



ILMATIETEEN LAITOS
METEOROLOGISKA INSTITUTET
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

**ILMANLAADUN ALUSTAVA ARVIOINTI SUOMESSA
RIKKIDIOKSIDI, TYPEN OKSIDIT, PM₁₀ JA LYIJY**

**THE PRELIMINARY ASSESSMENT UNDER
THE EC AIR QUALITY DIRECTIVES IN FINLAND
SO₂, NO₂/NO_x, PM₁₀, LEAD**

**Harri Pietarila
Timo Salmi
Helena Saari
Risto Pesonen**

ILMATIETEEN LAITOS - ILMANLAADUN TUTKIMUS

Helsinki 15.1.2001

SUMMARY

In this report, the methods and the data used for the Preliminary Assessment in Finland for sulphur dioxide, nitrogen dioxide, oxides of nitrogen, particulate matter (PM₁₀) and lead under the EC Air Quality Directives are presented. A short overview of the results of the Preliminary Assessment is also presented. The results are presented as maps for selected regions in Finland. In each region the spatial distribution of the concentration with respect to the exceedance of the Limit Value and the Upper and Lower Assessment Thresholds is presented. The results of the Preliminary Assessment and some possible ways of defining the zones in Finland are reported in a another report (*PIETARILA, et al., 2000*).

The assessment is based on a combination of three assessment methods: emission inventories, air quality measurements and dispersion modelling. Also additional activity information was used in the assessment, e.g. population and traffic density data. The assessment is based on five years of air quality measurement data covering the years 1994 – 1998.

The emission data from the Finnish national emission database of the Finnish Environmental Institute (FEI) and the traffic emission calculation system of the Technical Research Centre of Finland (VTT) were used in the assessment. FEI is responsible in Finland for reporting the emissions to the EC, e.g. CORINAIR and EMEP. VTT is responsible for calculating the emissions of all traffic modes in Finland. Also the more detailed data from individual emission inventories prepared mainly by the Finnish Meteorological Institute (FMI) were used in the assessment. The emission data from FEI, VTT and from the additional inventories is collected into the emission database of the FMI. The emissions, geographical data, stack parameters and other data needed in the air quality assessment is included in the FMI emission database. The FMI database includes data from over 2000 point sources and over 100 000 line sources for traffic emissions. It also includes the total emissions for Finland and for each municipality separately.

The Air Quality measurement data from the local air quality networks were collected for the Preliminary Assessment. Also the data from the background stations of the FMI and from some additional measurements were used in the assessment. The measurement data covering the years 1994 – 1998 were collected, analysed, and the statistical values corresponding to the limit values and assessment thresholds were calculated. The data was collected into the Air Quality Database of the FMI including also additional information, e.g. network information, location of the stations and the measurement techniques. In 1998 there were 36 air quality measurement networks maintained by local authorities or industry, with about 150 different measurement stations. FMI is responsible for the background air quality measurements in Finland.

The concentration distribution was evaluated with the help of dispersion modelling. FMI has carried out dispersion studies for several major cities in Finland in the past few years. Both the emissions from the mobile and stationary sources as well as the background concentrations are taken into account in the calculations. FMI has also conducted hundreds of dispersion calculations for different kinds of individual emission sources, e.g. power plants, industrial sources, harbours and airports. Local scale models for point, area, and line sources are used in the calculations. The regional background concentrations are modelled with the regional scale model HILATAR. The results of HILATAR cover the SO₂ and NO₂/NO_x concentrations for the years 1993 – 1998. In the local scale mainly the SO₂ and NO₂/NO_x concentrations are modelled but also a model for PM₁₀-concentration is in use. In the Preliminary Assessment the results from the above mentioned dispersion studies were used together with the emission and measurement data to evaluate spatial concentration levels. The spatial annual mean PM₁₀ concentrations were

evaluated with a semiempirical model which utilises the measured PM_{10} and NO_x concentrations and the modelled NO_x concentrations. The emission data, the traffic data and the population density data were used to evaluate the concentration levels in areas where no measured or modelled concentration data was available. These results are presented together with the definition of the zones in the report *PIETARILA et al., 2000*.

A major part of the lead emissions in Finland are nowadays caused by industrial processes. Since 1993 there has been no lead in the petrol fuels and thus no lead emissions from the traffic. Also the lead concentrations have decreased because of the decreased traffic emissions. The measured lead concentration from 9 different stations in five different municipalities were used in the Preliminary Assessment. The lead concentration levels are well below the Lower Assessment Threshold all over the Finland, according to the measurement data from 1994 – 1998.

SO_2 measurement data from 88 different stations in 44 different municipalities were used in the Preliminary Assessment. Also results from tens of different local scale dispersion modelling studies as well as the results from the HILATAR model were available. According to the measured and modelled data, the SO_2 wintertime average concentrations in background areas in Finland are well below the Lower Assessment Threshold given for the protection of ecosystems. Also the SO_2 concentrations corresponding to the Limit Value given for health protection are below the Lower Assessment Threshold in most of Finland. In a few municipalities the daily mean SO_2 concentrations may exceed the Upper Threshold in small areas near the industrial emission sources.

NO_2 measurement data from 61 different stations in 32 different municipalities were used in the Preliminary Assessment. Also results from the local scale dispersion modelling studies as well as the results from the HILATAR model were available. According to the measured and modelled data the yearly mean NO_x concentrations in background areas in Finland are below the Lower Assessment Threshold given for the protection of vegetation. The NO_2 concentrations corresponding to the limit values given for health protection exceed the Upper Assessment Threshold in the largest cities, in the city centres and near the busiest roads. The NO_2 concentrations exceed the Lower Assessment Threshold also in smaller cities near the city centres.

PM_{10} measurement data from 49 different stations in 30 different municipalities were used in the Preliminary assessment. Also results from the semiempirical modelling system for the yearly mean PM_{10} concentration were used in the assessment. According to the measured and modelled data the PM_{10} concentrations in background areas in Finland are below the Lower Assessment Threshold. The PM_{10} concentrations exceed the Upper Assessment Threshold in the city centres and near the busiest roads of the largest cities and also in reasonable small cities.

SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO	6
2	ALUSTAVA ARVIOINTI.....	6
2.1	Ilmanlaadun arviointikynnykset – rikkidioksidi, typpidioksidi, typen oksidit, hiukkaset ja lyijy.....	8
3	ALUSTAVASSA ARVIOINNISSA KÄYTETTÄVÄT MENETELMÄT JA AINEISTOT	10
3.1	Päästötiedot	10
3.2	Leviämismallit.....	11
3.2.1	Pitoisuuksien arviointi leviämismalleilla	11
3.2.2	Kaupunkimalli ja liikenteen viivalähdemalli	11
3.2.3	PM ₁₀ -pitoisuuksien arvioiminen	14
3.2.4	Käytettävissä oleva leviämismallinnusaineisto	15
3.3	Ilmanlaadun mittaukset	17
4	TULOKSET	19
4.1	Lyijy.....	19
4.1.1	Päästöt	19
4.1.2	Mitatut pitoisuudet	20
4.1.3	Leviämlaskelmien tulokset	21
4.1.4	Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.....	22
4.2	Rikkidioksidi	22
4.2.1	Päästöt	22
4.2.2	Mitatut pitoisuudet	24
4.2.3	Leviämlaskelmien tulokset	27
4.2.4	Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.....	27
4.3	Typen oksidit	30
4.3.1	Päästöt	30
4.3.2	Mitatut pitoisuudet	31
4.3.3	Leviämlaskelmien tulokset	32
4.3.4	Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.....	34
4.4	PM ₁₀ -pitoisuudet	38
4.4.1	Päästöt	38
4.4.2	Mitatut pitoisuudet	39
4.4.3	Leviämlaskelmien tulokset	40
4.4.4	Pitoisuudet suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.....	41

5	JOHTOPÄÄTÖKSET JA TUTKIMUSTARPEET	44
5.1	Lyijy.....	44
5.2	Rikkidioksidi	45
5.3	Typen oksidit	46
5.4	Hiukkaset (PM ₁₀).....	47
6	VIITELUETTELO	49

LIITETAULUKOT

LIITEKUVAT

1 JOHDANTO

EU:n neuvoston puitedirektiivin 96/62/EY ilmanlaadun arvioinnista ja hallinnasta mukaan ilmanlaatua tulisi arvioida jäsenvaltioiden alueella yhteisin menetelmin ja arviointiperustein. Arvioinnin menetelmät ja tarkkuus riippuvat tarkastelualueesta ja pitoisuuksien tasosta verrattuna ilmanlaadun tytärdirektiiveissä määriteltyihin raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin. Puitedirektiivin 5 artiklan mukaan jäsenvaltioiden, joilla ei ole kaikilta alueilta¹ (engl. zone) ja kaikista suurista taajamista² (engl. agglomeration) edustavia mittaustuloksia ilman epäpuhtauksien tasoista, on toteutettava joukko edustavia mittauksia, tutkimuksia tai arviointeja, jotta niillä olisi käytettävissä nämä tiedot riittävän ajoissa ilmanlaadun tytärdirektiivien täytäntöön panemiseksi. Jäsenvaltion tulee suorittaa tytärdirektiivin täytäntöön panemiseksi tarvittavat toimenpiteet viimeistään 24 kk:n kuluessa direktiivin voimaan astumisesta. Ilmanlaadun rikkidioksidiä, typpidioksidiä, typen oksideja, hiukkasia ja lyijyä koskeva tytärdirektiivi 1999/30/EY on annettu 22.4.1999 ja julkaistu EU:n virallisessa lehdessä 29.6.1999. Direktiivin mukaan jäsenvaltioilla on oltava 19.7.2001 alkaen käytössä direktiivin mukaiset mittausasemat ja muut ilmanlaadun arviointimenetelmät em. epäpuhtauksille. Ilmanlaadun alustavassa arvioinnissa käytetyt menetelmät on ilmoitettava komissiolle viimeistään 18 kuukauden kuluttua direktiivin voimaantulosta eli käytännössä vuoden 2000 loppuun mennessä, johon mennessä myös alustavan arvioinnin tulee viimeistään olla tehty.

Tässä tutkimuksessa on kerätty ja analysoitu ensimmäisen ilmanlaadun tytärdirektiivin mukaisten ilman epäpuhtauksien (rikkidioksidi, typpidioksidi, typen oksidit, PM₁₀ ja lyijy) osalta alustavassa arvioinnissa tarvittava saatavissa oleva aineistoa ja kehitetty menetelmiä alustavan arvioinnin tekemiselle Suomessa. Yhdistämällä käytettävissä olevat mittaus- ja päästötiedot sekä leviämismallien tulokset on tehty ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa eli alustava arvio eri alueiden ilmanlaadusta suhteessa raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin. Raportissa esitetään ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin mukaisille epäpuhtauksille alustavassa arvioinnissa käytetyt menetelmät ja aineistot sekä lyhyt yhteenveto arvioinnin tuloksista. Alustavan arvioinnin tulosten perusteella on esitetty erilaisia mahdollisuuksia toteuttaa aluejako ja niiden luokittelu Suomessa. Aluejako on esitetty erillisessä raportissa (*PIETARILA et al., 2000*). Tutkimuksessa on lisäksi arvioitu mahdollisten täydentävien selvitysten tarvetta, jotta tehdyn alustavan arvioinnin luotettavuutta voidaan parantaa. Näitä täydentäviä selvityksiä on tarpeen mukaan mahdollista tehdä vuoden 2001 aikana.

2 ALUSTAVA ARVIOINTI

Alustavassa arvioinnissa tehdään ensimmäinen epäpuhtaustasojen määrittäminen, jotta voidaan esittää jatkuvalle arvioinnille asetettavat vaatimukset eri alueilla. Alustavassa arvioinnissa tarkastellaan, ovatko käytettävissä olevat tiedot ilmanlaadusta riittäviä direktiivissä tarkoitettujen suurten taajamien² ja muiden alueiden¹ määrittämiseksi. Alustavassa arvioinnissa saatujen tietojen perusteella voidaan määrittää, millä tavalla jatkuva ilmanlaadun arviointi näillä alueilla vähintään tulee tehdä. Mikäli olemassa olevat tiedot eivät ole riittäviä, alustavassa arvioinnissa hankitaan tarvittavat lisätiedot.

¹ alue = jäsenvaltioiden rajaama osa niiden alueesta

² taajama = alue, jolla on 250 000 asukasta suurempi väestökeskittymä tai, jos väestökeskittymä on enintään 250 000 asukasta, sellainen alue, jonka asukastiheys neliökilometriä kohden edellyttää jäsenvaltioiden mielestä ilmanlaadun arviointia ja hallintaa

Jäsenvaltiot jaetaan alueisiin, joiden pitoisuustaso suhteessa raja-arvoihin määrittää vaatimustason jatkuvalla arvioinnilla. Puitedirektiivin 6 artiklan mukainen säännöllinen arviointi toteutetaan eri alueilla seuraavasti:

- Ilmanlaadun arviointi tulee tehdä mittaamalla seuraavilla alueilla:
 - suurissa taajamissa²
 - alueilla, joilla pitoisuudet ylittävät ylemmän arviointikynnyksen
 - mittauksia voidaan lisäksi täydentää mallintamisella riittävän tiedon saamiseksi ilmanlaadusta.
- Ilmanlaadun arviointiin voidaan käyttää mittausten ja mallintamisen yhdistelmää alueilla, joilla pitoisuudet ovat pienempiä kuin ylempi arviointikynnyks
- Ilmanlaadun arviointia voidaan pelkästään mallintamalla tai objektiivisella arvioinnilla alueilla, joilla pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen

Ilmanlaadun alustavaa arviointia varten on valmisteltu ohje (Guidance Report on Preliminary Assessment under EC Air Quality Directives, 1998), jonka mukaisesti arviointi on suositeltu tehtäväksi. Ohje ei varsinaisesti käsittele pysyvien mittausverkkojen optimointia eikä puitedirektiivin 6 artiklan edellyttämää ilmanlaadun säännöllistä arviointia. Alustavassa arvioinnissa kerätty tieto on kuitenkin tältä osinkin hyödyllistä ja palvelee siten myös osaltaan näitä tarkoituksia.

Alustava arviointi tehdään ensin ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukaisille ilman epäpuhtauksille, jotka ovat SO₂, NO₂/NO_x, hiukkaset (PM₁₀) ja lyijy. Seuraavaksi arvioitaviksi tulevat ilmanlaadun toisen tytärdirektiivin hiilimonoksidi ja bentseeni.

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

- mittaukset
- päästökartoitukset
- mallintaminen

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

Ilmanlaadun alustavan arvioinnin tulokset tulisi arviointiohjeen mukaan esittää karttoina, joista ilmenevät kunkin komponentin osalta raja-arvojen ja arviointikynnyksien todennäköiset ylittymisalueet tai alueet, joilla tulee käyttää tiettyä menetelmää ilmanlaadun jatkuvaan arviointiin. Jos raja-arvo ylittyy on suositeltavaa esittää myös, kuinka suuri ylitys on ja esittää maksimipitoisuuden sijainti.

Koska ilmanlaatu muuttuu ajan kuluessa mm. aktiviteettien (liikenne, teollisuus, väkiluku) muuttumisen, tekniikan kehittymisen ja ilmanlaadun hallinnassa tehtävien muutosten myötä, täytyy myös ilmanlaadun arviointi uusina säännöllisesti. Ilmanlaadun arviointi artiklan 6 mukaisen alueiden ja taajamien luokittelun tarkistamiseksi tulee uusina vähintään viiden vuoden välein tai aikaisemmin, jos on oletettavissa että pitoisuudet ovat muuttuneet olennaisesti. Arviointiohjeen mukaan ilmanlaadun voidaan katsoa muuttuneen olennaisesti, jos jokin päästöihin vaikutta-

va alueen aktiviteetti (liikennemäärä, teollisuuden tuotanto, väestömäärä, energian kulutus jne.) on muuttunut yli 30 %. Myös pienemmät aktiviteetin muutokset voidaan katsoa olennaisiksi, jos voidaan olettaa, että niiden seurauksena raja-arvo tai arviointikynnykset ylittyvät. Myös suuret muutokset päästöjen alueellisessa jakautumisessa (tiedossa tapahtunut muutos, uusi teollisuuslaitos jne.) voivat aiheuttaa pitoisuuksien olennaisen muuttumisen.

Ilmanlaadun ensimmäisessä tytärdirektiivissä on annettu raja-arvoja sekä ihmisten terveyden suojelemiseksi (SO_2 , NO_2 , hiukkaset (PM_{10}) ja lyijy) että ekosysteemien ja kasvillisuuden suojelemiseksi (SO_2 ja NO_x). Alustavan arvioinnin alueellisen tarkkuuden määrittämisessä voidaan hyödyntää esim. direktiivissä annettuja suosituksia pitoisuuksien jatkuvassa mittauksessa käytettävien näytteenottoaikojen sijainnille.

Direktiivin suositusten mukaan ihmisten terveyden suojelemiseksi annettujen raja-arvojen mukaisten epäpuhtauspitoisuuksien jatkuvan seurannan mittauspaikan on oltava alueiden/taajamien sellaisissa osa-alueissa, joissa esiintyy korkeimmat pitoisuudet ja osa-alueissa, jotka edustavat väestön yleistä altistumista. Lisäksi on vältettävä pienten mikroympäristöjen mittaamista. Liikennevaikutuksia mitattaessa paikan tulisi edustaa vähintään 200 neliömetrin alueen ilmanlaatua ja kaupunkitaustaa mitattaessa paikan tulisi edustaa usean neliökilometrin alueen ilmanlaatua.

Ekosysteemien ja kasvillisuuden suojelemiseksi annettujen raja-arvojen mukaisten epäpuhtauspitoisuuksien jatkuvan seurannan mittauspaikkojen tulisi sijaita yli 20 km etäisyydellä taajamista tai 5 km etäisyydellä muista rakennetuista alueista tai teollisuuslaitoksista tai moottoritiestä. Näytteenottoaika tulisi edustaa ilmanlaatua vähintään 1000 neliökilometrin alueella. Ekosysteemien ja kasvillisuuden suojelemiseksi annettujen raja-arvojen mukaisten epäpuhtauksien pitoisuustasoa arvioidaan näin ollen tausta-alueiden pitoisuustasojen perusteella, ei esimerkiksi taajama-alueiden pitoisuuksien perusteella.

2.1 Ilmanlaadun arviointikynnykset – rikkidioksidi, typpidioksidi, typen oksidit, hiukkaset ja lyijy

Ilmanlaadun alustava arviointi tehdään suhteessa direktiiveissä esitettyihin raja-arvoihin ja arviointikynnyksiin, joiden suhteen myöskin arvioinnin tulokset tulisi esittää. Taulukoissa 1 – 4 esitetään 22.4.1999 annetun neuvoston direktiivin 1999/30/EY mukaiset arviointikynnykset rikkidioksidille, typpidioksidille, typen oksideille, hiukkasille (PM_{10}) ja lyijylle. Liitteiden 1 ja 2 taulukoissa on esitetty direktiivissä 1999/30/EY annetut raja-arvot rikkidioksidille, typpidioksidille, typen oksideille, hiukkasille (PM_{10}) ja lyijylle.

Arviointikynnysten ylittyminen tulee määrittää viiden edellisen vuoden pitoisuuksien perusteella, jos riittävästi tietoa on saatavilla. Arviointikynnys ylittyy, mikäli viiden vuoden yhteenlaskettu ylitysten lukumäärä on suurempi kuin kolme kertaa vuosittain sallittujen ylitysten lukumäärä. Jos arvioinnissa tarvittavaa mittaustietoa ei ole viideltä edelliseltä vuodelta, voidaan arviointi tehdä käyttämällä hyödyksi lyhyemmän ajanjakson mittaustuloksia, päästökartoituksia ja leviämismallilaskelmia.

Taulukko 1. Rikkidioksidin arviointikynnykset.

	Terveyden suojeleminen	Ekosysteemien suojeleminen
Ylempi arviointikynnys	60 % vuorokausiraja-arvosta (75 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 3 kertaa kalenterivuoden aikana)	60 % talven raja-arvosta (12 µg/m ³)
Alempi arviointikynnys	40 % vuorokausiraja-arvosta (50 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 3 kertaa kalenterivuoden aikana)	40 % talven raja-arvosta (8 µg/m ³)

Taulukko 2. Typpidioksidin ja typen oksidien arviointikynnykset.

	Tuntiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi (NO ₂)	Vuosiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi (NO ₂)	Vuosiraja-arvo kasvillisuuden suojelemiseksi (NO _x)
Ylempi arviointikynnys	70 % raja-arvosta (140 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 18 kertaa kalenterivuoden aikana)	80 % raja-arvosta (32 µg/m ³)	80 % raja-arvosta (24 µg/m ³)
Alempi arviointikynnys	50 % raja-arvosta (100 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 18 kertaa kalenterivuoden aikana)	65 % raja-arvosta (26 µg/m ³)	65 % raja-arvosta (19,5 µg/m ³)

Taulukko 3. Hiukkasten (PM₁₀) arviointikynnykset. PM₁₀-hiukkasten ylemmät ja alemmat arviointikynnykset perustuvat toisen vaiheen ohjeellisiin raja-arvoihin 1.1.2010.

	Vuorokausikeskiarvo	Vuosikeskiarvo
Ylempi arviointikynnys	60 % vaiheen 2 raja-arvosta (30 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 7 kertaa kalenterivuoden aikana)	70 % vaiheen 2 raja-arvosta (14 µg/m ³)
Alempi arviointikynnys	40 % vaiheen 2 raja-arvosta (20 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 7 kertaa kalenterivuoden aikana)	50 % vaiheen 2 raja-arvosta (10 µg/m ³)

Taulukko 4. Lyijyn arviointikynnykset.

	Vuosikeskiarvo
Ylempi arviointikynnys	70 % raja-arvosta (0,35 µg/m ³)
Alempi arviointikynnys	50 % raja-arvosta (0,25 µg/m ³)

3 ALUSTAVASSA ARVIOINNISSA KÄYTETTÄVÄT MENETELMÄT JA AINEISTOT

3.1 Päästötiedot

Suomen ympäristökeskus vastaa Suomessa valtakunnan tasolla päästötietojen keräämisestä, arvioimisesta ja raportoinnista mm. EU:lle. Suomen ympäristökeskuksen lisäksi Tilastokeskus arvioi valtakunnan tasolla päästöjä. Tämän lisäksi tehdään suppeampia esim. kuntakohtaisia päästökartoituksia erilaisten tutkimusprojektien yhteydessä mm. Ilmatieteen laitoksella.

Suomessa kerätään ilmoitusvelvollisten laitosten päästötietoja alueellisten ympäristökeskusten toimesta VAHTI-tietojärjestelmään, jota hyödyntämällä Suomen ympäristökeskus raportoi Suomen päästöt Euroopan ympäristöviraston CORINAIR-järjestelmään (*MELANEN et al., 1997*). CORINAIR-järjestelmällä raportoidaan ilmoitusvelvollisten laitosten lisäksi myös muut Suomen päästöt hyödyntäen mm. LIPASTO-järjestelmän tuloksia ja energiatilastoa.

Autoliikenteen päästöt on Suomessa laskettu jo useiden vuosien ajan VTT:n kehittämällä LIISA-laskentajärjestelmällä (*MÄKELÄ et al., 1999d*). LIISA kuuluu nykyisin yhtenä osana LIPASTO-järjestelmään (*MÄKELÄ et al., 1999c*), joka sisältää myös muun liikenteen päästöjen laskentajärjestelmät. LIPASTOon kuuluvat osana jo mainittu autoliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä LIISA, rautatieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä RAILI (*MÄKELÄ et al., 1999a*), vesiliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä MEERI (*MÄKELÄ et al., 1999b*) ja ilmaliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä ILMI (*SAVOLA et al., 1995*). Liikenteen päästölaskelmat päivitetään vuosittain.

Tilastokeskus arvioi Suomen ilmapäästöjä Ilmari-laskentamallin avulla. Ilmari-laskentamalli käyttää lähtötietoina mm. Tilastokeskuksen omaa energiatilastoa, VAHTI-järjestelmän tietoja ja VTT:n LIISA-mallin tuloksia. Tilastokeskus toimittaa päästötietoja mm. OECD:lle.

Edellä kuvattujen järjestelmien tulokset ovat käytettävissä alustavan arvioinnin tekemiseksi. Kyseiset yleiset päästötietojärjestelmät sisältävät yleensä päästöt vuositason ja tarkimmillaan kuntatason tietoina. VAHTI-järjestelmä sisältää ilmoitusvelvollisten laitosten päästöt vuositason.

Ilmatieteen laitos ylläpitää lähinnä leviämislaskelmien lähtötietotarpeita varten lisäksi omaa päästörekisteriä, joka sisältää em. päästötietojärjestelmien tietojen lisäksi ajallisesti ja alueellisesti tarkempia tietoja päästöistä ja muita päästöjen ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa tarpeellisia tietoja (kuten sijaintitiedot, päästöjen vapautumiskorkeus, savukaasutiedot, tiedot leviämisympäristöstä). Teollisuus- ja voimalaitoksia koskevia tietoja on kerätty päästörekisteriin Ilmatieteen laitoksen tekemien laitos- ja kaupunkikohtaisten leviämiselvitysten sekä muiden laajempien tutkimushankkeiden yhteydessä. Tarkempia autoliikennettä koskevia tietoja on rekisteriin kerätty Ilmatieteen laitoksella tehtyjen kaupunkiselvitysten yhteydessä (eri kaupungeista n. 100 000 erillisen tie- tai katuosan tiedot) ja yhdistämällä Tieliikenteen tierekisterin tiedot (yli 30 000 tieosan tiedot) päästörekisteriin. Päästörekisteriä on päivitetty vuosittain vuodesta 1993 lähtien. Ilmatieteen laitoksen päästöjenlaskentajärjestelmää, päästökartoitustuloksia ja tulosten epävarmuuksia on kuvattu Ilmatieteen laitoksen tutkimusraporteissa (esim. *PESONEN, et al., 1996a,b ja c*, *PIETARILA et al., 1997a,b,c ja d*, *VARJORANTA et al., 1999*, *HONGISTO, 1998*).

3.2 Leviämismallit

3.2.1 Pitoisuuksien arviointi leviämismalleilla

Ilmatieteen laitoksen leviämisselvityksissä on käytetty mm. rikkidioksidi- ja typenoksidipäästöjen leviämisen arviointiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä kaupunkialueen päästöjen leviämismallia, ns. kaupunkimallia ja liikenteen päästöjen leviämistä kuvaavaa viivalähdemallia. Mallit soveltuvat pitoisuuksien leviämisen arviointiin paikallisessa mittakaavassa n. 30 km:n etäisyydelle päästölähteistä. Kaupunkimallin ominaisuuksia on kuvattu tarkemmin mm. julkaisussa *KARPPINEN et al. 1998* ja viivalähdemallia julkaisussa *HÄRKÖNEN, et al., 1996*. Ilmatieteen laitoksen leviämismalleja on esitelty myös mm. COST-projektin [www-sivuilla](http://www.mi.uni-hamburg.de/technische_meteorologie/cost/index.html) (http://www.mi.uni-hamburg.de/technische_meteorologie/cost/index.html). Kaupunkialueen leviämismalleilla voidaan tarkastella pitoisuuksien muodostumista suhteellisen hyvällä alueellisella tarkkuudella. Tulostuspisteet voivat sijaita esim. lähellä päästölähteitä jopa muutaman kymmenen metrin etäisyydellä toisistaan. Pitoisuuksia tarkastellaan tuntikeskiarvoina yleensä 1 – 3 vuoden sää- ja päästötilanteissa.

Kaukokulkeutumismalleilla voidaan päästöjen leviämistä tarkastella useiden satojen kilometrien kulkeutumisetäisyyksillä. EMEP (EMEP = Co-operative programme for monitoring and evaluation of the longrange transmission of air pollutants in Europe) käyttää kaukokulkeutumistarkasteluissaan malleja, joiden tarkastelualue kattaa koko Euroopan alueen ja mm. osia Pohjois-Afrikasta (EMEP, 1998 a ja b). EMEP-malleissa käytetyt päästötiedot perustuvat pääasiassa virallisesti raportoituihin maakohtaisiin tietoihin. Päästöjen ja laskennan alueellisena resoluutiona on 50 km x 50 km tai 150 km x 150 km.

Ilmatieteen laitoksen kaukokulkeutumismalli, HILATAR (*HONGISTO, 1998*) käyttää Suomen ja sen lähialueiden osalta tarkempia päästötietoja kuin EMEP-mallit. Päästötiedot perustuvat näiltä osin pääasiassa Ilmatieteen laitoksen tekemien päästökartoitusten tuloksiin. Muun Euroopan osalta HILATAR käyttää samoja päästötietoja kuin EMEP-mallit. Myös HILATAR-mallin alueellinen resoluutio on Suomen osalta tarkempi kuin EMEP-malleissa (11 – 28 km). HILATAR-mallissa ratkaistaan hilaruudukossa numeerisesti osittaisdifferentiaaliryhmä, jolla on kuvattu kulkeutuminen tuulen mukana, sekoittuminen ilmakehän pyörteisiin, kemiallinen muutonta ja kuiva- ja märkälasseuma. Meteorologisina lähtötietoina käytetään HIRLAM sääennustemallin tuloksia. Rikkidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksien osalta kaukokulkeutumismallien tulokset soveltuvat lähinnä alueellisen taustapitoisuuden arviointiin.

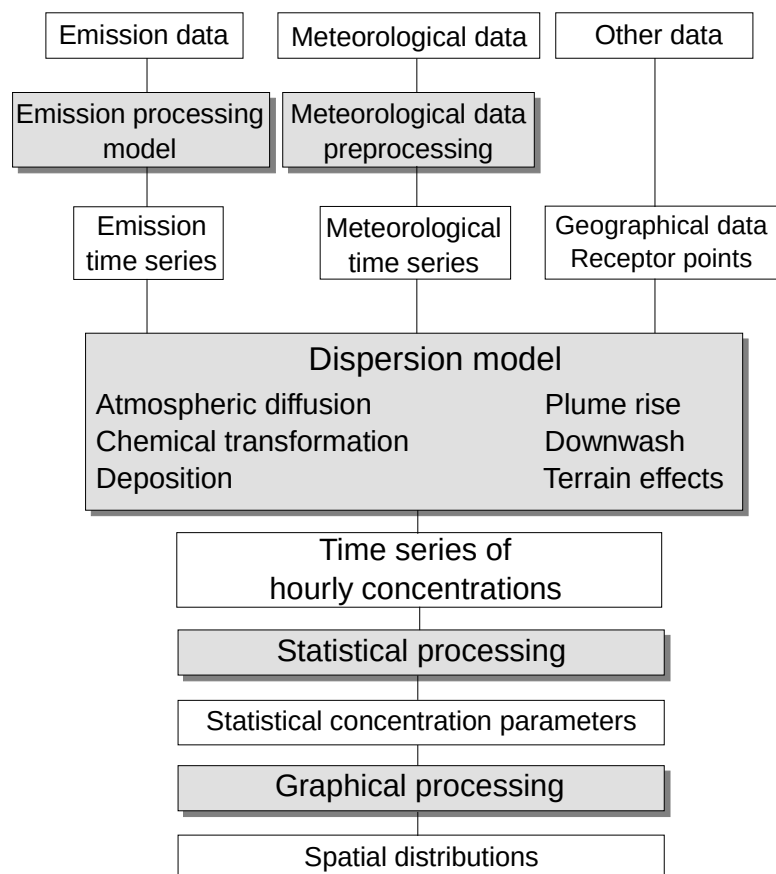
3.2.2 Kaupunkimalli ja liikenteen viivalähdemalli

Kuvassa 1 on esitetty Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallin (UDM-FMI) rakenne kaaviokuvana. Malli on kehitetty kiinteiden piste-, pinta- ja tilavuuslähteiden päästöjen leviämisen tarkasteluun. Ilmatieteen laitoksella on kehitetty myös ns. viivalähdemalli, jolla voidaan kuvata tarkemmin liikkuvien lähteiden (esim. auto-, lento-, juna- ja laivaliikenne) päästöjen leviämistä. Molemmat mallit ovat ns. gaussilaisia leviämismalleja, jotka soveltuvat paikallisen skaalan leviämistarkasteluihin n. 30 km:n kulkeutumisetäisyyksille. Kaupunkimallin ja viivalähdemallien tulokset sekä taustapitoisuus voidaan yhdistää niin, että voidaan tarkastella yhtä aikaa kaikkia alueen pitoisuuksiin oleellisesti vaikuttavia tekijöitä yhtä aikaa ja tuottaa näin arvio alueen kokonaispitoisuuksista.

Kaupunkimallin lähtötietoina tarvitaan päästötiedot (päästö määrä ja sen ajallinen vaihtelu, poistokaasujen lämpötila ja tilavuusvirtaus, päästöjen vapautumiskorkeus jne.), meteorologiset tiedot (tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilius, sekoituskorkeus jne.) ja laskentapisteikkö tarvittavine ympäristön kuvauksineen. Kaupunkimallissa otetaan huomioon useita päästöjen leviämiseen ja pitoisuuksien muodostumiseen vaikuttavia ilmiöitä, mm. ilmakehän diffuusio, kemiallinen muutonta, savukaasujen nousulisä ja savupainuma. Viivalähdemallin päästötietoina tarvitaan viivalähteen (tieosa, laivaväylä, jne.) sijainti (alku- ja loppupisteen koordinaatit), päästökorkeus, päästö määrä ja sen ajallinen vaihtelu.

Käytettäessä leviämismalleja typenoksidipitoisuuksien määrittämiseen on oleellista, että käytetty malli ottaa huomioon myös päästöjen ilmakeemiallisen muutoksen kulkeutumisen aikana (pääosa polttoprosessissa syntyvistä typenoksidoista on yleensä typpimonoksidia, joka hapettuu kulkeutumisen aikana typpidioksidiksi). Muutuntamallin tulee huomioida mm. typpidioksidin alkupitoisuus päästössä, hapettumiseen käytettävissä oleva ilman otsonipitoisuus sekä taustapitoisuudet. Mm. nämä tekijät on huomioitu Ilmatieteen laitoksen leviämismalleissa.

Urban Dispersion Modelling System UDM-FMI

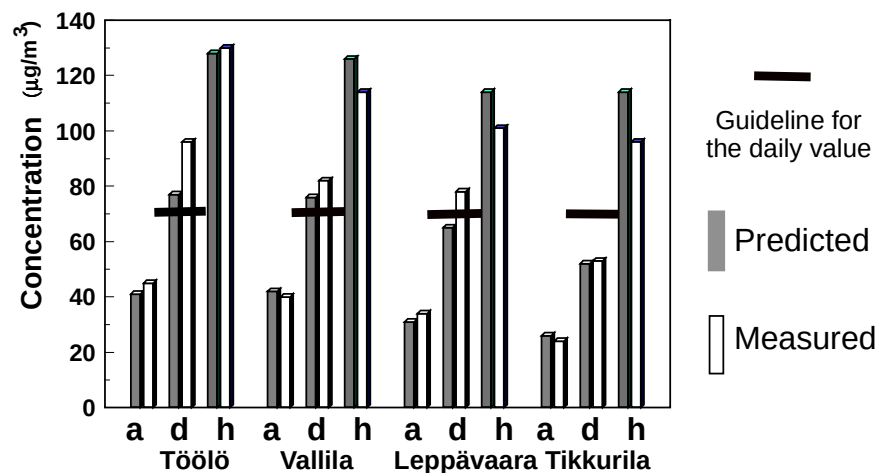


Kuva 1. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallin rakenteesta.

Kaupunki- ja viivalähdemallit laskevat epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja oletuksella, että meteorologinen tilanne ja päästö pysyvät vakioina tunnin ajan. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja (esim. 3 vuotta = yli 26 000 tapausta)

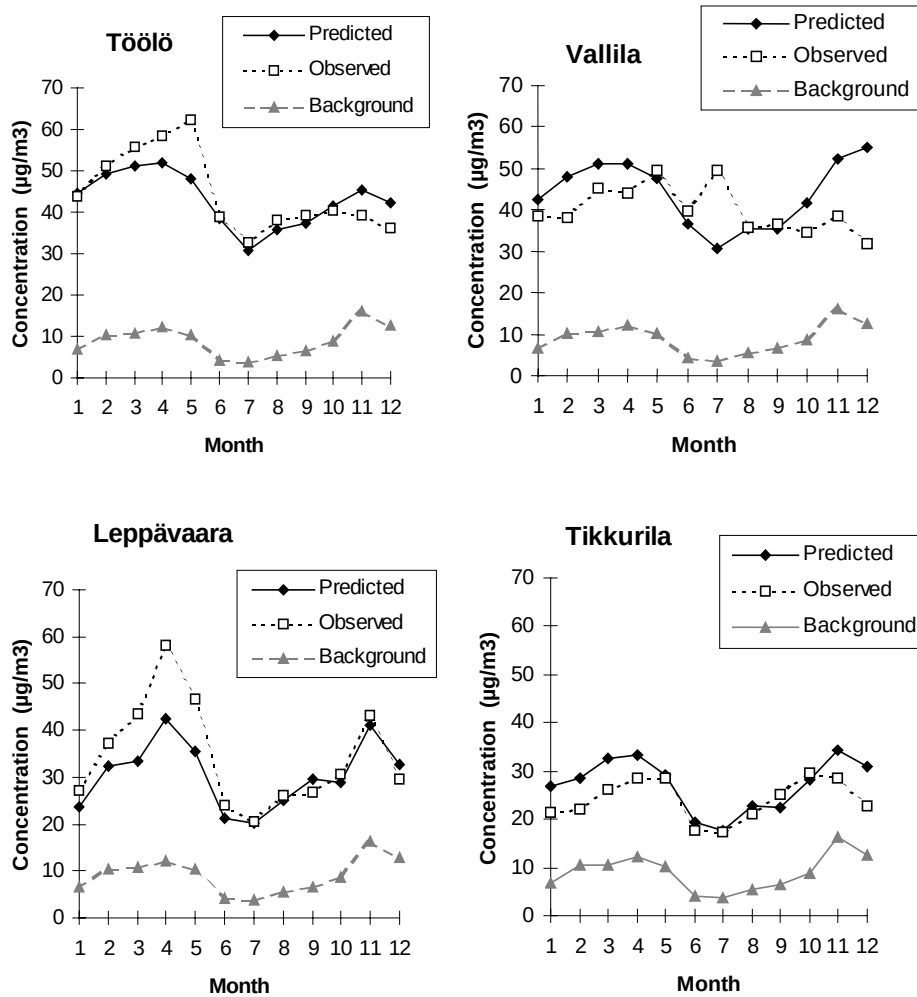
ja tunneittaiset päästöt on käyty läpi. Pitoisuuksia lasketaan suureen määrään tulostuspisteitä. Kunkin tulostuspisteen pitoisuuksien tunneittaiset aikasarjat muodostavat perusaineiston, josta voidaan laskea tarvittavia tilastoja. Mallien luotettavuutta on arvioitu vertaamalla niiden antamia tuloksia pitoisuusmittausten tuloksiin. Mallien testausta ja todentamista on tehty sekä kansainvälisillä (mm. Kincaid, Copenhagen ja Lilleström aineistot) että Suomalaisilla aineistoilla (ks. esim. kuvat 2 ja 3) (KARPPINEN, *et al.*, 1999 *b ja c*, KUKKONEN *et al.*, 1998). Tehtyjen vertailujen mukaan mallijärjestelmät ennustavat hyvin esim. kansallisiin ilmanlaadun ohjearvoihin (Vnp 480/1996) verrannolliset tilastolliset tunnusluvut. Vertailuja on tehty eniten kansallisten ilmanlaadun ohjearvojen osalta, koska voimassa olevat direktiivien mukaiset raja-arvot (Vnp 481/1996) eivät normaalisti ylity, eikä niihin vertaaminen ole ollut näin ollen mielekäästä. Mallinnettujen tilastosuureiden (tunti-, vuorokausi-, kuukausi- ja vuosikeskiarvot) ero vastaaviin mitattuihin arvoihin on ollut pääsääntöisesti alle 30 % sekä pääkaupunkiseudulla tehdyissä vertailuissa (kuvat 2 ja 3) että muissa kaupungeissa tehdyissä vertailuissa (ks. esim. PESONEN *et al.*, 1996b, PIETARILA *et al.*, 1997a).

Laskentapisteittäisistä tuntikeskiarvoista ja niistä lasketuista vuorokausikeskiarvoista voidaan tilastotarkasteluin valita esimerkiksi ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin verrannollisia pitoisuuksia tai pitoisuuksien maksimiarvoja. Laskelmien tulokset esitetään karttakuvina, joissa esitetään leviämislaskelmien tuloksina samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä.



Kuva 2.

YTV:n ilmanlaadun tarkkailupisteissä vuonna 1993 mitattujen ja leviämismallilla ko. kohteisiin laskettujen tyypidioksidipitoisuuksien vertailu: a = vuosikeskiarvo, d = ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo, h = ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo.



Kuva 3. YTV:n ilmanlaadun tarkkailupisteissä vuonna 1993 mitattujen ja leviämismallilla ko. kohteisiin laskettujen typidioksidipitoisuuksien kuukausikeskiarvojen vertailu. Kuvissa on esitetty myös paikallisen taustapitoisuuden vaihtelu.

3.2.3 PM_{10} -pitoisuuksien arvioiminen

Ilmatieteen laitoksella on kehitetty kaupunkialueen alueellisten hiukkaspitoisuuksien arvioimiseksi semiempiirinen hiukkasmalli (KARPPINEN *et al.*, 1999a). Mallijärjestelmä perustuu leviämismallin ja semiempiirisen mallin yhdistämiseen ja siinä on otettu huomioon mm. liikenteen ja kiinteiden lähteiden päästöt sekä alueellinen ja kaukokulkeutunut taustapitoisuus. Semiempiirinen malli on muodostettu kaupunkien ilmanlaadun mittausten NO_x - ja PM_{10} -pitoisuustuloksista. Mallissa on muodostettu lineaarinen korrelaatio mitattujen kaupunkialueen NO_x - ja PM_{10} -pitoisuuksien välille. Alueelliset PM_{10} - ja $\text{PM}_{2,5}$ -pitoisuudet määritetään hyödyntämällä leviämismallilla laskettuja alueellisia NO_x -pitoisuuksia, mittaustuloksista arvioituja taustapitoisuuksia hiukkasille ja muodostettua korrelaatioyhtälöä. Malli soveltuu parhaiten hiukkaspitoisuuksien pitkänajan keskiarvojen (lähinnä vuosikeskiarvon) arviointiin. Mallissa on oletettu liikenteen suorien hiukkaspäästöjen ja sekä paikallisen että kaukokulkeutuneen taustapitoisuuden olevan kokonaan pienhiukkasia. Taustapitoisuuden on oletettu olevan sama kaikkialla kaupunkialuetta. Lisäksi on oletettu, että resuspensio ei vaikuta pienhiukkasten pitoisuuksiin ja että kiinteiden lähteiden päästöjen vaikutus kaupunkialueen NO_x -pitoisuuksiin on merkityksetön.

Ilmanlaadun alustavaa arviointia varten alueellisia PM₁₀-hiukkasten pitoisuuksien vuosikeskiarvoja arvioitiin em. *KARPPISEN et al., 1999a* esittämällä menetelmällä, jossa PM₁₀-pitoisuus arvioidaan mittaustuloksiin perustuvalla korrelaatiolla leviämislaskelmin määritetyistä typenoksidipitoisuuksista. PM₁₀- ja NO_x-pitoisuuksien välinen korrelaatio voidaan esittää seuraavasti:

$$PM_{10} = k NO_x + C_{tausta},$$

jossa C_{tausta} on PM₁₀ taustapitoisuus ja k on PM₁₀:n ja NO_x:n korrelaatiokerroin. Mallissa käytettävät parametrit (C_{tausta} ja k) määritetään pitoisuusmittaustulosten perusteella. PM₁₀-pitoisuuksien alueellinen vaihtelu arvioidaan menetelmällä leviämismalleilla lasketuista alueellisista NO_x-pitoisuuksista.

Menetelmällä on arvioitu alueellisia PM₁₀-pitoisuuksia aiemmin lähinnä pääkaupunkiseudulla (*HÄRKÖNEN, et al, 1997* ja *PIETARILA, 1999*). Alustavaa arviointia varten mallinnettiin PM₁₀-pitoisuudet kaikissa kaupungeissa, joihin on tehty kaupunkiselvitys typenoksidipäästöille (ks. taulukko 5). Tässä työssä käytettiin pääkaupunkiseudulle *KARPPISEN et al., 1999a* esittämiä korrelaatiokertoimia. Muille kaupungeille määritettiin kertoimet alustavaa arviointia varten kerätyistä PM₁₀- ja NO_x-tuloksista, käyttäen aineistona niitä mittaustaikkoja, joissa on samanaikaisesti mitattu molempia yhdisteitä.

Menetelmä soveltuu parhaiten vuosikeskiarvojen arviointiin, sillä PM₁₀-pitoisuuden lyhytaikaiskeskiarvojen muodostumiseen vaikuttaa tekijöitä, joita mallissa ei ole huomioitu riittävällä tarkkuudella. Malli ei ota huomioon kaikkia hiukkasten lyhytaikaispitoisuuksiin vaikuttavia tekijöitä eikä hiekoitushiekan tai meteorologisten tekijöiden vaikutusta hiukkaspitoisuuksiin esim. keväisin, jolloin hiukkaspitoisuudet ovat Suomessa yleensä suurimmillaan. Mm. hiukkasten syntymiseen ilmakehässä ja kokojakamaan vaikuttavaa muutuntaa ei myöskään oteta huomioon mallissa. Koska käytetty mittausaineisto on pääasiassa kerätty taajamien liikenneasemilta, soveltuu se hyvin ainoastaan PM₁₀-pitoisuuksien arvioimiseen taajamissa, joissa liikenne on pääasiallinen PM₁₀-pitoisuuksiin vaikuttava tekijä. Mm. edellä mainittujen epävarmuustekijöiden vuoksi mallin antamia tuloksia voidaan pitää vain suuntaa-antavina.

3.2.4 Käytettävissä oleva leviämismallinnusaineisto

Ilmatieteen laitoksella on 1990-luvulla tehty lukuisia yksittäisten teollisuus- ja voimalaitosten sekä kaupunkien ja kuntien ilmanlaatuselvityksiä, joissa on leviämismalleilla arvioitu tutkimusalueiden ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia ja happamoittavaa laskeumaa. Kaupunkiselvityksissä on useimmiten viime vuosina tarkasteltu typen oksidien pitoisuuksia, mutta myös rikkidioksidille ja hiilimonoksidille on tehty muutamia kaupunkikohtaisia mallinnuksia. Tällä hetkellä on käynnissä tutkimusprojekteja, joissa pyritään mallintamaan kaupunkialueen hiukkaspitoisuuksia. Ns. kaupunkiselvitysten yhteydessä tehdyissä leviämismallilaskelmissa on huomioitu kaikki tutkimusalueen pitoisuuksiin oleellisesti vaikuttavat päästölähteet ja taustapitoisuus. Kaupunkiselvitysten lisäksi Ilmatieteen laitoksella on viime vuosina tehty satoja eri päästökohteiden (voimalaitokset, teollisuuslaitokset, satamatoiminnot, lentoliikenne, jäteveden puhdistamot, öljyvarastot jne.) leviämismallinnuksia. Ilmatieteen laitoksen lisäksi myös eräät konsulttiyritykset ja mm. Tielaitos ovat tehneet Suomessa muutamia yksittäisten päästölähteiden (esim. voimalaitos, teollisuuskohde, yksittäinen tie) leviämismallinnuksia. Näiden selvitysten lukumäärä ja merkitys on kuitenkin melko vähäinen ajateltaessa alustavan arvioinnin päämäärää arvioida ilmanlaatua koko Suomessa. Ilmatieteen laitos on tehnyt suurimman osan yksittäisille päästölähteille tehdyistä le-

viämisselvityksistä ja kaikki sellaiset Suomessa tehdyt leviämismallinnukset, joissa on tarkasteltu tutkimusalueen kaikkia ilmanlaatuun oleellisesti vaikuttavia päästölähteitä.

Sekä laajempien kaupunkiselvitysten että pienempien laitosselvitysten tuloksia voidaan hyödyntää ilmanlaadun alustavan arvioinnin tekemisessä arvioitaessa alueellisia pitoisuustasoja. Taulukossa 5 on esitetty ne paikkakunnat, joihin on Ilmatieteen laitoksella 1990-luvulla tehty kaupunkiselvitys. Pääkaupunkiseudulle on taulukossa esitetyn kohdevuoden lisäksi viime vuosina tehty typenoksidipäästöjen leviämisselvityksiä eri tutkimusprojektien yhteydessä mm. vuosille 1996 – 1998. Vuonna 2000 pääkaupunkiseudulle tehtävien tutkimusten yhteydessä mallinnetaan typenoksidipäästöjen leviämistä vuoden 1999 tilanteessa. Vuoden 2000 aikana tehdään lisäksi kattavat typenoksidipäästöjen leviämisselvitykset ainakin Oulun ja Kuopion seuduille.

Tausta-alueiden pitoisuuksia voidaan arvioida kaukokulkeutumista kuvaavien leviämismallien tuloksista. Käytettävissä ovat EMEP-mallien (mm. *EMEP, 1998 a ja b*) tulokset, joita on useilta lähivuosilta sekä Ilmatieteen laitoksen oman HILATAR-mallin (*HONGISTO et al., 2000*) tulokset vuosilta 1993 - 1998. HILATAR-mallissa on mm. päästötiedot käsitelty Suomen ja sen lähi-alueiden osalta paremmalla tarkkuudella kuin EMEP-malleissa. Kaukokulkeumamalleilla on arvioitu nyt tarkasteltavista ilman epäpuhtauskomponenteista rikkidioksidia ja typen oksideja.

Taulukko 5. Ilmatieteen laitoksella 1990-luvulla tehdyt kaupunkiselvitykset.

Paikkakunta	Asukasluku 1997	Kohdevuosi	Tarkasteltu epäpuhtaus	
			Rikkidioksidi	Typen oksidit
Pääkaupunkiseutu				
Helsinki	532 000	1993		X
Espoo	196 000	1990,1993	X	X
Vantaa	169 000	1993		X
Kauniainen	8 500	1993		X
Turun seutu				
Turku	167 000	1994	X	X
Raisio	22 400	1994	X	X
Naantali	12 700	1994	X	X
Kaarina	19 200	1994	X	X
Hyvinkää	41 400	1993	X	X
Riihimäki	25 900	1993	X	X
Hausjärvi	8 100	1993	X	X
Janakkala	15 300	1993	X	X
Loppi	7 500	1993	X	X
Heinola	21 800	1995	X	X
Rovaniemi	35 500	1996	X	X
Rovaniemen maalaiskunta	21 900	1996	X	X
Lahti	95 500	1995		X
Tornio	23 300	1995		X
Pori	76 600	1996/1997	X	X
Imatra (rikkilaskeuma)	31 800	1993	X	

3.3 Ilmanlaadun mittaukset

Suomessa on kuntien ja yhteisöjen 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 ilman laatuun.

Vuonna 1998 Suomessa oli 36 taajamien tai teollisuusalueiden ilmanlaadun mittausverkkoa, joissa oli noin 150 ilmanlaadun mittausasemaa. Mittausverkoista vastaava organisaatio oli 25 tapauksessa kunta, 6 tapauksessa teollisuuden oma ympäristönsuojeluyksikkö, 4 tapauksessa kansanterveystyön kuntayhtymä ja pääkaupunkiseudulla pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV. Valtakunnallisesta ilmanlaadun seurannasta tausta-alueilla huolehtii Ilmatieteen laitos.

Kuntien ilmanlaadun seurannassa on käytetty YM:n julkaisemaa ohjetta ilmanlaadun mittaamisesta ja mittaustulosten vertaamisesta ohjearvoihin (YM Sarja B 7/1986). Mittauksien laadunvarmistusta ei ole kokonaisvaltaisesti organisoitu tai arvioitu maassamme. Suurimmalle osalle mittausverkoista laitteiden kalibrointi- ja huoltopalvelut toimittaa sama yksityinen yritys, mikä periaatteessa edesauttaa näiden mittausverkkojen tulosten keskinäistä vertailtavuutta. Kalibrointistandardien jäljitettävyydessä primääristandardeihin esiintyy kuitenkin puutteita. Dokumentoidut ilmanlaatumittausten laatujärjestelmät ovat yleistyneet vasta viime vuosina.

Tutkimuksessa on käytetty ilmanlaadun mittausaineistoa vuosilta 1994-1998. Tiedot ilmanlaatumittauksista on kerätty Ilmatieteen laitoksen ylläpitämään ilmanlaaturekisteriin (ILR). Rekisterissä on mittaustulosten lisäksi tietoja mm. mittausverkoista, mittausasemista ja niiden sijaintialueista sekä mittausmenetelmistä.

Mittausten metatiedot perustuvat pääasiassa vuonna 1998 suoritettuun tietojen tarkistukseen (Ilmatieteen laitos, elokuu 1998. Ilmanlaadun mittaustietojen kysely vuonna 1998, Osa 1: Tietojen tarkastaminen ja täydentäminen AIRBADM-ohjelmalla). Kyselyn tavoitteena oli päivittää ilmanlaaturekisteriin sekä neuvoston tietojenvaihtopäätöksen (97/01/EY) että Euroopan ilmanlaadun aihekeskuksen (ETC-AQ) kehittämien EUROAIRNET-kriteerien (EEA, 1999. *Technical Report 12*) mukaiset metatiedot kaikista ilmanlaadun mittausverkoista.

Mittausasemia kuvailevista tiedoista on tuloksia esitettäessä käytetty lähinnä tietojenvaihtopäätöksen mukaista aseman tyyppiluokitusta: liikenne, teollisuus tai tausta. Tietojenvaihtopäätöksessä ei tyyppiluokille kuitenkaan ole annettu määritelmiä. Vuoden 1998 kyselyssä käytetty luokitteluohe perustui ETC-AQ:n esittämiin määritelmiin (ETC-AQ, 1996. *AIRBADM Manual, Version 1* ja ETC-AQ, 1998. *DEM Manual, Version 1*).

Vuoden 1998 metatietojen kyselyssä käytetyt asematyyppien määritelmät

Liikenne	Asema, jolla seurataan liikenteen aiheuttamaan ilman saastumista
Teollisuus	Asema, jolla seurataan teollisuuden aiheuttamaa ilman saastumista
Tausta	Asema, jolla seurataan ilman epäpuhtauksien taustapitoisuuksia. Asema voi mitata joko kaupunkitaustapitoisuuksia tai asutuskeskusten ulkopuolella vallitsevaa alueellista taustaa
Tuntematon	Aseman tyyppiä ei tiedetä tai sitä ei voida luokitella mihinkään edellä luetelluista.

Tarkasteltaessa komponenttikohtaisia mittaustuloksia mittausasemien tyypin suhteen on huomioitava, että mittausaseman tyyppi on asemakohtainen vaikka asemalla mitatut eri epäpuhtauskomponentit saattaisivat edellyttää erilaista luokitusta. Esimerkiksi monella liikenneasemaksi luokitellulla mittauspaikalla mitataan rikkidioksidia, jonka pitoisuuksiin vaikuttaa eniten teollisuuden ja energiantuotannon päästöt. Vastaavasti teollisuusasemaksi luokiteltu mittauspaikka saattaa sijaita lähellä vilkasta liikenneväylää. Mittausasemien luokittelussa saattaa olla epäyhtenäisyyttä myös siitä syystä, että luokittelun ovat suorittaneet eri mittausverkoille eri henkilöt.

Alustavaa arviointia varten täydennettiin vuonna 1999 ilmanlaaturekisteriä vuosien 1994-1998 mittaustuloksilla. Tietojen keruu suoritettiin kaikille mittausverkoille lähetetyllä kyselyllä. Mittaustulokset kerättiin ja talletettiin ilmanlaaturekisteriin jatkuvatoimisista mittauksista tuntiarvoina ja keräys-analyysi -mittauksista vuorokausiarvoina.

Ilmanlaaturekisteriin talletetuille tuloksille on suoritettu joitakin varmistuksia tietokantaan tallituksen yhteydessä. Ennen tietokantaan tallettamista mittaustuloksista laskettiin tilastollisia tunnuslukuja, joiden perusteella tietojen käsittelijä valitsi epäilyttävät aikasarjat tarkempaan tarkastukseen ja otti tarvittaessa yhteyttä mittaustulosten toimittajaan. Osa saaduista mittaustuloksista jouduttiin tarkastuksessa hylkäämään niiden selvästi huonon laadun vuoksi. Kaikille tietokantaan viedyille tuloksille on asetettu komponenttikohtaiset ala- ja ylärajat. Tietokannassa olevista mittaustuloksista lähetettiin mittausverkkokohtaiset raportit mittausverkkojen vastuuhenkilöille tarkistusta varten. Raporteissa oli kaikista talletetuista mittaustuloksista kalenterivuosi-kohtaisia tunnuslukuja, mm. mittaustulosten lukumäärä, keskiarvo, pienin arvo, suurin arvo, 98. prosenttipiste ja ilmanlaaturekisterin pitäjän hylkäämien mittaustulosten lukumäärä. Arvioinnissa käytetyn aineiston määrää on kuvattu kappaleessa 4.

Kaikki alustavaa arviointia varten tarvittavat tilastolliset tarkastelut laskettiin ilmanlaaturekisterin sisäisillä rutiineilla ja tulokset on talletettu ilmanlaaturekisteriin. Taulukossa 6 on esitetty alustavassa arvioinnissa käytetty mittausaineisto.

Tunti- ja vuorokausiarvoja koskevien ylemmän ja alemman arviointikynnyksen katsottiin ylittyvän, mikäli arviointiajanjakson viitenä vuotena ylitysten lukumäärä on suurempi kuin kolme kertaa yhtenä vuotena sallittujen ylitysten määrä. Mikäli arviointiin ei ollut käytettävissä viiden vuoden mittausaineistoa, arvioitiin arviointikynnysten ylitys lyhyemmän ajanjakson mittausten perusteella. Raja-arvojen sekä vuosi- ja talvikeskiarvoja koskevien arviointikynnysten katsottiin ylittyvän, mikäli nämä ylittyvät yhtenä tai useampana arviointiajanjakson vuotena.

Taulukko 6. Alustavassa arvioinnissa kerätty, analysoitu ja käytetty mittausaineisto vuosilta 1994 -1998.

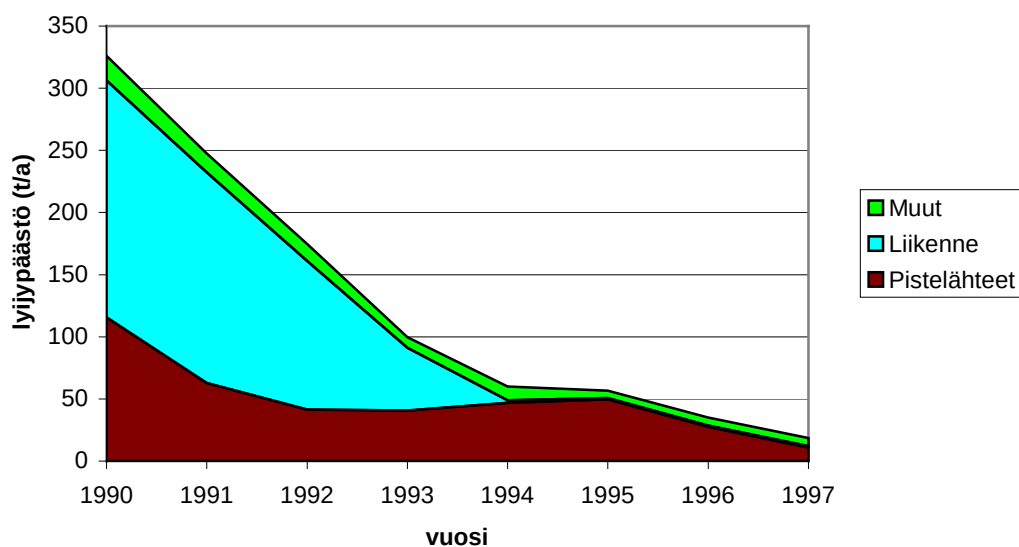
Lukumäärä	Rikkidioksidi	Tyypidioksidi	Typen oksidit	Hiukkaset	Lyijy
Mittausverkostot	32	23	17	26	5
Kunnat	43	32	24	31	5
Asemat	88	61	43	49	9
Asematyypit:					
Liikenne	29	34	28	35	4
Teollisuus	45	14	9	9	5
Tausta	14	13	6	5	-

4 TULOKSET

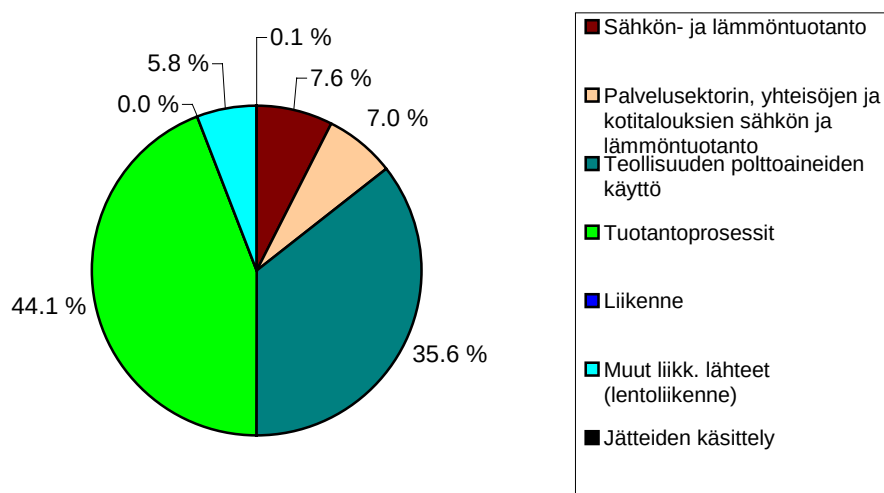
4.1 Lyijy

4.1.1 Päästöt

Lyijypäästöt ovat Suomessa vähentyneet 1990-luvun alusta vuoteen 1997 n. 95 % pääasiassa autoliikenteen lyijyllisen bensiinin käytön vähenemisen myötä (kuva 4). Vuoden 1993 jälkeen autoliikenne ei ole tuottanut lyijypäästöjä käytännössä ollenkaan. Autoliikenteen lyijypäästöjen loputtua päästöistä on vastannut lähinnä teollisuus, etenkin metalliteollisuus. Vuonna 1997 Suomen lyijypäästöt olivat yhteensä n. 18,5 tonnia, josta n. 45 % aiheutui teollisuuden prosesseista ja n. 35 % teollisuuden polttoaineiden käytöstä (kuva 5).



Kuva 4. Suomen lyijypäästöt (t/a) 1990 - 1997.



Kuva 5. Suomen lyijypäästöt 1997, yhteensä 18,5 tonnia.

Teollisuuden lyijypäästöt vaihtelevat vuosittain lähinnä tuotannon tason ja raaka-aineen tai polttoaineen lyijypitoisuuden vaihtelun seurauksena. Metalliteollisuuden lyijypäästöt ovat vähentyneet vuodesta 1990 vuoteen 1997 n. 90 % ja vuodesta 1993 vuoteen 1997 n. 30 %. Vuoden 1993 jälkeinen päästövähennys on seurausta pääasiassa metalliteollisuudessa tehdyistä ilmansuojeluinvestoinneista. Suurimmat kunnittaiset lyijypäästöt syntyvät nykyisin Harjavallassa, Torniossa ja Raahessa, joissa on metalliteollisuutta. Harjavallassa ja Raahessa mitataan myös ilman lyijypitoisuutta (liitekuva 2).

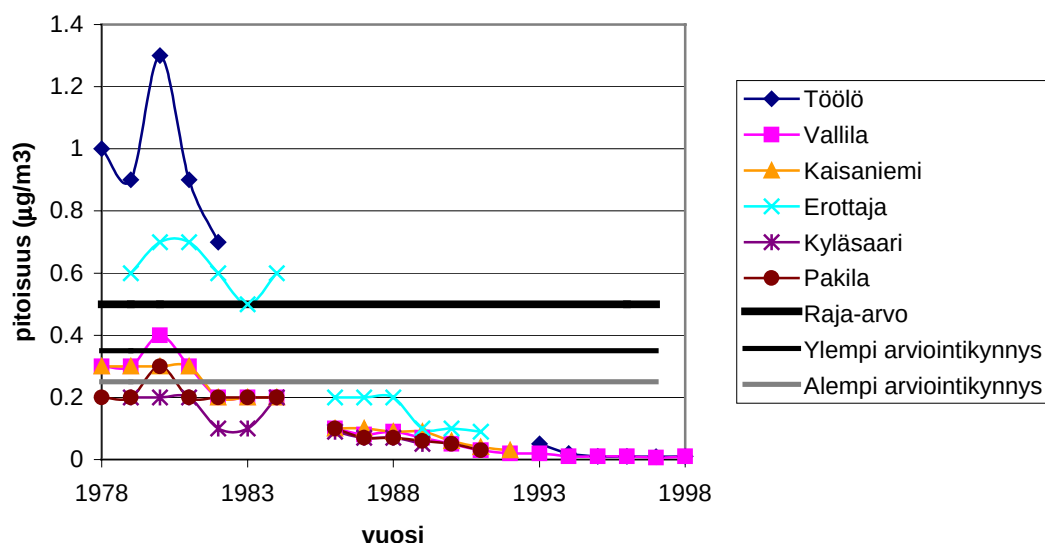
4.1.2 Mitatut pitoisuudet

Lyijypitoisuutta on mitattu Suomessa vuosina 1994 – 1998 viidellä paikkakunnalla: Harjavallassa, Porissa, Raahessa ja Pattijoella sekä Helsingissä (liitekuva 2). Raahen kahdelta mittauspaikalta (Raahen Steelin mittaussverkko) sekä Helsingin ja Harjavallan mittauspaikoilta oli saatavilla mittaussaineisto koko arviointiajanjaksolta (1994 – 1998). Raahen kahden mittausaseman tulokset olivat vuosilta 1994, 1996 ja 1998 ja Porin tuloksia oli vain vuodelta 1994. Helsingissä mittauspaiikat sijaitsevat liikenneympäristössä, ja muilla paikkakunnilla mittaukset liittyvät pääasiassa paikkakunnilla sijaitsevan metalliteollisuuden päästöjen vaikutusten seuraamiseen. Lyijypitoisuuden mittauspaiikkoja on ollut yhteensä yhdeksän: kaksi Helsingissä, yksi Harjavallassa, kaksi Porissa ja neljä Raahen seudulla (yksi Pattijoella). Mittaasemista neljä on luokiteltu liikenneasemiksi (Helsingin asemat, Porin Itätulli ja Pattijoki) ja loput viisi teollisuusasemiksi.

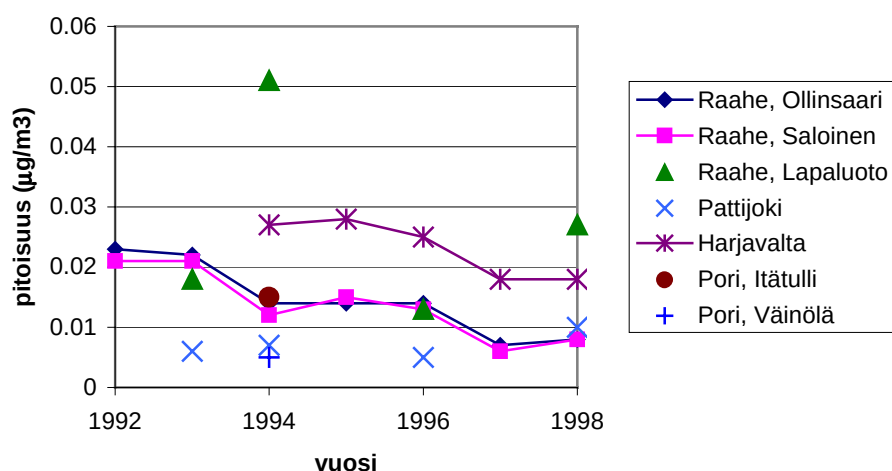
Mittaussmenetelmänä on käytetty tehokeräystä ja lyijypitoisuusanalyysit on tehty atomiabsorptioon perustuvalla menetelmällä, joka on myös direktiivin mukainen vertailumenetelmä. Näytteenotto on perustunut vuorokausinäytteisiin, joista on tuloksina laskettu vuosikeskiarvot. Kalibroinnit on ilmoitusten mukaan tehty vuosittain. Vuorokausiaineiston määrä on ollut Helsingin mittaasemilla yleensä miltei 50 %, mutta muilla mittaasemilla 10 – 20 % ja Raahen kaupungin kahdella mittaasemalla alle 10 %. Direktiivin mukaan ohjeellisten mittausten ajallisen kattavuuden tulisi olla vähintään 14 %. Helsingin mittaussaineisto ja Raahen mittaasemia lukuun ottamatta pääosa muiden kaupunkien mittaussaineistosta on ajallisesti riittävän kattavaa alustavaa arviointia varten käytettäessä kriteerinä em. tavoitetta ohjeellisille mittauksille.

Taajamien lyijypitoisuudet ovat pienentyneet liikenteen lyijypäästöjen vähenemisen myötä. Helsingissä on mitattu kaupunki-ilman lyijypitoisuutta aina 1970-luvulta lähtien. 1970-luvulla mitattiin vielä yli $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ lyijypitoisuuden vuosikeskiarvoja, mutta 1980-luvun lopulla mitatut vuosikeskiarvot ovat olleet alle $0,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kuva 6). 1990-luvulla Helsingissä mitatut lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet alle $0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja vuosina 1994 – 1998 suurin mitattu lyijypitoisuuden vuosikeskiarvo on ollut $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mitatut pitoisuudet ovat siis olleet koko arviointiajanjakson aikana selvästi alle raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen.

Myös teollisuuspaikkakunnilla mitatut lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet selvästi alle raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen. Raahen seudulla, Harjavallassa ja Porissa vuosina 1994 – 1998 mitatut lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot ovat suurimmillaan olleet $0,05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Raahen Lapaluoto 1994), muuten mitatut pitoisuudet ovat olleet alle $0,03 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kuva 7). Harjavallan mittaasema ja Raahen Lapaluodon ja Saloisten mittaasemat sijaitsevat suhteellisen lähellä päästölähteitä (1 – 2 km:n etäisyydellä), joten niiden voidaan olettaa kuvaavan suhteellisen hyvin myös alueiden suurinta lyijypitoisuuden tasoa.



Kuva 6. Lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot pääkaupunkiseudulla.



Kuva 7. Lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot teollisuuspaikkakunnilla (raja-arvo = $0,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ylempi arviointikynnys = $0,35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja alempi arviointikynnys = $0,25 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Ilmatieteen laitoksen GAW-asemalla Pallaksen Matorovalla on mitattu ilman lyijypitoisuutta kerätyistä alle $15 \mu\text{m}$:n hiukkasista vuoden 1996 alusta lähtien. Mitatut pitoisuudet ovat olleet hyvin pieniä, vuosikeskiarvoina alle $1 \text{ ng}/\text{m}^3$ (ILMATIETEEN LAITOS, 1999b)

4.1.3 Leviämislaskelmien tulokset

Lyijypäästöille ei ole Suomessa viime vuosina tehty leviämismallilaskelmia. Aiempina vuosina on yksittäisille teollisuuskohteille tehty yksittäisiä leviämismallinnuksia (mm. Imatra Steelin tehtaat). Näiden laskelmien tulokset eivät kuvaa kuitenkaan nykyistä päästötilannetta, eivätkä ne siten ole hyödynnettävissä alustavassa arvioinnissa. Lyijypitoisuuksia on eräillä paikkakunnilla

arvioitu myös biologisin menetelmin (mm. sammalpallomenetelmällä). Näiden tutkimusten tuloksista ei voida kuitenkaan arvioida alueen ilman lyijypitoisuutta, eivätkä ne siten ole hyödynnettävissä alustavassa arvioinnissa.

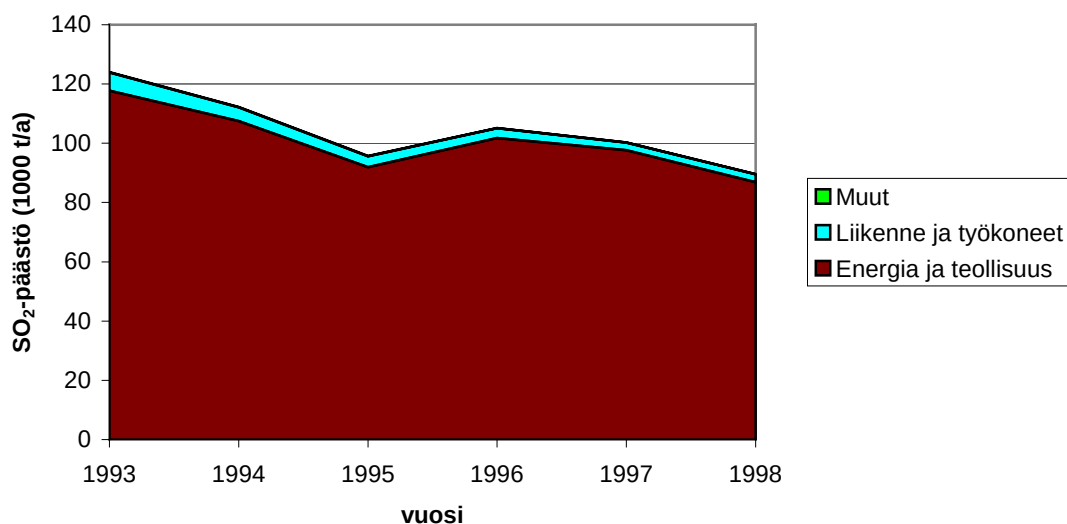
4.1.4 Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin

Autoliikenteen lyijypäästöjen loputtua ovat myös taajamien lyijypitoisuudet pienentyneet Suomessa. Kohonneita lyijypitoisuuksia voidaan olettaa nykyisin esiintyvän lähinnä paikkakunnilla, joissa on metalliteollisuutta, joka vastaa valtaosaltaan Suomen nykyisistä päästöistä. Harjavallassa, Raahessa ja Porissa mitattujen lyijypitoisuuksien perusteella voidaan kuitenkin arvioida, että näilläkin paikkakunnilla lyijypitoisuuden vuosikeskiarvot alittavat nykyisin selvästi raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen. Torniossa oli vuonna 1997 Suomen toiseksi suurimmat kunnittaiset lyijypäästöt, jotka aiheutti Torniossa sijaitseva metalliteollisuus. Torniossa ei ole viime vuosina tehty lyijyn pitoisuusmittauksia. Ilman lyijypitoisuutta on Torniossa mitattu viimeksi 1989-1991. Lyijypitoisuuksien on tuolloin todettu olleen alhaisempia kuin esim. Harjavallassa, Kokkolassa ja Imatralla mitatut pitoisuudet (*TORNION KAUPUNKI, 1991*). Ottaen huomioon Tornion lyijypäästömäärät ja aiemmin tehtyjen mittausten tulokset voidaan arvioida, että lyijypitoisuudet alittavat Tornion alueellakin alemman arviointikynnyksen. Ottaen huomioon lyijypäästöjen määrän eri alueilla sekä tehtyjen pitoisuusmittausten tulokset voidaan arvioida, että lyijypitoisuus on kaikkialla Suomessa alle alemman arviointikynnyksen.

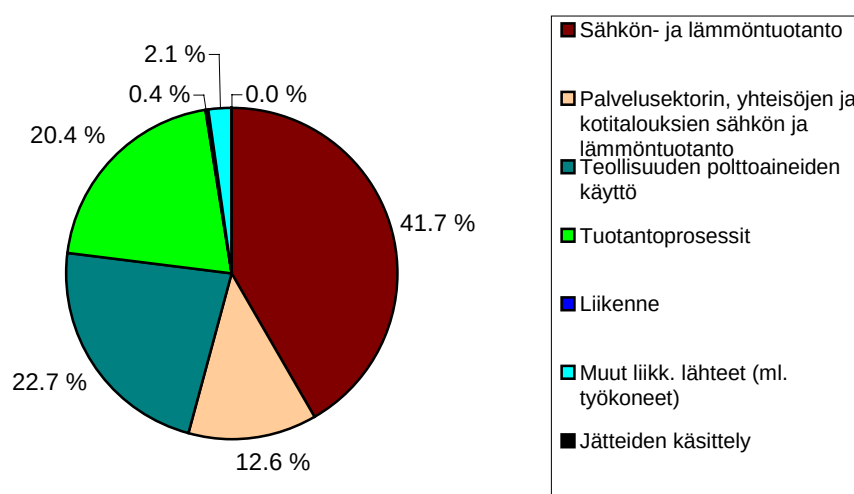
4.2 Rikkidioksidi

4.2.1 Päästöt

Rikkidioksidipäästöt ovat vähentyneet Suomessa 1990-luvun alusta vuoteen 1998 n. 65 % pääasiassa polttoaineiden vaihtamisen, polttoaineiden rikkipitoisuuden alenemisen ja teollisuudessa tehtyjen ympäristöinvestointien myötä. Arviointiajanjakson, 1994 - 1998, aikana rikkidioksidipäästöt ovat vähentyneet n. 20 % (kuva 8). Vuonna 1997 Suomen rikkidioksidipäästöt olivat yhteensä n. 100 000 tonnia, josta n. 40 % aiheutui sähkön- ja lämmöntuotannosta ja n. 40 % teollisuuden tuotantoprosesseista ja polttoaineiden käytöstä (kuva 9) eli suurin osa päästöistä oli ns. pistelähteiden aiheuttamia. Liikenteen ja työkoneiden osuus oli n. 2,5 %. Suurimmat kunnittaiset rikkidioksidipäästöt esiintyvät kunnissa, joissa on suurvoimalaitoksia (esim. Pori, Helsinki, Kristiinankaupunki), runsaasti rikkidioksidia päästävää teollisuutta (esim. Porvoo, Raahе, Harjavalta) tai molempia (esim. Naantali, Oulu, Kotka) (liitekuva 3).



Kuva 8. Suomen rikkidioksidipäästöt 1993 - 1998.



Kuva 9. Suomen rikkidioksidipäästöt 1997, yhteensä 100 000 tonnia.

Päästömäärien lisäksi muodostuviin rikkidioksidipitoisuuksiin vaikuttaa merkittävästi päästöjen vapautumiskorkeus ja päästöjen ajallinen vaihtelu. Voimalaitosten ja teollisuuden rikkidioksidipäästöt vapautuvat ulkoilmaan usein varsin korkeasta piipusta, mikä vaikuttaa pitoisuuksien laimenemiseen. Myös savukaasujen lämpönoste vaikuttaa pitoisuuksien muodostumiseen. Voimalaitosten ja teollisuuden rikkidioksidipäästöille on usein ominaista varsin suuri ajallinen vaihtelu. Suomessa energiantarve riippuu ulkoilman lämpötilasta ja näin ollen myös energiantuotannon päästöt ovat suurimmillaan talvikuukausina. Etenkin voimalaitokset, joissa on rikinpoistolaitos, tai teollisuusprosessit, joissa esim. erilaiset häiriöt voivat vaikuttaa päästöjen määrään (esim. selluteollisuus), voivat lyhytaikaisesti tuottaa varsin suuria rikkidioksidipäästöjä ja näin aiheuttaa ympäristössä lyhytaikaisesti suhteellisen suuriakin rikkidioksidipitoisuuksia. Joissain tapauksissa häiriöpäästöt ohjataan ulkoilmaan varsinaista päästökohtaa matalammalta, mikä vaikuttaa myös pitoisuuksien muodostumiseen.

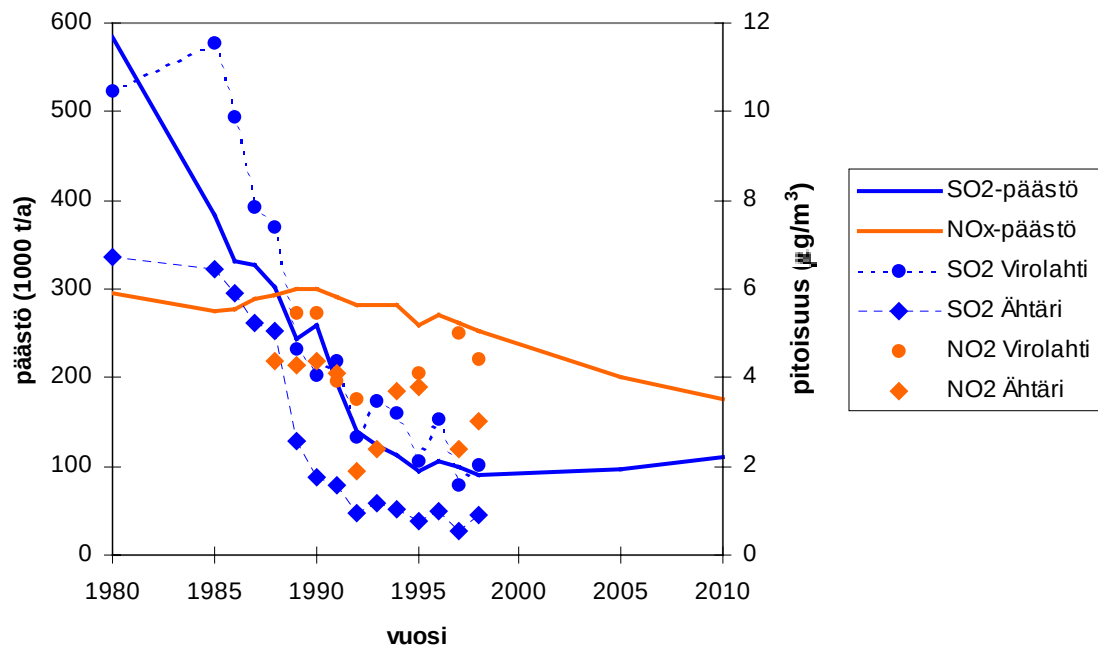
Arviointiajanjakson aikana eräissä päästökohteissa on päästömäärien lisäksi tapahtunut muutoksia myös muissa pitoisuuksien syntymiseen vaikuttavissa tekijöissä, mm. piippujen korkeuksissa tai häiriöiden käsittelyjärjestelmissä. Mm. Harjavallassa otettiin vuoden 1994 aikana käyttöön uusi entistä korkeampi piippu, johon ohjataan aiemmin varsin matalalta vapautuneet päästöt. Myös eräissä sellutehtaissa on tehty mm. hajukaasujärjestelmiin muutoksia, jotka vaikuttavat päästöihin ja siten pitoisuuksien muodostumiseen (esim. hajukaasujen keräilyä on tehostettu, mikä on voinut vaikuttaa rikkidioksidipäästöjä lisäävästi).

4.2.2 Mitatut pitoisuudet

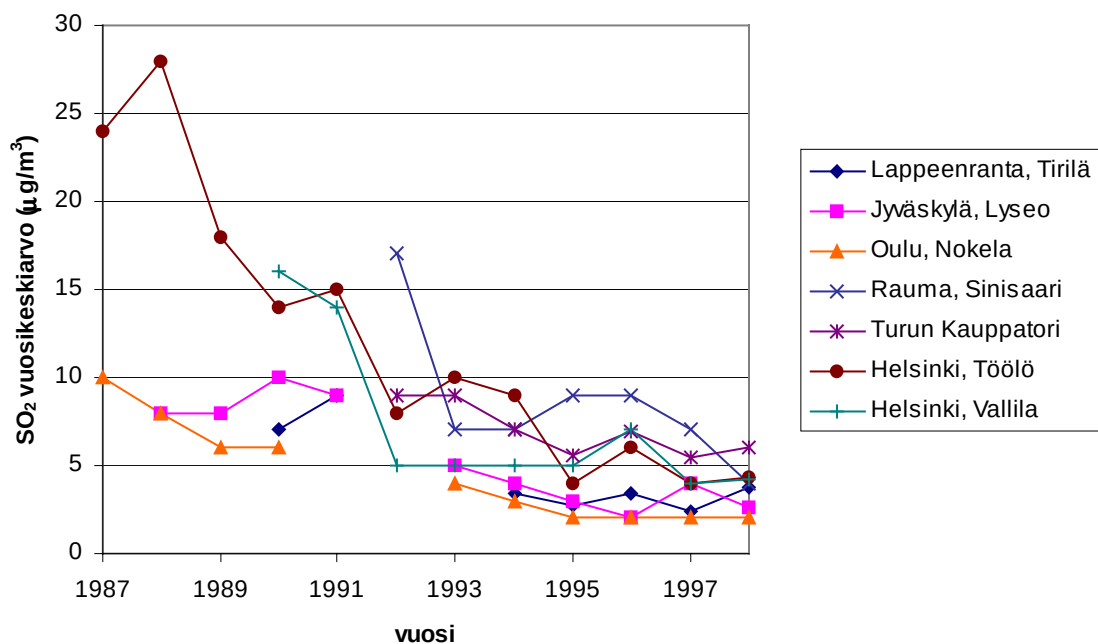
Vuosien 1994 – 1998 rikkidioksidipitoisuuden mittaustuloksia oli käytettävissä arviointiin 32 mittausverkon 88 asemalta yhteensä 44 paikkakunnalta (liitekuva 3). Mittauspaikoista suurin osa, 45, oli teollisuusasemia. Mittausasemista 29 sijaitsee liikenneympäristössä ja 14 oli tausta-asemia. Kaikilta arviointiajanjakson vuosilta (1994-1998) oli käytettävissä aineistot 41 asemalta. Yhden vuoden mittausaineisto oli käytössä 16 mittausasemalta. Ilmatieteen laitoksella on mitattu rikkidioksidipitoisuuksia yhdeksällä tausta-asemalla, joista neljä kuuluu EMEP-ohjelmaan (Oulanka, Utö, Virolahti ja Ähtäri) ja viisi kansalliseen seurantaohjelmaan (Guttorp, Kevo, Punkaharju, Sodankylä ja Sotkamo).

Rikkidioksidipitoisuuden mittaukseen käytetyt menetelmät perustuvat Suomessa yleensä UV-fluoresenssiin, joka on myös direktiivin mukainen vertailumenetelmä. DOAS-mittausta käytetään Valkeakosken Terveyskeskuksen asemalla, Tampereen Raatihuoneen asemalla ja Haminassa. Kalibroinnit on ilmoitusten mukaan tehty yleensä 2 – 6 kertaa vuodessa. Käytetyn vuorokausiaineiston määrä on yli 60 %:ssa aineistosta yli 90 % ja n. 5 %:ssa aineistosta alle 50 %. Suurin osa rikkidioksidimittausten aineistosta on näin ajallisesti riittävän kattavaa alustavan arvioinnin käyttöön (direktiivin laatutavoite ohjeellisten mittausten ajalliselle kattavuudelle 14 %).

Sekä taajamien että tausta-alueiden rikkidioksidipitoisuudet ovat Suomessa 1990-luvun alkupuolelta pienentyneet mm. polttoaineiden vaihtamisen, polttoaineiden rikkipitoisuuden pienentämisen ja teollisuudessa ja energiantuotannossa tehtyjen ilmansuojeluinvestointien myötä. 1990-luvun loppupuolella sekä päästöjen että pitoisuuksien pieneminen ei ole enää ollut niin nopeaa kuin 1990-luvun alkupuolella. Arviointiajanjakson, 1994 – 1998, aikana ovat rikkidioksidipitoisuudet pienentyneet muutamilla paikkakunnilla lähinnä paikallisten päästövähennysten tai päästörakenteen muutosten seurauksena. Pääsääntöisesti pitoisuustasot ovat kuitenkin vaihdelleet vuosittain osittain päästömäärissä vuosittain tapahtuvien muutosten myötä tai eri vuosien erilaisten meteorologisten olosuhteiden seurauksena. Kuvassa 10 on esitetty rikkidioksidi- ja typpenoksidipäästöjen kehittyminen Suomessa vuodesta 1980 vuoteen 1998 sekä ennusteet vuosille 2005 ja 2010 ns. perusskenaarion mukaisina (YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1998). Samassa kuvassa on esitetty myös Virolahden ja Ähtärin tausta-asemilla mitatut rikkidioksidi- ja typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot (KULMALA, et al., 1998). Kuvassa 11 esitetään vastaavasti rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvojen muuttuminen muutamilla kaupunkien mittausasemilla 1980-luvun lopusta vuoteen 1998.



Kuva 10. Rikkidioksidin ja typenoksidien päästöt vuosina 1980 – 1998 ja ennuste (ns. perusskenaario) vuosille 2005 ja 2010 sekä rikkidioksidi- ja typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla Ähtärissä ja Virolahdella.



Kuva 11. Rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo vuosina 1987 – 1998 muutamilla mittauspaikoilla.

Suurimpia rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja on arviointiajanjakson aikana mitattu mm. Harjavallassa, Porvoossa Riemarin asemalla, Kokkolassa Ykspihlajan asemalla, Turun seudulla, Valkeakoskella, Kotkassa, Kemissä ja Raumalla. Kaikilla näillä paikkakunnilla pitoisuuksien syntymiseen vaikuttavat merkittävästi teollisuuden tai energiantuotannon päästöt.

Suurimmat rikkidioksidipitoisuudet on mitattu Harjavallassa vuonna 1994, jolloin vuosikeskiarvoksi saatiin Kalevan asemalla n. $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Torttilan koulun asemalla n. $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vuoden 1994 jälkeen mitatut rikkidioksidipitoisuudet ovat pienentyneet huomattavasti. Vuosina 1995 – 1998 rikkidioksidin vuosikeskiarvot ovat olleet korkeimmillaan n. $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Myös rikkidioksidipitoisuuden vuorokausipitoisuudet ovat pienentyneet selkeästi vuonna 1994 mitatuista. Vuonna 1994 mitatut suurimmat vuorokausipitoisuudet olivat yli $250 \mu\text{g}/\text{m}^3$, kun ne ovat olleet vuoden 1994 jälkeen selkeästi alle $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Turun seudun mittauspaikoilla rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat pääsääntöisesti olleet koko arviointiajanjakson ajan alle $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuudet ovat jonkin verran pienentyneet arviointijakson aikana. Turun Kauppatorin mittauspaikalla rikkidioksidin vuosikeskiarvo on ollut n. $6 - 7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korkeimmat vuosittaiset vuorokausipitoisuudet ovat Turun seudun mittauspaikoilla olleet pääsääntöisesti $20 - 40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Suurimmat pitoisuudet on mitattu Naantalin Karvetin asemalla (1994: $105 \mu\text{g}/\text{m}^3$; 1996: $123 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Korkeimpien vuorokausipitoisuuksien tasossa ei ole havaittavissa alenemista vaan pitoisuudet ovat vaihdelleet vuosittain. Esim. Karvetin asemalla korkeimmat rikkidioksidipitoisuudet liittyvät useimmiten tilanteisiin, joissa lähistöllä sijaitsevien suurten päästölähteiden päästöt ovat häiriötilanteessa normaalia suurempia ja tuulen suunta on päästölähteistä mittauspaikalle.

Lappeenranta-Imatra-Joutsenon alueen mittauspaikoilla rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat pääsääntöisesti olleet tarkasteluajanjaksolla $2 - 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuuksissa on vuosittain meteorologiasta ja päästöistä johtuvaa vaihtelua. Imatran Pelkolan mittausasemalla vuosikeskiarvot olivat 1994 – 1996 $6 - 8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mutta ne ovat pienentyneet arviointiajanjakson aikana tasolle $2 - 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuuksien pieneneminen on aiheutunut pääasiassa Svetogorskin sellutehtaan päästöjen pienenemisestä. Korkeimmat rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot (n. $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$) on mitattu Pelkolan mittausasemalla vuonna 1994. Vuosina 1997 – 1998 korkeimmat vuorokausikeskiarvot ovat olleet Pelkolassa alle $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Muilla alueen mittauspaikoilla korkeimmat vuorokausipitoisuudet ovat vaihdelleet vuosittain $10 - 140 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Imatran seudulla käytetään osassa mittauspaikoista samaa monitoria SO_2 :n ja TRS:n mittaamiseen. Vain osa tunnistetaan tällöin rikkidioksidia. Rikkidioksidin tuntikeskiarvot eivät siten ole täysin vertailukelpoisia muiden paikkakuntien tulosten kanssa. Suurimmat pitoisuudet aiheutuvat selluteollisuuden lyhytaikaisesti varsin suurten rikkidioksidipäästöjen ajoittuessa samaan aikaan, kun tuulen suunta on päästölähteestä mittauspaikalle päin.

Edellä kuvattujen kaupunkien mittaustulokset ovat esimerkkejä rikkidioksidipitoisuuksien taistoista alueilla, joissa on varsin runsaasti rikkidioksidipäästöjä tuottavaa teollisuutta tai energiantuotantoa. Suurimmassa osassa arvioinnissa käytetyistä mittauspaikoista rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet kaikkina arviointiajanjakson vuosina alle $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja yli puolessa mittauspaikoista alle $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vastaavasti suurimmassa osassa mittauspaikoista suurimmat vuorokausikeskiarvot ovat olleet alle $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja yli puolessa mittauspaikoista alle $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tausta-asemilla mitatut rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat viime vuosina vaihdelleet välillä $1 - 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Suurimmat pitoisuudet on mitattu Viroлахdella ja pienimmät Ähtärissä. Vuosittain mitatut suurimmat rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot ovat olleet yleensä $10 - 30 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

4.2.3 Leviämislaskelmien tulokset

Alueellisia rikkidioksidipäästöjen leviämislaskelmia on viime vuosina tehty Turun seudulle, Rovaniemen seudulle, Hyvinkää-Riihimäki-Hausjärvi-Janakkala-Loppi –alueelle sekä Heinolaan ja Poriin (taulukko 5). Tämän lisäksi on tehty lukuisia leviämiselvityksiä erilaisille rikkidioksidipäästöjen lähdeympäristöille, mm. yksittäisille teollisuus- ja voimalaitoksille tai esim. satamatoiminnan aiheuttamille rikkidioksidipäästöille.

Suurimmat rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot tehdyissä kaupunkiselvityksissä muodostuivat Turun alueella, jossa mallinnetut suurimmat vuosikeskiarvot olivat vuoden 1994 tilanteessa päästölähteiden lähistöllä 3 – 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja korkeimmillaan yksittäisessä laskentapisteesä n. 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Muilla tutkimusalueilla mallinnetut rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet korkeimmillaan 1 – 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Yksittäisille teollisuus- ja voimalaitoksille tehdyissä leviämiselvityksissä ovat rikkidioksidin vuosikeskiarvot jääneet yleensä hyvin pieneksi, yleensä suurimmiten alle 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Yksittäiset laitokset ovat aiheuttaneet tehtyjen mallilaskelmien mukaan suurimmiten 2 – 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ vuosikeskiarvoja.

Ilmatieteen laitoksen HILATAR-mallin vuoden 1998 tulosten (HONGISTO *et al.*, 2000) mukaan alueelliset rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvot ovat olleet pääosassa Etelä-Suomea 2 – 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Keski-Suomessa 1 – 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomen luoteisosissa 0,5 – 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (liitekuva 27). Pienillä alueilla pääkaupunkiseudulla, Imatra-Svetogorsk alueella sekä Koillis-Lapissa rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvo voisi ylittää mallilaskelmien mukaan 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. EMEP:n kaukokulkeumamallien tulosten mukaan (EMEP, 1998 a ja b) alueelliset rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat vuonna 1996 pienellä alueella Kaakkois-Suomessa 2 – 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Etelä- ja Lounais-Suomessa 1 – 2 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Keski- ja Pohjois-Suomessa 0,4 – 1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

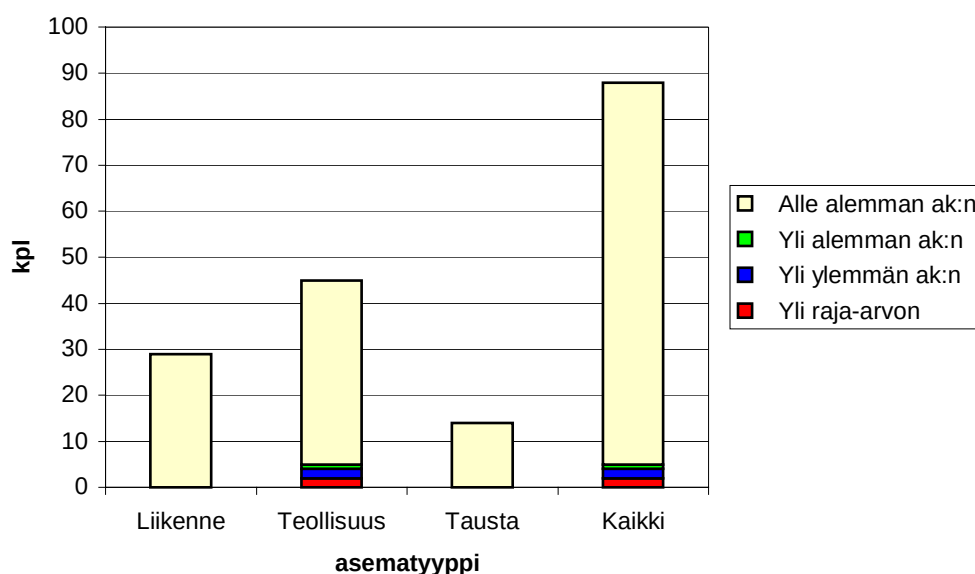
Suurimmat kaupunkiselvityksissä yksittäisiin tarkastelupisteisiin saadut rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot ovat olleet Turun seudulla hiukan yli 110 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, Heinolassa n. 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja muilla paikkakunnilla 10 – 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Suurimmassa osassa tutkimusalueita suurimmat pitoisuudet ovat olleet huomattavasti näitä arvoja pienempiä. Tehdyissä laitosselvityksissä jäävät korkeimmat rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot useimmiten selvästi alle 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Eräissä tapauksissa pitoisuudet voivat kuitenkin suurimmiten nousta vuorokausikeskiarvoinakin jopa satoihin mikrogrammoihin kuutiossa. Useimmiten näin suuria pitoisuuksia esiintyy ainoastaan päästölähteiden välittömässä läheisyydessä, usein ainoastaan tehdasalueella. Suuret pitoisuudet syntyvät useimmiten lyhytaikaisten häiriöpäästöjen vaikutuksesta.

4.2.4 Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin

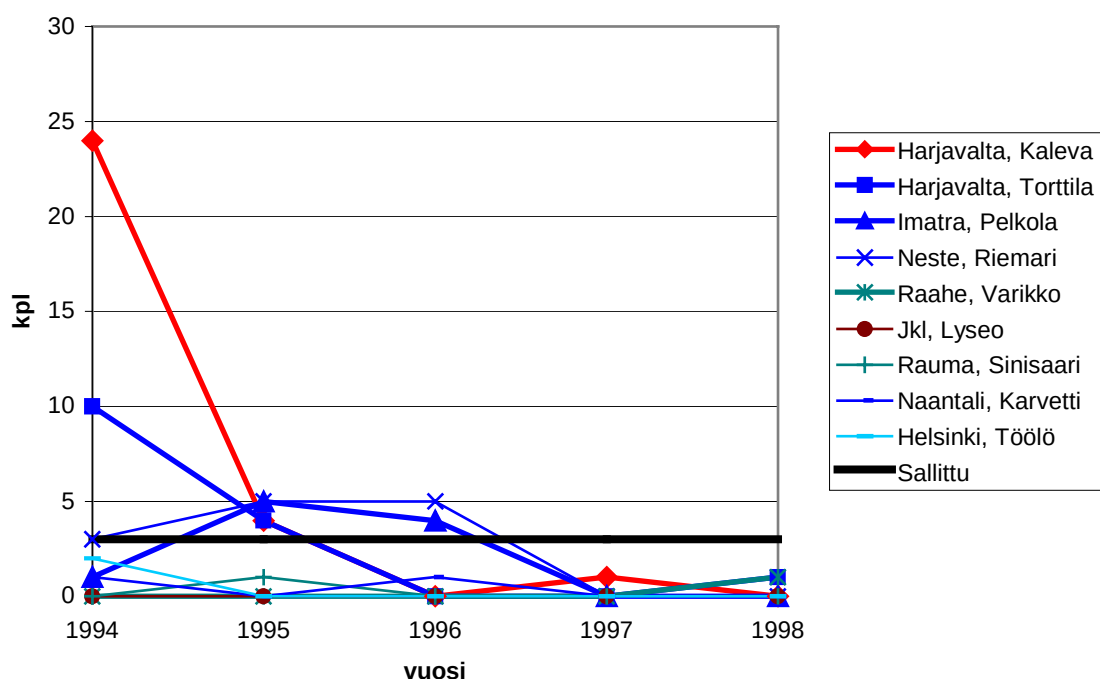
Vuorokausikeskiarvo - terveyden suojele

Terveyden suojelemiseksi annettu rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvon raja-arvo ylittyi arviointiajanjakson aikana kahdella Harjavallan mittauspaikalla. Ylempi arviointikynnys ylittyisi tämän lisäksi kahdella mittauspaikalla ja alempi arviointikynnys yhdellä mittauspaikalla arvioitaessa pitoisuuksia viiden vuoden aineiston perusteella (kuva 12). Raja-arvo ylittyi Harjavallan Kalevassa ja Torttilassa vuonna 1994. Ylempi arviointikynnys ylittyy Imatran Pelkolassa ja Porvoo/Neste Riemarissa ja alempi arviointikynnys Raahen Varikon mittausasemalla. Muilla arvioinnissa käytetyillä mittausasemilla pitoisuudet alittavat alemman arviointikynnyksen. Raja-arvon ja arviointikynnysten ylitykset aiheutuvat pääsääntöisesti arviointiajanjakson kahden ensimmäisen vuoden aikana mitatuista korkeista pitoisuuksista (kuva 13). Vuoden 1995 jälkeen ei

ole Imatran Pelkolan asemaa lukuunottamatta mitattu yhdelläkään asemalla ylemmän arviointikynnyksen ylittäviä pitoisuuksia ja Pelkolassakin pitoisuudet ovat olleet vuoden 1996 jälkeen alle ylemmän arviointikynnyksen.



Kuva 12. Rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo suhteessa raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen arvioituna vuosien 1994 – 1998 mittauksen perusteella.



Kuva 13. Rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo: ylemmän arviointikynnyksen ylitysten lukumäärä vuosina 1994 – 1998 muutamilla mittauspaikoilla.

Leviämislaskelmien tulosten mukaan lähinnä prosessiteollisuuden päästöjen aiheuttamat korkeimmat rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot voivat ylittää arviointikynnykset ja myös raja-arvon pienillä alueilla lähinnä päästölähteiden välittömässä läheisyydessä, usein ainoastaan tehdasalueella matalien päästölähteiden lähistöllä. Myös kivihiiltä polttoaineenaan käyttävien voimalaitosten päästöt voivat aiheuttaa satunnaisesti varsin korkeita pitoisuuksia pienillä alueilla päästölähteiden lähiympäristössä. Korkeat pitoisuudet aiheutuvat pääasiassa prosessiteollisuuden häiriöpäästöistä tai esim. voimalaitosten rikinpoistolaitosten häiriön aikaisista päästöistä.

Talvikeskiarvo - ekosysteemien suojelelu

Rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvon arvioimisessa on käytetty taajamien ulkopuolisten mittausasemien tuloksia, koska raja-arvo on annettu ekosysteemien suojelemiseksi. Kun arvioinnissa käytettävän mittauspaikan kriteerinä käytetään direktiivin suositusta jatkuvan mittauspaikan sijainnille, tulisi arvioinnissa käytettävän näytteenottopaikan sijaita yli 20 km:n etäisyydellä taajamista tai yli 5 km:n etäisyydellä muista rakennetuista alueista tai teollisuuslaitoksista tai moottoriteistä. Käytettävien pitoisuustulosten tulisi edustaa ympäröivän alueen ilmanlaatua vähintään 1000 neliökilometrin laajuudelta. Suomessa edellä mainitut kriteerit täyttäviä mittauspaikkoja ovat ainoastaan Ilmatieteen laitoksen taustailmanlaadun mittausasemat. Kaupunkien mittauspaikkojen tuloksia ei siis käytetä alustavassa arvioinnissa rikkidioksidipitoisuuksien talvikeskiarvojen arvioimiseen. Seuraavassa on kuitenkin esitetty vertailun vuoksi myös tuloksia eräiden kaupunkien pitoisuusmittauksista.

Rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvon arvioinnissa on käytetty mittausaineistona ajanjakson 1.10.1993 – 31.3.1998 tuloksia. Otettaessa huomioon kaikki arviointiajanjakson vuodet ja myös kaupunkiasemien tulokset ylittyisi raja-arvo yhdellä kaupunkien mittausasemalla, ylempi arviointikynnys em. lisäksi kuudella kaupunkien mittausasemalla ja alempi arviointikynnys em. lisäksi 13 kaupunkien mittausasemalla. Muilla 67 mittausasemalla pitoisuudet ovat olleet jokaisena vuotena alle alemman arviointikynnyksen. Raja-arvo ylittyi Harjavallan Torttilan koulun mittausasemalla vuonna 1993-94 (talvikeskiarvo $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Seuraavana vuonna Torttilan aseman talvikeskiarvo oli $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ eli vielä yli ylempään arviointikynnyksen. Tämän jälkeen Torttilan talvikeskiarvo on ollut alle $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuuksien alenemiseen on vaikuttanut Harjavallan päästörakenteessa (päästökorkeus ja päästö määrä) tapahtuneet muutokset. Ylempi arviointikynnys on ylittynyt arviointiajanjakson aikana Torttilan lisäksi seuraavilla kaupunkien mittauspaikoilla: Harjavalta Kaleva, Imatra Pelkola, Porvoo/Neste Riemari, Turku Kauppatori, Valkeakoski Terveyskeskus (mittausmenetelmänä DOAS), Helsinki Töölö. Kaikilla em. asemilla ylempään arviointikynnyksen ylityksiä on esiintynyt ainoastaan arviointiajanjakson alussa, jonka jälkeen pitoisuudet ovat pienentyneet lähinnä päästöjen vähenemisen myötä (Riemarin asemalta ei ole tuloksia vuosilta 1996 – 1998). Talven 1994 – 1995 jälkeen talvikeskiarvot ovat olleet kaikilla asemilla alle ylempään arviointikynnyksen (kuva 12). Alemman arviointikynnyksen ylittäviä rikkidioksidin talvikeskiarvoja on mitattu em. paikkakuntien lisäksi Jyväskylässä, Kokkolassa, Kotkassa, Porissa, Raumalla, Espoossa, Naantalissa ja Raisiossa.

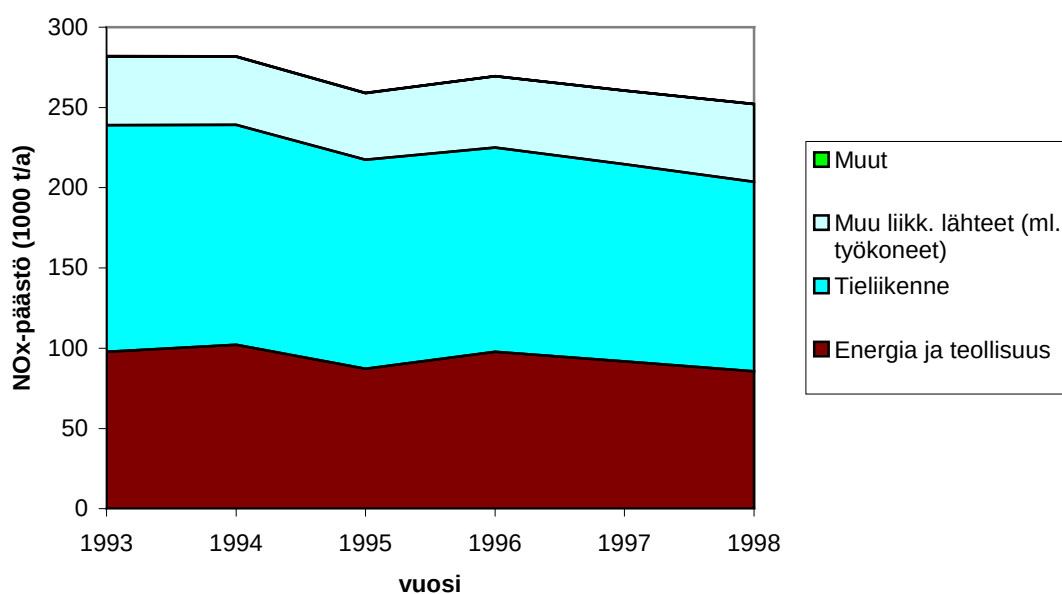
Rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvolle ekosysteemien suojelemiseksi annetun raja-arvon arvioinnissa käytettävillä Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla mitatut rikkidioksidipitoisuudet ovat olleet selvästi alle alemman arviointikynnyksen koko arviointiajanjakson ajan. Sekä Ilmatieteen laitoksen HILATAR-mallin että EMEP-kaukokulkeutumismallin tulosten mukaan rikkidioksidipitoisuudet Suomen tausta-alueilla alittavat selkeästi alemman arviointikynnyksen. Mittaustulosten ja tehtyjen leviämisselvitysten tulosten perusteella voidaan arvioida, että talvikeskiarvon osalta rikkidioksidipitoisuudet ovat nykyisin selkeästi alle raja-arvon sekä ylempään ja

alemman arviointikynnyksen Suomen tausta-alueilla ja sellaisillakin paikkakunnilla, joissa on merkittäviä rikkidioksidin päästölähteitä.

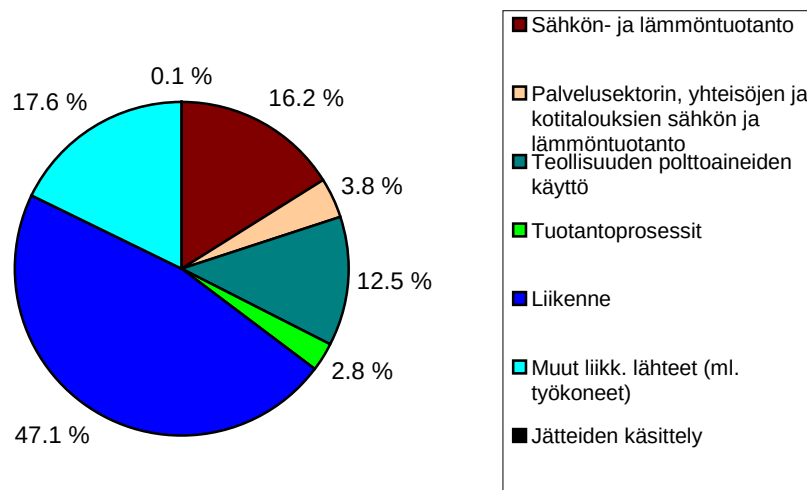
4.3 Typen oksidit

4.3.1 Päästöt

Typenoksidipäästöt ovat vähentyneet Suomessa 1990-luvun alusta vuoteen 1998 n. 16 % (kuva 10). Arviointiajanjakson, 1994 - 1998, aikana typenoksidipäästöt ovat vähentyneet n. 11 % (kuva 14). Sekä energiantuotannon ja teollisuuden että liikenteen päästöt ovat vähentyneet tänä aikana. Vuonna 1997 Suomen typenoksidipäästöt olivat yhteensä n. 260 000 tonnia, josta n. 47 % aiheutti tieliikenne ja n. 18 % muu liikenne (mukana työkoneet). Teollisuus ja energiantuotanto aiheuttivat n. 30 % päästöistä (kuva 15). Suurimmat kunnittaiset typenoksidipäästöt syntyvät kunnissa, joissa on runsaasti autoliikennettä tai suurvoimalaitoksia. Suurimmat kunnittaiset typenoksidipäästöt syntyvät Etelä-Suomen suurissa kaupungeissa Helsingissä, Espoossa ja Vantaalla. Espoossa ja Vantaalla päästöt aiheutuvat suurimmaksi osaksi liikenteestä. Helsingissä energiantuotannon päästöt olivat esim. vuonna 1997 suuremmat kuin liikenteen päästöt. Mm. Porissa, Porvoossa, Lappeenrannassa ja Kotkassa suurin osa päästöistä aiheutuu energiantuotannosta tai teollisuudesta (liitekuva 4).



Kuva 14. Suomen typenoksidipäästöt vuosina 1993 - 1998.



Kuva 15. Suomen typenoksidipäästöt 1997, yhteensä 261 000 tonnia.

Päästökorkeus on päästömäärien ja päästöjen ajallisen vaihtelun lisäksi tärkeä typen oksidien pitoisuuksiin vaikuttava tekijä. Koska autoliikenteen päästöt vapautuvat matalalta, aiheuttavat ne varsin suuria pitoisuuksia lähellä maanpintaa verrattuna esim. teollisuuden tai energiantuotannon päästöihin, jotka vapautuvat ulkoilmaan suhteellisen korkeista piipuista. Autoliikenteen typenoksidipäästöjen ajallinen vaihtelu riippuu lähinnä liikennemäärien vaihtelusta ja niillä on varsin suuri vuorokauden sisäinen vaihtelu. Pistelähteiden päästömäärissä voi sen sijaan satunnaisesti tapahtua suuriakin muutoksia esim. häiriöiden seurauksena, jolloin päästöt voivat lyhytaikaisesti olla varsin suuria. Vaikka pistelähteet saattavatkin useilla paikkakunnilla aiheuttaa suurimman osan typenoksidipäästöistä, liikenteen päästöt ovat näilläkin paikkakunnilla tärkein typen oksidien pitoisuuksiin vaikuttava tekijä.

4.3.2 Mitatut pitoisuudet

Vuosilta 1994 – 1998 typpidioksidimittauksia oli käytettävissä arviointiin 23 mittausverkon 61 asemalta yhteensä 32 paikkakunnalta. Mittausasemista 34 on liikenneasemia, 14 teollisuusasemia ja loput 13 on luokiteltu tausta-aseiksi. Arviointiajanjakson (1994-1998) kaikilta vuosilta oli mittausdataa 26 asemalta. Vain yhdeltä vuodelta oli mittausaineistoa 10 asemalta. Typenoksidipitoisuustuloksia oli käytettävissä 43 asemalta. Ilmatieteen laitos mittaa typpidioksidipitoisuuksia neljällä EMEP-ohjelman tausta-aseilla (Utö, Virolahti, Ähtäri ja Oulanka).

Typen oksidien pitoisuudet on useimmilla asemilla mitattu kemiluminenssiin perustuvilla jatkuvatoimisilla analysaattoreilla. Kemiluminenssi on myös tytärdirektiivissä mainittu vertailumenetelmä. DOAS-mittaus on ollut käytössä kahdella mittauspaikalla: Tampereen Raatihuoneen asemalla ja Valkeakosken Terveyskeskuksen asemalla. Monitoreiden kalibroinneissa on käytetty permeaatiokalibraattoreita. Kalibroinnit on ilmoitusten mukaan tehty yleensä 1 – 3 kuukauden välein. Aineistön määrä on noin puolessa aineistosta yli 90 % ja noin 10 %:ssa alle 50 %. Suurin osa typpidioksidimittausten aineistosta on ajallisesti riittävän kattavaa alustavaa arviointia varten.

Taajamien typpidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvot vaihtelevat jonkin verran vuosittain lähinnä meteorologisten tekijöiden seurauksena. Etenkin typpidioksidipitoisuuksien lyhytaikaispitoisuuksiin ja korkeiden pitoisuuksien esiintymistiheyteen vaikuttavat päästövaihtelun lisäksi meteorologiset tekijät ja niiden vaihtelu.

Suurimpia typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja on arviointiajanjakson aikana mitattu suurimpien kaupunkien vilkkaasti liikennöidyillä keskusta-alueilla sijaitsevilla mittausasemilla. Tampereen Raatihuoneen (DOAS), Helsingin Töölön, Turun Kauppatorin ja Aninkaistensillan sekä Oulun keskustan mittausasemilla on mitattu arviointiajanjakson aikana yli $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuosikeskiarvoja. Yli $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ olevia vuosikeskiarvoja on mitattu Tampereen Raatihuoneen (vuosina 1995, 1997 ja 1998) ja Helsingin Töölön (vuosina 1994 ja 1995) asemilla. Tampereen Raatihuoneen asemalla käytetään muista poiketen DOAS-menetelmää mittaamiseen. Turun Kauppatorilla saatiin vuonna 1995 vuosikeskiarvoksi $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (kuva 18). Yli $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n vuosikeskiarvoja on mitattu lisäksi Lappeenrannassa ja Vaasassa. Mm. Jyväskylän, Valkeakosken, Hämeenlinnan ja Raision keskustoissa sijaitsevilla mittauspaikoilla on mitattu yli $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuosikeskiarvoja. Pienemmällä paikkakunnilla ja kaupunkien tausta-alueilla typpidioksidin vuosikeskiarvot ovat olleet alle $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, useimmiten alle $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Neljällä Ilmatieteen laitoksen tausta-asemalla on mitattu arviointiajanjakson aikana typen oksideja: Oulangalla, Utössä, Virolahdella ja Ähtärissä. Useiden vuosien mittausaineisto on puutteellista, mutta mitatut typpidioksidipitoisuudet ovat olleet varsin pieniä. Typpidioksidin vuosikeskiarvot ovat olleet $2 - 6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja korkeimmat typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot alle $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat mittaustulosten perusteella arvioituna Suomessa tausta-alueilla selvästi alle $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Yli $300 \mu\text{g}/\text{m}^3$ typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvoja on mitattu Helsingin, Turun ja Tampereen ohella mm. Lahdessa, Imatralla, Kokkolassa, Kouvolassa, Lappeenrannassa, Vaasassa, Kemissä ja Kuopiossa. Yli $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pitoisuuksia on edellisten lisäksi mitattu mm. Kajaanin ja Oulun keskustojen mittauspaikoilla. Vuoden 1995 joulukuussa mitattiin episoditilanteessa useilla paikkakunnilla varsin korkeita typpidioksidipitoisuuksia.

4.3.3 Leviämislaskelmien tulokset

Typenoksidipäästöille on tehty viime vuosina kaikki oleellisesti alueen pitoisuuksiin vaikuttavat päästölähteet kattavia leviämisselvityksiä Helsingin seudulle, Turun seudulle, Lahteen, Poriin, Tornioon, Rovaniemelle, Heinolaan ja Hyvinkää-Riihimäki-Hausjärvi-Janakkala-Loppi -seudulle. Tämän lisäksi on tehty lukuisia leviämisselvityksiä erilaisille typenoksidipäästöjen lähdeympäristöille, mm. yksittäisille teollisuus- ja voimalaitoksille tai esim. satama- tai lentototominnalle.

Suurimmissa kaupungeissa (pääkaupunkiseutu, Turun seutu, Lahti) mallinnetut typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat ylittäneet pienillä alueilla kaupunkien keskustassa ja vilkkaiden liikenneväylien varrella $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pienempien kaupunkien (mm. Pori ja Tornio) keskusta-alueilla mallinnetut typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet korkeimmillaan yli $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Yksittäisille teollisuus- ja voimalaitoksille tehdyissä leviämisselvityksissä ovat typpidioksidin vuosikeskiarvot jääneet yleensä hyvin pieneksi, yleensä suurimmillaankin alle $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Suurimmat kaupunkiselvityksissä yksittäisiin tarkastelupisteisiin saadut typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot ovat olleet pääkaupunkiseudulla n. $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Turun seudulla ja Lahdessa n. 300

$\mu\text{g}/\text{m}^3$ sekä Porissa ja Torniossa alle $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tehdyissä laitoselvityksissä (voimalaitokset ja teollisuuden päästölähteet) jäivät korkeimmat typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot yleensä selvästi alle $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Suurimmat laiva- ja lentoliikenteen päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot ovat olleet $100 - 300 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Tehtyjen kaupunkiselvitysten tuloksista laskettiin raja-arvoa sekä ylempää ja alemmaa arviointikynnystä vastaavat tilastot, joiden perusteella tehtiin aluejakaumakuvat pitoisuuksien suhteesta raja-arvoon ja arviointikynnyksiin. Raja-arvoa ja arviointikynnyksiä vastaavat tilastoluvut määritettiin pääsääntöisesti leviämismallilaskelmien tuloksina saaduista tuntikeskiarvoaineistoista. Mikäli pitoisuuksien tuntiaineistoa ei ollut säilytetty, tilastolliset tunnusluvut määritettiin aiemmin lasketuista tilastosuureista (Heinola, Lahti ja Tornio). Eri selvityksissä käytetyt mallilaskelmien lähtötiedot (päästöt ja meteorologinen aineisto) ovat eri vuosilta, mutta tulokset kuvaavat kuitenkin suhteellisen hyvin arviointiajanjakson pitoisuustilannetta.

Liitekuvilla 6 – 12 esitetään typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ja liitekuvilla 13 – 19 typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin eri kaupungeissa. Kuvissa on esitetty myös tutkimusalueilla sijaitsevilla mittausasemilla arviointiajanjakson aikana mitattujen pitoisuuksien suhde raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi leviämislaskelmien tulosten mukaan raja-arvon ainoastaan vilkkaimmilla risteysalueilla. Ylempi arviointikynnys ylittyisi suurimpien kaupunkien keskusta-alueilla sekä vilkkaasti liikennöityjen teiden varsilla ja risteysalueilla. Ylempi arviointikynnys ylittyisi tulosten mukaan tarkastelluista alueista pääkaupunkiseudulla (liitekuva 6), Turun seudulla (liitekuva 7), Lahdessa (liitekuva 8) ja Rovaniemellä (ainoastaan risteysalueilla, liitekuva 10). Alempi arviointikynnys ylittyisi pääkaupunkiseudulla varsin suuressa osassa kantakaupungin aluetta sekä ulosmenoteiden ja kehä I:n varrella sijaitsevilla alueilla. Turun seudulla alempi arviointikynnys ylittyisi Turun ja Raision keskustojen alueilla, ulosmenoteiden varrella ja vilkkailla risteysalueilla. Lahdessa alempi arviointikynnys ylittyisi 1 – 2 km säteellä keskusta-alueelta ja vilkkaiden liikenneväylien varsilla. Porissa ja Rovaniemellä alempi arviointikynnys ylittyisi ainoastaan pienellä alueella kaupunkien keskustoissa. Heinolassa ja Torniossa alempi arviointikynnys alittuisi kaikkialla tutkimusalueella lukuun ottamatta vilkkaasti liikennöityjä risteysalueita.

Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo

Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot eivät tulosten mukaan ylittäisi raja-arvoja missään tarkastelluista tutkimusalueista, lukuun ottamatta ehkä vilkkaimpia risteysalueita. Ylempi arviointikynnys ylittyisi suurimpien kaupunkien (pääkaupunkiseutu, Turun seutu, Lahti) keskusta-alueilla lähinnä vilkkaiden teiden varsilla ja risteysalueiden lähistöllä. Pienemmillä paikkakunnilla, Porissa, Torniossa, Rovaniemellä ja Heinolassa, pitoisuudet ovat vilkkaimpia risteysalueita lukuun ottamatta kaikkialla alle ylemmän arviointikynnyksen. Alempi arviointikynnys ylittyisi pääkaupunkiseudulla, Turun seudulla ja Lahdessa varsin laajoilla alueilla. Pienemmillä paikkakunnilla alempi arviointikynnys ylittyisi lähinnä kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaiden ulosmenoteiden varsilla.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo

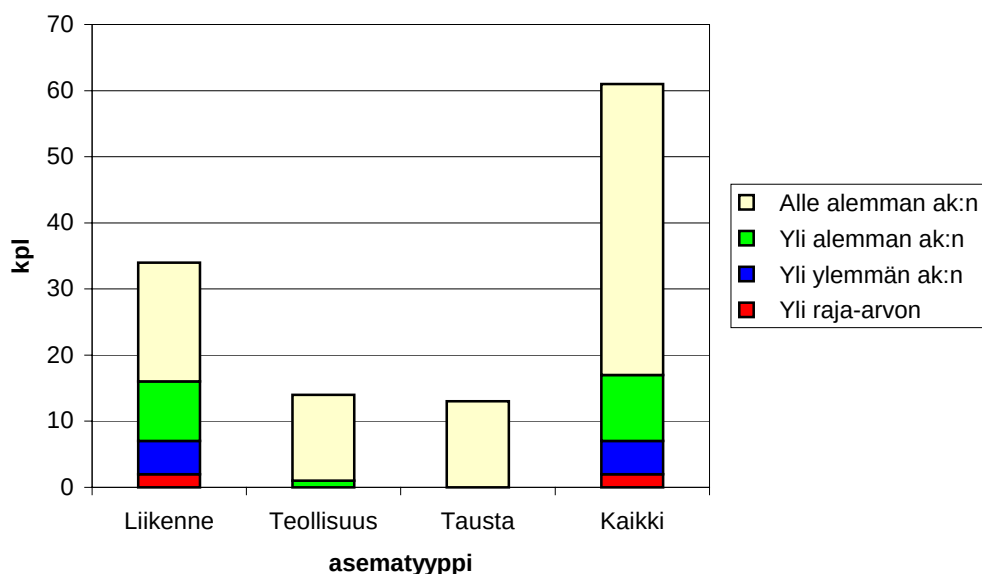
Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi kaupunkiselvitysten tulosten mukaan raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen varsin suuressa osassa taajama-alueita. Pääkaupunkiseudulla pitoisuudet alittaisivat alemman arviointikynnyksen 5 – 10 km:n etäisyydellä kehä III:n ulkopuolella. Turun seudun pitoisuudet olisivat alle alemman arviointikynnyksen vasta useiden kilometrien etäisyydellä kaupunkien keskusta-alueilta. Pienemmillä paikkakunnilla alempi arviointikynnys ylittyisi lähinnä kaupunkien keskusta-alueilla ja niiden lähistöllä sekä vilkkaiden liikenneväylien lähistöllä. Kasvillisuuden suojelemiseksi annettua raja-arvoa sovelletaan kuitenkin taajama-alueiden ulkopuolella. Kun kriteerinä käytetään jatkuvalle mittaukselle annettua suositusta mittauspaikean sijainnista yli 20 km:n etäisyydellä taajamista, typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo on mallilaskelmien mukaan kaikkialla raja-arvon soveltamisalueilla selkeästi alle alemman arviointikynnyksen.

Ilmatieteen laitoksen HILATAR-mallin vuoden 1998 tulosten (*HONGISTO et al., 2000*) mukaan alueelliset typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat pääkaupunkiseudun alueella yli $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Etelä- ja Lounais-Suomessa 3 – $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Keski-Suomessa ja Oulun seudulla 1 – $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa alle $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (liitekuva 28). EMEP:n kaukokulkeumamallien tulosten mukaan (*EMEP 1998 a ja b*) alueelliset typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat vuonna 1996 pienellä alueella koillis- ja etelä-rannikkoa 7 – $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Etelä-Suomessa 3 – $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Keski-Suomessa ja Oulun seudulla 1 – $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, Kainuussa ja Etelä-Lapissa n. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa alle $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Koska kyseessä on tausta-alueiden pitoisuus voidaan olettaa, että lähes kaikki typpimonoksidi on hapettunut typpidioksidiksi, ja näin ollen EMEP:n typpidioksiditulokset kuvaisivat myös typenoksidipitoisuuksien tasoa. Myös kaukokulkeumamallien tulosten mukaan typenoksidipitoisuudet siis alittaisivat selkeästi kaikkialla tausta-alueilla typenoksidielle esitetyn alemman arviointikynnyksen.

4.3.4 Pitoisuudet suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo – terveyden suojelu

Raja-arvon ylittäviä typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja on mitattu arviointiajanjakson aikana kahdella mittausasemalla, ylempi arviointikynnys on em. lisäksi ylittynyt 5 asemalla ja alempi arviointikynnys em. lisäksi 10 mittausasemalla (kuva 16). Muilla mittausasemilla pitoisuudet ovat olleet jokaisena vuotena alle alemman arviointikynnyksen. Raja-arvo ylittyi Helsingin Töölön asemalla vuosina 1994 ja 1996 ja Tampereen Raatihuoneen asemalla vuosina 1995–98. Tampereen Raatihuoneen asemalla käytetään mittaamiseen DOASia. Ylempi arviointikynnys on ylittynyt Turun keskustan mittausasemilla, Lahden Veskussa ja Oulun keskustassa. Alempi arviointikynnys on em. lisäksi ylittynyt Jyväskylän Lyseon, Lappeenrannan Tirilän, Lahden Kisa-
puiston, Tampereen Messukylän, Vaasan Maasillan, Kouvolan keskustan, Espoon Leppävaaran, Vantaan Tikkurilan ja Helsingin Vallilan asemilla.

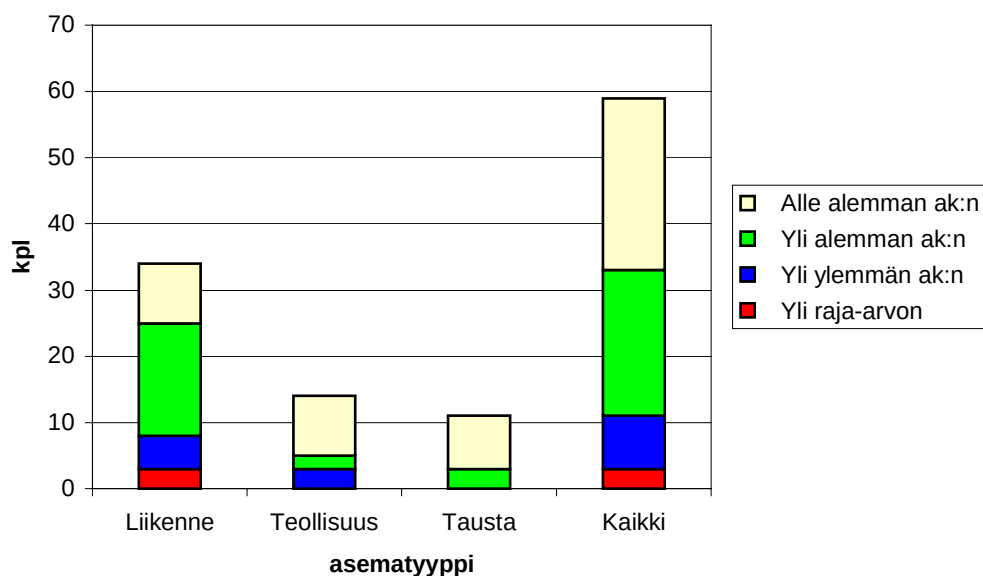


Kuva 16. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo suhteessa raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen arvioituna vuosien 1994 – 1998 mittausten perusteella.

Leviämislaskelmien tulosten mukaan typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi raja-arvon ainoastaan kaupunkien vilkkaimmilla risteysalueilla. Ylempi arviointikynnys voisi ylittyä suurimpien kaupunkien (esim. pääkaupunkiseutu, Turun seutu ja Lahti) keskusta-alueilla sekä vilkkaasti liikennöityjen teiden varsilla ja risteysalueilla. Alempi arviointikynnys ylittyisi suurimmissa kaupungeissa suhteellisen laajasti kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaimpien liikenneväylien ja risteysalueiden lähistöllä. Pienemmissä kaupungeissa alempi arviointikynnys ylittyisi ainoastaan suppeasti kaupunkien keskusta-alueilla tai ainoastaan vilkkaasti liikennöityjen teiden risteysalueilla.

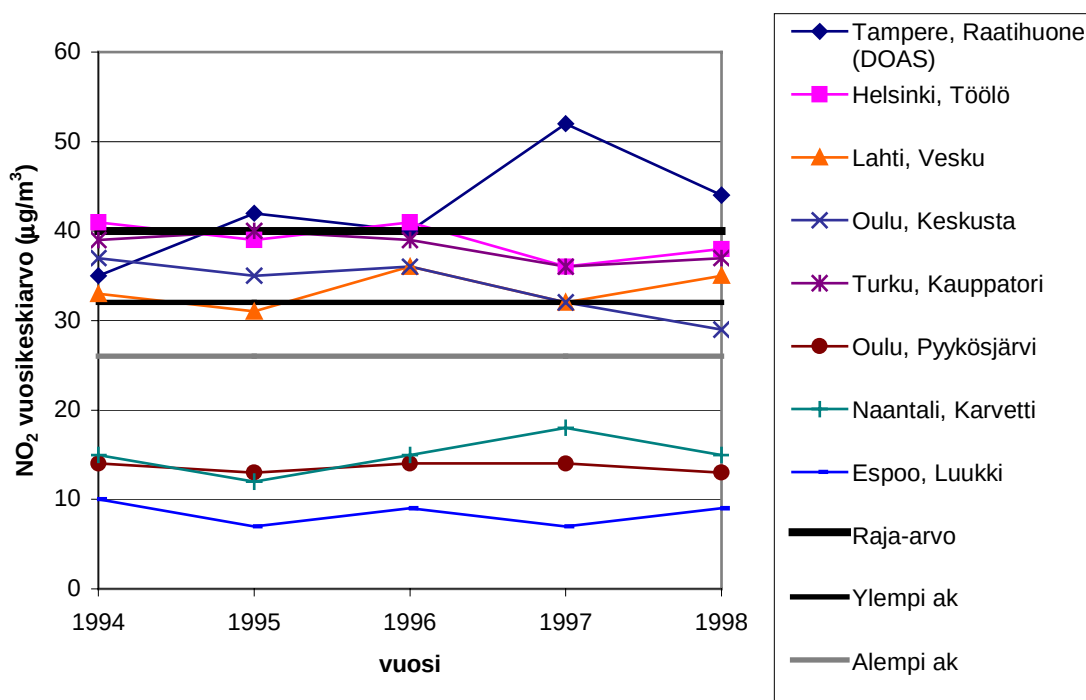
Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo – terveyden suojele

Typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvo ylittyi arviointiajanjakson aikana kolmella mittauspaikalla: Tampereen Messukylässä, Turun Kauppatorilla ja Helsingin Töölössä. Raja-arvo ylittyi näilläkin asemilla ainoastaan vuonna 1995. Arviointiajanjakson mittausaineiston perusteella arvioituna ylempi arviointikynnys ylittyy em. paikkojen lisäksi 8 mittauspaikalla ja alempi arviointikynnys em. lisäksi 22 mittauspaikalla. Pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen 26 mittauspaikalla (kuva 17). Ylempi arviointikynnys ylittyy mm. Helsingin Töölön, Tampereen Messukylän, Turun Kauppatorin ja Oulun keskustan asemilla. Ylempi arviointikynnys ylittyi mittaustulosten mukaan myös muutamilla pienempien paikkakuntien liikenneasemilla yksittäisinä vuosina mitattujen korkeiden pitoisuuksien vuoksi. Alempi arviointikynnys ylittyy suurten kaupunkien keskustojen ulkopuolellakin, mm. Oulun Pyykösjärvellä, Tampereen Lielahdessa, Turun Korppolaismäellä sekä pienemmilläkin paikkakunnilla mm. Hämeenlinnassa, Jyväskylässä, Kajaanissa, Kokkolassa, Kotkassa, Kuopiossa, Lahdessa ja Lohjalla.

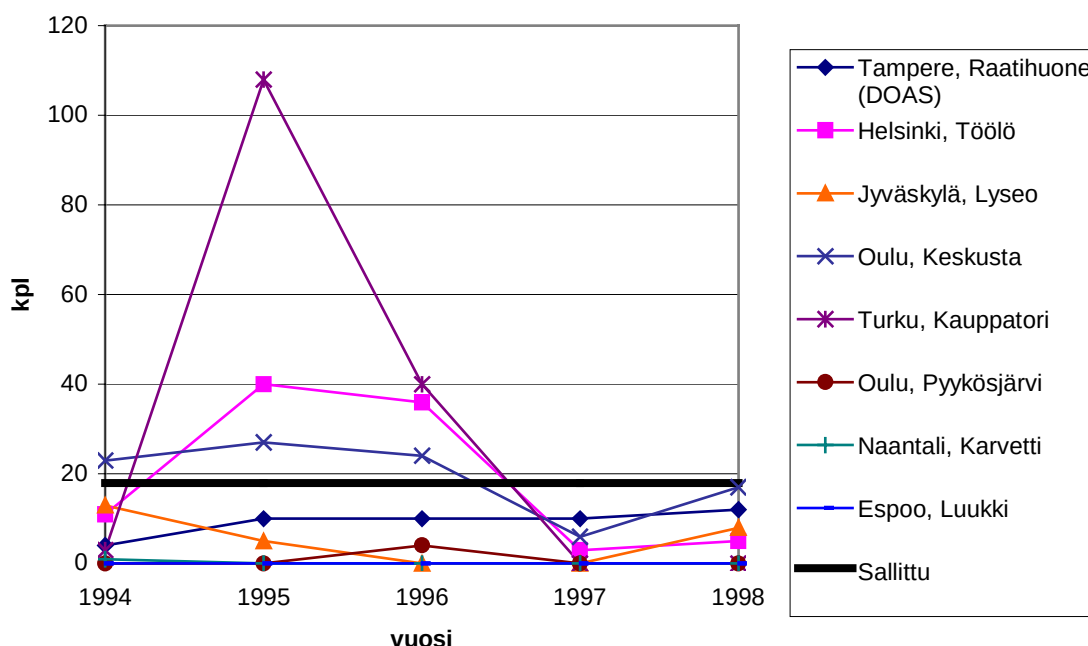


Kuva 17. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo suhteessa raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen arvioituna vuosien 1994 – 1998 mittausten perusteella.

Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot eivät leviämislaskelmien tulosten mukaan ylittäisi raja-arvoja taajama-alueilla lukuun ottamatta ehkä vilkkaimpia risteysalueita. Ylempi arviointikynnys voisi ylittyä suurimpien kaupunkien (esim. pääkaupunkiseutu, Turun seutu ja Lahti) keskusta-alueilla lähinnä vilkkaiden teiden varsilla ja risteysalueiden lähistöllä. Pienemmillä paikkakunnilla pitoisuudet olisivat ehkä vilkkaimpia risteysalueita lukuun ottamatta kaikkialla alle ylemmän arviointikynnyksen. Alempi arviointikynnys ylittyisi suurimmissa kaupungeissa varsin laajoilla alueilla. Pienemmillä paikkakunnilla alempi arviointikynnys ylittyisi lähinnä kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaiden ulosmenoteiden varsilla.



Kuva 18. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo vuosina 1994 – 1998 muutamilla mittauspaiikoilla.



Kuva 19. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo: ylemmän arviointikynnyksen ylitysten lukumäärä vuosina 1994 – 1998 muutamilla mittauspaikoilla.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo – kasvillisuuden suojeleminen

Typenoksidipitoisuustuloksia oli käytettävissä 43 mittausasemalta. Suurin osa, 28, asemista on luokiteltu liikenneasemiksi, 9 teollisuusasemiksi ja 6 tausta-asemiksi. Ilmatieteen laitoksen tausta-asemia lukuun ottamatta asemat sijaitsivat taajama-alueilla, jossa kasvillisuuden suojelemiseksi annettua raja-arvoa ei sovelleta. Suurimmassa osassa kaupunkien mittausasemista on mitattu yli raja-arvon olevia typenoksidien vuosikeskiarvoja. Pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen vain 8 mittauspaikalla. Tämä johtuu siitä, että suurin osa asemista sijaitsee liikenneympäristössä. Typen oksidien pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen mm. pääkaupunkiseudun tausta-asemalla Luukissa ja pienemmällä paikkakunnilla esim. Anjalankoskella, Lohjalla ja Varkaudessa sijaitsevilla asemilla. Ilmatieteen laitoksen tausta-asemalla mitattujen typpidioksidipitoisuuksien tuloksista voidaan arvioida, että typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvot alittavat alemman arviointikynnyksen tausta-alueilla.

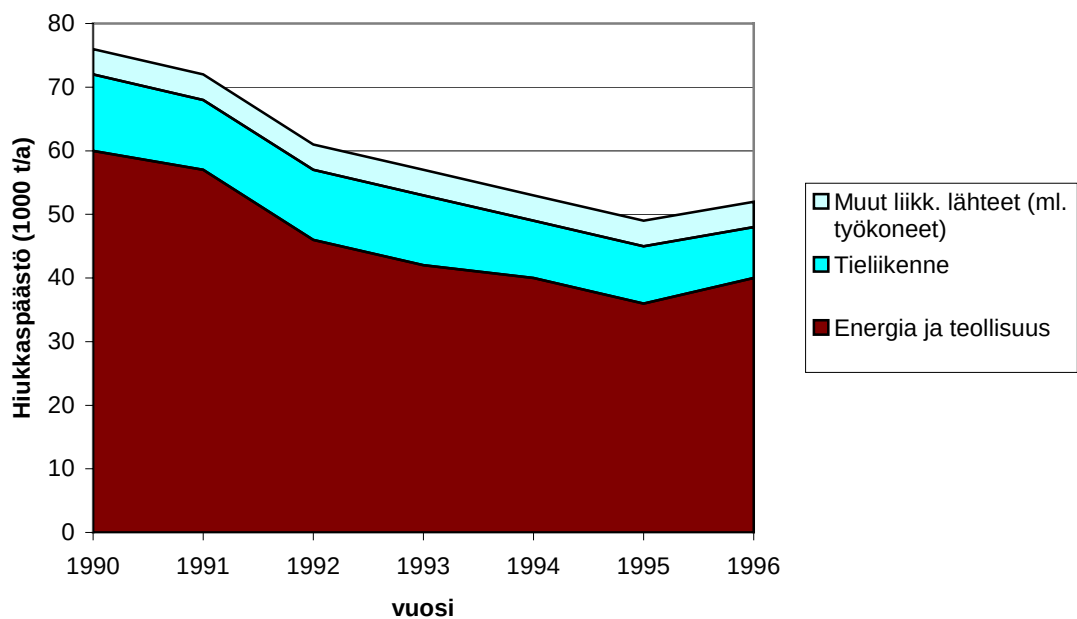
Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen leviämislaskelmien tulosten mukaan varsin suuressa osassa taajama-alueita. Kaupunkialueiden ulkopuolella tausta-alueilla pitoisuudet alittavat kuitenkin alemman arviointikynnyksenkin. Pienemmällä paikkakunnilla alempi arviointikynnys ylittyisi lähinnä kaupunkien keskusta-alueilla ja niiden lähistöllä sekä vilkkaiden liikenneväylien lähistöllä. Kaukokulkeumamallien tulosten mukaan typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvot alittavat Suomessa tausta-alueilla selvästi niin raja-arvon kuin arviointikynnyksetkin.

4.4 PM₁₀-pitoisuudet

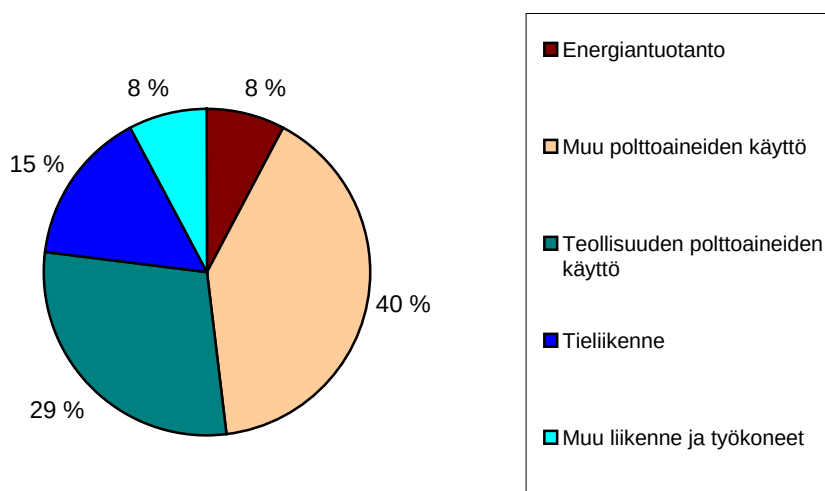
4.4.1 Päästöt

Suomessa on tällä hetkellä käytettävissä luotettavia hiukkaspäästöarvioita ainoastaan suorille hiukkaspäästöille. Pitoisuuksien syntymiseen vaikuttavat tämän lisäksi merkittävästi epäsuorat päästöt, mm. liikenteen nostattama katupöly. Suurin osa Suomen suorista hiukkaspäästöistä on energiantuotannon ja teollisuuden aiheuttamia. Tieliikenteen pakokaasupäästöt aiheuttavat n. 15 % ja muu liikenne ja työkonet n. 8 % kokonaispäästöistä. Vuoden 1996 suorien hiukkaspäästöjen on arvioitu olleen Suomessa n. 51 000 tonnia (kuvat 20 ja 21). Liitekuvasa 5 on esitetty kunnittaiset tieliikenteen ja ilmoitusvelvollisten laitosten hiukkaspäästöt vuodelta 1997.

Vaikka pistelähteet aiheuttavatkin useilla paikkakunnilla suurimman osan suorista hiukkaspäästöistä, liikenteen suorat ja epäsuorat päästöt ovat näilläkin paikkakunnilla tärkein pitoisuuksiin vaikuttava tekijä. Etenkin keväisin hiukkaspitoisuuksiin vaikuttaa suorien pakokaasupäästöjen lisäksi liikenteen ja tuulen maanpinnasta nostattama pöly.



Kuva 20. Hiukkaspäästöt Suomessa vuosina 1990 – 1996.



Kuva 21. Hiukkaspäästöt Suomessa vuonna 1996, yhteensä 51 000 tonnia.

4.4.2 Mitatut pitoisuudet

PM₁₀-mittaustuloksia oli käytettävissä arviointiin 26 mittausverkon 49 asemalta yhteensä 30 paikkakunnalta. Näistä neljällä asemalla mittausaineisto oli arviointiajanjaksoa, 1994 – 1998, aiemmalta ajalta. Mittausasemista 35 on liikenneasemia, 9 teollisuusasemia ja loput 5 on luokiteltu tausta-asemiksi. Arviointiajanjakson (1994-1998) kaikilta vuosilta oli mittausdataa ainoastaan 15 asemalta. Kolmelta asemalta oli mittausaineistoa vain yhdeltä vuodelta ja 13 asemalta kahdelta vuodelta.

Yleisimmin PM₁₀-pitoisuuksia on mitattu jatkuvatoimisilla monitoreilla, joista yleisimmin on käytetty TEOMia (Tampered Element Oscillating Microbalance). TEOM on ollut käytössä 21 mittausasemalla. β -säteilyn vaimenemiseen perustuva monitori on ollut käytössä 7 mittauspaikalla. Keräävä, 10 μ m esierottimella varustettu, mittalaite on ollut käytössä 17 mittauspaikalla. Näistä neljässä on ollut käytössä KIMOTOn (esierottimena impaktori) ja 11 Wedding&Association (esierottimena sykkloni) keräin. Yhdellä mittausasemalla on käytetty esierottimena kolmivaiheista impaktoria. Suomessa käytettävät mittausmenetelmät eivät ole direktiivin vertailumenetelmän mukaisia (standardin EN 12341 mukainen menetelmä, jossa PM₁₀ fraktio kerätään suodattimelle ja massa määritetään gravimetrisesti). Jäsenvaltio saa kuitenkin direktiivin mukaan käyttää mitä tahansa muuta menetelmää, jonka se voi osoittaa antavan vastaavat tulokset vertailumenetelmän kanssa tai olevan yhdenmukainen vertailumenetelmän kanssa. Ilmatieteen laitos ja YTV on aloittanut jatkuvatoimisten analysaattorien luotettavuuden testaamisen ja menetelmien vertailut vuonna 1999 ympäristöministeriön toimeksiannosta. Vertailut jatkuvat vuosien 2000 ja 2001 aikana.

Tehokeräykseen ja esierottimeen perustuvat mittaukset on yleensä kalibroitu kerran vuodessa. Monitoreiden kalibroinnit on ilmoitusten mukaan tehty yleensä 2 – 12 kuukauden välein. Useilta mittausasemilta ei ollut saatavilla tietoa kalibrointien suorittamisesta. Kolmasosassa mittauksista vuorokausiaineiston määrä oli yli 90 % ja n. puolessa alle 50 %. Suurin osa PM₁₀ -mittausten

aineistosta on ajallisesti riittävän kattavaa alustavan arvioinnin tekemiseen, kun kriteerinä käytetään laatutavoitetta ohjeellisten mittausten ajalliselle kattavuudelle.

Hiukkaspitoisuuksien vuosikeskiarvot vaihtelevat vuosittain lähinnä meteorologisten tekijöiden ja kevätpölyepisodin voimakkuuden seurauksena. Hiukkaspitoisuuksien lyhytaikaispitoisuuksiin ja korkeiden pitoisuuksien esiintymistiheyteen vaikuttavat etenkin kevätpölyepisodin kesto ja voimakkuus.

Suurimpia PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvoja on arviointiajanjakson aikana mitattu suurimpien kaupunkien vilkkaasti liikennöidyillä keskusta-alueilla sijaitsevilla mittausasemilla. PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet arviointiajanjakson aikana kaikilla mittauspaikeilla alle 40 µg/m³. Helsingin Töölön, Turun Kauppatorin ja Aninkaistensillan sekä Porin Itätullin mitta-asemilla on mitattu arviointiajanjakson aikana yli 25 µg/m³ vuosikeskiarvoja. Yli 20 µg/m³:n vuosikeskiarvoja on mitattu em. lisäksi lähinnä kaupunkien keskustojen liikenneasemilla Hämeenlinnassa, Imatralla, Pietarsaarella, Kotkassa, Mikkeliissä, Oulussa, Tampereella, Raisiossa, Valkeakoskella, Espoossa ja Vantaalla. Yli 14 µg/m³ vuosikeskiarvoja on mitattu em. lisäksi pienempien paikkakuntien liikenneasemilla mm. Jyväskylässä, Kokkolassa, Lohjalla, Porissa ja Vaasassa. Kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolellakin, mm. Oulun Pyykösjärvellä ja Espoon Luukissa, vuosikeskiarvot ovat olleet yli 10 µg/m³.

Yli 150 µg/m³ vuorokausipitoisuuksia on mitattu mm. Turun Kauppatorin, Helsingin Töölön, Tampereen Keskustorin, Oulun keskustan, Raision keskustan, Lappeenrannan keskustan, Porin Itätullin ja Mikkelin Kirkkopuiston mittauspaikeilla. Noin puolessa mitta-asemista on mitattu yli 100 µg/m³ vuorokausipitoisuuksia. Kaupunkien tausta-asemillakin korkeimmat vuorokausi-keskiarvot ovat olleet yli 50 µg/m³.

Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla ei mitata PM₁₀-pitoisuuksia. Tausta-alueiden PM₁₀-pitoisuuksien tasoa voidaan kuitenkin arvioida kokonaisleijumamittausten tuloksista. Kokonaisleijumaa mitataan tausta-asemista vain Punkaharjulla ja Utsjoella. Vuosina 1995 – 1998 mitatut kokonaisleijuman vuosikeskiarvot ovat olleet Punkaharjulla 6,5 – 7,8 µg/m³ ja Utsjoella 2,7 – 4,2 µg/m³ (*ILMATIETEEN LAITOS, 1999b*). Myös useissa kaupungeissa mitataan kokonaisleijumaa. Kaupunkien kokonaisleijumamittausten tuloksia ei kuitenkaan hyödynnetty alustavassa arvioinnissa.

4.4.3 Leviämislaskelmien tulokset

Leviämismallilla on arvioitu nykytilanteen PM₁₀-pitoisuuden alueellisia vuosikeskiarvoja niillä alueilla, joille on kaupunkiselvityksen yhteydessä tehty typenoksidipäästöjen leviämisselvitys. Liitekuviissa 20 – 26 esitetään PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvo suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen pääkaupunkiseudulla, Turun seudulla, Lahdessa, Porissa, Torniossa, Rovaniemellä ja Heinolassa.

Pääkaupunkiseudulla PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi tulosten mukaan 2. vaiheen raja-arvon suuressa osassa Helsingin kantakaupunkialuetta sekä vilkkaasti liikennöityjen kehäteiden, ulosmenoteiden ja vilkkaiden risteysalueiden lähistöllä. Ylempi arviointikynnys ylittyisi suuressa osassa tarkastelualuetta, kehä III:n ulkopuolellakin. Ylempi arviointikynnys alittuisi mm. Luukin seudulla. Alempi arviointikynnys ylittyisi kaikkialla pääkaupunkiseudulla.

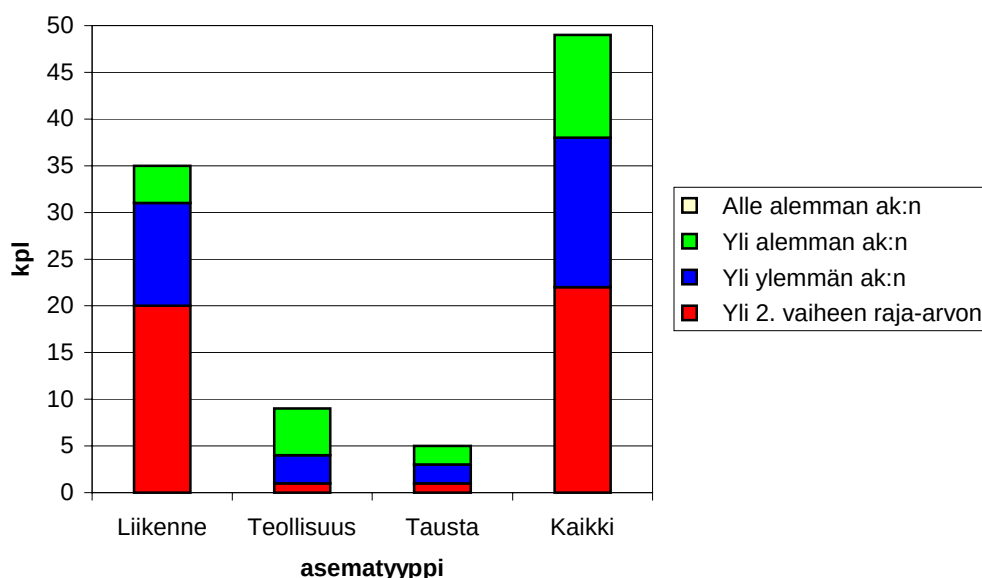
Turun seudulla PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi 2. vaiheen raja-arvon Turun keskusta-alueella sekä ulosmenoteiden ja vilkkaiden risteysalueiden lähistöllä. Ylempi arviointikynnys ylittyy suuressa osassa Turun seudun tutkimusaluetta, mm. Naantalin, Raision ja Kaarinan keskusta-alueilla ja niiden lähistöllä. Alempi arviointikynnys ylittyy kaikkialla tarkastelualueella.

Muilla tarkastelluilla paikkakunnilla PM_{10} -pitoisuuksien vuosikeskiarvot eivät ylitäisi 2. vaiheen raja-arvoa kuin ainoastaan mahdollisesti vilkkailla risteysalueilla. Ylempi arviointikynnys ylittyisi sen sijaan esim. Lahdessa varsin suuressa osassa tarkastelualuetta ja muissakin kaupungeissa keskusta-alueilla ja niiden lähistöllä sekä vilkkaiden teiden ja risteysalueiden lähistöllä. Alempi arviointikynnys ylittyisi kaikissa tarkastelluissa kaupungeissa koko tarkastelualueella.

4.4.4 Pitoisuudet suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin

Toisen vaiheen raja-arvon ylittäviä PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvoja on mitattu arviointiajanjakson aikana 22 mittausasemalla, ylempi arviointikynnys on em. lisäksi ylittynyt 16 asemalla ja alempi arviointikynnys em. lisäksi 11 mittausasemalla (kuva 22). Ensimmäisen vaiheen raja-arvon ylittäviä PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvoja ei ole arviointiajanjakson aikana mitattu yhdelläkään mittausasemalla. Jokaisella mittausasemalla pitoisuudet ovat olleet jonain vuotena yli alemman arviointikynnyksen. Toisen vaiheen raja-arvo ylittyi mm. useilla pääkaupunkiseudun ja Turun seudun liikenneasemilla, Tampereen Keskustorin, Hämeenlinnan Raatihuoneenkadun, Lappeenrannan keskustan, Karhulan keskustan, Oulun keskustan ja Porin Itätullin asemilla. Ylempi arviointikynnys on ylittynyt mm. Harjavallan Torttilan, Hämeenlinnan Viipurintien, Jyväskylän Lyseon, Kajaanin keskustan, Kokkolan keskustan, Kouvolan keskustan, Kuopion keskustan, Lahden Torin, Lohjan, Porin Väinölän, Seinäjoen, Närpiön ja Vaasan asemilla.

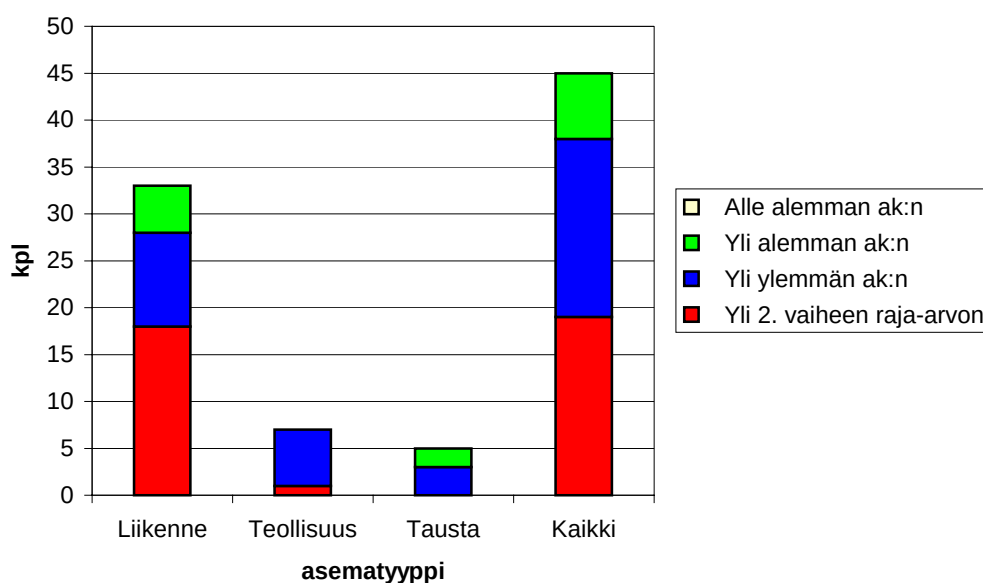
Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla mitattujen kokonaisleijumamittausten tulosten perusteella voidaan arvioida, että PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvot Suomen tausta-alueilla olisivat alle raja-arvon ja arviointikynnyksen.



Kuva 22.

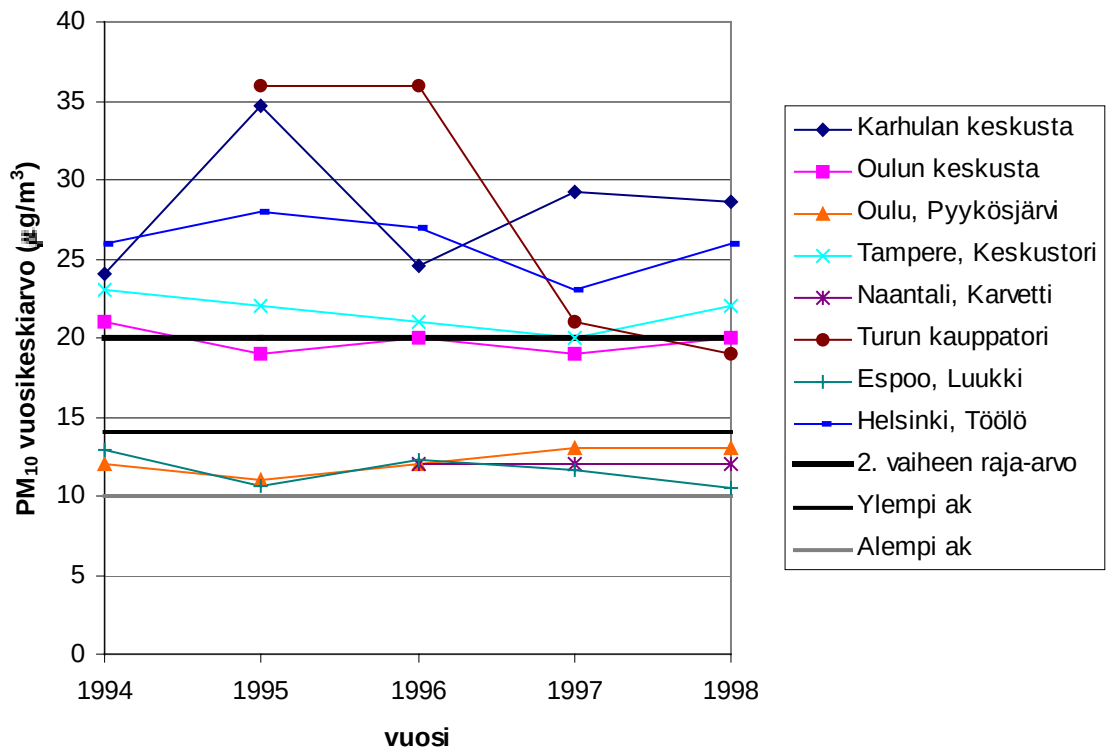
PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen arvioituna vuosien 1994 – 1998 mittausten perusteella.

PM₁₀-pitoisuuden 2. vaiheen vuorokausiraja-arvo ylittyi arviointiajanjakson aikana 20 mittauspaikalla. Toisen vaiheen raja-arvo on ylittynyt yleensä vilkkaasti liikennöidyillä kaupunkien keskusta-alueilla sijaitsevilla mittauspaikoilla, mm. Pääkaupunkiseudulla, Turussa, Oulussa, Kouvolassa, Karhulassa, Hämeenlinnassa, Lappeenrannassa, Porissa ja Tampereella. Ylempi arviointikynnys ylittyi em. lisäksi 18 mittauspaikalla ja alempi arviointikynnys em. lisäksi 7 mittauspaikalla. Pitoisuudet ovat kaikilla asemilla yli alemman arviointikynnyksen (kuva 23). Ylempi arviointikynnys ylittyy pienemmillä paikkakunnillakin, mm. Jämsässä, Lohjalla, Raahessa, Seinäjoella, Äänekoskella, sekä suurempien paikkakuntien keskusta-alueiden ulkopuolella, mm. Oulun Pyykösjärvellä ja Naantalın Karvetissa. Alempi arviointikynnys ylittyy lisäksi mm. pääkaupunkiseudun tausta-asetalla Espoon Luukissa. Ensimmäisen vaiheen raja-arvo on ylittynyt arviointiajanjakson aikana Turun Aninkaistensillan (vuosi 1998) ja Kauppatorin (vuodet 1995 ja 1996) sekä Helsingin Töölön (vuodet 1995 ja 1998) mittausasemilla.

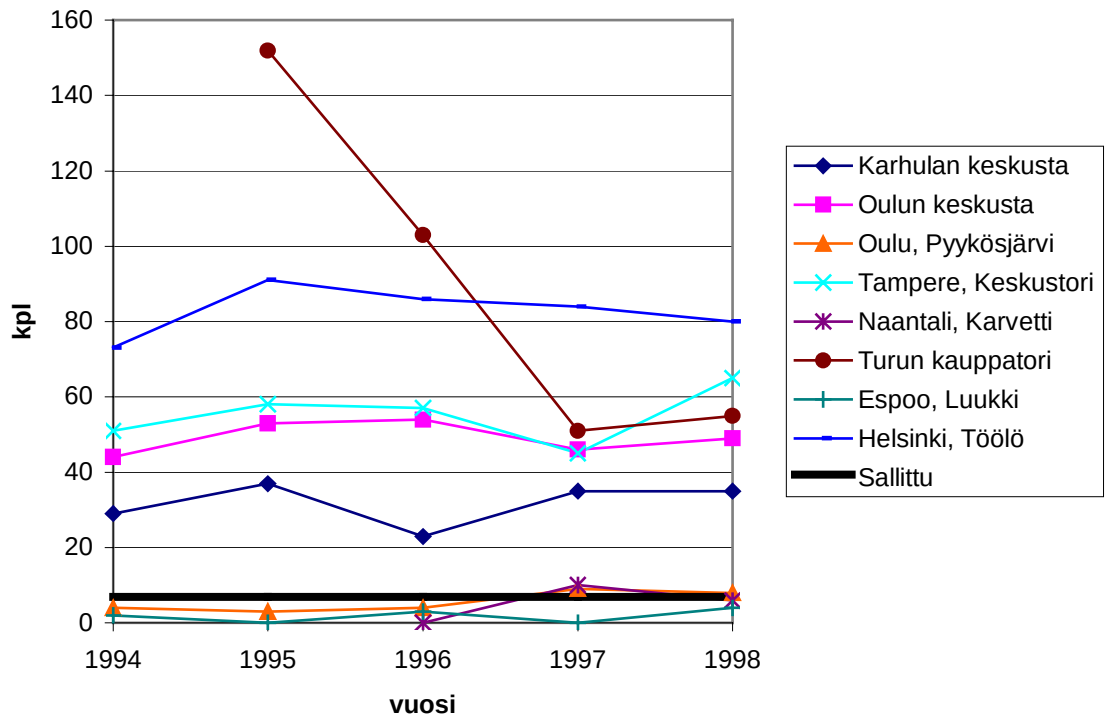


Kuva 23. PM₁₀-pitoisuuden vuorokausikeskiarvo suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon sekä ylempään ja alempaan arviointikynnykseen arvioituna vuosien 1994 – 1998 mittauksen perusteella.

Nykytilanteelle tehtyjen leviämismallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää 2. vaiheen raja-arvon suurten kaupunkien (mm. Helsinki, Turku) keskusta-alueilla ja vilkkaasti liikennöityjen kehäteiden, ulosmenoteiden ja vilkkaiden risteysalueiden lähistöllä. Ylempi arviointikynnys ylittyisi suurten kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolellakin ja pienempien kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaiden teiden ja risteysalueiden lähialueilla. Alempi arviointikynnys ylittyisi varsin kaukana taajama-alueiden ulkopuolella jopa kaupunkien tausta-alueilla.



Kuva 24. PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvo muutamilla mittauspaikoilla.



Kuva 25. PM₁₀-pitoisuuden vuorokausikeskiarvo: ylemmän arviointikynnyksen ylitysten lukumäärä vuosina 1994 – 1998 muutamilla mittauspaikoilla.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET JA TUTKIMUSTARPEET

Tässä tutkimuksessa on kerätty ja analysoitu ilmanlaadun alustavan arvioinnin tekemiseksi suurin osa Suomessa käytettävissä olevasta päästö-, mittaus- ja mallinnusaineistosta ilmanlaadun 1. tytärdirektiivin mukaisien epäpuhtauksien osalta. Tutkimuksen aikana kehitetyillä menetelmillä tehtiin Suomen ilmanlaadun alustava arviointi rikkidioksidille, typen oksideille, hiukkasille (PM₁₀) ja lyijylle. Lyijyn ja rikkidioksidin osalta arviointiin oli käytettävissä varsin hyvä aineisto alustavan arvioinnin luotettavalle tekemiselle. Myöskin typen oksidien osalta oli käytössä riittävät päästö- ja mittaustiedot, mutta tulosten luotettavuutta voitaisiin parantaa, jos leviämislaskelmien tuloksia olisi käytettävissä lisäksi muutamilta muilta isoimmilta paikkakunnilta. Hiukkaspitoisuuksien arvioimiseksi oli käytössä huonoimmat lähtötiedot, mutta ne olivat silti riittävät alustavan arvioinnin tekemiseksi. Hiukkasten osalta puutteita on niin päästö-, mittaus- kuin mallinnustiedoissa. Raportissa esitetyn ilmanlaadun alustavan arvioinnin perusteella Suomessa onkin pääosin riittävästi mittaus-, päästö- ja mallinnusaineistoa alueiden luokittelua varten. Alustava esitys erilaisista mahdollisuuksista toteuttaa aluejako Suomessa on esitetty erillisessä raportissa (PIETARILA, *et al.*, 2000). Raportissa PIETARILA *et al.*, 2000 esitetään alustavan arvioinnin tulokset myös niille paikkakunnille, joilta ei ollut käytettävissä mittaus- eikä mallinnustietoja. Pitoisuustasot näillä paikkakunnilla on arvioitu hyödyntämällä mm. päästö- ja liikennemäärätietoja sekä asukastiheystietoja (ks. liitekuva 29). Ilmanlaadun alustavaa arviointia täydentäviä selvityksiä on tarpeen mukaan mahdollista tehdä vuoden 2001 aikana.

Tutkimuksessa on kerätty aineistoa myös tulosten epävarmuuden arvioimiseksi. Varsinaisen tulosten kokonaisepävarmuuden arvioimiseksi tulisi kuitenkin vielä tehdä lisäselvityksiä. Lisää aineistoa ja työtä tarvitaan mm. mittaustulosten epävarmuuden arvioimiseksi. Eri paikkakuntien ilmanlaadunmittausten laadunvarmennuksen, dokumentoinnin ja tulosten epävarmuuden taso vaihtelee huomattavasti, mikä hankaloittaa tulosten kokonaisepävarmuuden arvioimista. Rikkidioksidille ja typen oksideille tehtyjen leviämislaskelmien tulosten epävarmuuden arvioimiseksi on käytettävissä suhteellisen paljon tutkimustuloksia, mutta mallinnettujen hiukkaspitoisuuksien epävarmuuden arviointiin tarvitaan lisätutkimuksia. Kokonaisepävarmuuden arvioimiseen liittyviä lisäselvityksiä on tarpeen mukaan mahdollista tehdä vuoden 2001 aikana.

5.1 Lyijy

Lyijypitoisuuksien arvioimiseksi on käytettävissä pitoisuusmittaustuloksia pääkaupunkiseudulta, Porista, Harjavallasta ja Raahan seudulta sekä liikenteen kunnittaiset ja teollisuuden laitospaikkakuntien päästötiedot. Pääkaupunkiseudun mittaustuloksia voidaan hyödyntää arvioitaessa lyijypitoisuuksia myös muilla taajama-alueilla.

Pääkaupunkiseudun mittaustulosten mukaan lyijypitoisuudet ovat olleet koko arviointiajanjakson ajan selvästi alle raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen. Autoliikenteen lyijypäästöjen käytännössä loputtua vuoden 1993 jälkeen voidaan olettaa, että kohonneita lyijypitoisuuksia voi esiintyä Suomessa ainoastaan sellaisilla paikkakunnilla, joissa on teollisuutta, joka tuottaa merkittävässä määrin lyijypäästöjä (lähinnä metalliteollisuus). Suurimmat lyijypäästöt syntyvät Harjavallassa, Torniossa, Porissa ja Raahessa. Harjavallassa, Porissa ja Raahan seudulla tehtyjen mittausten tulosten mukaan voidaan kuitenkin arvioida, että näilläkin paikkakunnilla lyijypitoisuudet alittavat selvästi raja-arvon ja ylemmän ja alemman arviointikynnyksen.

Arviointiin käytettävissä oleva lyijypitoisuuksien mittausaineisto on riittävä, kun huomioidaan pitoisuuksien alhainen taso Suomessa. Lisämittauksia kaivattaisiin ehkä ainoastaan paikkakun-

nilla, joissa on merkittävästi lyijyä päästävää metalliteollisuutta, mutta ei lyijypitoisuusmittauksia viimevuosilta (esim. Tornio). Lyijypitoisuuksien arvioimiseksi ei ollut käytettävissä viime vuosilta nykyistä päästötilannetta kuvaavia leviämismallien tuloksia. Alueellisen lyijypitoisuustilanteen arvioinnin luotettavuutta voidaan parantaa, jos nykyistä päästötilannetta kuvaavat mallilaskelmat tehtäisiin esim. Harjavaltaan, Poriin, Tornioon ja/tai Raahen, joissa on merkittävästi lyijyä päästävää teollisuutta.

5.2 Rikkidioksidi

Arviointia varten on käytettävissä riittävät päästötiedot ja riittävästi rikkidioksidipitoisuuden mittaustuloksia erilaisista päästöympäristöistä eri puolilta Suomea. Laitoskohtaisia rikkidioksidipäästöjen leviämisselvityksiä on tehty varsin runsaasti ja viime vuosina on tehty leviämismallinnukset myös Turun seudun, Hyvinkää-Riihimäki-Hausjärvi-Janakkala-Loppi –alueen, Heinolan, Rovaniemen ja Porin kaupunkiselvitysten yhteydessä. Lisäksi rikkidioksidipitoisuuksia on arvioitu mm. Ilmatieteen laitoksen HILATAR-kaukokulkeutumismallilla.

Terveyden suojele

Rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvon raja-arvon ylittäviä pitoisuuksia on mitattu arviointiajanjakson aikana ainoastaan Harjavallan mittauspaikeilla ja niissäkin ainoastaan vuonna 1994. Ylempi arviointikynnys ylittyy viiden vuoden aineiston perusteella arvioituna lisäksi yhdellä Imatran ja yhdellä Porvoon mittauspaikeilla. Tämän lisäksi ainoastaan yhdellä Raahen mittausasemalla ylittyy alempi arviointikynnys. Muilla arvioinnissa käytetyillä mittausasemilla pitoisuudet alittavat alemman arviointikynnyksen. Raja-arvon ja arviointikynnysten ylitykset aiheutuvat pääsääntöisesti arviointiajanjakson kahden ensimmäisen vuoden aikana mitatuista korkeista pitoisuuksista.

Tehtyjen leviämismallien tulosten mukaan lähinnä prosessiteollisuuden päästöjen aiheuttamat korkeimmat rikkidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvot voivat ylittää arviointikynnykset ja myös raja-arvon pienillä alueilla lähinnä päästölähteiden välittömässä läheisyydessä, usein ainoastaan tehdasalueella matalien päästölähteiden lähistöllä. Korkeat pitoisuudet aiheutuvat pääasiassa prosessiteollisuuden häiriöpäästöistä tai esim. voimalaitosten rikinpoistolaitosten häiriön aikaisista päästöistä.

Rikkidioksidipitoisuuksien arvioinnin luotettavuutta voidaan parantaa analysoimalla jo tehtyjen nykyistä päästötilannetta kuvaavien laitoskohtaisten leviämisselvitysten tulokset tai mahdollisesti tekemällä tarvittaessa uusia leviämismallinnuksia niiden päästökohteiden osalta, joissa voidaan olettaa päästörakenteesta johtuen syntyvän korkeita rikkidioksidipitoisuuden lyhytaikaikeskiarvoja (lähinnä sellu- tai muu prosessiteollisuus). Tällaisia mallilaskelmia on viime vuosina tehty mm. muutamien sellutehtaiden päästöille. Tulosten käyttämiseksi tarvitaan kuitenkin tutkimusten tilaajien suostumus.

Ekosysteemien suojele

Rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvo alittaa pitoisuusmittauksien ja leviämismallien tulosten mukaan Suomen tausta-alueilla selvästi raja-arvon ja arviointikynnykset. Vaikka ekosysteemien suojelemiseksi annettua raja-arvoa ei sovelleta taajama-alueilla, voidaan todeta, että ylempi arviointikynnys on ylittynyt arviointiajanjakson aikana muutamilla taajama-alueilla sijaitsevilla mittauspaikeilla, kuitenkin ainoastaan arviointiajanjakson alussa. Huomioimalla päästöissä tapahtu-

neet muutokset näillä paikkakunnilla ja tehtyjen leviämismallien tulokset, voidaan arvioida, että rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvo alittaa nykyisin taajama-alueillakin ylemmän arviointikynnyksen.

5.3 Typen oksidit

Arviointia varten on käytettävissä riittävät päästötiedot ja riittävästi typen oksidien pitoisuusmittaustuloksia erilaisista ympäristöistä eri puolilta Suomea. Typenoksidipäästöille on tehty viime vuosina kaupunkiselvitysten yhteydessä leviämismallinnuksia pääkaupunkiseudulle, Turun seudulle, Lahteen, Heinolaan, Hyvinkää-Riihimäki-Hausjärvi-Janakkala-Loppi –seudulle, Rovaniemelle ja Poriin. Lisäksi typenoksidipitoisuuksia on arvioitu mm. Ilmatieteen laitoksen HILATAR-kaukokulkeutumismallilla.

Typpidioksidi - terveyden suojelu

Raja-arvon ylittäviä typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja on mitattu arviointiajanjakson aikana Helsingin Töölön ja Tampereen Raatihuoneen asemilla (mittausmenetelmänä DOAS). Ylempi arviointikynnys on ylittynyt Turun keskustan mittausasemilla, Lahden Veskussa ja Oulun keskustassa. Alempi arviointikynnys on em. lisäksi ylittynyt useilla paikkakunnilla.

Leviämislaskelmien tulosten mukaan typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää raja-arvon ainoastaan vilkkaimmilla risteysalueilla. Ylempi arviointikynnys ylittyy todennäköisesti suurimpien kaupunkien (mm. pääkaupunkiseutu, Turun seutu, Lahti, Tampere, Oulu) keskusta-alueilla sekä vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Alempi arviointikynnys ylittyisi suurimmissa kaupungeissa suhteellisen laajasti kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaimpien liikenneväylien ja risteysten lähistöllä. Pienemmissä kaupungeissa alempi arviointikynnys ylittyisi ainoastaan pienillä alueilla kaupunkien keskustoissa ja vilkkaasti liikennöityjen teiden risteysalueilla.

Arviointiajanjakson aikana typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvo on ylittynyt Helsingin Töölön, Turun Kauppatorin ja Tampereen Messukylän mittauspaikalla. Tuntiraja-arvo ylittyi näilläkin asemilla ainoastaan vuonna 1994. Ylempi arviointikynnys ylittyy em. paikkojen lisäksi mittauspaikoilla, jotka sijaitsevat pääasiassa suurimpien kaupunkien keskustoissa vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Alempi arviointikynnys ylittyy suurten kaupunkien keskustojen ulkopuolellakin sekä pienemmilläkin paikkakunnilla.

Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvot eivät leviämislaskelmien tulosten mukaan ylittäisi raja-arvoja taajama-alueilla lukuun ottamatta ehkä vilkkaimpia risteysalueita. Ylempi arviointikynnys voisi ylittyä suurimpien kaupunkien keskusta-alueilla lähinnä vilkkaiden teiden varsilla ja risteysalueiden lähistöllä. Pienemmillä paikkakunnilla pitoisuudet olisivat ehkä vilkkaimpia risteysalueita lukuun ottamatta kaikkialla alle ylemmän arviointikynnyksen. Alempi arviointikynnys ylittyisi suurimmissa kaupungeissa varsin laajoilla alueilla. Pienemmillä paikkakunnilla alempi arviointikynnys ylittyisi lähinnä kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaiden ulosmenoteiden varsilla.

Typpidioksidin pitoisuuksien arvioinnin luotettavuutta voitaisiin parantaa tekemällä leviämiselvitykset muutamalle suurimmalle kaupungille, joille ei viime vuosina ole tehty koko kaupunkia kattavia mallinnuksia. Kyseeseen tulisivat ensimmäisinä mm. Tampere, Oulu, Kuopio, Jyväskylä, Lappeenranta, Kotka, Vaasa ja Joensuu, joissa voidaan olettaa typpidioksidipitoisuuksien ole-

van suhteellisen korkeita. Näistä paikkakunnista tehdään vuoden 2000 aikana ainakin Ouluun ja Kuopioon leviämisselvitykset, joiden tulokset ovat käytettävissä loppuvuodesta 2000.

Typen oksidit – kasvillisuuden suojelu

Typenoksidipitoisuuden mittauspaikoista suurin osa sijaitsee taajama-alueilla liikenneympäristössä, minkä vuoksi käytetystä mittausaineistosta valtaosassa ylittyi vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ja arviointikynnykset. Typen oksidien pitoisuudet ovat alle alemman arviointikynnyksen mm. pääkaupunkiseudun tausta-aseamalla Luukissa ja pienemmillä paikkakunnilla sijaitsevilla asemilla sekä Ilmatieteen laitoksen tausta-aseamalla.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää raja-arvon sekä ylemmän ja alemman arviointikynnyksen tulosten mukaan taajama-alueilla, jossa kasvillisuuden suojelemiseksi annettua raja-arvoa ei kuitenkaan sovelleta. Kaupunkialueiden ulkopuolisilla tausta-alueilla pitoisuudet alittavat sen sijaan alemman arviointikynnyksenkin. Kaukokulkeumamallien tulosten mukaan typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvot alittavat Suomessa tausta-alueilla selvästi niin raja-arvon kuin arviointikynnyksetkin.

5.4 Hiukkaset (PM₁₀)

Suomessa on luotettavia päästötietoja saatavissa hiukkasten osalta ainoastaan suorille hiukkaspäästöille. Oleellisesti pitoisuuksiin vaikuttavia epäsuoria päästöjä ei ole Suomessa juurikaan arvioitu. Viime vuosina on PM₁₀-pitoisuuksien mittauspaikkojen määrä lisääntynyt. Tällä hetkellä PM₁₀-pitoisuuksia mitataankin useilla Suomen paikkakunnilla. Useimmat mittauspaikat sijaitsevat kuitenkin kaupunkien keskustoissa vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolelta ei ole mittautuloksia kuin muutamilta paikkakunnilta. Varsinaisia kaupunkitausta-asemia ei Suomessa juurikaan ole. Myöskään Suomen tausta-alueilta ei ole saatavilla PM₁₀-mittautuloksia kuin yksittäisistä tutkimusprojekteista. Varsinaisia hiukkasten leviämismalleja, jotka ottaisivat huomioon myös hiukkasten muutunнан ilmakehässä, ei ole nykyisin käytössä Suomessa. Alueellisia hiukkaspitoisuuksia on arvioitu varsin yksinkertaisella regressiomallilla mallinnetuista typenoksidipitoisuuksista. Menetelmällä saadaan suuntaa-antava kuva PM₁₀-pitoisuuksien vuosikeskiarvoista.

Ensimmäisen vaiheen raja-arvon ylittäviä PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvoja ei ole mitattu millään asemalla arviointiajanjakson aikana. Toisen vaiheen raja-arvon ylittäviä PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvoja on mitattu arviointiajanjakson aikana mm. useilla pääkaupunkiseudun ja Turun seudun liikenneasemilla sekä muutamien muiden kaupunkien keskustoissa sijaitsevilla asemilla. Ylempi arviointikynnys on ylittynyt useiden pienempienkin kaupunkien keskusta-alueilla sijaitsevilla liikenneasemilla. Alempi arviointikynnys on ylittynyt kaikilla taajamien mittausasemilla. Ilmatieteen laitoksen tausta-aseamalla mitattujen kokonaisleijumamittausten tulosten perusteella voidaan arvioida, että PM₁₀-pitoisuuden vuosikeskiarvot Suomen tausta-alueilla olisivat alle 2. vaiheen raja-arvon ja arviointikynnyksen.

Arviointiajanjakson mittausaineiston perusteella PM₁₀-pitoisuuden 2. vaiheen vuorokausiraja-arvo ylittyy useilla vilkkaasti liikennöidyillä kaupunkien keskusta-alueilla sijaitsevilla mittauspaikoilla, mm. Pääkaupunkiseudulla, Turussa, Oulussa, Kouvolassa, Karhulassa, Hämeenlinnassa, Lappeenrannassa, Porissa ja Tampereella. Ylempi arviointikynnys ylittyy lisäksi useiden pienempienkin kaupunkien keskusta-alueiden mittauspaikoilla sekä suurempien paikkakuntien keskusta-alueiden ulkopuolella. Alempi arviointikynnys ylittyy kaikilla taajamien mittauspaikoilla.

Leviämismallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvo ylittää 2. vaiheen raja-arvon suurten kaupunkien (esim. Helsinki, Turku) keskusta-alueilla ja vilkkaasti liikennöityjen kehäteiden, ulosmenoteiden ja vilkkaiden risteysalueiden lähistöllä. Ylempi arviointikynnys ylittyisi suurten kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolellakin ja pienempien kaupunkien keskusta-alueilla ja vilkkaiden teiden ja risteyksien lähialueilla. Alempi arviointikynnys ylittyisi varsin kaukana taajama-alueiden ulkopuolella, jopa kaupunkien tausta-alueilla.

Taajamien vilkkaasti liikennöidyiltä keskusta-alueilta on jo nykyisin käytettävissä varsin runsaasti PM_{10} -pitoisuuksien mittaustuloksia. Kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolelta ja ns. kaupunkitausta-alueilta tulisi olla kuitenkin enemmän mittaustuloksia, jotta voitaisiin luotettavammin arvioida PM_{10} :n alueellisia pitoisuuksia. Hiukkaspäästöjen leviämismallia tulisi kehittää edelleen tulosten luotettavuuden parantamiseksi. Mm. leviämismallien lähtötiedoiksi tarvitaan parempia hiukkaspäästöjen arvioita, jotka sisältävät myös resuspension aiheuttamat päästöt. Vuoden 2000 aikana Ilmatieteen laitoksella kehitetään hiukkaspäästöjen leviämismalleja useissa tutkimusprojekteissa. Lisäksi pyritään kehittämään myös menetelmää epäsuorien hiukkaspäästöjen arvioimiseksi. Hiukkaspitoisuuksien arvioimisessa käytettyä regressiomallia kehitetään edelleen ja tuloksia verrataan mitattuihin pitoisuuksiin.

6 VIITELUETTELO

EMEP, 1998 a. Transboundary acidifying air pollution in Europe. MSC-W Status Report 1998 - Part 1: estimated dispersion of acidifying and eutrophying compounds and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 1/96.

EMEP, 1998 b. Transboundary acidifying air pollution in Europe. MSC-W Status Report 1/98. Part 2: numerical addendum to estimated dispersion of acidifying and eutrophying compounds and comparison with observations. EMEP/MSC-W Report 1/98.

EN 12341. Air Quality – Field Test Procedure to Demonstrate Reference Reference Equivalence of Sampling Methods for the PM₁₀-fraction of particulate matter.

GUIDANCE REPORT ON PRELIMINARY ASSESMENT UNDER EC AIR QUALITY DIRECTIVES, 1998. Prepared by: Roel van Aalst, Lynne Edwards, Tinus Pulles, Emile De Saenger, Maria Tombrou, Dag Tønnesen. European Environmental Agency, technical report No 11, January 1998.

HONGISTO, M. 1998. HILATAR, a regional scale grid model for the transport of sulphur and nitrogen compound – description of the model, simulation results for the year 1993. Finnish Meteorological Institute, contributions No. 21. Helsinki.

HONGISTO, M., SOFIEV, M., JYLHÄ, K., JOFFRE, S., 2000. 6-year simulations of dispersion of acid contaminants over Fennoscandia and Baltic Sea area. Annual simulation results. Manuscript to be submitted for publication in Tellus B

HÄRKÖNEN J., KARPPINEN, A., 1997. HKL:n bussiliikenteen vaikutus Helsingin ilmanlaatuun. Ilmatieteen laitos, 14.11.1997. Helsinki.

HÄRKÖNEN, J., VALKONEN, E., KUKKONEN, J., RANTAKRANS, E., LAHTINEN, K., KARPPINEN, A., JALKANEN, L., 1996. A model for the dispersion of pollution from a road network. Publications on air quality 23, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1996. Ilmanlaatumittauksia 1994. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1997. Ilmanlaatumittauksia 1995. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1998. Ilmanlaatumittauksia 1996. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1999 a. Ilmanlaatumittauksia 1997. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 1999 b. Ilmanlaatumittauksia 1998. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., NORDLUND, G., RANTAKRANS, E., VALKAMA, I., 1998. A dispersion modelling system for urban air pollution. Publications on air quality 28, Finnish Meteorological Institute, Helsinki.

KARPPINEN, A., HÄRKÖNEN, J., KUKKONEN, J., 1999 a. A semi-empirical model for evaluating urban particulate matter concentrations. In: Bredia, C.A. et al. (eds.), Air Pollution VII, Seventh International Conference on Air Pollution, WIT Press, Southampton, Boston.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M., KOSKENTALO, T., RANTAKRANS, E., 1999 b. A modelling system for predicting urban air pollution: model description and applications in the helsinki metropolitan area. Submitted for publication in Atmospheric Environment 4.8.1999.

KARPPINEN, A., KUKKONEN, J., ELOLÄHDE, T., KONTTINEN, M., KOSKENTALO, T., 1999 c. A modelling system for predicting urban air pollution: comparison of model predictions with the data of an urban measurement network. Submitted for publication in Atmospheric Environment 23.11.1999.

KUKKONEN, J., PIETARILA, H., KARPPINEN, A., 1998. Regulatory dispersion modelling in Finland. Magazine of the Finnish Air Pollution Prevention Society 3, p. 9-12.

KULMALA, A., LEINONEN, L., RUOHO-AIROLA, T., SALMI, T., WALDEN, J., 1998. Air Quality Trends in Finland. Finnish Meteorological Institute, Air Quality Research, Air Quality Measurements, Helsinki.

MELANEN, M. ja EKQVIST M. (toim.), 1997. Suomen ilmapäästöt ja niiden skenaariot (SIPS-projekti). Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 131, Helsinki.

MÄKELÄ, K., TUOMINEN, A. & PÄÄKKÖNEN, E., 1999 a. Suomen rautatieliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä RAILI 1998. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 487. Espoo.

MÄKELÄ, K., TUOMINEN, A. & PÄÄKKÖNEN, E., 1999 b. Suomen vesiliikenteen päästöjen laskentajärjestelmä MEERI 1998. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 488. Espoo.

MÄKELÄ, K., TUOMINEN, A. & PÄÄKKÖNEN, E., 1999 c. Suomen liikenteen päästöjen laskentajärjestelmä LIPASTO 1998. VTT Yhdyskuntatekniikka, tutkimusraportti 489. Espoo.

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

PESONEN, R., RANTAKRANS, E., PIETARILA, H., JOKINEN, J., MÄKINEN, E., VALKONEN, E., KARPPINEN, A., KANGAS, L. & VALLINOJA, I., 1996 a. Hyvinkää Riihimäki Hausjärvi Janakkala Loppi. Alueellinen ilmanlaatu. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PESONEN, R., RANTAKRANS, E., PIETARILA, H., RASILA, T., 1996 b. Typen oksidien päästöt ja pitoisuudet Lahdessa vuonna 1994. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PESONEN, E., RANTAKRANS, E., PIETARILA, H., KARPPINEN, A., KOSKENTALO, T., ELOLÄHDE, T., 1996 c. Typen oksidien leviämislaskelmat pääkaupunkiseudulla. *SIHTI 2. Energia- ja ympäristötekniikan tutkimusohjelma. Projekti 124 Y.* Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu 1996.

PIETARILA, H., 1999. Nestekaasun ympäristöllinen kilpailukyky kaupunkien linja-autoliikenteessä – Pääkaupunkiseudun linja-autoliikenteen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

PIETARILA, H., PESONEN, R., RASILA, T., RANTAKRANS, E., 1997 a. Turun seudun ilmanlaatu tutkimus. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., RANTAKRANS, E., PESONEN, R., RASILA, T., 1997 b. Heinolan ilmanlaatu tutkimus. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., PESONEN, R., RASILA, T., VARJORANTA, R., 1997 c. Tornion ilmanlaatu tutkimus. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., PESONEN, R., JOKINEN, J., HAARALA, S., RASILA, T., VARJORANTA, R., 1997 d. Rovaniemen seudun ilmanlaatu tutkimus. Ilmatieteen laitos, ilmanlaatu, Helsinki.

PIETARILA, H., SALMI, T., SAARI, H., PESONEN, R., 2000. Ilmanlaadun alustava arviointi – Aluejako. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

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.

TORNION KAUPUNKI, 1991. Tornion hiukkaspitoisuudet vuonna 1990.

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

Vnp 480/96. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoite-arvosta. Annettu Helsingissä 19.6.1996.

Vnp 481/96. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun raja-arvoista ja kynnysarvoista. Annettu Helsingissä 19.6.1996.

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1998. Happamoitumistoimikunnan mietintö. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojelu, Suomen ympäristö 219, Helsinki.

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

1999/39/EY. Neuvoston direktiivi ilmassa olevien rikkidioksidin, typpidioksidin ja typen oksidien, hiukkasten ja lyijyn pitoisuuksien raja-arvoista. Annettu 22.4.1999.

LIITETAULUKOT

Rikkidioksidi

	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Ajankohta, johon mennessä raja-arvo on saavutettava
Tuntiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	1 tunti	350 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 24 kertaa kalenterivuoden aikana	1.1.2005
Vuorokausiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	24 tuntia	125 µg/m ³ , saa ylittyä enintään 3 kertaa kalenterivuoden aikana	1.1.2005
Raja-arvo ekosysteemien suojelemiseksi	kalenterivuosi ja talvi (1.10. - 31.3.)	20 µg/m ³	19.7.2001

Typpidioksidi ja typen oksidit

	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Ajankohta, johon mennessä raja-arvo on saavutettava
Tuntiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	1 tunti	200 µg/m ³ NO ₂ , saa ylittyä enintään 18 kertaa kalenterivuoden aikana	1.1.2010
Vuosiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	kalenterivuosi	40 µg/m ³ NO ₂	1.1.2010
Vuosiraja-arvo kasvillisuuden suojelemiseksi	kalenterivuosi	30 µg/m ³ NO _x	19.7.2001

LIITE 1. EU:n ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukaiset rikkidioksidin sekä typpidioksidin ja typen oksidien raja-arvot. Raja-arvot ilmaistaan yksikössä µg/m³. Tilavuuden on oltava standardeoitu 293° K:n lämpötilassa ja 101,3 kPa:n paineessa.

Hiukkaset (PM₁₀)

	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Ajankohta, johon mennessä raja-arvo on saavutettava
VAIHE 1			
Vuorokausiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	24 tuntia	50 µg/m ³ PM ₁₀ , saa ylittyä enintään 35 kertaa kalenterivuoden aikana	1.1.2005
Vuosiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	kalenterivuosi	40 µg/m ³ PM ₁₀	1.1.2005
VAIHE 2 ¹			
Vuorokausiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	24 tuntia	50 µg/m ³ PM ₁₀ , saa ylittyä enintään 7 kertaa kalenterivuoden aikana	1.1.2010
Vuosiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	kalenterivuosi	20 µg/m ³ PM ₁₀	1.1.2010

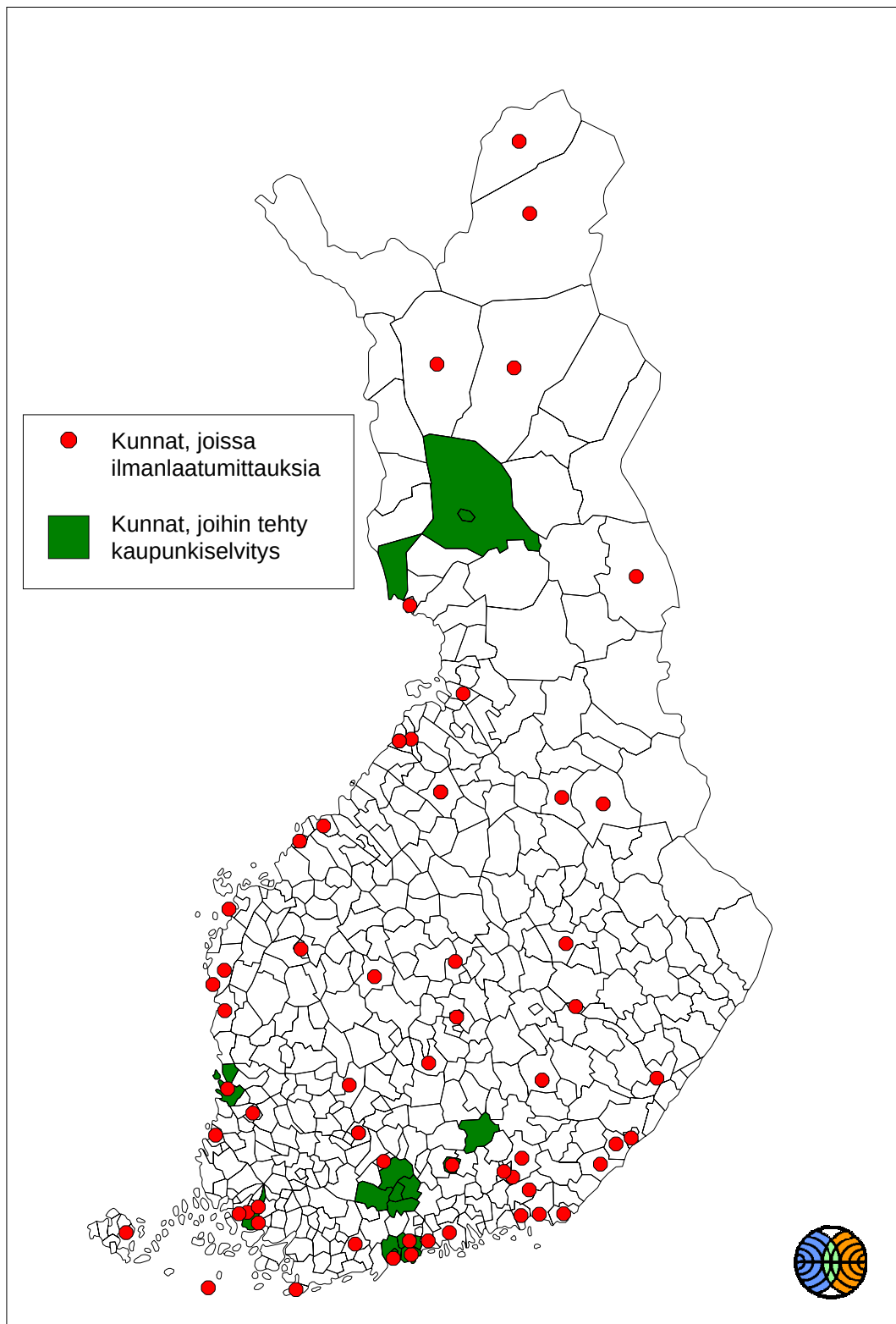
¹ Raja-arvot ovat ohjeelliset, kunnes ne vahvistetaan direktiivin 1999/30/EY artiklan 10 mukaisessa tarkistusmenettelyssä.

Lyijy

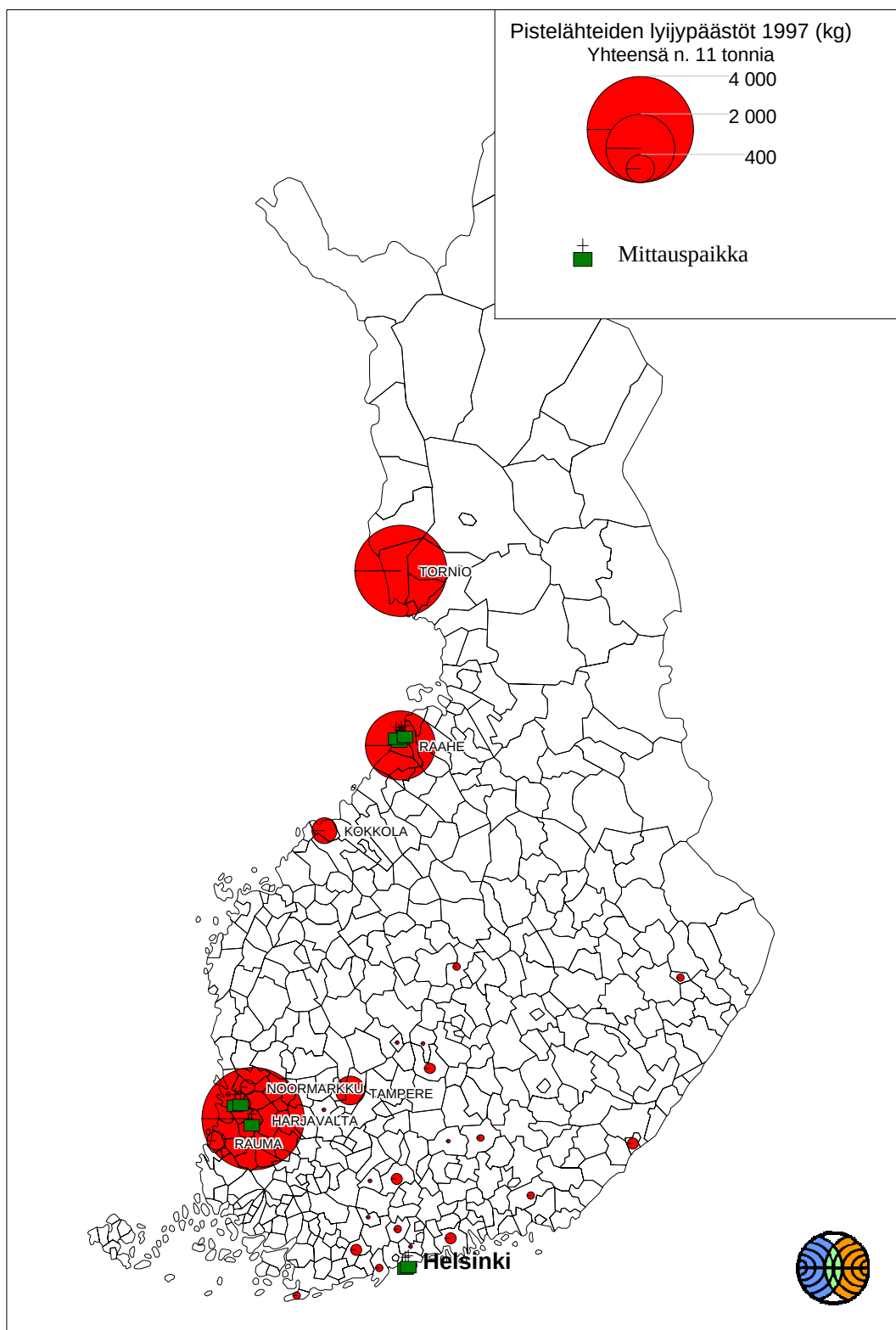
	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Ajankohta, johon mennessä raja-arvo on saavutettava
Vuosiraja-arvo ihmisten terveyden suojelemiseksi	kalenterivuosi	0,5 µg/m ³	1.1.2005 tai 1.1.2010 tiettyjen teollisten lähteiden välittömässä läheisyydessä, jotka sijaitsevat teollisen toiminnan vuosikym- menien ajan pilaamilla alueilla. Nämä lähteet on ilmoitettava komissiolle 19 päivään heinä- kuuta 2001 mennessä. Tällai- sissa tapauksissa raja-arvo on 1. päivästä tammikuuta 2005 1,0 µg/m ³ .

LIITE 2. EU:n ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukaiset hiukkasten (PM₁₀) ja lyijyn raja-arvot.

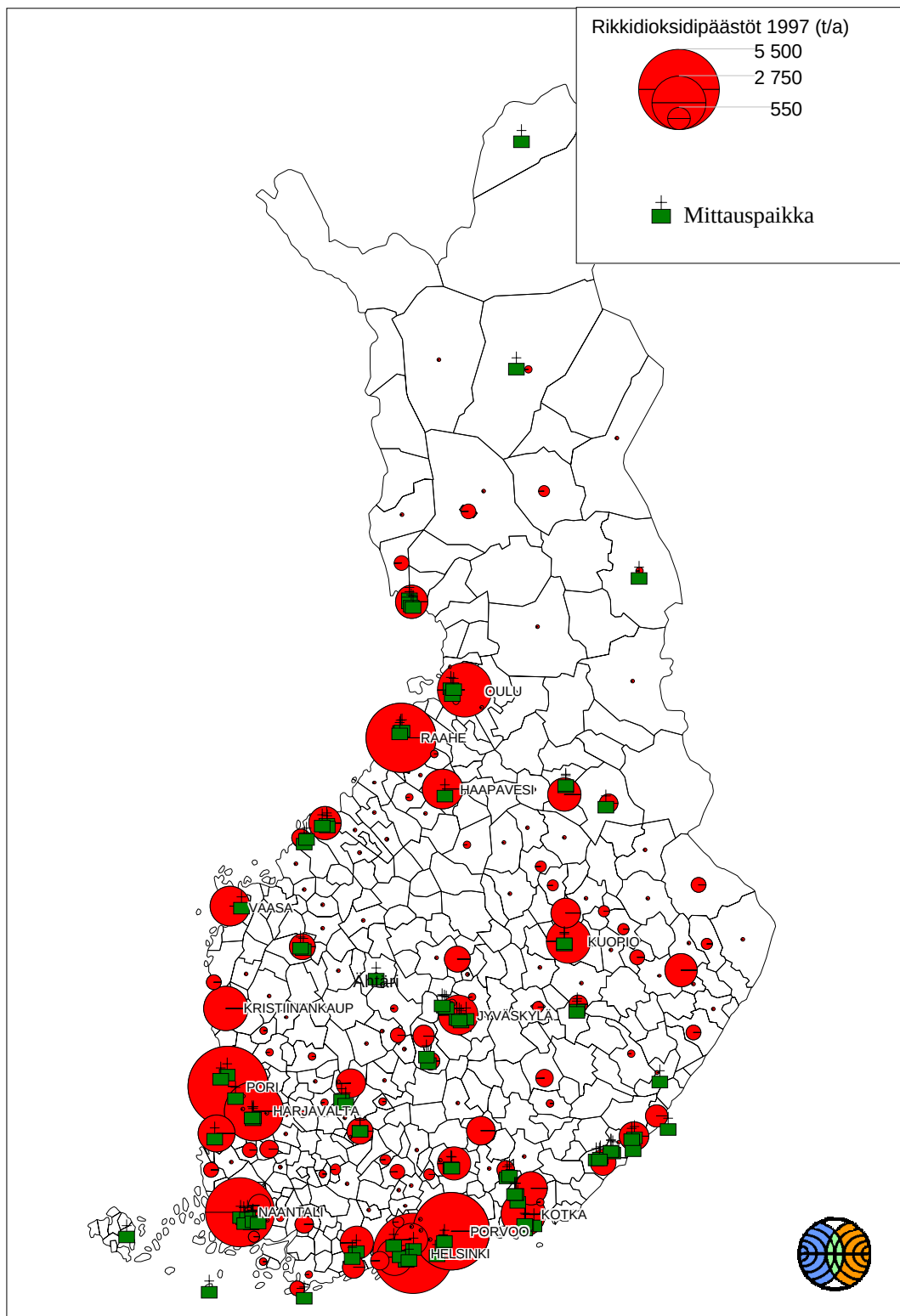
LIITEKUVAT



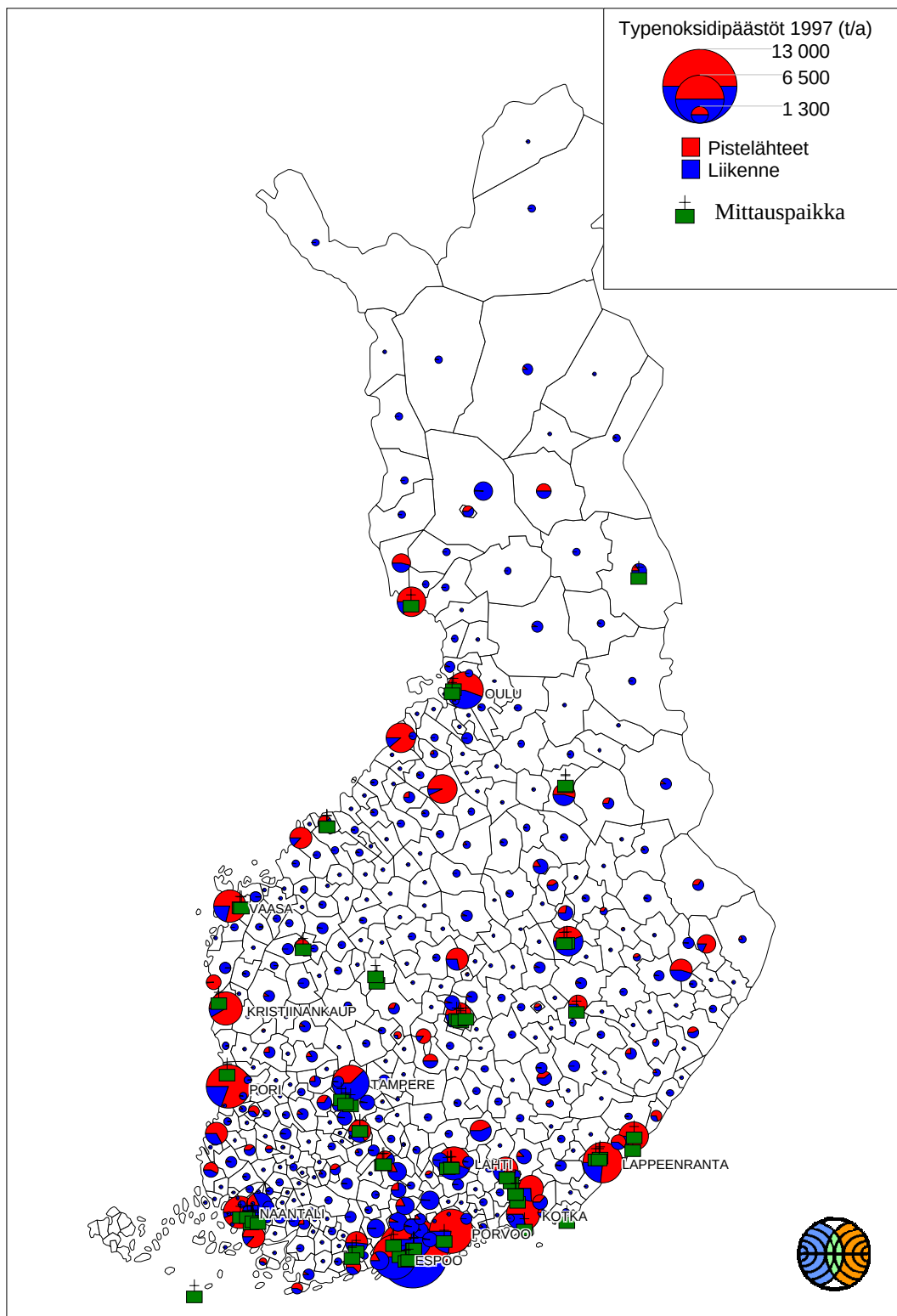
LIITEKUVA 1: Ilmanlaadun mittaukset ja ilmatieteenlaitoksen kaupunkiselvitykset, SO₂, NO_x/NO₂, PM₁₀ ja lyijy.



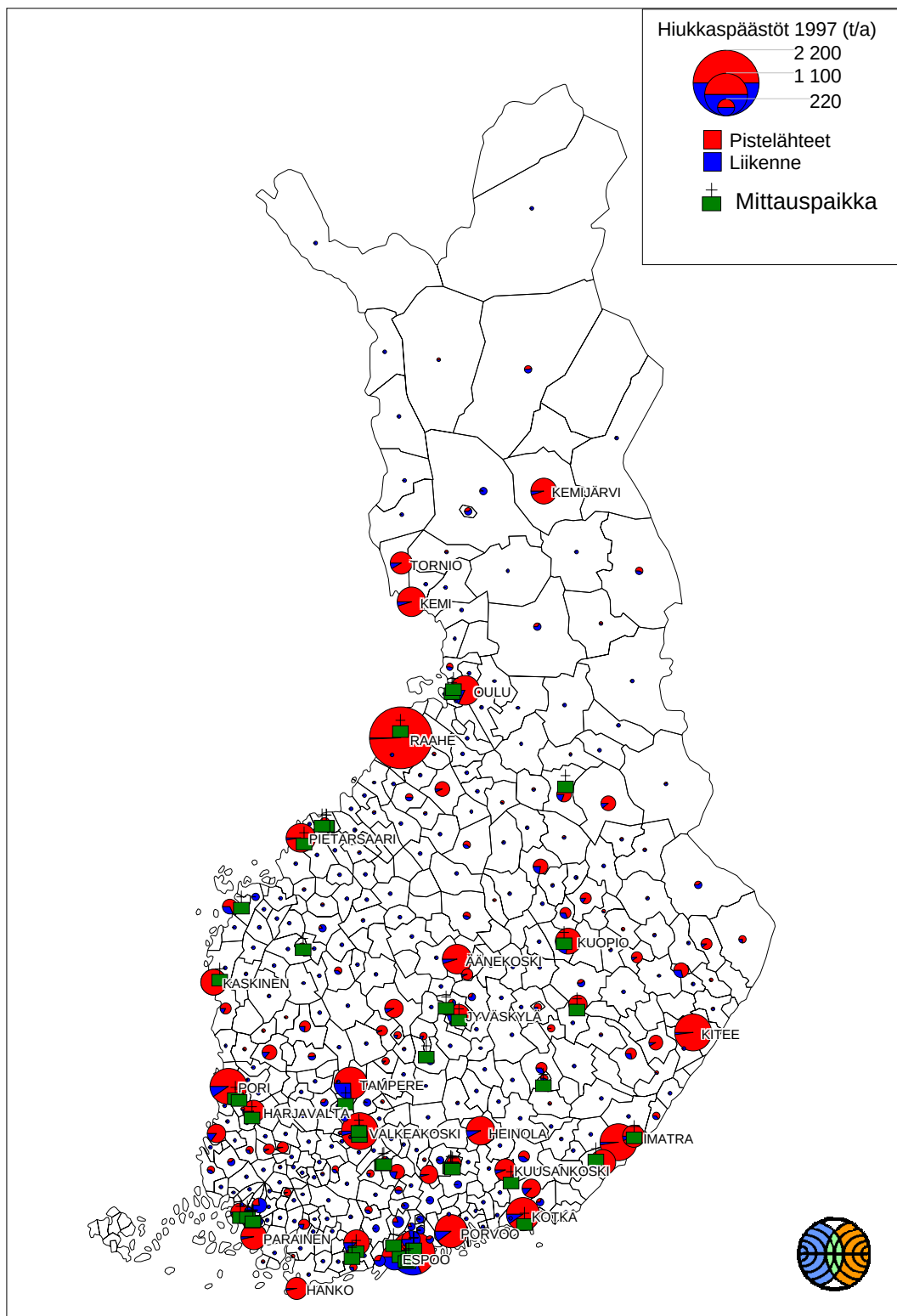
LIITEKUVA 2. Pistelähteiden liijypäästöt 1997 ja liijypitoisuuden mittauspaikat.



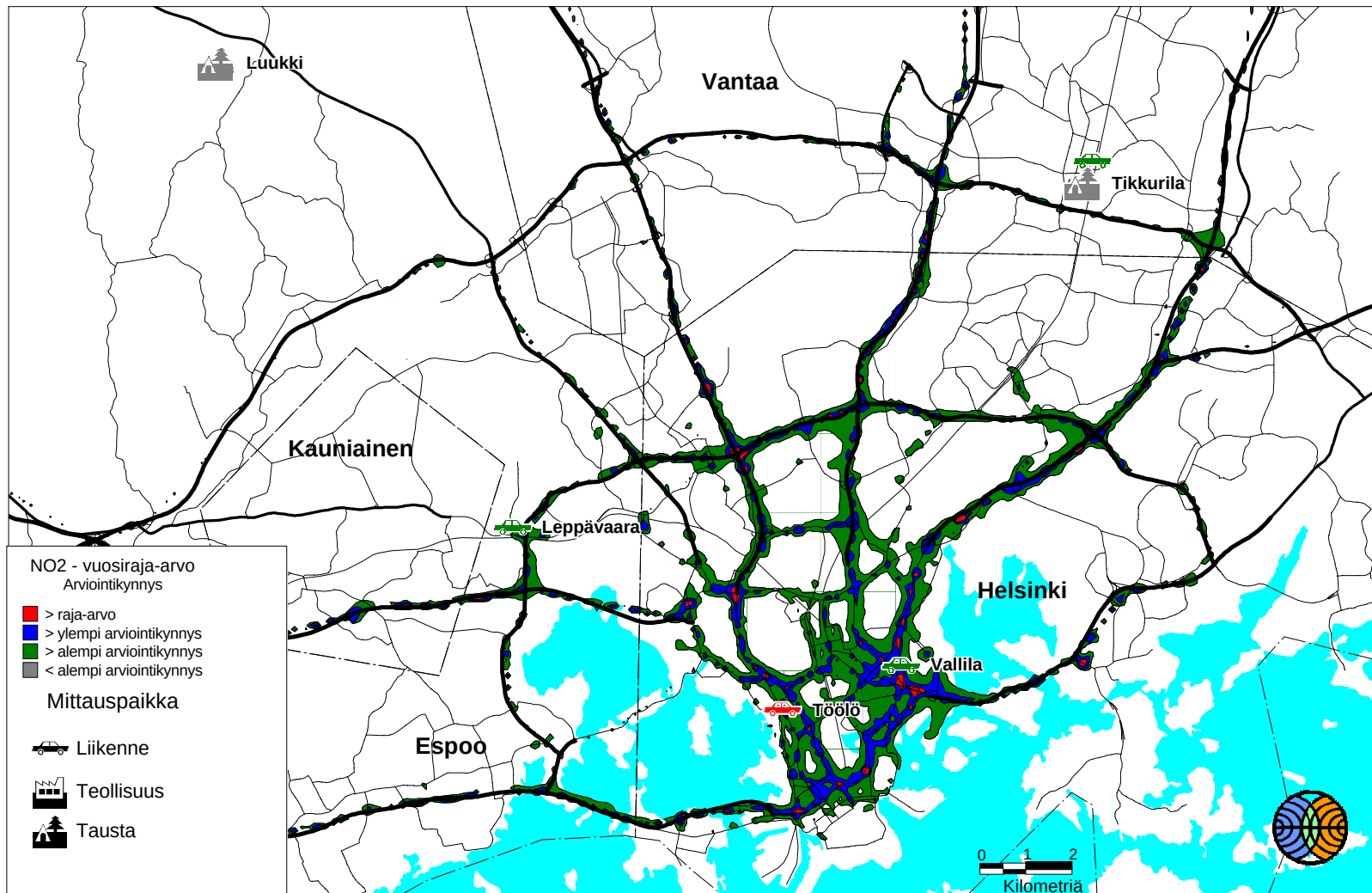
LIITEKUVA 3. Pistelähteiden rikkidioksidipäästöt 1997 ja rikkidioksidin mittauspaikat.



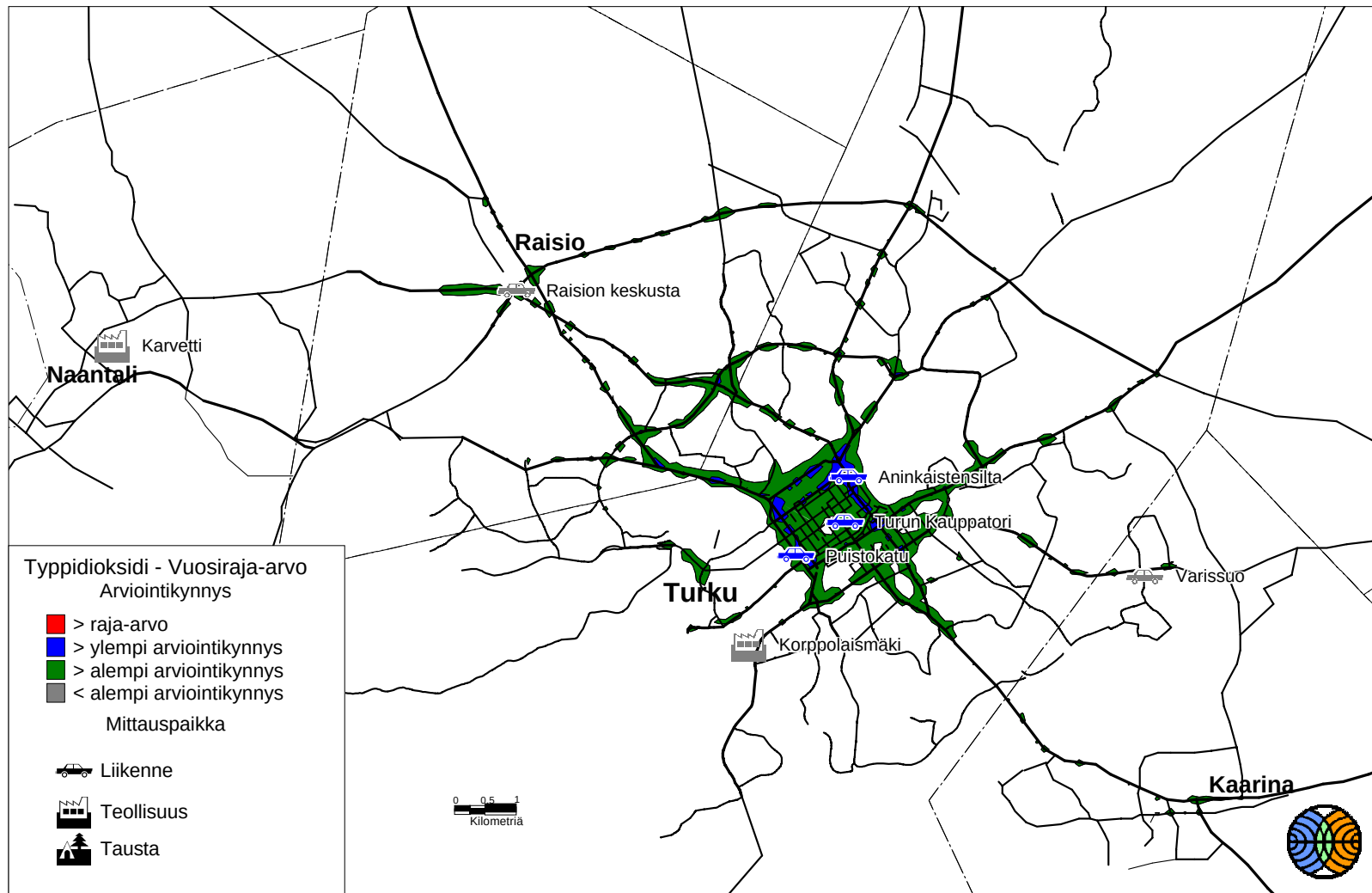
LIITEKUVA 4. Pistelähteiden ja liikenteen typenoksidipäästöt 1997 ja typen oksidien mittauspaikat.



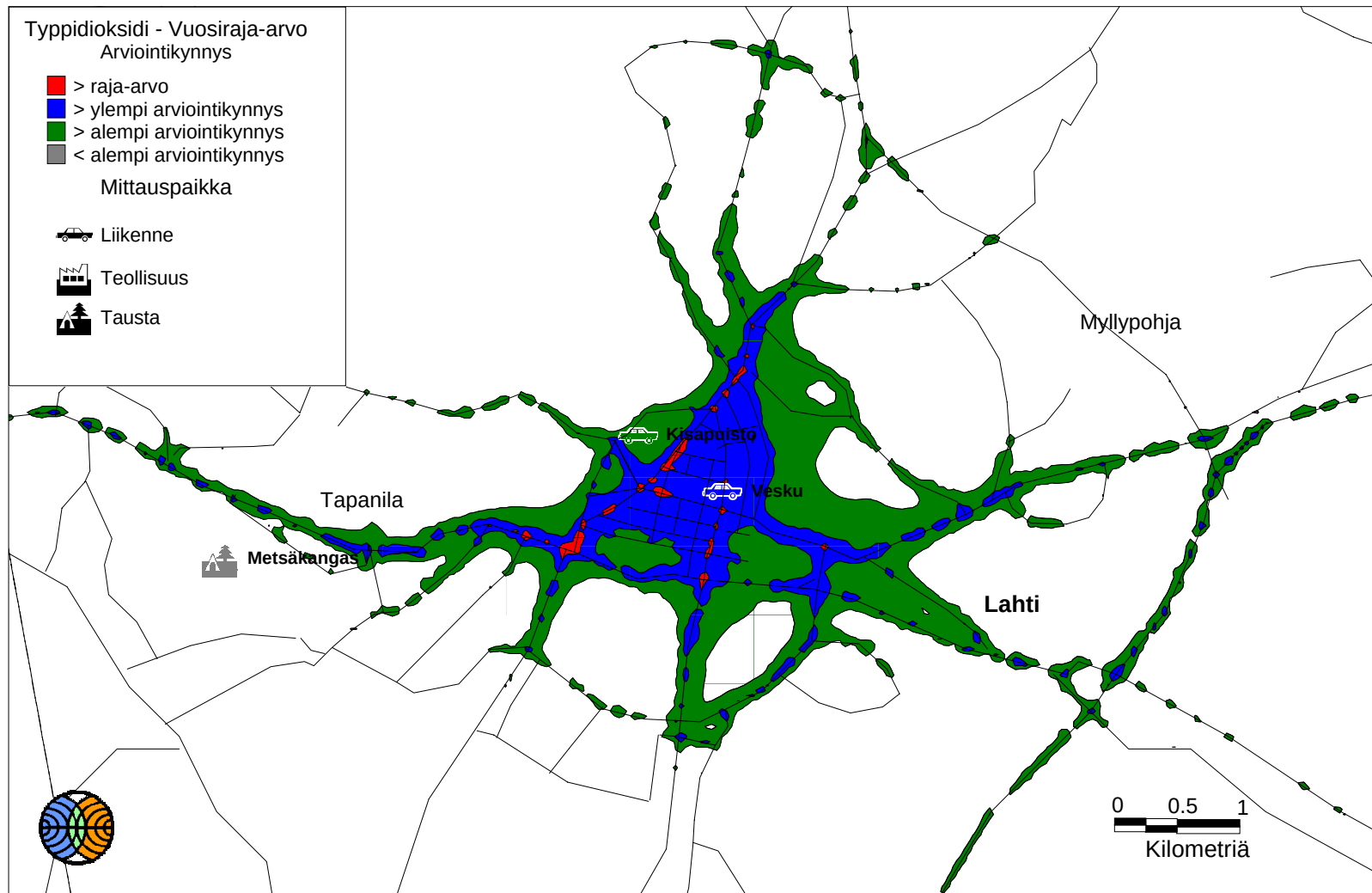
LIITEKUVA 5. Pistelähteiden ja liikenteen hiukkaspäästöt ja PM10-pitoisuuden mittauspaikat.



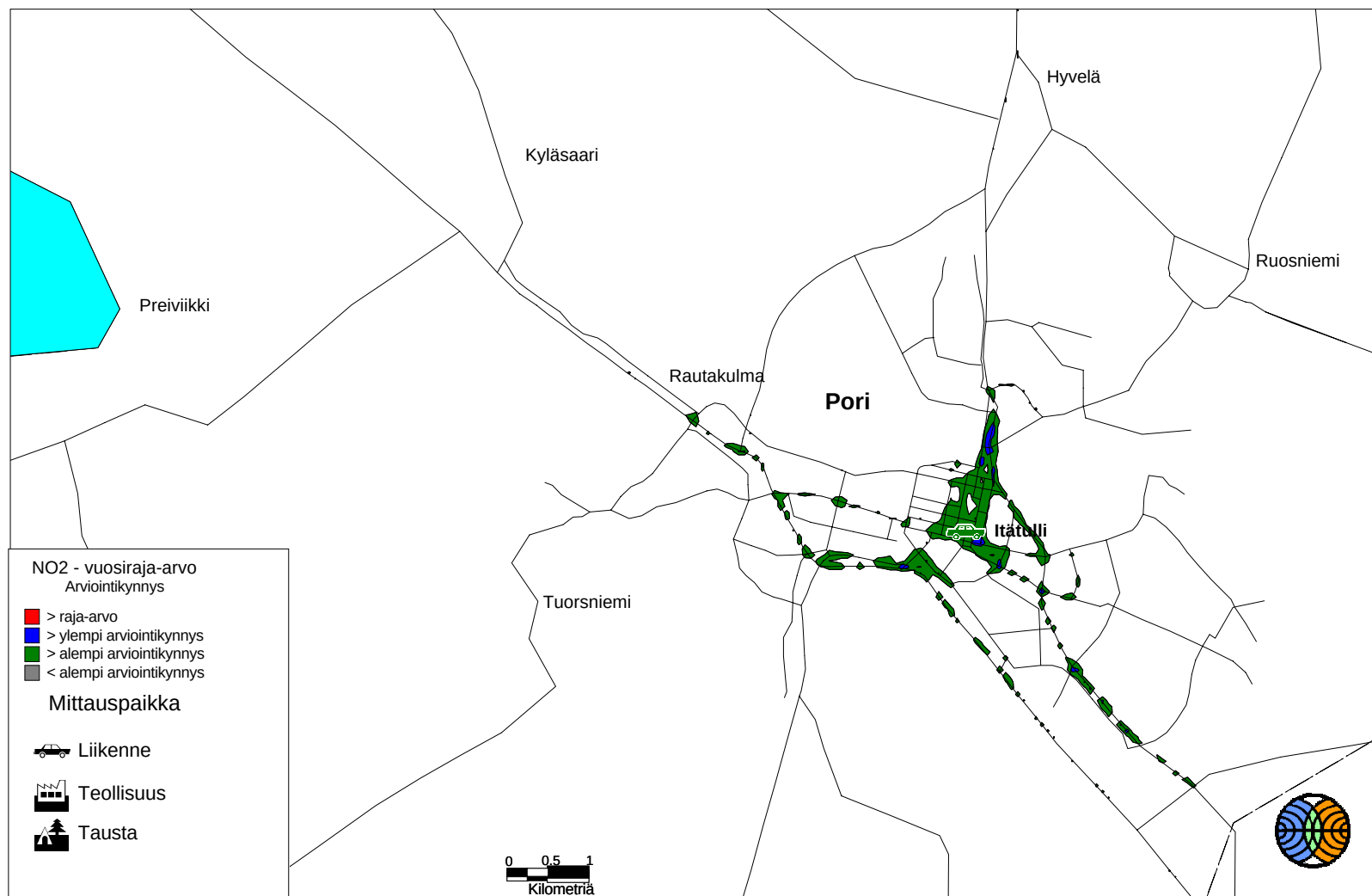
LIITEKUVA 6. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo pääkaupunkiseudulla suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



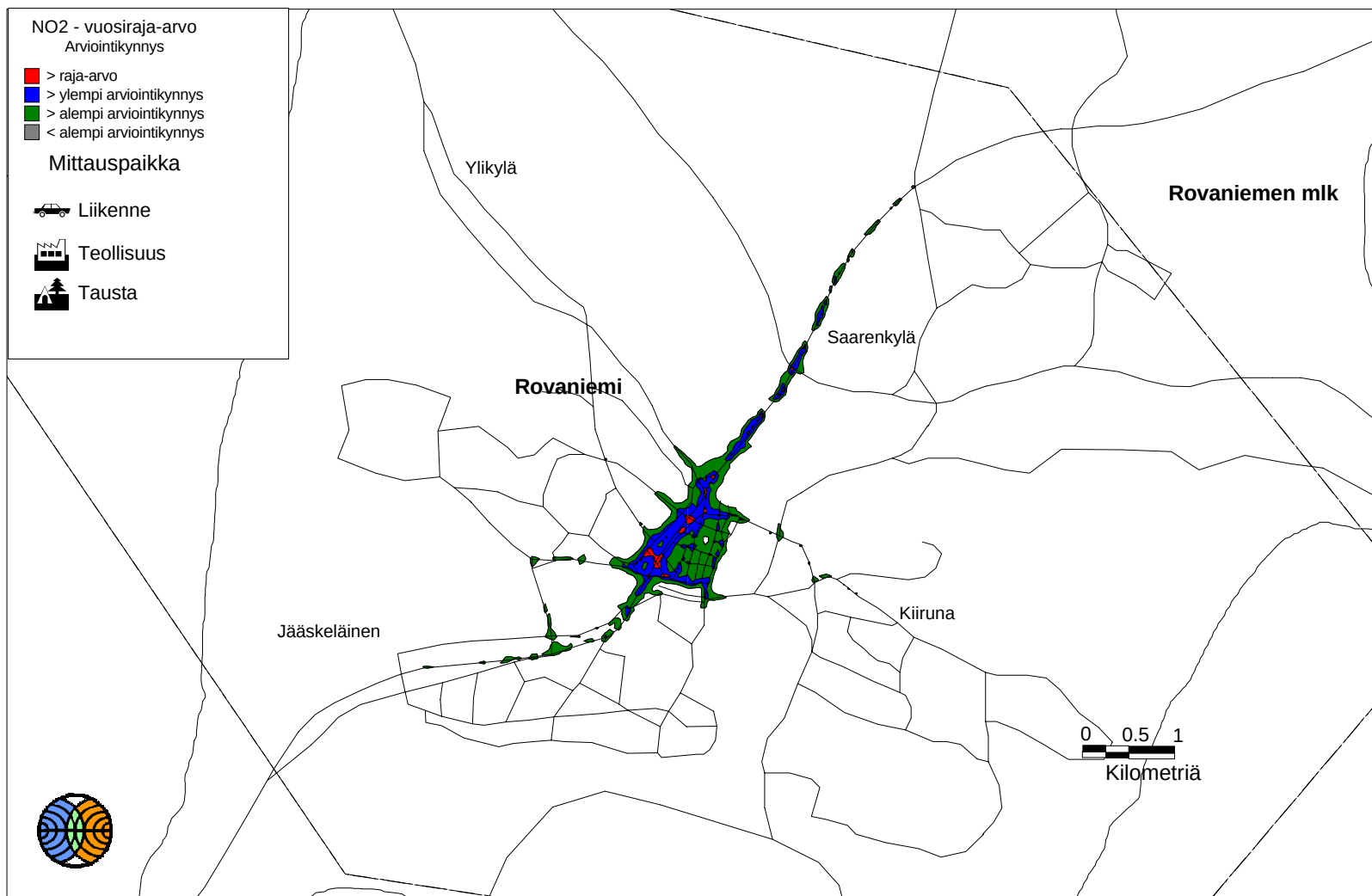
LIITEKUVA 7. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Turun seudulla suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



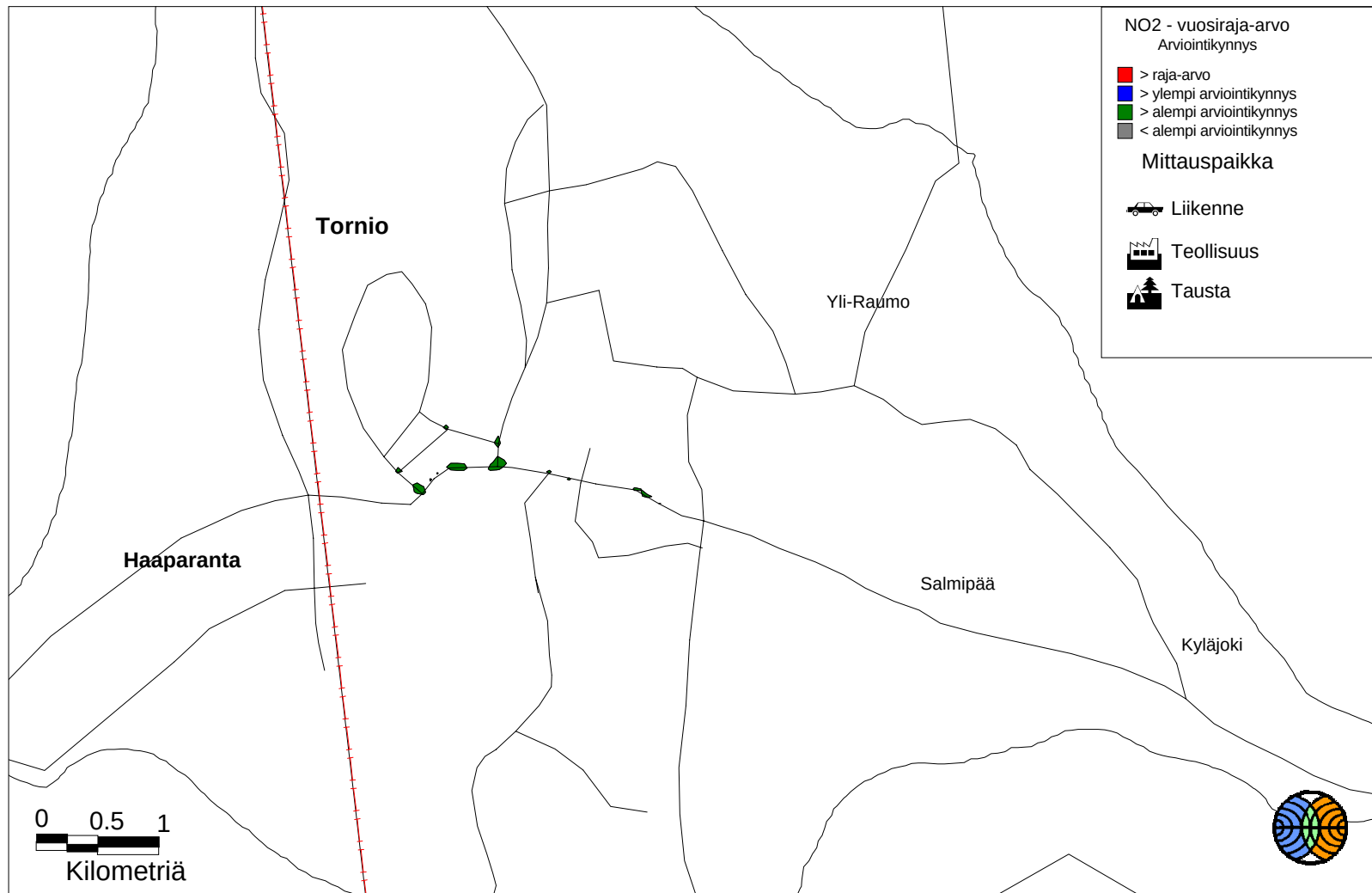
LIITEKUVA 8. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Lahdessa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



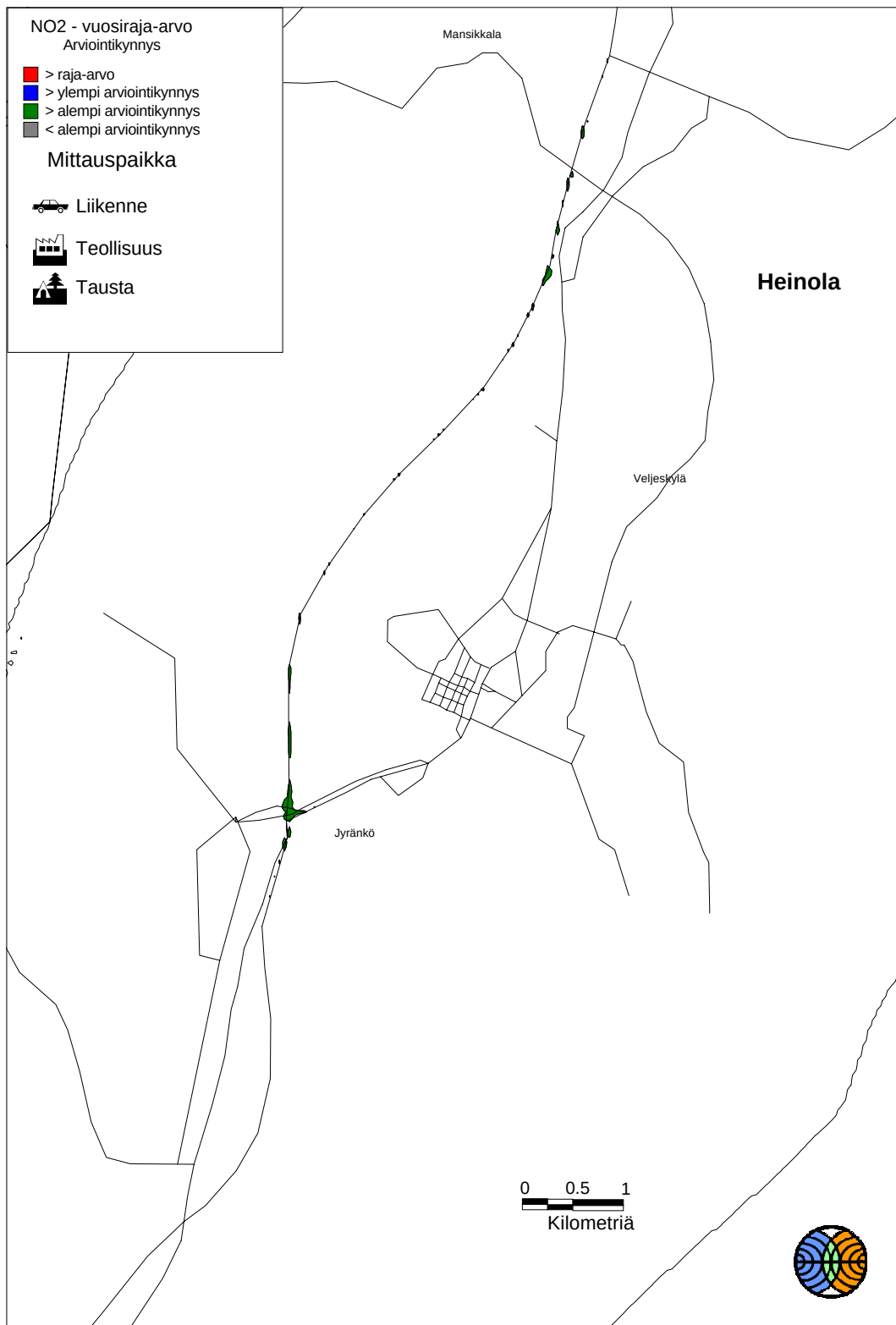
LIITEKUVA 9. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Porissa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



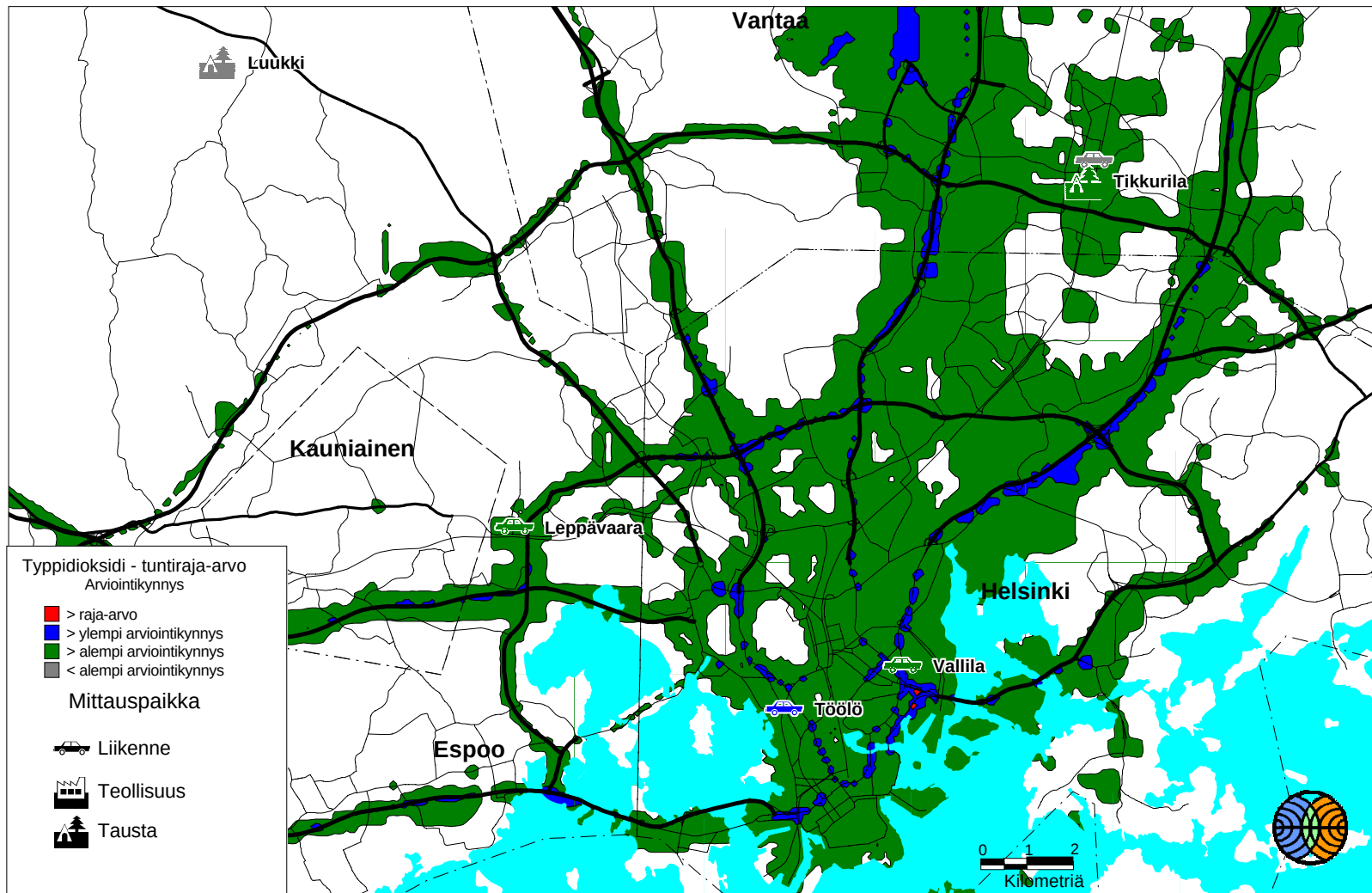
LIITEKUVA 10. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Rovaniemellä suhteessa ohje-arvoon ja arviointikynnyksiin.



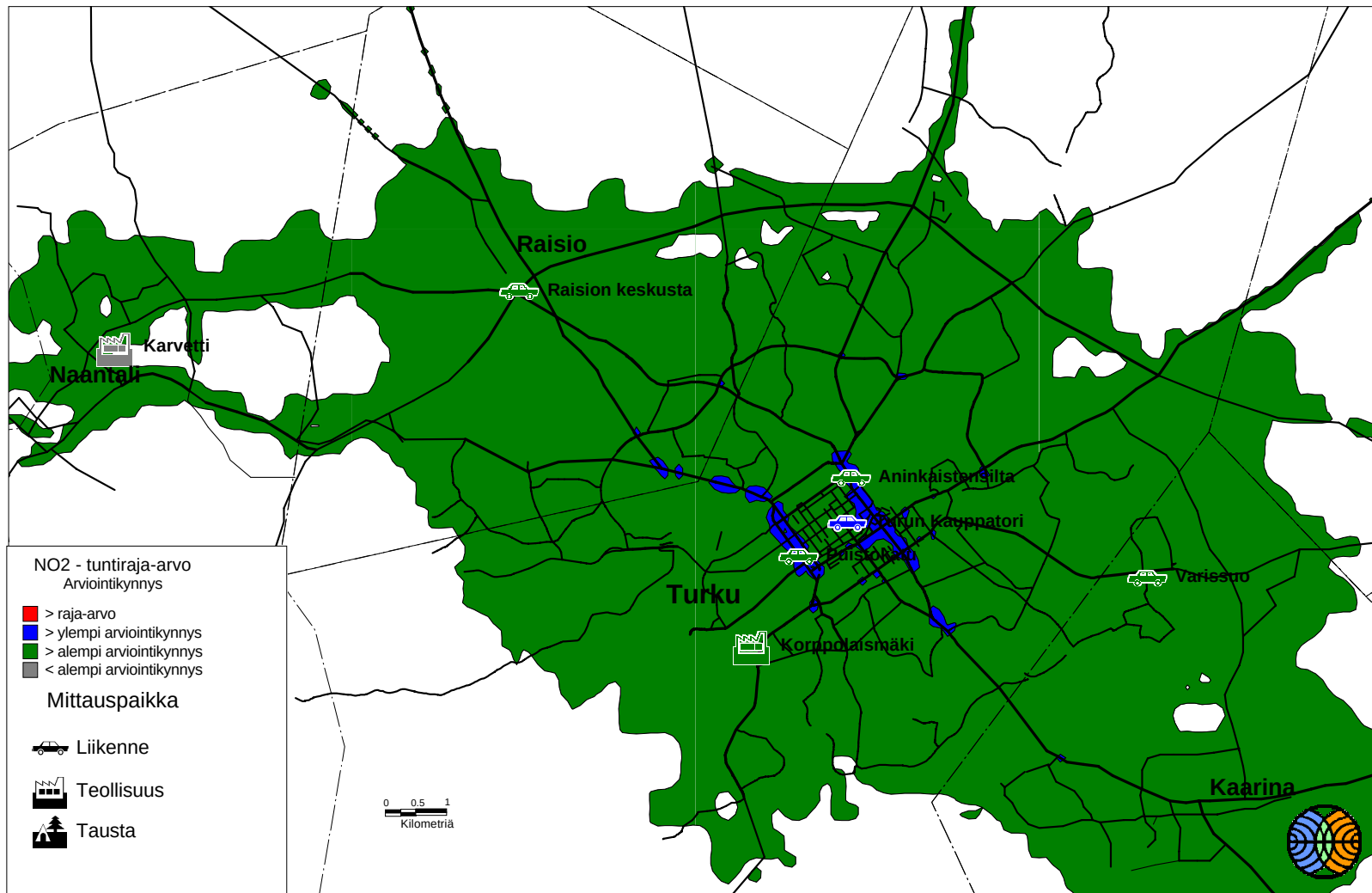
LIITEKUVA 11. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Torniossa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



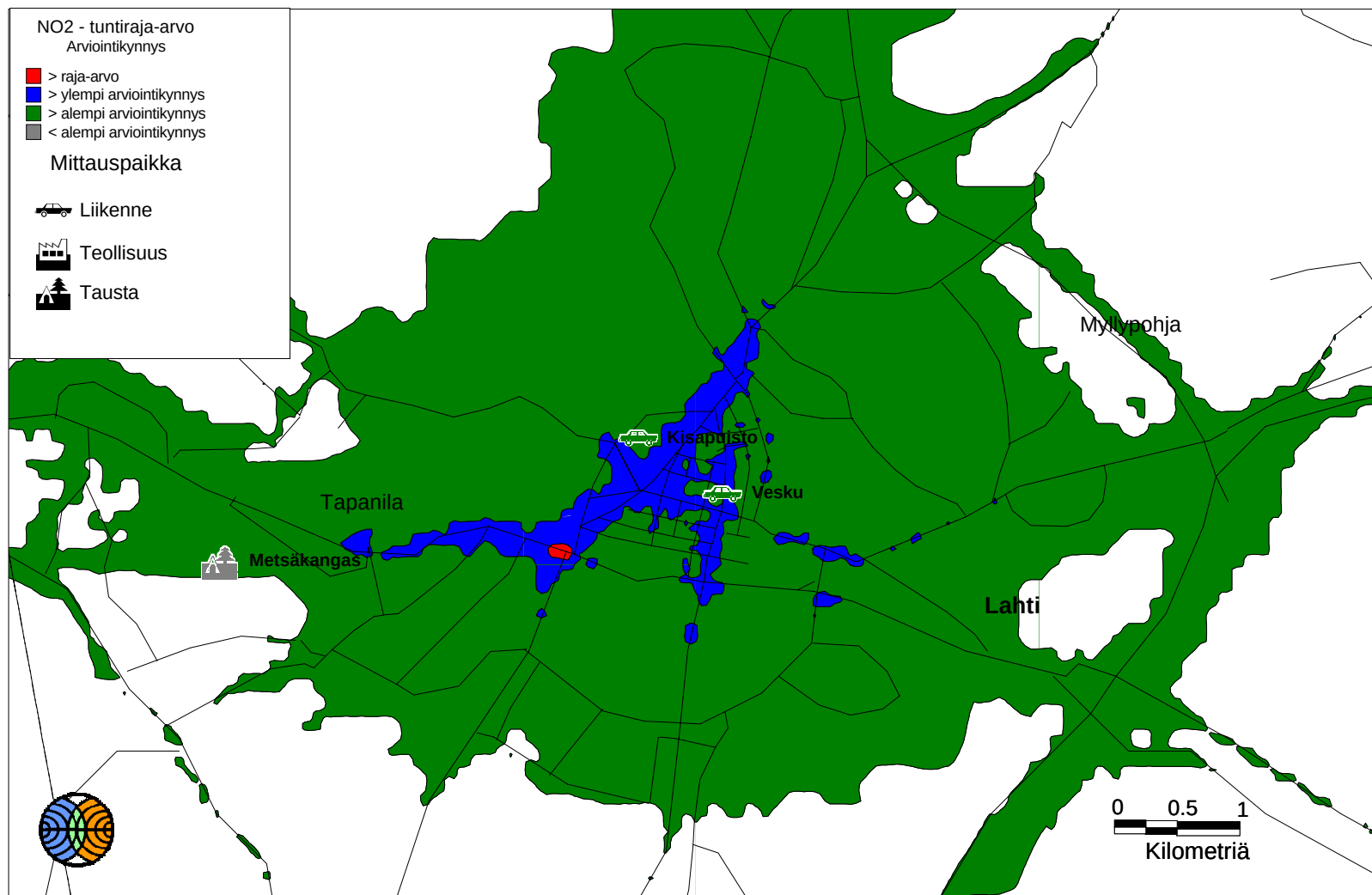
LIITEKUVA 12. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo Heinolassa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



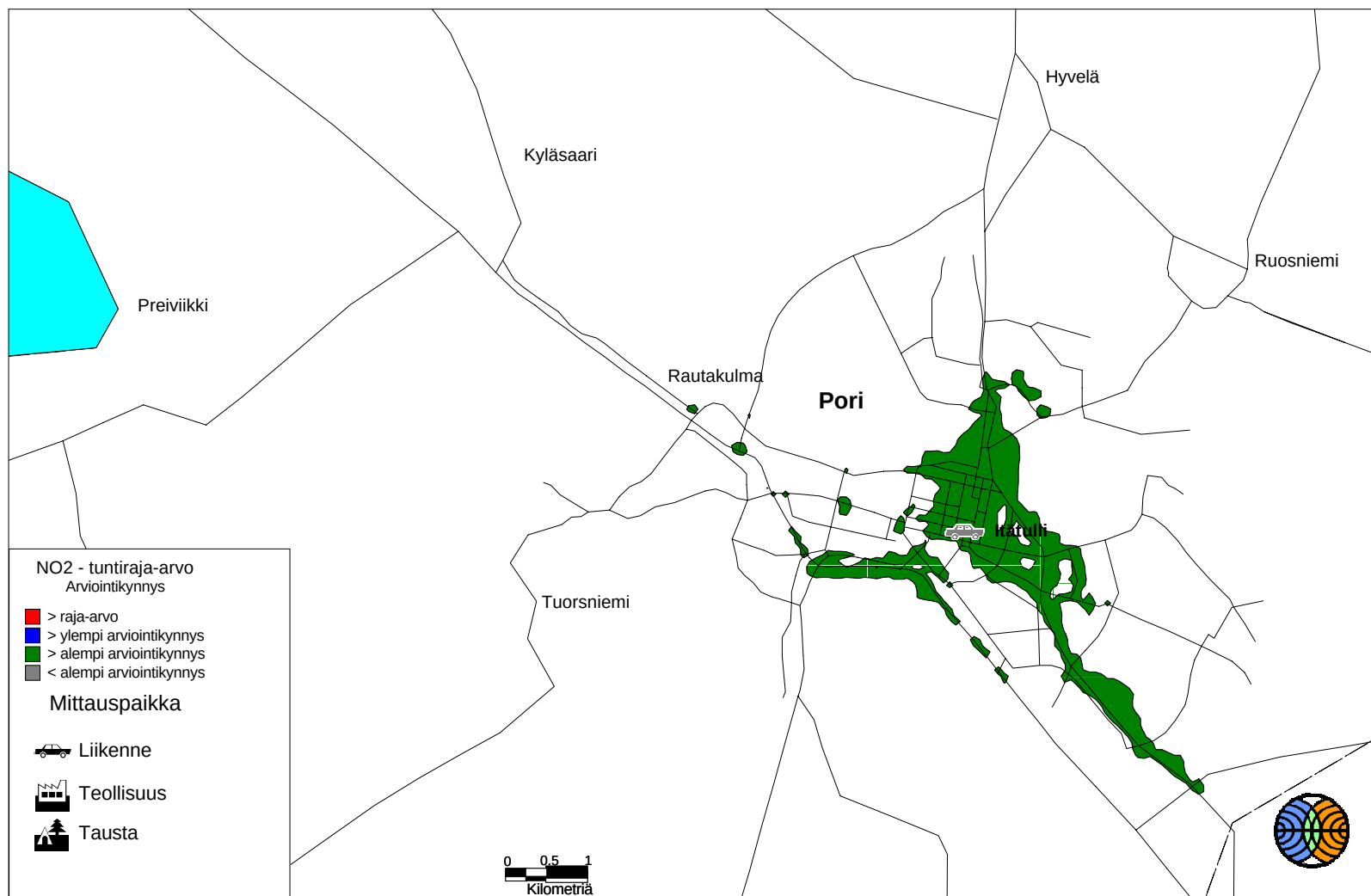
LIITEKUVA 13. Typidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo pääkaupunkiseudulla suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



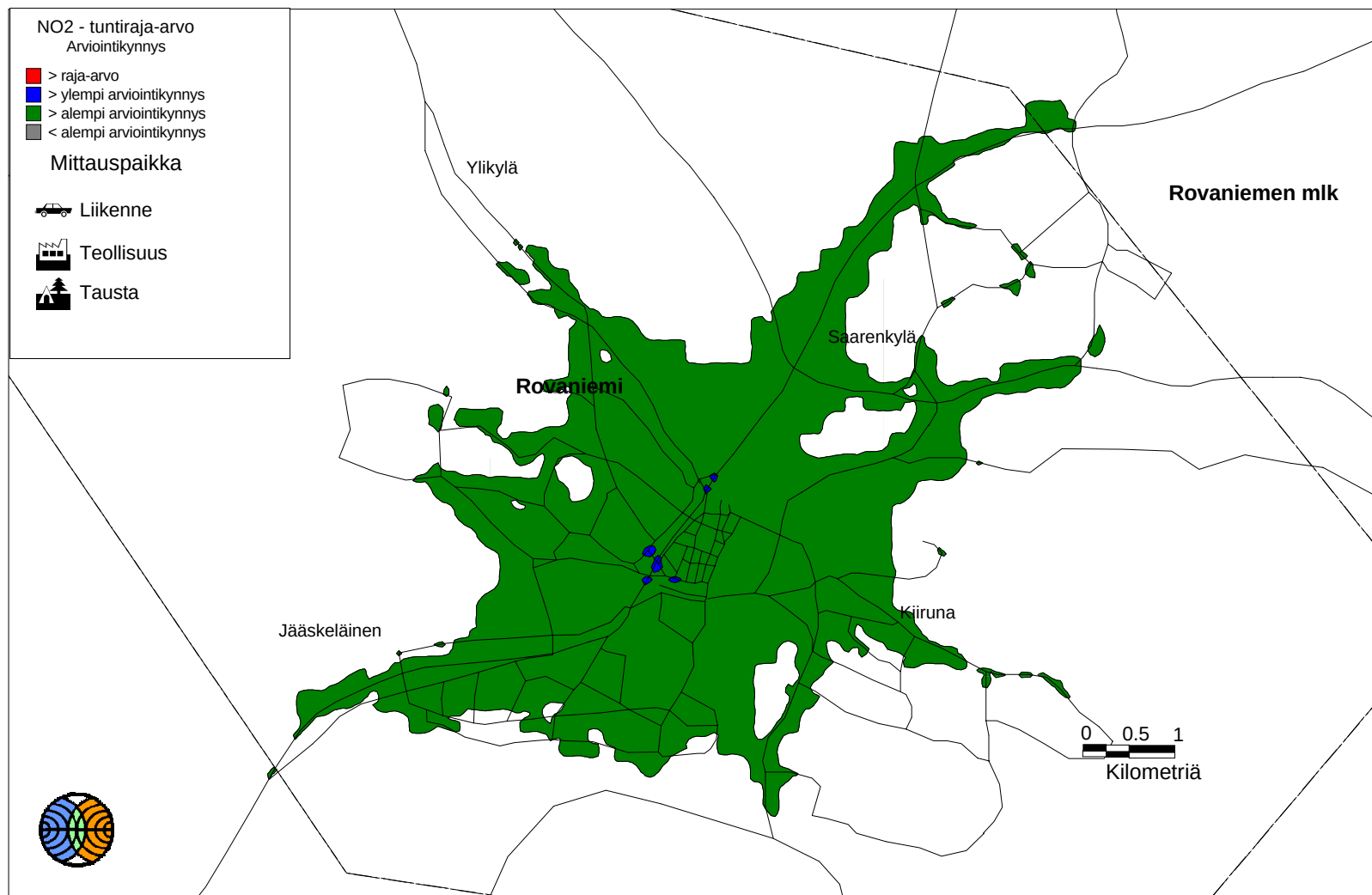
LIITEKUVA 14. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Turun seudulla suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



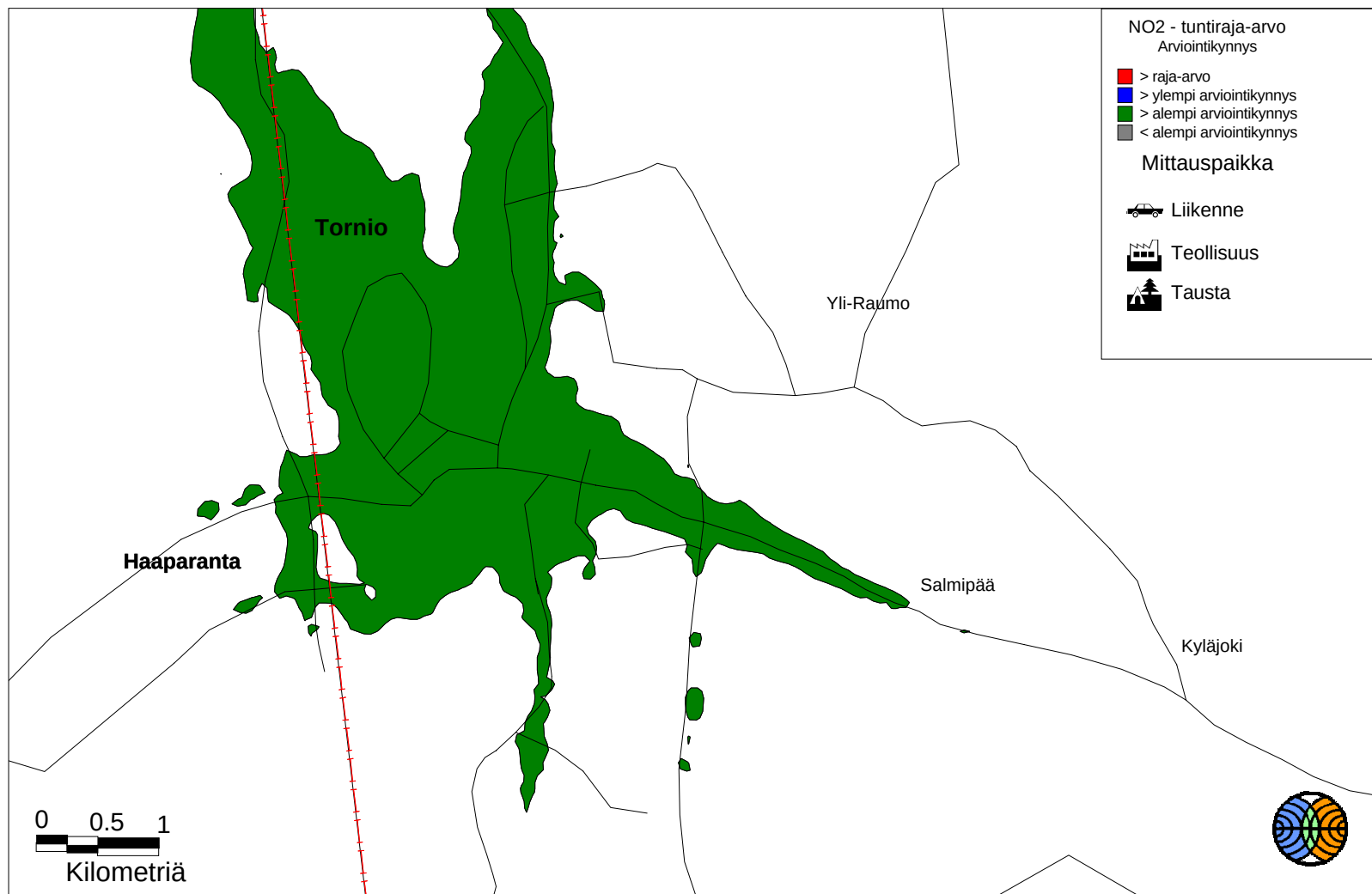
LIITEKUVA 15. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Lahdessa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



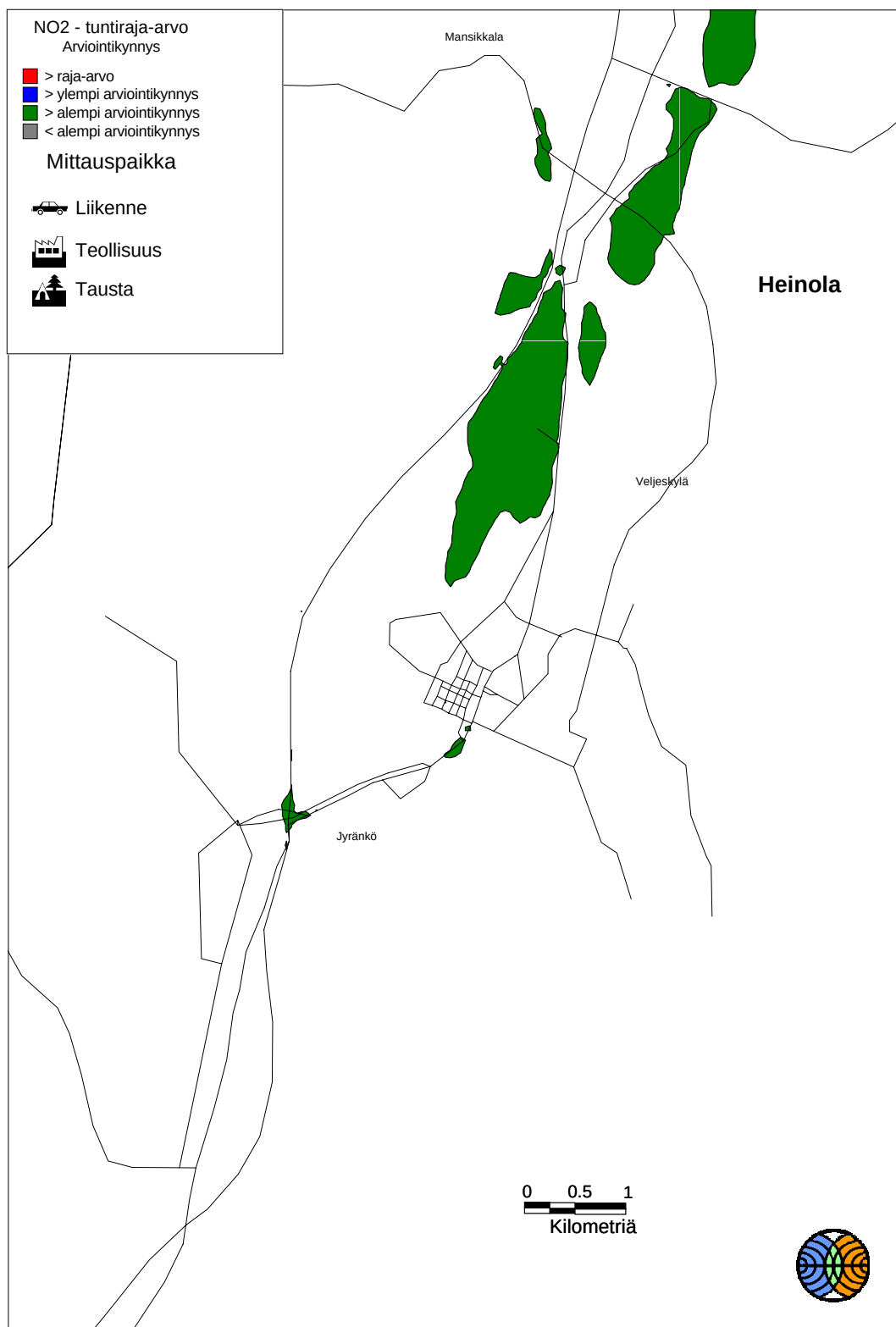
LIITEKUVA 16. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Porissa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



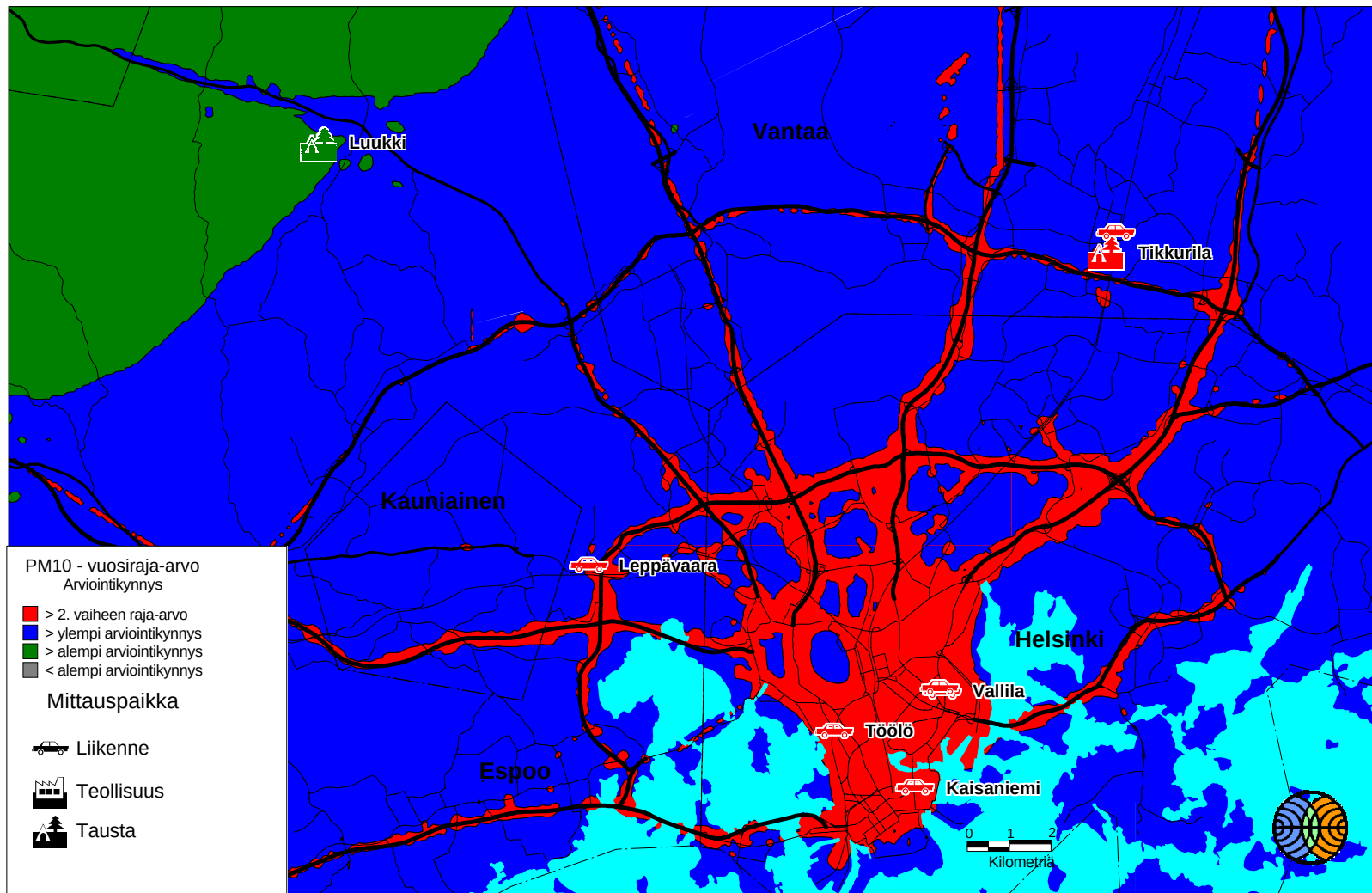
LIITEKUVA 17. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Rovaniemellä suhteessa ohje-arvoon ja arviointikynnyksiin.



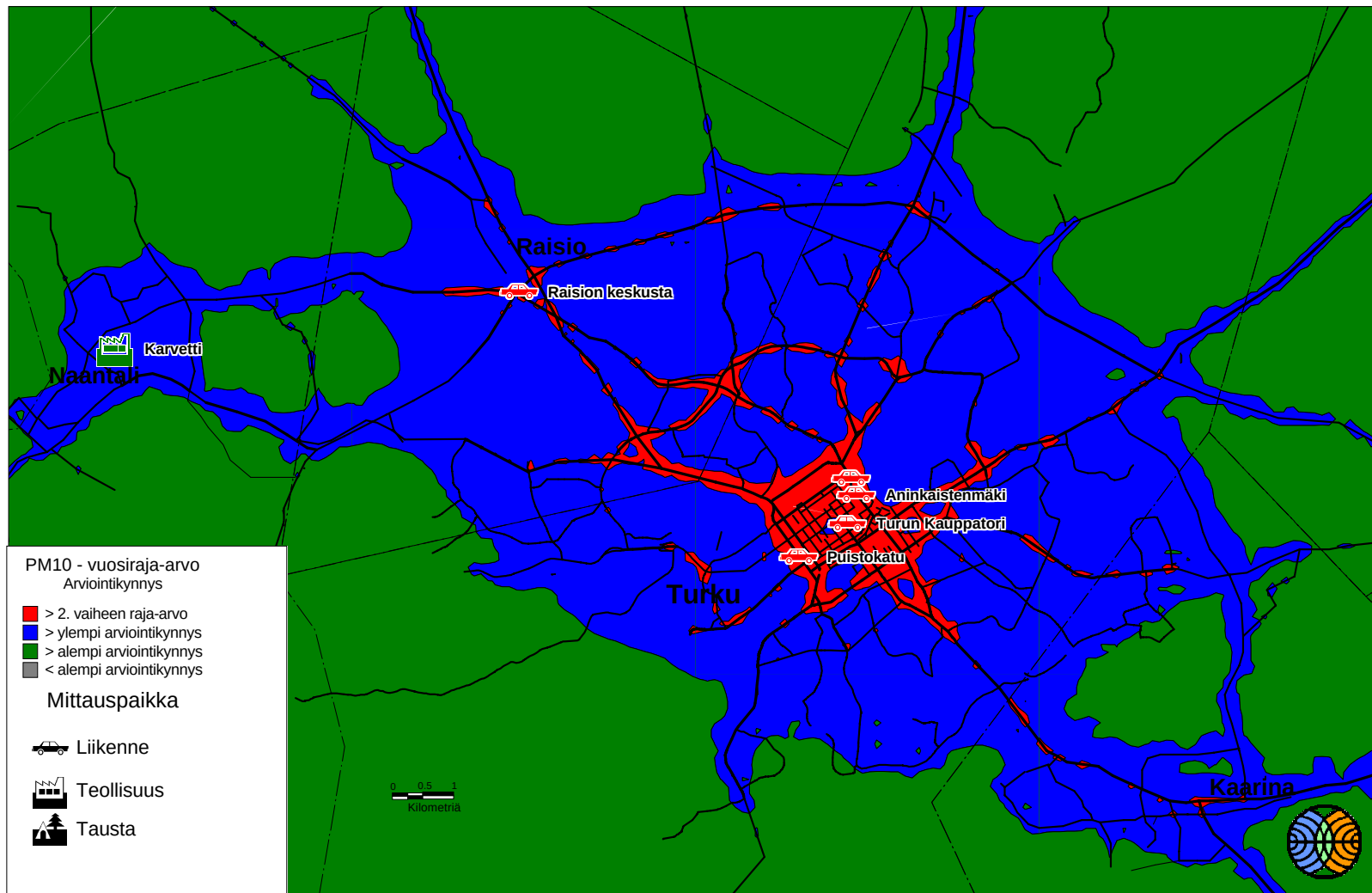
LIITEKUVA 18. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Torniossa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



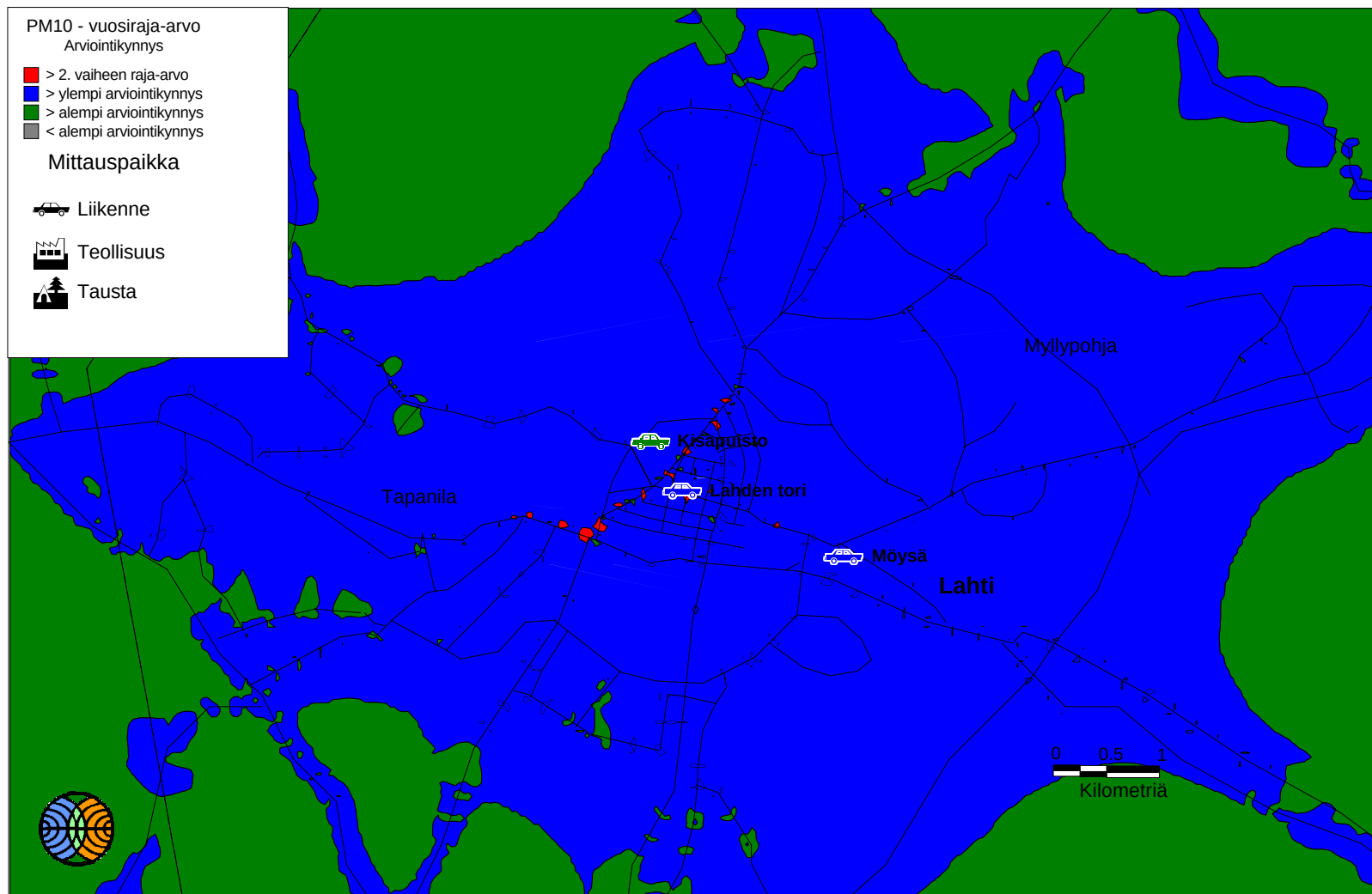
LIITEKUVA 19. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo Heinolassa suhteessa raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



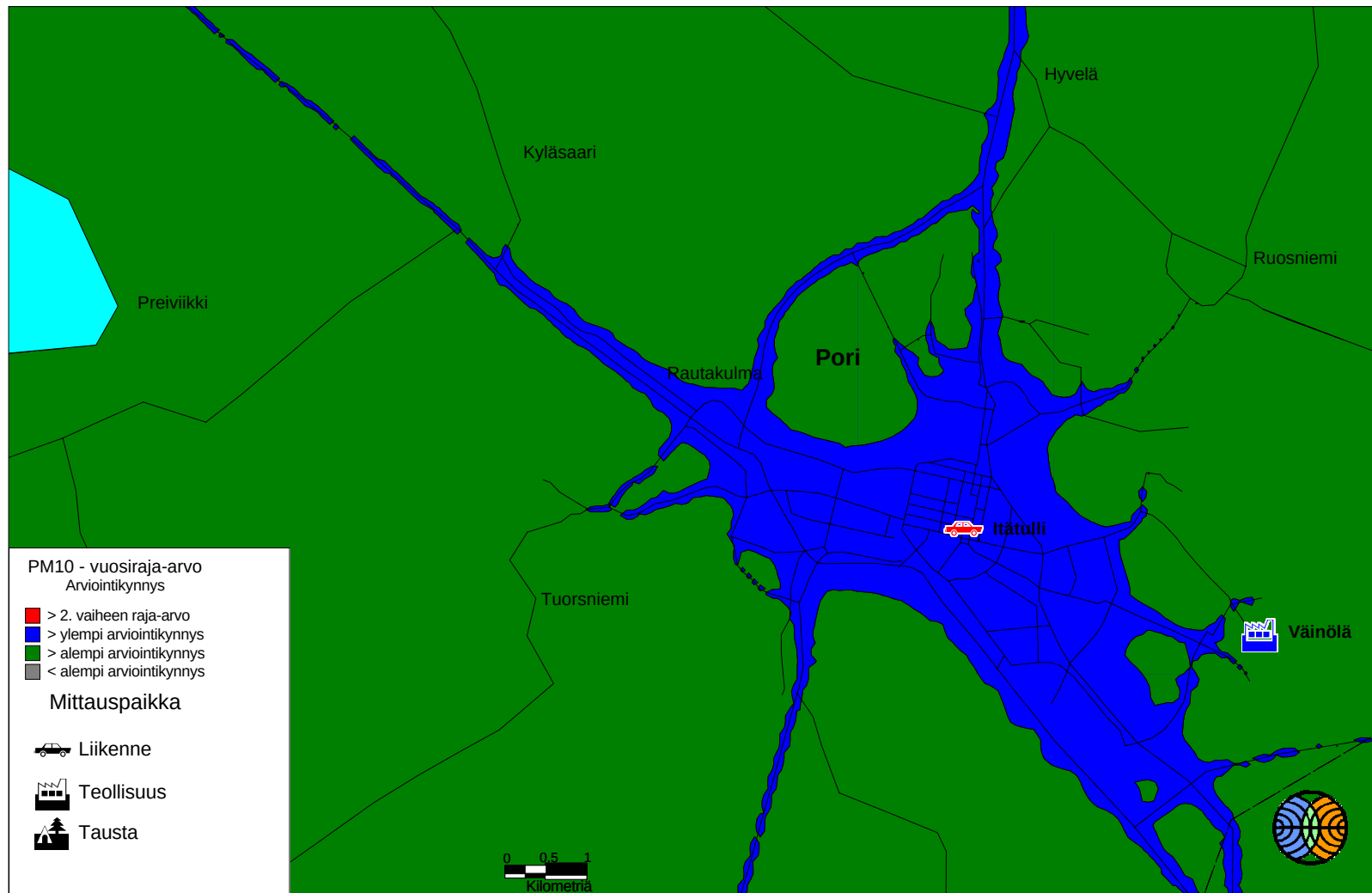
LIITEKUVA 20. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo pääkaupunkiseudulla suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



LIITEKUVA 21. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Turun seudulla suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



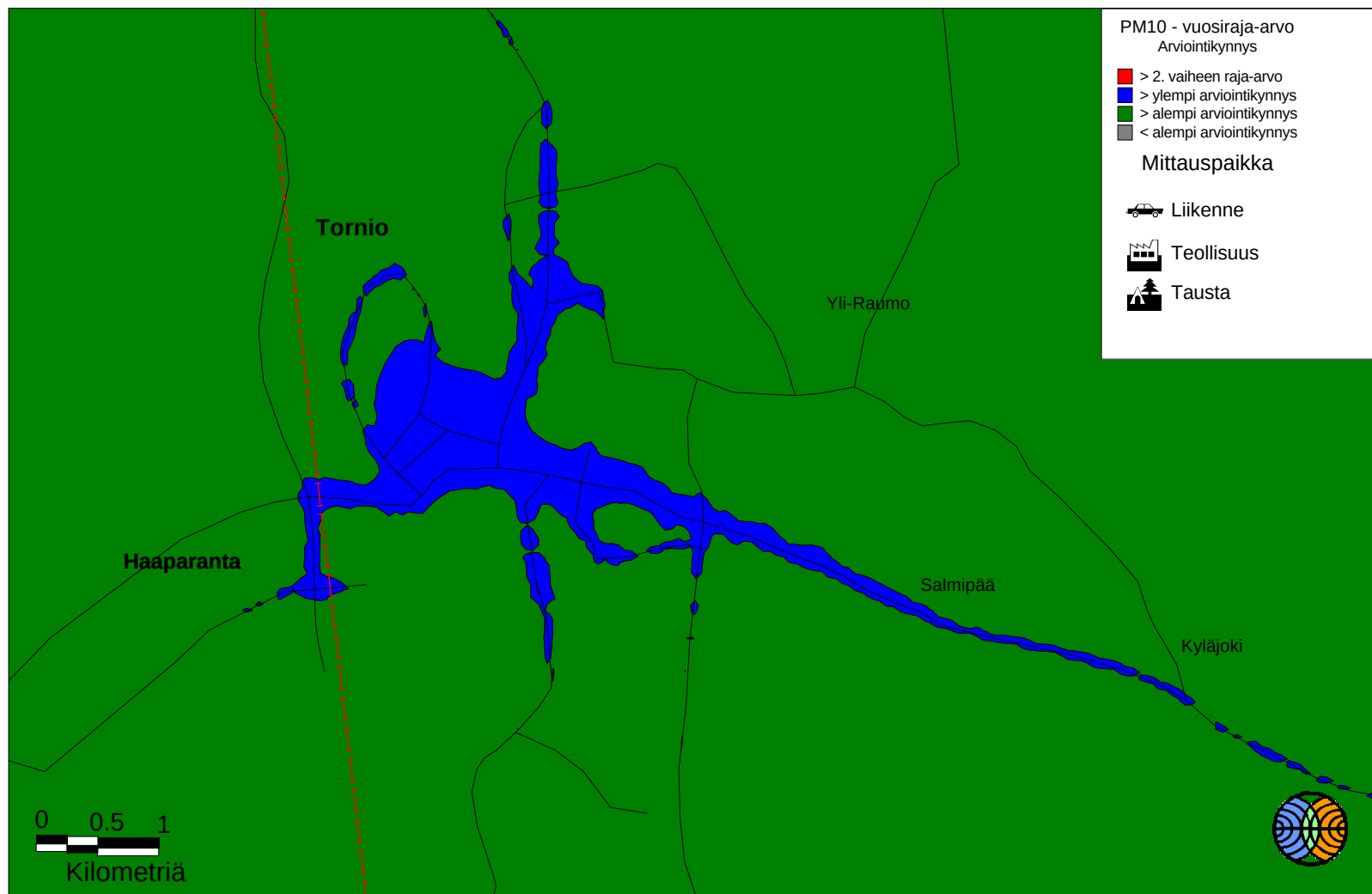
LIITEKUVA 22. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Lahdessa suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



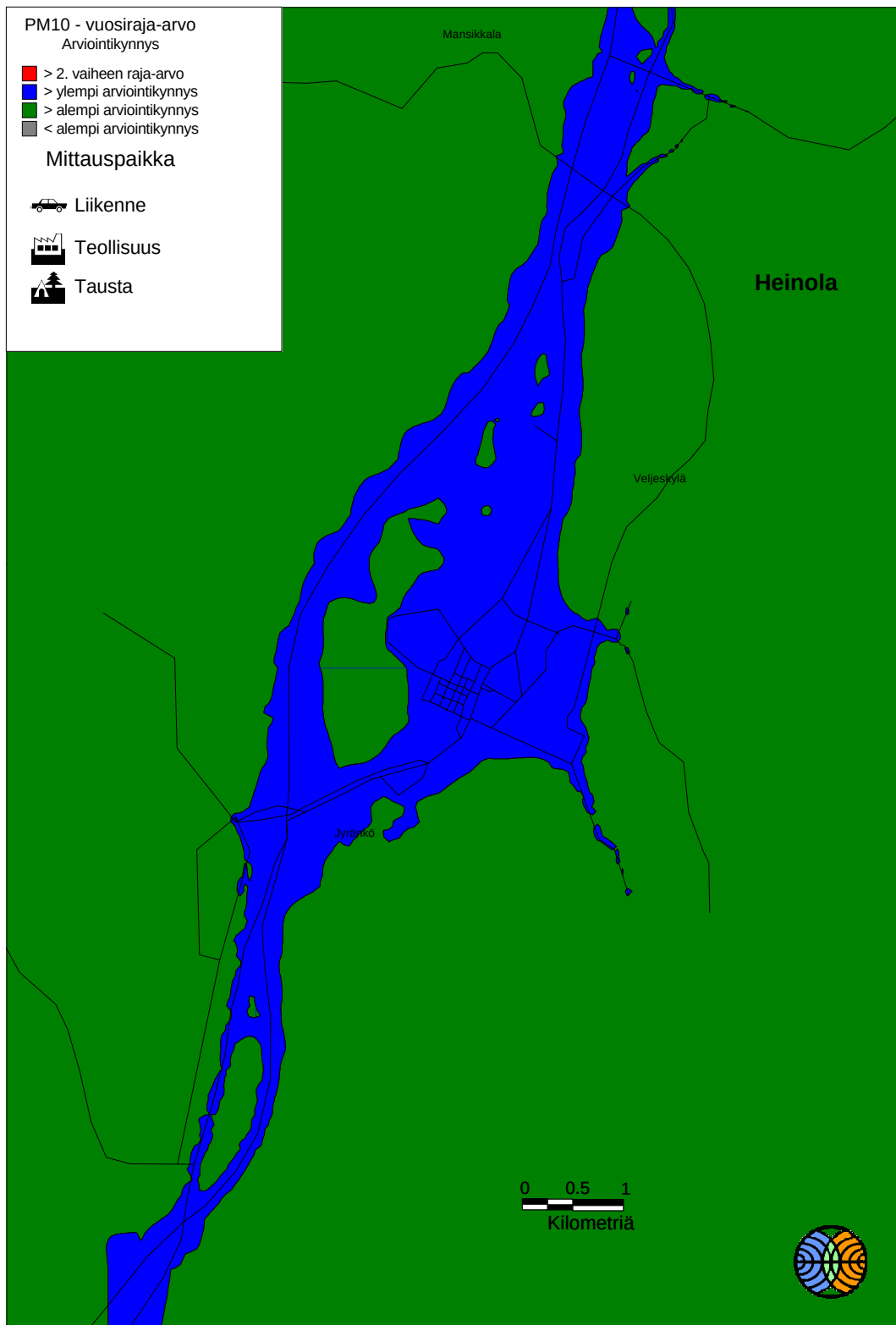
LIITEKUVA 23. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Porissa suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



LIITEKUVA 24. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Rovaniemen seudulla suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.

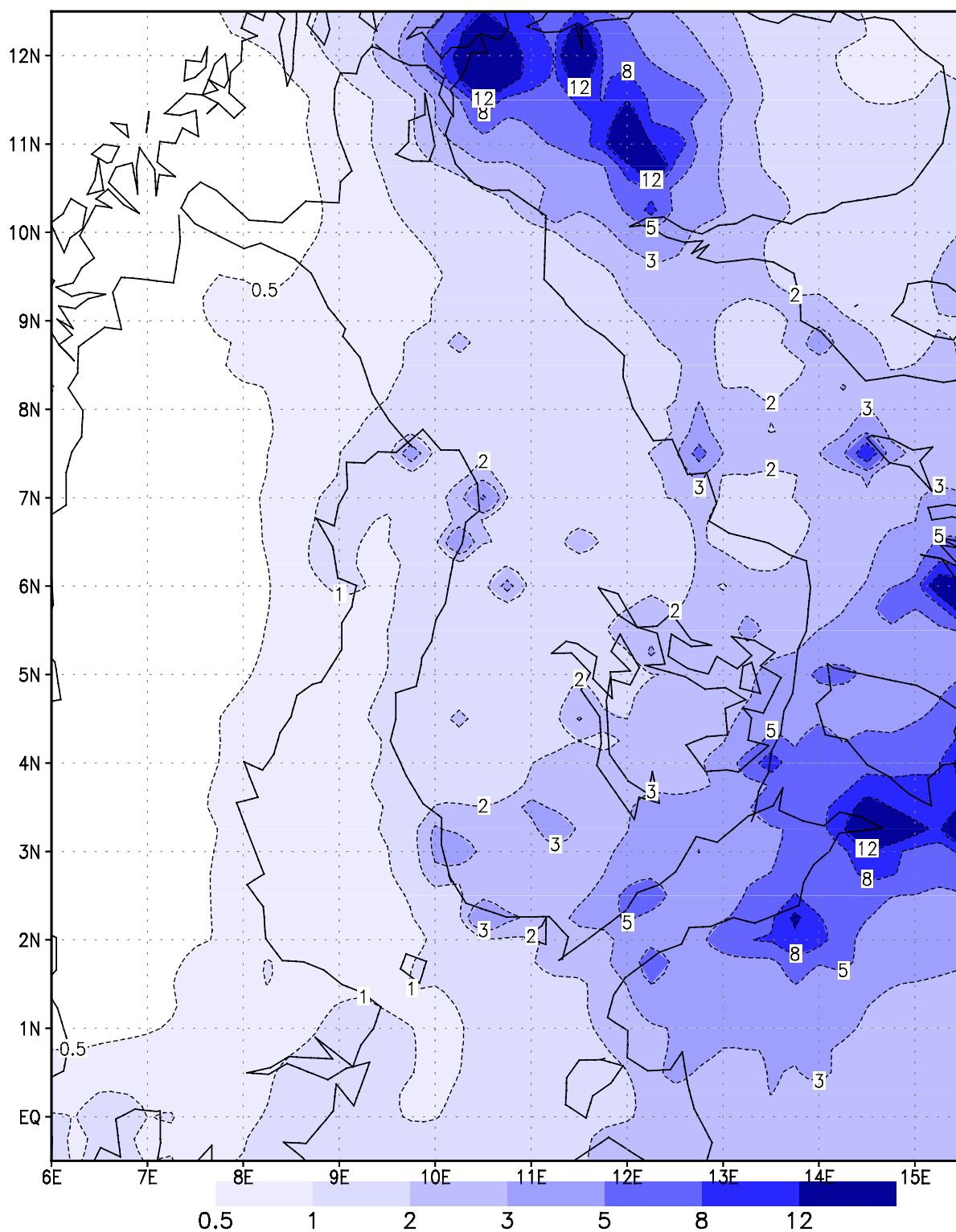


LIITEKUVA 25. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Torniossa suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.



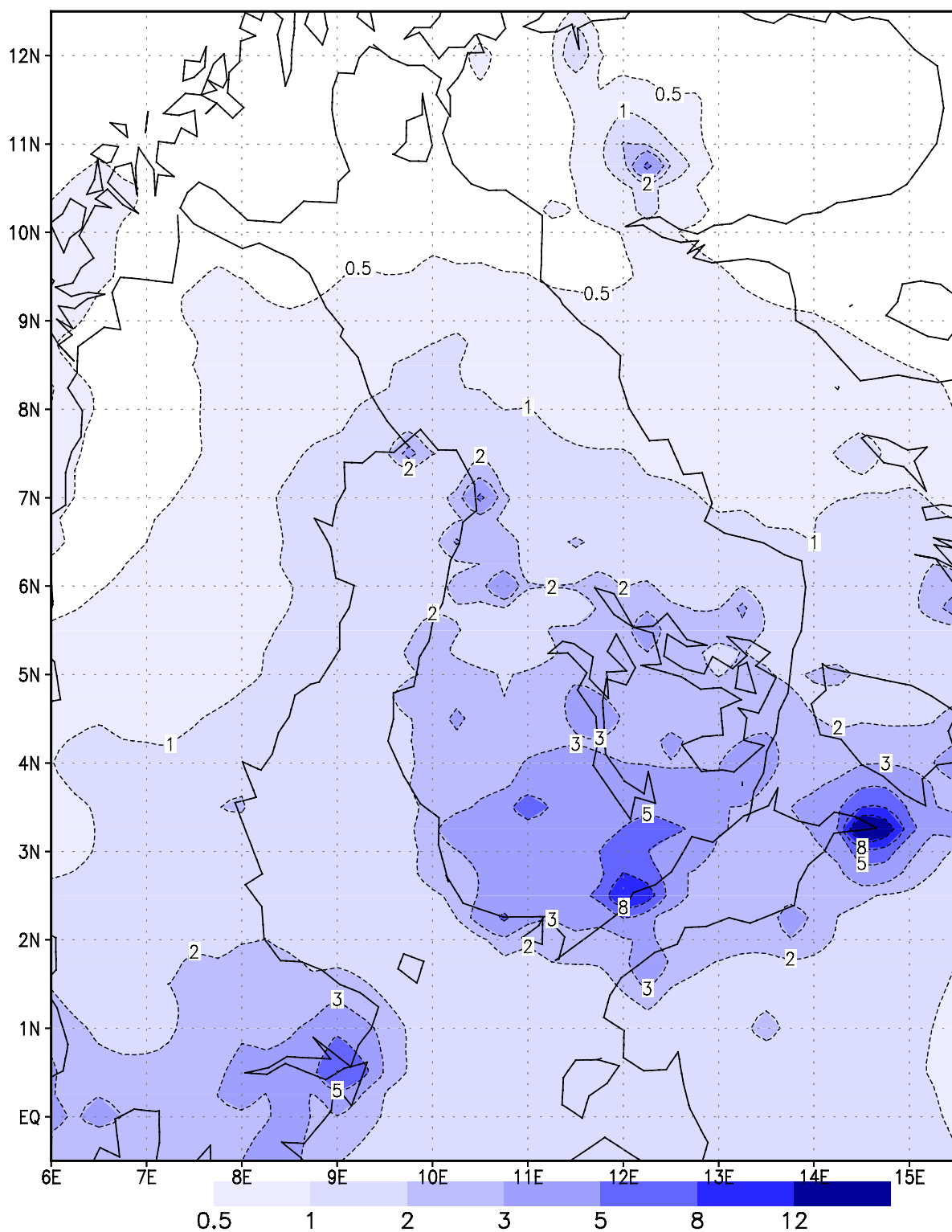
LIITEKUVA 26. PM10-pitoisuuden vuosikeskiarvo Heinolassa suhteessa 2. vaiheen raja-arvoon ja arviointikynnyksiin.

so2 winter average (ug/m3) 1998

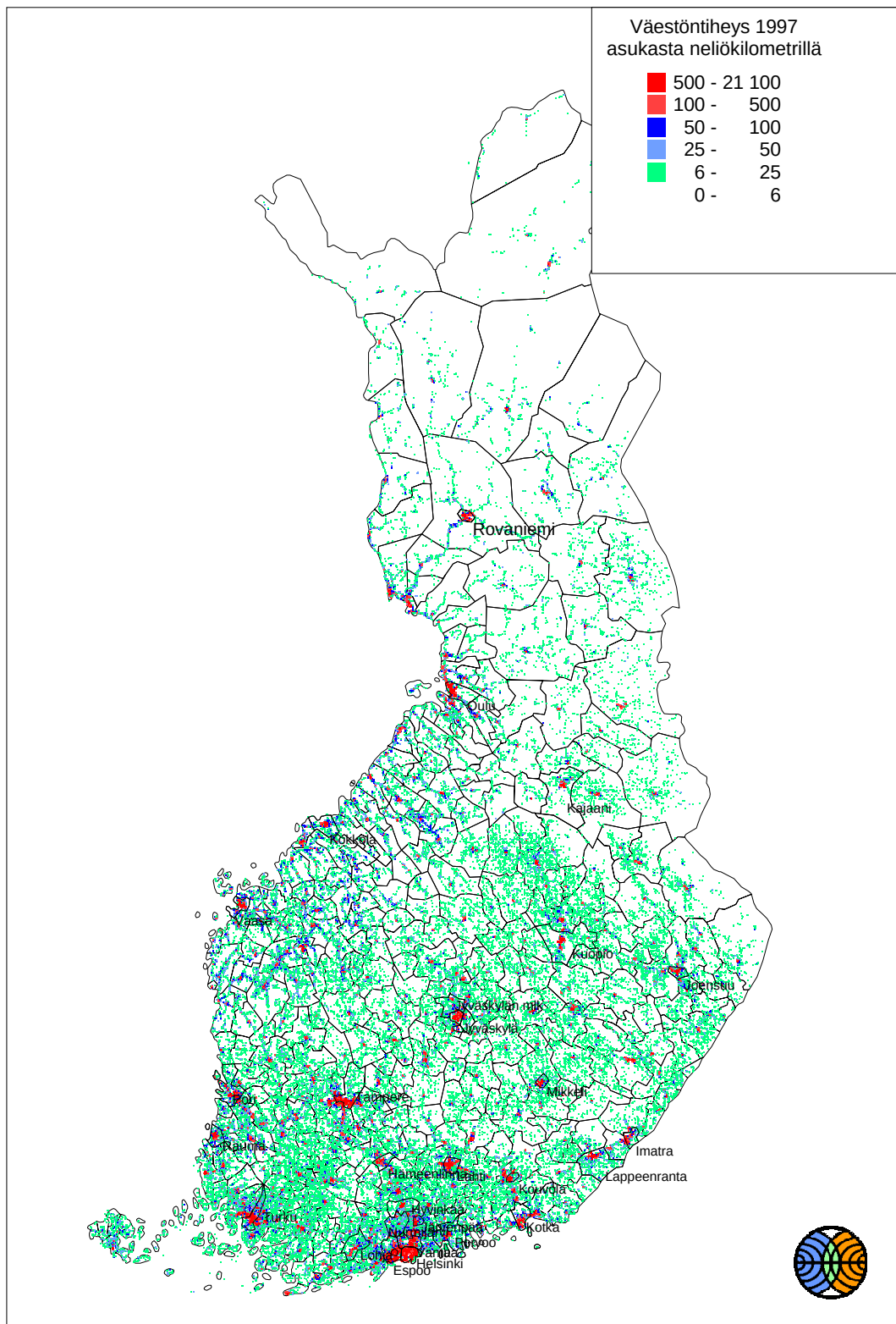


LIITEKUVA 27. Rikkidioksidipitoisuuden talvikeskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 1998.

nox annual average ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 1998



LIITEKUVA 28. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) 1998.



LIITEKUVA 29. Väestötiheys 1997. Niiden paikkakuntien nimet on esitetty kartalla, joiden asukasluku on suurempi kuin 30 000.