



ILMATIETEEN LAITOS

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLISELVITYS

Autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja lentoliikenteen typenoksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipäästöjen leviämismallinnus





# SISÄLLYSLUETTELO

<b>Tiivistelmä</b>	<b>4</b>		
<b>OSA I:</b>		<b>OSA II:</b>	
<b>1. Johdanto</b>	<b>6</b>	<b>4. Taustatietoa ilman epäpuhtauksista</b>	<b>28</b>
<b>2. Tulokset</b>	<b>7</b>	4.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät	28
2.1 Typpidioksidipitoisuudet (NO <sub>2</sub> )	8	4.2 Typpidioksidi	28
2.1.1 Kaikki päästölähteet	8	4.3 Hiukkaset	29
2.1.2 Autoliikenne	9	4.4 Rikkidioksidi	31
2.1.3 Energiantuotanto	10	4.5 Ilmanlaadun raja- ja ohjearvot	32
2.1.4 Laivaliikenne ja satamatoiminta	12	<b>5. Leviämismallilaskelmien lähtötiedot</b>	<b>34</b>
2.1.5 Lentoliikenne	12	5.1. Autoliikenteen päästöt	34
2.2 Pienhiukkaspitoisuudet (PM <sub>2,5</sub> )	14	5.2 Energiantuotannon päästöt	37
2.2.1 Kaikki päästölähteet	14	5.3 Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt	38
2.2.2 Autoliikenne	15	5.4 Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöt	40
2.2.3 Energiantuotanto	15	5.5 Meteorologiset tiedot	40
2.2.4 Laivaliikenne ja satamatoiminta	17	5.6 Taustapitoisuudet	41
2.3 Rikkidioksidipitoisuudet (SO <sub>2</sub> )	18	5.7 Pisteikkö	41
2.3.1 Kaikki päästölähteet	18	<b>6. Leviämismallilaskelmissa käytetyt menetelmät</b>	<b>42</b>
2.3.2 Energiantuotanto	18	6.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismallilla	42
2.3.3 Laivaliikenne ja satamatoiminta	19	6.2 Kaupunkimalli (UDM-FMI)	42
2.4 Mallilaskelmien tulosten vertailu ilmanlaadun mittaustuloksiin	21	6.3 Liikenteen päästöjen viivalähdemalli (CAR-FMI)	43
<b>3. Yhteenveto ja johtopäätökset</b>	<b>25</b>	6.4 Typenoksidipäästöjen ilmakemiamalli	43
		6.5 STEAM-laivapäästömalli	44
		6.6 Meteorologisten tietojen käsittely	44
		<b>Viiteluettelo</b>	<b>46</b>
		<b>Liitekuvat 1-25</b>	<b>48</b>
		<b>Liitteet 26-27</b>	<b>73</b>

# Tiivistelmä

Tutkimuksessa arvioitiin pääkaupunkiseudun auto liikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan sekä lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia. Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin ulkoilman typpidioksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipitoisuuksia ja niiden alueellista jakautumista.

Päästöjen leviämislaskelmiin käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä leviämisen- ja laskentamallia: kaupunkimallia (UDM-FMI) ja viivalähdemallia (CAR-FMI) sekä STEAM-laivapäästömallia. Pitoisuudet laskettiin pääkaupunkiseudun kunnat kattavalle 35 × 45 km kokoiselle alueelle. Laskelmat tehtiin vuosille 2012–2014 käyttäen pääkaupunkiseudun ilmastollisia olosuhteita edustavaa meteorologista aineistoa.

Leviämismalliin lähtötietoina käytetyt vuoden 2014 päästötiedot sisältävät suurimman osan pääkaupunkiseudulla syntyvistä typen oksidien, pienhiukkasten ja rikkidioksidin kokonaispäästöistä. Mallilaskelmissa mukana olivat autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen sekä taustapitoisuuksien lisäksi myös kotitalouksien puun pienpolton päästöt.

Tutkimuksen tuloksina saatuja pitoisuuksia verrattiin ilmanlaadun raja- ja ohjearvoihin. Mallitulosten mukaan typpidioksidin kokonaispitoisuudet ylit-

tävät pääkaupunkiseudulla paikoitellen ilmanlaadun raja- ja ohjearvot. Autoliikenteen päästöillä on merkittävin vaikutus typpidioksidin pitoisuustasoihin pääkaupunkiseudulla. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo voi ylittyä paikoitellen Helsingin keskustassa ja katukuiluissa.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat raja-arvon selvästi koko pääkaupunkiseudulla. Suurin vaikutus pääkaupunkiseudun pienhiukkaspitoisuustasoihin on alueellisella taustapitoisuudella, mistä suurin osa on kaukokulkeutuneita pienhiukkasia. Liikenteen päästöjen aiheuttamilla pienhiukkaspitoisuuksilla on paikallisesti huomattava vaikutus pitoisuustasoihin viikkaiden teiden varsilla ja katukuiluissa.

Rikkidioksidipitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla pieniä ja alittavat vuorokausiohjearvon ja vuosikeskiarvopitoisuudelle annetun kriittisen tason selvästi. Laivaliikenteen päästöillä on satamien läheisyydessä merkittävin vaikutus rikkidioksidin pitoisuustasoihin. Energiantuotantolaitosten päästöt, etenkin huippulämpökeskukset, voivat aiheuttaa paikallisesti lyhytaikaisia korkeita rikkidioksidipitoisuuksia.

Mallilaskelmien tuloksia verrattiin HSY:n ilmanlaadun mittausasemien vuosien 2012–2014 mittaus tuloksiin. Vertailun perusteella mallilaskelmat täyttävät mallintamisen epävarmuudelle asetetut laatutavoitteet pääsääntöisesti hyvin, joten mal-

lituloksia voidaan pitää hyvin tutkimusalueetta edustavina.

Mallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla on pääsääntöisesti hyvää. Pääkaupunkiseudun ilmanlaatuun vaikuttavat merkittävimmin autoliikenteen typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöt sekä pienhiukkasten kaukokulkeuma. Pientaloalueilla kotitalouksien pienpolton päästöillä on merkittävä vaikutus alueiden pienhiukkaspitoisuuksiin paikallisesti. Energiantuotantolaitosten päästöjen vaikutus pääkaupunkiseudun ilmanlaatuun on pääsääntöisesti pieni, sillä voimalaitosten päästöt vapautuvat korkeista piipuista, jolloin ne leviävät ja laimenevat tehokkaasti eivätkä heikennä ilmanlaatua hengityskorkeudella. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt kohottavat pitoisuustasoja satama-alueiden lisäksi melko laajalla alueella rannikon läheisyydessä. Laivaliikenteen päästöt voivat aiheuttaa ajoittain varsin korkeita lyhytaikaispitoisuuksia satamien läheisyyteen. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan typenoksidipäästöjen vaikutus ilmanlaatuun on paikallinen ja rajoittuu lähinnä lentoasema-alueelle ja sen välittömään läheisyyteen.



## OSA I: 1. Johdanto

Tutkimuksen tarkoituksena oli hankkia leviämismallilaskelmien avulla tietoa pääkaupunkiseudun ilmanlaadusta, sen alueellisesta vaihtelusta ja eri päästölähteiden vaikutuksesta ilmanlaatuun. Tutkimuksessa arvioitiin pääkaupunkiseudun kuntien autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan sekä lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan ilmanlaatuvaikutuksia koko tutkimusalueella. Kotitalouksien puun pienpolton pienhiukkaspäästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun arvioitiin yksittäisissä laskentapisteissä. Edellinen koko pääkaupunkiseudun kattava ilmanlaatumallinnus on tehty vuonna 2008 (Lappi ym., 2008).

Ilmanlaatuvaikutuksia arvioitiin laskennallisesti leviämismallien avulla vuoden 2014 päästöjä kuvaavassa tilanteessa. Mallinnuksessa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyjä päästöjen leviämismalleja: kaupunkimallia (UDM-FMI) ja viivalähdemallia (CAR-FMI). Laivaliikenteen päästöt laskettiin laivojen päästölaskentaan kehitetyllä uudella STEAM-laskentamallilla. Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin pääkaupunkiseudun typpidioksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipitoisuuksia ja niiden alueellista jakautumista. Tutkimuksen tuloksina saatuja pitoisuuksia verrattiin ilmanlaadun raja- ja ohjearvoihin sekä ilmanlaadun mittausten tuloksiin.

Raportin rakenne on kaksiosainen. Ensimmäisessä osassa esitetään leviämismallinnuksen keskeisimmät tulokset ja johtopäätökset. Raportin toisessa osassa on kerrottu taustatietoa ilmanlaadusta sekä kuvattu lähtötiedot ja käytetyt menetelmät.

Tutkimuksen tilasivat Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, Fortum Power and Heat Oy, Helen Oy, Vantaan Energia Oy ja Finavia Oy. Tässä raportissa on tarkasteltu kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutusta pääkaupunkiseudulla. Energiayhtiöille ja Finavia Oy:lle on lisäksi koottu erillisraportit, joissa on tarkasteltu yksityiskohtaisemmin vain kyseisten päästölähteiden ilmanlaatuvaikutuksia.

Päästöjen leviämismallilaskelmat, tulosten tarkastelu ja raportointi tehtiin Ilmatieteen laitoksella Asiantuntijapalvelut -yksikössä. HSY on toiminut yhteystahona tilaajien puolelta ja Anu Kousa HSY:ltä on laskenut autoliikenteen päästöt ja kirjoittanut raporttiin kuvauksen päästölaskennasta (kappale 5.1).



## 2. Tulokset

**Suomessa ilmanlaatu on pääosin hyvä ja se on parantunut viimeisen 25 vuoden aikana. Pääkaupunkiseutu on ilmanlaadultaan puhtaimpia metropolialueita Euroopassa. Yhtä hyvä ilmanlaatu on ainoastaan kymmenesosalla Euroopan kaupungeista.**

Mallilaskelmien avulla on mahdollista tarkastella laajojen, kokonaisten kaupunkialueiden ilmanlaatua sekä eri tekijöiden vaikutusta ilmanlaatuun. Leviämismallilaskelmilla tehdyn ilmanlaatuarvion tarkoituksena on tuottaa mahdollisimman todenmukaista tietoa ilmanlaadusta ja sen vaihtelusta. Siksi mallilaskelmissa on mukana kaikkien merkittävimpien päästölähteiden päästöt ja alueellinen taustapitoisuus. Mallilaskelmissa käytettyjen lähtötietojen oikeellisuutta ja mallitulosten edustavuutta on arvioitu vertaamalla mallilaskelmin saatuja tuloksia pääkaupunkiseudulla tehtyihin ilmanlaadun mittaustuloksiin.

Tässä työssä pitoisuuksien muodostumista on arvioitu koko pääkaupunkiseudun kattavalle alueelle (35 × 45 km). Laajalle alueelle tehdyn leviämismallinnuksen tuloksia voidaan käyttää alueellisten ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa. Liikenteen päästöjen mallintamisessa on käytetty avoimeen ympäristöön kehitettyä viivalähde-

mallia (CAR-FMI), jolla ei pystytä huomiomaan yksittäisten rakennusten vaikutuksia päästöjen leviämiseen ja laimenemiseen. Näistä rajoituksista johtuen mallinnustulokset aliarvioivat korkeiden rakennusten reunustamiin katukuilumaisiin paikkoihin (mm. Hämeentie, Mannerheimintie ja Mäkelänkatu) muodostuvia pitoisuuksia.

Mallilaskelmien tuloksina saadut typpidioksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipitoisuudet on esitetty raportissa havainnollisina karttakuvina, joissa ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia verrataan ilmanlaatulainsäädännössä annettuihin ohje- ja raja-arvoihin sekä kriittisiin tasoihin ja WHO:n ohjearvoon (liitekuvat 1–25). Karttakuvissa esitetyt pitoisuusjakaumat kuvaavat pitoisuustasoa hengityskorkeudella.

Karttakuvissa on esitetty alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä. Kartoissa esitetyt

pitoisuuksien aluejakaumat eivät edusta koko pääkaupunkiseudulla yhtäaikaa vallitsevaa pitoisuustilannetta, vaan ne kuvaavat kuhunkin laskentapisteeseen mallilaskelmissa saatua korkeinta pitoisuutta. Korkeimmat pitoisuudet voivat esiintyä eri laskentapisteissä eri ajanhetkinä. Vuosikeskiarvopitoisuus kuvaa alueen keskimääräistä ja vallitsevaa ilman epäpuhtauspitoisuustasoa parhaiten. Karttakuvissa esitetyt vuosikeskiarvopitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson (vuodet 2012–2014) korkeinta vuosikeskiarvoa kussakin laskentapisteesä. Hetkelliset pitoisuudet voivat nousta vuosikeskiarvopitoisuuksia huomattavasti korkeammiksi. Mallinnettuihin lyhytaikaispitoisuuksiin sisältyy enemmän epävarmuutta kuin vuosikeskiarvopitoisuuksiin ja lyhytaikaispitoisuuksien aluejakaumaan vaikuttavat voimakkaammin yksittäiset meteorologiset tilanteet. Karttakuvissa esitetyt vuorokausiohjearvoon verrannolliset pitoisuudet kuvaavat kolmen vuoden tarkastelujakson (vuodet 2012–2014) korkeinta vuorokausiohjearvoon verrannollista pitoisuutta kussakin laskentapisteesä.

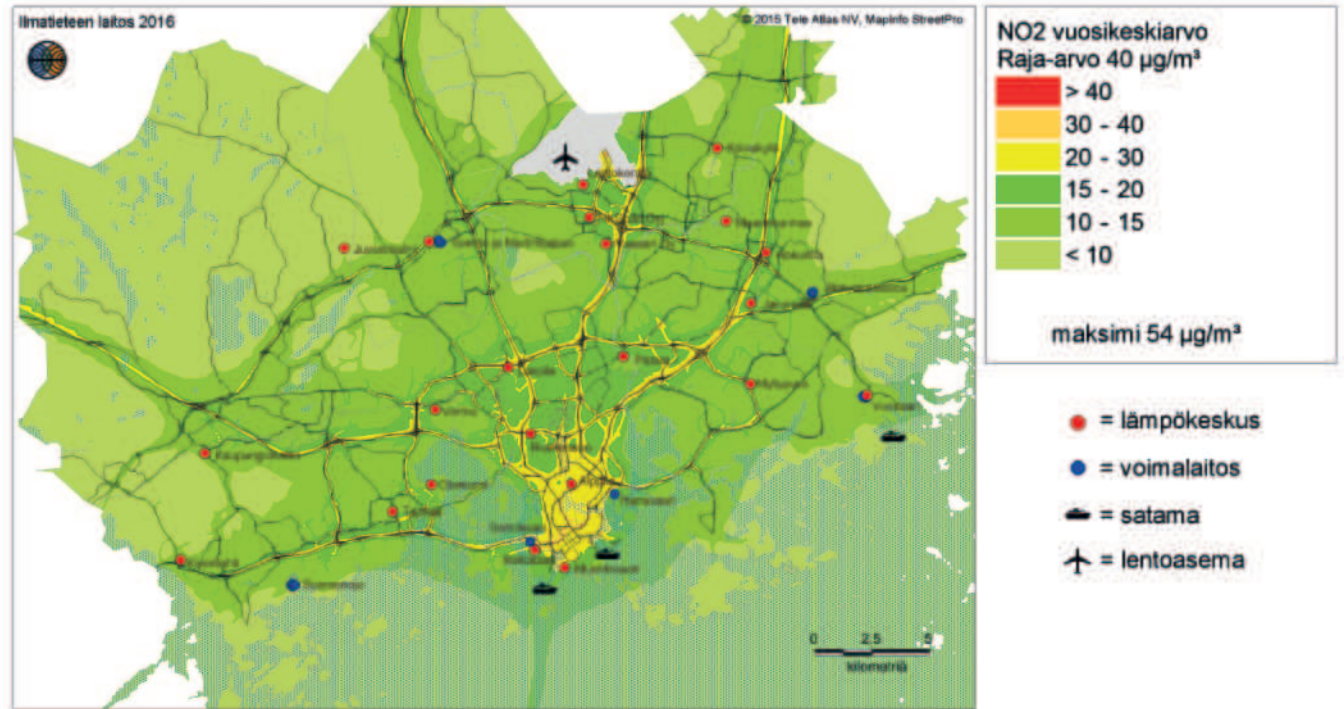
## 2.1 Typpidioksidipitoisuudet (NO<sub>2</sub>)

Korkeimmat typpidioksidipitoisuudet esiintyvät Helsingin kantakaupungissa sekä vilkkaasti liikennöityjen teiden ja risteysalueiden lähiympäristössä. Autoliikenteen päästöillä on merkittävin vaikutus typpidioksidin pitoisuustasoihin pääkaupunkiseudulla. Typpidioksidipitoisuudelle asetetut ohje- ja raja-arvot ylittyvät paikoin vilkasliikenteisillä alueilla. Pitoisuudet pienenevät selvästi, kun etäisyys liikenneväylistä kasvaa. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet ovat ruuhka-aikaan ja erityisesti tyyninä ja kylminä talvipäivinä, jolloin ilman sekoittuminen on heikkoa.

### 2.1.1 Kaikki päästölähteet

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan sekä lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan vuoden 2014 päästöjen sekä taustapitoisuuden yhdessä aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvissa 1 ja 2 (lähikuva Kehä I:n eteläpuolisesta alueesta).

Leviämismallinnuksen tulosten mukaan kaikkien päästölähteiden ja taustapitoisuuden aiheuttama typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo on Helsingin kantakaupungissa ja vilkkaasti liikennöityjen teiden lähiympäristössä sekä Helsinki-Vantaan lentoaseman välittömässä läheisyydessä noin 20–30 µg/m<sup>3</sup>. Muilla Kehä I:n eteläpuoleisilla asuinalueilla pitoisuustaso on noin 10–20 µg/m<sup>3</sup>. Muualla



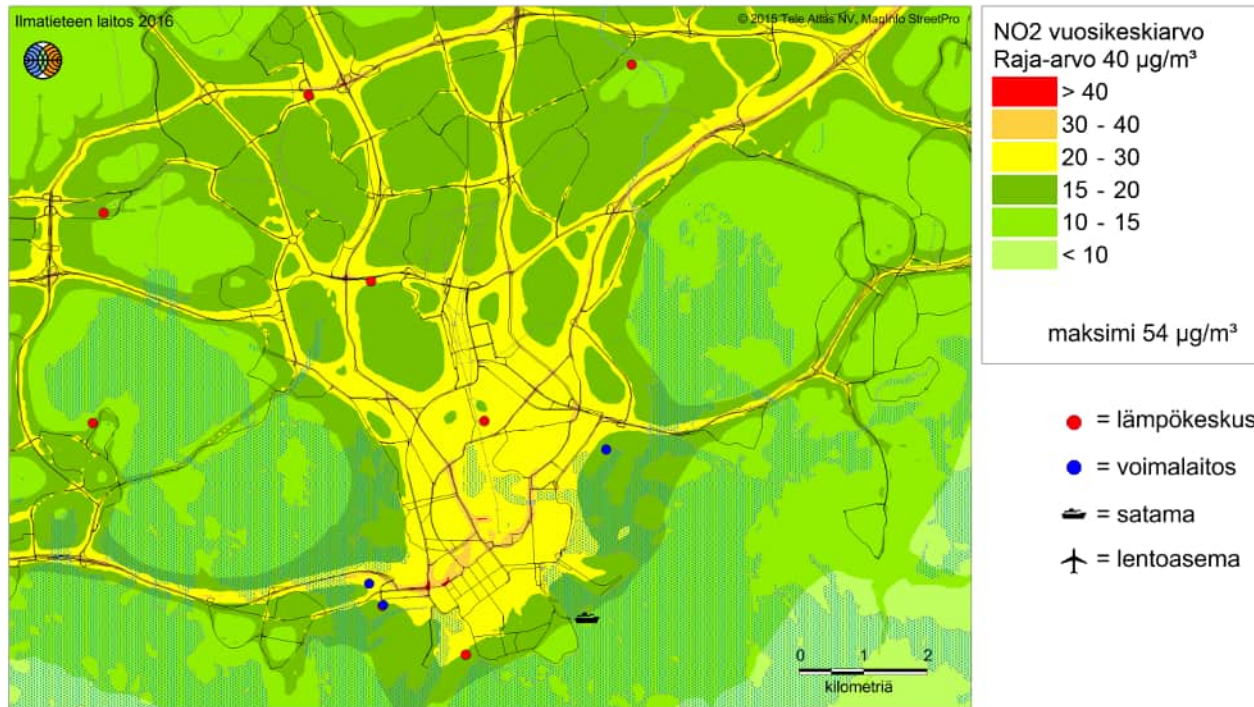
Kuva 1. Autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

pääkaupunkiseudulla typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo on noin 7–15 µg/m<sup>3</sup>. Vilkkaimmilla teillä ja Helsingin keskustassa typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus voi kohota tasolle 30–40 µg/m<sup>3</sup>. Mallitulosten mukaan paikoin Helsingin keskustassa typpidioksidipitoisuudet voivat ylittää vuosikeskiarvolle asetetun raja-arvon 40 µg/m<sup>3</sup>. Raja-arvo ylittyy paikoin myös liikenneväylillä ja risteysalueilla (mm. Hakamäentien ja Mannerheimintien risteyksessä), mutta raja-arvon ei katsota olevan voimassa kyseisillä alueilla.

Mallilaskelmien mukaan typpidioksidipitoisuudelle annettu vuorokausiohjearvo (70 µg/m<sup>3</sup>) voi ylittyä epäedullisissa meteorologisissa tilanteissa vilkkaimpien teiden ja väylien läheisyydessä ja laajoilla alueilla kantakaupungissa sekä lentoaseman läheisyydessä (liitekuva 2). Katukuilumaisissa ympäristöissä ohjearvon ylittyminen on todennäköisempää kuin avoimessa ympäristössä.

Kaikkien pääkaupunkiseudun päästölähteiden aiheuttamat korkeimmat typen oksidi-





Kuva 2. Kaikkien päästölähteiden aiheuttama typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>). Lähikuva Kehä I:n eteläpuolisesta alueesta.

en (NO<sub>x</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty liitekuvassa 11. Typenoksidipitoisuuksien (NO<sub>x</sub> = NO<sub>2</sub> + NO) vuosikeskiarvolle on annettu kriittinen taso 30 µg/m<sup>3</sup>, joka on voimassa rakennetun ympäristön ulkopuolella olevilla alueilla, kuten luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla ja laajoilla maa- ja metsätalousalueilla. Vuosipitoisuudelle annettu kriittinen taso alittuu pääkaupunkiseudulla kaikkialla lukuun ottamatta Helsingin niemeä ja vilkkaimpien väylien varsia.

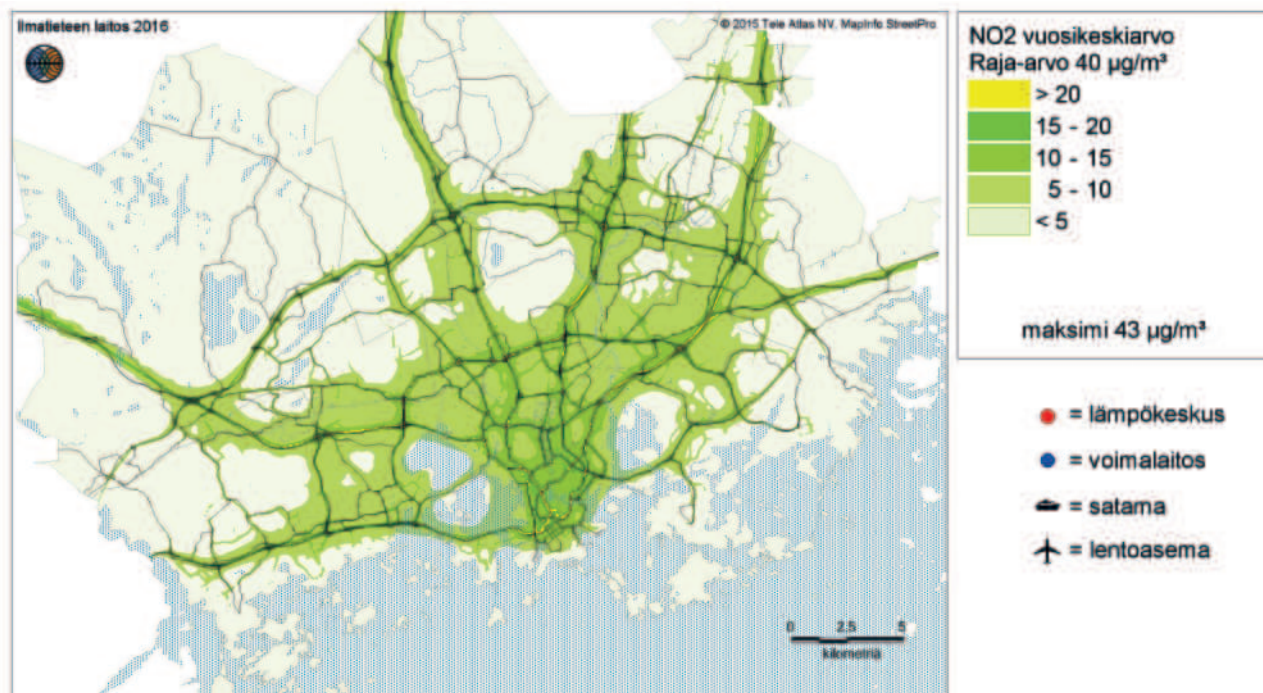
## 2.1.2 Autoliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut autoliikenteen vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 3.

Autoliikenteen päästöillä on merkittävin vaikutus pääkaupunkiseudun typpidioksidipitoisuuksiin. Korkeimmat typpidioksidipitoisuudet havaitaan vilkkaasti liikennöityjen teiden ja risteysalueiden lähiympäristössä. Pitoisuudet pienene-



vät nopeasti, kun etäisyys liikenneväylistä kasvaa. Suurimmassa osassa pääkaupunkiseutua autoliikenteen päästöistä aiheutuvat typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat alle 10 µg/m<sup>3</sup>. Autoliikenteen päästöt voivat jo ilman muiden päästölähteiden vaikutusta aiheuttaa typpidioksidipitoisuuksia, jotka ylittävät vuosikeskiarvolle asetetun raja-arvon 40 µg/m<sup>3</sup> liikenneväylillä ja risteysalueilla. Näillä alueilla raja-arvon ei kuitenkaan katsota olevan voimassa. Katukuilumaisilla tieosuuksilla pitoisuudet



Kuva 3. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

ovat todellisuudessa korkeampia kuin nyt mallinnetut pitoisuudet.

Pelkkien autoliikenteen päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet voivat mallilaskelmien mukaan ylittää vuorokausiohjearvon (70 µg/m<sup>3</sup>) vilkkaimmin liikennöityjen teiden ja ulosmenoväylien varsilla (liitekuva 4).

### 2.1.3 Energiantuotanto

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut pääkaupunkiseudun energiantuotantolaitosten vuo-

den 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 4.

Energiantuotannon päästöjen aiheuttama typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus jää selvästi alle raja-arvon. Energiantuotannon päästöjen aiheuttamat typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat korkeimmillaankin noin 1 % vuosiraja-arvosta. Korkeimmat pitoisuudet muodostuvat Långmossebergenin jätevoimalan läheisyyteen. Energiantuotantolaitosten vaikutus koko pääkaupunkiseudun typpidioksidipitoisuuksiin on hyvin vähäinen. Voimalaitosten korkeat piiput



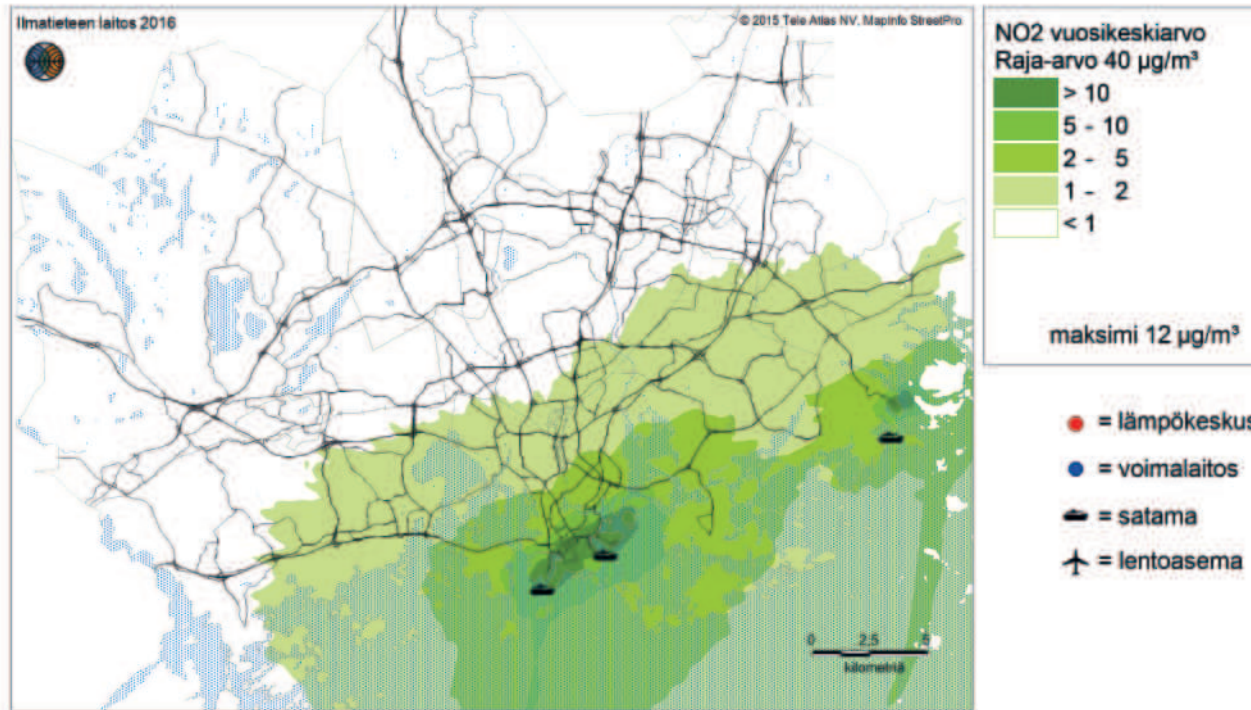
takaavat päästöille hyvät leviämis- ja laimene-misolosuhteet, jolloin niiden kautta vapautuvat päästöt laimenevat tehokkaasti eivätkä heikennä ilmanlaatua hengityskorkeudella.

Energiantuotannon päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet alittavat selvästi myös vuorokausiohjearvon (liitekuva 6). Korkeimmillaan pitoisuudet ovat alle 5 % ohjearvosta. Suurten voimalaitosyksiköiden (mm. Martinlaakso, Suomenoja, Hanasaari ja Långmossebergenin jätevoimala) typenoksidipäästöt aiheuttavat pienen pitoisuuslisän pääkaupunkiseudun typpidioksidin lyhytaikaispitoisuuksiin.



Kuva 4. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).





Kuva 5. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttama typpidioksidin ( $\text{NO}_2$ ) korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

## 2.1.4 Laivaliikenne ja satamatoiminta

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut laivaliikenteen ja satamatoiminnan vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin ( $\text{NO}_2$ ) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 5.

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet ovat suurimmillaan Länsi- ja Eteläsataman sekä Vuosaaren sataman läheisyydessä. Korkeimmillaan vuosikeskiarvopitoisuudet ovat noin 25 % typ-

pidioksidin vuosiraja-arvosta. Laiva- ja satamapäästöt kohottavat pitoisuustasoa melko laajalla alueella satamien ulkopuolella ja etenkin Helsingin niemellä, missä on paljon asutusta ja asiointia keskustassa.

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöillä on merkittävä vaikutus typpidioksidin lyhytaikaispitoisuuksiin paikallisesti satama-alueilla ja niiden läheisyydessä. Leviämislaskelmien mukaan typpidioksidipitoisuudet ovat korkeimmillaan satama-alueilla noin 85 % vuorokausiohjearvosta (liitekuva 8).



## 2.1.5 Lentoliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin ( $\text{NO}_2$ ) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 6.

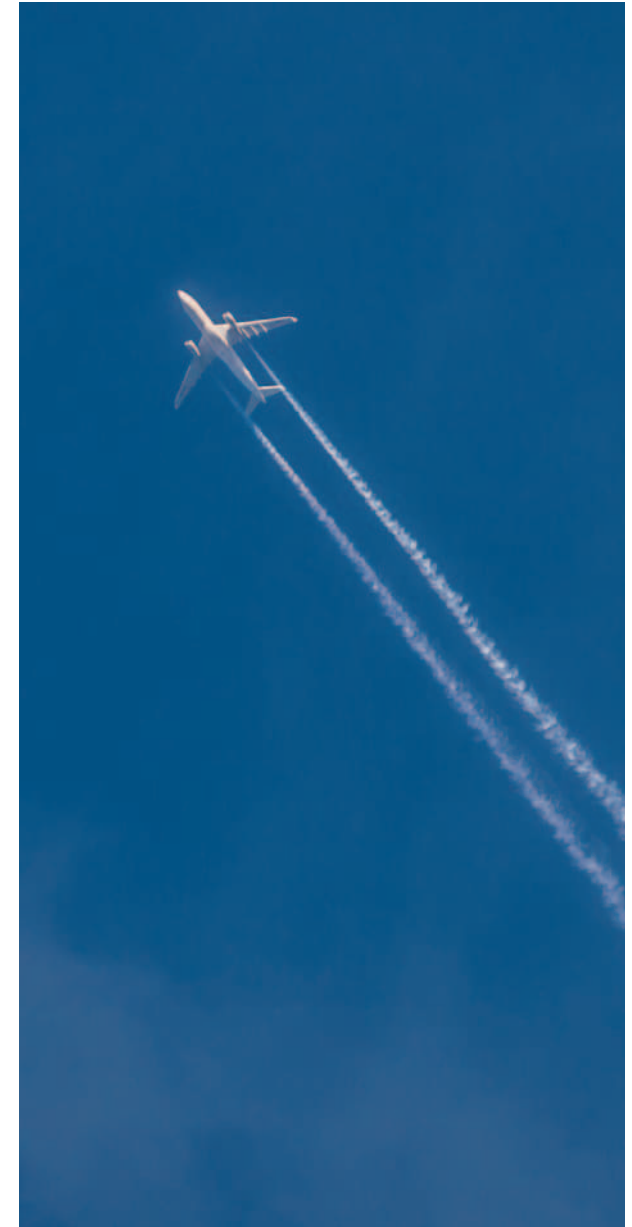
Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat lentoaseman alueen ulkopuolella korkeimmillaan noin 25 % raja-ar-



Kuva 6. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen aiheuttama typpidioksidin ( $\text{NO}_2$ ) korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

vosta. Lentoasemasta noin 2,5 km etäisyydellä typpidioksidipitoisuus laskee alle 5 %:iin vuosi-rajasta. Lentoasema-alueen sisäpuolella kiitoteillä typpidioksidin vuosi-rajat ylittyy pienellä alueella. Raja-arvon ei katsota olevan voimassa lentoaseman alueella, koska kyseessä on aidattu alue, jossa liikkumiseen ja toimimiseen tarvitaan lupa. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen vaikutus typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuteen pääkaupunkiseudulla on vähäistä yli 5 km etäisyydellä Helsinki-Vantaan lentoasemasta.

Mallilaskelmien mukaan lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet voivat ylittää vuorokausiohjearvon kiitoteillä ja niiden läheisyydessä epäedullisissa meteorologisissa tilanteissa (liitekuva 10). Lentoaseman alueen ulkopuolella typpidioksidipitoisuudet eivät ylitä vuorokausiohjearvoa.



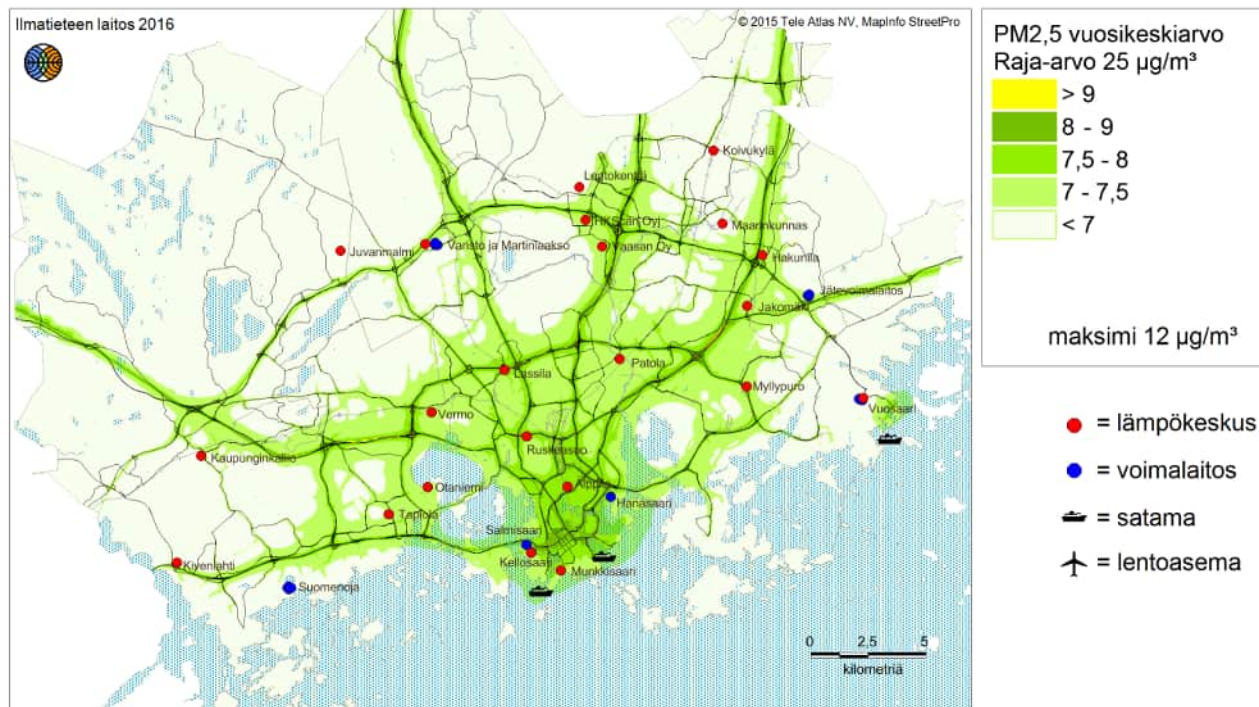
## 2.2 Pienhiukkaspitoisuudet (PM<sub>2,5</sub>)

Suurin vaikutus pääkaupunkiseudun pienhiukkaspitoisuustasoihin on alueellisella taustapitoisuudella (noin 6,5 µg/m<sup>3</sup> vuosikeskiarvona). Tästä johtuen mallinnetuissa pitoisuustasoissa ei ole suurta eroa eri puolilla pääkaupunkiseutua. Liikenteen päästöillä on huomattava vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin vilkkaiden teiden varsilla ja katukuiluissa. Liikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden lisäksi paikallisesti merkittävä vaikutus pienhiukkaspitoisuuksiin on kotitalouksien puun pienpoltolla tulisijoissa.

### 2.2.1 Kaikki päästölähteet

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut auto liikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan vuoden 2014 päästöjen sekä taustapitoisuuden yhdessä aiheuttamat korkeimmat pienhiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 7. Lentoliikenteen hiukkaspäästöjen on arvioitu olevan sen verran pieniä, että niitä ei ole otettu mukaan mallilaskelmiin.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat raja-arvon selvästi pääkaupunkiseudulla. Suurimmat pienhiukkaspitoisuudet muodostuvat vilkkaimpien teiden varsille ja risteysalueille. Leviämismallinnuksen tulosten mukaan pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo vilkkaimpien teiden läheisyydessä sekä Helsingin kantakaupungissa on noin 7,5–9 µg/m<sup>3</sup>. Pääväylien risteysalueilla pitoisuus voi olla paikoin yli 9 µg/m<sup>3</sup>.



Kuva 7. Autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama pienhiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

Mualla pääkaupunkiseudulla pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo on yleisesti alle 7 µg/m<sup>3</sup>. Alueellisella taustapitoisuudella (noin 6,5 µg/m<sup>3</sup>) on merkittävin vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin.

Mallilaskelmien mukaan pienhiukkasten WHO:n vuorokausiohjearvo (25 µg/m<sup>3</sup>) voi ylittyä paikoin vilkasliikenteisten teiden varsilla, mm. sisänaajovyylillä ja kehäteillä (liitekuva 13). Pitoisuuksia verrataan WHO:n ohjearvoon, koska pienhiukkasten lyhytaikaispitoisuuksille ei ole Suomessa voimassa olevaa ohje- tai raja-arvoa. WHO:n

ohjearvo vuosikeskiarvolle (10 µg/m<sup>3</sup>) alittuu koko pääkaupunkiseudulla, lukuun ottamatta vilkkaita väyliä ja risteysalueita.

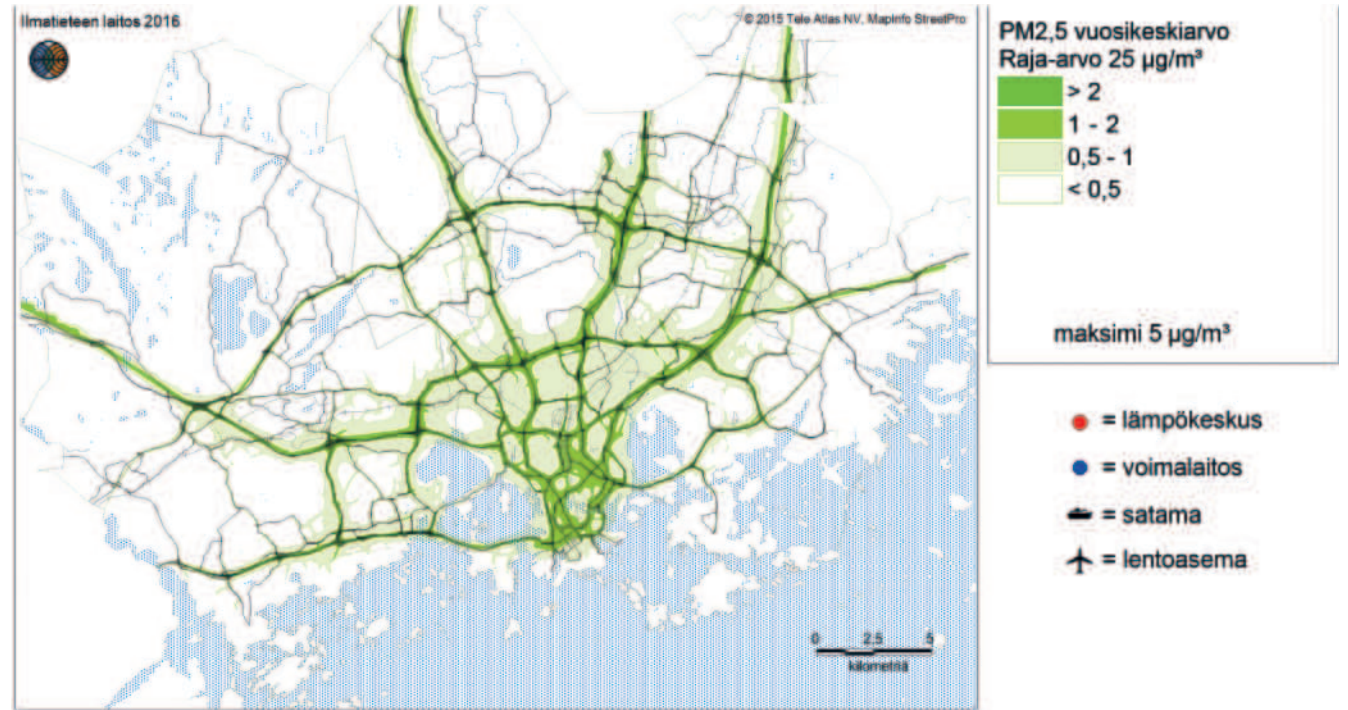
Puun pienpoltton päästöjen aiheuttamia pienhiukkaspitoisuuksia on arvioitu leviämismallilaskelmilla toisessa meneillään olevassa tutkimushankkeessa, käyttäen lähtötietona HSY:n selvitystä pääkaupunkiseudun kotitalouksien vuoden 2014 pienpoltton päästöistä (Kaski ym., 2016). Tutkimushankkeen alustavien tulosten mukaan puun pienpoltosta aiheutuvat pienhiukkaspitoisuu-

det ovat pääkaupunkiseudulla vuosikeskiarvona noin 0,1–1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Suurimmat pitoisuudet esiintyvät pientaloalueilla, missä on käytössä paljon puulämmitteisiä tulisijoja (mm. saunan kiuas, takka, leivinuuni). Puun pienpoltolla on paikallisesti merkittävä vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin, sillä päästöt vapautuvat matalista savupiipuista lähelle hengityskorkeutta. Aluejakaumakuissa ei ole mukana puun pienpoltosta aiheutuvia pienhiukkaspitoisuuksia. Puun pienpoltton päästöjen aiheuttamat pienhiukkaspitoisuudet on mallinnettu yksittäisiin pisteisiin ilmanlaadun mittaustasemien kohdille ja mallinnustuloksia on verrattu mittaustuloksiin (kappale 2.4).

## 2.2.2 Autoliikenne

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut autoliikenteen vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 8.

Autoliikenteen päästöt aiheuttavat muutaman mikrogramman lisän pääkaupunkiseudun pienhiukkasten kokonaispitoisuuksien vuosikeskiarvoon. Suurin vaikutus autoliikenteen hiukkaspäästöillä on vilkkaiden teiden ja katujen varsilla. Korkeimmillaan pelkän autoliikenteen aiheuttamat pienhiukkaspitoisuudet ovat väylillä noin 20 % vuosiraja-arvosta. Kehä I:n sisäpuolella autoliikenne kohottaa pienhiukkaspitoisuuksia noin 0,5–2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Katukuilumaisilla tieosuuksilla pitoisuudet ovat todellisuudessa korkeampia kuin nyt mallinnetut pitoisuudet.



Kuva 8. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten ( $\text{PM}_{2,5}$ ) korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Autoliikenteen päästöillä on vaikutusta pienhiukkasten lyhytaikaispitoisuuksiin liikenneväylien läheisyydessä. Korkeimmillaan pienhiukkaspitoisuudet ylittävät WHO:n vuorokausiohjearvon vilkkaimpien teiden varsilla ja risteysalueilla (liitekuva 15).

## 2.2.3 Energiantuotanto

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut pääkaupunkiseudun energiantuotantolaitosten vuo-

den 2014 päästöjen aiheuttamat pienhiukkasten ( $\text{PM}_{2,5}$ ) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 9.

Energiantuotannon hiukkaspäästöjen vaikutus pääkaupunkiseudun ilmanlaatuun on vähäinen muihin päästölähteisiin verrattuna. Energiantuotannon päästöjen aiheuttamat pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet ovat alle 0,05 % vuosiraja-arvosta. Energiantuotannon vaikutus pienhiukkaspitoisuuksiin on pieni, koska korkeat piiput takaavat päästöille hyvät leviämis- ja lai-



Kuva 9. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama pienhiukkasten ( $PM_{2,5}$ ) korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

menemisolosuhteet sekä koska energiantuotannon polttoaineiden käytöstä merkittävä osuus on maakaasua, jonka hiukkaspäästöt ovat hyvin vähäiset. Leviämlaskelmissa kaikki energiantuotannon hiukkaspäästöt on oletettu pienhiukkasiksi niiden todellisesta koosta riippumatta.

Energiantuotannon päästöjen vaikutus pienhiukkasten vuorokausipitoisuuksiin on myös vähäinen (liitekuva 17). Pienhiukkaspitoisuudet ovat korkeimmillaan alle 10 % WHO:n vuorokausiohjearvosta.



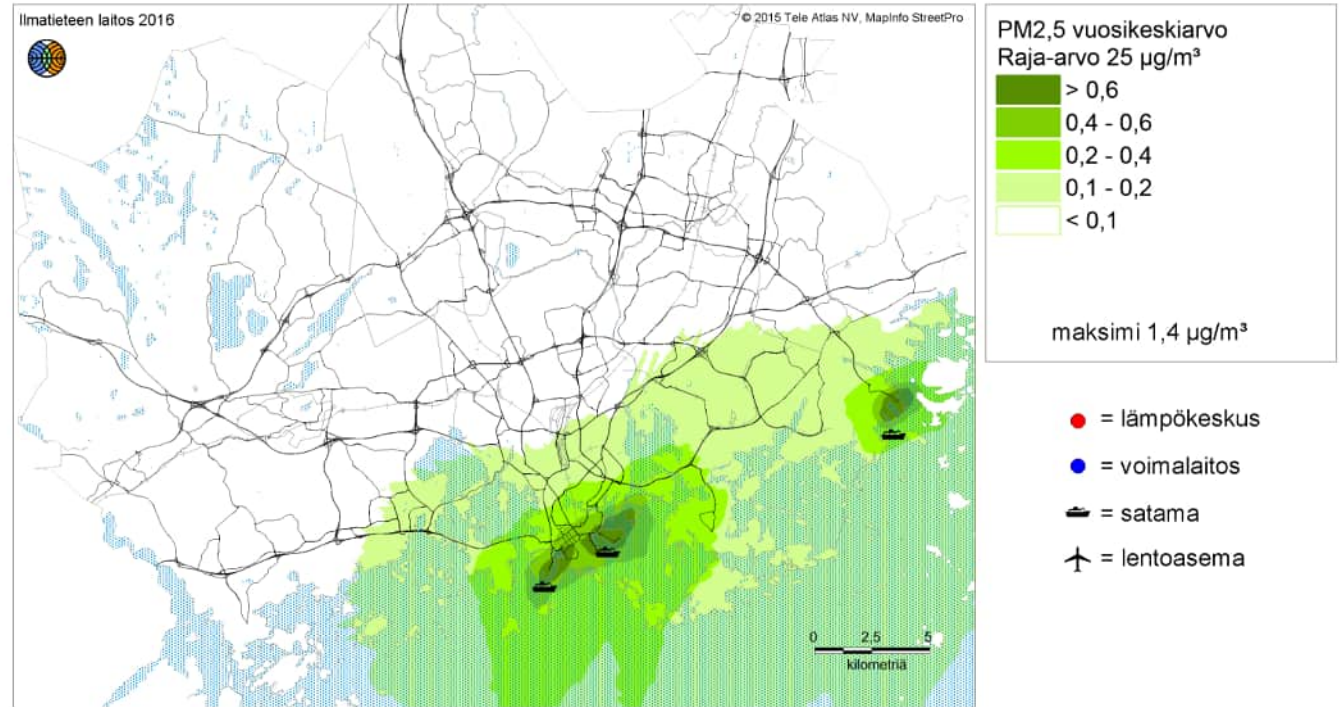


## 2.2.4 Laivaliikenne ja satamatoiminta

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut laivaliikenteen ja satamatoiminnan vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 10.

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttamat pienhiukkaspitoisuudet alittavat selvästi vuosiraja-arvon pääkaupunkiseudulla. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttamat pienhiukkaspitoisuudet ovat suurimmillaan Etelä- ja Länsisataman sekä Vuosaaren satama-alueilla. Laiva- ja satamapäästöt kohottavat pienhiukkaspitoisuuksia hiukan myös satama-alueiden ulkopuolella. Korkeimmillaan vuosikeskiarvopitoisuus on noin 6 % pienhiukkasille annetusta vuosiraja-arvosta.

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöillä on vaikutusta lyhytaikaisiin pienhiukkaspitoisuuksiin (liitekuva 19). Korkeimmillaan pienhiukkaspitoisuudet voivat olla satama-alueella lähes 65 % WHO:n ohjearvosta. Satama-alueiden ulkopuolella Helsingin niemellä ja Vuosaarissa pienhiukkaspitoisuudet ovat korkeimmillaan noin 20 % ohjearvosta.



Kuva 10. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttama pienhiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

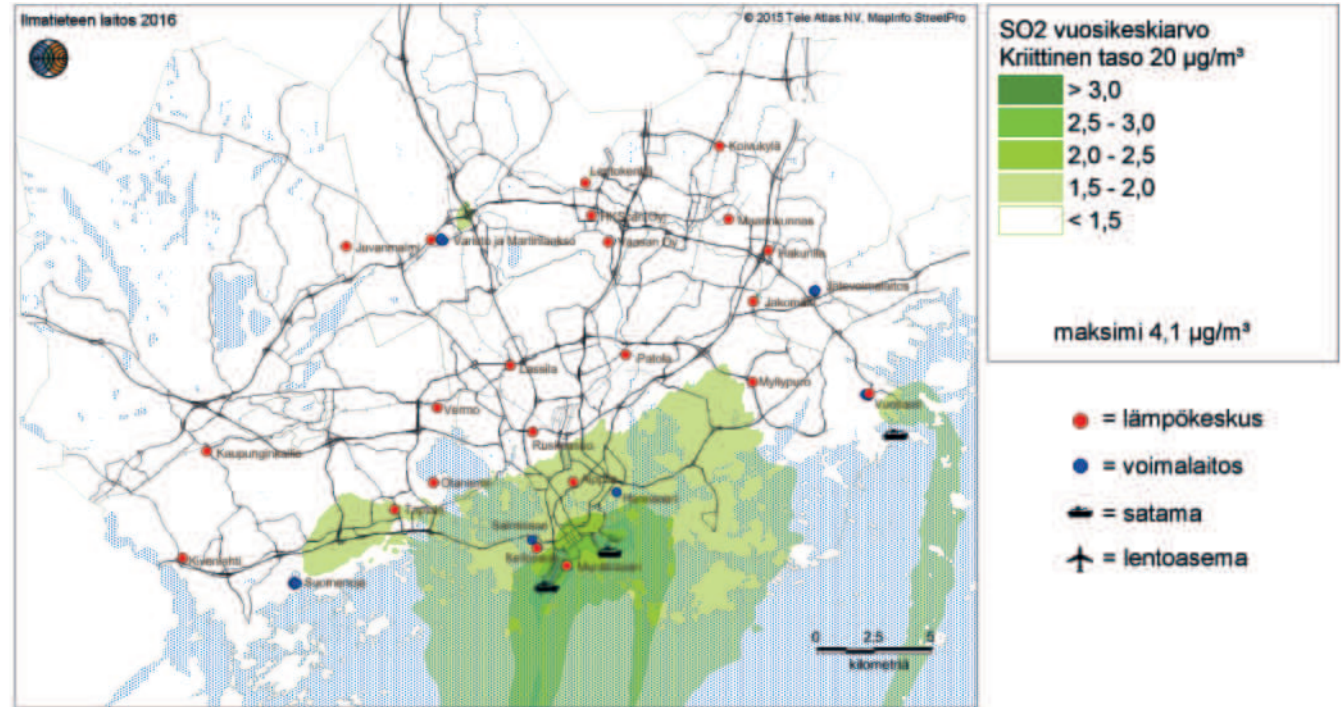
## 2.3 Rikkidioksidipitoisuudet (SO<sub>2</sub>)

Nykyään rikkidioksidipitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla pääsääntöisesti hyvin pieniä. Paikallisesti merkittävimmät rikkidioksidin päästölähteet pääkaupunkiseudulla ovat energiantuotanto ja laivaliikenne. Satama-alueiden läheisyydessä laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt vaikuttavat rikkidioksidin pitoisuustasoihin eniten. Energiantuotannon päästöt voivat aiheuttaa paikallisesti lyhytaikaisia korkeita rikkidioksidipitoisuuksia etenkin huippulämpökeskusten läheisyydessä.

### 2.3.1 Kaikki päästölähteet

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan vuoden 2014 päästöjen sekä taustapitoisuuden yhdessä aiheuttamat korkeimmat rikkidioksidin (SO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 11. Auto- ja lentoliikenteen rikkidioksidipäästöt ovat sen verran pieniä, että niitä ei ole otettu mukaan mallilaskelmiin. Rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettua kriittistä pitoisuustasoa 20 µg/m<sup>3</sup> sovelletaan rakennetun ympäristön ulkopuolella olevilla alueilla, kuten luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla ja laajoilla maa- ja metsätalousalueilla. Rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet jäävät pääkaupunkiseudun luonnonsuojelualueilla selvästi alle kriittisen tason.

Energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen sekä taustapitoisuuden aiheuttama rikkidioksidipitoisuuden vuosikeski-



Kuva 11. Energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama rikkidioksidin (SO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

arvo on suuressa osassa pääkaupunkiseutua alle 1,5 µg/m<sup>3</sup>. Suurimmat pitoisuudet muodostuvat satamien läheisyyteen, missä pitoisuudet ovat noin 2–4 µg/m<sup>3</sup>. Rikkidioksidin taustapitoisuus on noin 1 µg/m<sup>3</sup>.

Rikkidioksidin vuorokausiohjearvoon (80 µg/m<sup>3</sup>) verrannolliset pitoisuudet (liitekuva 21) ovat suuressa osassa pääkaupunkiseutua alle 10 % ohjearvosta. Korkeimmat lyhytaikaispitoisuudet muodostuvat energiantuotantolaitosten ja satamien

läheisyyteen, missä pitoisuudet ovat korkeimmillaan 25–50 % ohjearvosta.

### 2.3.2 Energiantuotanto

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut pääkaupunkiseudun energiantuotantolaitosten vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat rikkidioksidin (SO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 12.

Energiantuotannon rikkidioksidipäästöt aiheuttavat korkeimmillaan alle  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  lisän pääkaupunkiseudun rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksiin. Korkeimmat rikkidioksidipitoisuudet havaitaan kivihiiltä ja öljyä käyttävien voimalaitosten, kuten Suomenojan, Martinlaakson, Salmisaaren ja Hanasaaren voimalaitosten vaikutusalueella. Vaikutusalue ulottuu noin 3–4 km voimalaitosten koillispuolille vallitsevan tuulen suunnan mukaisesti.

Energiantuotannon päästöillä on kuitenkin paikallisesti huomattava vaikutus rikkidioksidin lyhytaikaispitoisuuksiin (liitekuva 23). Energiantuotannon päästöjen aiheuttamat rikkidioksidin vuorokausipitoisuudet ovat korkeimmillaan 25 % ohjearvosta lukuun ottamatta Lentokentän lämpökeskusta. Lentokentän lämpökeskuksen läheisyydessä lyhytaikaispitoisuudet ovat korkeimmillaan 50 % ohjearvosta. Lentokentän lämpökeskus toimii pääsääntöisesti huippulämpökeskuksena kylmimpinä ajanhetkinä ja siellä poltetaan raskasta polttoöljyä. Suurimmassa osassa pääkaupunkiseudun asuinalueita pitoisuustaso on alle 10 % vuorokausiohjearvosta.

Voimalaitosten korkeat piiput takaavat päästöille hyvät leviämisen- ja laimenemisolosuhteet, jolloin laitosten hengityskorkeudelle aiheuttamat pitoisuudet jäävät yleensä pieniksi. Lämpökeskusten matalammista piipuista vapautuvat päästöt voivat kuitenkin aiheuttaa paikallisesti lyhytaikaisia korkeita rikkidioksidipitoisuuksia epäedullisissa meteorologisissa olosuhteissa.

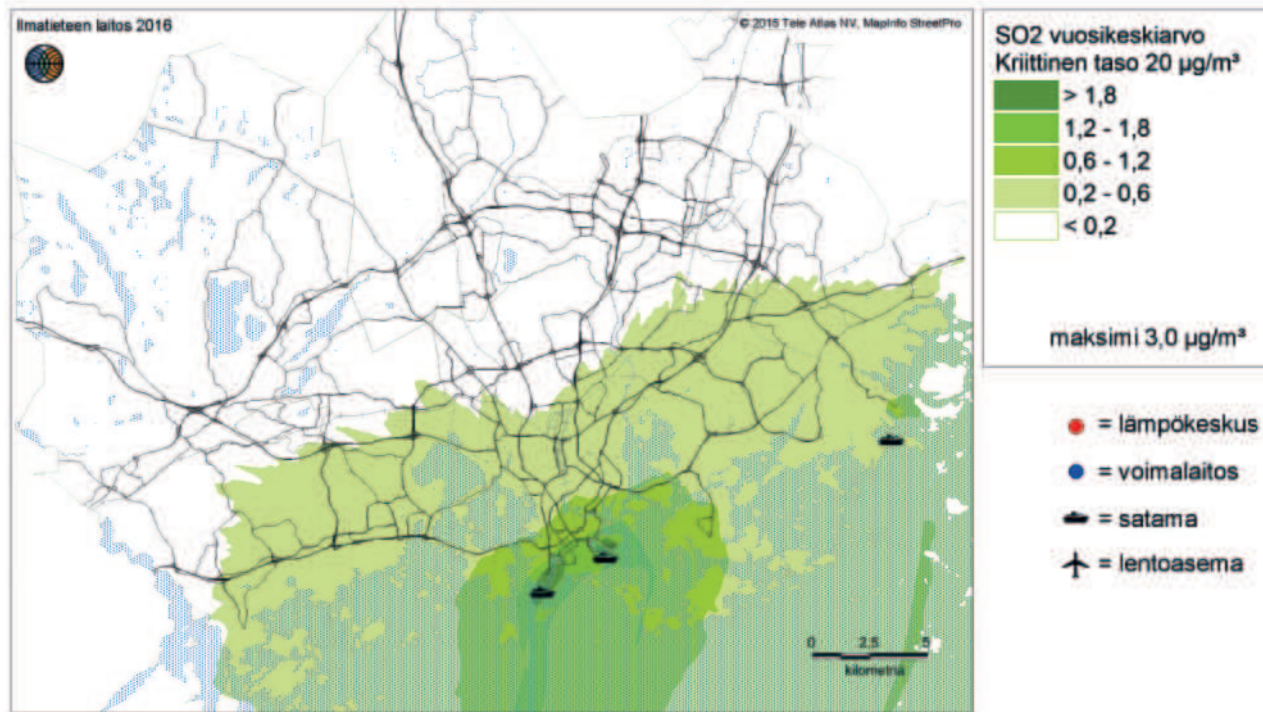


Kuva 12. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama rikkidioksidin ( $\text{SO}_2$ ) korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### 2.3.3 Laivaliikenne ja satamatoiminta

Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut laivaliikenteen ja satamatoiminnan vuoden 2014 päästöjen aiheuttamat korkeimmat rikkidioksidin ( $\text{SO}_2$ ) vuosikeskiarvopitoisuudet on esitetty kuvassa 13.

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttama rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus on suurimmillaan Länsi- ja Eteläsataman satama-alueilla. Korkeimmillaan vuosikeskiarvopitoisuus on noin 15 % rikkidioksidin kriittisestä tasosta. Laiva- ja satamapäästöt aiheuttavat pienen lisän rannikkoalueen rikkidioksidipitoisuuksiin reilun 5 km:n etäisyydelle rantaviivasta.



Kuva 13. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttama rikkidioksidin (SO<sub>2</sub>) korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>).

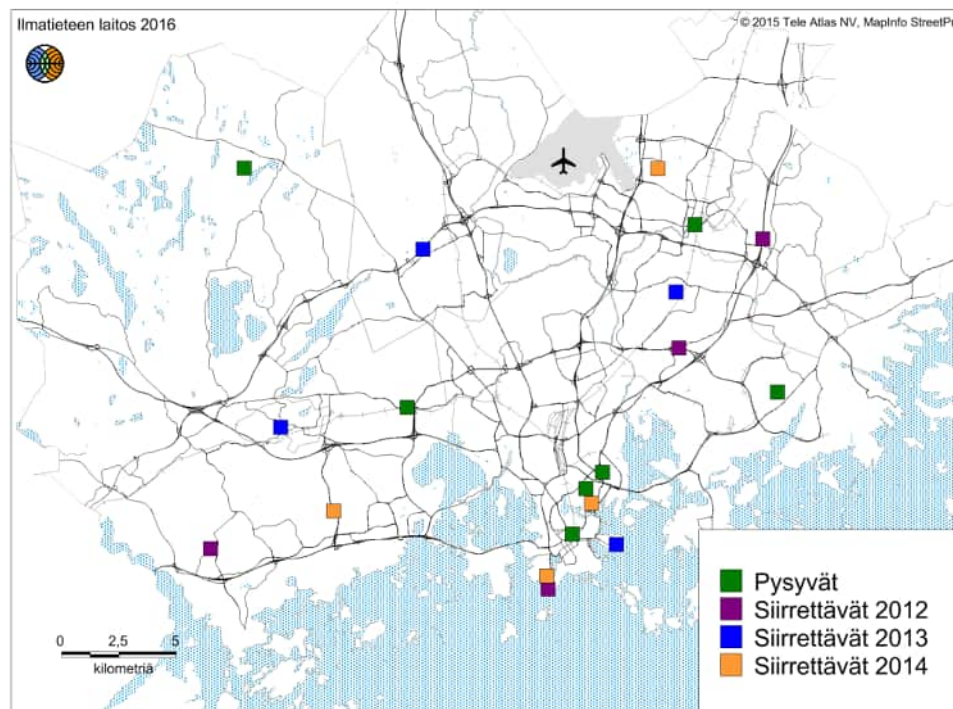
Laivaliikenteen päästöillä on merkittävä vaikutus rikkidioksidin lyhytaikaispitoisuuksiin Länsi- ja Eteläsataman läheisyydessä (liitekuva 25). Laiva- ja satamapäästöt aiheuttavat rikkidioksidipitoisuuksia, jotka ovat korkeimmillaan 25 % vuorokausiohjearvosta satama-alueilla. Helsingin kantakaupungissa pitoisuudet ovat noin 5–15 % ohjearvosta.



## 2.4 Mallilaskelmien tulosten vertailu ilmanlaadun mittaustuloksiin

Mallituloksia ja mallilaskelmissa käytettyjen lähtötietojen oikeellisuutta arvioidaan vertaamalla mallinnettuja pitoisuuksia mitattuihin pitoisuuksiin. Mitä useamman mittausaseman tuloksiin mallilaskelmia on mahdollisuus verrata, sitä kattavampi kuva mallin toimivuudesta erityyppisissä ympäristöissä saadaan. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY mittaa ilmanlaatua pääkaupunkiseudulla jatkuvatoimisesti 11 mittausasemalla (kuva 14). Ilmanlaatua seurataan 7 kiinteällä mittausasemalla ja 4 siirrettävällä asemalla, jotka vaihtavat paikkaa vuosittain. Kiinteät mittausasemat sijaitsevat Helsingin Mannerheimintien, Vartiokylässä, Kalliossa ja vuodesta 2016 lähtien Mäkelänkadulla. Vuoteen 2015 asti kiinteä mittausasema sijaitsi Vallilassa. Muut pääkaupunkiseudun kiinteät mittausasemat sijaitsevat Espoon Leppävaarassa ja Luukissa sekä Vantaan Tikkurilassa. Mittausasemilla pitoisuuksia mitataan 4 metrin korkeudella maanpinnasta, mihin myös mittausasemien kohdille mallinnetut pitoisuudet on laskettu.

Mallinnettuja tuloksia on verrattu vuosina 2012–2014 HSY:n pysyvillä ja siirrettävillä ilmanlaadun mittausasemilla mitattuihin typpidioksi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidipitoisuuksiin. Mittausasemien kohdille leviämismallilaskelmin mallinnetuissa pitoisuuksissa oli mukana auto liikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja



Kuva 14. HSY:n ilmanlaadun mittausasemien sijainnit pääkaupunkiseudulla vuosina 2012–2014.

satamatoiminnan, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan sekä puun pienpolton vuotta 2014 edustavat päästöt ja vuosien 2012–2014 taustapitoisuus Luukin mittausasemalta. Tuloksissa esitettävät mallinnetut vuosikeskiarvopitoisuudet edustavat korkeinta mittauspisteisiin mallinnettua vuosikeskiarvoa kolmen vuoden ajanjaksolla. Mallinnettu pitoisuus esitetään päästölähdermittain jaoteltuna, jolloin eri päästölähteiden vaikutusosuutta ilmanlaatuun mittauspisteissä voi-

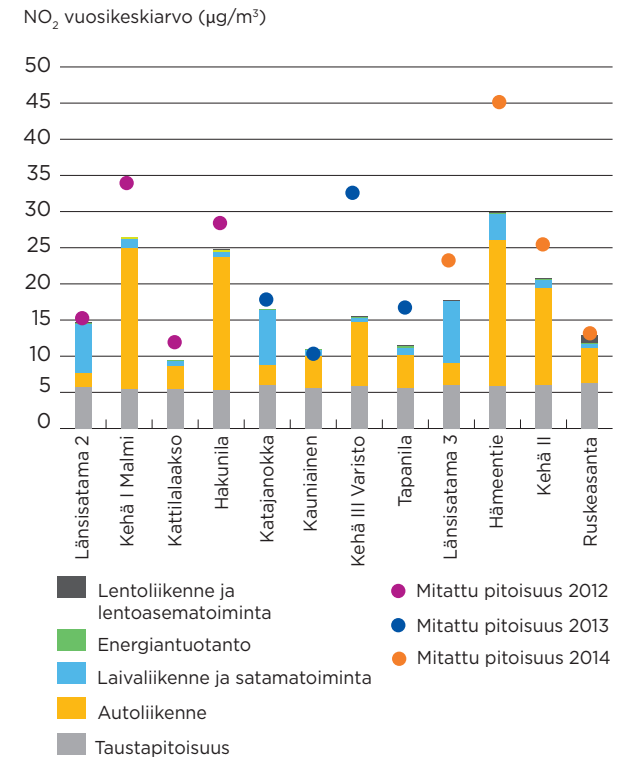
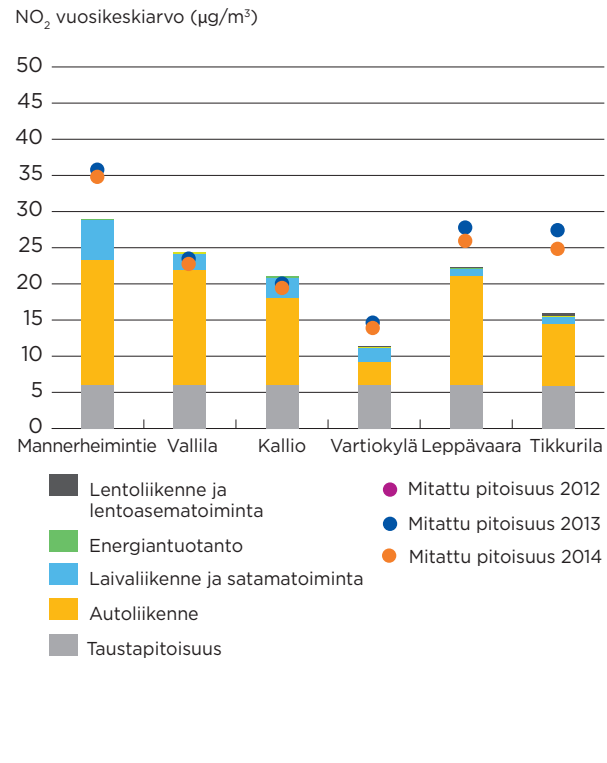
daan arvioida. Mitatut pitoisuudet (2012–2014) on esitetty erivärisinä ympyröinä. Vuorokausiohjearvopitoisuuksien vertailussa on esitetty myös mallinnetut pitoisuudet kolmelle eri tarkasteluvuodelle.

Ilmanlaatuasetuksen (38/2011) mukainen laatu tavoite mallintamisen epävarmuudelle on typpidioksi- ja rikkidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvoille 30 % ja vuorokausiarvoille 50 %.

Mallintamisen epävarmuus hiukkaspitoisuuksien vuosikeskiarvoille on 50 %. Epävarmuus määritetään enimmäispoikkeamana mitatuista ja mallinnetuista raja-arvoihin verrannollisista pitoisuuksista ottamatta huomioon tapahtumien ajoitusta.

Typidioksidin (NO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuuksien mallinnus-mittausvertailu on esitetty kuvassa 15. Typidioksidipitoisuuksista valtaosa on autoliikenteen päästöjen aiheuttamaa. Satamien mittausasemien kohdalla suurin osa typidioksidipitoisuuksista on kuitenkin laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöjen aiheuttamaa. Pääosin mallinnetut typidioksidipitoisuudet olivat pienempiä kuin mitatut pitoisuudet. Mallinnettujen ja mitattujen vuosipitoisuuksien ero vaihteli pääasiassa välillä 2–25 %. Laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle täyttyi kaikilla muilla mittausasemilla paitsi Tikkurilassa, Kehä III:lla ja Hämeentielä, joissa mallin ja mittauksen välinen ero oli noin 35–50 %. Parhaiten mallinnetut pitoisuudet vastasivat mitattuja pitoisuuksia asuinalueilla (mm. Vallila, Kallio, Kauniainen, Ruskeasanta) ja satamissa. Mallinnus aliarvioi pitoisuuksia erityisesti katukui-lumaisissa olosuhteissa (autoliikenteen vaikutus mallinnettu avoimen väylän mallilla) ja kehäteiden varsilla.

Autoliikenteen päästöjen laskemisessa käytettävillä tiekohtaisilla liikennemäärätiedoilla, ruuhkautumisen huomioimisella sekä käytetyillä ajoneuvo-kohtaisilla päästökertoimilla on merkittävä vaikutus mallinnettujen pitoisuuksien muodostumisessa.



Kuva 15. Mallinnettujen ja mitattujen typidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n pysyvillä (vasemmanpuoleinen kuva) ja siirrettävillä (oikeanpuoleinen kuva) ilmanlaadun mittausasemilla. Vasemmanpuoleisessa kuvassa vuoden 2012 mitatun pitoisuuden symbolit jäävät peittoon.

Mikäli mallinnuksen lähtötietoina käytettävät liikennemäärät ja päästökertoimet poikkeavat huomattavasti todellisista arvoista, mallinnetut pitoisuudet eivät vastaa mitattuja pitoisuuksia kovinkaan hyvin. Tässä työssä on käytetty liikenteen päästölaskennan lähtötietona Helsingin seudun liikenteen (HSL) liikenne-ennustemallilla arvioimia liikennemääriä. Malleilla lasketut tiekohtaiset liikennemäärätiedot pääkaupunkiseudun alueella vaihtelevat malleissa käytettyjen maankäyttötietojen ja muiden oletusten mukaan, jolloin ne voivat paikoitellen poiketa huomattavastikin väylien todellisista liikennemääristä. Varsinaisia liikennelaskentaan perustuvia tietoja liikennemääristä pääkaupunkiseudulla on käytössä vain vähän.

Typpidioksidin ( $\text{NO}_2$ ) vuorokausiohjarvooon verrannollisten pitoisuuksien mallinnus-mittausvertailun tulokset on esitetty liitteessä 26. Mallinnettujen ja mitattujen vuorokausipitoisuuksien ero vaihteli välillä 0–45 %. Laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle täyttyi typpidioksidin vuorokausiohjarvooon verrannollisten pitoisuuksien osalta kaikilla mittausasemilla. Leviämismallinnus arvioi typpidioksidin lyhytaikaispitoisuudet parhaiten Helsingin niemen alueella (mm. Mannerheimintie, Vallila, Kallio, Hämeentie, Länsisatama) ja huonoiten kehäteiden varsilla.

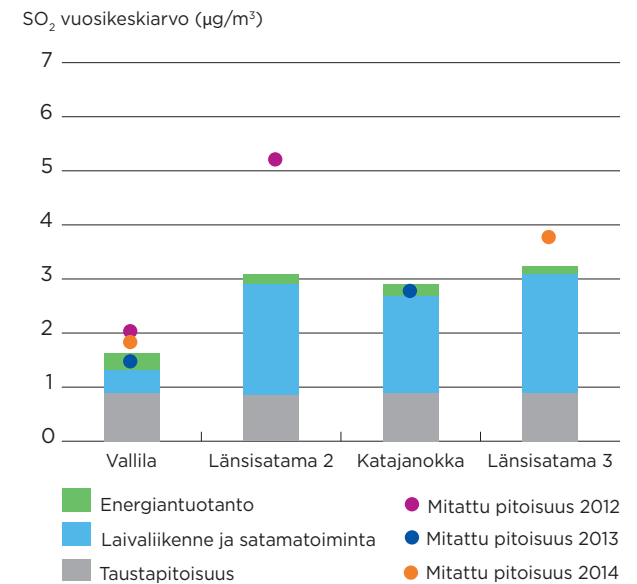
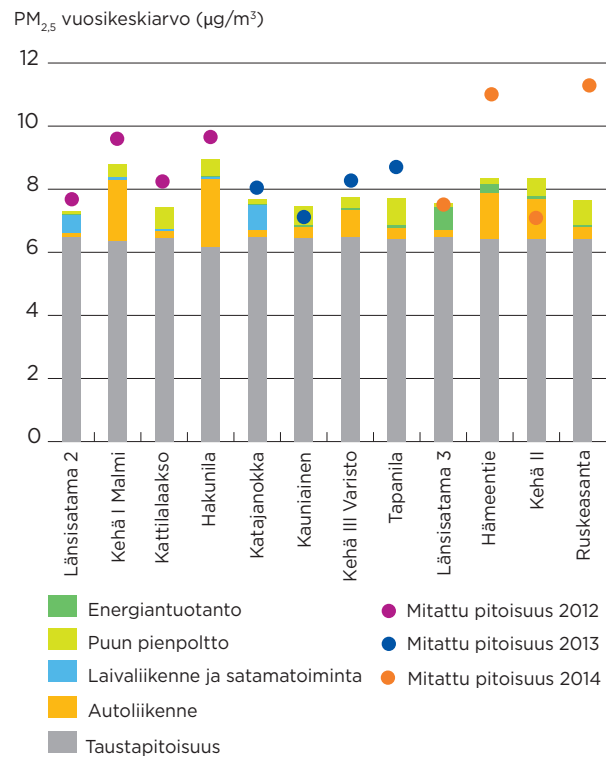
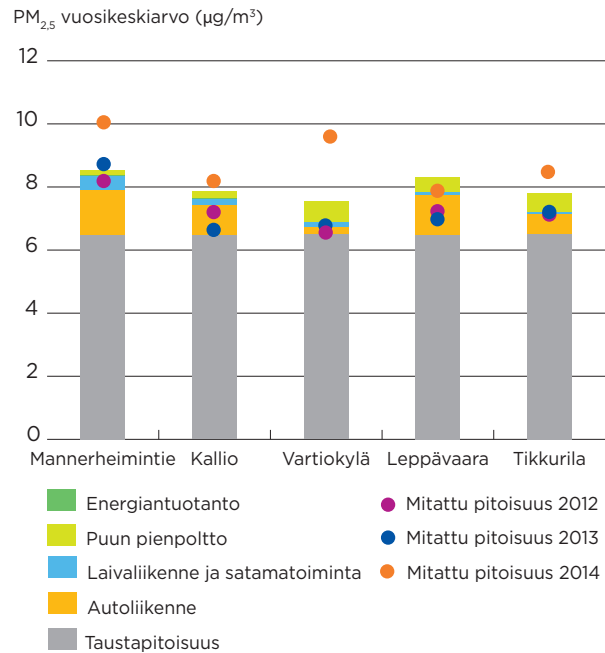
Typen oksidien ( $\text{NO}_x$ ) vuosikeskiarvopitoisuuksien malli-mittausvertailu on esitetty liitteessä 27. Leviämismallinnus aliarvioi merkittävästi typenok-

sidiipitoisuuksia erityisesti vilkasliikenteisten teiden läheisyydessä. Mallinnettujen ja mitattujen vuosipitoisuuksien ero vaihteli välillä 1–78 %. Laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle typen oksidien vuosipitoisuuksien osalta täyttyi Vallilassa, Vartiokylässä, Kauniaisissa, Ruskeasannassa, Länsisatamassa, Katajannokalla sekä Kalliossa, joides typenoksidipitoisuuden malli arvioi erityisen hyvin. Viikkaasti liikennöidyillä alueilla mallinnettujen ja mitattujen  $\text{NO}_x$ -pitoisuuksien ero oli 40–78 %. Mallinnetut typpidioksidipitoisuudet vastaavat paremmin mitattuja pitoisuustasoja kuin mallinnetut typenoksidipitoisuudet. Tämä viittaa siihen, että mallinnuksessa käytetyt typenoksidipäästöt aliarvioivat todellisia päästöjä näillä tieosuuksilla. Typenoksidipitoisuuksille annettua kriittistä arvoa sovelletaan rakennetun ympäristön ulkopuolella olevilla tausta-alueilla.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu on esitetty kuvassa 16. Pienhiukkasten pitoisuudesta valtaosa koostuu taustapitoisuudesta. Mallinnetut pienhiukkaspitoisuudet vastasivat hyvin mitattuja pitoisuuksia. Mallinnettujen ja mitattujen vuosipitoisuuksien ero vaihteli eri mittausasemilla välillä 0–29 %. Mallintamisen laatutavoite hiukkaspitoisuuksille täyttyi selvästi kaikilla mittausasemilla. Leviämismallinnus arvioi hyvin erityisesti Mannerheimintien, Kallion ja Tikurilan sekä kaikkien siirrettävien mittausasemien pienhiukkaspitoisuudet vuosina 2012 ja 2013. Mallinnus aliarvioi jonkin verran pienhiukkaspitoi-

suuksia vuonna 2014 katukuilumaisissa ympäristöissä (Mannerheimintie, Hämeentie) sekä alueilla, joilla ilmanlaatuun vaikuttaa erityisesti puun pienpolton päästöt (Vartiokylä, Ruskeasanta).

Rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu on esitetty kuvassa 17. Kaupunkialueilla valtaosa rikkidioksidipitoisuudesta aiheutuu taustapitoisuudesta. Satama-alueiden läheisyydessä puolestaan laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt hallitsevat. Mallinnettujen ja mitattujen vuorokausipitoisuuksien ero vaihteli eri mittausasemilla välillä 0–48 %. Laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle täyttyi kaikilla muilla mittausasemilla paitsi Länsisatama 2:ssa. Mallinnetut rikkidioksidipitoisuudet vastasivat hyvin mitattuja pitoisuuksia Vallilassa ja Katajannokalla. Mallitulokset aliarvioivat Länsisatamassa mitattuja rikkidioksidipitoisuuksia. Länsisatamassa mitattuihin rikkidioksidipitoisuuksiin on HSY:n tekemän arvioon mukaan vaikuttanut vuonna 2012 merkittävimmin mittausaseman läheisyydessä sijaitsevan Munkkisaaren huippulämpökeskuksen päästöt, jotka aiheuttivat laitoksen ollessa toiminnassa hetkellisesti hyvin korkeita rikkidioksidipitoisuuksia (HSY, 2013).



Kuva 17. Mallinnettujen ja mitattujen rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n ilmanlaadun mittausasemilla. Vallila on pysyvä mittausasema (lopetettu vuoden 2015 lopussa) ja siirrettävä asema on kiertänyt satama-alueilla: Länsisatamassa vuosina 2012 ja 2014 ja Katajanokalla vuonna 2013.

Kuva 16. Mallinnettujen ja mitattujen pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksien vertailu HSY:n pysyvillä (vasemman puoleinen kuva) ja siirrettävillä (oikeanpuoleinen kuva) ilmanlaadun mittausasemilla.



### 3. Yhteenveto ja johtopäätökset

Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli hankkia leviämismallilaskelmien avulla tietoa pääkaupunkiseudun ilmanlaadusta ja sen alueellisesta vaihtelusta sekä eri päästölähteiden vaikutusosuudesta ilmanlaatuun. Tutkimuksessa arvioitiin pääkaupunkiseudun kuntien merkittävimpien päästölähteiden: autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan sekä lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan vuoden 2014 päästöjen ilmanlaatuvaikutuksia. Kotitalouksien puun pienpolton pienhiukkaspäästöjen vaikutuksia ilmanlaatuun arvioitiin yksittäisissä tarkastelupisteissä. Leviämismallilaskelmien avulla tarkasteltiin ulkoilman typpidioksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidi-pitoisuuksia hengityskorkeudella. Tutkimuksen tuloksina saatuja pitoisuuksia verrattiin ilmanlaadun raja- ja ohjearvoihin.

Päästöjen leviämismallilaskelmiin käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä leviämismalleja UDM-FMI ja CAR-FMI ja laivaliikenteen päästöt laskettiin STEAM-laskentamallilla. Pitoisuudet laskettiin pääkaupunkiseudun kunnat kattavalle 35 × 45 km kokoiselle alueelle, noin 110 000 laskentapisteeseen. Mallilaskelmien meteorologisina tietoina käytettiin pääkaupunkiseudun ilmastollisia olosuhteita edustavaa vuosien 2012–2014 havainnoista muodostettua meteorologista aineistoa. Typpidioksidi-, pienhiukkas- ja rikkidioksidi-pitoisuudet laskettiin tämän kolmen vuoden tarkastelujakson jokaiselle tunnille.

Leviämismalliin lähtötietoina käytetyt päästöt kattoivat suurimman osan pääkaupunkiseudulla syntyvistä typen oksidien, pienhiukkasten ja rikkidioksidin päästöistä. Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY laski pääkaupunkiseudun teiden ja katujen autoliikenteen päästöt Helsingin seudun liikenteen (HSL) arvioimien liikennemäärätietojen perusteella. Autoliikenteen pienhiukkaspäästöt sisältävät autojen pakokaasuista peräisin olevat sekä katupölystä peräisin olevat pienhiukaset. Pääkaupunkiseudun energiantuotannon päästötiedot toimittivat Helen Oy, Fortum Power and Heat Oy ja Vantaan Energia Oy. Satamatoiminnan päästötiedot toimitti Helsingin Satama. Laivaliikenteen päästöt laskettiin Ilmatieteen laitoksella laivojen päästölaskentaan kehitetyllä STEAM-laskentamallilla. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästötiedot toimitti Finavia Oyj. Puun pienpolton pienhiukkaspäästöt saatiin HSY:n selvityksestä pienpolton päästöistä (Kaske ym., 2016) ja pitoisuudet laskettiin toisen tutkimushankkeen yhteydessä.

Tässä tutkimuksessa leviämismallilaskelmilla arvioitiin pitoisuuksien muodostumista koko pääkaupunkiseudun kattavalle alueelle. Laajalle alueelle tehdyn leviämismallinnuksen tuloksia voidaan käyttää alueellisten ilmanlaatuvaikutusten arvioinnissa täydentämässä mittauksin saatua tietoa ilmanlaadusta ja sen vaihtelusta. Liikenteen päästöjen mallintamisessa on käytetty avoimeen ympä-

ristöön kehitettyä viivalähdemallia (CAR-FMI), jolla ei pystytä huomiomaan yksittäisten rakennusten vaikutuksia päästöjen leviämiseen ja laimenemiseen. Näistä rajoituksista johtuen mallinnustulokset aliarvioivat korkeiden rakennusten reunustamiin katukuilumaisiin paikkoihin (mm. Hämeentie, Mannerheimintie ja Mäkelänkatu) muodostuvia pitoisuuksia. Katukuilumaisissa ympäristöissä rakennusmassat estävät päästöjen laimenemistä ja leviämistä, jolloin autoliikenteen aiheuttamat typpidioksidin ja pienhiukkasten pitoisuudet nousevat korkeammiksi kuin avoimessa ympäristössä.

Kaikkien tutkimuksessa huomioitujen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden yhdessä aiheuttamat typpidioksidin kokonaispitoisuudet ylittävät mallilaskelmien mukaan pääkaupunkiseudulla paikoitellen ilmanlaadun raja- ja ohjearvot. Suurin vaikutus pääkaupunkiseudun typpidioksidipitoisuustasoihin on autoliikenteen päästöillä. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo voi ylittyä paikoitellen Helsingin keskustassa ja katukuiluissa. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy myös lentoaseman alueella kiihtoteillä. Raja-arvon ei kuitenkaan katsota olevan voimassa tiealueella eikä lentoasema-alueen sisäpuolella. Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjearvo voi ylittyä epäedullisissa meteorologisissa tilanteissa vilkkaimpien teiden ja väylien läheisyydessä ja laajoilla alueilla kantakaupungissa sekä lentoaseman läheisyydessä.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat raja-arvon selvästi koko pääkaupunkiseudulla. Korkeimmat pienhiukkaspitoisuudet muodostuvat vilkkaimpien teiden varsille ja risteysalueille. Pienhiukkaspitoisuuksille annettu WHO:n vuorokausiohjearvo voi ylittyä paikoin vilkasliikenteisten teiden varsilla, mm. sisäänajo- väylillä ja kehäteillä. Suurin vaikutus pääkaupunkiseudun pienhiukkaspitoisuustasoihin on alueellisella taustapitoisuudella, mistä suurin osa on kaukokulkeutuneita pienhiukkasia. Liikenteen päästöillä on huomattava vaikutus pienhiukkasten pitoisuustasoihin vilkkaiden teiden varsilla ja katukuiluissa. Liikenteen päästöjen ja taustapitoisuuden lisäksi paikallisesti merkittävä vaikutus pienhiukkaspitoisuuksiin on kotitalouksien puun pienpoltolla tulisijoissa. Suurimmat puun pienpoltosta aiheutuvat pienhiukkaspitoisuudet esiintyvät pientaloalueilla.

Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin mallintamalla vain pienhiukkaspitoisuuksia ( $PM_{2,5}$ ). Kooltaan suurempien hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ( $PM_{10}$ ) voivat epäedullisissa meteorologisissa olosuhteissa ylittää niiden vuorokausipitoisuudelle asetetun raja-arvotason pääkaupunkiseudulla. Hengitettävien hiukkasten pitoisuudet ovat usein koholla katupölyepisodin aikaan, jolloin raja-arvotaso ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tyypillisesti ylittyy vilkkaasti liikennöityjen väylien läheisyydessä. Hengitettävien hiukkasten raja-arvotaso saa ylittyä 35 päivänä ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Katupölyepisoodeja esiintyy tyypillisesti keväällä maaliskuussa sekä loppusyksystä talvirengaskauden alettua. Myös pienhiukkaspitoisuudet voivat

hetkellisesti nousta korkeiksi näiden katupölyepisodin aikana. Hengitettävien hiukkasten korkeiden pitoisuuksien muodostumiseen voidaan merkittävästi vaikuttaa katujen talvikunnossapidolla sekä oikea-aikaisella katujen siivouksella ja pölynsidonnalla.

Rikkidioksidipitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla pääsääntöisesti hyvin pieniä. Pitoisuudet alittavat selvästi vuorokausiohjearvon ja vuosikeskiarvopitoisuudelle annetun kriittisen tason. Laivaliikenteen päästöillä on satamien läheisyydessä merkittävin vaikutus rikkidioksidin pitoisuustasoihin. Laivaliikenteen päästöt voivat aiheuttaa satamien ja laivareittien läheisyyteen ajoittain korkeita lyhytaikaispitoisuuksia. Myös huippulämpökeskukset voivat aiheuttaa hetkellisesti hyvin korkeita rikkidioksidipitoisuuksia lähiympäristöönsä. Lämpökeskukset ovat toiminnassa yleensä vain talvella kovimpien pakosten aikaan, jolloin meteorologinen tilanne on päästöjen leviämisen ja laimenemisen kannalta usein huono.

Mallilaskelmien tulosten luotettavuuteen vaikuttavat merkittävästi malliin lähtötietoina syötettävien meteorologisten tietojen ja päästötietojen oikeellisuus, kuten liikennemääräarvion luotettavuus, käytettyjen ajoneuvojen päästökerroimien edustavuus, lyhytaikaisten päästövaihteluiden kuvaaminen ja viivalähteinä esitettävien autoliikenteen päästöjen liikenneväyliä mukaileva sijoittelu. Mallilaskelmien tulosten ja käytettyjen lähtötietojen edustavuutta arvioitiin vertaamalla mallinnettua tuloksia HSY:n ilmanlaadun mittausasemien vuosien 2012–2014 mittaustuloksiin.

Mallinnuksen ja mittausten epävarmuudet huomioiden voidaan malli- ja mittaustulosten arvioida olevan pääsääntöisesti hyvin yhteensopivia ja täyttävän mallintamisen epävarmuudelle asetetut laatutavoitteet.

Mallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla on pääsääntöisesti hyvää. Pääkaupunkiseudun ilmanlaatuun vaikuttavat merkittävimmin autoliikenteen typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöt sekä pienhiukkasten kaukokulkeuma. Paikallisesti ilmanlaatuun vaikuttaa myös puun pienpoltto tulisijoissa erityisesti pientaloalueilla lämmityskautena. Energiantuotantolaitosten päästöjen vaikutus pääkaupunkiseudun ilmanlaatuun on pieni, vaikka päästömäärät ovat huomattavia. Voimalaitosten päästöt vapautuvat korkeista piipuista, jolloin ne leviävät ja laimenevat tehokkaasti eivätkä heikennä ilmanlaatua hengityskorkeudella. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt kohottavat pitoisuustasoa satama-alueiden lisäksi myös melko laajalla alueella rannikon läheisyydessä. Laivaliikenteen päästöt voivat aiheuttaa ajoittain varsin korkeita lyhytaikaispitoisuuksia satamien läheisyyteen. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan typenoksidipäästöjen vaikutus ilmanlaatuun on paikallinen ja rajoittuu lähinnä lentoasema-alueelle ja sen välittömään läheisyyteen.



## OSA II: 4. Taustatietoa ilman epäpuhtauksista

### 4.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät

Ilmanlaatua heikentävien ilmansaasteiden merkittävimmät päästölähteet Suomessa ovat liikenne, energiantuotanto, teollisuus ja kiinteistökohtainen lämmitys. Ilman epäpuhtauksia kulkeutuu Suomeen myös kaukokulkeutena maamme rajojen ulkopuolelta. Päästöistä suurin osa vapautuu ilmakehän alimpaan kerrokseen, jota kutsutaan ilmakehän rajakerrokseksi. Rajakerroksessa päästöt leviävät ja sekoittuvat ympäröivään ilmaan ja ilman epäpuhtauksien pitoisuudet laimenevat. Päästöt voivat levitä liikkuvien ilmamassojen mukana laajoille alueille. Kulkeutumisen aikana ilmansaasteet voivat reagoida keskenään sekä muiden ilmassa olevien yhdisteiden kanssa muodostaen uusia yhdisteitä. Ilman epäpuhtaudet poistuvat ilmasta sateen huuhtomina (märkälaskeuma), kuivalaskeutena erilaisille pinnoille tai kemiallisen muutoksen kautta.

Ilman epäpuhtauksien leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän rajakerroksessa. Rajakerroksen korkeus vaihtelee paikan, vuoden- ja vuorokaudenajan ja säätilanteen mukaan. Sen korkeus on Suomessa tyypillisesti alle kilometri, mutta varsinkin kesällä se voi nousta yli kahteen kilometriin. Matalimmat rajakerroksen korkeudet havaitaan yleensä talvella kovilla pakkasilla. Rajakerroksen korkeus määrää ilmatilavuuden, johon päästöt voivat välittömästi sekoittua. Rajakerroksen tuu-

liolosuhteet määräävät karkeasti ilmansaasteiden kulkeutumis suunnan, mutta ilmavirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi ilmansaasteiden sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. Leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia tekijöitä ovat tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoituskorkeus. Ilmakehän stabiilisuudella tarkoitetaan ilmakehän herkkyttä pystysuuntaiseen sekoittumiseen. Stabiilisuuden määrää ilmakehän pystysuuntainen lämpötilakerros sekä mekaaninen turbulenssi eli alustan kitkan synnyttämä ilman pyörteisyys.

Inversiolla tarkoitetaan tilannetta, jossa ilmakehän lämpötila nousee ylöspäin mentäessä. Erytisesti maanpintainversion aikana ilmanlaatu voi paikallisesti huonontua nopeasti. Maanpintainversiossa maanpinta ja sen lähellä oleva ilmakerros jäähtyy niin, että kylmempi ilma jää ylempänä olevan lämpimämmän ilman alle. Kylmä pintailma ei raskaampana pääse kohoamaan yläpuolellaan olevan lämpimän kerroksen läpi, ja ilmakehän pystysuuntainen liike estyy, jolloin ilma ei pääse sekoittumaan. Inversioeroksessa tuuli on hyvin heikkoa ja ilmaa sekoittava pyörteisyys on vähäistä, minkä vuoksi ilmansaasteet laimenevat huonosti. Inversiotilanteissa pitoisuudet kohoavat taajamissa etenkin liikenne- ja teollisuuden aikana, koska ilman epäpuhtaudet kerääntyvät matalaan ilmakerrokseen päästölähteiden lähelle.

### 4.2 Typpidioksidi

Typen yhdisteitä vapautuu päästölähteistä ilmaan typen oksideina eli typpimonoksidina (NO) ja typpidioksidina (NO<sub>2</sub>). Näistä yhdisteistä terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa on typpidioksidi, jonka pitoisuuksia ulkoilmassa säädellään ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoilla. Typpidioksidin määrään ilmassa vaikuttavat myös kemialliset muutuntareaktiot, joissa typpimonoksidin hapettuu typpidioksidiksi. Ulkoilman typpidioksidipitoisuuksille altistuminen on suurinta kaupunkien keskustojen liikenneympäristöissä. Typpidioksidipitoisuudet kohoavat tyypillisesti ruuhka-aikoina. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet ovat erityisesti tyyninä ja kylminä talvipäivinä, jolloin myös energiantuotannon päästöt ovat suurimmillaan. Kaupunkialueilla korkeimmat typpidioksidipitoisuudet aiheuttaa pääasiassa ajoneuvoliikenne, vaikka energiantuotannon ja teollisuuden aiheuttamat päästöt olisivat määrällisesti jopa suurempia autoliikenteeseen verrattuna. Ihmiset altistuvat helposti liikenteen päästöille, sillä autojen pakokaasupäästöt vapautuvat hengityskorkeudelle.

Typpidioksidille herkimpiä väestöryhmiä ovat lapset ja astmaatit, joiden hengitysoireita kohonneet pitoisuudet voivat lisätä suhteellisen nopeasti. Pakkaskaudella tapahtuva typpidioksidipitoisuuden kohoaminen on erityisen haitallis-

ta astmaatikoille, koska jo puhtaan kylmän ilman hengittäminen rasiuksessa aiheuttaa useimmille astmaatikoille keuhkoputkien supistusta ja typpidioksidi pahentaa tästä aiheutuvia oireita kuten hengenahdistusta ja yskää. Typpidioksidi voi myös lisätä hengitysteiden herkkyyttä siitepölyille.

Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ylittyy paikoin Helsingin keskustan vilkasliikenteisillä alueilla, erityisesti huonosti tuulettuissa katukuiluissa. Liikenteen päästöt ja dieselautojen osuuden kasvu ovat pääsyitä raja-arvon ylittymiselle. Typpidioksidipitoisuudet ovat ylittäneet raja-arvon Helsingissä säännöllisesti vuodesta 2005 lähtien. Mannerheimintiellä typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat kuitenkin alittaneet raja-arvon vuodesta 2011 lähtien. Muilla pääkaupunkiseudun vilkasliikenteisillä alueilla typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat noin  $20\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pääkaupunkiseudun asuinalueilla pitoisuustaso on noin  $15\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja tausta-alueilla alle  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (HSY, 2015; HSY, 2014). Puhtailla tausta-alueilla typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat Etelä-Suomessa noin  $2\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pohjois-Suomessa noin  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Komppula ym., 2014).

Typpidioksidin tuntipitoisuudet voivat kohota yli raja-arvotason ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) vilkkaasti liikennöidyillä alueilla muutamia kertoja vuodessa. Pääkaupunkiseudulla typpidioksidipitoisuuden raja-arvotaso ylittyi vuoden 2015 aikana yhtenä tuntina Mäkelänkadun katukuilussa (Ilmanlaatuportaali, 2016). Ylitystunteja saa olla vuodessa 18 kpl ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Typpidioksidipitoisuuksille annettu vuorokausihjearvo on ylittynyt pääkaupunkiseudulla vii-

me vuosina (2013–2015) vilkasliikenteisimmissä ympäristöissä: Mannerheimintiellä, Töölöntullissa, Mäkelänkadulla, Hämeentiellä, Leppävaarassa sekä Kehäteiden ja Hämeenlinnanväylän varsilla (HSY, 2016; HSY, 2015; HSY, 2014).

### 4.3 Hiukkaset

Ulkoilman hiukkaset ovat nykyisin merkittävimpiä ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä Suomen kaupungeissa. Pienhiukkasia pidetään haitallisimpana ympäristötekijänä ihmisten terveydelle. Hiukkaspitoisuuksia kohottavat suorat hiukkaspäästöt, jotka ovat peräisin autojen pakokaasusta, kiinteistökohtaisesta puunpoltosta sekä energiantuotannon ja teollisuuden prosesseista. Tieliikenteen päästöt korostuvat matalan päästökorkeuden vuoksi. Suorat hiukkaspäästöt ovat pääasiassa pieniä hiukkasia. Hiukkasiin on sitoutunut myös erilaisia haitallisia yhdisteitä kuten hiilivetyjä ja raskasmetalleja. Tieliikenne aiheuttaa pakokaasujen suorien pienhiukkaspäästöjen lisäksi myös epäsuoria hiukkaspäästöjä ajoneuvojen nostattaman katupölyn muodossa. Jauhautunut hiekoitushiekka ja asfalttipöly nousevat ilmaan kuivilta kaduilta kohottaen voimakkaasti ulkoilman hiukkaspitoisuuksia keväisin sekä syksyisin talvirengaskauden alussa. Myös rakennustyömaat aiheuttavat katupölyä.

Ulkoilman hiukkasten koko on yhteydessä niiden aiheuttamiin erilaisiin vaikutuksiin. Hiukkasten kokoluokkia on havainnollistettu kuvassa 18. Suurempien hiukkasten korkeat pitoisuudet vaikuttavat merkittävimmin viihtyvyyteen ja aiheuttavat

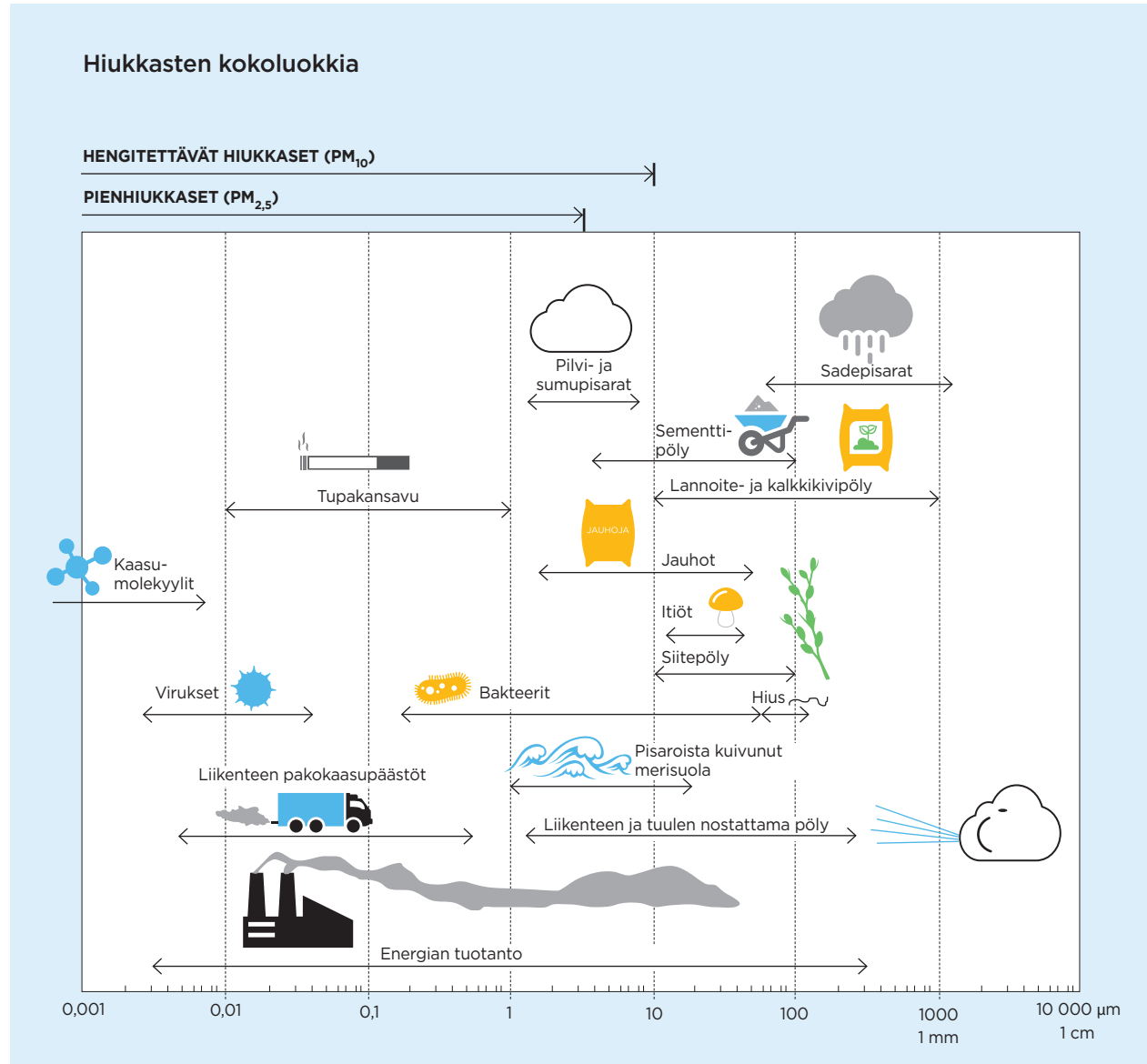
likaantumista. Terveysvaikutuksiltaan haitallisempia ovat ns. hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset. Hengitettävien hiukkasten halkaisija on alle 10 mikrometriä ( $\text{PM}_{10}$ ) ja pienhiukkasten halkaisija on alle 2,5 mikrometriä ( $\text{PM}_{2,5}$ ). Hengitettävät hiukkaset ovat suurimmaksi osaksi peräisin katupölystä. Katupöly aiheuttaa terveyshaittoja erityisesti keväisin heikentäen herkkien ihmisten ja hengityssairaiden vointia. Pienhiukkaset ovat pääasiassa peräisin suorista autoliikenteen ja puunpoltton päästöistä tai kaukokulkeutunutta hiukkasainesta. Myös katupöly sisältää pienhiukkasia. Pienhiukkaset ovat erityisen haitallisia terveydelle, sillä ne pääsevät tunkeutumaan syvälle hengitysteihin ja voivat aiheuttaa mm. astmakohtauksia ja pahentaa hengityselinsairauksia sekä sydän- ja verisuonisairauksia. THL on arvioinut ulkoilman pienhiukkasten aiheuttavan Suomessa noin 1 800 ennenaikaista kuolemaa vuosittain, ja lievempien terveyshaittojen määrä on moninkertainen.

Suurimmat hetkelliset hiukkaspitoisuudet esiintyvät vilkkaasti liikennöidyissä kaupunkikeskuksissa. Hiukkaspitoisuudet kohoavat yleensä voimakkaasti keväällä maaliskuussa, kun maanpinnan kuivuessa tuuli ja liikenne nostattavat katupölyä ilmaan. Katupölyn muodostumiseen voidaan merkittävästi vaikuttaa oikea-aikaisella katujen siivouksella ja kunnossapidolla sekä pölynsidonnalla. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuudelle asetettu raja-arvo ei ole enää vuoden 2006 jälkeen ylittynyt Helsingissä tai muualla pääkaupunkiseudulla. Raja-arvo ylittyi vuosina 2003, 2005 ja 2006 katupölyn vuoksi. Helsingin kaupungin toimenpiteet katupölyn vähentämiseksi ovat olleet tehokkai-

ta, jonka vuoksi raja-arvon ylityksiä ei ole enää mitattu. Vuorokausiraja-arvotason ylityksiä on viime vuosina ollut vilkasliikenteisimmillä alueilla noin 10–30 kappaletta vuodessa (Ilmanlaatuportaali, 2016). Vuorokausiraja-arvotason ylityksiä saa olla kullakin asemalla 35 kappaletta vuodessa ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksille annettu vuorokausiohjearvo on ylittynyt pääkaupunkiseudulla viime vuosina (2013–2015) tyypillisesti kevätkuukausina Mannerheimintielle, Töölöntulissa, Mäkelänkadulla, Leppävaarassa, Tikkurilassa sekä Kehäteiden ja Hämeenlinnanväylän varilla (HSY, 2014; HSY, 2015; HSY, 2016).

Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien vuosikeskiarvot ovat pääkaupunkiseudulla noin  $10\text{--}25\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pienimmät pitoisuudet on mitattu tausta-alueilla ja suurimmat pitoisuudet Mannerheimintielle. Asuinalueilla pitoisuustaso on noin  $10\text{--}15\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Hengitettävien hiukkasten vuosipitoisuudelle annettu raja-arvo  $40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ei ole koskaan ylittynyt pääkaupunkiseudulla (HSY, 2015; HSY, 2014). Puhtailta tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat Etelä-Suomessa noin  $10\text{--}12\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pohjois-Suomessa noin  $3\text{--}6\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Komppula ym., 2014).

Pienhiukkaspitoisuuksien vuosikeskiarvot ovat pääkaupunkiseudulla noin  $6\text{--}10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vuosikeskiarvopitoisuudet alittavat pääkaupunkiseudulla selvästi raja-arvon  $25\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Useimpina vuosina alittuu myös WHO:n vuosiohjearvo  $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kotitalouksien puun pienpoltto nostaa pienhiukkaspitoisuustasoa paikallisesti pientaloalueilla: vuonna 2013 pääkaupunkiseudun korkein pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo mitattiin Tapanilassa



Kuva 18. Hiukkasten koko ilmaistaan halkaisijana mikrometreissä ( $\mu\text{m}$ ). Mikro ( $\mu$ ) etuliite tarkoittaa miljoonasosaa.  $1\ \mu\text{m}$  on siten metrin miljoonasosa eli millimetrin tuhannesosa.



*Vasemmalla kuva Helsingin Kumpulanlaaksosta pienhiukkasten kaukokulkeumaepisodin aikana, jolloin pienhiukkasten korkein tuntipitoisuus oli noin 60–70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Oikealla kuva samasta paikasta tavanomaisessa tilanteessa, jolloin hiukkaspitoisuustaso oli keskimäärin 7  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (kuva Pia Anttila).*

sa ja vuonna 2014 Ruskeasannan pientaloalueella (HSY, 2014; HSY, 2015). Tausta-alueilla pienhiukkaspitoisuus pienenee pohjoista kohti mentäessä ollen Etelä-Suomessa noin 5–9  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja Pohjois-Suomessa noin 4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pienhiukkasten pitoisuudesta valtaosa on kaukokulkeutunutta hiukkasainesta. Kaukokulkeuma muodostaa huomattavan osan myös vilkasliikenteisten kaupunkialueiden pienhiukkaspitoisuuksista (Komppula ym., 2014).

#### 4.4 Rikkidioksidi

Rikkidioksidipäästöt ovat vähentyneet huomattavasti viime vuosikymmeninä, minkä seurauksena kaupunkialueiden rikkidioksidipitoisuudet ovat Suomessa laskeneet lähelle tausta-alueiden pitoisuuksia. Teollisuuspaikkakunnilla rikkidioksidipitoisuudet voivat edelleen lyhytaikaisesti kohota epäedullisissa meteorologisissa

tilanteissa ja häiriöpäästötilanteissa. Rikkidioksidi ei enää ole merkittävä ilmanlaatuongelma pääkaupunkiseudulla.

Ulkoilman rikkidioksidipitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla peräisin laivojen päästöistä ja energiantuotannosta. Satamien ja huippulämpökeskusten lähellä voi ajoittain esiintyä korkeita lyhytaikaispitoisuuksia. Rikkidioksidipitoi-

suuksille annetut raja- ja ohjearvot ovat kuitenkin selvästi alittuneet. Rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla tasolla 1–4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Korkeimmat pitoisuudet on mitattu satamissa (HSY, 2015; HSY, 2014). Puhtailla tausta-alueilla rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat noin 1–2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (Komppula, ym., 2014).

Korkeat rikkidioksidipitoisuudet voivat lisätä hengitystieinfektioita ja astmaatikkojen kohtauksia. Äkillisiä oireita ovat yskä, hengenahdistus ja keuhkoputkien supistuminen. Pakkanen voi pahentaa rikkidioksidin aiheuttamia oireita.

#### 4.5 Ilmanlaadun raja- ja ohjearvot

Leviämismallilaskelmilla tai ilmanlaadun mittauksilla saatuja ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia voidaan arvioida vertaamalla niitä ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. EU-maissa voimassa olevat raja-arvot ovat sitovia ja ne eivät saa ylittyä alueilla, joissa asuu tai oleskelee ihmisiä. Raja-arvot eivät ole voimassa esimerkiksi teollisuusalueilla tai liikenneväylillä, lukuun ottamatta kevyen liikenteen väyliä. Kansalliset ilmanlaadun ohjearvot eivät ole yhtä sitovia kuin raja-arvot, mutta niitä käytetään esimerkiksi kaupunkisuunnitte-

lun tukena ja ilman pilaantumisen vaaraa aiheuttavien toimintojen sijoittamisessa. Tavoitteena on ennalta ehkäistä ohjearvojen ylittyminen sekä taata hyvän ilmanlaadun säilyminen.

Raja-arvot määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvoilla pyritään vähentämään tai ehkäisemään terveydelle ja ympäristölle haitallisia vaikutuksia. Raja-arvon ylittyessä kunnan on tiedotettava väestöä ja tehtävä ohjelmia ja suunnitelmia ilmanlaadun parantamiseksi ja raja-arvon ylitysten estämiseksi. Tällaisia toimia voivat olla esimerkiksi määräykset liikenteen tai päästöjen rajoittamisesta. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamien terveyshaittojen ehkäisemiseksi ulkoilman rikkidioksidin, typpidioksidin ja hengitettävien hiukkasten pitoisuudet eivät saisi ylittää taulukon 1 raja-arvoja alueilla, joilla ihmiset saattavat altistua ilmansaasteille.

Kasvillisuuden ja ekosysteemien suojelemiseksi on rikkidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksille annettu kriittinen taso 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja typen oksidien ( $\text{NO}_x$ ) vuosikeskiarvopitoisuuksille kriittinen taso 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Näitä tasoja sovelletaan rakennetun ympäristön ulkopuolella olevilla alueilla, kuten luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla ja laajoilla maa- ja metsätalousalueilla.

Ilmanlaadun ohjearvot on otettava huomioon suunnittelussa ja niitä sovelletaan mm. alueiden käytön, kaavoituksen, rakentamisen ja liikenteen suunnittelussa ja ympäristölupaharkinnassa. Ohjearvojen soveltamisen avulla pyritään ehkäisemään ilmansaasteiden aiheuttamia terveysvaikutuksia. Suomessa voimassa olevat ulkoilman rikkidioksidin, typpidioksidin ja hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia koskevat ilmanlaadun ohjearvot on esitetty taulukossa 2. Lisäksi taulukossa esitetään Maailman terveysjärjestön (WHO:n) ohjearvot hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksille (WHO, 2006).



**Taulukko 1. Terveyshaittojen ehkäisemiseksi annetut ulkoilman rikkidioksidin, typpidioksidin, hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksia koskevat raja-arvot (Vna 38/2011).**

Ilman epäpuhtaus	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Sallittujen ylitysten määrä kalenterivuodessa (vertailujakso)
Rikkidioksidi ( $\text{SO}_2$ )	1 tunti	350 <sup>1)</sup>	24
	24 tuntia	125 <sup>1)</sup>	3
Typpidioksidi ( $\text{NO}_2$ )	1 tunti	200 <sup>1)</sup>	18
	kalenterivuosi	40 <sup>1)</sup>	-
Hengitettävät hiukkaset ( $\text{PM}_{10}$ )	24 tuntia	50 <sup>2)</sup>	35
	kalenterivuosi	40 <sup>2)</sup>	-
Pienhiukkaset ( $\text{PM}_{2,5}$ )	kalenterivuosi	25 <sup>2)</sup>	-

<sup>1)</sup> Tulokset ilmaistaan lämpötilassa 293 K ja paineessa 101,3 kPa.

<sup>2)</sup> Tulokset ilmaistaan ulkoilman lämpötilassa ja paineessa.

**Taulukko 2. Ulkoilman rikkidioksidin, typpidioksidin, hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksia koskevat ilmanlaadun ohjearvot (Vnp 480/1996; WHO, 2006).**

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (293 K, 101,3 kPa)	Tilastollinen määrittely
Rikkidioksidi ( $\text{SO}_2$ )	250	Kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
	80	Kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Typpidioksidi ( $\text{NO}_2$ )	150	Kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
	70	Kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Hengitettävät hiukkaset ( $\text{PM}_{10}$ )	70	Kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
	20 (WHO)	Vuosikeskiarvo
Pienhiukkaset ( $\text{PM}_{2,5}$ )	25 (WHO)	Suurin vuorokausikeskiarvo
	10 (WHO)	Vuosikeskiarvo

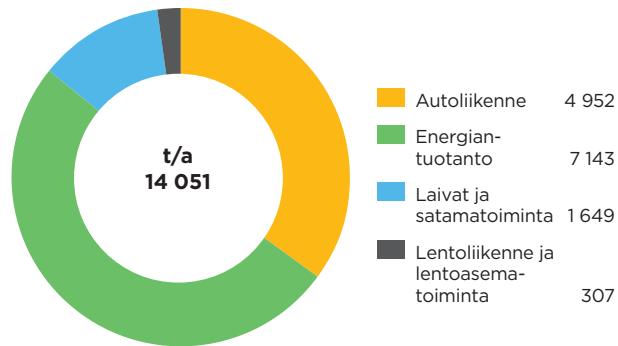
## 5. Leviämismallilaskelmien lähtötiedot

Mallilaskelmissa käytetyt pääkaupunkiseudun autoliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja satamatoiminnan, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan sekä puun pienpolton kokonaispäästöt on esitetty kuvassa 19. Typenoksidien kokonaispäästöistä noin puolet (51 %) tulee energiantuotannosta ja noin kolmasosa (35 %) autoliikenteestä. Laivaliikenteen osuus päästöistä on noin 12 % ja lentoliikenteen osuus noin 2 %. Hiukkasten (PM<sub>2,5</sub>) kokonaispäästöistä noin 40 % tulee autoliikenteestä. Päästö määrässä on huomioitu suoraan moottoreiden pakokaasusta peräisin olevat pienhiukkaset ja katupölyn sisältämät pienhiukkaset. Hiukkaspäästöistä noin neljäsosa (24 %) on peräisin energiantuotannosta ja neljäsosa (24 %) kotitalouksien puun pienpolton tulisijoissa. Laivaliikenteen osuus on noin 12 %. Rikkidioksidin kokonaispäästöistä noin 94 % tulee energiantuotannosta ja loput 6 % laivaliikenteestä.

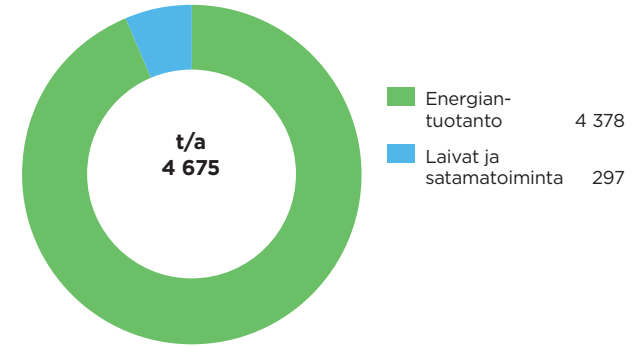
### 5.1. Autoliikenteen päästöt

Koko tutkimusalueen autoliikenteen typenoksidien ja pienhiukkasten päästöt laskettiin ja mallinnettiin tiekohtaisina viivalähteinä. Liikenneväyliä kuvattiin leviämislaskelmissa peräkkäisinä lyhyinä viivoina, joista jokaisesta vapautuu ympäristöönsä erikseen laskettavan suuruinen päästö. Mallilaskelmissa huomioitiin yhteensä 17 113 vii-

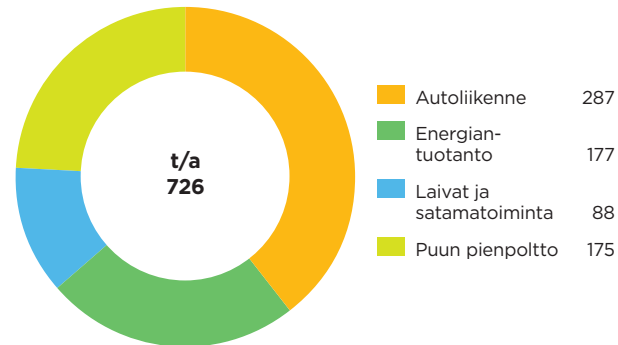
NO<sub>x</sub>



SO<sub>2</sub>



PM<sub>2,5</sub>



Kuva 19. Leviämismallilaskelmissa huomioitujen pääkaupunkiseudun kokonaispäästöjen osuudet päästölähteittäin vuonna 2014.

valähdettä kaikkien pääkaupunkiseudun kuntien alueelta. Laskelmissa huomioitiin erikseen henkilöautoliikenteen päästöt ja raskaan liikenteen päästöt. Leviämismallilaskelmissa käytetyt autoliikenteen aiheuttamat typenoksidien ja pienhiukkasten kokonaisvuosipäästöt on esitetty taulukossa 3. Pienhiukkasten kokonaisvuosipäästöt sisältävät autojen pakokaasuista peräisin olevat sekä katupölystä peräisin olevat pienhiukkaset. Kylmäkäynnistyksestä aiheutuva lisä pienhiukkaspitoisuuksiin on huomioitu mallilaskelmissa. Autoliikenteen rikkidioksidipäästöt ovat sen verran pieniä, että niitä ei ole leviämismallilaskelmissa huomioitu.

Autoliikenteen päästöjen arvioimisessa käytettiin Helsingin seudun liikenteen (HSL) Helsingin seudun liikennejärjestelmäsuunnitelmaa (HLJ 2015) varten tuottamia liikenne-ennustemääriä ja ajoneuvojen nopeuksia suunnitelman nykytilavuodelle 2012. Päästöjen arvioinnissa oletettiin, että liikenteen määrän muutos vuosien 2012 ja 2014 välillä ei ole merkittävä ja siten vuosi 2012 kuvaa hyvin myös vuoden 2014 liikennemääriä ja ajonopeuksia.

HLJ:n liikenne-ennusteessa sijoitetaan seudulle aamuhuippu-, iltahuippu- ja päivätunnin kysyntämatriisit koko työssäkäyntialueen matkoista erikseen arjelle, lauantaille ja sunnuntaille. Näiden kolmen tunnin tietojen perusteella laskettiin vuorokauden muiden tuntien liikennemäärät käyttäen pääkaupunkiseudun liikennelaskentatietoihin perustuvia regressiokertoimia. Päästölaskennassa käytetyt liikennemäärien aikavaihtelut on esitetty kuvassa 20. Päästö-

**Taulukko 3. Mallilaskelmissa huomioidut pääkaupunkiseudun autoliikenteen typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöt vuonna 2014. Pienhiukkaspäästöt sisältävät pakokaasuista sekä katupölystä peräisin olevat pienhiukkaset.**

Autoliikenteen päästöt vuonna 2014 (t/a)		
	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2,5</sub>
<b>Henkilöautot</b>		
Arki	1688	165
La	228	22
Su	214	21
<b>Raskas liikenne</b>		
Arki	2595	73
La	126	3
Su	100	3
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>4952</b>	<b>287</b>

jen leviämismallilaskelmissa otettiin lisäksi huomioon päästöjen vuodenaikaisvaihtelu (mm. lomakaudet) viikkokertoimen muodossa.

HSY laski liikennemäärien perusteella autoliikenteen päästöt typenoksideille (NO<sub>x</sub>) ja pakokaasupäästöt pienhiukkasille (PM<sub>2,5</sub>). Pakokaasupäästöjen laskennassa käytettiin HBEFA:n (The Handbook of Emission Factors for Road Transport, versio 3.2) päästökertoimia. HBEFA:ssa on päästökertoimet eri liikennetilanteille ja nopeusrajoituksille sekä eri ajoneuvojen euroluokille todellisessa kaupunkiliikenteessä

*Kuva 20. Autoliikenteen päästölaskennassa huomioidut liikenteen aikavaihtelut arkena, lauantaina ja sunnuntaina.*

**Liikenteen aikavaihteluindeksit**



mitattuna. HSY on rakentanut nopeusriippuvat päästökertoimet pääkaupunkiseudun liikenteeseen näitä tietoja käyttäen. Näissä päästölaskelmissa ruuhkautumista ei ole kuitenkaan voitu ottaa tarpeeksi huomioon. HSL:n liikennemalli olettaa liikenteen sujuvammaksi ja siten arvioidut ajonopeudet ovat korkeampia kuin ne ovat todellisessa liikenteessä. Päästöt riippuvat ajonopeudesta ja yleensä hiljaisemmillä ajonopeuksilla päästöt ovat suurimmillaan ruuhkaisuudessa liikenteessä. Autoliikenteen epäsuoran pienhiukkaspäästön (katupöly) arvioitiin olevan 67 % pakokaasuperäisten pienhiukkasten päästömäärästä. Arvio katupölyn osuudesta pienhiukkasissa perustuu HSY:n tekemiin mittauksiin ja asiantuntija-arvioon (Kupiainen ym. 2015).

HSY teki ajoneuvojen ajosuoritteiden euroluokkajakauman arvion vuodelle 2014 (taulukko 4). Bussien euroluokkajakauman tiedot on saatu Helsingin seudun liikenteeltä (HSL) ja niitä käytettiin myös muille busseille. HSL:n liikennöimät bussit ovat todennäköisesti euroluokiltaan parempia kuin muut bussit ja siten bussien päästöarvio jää vähän liian alhaiseksi. Muun kuin bussiliikenteen euroluokkajakauman tiedot on saatu hyödyntämällä LIPASTO-laskentajärjestelmää (VTT).

Vuoden 2014 ajoneuvokannassa bensiiniautojen suoriteosuus on arvioitu olevan 63 % ja dieselautojen 37 %. Henkilöautojen bensiini/diesel-suhteen tiedot on saatu LIPASTO:n vuosien 2012–2035 ajoneuvokanta-arviosta huomioiden, että dieselautojen suorite on 1,57-kertainen bensiinikäyttöisiin autoihin verrattuna.

**Taulukko 4. Ajoneuvojen ajosuoritteiden arvioitu euroluokkajakauma vuonna 2014.**

Ajoneuvojen päästöluokat				
	Henkilöautot %	Pakettiautot %	Linja-autot %	Kuorma-autot %
Euro 0	7	9	-	1
Euro 1/I	8	5	-	3
Euro 2/II	11	18	5	13
Euro 3/III	20	25	22	39
Euro 4/IV	21	13	7	17
Euro 5/V	31	31	4	22
Euro 6/VI	2	-	3	5
EEV	-	-	53	-
EEV light	-	-	6	-

Päästöjä laskettaessa huomioitiin, että vuonna 2014 biopolttoainetta oletettiin olevan HSL:n dieselbussien käytössä 15 %. Kun biopolttoainetta on 100 %, NO<sub>x</sub>-päästöt vähenevät 10 % ja hiukkaspäästöt 30 %. Tätä oletusta käytettiin myös muille busseille kuin HSL:n busseille, joten päästöjä on siten hieman aliarvioitu.

Pakokaasupäästöjen typpidioksidin osuuden oletettiin olevan henkilö- ja pakettiautoille 14,0 % ja raskaille ajoneuvoille 19,4 %. Päästöjen NO<sub>2</sub>-osuuksien arvioimisessa on käytetty tietoa kirjallisuudesta sekä HSY:n asiantuntija-arviota (HBEFA; Carslaw & Rhys-Tyler, 2013).



*Autoliikenteen ruuhkautuminen lisää päästöjä ja kasvattaa typpidioksidin ja pienhiukkasten pitoisuuksia (kuva Kai Widell/HSY).*

## 5.2 Energiantuotannon päästöt

Leviämismallilaskelmissa huomioitiin Helsingin, Espoon ja Vantaan voimalaitosten ja lämpökeskusten vuoden 2014 tilanteen mukaiset rikkidioksidi-, typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöt. Päästötiedot ja mallinnuksessa tarvittavat laitosten tekniset tiedot toimittivat Helen Oy, Fortum Power and Heat Oy (Espoon osalta) ja Vantaan Energia Oy.

Laskelmissa huomioitiin Helen Oy:n tuotantolaitoksista Salmisaaren, Hanasaaren ja Vuosaaren voimalaitoksien päästöt sekä Alppilan, Munkkiisaaren, Ruskeasuon, Lassilan, Patolan, Myllypuron, Jakomäen, Salmisaaren ja Vuosaaren huippu- tai varalämpökeskusten päästöt ja Kellosaaren kaasuturbiinilaitoksen päästöt. Fortumin Espoon energiantuotantolaitoksista laskelmiin otettiin mukaan Suomenojan voimalaitoksen sekä Vermon, Tapiolan, Otaniemen, Kivenlahden, Kaupunginkallion ja Juvanmalmin lämpökeskusten päästöt. Vantaalla sijaitsevista energiantuotantolaitoksista laskelmissa mukana olivat Vantaan Energian jätevoimalan ja Martinlaakson voimalaitoksen sekä Variston, Hakunilan, Maarinkunnaksen, Koivukylän, HK-ruokatalon, Vaasan Oy:n ja Lentokentän lämpökeskuksen päästöt. Vantaan Energia Oy:n jätevoimalassa jätteiden poltto ja laitoksen koekäyttö aloitettiin maaliskuussa 2014. jätevoimalan kaupallinen käyttö aloitettiin 1.9.2014. Leviämismallilaskelmassa otettiin Jätevoimalan päästöt huomioon maaliskuulta alkaen.

Mallilaskelmissa käytetyt laitosten kokonaisvuosipäästöt on esitetty taulukossa 5. Leviämislaskel-

**Taulukko 5. Mallilaskelmissa käytetyt pääkaupunkiseudun energiantuotannon päästöt vuonna 2014.**

Energiantuotannon päästöt vuonna 2014 (t/a)			
	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2,5</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>Helsinki</b>			
Voimalaitokset	4074	121	1882
Lämpökeskukset	86	3,5	102
<b>Espoo</b>			
Voimalaitokset	1566	49	1596
Lämpökeskukset	61	0,2	11
<b>Vantaa</b>			
Voimalaitokset	1298	2,5	772
Lämpökeskukset	58	0,4	15
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>7143</b>	<b>177</b>	<b>4378</b>

missä kaikki hiukkaset on oletettu pienhiukkasiksi niiden todellisesta koosta riippumatta. Energiantuotannon päästöt ovat talvella suuremmat kuin kesäaikaan. Eniten päästöjä syntyy kovilla pakkasilla, kun sähkön ja lämmön suuren kulutuksen vuoksi käyttöön otetaan erillisiä huippu- tai varalämpökeskuksia. Suuret voimalaitokset ovat pääsääntöisesti käynnissä jatkuvatoimisesti ympäri vuoden. Pienempiä lämpökeskuksia käytetään yleensä sähkön ja lämmön kulutushuippujen aikana sekä isojen laitosten huoltoseisokkien aikana.

Leviämismallilaskelmissa tarvittavat energiantuotannon päästölähteiden tekniset tiedot ja sijainnit sekä päästömäärät, käyttöajat ja muut päästöjen ajallisen vaihtelun kuvaamisessa tarvittavat tiedot huomioitiin tilaajien ilmoittaman



*Talvipakkasilla energiantuotantolaitosten savukaasut näkyvät selvästi. Näkyvä savukaasu on pääosin vesihöyryä. Savukaasun sisältämät rikin- ja typen oksidit ovat näkymättömiä kaasuja ja pienhiukkaset ovat niin pieniä, ettei niitä voi silmin havaita (kuva Jatta Salmi).*

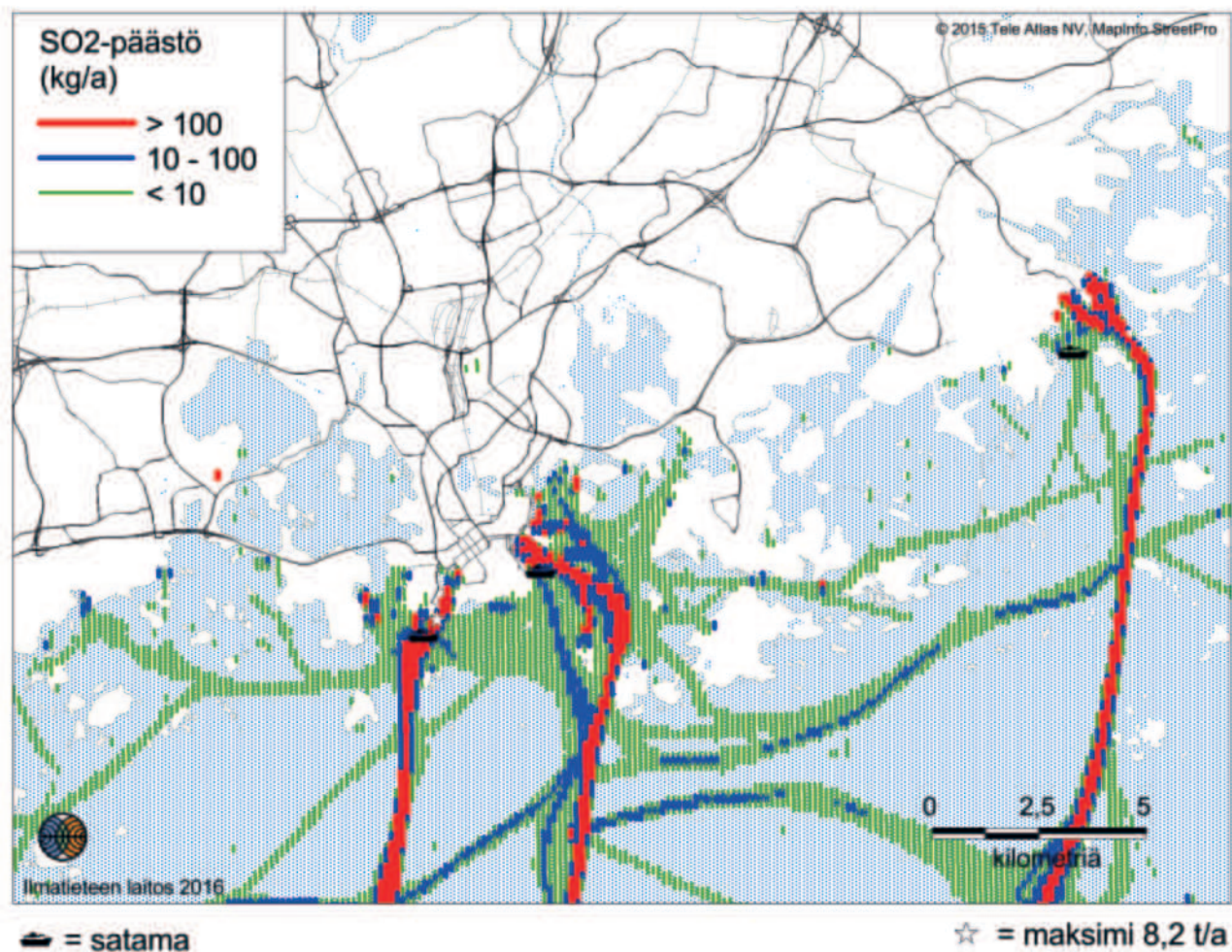
mukaisina. Jokaiselle laitokselle ja kullekin tarkastellulle epäpuhtauskomponentille muodostettiin koko kolmen vuoden laskentajakson kattaneet tunneittaiset päästöaikasarjat. Nämä aikasarjat muodostettiin laitosten todellisten päästö-, savukaasu- ja käyntituntimäärien perusteella. Päästöjen lyhytaikaisvaihtelua kuvattiin aikasarjassa tunneittaisena satunnaisvaihteluna ( $\pm 20\%$ ). Vantaan Energian Martinlaakson voimalaitoksen päästöaikasarjana käytettiin päästöjen todellisia mitattuja tuntikeskiarvoja vuodelta 2014. Lämpökeskusten oletettiin toimivan käyntituntimääränsä mukaisesti vain vuoden kylmimpinä tunteina.

### 5.3 Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt

Leviämislaskelmissa käytetyt laivaliikenteen aiheuttamat päästöt arvioitiin laivojen päästö-laskentaan kehitetyllä ns. STEAM-laskentamallilla (Ship Traffic Emission Assessment Model), joka hyödyntää mm. laivojen automaattisesta kulunvalvonnasta saatuja paikkatietoja päästöjen laskennassa (katso kappale 6.5).

Laivojen dieselmoottoareiden teknistä kehitystä ja typenoksidipäästöjen määrää säädellään Tier I-III -päästörajoilla (IMO, 2008). Standardeilla määritetään laivoille asennettujen dieselmoottoareiden typenoksidien päästötasot laivojen valmistusajankohdan mukaan. Tier I vaatimukset typen oksidien enimmäismäärälle koskevat moottoreita, jotka on asennettu aikavälillä 1.1.2000-1.1.2011 valmistuneisiin laivoihin, Tier II moottoreita, jotka on asennettu aikavälillä 1.1.2011-1.1.2016 valmistuneisiin laivoihin ja Tier III moottoreita, jotka on asennettu 1.1.2016 jälkeen valmistuneisiin laivoihin. STEAM-laskentamallin tuloksissa oletettiin vuoden 2014 laivapäästöjen noudattavan standardeja Tier I tai II. Itämerellä astunee vuonna 2021 voimaan laivojen typenoksidipäästöjen vähentämiseen tähtäävä lainsäädäntö, joka merkittävästi leikkaa uusien (1.1.2021 jälkeen) laivojen NO<sub>x</sub>-päästöjä.

Laivaliikenteen vuoden 2014 päästölaskelmissa on oletettu polttoaineen rikkipitoisuudeksi 0,1 paino-% (satamat + matka-ajo). Koko Itämeri on osa rikkivalvonta-aluetta, jolla kulkevien laivojen on käytettävä vuoden 2015 alusta läh-



Kuva 21 Leviämislaskelmissa käytetyt laivaliikenteen viivalähteiden rikkidioksidipäästöt (kg/a).

tien 0,1 paino-% rikkiä sisältävää polttoainetta (2012/33). Lisäksi EU:n satamien alueella käytettävän polttoaineen rikkipitoisuuden maksimi-arvo on ollut 0,1 paino-% jo 1.1.2010 alkaen. Lain-säädännöllä rajoitetaan samanaikaisesti myös syntyvien pienhiukkasten määrää, koska poltto-aineen rikkipitoisuudella ja pienhiukkasten mää-rällä on vahva yhteys.

STEAM-mallin tuloksista muodostettiin edel-leen pääkaupunkiseudun edustan merialueel-le tunneittaiset, viivamaiset rikkidioksidi-, typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöaineistot noin 32 km × 18 km kokoiselle alueelle. Suurimmi-laan laskenta-alue ulottui noin 10 km etäisyydel-le rannikosta. Laskelmissa käytetty viivalähteiden kokonaisuus vaihteli epäpuhtaudesta riippu-en välillä 2 000–9 000. Laskelmissa huomioitiin viivalähteet, joiden päästö ylitti 1 kg vuodessa. Kaikki viivalähteet olivat pohjois-eteläsuuntaisia ja pituudeltaan 123 metriä.

Laivaliikenteen päästöjen leviämislaskelmissa käytettiin kaikkien laivojen päästökorkeute-na 30 metriä. Samaa päästökorkeutta on käy-tetty mm. vuonna 2011 ja 2013 valmistuneissa laivaliikenteen päästöjen ilmanlaatuvaikutuk-sia Suomen etelärannikolla arvioineissa tutki-muksissa (SNOOP, 2011 ja BSR INNOSHIP, 2013). Kuvassa 21 on esitetty STEAM-mallista leviämislaskelmia varten tuotettu laivaliikenteen rikki-dioksidipäästöjä merialueella kuvaava aineisto.

Satamassa olevien työkoneiden ja ajoneuvojen päästöt mallinnettiin leviämislaskelmia var-ten pintalähteinä. Laskelmien lähtötietoina

**Taulukko 6. Mallilaskelmissa käytetyt pääkaupunkiseudun laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt vuonna 2014.**

Laivaliikenteen ja satamatoiminnan päästöt vuonna 2014 (t/a)			
	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2,5</sub>	SO <sub>2</sub>
<b>Laivaliikenne</b>	1608	86	297
<b>Satamatoiminta</b>			
Länsisatama	0,4	0,04	0,0003
Eteläsatama	2,4	0,01	0,002
Vuosaari	38	2,3	0,03
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>1649</b>	<b>88</b>	<b>297</b>

käytetyt työkone- ja ajoneuvoliikenteen polttoainekulutustiedot sekä arviot liikenteen tunneittaisista ja päivittäisistä ajallisista vaihteluista toimitti Helsingin Satama. Laskelmissa työkoneiden ja ajoneuvojen oletettiin liikkuvan Eteläsatamassa ja Länsisatamassa päivittäin klo 7–22 välillä ja Vuosaaren satamassa vain arki-sin klo 7–22 välillä. Annettujen polttoaineiden kulutustietojen sekä LIPASTO:n (VTT) työkone- ja ajoneuvokohtaisten keskimääräisten päästökertoimien perusteella arvioitiin eri satamien satamatoiminnan aiheuttamat tunneittaiset rikkidioksidi-, typenoksidi- ja pienhiukkaspäästöt vuodelle 2014. Satamatoimintojen pintalähteiden päästökorkeudeksi oletettiin 3 metriä. Laivaliikenteen ja satamatoiminnan aiheuttamat kokonaispäästöt on esitetty taulukossa 6.



## 5.4 Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöt

Helsinki-Vantaan lentoaseman vuoden 2014 lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan aiheuttamat typenoksidipäästöt mallinnettiin leviämislaskelmia varten Finavialta saatujen tietojen perusteella. Hiukkas- ja rikkidioksidipäästöjen arvioitiin olevan sen verran pieniä, että niitä ei otettu mukaan mallinnukseen. Leviämislaskelmissa huomioitiin varsinaisen lentokoneiliikenteen aiheuttamien päästöjen lisäksi lentokoneiden maassa tarvitsemien lisävirtalähteiden (APU) ja maavirtalähteiden (GPU) sekä maahuolinnan (GSE), huoltoliikenteen ja lentokoneiden koekäytön aiheuttamat typenoksidipäästöt. Lentoasema-alue muodostuu lentoaseman liikennealueesta (kiito- ja rullaustiet) sekä asemataso-alueista. Lentoasema-alue on aidattu alue, jossa liikkumiseen ja toimimiseen tarvitaan lupa.

Lentokoneiden liikkeistä lentoasema-alueella sekä lentokoneiden nousuista ja laskeutumisista samoin kuin lentoasema-alueella liikkuvista ajoneuvoista (huoltoliikenne) aiheutuneet päästöt kuvattiin leviämismallilaskelmia varten viivalähteinä. Lisävirtalähteet, maavirtalähteet, maahuolinta ja lentokoneiden moottoreiden koekäyttö mallinnettiin pintalähteinä. Leviämislaskelmissa huomioitiin lentokoneiden ja lentoasematoiminnan eri päästömuotojen päästöjen ajallinen vaihtelu ja alueellinen jakautuminen lentokentällä. Lentokoneiden päästöt huomioitiin 300 metrin korkeuteen asti. Leviämislaskelmia varten muodostettiin koko kolmen vuoden laskentajakson kattaneet typenoksidipäästöjen tunneittaiset päästöaikasarjat lentoliikenteen

Taulukko 7. Mallilaskelmissa käytetyt pääkaupunkiseudun lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöt vuonna 2014

Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan NO <sub>x</sub> -päästöt vuonna 2014 (t/a)	
<b>Lentoliikenne</b>	
Rullaus/tyhjäkäynti	55
Laskeutuminen	39
Nousu	42
Lähtökiito	113
<b>Lentoasematoiminta</b>	
APU moottorit	9,3
Maavirtalähde GPU	1,3
Maahuolinta GSE	14
Ajoneuvot lentokenttäalueella	30
Koekäytöt	4,3
<b>YHTEENSÄ</b>	<b>307</b>

ja lentoasematoiminnan päästöille. Lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan kokonaispäästöt on esitetty taulukossa 7.

## 5.5 Meteorologiset tiedot

Leviämislaskelmia varten määritettiin ilmakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Pääkaupunkiseudun sisällä ilmastolliset olosuhteet vaihtelevat paljon johtuen meren läheisyydestä. Samana ajanhetkenä lämpötila ja tuuliolosuhteet voivat olla hyvinkin erilaiset Kai-vopuistossa verrattuna Tikkurilaan. Toinen pää-

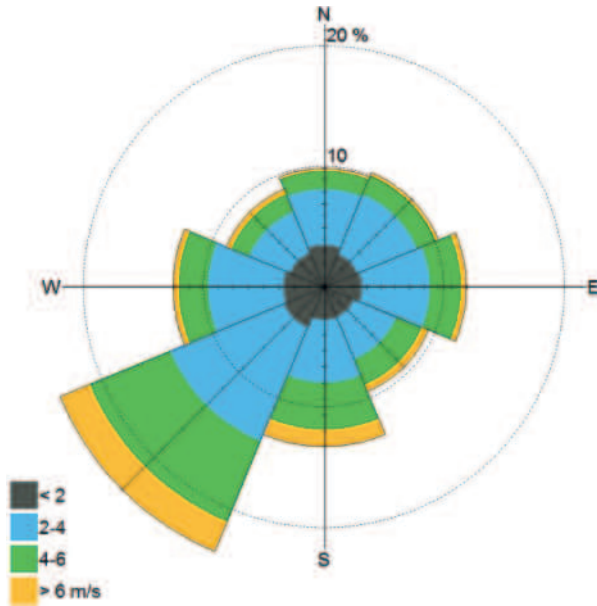


Lentokone Helsinki-Vantaan lentoasemalla (kuva Finavia).

kaupunkiseudun erityispiirre on Helsingin kantakaupungin katukuilut, joissa tuuliolosuhteet voivat poiketa lähiympäristöstä merkittävästi ja vaihdella nopeasti. Leviämislaskelmissa käytetyn meteorologisen aineiston muodostamisessa on käytetty pääkaupunkiseudulla eri ympäristöissä sijaitsevien Ilmatieteen laitoksen sääasemien havaintoja, jotta aineistosta saadaan mahdollisimman edustava koko pääkaupunkiseudun alueen mallinnusta varten.

Mallilaskelmissa käytettävien meteorologisten tietojen etäisyyspainotettu yhdistelmäaineisto muodostettiin Kumpulan, Helsinki-Vantaan lentoaseman ja Harmajan sääasemien vuosien 2012–2014 havainnoista. Tarvittavat auriongonpaistetiedot saatiin Kumpulan sääaseman säteilymittausaineistoista ja sekoituskorkeuden määrittämiseen käytettiin Jokioisten observato-





Kuva 22. Tuulen suunta- ja nopeusjakauma tutkimusalueella vuosina 2012–2014. Lasketut tuulitiedot kuvaavat olosuhteita 10 metrin korkeudella maanpinnasta.

rion radioluotaushavaintoja. Kumpulan sääasema sijaitsee keskusta-alueen ja esikaupunkialueen rajamailla, noin 5 km päässä rantaviivasta. Helsinki-Vantaan lentoaseman sääasema sijaitsee kiitoteiden välissä avoimessa ympäristössä. Etäisyys rantaviivaan on noin 17 km. Harmajan sääasema sijaitsee saarella noin 7 kilometrin päässä rannikolta. Sääasemien havaintoaineistoista muodostettiin kolmen tarkasteluvuoden (2012–2014) tunneittainen aikasarja, joka sisältää päästöjen

leviämisen ja laimenemisen kannalta oleellisia ilmakehän rajakerroksen tilaa kuvaavia parametreja, mm. tuulen suunta ja nopeus, stabiilisuus, sekoituskorkeus ja lämpötila.

Kuvassa 22 on esitetty tuulen suunta- ja nopeusjakauma tutkimusalueella tuuliruusun muodossa. Tutkimusalueella ovat vallitsevia lounaistuulet. Vähiten esiintyi luoteen ja kaakon puoleisia tuulia.

## 5.6 Taustapitoisuudet

Leviämismallilaskelmissa huomioitiin tieliikenteen, energiantuotannon, laivaliikenteen ja lentoliikenteen päästöjen lisäksi alueellinen taustapitoisuus, jotta mallilaskelmin saadut pitoisuudet vastaisivat mahdollisimman hyvin todellisia epäpuhtauspitoisuustasoja. Typpidioksidin, pienhiukkasten ja rikkidioksidin taustapitoisuuksina käytettiin HSY:n Espoossa sijaitsevan Luukin ilmanlaadun mittausaseman mittaustuloksia vuosilta 2012–2014. Typenoksidien ja pienhiukkasten taustapitoisuuden vuosikeskiarvo on noin 6,5 µg/m<sup>3</sup> ja rikkidioksidin taustapitoisuus noin 1 µg/m<sup>3</sup>.

Typenoksidipäästöjen muutunnan kuvaamiseen käytettiin Luukin ilmanlaadun mittausaseman otsonihavaintoja. Otsonin taustapitoisuuksina käytettiin pitoisuuksien kuukausittain laskettuja tunneittaisia keskiarvoja, joilla pyrittiin kuvaamaan taustapitoisuuksien vuorokauden sisäistä vaihtelua (Ilmanlaatuportaali, 2015).

## 5.7 Pisteikkö

Pääkaupunkiseudun kattava laskentapisteikkö muodostettiin noin 110 000 hilapisteestä. Laskentapisteen etäisyys vaihteli 25–200 metrin välillä riippuen alueesta. Liikenneväylien varsilla käytettiin tihennettyä laskentapisteikköä. Isoimpien teiden varsilla (moottoritiet ja kehätiet) käytettiin 11 laskentapisteen rykelmiä (yksi piste väylällä ja muut pisteet sen molemmilla puolilla 25 metrin välein) ja muiden teiden varsilla kolmen laskentapisteen rykelmiä (yksi piste väylällä ja toiset pisteet 50 metrin etäisyydellä väylästä). Myös energiantuotantolaitosten, lentokentän ja kiitoteiden sekä satamien läheisyydessä käytettiin tihennettyä laskentapisteikköä. Maanpinnan korkeuserot huomioitiin laskentapisteissä Maanmittauslaitoksen maastonkorkeustietojen mukaisesti. Päästöjen aiheuttamat pitoisuudet laskettiin jokaisessa hilapisteessä 2 metrin korkeudelle eli ihmisten hengityskorkeudelle. Mallinnusmittausvertailua varten pitoisuudet laskettiin kuitenkin ilmanlaadun mittausasemien mittauskorkeudelle eli 4 metrin korkeudelle.

Tiheän laskentapisteikön ansiosta pitoisuuksien alueelliset ja paikalliset muutokset voidaan kuvata tarkasti. Pitoisuuksien tilastollisista laskentapistearvoista voidaan muodostaa pitoisuuksien aluejakaumia. Pitoisuuksien aluejakaumissa esitetään leviämislaskelmien tuloksina samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana todennäköistä.

## 6. Leviämismallilaskelmissa käytetyt menetelmät

Ilmatieteen laitoksen leviämismalleja on kehitetty pitkäjänteisesti yli neljäkymmenen vuoden ajan tavoitteena tuottaa luotettavaa tietoa ilmanlaadusta erityisesti Suomen olosuhteissa mm. kaupunki- ja liikennesuunnittelun ja ilmansuojelutoimenpiteiden suunnittelun tueksi sekä pitoisuuksien ja väestön altistumisen arvioimiseksi. Mallien toimintaa on kehitetty lukuisissa tutkimusprojekteissa, ja verifiointitutkimusten mukaan mallinnusten tulokset on todettu hyvin yhteensopiviksi Suomen taajamien ja teollisuusympäristöjen ilmanlaadun mittaustulosten kanssa.

### 6.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismallilla

Leviämismalleilla lasketaan ilman epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja sillä oletuksella, että meteorologinen tilanne ja eri lähteiden päästöt pysyvät vakioina tunnin ajan. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja (3 vuotta eli noin 26 000 tuntia) ja kunkin päästölähteen tunneittaiset päästöaikasarjat on käyty läpi. Leviämismallit tuottavat jokaisen tunnin meteorologista tilannetta vastaavat, kunkin lähteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet jokaiseen laskentapisteeseen. Näin kuhunkin laskentapisteeseen muodostetaan tilastollisesti edustava määrä pitoisuuden tuntiarvoja, joista ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin verrannolliset tunnusluvut lasketaan.

### 6.2 Kaupunkimalli (UDM-FMI)

Ilman epäpuhtauksien leviämistä kuvaava Ilmatieteen laitoksen kaupunkimalli UDM-FMI (Urban

Dispersion Modelling System) on muokattu Gaussin jakaumaa noudattavasta pistemäisen lähteen viuhkamallista. Malliin sisältyvät laskentamenetelmät pistelähteiden lisäksi myös pinta- ja tilavuuslähteille. Kaupunkimallia on kehitetty Ilmatieteen laitoksella Suomen olosuhteisiin sopivaksi, ja sitä on sovellettu sadoissa erilaisissa ilmanlaatuselvityksissä ja -tutkimuksissa Suomessa ja ulkomailla.

Kaupunkimallilla voidaan laskea eri tyyppisten piste-, pinta- ja tilavuuslähteiden päästöjen aiheuttamia epäpuhtauksien pitoisuuksia päästölähteen ympäristössä. Kaupunkimallissa kuvataan tarkasti päästökohdassa tapahtuvaa mekaanista ja lämpötilaeroista johtuvaa nousulisää, lähimpien esteiden aiheuttamaa savupainumaa, ilmassa tapahtuvia epäpuhtauksien kemiallisia prosesseja sekä ilmansaasteiden poistumamekanismeja ilmakehästä.

Kaupunkimallin merkittävin ero useisiin muihin leviämismalleihin verrattuna on päästölähteestä tulevan poistokaasuvanan epäpuhtauspitoisuus-

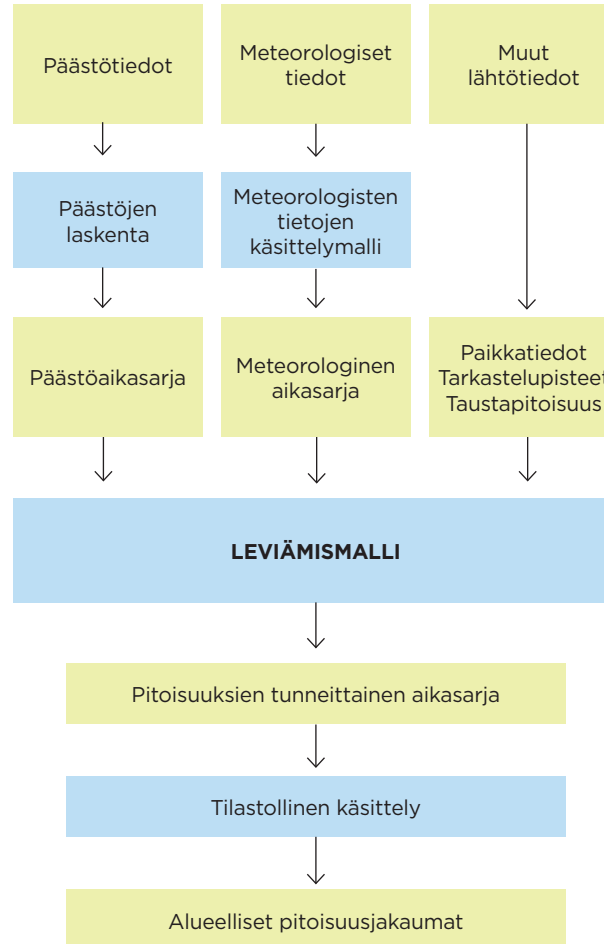
jakauman muotoon vaikuttavien leviämispärametrioiden määrittäminen. Näiden parametrien arvot ovat yleensä olleet sidoksissa ilmakehän tilaa karkeasti kuvaaviin Pasquill-Turner-stabiiliusluokkiin. Kaupunkimallissa käytetään Ilmatieteen laitoksella kehitettyä meteorologista aineiston käsittelymenetelmää (MPP-FMI), eli niin sanottua ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmää, jolla voidaan merkittävästi parantaa todellisten ilmakehän olosuhteiden kuvaamista mallissa.

Kaupunkimallissa on laskentamenetelmä nousulisälle, joka muodostuu, kun poistokaasut vapautuessaan päästökohdasta nousevat liikemäärästään ja lämpösisällöstään johtuen päästölähteen huippua korkeammalle. Päästöjen nousulisällä on huomattava vaikutus keskimääräiseen leviämiskorkeuteen ja muodostuviin epäpuhtauspitoisuuksiin. Päästöjen leviämiseen saattavat vaikuttaa ilmavirtauksia häiritsevät kohteet, kuten päästölähdettä ympäröivät rakennukset tai itse lähteen ominaisuudet. Tällöin leviämisessä voi esiintyä systemaattisesti alaspäin suuntautuvaa liikettä, josta käytetään nimitystä savupainu-

ma. Tämä ilmiö voi johtua joko itse päästölähteen ominaisuuksista tai se voi olla lähirakennusten aiheuttama. Näiden leviämiseen vaikuttavien tekijöiden käsittelymenetelmät pitoisuuksia laskehtaessa sisältyvät kaupunkimalliin. Kaupunkimallin sovellutuksissa huomioidaan paikalliset päästöjen kulkeutumiseen ja sekoittumiseen vaikuttavat tekijät, joita ovat muun muassa topografia sekä maaston, vesistöjen ja asutuksen aiheuttamat leviämisalustan rosoisuuserot.

### 6.3 Liikenteen päästöjen viivalähdemalli (CAR-FMI)

Ilmatieteen laitoksella kehitetty liikenteen päästöjen viivalähdemalli CAR-FMI (Contaminants in the Air from a Road; Karppinen, 2001; Härkönen ym., 2001) perustuu leviämisen osalta analyytiseen ratkaisuun ja päästöjen kemiallisen muutunnan osalta ns. 'discrete parcel' -menetelmään. Viivalähdemallin leviämislaskenta perustuu avoimen väylän oletukseen. Viivalähdemallilla voidaan laskea esimerkiksi typpimonoksidin, typidioksidin ja typen oksidien (kokonais- $\text{NO}_x$ ), rikkidioksidin, hiilimonoksidin ja hiukkasten pitoisuuksia haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä. Viivalähdemalli on kehitetty alun perin autoliikenteen päästövaikutusten arviointiin, mutta siihen on muokattu menetelmät, jotka soveltuvat myös juna-, laiva- ja lentoliikenteen päästöjen leviämislaskelmiin. Viivalähdemallin laskentatuloksista voidaan arvioida yksittäisen liikenneväylän vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai laajan tutkimusalueen liikenneverkon päästöjen kokonaisvaikutus epäpuhtauskomponenteit-



Kuva 23. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksella kehitettyjen leviämismallien, viivalähdemallin (CAR-FMI) ja kaupunkimallin (UDM-FMI) toiminnasta.

tain. Viivalähdemallin eri sovellutuksilla saadut mallinnustulokset voidaan yhdistää Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallilla tehtyihin mallinnustuloksiin. Kaaviokuvassa 23 on esitetty kaupunkimallin ja viivalähdemallin toimintaa.

### 6.4 Typenoksidipäästöjen ilmakemiamalli

Kiinteiden päästölähteiden polttoaineiden palamisessa muodostuvat ja liikenteen typenoksidipäästöt ovat pääasiassa typpimonoksidia ( $\text{NO}$ ), kun taas terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa typpidioksidia ( $\text{NO}_2$ ) on päästöistä pienempi osa. Oksidit hapettuvat ilmassa kaasufaasireaktioissa hapen, otsonin, hydroksyyli- ja hydroksyyli- ja orgaanisten peroksidiradikaalien toimiessa hapettimina. Reaktionopeudet riippuvat vuoden- ja vuorokaudenajasta, auringon säteilyn määrästä ja lämpötilasta. Valokemialliset reaktiot, joissa molekyylit hajoavat, ovat tärkeitä päivänvalossa. Myös päästöjen leviäminen ja niiden sekoittuminen ilmaan vaikuttavat typen oksidien muutunnan tehokkuuteen.

Jotta leviämislaskelmin voitaisiin kuvata erilaisien hapettuneiden typen yhdisteiden pitoisuudet ulkoilmassa, on mallisovellutuksissa otettava huomioon ilmakehässä tapahtuvat kemialliset reaktiot. Pistemäisten päästölähteiden typenoksidipäästöjen muutunutta käsitellään Ilmatieteen laitoksella tehtävissä leviämislaskelmissa menetelmällä, jossa kaupunkimalliin on yhdistetty erilaisten meteorologisten tilanteiden ja otsonin taustapitoisuuden mukaan parametrisoituja funktioita. Näillä funk-

tiolla kuvataan typen oksidien hapettumista ja NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub>-suhteen muuttumista poistokaasuvassa eri etäisyyksillä päästölähteestä.

Liikenteen päästöjen leviämistä kuvaavaan viivalähdemalliin on kehitetty Ilmatieteen laitoksella typenoksidien muutunutta arvioiva malli, jolla voidaan huomioida erilaisten taustapitoisuuksien ilmakemiallinen vaikutus kunkin viivalähteen päästöön. Laskennassa käytetään taustailmanlaadun mittausasemien mittaustuloksia, joista määritetään kullekin vuoden kuukaudelle vuorokauden sisäistä vaihtelua kuvaavat typenoksidija otsonipitoisuuksien keskimääräiset tuntikeskiarvojen jakaumat. Laskennassa huomioidaan muiden viivalähteiden aiheuttamat typpidioksidija typpimonoksidipitoisuudet järjestämällä viivalähteet pitoisuuksia laskettaessa tuulen suunnan mukaan. Näin jokaisen viivalähteen kemiallista muutunutta arviotaessa on typpidioksidija typpimonoksidipitoisuuksissa huomioitu kaikkien tuulen yläpuolella olevien, aiemmin laskennassa mukana olleiden viivalähteiden vaikutus tarkasteltavaan viivalähteeseen. Otsonin kulumisen typen oksidien ilmakemiallisissa reaktioissa huomioidaan eli alueellisen otsonitaustan ei oleteta olevan muutunnassa ehtymätön otsonilähde. Mallinnuksessa otsoni voi kuluua loppuun erityisesti vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Tämän seurauksena typpidioksidin muutunutta voi loppua kokonaan typenoksidipäästön määrästä riippumatta.

Kemiallisissa muutunuttamalleissa tarvittavat auringon säteilytiedot muodostetaan yleensä tutkimusaluetta lähinnä sijaitsevan sääase-

man mittaustuloksista ja otsonin ja typen oksidien taustapitoisuustiedot hankitaan lähimmältä taustahavaintoasemalta.

## 6.5 STEAM-laivapäästömalli

STEAM-laivapäästömalli hyödyntää laivaliikenteessä yleisesti käytettävää AIS-viestintää (Automatic Identification System) sekä yksittäisten laivojen ominaisuuksia kuvaavaa laivatietokantaa (Ilmatieteen laitos käyttää IHS Fairplay rekisteriä). Laivojen lähettämien AIS-viestien avulla tieto laivojen todellisesta tarkasta sijainnista ja niiden hetkellisestä liikkumisnopeudesta ovat saatavilla muutamien sekuntien välein. Tämän dynaamisen aktiviteettidatan ja yksityiskohtaisen laivatietokannan avulla saadaan selville laivan käyttämän konetehon ja koneen kierrosnopeuden perusteella polttoaineen kulutus laivakohtaisesti hetki hetkeltä, niin satamassa olon aikana kuin välilläkin. Päästöjen laskenta perustuu laivojen todelliseen polttoaineenkulutukseen ja päästökertoimien käyttöön.

Päästöjen laskemiseksi STEAM-mallissa käytetään dynaamisia päästökertoimia, kuten esimerkiksi IMO:n (International Maritime Organisation) NO<sub>x</sub>-päästöstandardikäyriä suhteessa moottorin kierrosnopeuteen (IMO Marine Engine Regulations). Mallin päästölaskentamenetelmää on kuvattu tarkemmin julkaisussa (Jalkanen ym., 2009). STEAM-mallin käyttämä laivatietokanta käsittää tällä hetkellä yli 80 000 yksittäistä laivaa. Mallia on validoitu vertailemalla vuosittaisia raportoituja polttoaineraportte-

ja ja mallinnettuja tuloksia (Jalkanen ym., 2012) sekä ilmasta käsin tehtyjen päästömittauksien perusteella (Berg ym., 2012).

## 6.6 Meteorologisten tietojen käsittely

Leviämismallin tarvitseman meteorologisen aikasarjan muodostuksessa käytetään Ilmatieteen laitoksella kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia, joka perustuu ilmakemian rajakerroksen parametrusointimenetelmään (Rantakrans, 1990; Karppinen, 2001). Menetelmän avulla voidaan meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida rajakerroksen tilaan vaikuttavat muutujat, joita tarvitaan ilmansaasteiden leviämismallilaskelmissa. Tarvittavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan tallennetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista.

Perinteisissä leviämismallisovellutuksissa on käytetty karkeaa Pasquill-Turner-stabiiliusluokitus- ja mallien muuttujille on annettu luokittaiset vakioarvot. Rajakerroksen parametrusoinnin avulla on mahdollista ilmaista leviämismalleissa käytetyt muuttujat jatkuvina rajakerroksen tilan funktioina, joissa voidaan ottaa paremmin huomioon myös päästölähteisiin liittyvä fysiikka. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikallisia tekijöitä, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (auringon säteilyn heijastuskyky maanpinnasta) eri maanpinnan laaduilla. Ilman epäpuhtauksien leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia muuttujia ovat



tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiiliutta kuvaava suure ja sekoituskorkeus.

Laskelmissa käytetään yleensä 3 vuoden pituista tutkimusalueen sääolosuhteita edustavaa meteorologista aineistoa. Laskelmissa käytäviksi sääasemiksi valitaan tutkimusaluetta lähimpänä sijaitsevat sääasemat, joilla mitataan mallien tarvitsemia suureita. Tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan yleensä aina kah-

den tai useamman aseman havaintojen tilastollisena yhdistelmänä. Näin varmistetaan, etteivät tietyt sääasemien lähiympäristöstä johtuvat tuuliaineiston erityispiirteet vääristä kuvaa leviämislaskelmin saatavista pitoisuuksien aluejakaumista ja esimerkiksi maksimiarvojen sijainnista mallin tulostusalueella. Lopputuloksena saadaan leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten parametrien tunneittaiset aikasarjat.

# Viiteluettelo

---

BALZANI, J., 2012. Ship emissions of SO<sub>2</sub> and NO<sub>2</sub>: DOAS measurements from airborne platforms, *Atmos. Meas. Tech.*, 5, 1085-1098, doi:10.5194/amt-5-1085-2012, 2012.

BSR INNOSHIP, 2013. Pan-Baltic Manual of Best Practices on clean shipping and Port Operations. [http://www.baltic.org/files/2753/Innoship\\_manual\\_web.pdf](http://www.baltic.org/files/2753/Innoship_manual_web.pdf)

CARSLAW, D. & RHYS-TYLER, G., 2013. Remote sensing of NO<sub>2</sub> exhaust emissions from road vehicles. DEFRA Project Reference:332c2011 (City of London Corporation),334c2011 (London Borough of Ealing).

HBEFA, The Handbook of Emission Factors for Road Transport, version 3.2. [www.hbefa.net](http://www.hbefa.net)

HSY, 2013. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2012. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä. HSY:n julkaisuja 5/2013, ISBN (pdf) 978-952-6604-69-5.

HSY, 2014. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2013. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä. HSY:n julkaisuja 3/2014, ISBN (pdf) 978-952-6604-85-5.

HSY, 2015. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2014. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä. HSY:n julkaisuja 6/2015, ISBN (pdf) 978-952-6604-98-5.

HSY, 2016. Vuoden 2015 ilmanlaatukatsaukset. <https://www.hsy.fi/fi/asiantuntijalle/ilmansuojelu/ilmanlaatutiedotus/ilmanlaatukatsaus/Sivut/2015-01-05.aspx>

HÄRKÖNEN, J., NIKMO, J., KARPPINEN, A. AND KUKKONEN, J., 2001. A refined modelling system for estimating the emissions, dispersion, chemical transformation and dry deposition of traffic-originated pollution from a road. In: Cuvelier, C. et al., Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Joint Research Centre, European Commission, Ispra, Italy, pp. 311-313.

ILMANLAATUPORTAALI, 2015. Ympäristönsuojelun tietojärjestelmän ilmanlaatuosa, tarkistetut mittaustulokset. [www.ilmanlaatu.fi](http://www.ilmanlaatu.fi)

ILMANLAATUPORTAALI, 2016. Ilmanlaadun raja-arvotasojen ylitykset vuonna 2015. [www.ilmanlaatu.fi](http://www.ilmanlaatu.fi)

IMO, 2008. International maritime organization, The International Convention for the Prevention of Marine Pollution from Ships, 1973 as modified by the Protocol of 1978 relating thereto (MARPOL 73/78), Annex VI: Prevention of Air Pollution from Ships, (2008 Amendments), 2008.

IMO, Marine Engine Regulations. <https://www.dieselnets.com/standards/inter/imo.php>

JALKANEN, J.-P., BRINK, A., KALLI, J., PETTERSSON, H., KUKKONEN, J. AND STIPA, T., 2009. A modelling system for the exhaust emissions of marine traffic and its application in the Baltic Sea area. *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 9209-9223, 2009.

JALKANEN, J.-P., JOHANSSON, L., KUKKONEN, J., BRINK, A., KALLI, J. AND STIPA, T., 2012. Extension of an assessment model of ship traffic exhaust emissions for particulate matter and carbon monoxide. *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 2641-2659, 2012.

KARPPINEN, A., 2001. Meteorological pre-processing and atmospheric dispersion modeling of urban air quality and applications in the Helsinki metropolitan area. Academic dissertation. Finnish Meteorological Institute, Contributions No. 33, Helsinki.

KASKI, N., VUORIO, K., NIEMI, J., MYLLYNEN, M. JA KOUSA, A., 2016. Tulisijojen käyttö ja päästöt pääkaupunkiseudulla vuonna 2014. HSY:n julkaisuja 2/2016. ISBN (pdf) 978-952-7146-08-8.

KOMPPULA, B., ANTTILA, P., VESTENIUS, M., SALMI, T. & LOVÉN, K., 2014. Ilmanlaadun seurantatarpeen arviointi. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia. Helsinki.

KUPIAINEN, K., STOJILJKOVIC, A., RITOLA, R., NIEMI, J. AND KOUSA, A., 2015. Liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästöinventaarior pääkaupunkiseudulle. HSY:n julkaisuja 5/2015.

LAPPI, S., LOVÉN, K., RASILA, T. JA PIETARILA, H., 2008. Pääkaupunkiseudun päästöjen leviämismalliselvitys. Energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen, lentoasematoiminnan ja autoliikenteen typenoksidi-, rikkidioksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

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

SNOOP, 2011. Shipping-Induced NO<sub>x</sub> and SO<sub>x</sub> Emissions – operational monitoring network (SNOOP). WP4 – Local scale Dispersion Modeling Study. The Effect of the Ship Emissions to the Local Air Quality in Helsinki and Turku.

Vna 38/2011. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta. Annettu 20.1.2011.

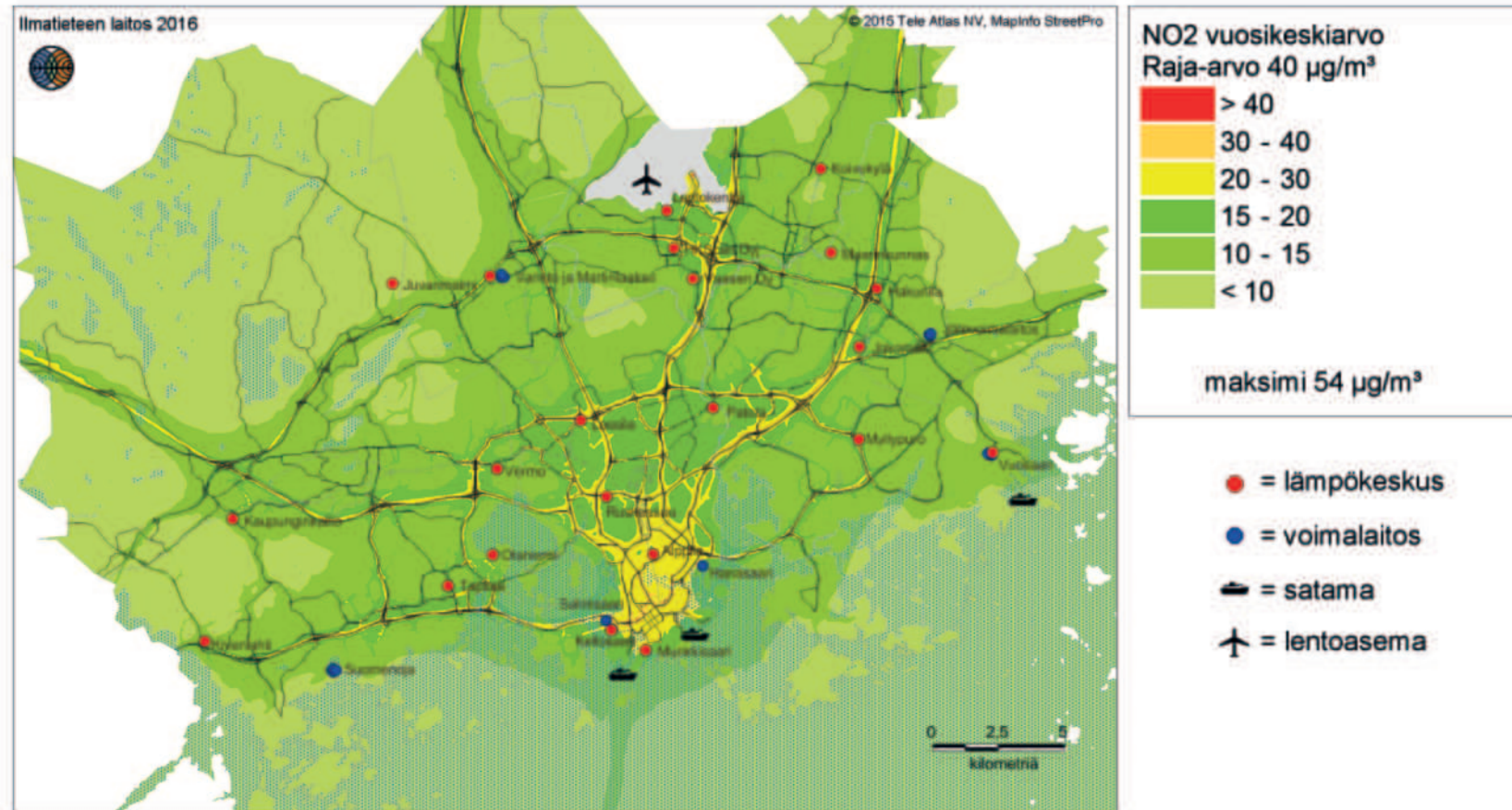
Vnp 480/1996. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvoista. Annettu 19.6.1996.

VTT. LIPASTO, Suomen liikenteen pakokaasupäästöjen ja energiankulutuksen laskentajärjestelmä. <http://lipasto.vtt.fi/>

WHO, 2006. WHO Air quality guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe.

2012/33. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2012/33/EU, annettu 21 päivänä marraskuuta 2012, neuvoston direktiivin 1999/32/EY muuttamisesta meriliikenteessä käytettävien polttoaineiden rikkipitoisuuden osalta.

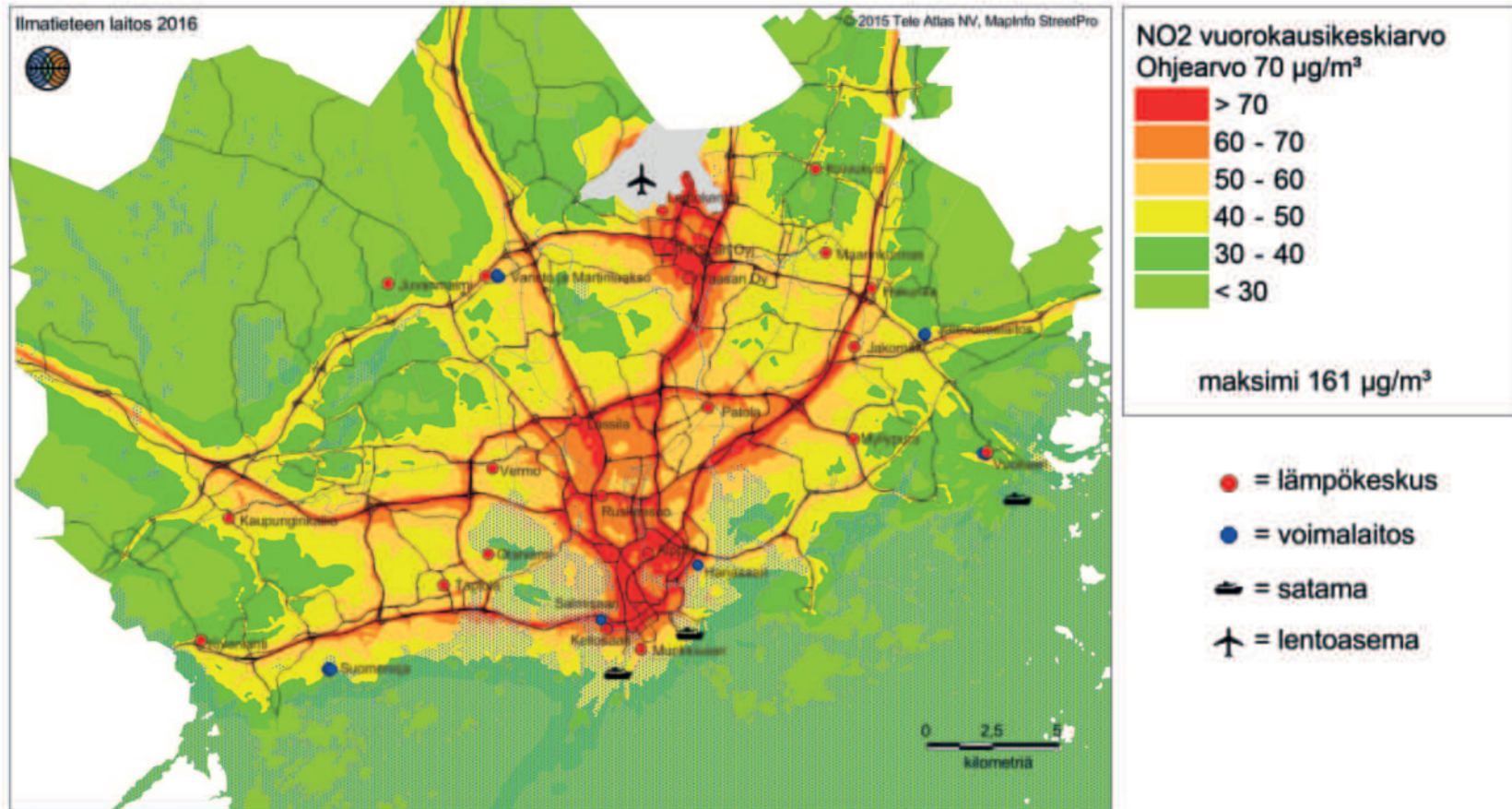
## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 1. Autoliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama typpidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tarkastelujaksolla 2012-2014.

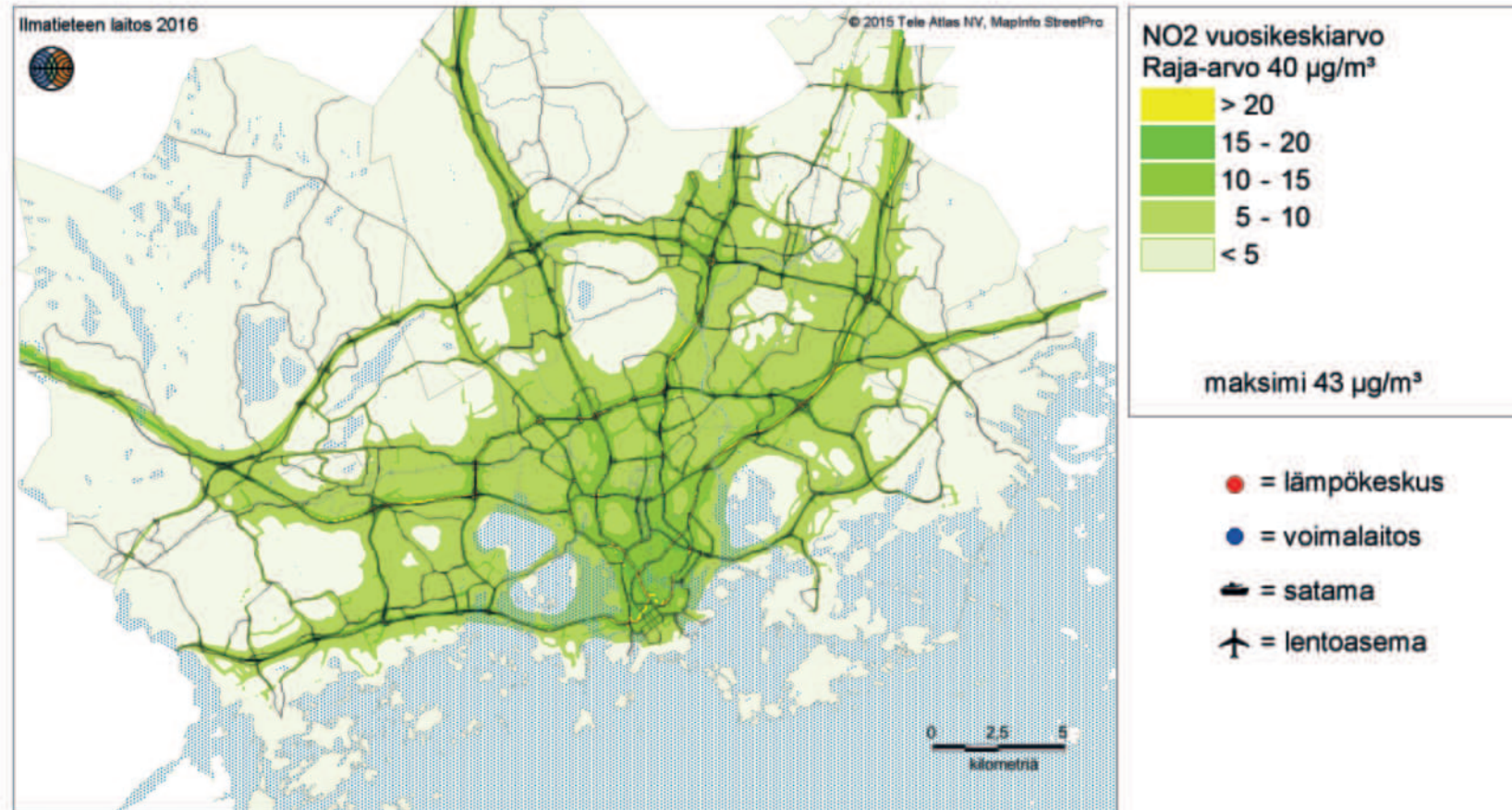


## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



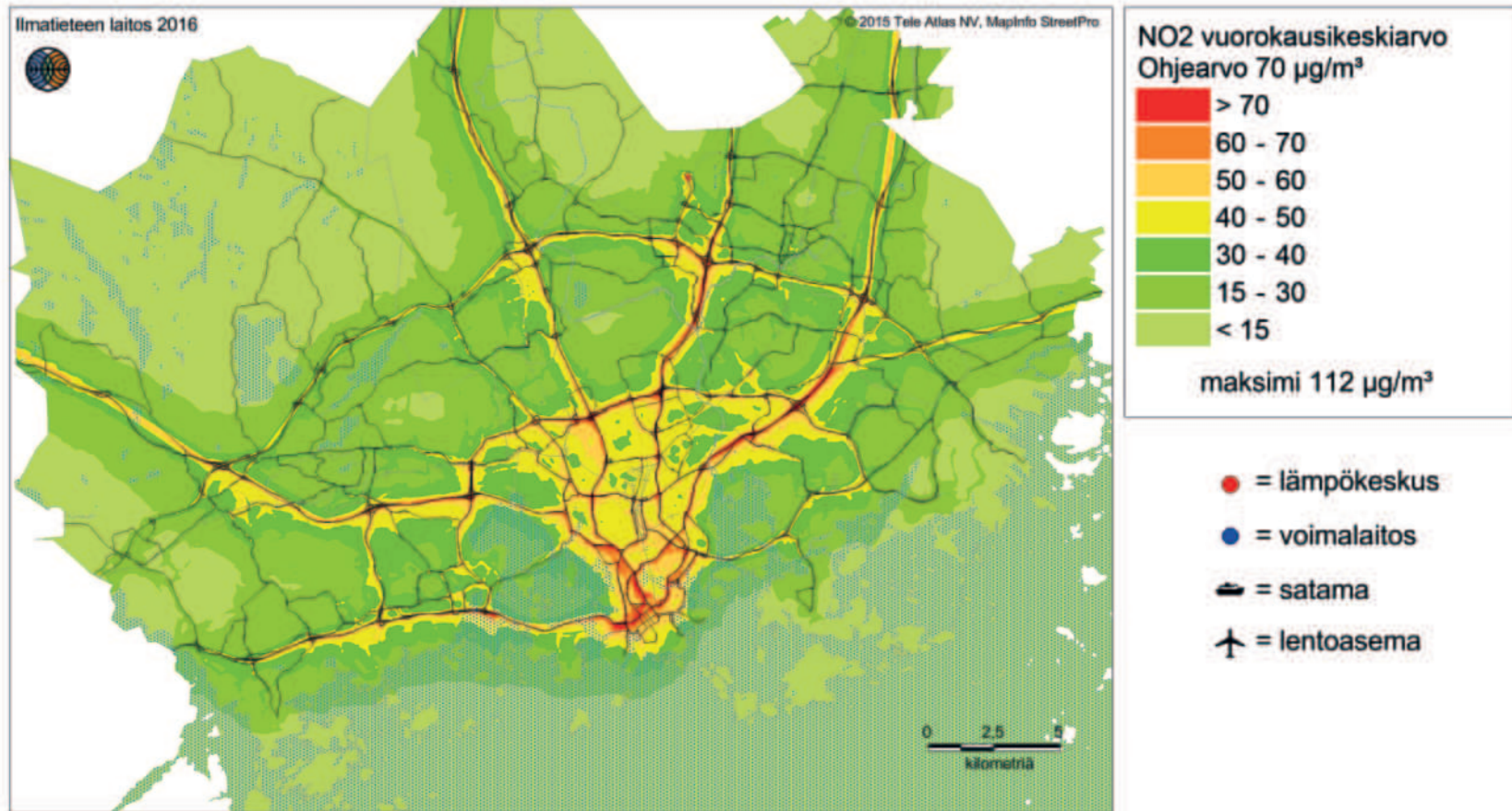
Kuva 2. Autoliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tarkasteluajaksella 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



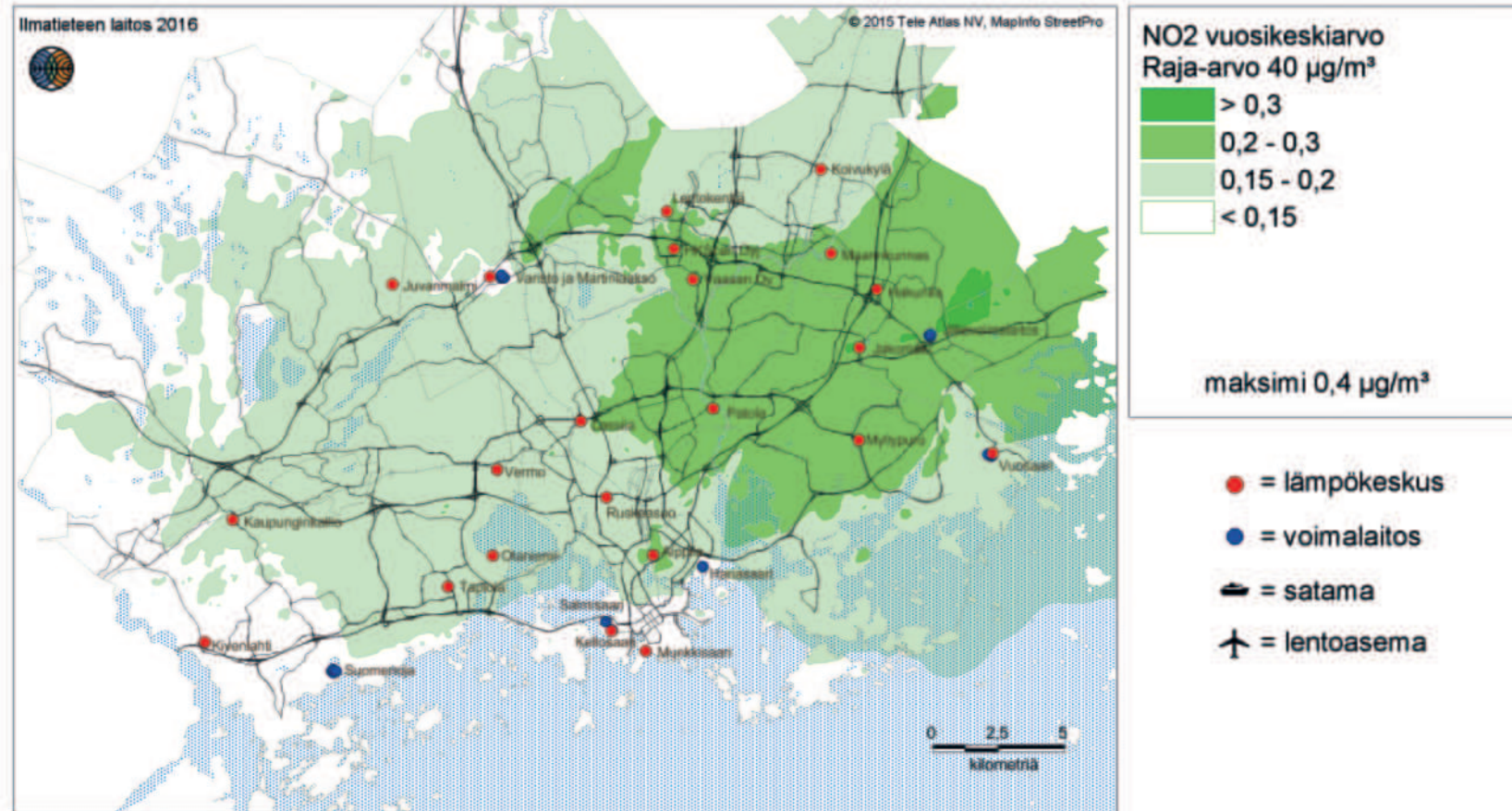
Kuva 3. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



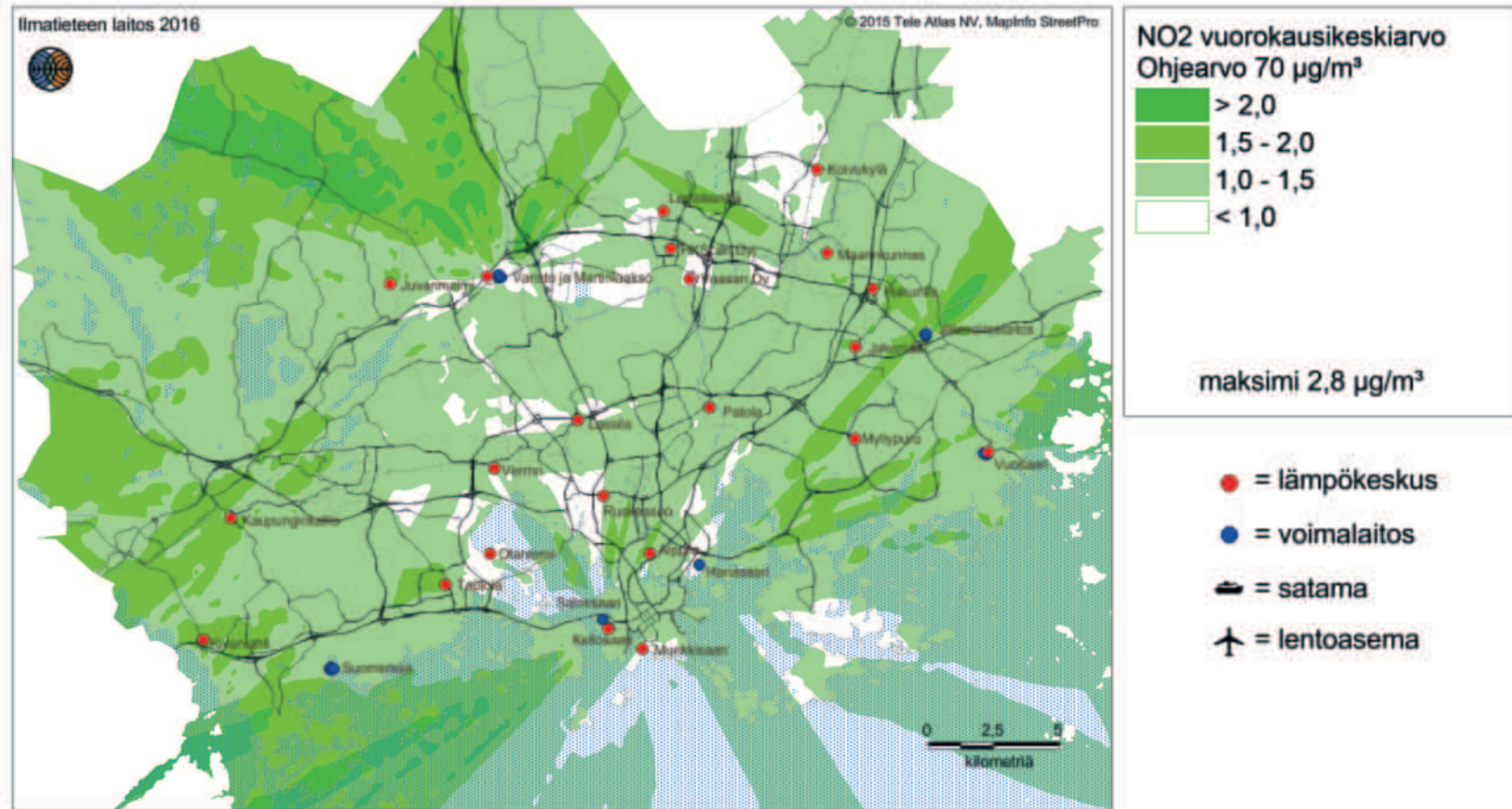
Kuva 4. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



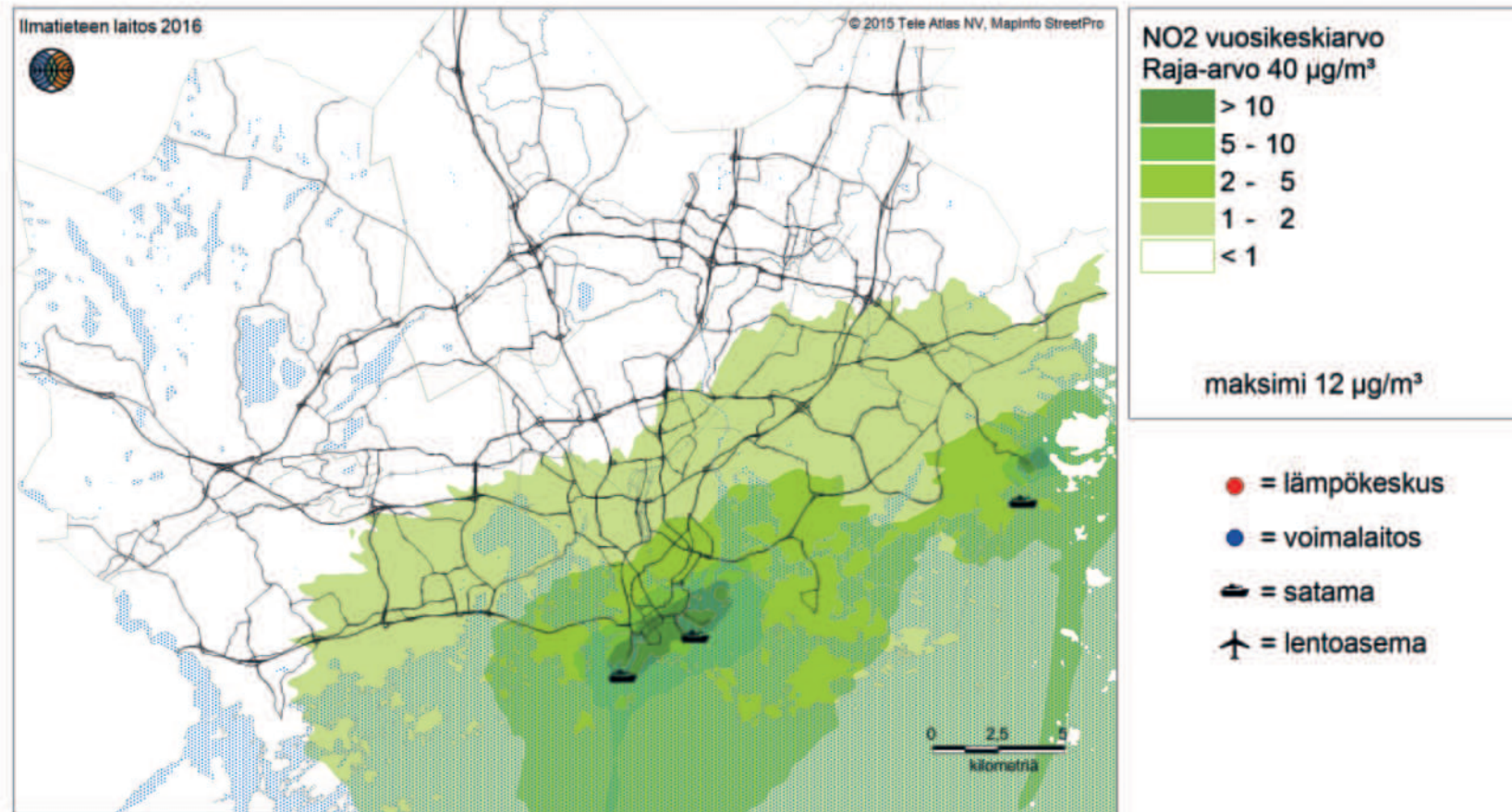
Kuva 5. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



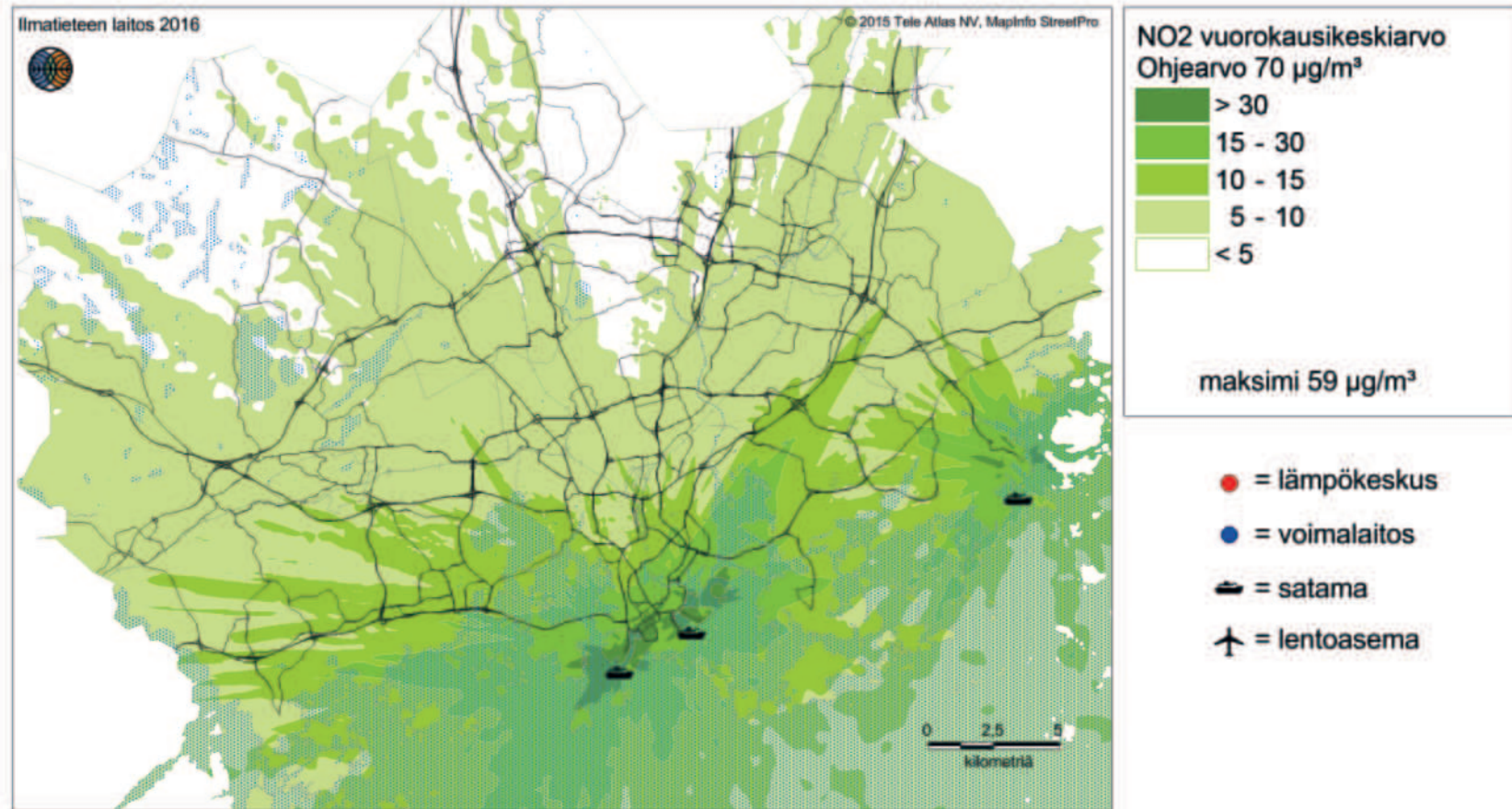
Kuva 6. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



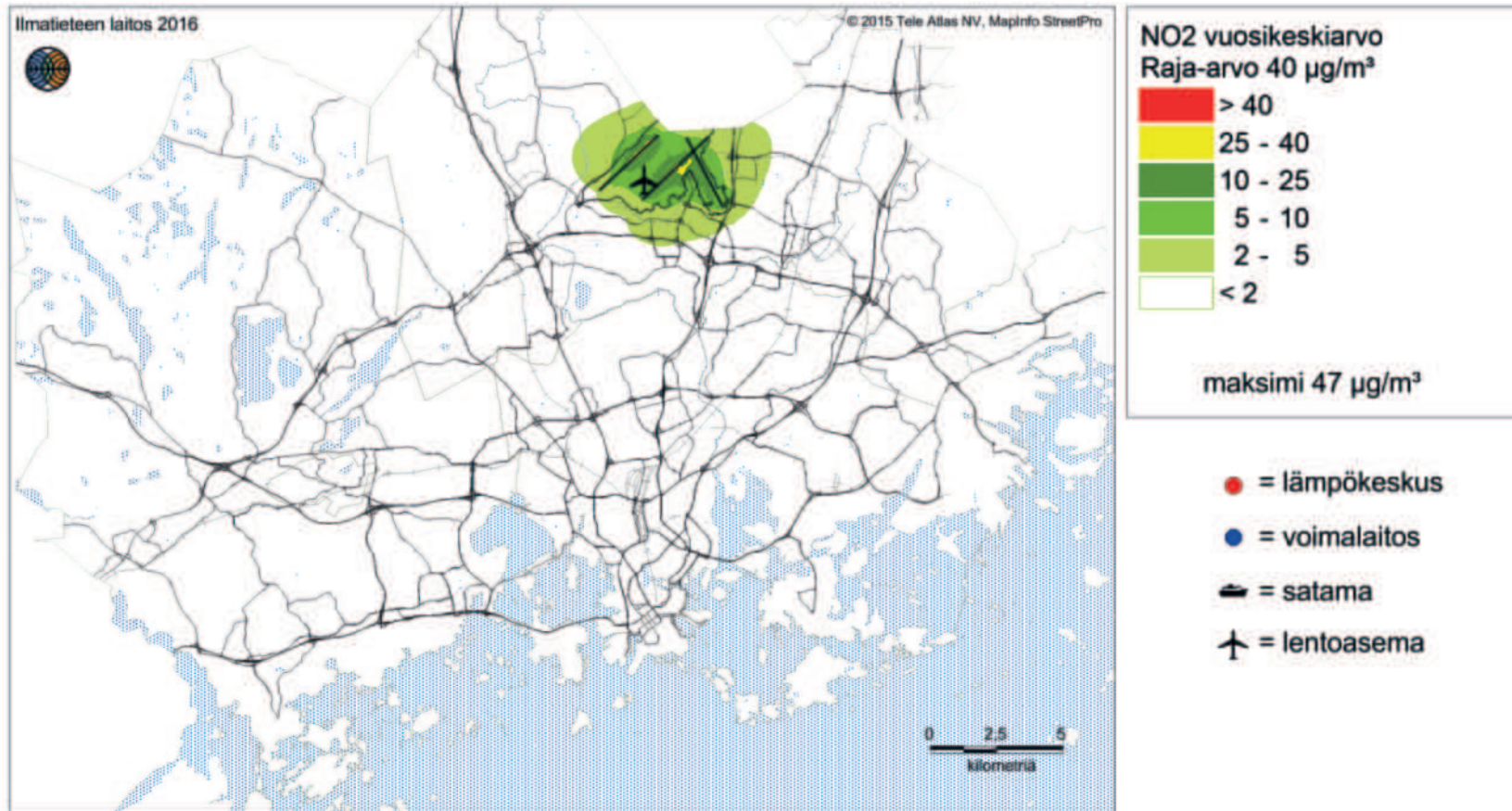
Kuva 7. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 8. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

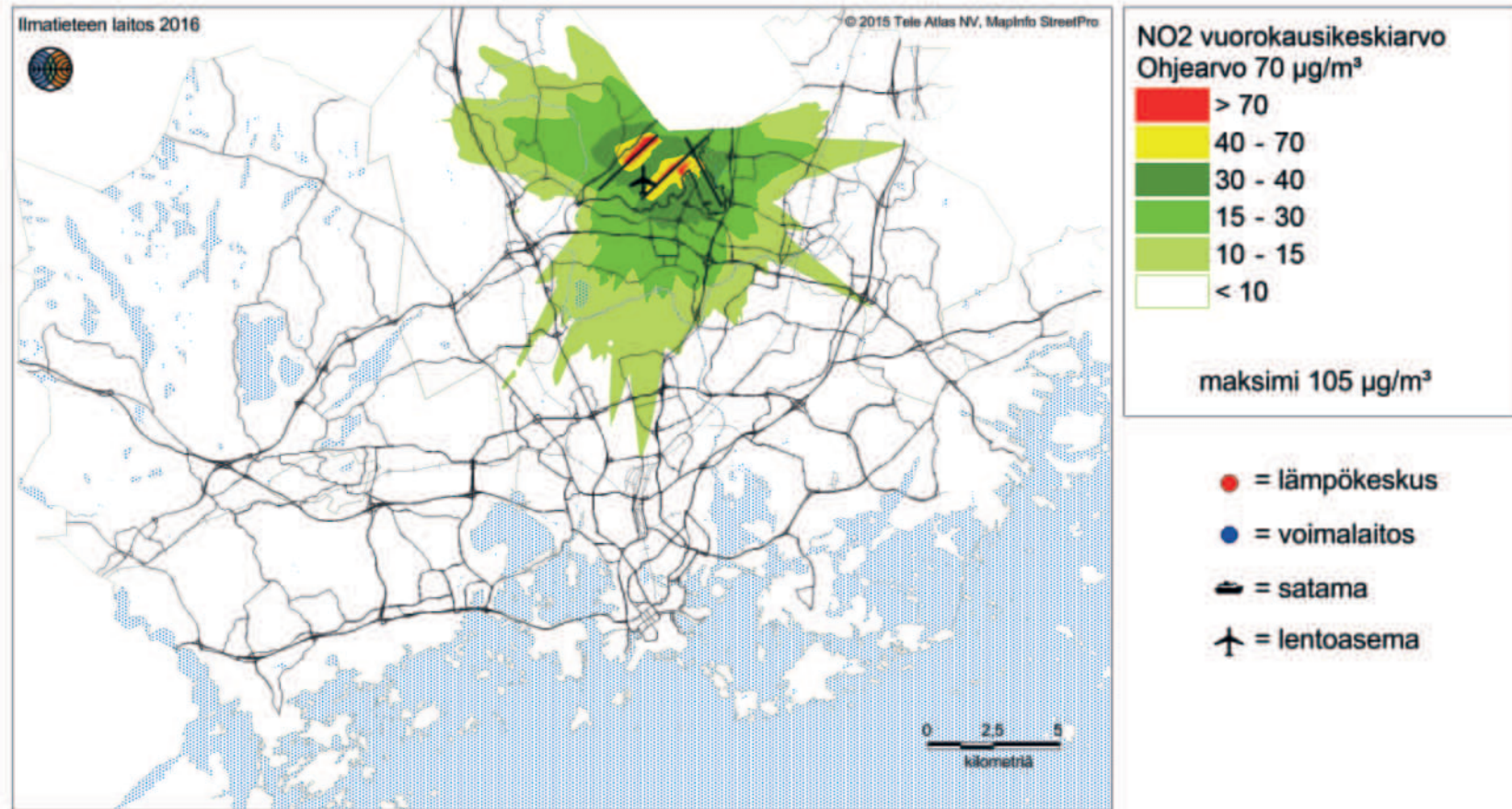
## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 9. Lentokenttätoiminnan ja lentoliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tarkastelujaksolla 2012-2014.

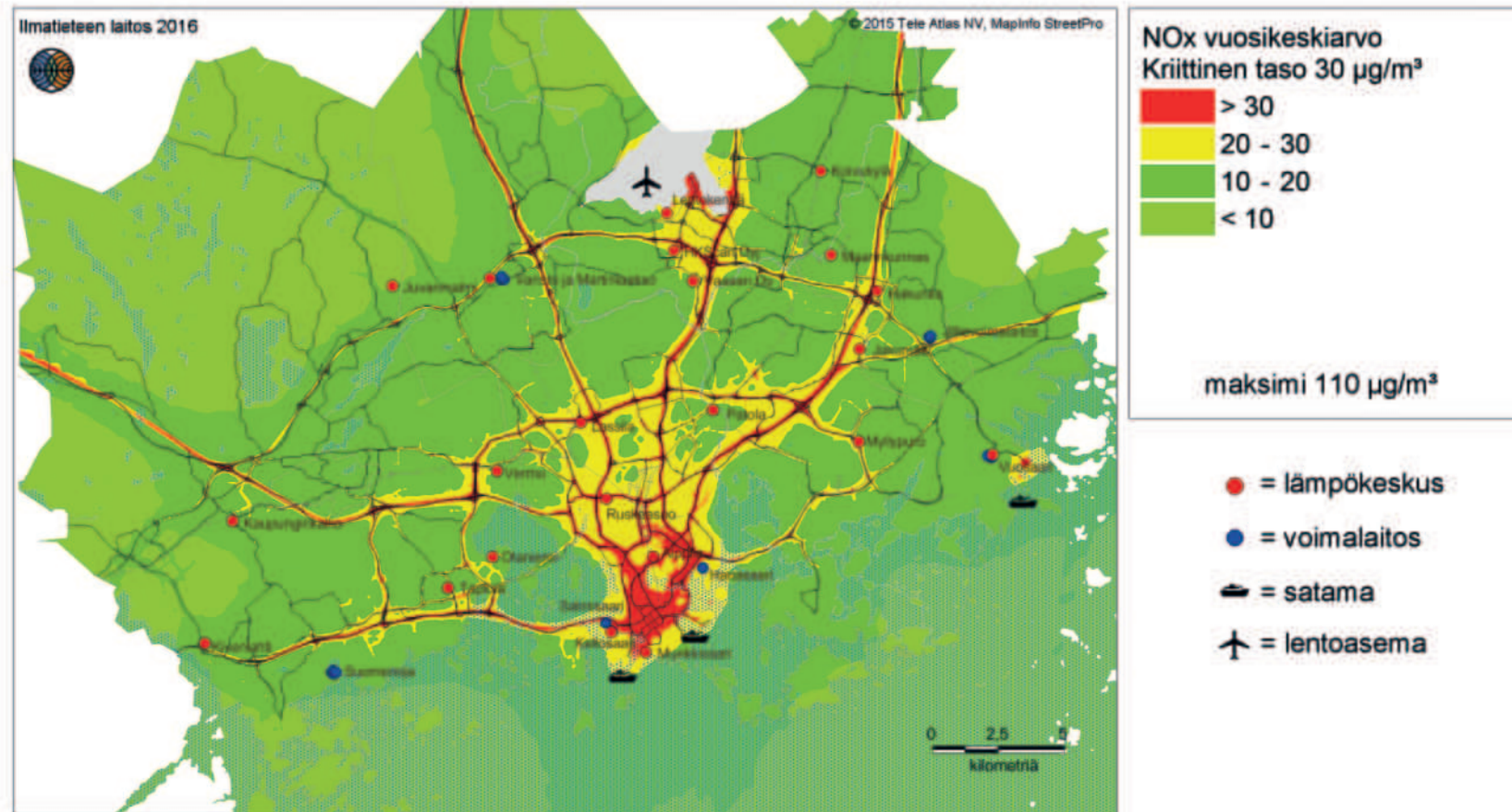


## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



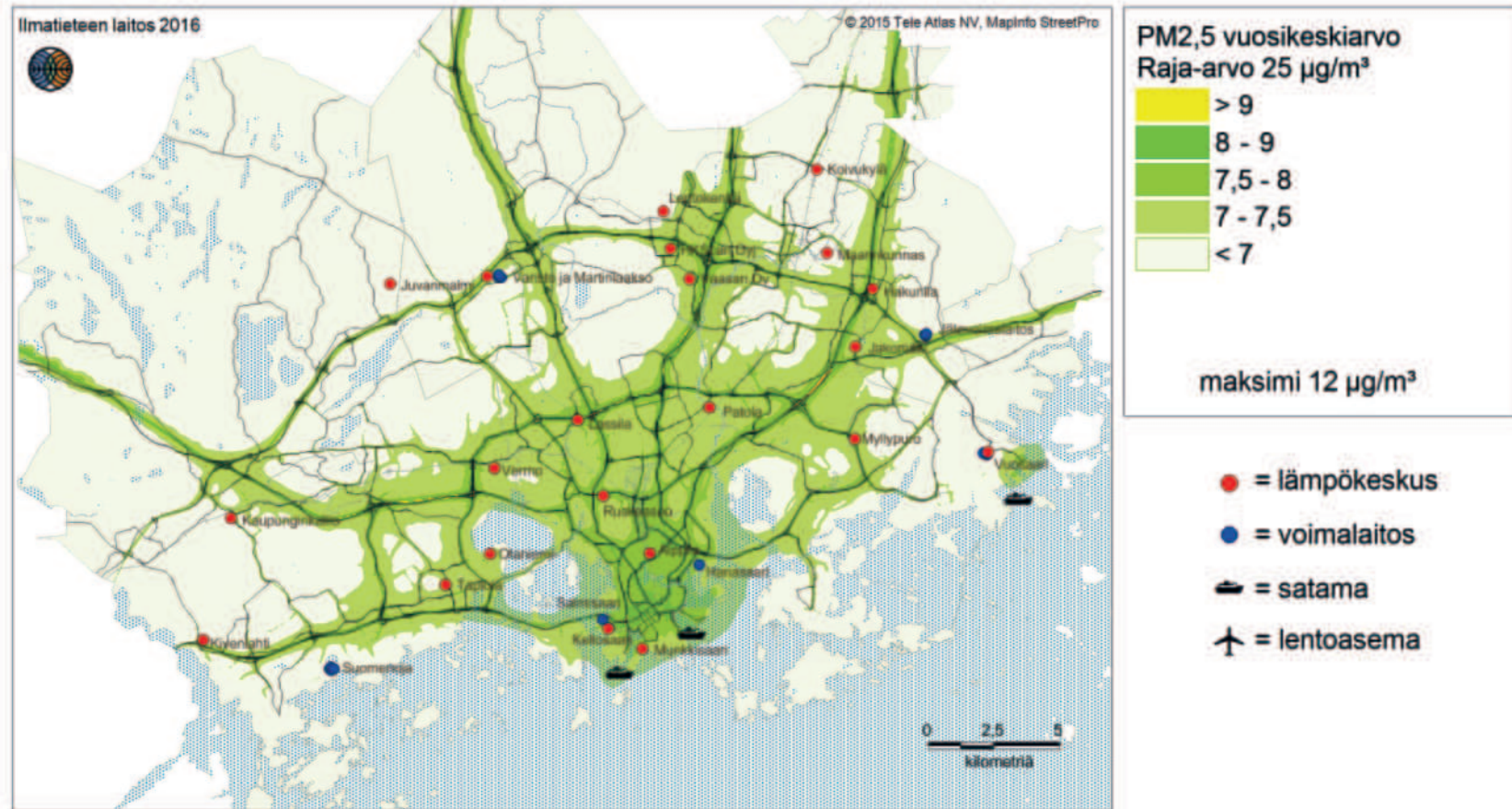
Kuva 10. Lentokenttätoiminnan ja lentoliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



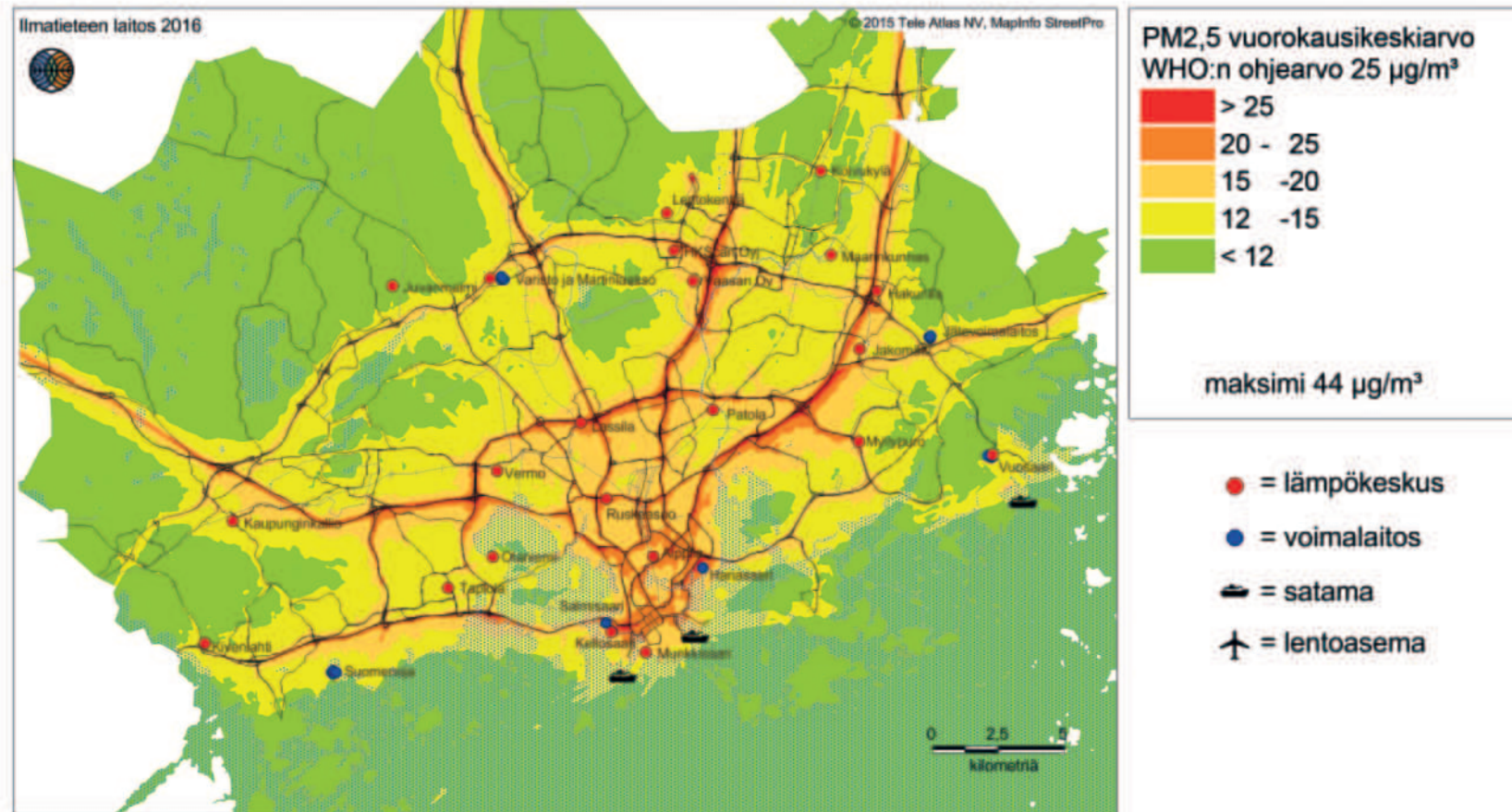
Kuva 11. Autoliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen ja lentoasematoiminnan päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama typenoksidien korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



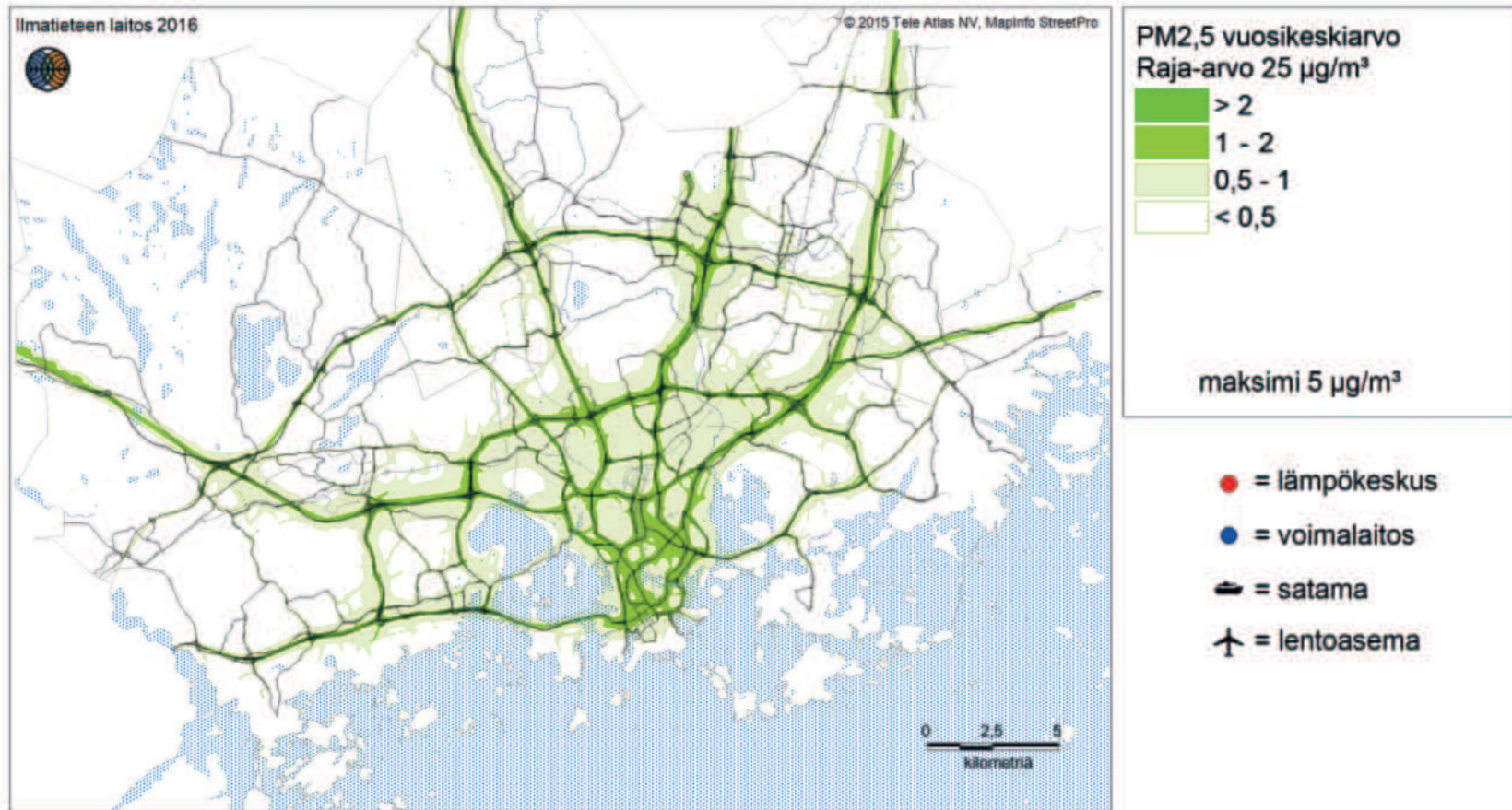
Kuva 12. Autoliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



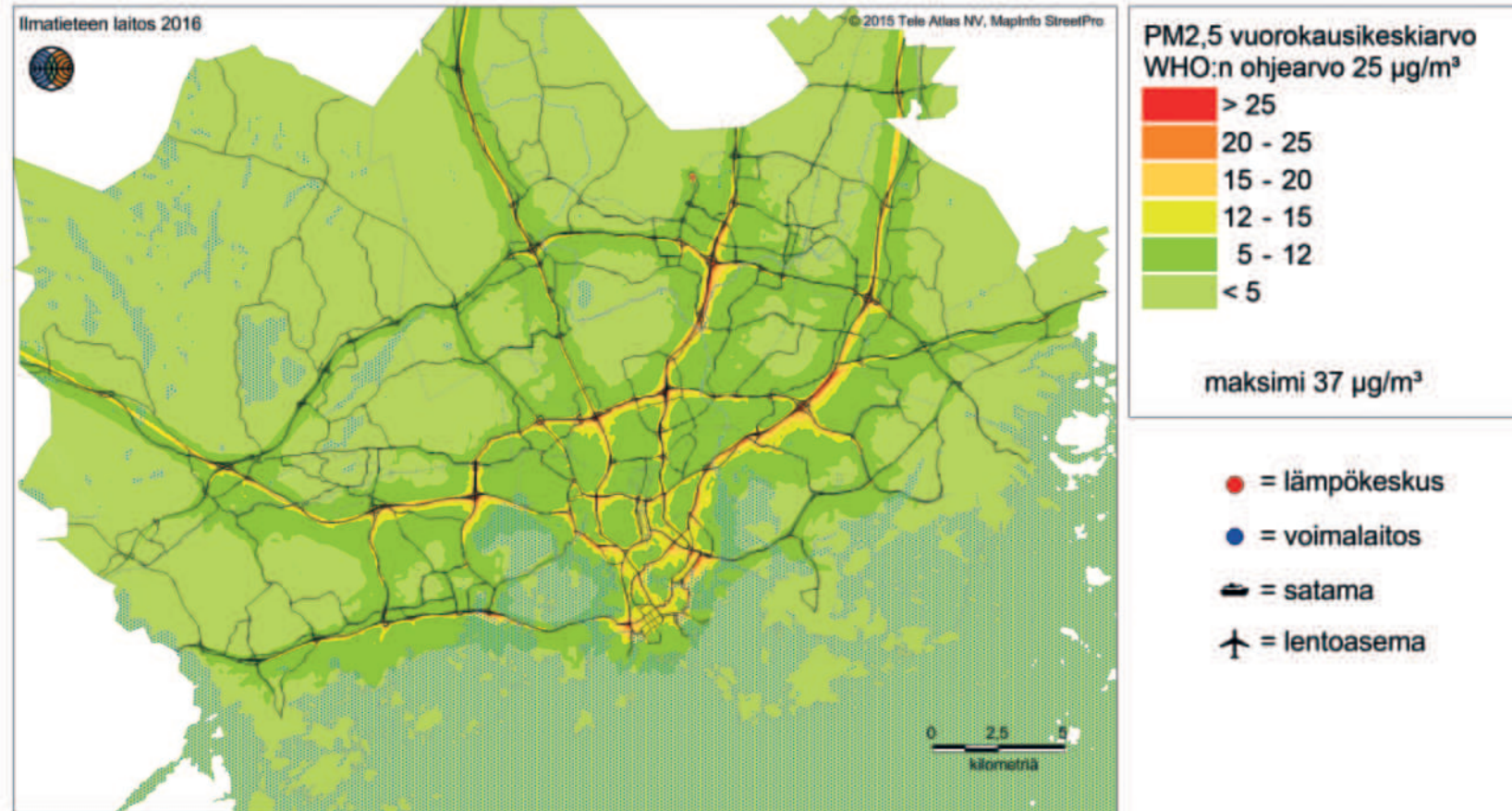
Kuva 13. Autoliikenteen, energiantuotannon, satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama pienhiukkasten korkein WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



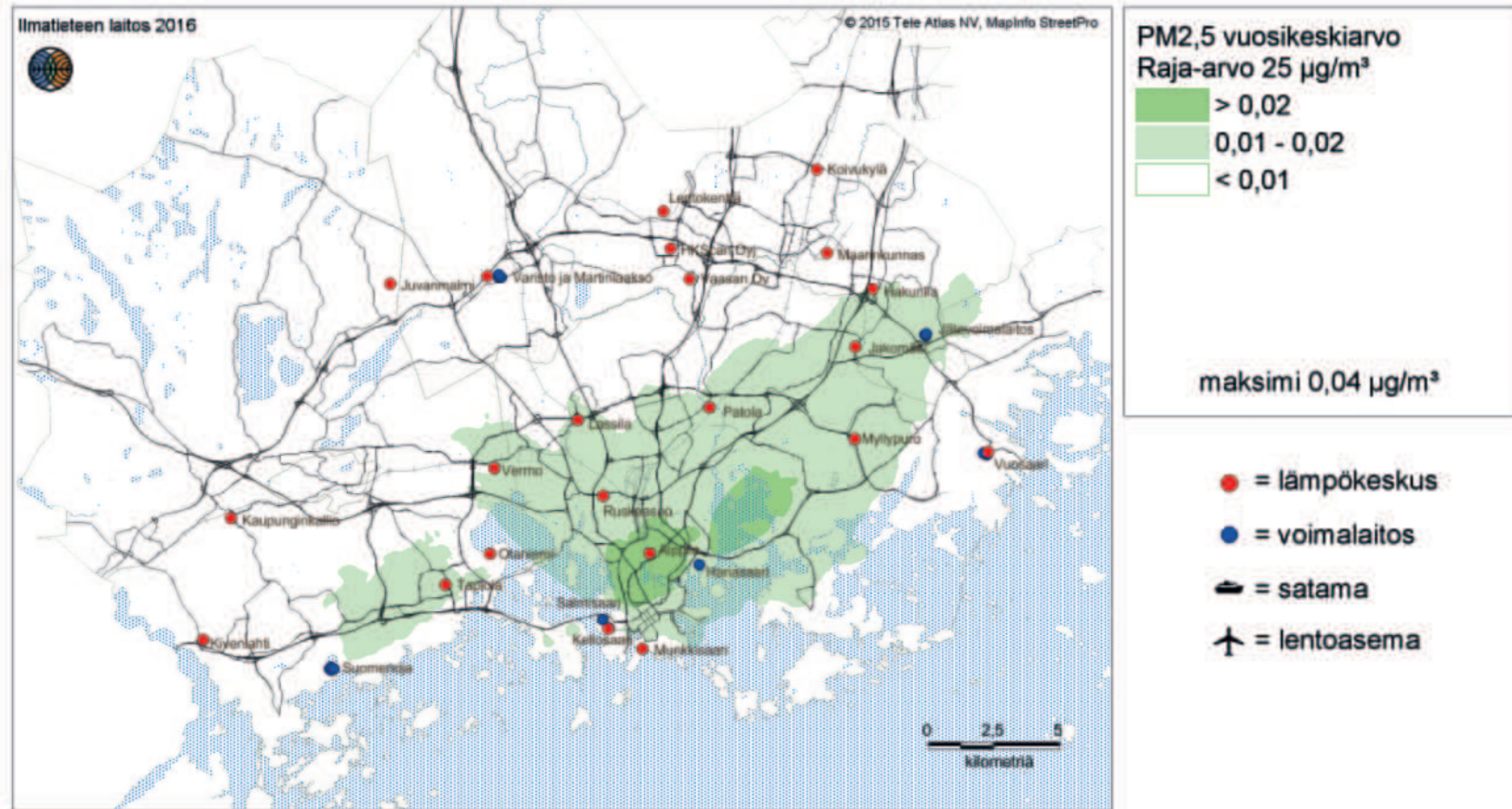
Kuva 14. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



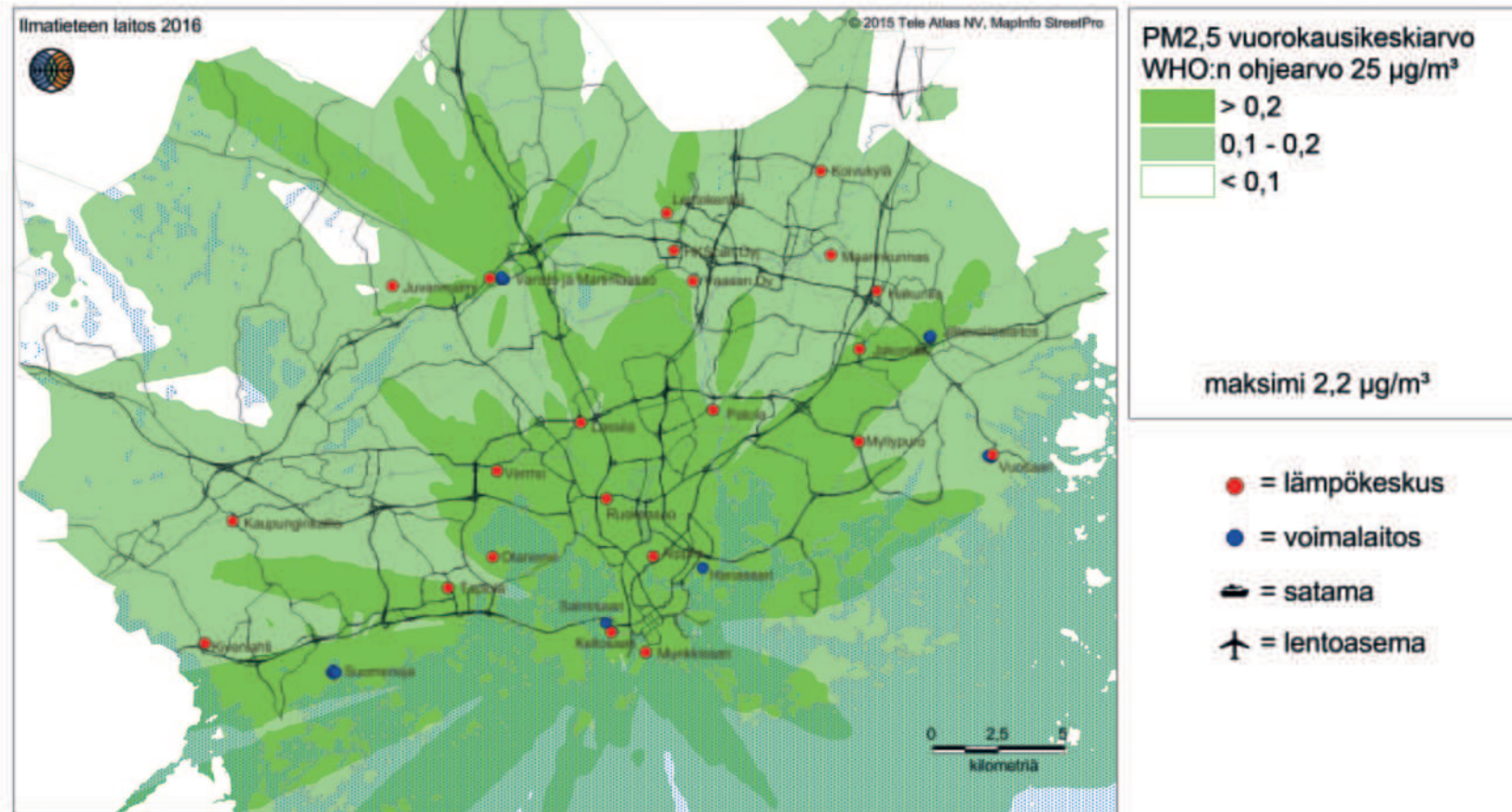
Kuva 15. Autoliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 16. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

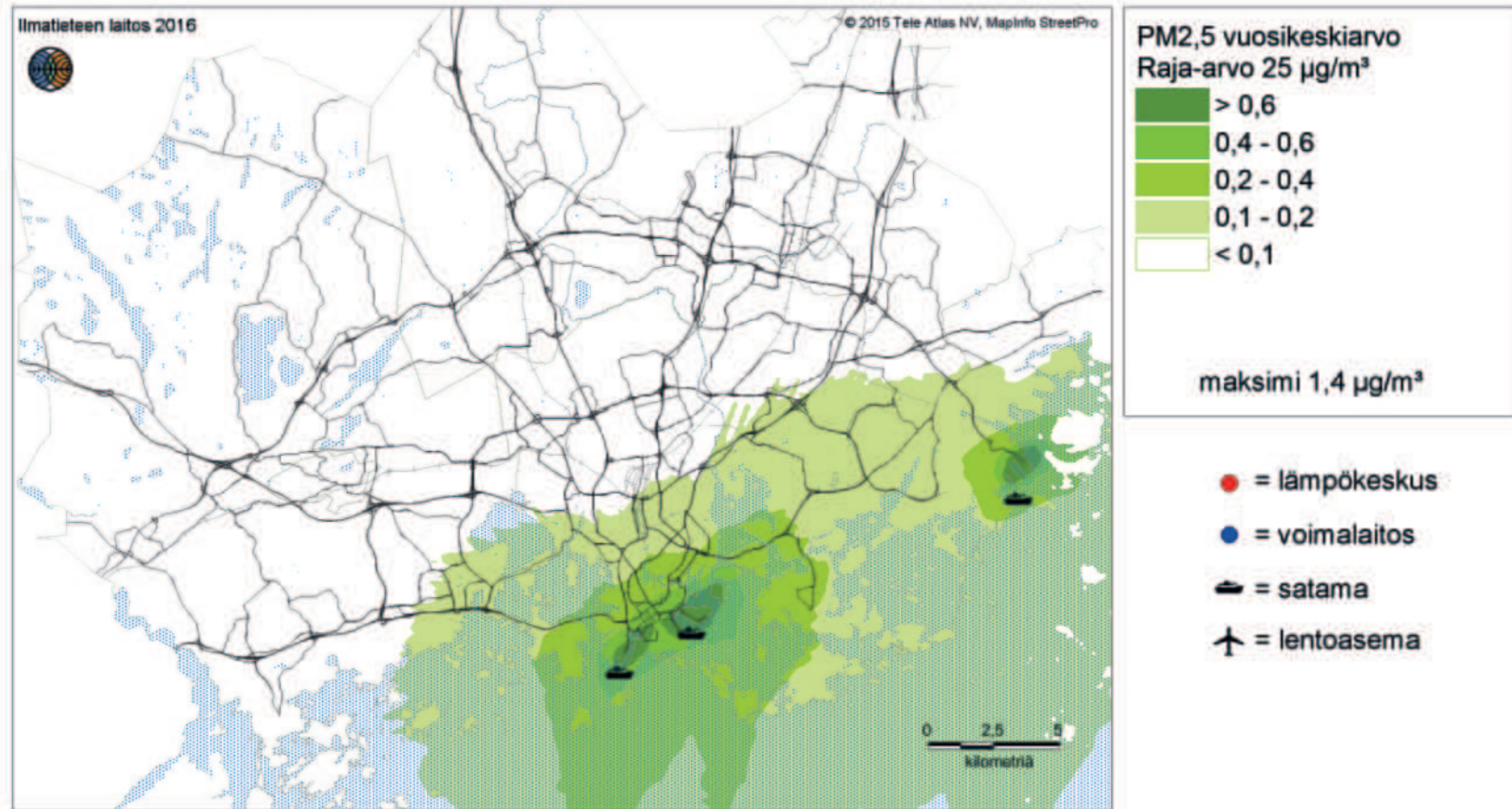
## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 17. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

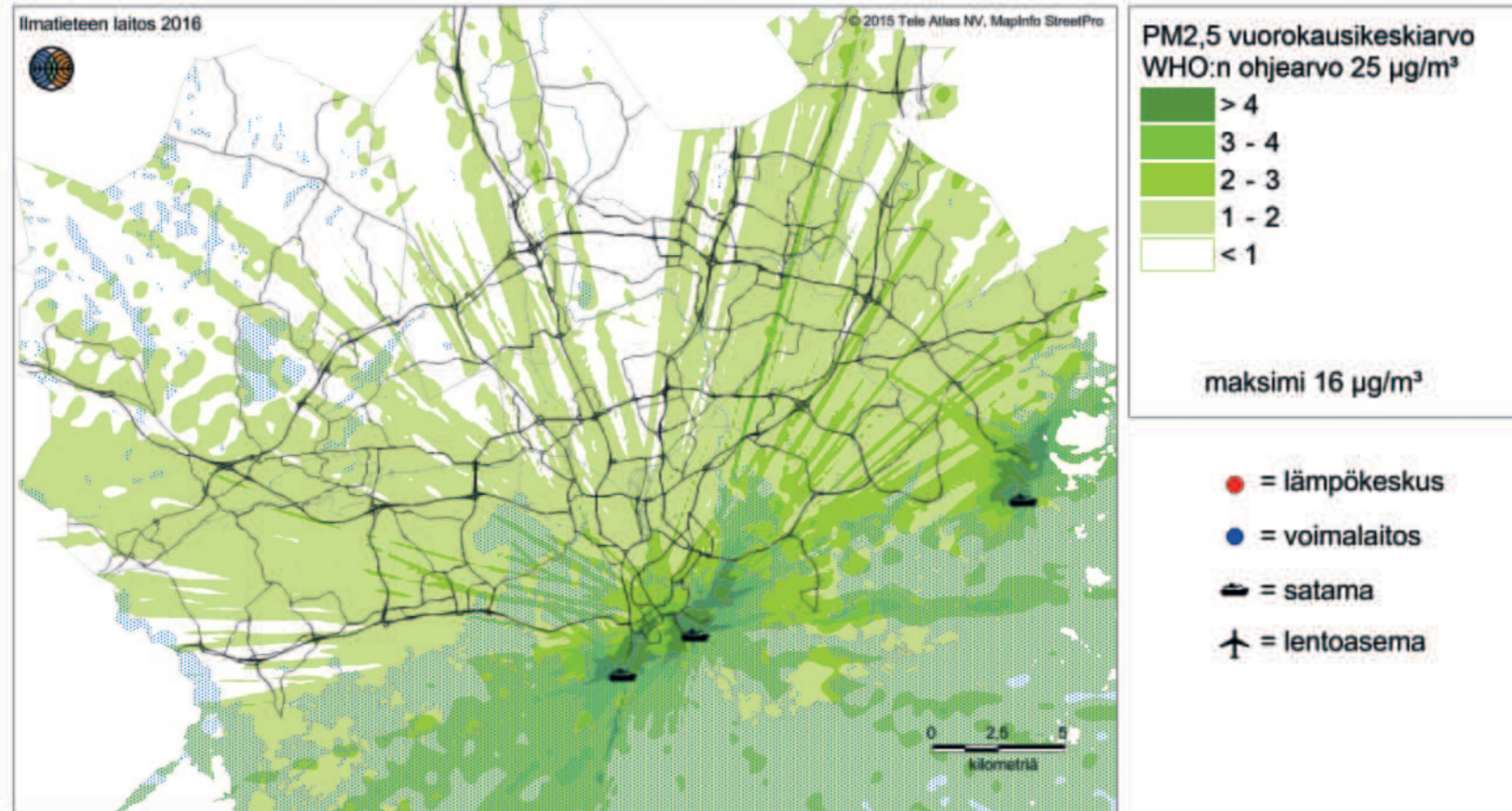


## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



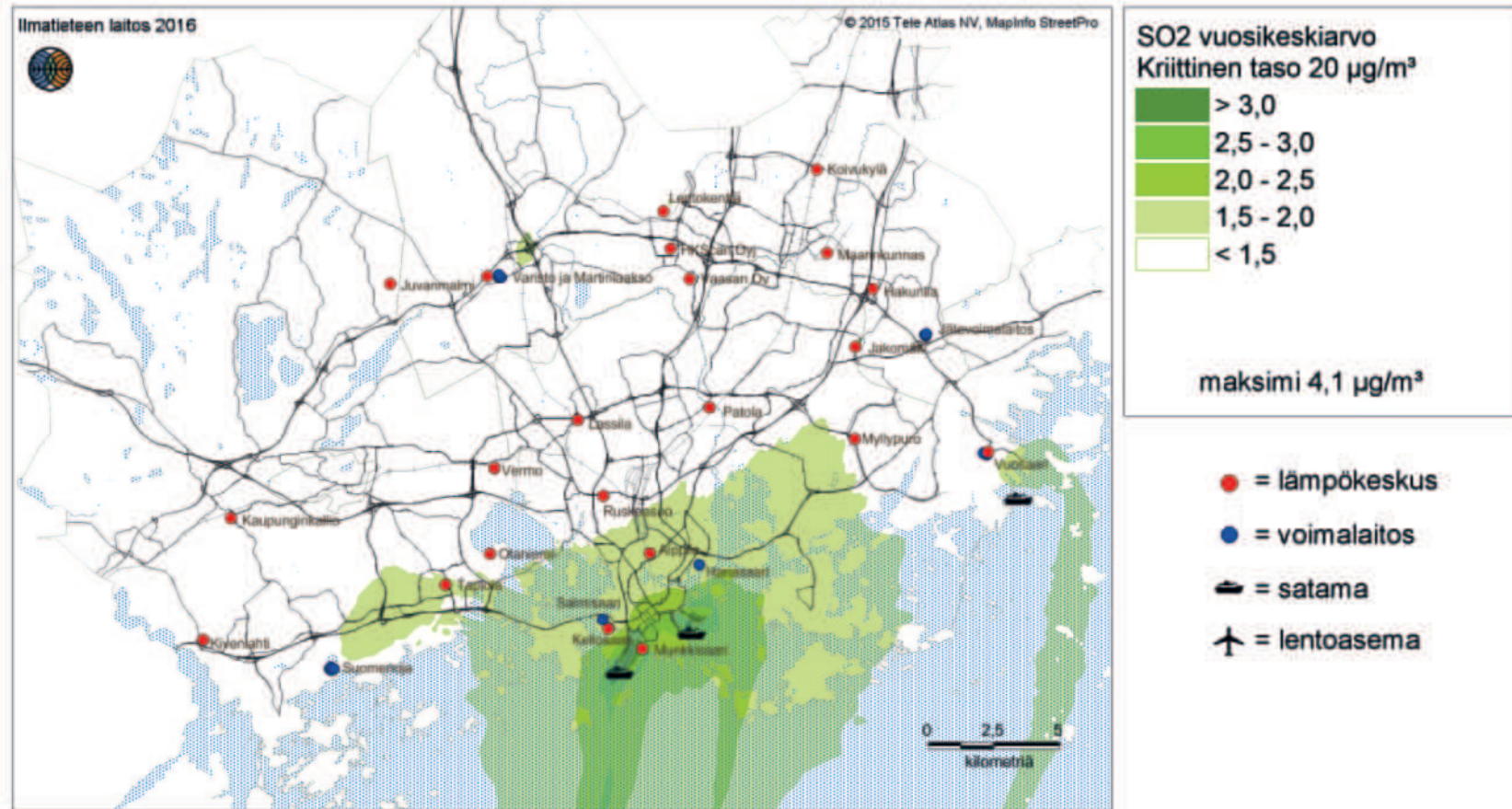
Kuva 18. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



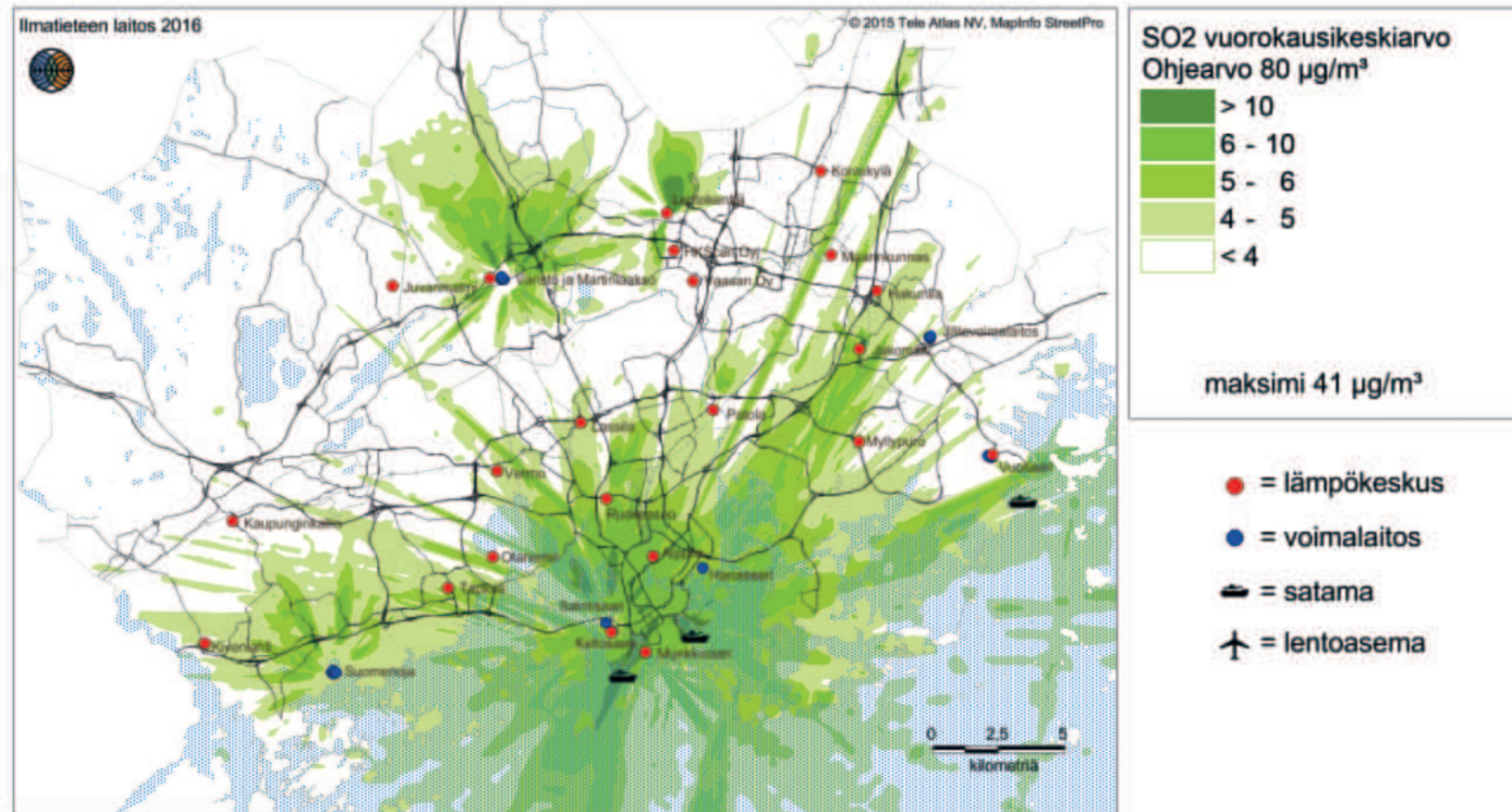
Kuva 19. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama pienhiukkasten korkein WHO:n vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



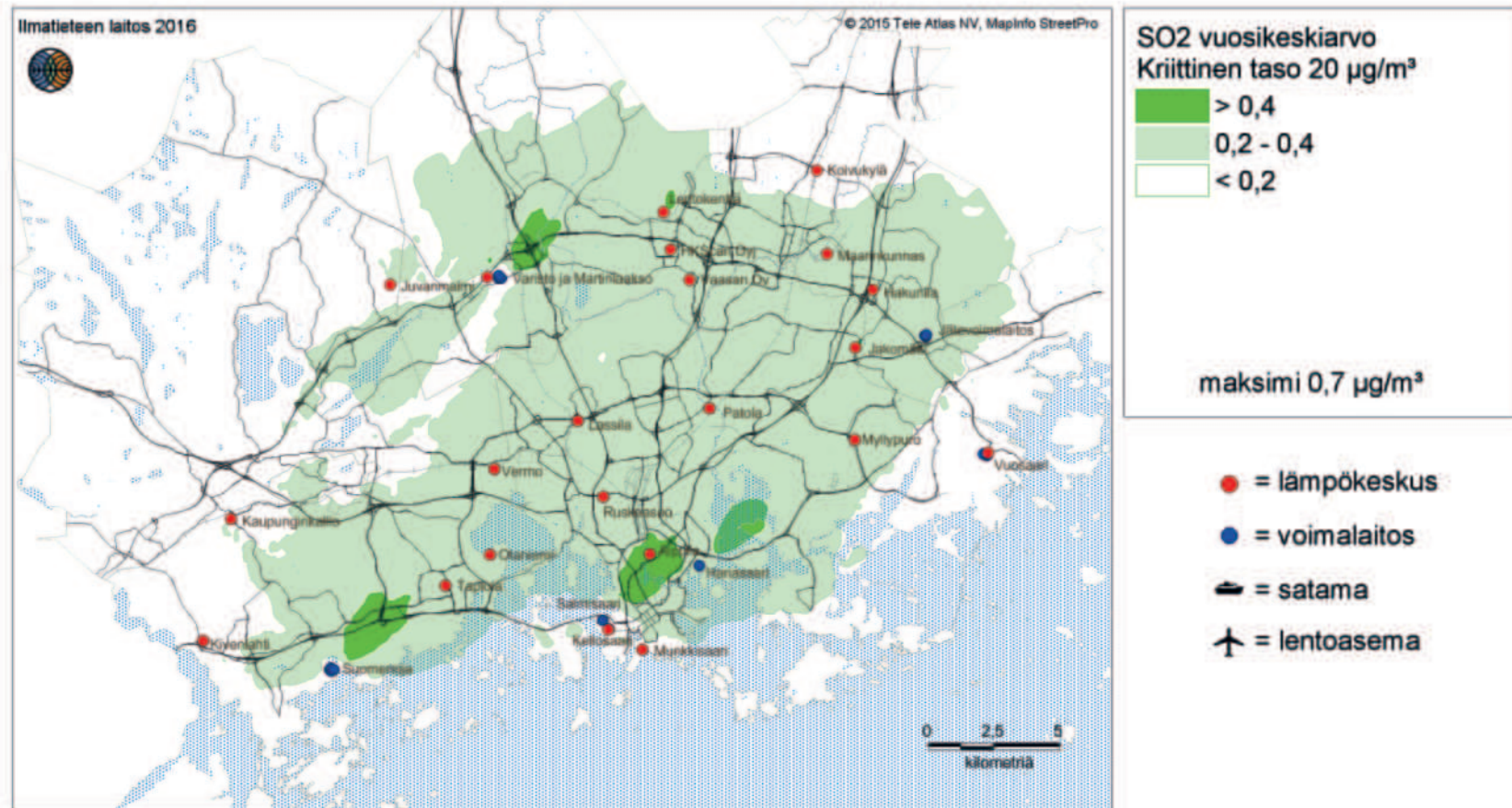
Kuva 20. Energiantuotannon, satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama rikkidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



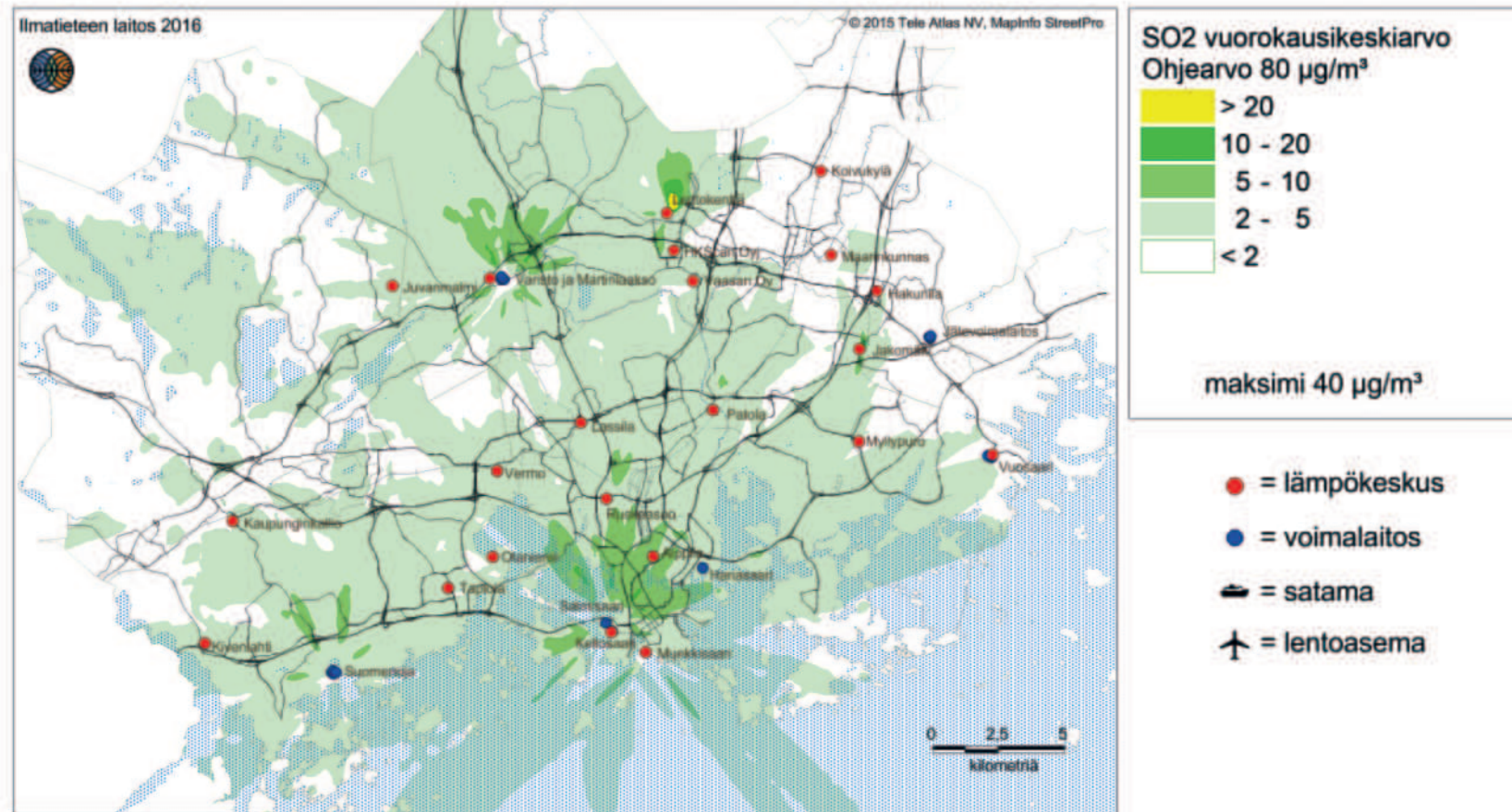
Kuva 21. Energiantuotannon, satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen sekä alueellisen taustapitoisuuden aiheuttama rikkidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



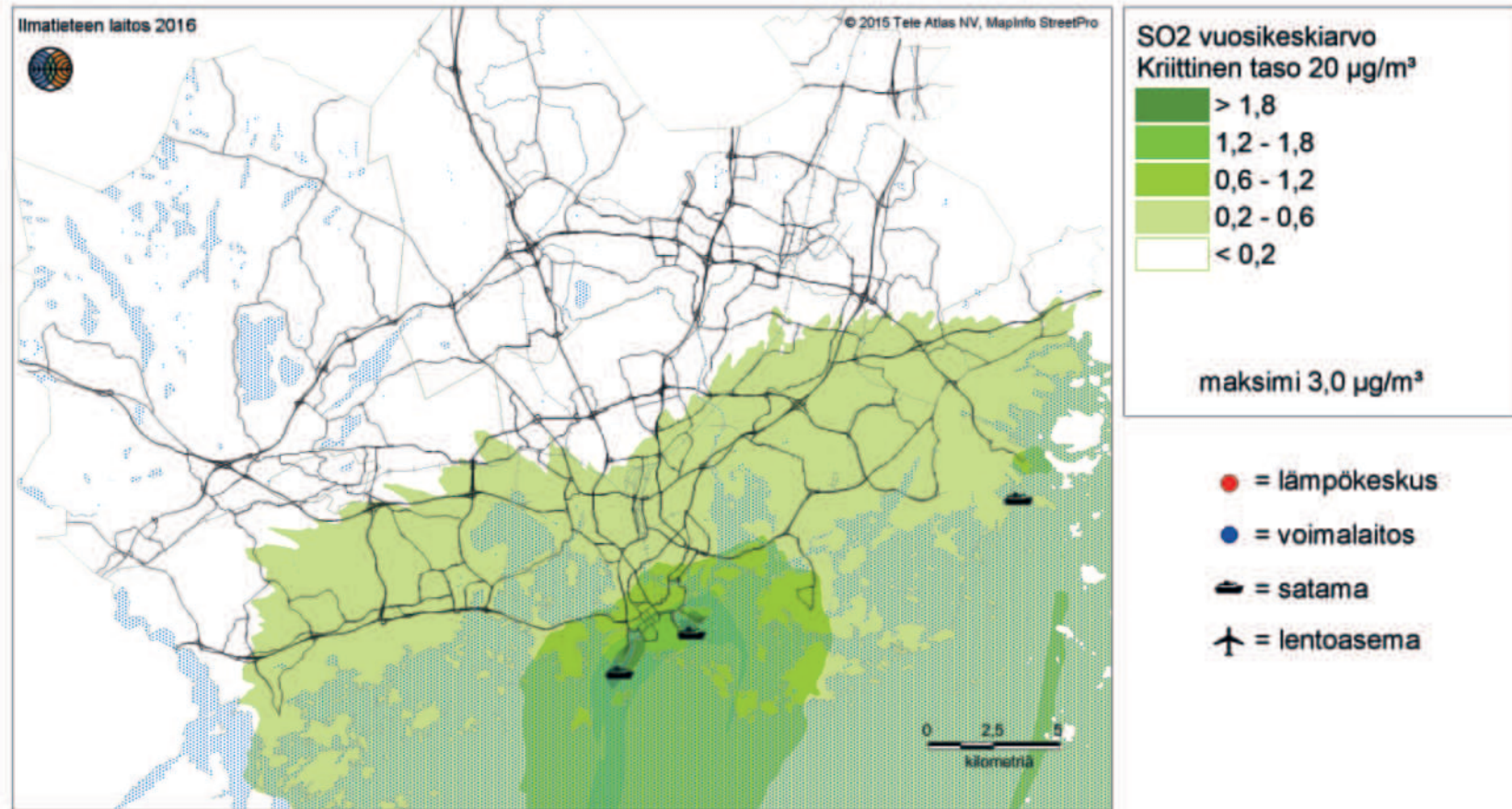
Kuva 22. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama rikkidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



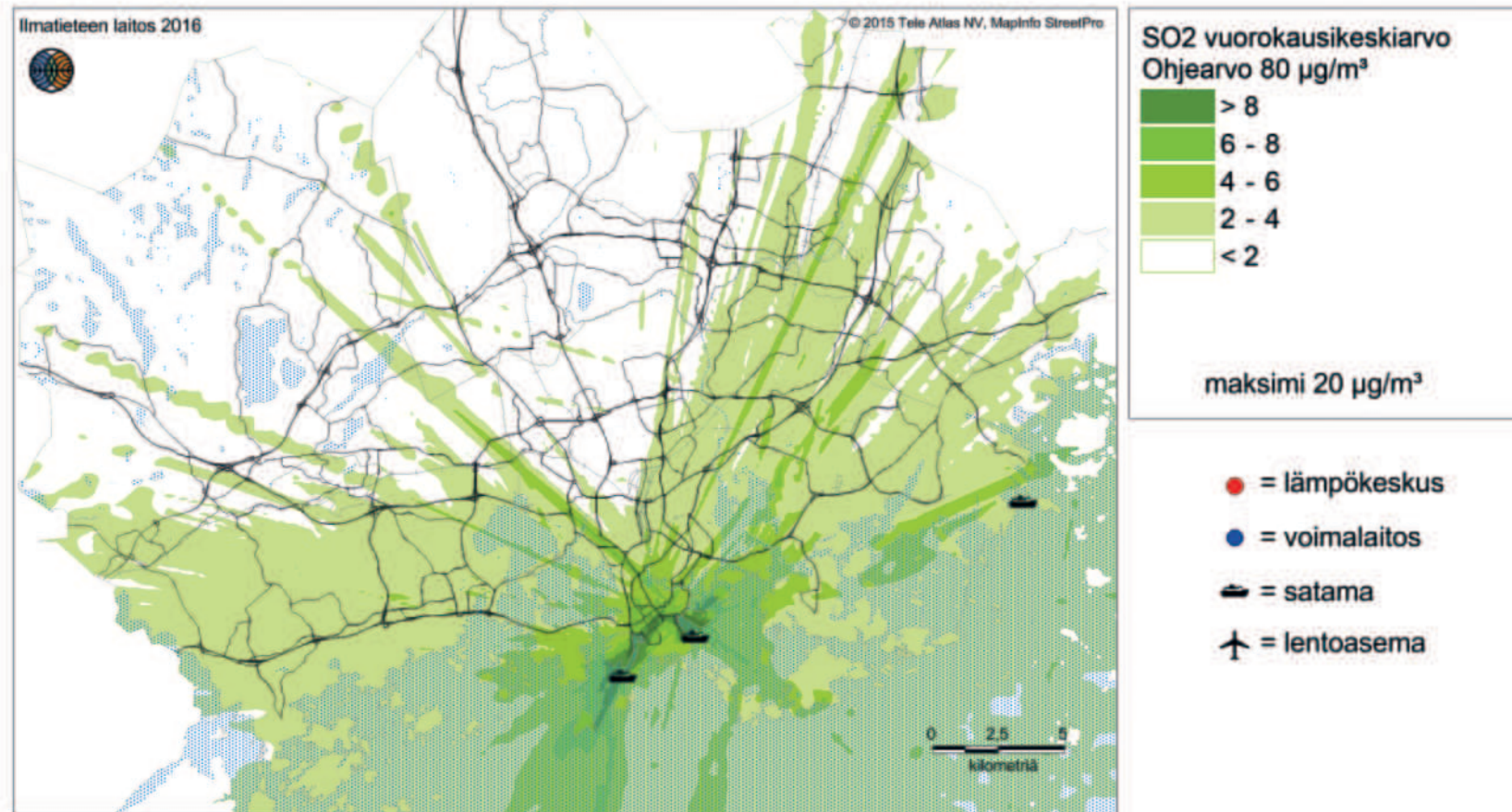
Kuva 23. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama rikkidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 24. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama rikkidioksidin korkein vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

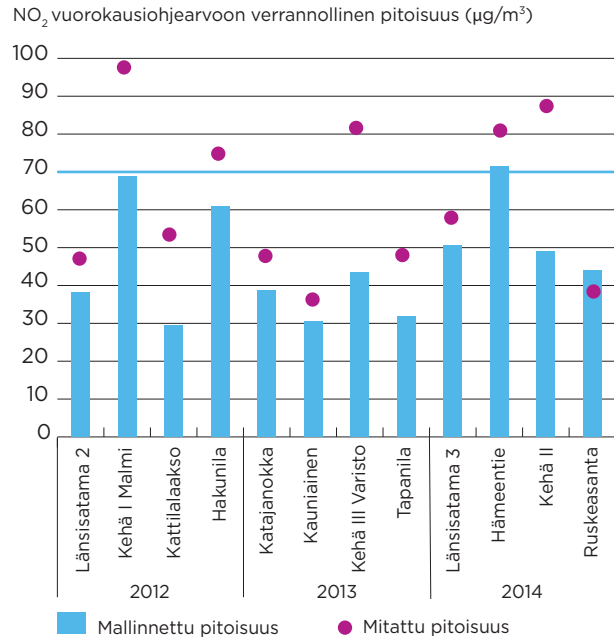
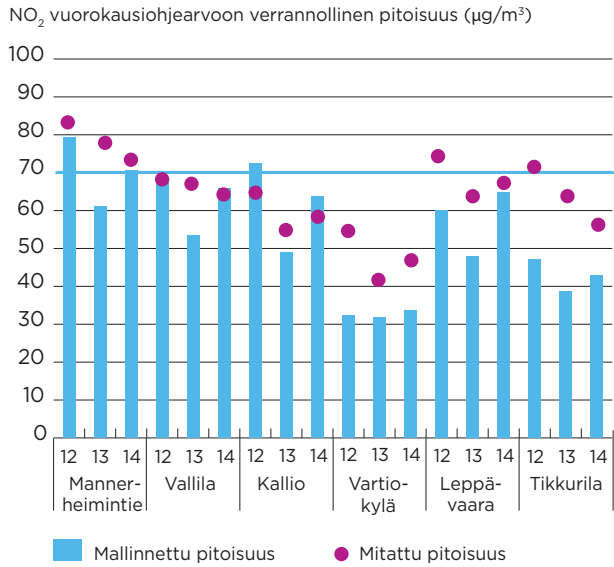
## PÄÄKAUPUNKISEUDUN PÄÄSTÖJEN LEVIÄMISMALLILASKELMAT



Kuva 25. Satamatoiminnan ja laivaliikenteen päästöjen aiheuttama rikkidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus (µg/m<sup>3</sup>) tarkastelujaksolla 2012-2014.

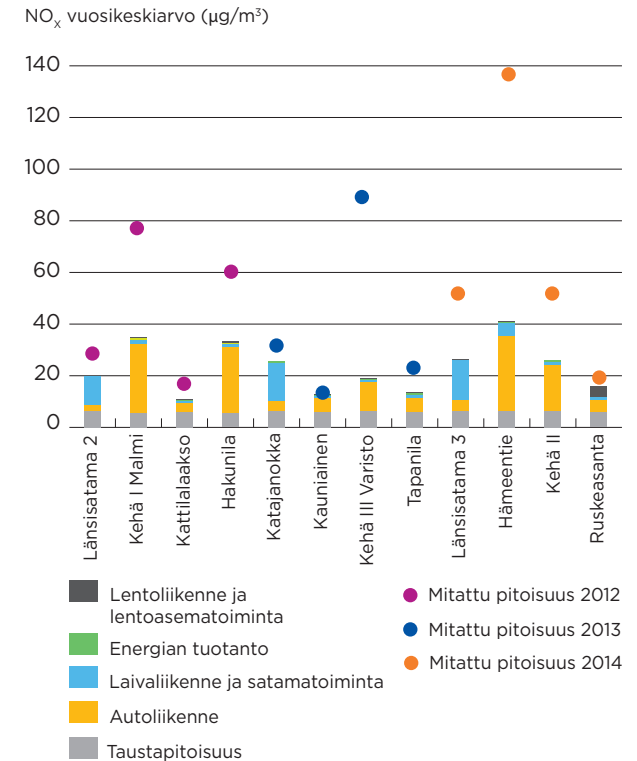
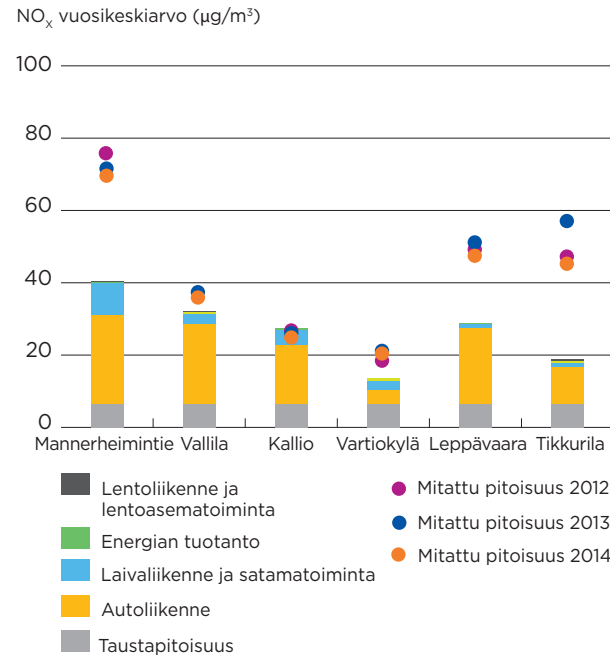


# Liite 26



## Liite 27

Mallinnetut typenoksidipitoisuudet ovat vilkkaasti liikennöityjen teiden lähellä sijaitsevilla mitausasemilla (mm. Kehä I Malmi, Kehä II, Kehä III Varisto, Tikkurila) selvästi pienemmät kuin mitatut pitoisuudet. Typpidioksidin osalta mallinnetut pitoisuudet eivät poikkea mitatuista pitoisuuksista yhtä paljon. Typenoksidipitoisuuksien mallintamisessa ei ole mukana kemiallista muutunutta, vaan malli laskee annetun päästötiedon perusteella suoraan typenoksidipitoisuudet. Kemiallinen muutunutta on sen sijaan mukana typpidioksidipitoisuuksien ( $\text{NO}_2$ ) mallintamisessa, missä otsonin ja typen oksidien reaktioissa muodostuu lisää typpidioksidia (kts. kappale 6.4.). Liikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidipitoisuus muodostuu typenoksidipäästön suoran typpidioksidin osuudesta (vakio) ja kemiallisen muutunnan kautta muodostuneesta osuudesta.







ILMATIETEEN LAITOS

ILMATIETEEN LAITOS  
Asiantuntijapalvelut  
Ilmanlaatu ja energia  
Erik Palménin aukio 1  
00560 Helsinki