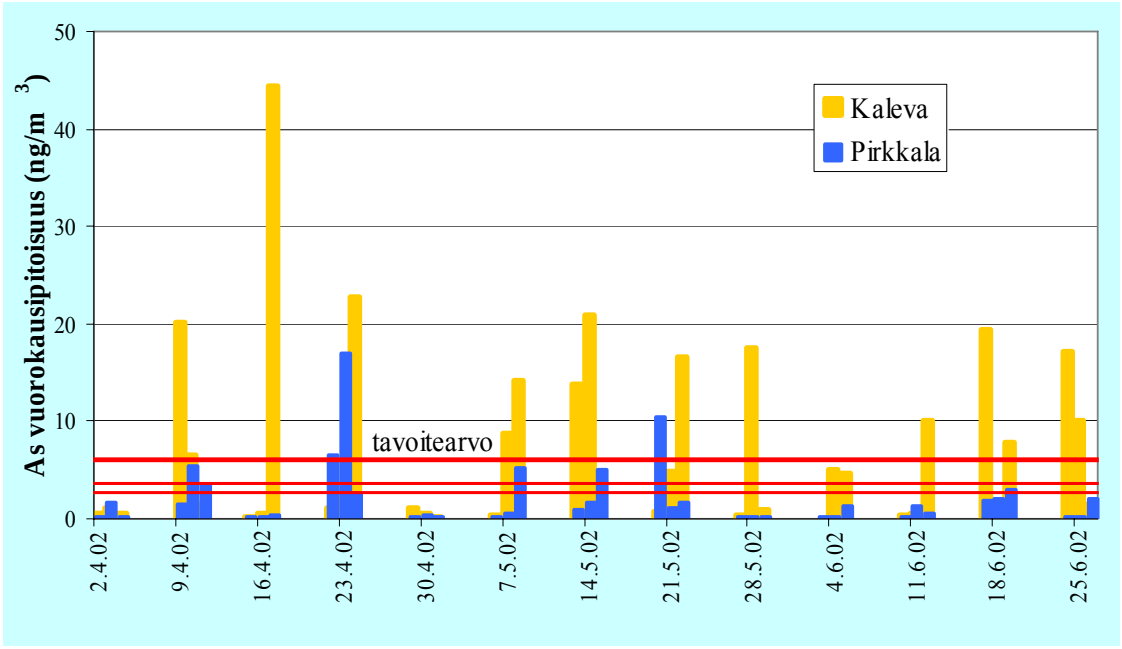


Kuva 23. Arseenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Suomessa 2000–2004 (*ILSE, 2005*).

Harjavallan Torttilassa arseenipitoisuudet ovat olleet arviointiajanjaksolla 2000–2004 hyvin korkeita (15–25 ng/m^3) ja tavoitearvo on ylittynyt selkeästi (kuva 24). Myös huhti-kesäkuun 2002 mittauskampanjan aikana Harjavallan arseenipitoisuudet olivat varsin korkeita. Tutkimusjaksolla tavoitearvopitoisuus ylittyi Kalevan mittauspisteessä melkein jokaisessa vuorokausinäytteessä (kuva 25). Arseenin pitoisuustaso oli Kalevassa yli kaksinkertainen Pirkkalaan nähden. Keskiarvopitoisuus oli Kalevassa 7 ng/m^3 ja Pirkkalassa 2 ng/m^3. Pitoisuuksia ei voi suoraan verrata tavoitearvoon, koska tutkimuksen mittausjakso kattoi vain kevätkuukaudet, mutta mittausten perusteella voidaan esittää arvio arseenipitoisuuden vuosikeskiarvotasosta. Tutkimustulosten perusteella on karkeasti arvioitu, että Kalevassa vuosikeskiarvo olisi todennäköisesti ylemmän arviointikynnyksen tuntumassa. Vuosien 1992 ja 1997 ilmanlaatututkimuksiin verrattuna korkeimmat arseenipitoisuudet ovat selvästi pienempiä. Aikaisempina vuosina maksimivuorokausipitoisuudet olivat noin 400 ng/m^3 ja 150 ng/m^3, kun vuonna 2002 suurin vuorokausipitoisuus oli alle 50 ng/m^3 (*SAARI & PESONEN, 2003*).



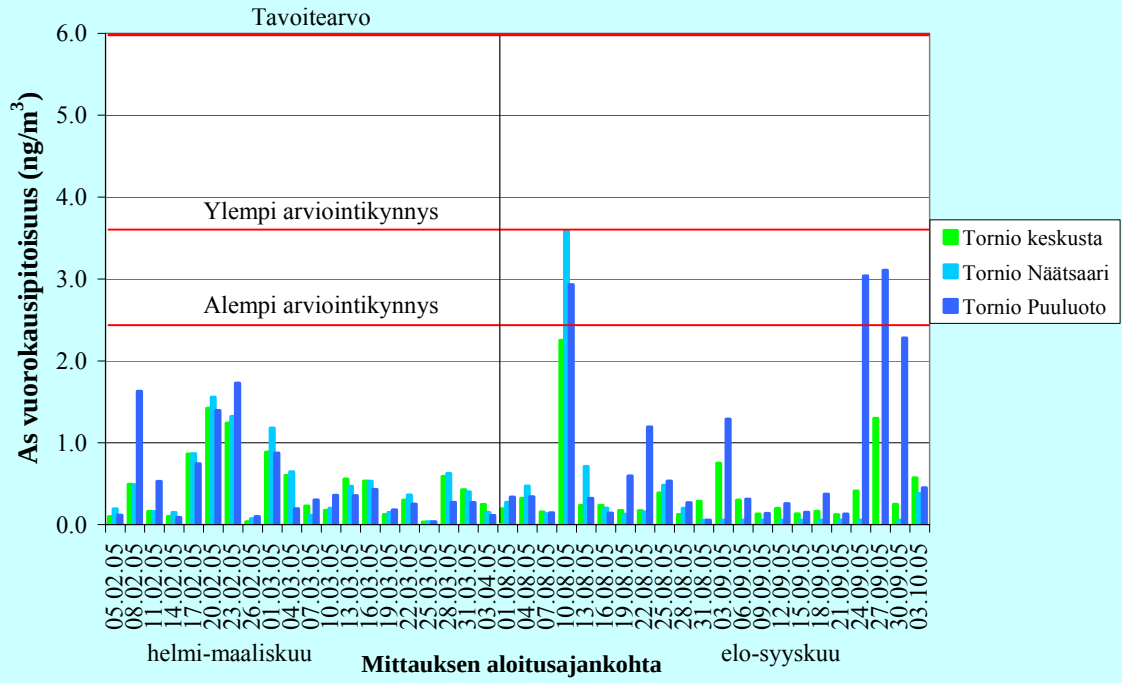
Kuva 24. Arseenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Harjavallassa 2000–2004 (*ILSE, 2005*).



Kuva 25. PM_{10}-näytteistä analysoidut arseenin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Harjavallan Kalevassa ja Pirkkalassa 2.4.–26.6.2002 (*SAARI & PESONEN, 2003*).

Torniossa vuonna 2005 mitatuista hiukkasnäytteistä on analysoitu raskasmetalleja helmi-maaliskuun ja elo-syyskuun näytteistä. Keväällä 2005 pitoisuudet alittivat arseenipitoisuudelle määritetyn alemman arviointikynnyksen kaikissa näytteissä, mutta

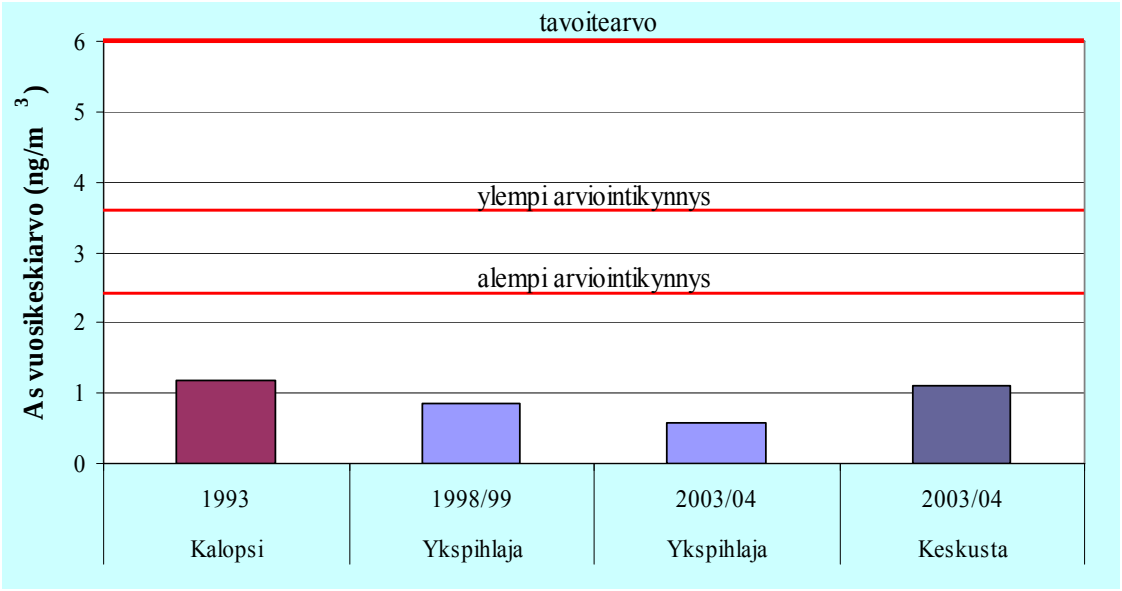
syksyllä pitoisuudet ovat olleet ajoittain korkeampia (kuva 26). Erityisesti syyskuun lopussa Puuluodossa arseenipitoisuudet, samoin kuin muidenkin metallien pitoisuudet, olivat melko korkeita. Muuten arseenipitoisuudet ovat olleet pääosin samansuuruisia kaikilla mittausasemilla. Syksyn ja kevään mittausjaksojen arseenin keskiarvopitoisuus oli noin 0,7 ng/m^3 Puuluodossa ja noin 0,4 ng/m^3 Näätsaaressa sekä keskustassa.



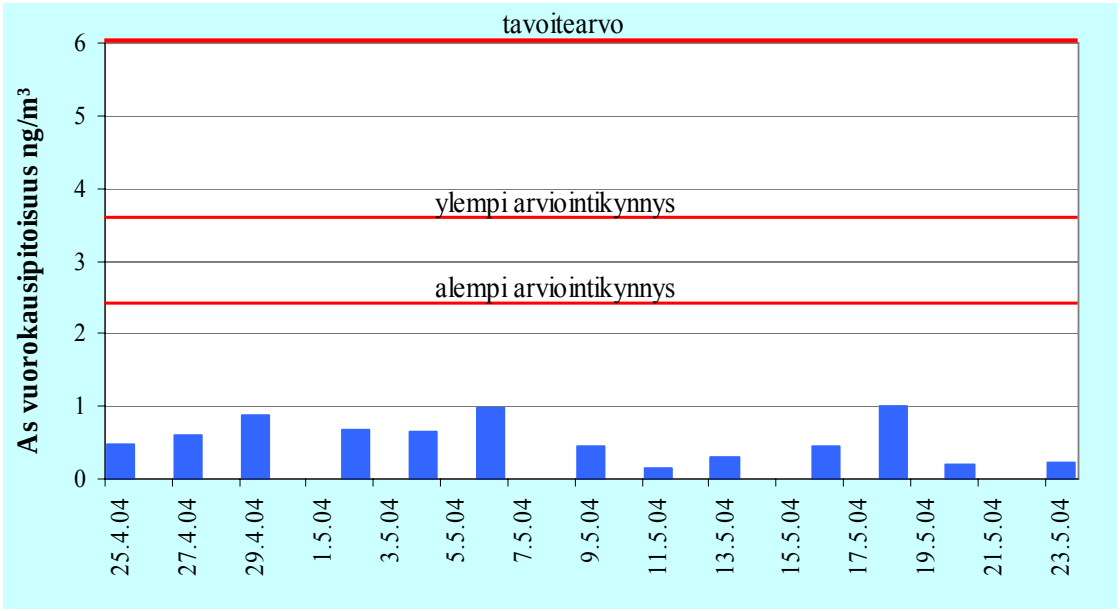
Kuva 26. PM_{10}-näytteistä analysoidut arseenin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Tornion keskustassa, Näätsaaressa ja Puuluodossa helmi-maaliskuussa ja elo-syyskuussa 2005.

Kokkolassa on mitattu arseenipitoisuutta hengitettävistä hiukkasista vuonna 1993 sekä vuosina 1998–1999 ja 2003–2004 vuoden ajan heinäkuusta kesäkuuhun. Arseenipitoisuudet ovat alittaneet kaikkina vuosina alemman arviointikynnyksen (kuva 27). Ykspihlajassa arseenipitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut vuosina 2003–2004 kolmanneksen pienempi kuin vuosina 1998–1999. Tulokset eivät kuitenkaan ole täysin vertailukelpoisia erilaisten keräysmenetelmien ja -aikojen takia. Vuosina 2003–2004 hiukkasia kerättiin jatkuvatoimisiin analysaattoreihin perustuvilla menetelmillä kun 1998−1999 kerättiin keräimillä yksi vuorokausinäyte kuukaudessa. Kaikki näytteet on analysoitu samassa laboratoriossa Geologian Tutkimuskeskuksessa (GTK) (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).

Imatran Teppanalassa keväällä 2004 mitatut arseenin vuorokausipitoisuudet olivat pieniä alittaen selvästi alempaa arviointikynnystä vastaavan pitoisuustason (kuva 28). Mittausjaksolla arseenin keskiarvopitoisuus oli noin 0,5 ng/m^3. Mittausasema sijaitsee noin 500 metrin etäisyydellä Oy Ovako Ab:n (aikaisemmin Imatra Steel) terästehtaasta.



Kuva 27. Arseenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Kokkolassa vuosina 1993, 1998–1999 sekä 2003–2004. Arseenipitoisuudet on analysoitu PM_{10}-näytteistä (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).

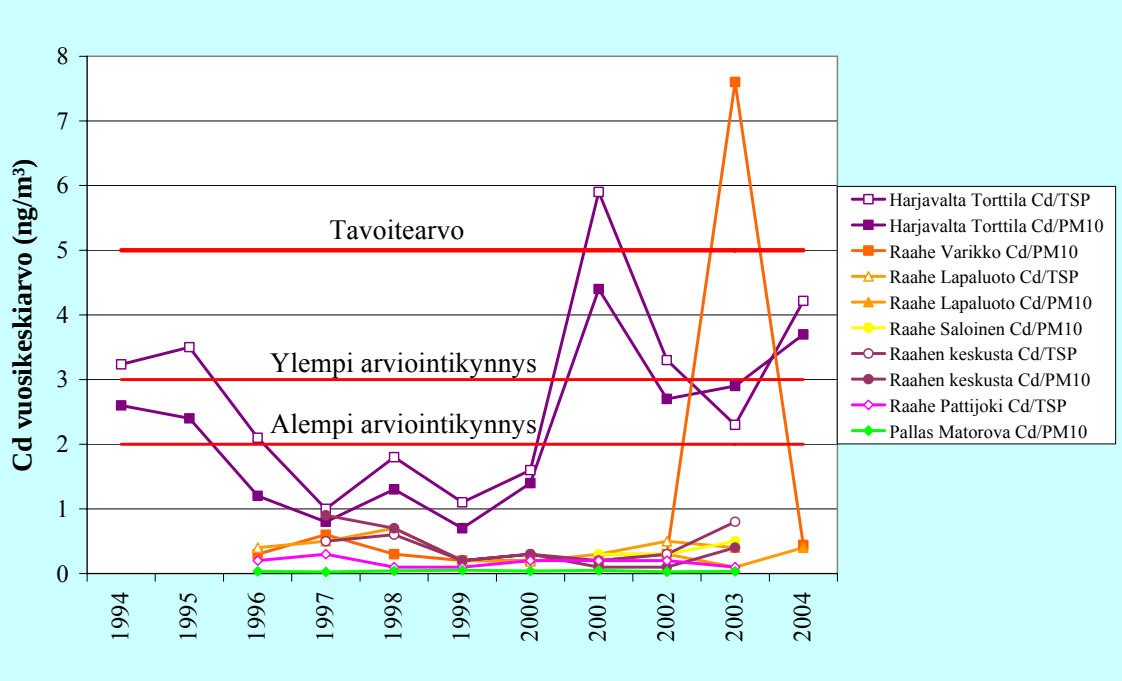


Kuva 28. PM_{10}-näytteistä analysoidut arseenin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Imatran Teppanalassa 25.4.–23.5.2004.

PAMCHAR-tutkimushankkeessa mitattiin hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia Helsingin Kalliossa maalis-toukokuussa 2003. Hiukkasnäytteet yhdistettiin yhdeksi 7 viikon kokoomanäytteeksi, josta analysoitu arseenipitoisuus oli 0,46 ng/m^3 (*SILLANPÄÄ et al., 2004*).

4.2.2 Kadmiumpitoisuudet

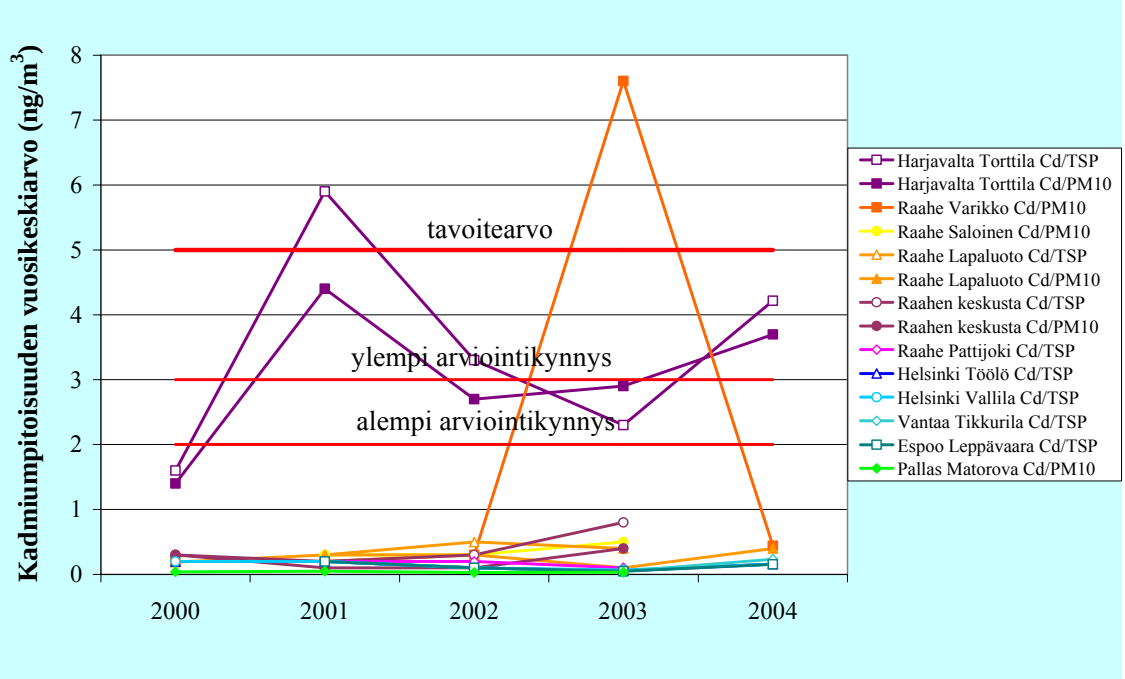
Harjavallassa on seurattu kadmiumpitoisuutta vuodesta 1994 lähtien ja Raahessa vuodesta 1996 lähtien (kuva 29). Harjavallassa kadmiumin vuosikeskiarvopitoisuus on vaihdellut huomattavasti viimeisen kymmenen vuoden aikana. Vuoteen 1999 asti pitoisuustrendi oli pääosin laskeva ja pitoisuustaso oli 1990-luvun puolivälin jälkeen alemman arviointikynnyksen alapuolella, mutta tuotannon lisääntymisen vuoksi pitoisuustaso on noussut selvästi 2000-luvulla. Raahen asemilla kadmiumpitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut vuodesta 1996 lähtien tasolla 0,1–0,9 ng/m^3 eikä selvää laskevaa trendiä ole havaittavissa. Ilmatieteen laitoksen Matorovan asemalla Pallaksella mitattu kadmiumin taustapitoisuus on ollut noin 0,03–0,05 ng/m^3 vuodesta 1996 lähtien.



Kuva 29. Kadmiumin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Suomessa 1994–2004 (*ILSE, 2005*).

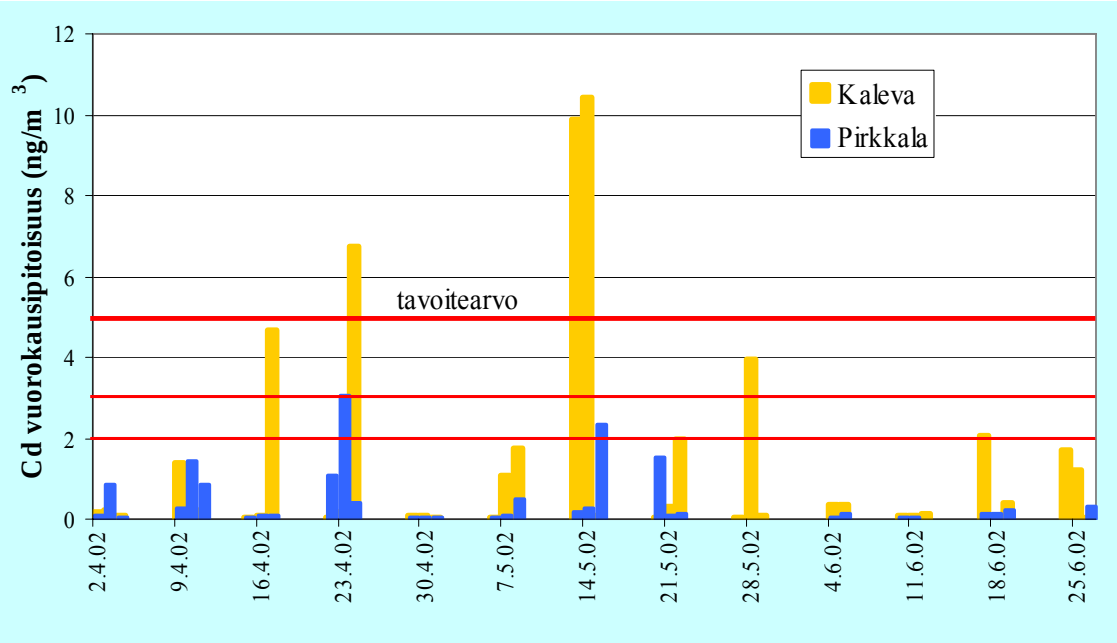
Arviointiajanjaksolla 2000–2004 kadmiumpitoisuudet olivat yleisesti ottaen pieniä Suomessa (kuva 30). Ainoastaan Harjavallassa kadmiumpitoisuudet ovat vuosikeskiarvotasolla korkeahkoja. Tavoitearvo ylittyy Harjavallassa, jos arvioinnin perustana käytetään kokonaisleijumasta (TSP) analysoituja pitoisuuksia. Tällöin ylittyy vastaavasti myös ylempi arviointikynnys. Jos arvioinnin perustana käytetään PM_{10}-analyysiä, ylittyy Harjavallassa alempi arviointikynnys arviointiajanjaksolla. Raahessa vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet matalia (<0,5 ng/m^3) lukuun ottamatta Varikon vuoden 2003 kadmiumin tavoitearvon ylitystä. Vuonna 2003 vuosikeskiarvopitoisuus oli 7,6 ng/m^3, johon vaikutti huomattavasti 6.11.2003 mitattu korkea yksittäinen pitoisuus 78,6 ng/m^3. Vuoden 2003 muina kuukausina pitoisuudet ovat olleet Varikossa 0,1–1,8 ng/m^3. Raahessa raskasmetallien pitoisuuksia mitataan yhdestä vuorokausinäytteestä kerran kuukaudessa ja analysoitava näyte valitaan tuuliolosuhteiden mukaan pyrkimyksenä mitata kuukauden suurimmat pitoisuudet. Kyseisenä päivänä myös muiden raskasmetallien pitoisuudet (sinkki, lyijy, rauta) olivat

koholla. Varikon mittausaseman lähellä on Rautaruukin lisäksi metalliteollisuushalleja, joissa leikataan ja pinnoitetaan metalleja, jotka ovat voineet aiheuttaa pitoisuushuipun. Varmasti ei voida osoittaa yhtä päästölähdettä (*KORPELA, 2005*). Pääkaupunkiseudulla kadmiumpitoisuus on ollut tasolla 0,05–0,2 ng/m^3 viime vuosina alittaen selvästi alemman arviointikynnyksen. Pienimmillään kadmiumpitoisuudet ovat siis olleet pääkaupunkiseudulla lähes taustapitoisuuksien tasolla.



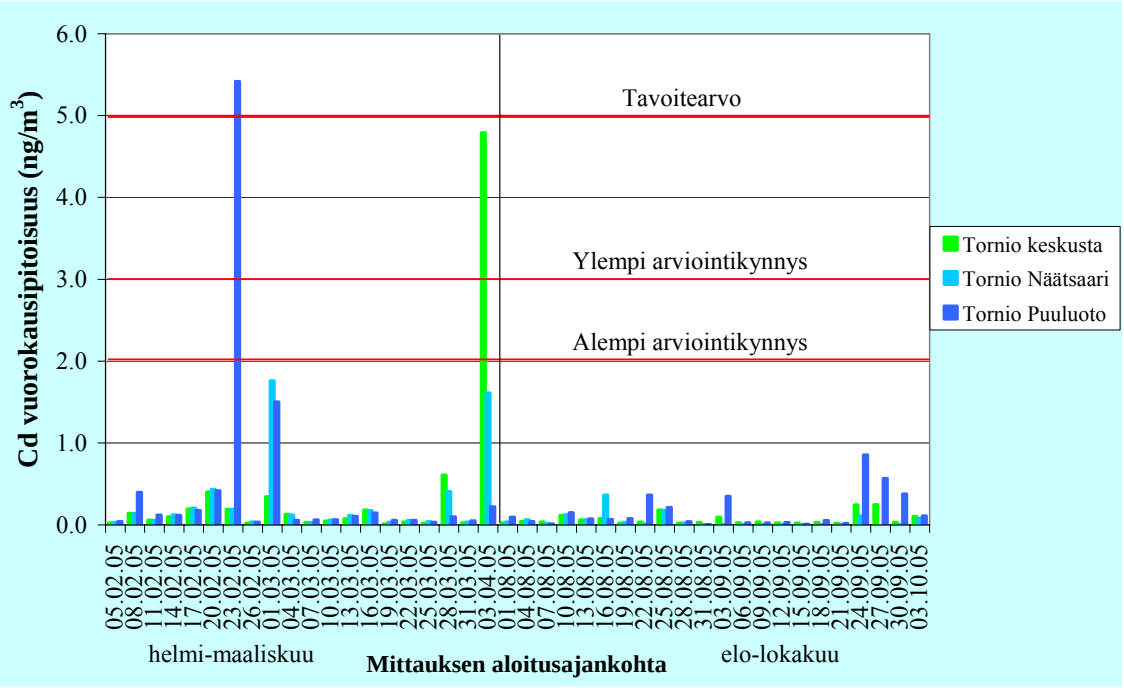
Kuva 30. Kadmiumin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Suomessa 2000–2004 (*ILSE, 2005*).

Harjavallassa kolmen kuukauden tutkimusjakson aikana keväällä 2002 kadmiumin keskiarvopitoisuus oli Kalevassa 1,3 ng/m^3 ja Pirkkalassa 0,4 ng/m^3 (kuva 31). Korkeimmillaan pitoisuudet ylittävät tavoitearvotason, mutta yleisimmin vuorokausipitoisuudet olivat tutkimusajanjaksolla alle 5 ng/m^3 Kalevankin mittauspisteessä. Verrattaessa Kalevan tuloksia aikaisempiin Harjavallan ilmanlaatututkimuksiin näyttäisi siltä, että korkeimmat kadmiumpitoisuudet ovat pienentyneet selvästi vuosien 1992 ja 1997 välillä, mutta sen jälkeen korkeimmat pitoisuudet ovat pysyneet Kalevassa vuoden 1997 tasolla (*SAARI & PESONEN, 2003*).



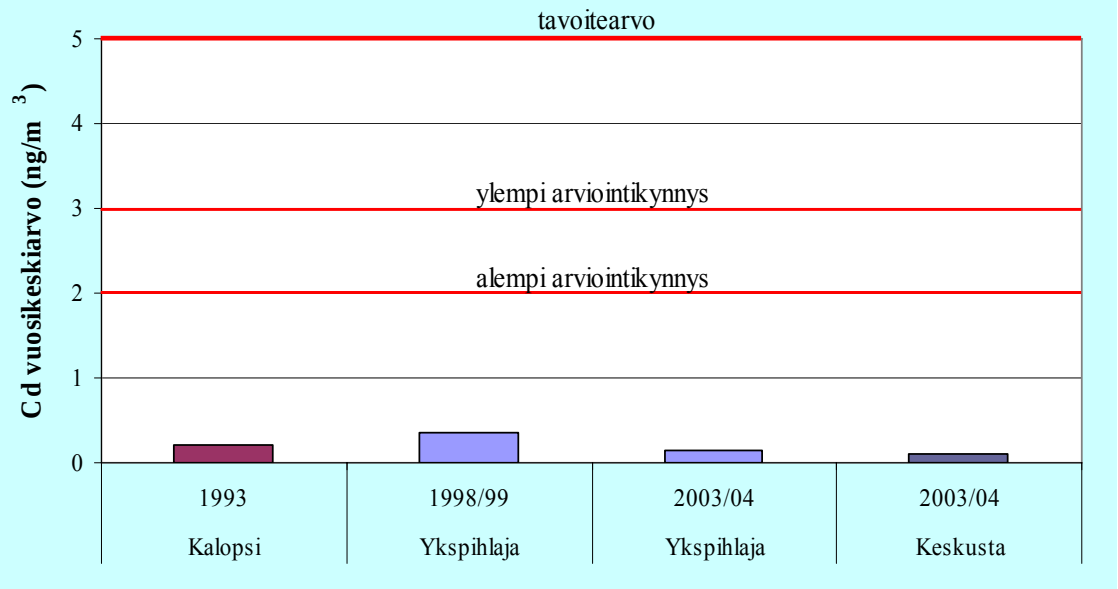
Kuva 31. PM_{10}-näytteistä analysoidut kadmiumin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Harjavallan Kalevassa ja Pirkkalassa 2.4.–26.6.2002 (*SAARI & PESONEN, 2003*).

Torniossa helmi-maaliskuussa 2005 mitatut kadmiumpitoisuudet ovat olleet pääosin alhaisia, mutta muutamina vuorokausina pitoisuudet ovat kohonneet tavoitearvotasolle (kuva 32). Elo-syyskuussa kadmiumpitoisuudet ovat olleet alhaisella tasolla. Kadmiumin keskiarvopitoisuus oli Torniossa tutkimusajanjaksolla 0,2–0,3 ng/m^3.



Kuva 32. PM_{10}-näytteistä analysoidut kadmiumin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Tornion keskustassa, Näätsaaressa ja Puuluodossa helmi-maaliskuussa ja elo-syyskuussa 2005.

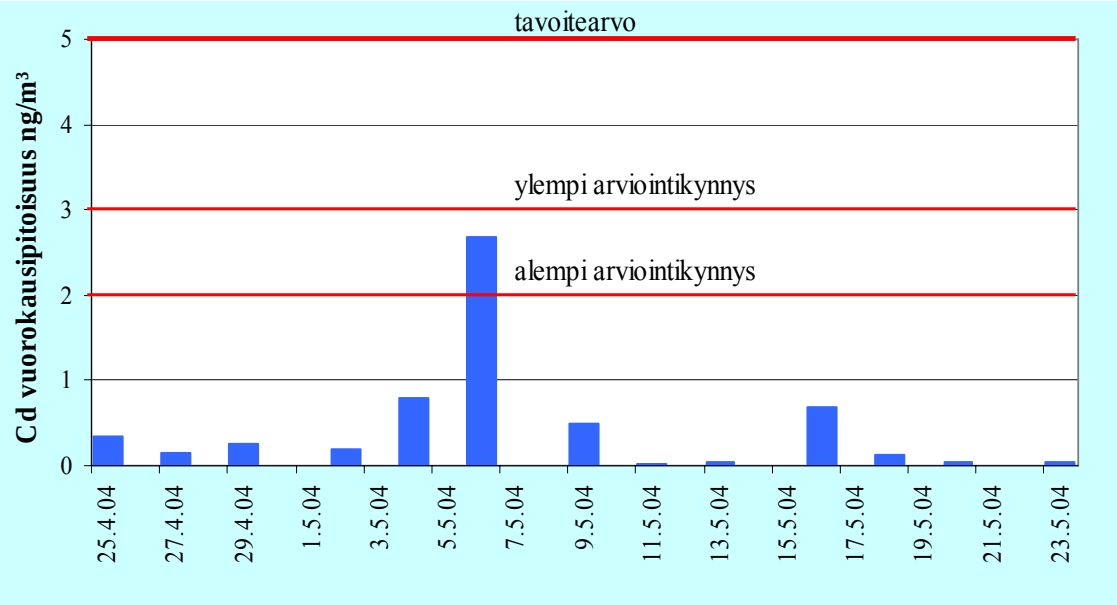
Kokkolassa vuosina 1993, 1998–1999 ja 2003–2004 mitatut kadmiumpitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä alittaen alemman arviointikynnyksen selvästi (kuva 33). Ykspihlajan teollisuusalueen mittausten mukaan kadmiumpitoisuudet ovat alentuneet Kokkolassa alle puoleen vuosien 1998–1999 tasosta (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*). Eri vuosien tutkimuksissa on kuitenkin käytetty erilaisia keräysmenetelmiä ja -aikoja, joten tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia keskenään.



Kuva 33. Kadmiumin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Kokkolassa vuosina 1993, 1998–99 sekä 2003–04. Arseenipitoisuudet on analysoitu PM_{10}-näytteistä (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).

Imatran Teppanalassa keväällä 2004 mitatut kadmiumin vuorokausipitoisuudet ylittivät korkeimmillaan alemmalle arviointikynnykselle määritetyn pitoisuustason, mutta muuten pitoisuudet olivat alhaisia (kuva 34). Tutkimusajanjakson keskiarvopitoisuus oli 0,5 ng/m^3 eli kadmiumpitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin Harjavallan Pirkkalassa keväällä 2002.

PAMCHAR-projektissa Helsingin Kallion kaupunki–tausta -asemalla mitattu kadmiumpitoisuus oli 0,13 ng/m^3 maalis-toukokuussa 2003. Kyseinen PM_{10}-näyte on 7 viikon kokoomanäyte (*SILLANPÄÄ et al., 2004*).

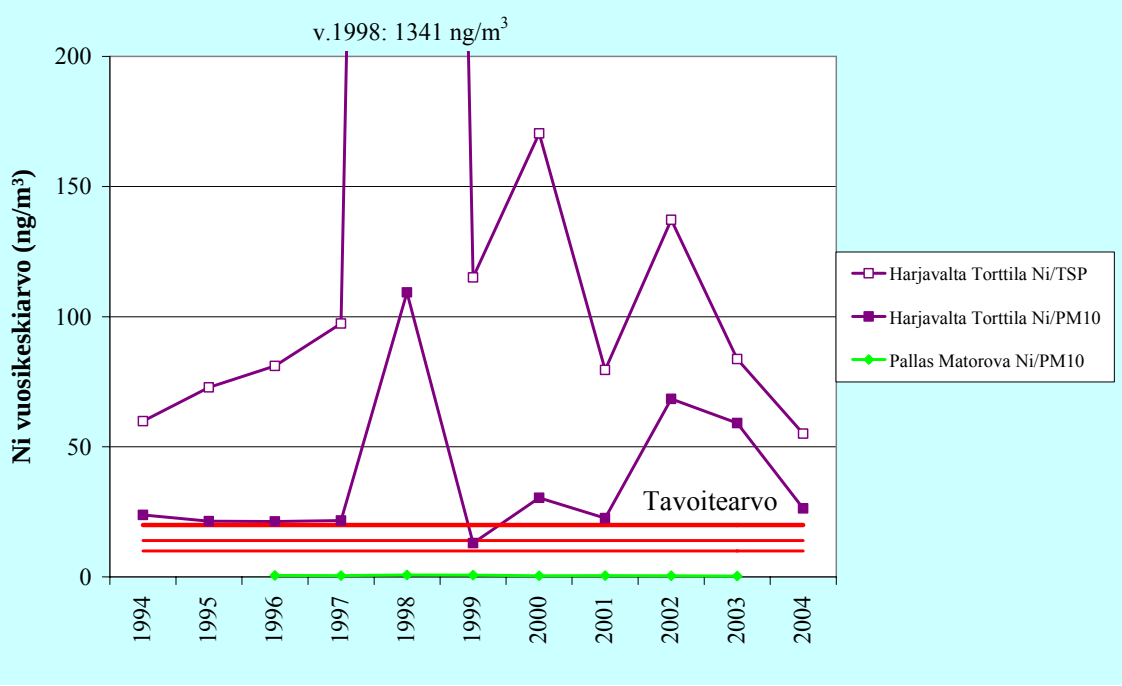


Kuva 34. PM_{10}-näytteistä analysoidut kadmiumin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Imatran Teppanalassa 25.4.–23.5.2004.

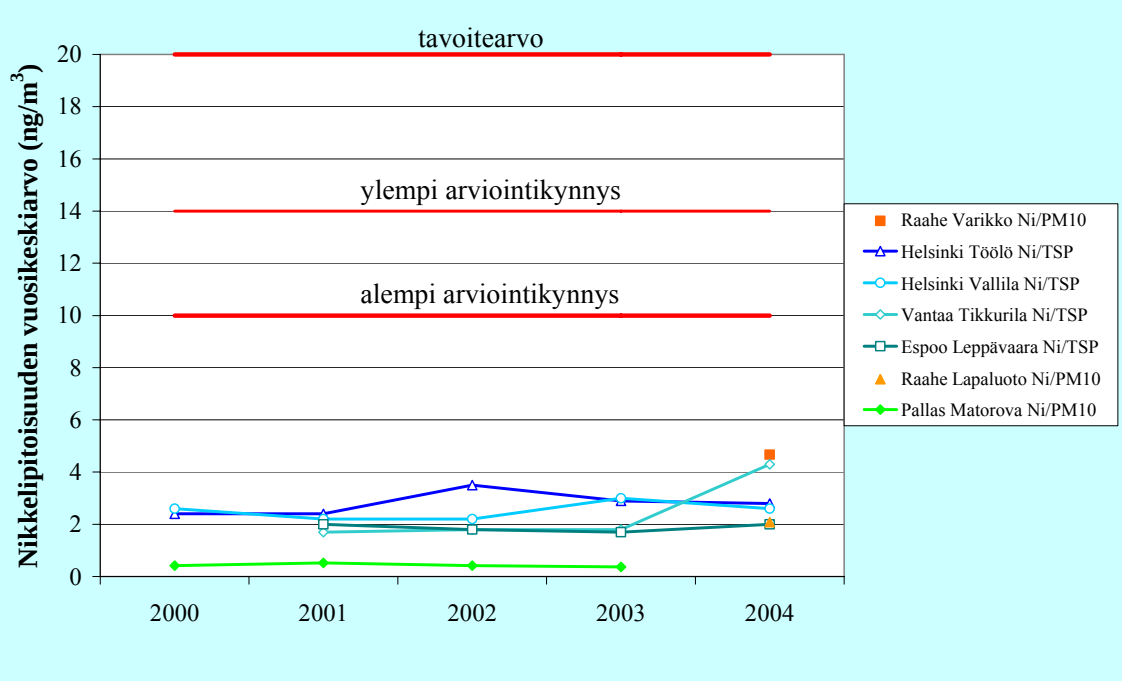
4.2.3 Nikkelipitoisuudet

Nikkelipitoisuutta on seurattu pitempään ainoastaan Harjavallassa, jossa seuranta on aloitettu vuonna 1994. PM_{10}-fraktiosta analysoidut vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Harjavallan Torttilassa viimeisen kymmenen vuoden aikana 13–109 ng/m^3 (kuva 35). Vuosi 1999 on aikasarjassa ainut vuosi, jolloin vuosikeskiarvopitoisuus on ollut tavoitearvon alapuolella (13 ng/m^3). Suurimmillaan pitoisuudet ovat olleet vuonna 1998, jolloin kokonaisleijumasta analysoitu vuosikeskiarvopitoisuus oli peräti 1 341 ng/m^3 ja hengitettävistä hiukkasista analysoitu vuosikeskiarvo 109 ng/m^3. Kyseisenä vuotena helmi- ja elokuun välisenä aikana oli mittaustulosten mukaan 12 vuorokautta, jolloin kokonaisleijuman nikkelipitoisuudet olivat hyvin korkeita (5 000–17 000 ng/m^3) ja muutenkin pitoisuudet olivat muita vuosia korkeammalla tasolla. Nikkelin taustapitoisuutta on mitattu Ilmatieteen laitoksen Matorovan asemalla Pallaksella, jossa vuosikeskiarvo on ollut vuonna 1996 alkaneiden mittausten jälkeen noin 0,4–0,8 ng/m^3.

Pääkaupunkiseudulla nikkelipitoisuudet ovat alittaneet arviointiajanjaksolla 2000–2004 selvästi tavoitearvon ja arviointikynnykset (kuva 36). Pitoisuudet ovat olleet noin 2–4 ng/m^3. Raahen Varikossa ja Lapaluodossa aloitettiin nikkelipitoisuuksien mittaukset vuonna 2004 ja pitoisuudet olivat ensimmäisenä vuotena samaa suuruusluokkaa kuin pääkaupunkiseudulla.

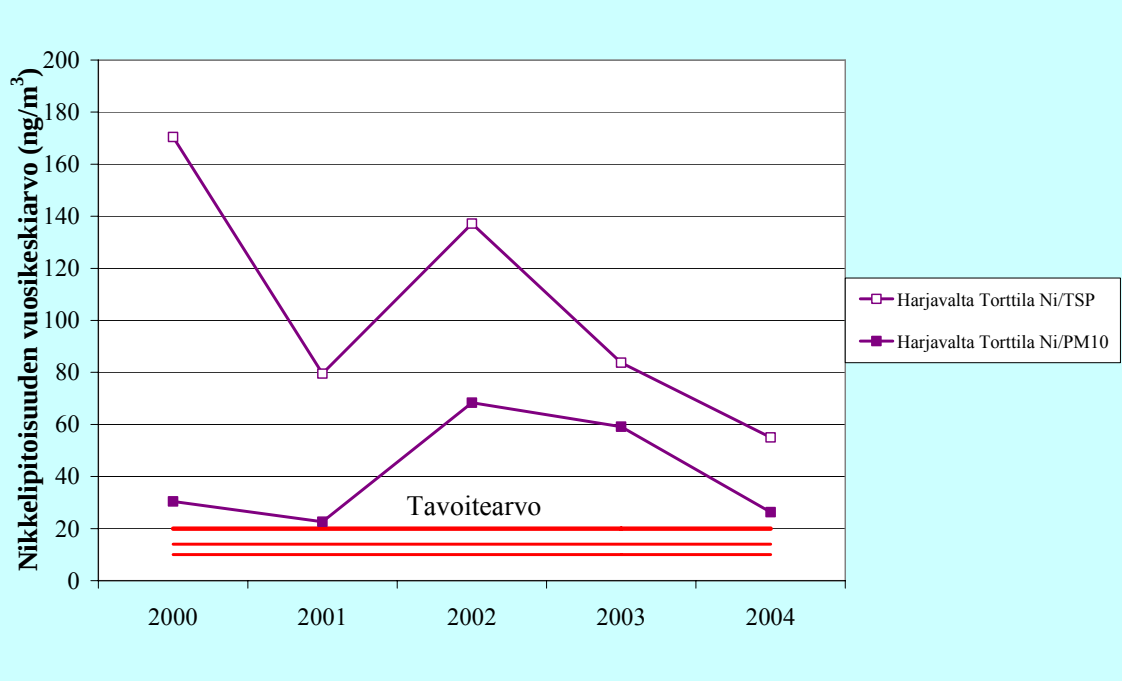


Kuva 35. Nikkelin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Harjavallassa ja Pallaksella 1994–2004 (*ILSE, 2005*).

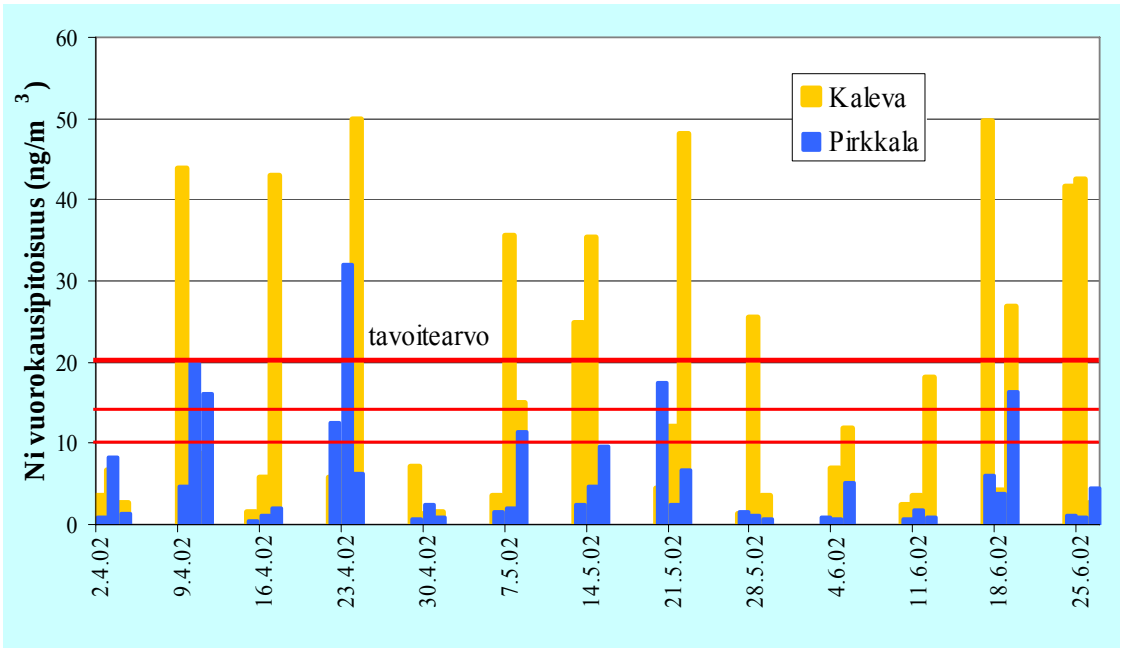


Kuva 36. Nikkelin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Suomessa 2000–2004 (*ILSE, 2005*).

Harjavallassa nikkelin vuosikeskipitoisuudet ovat olleet arviointiajanjaksolla erittäin korkeita ja tavoitearvo on ylittynyt selvästi (kuva 37). Vuonna 2004 nikkelipitoisuus oli Torttilassa noin 26 ng/m^3. Myös Kalevassa ja Pirkkalassa keväällä 2002 mitatut nikkelin vuorokausipitoisuudet olivat varsin korkeita (kuva 38). Kalevassa nikkelipitoisuuden tavoitearvotaso ylittyi lähes kaikissa vuorokausinäytteissä. Nikkelipitoisuuden keskiarvo kahden kuukauden mittausjaksolla oli Kalevassa 17 ng/m^3 ja Pirkkalassa 6 ng/m^3. Kalevan keskiarvopitoisuus lähentelee jo tavoitearvoa ja tulosten perusteella on karkeasti arvioitu vuosikeskiarvopitoisuuden olevan ylemmän arviointikynnyksen tasolla. Vuosien 1992 ja 1997 ilmanlaatututkimuksiin verrattuna korkeimmat nikkelipitoisuudet ovat pienentyneet selvästi. Aikaisemmissa tutkimuksissa suurimmat vuorokausipitoisuudet olivat noin 230–270 ng/m^3 kun vuoden 2002 tutkimuksessa suurin vuorokausiarvo oli 50 ng/m^3 (*SAARI & PESONEN, 2003*).



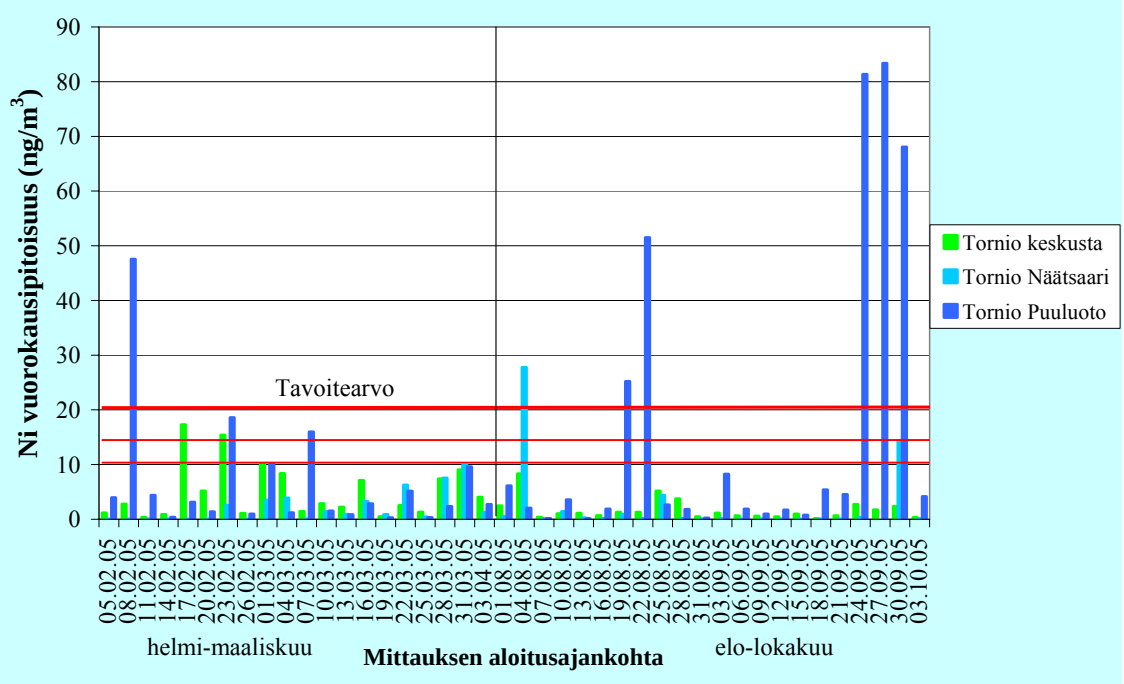
Kuva 37. Nikkelin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Harjavallassa 2000–2004 (*ILSE, 2005*).



Kuva 38. PM_{10}-näytteistä analysoidut nikkelin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Harjavallan Kalevassa ja Pirkkalassa 2.4.–26.6.2002 (*SAARI & PESONEN, 2003*).

Torniossa vuonna 2005 mitatut nikkelin vuorokausipitoisuudet olivat ajoittain korkeita varsinkin Puuluodossa (kuva 39). Korkeita nikkelipitoisuuksia mitattiin erityisesti syyskuun lopussa, jolloin muidenkin metallien pitoisuudet olivat koholla. Nikkelin tavoitearvopitoisuus ylittyi vuorokausinäytteiden mukaan Puuluodossa 6 kertaa ja

Näätsaaressa kerran. Tutkimusajanjaksolla nikkelin keskiarvopitoisuus oli Puuluodossa 12 ng/m^3, keskustassa 3,3 ng/m^3 ja Näätsaaressa 2,3 ng/m^3. Yhden vuoden mittausten perusteella pitoisuustaso on Tornion Puuluodossa alemman arviointikynnyksen tasolla.

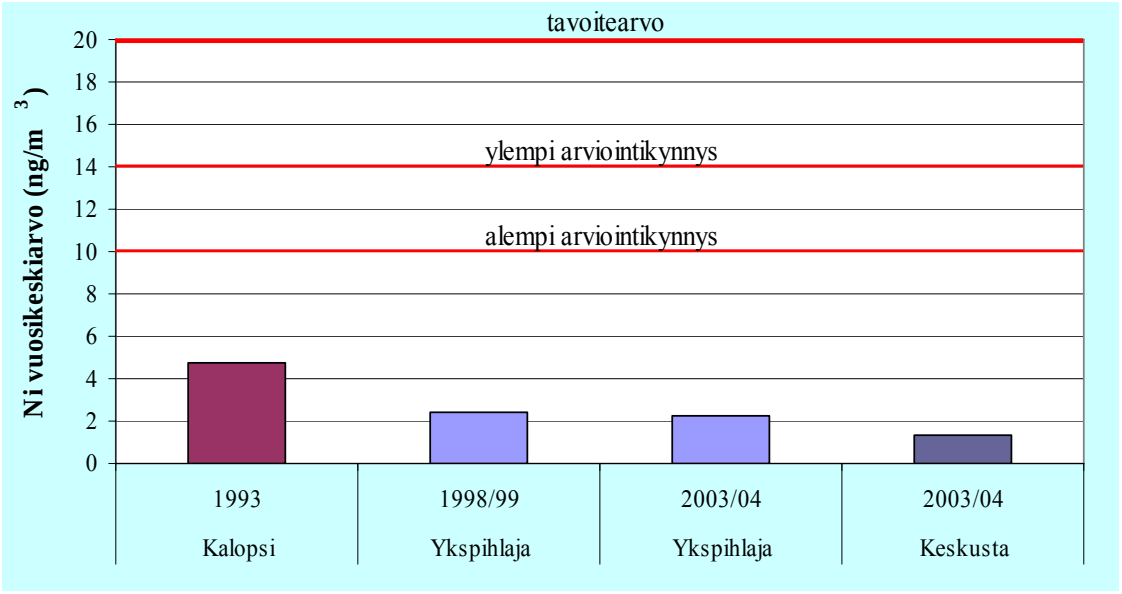


Kuva 39. PM_{10}-näytteistä analysoidut nikkelin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Tornion keskustassa, Näätsaaressa ja Puuluodossa helmi-maaliskuussa ja elo-syyskuussa 2005.

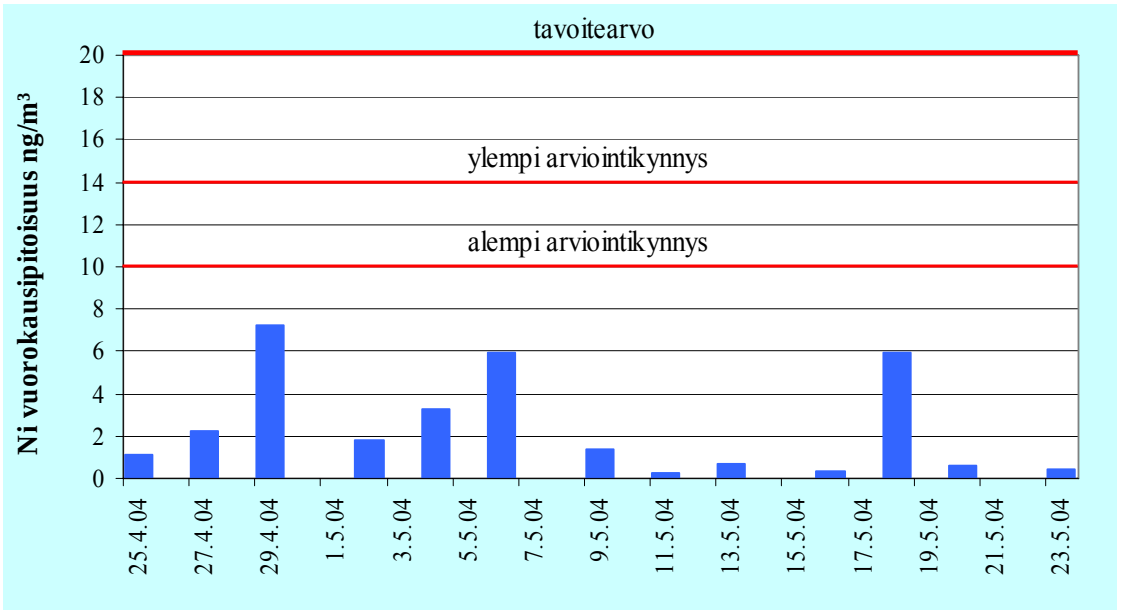
Kokkolassa 1990-luvulla ja vuosina 2003–2004 mitatut nikkelipitoisuudet ovat alittaneet selvästi alemman arviointikynnyksen (kuva 40). Ykspihlajan teollisuusalueella pitoisuudet ovat samalla tasolla kuin 1990-luvun lopussa. (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).

Imatralla keväällä 2004 mitatut nikkelipitoisuudet alittivat alemmalle arviointikynnykselle määritetyn pitoisuustason kaikissa vuorokausinäytteissä. Tutkimusjakson keskiarvopitoisuus oli 2,4 ng/m^3 (kuva 41).

PAMCHAR-tutkimushankkeessa mitattiin hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia Helsingin Kalliossa maalis-toukokuussa 2003. Hiukkasnäytteet yhdistettiin yhdeksi 7 viikon kokoomanäytteeksi, josta analysoitu nikkelipitoisuus oli 2,8 ng/m^3 (*SILLANPÄÄ et al., 2004*).



Kuva 40. Nikkelin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Kokkolassa vuosina 1993, 1998/99 sekä 2003/04. Nikkelipitoisuudet on analysoitu PM_{10}-näytteistä (*KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005*).



Kuva 41. PM_{10}-näytteistä analysoidut nikkelin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Imatran Teppanalassa 25.4.–23.5.2004.

4.2.4 Elohopeapitoisuudet

Elohopean taustapitoisuuksia on seurattu Pallaksella vuodesta 1996 lähtien. Suurin osa ilman elohopeasta on kaasumaisessa olomuodossa. Hiukkasmaisen elohopean osuus on Pallaksella noin 0,1 %.

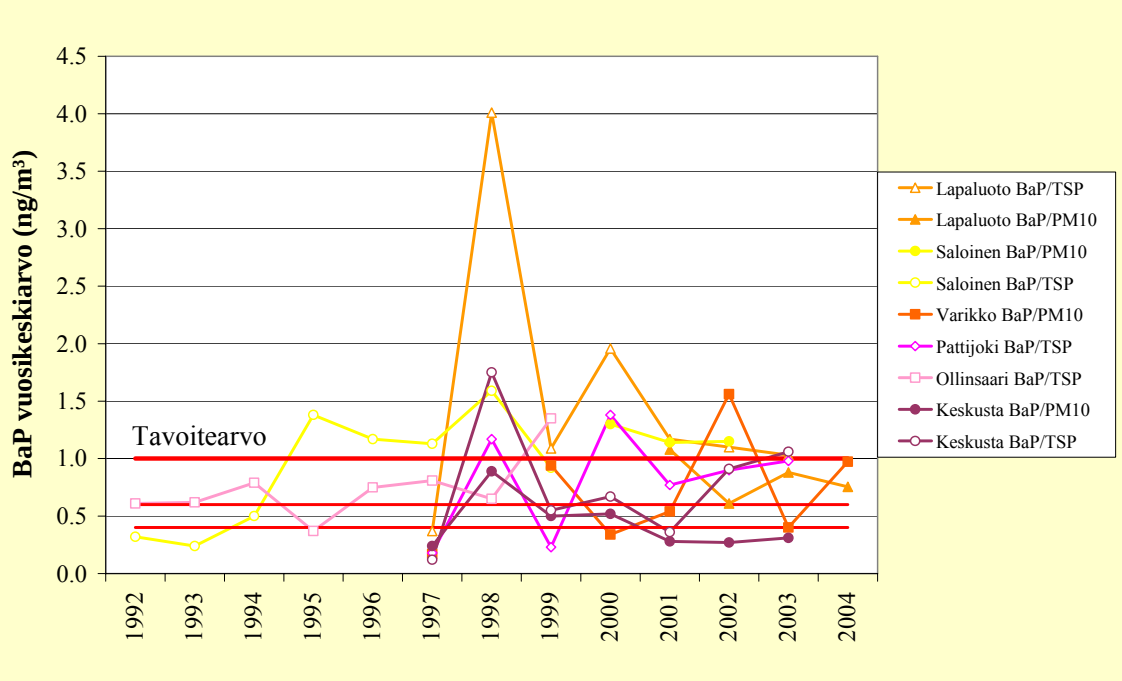
Kaasumaisen elohopean pitoisuudet ovat vuosina 1996–2004 vaihdelleet välillä 1,3–1,5 ng/m^3. Minkäänlaista trendiä ei pitoisuuksien perusteella ole havaittavissa. Korkeimmillaan pitoisuudet ovat olleet vuosina 1998 ja 2003. Ruotsin länsirannikolla Rörvikissä ja Råössä (asema siirtynyt 2 km vuonna 2001) kaasumaisen elohopean pitoisuudet ovat olleet noin 1,4–1,8 ng/m^3 eli samaa suuruusluokkaan Pallaksen mittausten kanssa (*WÄNGBERG et al. 2002*).

Hiukkasmaisen elohopean pitoisuudet ovat olleet Pallaksella vuosina 1996–2004 noin 0,001–0,003 ng/m^3. Ruotsin länsirannikolla hiukkasmaisen elohopean pitoisuudet ovat 3–5 kertaa suuremmat kuin Pohjois-Suomessa. Hiukkasmaisen elohopean pitoisuudet ovat vaihdelleet Rörvikissä ja Råössä noin 0,007–0,01 ng/m^3. Hiukkasmainen elohopea kuvastaa hyvin elohopean kaukokulkeutumista. Siksi pitoisuudet ovat selvästi suurempia Etelä-Ruotsissa, joka on jo melko lähellä Keski-Euroopan elohopeapäästölähteitä (*WÄNGBERG et al. 2002*).

4.2.5 Bentso(a)pyreenipitoisuudet

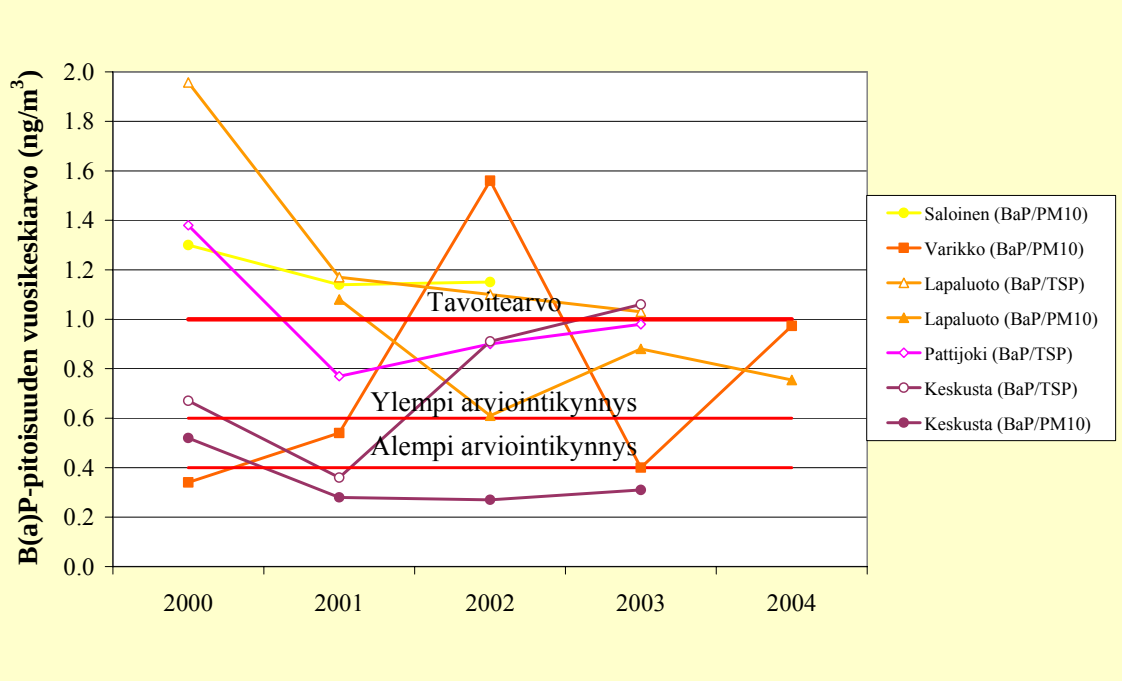
Raahe

Raahe on ainoa kaupunki, jossa on seurattu PAH-yhdisteiden pitoisuuksia pitemmällä ajanjaksolla. PAH-yhdisteiden seuranta on aloitettu Ollinsaaren ja Saloisten asemilla vuonna 1992 ja muilla asemilla vuonna 1997. Asemien sijainnit on esitetty kuvassa 1. Bentso(a)pyreenin pitoisuudet ovat olleet tasoltaan arviointikynnysten ja tavoitearvon luokkaa vuodesta 1992 lähtien. Pitoisuudet ovat vaihdelleet vuosittain eikä varsinaista trendiä ole havaittavissa (kuva 42). Pallaksella bentso(a)pyreenin pitoisuus on ollut 0,01–0,03 ng/m^3 vuosina 1996–1999 (*PREVEDOUROS et al. 2004*).



Kuva 42. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Raahessa vuosina 1992–2004 (*ILSE, 2005*).

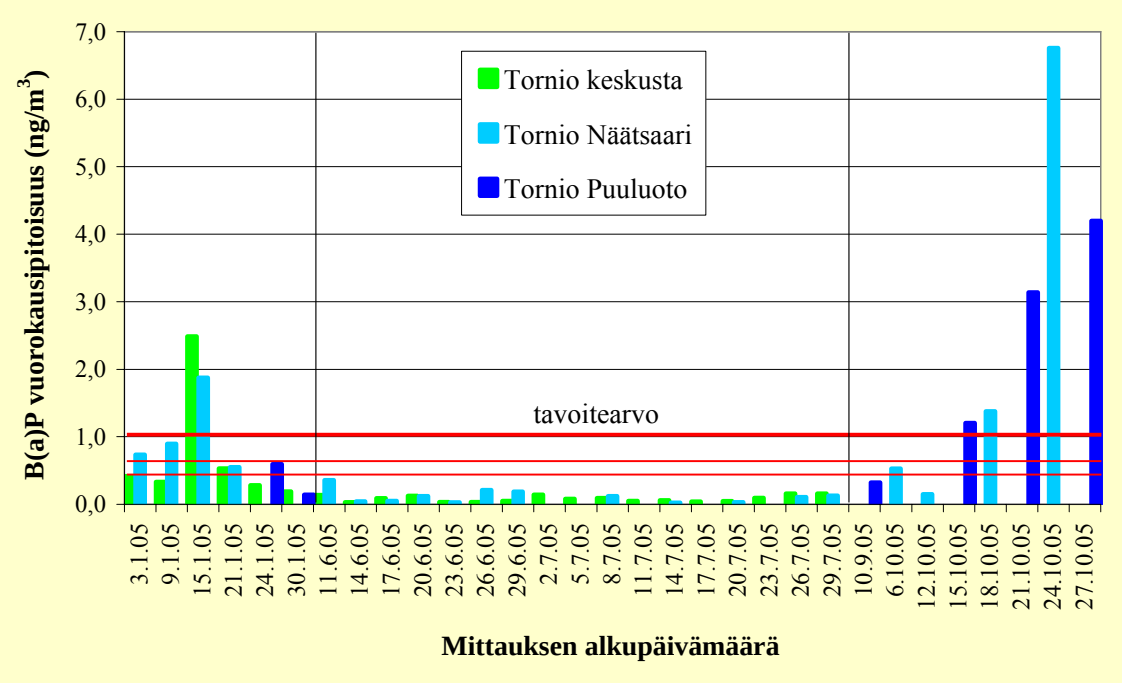
Raahessa on mitattu bentso(a)pyreeniä koko arviointiajanjakson 2000–2004 ajan Varikon asemalla. Muilla Raahen mittausasemilla seuranta on jatkunut 3–4 vuotta arviointiajanjaksolla. Vuosien 2000–2004 aineiston perusteella tavoitearvo ylittyisi Raahessa Saloisissa, Varikossa ja Lapaluodossa, kun bentso(a)pyreenin pitoisuuksia arvioidaan PM_{10}-näytteistä. Jos tavoitearvon ylittäviä pitoisuuksia määritetään myös TSP-näytteistä, tavoitearvo ylittyy myös Pattijoella ja keskustassa. Bentso(a)pyreenille annettu ylempi arviointikynnys ylittyy arviointiajanjaksolla Lapaluodossa ja Saloisissa sekä lisäksi Pattijoella ja keskustassa, jos TSP-tuloksia käytetään hyväksi arvioinnissa. Bentso(a)pyreenipitoisuudet ylittivät alemman arviointikynnyksen Varikossa. Varikossa pitoisuuksien vuosittainen vaihtelu on ollut suurta ja ylemmän arviointikynnyksen ylittyminenkin on ollut lähellä, joten PAH-yhdisteiden mittausten jatkaminen siellä on perusteltua.



Kuva 43. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Raahessa vuosina 2000–2004 (*ILSE, 2005*).

Tornio

Ilmatieteen laitos on mitannut Torniossa vuoden 2005 ajan hengitettäviä hiukkasia kolmessa mittauspisteessä. Hiukkasnäytteistä on analysoitu PAH-yhdisteitä tammikuun, kesä-heinäkuun ja lokakuun näytteistä. Tammikuussa havaittiin korkeahkoja bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuuksia, jotka johtuvat todennäköisesti kaukokulkeumasta, sillä myös pääkaupunkiseudulla havaittiin samansuuruisia pitoisuuksia pari päivää myöhemmin. Kesällä bentso(a)pyreenin pitoisuudet olivat alhaisella tasolla Torniossa. Syksyllä pitoisuudet ovat kohonneet lämmityskauden alkaessa. Asuinalueilla Näätsaaressa ja Puuluodossa mitatut bentso(a)pyreenipitoisuudet ovat ylittäneet tavoitearvopitoisuuden selvästi yksittäisinä päivinä lokakuussa (kuva 44). Bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuuksien keskiarvo on ollut Tornion keskustassa 0,25 ng/m^3 ja Näätsaaressa 0,71 ng/m^3. Mittausten mukaan Tornion Näätsaaressa bentso(a)pyreenin pitoisuudet ovat ylemmän arviointikynnyksen tasolla. Puuluodon hiukkasnäytteistä on analysoitu PAH-yhdisteitä kuudesta tammi- ja lokakuun vuorokausinäytteestä. Bentso(a)pyreenipitoisuuden keskiarvo, 1,6 ng/m^3, on jo melko korkea ja ylittäisi tavoitearvon.



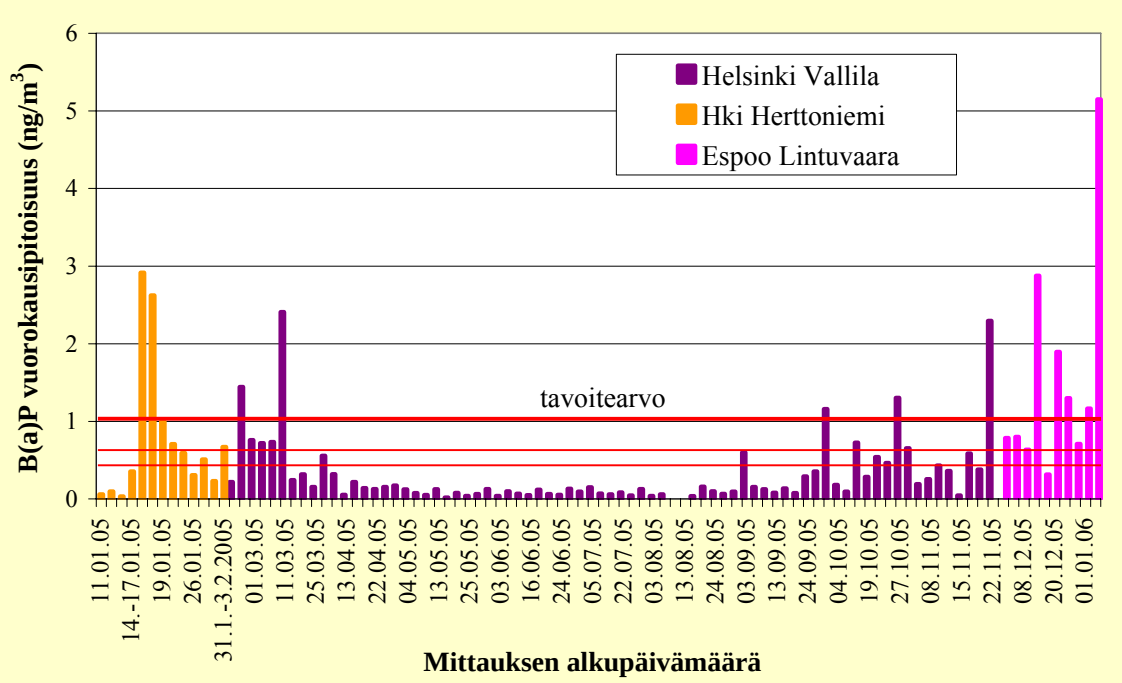
Kuva 44. PM_{10}-näytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuorokausikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Tornion keskustassa, Näätsaaressa ja Puuluodossa vuonna 2005. X-akseli on katkaistu tammikuun ja heinäkuun jälkeen.

Pääkaupunkiseutu

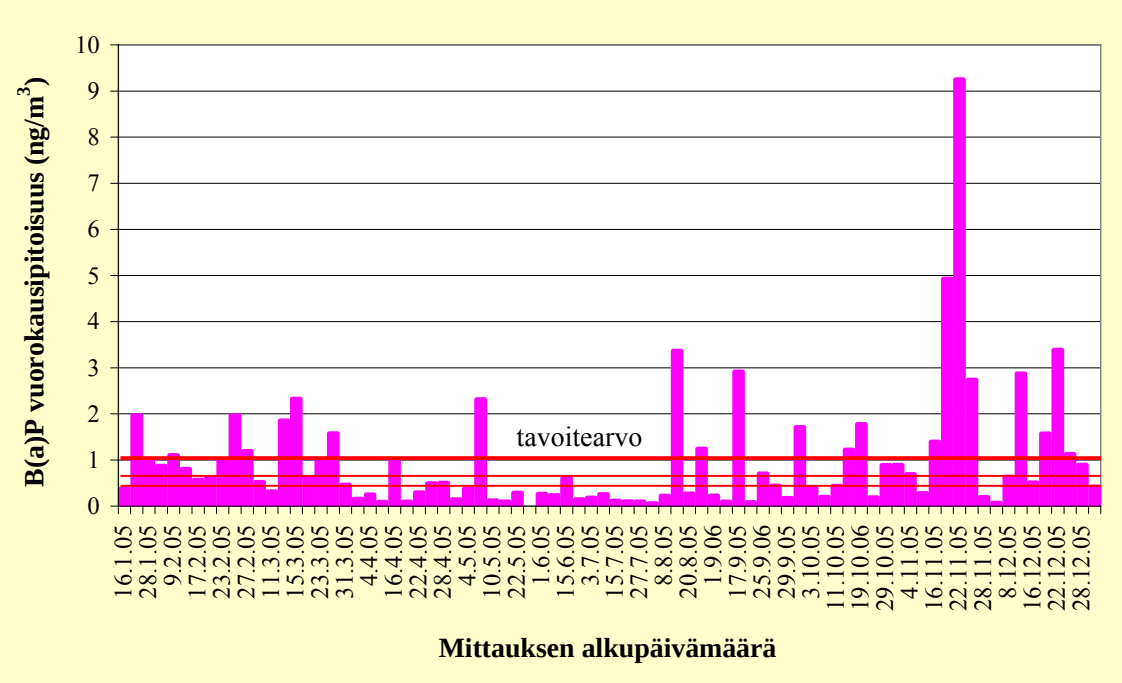
Ilmatieteen laitos mittasi PAH-yhdisteitä Herttoniemen teollisuusalueella tammikuussa 2005. Bentso(a)pyreenipitoisuudet olivat muuten melko alhaisia, mutta 17.–18.1.2005 havaittiin Suomessa kaukokulkeumaepisodi, joka kohotti pitoisuuksia (kuva 45). Mittausjakson keskiarvo oli 0,78 ng/m^3.

Helmikuun lopussa PAH-mittaukset siirrettiin YTV:n Vallilan mittausasemalle. Helmi-marraskuun välisenä aikana bentso(a)pyreenin keskiarvopitoisuus oli 0,31 ng/m^3. Bentso(a)pyreenin pitoisuudet olivat mittausten alku- ja loppuvaiheessa korkeimmillaan ja laskivat alhaiselle tasolle kesän ajaksi.

Espoon Lintuvaaran pientaloalueella on mitattu hengitettäviä hiukkasia pientehokeräimellä joulukuussa 2005 ja suurtehokeräimellä vuoden 2005 ajan. Puun pienpoltto on merkittävin PAH-päästöjen lähde alueella. Pientehokeräimellä joulukuussa mitatut bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuudet on esitetty kuvassa 45. Mittausjakson keskiarvopitoisuus oli 1,6 ng/m^3. Lintuvaaran suurtehokeräyksen hiukkasnäytteistä analysoidut bentso(a)pyreenipitoisuudet on esitetty kuvassa 46. Bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuudet ylittävät tavoitearvotason säännöllisesti lukuun ottamatta keskikesää. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus oli 0,87 ng/m^3 eli tavoitearvo alittuu, mutta ylempi arviointikynnys ylittyy. Vuosikeskiarvo on laskettu säännöllisen seurannan vuorokausipitoisuuksista. Kuvassa 46 on esitetty sekä säännöllisen seurannan että ns. oletettujen puun pienpolttopäivien bentso(a)pyreenitulokset. Bentso(a)pyreenin keskiarvopitoisuus oli 1,6 ng/m^3 päivinä, jolloin YTV arvioi puun pienpolton kohottaneen hiukkaspitoisuuksia.



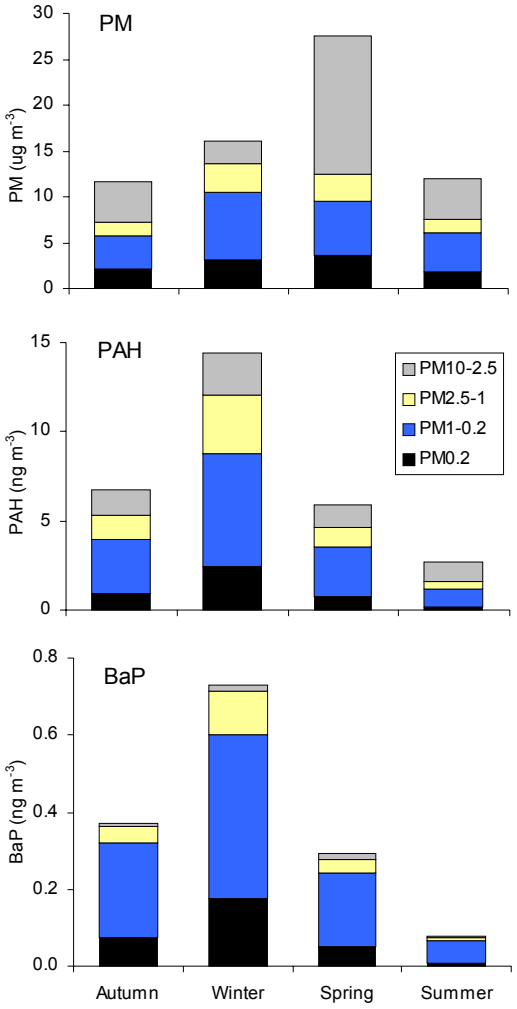
Kuva 45. PM_{10}-näytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuorokausikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Helsingin Herttoniemessä ja Vallilassa sekä Espoon Lintuvaarassa (pientehokeräys) vuonna 2005. Herttoniemen tulokset 14.–17.1., 28.–31.1. sekä 31.1.–3.2. ovat useamman vuorokauden näytteitä.



Kuva 46. Suurtehokeräimellä kerätyt ja PM_{10}-näytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuorokausikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Espoon Lintuvaarassa vuonna 2005.

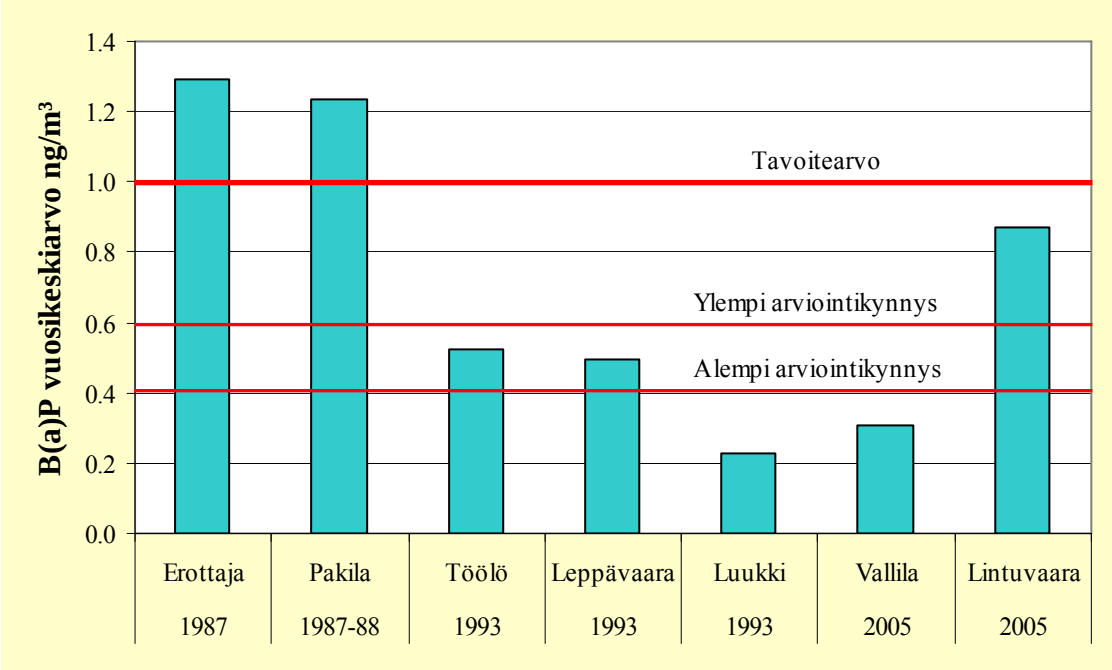
PAMCHAR-tutkimushankkeessa mitattiin hiukkaspitoisuuksia Helsingin Kallion kaupunki-tausta -asemalla kevätpölyaikaan maalis-toukokuussa 2003. Hiukkasnäytteistä määritettiin bento(a)pyreenin ja 31 muun PAH-yhdisteen pitoisuudet. Kyseisen 7 viikon kokoomanäytteestä analysoitu bentso(a)pyreenin pitoisuus PM_{10}-näytteessä oli 0,13 ng/m^3 (*SILLANPÄÄ et al., 2004*).

PAMCHAR-projektissa seurattiin myös PAH-yhdisteiden pitoisuuksia neljänä eri vuodenaikana Kalliossa syksyn 2003 ja kesän 2004 välillä. Kokonais-PAHien pitoisuus vaihteli paljon eri vuodenaikoina ollen suurin talvella (14,4 ng/m^3) (kuva 47). Neljän vuodenajan pitoisuuksista laskettu PAH-yhdisteiden vuosikeskiarvo oli 7,4 ng/m^3. Suurin osa PAH-yhdisteistä oli sitoutunut aerodynaamiselta halkaisijaltaan alle 1 µm hiukkasiin. Bentso(a)pyreenipitoisuuden vuodenaikaisvaihtelu on samanlainen kuin kokonais-PAHeilla. Talvikuukautena pitoisuus oli 0,73 ng/m^3 ja keskimäärin koko vuotena 0,37 ng/m^3. Bentso(a)pyreeni oli myös sitoutunut pääosin (62 %) halkaisijaltaan alle 1 µm hiukkasiin. PAH-yhdisteiden vuodenaikaisvaihtelun arvioitiin aiheutuvan pääasiassa nopeammasta fotokemiallisesta hajoamisesta kesäaikaan (*PENNANEN et al., 2005; PREVEDOUROS et al. 2004*).



Kuva 47. Helsingin Kallion kuukausikeskiarvoihin perustuvat hiukkasten (µg/m^3), kokonais-PAHien (ng/m^3) ja bentso(a)pyreenin (BaP) (ng/m^3) pitoisuudet jaettuna neljään eri kokoluokkaan (*PENNANEN et al. 2005*).

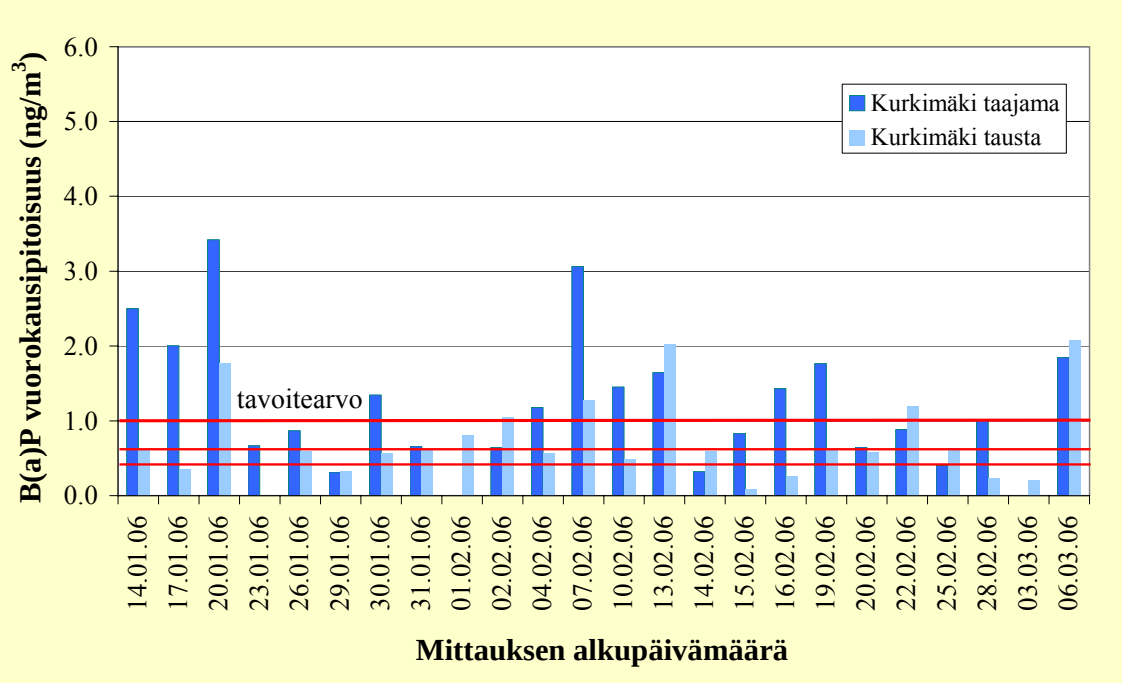
Pääkaupunkiseudulla on järjestetty PAH-yhdisteiden pitoisuuksien mittauskampanjoita Erottajalla ja Pakilassa jo vuosina 1987–1988 sekä Töölössä, Leppävaarassa ja Luukissa vuonna 1993. Erottajalla ja Pakilassa bentso(a)pyreenin pitoisuuksien vuosikeskiarvot ovat ylittäneet tavoitearvon (kuva 48). Erottajan ja Pakilan vuosikeskiarvopitoisuudet on laskettu vain noin 10 vuorokausinäytteestä, jotka kerätty huhti-toukokuussa ja joulukuussa 1987. Pitoisuudet olivat talvikaudella korkeampia kuin keväällä. Bentso(a)pyreenin pitoisuus oli Erottajalla huhti-toukokuussa 1987 keskimäärin 1,0 ng/m^3 ja joulukuussa 1987 noin 1,6 ng/m^3. Pakilassa toukokuussa 1987 bentso(a)pyreenin kuukausikeskiarvopitoisuus oli noin 0,5 ng/m^3 ja tammi-helmikuussa 1988 noin 1,8 ng/m^3 (*PÖNKÄ, ym. 1990*). Vuoden 1993 mittausten mukaan Töölössä ja Leppävaarassa vuosikeskiarvopitoisuus ylitti alemmalle arviointikynnykselle määritellyn pitoisuustason 0,4 ng/m^3, mutta Luukissa arviointikynnykset alittuivat. Töölön, Leppävaaran ja Luukin vuosikeskiarvot on laskettu koko vuoden kattavista kuukauden kokoomanäytteistä. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuus Vallilassa on laskettu helmi-marraskuun 2005 vuorokausinäytteistä ja Lintuvaaran vuosikeskiarvo ympäri vuoden jakautuneesta 60 vuorokausinäytteestä. Vuosien 1987–1993 välillä PAH-yhdisteiden pitoisuudet ovat alentuneet, johon on vaikuttanut eniten ajoneuvojen päästömääräysten tiukentuminen ja katalysaattorimoottoreiden yleistyminen vuodesta 1991 lähtien (*SANDELL, ym. 1999*).



Kuva 48. Bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) pääkaupunkiseudulla vuosina 1987–1988 (*PÖNKÄ, ym. 1990*), 1993 (*SANDELL, ym. 1999*) ja 2005. Erottajan ja Pakilan bentso(a)pyreenipitoisuudet on analysoitu PM_{15}-näytteistä ja muut PM_{10}-näytteistä.

Kuopio Kurkimäki

Kuopion eteläpuolella sijaitsevassa Kurkimäen taajamassa mitattiin PAH-yhdisteiden pitoisuuksia pientaloalueella tammi-maaliskuussa 2006. Vastaavana aikana mitattiin PAH-yhdisteitä myös tausta-alueella ympäristössä, jossa puun pienpoltto on hyvin vähäistä. Tausta-alue sijaitsee noin 1,5 km:n etäisyydellä Kurkimäen pientaloalueen mittauspisteestä. Mittausasemien sijainti on esitetty liitekuvassa 20. Mittausten perusteella bentso(a)pyreenipitoisuudet ylittävät tavoitearvopitoisuuden säännöllisesti. Pitoisuudet ovat samaa suuruusluokkaa kuin Espoon Lintuvaarassa alkuvuodesta 2005 mitatut bentso(a)pyreenipitoisuudet. Tammi-maaliskuun pitoisuuskeskiarvo on 1,3 µg/m^3 eli vuorokausipitoisuudet ylittävät selvästi tavoitearvotason talvikaudella. Tausta-alueella tammi-helmikuun 2006 bentso(a)pyreenin keskiarvopitoisuus oli 0,76 µg/m^3.

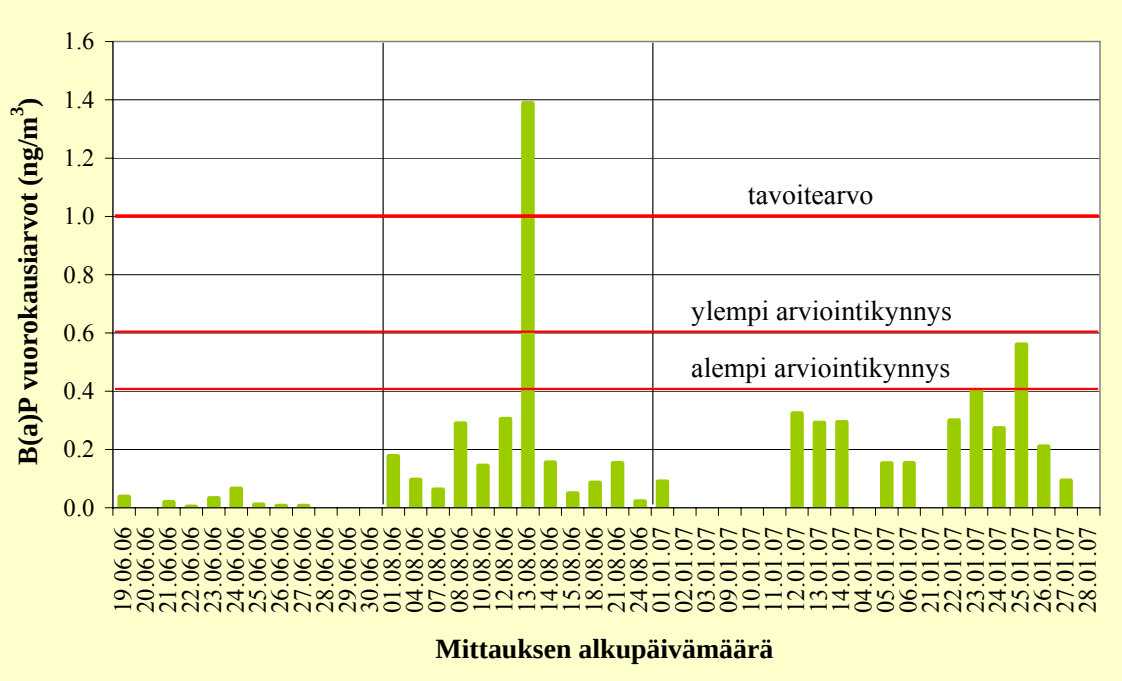


Kuva 49. PM_{10}-näytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet (ng/m^3) Kuopion Kurkimäessä tammi-maaliskuussa 2006.

Virolahti

Ilmatieteen laitos on aloittanut PAH-yhdisteiden mittaukset Virolahden tausta-asemalla kesällä 2006. Toistaiseksi hiukkasnäytteistä on analysoitu PAH-yhdisteiden pitoisuuksia kesä- ja elokuun 2006 ja tammikuun 2007 näytteistä. Bentso(a)pyreenipitoisuudet olivat varsin pieniä ja pitoisuudet jäivät useana päivänä alle määritysrajan (kuva 50). Kesäkuussa bentso(a)pyreenin keskiarvopitoisuus oli 0,02 µg/m^3, elokuussa 0,24 µg/m^3 ja tammikuussa 0,16 µg/m^3. Virolahdella mitattiin tavoitearvotason ylittävä bentso(a)pyreenipitoisuus 13.8.2006. Elokuussa 2006 Venäjän metsäpalot heikensivät ilmanlaatua laajalla alueella Suomessa ja kohottivat myös bentso(a)pyreenipitoisuuksia

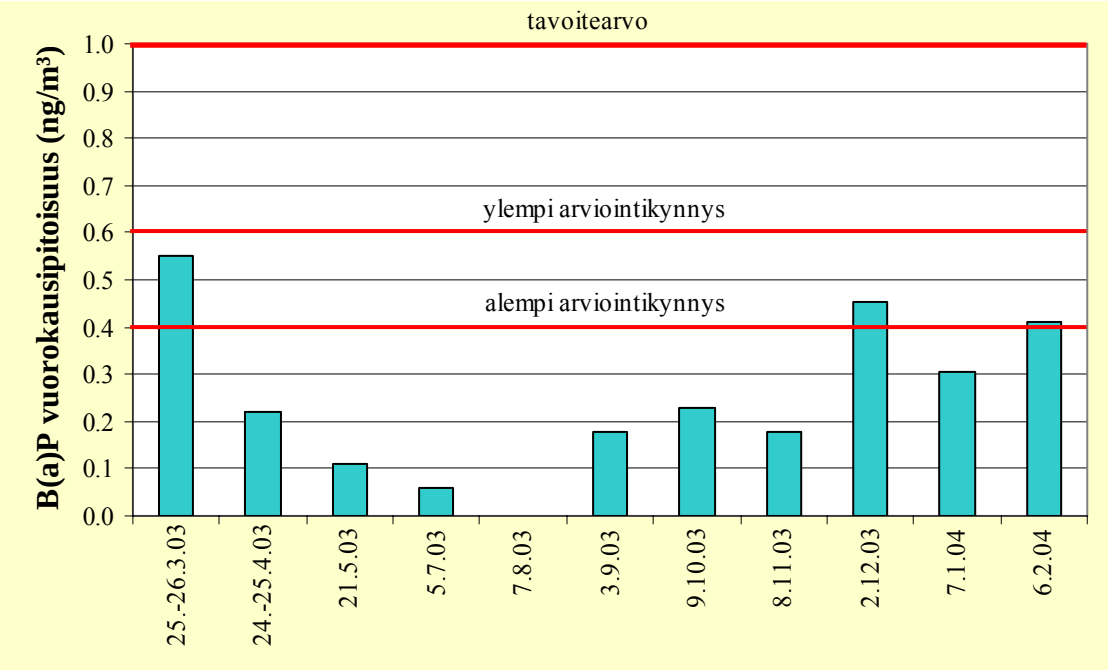
Virolahdella. Kaikkien vuorokausinäytteiden bentso(a)pyreenin keskiarvopitoisuus oli 0,14 µg/m^3.



Kuva 50. PM_{10}-näytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Virolahden tausta-asemalla kesä- ja elokuussa 2006 sekä tammikuussa 2007.

Lahti

Lahden Kauppatorilla on mitattu PAH-yhdisteiden pitoisuuksia maaliskuusta 2003 helmikuuhun 2004. Leijumapölyn vuorokausinäytteitä on otettu kerran kuussa. Mittausajalta laskettu bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvo on 0,24 ng/m^3. Tulosta ei voi verrata suoraan direktiivin tavoitearvoon, koska näyte ei ole riittävän edustava, määritys on tehty TSP-fraktiosta eikä kyseessä ole kalenterivuosi. Korkeimmillaan bentso(a)pyreenin pitoisuudet ovat olleet maaliskuussa otetussa näytteessä 0,55 ng/m^3 (kuva 51). Tämän jälkeen pitoisuus on laskenut tasaisesti, kunnes pitoisuudet lähtivät jälleen nousuun syyskuussa lämmityskauden alkaessa (*LAHDEN TUTKIMUSLABORATORIO, 2004*).



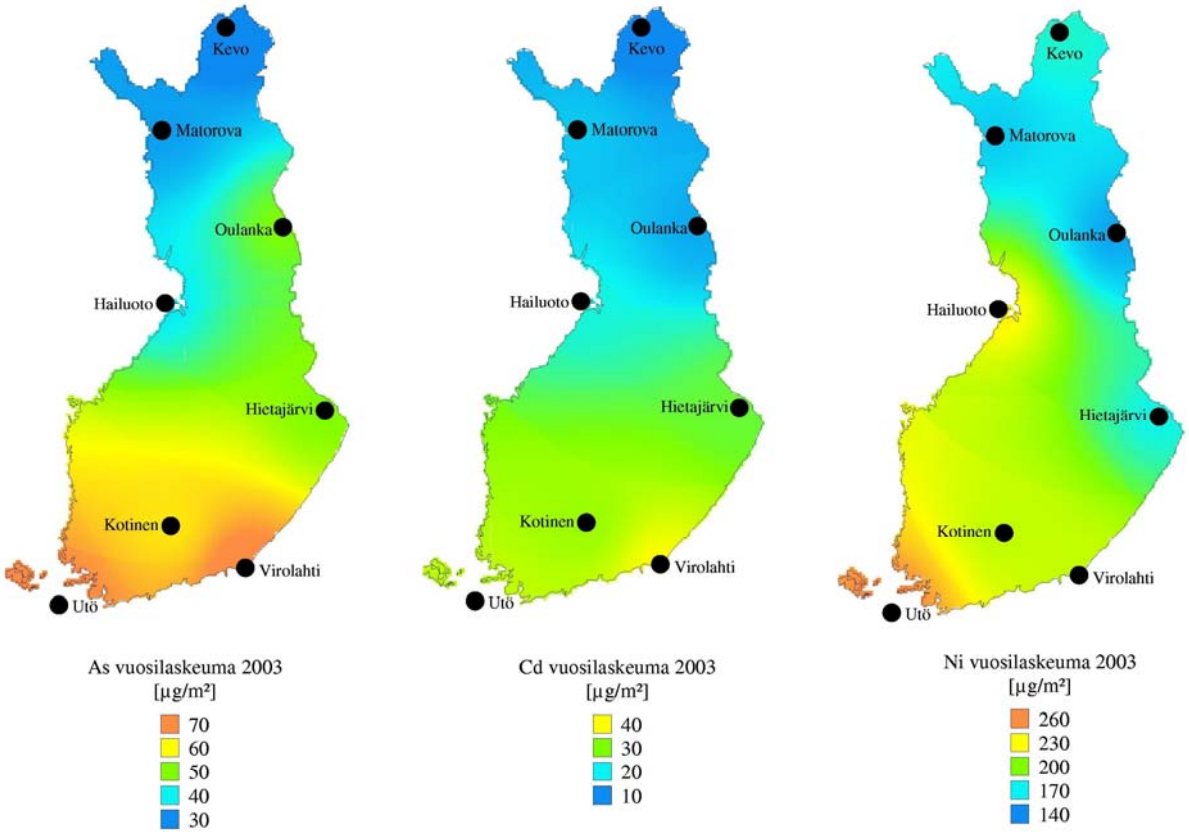
Kuva 51. Kokonaisleijumanäytteistä analysoidut bentso(a)pyreenin vuorokausipitoisuudet (ng/m^3) Lahden Kauppatorilla vuosina 2003–2004 (*LAHDEN TUTKIMUSLABORATORIO, 2004*).

4.3 Mitatut laskeumat

4.3.1 Raskasmetallilaskeuma sadevedessä

Tausta-alueet

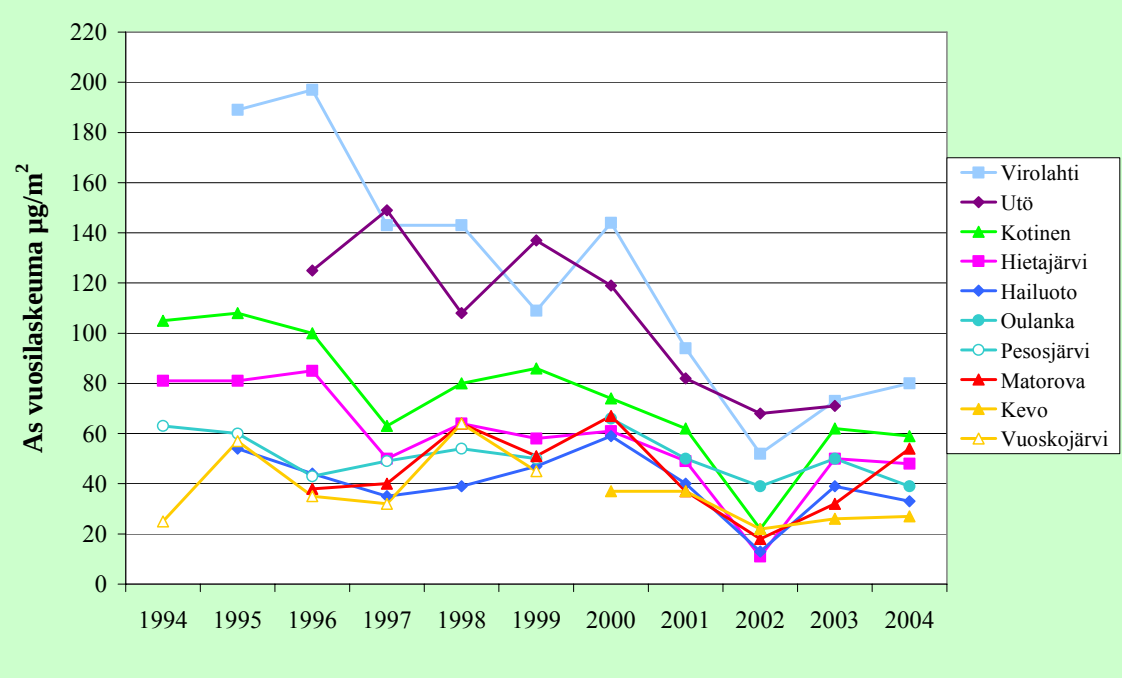
Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla mitatuista metallien vuosilaskeumista mallinnettiin Suomen alueelliset metallilaskeumat interpoloimalla mittaustulokset kattamaan koko Suomen alueen. Arseenilaskeuma on ollut Suomen tausta-alueilla 26–73 µg/m^2 vuonna 2003 (kuva 52). Suurimmat arseenilaskeumat on mitattu etelärannikolla Utön ja Virolahden asemilla pienentyen selvästi pohjoista kohti. Kadmiumin vuosilaskeumat ovat vaihdelleet välillä 8–40 µg/m^2 ollen suurimmillaan Virolahdella ja pienimmillään Kevolla. Kadmiumin laskeuma pienenee tasaisesti pohjoista kohti. Nikkelin vuosilaskeumat olivat tausta-asemilla vuonna 2003 poikkeuksellisen suuria (148–264 µg/m^2). Esimerkiksi vuosina 2000–2002 nikkelilaskeuma oli samoilla asemilla noin 50–175 µg/m^2. Vuonna 2003 suurimmat nikkelilaskeumat havaittiin Utössä ja pienimmät Oulangalla sekä Matorovalla. Erityisesti Hailuodon nikkelilaskeumat ovat tavallista korkeampia, aikaisempina vuosina ne ovat olleet Matorovan suuruusluokkaa (vrt. kuva 55). Kevon seudun nikkelilaskeumaa kasvattavat Kuolan niemimaalta tulevat nikkelipäästöt.



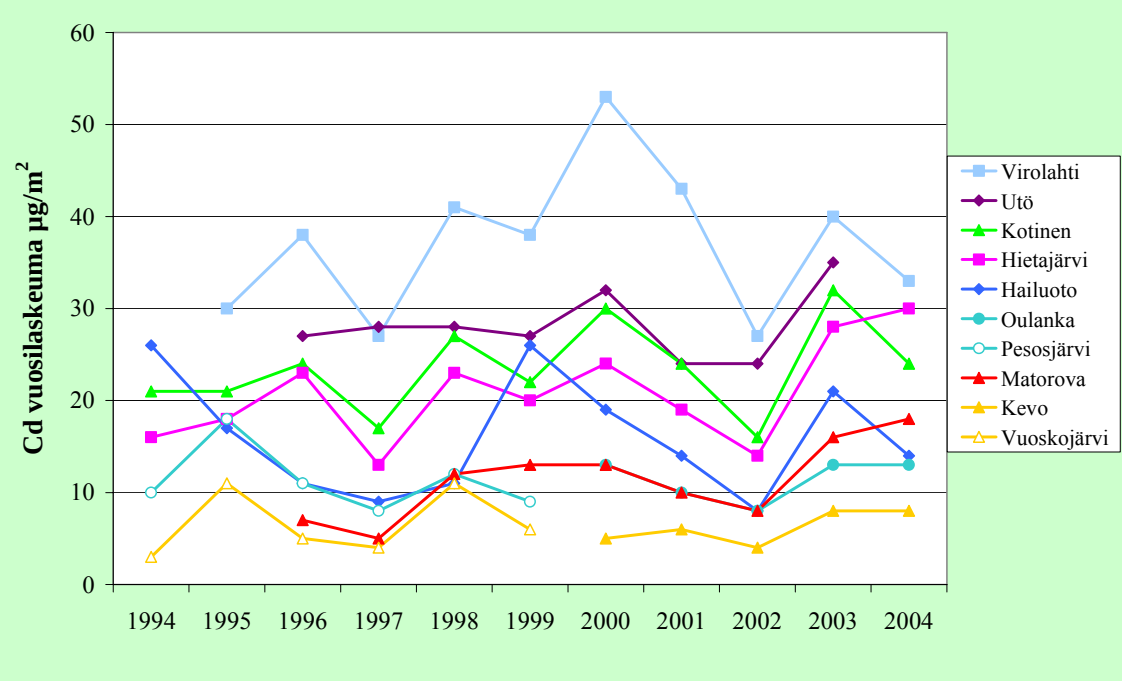
Kuva 52. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin vuosilaskeumien (µg/m^2) alueellinen jakautuminen vuonna 2003 (*ILSE, 2005*).

Ilmatieteen laitos on seurannut sadevedestä raskasmetallilaskeumaa 1990-luvun alkupuolelta lähtien tasaisesti ympäri Suomea sijaitsevilla mittausasemilla. Kuvissa 53–55 on kuvattu arseeni-, kadmium- ja nikkelinlaskeuman vaihtelua vuosien 1994–2004 välillä kymmenellä Ilmatieteen laitoksen tausta-asemalla. Vuoskojärven aseman raskasmetalliseuranta on siirretty vuonna 2000 Kevolle ja Pesosjärven seuranta Oulangalle, mutta asemat sijaitsevat sen verran lähellä toisiaan, että aikasarjat ovat vertailukelpoisia. Utön raskasmetalliseuranta on lopetettu vuonna 2003.

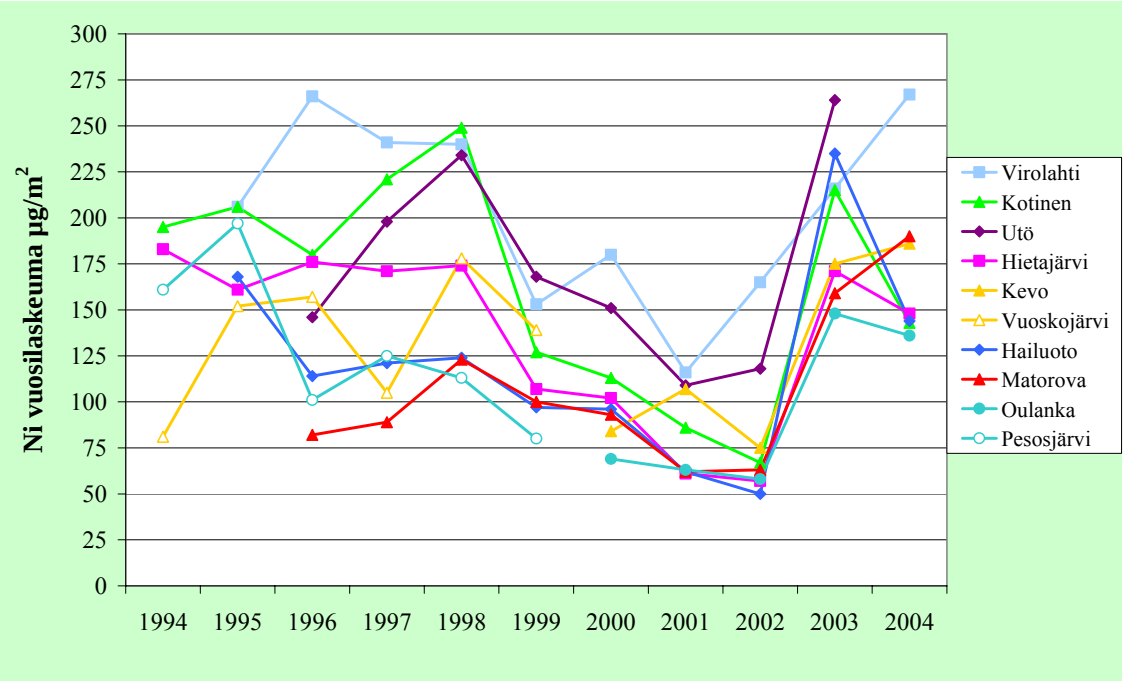
Arseenilaskeuma on vähentynyt erityisesti Etelä-Suomen alueella vuosien 1994–2004 välillä. Eniten arseenilaskeumat ovat vähentyneet Virolahden ja Utön mittausasemien ympäristössä, missä arseenilaskeuma on ollut aikaisemmin suurinta. Kadmiumin vuosilaskeumissa ei sen sijaan ole nähtävissä laskevaa trendiä viimeisen kymmenen vuoden laskeumamittausten mukaan. Nikkelilaskeumat ovat pääosin vähentyneet vuoteen 2002 asti, mutta sen jälkeen nikkelilaskeumat ovat olleet koko maassa tavallista korkeammalla tasolla.



Kuva 53. Arseenin vuosilaskeumat (µg/m^2) Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla vuosina 1994–2004 (*ILSE, 2005*).

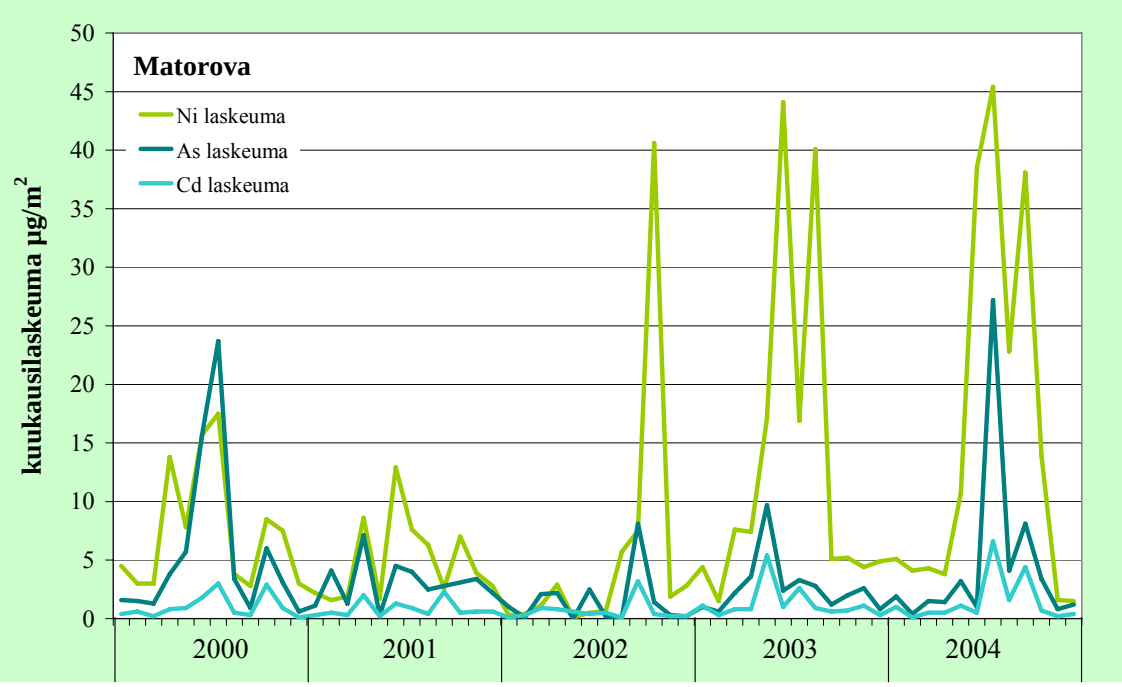


Kuva 54. Kadmiumin vuosilaskeumat (µg/m^2) Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla vuosina 1994–2004 (*ILSE, 2005*).



Kuva 55. Nikkelin vuosilaskeumat (µg/m^2) Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla vuosina 1994–2004 (*ILSE, 2005*).

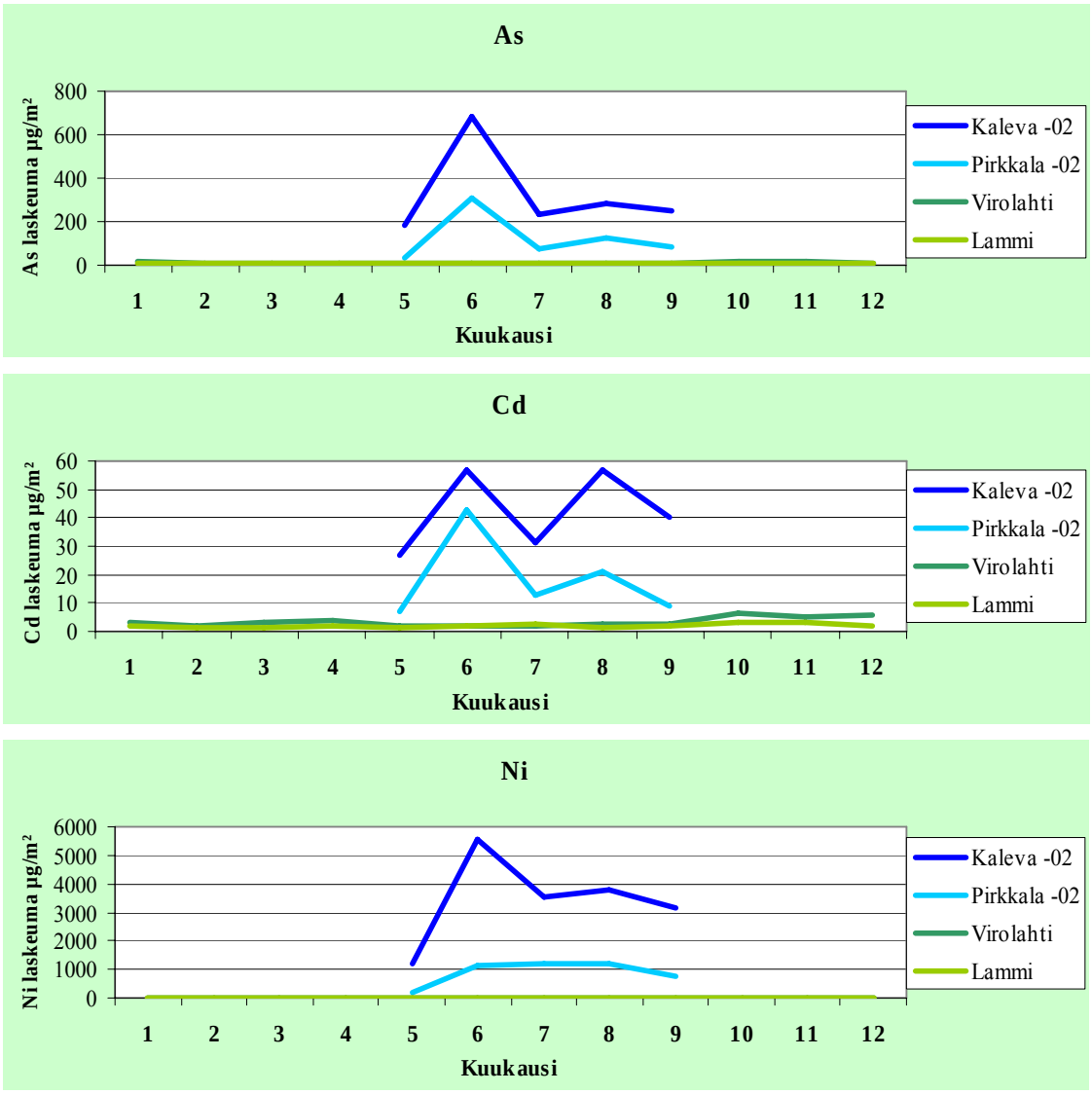
Kuvassa 56 on kuvattu arseeni-, kadmium- ja nikkelilaskeumien vuodenaikaisvaihtelua Matorovan tausta-asemalla vuosina 2000–2004 kuukausilaskeumien avulla. Sulanmaanaikana laskeumat ovat yleensä suurimmillaan, mutta vuosien välillä esiintyy vaihtelua riippuen sademääristä. Vuosina 2003 ja 2004 nikkelilaskeumat ovat olleet Matorovallakin normaalia korkeammalla tasolla.



Kuva 56. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin kuukausilaskeumat Ilmatieteen laitoksen Pallaksen Matorovan tausta-asemalla vuosina 2000–2004 (*ILSE, 2005*).

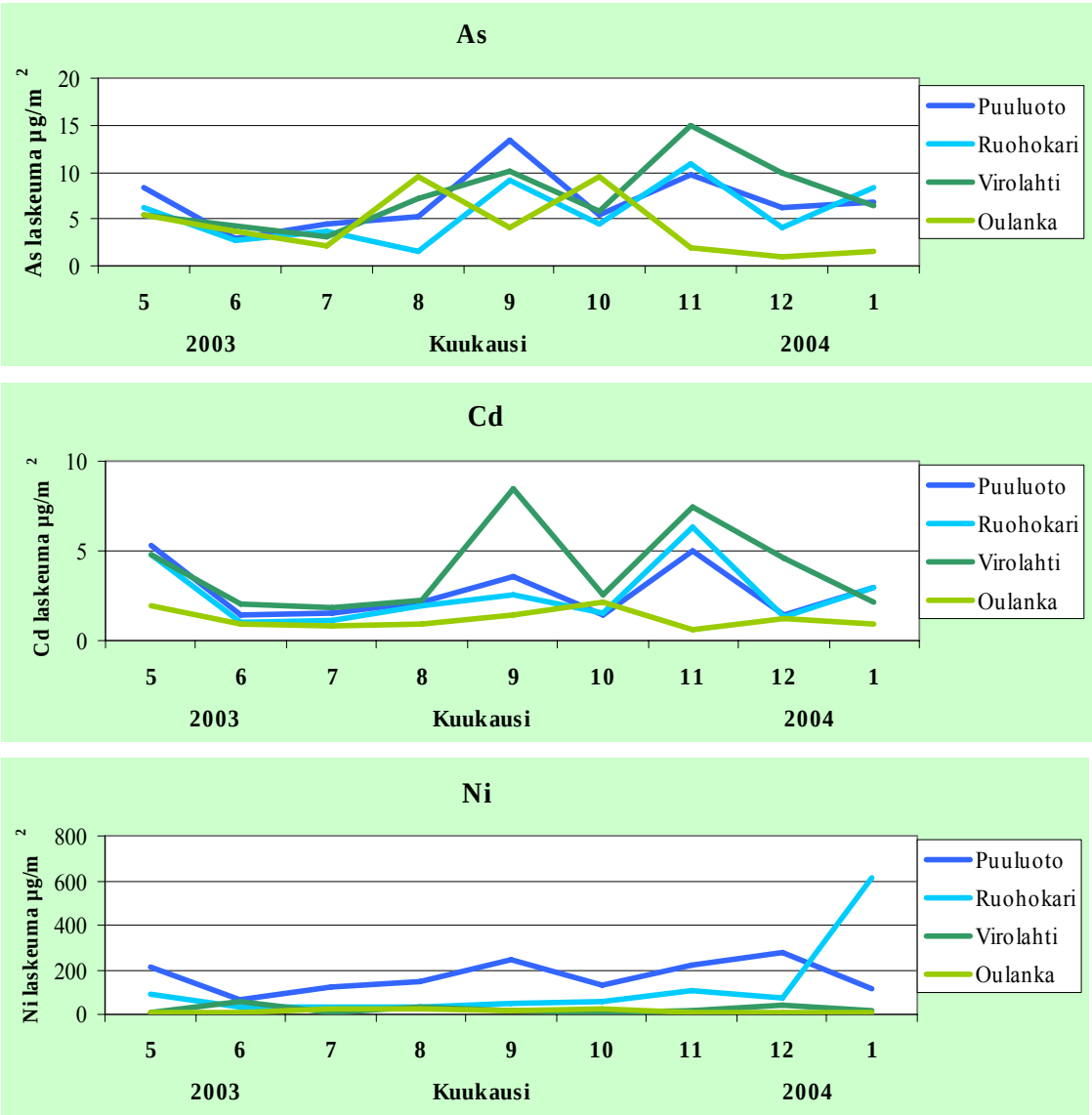
Teollisuusalueet

Harjavallassa on mitattu sateen mukana tulevaa metallilaskeumaa kuuden kuukauden ajan 1.4.–30.9.2002. Huhtikuussa sademäärä oli 0 mm, joten tuloksia on esitetty vasta toukokuusta eteenpäin. Kadmiumin kuukausilaskeumat ovat Harjavallassa noin kymmenkertaisia, arseenin noin satakertaisia ja nikkelin laskeumat noin tuhatkertaisia verrattuna Lammin tausta-asemalla 1997–2001 mitattuihin kuukausilaskeumien pitkäaikaiskeskiarvoihin (kuva 57). Vuonna 1997 toteutetun vastaavan mittauskampanjan kuukausilaskeumiin (helmikuu-huhtikuu) verrattuna arseenipitoisuudet näyttäisivät vähentyneet eniten. Tosin mittausajanjakso on vertailtavina vuosina eri vuodenaikaan, joten pitkälle meneviä johtopäätöksiä tuloksista ei voi vetää varsinkin kun mittausjaksot ovat varsin lyhyitä (*SAARI & PESONEN, 2003*).



Kuva 57. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin kuukausilaskeumat Harjavallan Pirkkalassa ja Kalevassa touko-syyskuussa 2002 verrattuna Ilmatieteen laitoksen Virolahden ja Lammin tausta-asemien kuukausilaskeumien pitkäaikaiskeskiarvoihin 1997–2001 (*SAARI & PESONEN, 2003*).

Ilmatieteen laitos on mitannut arseenin ja raskasmetallien laskeumaa myös Torniossa. Laskeumaa mitattiin yhdeksän kuukauden ajan jaksolla 1.5.2003–31.1.2004 Puuluodossa ja Ruoholahdessa. Keskimääräiset kuukausilaskeumat olivat Torniossa huomattavasti pienempiä kuin Harjavallan mittaustuloksina saadut keskimääräiset kuukausilaskeumat. Tornion arseeni- ja kadmiumlaskeumat olivat mittausjaksolla suunnilleen samaa tasoa Oulangan ja Virolahden tausta-asemilla mitattujen laskeumien kanssa (kuva 58). Sen sijaan nikkelilaskeumat olivat varsinkin Puuluodossa selvästi tausta-asemilla mitattuja laskeumia suurempia. Mittausajanjaksolla Tornion ja Kuusamon Oulangan sademäärät olivat samaa suuruusluokkaa, mutta Virolahdella mitattu sademäärä oli vähän suurempi kuin Pohjois-Suomessa (*SAARI ym., 2004*).



Kuva 58. Arseenin, kadmiumin ja nikkelin kuukausilaskeumat Tornion Puuluodossa ja Ruohokarissa 1.5.2003–31.1.2004 verrattuna Ilmatieteen laitoksen Oulangan ja Virolahden tausta-asemien kuukausilaskeumiin (*SAARI ym., 2004*).

4.3.2 Raskasmetallien pitoisuudet bioindikaattorisammalissa

Sammalista määritettyjen raskasmetallipitoisuuksien mukaan kaikkien tutkittujen metallien (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Hg, Ni, Pb, V ja Zn) pitoisuudet ovat pienentyneet tarkastelujakson 1985–2000 aikana. Lyijypitoisuudet ovat vähentyneet eniten lyijyttömään bensiinin siirtymisen ansiosta. Paikallisten päästölähteiden aiheuttamaa raskasmetallikuormitusta on myös onnistuttu vähentämään huomattavasti. Esimerkiksi kuparikuormitus Harjavallan ympäristössä ja kromikuormitus Tornion ympäristössä on pienentynyt selvästi. Myös Kuolan alueen päästöistä johtuvat korkeat kupari- ja nikkelipitoisuudet Koillis-Lapissa ovat pienentyneet. Lisäksi kaikilla alueilla kuormitusten vaikutusalueet ovat supistuneet merkittävästi.

Raskasmetallilaskeuman pienenemiseen tarkastelujakson aikana ovat vaikuttaneet sekä tekniikan kehittyminen että tiukentunut lainsäädäntö. Samansuuntainen kehitys on nähtävissä myös muualla Euroopassa, mikä on vähentänyt Suomeen kaukokulkeumana tulevien raskasmetallien määrää.

Suurimmat pitoisuudet havaittiin Etelä-Suomessa ja päästölähteiden läheisyydessä. Useimpien raskasmetallien laskeumakartoissa on havaittavissa laskeva trendi pohjoista kohti ja pienimmät laskeumat havaittiinkin yleensä Luoteis-Lapissa. Raskasmetallien pitoisuudet sammalissa ovat suurimmassa osassa Suomea alhaisella tasolla, jos tuloksia verrataan vuoden 1995 kartoituksen tuloksiin muualla Euroopassa. Etelä- ja Keski-Euroopassa pitoisuudet ovat keskimäärin noin kaksi kertaa korkeampia ja Alankomaissa jopa 4–5 kertaa suurempia kuin Suomessa.

Merkittävimmät raskasmetallien päästölähteet Suomessa ja lähialueilla erottuvat hyvin tuloskartoissa. Harjavallan ja Kuolan alueen sulatot ovat selvästi tunnistettavissa nikkelin laskeumakartoissa. Myös pienemmät pistemäiset päästölähteet kuten Hituran kaivos Nivalassa (nikkeli) ja Kokkolan sulatto (arseeni) erottuvat paikallisesti korkeampien laskeumapitoisuuksien takia. Yksittäisten päästölähteiden erottaminen on vaikeampaa Etelä-Suomen alueella, jossa taustapitoisuus on korkeampi.

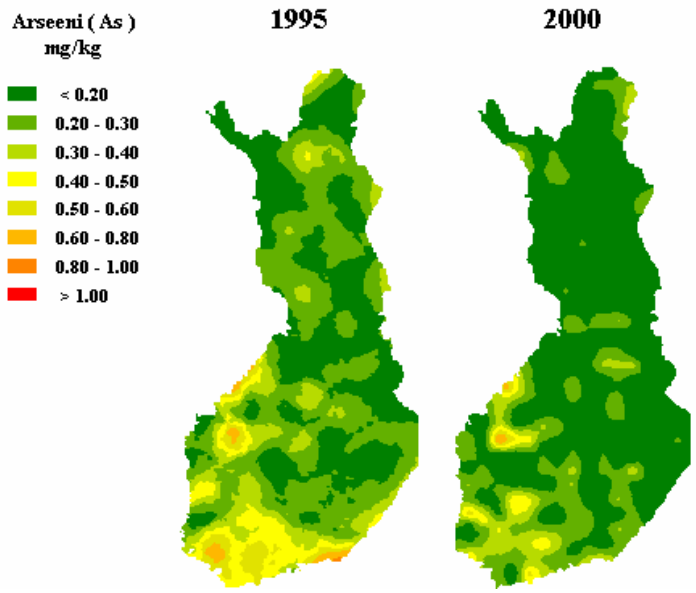
Metsäntutkimuslaitoksen tutkimusten mukaan sammalten raskasmetallipitoisuudet olivat yhteneväisiä päästötietojen sekä sadevedestä ja ilmasta tehtyjen pitoisuusmittausten kanssa. Tulosten mukaan alustavassa arvioinnissa tarkasteltavista metalleista sammalten kadmiumpitoisuus korreloi hyvin sadeveden kadmiumpitoisuuden kanssa. Nikkelipitoisuuden on puolestaan todettu korreloivan melko huonosti.

Luvun 4.3.2 tulokset perustuvat Metsäntutkimuslaitoksen tutkijan Jarmo Poikolaisen vuoden 2004 lopussa valmistuneeseen väitöskirjaan ”Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – spesifically for heavy metals in regional surveys” sekä Metsäntutkimuslaitoksen internet-sivuilla olevaa raskasmetallikartoitusta http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm.

Arseeni

Arseenipitoisuudet sammalissa ovat vähentyneet vuosien 1995–2000 välillä 26 %. Pitoisuudet ovat pienentyneet tasaisesti koko Suomessa. Suurimmat sammalten arseenipitoisuudet on havaittu Kokkolan ja Pietarsaaren ympäristössä sekä Etelä-Suomen rannikkoseudulla (kuva 59). Arseenilaskeumassa on havaittavissa kaukokulkeumasta johtuva laskeva trendi pohjoista kohti. Pitoisuudet ovat tausta-alueiden tasoisia Länsi-Lapissa ja laajalla alueella Itä-Suomessa.

Geologian tutkimuskeskuksen Atlaksessa Kokkolan seutu erottuu selvemmin sammalten arseenipitoisuuskartoissa kuin kuvassa 59. Korkeita paikallisia arseenipitoisuuksia esiintyy myös Kostamuksen kaivosalueen lähistöllä Venäjällä ja sen vaikutusalue ulottuu Suomen puolelle Suomussalmen, Kuhmon ja Hyrynsalmen kuntien alueelle (*SALMINEN et al. 2004*).

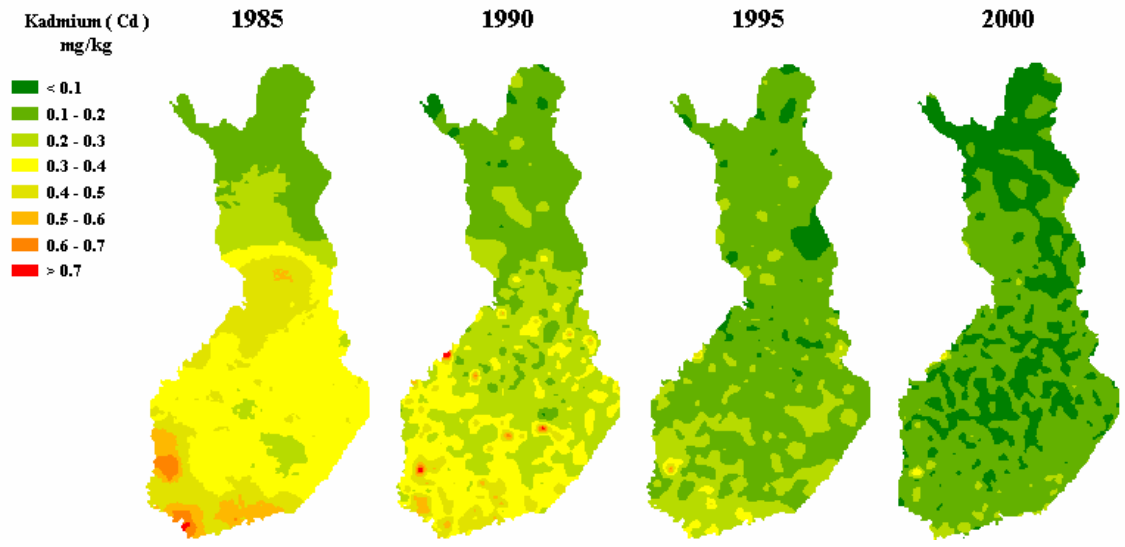


Kuva 59. Sammalista määritetty arseenipitoisuus vuosina 1995–2000 (*POIKOLAINEN et al., 2003; METSÄNTUTKIMUSLAITOS, 2005*).

Kadmium

Kadmiumpitoisuus sammalissa on vähentynyt vuosien 1985–2000 välillä peräti 67 %. Tutkimusjakson aikana korkeiden kadmiumpitoisuuksien alueet ovat lähes kokonaan poistuneet (kuva 60). Kadmiumlaskeuma on vähentynyt koko Suomessa mukaan lukien tausta-alueet, mutta vähenemä on ollut suhteellisesti suurinta Etelä-Suomessa. Merkittävintä laskeuma on nykyisin Harjavallan ja Kokkolan alueilla sekä suurimpien taajamien ympäristöissä Etelä- ja Lounais-Suomessa. Kaukokulkeuman vaikutus ilmenee alenevana trendinä lounaasta koilliseen.

Geologian tutkimuskeskuksen Atlas on kadmiumin osalta hyvin yhteneväinen Metlan laskeumakarttojen kanssa. Ainoastaan Kokkolan seutu erottuu Atlaksessa alueena, jossa ovat Suomen korkeimmat sammalten arseenipitoisuudet.



Kuva 60. Sammalista määritetty kadmiumpitoisuus vuosina 1985–2000 (*POIKOLAINEN et al., 2003; METSÄNTUTKIMUSLAITOS, 2005*).

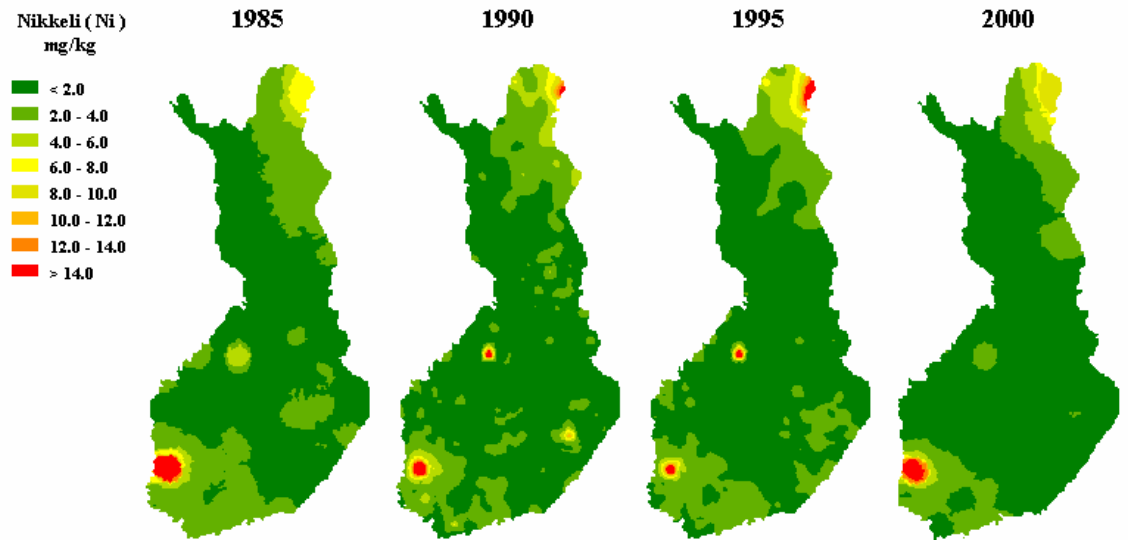
Nikkeli

Suurimmilla päästölähteillä ja niiden päästöjen vaihtelulla on huomattava vaikutus sammalten nikkelipitoisuuksiin päästölähteiden lähialueilla. Huomattavin yksittäinen nikkelin päästölähde on Harjavallan tehtaat. Kuolan teollisuuden vaikutus näkyy Itä-Lapissa. Suuria pitoisuuksia on mitattu myös Nivalan ympäristössä, mutta tutkimusjakson aikana pitoisuudet ovat selvästi laskeneet. Tausta-alueeksi voidaan lukea Länsi-Lapin lisäksi Keski- ja Itä-Suomi (kuva 61).

Sammalten nikkelipitoisuudet ovat pienentyneet keskimäärin 18 % vuosien 1985–2000 välillä. Pitoisuudet ovat vähentyneet selvästi päästölähteiden läheisyydessä, mutta vain vähän tausta-alueilla. Yleisestä kehityksestä poikkeaa nikkelipitoisuus Harjavallan sulaton ympäristössä: se pieneni vuoteen 1995 asti, mutta on palannut uusimpien mittausten mukaan 1980-luvun lopun tasolle tuotannon lisääntymisen vuoksi. Lisäksi

vuonna 1997 pitoisuudet kohosivat laitoksen suodattimen toimintahäiriön vuoksi (*DEROME, 2000*).

Geologian tutkimuskeskuksen sammalten raskasmetallikartoituksesta piirretty laskeumakartta on pääosin samanlainen kuin Metlan vastaava, mutta Atlaksessa on Seinäjoen seudulla korkeampien pitoisuuksien alue, joka on suurimmillaan Harjavallan pitoisuuksien luokkaa. Syytä Seinäjoen korkeisiin pitoisuuksiin ei ole pystytty selvittämään (*SALMINEN et al., 2004*).

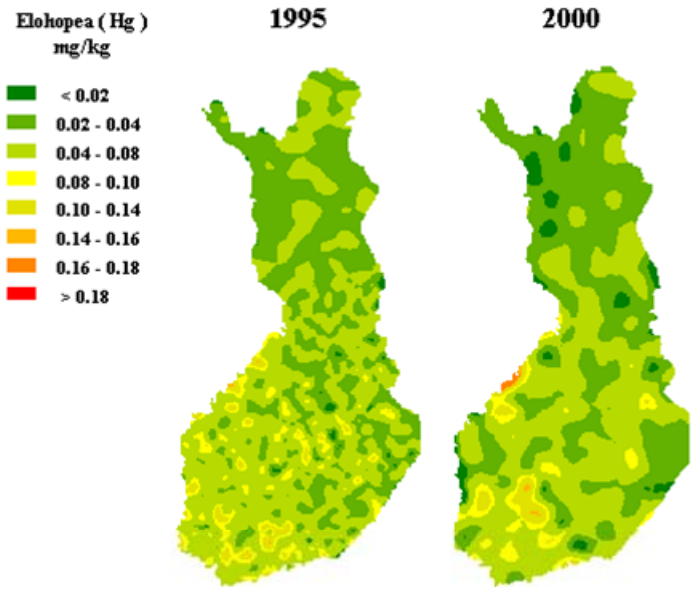


Kuva 61. Sammalista määritetty nikkelipitoisuus vuosina 1985–2000 (*POIKOLAINEN et al., 2003; METSÄNTUTKIMUSLAITOS, 2005*).

Elohopea

Sammalten elohopeapitoisuus on mitattu koko maan kattavasti ensimmäisen kerran vuonna 1995. Silloin suurimmat pitoisuudet todettiin Riihimäen ja Kokkolan ympäristöissä. Laskeumassa on havaittavissa vähäinen laskeva trendi Etelä-Suomesta pohjoista kohti. Tausta-alueeseen kuuluu Länsi-Lappi (kuva 62). Vuoteen 2000 mennessä elohopeapitoisuudet ovat laskeneet keskimäärin 10 %, mutta vähenemä ei ole tilastollisesti merkittävä, sillä paikoittain pitoisuudet ovat myös kohonneet.

Riihimäellä Ekokemin ongelmajätelaitoksen läheisyydessä seinäsammaleesta mitatut keskimääräiset elohopeapitoisuudet ovat vähentyneet kymmenesosaan vuosien 1991–2004 välillä. 1990-luvun alussa elohopeapitoisuus oli noin 0,5 mg/kg. Pitoisuudet ovat laskeneet tasaisesti ja viime vuosina sammalten elohopeapitoisuus on ollut noin 0,05 mg/kg. Taustanäytealoilla sammalten pitoisuudet ovat vaihdelleet em. ajanjaksolla välillä 0,03–0,2 mg/kg (*EKOKEM, 2004*). Tulokset ovat yhteneväisiä Metlan sammalmittausten kanssa.



Kuva 62. Sammalista määritetty elohopeapitoisuus vuosina 1995–2000 (*POIKOLAINEN et al., 2003; METSÄNTUTKIMUSLAITOS, 2005*).

4.3.3 Elohopealaskeuma

Pohjois-Suomessa Pallaksen alueella on mitattu elohopean märkälaskeumaa vuodesta 1996 lähtien. Elohopean kokonaislaskeuma on ollut vuosina 1996–2004 noin 1,5–2,5 µg/m^2/y. Elohopealaskeuma näyttäisi vähentyneen 1990-luvun puolivälin tasosta (2,5 µg/m^2/y) noin mikrogramman verran 2000-luvun alkuvuosina, mutta vuonna 2004 elohopean märkälaskeuma oli jälleen noin 2,4 µg/m^2/y. Ruotsin länsirannikolla Rörvikissä ja Råössä mitatut elohopealaskeumat ovat olleet noin 4–8 µg/m^2/y. Ruotsissa tehtyjen mittausten mukaan elohopealaskeuma vähenee pohjoista kohti. Etelä-Ruotsin mittausasemat ovat varsin lähellä Euroopan päästölähdealueita, joten pitoisuudet ovat korkeampia. Keski-Ruotsissa vuosittainen laskeuma on ollut noin 4 µg/m^2/y. Tutkimuksen pohjoisin mittauspaikka oli Pallas, jossa elohopean märkälaskeuma oli selvästi pienin (*WÄNGBERG & MUNTHE, 2001*).

Etelä-Suomessa Janakkalassa vuosina 1995–2004 mitattu elohopean kokonaislaskeuma on vaihdellut välillä 4,7–6,2 µg/m^2/y. Janakkalan elohopealaskeuma on noin kolminkertainen Pallaksella mitattuun laskeumaan verrattuna. Tutkimuksen mukaan talvella lumesta mitatut elohopeapitoisuudet olivat korkeampia kuin muina vuodenaikoina vedestä mitatut. Eron arveltiin johtuvan lisääntyvästä hiilenpoltosta talviaikaan (*PORVARI, 2003*).

Metyylielohopean laskeuma on ollut Pallaksella vuosina 1996–2000 noin 0,05–0,07 µg/m^2/y. Tällä lyhyellä ajanjaksolla trendi on laskeva, vaikkakin pitoisuusvaihtelu on pientä. Vuosina 1995–2000 Janakkalassa metyylielohopean laskeuma on vaihdellut 0,08–0,15 µg/m^2/y, mutta laskevaa trendiä ei ole havaittavissa (*WÄNGBERG & MUNTHE, 2001, PORVARI, 2003*).

4.3.4 Polysyklisten aromaattisten yhdisteiden laskeuma

Virolahden tausta-asemalla on mitattu PAH-yhdisteiden märkälaskeumaa marras-joulukuussa vuonna 1994 sekä huhti-kesäkuussa 1995. Keräysjaksot olivat parin viikon mittaisia. Talvella mitattu bentso(a)pyreenin laskeuma vaihteli välillä 0,10–0,27 μg/m^2/2 vk ja kevät-kesällä 0,05–0,18 μg/m^2/2 vk. Koko vuoden laskeumanäytteistä laskettu vuosikeskiarvo oli 0,16 μg/m^2/y. Kaikkien PAH-yhdisteiden (10 kpl) yhteenlaskettu märkälaskeuma oli talvella noin 2,1–4,5 μg/m^2/2 vk ja kevät-kesällä noin 0,8–2,9 μg/m^2/2 vk vuosikeskiarvon ollessa noin 2,5 μg/m^2/y (*SANDELL, 1999*).

Evolla on mitattu PAH-yhdisteiden märkälaskeumaa 3–5 viikon keräysjaksoin kesä-lokakuussa 1993–1996. PAH-laskeuma oli suurimmillaan vuonna 1993, jolloin 31 PAH-yhdisteen yhteenlaskettu laskeuma oli kesäkauden keskiarvona noin 90 μg/m^2/y. Muina vuosina kokonais-PAHien laskeuma oli noin 10–15 μg/m^2/y. Oulangalla vuosina 1993–1994 laskeuma oli kesäkauden keskiarvona noin 20–45 μg/m^2/y ja Pallaksella vuosina 1993–1994 noin 5–10 μg/m^2/y (*KORHONEN et al. 1998*). Laskeuman seurantaa on jatkettu samoin menetelmin, mutta alustavan arviointiin käytettävissä on vain sademääräpitoisuustuloksia (μg/l) vuoteen 2005 asti. Näiden tulosten perusteella PAH-yhdisteiden pitoisuus sadenäytteissä on pysynyt Evolla ja Pallaksella samalla tasolla vuosien 1994 ja 2005 välillä.

Virolahden tulokset eroavat selvästi Evon, Oulangan ja Pallaksen laskeumatuloksista, koska yhteenlaskettujen PAH-yhdisteiden lukumäärä (10–31 kpl) ja keräysajat vaihtelevat eri tutkimuksissa.

4.4 Mallinnetut raskasmetallipitoisuudet

4.4.1 Hanko Koverhar

Ilmatieteen laitoksella on tehty vuonna 2003 tutkimus, jossa on arvioitu leviämislaskelmin silloisen Fundia Wire Oy Ab:n (nykyisin Oy Ovako Ab) Koverharin terästehtaan aiheuttamien päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia (*SAVUNEN, ym. 2003*). Leviämismallilaskelmissa tarkasteltiin useita yhdisteitä, joista tässä yhteydessä käsitellään vain arseenin ja kadmiumin pitoisuuksia ja laskeumia. Malliajot on tehty käyttäen vuoden 2002 päästötietoja ja vuosien 1998–2000 meteorologista syöttöaineistoa. Mallilaskelmissa käytetyt terästehtaan arseenipäästöt olivat 0,6 kg/a ja kadmiumpäästöt 44 kg/a. Valtaosa raskasmetallien päästöistä vapautuu laitosalueella sijaitsevista matalista päästölähteistä. Leviämislaskelmissa raskasmetallien ja arseenin oletettiin leviävän ympäristöön hiukkasiin sitoutuneina.

Liitekuvissa 15–16 on esitetty leviämislaskelmien tuloksina saadut Koverharin terästehtaan päästöjen aiheuttamat arseenipitoisuudet ja -laskeumat Hangon ympäristössä. Arseenipitoisuudet ovat mallilaskelmien mukaan Hangon seudulla matalia alittaen selvästi alemman arviointikynnyksen. Arseenipitoisuuden korkeimmaksi vuosikeskiarvoksi saatiin mallilaskelmissa 0,0002 ng/m^3. Suurimmat pitoisuudet muodostuivat tehtaiden pohjois- ja koillispuolille varsin lähellä päästölähteitä. Koverharin tehtaiden päästöistä aiheutuvat arseenilaskeumat olivat mallilaskelmien mukaan selvästi taustalaskeumatasoa pienempiä. Arseenin vuosilaskeumaksi saatiin mallilaskelmissa 0,9 µg/m^3 kun Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla vuonna 2003 arseenin vuosilaskeumat olivat 26–73 µg/m^2.

Liitekuvissa 17–18 on esitetty leviämislaskelmien tuloksina saadut Koverharin terästehtaan päästöjen aiheuttamat kadmiumpitoisuudet ja -laskeumat Hangon seudulla. Kadmiumpitoisuudet voivat mallilaskelmien mukaan ylittää alemman arviointikynnyksen suppealla alueella Koverharin tehtaan läheisyydessä. Tutkimuksen mukaan korkein kadmiumin vuosikeskiarvopitoisuus oli tutkimusalueella 2,4 ng/m^3 noin 500 metrin etäisyydellä tehtaasta. Pitoisuudet pienenevät niin, että noin 1,5 km:n etäisyydellä päästölähteistä vuosikeskiarvo on alle 1 ng/m^3 ja noin 4 km:n etäisyydellä alle 0,3 ng/m^3. Kadmiumin vuosilaskeuma oli mallilaskelmien mukaan 1 100 µg/m^3. Kadmiumlaskeuma on huomattavasti suurempi kuin kadmiumin taustalaskeuma-arvot vuonna 2003 (8–40 µg/m^2).

Tutkimuksessa esitettiin myös suosituksia Koverharin terästehtaan ilmanlaatuvaikutusten seurantaan. Arseenin pitoisuudet alittivat selvästi tavoitearvon ja arviointikynnykset, joten arseenipitoisuuksien seurantaan ei ole tarvetta. Kadmiumpitoisuudet ylittivät pienellä alueella alemman arviointikynnyksen, joten kadmiumin seurantaan saattaisi olla tarvetta. Kadmiuminkin pitoisuusseurantaan suositellaan kuitenkin ennen varsinaisten jatkuvien mittausten aloittamista lyhytaikaista kampanjamittausta (6–12 kk).

4.5 Mallinnetut PAH-yhdisteiden pitoisuudet

4.5.1 Pääkaupunkiseutu

Alustavassa arvioinnissa tehtiin pääkaupunkiseudun bentso(a)pyreenipitoisuuksien arvioimiseksi leviämismallilaskelmat autoliikenteen ja puun pienpolton päästöille. Kokonaispitoisuuksissa on lisäksi otettu huomioon mittaustulosten perusteella arvioitu bentso(a)pyreenin taustapitoisuus, jonka vuosikeskiarvoksi arvioitiin 0,3 ng/m^3. Leviämismallilaskelmien tuloksena saatu bentso(a)pyreenipitoisuuden vuosikeskiarvon alueellinen jakauma on esitetty liitekuvassa 19. Korkein bentso(a)pyreenipitoisuus, 0,61 ng/m^3 saatiin Tapanilan ja Malmin alueella ja laajoilla alueilla Helsingissä pitoisuudet vaihtelivat välillä 0,35−0,50 ng/m^3. Suurimmat epävarmuudet mallilaskelmissa liittyvät puun pienpolton päästötietoihin: sekä puun käytön alueelliseen jakaumaan että päästökertoimiin. Pääkaupunkiseudun mallilaskelmissa puun pienpolton päästöt on arvioitu karkeasti kiinteistörekisterin tietojen perusteella ja käsitelty mallilaskelmissa 1 km × 1 km pintalähteinä. Kiinteistörekisterin tietoihin liittyy runsaasti epävarmuuksia, joiden seurauksena mallilaskelmissa käytetty puun pienpolton päästöjen alueellisen jakautumisen tarkkuus on huono. Puun pienpolton päästöjen kuvaaminen pintalähteinä aliarvioi lisäksi päästölähteiden lähialueille muodostuvia korkeimpia pitoisuuksia.

4.5.2 Kuopio Kurkimäki

Kuopion Kurkimäen taajaman bentso(a)pyreenipitoisuuksien leviämislaskelmat suoritettiin osana PUPOPAASTO-projektia. Kurkimäki sijaitsee noin 15 km Kuopiosta etelään. Projektissa tutkittiin puun pienpolton ilmanlaatuvaikutuksia kaupunkialueen ulkopuolella sijaitsevalla pientaloalueella, jossa ei puun pienpolton lisäksi ole muita merkittäviä ilmanlaatuun vaikuttavia paikallisia päästölähteitä. Taajama ei ole kaukolämpöverkon piirissä eikä lähistöllä ole suuria liikenneväyliä. Mallilaskelmissa kuitenkin huomioitiin myös vähäisen paikallisliikenteen ja kaukokulkeuman vaikutus bentso(a)pyreenipitoisuuksiin Kurkimäen alueella.

Leviämismallilaskelmien tulosten mukaan Kurkimäen asutusalueella lähellä päästölähteitä puun pienpolton päästöjen aiheuttamaksi talviajan bentso(a)pyreenipitoisuudeksi saatiin 0,2−0,4 ng/m^3 (kuva 20) ja kaikkien päästöjen aiheuttamaksi talviajan bentso(a)pyreenipitoisuudeksi 1−1,1 ng/m^3. Puun pienpolton päästöjen osuus bentso(a)pyreenipitoisuuksista olisi mallilaskelmien mukaan Kurkimäen keskustassa 30−40 % kokonaispitoisuuksista. Kauempana päästölähteistä Kurkimäen asutusalueen ulkopuolella puun pienpolton päästöjen osuus kokonaispitoisuuksista olisi mallilaskelmien tulosten mukaan alle 10 %.

4.6 Pitoisuudet suhteessa tavoitearvoihin ja arviointikynnyksiin

Ilmanlaadun seurannan menetelmät raskasmetalleille ja PAH-yhdisteille määräytyvät pitoisuuksien suhteesta yhdisteille määritettyihin arviointikynnyksiin. Kiinteässä paikassa tapahtuvat ja jatkuvat mittaukset ovat pakollisia seuranta-alueilla, joissa vuosikeskiarvopitoisuus on ylittänyt ylemmän arviointikynnyksen kolmena vuotena kuluneen viiden vuoden aikana. Jos vuosikeskiarvopitoisuus on ylemmän ja alemman arviointikynnyksen välissä, voidaan ilmanlaadun arvioimiseksi käyttää suuntaa-antavien mittausten ja mallintamistekniikoiden yhdistelmää. Vuosikeskiarvopitoisuuden jäädessä alemman arviointikynnyksen alapuolelle voidaan pitoisuuksien arvioimisessa käyttää mallintamista tai objektiivisia arviointitekniikoita. Tavoitearvolla tarkoitetaan ilmassa olevaa pitoisuutta, joka on mahdollisuuksien mukaan alitettava määräajassa ja jolla pyritään välttämään, ehkäisemään tai vähentämään ihmisten terveyteen ja ympäristöön kohdistuvia haitallisia vaikutuksia. Tavoitearvon ylittymiseen riittää yksi vuosi.

Alustavassa arvioinnissa käytettyjen mittaus- ja mallinnustietojen perusteella arseenipitoisuudelle määritetty tavoitearvo on ylittynyt arviointijakson 2000–2004 aikana Suomessa ainoastaan Harjavallassa. Harjavallassa arseenipitoisuuden vuosikeskiarvo on ylittänyt tavoitearvotason jokaisena vuotena vuodesta 1994 lähtien, jolloin arseeniseuranta aloitettiin kaupungissa. Muualla Suomessa arseenipitoisuudet ovat pieniä ja ne alittavat alemman arviointikynnyksen.

Mittausten perusteella kadmiumpitoisuudelle määritetty tavoitearvo ylittyy Raahessa ja lisäksi myös Harjavallassa, jos tarkastellaan kokonaisleijumasta analysoituja kadmiumpitoisuuksia. Tavoitearvon lisäksi Harjavallassa ylittyy myös ylempi arviointikynnys, jos tarkastellaan TSP-fraktion kadmiumpitoisuuksia. Raahen Varikon aseman korkea vuosipitoisuus on seurausta harvasta näytteenottotiheydestä (1 näyte/kk), jolloin yksittäinen pitoisuushuippu kohottaa vuosikeskiarvon todellista tilannetta korkeammaksi. Mallilaskelmien mukaan Koverharin terästehtaan alueella Hangossa voi kadmiumille määritetty alempi arviointikynnys ylittyä laitoksen välittömässä läheisyydessä. Muualla Suomessa kadmiumille määritetty alempi arviointikynnys alittuu.

Alustavassa arvioinnissa käytettävissä olevien mittaustietojen mukaan nikkelipitoisuuden tavoitearvo ylittyy selvästi Harjavallassa. Nikkelin vuosikeskiarvopitoisuus on ylittänyt tavoitearvon vuodesta 1994 lähtien yhtä vuotta lukuun ottamatta. Vuoden 2005 mittaustulosten mukaan Tornion terästehtaan lähellä sijaitsevalla Puuluodon asuinalueella nikkelipitoisuudet ovat alemman arviointikynnyksen tasoisia. Muulla Suomessa nikkelipitoisuudet alittavat alemman arviointikynnyksen saatavilla olevien tietojen perusteella.

Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen merkkiaineelle bentso(a)pyreenille määritetty tavoitearvo on ylittynyt Raahessa viidellä mittausasemalla. PAH-yhdisteiden pitoisuuksien seuranta mittaamalla on Raahessa perusteltua, sillä bentso(a)pyreenipitoisuudelle annettu ylempi arviointikynnys on ylittynyt arviointiajanjaksolla Saloisissa ja Lapaluodossa, kun arviointiperusteena käytetään PM_{10}-fraktiota. Lisäksi ylempi arviointikynnys on ylittynyt keskustassa ja Pattijoella, jos tarkastellaan myös kokonaisleijumasta analysoituja bentso(a)pyreenipitoisuuksia.

Alempi arviointikynnys on ylittynyt Varikon mittausasemalla. Varikossa pitoisuuksien vuosittainen vaihtelu on ollut suurta ja ylemmän arviointikynnyksen ylittyminenkin on ollut lähellä arviointiajanjakson aikana.

Pääkaupunkiseudulla 1980-luvulla tehtyjen PAH-yhdisteiden mittaustulosten mukaan bentso(a)pyreenin tavoitearvo ylittyi Erottajalla ja Pakilassa. 1990-luvulla mitatut pitoisuudet ovat alittaneet alemman arviointikynnyksen Töölössä ja Leppävaarassa. Viime vuosien mittaustulosten mukaan alempi arviointikynnys alittuisi Helsingissä kaupunki-tausta-asemalla Kalliossa ja liikenneasemalla Vallilassa. Sen sijaan Espoon Lintuvaaran pienpolttovaltaisella alueella bentso(a)pyreenipitoisuudet ylittävät yhden vuoden suurtehokeräinmittausten mukaan ylemmän arviointikynnyksen pitoisuustason.

Muualla Suomessa bentso(a)pyreenipitoisuudet ovat mittaustulosten mukaan ylemmän arviointikynnyksen tasoisia Tornion Näätsaaren asuinalueella ja tavoitearvon ylittäviä Kuopion Kurkimäessä puun pienpolttovaltaisella alueella. Mittaustulosten mukaan Lahdessa bentso(a)pyreenin alempi arviointikynnys alittuu, mutta vuosikeskiarvopitoisuus ei ole kovin edustava pienen näytemäärän ja leijumanäytteistä tehtyjen analyysien vuoksi. PAH-pitoisuustuloksia arvioitaessa on otettava huomioon, että mittaustuloksia on erittäin vähän ja suurin osa etenkin puunpolttovaltaisilla alueilla tehdyistä mittauksista on tehty talviaikaan, jolloin pitoisuustasot ovat korkeita. Edellä olevat pitoisuusarviot yliarvioivat siten bentso(a)pyreenipitoisuuksien vuosikeskiarvoa.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET, TUTKIMUSTARPEET JA SUOSITUKSET

Tässä raportissa on kerätty ja analysoitu arseenin, kadmiumin, nikkelin, elohopean ja PAH-yhdisteiden alustavan arvioinnin tekemiseksi suurin osa Suomessa käytettävissä olevasta mittausaineistosta. Ulkoilman raskasmetallipitoisuustulosten lisäksi tutkimusraportissa on esitetty sadevedestä ja sammalista määritettyjä raskasmetallituloksia. Leviämismallilaskelmin on tarkasteltu Koverharin terästehtaan raskasmetallipäästöjen leviämistä ja pitoisuuksien muodostumista Hangon seudulla. Leviämismallin avulla on arvioitu myös pääkaupunkiseudun ja Kuopion Kurkimäen taajaman bentso(a)pyreenipitoisuuksia. Tutkimusraportissa esitetään arvioinnin taustaksi myös raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden päästötietoja. Aineiston perusteella on tehty ilmanlaadun 4. tytärdirektiivin vaatima alustava arviointi Suomen arseeni-, kadmium-, nikkeli-, elohopea ja PAH-yhdisteiden pitoisuuksille.

Raskasmetallipitoisuuksia on Suomessa mitattu lähinnä metalliteollisuuspaikkakunnilla. Pisimpään raskasmetallien pitoisuuksia on seurattu Harjavallassa ja Raahessa, 1990-luvun alkupuolelta lähtien. Raskasmetallipitoisuuksien mittaustietoja on käytettävissä Ilmatieteen laitoksen Matorovan tausta-asemalta vuodesta 1996 lähtien sekä pääkaupunkiseudun mittausasemilta vuodesta 2000 lähtien. Alustavassa arvioinnissa hyödynnettiin myös lyhyempien mittauskampanjoiden tuloksia, joita on tehty viime vuosina teollisuuspaikkakunnilla Torniossa, Kokkolassa ja Imatralla.

Raskasmetallilaskeuman arvioimiseksi on Suomessa käytettävissä alueellisesti kattava sadevesinäytteiden mittausverkosto. Näiden Ilmatieteen laitoksen tausta-asemien mittaustulosten perusteella interpoloitiin raskasmetallilaskeumat koko Suomen tausta-alueille. Raskasmetallilaskeuman arvioinnissa hyödynnettiin erityisesti taajamien osalta myös Metsäntutkimuslaitoksen bioindikaattorituloksia.

Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen pitoisuuksista on saatavilla melko vähän mittausaineistoa. Ainoastaan Raahessa PAH-yhdisteiden pitoisuuksia on seurattu pitempään, vuodesta 1992 lähtien. Suuntaa-antavia PAH-yhdisteiden mittauksia on tehty pääkaupunkiseudulla jo 1980- ja 1990-luvuilla, mutta vasta viime vuosina PAH-yhdisteitä on alettu mitata intensiivisemmillä mittauskampanjoilla. Alustavassa arvioinnissa on hyödynnetty myös näitä PAH-yhdisteiden mittauskampanjoiden tuloksia erityyppisistä mittausympäristöistä pääkaupunkiseudulta sekä Torniosta, Kuopiosta ja Lahdesta.

Tutkimuksessa hyödynnettiin aikaisemmin tehdyn Hangon Koverharin terästehtaan ja raskasmetallipäästöjen leviämislaskelmien tuloksia. Lisäksi alustavassa arvioinnissa mallinnettiin Ilmatieteen laitoksen paikallisen mittakaavan leviämismalleilla pääkaupunkiseudun ja Kuopion Kurkimäen bentso(a)pyreenipitoisuudet.

Alustavan arvioinnin tulosten perusteella raskasmetallipitoisuudet voivat olla korkeita metalliteollisuuspaikkakunnilla, mutta ne ovat muuten alhaisella tasolla Suomessa. Arseenin ja nikkelin tavoitearvot ylittyvät Suomessa Harjavallan seudulla. Kadmiumin tavoitearvo ylittyy Raahessa sekä Harjavallassa, jos arvioinnissa käytetään myös kokonaisleijumasta analysoituja pitoisuuksia. Samoin kadmiumpitoisuudelle määritetty ylempi arviointikynnys ylittyy Harjavallassa, jos TSP-tuloksetkin hyväksytään.

Leviämismallitulosten mukaan kadmiumin alempi arviointikynnys ylittyy Koverharin terästehtaan välittömässä läheisyydessä.

Bentso(a)pyreenin mittaustulosten mukaan tavoitearvo ja ylempi arviointikynnys ylittyvät Raahessa useilla asemilla ja alempi arviointikynnys yhdellä asemalla. Korkeimmat tavoitearvoon verrannolliset PM_{10}-fraktiosta mitatut vuosipitoisuudet olivat yli 1,5 ng/m^3. Mittaustulosten mukaan bentso(a)pyreenipitoisuudet alittavat alemman arviointikynnyksen liikenneympäristöissä ja kaupunkitausta-alueilla, joilla ei esiinny merkittävää puun pienpolttoa.

Sen sijaan pienpolttovaltaisilla alueilla pitoisuudet ovat lyhytaikaisten mittauskampanjoiden tulosten perusteella melko korkeita. Ylemmän arviointikynnyksen ylittäviä pitoisuuksia on mitattu puun pienpolttovaltaisilla alueilla Tornion Näätsaaressa ja Espoon Lintuvaarassa. Kuopion Kurkimäellä talviaikaan tehdyissä mittauksissa saatiin tavoitearvon ylittäviä pitoisuuksia. Alueilta, joilla puun pienpolttoa esiintyy runsaasti, on kuitenkin suhteellisen vähän mittaustuloksia. Lisäksi suurin osa mittauskampanjoista on tehty talviaikaan, jolloin pitoisuudet ovat suurimmillaan. Tämä hankaloittaa luotettavan arvion tekemista pitoisuuksien vuosikeskiarvolle suhteessa arviointikynnyksiin. Voidaan kuitenkin arvioida, että puun pienpolton kuormittamilla alueilla bentso(a)pyreenin vuosikeskiarvopitoisuudet ylittävät alemman arviointikynnyksen. Puun pienpolton ja liikenteen yhteisesti kuormittamilla kaupunkialueilla mahdollisesti myös ylempi arviointikynnys ylittyy. Suhde arviointikynnyksiin voidaan luotettavasti määrittää vasta kun on käytettävissä viiden vuoden mittausaineisto PAH-yhdisteiden pitoisuuksista erityyppisissä ympäristöissä.

Suurten metalliteollisuuslaitosten ympäristölupien nykytilanne (vuosi 2006)

Ilmatieteen laitos on valmistellut Harjavallan ilmanlaadun seurantasuunnitelman (*Pesonen & Walden, 2003*), jota on käytetty pohjana Harjavallan ympäristölupaharkinnassa ilmanlaadun seurantavelvoitteiden osalta. Boliden Harjavalta Oy:lle (aikaisemmin Harjavalta Copper Oy) ja OMG Harjavalta Nickel Oy:lle annetuissa ympäristölupapäätöksissä (*Länsi-Suomen ympäristölupavirasto, 2004 a ja b*) esitetään ulkoilmanlaadun tarkkailu suoritettavaksi yhdessä Torttilan teollisuusalueella toimivien ympäristölupavelvollisten yritysten kesken. Lupapäätöksissä edellytetään hengitettävien hiukkasten arseeni-, kadmium-, kupari- ja nikkelipitoisuuksien mittausta kahdella mittausasemalla vuorokausinäyttein. Näytteitä tulee kerätä molemmilla asemilla satunnaisotannalla 1–2 kpl viikossa pientehokeräimillä referenssimenetelmällä EN 12341 käyttäen teflonsuodattimia. Ympäristöluvassa annettu näytteiden ajallinen kattavuus ei siis täytä jatkuville mittauksille asetettua ajallisen kattavuuden vaatimusta 50 %. Määritykset tulee tehdä niin herkin menetelmin, että todelliset pitoisuudet saadaan luotettavasti selville. Lisäksi metallien (arseenin, kadmiumin, kuparin ja nikkelin) laskeumamittauksia tulee tehdä molemmilla mittausasemilla kuukausinäyttein. Boliden Harjavalta Oy on tehnyt lupapäätöksestä valituksen ja vaatinut, että arseeni- ja raskasmetallipitoisuudet analysoitaisiin kahden viikon keruunäytteistä. Vaasan hallinto-oikeuden päätöksen mukaan toiminnasta aiheutuvien päästöjen vaikutusten asianmukainen seuranta edellyttää arseeni- ja raskasmetallipitoisuuksien analysointia vuorokausinäytteistä. Mikäli arseeni- ja raskasmetallipitoisuuksia analysoitaisiin pitkäaikaisista näytteistä, näytteissä ei ilmenisi riittävän luotettavasti poikkeuksellisten

päästöjen ja häiriöiden aiheuttama ajoittainen pitoisuuksien kohoaminen tai muu pitoisuusvaihtelu

Tornion tehtaiden ilmansuojelun tarkkailuohjelman (*AvestaPolarit Stainless Oy, 2003*) mukaan Tornion tehtaiden hiukkaspäästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun tarkkaillaan yhdessä Tornion ja Haaparannan kaupunkien kanssa mittaamalla hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia. Hiukkasille tehdään myös kemiallinen analyysi seuraavien alkuaineiden osalta: As, Cd, Ni, Zn, Pb, Cu, Cr, Fe, Mn ja V. Mittauspaikkoja on ainakin kolme tehtailta koilliseen suuntautuvalla linjalla: Puuluoto, Pirkkiö ja Torppi. Mittaukset tehdään viiden vuoden välein vuoden pituisina jaksoina. Ilmatieteen laitos on tehnyt leviämislaskelmien avulla Tornion ilmanlaatuselvityksen, jonka yhteydessä annettiin suosituksia Tornion tulevien vuosien ilmanlaadun seurannasta (*Pietarila ym., 2004*). Sen mukaan hengitettävien hiukkasten sisältämien elohopean ja PAH-yhdisteiden jatkuvalle pitoisuusseurannalle ei aiheutune mittausvelvoitteita vaan pelkkä asiantuntija-arvio pitoisuuksien tasosta olisi riittävä. Lisäksi todetaan, että arseenin, kadmiumin ja nikkelin pitoisuusseurannan tarve määritetään tarkemmin vuonna 2005 toteutettavan tutkimushankkeen tulosten perusteella. Ilmatieteen laitos täsmensi vuoden 2005 ilmanlaatumittausten perusteella suosituksia Tornion ilmanlaadun seurannasta (*Saari ym., 2006*). Suositusten mukaan Tornion ilmanlaadun seuranta voidaan hoitaa jatkossakin viiden vuoden välein toistettavilla ilmanlaadun mittauksilla. Metallien pitoisuusmittaukset toteutettaisiin keräämällä hengitettävien hiukkasten vuorokausinäytteitä pientehokeräimellä ilmanlaatuasetuksen mukaista vertailumenetelmää käyttäen. Tärkeimmät hiukkasnäytteistä analysoitavat metallit olisivat kromi, sinkki ja nikkeli. Lisäksi analysoitaisiin samalla myös arseeni- ja kadmiumpitoisuudet. Mittaukset suositellaan tehtäviksi vuoden 2005 tapaan kolmella asemalla suuntaa-antavina mittauksina. Alustavassa arvioinnissa Tornion Outokummun metalliseuranta suositellaan toteutettavaksi noin viiden vuoden välein toistuvina, vuonna 2005 toteutetun kaltaisina mittauskampanjoina. Lisäksi Ilmatieteen laitos suosittelee, että Torniossa käynnistettäisiin vähintään kolme tarkkailupistettä käsittävät laskeumamittaukset, joiden tavoitteena olisi määrittää Outokummun Tornion tehtaiden metallipäästöjen aiheuttamaa ympäristökuormitusta. Lähtökohtana olisi täydentää sammalten metallipitoisuuksien kartoituksilla saatua kuvaa alueen metallikuormituksesta ja liittää laskeumaseuranta osaksi tehtaan päästövaikutusten tarkkailua. Laskeumanäytteistä määritettäisiin kromin, nikkelin ja sinkin pitoisuudet. Sopivalla analyysitekniikalla saadaan samassa analyysissä tiedot myös muista laskeuman sisältämistä aineista kuten arseenista ja kadmiumista. Laskeuman tarkkailupisteet suositellaan sijoitettavaksi Outokummun tehdasalueelta etääntyvälle näytteenottolinjalle sopivin välimatkoin niin, että laskeumanäytteistä analysoitaville aineille voidaan muodostaa laskeuman määrää ja metallien leviämistä etäisyyden funktiona kuvaavat profiilit. Mittausten kesto voisi olla aluksi esimerkiksi kolme vuotta, jonka jälkeen arvioitaisiin näiden suuntaa-antavien mittausten tulosten perusteella, onko jatkuvampaan laskeumaseurantaan tarvetta (*Saari ym., 2006*). Tornion Outokummun tehtaille vuonna 2002 annettu ympäristölupa on nyt lainvoimainen, sillä korkein hallinto-oikeus antoi asiasta ratkaisunsa 23.12.2005. Ympäristöluvan mukaan ilmanlaadun tarkkailu tulee toteuttaa ympäristökeskuksen laatiman ilmanlaadun tarkkailusuunnitelman mukaisesti, joka noudattelee edellä esitettyjä suosituksia (*Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto, 2002*).

Ilmatieteen laitos on valmistellut Raahen seudun ilmanlaadun seurantasuunnitelman (*Pesonen ym., 2003*), jota on käytetty pohjana Raahen Rautaruukki Oyj:n terästehtaan ympäristölupaharkinnassa ilmanlaadun seurantavelvoitteiden osalta. Raahen Rautaruukin terästehtaalle annetussa ympäristöluvassa (*Pohjois-Suomen ympäristölupavirasto, 2006*) esitetään raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden seuranta toteutettavaksi kahdella teollisuusmittausasemalla (Lapaluoto ja Varikko). Kyseisillä asemilla tulee mitata arseeni-, kadmium-, nikkeli- ja lyijypitoisuuksia satunnaisotannalla kerran viikossa pientehokeräimillä otetuista hengitettävien hiukkasten vuorokausinäytteistä. Tällöin täyttyisi suuntaa antavilla mittauksille annettu laatutavoite aineiston ajallisesta kattavuudesta (14 %). Näytteitä tulee kerätä referenssimenetelmällä EN 12341 käyttäen teflonsuodattimia. Määritykset tulee tehdä niin herkin menetelmin, että todelliset pitoisuudet saadaan luotettavasti selville. Lisäksi näytteitä analysoidaan rauta-, sinkki-, kupari-, kromi- ja vanadiinipitoisuudet. PAH-yhdisteiden (16 eri PAH-yhdistettä) mittaus tulee suorittaa 1.1.2007 alkaen molemmilla teollisuusasemalla. Analyysit tehdään pientehokeräimillä otetuista vuorokausinäytteistä yhdestä kunkin keruuviikon näytteestä. Lisäksi kolmella Raahen ympäristössä sijaitsevalla mittausasemalla (Saloinen, Sarkala ja Välikylä) suoritetaan jatkuvaa laskeumaseurantaa kuukausinäyttein, joista määritetään raskasmetallipitoisuudet (Fe, Pb, Zn, Cd, Ni, Cu, Cr, As ja V) 12 kertaa vuodessa.

Ovako Wire Oy Ab:n Koverharin terästehtaan ympäristöluvan (*Länsi-Suomen ympäristölupavirasto, 2006*) mukaan hengitettävien hiukkasten rauta-, arseeni-, kadmium-, sinkki- ja lyijypitoisuustasojen määrittämiseksi tulee tehdä 6-12 kuukauden pituinen pitoisuuskartoitus keräämällä hengitettävien hiukkasten suodatinnäytteitä referenssi- eli vertailumenetelmällä EN12341. Näytteitä tulee kerätä satunnaisotannalla 2 kpl viikossa käyttäen teflonsuodattimia. Määritykset tulee tehdä edellä mainittujen aineiden osalta niin herkin menetelmin, että todelliset pitoisuudet saadaan luotettavasti selville. Terästehtaan tulee tehdä 31.12.2008 mennessä perusteltu esitys ympäristölupavirastolle näiden suuntaa-antavien mittausten perusteella, onko edellä mainittujen aineiden jatkuvaan seurantaan tarvetta.

Alustavan arvioinnin mukaiset suositukset raskasmetalli- ja PAH-yhdisteiden pitoisuuksien seurannan kehittämisestä

Ilmanlaadun seurannan menetelmät ja taso määräytyvät arseeni-, kadmium-, nikkeli- ja bentso(a)pyreenipitoisuuksien suhteesta arviointikynnyksiin. Kiinteässä paikassa tapahtuvat ja jatkuvat mittaukset ovat pakollisia seuranta-alueilla, joissa pitoisuus on kolmena vuotena viimeksi kuluneiden viiden vuoden aikana ylittänyt ko. yhdisteelle määritellyn ylemmän arviointikynnyksen. Jos vuosikeskiarvopitoisuus on ylemmän ja alemman arviointikynnyksen välissä, voidaan ilmanlaadun arvioimiseksi käyttää suuntaa-antavien mittausten ja mallintamistekniikoiden yhdistelmää. Vuosikeskiarvopitoisuuden jäädessä alemman arviointikynnyksen alapuolelle voidaan pitoisuuksien arvioimisessa käyttää yksinomaan mallintamista tai asiantuntija-arvioita.

Pistemäisten päästölähteiden lähellä sijaitsevien mittausasemien lukumäärä määritellään päästöjen määrän, ilman epäpuhtauksien alueellisen jakautumisen ja altistuvan väestön määrän perusteella. Alustavan arvioinnin tulosten perusteella tulisi ulkoilman arseeni-, kadmium- ja nikkelipitoisuuksien seuranta suorittaa Harjavallassa jatkuvin mittauksin ainakin toisella mittausasemalla. Direktiivin mukaan raskasmetallien jatkuvan

mittauksen ajallinen kattavuus tulisi olla vähintään 50 % eli käytännössä vuorokausinäytteitä pitäisi kerätä joka toinen päivä. Toisella asemalla raskasmetalliseurantaa voidaan jatkaa suuntaa antavin mittauksin. Alustavassa arvioinnissa ehdotetaan muiden suurten metalliteollisuuspaikkakuntien ilmanlaadun seuranta suoritettavan ilmanlaadun seurantasuunitelmien ja ympäristölupien mukaisesti. Raahessa arseenin ja raskasmetallien pitoisuuksia tulisi seurata suuntaa-antavin mittauksin (1 näyte/vk) ja PAH-yhdisteitä jatkuvilla mittauksilla, joiden ajallisen kattavuuden tulisi olla vähintään 33 % eli käytännössä vuorokausinäytteitä pitäisi kerätä joka kolmas päivä. Torniossa riittäisi vuonna 2005 toteutetun kaltaisen ilmanlaadun mittauskampanjan toteuttaminen viiden vuoden välein. Myös Kokkolan raskasmetalliseuranta voitaisiin toteuttaa säännöllisesti toistuvien mittauskampanjoiden avulla.

Hajapäästöjen seurantaan käytettävien kiinteiden ilmanlaadun mittausasemien minimimäärä riippuu alueen korkeimmista pitoisuuksista ja altistuvan väestön määrästä väestökeskittymissä ja seuranta-alueilla. Suomessa ainoa varsinainen väestökeskittymä (yli 250 000 asukasta) on pääkaupunkiseutu.
Alustavan arvioinnin tulosten perusteella esitetään arseenin, kadmiumin, nikkelin ja PAH-yhdisteiden alustava seurannan aluejako. Hajapäästölähteiden seurantaan ehdotetaan kahta seuranta-aluetta, jotka olisivat pääkaupunkiseutu ja muu Suomi. Pääkaupunkiseutu muodostaa oman alueensa, koska se on direktiivin mukainen väestökeskittymä. Samaa seuranta-aluejakoa ehdotetaan sekä raskasmetalleille että PAH-yhdisteille. Alustavan arvioinnin perusteella arseenin, kadmiumin ja nikkelin vuosipitoisuudet pääkaupunkiseudulla ja muualla Suomessa ovat olleet arviointiajanjaksolla alle alemman arviointikynnyksen, kun tarkastellaan hajapäästölähteiden (asuminen ja liikenne) vaikutuksia ilmanlaatuun. Bentso(a)pyreenipitoisuudet vastaavissa tilanteissa voivat ylittää ylemmän arviointikynnyksen.

Pistelähteiden seurantaa varten muodostettaisiin omat seuranta-alueensa, jotka olisivat alustavan arvioinnin tulosten mukaan raskasmetallien osalta Harjavallan seutu ja PAH-yhdisteiden osalta Raahen seutu. Harjavallassa ulkoilman arseeni- ja nikkelipitoisuudet ovat ylittäneet niille määritetyt ylemmät arviointikynnykset. Raahessa bentso(a)pyreenipitoisuudet ovat ylittäneet ylemmän arviointikynnyksen useilla asemilla.

Maaseututausta-asemia pitää direktiivin mukaan olla 1 asema/100 000 km^2 pitoisuuksista riippumatta eli Suomessa kaikkiaan kolme tausta-asemaa, joissa mitattaisiin arseenin, kadmiumin, nikkelin ja seitsemän PAH-yhdisteen (bentso(a)pyreeni, bentso(a)antraseeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(j)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni ja dibents(a,h)antraseeni) pitoisuuksia ja laskeumia. Myös hiukkas- ja kaasumaisen kahdenarvoisen elohopean mittaaminen on suositeltavaa. Tausta-asemien seuranta voidaan järjestää osana EMEPin (European Monitoring and Evaluation of Pollutants) mittausohjelmaa. Soveltuvia tausta-asemia ovat esimerkiksi Ilmatieteen laitoksen nykyiset tausta-asemat Pallaksen Matorova, Virolahti sekä Ähtäri. Matorovalla on seurattu raskasmetallipitoisuuksia vuodesta 1996 lähtien tutkimuksellisia tarkoituksia varten, mutta asetuksen mukaiset PM_{10} keräykset Matorovalla ja Ähtärissä on aloitettu vuonna 2007. Hengitettävien hiukkasten keräykset PAH-yhdisteiden analyysejä varten aloitetaan kevät-kesällä 2007. Virolahdella PAH-

yhdisteitä ja raskasmetalleja koskevat PM_{10} keräykset aloitettiin vuonna 2006. Metallien laskeumaa seurataan kaikilla kolmella asemalla, mutta PAH-yhdisteiden laskeumakeräys ei ole vielä alkanut.

Ehdotus raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden seuranta-alueiksi:

Seuranta-alue	Pinta-ala (km^2)	Asukasluku vuonna 2001	Asemien lukumäärä
Arseeni, kadmium, nikkeli			
1. Pääkaupunkiseutu (YTV-alue)	743	971 947	0
2. Muu Suomi	118 110	4 264 664	0
3.Pistelähteet (Harjavalta)			2
Maaseututausta	303 070		3
Polysykliset aromaattiset hiilivedyt			
3. Pääkaupunkiseutu (YTV-alue)	743	971 947	$1^1/2^2$
4. Muu Suomi	302 327	4 264 664	$2^1/4^2$
5. Pistelähteet (Raahe)			2
Maaseututausta	303 070		3

1) korkeimmat pitoisuudet alemman ja ylemmän arviointikynnyksen välissä
2) korkeimmat pitoisuudet ylittävät ylemmän arviointikynnyksen

VIITELUETTELO

AVESTAPOLARIT STAINLESS OY, AVESTAPOLARIT CHROME OY, BERGSLAGEN SUOMI OY, SKJ YHTIÖT, 2003. Tornion tehtaiden ilmansuojelun tarkkailuohjelma. 25.3.2003

BENSON, P., 1984. CALINE 4 – a dispersion model for predicting air pollutant concentrations near roadways. FHWA/CA/TL-84/15, California Department of Transportation, Sacramento.

BRIGGS, G.A., 1975. Plume rise predictions. In HAUGEN, D.A. (ed.), *Lectures on air pollution and environmental impact analysis*. American Meteorological Society, p. 59 - 111.

BRIGGS, G.A., 1984. Plume rise and buoyancy effects. In: SANDERSON, D. (ed.), Atmospheric Science and Power Production. US Dept. of Energy DOE/TIC-27601, p. 327 - 366.

BUSINGER, J.A., WYNGAARD, J.C. IZUMI, Y. & BRADLEY, E.F., 1971. Flux-profile relations in the atmospheric surface layer. *J. Atmos. Sci. 28*, p. 181 - 189.

CAUGHEY, S.J., WYNGAARD, J.C. & KAIMAL, J.C., 1979. Turbulence in the evolving stable boundary layer. *J. Atmos. Sci., 36*, p. 1041 - 1052.

DEROME, J. 2000. Effects of heavy-metal and sulphur deposition on the chemical properties of forest soil in the vicinity of a Cu-Ni smelter, and means of reducing the detrimental effects of heavy metals. Väitöskirja. *Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja* 769. 78 s.

EKOKEM, 2004. Ekokem Oy Ab:n ympäristö- ja yhteiskuntavastuuraportti 2004. Riihimäki, Pori, Jämsänkoski.

EMEP, 2005. http://webdab.emep.int

EUROPEAN COMMISSION (2001). Ambient air pollution by Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAH). Position Paper. Working group on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. European Communities.

Geologian tutkimuskeskus (GTK), 2005. Viisivuotinen Barents Ecogeochemistry – tutkimushanke päättynyt. GTK:ssa julkistettiin Atlas Barentsin alueen ympäristön raskasmetallien ja muiden alkuaineiden kartoitustuloksista. Geologian tutkimuskeskus. Lehdistötiedote 21.2.2005. http://www.gtk.fi/domestic/lehtiin/2005/lt050221.htm

HANNA, S.R., 1985. Air quality modeling over short distances. In: HOUGHTON, D.D. (ed.), *Handbook of Applied Meteorology*, University of Wisconsin.

HOLTSLAG, A.A.M., 1984. Estimates of diabatic wind speed profiles from near surface weather observations. *Bound.-Layer Meteorol. 29*, p. 225 - 250.

ILSE, 2005. Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun seurannan tietojärjestelmä.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., NORDLUND, G., RANTAKRANS, E. & VALKAMA, I., 1998. A dispersion modelling system for urban air pollution. Ilmansuojelun julkaisuja 28, Ilmatieteen laitos, Helsinki.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M., KOSKENTALO, T. & RANTAKRANS, E., 2000 a. A modelling system for predicting urban air pollution. Model description and applications in the Helsinki metropolitan area. *Atmos. Environ.* 34:22, s. 3723–3733.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M. & KOSKENTALO, T., 2000 b. A modelling system for predicting urban air pollution. Comparison of model predictions with the data of an urban measurement network. *Atmos. Environ.* 34:22, s. 3735–3743.

KARPPINEN, A., 2001. Meteorological pre-processing and atmosmospheric dispersion modelling of urban air quality and applications in the Helsinki metropolitan area. *Contributions* 33, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

KOKKOLAN KAUPUNGIN YMPÄRISTÖPALVELUT, 2005. Metallit Kokkolan ilmassa 2003/04.

KORHONEN, M. KIVIRANTA, A. & KETOLA, R., 1998. Bulk deposition on PAHs, PCBs and HCHs in Finland in summer seasons 1993–1996. Toxicological and Environmental Chemistry, vol. 66, pp. 37–45.

KORPELA, A., 2005. Tiedonanto 8.12.2005. Raahen seudun terveydenhuollon kuntayhtymä, ympäristöterveydenhuolto.

KUKKONEN, J., HÄRKÖNEN, J., WALDEN, J., KARPPINEN, A. AND LUSA, K., 2001. Evaluation of the dispersion model CAR-FMI against data from a measurement campaign near a major road. *Atmos. Environ*. 35, pp. 949-960.

KUKKONEN, J., PARTANEN, L., KARPPINEN, A., WALDEN, J. KARTASTENPÄÄ, R., AARNIO, P., KOSKENTALO, T. AND BERKOWICH, R., 2002. Evaluation of the OSPM model combined with urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki. *Atmos. Environ*. 37, pp. 1101-1112.

LAHDEN TUTKIMUSLABORATORIO, 2004. Ulkoilman haihtuvien orgaanisten yhdisteiden (VOC) pitoisuudet Lahdessa ja Heinolassa. Polyaromaattisten hiilivetyjen (PAH) pitoisuudet ja hengitettävien hiukkasten kokojakauma (ELPI) mittaukset Lahdessa. 54 s.

LIISA 2001.1. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmä. LIISA 2001.1 tulokset. Kari Mäkelä, VTT Rakennus ja yhdyskuntatekniikka, Espoo. http://lipasto.vtt.fi/lipasto/liisa/.

LUHAR, K. L. & PATIL, R. S., 1989. A general finite line source model for vehicular pollution prediction. *Atmos. Environ.* 23, 555–562.

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖLUPAVIRASTO, 2004a. Harjavalta Copper Oy:n ympäristölupa, Harjavalta. Lupapäätös Nro 49/2004/1, Dnro LSY-2002-Y-361. Annettu julkipanon jälkeen 8.7.2004.

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖLUPAVIRASTO, 2004b. OMG Harjavalta Nickel Oy:n nikkelituotannon ympäristölupa, Harjavalta. Lupapäätös Nro 69/2004/1, Dnro LSY-2002-Y-2. Annettu julkipanon jälkeen 10.12.2004.

LÄNSI-SUOMEN YMPÄRISTÖLUPAVIRASTO, 2006. Ovako Wire Oy Ab:n Koverharin terästehtaan ym. toimintojen ympäristölupa, Hanko. Päätös Nro 30/2006/1, Dnro LSY-2002-Y-365. Annettu julkipanon jälkeen 23.11.2006.

METSÄNTUTKIMUSLAITOS (METLA), 2005.
http://www.metla.fi/metinfo/metsienterveys/raskasmetalli/index.htm

MUNTHE, J., WÄNGBERG, I., IVERFELDT, Å., LINDQVIST, O., STRÖMBERG, D., SOMMAR, J., GÅRDFELDT, K., PETERSEN, G., EBINGHAUS, R., PRESTBO, E., LARJAVA, K. & SIEMENS, V., 2003. Distribution of atmospheric mercury species in Northern Europe: final results from the MOE project. *Atmos. Environ.* 37, 1: S9–S20.

MÄKELÄ, K., KANNER, H., & LAURIKKO, J., 1999. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöt LIISA 1998 – laskentajärjestelmä. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 504. Espoo.

MÄKELÄ, K. 2002. Tieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmän uudistus. Esitelmä, 27. Ilmansuojelupäivät, 20.–21.8.2002, Lappeenranta.

MÄKELÄ, K, TUOMINEN, A., PÄÄKKÖNEN, E., 2002a. Suomen liikenteen päästöjen laskentajärjestelmä LIPASTO 2001. VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka. Tutkimusraportti RTE 3164/02. Espoo.

MÄKELÄ, K, TUOMINEN, A., PÄÄKKÖNEN, E., 2002b. Suomen rautatieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä RAILI 2001. VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka. Tutkimusraportti RTE 3165/02. Espoo.

MÄKELÄ, K, TUOMINEN, A., PÄÄKKÖNEN, E., 2002c. Suomen vesiliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä MEERI 2001. VTT Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka. Tutkimusraportti RTE 3166/02. Espoo.

PAMCHAR, 2005. www.pamchar.org

PENNANEN, A.S., SILLANPÄÄ, M., FREY, A., SANDELL, E., HILLAMO, R. & SALONEN, R.O. (2005). Seasonal variation in size-fractionated PAH and benzo(a)pyrene mass concentrations in Helsinki, Finland. Abstracts of the European Aerosol Conference, Ghent, Belgium, Aug 28th-Sep 2th, 2005:750.

PESONEN, R., PIETARILA, H., WALDEN, J. & SALMI, T., 2003. Raahen seudun ilmanlaadun seurantasuunnitelma. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PESONEN, R. & WALDEN, J., 2003. Harjavallan ilmanlaadun seurantasuunnitelma. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., RASILA, T., RANTAKRANS, E. & PESONEN, R., 2000. Keskustatunnelin ilmanlaatuvaikutukset. Hiilimonoksidi- ja typenoksidipäästöjen leviämisselvitys. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H. & VARJORANTA, R. 2001. Kuopion typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., SALMI, T., SAARI, H. & PESONEN, R., 2001a. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa – Rikkidioksidi, typen oksidit, PM_{10} ja lyijy. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., SALMI, T., SAARI, H. & PESONEN, R., 2001b. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa – Aluejako. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., ALAVIIPPOLA, B., HELLÉN, H., SALMI, T., LAURILA, T. & HAKOLA, H., 2002. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa – Hiilimonoksidi ja bentseeni. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., ALAVIIPPOLA, B., SALMI, T., LAURILA, T. & TUOVINEN, J-P., 2003. Ilmanlaadun arviointi Suomessa – Otsoni. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., PUPUTTI, K. & PESONEN, R., 2004. Tornion vuoden 2003 typenoksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

POHJOIS-SUOMEN YMPÄRISTÖLUPAVIRASTO, 2002. AvestaPolarit Chrome Oy:n ferrokromitehtaan ja AvestaPolarit Stainless Oy:n jaloterästehtaan ym. toimintojen ympäristölupa. Lupapäätös Nro 8/02/1, Dnro 100/00/1, annettu julkipanon jälkeen 28.1.2006.

POHJOIS-SUOMEN YMPÄRISTÖLUPAVIRASTO, 2006. Raahen terästehtaan ym. toimintojen ympäristö- ja vesitalouslupa. Lupapäätös Nro 13/06/2, Dnro Psy-2003-y-181, annettu julkipanon jälkeen 14.2.2006.

POIKOLAINEN, J., KUBIN, E., PIISPANEN, J. & KARHU, J. (2003). Atmospheric heavy metal deposition in Finland during 1985–2000 using mosses as bioindicators. *The Science of the Total Environment* 318: 171–185.

POIKOLAINEN, J. (2004). Mosses, epiphytic lichens and tree bark as biomonitors for air pollutants – spesifically for heavy metals in regional surveys. Väitöskirja, Oulun yliopisto.

PORVARI, P. (2003). Sources and fate of mercury in aquatic ecosystems. *Monographs of the Boreal Environment Research* 23. Väitöskirja. Suomen ympäristökeskus, Helsinki.

PREVEDOUROS, K., BRORSTRÖM-LUNDÉN, E., HALSALL, C.J., JONES, K.C., LEE, R.G.M., SWEETMAN, A.J., 2004. Seasonal and long-term trends in atmospheric PAH concentrations: evidence and implications. Environmental Pollution 128: 17–27.

PÖNKÄ, A., AHONEN, S., FORSS, P. & TUOMINEN, J., 1990. Polysykliset aromaattiset hiilivedyt Helsingin ilmassa. *Helsingin kaupungin terveysviraston raportteja* B 41. Helsingin kaupunki, Terveysviraston valvontaosasto, Helsinki.

RANTAKRANS, E., 1990. Uusi menetelmä meteorologisten tietojen soveltamiseksi ilman epäpuhtauksien leviämismalleissa. *Ilmansuojelu-uutiset* 1/90, s. 18–20.

RASILA, T., PIETARILA, H., VARJORANTA, R. & SAVUNEN, T., 2000. Typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat Oulussa. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

RASILA, T., PIETARILA, H. & PESONEN, R., 2005. Valkeakosken typenoksidi-, hiukkas- ja haisevien rikkiyhdistepäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

RUUKKI, 2004. Raahen terästehtaan ympäristöselonteko 2004. 29 s.

SAARI, H. & PESONEN, R. (2003). Ilmanlaatumittaukset Harjavallassa huhti-syyskuussa 2002. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

SAARI, H., MAKKONEN, U. & PESONEN, R. (2004). Arseenin ja metallien laskeumamittaukset Torniossa 1.5.2003–31.1.2004. Ilmatieteen laitos.

SAARI, H., HAAPARANTA, S. & PESONEN, R. (2006). Ilmanlaatumittaukset Torniossa vuonna 2005. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

SAARINEN, 2002. Päästötietojen tuottamisesta ja raportoinnista. Esitelmä Lappeenrannan ilmansuojelupäivillä 21.8.2002. Kristiina Saarinen, Suomen ympäristökeskus.

SALMI, J., PIETARILA, H., RASILA, T., 2002. Tampereen seudun typenoksidipäästöjen leviämislaskelmat vuosille 2000 ja 2002. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

SALMINEN, R., CHEKUSHIN, V., TENHOLA, M., BOGATYREV, I., GLAVATSKIKH, S. P., FEDOTOVA, E., GREGORAUSKIENE, V., KASHULINA, G., NISKAVAARA, H., POLISCHUOK, A., RISSANEN, K., SELENOK, L., TOMILINA, O., ZHDANOVA, L., 2004. Geochemical atlas of the eastern Barents region. *Journal of Geochemical Exploration* 83: 1–3. Elsevier, ISSN 0375–6742.

SANDELL, E., 1999. Analysing experience and concentration levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air in Finland. Julkaisun raakaversio.

SANDELL, E., KIVIRANTA, A., TUOMINEN, J. & AARNIO, P., 1999. Concentration levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in ambient air in Finland. *Fresenius Environment Bulletin* 8: 567–575

SAVOLA, M. & VIINIKAINEN, M., 1995. Lentoliikenteen päästöt Suomessa. MOBILE Liikenteen ja energiankäytön ja ympäristövaikutusten tutkimusohjelma, raportti MOBILE 212Y-1. Ilmailulaitos, lennonvarmistusosasto, järjestelmätoimisto, raportti A21/95. Vantaa.

SAVUNEN, T., PIETARILA, H., PESONEN, R., ALAVIIPPOLA, B. & PUPUTTI, K., 2003. Fundia Wire Oy Ab Koverharin terästehdas. Päästöjen leviämisselvitys. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

SILLANPÄÄ, M., FREY, A., HILLAMO, R., MAKKONEN, U., SANDELL, E., PENNANEN, A.S. & SALONEN, R.O., (2004). The PM10 mass concentrations of benzo(a)pyrene and carcinogenic heavy metals during contrasting air pollution situations in Europe (PAMCHAR). In: Proceedings of the European Aerosol Conference, 6-10 September 2004, Budapest, Hungary. *J Aerosol Sci* 2004;35 suppl 1: 461-462.

SYKE, 2004. Arseeni-, kadmium-, nikkeli- ja PAH-päästöjen alueellinen jakautuminen UNECE:n kaukokulkeutumissopimuksen EMEP-ohjelman karttamallin mukaisella aluejaolla Suomessa vuonna 2002. SYKE/IPTJ.

SYKE, 2005a. Air Pollutant Emissions in Finland 1990–2003. National Inventory Report to the Secretariat of the UNECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. 13th May 2005.

SYKE, 2005b. VAHTI-järjestelmän tiedot vuodelta 2003.

SYKE, 2006. Ympäristöhallinnon www-sivut.
http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=6323&lan=fi#a1

VAN AALST, R., EDWARDS, L., PULLES, T., DE SAEGER, E., TOMBROU, M., TØNNESEN, D., 1998. Guidance report on preliminary assessment under EC air quality directives. Technical report No 11, European Environmental Agency, Copenhagen.

VARJORANTA, R., PIETARILA, H. & HAARALA, S., 1999. Energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen rikkidioksidi- ja typenoksidipäästöjen vaikutukset Porin ilmanlaatuun. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu. Helsinki.

WRATT, D.S., 1987. An experimental investigation of some methods of estimating turbulence parameters for use in dispersion models. *Atmos. Environ. 21:12*, p. 2599 - 2608.

WÄNGBERG, I. & MUNTHE, J., 2001. Atmospheric mercury in Sweden, northern Finland and northern Europe. Results from national monitoring and European research. IVL Swedish Environmental Research Institute. *IVL report* B1399, 16 pp.

WÄNGBERG, I. , LEPPÄNEN, S. & MUNTHE, J., 2002. Atmospheric Mercury in Sweden and Northern Finland; Atmospheric mercury concentrations and mercury wet deposition trends during the period 1995 to 2001. In: Extended Abstracts of the Second AMAP International Symposium on Environmental Pollution of the Arctic, Rovaniemi, Finland, October 1-4, 2002, AMAP Report 2002:2, Abstract P-M05, 3 p.

96/62/EY. Neuvoston direktiivi ilmanlaadun arvioinnista ja hallinnasta. Annettu 27.9.1996.

1999/30/EY. Neuvoston direktiivi ilmassa olevien rikkidioksidin, typpidioksidin ja typen oksidien, hiukkasten ja lyijyn pitoisuuksien raja-arvoista. Annettu 22.4.1999.

2000/69/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi ilmassa olevan bentseenin ja hiilimonoksidin pitoisuuksien raja-arvoista. Annettu 16.11.2000.

2002/3/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi ilman otsonista. Annettu 12.2.2002.

2004/107/EY. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi ilman arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä. Annettu 15.12.2004.

711/2001. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Annettu Helsingissä 9.8.2001.

783/2003. Valtioneuvoston asetus alailmakehän otsonista. Annettu Helsingissä 4.9.2003.

164/2007. Valtioneuvoston asetus ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä. Annettu Helsingissä 8.2.2007.

L I I T T E E T

Liite 1. Arseeni-, kadmium- ja nikkelipitoisuuksien mittaukset Suomessa.

Kunta	Asema	Hiukkas-fraktio	Mitattavat komponentit	Keräin	Mittaus-periaate	Mittausaika	Ajallinen kattavuus	Etäisyys päälähteestä (km)	Etäisyys asutuksesta (m)
Raahe	Keskusta	PM_{10}, TSP	Cd,	tehokeräin	AAS	1996->	1 vrk-näyte / kk	3.6	<50
Raahe	Lapaluoto	PM_{10}, TSP	As,Cd,Ni[1)]	tehokeräin	AAS	1996->	1 vrk-näyte / kk	1	30
Raahe	Pattijoki	TSP	Cd,	tehokeräin	AAS	1996->	1 vrk-näyte / kk	7.7	100
Raahe	Saloinen	PM_{10}, TSP[2)]	As[2)],Cd,	tehokeräin	AAS	1996->	1 vrk-näyte / kk	0.7	50
Raahe	Varikko	PM_{10}	As,Cd,Ni[1)]	tehokeräin	AAS	1996->	1 vrk-näyte / kk	2.6	150
Harjavalta	Torttila	PM_{10}, TSP	As,Cd,Ni	tehokeräin	AAS/ICP−AES	1994->	2 vrk-näyte / viikko	0.2	100
Harjavalta	Kaleva	PM_{10}	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	4-6 / 2002	3 vrk-näyte / viikko	0.8	80
Harjavalta	Pirkkala	PM_{10}	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	4-6 / 2002	3 vrk-näyte / viikko	1.4	120
Kokkola	Keskusta	PM_{10}	As,Cd,Ni	PM_{10} analysaattori[3)]	ICP−MS	2003-2004	2 viikon kokoomanäyte	5	<50
Kokkola	Ykspihlaja	PM_{10}	As,Cd,Ni	PM_{10} analysaattori[4)]	ICP−MS	2003-2004	2 vk keräys	1-2	<100
Kokkola	Ykspihlaja	PM_{10}, TSP[5)]	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	1998-1999	1 vrk-näyte / kk	1-2	<100
Tornio	Keskusta	PM_{10}	As,Cd,Ni	pientehokeräin	ICP−MS	2-3, 8-9 / 2005	joka 3. vrk keräys	8	70
Tornio	Näätsaari	PM_{10}	As,Cd,Ni	pientehokeräin	ICP−MS	2-3, 8-9 / 2006	joka 3. vrk keräys	5	70
Tornio	Puuluoto	PM_{10}	As,Cd,Ni	pientehokeräin	ICP−MS	2-3, 8-9 / 2007	joka 3. vrk keräys	2.5	40
Imatra	Teppanala	PM_{10}	As,Cd,Ni	pientehokeräin	ICP−MS	4-5 / 2004	joka 2. vrk keräys	0.5	100
Helsinki	Töölö	TSP	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	2000->	kk:n kokoomanäyte		
Helsinki	Vallila	TSP	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	2000->	kk:n kokoomanäyte		
Espoo	Leppävaara	TSP	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	2001->	kk:n kokoomanäyte		
Vantaa	Tikkurila	TSP	As,Cd,Ni	tehokeräin	ICP−MS	2001->	kk:n kokoomanäyte		
Kittilä	Matorova	PM_{15}	As,Cd,Ni	pientehokeräin	ICP−MS	1996->	4 viikkonäytettä / kk		

[1)] Arseeni- ja nikkelimittaukset on aloitettu vuonna 2004 Lapaluodossa ja Varikossa.
[2)] Saloisissa ja Ollinsaaressa on seurattu vv. 19992−1999 arseenipitoisuutta yhdestä TSP:n vuorokausinäytteestä/viikko.
[3)] Thermon PM_{10} analysaattori
[4)] TEOM 1400A PM_{10} analysaattori, joka on varustettu hiukkasnäytteenoton mahdollistavalla lisälaitteella (ACCU-System).
[5)] Alustavan arvioinnin raportissa on esitetty vain PM_{10}-fraktiosta analysoidut tulokset.

Liite 2. PAH-yhdisteiden mittaukset Suomessa.

Kunta	Asema	Hiukkas-fraktio	Keräin	Mittalaite	Mittausaika	Ajallinen kattavuus	Etäisyys päälähteestä (km)	Etäisyys asutuksesta (m)
Raahe	Keskusta	PM_{10}, TSP	tehokeräin	nestekromatografia	1997-2003	1 vrk-näyte / kk	3.6	<50
Raahe	Lapaluoto	PM_{10} [1)], TSP	tehokeräin	nestekromatografia	1997->	1 vrk-näyte / kk	1	30
Raahe	Ollinsaari	TSP	tehokeräin	nestekromatografia	1992-1999	2 vrk-näyte / kk	3.8	100
Raahe	Pattijoki	TSP	tehokeräin	nestekromatografia	1997-2003	1 vrk-näyte / kk	7.7	100
Raahe	Saloinen	PM_{10} [2)], TSP	tehokeräin	nestekromatografia	1992-2002	1 vrk-näyte / kk	0.7	50
Raahe	Varikko	PM_{10}	tehokeräin	nestekromatografia	1997->	1 vrk-näyte / kk	2.6	150
Tornio	Keskusta	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	1, 6-7, 10 / 2005	1−3 vrk-näytettä / vk	8	70
Tornio	Näätsaari	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	1, 6-7, 10 / 2005	1−3 vrk-näytettä / vk	5	70
Tornio	Puuluoto	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	1, 6-7, 10 / 2005	1−3 vrk-näytettä / vk	2.5	40
Helsinki	Vallila	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	2-12 / 2005	2 vrk-näytettä / viikko		
Helsinki	Kallio	PM_{10}	tehokeräin	GC−MS	3-5 / 2003	7 vk kokoomanäyte, 3-4 pv ker.		
Helsinki	Kallio	4 kokoluokkaa: PM_{10}-$PM_{0,2}$	tehokeräin	GC−MS	10/2003; 1,4,7/2004	kk:n kokoomanäyte, 3-4 pv ker.		
Espoo	Lintuvaara	PM_{10}	tehokeräin	GC−MS	2005	joka 6. pv		
Espoo	Lintuvaara	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	12 /2005	1-2 vrk-näytettä / vk		
Kuopio	Kurkimäki	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	1-3 / 2005	1-4 vrk-näytettä / vk		
Lahti	Kauppatori	TSP	tehokeräin	GC−MS	3 / 2003 - 2 / 2004	1 vrk-näyte / kk		
Helsinki	Töölö	PM_{10}	tehokeräin	GC−MS	1993	kk:n kokoomanäyte, 6 näytettä		
Espoo	Leppävaara	PM_{10}	tehokeräin	GC−MS	1993	kk:n kokoomanäyte, 6 näytettä		
Espoo	Luukki	PM_{10}	tehokeräin	GC−MS	1993	kk:n kokoomanäyte, 6 näytettä		
Helsinki	Erottaja	PM_{15}	tehokeräin	GC−MS	1987-1988	yhteensä 10 vrk-näytettä		
Helsinki	Pakila	PM_{15}	tehokeräin	GC−MS	1987-1988	yhteensä 11 vrk-näytettä		
Virolahti	Virolahti	PM_{10}	pientehokeräin	GC−MS	2006->			

1) PAH-analyysit PM_{10}-fraktiosta on aloitettu vuonna 2001 Lapaluodossa.
2) PAH-analyysit PM_{10}-fraktiosta on aloitettu vuonna 2000 Saloisissa.

Liite 3. Pistelähteiden arseenipäästöt (kg/v) kunnittain vuonna 2003 (lähde: VAHTI).

Kunta	Arseenipäästöt kg/v
Kokkola	451
Harjavalta	402
Porvoo	401
Lappeenranta	305
Pori	261
Naantali	198
Parainen	80
Helsinki	76
Inkoo	72
Tornio	68
Lohja	60
Rauma	47
Kerimäki	42
Lahti	41
Oulu	38
Haapavesi	34
Turku	33
Raahe	30
Eno	25
Sotkamo	23
Joutseno	22
Jyväskylä	21
Kemi	20
Imatra	19
Kuusankoski	19
Pietarsaari	18
Äänekoski	17
Rovaniemi	16
Heinola	16
Kuopio	13
Kotka	13
Tampere	13
Kaskinen	12
Espoo	12
Seinäjoki	11
Haukipudas	11
Kristiinankaupunki	11
Jyväskylän mlk.	10
Varkaus	10
Joensuu	9

Liite 4. Pistelähteiden kadmiumpäästöt (kg/v) kunnittain vuonna 2003 (lähde: VAHTI).

Kunta	Kadmiumpäästöt kg/v
Harjavalta	111
Kokkola	70
Lappeenranta	68
Porvoo	57
Raahe	52
Kemi	40
Imatra	37
Eno	35
Joutseno	33
Kuusankoski	28
Naantali	26
Oulu	26
Äänekoski	24
Pietarsaari	24
Kotka	23
Tornio	20
Kaskinen	18
Helsinki	16
Rauma	15
Turku	14
Parainen	14
Varkaus	14
Pori	14
Vaasa	12
Heinola	12
Kemijärvi	11
Ristiina	10
Lohja	9
Tampere	9
Lahti	8
Valkeakoski	8
Espoo	8
Joensuu	7
Punkaharju	6
Vantaa	6
Kerimäki	6
Kuopio	6
Savonlinna	6
Hanko	6
Kitee	5

Liite 5. Pistelähteiden nikkelipäästöt (kg/v) kunnittain vuonna 2003 (lähde: VAHTI).

Kunta	Nikkelipäästöt kg/v
Tornio	5 013
Harjavalta	3 940
Porvoo	3 438
Lappeenranta	1 914
Naantali	1 113
Hanko	980
Kokkola	875
Pori	860
Helsinki	698
Lohja	567
Parainen	502
Raahe	462
Kemi	453
Eno	401
Oulu	386
Vaasa	382
Espoo	346
Kuopio	324
Turku	320
Outokumpu	280
Vantaa	277
Kerimäki	265
Sotkamo	262
Jyväskylä	255
Inkoo	253
Uusikaupunki	246
Äänekoski	233
Tampere	222
Säkylä	199
Kristiinankaupunki	198
Haapavesi	192
Rauma	191
Seinäjoki	175
Kaavi	170
Joensuu	159
Varkaus	154
Dragsfjärd	151
Pietarsaari	151
Kaskinen	134
Heinola	132

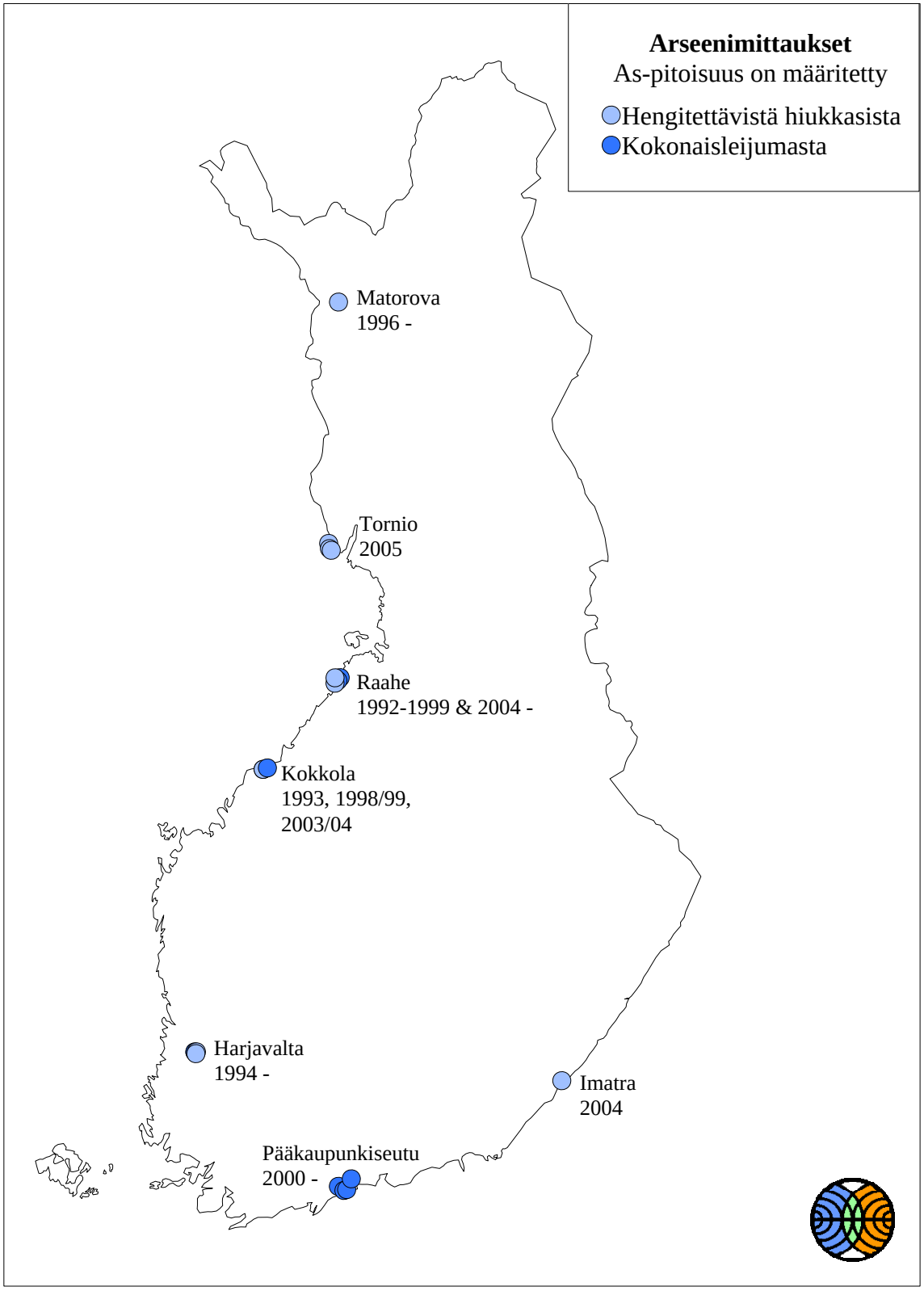
Liite 6. Pistelähteiden elohopeapäästöt (kg/v) kunnittain vuonna 2003 (lähde:VAHTI).

Kunta	Elohopeapäästöt kg/v
Tornio	113
Oulu	72
Pori	57
Pietarsaari	44
Imatra	40
Kuusankoski	34
Haapavesi	29
Helsinki	25
Kotka	24
Kemi	22
Lappeenranta	19
Rauma	19
Vantaa	18
Joensuu	14
Porvoo	12
Vaasa	11
Naantali	11
Seinäjoki	11
Rovaniemi	10
Raahe	10
Eno	10
Turku	9
Inkoo	9
Joutseno	9
Espoo	8
Äänekoski	8
Kokkola	7
Varkaus	6
Kristiinankaupunki	6
Heinola	6
Kuopio	6
Kaskinen	5
Jyväskylä	5
Valkeakoski	5
Kemijärvi	4
Lahti	4
Parainen	4
Mikkeli	4
Jämsänkoski	3
Anjalankoski	3

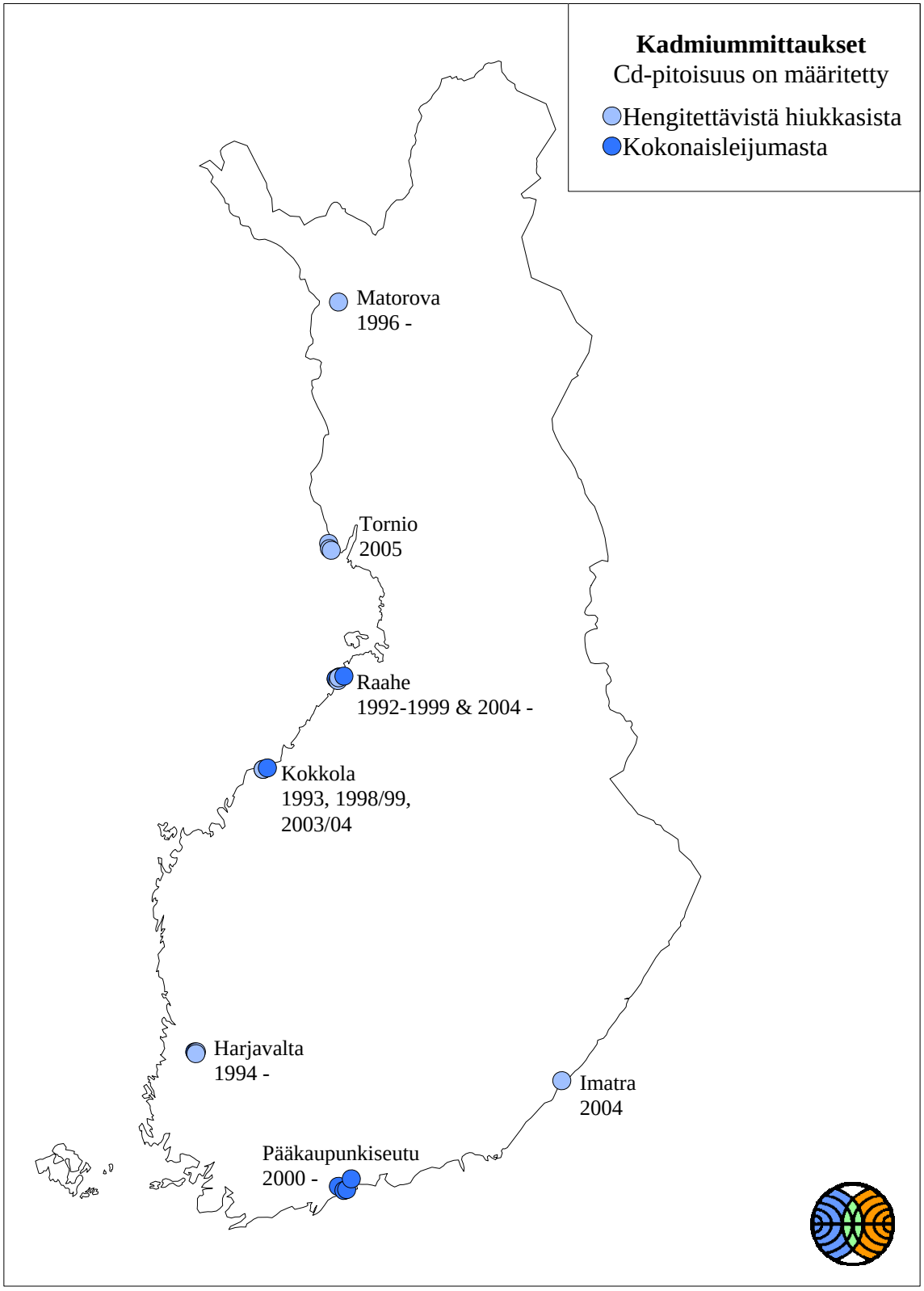
Liite 7. Pistelähteiden PAH-yhdisteiden päästöt (kg/v) kunnittain vuonna 2003 (lähde:VAHTI).

Kunta	PAH-päästöt kg/v
Raahe	1 507
Helsinki	610
Espoo	350
Tampere	310
Vantaa	295
Turku	289
Oulu	266
Pori	242
Kuopio	186
Lappeenranta	182
Lahti	174
Joensuu	152
Jyväskylä	150
Kotka	141
Mikkeli	132
Vaasa	122
Porvoo	119
Rauma	114
Imatra	111
Kokkola	109
Seinäjoki	107
Hämeenlinna	101
Nurmijärvi	98
Kajaani	97
Tornio	96
Hyvinkää	95
Kemi	94
Tuusula	92
Savonlinna	90
Kuusankoski	89
Lieksa	88
Rovaniemen mlk.	88
Jyväskylän mlk.	87
Hamina	83
Anjalankoski	83
Pietarsaari	82
Kirkkonummi	82
Iisalmi	79
Kuusamo	78
Salo	77

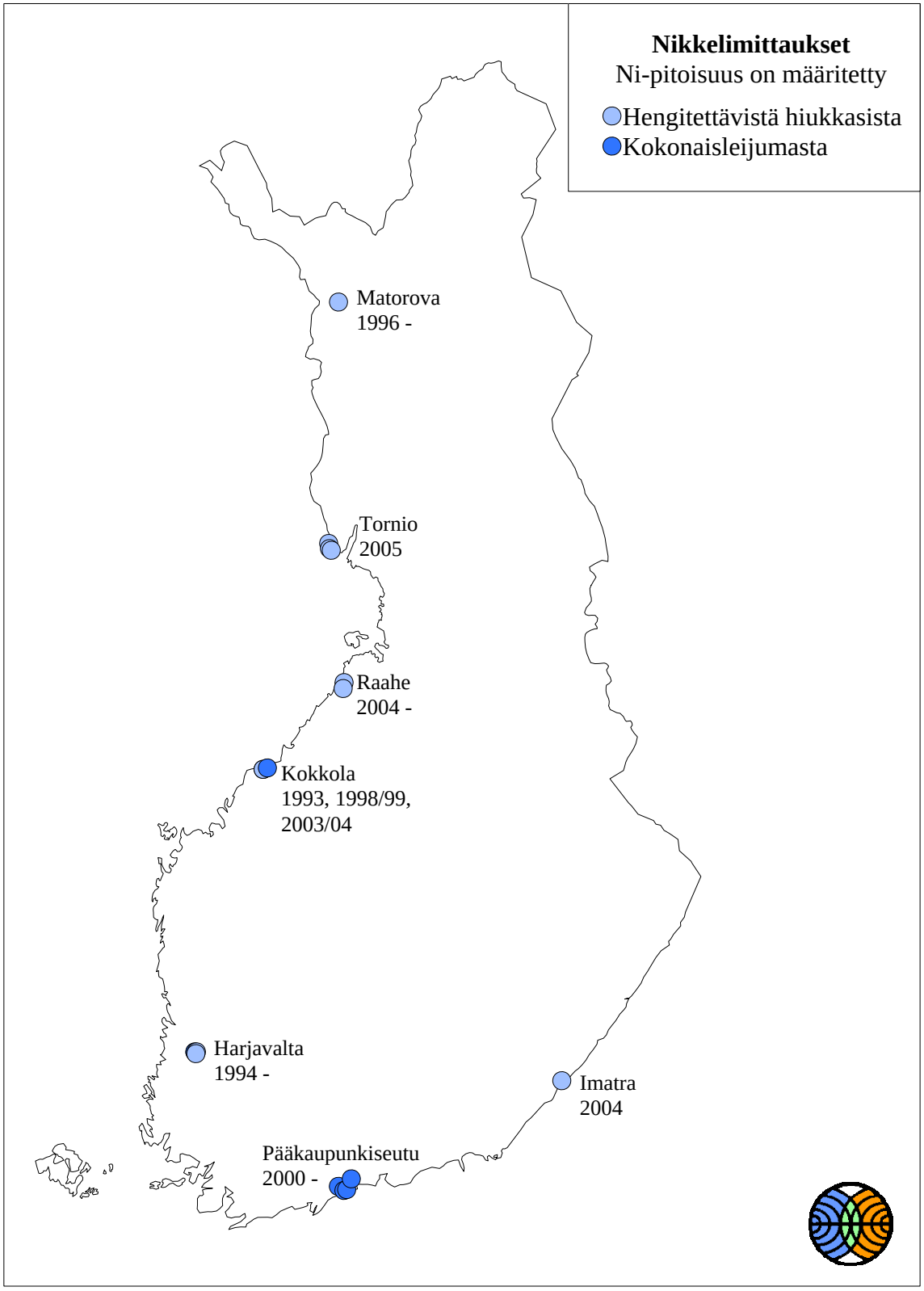
L I I T E K U V A T



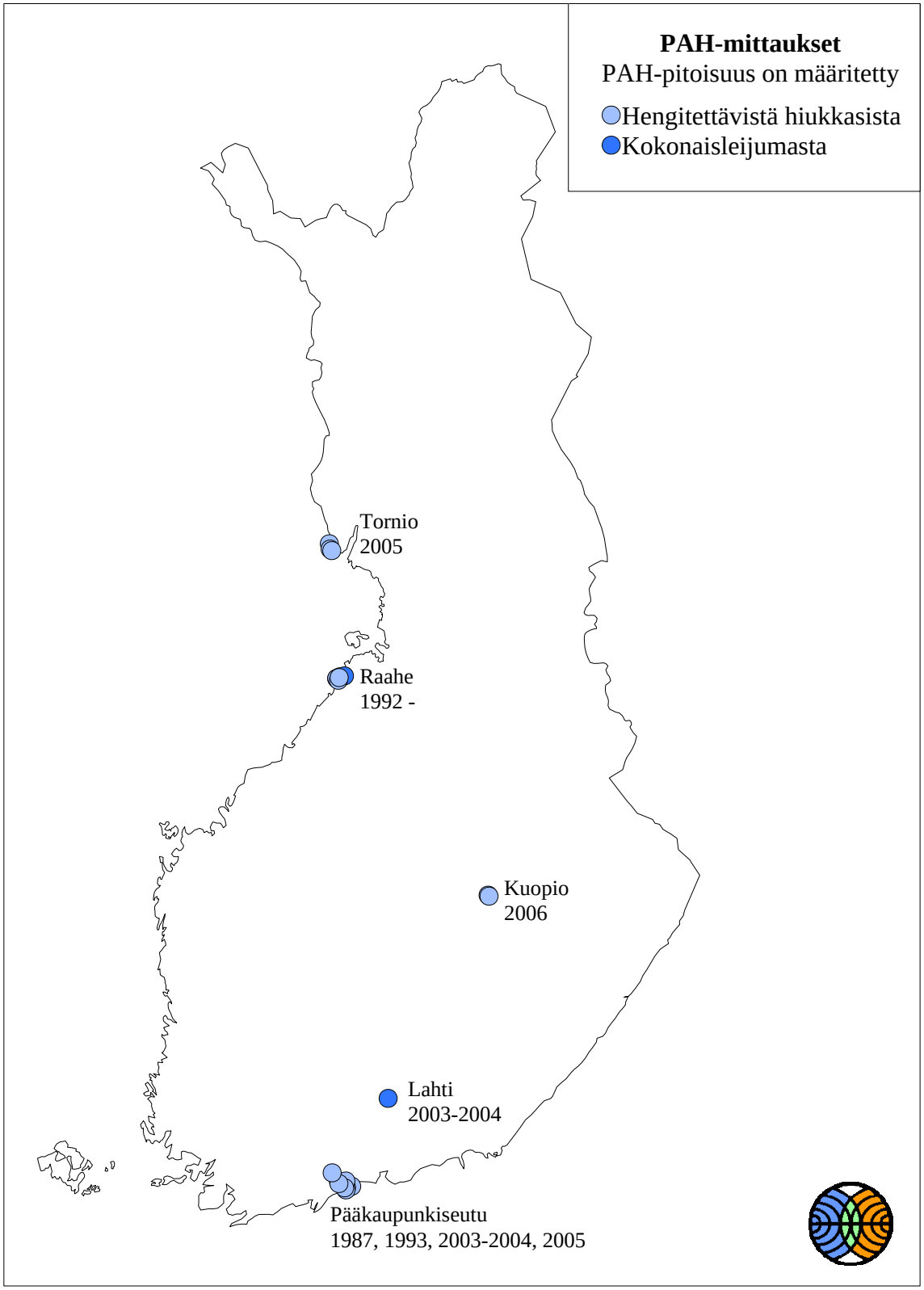
Kuva 1. Arseenimittaukset Suomessa vuosina 1992-2005.



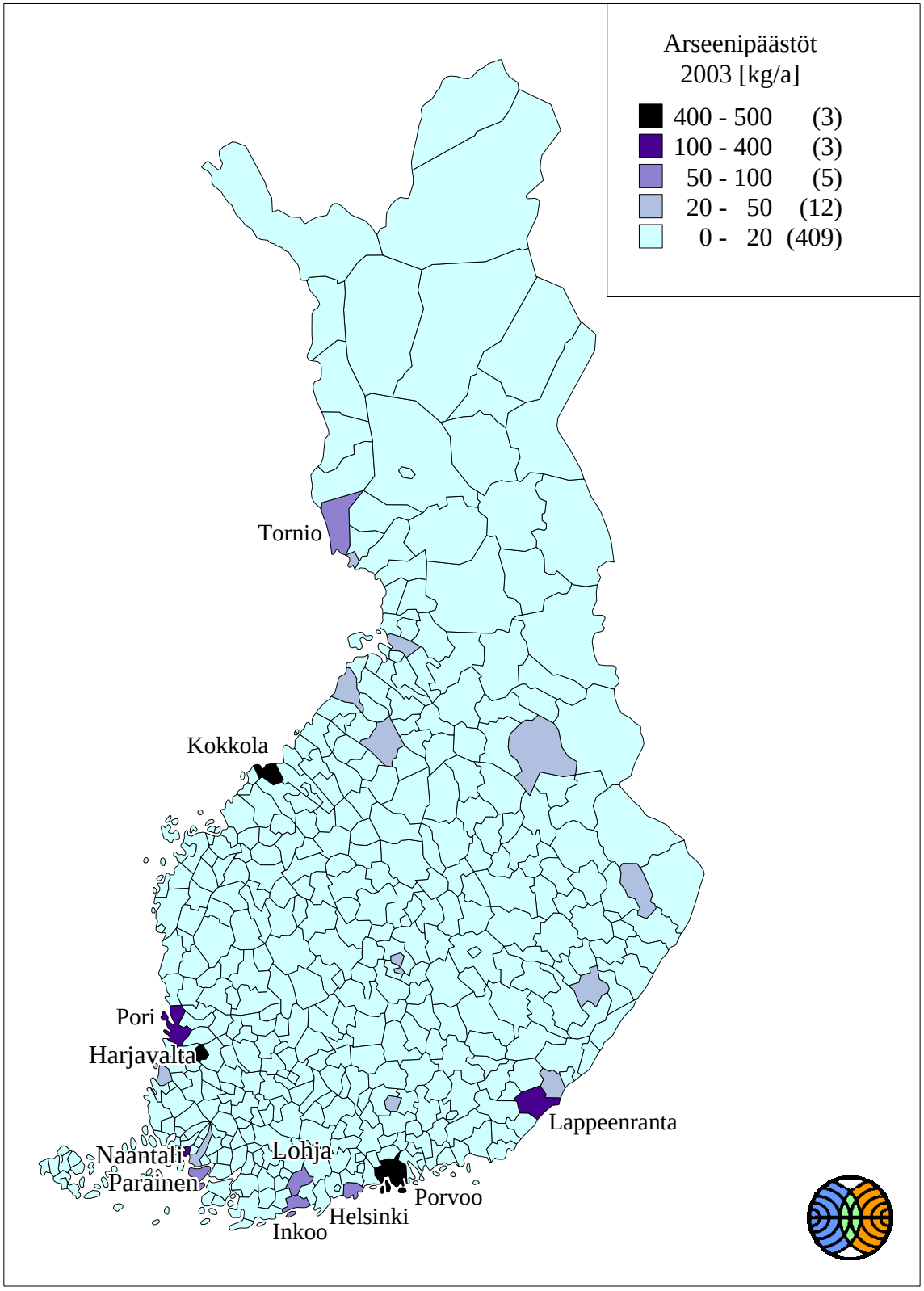
Kuva 2. Kadmiummittaukset Suomessa vuosina 1993-2005.



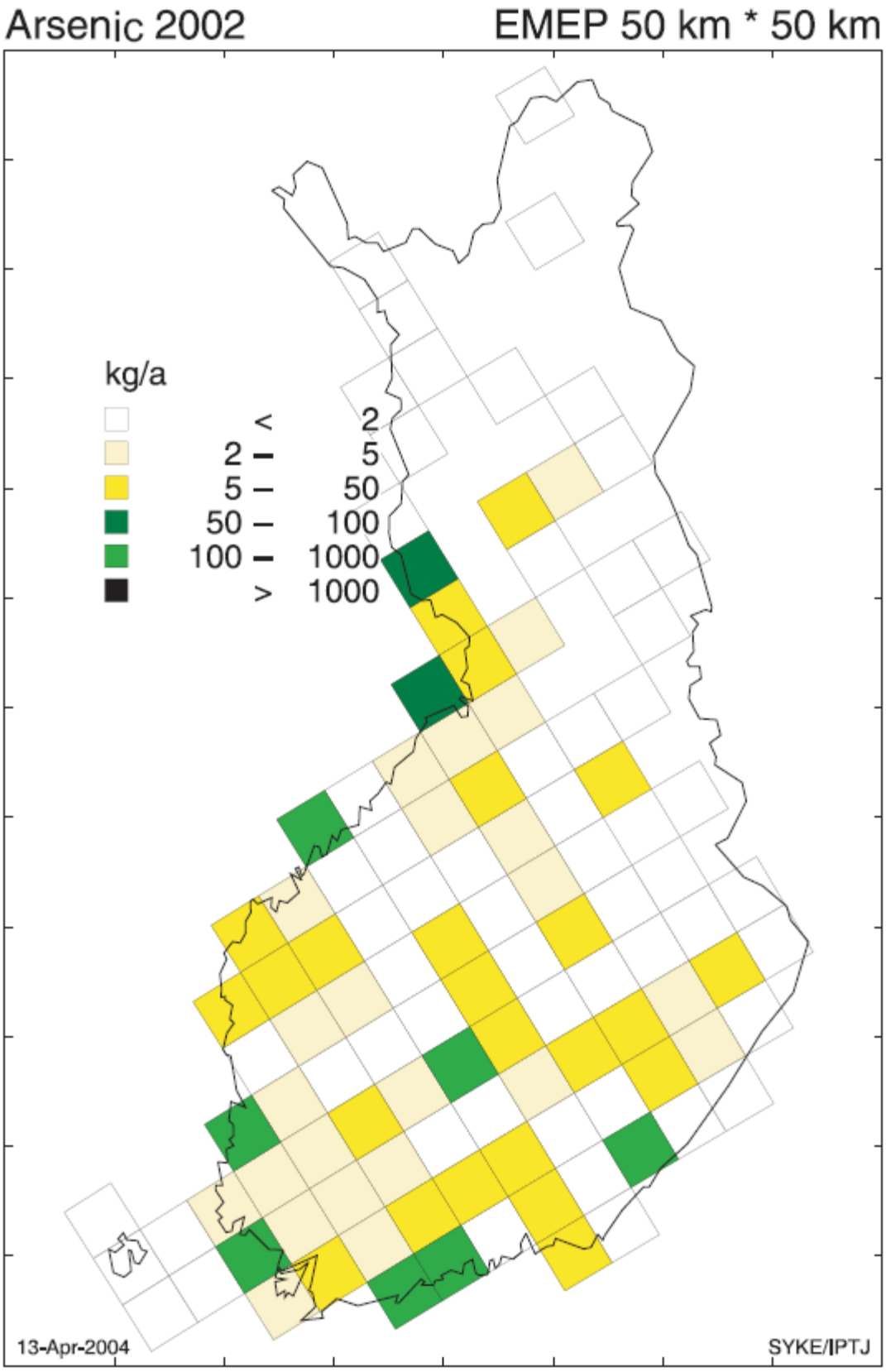
Kuva 3. Nikkelimittaukset Suomessa vuosina 1993-2005.



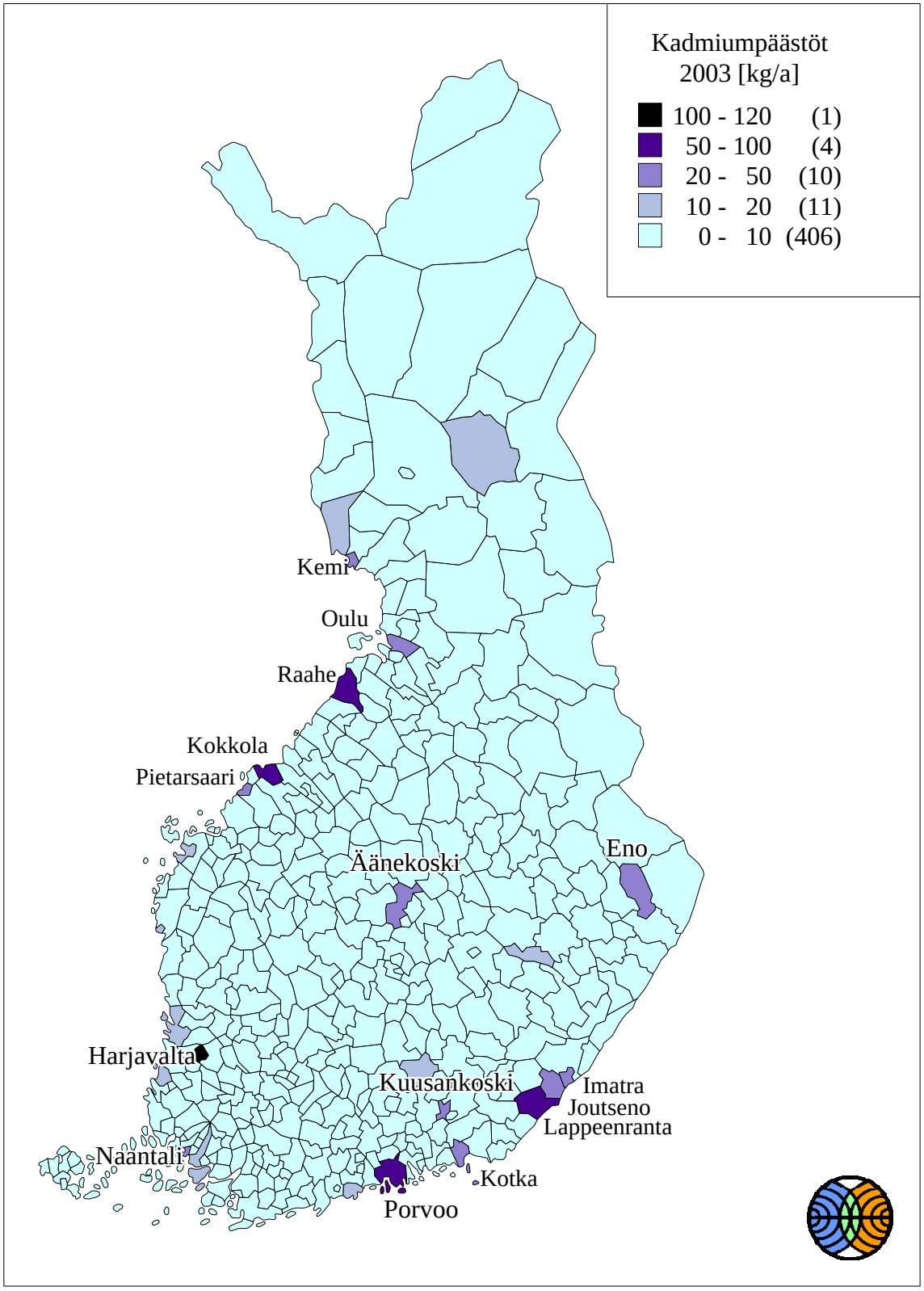
Kuva 4. Polysyklisten aromaattisten hiilivetyjen mittaukset Suomessa 1992-2006.



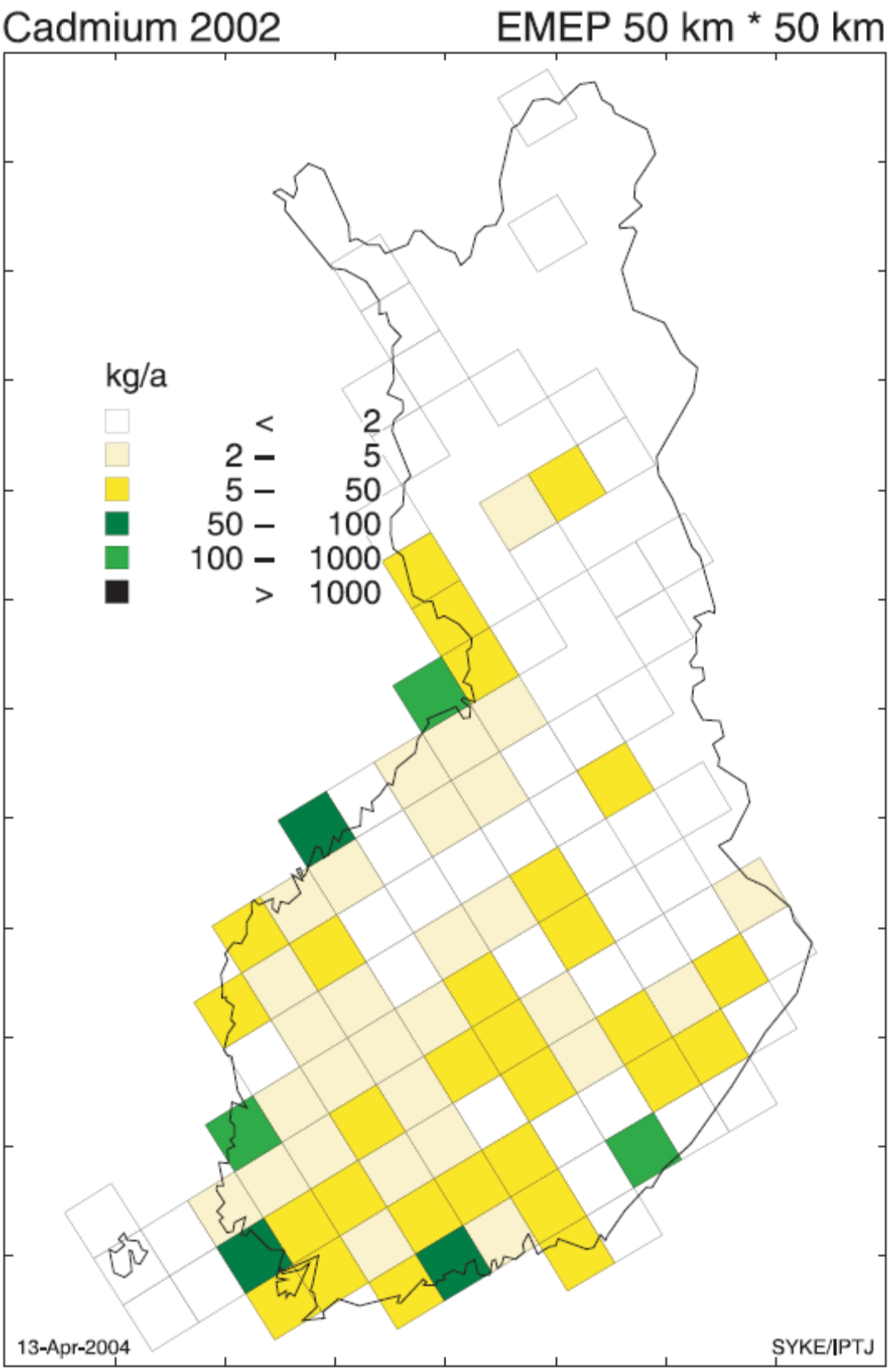
Kuva 5. Pistelähteiden arseenipäästöt (kg/a) vuonna 2003 (lähde: VAHTI).



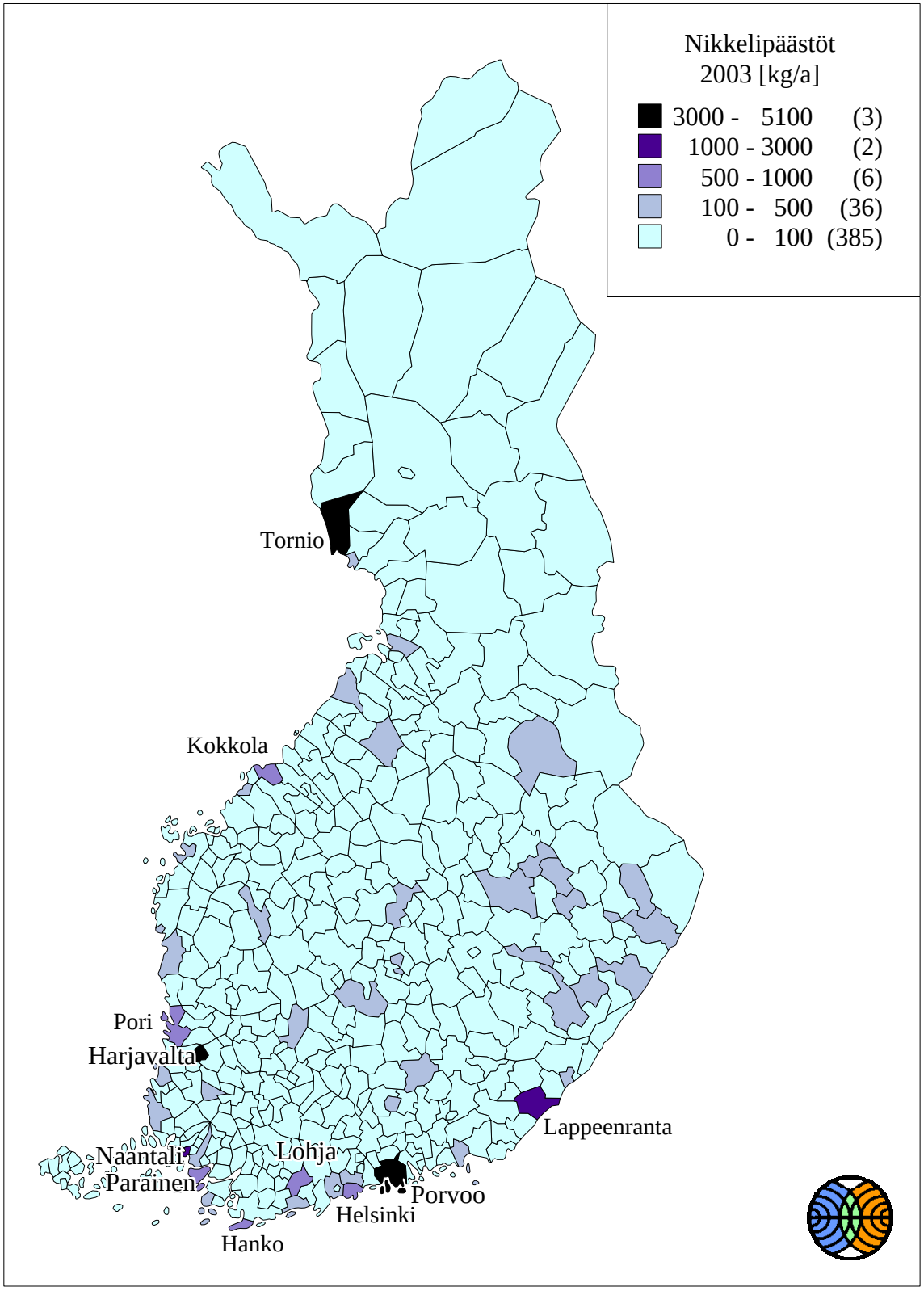
Kuva 6. Arseenipäästöjen alueellinen jakautuminen vuonna 2002.



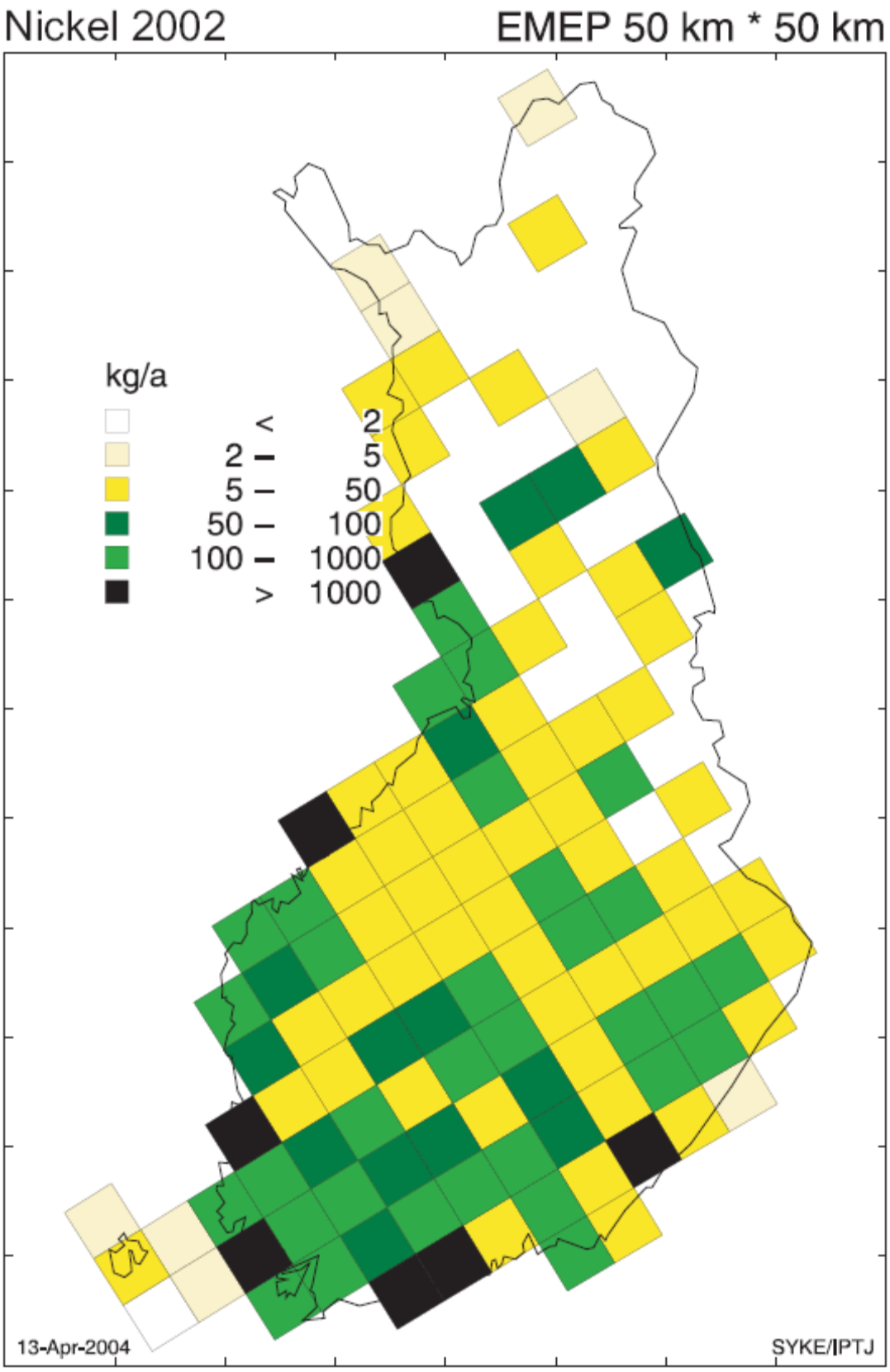
Kuva 7. Pistelähteiden kadmiumpäästöt (kg/a) vuonna 2003 (lähde: VAHTI).



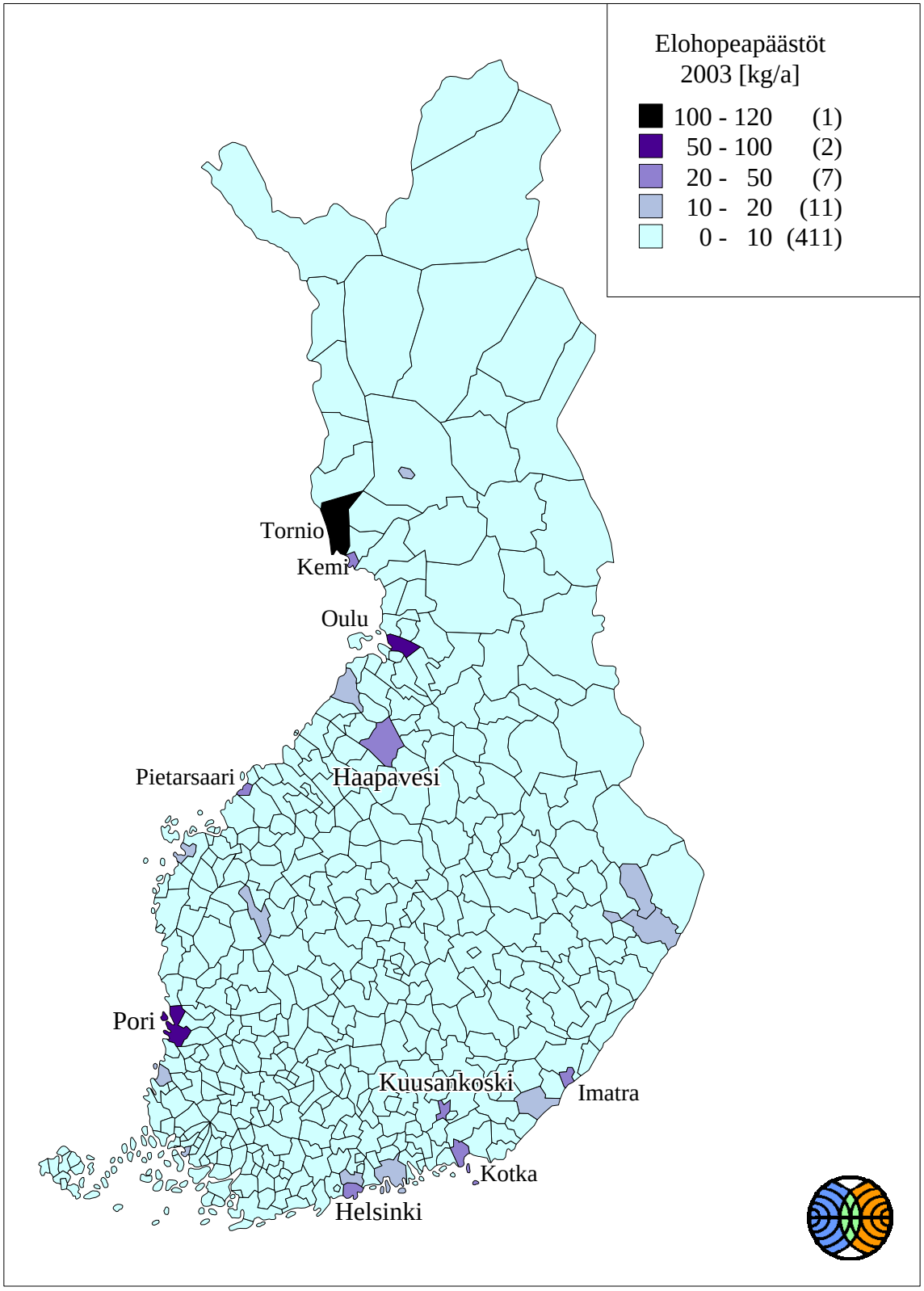
Kuva 8. Kadmiumpäästöjen alueellinen jakautuminen vuonna 2002.



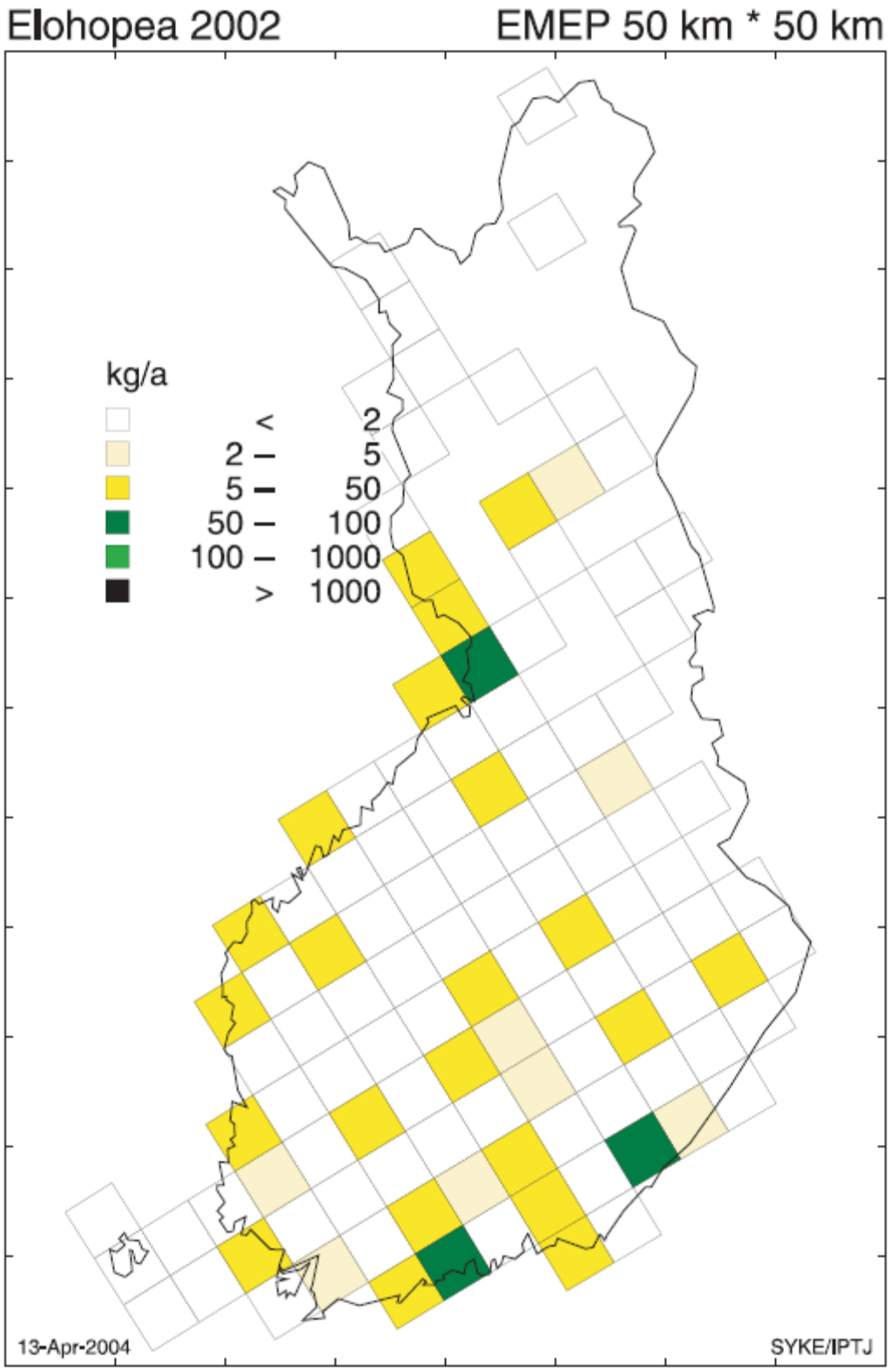
Kuva 9. Pistelähteiden nikkelipäästöt (kg/a) vuonna 2003 (lähde: VAHTI).



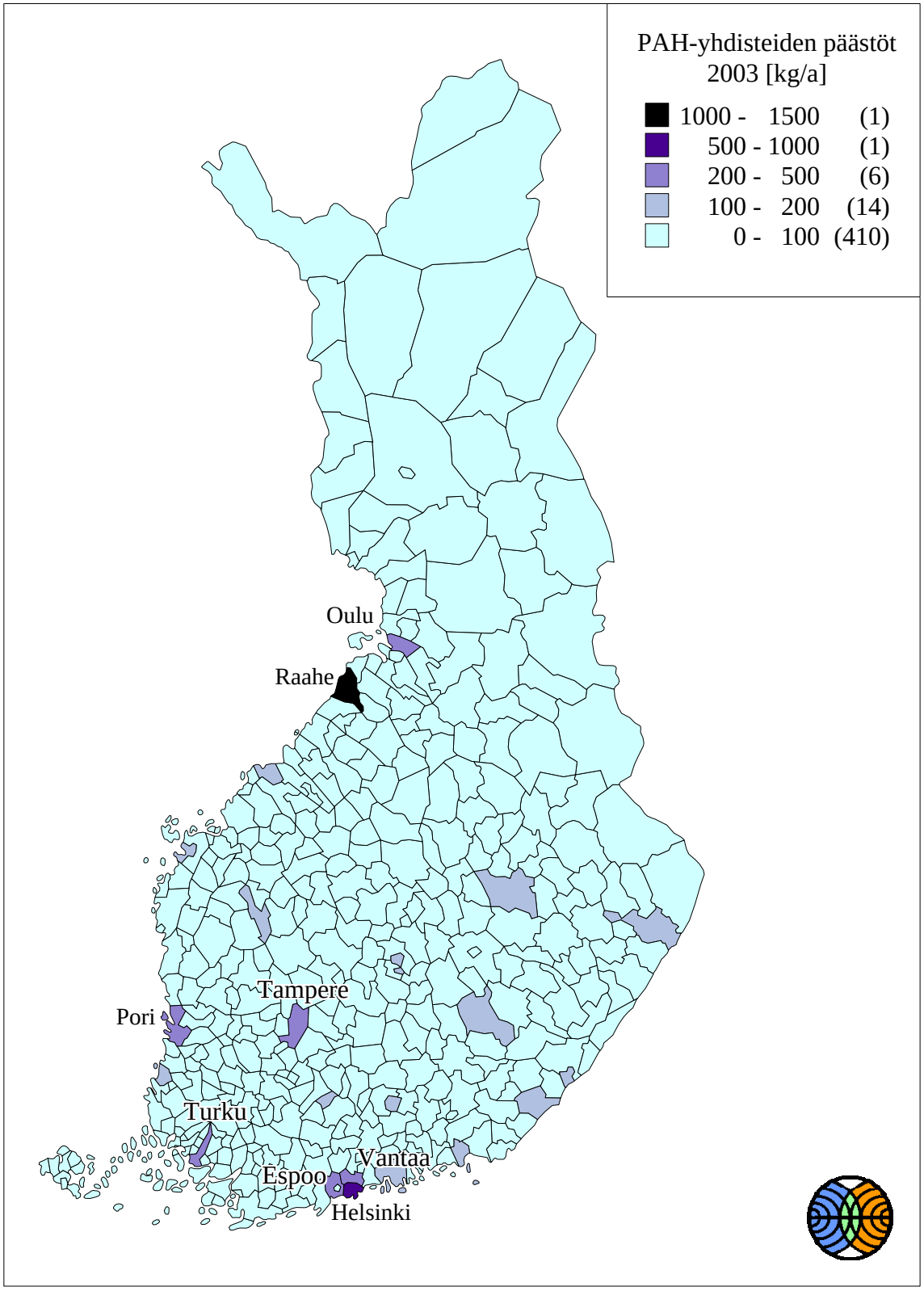
Kuva 10. Nikkelipäästöjen alueellinen jakautuminen vuonna 2002.



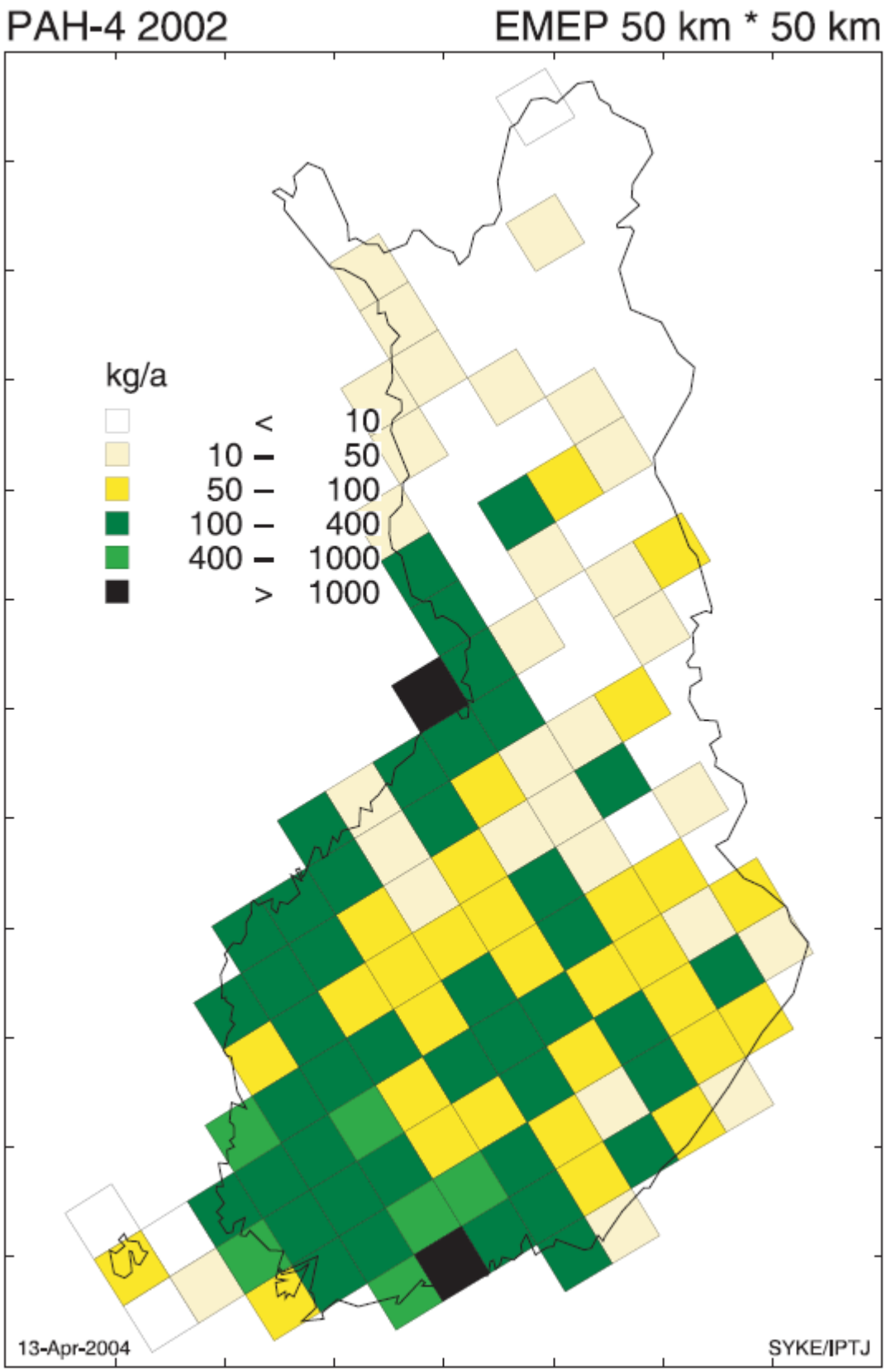
Kuva 11. Pistelähteiden elohopeapäästöt (kg/a) vuonna 2003 (lähde: VAHTI).



Kuva 12. Elohopeapäästöjen alueellinen jakautuminen vuonna 2002.

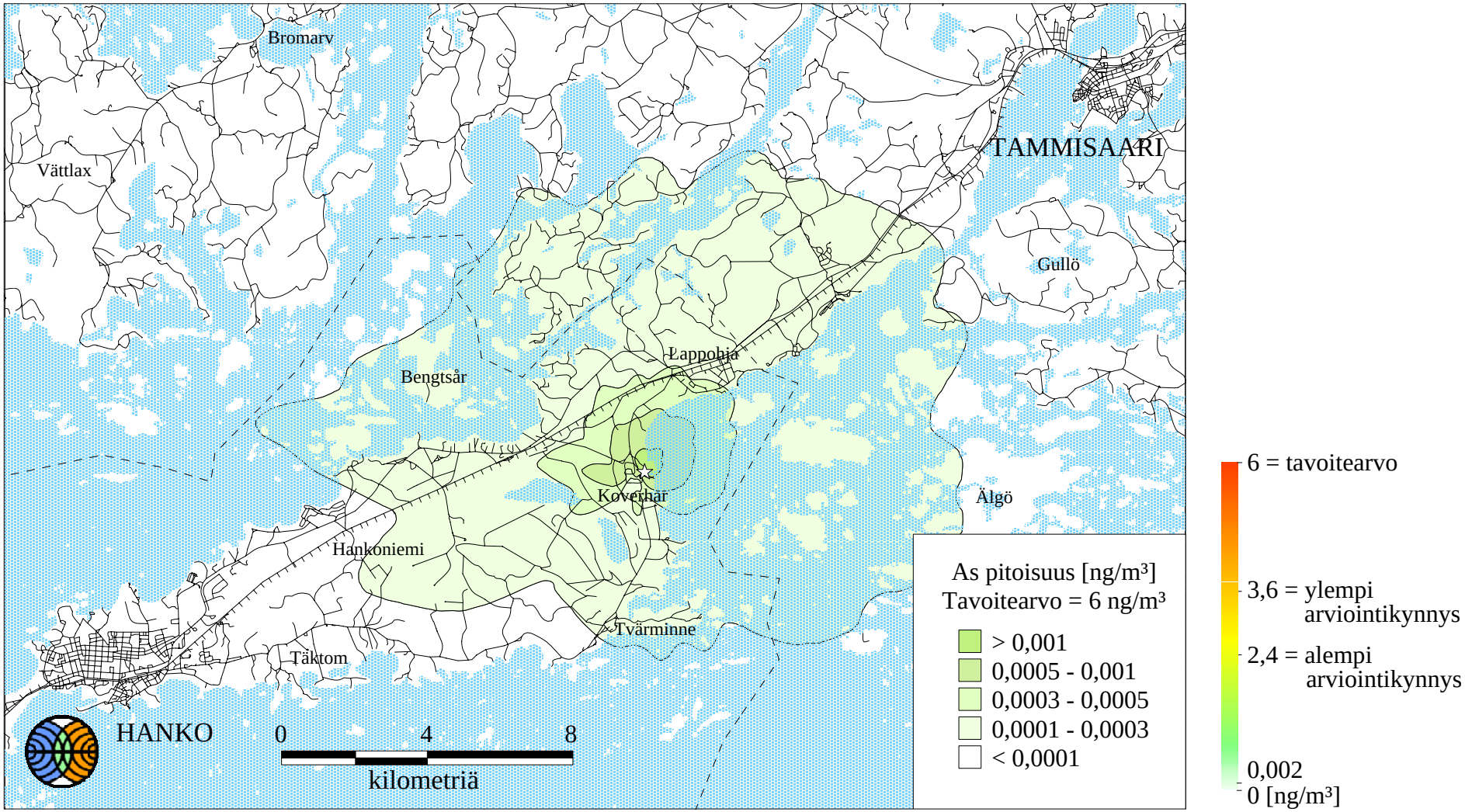


Kuva 13. Pistelähteiden PAH-yhdisteiden päästöt (kg/a) vuonna 2003 (lähde: VAHTI).



Kuva 14. PAH-päästöjen alueellinen jakautuminen vuonna 2002.

FUNDIA WIRE OY AB, KOVERHARIN TERÄSTEHDAS

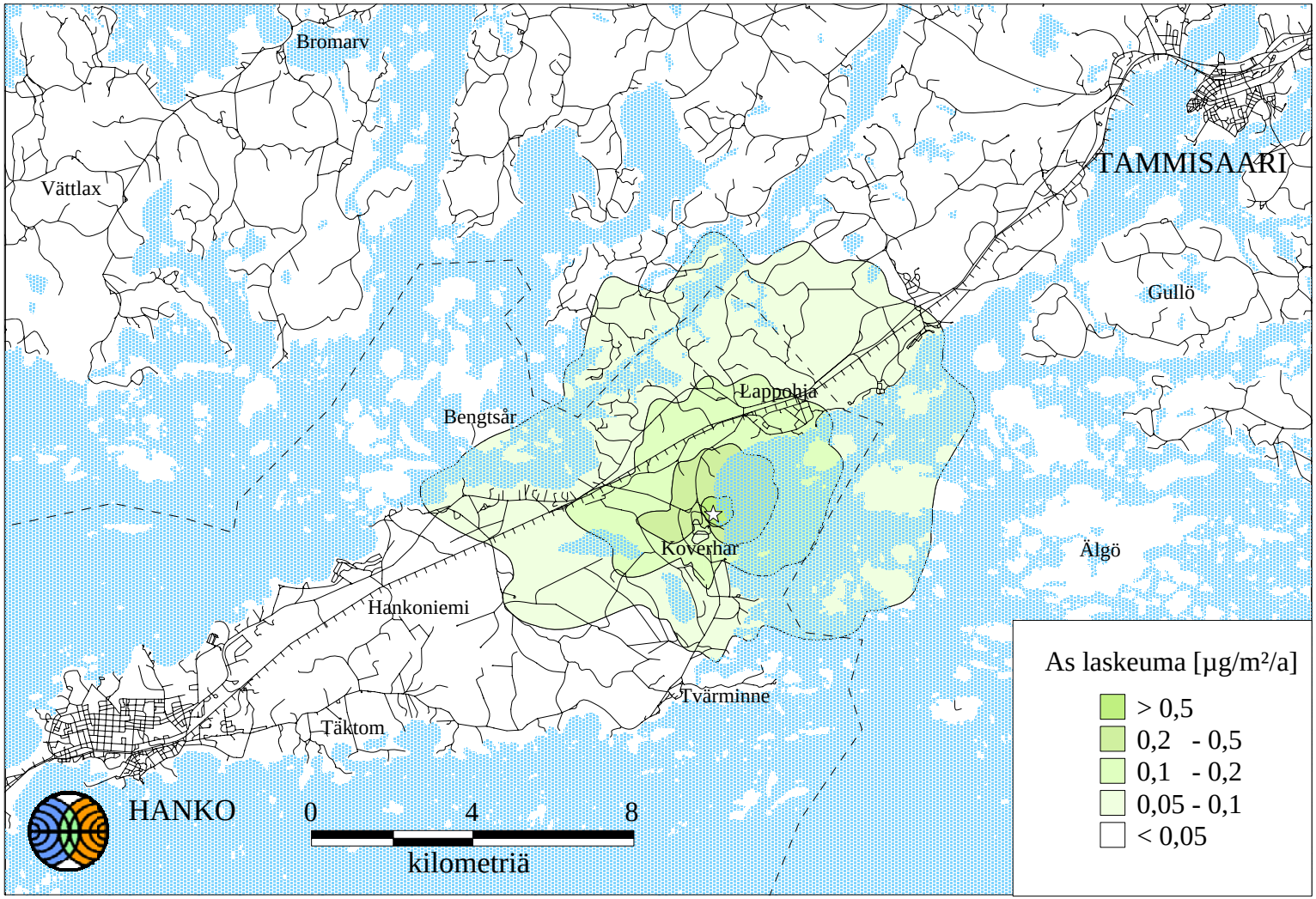


Ilmatieteen laitos 2005

☆ = maksimi = 0,002 ng/m³

Kuva 15. Arseenipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ng/m³].

FUNDIA WIRE OY AB, KOVERHARIN TERÄSTEHDAS

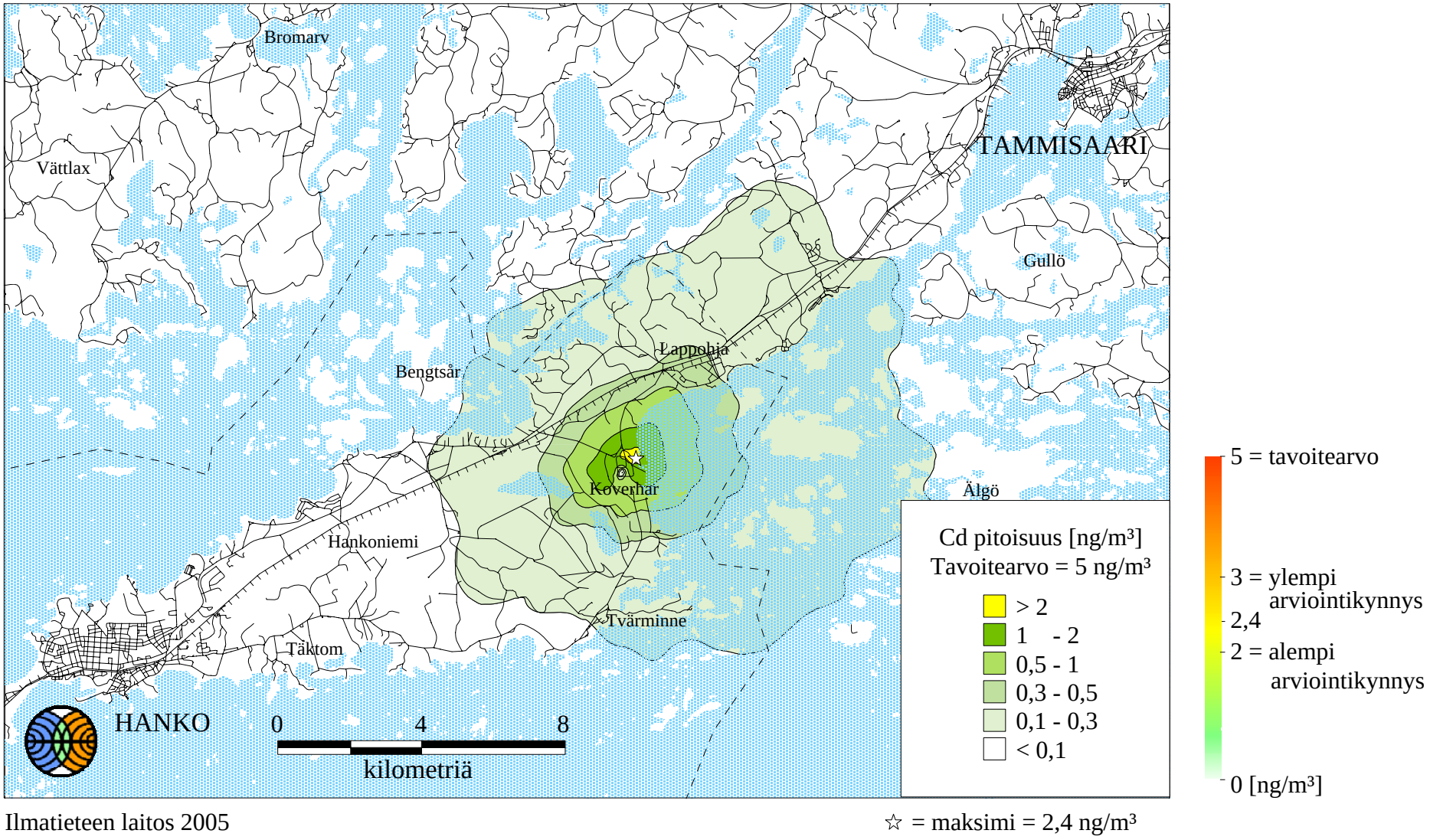


Ilmatieteen laitos 2005

☆ = maksimi = 0,9 µg/m²/a

Kuva 16. Arseenin vuosilaskeuma [µg/m²/a].

FUNDIA WIRE OY AB, KOVERHARIN TERÄSTEHDAS

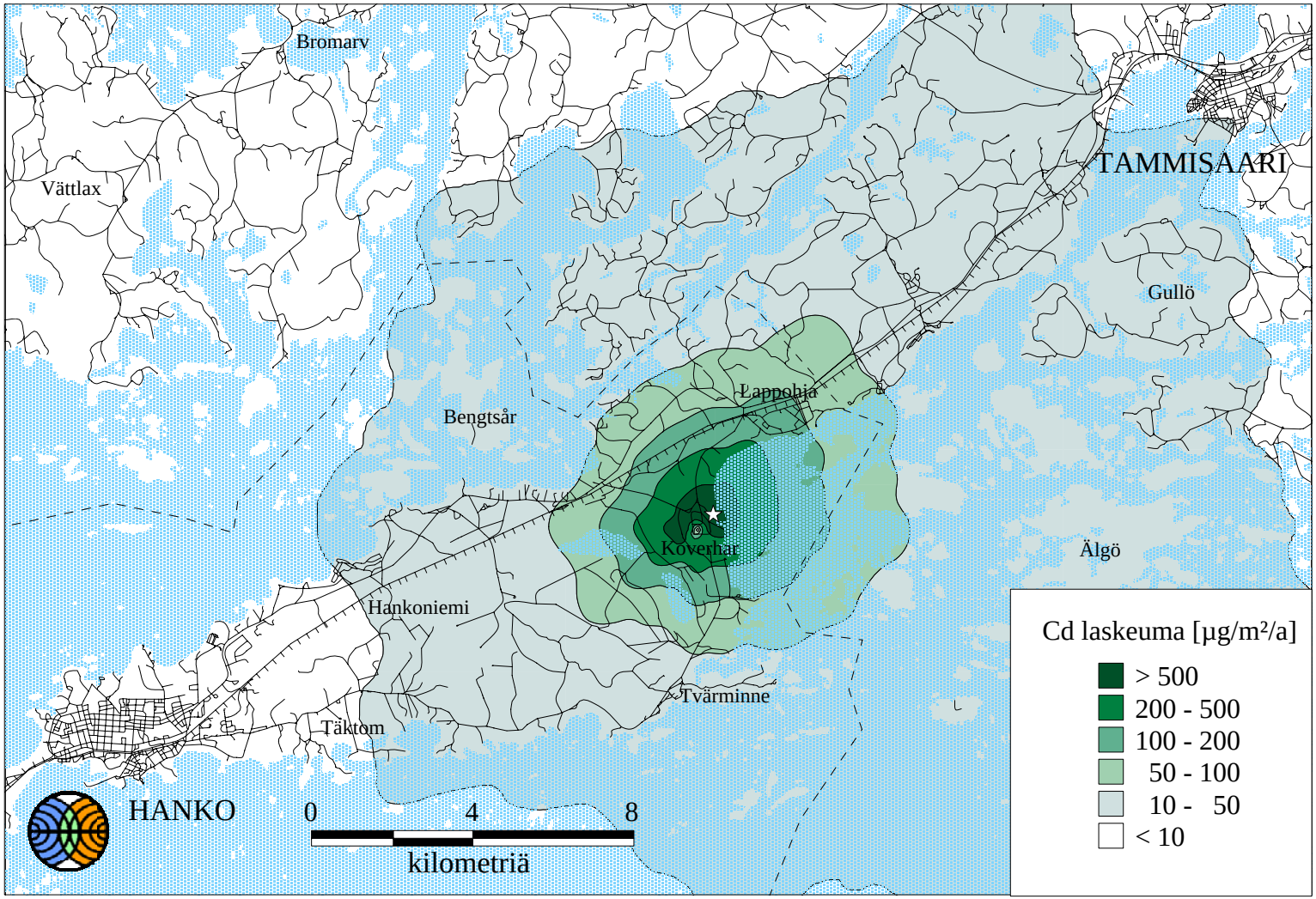


Ilmatieteen laitos 2005

☆ = maksimi = 2,4 ng/m³

Kuva 17. Kadmiumpitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ng/m³].

FUNDIA WIRE OY AB, KOVERHARIN TERÄSTEHDAS

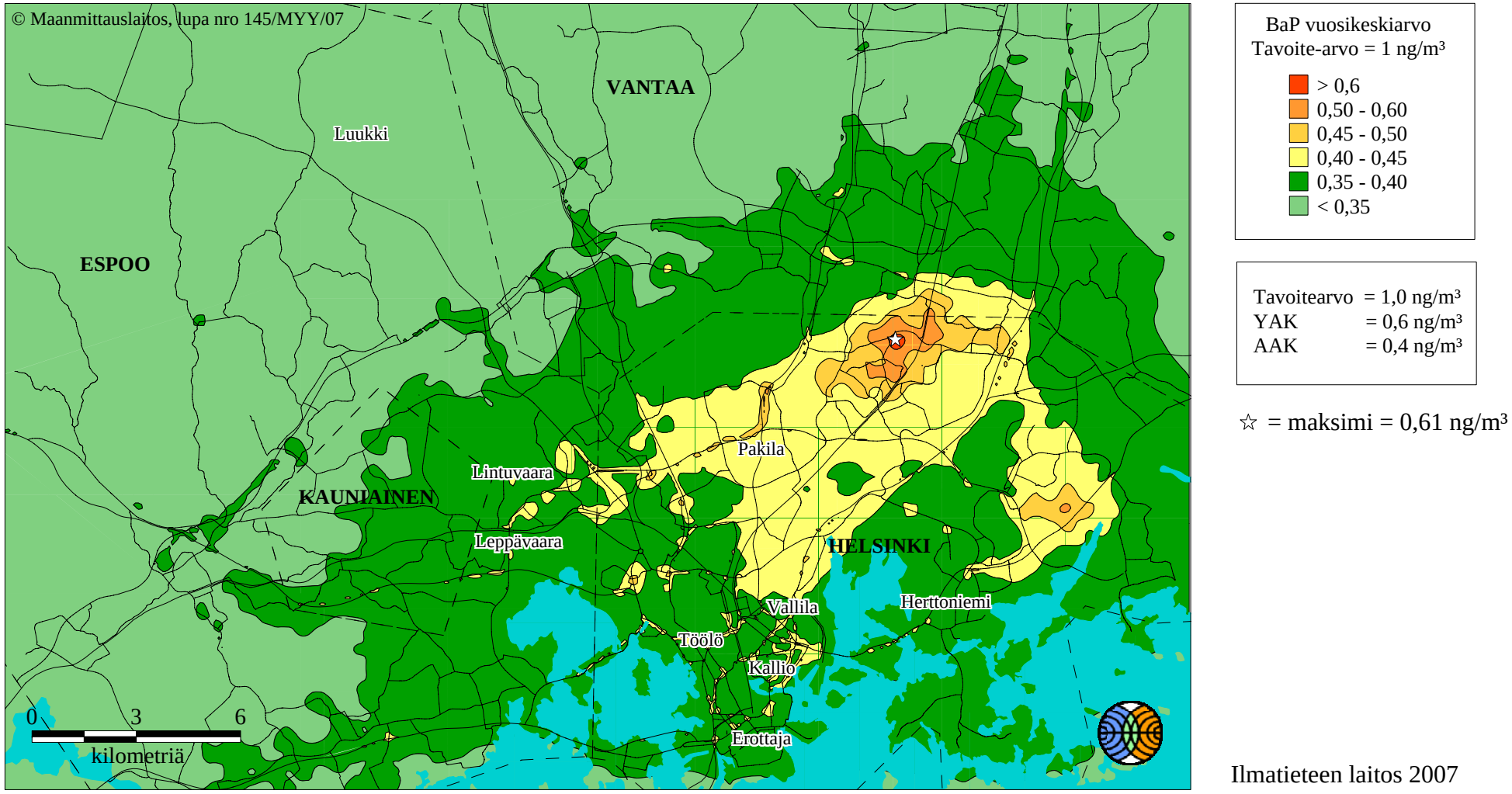


Ilmatieteen laitos 2005

☆ = maksimi = 1 100 µg/m²/a

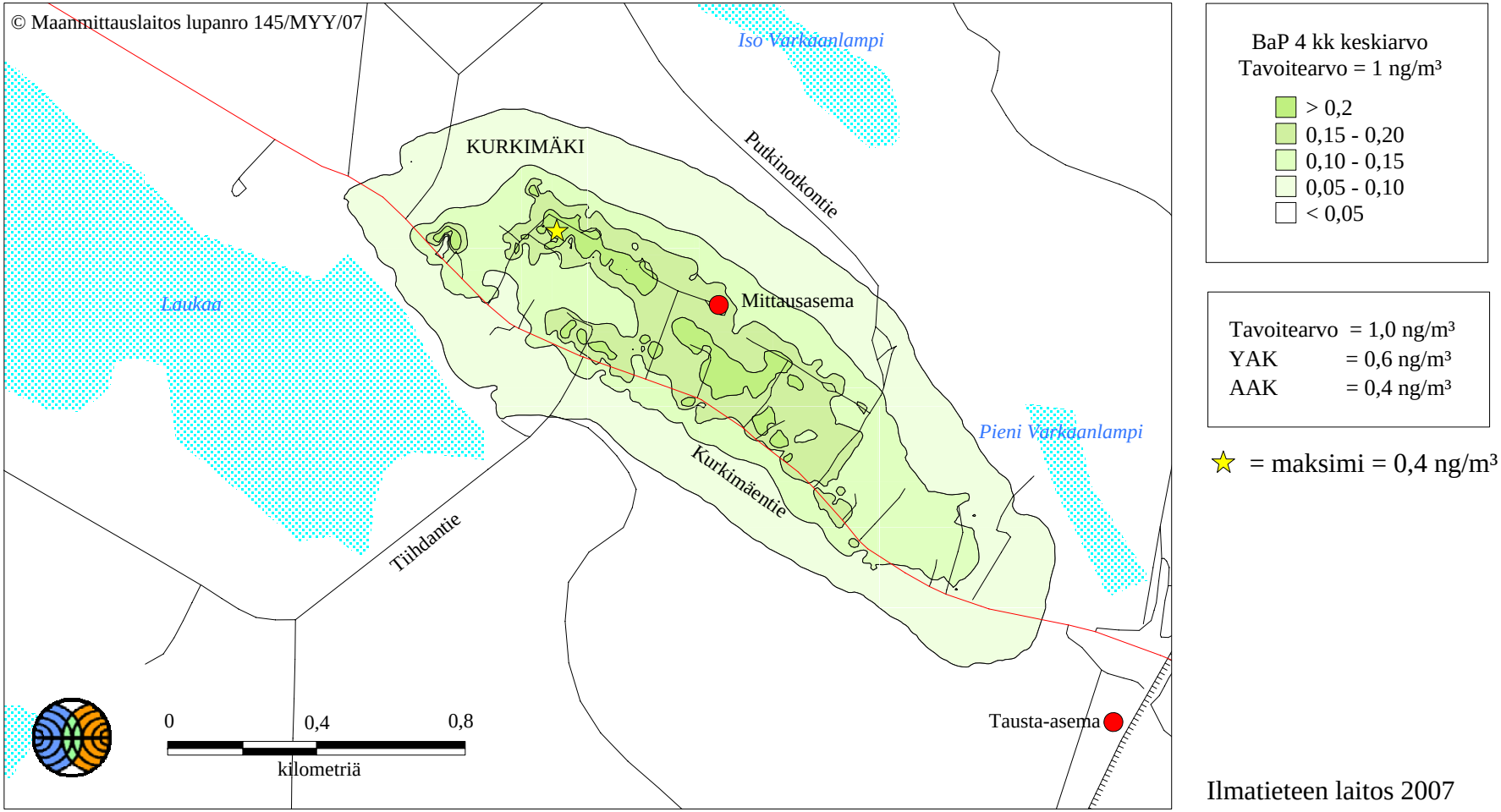
Kuva 18. Kadmiumin vuosilaskeuma [µg/m²/a].

PÄÄKAUPUNKISEUTU



Kuva 19. Bentso(a)pyreenipitoisuuden vuosikeskiarvo (ng/m³) pääkaupunkiseudulla.
AAK=alempi arviointikynnys, YAK=ylempi arviointikynnys.

KURKIMÄKI



Kuva 20. Puun pienpolton päästöjen aiheuttama talviajan (1.1.-30.4.2006) korkein bentso(a)pyreenipitoisuuden keskiarvo (ng/m³) Kurkimäellä Kuopiossa.

Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut
PL 503
00101 HELSINKI
puh. (09) 19291
ilmanlaatupalvelut@fmi.fi

Air quality expert services
P.O.Box 503
FIN-000101 HELSINKI
tel. +358 9 19291
airquality.services@fmi.fi

www.fmi.fi

ILMATIETEEN LAITOS
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE