

VALKEAKOSKEN TYPENOKSIDI-, HIUKKAS- JA  
HAISEVIEN RIKKIYHDISTEPÄÄSTÖJEN  
LEVIÄMISLASKELMAT

Timo Rasila  
Harri Pietarila  
Risto Pesonen



ILMATIETEEN LAITOS  
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

**VALKEAKOSKEN TYPENOKSIDI-, HIUKKAS- JA  
HAISEVIEN RIKKIYHDISTEPÄÄSTÖJEN  
LEVIÄMISLASKELMAT**

**Timo Rasila  
Harri Pietarila  
Risto Pesonen**

## VALKEAKOSKEN TYPENOKSIDI-, HIUKKAS- JA HAISEVIEN RIKKIYHDISTEPÄÄSTÖJEN LEVIÄMISLASKELMAT

**TIIVISTELMÄ** - Tutkimuksessa kartoitettiin Valkeakosken keskeisiltä asuin- ja teollisuusalueilta energiantuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen typenoksidipäästöt sekä UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n haisevien rikkiyhdisteiden päästöt vuodelle 2002. Päästöjen aiheuttamat alueelliset typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) ja typen oksidien (NO<sub>x</sub>) sekä haisevien rikkiyhdisteiden (TRS ja rikkihiili) ulkoilmapitoisuudet selvitettiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä matemaattis-fysikaalisilla tietokone-malleilla, ns. kaupunkimallilla ja viivalähdemallilla. Haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien hajujen esiintymistä tutkimusalueella arvioitiin Ilmatieteen laitoksen hajuyhdisteiden leviämismallilla. Hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuksia arvioitiin ns. semi-empiirisellä hiukkasmallilla.

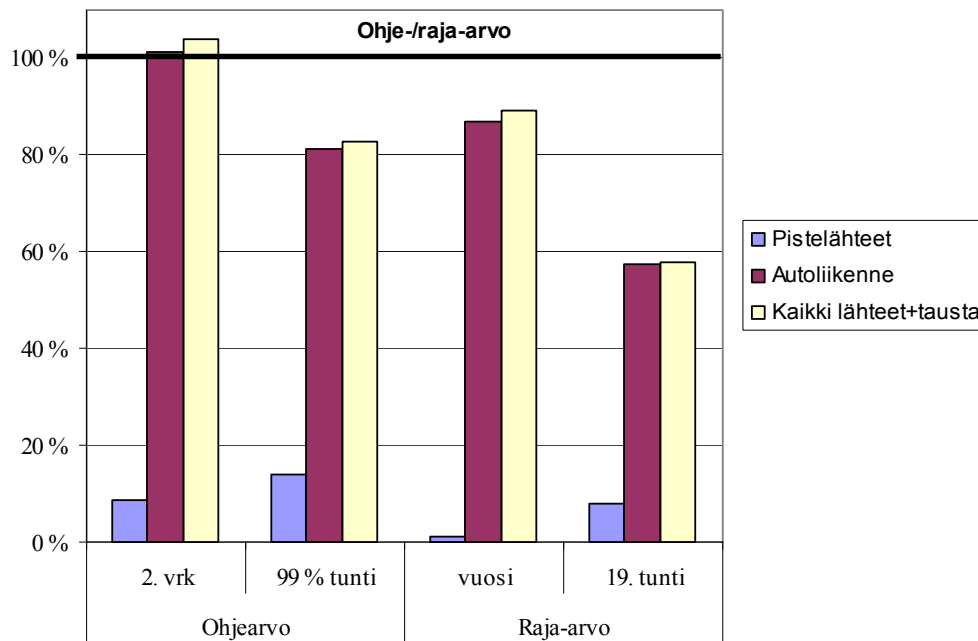
Tutkimusalueen vuoden 2002 typen oksidien kokonaispäästöiksi saatiin päästökartoituksissa 1329 tonnia typpidioksidina ilmaistuna. Tästä UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden osuus hieman yli 60 % (798 tonnia), muiden energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden osuus 27 % (353 tonnia) ja autoliikenteen osuus 13 % (178 tonnia). Vastaavasti tutkimusalueen vuoden 2002 haisevien rikkiyhdisteiden (TRS) kokonaispäästöiksi saatiin noin 156 tonnia rikkinä ilmaistuna. Tästä UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden osuus oli noin 36 % (56 tonnia) ja Säteri Oy:n osuus 64 % (100 tonnia). Säteri Oy:n rikkihiilipäästöt olivat 1670 tonnia vuonna 2002.

Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin vuoden 2002 päästötilannetta edustavat maanpintatason typpidioksidi-, typenoksid-, rikkihiili- ja TRS-pitoisuuksien alueelliset jakaumat sekä hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuden vuosikeskiarvojen aluejakauma. Leviämislaskelmin määritettiin energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteiden ja autoliikenteen päästöjen erillisvaikutukset sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutukset Valkeakosken ilmanlaatuun. Leviämislaskelmissa tarkasteltiin energiantuotannon, teollisuuden ja liikenteen suoria päästöjä (poisto- ja savukaasut sekä autojen pakokaasut). Lisäksi arvioitiin autoliikenteen maanpinnasta nostattaman pölyn, ns. resuspension vaikutus hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuden vuosikeskiarvoihin. Typenoksidipitoisuuksissa otettiin lisäksi huomioon tutkimusalueen ulkopuolisten päästöjen aiheuttaman taustapitoisuuden vaikutus kokonaispitoisuuksiin. Mallilaskelmin saatuja pitoisuuksia verrattiin kotimaisiin ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.

Tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan autoliikenteen päästöistä. Vaikka Tervasaaren tehtaot vastasi-kin vuonna 2002 noin 60 %:sta ja muu energiantuotanto (Fortum Power and Heat Oy ja Valkeakosken Energia) noin 27 %:sta tutkimusalueella syntyvistä typenoksidipäästöistä, ei niillä ole yhtä merkittävää vaikutusta alueellisiin typen oksidien pitoisuustasoihin kuin autoliikenteellä. Tutkimusalueen suurimmat typen oksidien pitoisuudet esiintyvät Valkeakosken keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien liikenneväylien sekä vilkkaiden risteysalueiden välittömässä läheisyydessä. Korkein typpidioksidipitoisuus ylittää hieman yksittäisessä risteysalueella sijaitsevassa laskentapistessä Valkeakosken keskustassa vuorokausikeskiarvona Suomessa voimassa olevan ohjearvotason 70 µg/m<sup>3</sup>. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli 50 µg/m<sup>3</sup>) olevia pitoisuuksia esiintyisi niin ikään varsin pienellä alueella Valkeakosken keskusta-alueella. Typpidioksidin tuntioh-

jearvo ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sen sijaan alittui varsin selvästi kaikkialla tutkimusalueella. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 83 % tuntiohjearvosta. Leviämislaskelmin saatu typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo alitti myös vuosiraja-arvon ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alitettava viimeistään 1.1.2010) ja tuntiraja-arvon ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sallitaan enintään 18 ylitystä vuodessa, alitettava viimeistään 1.1.2010) kaikkialla tutkimusalueella.

Leviämislaskelmin saatujen tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien ( $\text{NO}_2$ ) suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin päästölähderyhmittäin:



Tutkimusalueen päästöjen aiheuttamat korkeimmat TRS-pitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan lähes yhtä suuressa määrin sekä UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden että Säteri Oy:n päästöistä. Suomessa voimassa olevan vuorokausiohjearvo ( $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  rikkinä ilmaistuna) alittui kuitenkin selvästi kaikkialla tutkimusalueella. Säteri Oy:n päästöjen aiheuttamat suurimmat rikkihiilipitoisuudet syntyivät tehdasalueen välittömään läheisyyteen. Leviämislaskelmin saatu korkein rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo alittaa WHO:n terveysvaikutusperusteisen suositusarvon, mutta WHO:n viihtyvyysperusteinen suositusarvo puolen tunnin keskiarvolle saattaisi ylittyä lähes 15-kertaisesti. Leviämislaskelmin saatu hiukkaspitoisuus alittaisi hengitettäviä hiukkasia ( $\text{PM}_{10}$ ) koskevan, 1.1.2005 voimaan tulleen vuosiraja-arvon kaikkialla tutkimusalueella.

Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n vuoden 2002 haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttaman lyhytaikaisen (30 s) juuri aistittavissa olevaa hajua (50 % ihmisistä aistii hajua) sekä melko voimakasta hajua esiintyisi lähes koko tarkastelualueella yli 3 % ajasta. Tätä arvoa on maassamme tehtyjen hajututkimusten perusteella esitetty kotimaiseksi hajuohjearvoksi hyvin epämiellyttävälle hajulle, jollaisena voidaan pitää mm. haisevista rikkiyhdisteistä aiheutuvaa hajua. Paikkakuntalaisen tai mahdollisesti usein haiseville rikkiyhdistepäästöille altistuneiden henkilöiden kokema hajuhaitta on yleensä

pienempi kuin paikkakunnalle muualta saapuvien hajurikkiyhdisteille altistumattomien henkilöiden kokema hajuhaitta.

Valkeakosken keskustassa melko voimakkaan lyhytaikaisen hajun hajufrekvenssit vaihtelisivat noin 3–20 % välillä ajasta. Haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamaa pitkäaikaista (1 h) juuri aistittavissa olevaa hajua esiintyisi suuressa osassa Valkeakosken keskustaa 3–9 % ajasta. Yli 3 % hajufrekvenssitason ylittävää melko voimakasta pitkäaikaista (1 h) hajua esiintyisi osassa Säteri Oy:n tehdasaluetta ja tehdasalueen välittömässä läheisyydessä. Valkeakosken keskustassa ja suuressa osassa tutkimusaluetta melko voimakkaan pitkäaikaisen (1 h) hajun hajufrekvenssit ovat alle 1 %.

# SISÄLLYSLUETTELO

## TIIVISTELMÄ

1	JOHDANTO .....	6
2	TUTKIMUSMENETELMÄT .....	7
2.1	Meteorologisten tietojen käsittely leviämismalleissa .....	7
2.2	Kaupunkimalli .....	8
2.3	Viivalähdemalli .....	9
2.4	Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallit .....	10
2.5	Hajuyhdisteiden leviämismalli .....	12
2.6	Hengitettävien hiukkasten (PM <sub>10</sub> ) pitoisuuksien arviointi .....	14
3	OHJE- JA RAJA-ARVOT .....	15
4	TUTKIMUKSEN SUORITUS .....	19
4.1	Meteorologiset lähtötiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet.....	19
4.2	Päästökartoitukset .....	20
4.2.1	Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt.....	20
4.2.2	Autoliikenteen päästöt.....	21
4.3	Leviämismalleilla lasketut pitoisuudet .....	23
4.4	Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot .....	25
5	TULOKSET .....	26
5.1	Päästöt.....	26
5.1.1	Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt.....	27
5.1.2	Autoliikenteen päästöt.....	28
5.2	Haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuudet .....	29
5.3	Hajutilanteiden esiintyminen .....	31
5.4	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet .....	33
5.4.1	Pitoisuuksien maksimi-arvot .....	33
5.4.2	Pitoisuuksien aluejakaumat .....	34
5.5	Hiukkaspitoisuus .....	37

6	TULOSTEN ARVIOINTI .....	37
6.1	Haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuuslaskelmien tulosten arviointi .....	37
6.1.1	Rikkivety- ja metyylimerkaptaanipitoisuus (TRS).....	37
6.1.2	Rikkihiilipitoisuudet .....	39
6.2	Hajumallilaskelmien tulosten arviointi.....	40
6.3	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet .....	42
6.4	Tausta-alueiden typenoksidipitoisuudet .....	43
6.5	Taajamien typenoksidi- ja hiukkaspitoisuudet .....	44
6.6	Leviämislaskelmin saatujen ja mitattujen pitoisuuksien vertailu .....	46
6.7	Vertailu aiemmin tehtyjen leviämiselvitysten tuloksiin.....	50
7	JOHTOPÄÄTÖKSET .....	52
	VIITELUETTELO .....	56

LIITTEET

LIITEKUVAT

## 1 JOHDANTO

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia päästökartoituksin ja Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä ilman epäpuhtauksien leviämistä kuvaavilla tietokonemalleilla tietoa Valkeakosken ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Tarkastelujen kohteena Valkeakoskella olivat UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden, Valkeakosken Energian ja Fortum Power and Heat Oy:n energiantuotannon pistelähteiden sekä autoliikenteen typenoksidipäästöt. Tutkimuksessa arvioitiin lisäksi Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n päästöjen aiheuttamat haisevien rikkijyhdisteiden pitoisuudet ja ko. päästöjen aiheuttamien hajujen esiintyminen laitosten ympäristössä.

Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin vuoden 2002 päästötilannetta edustavat maanpintatason typpidioksidi-, typenoksidi-, rikkihiili- ja TRS-pitoisuuksien alueelliset jakaumat sekä hengitettävien hiukkasten ( $PM_{10}$ ) pitoisuuden vuosikeskiarvojen aluejakauma. Paikallisten päästöjen lisäksi typenoksidipitoisuuksien arvioinnissa otettiin huomioon taustapitoisuudet. Hengitettävien hiukkasten ( $PM_{10}$ ) pitoisuuden vuosikeskiarvoissa huomioitiin myös autoliikenteen maasta nostattama pöly.

Leviämislaskelmissa saatuja pitoisuuksia on työssä verrattu ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. Raportissa esitetään tulosten arvioinnin taustatiedoiksi myös ilmanlaadun mittaustuloksia Valkeakoskelta ja muualta Suomesta. Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää mm. laitosten lupamenettelyssä, ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Nyt raportoitavaa tutkimusta on tehty Ilmatieteen laitoksella vuosina 2003–2005. Tutkimuksen on tilannut Valkeakosken kaupunki ja tutkimuksen kustannuksiin ovat sen lisäksi osallistuneet UPM-Kymmene Oyj Tervasaaren tehtaat, Fortum Power and Heat Oy ja Säteri Oy. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden toiminnanharjoittajat ja kaupungin viranomaiset ovat osallistuneet projektiin antamalla Ilmatieteen laitoksen käyttöön leviämislaskelmissa tarvittavia lähtötietoja. Tutkimuksen tekijät kiittävät kaikkia tutkimuksen rahoitukseen ja toteutukseen osallistuneita tahoja ja henkilöitä.



## 2 TUTKIMUSMENETELMÄT

Tässä tutkimuksessa tarkasteltujen Valkeakosken päästöjen leviämislaskelmat tehtiin Ilmatieteen laitoksessa kehitetyillä leviämismalleilla. Kiinteiden lähteiden päästöjen (energiantuotannon ja teollisuuden päästöt; piste- ja pintalähteet) leviämistä tutkittiin kaupunkialueen päästöjen leviämistä kuvaavalla kaupunkimallilla ja autoliikenteen päästöjen leviämistä viivalähdemallilla. Teollisuuden haisevien rikkiyhdistepäästöjen (TRS ja rikkihiili) aiheuttama hajujen esiintyminen arvioitiin Ilmatieteen laitoksen hajuyhdisteiden leviämismallilla. Hengitettävien hiukkasten ( $PM_{10}$ ) vuosikeskiarvopitoisuudet arvioitiin ns. semi-empiirisellä hiukkasmallilla. Typenoksidipäästöjen mallilaskelmissa otettiin huomioon typenoksidipäästöjen muutunta eli typen oksideille ilmakehässä tapahtuvat kemialliset reaktiot.

### 2.1 Meteorologisten tietojen käsittely leviämismalleissa

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

Tämän tutkimuksen leviämislaskelmissa on käytetty Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tutkimuksessa kehitettyä meteorologisten tietojen käsittelymallia, eli ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmää (*RANTAKRANS, 1990, KARPPINEN, 2001*). Mallin avulla voidaan normaalien meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida ne rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat, joita tarvitaan ilman epäpuhtauspäästöjen leviämismallilaskelmissa. Tarvittavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan talletetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista.

Perinteisissä leviämismallisovellutuksissa on käytetty karkeaa ilmakehän stabiilisuusluokitusta (Pasquill-Turner-luokat), jossa mallien muuttujille on annettu luokittaiset vakioarvot. Rajakerroksen parametrisoinnin avulla on sen sijaan mahdollista ilmaista leviämismalleissa käytetyt muuttujat jatkuvina rajakerroksen tilan funktioina, joissa voidaan ottaa paremmin huomioon myös päästölähteisiin liittyvä fysiikka. Menetelmässä huomioidaan tutkimusalueen paikalliset tekijät, kuten leviämisalustan rosoisuus ja vuodenaikaiset albedoarvot (maanpinnan kyky heijastaa auringon säteilyä) eri maanpinnan laaduille. Sääasemilta saatavat perushavainnot valitaan tutkimusaluetta lähimpänä olevalta asemalta. Tämän lisäksi tuulen suunta- ja nopeustiedot muodostetaan kahden tai useamman aseman havaintojen etäisyyspainotettuna tilastollisena yhdistelmänä. Luotaushavainnot valitaan lähimmältä luotausasemalta. Rajakerroksen parametrisointimenetelmän lopputuloksena saadaan leviämismalleissa tarvittavien meteorologisten tietojen tunneittaiset aikasarjat.

## 2.2 Kaupunkimalli

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

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

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

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

### 2.3 Viivalähdemalli

Autoliikenteen ja muiden liikkuvien lähteiden päästöjen aiheuttamien ulkoilmapitoisuuksien arviointiin voidaan käyttää Ilmatieteen laitoksella kehitettyä viivalähdemallia, jota on kuvattu tarkemmin julkaisuissa (*KARPPINEN, ym. 2000 a ja 2000 b*). Viivalähdemallilla lasketaan epäpuhtauspitoisuudet haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä. Viivalähdemalli perustuu leviämisen osalta analyttiseen ratkaisuun (*LUHAR & PATIL, 1989*) ja päästöjen kemiallisen muutunnan osalta ns. 'discrete parcel'-menetelmään (*BENSON, 1984*), joka on samanlainen kuin amerikkalaisessa CALINE-

mallissa. Viivalähdemallilla ei voida kuvata katukuiluolosuhteista aiheutuvia päästöjen leviämiseen ja pitoisuuksien muodostumiseen vaikuttavia erityispiirteitä.

Viivalähdemallissa käytetään meteorologisena perusaineistona 1–3 vuoden pituista parametrien tunneittaisten arvojen aikasarjaa. Päästötietojen aikasarjassa huomioidaan mm. tarkasteltavien viivalähteiden sijainti, liikennemäärä ja liikennevirran nopeus, päästökorkeus sekä päästömäärät ja niiden ajallinen vaihtelu. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja ja päästötietojen aikasarja on käyty läpi. Viivalähdemallin laskentatuloksina saatavia pitoisuuden tuntikeskiarvoja analysoidaan tilastollisesti niin, että laskentapisteesiin voidaan tuottaa mm. kotimaisten ilmanlaadun ohjearvojen ja raja-arvojen määrittelyjen mukaiset tilastoarvot eri epäpuhtauskomponenteille. Laskennallisista tunnusluvuista voidaan arvioida yksittäisen viivalähteen vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai kaikkien tutkimusalueen viivalähteiden päästöjen kokonaisvaikutus epäpuhtauskomponenteittain. Viivalähdemallilla tehtävät sovellutukset voidaan yhdistää Ilmatieteen laitoksen kaupunkimalliin. Kaupunkimallilla saadaan laskettua tarvittavat taustapitoisuudet viivalähdemallin sovellutuskohteisiin.

## 2.4 Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallit

Polttoaineiden palamisessa muodostuvat kiinteiden lähteiden ja liikenteen typenoksidipäästöt ovat pääasiassa typpimonoksidia (NO), kun taas typpidioksidia (NO<sub>2</sub>), joka on mm. terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa, on päästöistä ainoastaan pieni osa. Oksidit hapettuvat ilmassa kaasufaasireaktioissa hapen, otsonin, hydroksyyliiradikaalin ja orgaanisten peroksidiradikaalien toimiessa hapettimina. Reaktionopeudet riippuvat mm. 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 leviämismallilaskelmilla voitaisiin kuvata erilaisten hapettuneiden typen yhdisteiden pitoisuuksia ulkoilmassa, on mallisovellutuksissa otettava huomioon ilmakehässä

tapahtuvat kemialliset reaktiot. Pistemäisten päästölähteiden (piippujen) typenoksidipäästöjen muutunutta käsitellään Ilmatieteen laitoksella tehtävissä leviämiselvityksissä menetelmällä, jossa kaupunkimalliin on yhdistetty erilaisten meteorologisten tilanteiden ja otsonin taustapitoisuuden mukaan parametrisoituja funktioita (*KARPPINEN, ym., 1998*). Näillä funktioilla kuvataan typenoksidien hapettumista ja  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$ -suhteen muuttumista päästövanassa eri etäisyyksillä päästölähteestä. Kemiallisen muutunnon malli perustuu hollantilaisiin, vuosina 1975–1985 suoritettuihin mittauksiin, joissa selvitettiin typenoksidipäästöjen hapettumista erilaisissa meteorologisissa olosuhteissa (*JANSSEN ym., 1988*).

Liikenteen päästöjen leviämistä kuvaavan viivalähdemalliin on kehitetty Ilmatieteen laitoksella typen oksidien muutunutta arvioiva malli (*HÄRKÖNEN ym., 1996; KARPPINEN, ym., 2000 a*), jolla voidaan huomioida erilaisten taustapitoisuuksien ilmakemiallinen vaikutus kunkin viivalähteen päästöön seuraavasti:

- 1) Alueellinen tausta arvioidaan Ilmatieteen laitoksen perustason seuranta-asemien tai vastaavien tausta-asemien mittaustuloksista, joista määritetään kullekin kuu-kaudelle vuorokauden sisäistä vaihtelua kuvaavat typpidioksidi- ja otsonipitoisuuksien keskimääräiset tuntikeskiarvojen jakaumat.
- 2) Kaupunkimallilla määritetään laskennassa tarkasteltavalle yksittäiselle viivalähteelle piste- ja pintalähteiden aiheuttama typen oksidien taustapitoisuus. Tämä jaetaan typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuuksiksi ns. steady-state-approksimaatiolla, jossa huomioidaan auringon säteilyn, lämpötilan ja otsonipitoisuuden vaikutus.
- 3) Muiden viivalähteiden aiheuttamat typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuudet otetaan huomioon järjestämällä viivalähteet pitoisuuksia laskettaessa tuulen suunnan mukaan. Näin jokaisen viivalähteen kemiallista muutunutta arvioitaessa on typpidioksidi- ja typpimonoksidipitoisuuksissa huomioitu kaikkien tuulen yläpuolella olevien, aiemmin laskennassa mukana olleiden viivalähteiden vaikutus tarkasteltavaan viivalähteeseen. Otsonin kuluminen typen oksidien ilmakemiallisissa

reaktioissa huomioidaan, toisin sanoen alueellisen otsonitaustan ei oleteta olevan muutunnassa ehtymätön otsonilähde.

## 2.5 Hajuyhdisteiden leviämismalli

Tutkimuksessa arvioitiin haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamia hajuvaikutuksia Ilmatieteen laitoksella kehitetyllä hajuyhdisteiden leviämismallilla. Hajuyhdisteiden leviämismalli on edellä kuvatun Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallin erikoissovellutus. Hajumallilaskelmissa mm. päästöjen, meteorologisen aineiston, nousulisän ja savu-painuma- eli downwash-tilanteiden käsittely tapahtuu samanlaisilla menetelmillä kuin kaupunkimallissa ja myös laskentapisteitä on käytettävissä sama määrä. Hajumallia ja sen ominaisuuksia on kuvattu yksityiskohtaisesti Ilmatieteen laitoksen ilmansuojelun julkaisusarjan raportissa (*RANTAKRANS & SAVUNEN, 1995*).

Hajuyhdisteiden leviämismalli poikkeaa muista matemaattis-fysikaalisista leviämismalleista siinä, että sillä voidaan kuvata hyvin lyhytaikaisia, jopa alle minuutin pitoisuuksia. Tätä varten hajumalliin on sisällytetty pistelähteiden käsittelyä varten ns. mutkittelu-menetelmä. Menetelmässä oletetaan, että poistokaasuvanan mutkittelusta aiheutuu hetkestä toiseen vaihteleva pitoisuusajasarja, joka koostuu 0,5 minuutin jaksoista tunnin mittaisessa otoksessa. Kutakin 0,5 minuutin pitoisuusarvoa oletetaan vastaavan jokin kaasuviuhkan akselin sijainti keskimääräiseen ilmavirtaukseen nähden poikittais- tai pystysuunnassa.

Kaasuviuhkan akselin heilahtelun oletetaan noudattavan normaalijakaumaa, jolloin hajun määrittämiseen tarvittava maksimipitoisuus voidaan laskea joko ns. määrätyn todennäköisyyden menetelmällä tai Monte-Carlo -menetelmällä. Kun kaasuviuhka on levinnyt ja hajaantunut niin suureksi, että se saavuttaa sekoituskerroksen ylärajan, käytetään kaasuviuhkan sisäisen vaihtelun menetelmää ja huippupitoisuus lasketaan log-normaalijakauman mukaisella todennäköisyyden tiheysfunktiolla. Usean päästölähteen yhdessä aiheuttamia suurimpia pitoisuuksia arvioidaan ns. taustapitoisuusmenetelmällä. Hajumalliin sisältyvät myös hajapäästöjen käsittelyyn soveltuvat laskentamenetelmät.

Hajuhavainto määritellään kullekin yhdisteelle tai useasta yhdisteestä muodostuvalle seokselle sen hajukynnysarvolla, joka on se yhdisteen tai seoksen pitoisuus, jossa 50 % ihmisistä aistii hajua. Tämä perushajukynnys on hajupitoisuutena yksi hajuyksikkö ilmakeuutiometrissä ( $\text{hy}/\text{m}^3$ ). Hajukynnys voidaan määrittää myös eri yhdisteiden pitoisuutena, jolloin yksikkönä on mikrogrammaa ilmakeuutiometrissä ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Tietyn yhdisteen tai useasta yhdisteestä muodostuvan seoksen hajukynnys vaihtelee eri ihmisillä mm. sen mukaan, kuinka kauan hajulle on altistuttu tai kuinka puhdasta jokin yksittäinen aistittava yhdiste on. Päästöissä voi esiintyä useita hajuja aiheuttavia yhdisteitä, jolloin hajumallissa tarvittavaa hajukynnyspitoisuutta ei aina voida yksikäsitteisesti määrittää. Tällöin leviämislaskelmat voidaan suorittaa käyttämällä esimerkiksi seoksen herkimmin haisevan kaasun hajukynnyspitoisuutta tai tarkastelemalla erikseen kutakin hajua aiheuttavaa yhdistettä. Todenmukaisempi kuva hajusta saadaan, jos hajuyhdisteiden leviämismallia sovellettaessa on käytettävissä päästöjen hajuyksikkömäärittämiä. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin erikseen kutakin hajua aiheuttavaa haisevaa rikkiyhdistettä ja hajutunniksi rekisteröitiin kaikki ne tilanteet, jolloin jonkin tarkastellun yhdisteen pitoisuus ylitti kyseisen komponentin hajukynnyksen.

Hajuyksikkömäärittämiä voidaan tehdä päästökohteista olfaktometrillä. Olfaktometri muodostaa alkuperäistä näytettä puhtaalla ilmalla laimentamalla näytekasuvirran, jossa hajun pitoisuus on vakio. Näytekasuvirran pitoisuutta kasvatetaan, ts. laimennusta vähennetään asteittain, kunnes detektorina toimiva koehenkilö erottaa hajua näytekasuvirrassa. Koehenkilöiden määrittysten perusteella olfaktometri laskee näytteen hajupitoisuuden (P50) hajuyksikköinä ilmakeuutiometrissä ( $\text{hy}/\text{m}^3$ ). Hajupitoisuus tarkoittaa sitä laimennuskertojen lukumäärää, jolla näytekasuvirta on laimennettava, jotta 50 % hajupaneelin jäsenistä ei tunnista näytevirrassa hajua.

Kun tunnetaan lähteen päästöissä esiintyvän yhdisteen tai seoksen hajukynnys, voidaan hajuyhdisteiden leviämismallilla arvioida, milloin kynnyksarvo saavutetaan ulkoilmassa eri etäisyyksillä lähteestä tietyissä meteorologisissa olosuhteissa. Eri suuruksia hajukynnyksiä voidaan käyttää kuvaamaan hajun voimakkuutta ja miellyttävyydestä. Perushajukynnyksellä tarkoitetaan juuri aistittavissa olevaa hajua, jonka puolet ihmisistä eli hajupitoisuusmäärittämissä puolet olfaktometrin koehenkilöistä (hajupaneelist) aistii. Olfaktometrin koehenkilöiksi pyritään yleensä valitsemaan henkilöitä, joilla on

normaali hajuaisti. Perushajukynnyksellä hajua aiheuttava yhdiste ei ole vielä välttämättä tunnistettavissa. Melko voimakasta hajua, jonka lähde on tunnistettavissa, voidaan kuvata viisinkertaisilla hajukynnyksillä perushajukynnyksiin verrattuna.

Pitoisuudet lasketaan yleensä tutkimusaluetta peittävään tulostuspisteikköön maanpintatasolle. Tulostuspisteitä on tavallisesti tuhansia. Mallilaskelmien tuloksena saadaan aluejakauma hajun esiintyvyydestä ja tulokset voidaan tarvittaessa esittää erikseen myös yksittäisille tarkastelupisteille. Tulokset ilmoitetaan hajufrekvenssiarvoina, eli niiden tuntien prosentuaalisena osuutena tarkasteltavan ajanjakson kokonaistuntimäärästä, joina 0,5 minuutin pitoisuus on ylittänyt tarkastellun hajukynnyksen. Esimerkiksi 10 %:n hajufrekvenssiarvo vuoden jaksoa tarkasteltaessa tarkoittaa sitä, että vuodessa on 876 tuntia, joiden aikana hajua esiintyy vähintään 0,5 minuutin ajan kunkin tunnin aikana. Tällä hajufrekvenssiarvolla kuvataan siis lyhytaikaisen (30 s) hajun esiintymistä. Lisäksi hajufrekvenssiarvot voidaan määrittää vastaavasti pitoisuuksien tuntikeskiarvoista, jolloin tulos kuvaa pitkäaikaisen (1 h) hajun esiintymistä. Yleensä mallilaskelmissa käytetään kolmen vuoden tunneittaisten arvojen meteorologista aikasarjaa. Hajufrekvenssit lasketaan erikseen kullekin tarkasteluvuodelle ja tuloksina esitetään näistä määritetty keskiarvo.

## 2.6 Hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuksien arviointi

Hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuudet arvioitiin Ilmatieteen laitoksen kaupunkialueen hiukkaspitoisuuksien arvioimiseen kehitetyllä semiempiirisellä hiukkasmallilla (KARPPINEN *et al.*, 1999, HÄRKÖNEN, 2002). Mallijärjestelmä perustuu leviämismallin ja semiempiirisen mallin yhdistämiseen, ja siinä on otettu huomioon mm. liikenteen ja kiinteiden lähteiden päästöt sekä alueellinen ja kaukokulkeutunut taustapitoisuus. Semiempiirinen malli on muodostettu kaupunkien ilmanlaadun mittausten tyyppien oksidien (kokonais-NO<sub>x</sub>) ja PM<sub>10</sub>-pitoisuustuloksista. Mallissa on muodostettu lineaarinen korrelaatio mitattujen kaupunkialueen NO<sub>x</sub>- ja PM<sub>10</sub>-pitoisuuksien välille. Alueelliset PM<sub>10</sub> -pitoisuudet määritetään hyödyntämällä leviämismallilla laskettuja alueellisia NO<sub>x</sub>-pitoisuuksia, mittaustuloksista arvioituja taustapitoisuuksia hiukkasille ja muodostettua korrelaatioyhtälöä. Malli soveltuu parhaiten hiukkaspitoisuuksien pitkän ajan keskiarvojen, lähinnä vuosikeskiarvojen, arviointiin. Mallissa on oletettu liikenteen



suorien hiukkaspäästöjen ja sekä paikallisen että kaukokulkeutuneen taustapitoisuuden olevan kokonaan pienhiukkasia. Taustapitoisuuden on oletettu olevan sama kaikkialla kaupunkialueella. Lisäksi on oletettu, että resuspensio ei vaikuta pienhiukkasten pitoisuuksiin ja että kiinteiden lähteiden päästöjen vaikutus kaupunkialueen NO<sub>x</sub>-pitoisuuksiin on merkityksetön.

### 3 OHJE- JA RAJA-ARVOT

Mittauksilla tai leviämismallilaskelmilla saatuja ilman epäpuhtauspitoisuuksia voidaan arvioida vertaamalla niitä ilmanlaadun ohje-, raja- ja suositusarvoihin. Ohjearvoja sovelletaan mm. alueiden käytön, kaavoituksen, rakentamisen ja liikenteen suunnittelussa ja ympäristölupaharkinnassa. Ohjearvojen soveltamisen avulla pyritään ehkäisemään epäpuhtauksien aiheuttamia terveysvaikutuksia. Tavoitteena on, että ohjearvojen ylittyminen estetään ennakolta hyvän suunnittelun avulla.

Raja-arvot ovat ohjearvoja sitovampia ja ne määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvot ovat samat kaikissa EU-maissa. Terveysvaikutusperusteisesti annetut raja-arvot eivät saa ylittyä alueilla, missä asuu ja oleskelee ihmisiä ja missä ihmiset saattavat altistua ilman epäpuhtauksille. Kasvillisuuden ja ekosysteemien suojelemiseksi annetut raja-arvot ovat voimassa laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla. Raja-arvojen ylitymisestä on tiedotettava väestölle ja on ryhdyttävä toimiin ilmanlaadun parantamiseksi ja raja-arvojen ylitysten estämiseksi. Kyseeseen saattaa tällöin tulla esimerkiksi liikenteen päästöihin vaikuttaminen liikennettä rajoittamalla.

Taulukossa 1 on esitetty maassamme nykyisin voimassa olevat typpidioksidi-, hiukkas- ja TRS-pitoisuuden **ohjearvot** (*Vnp 480/96*). Ilman typpidioksidi- ja TRS-pitoisuuden vuorokausikeskiarvo sekä hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) vuorokausikeskiarvo voi ohjearvomäärittelyjen mukaan ylittää yhden kerran kuukaudessa taulukossa 1 esitetyn vuorokausiohjearvon. Ilman typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvoista voi yksi prosentti kuukauden jaksolla olla suurempia kuin taulukon tuntiohjearvo. Hiukkasten kokonaisleijuman (TSP) vuorokausikeskiarvoista voi 2 prosenttia vuoden jaksolla olla

suurempia kuin taulukon vuorokausiohjearvo. Ohjearvomäärittelyjen mukaan ohjearvoihin verrattavat pitoisuudet ilmoitetaan lämpötilassa 20 °C.

Kokonaisleijumalla (TSP, Total Suspended Particles) tarkoitetaan hiukkasia, joihin saattaa sisältyä kooltaan varsin suuriakin halkaisijaltaan jopa kymmenien mikrometrien hiukkasia. Tällaisten hiukkasten korkeat pitoisuudet vaikuttavat merkittävimmin viihtyvyyteen ja aiheuttavat likaantumista mm. keväisin, kun liukkauden estoon käytetystä hiekasta peräisin oleva katupöly nousee ilmaan. Suurin osa kokonaisleijuman hiukkasista on niin isoja, että ne jäävät ihmisen ylähengitysteihin ja poistuvat terveillä henkilöillä elimistöstä melko tehokkaasti. Terveysvaikutuksiltaan haitallisempia ovat pienet hiukkaset, jotka kykenevät tunkeutumaan syväälle ihmisten hengitysteihin. Näistä ns. hengitettäville hiukkasille (PM<sub>10</sub>, PM=Particulate Matter), joiden aerodynaaminen halkaisija on alle 10 mikrometriä, on annettu ohjearvo, joka on sopiva vertailukohde tässä tutkimuksessa mallilaskelmin saaduille pitoisuuksille.

Taulukko 1. Ulkoilman typpidioksidi-, hiukkas- ja TRS-pitoisuuden ohjearvot. TRS-ohjearvo on ilmoitettu rikkiinä. (*Vnp 480/96*).

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo (µg/m <sup>3</sup> )	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi (NO <sub>2</sub> )	70 150	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
Pelkistyneet rikkiyhdisteet (TRS)	10	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Hiukkaset, kokonaisleijuma (TSP)	50 120	aritmeettinen vuosikeskiarvo vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipiste
Hengitettävät hiukkaset (PM <sub>10</sub> )	70	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo

Eri maissa annettujen ilman epäpuhtauksien pitoisuusohjearvojen taso vaihtelee, koska mm. asettamisperusteet, kuten terveydellisten, teknis-taloudellisten ja viihtyvyyden näkökohtien huomioon ottaminen ja voimassaolosäädökset, mm. erilaisten suojavyöhykkeiden, joilla ohjearvo voi ylittyä, määrittelyt voivat olla erilaisia. Esimerkiksi Kanadassa ja entisessä Neuvostoliitossa on annettu rikkivetypitoisuuksille ohje- ja tavoitearvoja tai suositteita, joiden taso vaihtelee lyhytaikaisille pitoisuuksille välillä 1–15 µg/m<sup>3</sup>. On

selvää, että nämä arvot ovat teollisen toiminnan kannalta hyvin tiukat, ja ne ylittyvät yleisesti sekä kyseisissä maissa että Suomessa, esimerkiksi sellutehtaiden rikkiyhdiste-päästöjen vaikutusalueilla.

Maailman Terveysjärjestö, WHO, on esittänyt rikkivetypitoisuuden terveydelliseksi suositusarvoksi  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokausikeskiarvona ja viihtyvyshaittojen ehkäisemiseksi suositteen  $7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , joka koskee puolen tunnin pitoisuuksia (WHO, 1987). Kaakkois-Suomen selluntuotantopaikkakunnilla on todettu ihmisille aiheutuneen erilaisia oireita jo n.  $35\text{--}40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :n rikkivedyn vuorokausipitoisuuksilla (MARTTILA, 1995), ja tutkijat ovat pitäneet edellä mainittua WHO:n suositetta,  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , liian korkeana. WHO:n rikkivetyohjearvo perustuu yhden tutkimuksen (ei koske rikkivedyn hermostomyrkyllisiä vaikutuksia) tuloksista tehtyihin johtopäätöksiin, eikä pitkäaikaisten matalien pitoisuuksien rikkivetyaltistuksen vaikutuksia ihmisten terveydentilaan tunneta. WHO on esittänyt rikkihiilipitoisuuden terveydelliseksi suositusarvoksi  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokausikeskiarvona ja viihtyvyshaittojen ehkäisemiseksi suositteen  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  puolen tunnin keskiarvolle.

Ilman epäpuhtauspitoisuudet aiheutuvat yleensä usean lähteen päästöistä, jotka voivat olla paikallisia tai kauempaa kulkeutuneita. Ympäristöministeriön ohjeissa lääninhallitusten ja kuntien ilmansuojelutehtävistä (YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1987) otettiin kantaa yksittäiselle päästölähteelle sallittuun osuuteen tietyn epäpuhtauden pitoisuusvaikutuksesta. Ohjeissa todetaan olevan suotavaa, että kukin uusi tai uudistettava laitos saisi aiheuttaa pitoisuuden, joka on taajamassa enintään 40 % ja haja-asutusalueella enintään 60 % tuntiohjearvosta. Tämä kriteeri ei ympäristöministeriöstä saadun tiedon mukaan ole enää voimassa uusien ohjearvojen tultua voimaan, vaan ilmansuojeluviranomaiset määrittelevät harkintansa mukaan tapauskohtaisesti kullekin uudelle ja uudistettavalle laitokselle sallitun osuuden päästöjen aiheuttamasta ilman epäpuhtauspitoisuudesta (YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1999). Ympäristöministeriö ei ole antanut asiasta virallisia ohjeita.

Valtioneuvoston asetuksessa 9.8.2001 (Vnp 711/2001) annetut EU:n ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (1999/30/EY) mukaiset typpidioksidia, typen oksideja ja hengitettäviä hiukkasia koskevat **raja-arvot** on esitetty taulukossa 2. Ensimmäisessä

tytärdirektiivissä on lisäksi annettu hengitettävälle hiukkasille suuntaa-antavat ns. 2. vaiheen raja-arvot (vuosikeskiarvo  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja 24 tunnin keskiarvo  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , enintään 7 ylitystä vuodessa), joita pienempiä pitoisuuksien tulee olla viimeistään 1.1.2010. Typpidioksidille on annettu lisäksi varoituskynnys, joka on  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna. Varoituskynnyksen ylittymisestä on tiedotettava väestölle.

Taulukko 2. Ulkoilman typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuden sekä hengitettävien hiukkasten pitoisuuden raja-arvot (*Vnp 711/2001*).

Ilman epäpuhtaus	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (293 K, 101,3 kPa)	Sallitut ylitykset kalenteri-vuodessa	Ajankohta, jolloin pitoisuuksien viimeistään oltava raja-arvo pienemmät
Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut raja-arvot:				
Typpidioksidi	1 tunti	200	18 krt/vuosi	1.1.2010
	kalenterivuosi	40	–	1.1.2010
Hengitettävät hiukkaset ( $\text{PM}_{10}$ )	24 tuntia	50*	35 krt/vuosi	1.1.2005
	kalenterivuosi	40*	–	1.1.2005
Kasvillisuuden suojelemiseksi annettu raja-arvo:				
Typen oksidit	kalenterivuosi	30	–	15.8.2001

\* tulokset ilmaistaan ulkoilman lämpötilassa ja paineessa

Raja-arvoilla pyritään välttämään ja ehkäisemään terveydelle ja ympäristölle haitalliset vaikutukset tai vähentämään niitä. Typpidioksidin ja hengitettävien hiukkasten raja-arvot on annettu ihmisten terveyden suojelemiseksi. Typenoksidipitoisuuden vuosiraja-arvo on annettu kasvillisuuden suojelemiseksi ja se on voimassa laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla. Taulukossa 2 on lisäksi esitetty ajankohdat, jolloin pitoisuuksien viimeistään tulee olla raja-arvoa pienemmät. Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut hengitettävien hiukkasten raja-arvot ovat olleet voimassa 1.1.2005 alkaen. Kasvillisuuden suojelemiseksi annettu raja-arvo on ollut voimassa 15.8.2001 alkaen.

## 4 TUTKIMUKSEN SUORITUS

### 4.1 Meteorologiset lähtötiedot ja typpidioksidin taustapitoisuudet

Leviämislaskelmia varten määritettiin ilmakehän rajakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Tuulitietojen etäisyyspainotetut yhdistelmäaineistot muodostettiin Tampere-Pirkkalan lentosääasemalta sekä Jokioisten ja Jämsän Kuoreveden sääasemilta saaduista vuosien 2001–2003 havainnoista. Tarvittavat auringonpaistetiedot saatiin Tampereen Hatanpään sääaseman säteilymitausaineistosta ja sekoituskorkeuden määrittämiseen käytettiin Jokioisten radioluotaus-havaintoja. Tunneittaisesta meteorologisten tietojen aikasarjasta laskettiin tilastolliset tuulen suunta- ja nopeusjakaumat sekä sekoitusvoimakkuuden ja -korkeuden jakaumat.

Päästöjen sekoittumiseen ja laimenemiseen kulkeutumisen aikana vaikuttaa ilmakehän turbulenssi, joka on verrannollinen ilmakehän stabiilisuuteen. Ilmatieteen laitoksen leviämismalleissa käytetään stabiiliusparametrina ns. Monin-Obukhovin sekoituspituu-den käänteisarvoa, joka kuvaa sekä mekaanista että termistä turbulenssia. Parametrin määrittämiseen käytettiin tutkimuksessa perusaineistona Tampereen Hatanpään sääase-man sää- ja auringonpaistehavaintoja sekä tutkimusaluetta edustavia maanpinnan laadun ja maastotyypin mukaan vaihtelevia albedoarvoja. Myös leviämisalustan rosoisuus otettiin huomioon. Tuloksena saatiin stabiilisuusparametrin tunneittaiset arvot jatkuvina funktioina tietyistä rajakerrosparametreista.

Typenoksidipäästöjen ilmakehämallissa käytetyt taustaa edustavat otsonin ja typen oksidien pitoisuustiedot ja niiden vaihtelu saatiin Ilmatieteen laitoksen Ähtärin tausta-havaintoaseman tuloksista. Mallilaskelmissa käytettiin kullekin kuukaudelle vuorokau-den sisäistä vaihtelua kuvaavia otsonin ja typpidioksidin tunneittaisia pitoisuuskeskiarvoja vuodelta 2000.

## 4.2 Päästökartoitukset

Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Valkeakosken energiantuotannon ja teollisuuden typen oksidien ja haisevien rikkiyhdisteiden päästöt sekä autoliikenteen typen oksidien päästöt vuodelle 2002. Liitekuvassa 1 on esitetty energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteiden sijaintipaikat, laitosten aiheuttamat typenoksidipäästöt ja päästökorkeudet. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden kiinteät päästökohdet käsiteltiin työssä piste- ja pintalähteinä. Liitteessä 1 on esitetty energiantuotannon ja teollisuuden typen oksidien ja haisevien rikkiyhdisteiden päästömäärät ja päästökorkeudet päästölähteittäin. Autoliikenteen päästöistä muodostettiin leviämislaskelmia varten vilkkaimmin liikennöidyille kaduille ja teille viivalähteitä. Pienempien teiden päästöjä käsiteltiin leviämislaskelmissa pintalähteinä. Liitekuvassa 2 on esitetty autoliikenteen viivalähteiden typenoksidipäästöt.

UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden TRS-päästöjen oletettiin koostuvan vain rikkivedystä ja metyylimerkaptaanista. Tervasaaren tehtailta pääsee ulkoilmaan rikkivedyn ja metyylimerkaptaanin lisäksi myös dimetyylisulfidia ja dimetyylidisulfidia, mutta vain rikkivetyypäästöjen komponenttikohtaisesta osuudesta oli käytettävissä tarkempaa tietoa. Metyylimerkaptaanina käsiteltyjen päästöjen yhteenlaskettu osuus Tervasaaren tehtaiden TRS:n kokonaispäästöistä olisi vain noin 20 % ja loput 80 % TRS-päästöistä olisi rikkivetyä. Lisäksi noin 96 % kaikista Tervasaaren tehtaiden TRS-päästöistä vapautuu suhteellisen korkealta (noin 100 m maanpintatasosta) joten metyylimerkaptaanin-, dimetyylisulfidin- ja dimetyylidisulfidipäästöjen suhteellisten osuuksien vaikutusta lopputuloksissa voitaneen pitää vähäisenä. Säteri Oy:n TRS-päästöt olivat kokonaan rikkivetyä ja vain Säteri Oy:n tehtailla syntyi rikkihiilipäästöjä.

### 4.2.1 Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt

Energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen lähtöaineistoina leviämismallilaskelmissa käytettiin toiminnanharjoittajien ilmoittamia vuodelle 2002 arvioituja päästötietoja. Laskelmissa olivat mukana päästöiltään Valkeakosken suurimmat energiantuotanto- ja teollisuuslaitokset. Kaikkiaan mallilaskelmissa oli mukana 7 laitosta, joissa oli typenok-

sidipäästöille kymmenen ja haiseville rikkiyhdistepäästöille neljä erillistä piste- tai pintalähdettä (piippua, hormia tai prosessia).

Pistelähteiden aiheuttamat päästöt ja muut laskelmissa tarvittavat lähtötiedot mallinnettiin toiminnanharjoittajien ilmoittamien kuukausittaisten tai vuosittaisten laitoksen päästötietojen, käytituntien, polttoaineen kulutustietojen, ominaispäästökertoimien, savukaasujen lämpötilojen ja piippujen ominaisuustietojen perusteella. UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden suurimpien päästölähteiden (soodakattila, meesauuni ja kattila K2) ja Säteri Oy:n päästölähteiden osalta oli käytettävissä jatkuvatoimisten tunneittaisten savukaasujen päästömittausten tulokset tuntikeskiarvoina. Energiantuotannon pistelähteiden päästöjen lyhytaikaisvaihtelu kuvattiin leviämismallissa ulkoilman lämpötilasta riippuvien painokertoimien avulla. Muiden kohteiden päästöjen ajallinen vaihtelu kuvattiin satunnaisena päästövaihteluna. Päästövaihtelun kuvauksessa huomioitiin kuukausittaiset käyntituntimäärät sekä mm. toiminnanharjoittajien mahdollisesti ilmoittamat tiedot seisokkien, häiriöiden tai muiden toimintakatkoksien ajankohdista.

#### **4.2.2 Autoliikenteen päästöt**

Tutkimusalueen autoliikenteen päästöt arvioitiin vuodelle 2002 leviämismallilaskelmia varten viiva- ja pintalähteinä. Työssä tarkastellun alueen yleisten teiden ja keskustalueiden vilkkaimpien katujen päästöt käsiteltiin viivalähteinä. Muun liikenteen, lähinnä tonttikatujen ja muiden pienten katujen ja teiden, päästöt käsiteltiin 1000 m × 1000 m kokoisina pintalähderuutuina.

Liikenteen päästöt laskettiin käyttämällä hyväksi tieosakohtaisia ja yksittäisille pintalähteille arvioituja ajosuoritteita sekä Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen (VTT) Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen LIISA-laskentajärjestelmän mukaisia päästökertoimia. Vuoden 2002 päästökertoimet ja eri ajoneuvotyypin suoriteosuudet otettiin huomioon LIISA 2002 -järjestelmän tulosten mukaisina (*LIISA 2002*).

## **Liikenneaineistot**

Viivalähteinä käsiteltyjen teiden ja katujen liikennetiedot saatiin pääosin Valkeakosken kaupungin toimittamasta aineistosta. Lisäksi yleisten teiden osalta hyödynnettiin Tielaituksen tierekisterin tietoja. Käytössä olevasta aineistosta arvioitiin viivalähteinä käsiteltyjen tien- ja kadunosien keskimääräinen vuorokausiliikenne, raskaan liikenteen suoriteosuus, tietyyppi ja nopeusrajoitus. Lisäksi käytettävissä oli tiedot myös mm. tienosien alku- ja loppukoordinaateista ja tienosien pituuksista. Kaupunkien liikenneaineistojen ja tierekisterin tietojen perusteella muodostettiin leviämislaskelmia varten yhteensä 163 erillistä viivalähdettä. Viivalähteinä käsiteltyjen katujen ja teiden typenoksidipäästöt on esitetty liitekuvassa 2.

Tonttikatujen ja muiden pienten katujen ja teiden päästöt käsiteltiin pintalähderuutuina. Tutkimusalueen tonttikatujen kokonaisajosuoritteet arvioitiin LIISA-mallin tutkimusalueen kunnittaisista tuloksista, jotka oli määritetty vuodelle 2002 (*LIISA 2002*). Tonttikatujen kokonaisajosuorite jaettiin pintalähderuutuihin käyttämällä perusteena alueellisia asukaslukuja ja katuverkon tiheyttä ja ottamalla huomioon viivalähteinä käsiteltyjen katujen ajosuoritteet. Valtaosa liikennesuoritteesta sisältyi viivalähteisiin.

## **Päästöjen laskenta**

Kullekin katu- ja tietyypille on määritelty VTT:n LIISA-tietojärjestelmässä nopeusriipuvat päästökertoimet ajoneuvoluokittain. Tässä työssä käytettiin LIISA-tietojärjestelmän mukaista ajoneuvoluokittelua:

1. katalysaattorilla varustetut bensiinihenkilöautot
2. bensiinihenkilöautot ilman katalysaattoria
3. dieselhenkilöautot
4. katalysaattorilla varustetut bensiinipakettiautot
5. bensiinipakettiautot ilman katalysaattoria
6. dieselpakettiautot
7. linja-autot
8. kuorma-autot



## 9. perävaunulliset kuorma-autot

Kullekin katu- ja tietyypille laskettiin kevyen (luokat 1–6) ja raskaan (luokat 7–9) liikenteen päästökertoimet painottamalla VTT:n LIISA-tietojärjestelmän peruskertoimia ajoneuvojakaumilla, jotka ilmoittavat eri ajoneuvotyyppien osuuden kokonaissuoritteesta. Ajoneuvojakaumat on saatu eri katu- ja tietyypeille LIISA-tietojärjestelmän vuodelle 2002 lasketuista tuloksista (*LIISA 2002*).

Autoliikenteen kunkin päästölähteen (viiva- ja pintalähteet) keskimääräinen päästö laskettiin kevyen ja raskaan liikenteen päästökertoimien, keskimääräisen vuorokausiliikenteen ja raskaiden ajoneuvojen suoriteosuuden perusteella. Viivalähteiden päästöt määritettiin leviämislaskelmia varten suhteessa tienosan pituuteen (päästön yksikkö g/s/m) ja pintalähteinä käsitellyt päästöt laskettiin kokonaispäästönä ruutua kohden (g/s).

Leviämislaskelmia varten autoliikenteen päästöjen tunti-, viikonpäivä- ja kuukausivaihtelut mallinnettiin käyttämällä liikennelaskennoissa saatuja liikennemäärien vaihteluja-kaumia. Liikennemäärän vaihtelukertoimet olivat käytettävissä erikseen kolmelle tie- ja katuluokalle:

- Valkeakosken valtatie
- Muut yleiset tiet
- Kadut

### 4.3 Leviämismalleilla lasketut pitoisuudet

Tutkimuksessa laskettiin leviämismalleilla typpidioksidi-, typenoksidi- ja hiukkaspitoisuus sekä haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuudet (riikkihiili-, rikkivety- ja metyyliimerkaptaani- ja TRS-pitoisuudet) 5,4 km × 6 km kokoiselle tulostusalueelle. Pitoisuudet laskettiin tutkimusaluetta peittävään tulostuspisteikköön maanpintatasoon. Tutkimusaluetta peittävässä tulostuspisteikössä oli yhteensä 3355 laskentapistettä. Koko tutkimusalueen kattoi perustulostuspisteikkö, jonka hilaväli oli 150 metriä. Pistelähteiden

lähivaikutusalueilla tulostuspisteet olivat tiheimmillään 50 metrin etäisyydellä toisistaan tasavälisenä hilaverkostona. Autoliikenteen päästövaikutusten yksityiskohtaista kuvausta varten valittiin viivalähteinä käsiteltyjen katujen ja teiden varrelta tulostuspisteet väylältä ja sen molemmilta puolilta 50 metrin päästä väylän keskiviivasta. Tällaisia kolmen pisteen sarjoja sijoitettiin mallilaskelmia varten 250 metrin välein toisistaan kaikkien autoliikenteen viivalähteiden varrelle. Tulostuspisteikkö oli tarkoituksella liikenneväyläorientoitunut, jotta tutkimusalueen ilmanlaadun kannalta keskeisen päästölähderyhmän, autoliikenteen, vaikutukset saataisiin mallilaskelmissa selvästi esiin.

Leviämismalleilla laskettiin kuhunkin tulostuspisteeseen vuosien 2001–2003 tunneittaisia meteorologisia tilanteita vastaavat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien sekä haisevien rikkiyhdisteiden (riikkihiili, rikkivety ja metyylimerkaptaanin sekä rikkivedyn ja metyylimerkaptaanin yhteisvaikutuksesta muodostuva TRS) pitoisuuksien tuntikeskiarvojen aikasarjat vuoden 2002 päästöillä. Saaduista aikasarjoista muodostettiin kuhunkin tulostuspisteeseen tilastollisten määrittelyjen mukaiset korkeimmat vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot, jotka on määritelty seuraavasti:

- korkein vuosikeskiarvo on suurin meteorologisen aineiston pohjana olevien tarkastelu vuosien pitoisuuskeskiarvoista
- korkein vuorokausikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson vuorokausipitoisuuksista
- 2. korkein vuorokausikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson kalenterikuukausien toiseksi korkeimmista vuorokausipitoisuuksista
- korkein tuntikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson tuntipitoisuuksista
- korkein tuntikeskiarvojen 99 % rajapitoisuus on suurin kalenterikuukauden 99 %:n rajapitoisuuksista koko tarkastellulla meteorologisella jaksolla (99 %:n rajapitoisuus on se pitoisuus, jonka vain 1 % tarkastelu kuukauden tuntikeskiarvoista ylittää, käytännössä siis yleensä pahimman kuukauden kahdeksanneksi korkein tuntikeskiarvo)
- 19. korkein tuntikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson vuosittaisista 19. korkeimmista tuntipitoisuuksista

Raportin liitekuivissa esitetyissä pitoisuuksien aluejakaumakuivissa on esitetty samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on todennäköistä pitkän havaintojakson aikana. Pitoisuuksien ja laskeuman aluejakaumakuivissa tutkimusalueen korkeimpien pitoisuuksien ja laskeuman sijaintipaikat on merkitty keltaisilla tähdillä ja maksimin numeroarvo on luettavissa aluejakaumakuivan alapuolelta. Pitoisuuksien tunti- ja vuorokausikeskiarvojen aluejakaumat eivät esitä ajallisesti yhtenäistä tilannetta, sillä pitoisuuksien suurimmat arvot saattavat esiintyä eri laskentapisteissä eri ajankohtina. Asian voi yksinkertaistaa karkealla esimerkillä: tuulen käydessä päästölähteiden eteläpuolelta päästöt etenevät lähteistä pohjoisuuntaan, jolloin ne eivät vaikuta lähteiden eteläpuolisiin pitoisuuksiin.

Pitoisuuksien aluejakaumia tulkittaessa on huomattava, että suurimman osan ajasta vuorokausi- ja tuntipitoisuudet ovat kaikissa laskentapisteissä esitettyjä korkeimpia arvoja selvästi pienempiä, ja suurimmassa osassa tutkimusaluetta pitoisuustilanne on koko ajan merkittävästi parempi kuin niissä kohteissa, joissa tutkimusalueen maksimi-arvot esiintyvät. Vuorokausi- ja tuntipitoisuuksien aluejakaumakuivia on tulkittava niin, että ne kuvaavat pitkän ajanjakson aikana tutkimusalueen eri osissa todennäköisesti esiintyviä suurimpia pitoisuuksia.

#### **4.4 Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot**

Tuulensuuntien ja -nopeuksien suhteellinen jakautuminen vuosien 2001–2003 tuulianneistossa on esitetty tuuliruusuna liitekuivassa 3. Prosenttiarvo ympyrän kehällä kuvaa kunkin tuulensuunnan (suuntasektorin) osuutta koko aineistosta. Tehdyn tilastollisen tarkastelun mukaan tutkimusalueella olivat vallitsevia etelä- ja lounaistuulet, joiden kunkin osuus koko aineistosta oli noin 17 %. Vähiten esiintyi koillis- ja itätuulia, joiden osuus oli alle 10 % kaikista tuulista. Nopeusjakauma kunkin tuulensuuntasektorin sisällä on esitetty neljänä luokkana (prosenttiasteikot sektoreiden sisällä 10 %:n välein). Suurimpia tuulennopeuksia (yli 6 m/s) esiintyi eniten pohjois- ja luoteistuulilla (suhteellinen osuus tuulista noin 1–2 %). Kaakon ja luoteen puoleisilla tuulilla heikkotuulisten tilanteiden suhteellinen osuus tuulista oli suurimmillaan noin 47–48 %.

Sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittainen esiintymistäajuus vuosina 2001–2003 on esitetty liitekuvassa 4. Sekoitusvoimakkuudet on luokiteltu karkeasti kolmeen luokkaan: voimakas, kohtalainen ja heikko sekoittuminen. Voimakasta sekoittumista (labiileja tilanteita) esiintyi eniten kesällä, varsinkin kesäkuussa, jolloin päiväaikaan maanpinnan lämpeneminen aiheuttaa alimpaan ilmakerrokseen turbulenttista pyörteisyyttä. Labiileissa tilanteissa esiintyvät epäpuhtauspitoisuudet ovat pääsääntöisesti pieniä, mutta pitoisuudet voivat lyhytaikaisesti kohota myös korkeiden päästökohteiden lähellä. Käytetyssä aineistossa näiden labiilien tilanteiden suhteellinen osuus on kesällä noin 30 %, kun taas talvikuukausina niitä esiintyy joko hyvin vähän tai ei lainkaan. Heikkoa sekoittumista (stabiileja tilanteita) esiintyy käytetyssä aineistossa eniten tammi- ja joulukuussa, jolloin niiden suhteellinen osuus oli noin 60 %. Heikoissa sekoittumistilanteissa pitoisuudet voivat kohota voimakkaasti varsinkin matalalta lähteiden päästöjen vaikutuksesta.

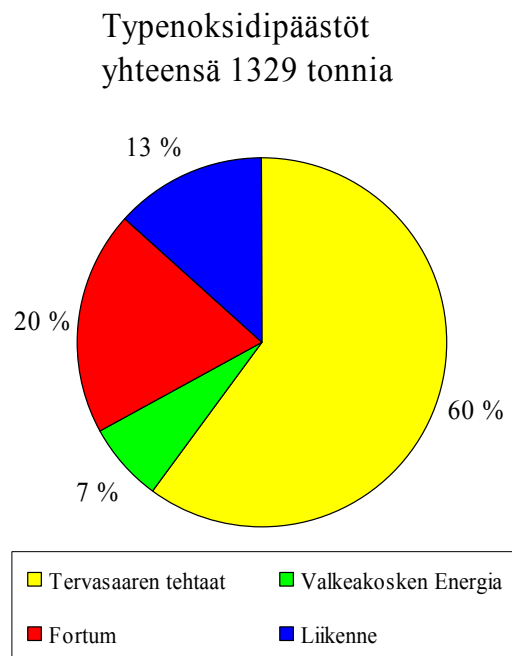
Sekoituskerroksen korkeus määrää pystysuunnassa päästöjen laimenemistilavuuden ylärajan. Kun sekoituskorkeus on pieni, pitoisuudet voivat kohota voimakkaasti matalien lähteiden päästöjen vaikutuksesta. Piippujen savuviuhkat voivat heijastua myös sekoituskerroksen ylärajalta (yläinversion tapauksessa) ja tästä voi aiheutua korkeita pitoisuuksia joillekin tietyille etäisyyksille piipuista. Matalia, alle 100 metrin ja 100–200 metrin sekoituskorkeuksia esiintyi tutkimuksessa käytetyssä meteorologisessa aineistossa runsaasti etenkin lokakuusta marraskuuhun (liitekuva 4). Yli 500 metrin sekoituskorkeus ei vaikuta enää merkittävästi pitoisuuksien kohoamiseen lähileviämisen mittakaavassa. Talvella sekoituskorkeus ulottui melko harvoin yli 500 metriin.

## **5 TULOKSET**

### **5.1 Päästöt**

Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Valkeakosken energiatuotannon, teollisuuden ja autoliikenteen typenoksidipäästöt sekä teollisuuden haisevien rikkiyhdisteiden päästöt vuodelle 2002. Leviämislaskelmissa käytetyt tutkimusalueen typenoksidipäästöt olivat vuonna 2002 yhteensä 1329 tonnia (kuva A). Suurimmat päästöt aiheutti

UPM-Kymmen Oyj:n Tervasaaren tehtaat, jonka osuus typenoksidipäästöistä oli 60 % (798 t/a). Energiatuotannon ja teollisuuden muiden päästölähteiden osuus typenoksidipäästöistä oli 27 % ja autoliikenteen osuus 13 % (178 t/a).



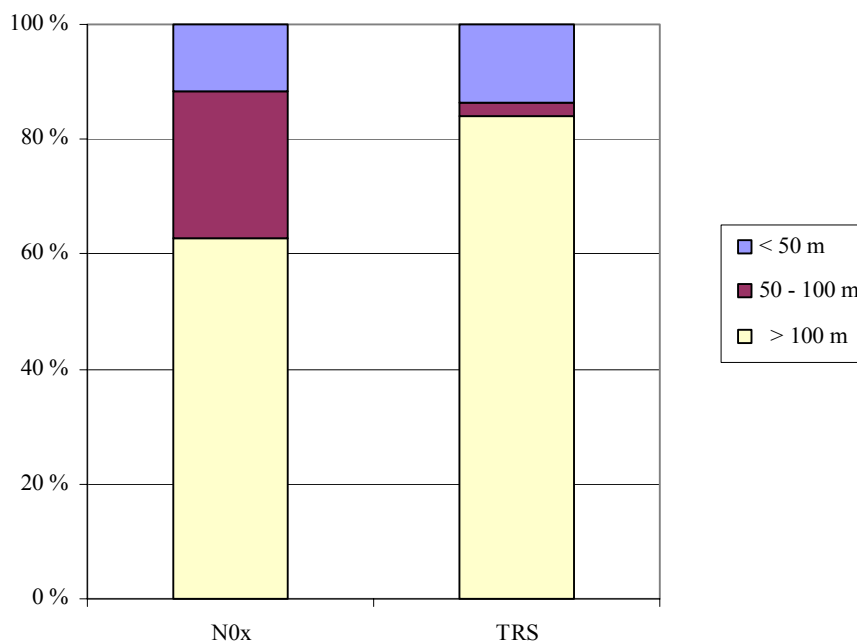
Kuva A. Eri päästölähteiden osuudet tutkimusalueen typen oksidien kokonaispäästöistä vuonna 2002.

UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n TRS-päästöt olivat yhteensä 156 t/a ja Säteri Oy:n rikkihiilipäästöt 1406 t/a (rikkihiilenä 1670 t/a). Tervasaaren tehtaat tuotti 30 % kaikista rikkivetypäästöistä (43 t/a) ja kaikki laskelmissa metyyliimerkaptaanina käsitellyt metyyliimerkaptaan-, dimetyylisulfidi- ja dimetyylidisulfidipäästöt (13 t/v). Säteri Oy:n tehtaiden osuus kaikista rikkivetypäästöistä oli 70 % (100 t/v). Kaikki em. Valkeakosken rikkihiilipäästöt olivat peräisin Säteri Oy:n prosesseista.

### 5.1.1 Energiantuotannon ja teollisuuden päästöt

Tutkimuksessa käsiteltiin piste- ja pintalähteinä seitsemän eri energiantuotanto- tai teollisuuslaitoksen yhteensä 12 erillistä päästökohdetta (piippua, hormia ja prosessia). Liitekuvasa 1 on esitetty pistelähteinä käsiteltyjen päästökohteiden sijainnit, päästö-

korkeudet sekä typen oksidien vuosipäästöt. Päästöt ja päästökorkeudet on esitetty laitoksittain liitteessä 1. Kuvassa B on esitetty energiantuotannon ja teollisuuden typenoksiidi- ja TRS-päästöt vuonna 2002 päästökorkeuden mukaan luokiteltuina.



Kuva B. Energiantuotannon ja teollisuuden typenoksiidi- ja TRS-päästöt vuonna 2002 päästökorkeuden mukaan luokiteltuina.

Suurimmassa osassa pistelähteitä päästöt vapautuivat ilmaan suhteellisen korkeista piipuista. Noin 63 % pistelähteiden typenoksidipäästöistä vapautui ulkoilmaan yli 100 m:n ja vain noin 8 % alle 50 m:n korkuisista piipuista. Vastaavasti TRS-päästöistä noin 84 % vapautuu yli 100 m:n korkeudelta ja vain noin 13 % alle 50 m:n korkeudelta.

### 5.1.2 Autoliikenteen päästöt

Leviämislaskelmissa käytetyt autoliikenteen typen oksidien vuoden 2002 kokonaispäästöt olivat 178 tonnia. Päästöt käsiteltiin leviämislaskelmissa 163 erillisenä viivalähteenä ja 44 pintalähteenä. Liitekuvassa 2 on esitetty typen oksidien vuosipäästöt viivalähteittäin. Tutkimusalueen ja lähiympäristön typenoksidipäästöistä 167 tonnia käsiteltiin mallilaskelmissa viivalähteinä ja 11 tonnia pintalähteinä.

VTT:n LIISA-laskentajärjestelmän tulosten mukaan koko Valkeakosken kaupungin alueen autoliikenteen päästöt olivat vuonna 2002 (*LIISA, 2002*):

- Rikkidioksidi:            0,9 tonnia
- Hiilimonoksidi:        1 218 tonnia
- Hiilidioksidi:         44 900 tonnia
- Hiukkaset:             15 tonnia
- Hiilivedyt:            131 tonnia
- Typen oksidit:         287 tonnia

## **5.2 Haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuudet**

Taulukkoon 3 on koottu Valkeakosken teollisuuslaitosten vuoden 2002 päästöjen aiheuttamat ulkoilman haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuuksien suurimmat arvot tutkimusalueella. UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden metyylimerkaptaan-, dimetyylisulfidi- ja dimetyylidisulfidipäästöt on laskelmissa oletettu koostuvan kokonaan metyylimerkaptaanista, koska tehtaiden muiden kuin rikkivetypäästöjen suhteellisesta osuudesta ei ollut käytettävissä tarkempaa tietoa ja vaikutus lopputuloksiin olisi vähäinen.

Tulokset on esitetty erikseen rikkivedylle, metyylimerkaptaanille sekä rikkivety- ja metyylimerkaptaanipäästöjen yhteisvaikutuksesta syntyneille TRS-pitoisuuksille ja rikkihiilelle. Rikkihiiltä esiintyi vain Säteri Oy:n päästöissä ja metyylimerkaptaanista vain Tervasaaren tehtaiden päästöissä.

Taulukko 3. Leviämismallilla lasketut UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n vuoden 2002 päästöjen aiheuttamat ulkoilman haisevien rikkijyhdisteiden pitoisuuksien suurimmat arvot tutkimusalueella. Tulokset on esitetty erikseen rikkivedylle (H<sub>2</sub>S), metyyli-merkaptaanille (MM) sekä rikkivety- ja metyylimerkaptaanipäästöjen yhteisvaikutuksesta syntyneille TRS-pitoisuuksille ja rikkihiilelle (C<sub>2</sub>S).

Pitoisuus (µg/m <sup>3</sup> )	Ohjearvo	H <sub>2</sub> S	MM	TRS	C <sub>2</sub> S
vuosikeskiarvo	–	0,6	0,03	0,6	1,3
korkein vuorokausikeskiarvo	–	8,1	2,1	8,7	69
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	10*	7,1	1,5	7,1	34
korkein tuntikeskiarvo	–	34	9,3	39	290
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	–	17	4,3	18	144

\*) TRS-pitoisuuden terveystvaikutusperusteinen ohjearvo rikkinä ilmaistuna

Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n vuodelle 2002 arvioitujen päästöjen aiheuttama korkein TRS-pitoisuus alittaisi vuorokausikeskiarvona selvästi koko tutkimusalueella vastaavan ohjearvon (10 µg/m<sup>3</sup>). Suurimmat komponenttikohtaiset lyhytaikaispitoisuudet aiheutuisivat mallilaskelmien mukaan rikkivetyypäästöistä. Korkeimmaksi rikkivety-pitoisuuden tuntikeskiarvoksi saatiin 34 µg/m<sup>3</sup>, kun vastaavasti molempien päästökomenttien (rikkivety ja metyylimerkaptaanin) yhteisesti aiheuttamaksi TRS-pitoisuuden korkeimmaksi tuntikeskiarvoksi saatiin 39 µg/m<sup>3</sup> (taulukko 3).

Suurimmat Tervasaaren ja Säterin tehtaiden aiheuttamat TRS-pitoisuudet muodostuivat mallilaskelmissa Tervasaaren tehtaiden lähistölle, mutta myös Säteri Oy:n päästöt kohottavat pitoisuuksia Tervasaaren tuotantolaitosten lähialueella. Vuorokausiohjearvoon verrannollinen TRS-pitoisuus ylittäisi 3 µg/m<sup>3</sup> Tervasaaren tehtaiden lähistöllä pienillä alueilla Valkeakosken keskustassa ja tehtailta etelään sekä osassa Säteri Oy:n tehdasaluetta (ks. liitekuva 5). TRS-pitoisuuden tuntikeskiarvo ylittäisi 5 µg/m<sup>3</sup> lähes koko tutkimusalueella (ks. liitekuva 6). Valkeakosken keskustassa TRS-pitoisuuden tuntikeskiarvo olisi pääsääntöisesti yli 10 µg/m<sup>3</sup>.

Säteri Oy:n vuodelle 2002 arvioitujen päästöjen aiheuttama korkein rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo, 69 µg/m<sup>3</sup>, syntyi noin 200–400 m:n etäisyydelle Säteri Oy:n tehtailta etelään (ks. liitekuva 7). Korkein rikkihiilipitoisuuden tuntikeskiarvo,



290  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , muodostui noin 800 m:n etäisyydelle Säteri Oy:n tehtailta koilliseen (ks. liitekuva 8). Rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo pienenee alle 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :aan noin 1–3 km etäisyydellä ja tuntikeskiarvo alle 100  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :aan noin 1–2 km etäisyydellä Säteri Oy:n tehtailta. Valkeakosken keskustassa rikkihiilen vuorokausikeskiarvo vaihtelee 5–40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  ja tuntikeskiarvo 60–220  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 5.3 Hajutilanteiden esiintyminen

Tutkimuksessa määritettiin Ilmatieteen laitoksen hajuyhdisteiden leviämismallilla UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien lyhytaikaisten (30 s) ja pitkäaikaisten (1 h) hajutilanteiden esiintyminen, eli hajukynnysten ylitykset tutkimusalueella. Hajumallilaskelmat toteutettiin kahdella eritasoisella hajukynnysarvojen yhdistelmällä:

- A) **haju juuri aistittavissa**, perushajukynnykset ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ): rikkivety = 0,7; metyylimerkaptani = 4,5; rikkihiili = 200
- B) **melko voimakas haju**, noin 5-kertaiset hajukynnykset ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ): rikkivety = 3,5; metyylimerkaptani = 22,5; rikkihiili = 1000

Perushajukynnykset on valittu kirjallisuudessa esitettyjen tietojen perusteella (*LEONARDOS et al., 1969, VERSCHUREN, 1983*). Melko voimakkaan hajun hajukynnykset arvioitiin käyttämällä haiseville yhdisteille viisinkertaisia perushajukynnysten arvoja. Eri hajukynnystasoilla pyrittiin kuvaamaan hajun eri voimakkuuksia. Perushajukynnyksillä kuvataan tilannetta, jossa 50 % ihmisistä aistii hajua, mutta hajun aiheuttaja ei ole vielä välttämättä tunnistettavissa. Melko voimakkaan hajun hajukynnyksillä kuvataan selkeää hajua, jonka aiheuttava yhdiste on tunnistettavissa.

Hajuyhdisteiden leviämismallilla tarkastellaan yleensä lyhytaikaisen 0,5 minuutin hajun pitoisuuksia tunnin otoksessa (ks. kappale 2.5). Tämä merkitsee sitä, että hajumallilaskelmissa tarkasteltava vuoden tunti rekisteröityy ns. hajutunniksi jo puoli minuuttia kestävä hajukynnyksen ylityksajan esiintyessä, eli hajutunnin aikana ei tarvitse haista koko tuntia yhtäjaksoisesti. Tässä tutkimuksessa tarkasteltiin myös pitkäaikaisen hajun esiintymistä. Pitkäaikaisen hajun tarkasteluissa tunti rekisteröityy hajutunniksi vasta kun

hajupitoisuuden tuntikeskiarvo ylittää hajukynnyksen, ts. hajutunnin aikana haisee käytännössä yhtäjaksoisesti koko tunnin ajan.

Taulukossa 4 on esitetty UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien lyhytaikaisten (30 s) ja pitkäaikaisten (1 h) hajujen esiintymistä kuvaavat tutkimusalueen suurimmat hajufrekvenssiarvot prosentteina vuoden tunneista, kun haju ylittää juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnykset tai melko voimakkaan hajun hajukynnykset.

Taulukko 4. UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttaman lyhytaikaisen (30 s) ja pitkäaikaisen (1 h) hajun esiintymistä kuvaavat tutkimusalueen suurimmat hajufrekvenssiarvot prosentteina vuoden tunneista, kun haju ylittää juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnykset tai melko voimakkaan hajun hajukynnykset.

	Hajufrekvenssi (%)	
	30 s	1 h
Haju juuri aistittavissa	30	14
Melko voimakas haju	25	7,1

Liitekuvilla 9–10 on esitetty hajumallilla määritetyt haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien lyhytaikaisten hajutilanteiden esiintymistä kuvaavat aluejakaumat ja liitekuvilla 11–12 pitkäaikaisten hajutilanteiden esiintymistä kuvaavat aluejakaumat. Suurimpien hajufrekvenssiarvojen sijainti on esitetty aluejakaumakuilla keltaisella tähdellä. Sekä lyhytaikaisen että pitkäaikaisen hajun maksimit esiintyvät kaikissa tarkasteluvaihtoehdoissa Säteri Oy:n tehdasalueella tai sen läheisyydessä. (ks. liitekuvat 9–12).

Maksimiarvojen ja niitä ympäröivien korkeimpien hajufrekvenssiarvojen alueiden muodostumiseen vaikuttavat tutkimusalueen pitkän ajan tuulensuuntajakauma ja päästölähteiden ympäristön maaston korkeuserot. Mallilaskelmien tulosten mukaan hajujen esiintyminen painottuu vallitsevien tuulensuuntien mukaisesti Tervasaaren tehtailta nähdessä pohjoisen ja koillisen väliseen sektoriin.

## 5.4 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

### 5.4.1 Pitoisuuksien maksimiarvot

Leviämismallilaskelmilla Valkeakosken kiinteiden päästölähteiden ja autoliikenteen vuoden 2002 päästöillä saadut ulkoilman typpidioksidipitoisuuksien maksimiarvot on koottu taulukkoon 5 ja typenoksidipitoisuuksien (kokonais- $\text{NO}_x = \text{NO} + \text{NO}_2$ ) maksimiarvot taulukkoon 6. Mallilaskelmissa on käytetty vuodet 2001–2003 kattavaa meteorologista aineistoa. Taulukoissa 5 ja 6 on esitetty tutkimusalueelle vuoden 2002 päästöillä lasketut energiantuotannon ja teollisuuden sekä autoliikenteen päästöjen erikseen aiheuttamat korkeimmat pitoisuudet sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta syntyneet korkeimmat pitoisuudet. Päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus. Taulukoissa esitetyt eri lähderyhmien päästöistä aiheutuvat pitoisuusarvot eivät ole summautuvia, sillä eri lähderyhmien aiheuttamat maksimipitoisuudet saatiin mallilaskelmilla eri tulostuspisteisiin.

Taulukko 5. Tutkimusalueelle Valkeakosken vuoden 2002 energiantuotannon ja teollisuuden sekä autoliikenteen päästöjen erikseen aiheuttamat sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneet korkeimmat typpidioksidipitoisuuden ( $\text{NO}_2$ ) vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus.

Typpidioksidipitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Energiantuotanto ja teollisuus	Autoliikenne	Yhteisvaikutus
korkein vuosikeskiarvo <sup>1)</sup>	0,4	35	36
korkein vuorokausikeskiarvo	11	83	85
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo <sup>2)</sup>	6,2	71	73
korkein tuntikeskiarvo	89	164	167
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus <sup>2)</sup>	21	122	124
19. korkein tuntikeskiarvo <sup>1)</sup>	16	115	116

<sup>1)</sup> korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

<sup>2)</sup> korkeimmat ohjearvoon verrannolliset pitoisuudet

Taulukko 6. Tutkimusalueelle Valkeakosken vuoden 2002 energiantuotannon ja teollisuuden sekä autoliikenteen päästöjen erikseen aiheuttamat sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneet korkeimmat typenoksidipitoisuuden (NO<sub>x</sub>) vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot (µg/m<sup>3</sup>). Päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus.

Typenoksidipitoisuus (µg/m <sup>3</sup> )	Energiantuotanto ja teollisuus	Autoliikenne	Yhteisvaikutus
korkein vuosikeskiarvo <sup>1)</sup>	6,0	83	88
korkein vuorokausikeskiarvo	181	500	511
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	91	457	474
korkein tuntikeskiarvo	1512	1651	1683
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	310	1141	1163

<sup>1)</sup> korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

Tarkastelemalla taulukoissa 5 ja 6 esitettyjä eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamia laskennallisia maksimipitoisuuksia, voidaan todeta, että autoliikenne vaikuttaa merkittävimmin typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksiin. Energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteiden aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet ovat korkeimmillaankin vuorokausikeskiarvoina pääsääntöisesti varsin pieniä. Vain typenoksidipitoisuuden tuntikeskiarvo on lähellä autoliikenteen aiheuttamaa vastaavaa arvoa. Piste- tai pintalähteiden osalta pitoisuuksia saattavat kohottaa suhteellisen matalat päästökorkeudet. Esimerkiksi Tervasaaren tehtaiden typen oksidien hajapäästöt vapautuvat suhteellisen matalalta (18 m maanpinnasta).

#### 5.4.2 Pitoisuuksien aluejakaumat

Leviämislaskelmilla määritettyjen suurimpien laskennallisten typpidioksidipitoisuuksien (NO<sub>2</sub>) alueellinen vaihtelu koko tutkimusalueella vuoden 2002 päästötilanteessa käy ilmi seuraavista liitekuvista:

- Liitekuvat 13–15: Valkeakosken energiantuotannon ja teollisuuden piste- ja pintalähteet

- Liitekuvat 16–19: Tutkimusalueen päästölähteiden yhteisvaikutus (liitekuviissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus)

Typenoksidipitoisuuden ( $\text{NO}_x$ ) vuosikeskiarvo vuoden 2002 päästötilanteessa energiantuotannon ja teollisuuden osalta on esitetty liitekuviassa 20 ja tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden ja taustapitoisuuden yhteisvaikutus liitekuviassa 21. Typpidioksidipitoisuuden aluejakaumat on muodostettu kotimaisiin raja- ja ohjearvoihin verrannollisista pitoisuuksista (vuosikeskiarvo, kalenterikuukauden toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo, korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ja 19. korkein tuntikeskiarvo).

Energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen aiheuttamat typenoksidi- ja typpidioksidipitoisuudet jäävät kaikkialla tutkimusalueella selvästi alle voimassa olevien raja- ja ohjearvojen. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , saavutettava viimeistään 1.1.2010) alittui laskelmien mukaan vuoden 2002 tilanteessa kaikkialla tutkimusalueella (ks. liitekuva 13). Korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen typpidioksidipitoisuus oli  $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (noin 10 % ohjearvosta) ja se syntyi noin 1,5 km:n etäisyydelle Tervasaaren tehtailta luoteeseen (ks. liitekuva 14). Vastaavasti tuntiohjearvoon verrannollinen typpidioksidipitoisuus oli  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (14 % ohjearvosta) ja se syntyi noin 2 km:n etäisyydelle Tervasaaren tehtailta kaakkoon (ks. liitekuva 15). Valkeakosken keskustassa typpidioksidipitoisuuden ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo vaihteli noin  $2\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  välillä ja ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo noin  $8\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  välillä. Pistelähteiden päästöjen aiheuttama typenoksidipitoisuuden suurin vuosikeskiarvo,  $6,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , muodostui laskelmissa n. 200 m etäisyydelle Tervasaaren tehtaista koilliseen (ks. liitekuva 20).

### **Valkeakosken päästölähteiden yhteisvaikutus**

Tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutuksen esittäviissä typpidioksidipitoisuuksien aluejakaumakuviissa näkyy voimakkaimpana autoliikenteen päästöjen vaikutus. Korkeimpien pitoisuuksien alueet muodostuivat Valkeakosken keskustan alueelle sekä vilkkaimmin liikennöityjen teiden ja vilkkaiden risteysalueiden läheisyyteen. Valkeakosken keskustassa Lempääläntien ja Valtakadun varrella typpidioksidipitoisuudet kohoavat selvästi liikenteen päästöjen vaikutuksesta. Yksittäisten

pistelähteiden vaikutusta pitoisuustasoihin ei aluejakaumakuvista juurikaan pysty havaitsemaan. Typpidioksidipitoisuuksien aluejakaumiin vaikuttaa myös typenoksidipäästöjen ilmakeemiallinen muutunta niiden kulkeutumisen aikana.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , saavutettava viimeistään 1.1.2010) alittui laskelmien mukaan vuoden 2002 tilanteessa kaikkialla tutkimusalueella (ks. liitekuva 16). Yli  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :n (ns. ylempi arviointikynnys) typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo ylittyi muutamassa laskentapisteessä Tehtaan­kadun ja Ulvajankadun risteysalueella ollen korkeimmillaan  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat yli  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  varsin pienellä alueella Valkeakosken keskustassa lähinnä Lempääläntien varrella. Muiden vilkkaimpien teiden varsilla ja Valkeakosken keskustassa pitoisuudet olivat pääosin yli  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjarvo ( $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ylittyi laskelmien mukaan yksittäisissä laskentapisteissä Valkeakosken keskustassa Lempääläntien ja Apiankadun risteyksessä (ks. liitekuva 17). Lähellä vuorokausiohjarvoa olevia pitoisuuksia (yli  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) esiintyi lähinnä Lempääläntien ja Tehtaan­kadun varrella Valkeakosken keskustassa. Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjarvo ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) alittui selvästi kaikkialla tutkimusalueella. Melko lähellä tuntiohjarvoa olevia pitoisuuksia (yli  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) esiintyi Lempääläntien varrella (ks. liitekuva 18). Valkeakosken keskustan alueella korkein ohjarvoon verrannollinen typpidioksidipitoisuus oli yli  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvo alittui selvästi kaikkialla tutkimusalueella (ks. liitekuva 19).

Kasvillisuusvaikutusperusteinen typenoksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ( $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ylittyy tulosten mukaan lähinnä Valkeakosken keskusta-alueella vilkkaimpien teiden varrella. Korkeimmat typenoksidipitoisuudet olivat  $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kauempana liikenteen vaikutusalueilta pitoisuudet ovat selvästi alle raja-arvon (ks. liitekuva 21). Typenoksidipitoisuuksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että kyseinen raja-arvo on voimassa ainoastaan laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla.

## 5.5 Hiukkaspitoisuus

Liitekuvassa 22 on esitetty semi-empiirisellä leviämismallilla laskettujen korkeimpien hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvojen aluejakauma. Leviämismallilla korkeimmaksi hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvoksi saatiin  $19 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , joka muodostui Isosillalle Valkeakosken keskustaan. Keskustan vilkkaimpien teiden varsilla hiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi  $13 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , mutta keskusta-alueen ulkopuolella vuosikeskiarvo olisi pääsääntöisesti alle  $11 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

## 6 TULOSTEN ARVIOINTI

### 6.1 Haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuuslaskelmien tulosten arviointi

#### 6.1.1 Rikkivety- ja metyylimerkaptaanipitoisuus (TRS)

Tutkimuksessa arvioitiin leviämismallilla, käyttämällä luvussa 4 kuvattuja lähtöarvoja, UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n tuotantolaitosten aiheuttamia rikkivedyn ja metyylimerkaptaanin pitoisuuksia sekä näiden yhteisesti aiheuttamia TRS-pitoisuuksia. Edellä mainituista haisevista rikkiyhdisteistä lienee ulkoilmassa tunnistettampi rikkivety,  $\text{H}_2\text{S}$ , joka on väritön ja riittävän korkeina pitoisuuksina mädälle kananmunalle haiseva kaasu. Kun rikkivety-molekyylin toinen vety korvautuu hiilivetyradikaalilla, muodostuu merkaptaneja, joista yleisin on metyylimerkaptaanin ( $\text{CH}_3\text{SH}$ ).

Selluntuotantopaikkakunnilla on pitkäaikaisen haisevien rikkiyhdisteiden altistuksen todettu lisäävän erityisesti päänsärkyä, silmä- ja nenäoireita, yskää ja hengenahdistusta. Sellutehtaan läheisellä alueella on väestöllä todettu myös enemmän äkillisiä hengitystieinfektioita kuin vertailualueella. Oireet ovat yleisempiä siellä, missä altistutaan voimakkaasti tai kohtalaisesti hajurikkiyhdisteille.

Sellupaikkakunnilla haisevista rikkiyhdisteistä aiheutuvan hajun on todettu olevan myös viihtyvyyteen vaikuttava stressitekijä, jolloin hajut saattavat johtaa pitkään jatkuessaan

psykosomaattiseen oireiluun. Haisevien rikkiyhdisteiden terveysvaikutuksia on käsitelty yksityiskohtaisemmin koti- ja ulkomaisessa lähdekirjallisuudessa (mm. *WHO, 1987, YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1993 ja MARTTILA, 1995*). Haisevia rikkiyhdisteitä vapautuu ulkoilmaan mm. selluntuotannosta, raakaöljy- ja lannoiteteollisuudesta, jätevesistä ja lietalan käsittelystä. Luonnossa ko. yhdisteitä syntyy mm. tulivuoren purkauksissa, soilla ja kuumissa lähteissä.

Rikkivedyllä ja metyylimerkaptaanilla on hyvin matala hajukynnys. Sen on arvioitu olevan alimmillaan rikkivedylle noin  $0,2\text{--}2\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Yhdisteelle ominainen mädän kananmunan haju alkaa esiintyä vasta em. nähden kolmin- tai nelinkertaisissa pitoisuuksissa (*WHO, 1987*). Metyylimerkaptaanin hajukynnyksenä esiintyy lähdekirjallisuudessa noin  $2,3\text{--}4,5\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  (*LEONARDOS et al., 1969, VERSCHUREN, 1983*).

Kuten kappaleessa 2.5 todettiin, tietyn yhdisteen hajukynnys vaihtelee ihmisillä mm. sen mukaan, kuinka kauan eri tyyppisille hajuille on altistuttu tai kuinka puhdas jokin yksittäinen aistittava yhdiste on. Hajukynnysarvo on se aineen tai näytteen pitoisuus, jossa 50 % testihenkilöistä tuntee hajua.

Rikkivetypitoisuuden korkeimmaksi tuntikeskiarvoksi saatiin Valkeakosken vuoden 2002 arvioiduilla rikkivetypäästöillä  $34\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja korkeimmaksi vuorokausikeskiarvoksi  $8,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Viihtyvyyshaittojen ehkäisemiseksi annettu WHO:n suositte  $7\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ , joka koskee puolen tunnin pitoisuuksia, voisi mallilaskelmien tulosten mukaan ylittyä epäedullisissa meteorologisissa olosuhteissa lähes koko tulostusalueella. Rikkivetypitoisuudet alittaisivat sen sijaan selkeästi koko tutkimusalueella luvussa 3 esitetyn WHO:n suositusarvon  $150\ \mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokausikeskiarvolle. Luvussa 3 mainittiin, että Kaakkois-Suomen selluntuotantopaikkakunnilla on todettu ihmisille aiheutuneen rikkivedystä erilaisia oireita jo n.  $35\text{--}40\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ :n vuorokausipitoisuuksilla. Tämän suuruisia pitoisuuksia ei mallilaskelmien tulosten mukaan esiintyisi Valkeakosken seudun teollisuuslaitosten aiheuttamien päästöjen vaikutuksesta.

Leviämislaskelmin saatiin vuoden 2002 arvioiduilla päästöillä tutkimusalueen suurimmaksi ohjearvoon verrannolliseksi rikkinä ilmaistuksi TRS-pitoisuuden vuorokausikeskiarvoksi  $7,1\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ , joka on 71 % ohjearvotasosta ( $10\ \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Korkein ohjearvoon



verrannollinen TRS-pitoisuus olisi yli 10 % vuorokausiohjearvosta suuressa osassa Valkeakosken keskustaa sekä Tervasaaren ja Säteri Oy:n tehtailta noin 1–2 km:n etäisyydellä (ks. liitekuva 5).

### 6.1.2 Rikkihiilipitoisuudet

Rikkihiili on helposti kaasuuntuva neste, jolle altistuminen tapahtuu pääasiassa hengitysteitse. Elimistössä rikkihiili kertyy rasvapitoisiin elimiin, ja poistumista elimistöstä tapahtuu mm. virtsan mukana.

Ihmisillä esiintyy korkeiden rikkihiilipitoisuuksien altistusvaikutuksina erilaisia hermostollisia oireita kuten ääreishermoston monihermotulehduksia ja psyykkisiä muutoksia. Pitkäaikaisella pienille rikkihiilipitoisuuksille tapahtuneilla altistuksilla on todettu mm. verisuonten kalkkeutumistaipumuksen lisääntymistä. Suoritettujen eläinkokeiden perusteella on arveltu rikkihiilellä olevan vaikutuksia myös epämuodostumien syntyyn, maksa- ja munuaisvaurioihin sekä lieviin verimuutoksiin. Em. lisäksi rikkihiilen on epäilty aiheuttavan muutoksia sisäeriterauhasten toiminnassa, elimistön rasva-aineenvaihdunnassa ja veren hyytymismekanismissa.

Maailman terveysjärjestö WHO on antanut ulkoilman rikkihiilipitoisuudelle suositusarvot  $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vuorokausikeskiarvona terveydellisin perustein ja  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  puolen tunnin keskiarvona viihtyvyysperustein mm. viskoosintuotannon hajuhaittojen ehkäisemiseksi (*WHO, 1987*).

Leviämislaskelmin saatiin vuoden 2002 arvioituilla päästöillä tutkimusalueen suurimmaksi rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvoksi  $69 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja tuntikeskiarvoksi  $290 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Leviämislaskelmin saatu korkein rikkihiilipitoisuus alittaisi koko tutkimusalueella WHO:n vuorokausikeskiarvolle antaman terveysvaikutusperusteisen suositusarvon ( $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo olisi yli 20 % em. suositusarvosta noin 1–3 km etäisyydelle Säteri Oy:n tehtailta. Valkeakosken keskustassa rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo olisi noin 5–40 % WHO:n terveysperusteisesta suositusarvosta. Leviämislaskelmin saatu korkein rikkihiilipitoisuuden tuntikeskiarvo ylittäisi WHO:n puolen tunnin keskiarvolle antaman viihtyvyysperusteisen

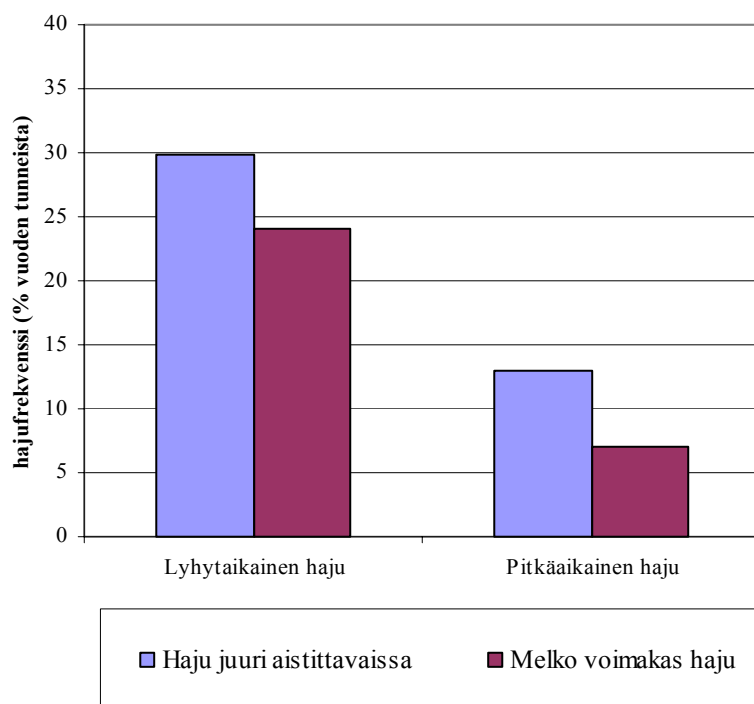
suositusarvon ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) noin 15-kertaisesti. Valkeakosken keskustassa korkein rikkihiilipitoisuuden tuntikeskiarvo voisi olla noin 3–11-kertainen WHO:n viihtyvyyssuositukseen suositusarvoon (puolen tunnin keskiarvo) verrattuna.

## 6.2 Hajumallilaskelmien tulosten arviointi

Maita, joissa on annettu selkeitä ohjearvoja tai ohjearvosuosituksia hajujen esiintymiselle ovat tiettävästi vain Saksa ja Tanska. Saksassa on Nordrhein-Westfahlenin osavaltiossa annettu vuonna 1993 ohjeet, joiden mukaan selvää hajua saa esiintyä enintään 10 % kokonaisajasta asutusalueilla ja 15 % ajasta teollisuusalueilla (*ANONYMI, 1993*). Laitosta, jonka aiheuttama hajukuorma ei ylitä 2 %, ei pidetä alueen kokonaishajukuorman kannalta merkityksellisenä. Tanskassa laitoksen aiheuttamaa häiritsevää hajua saa esiintyä ympäristössä korkeintaan 1 % ajasta (*MILJÖSTYRELSEN, 1985*). Häiritseväksi hajuksi määritellään yleisesti erittäin selkeä haju.

Suomessa on tehty tutkimus niistä muuttujista, jotka sopisivat maassamme mahdollisesti annettavien hajuohjearvojen perusteiksi (*ARNOLD, 1995*). Tutkimuksessa esitetään, että ohjearvona voitaisiin käyttää hajufrekvenssiarvoja 3–9 % ajasta. Alaraja koskisi hyvin epämiellyttävää, kuten sellutehtaiden ympäristössä esiintyvää haisevien rikkiyhdisteiden korkean haittapotentiaalin omaavaa hajua ja yläraja hajuja, joiden miellyttävyyssaste on vaihtelevampi.

Kuvassa C on esitetty Valkeakosken teollisuuden haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien hajujen esiintymistä kuvaavat tutkimusalueen suurimmat hajufrekvenssiarvot prosentteina vuoden tunneista kahdella eritasoisella hajukynnysarvojen yhdistelmällä vuoden 2002 päästötilanteessa.



Kuva C. Valkeakosken teollisuuden haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamien hajujen esiintymistä kuvaavat tutkimusalueen suurimmat hajufrekvenssiarvot prosentteina vuoden tunneista kahdella eritasoisella hajukynnysarvojen yhdistelmällä vuoden 2002 päästötilanteessa.

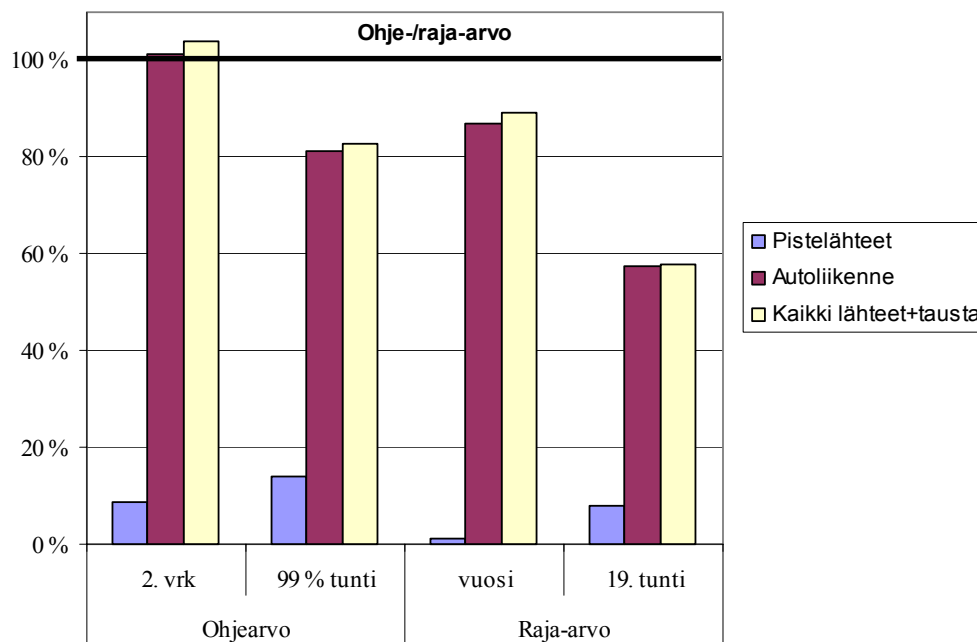
Lyhytaikaisen hajun (30 s) hajufrekvenssit olivat perustapauksen hajukynnyksillä (50 % ihmisistä aistii hajua, mutta haju ei ole välttämättä tunnistettavissa) yli 9 % kokonaisuudesta lähes koko tulostusalueella lukuun ottamatta tutkimusalueen lounais- ja itäreunaa. Mm. Valkeakosken keskustassa hajufrekvenssiarvot olisivat kaikkialla yli 12 % (ks. liitekuva 9). Selkeää tunnistettavissa olevaa melko voimakasta lyhytaikaista hajua esiintyisi koko tutkimusalueella selvästi harvemmin. Lyhytaikaisen hajun viisinkertaisilla hajukynnyksillä yli 9 % hajufrekvenssejä esiintyisi tulostusalueella pohjoisen ja kaakon välisessä sektorissa noin 0,5–3 km:n etäisyydellä Tervasaaren tehtailta. Hajufrekvenssiarvot ylittäisivät 3 % edelleen koko tutkimusalueella ja Valkeakosken keskustassa hajufrekvenssit olisivat yli 9 % (ks. liitekuva 10).

Pitkäaikaista hajua (1 h) esiintyy selvästi harvemmin kuin lyhytaikaista (30 s) hajua. Pitkäaikaisen hajun hajufrekvenssit olivat perustapauksen hajukynnyksillä (50 % ihmisistä aistii hajua, mutta haju ei ole välttämättä tunnistettavissa) yli 9 % kokonaisuudesta

ajasta pienellä alueella Säteri Oy:n tehdasalueella (ks. liitekuva 11). Juuri aistittavissa olevan pitkäaikaisen (1 h) hajun hajufrekvenssit olisivat tutkimusalueella yli 3 % ajasta suuressa osassa Valkeakosken keskustaa ja noin 1–3 km:n etäisyydellä Säteri Oy:n tehtaista. Selkeän tunnistettavissa olevan melko voimakkaan pitkäaikaisen (1 h) hajun hajufrekvenssit ovat yli 3 % vuoden tunneista osassa Säteri Oy:n tehdasaluetta ja tehdasalueen välittömässä läheisyydessä. Valkeakosken keskustassa ja suuressa osassa tutkimusaluetta melko voimakkaan pitkäaikaisen (1 h) hajun hajufrekvenssit ovat alle 1 % (ks. liitekuva 12).

### 6.3 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

Kuvassa D on esitetty Valkeakosken vuoden 2002 päästöillä laskettujen korkeimpien ulkoilman typpidioksidipitoisuuksien suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. Suhde on ilmoitettu sekä eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille pitoisuuksille että kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille pitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhteisvaikutuksen aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen taustapitoisuus.



Kuva D. Leviämismallilla laskettujen tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin vuoden 2002 päästötilanteessa. Suhde on ilmoitettu prosentteina eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille ja kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille maksimipitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhteisvaikutuksen aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.

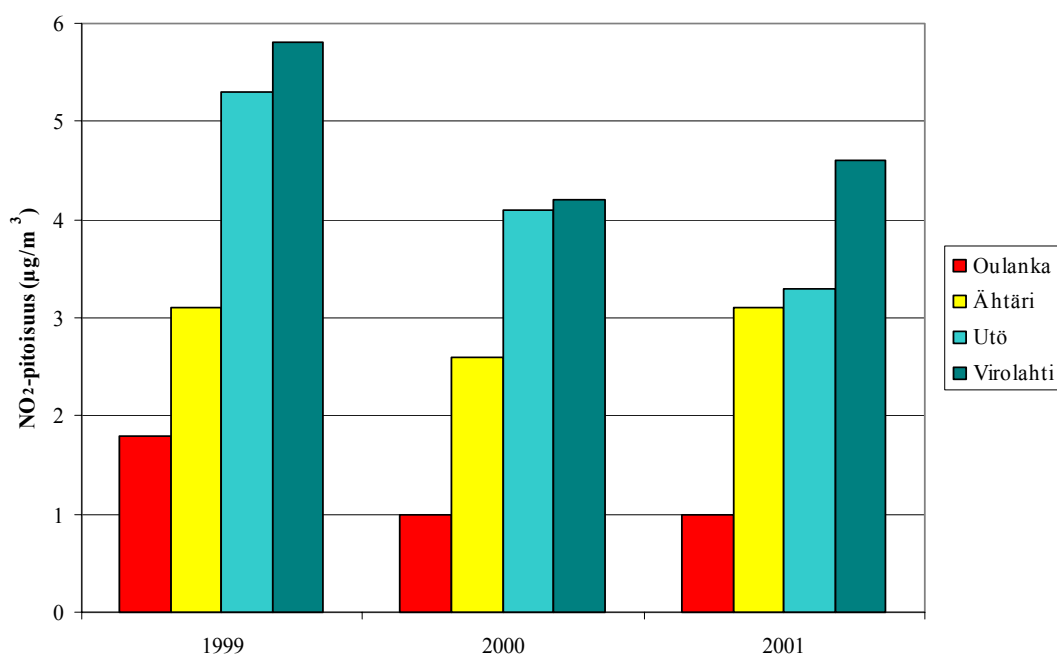
Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohjarvo ylittyi yksittäisessä laskentapisteessä Valkeakosken keskustassa (ks. liitekuva 17). Ylitys aiheutui autoliikenteen päästöistä. Pistelähteiden päästöjen aiheuttama vuorokausiohjarvoon verrannollinen pitoisuus oli korkeimmillaan noin 9 % ohjarvosta. Kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama pitoisuus ylitti vuorokausiohjarvon 4 % :lla.

Typpidioksidipitoisuuden tuntiohjarvo alittui sen sijaan varsin selvästi koko tutkimusalueella (ks. liitekuva 18). Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli 83 % tuntiohjarvosta. Pistelähteiden päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet olivat korkeimmillaan alle 14 % ohjarvoon verrannollisesta tuntiohjarvosta. Sekä typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle että tuntikeskiarvolle annetut raja-arvot alittuivat niin ikään kaikkialla tutkimusalueella. Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä aiheuttama typpidioksidipitoisuus oli 89 % vuosiraja-arvosta ja 58 % tuntiraja-arvosta. Typpidioksidille annettu varoituskyynnys ( $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna) ei myöskään ylittynyt.

Pistelähteiden päästöjen aiheuttama korkein typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo (raja-arvo  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) oli korkeimmillaan 20 % raja-arvosta (ks. liitekuva 20). Em. typenoksidipitoisuuden raja-arvo ylittyi kaikkien päästöjen yhteisvaikutuksesta Valkeakosken keskustassa pääasiassa Lempääläntien ja Tehtaankadun varrella pienellä alueella (ks. liitekuva 21). Raja-arvon soveltamisalueilla, eli laajoilla maa- ja metsätalousalueilla sekä luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla, raja-arvo ei sen sijaan ylity.

#### **6.4 Tausta-alueiden typenoksidipitoisuudet**

Tutkimusalueen ilmanlaatuun vaikuttavat sen omien päästöjen lisäksi muualta Suomesta peräisin olevat ja ulkomailta kaukokulkeutuneet päästöt. Kauempaa kulkeutuneiden päästöjen aiheuttamia vaikutuksia tutkimusalueen ilmanlaatuun voidaan arvioida Ilmatieteen laitoksen tausta-asetaverkon havainnoista. Kuvaan E on koottu typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja eräiltä Ilmatieteen laitoksen taustahavaintoasemilta, joista tutkimusaluetta lähinnä sijaitsee Ähtäri.



Kuva E. Typpidioksidin (NO<sub>2</sub>) vuosikeskiarvopitoisuudet eräillä Ilmatieteen laitoksen taustasemilla vuosina 1999–2001 (*Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun seurannan tietojärjestelmä ILSE*).

Kuvasta E havaitaan, että typenoksidipäästöjen aiheuttama kuormitus on suurinta Virolahdella ja Utössä. Utössä havaitaan eteläisten ja lounaisten ilmapvirtausten mukana Keski-Euroopasta kulkeutuvien typenoksidipäästöjen kohottava vaikutus. Viime vuosina typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Ähtärissä noin 2–3 µg/m<sup>3</sup>.

## 6.5 Taajamien typpidioksi- ja hiukkaspitoisuudet

### Typpidioksidipitoisuudet

Merkittävin taajamien typpidioksi- ja typenoksidipitoisuuksiin vaikuttava tekijä on autoliikenne. Eräiden Ilmatieteen laitoksella tehtyjen selvitysten mukaan (mm. *PIETARILA ym., 1997; VARJORANTA ym., 1999; RASILA, ym., 2000; PIETARILA & VARJORANTA 2001*) energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteet aiheuttavat ympäristöönsä varsinkin kaupunkialueilla liikenteen vaikutuksiin verrattuna yleisen ilmanlaadun kannalta lähinnä tausta-arvoluonteisen typpidioksidin pitoisuuslisän. Typenoksidipitoisuuden (kokonais-NO<sub>x</sub>) tuntikeskiarvojen maksimit kohoavat maamme

kaupunkien vilkkaasti liikennöidyissä katukuiluissa usein jopa yli 1000–1500  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :aan. Suurimmissa taajamissa typen oksidien ilmakemialle on ominaista, että otsoni kuluu loppuun muutuntareaktioissa. Tällöin typpidioksidin muodostuminen hidastuu, vaikka ilmassa olisi vielä runsaasti typpimonoksidia.

Varsinkin Etelä-Suomessa on esiintynyt meteorologisia erityistilanteita, joiden aikana on lähes tyyntä ja inversio on hyvin matalalla. Inversio tarkoittaa tilannetta, jossa maanpinnan lähellä oleva kylmä ilmakerros jää ylempänä olevan lämpimän ilmamassan alle loukkuun. Tällöin päästöjen sekoittuminen ja laimeneminen on heikkoa ja mm. autoliikenteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet kohoavat epätavallisen korkeiksi. Tällainen pitemmän aikaa kestänyt episoditilanne oli viimeksi joulukuun lopussa 1995, jolloin eräillä Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunnan (YTV) ilmanlaadun mittausasemilla sekä mm. Lahdessa, Tampereella ja Turussa havaittiin normaalia korkeampia typenoksidipitoisuuksia. Tällöin Helsingissä, Espoossa ja Vantaalla havaittiin typpidioksidin pitoisuusmittauksissa n. 300–400  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :n tuntikeskiarvoja ja n. 170–200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :n vuorokausikeskiarvoja.

Turussa episodin aikaiset korkeimmat typpidioksidipitoisuudet olivat Kauppatorin tarkkailupisteessä: tuntikeskiarvo 487  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , vuorokausikeskiarvo 227  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Episodin aikana typenoksidipitoisuuden (kokonais- $\text{NO}_x$ ) korkeimmat tuntikeskiarvot kohosivat mm. Helsingin Vallilassa yli 2000  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :aan ja Turun Kauppatorilla 1550  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ :aan. Kaikki em. pitoisuudet on saatu normaaleilta mittauskorkeuksilta, noin 3–5 metrin korkeudelta maanpinnasta. Ilmatieteen laitoksella EU:n ilmanlaadun direktiivien täytäntöön panemiseksi tehdyn ilmanlaadun alustavan arvioinnin (*PIETARILA ym., 2001*) tulosten mukaan typpidioksidin raja-arvot voivat nykyisin ylittyä etenkin suurimpien kaupunkien vilkkaasti liikennöidyillä keskusta-alueilla lähinnä liikenneväylien ja risteyksien läheisyydessä. Typpidioksidipitoisuuksien tulee alittaa raja-arvot 1.1.2010 mennessä.

### **Hiukkaspitoisuudet**

Hiukkaset ovat nykyisin typen oksidien ja haisevien rikkiyhdisteiden ohella merkittävin ilmanlaatuun vaikuttava tekijä maamme taajamissa. Ulkoilman hiukkaset ovat taajamis-

sa peräisin suurelta osin liikenteen nostattamasta katupölystä eli epäsuorista päästöistä (ns. resuspensio). Osittain hiukkaspitoisuuksia aiheuttavat myös suorat päästöt, jotka ovat pääosin peräisin energiantuotannon ja teollisuuden polttoprosesseista sekä autojen pakokaasuista. Liikenteen pakokaasuhiukkaset ovat suurelta osin peräisin dieselajoneuvoista. Suorat hiukkaspäästöt ovat yleensä pieniä hiukkasia, joiden massa on varsin pieni ja lukumäärä suuri. Myös kaasumaisista yhdisteistä muodostuu ilmakehässä hiukkasia.

Suomessa hiukkaspitoisuudet kohoavat yleensä voimakkaasti keväällä maaliskuuhuhtikuussa maanpinnan kuivuessa tuulen ja liikenteen nostattaman katupölyn vaikutuksesta. Suurimmat hiukkaspitoisuudet esiintyvät vilkkaasti liikennöidyillä kaupunkien keskusta-alueilla. Suurimpien kaupunkien keskusta-alueilla on mitattu useina vuosina yli  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  olevia  $\text{PM}_{10}$ -pitoisuuden vuosikeskiarvoja. Pienempienkin kaupunkien keskusta-alueilla  $\text{PM}_{10}$ -pitoisuuden vuosikeskiarvot ylittävät  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vuosikeskiarvolle annettua raja-arvoa ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ei ole Suomessa viime vuosina ilmanlaatumittaus-  
ten mukaan ylitetty. Sen sijaan luvussa 3 mainittu EU:n 1. tytärdirektiivin 2. vaiheen suuntaa antava raja-arvo ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alitettava viimeistään 1.1.2010) ylittyy useiden suhteellisen pienienkin kaupunkien keskusta-alueilla. Kaupunkien keskusta-alueiden ulkopuolellakin pitoisuudet ovat olleet yli  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . (PIETARILA ym., 2001)

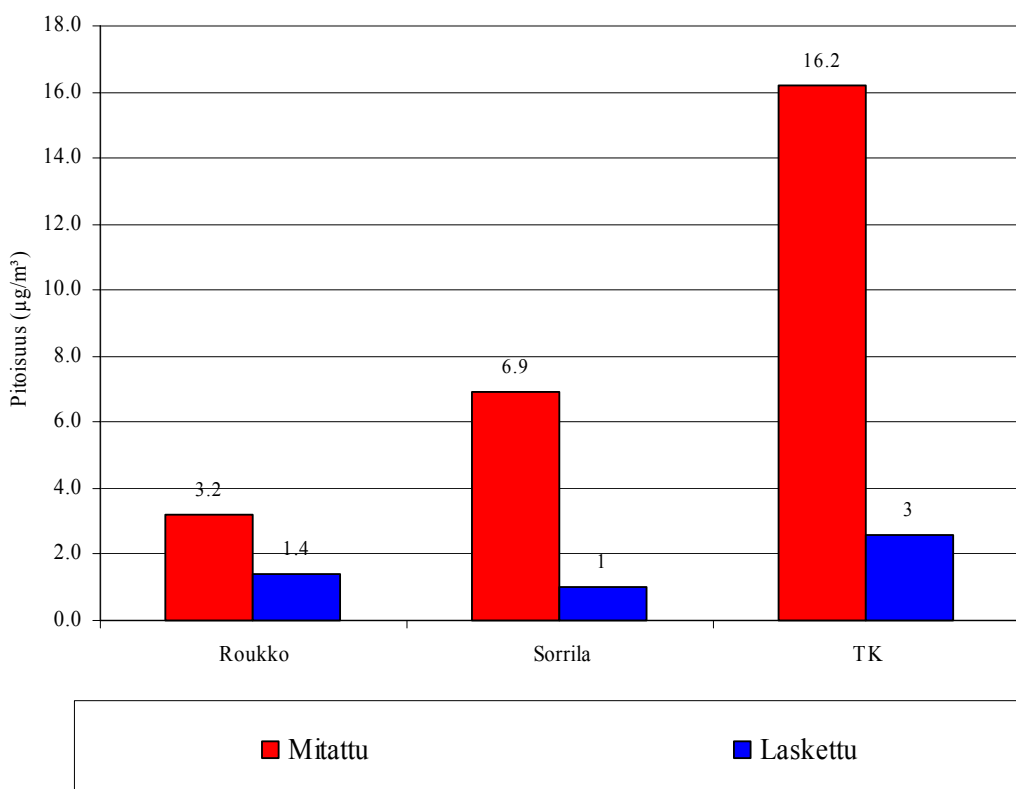
Korkeimmat mitatut  $\text{PM}_{10}$ -pitoisuuden vuorokausikeskiarvot ovat olleet useiden kaupunkien keskustojen liikenneasemilla yli  $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Kaupunkien tausta-aseimillakin mitatut korkeimmat vuorokausikeskiarvot ovat olleet yli  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .  $\text{PM}_{10}$ -pitoisuuden vuorokausikeskiarvolle annettua raja-arvoa ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sallittu 35 ylitystä/vuosi) ei kuitenkaan yleensä ole viime vuosina mittausasemilla ylitetty Suomessa. EU:n 1. tytärdirektiivin 2. vaiheen suuntaa-antava raja-arvo ( $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sallittu 7 ylitystä/vuosi, alitettava viimeistään 1.1.2010) ylittyy sen sijaan useiden suhteellisen pienienkin kaupunkien keskusta-alueilla. (PIETARILA ym., 2001)

## 6.6 Leviämislaskelmin saatujen ja mitattujen pitoisuuksien vertailu.

Valkeakosken seudulla on vuonna 2002 mitattu Roukkon, Sorrilan ja Terveyskeskuksen ilmanlaadun mittauspisteessä ulkoilman TRS-pitoisuuksia ja terveystieteiden mittaus-



pisteessä typpidioksidipitoisuuksia. Lisäksi Hiekkatekonurmen mittauspisteessä on mitattu hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuksia. Kaikki mittauspisteet sijaitsevat tämän selvityksen tutkimusalueella ja mittauspisteiden sijaintikohdat on esitetty liitekuvassa 23. Kuvassa F on esitetty Roukkon, Sorrilan ja Terveyskeskuksen ulkoilman tarkkailumittausten tuloksista määritetyt ja leviämislaskelmin maanpintatasoon saadut TRS-pitoisuuden ohjearvoon verrannolliset vuorokausikeskiarvot.

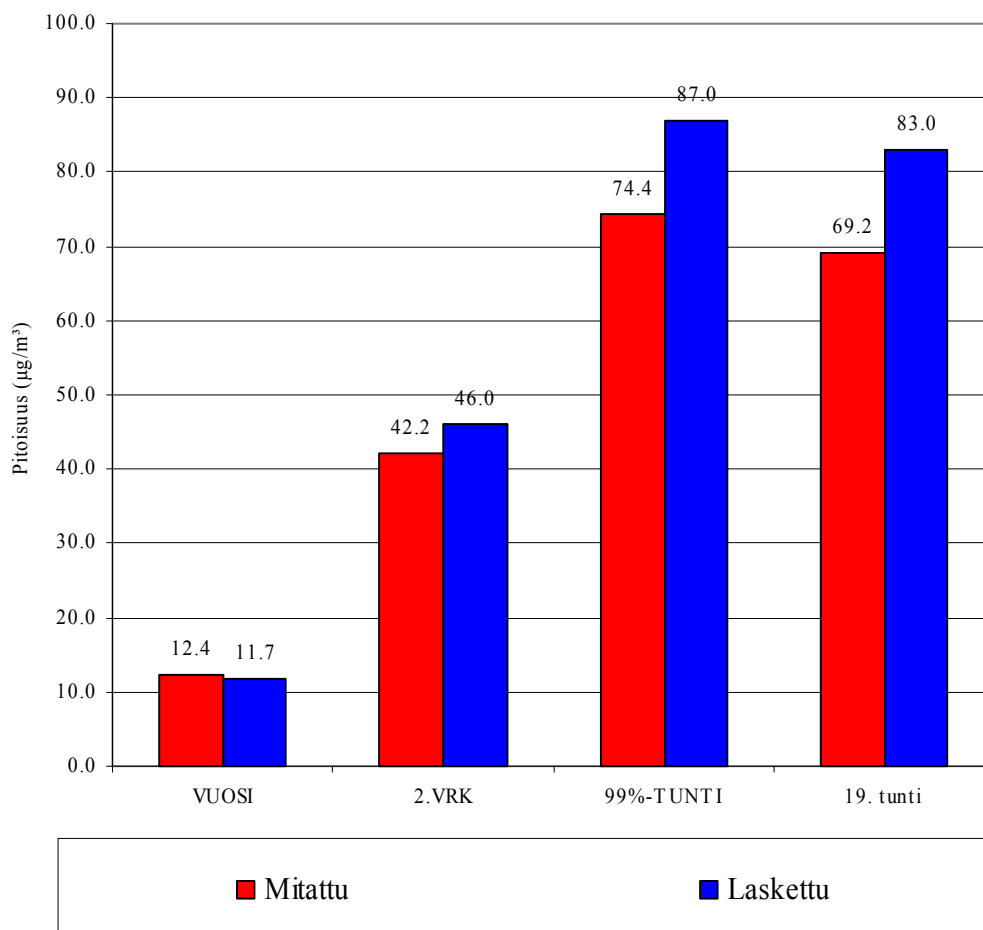


Kuva F. Valkeakosken ulkoilman tarkkailumittausten tuloksista määritetyt ja leviämislaskelmin maanpintatasoon saadut TRS-pitoisuuden ohjearvoon verrannolliset vuorokausikeskiarvot Roukkon, Sorrilan ja Terveyskeskuksen (TK) mittauspisteissä.

Leviämismallilaskelmien tulosten perusteella korkein ohjearvoon verrannollinen TRS-pitoisuuden vuorokausikeskiarvo oli n. 40 % Roukkon ja n. 14–15 % Sorrilan ja Terveyskeskuksen mittauspisteissä mitatusta arvosta.

Kuvassa G on esitetty Terveyskeskuksen linja 2:n ulkoilman tarkkailumittausten tuloksista määritetyt ja leviämislaskelmin maanpintatasoon saadut typpidioksidipitoi-

suuden korkein vuosikeskiarvo, toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo, korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ja 19. korkein tuntikeskiarvo. Terveyskeskuksen linja 2:n mittausarvot on saatu käyttäen automaattista DOAS-menetelmää.



Kuva G. Valkeakosken ulkoilman tarkkailumittausten tuloksista määritetyt ja leviämislaskelmin maanpintatasoon saadut typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo, toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo, korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ja 19. korkein tuntikeskiarvo Terveyskeskuksen linja 2:n mittauspisteissä. Mittausarvot on saatu käyttäen automaattista DOAS-menetelmää.

Terveyskeskuksen linja 2:n mittauspisteessä saadut ohjearvoon verrannolliset korkeimmat vuorokausi- tuntikeskiarvot olivat noin 1,1-kertaisia verrattuna leviämislaskelmin maanpintatasoon saatuihin pitoisuuksiin. Vastaavasti mittauksin saatu typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo oli noin 98 % leviämislaskelmin saadusta ja mittauksin saatu typpidioksidipitoisuuden 19. korkein tuntikeskiarvo oli noin 1,2 -kertainen verrattuna vastaavaan leviämislaskelmin saatuun pitoisuuteen.

Leviämislaskelmin saatu hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) korkein vuosikeskiarvo on noin 83 % Hiekkatekonurmen mittauspisteessä vuonna 2002 saadusta vuosikeskiarvosta (14,4 µg/m<sup>3</sup>). Terveyskeskuksen mittauspisteessä (linja 2 ja linja 1) DOAS-menetelmällä mitatut rikkihiilipitoisuuden korkeimmat vuorokausi- ja tuntikeskiarvot ovat noin 3–6 kertaa pienempiä kuin leviämislaskelmin saadut vastaavat pitoisuusarvot. Terveyskeskuksen mittauspisteessä korkeimmat mitatut rikkihiilipitoisuuden vuorokausi- ja tuntikeskiarvot olivat 4,5 µg/m<sup>3</sup> ja 25 µg/m<sup>3</sup>.

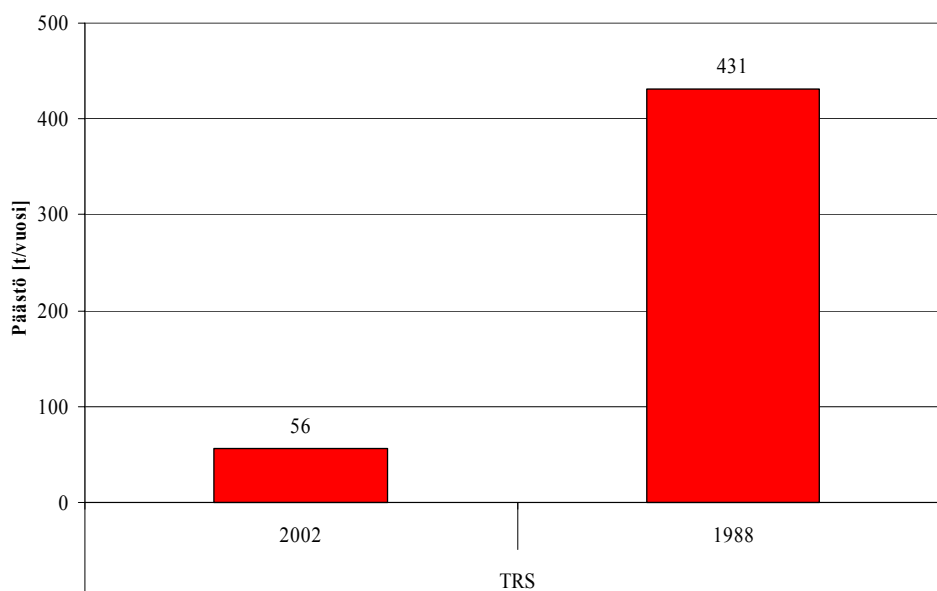
Leviämiselvitysten tulosten tarkkuus riippuu mm. päästötietojen oikeellisuudesta ja päästöjen ja niiden ajallisen vaihtelujen kuvaamisen tarkkuudesta mallilaskelmissa sekä meteorologisen aineiston alueellisesta ja ilmastollisesta edustavuudesta. Mittauksin saatuihin pitoisuusarvoihin aiheuttavat virhettä esimerkiksi mittalaitteesta, kalibroinneista, näytteenotosta ja mittauspaikan edustavuudesta riippuvat tekijät. Vertailtavien pitoisuustietojen tulisi lisäksi olla samalta tarkastelujaksolta. Mallilaskelmin saadaan tilastollisia pitoisuusarvoja, joiden muodostumiseen vaikuttaa voimakkaasti mm. se, kuinka päästöjen lyhytaikaisvaihtelu on kuvattu mallissa. Leviämismallilaskelmien tuloksiin liittyy epävarmuutta yleensä sitä enemmän mitä lyhyemmän jakson pitoisuusarvoista on kyse. Mittaamalla saatuihin pitoisuuden pitkän ajan keskiarvoihin vaikuttaa mm. mittarin herkkyys, mittarin kalibrointiväli ja nollatason valinta tuloksia laskettaessa. Mittaamalla saadaankin yleisesti ottaen luotettavampia lyhyen ajan keskiarvoja kuin pitemmän ajan keskiarvoja, mikäli pitoisuudet ovat merkittävän osan mittausajasta mittaustarkkuuden alarajalla, kuten tilanne yleensä on esim. ulkoilman pitoisuusmittauksissa.

Mallilaskelmien tuloksiin vaikuttaa huomattavasti päästötietojen luotettavuus ja etenkin päästövaihtelun kuvaamisen onnistuminen. Mallin tuloksista ovatkin pitemmän ajan keskiarvot yleensä luotettavampia kuin lyhyemmän ajan keskiarvot. Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n TRS-päästöjen aiheuttamiin lyhytaikaispitoisuuksiin vaikuttavat merkittävästi hajukaasujen käsittelyn päästöt, etenkin häiriötilanteissa. Mallissa näiden päästöjen ajankohdissa ja päästötasoissa on runsaasti epävarmuuksia, eivätkä ne näin ollen mallissa ajoitu välttämättä samaan meteorologiseen tilanteeseen (esim. tuulen suuntaan), missä ne ovat todellisuudessa tapahtuneet. Muun muassa edellä mainitut

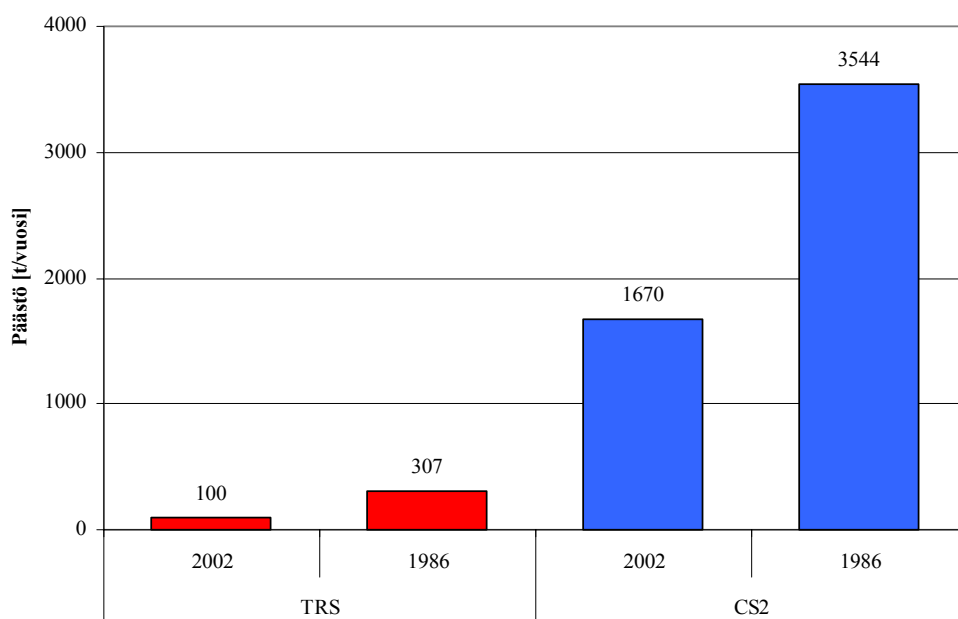
tekijät vaikuttavat siihen, etteivät mallilla ja mittaamalla saadut tulokset ole täysin vertailukelpoisia keskenään.

### 6.7 Vertailu aiemmin tehtyjen leviämismallitutkimusten tuloksiin

Vuonna 1989 valmistuneessa leviämismallitutkimuksessa (*PESONEN ym., 1989*) arvioitiin Valkeakosken energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen aiheuttamia rikkidioksidin ja haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuuksia. Em. tutkimuksessa Valkeakosken suurimpien teollisuuslaitosten päästöt olivat vuosilta 1986 (Säteri Oy) ja 1988 (Tervasaaren tehtaat). Tässä tutkimuksessa on päästöjen aiheuttamat haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuudet käsitelty osin samoin menetelmin kuin vuoden 1989 tutkimuksessa. Haisevien rikkiyhdistepäästöjen leviämislaskelmissa ei vielä vuonna 1989 tuotettu TRS-pitoisuuksia. Valkeakosken seudun haisevien rikkiyhdisteiden kokonaispäästöt ovat pienentyneet vuodesta 1989 vuoteen 2002 noin 80 %. Tervasaaren tehtaiden TRS-päästöt olivat vuonna 2002 lähes 90 % pienemmät kuin vuonna 1988 (ks. kuva H). Säteri Oy:n rikkivetypäästöt olivat vuonna 2002 lähes 70 % ja rikkihiilipäästöt noin 50 % pienemmät kuin vuonna 1986 (ks. kuva I).



Kuva H. Tervasaaren tehtaiden vuosien 1988 ja 2002 TRS:n vuosipäästöt rikkiä ilmaistuna.



Kuva I. Säteri Oy:n vuosien 1986 ja 2002 TRS:n ja rikkihiilen vuosipäästöt. TRS-päästöt on ilmaistu rikkinä.

Vuoden 1989 leviämisselvityksen ja tämän tutkimuksen perusteella TRS:n komponenttikohtaisten päästöjen suurin pitoisuus aiheutui rikkivety-päästöistä. Leviämislaskelmin tässä (vuosi 2004) selvityksessä ja vuonna 1989 saadut Valkeakosken seudun päästöjen aiheuttamat rikkihiilen ja rikkivedyn korkeimmat pitoisuusarvot on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Leviämislaskelmin tässä selvityksessä (vuosi 2004) ja vuonna 1989 saadut Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n päästöjen aiheuttamat rikkihiilen ja rikkivedyn korkeimmat vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

Pitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	rikkivety		riikkihiili	
	2004	1989	2004	1989
korkein vuosikeskiarvo	0,6	8	1,3	4,8
korkein vuorokausikeskiarvo	8,7	115	69	103
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	7,1	86	34	81
korkein tuntikeskiarvo	39	507	290	547
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	18	405	144	267

Tämän selvityksen tuloksina saatujen Valkeakosken seudun päästöjen aiheuttamat tutkimusalueen korkeimmat rikkivetypitoisuudet olisivat alle 10 % vuoden 1989 selvityksen tuloksista. Valkeakosken seudun päästöjen aiheuttamille korkeimmille rikkihiilipitoisuudelle tehty vastaava tarkastelu näyttäisi, että lyhytaikaiset keskiarvopitoisuudet ovat laskeneet noin 30 % – 60 % vuoden 1989 selvitykseen verrattuna. Rikkihiilipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo tässä (vuosi 2004) selvityksessä olisi noin 30 % vuoden 1989 vastaavasta arvosta.

## 7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia tietoa Valkeakosken nykyisten typenoksidipäästöjen ja haisevien rikkivetyhdistepäästöjen vaikutuksista alueelliseen ilmanlaatuun. Tutkimuksen päästökartoituksissa ja päästöjen leviämislaskelmissa tarkasteltiin erikseen tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteiden, autoliikenteen sekä näiden yhteisesti aiheuttamia vaikutuksia ilmanlaatuun. Myös tutkimusalueen ulkopuolisten päästölähteiden aiheuttama taustapitoisuus otettiin huomioon typenoksidi- ja typpidioksidipitoisuuksien määrittämisessä. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien vuosikeskiarvossa otettiin huomioon myös autoliikenteen maasta nostattaman pölyn vaikutus ns. semiempiirisen hiukkasmallin avulla. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin aluejakaumat typpidioksidin, typen oksidien, TRS:n, rikkihiilen ja hengitettävien hiukkasten ( $PM_{10}$ ) pitoisuuksista. Tutkimuksessa tuotettuja ja niistä muokattuja tuloksia voidaan hyödyntää mm. ympäristölupamenettelyssä, ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Tutkimusalueen vuoden 2002 typen oksidien kokonaispäästöiksi saatiin päästökartoituksissa noin 1329 tonnia typpidioksidina ilmaistuna, josta UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden osuus oli 60 % (noin 798 tonnia), alueen muiden energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteiden osuus 27 % (353 tonnia) ja autoliikenteen osuus 13 % (noin 178 tonnia). Vastaavasti tutkimusalueen vuoden 2002 haisevien rikkivetyhdisteiden kokonaispäästöiksi saatiin noin 156 tonnia, josta Tervasaaren tehtaiden osuus oli 36 % (56 tonnia) ja Säteri Oy:n tehtaiden osuus oli 64 % (100 tonnia). Säteri Oy:n rikkihiilipäästöt olivat 1670 tonnia vuonna 2002.

Tutkimusalueen päästöjen aiheuttamat korkeimmat TRS-pitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan lähes yhtä suurena määrin sekä UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden että Säteri Oy:n päästöistä. Tutkimusalueen päästöjen aiheuttamat suurimpien TRS-pitoisuuksien alueet esiintyivät Tervasaaren tehtailta noin 2 km etäisyydellä pohjoisen ja idän välisessä sektorissa. Tutkimusalueen suurin TRS-pitoisuuden vuorokausikeskiarvo oli noin 71 % ohjearvosta. Säteri Oy:n päästöjen aiheuttama rikkihiilipitoisuuden vuorokausikeskiarvo alittaa WHO:n terveysvaikutusperusteisen suositusarvon, mutta päästöjen aiheuttama korkein tuntikeskiarvo ylittää korkeimmillaan lähes 15 kertaan WHO:n puolen tunnin pitoisuutta koskevan viihtyvyysperusteisen suositusarvon. Leviämislaskelmin saatu hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) korkein vuosikeskiarvo alittaisi EU:n ilmanlaadun 1. tytärdirektiivin (40 µg/m<sup>3</sup>) ja suuntaa antavan 2. vaiheen (20 µg/m<sup>3</sup>) mukaiset raja-arvot.

Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n aiheuttamat rikkivetyypitoisuuden vuorokausikeskiarvot alittaisivat selkeästi koko tutkimusalueella Maailman terveysjärjestön WHO:n suositusarvon 150 µg/m<sup>3</sup> vuoden 2002 päästötilanteessa. Tätä suositusta on kuitenkin pidetty rikkivedyn terveysvaikutusten kannalta liian korkeana. Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n päästöjen aiheuttamat rikkivetyypitoisuuden korkeimmat vuorokausikeskiarvot näyttäisivät alittavan koko tutkimusalueella tason n. 35–40 µg/m<sup>3</sup>. Tämän suuruisilla rikkivetyypitoisuuksilla on todettu Kaakkois-Suomen sellupaikkakunnilla altistuneilla henkilöillä alkavan esiintyä erilaisia terveydellisiä vaikutuksia. Rikkivetyypäästöt saattaisivat aiheuttaa laskelmien tuloksista tehtyjen arvioiden mukaan epäedullisissa meteorologisissa tilanteissa viihtyvyyshaittaa vuoden 2002 päästötilanteessa lähes koko tutkimusalueella. Viihtyvyyshaitat on arvioitu käyttämällä vertailuarvona WHO:n suositusta 7 µg/m<sup>3</sup>, joka on määritelty puolen tunnin pitoisuusarvoille.

Tutkimuksen hajumallilaskelmissa tarkasteltiin UPM-Kymmene Oyj:n Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttamia hajuvaikutuksia tutkimusalueella eritasoisilla hajukynnysten arvoilla. Hajujen esiintyminen tutkimusalueella painottuu Tervasaaren tehtailta koilliseen Valkeakosken keskustan, Ulvajanniemen ja Sointulan kaupunginosien alueelle. Alhaisilla hajukynnyksillä on tutkimuksessa kuvattu hajuaistiltaan herkkää, hajurikkiyhdisteille altistumattoman henkilön hajukynnystä. Korkeammilla hajukynnyksillä on tutkimuksessa kuvattu esimerkiksi paikkakun-

talaisen tai mahdollisesti usein haiseville rikkiyhdistepäästöille altistuneiden henkilöiden kokemaa hajuhaittaa. Korkeammilla hajukynnysarvoilla hajun esiintymistiheys pienenee koko tutkimusalueella verrattuna alhaisilla hajukynnysarvoilla saatuun ja vastaavasti pitempiaikaisen (1 h) hajun esiintymistiheys on pienempi kuin lyhytaikaisen (30 s) hajun.

Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n vuoden 2002 haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttaman lyhytaikaisen (30 s) juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnyksillä (50 % ihmisistä aistii hajua) hajua esiintyisi koko tarkastelualueella yli 3 % ajasta. Tätä 3 % arvoa on maassamme tehtyjen hajututkimusten perusteella esitetty kotimaiseksi hajuohjearvoksi hyvin epämiellyttävälle hajulle, jollaisena voidaan pitää mm. haisevista rikkiyhdisteistä aiheutuvaa hajua. Hajuohjearvon ylärajan (9 % vuoden tunneista) ylittävää juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnyksillä tarkasteltua lyhytaikaista (30 s) hajua esiintyisi lähes koko tutkimusalueella mm. Valkeakosken keskustassa. Melko voimakkaan hajun hajukynnyksillä (viisinkertaiset hajukynnykset) lyhytaikaista (30 s) hajua esiintyisi edelleen lähes koko tarkastelualueella yli 3 % ajasta. Melko voimakasta lyhytaikaista hajua esiintyisi yli 9 % ajasta noin 1–2 km:n etäisyydellä Säteri Oy:n tehtailta ja Valkeakosken keskustassa melko voimakkaan lyhytaikaisen hajun hajufrekvenssiarvot vaihtelisivat noin 9–20 % välillä ajasta.

Tervasaaren tehtaiden ja Säteri Oy:n vuoden 2002 haisevien rikkiyhdistepäästöjen aiheuttaman pitkäaikaisen (1 h) juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnyksillä (50 % ihmisistä aistii hajua) hajua esiintyisi suuressa osassa Valkeakosken keskustaa yli 3 % ajasta. Juuri aistittavissa olevan hajun hajukynnyksillä pitkäaikaista (1 h) hajua esiintyisi yli 9 % ajasta vain Säteri Oy:n tehdasalueella tai tehdasalueen välittömässä läheisyydessä. Melko voimakkaan hajun hajukynnyksillä (viisinkertaiset hajukynnykset) yli 3 % hajufrekvenssitason ylittävää pitkäaikaista (1 h) hajua esiintyisi osassa Säteri Oy:n tehdasaluetta ja tehdasalueen välittömässä läheisyydessä. Valkeakosken keskustassa ja suuressa osassa tutkimusaluetta melko voimakkaan pitkäaikaisen (1 h) hajun hajufrekvenssit ovat alle 1 %.

Tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan autoliikenteen päästöistä. Vaikka Tervasaaren tehtaas-



kin vuonna 2002 noin 60 %:sta tutkimusalueella syntyvistä typenoksidipäästöistä, ei niillä ole yhtä merkittävää vaikutusta alueellisiin typen oksidien pitoisuustasoihin. Tutkimusalueen suurimmat typen oksidien pitoisuudet esiintyvät Valkeakosken keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien liikenneväylien sekä vilkkaiden risteysalueiden välittömässä läheisyydessä. Tervasaaren tehtaiden päästöt kohottavat typenoksidipitoisuuksia lähinnä tehdasalueella ja sen välittömässä läheisyydessä. Korkeimmat typpidioksidipitoisuudet ylittivät hienokseltaan yksittäisessä risteysalueella sijaitsevassa laskentapisteessä Valkeakosken keskustassa vuorokausikeskiarvoina Suomessa voimassa olevan ohjearvotason  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) olevia pitoisuuksia esiintyisi niin ikään pienellä alueella Valkeakosken keskusta-alueella vilkkaimmin liikennöityjen teiden lähistöllä.

Typpidioksidin tuntiohjearvo ( $150 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sen sijaan alittui selvästi kaikkialla tutkimusalueella. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 83 % tuntiohjearvosta. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alitettava viimeistään 1.1.2010) ja tuntiraja-arvo ( $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , sallitaan enintään 18 ylitystä vuodessa, alitettava viimeistään 1.1.2010) alittuivat myös kaikkialla tutkimusalueella. Leviämislaskelmin saatu hengitettävien hiukkasten ( $\text{PM}_{10}$ ) korkein vuosikeskiarvo alittaisi myös EU:n ilmanlaadun 1. tytärdirektiivin ( $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ja suuntaa antavan 2. vaiheen ( $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) mukaiset raja-arvot.

## VIITELUETTELO

ANONYMI, 1993. Feststellung und beurteilung von geruchsimmissionen (Geruchs-Immission-Richtlinie). Stand 15.2.1993. Essen: Landesanstalt für Immissionsschutz Nordrhein-Westfalen, 23 s.

ARNOLD, M., 1995. Hajuohjearvojen perusteet. VTT kemianteeniikka, *VTT tiedotteita 1711*, Espoo, 83 s.

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

BRIGGS, G.A., 1975. Plume rise predictions. Teoksessa: HAUGEN, D.A. (toim.), Lectures on air pollution and environmental impact analysis. American Meteorological Society, s. 59–111.

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

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

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

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

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

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

HÄRKÖNEN, J., 2002. Regulatory dispersion modelling of traffic-oriented pollution. Contributions 38, Finnish Meteorological institute, Helsinki.

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

ILMATIETEEN LAITOS, 2000. Ilmanlaatumittauksia 1999. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

ILMATIETEEN LAITOS, 2001. Ilmanlaatumittauksia 2000. Toimittaja Liisa Leinonen. Helsinki.

JANSSEN, L.H.J.M., van WAKEREN, J.H.A., van DUUREN, H. & ELSHOUT, A.J., 1988. A classification of NO oxidation rates in power plant plumes based on atmospheric conditions. *Atmos. Environ.* 22:1, s. 43–53.

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

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

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

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

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

LEONARDOS, G., KENDALL, D. & BARNARD, N., 1969. Odor threshold determinations of 53 odorant chemicals. *J. Air Pollut. Control Assoc.* 19:2, s. 91 - 95.

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

LIISA 2000. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmä. LIISA 2000 tulokset. Kari Mäkelä, VTT Yhdyskuntatekniikka, Espoo.

LIISA 2002. Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmä. LIISA 2000 tulokset. Kari Mäkelä, VTT Yhdyskuntatekniikka, Espoo.

MARTTILA, O., 1995. Hajurikkyyhdisteet ulko- ja sisäilmassa ja yhdisteiden vaikutukset terveyteen. *Environmentalica Fennica n:o 19*, Yliopistopaino, Helsinki, 159 s.

MILJÖSTYRELSEN, 1985. Begrensning af luftgener fra virksomheder. Vejledning fra Miljøstyrelsen 4/1985, København, 27 s.

PESONEN, R., KAUPPINEN, H. & RANTAKRANS, E., 1989. Rikkiyhdisteiden vaikutus Valkeakosken ilmanlaatuun. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatuosasto, Helsinki.

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

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

PIETARILA, H., SALMI, T., SAARI, H. & PESONEN, R., 2001. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa – Rikkidioksidi, typen oksidit, PM<sub>10</sub> ja lyijy. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, Helsinki.

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

RANTAKRANS, E. & SAVUNEN, T., 1995. Hajuyhdisteiden leviämisen arviointi. *Ilmansuojelun julkaisu 21*, Ilmatieteen laitos, Helsinki.

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

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

VERSCHUREN, K., 1983. Handbook of environmental data on organic chemicals. Van Nostrand Reinhold Company, New York.

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

WHO, 1987. Air quality guidelines for Europe. WHO Regional Publications, European Series No. 23. World Health Organisation, Regional Office for Europe, Copenhagen.

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

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1987. Ohjeet lääninhallitusten ja kuntien ilmansuojelutehtävistä. *Ympäristön- ja luonnonsuojeluosaston julkaisu B:9*, Helsinki.

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1993. Ilmanlaadun ohjearvotyöryhmän mietintö. Työryhmän mietintö 72/1993. *Ympäristönsuojeluosaston julkaisu*, Helsinki.

YMPÄRISTÖMINISTERIÖ, 1999. Suullinen tiedonanto. Ylitarkastaja Tarja Lahtinen. Toukokuu 1999.

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

## **LIITTEET**

Lähde n:o	Päästölähde	HS m	NO <sub>x</sub> t/vuosi	H <sub>2</sub> S t/vuosi	MM t/vuosi	TRS t/vuosi	CS <sub>2</sub> t/vuosi
	<b>UPM-Kymmene Oyj Tervasaaren tehdas</b>						
1	Soodakattila	100	218	39	13	52	-
2	Meesauuni	69	30	3,1	0,5	3,6	-
3	K2, K1	124	235	-	-	-	-
4	CEII	118	271	-	-	-	-
5	Hajapäästöt	18	44	-	-	-	-
	<b>Valkeakosken Energia</b>						
6	Energia-Tietola	40	62	-	-	-	-
7	Radanvarsitien LK	40	25	-	-	-	-
8	Pispantallin LK	30	3,7	-	-	-	-
9	Lotilan LK	30	0,7	-	-	-	-
	<b>Säteri Oy</b>						
10	Jätevesilaitos	27	-	21	-	21	22
11	Jätekaasupiippu	130	-	79	-	79	1648
	<b>Fortum Power and Heat Oy</b>						
12	Voimalaitos	85	262	-	-	-	-
	<b>YHTEENSÄ (t/vuosi)</b>		1151	143	13	156	1670

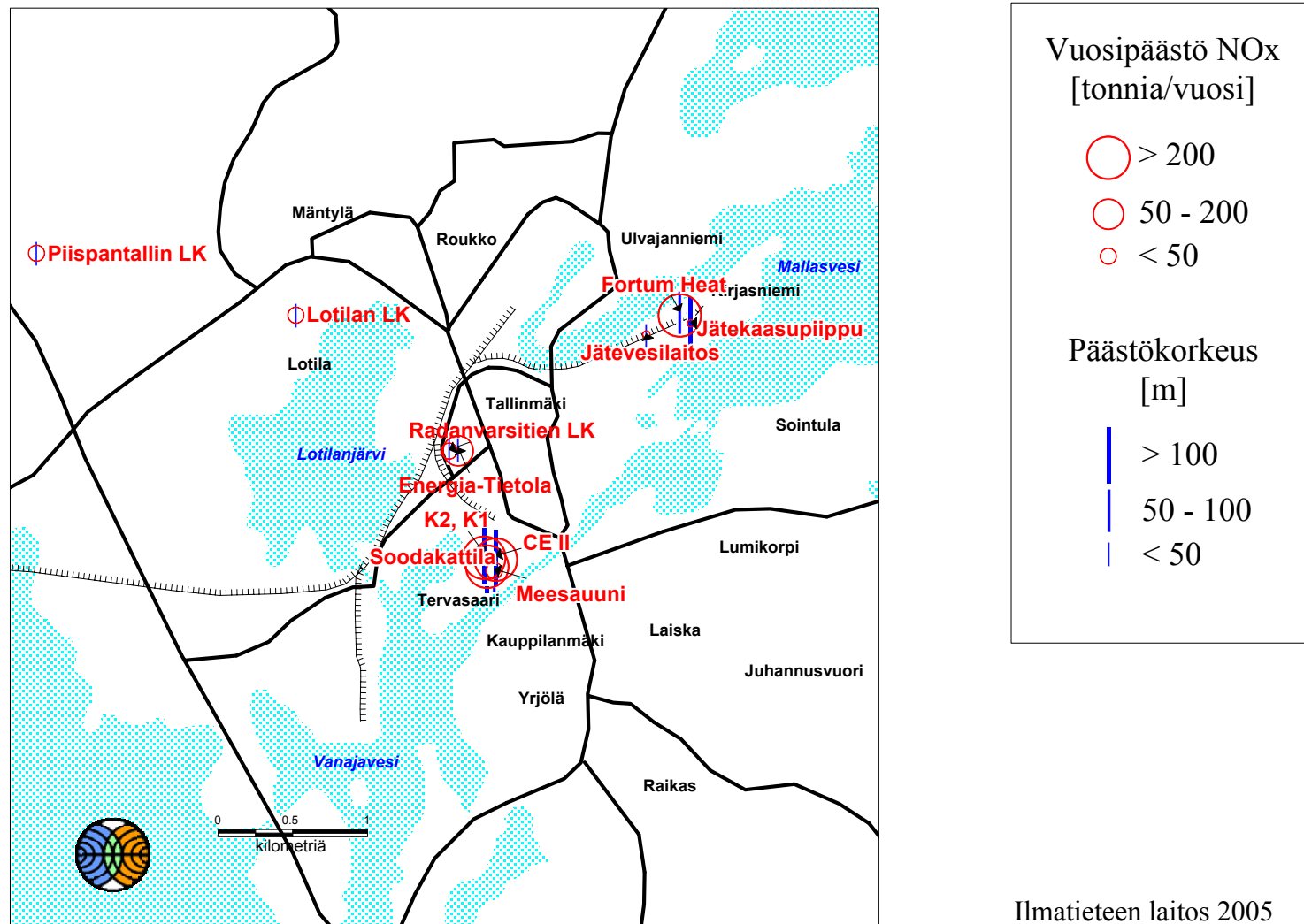
LIITE 1. Valkeakosken seudun energialaitosten ja teollisuuden päästölähteiden päästökorkeus (HS) ja vuosipäästö vuonna 2002. NO<sub>x</sub> = typenoksidipäästö, H<sub>2</sub>S = rikkivety-päästö, MM = metyylimerkaptaanipäästö, TRS = rikkivety- ja metyylimerkaptaanipäästö yhteensä ja CS<sub>2</sub> = rikkihiilipäästö. TRS-, rikkivety- ja metyylimerkaptaanipäästöt on ilmoitettu rikkinä.

## **LIITEKUVAT**

HUOMAUTUS: Pitoisuuksien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat eivät edusta koko tutkimusalueella samanaikaisesti vallitsevaa tilannetta, vaan pitoisuuksien suurimmat arvot saattavat esiintyä eri laskentapisteissä tai tulostusalueen osissa eri ajankohtina (eri päivinä ja eri tunteina).

Aluejakaumakuviin on merkitty tähdillä tulostusalueen suurimpien pitoisuuksien sijaintipaikat. Maksimin numeroarvot on esitetty aluejakaumakuvien oikealla puolella.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI

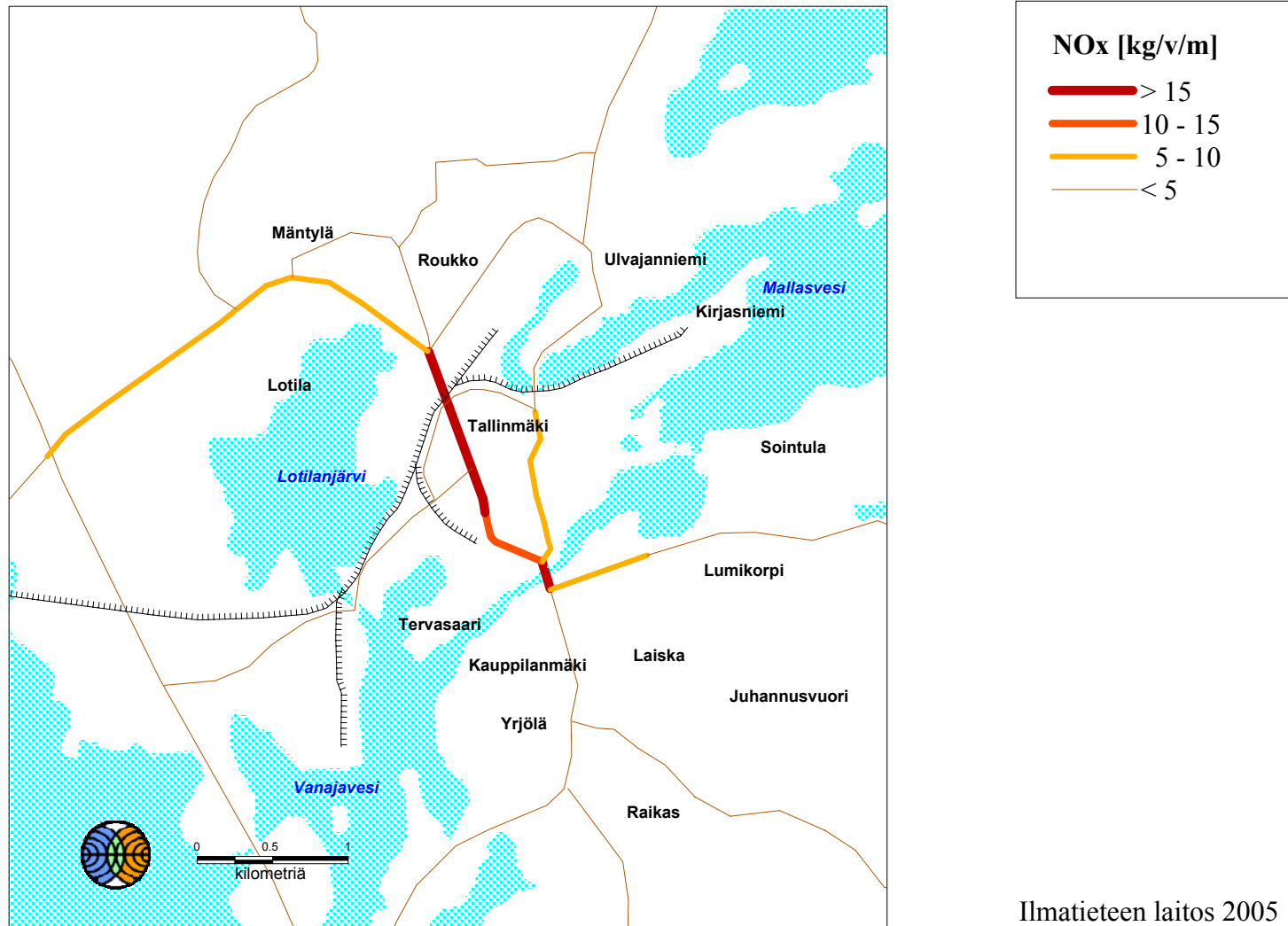


Ilmatieteen laitos 2005

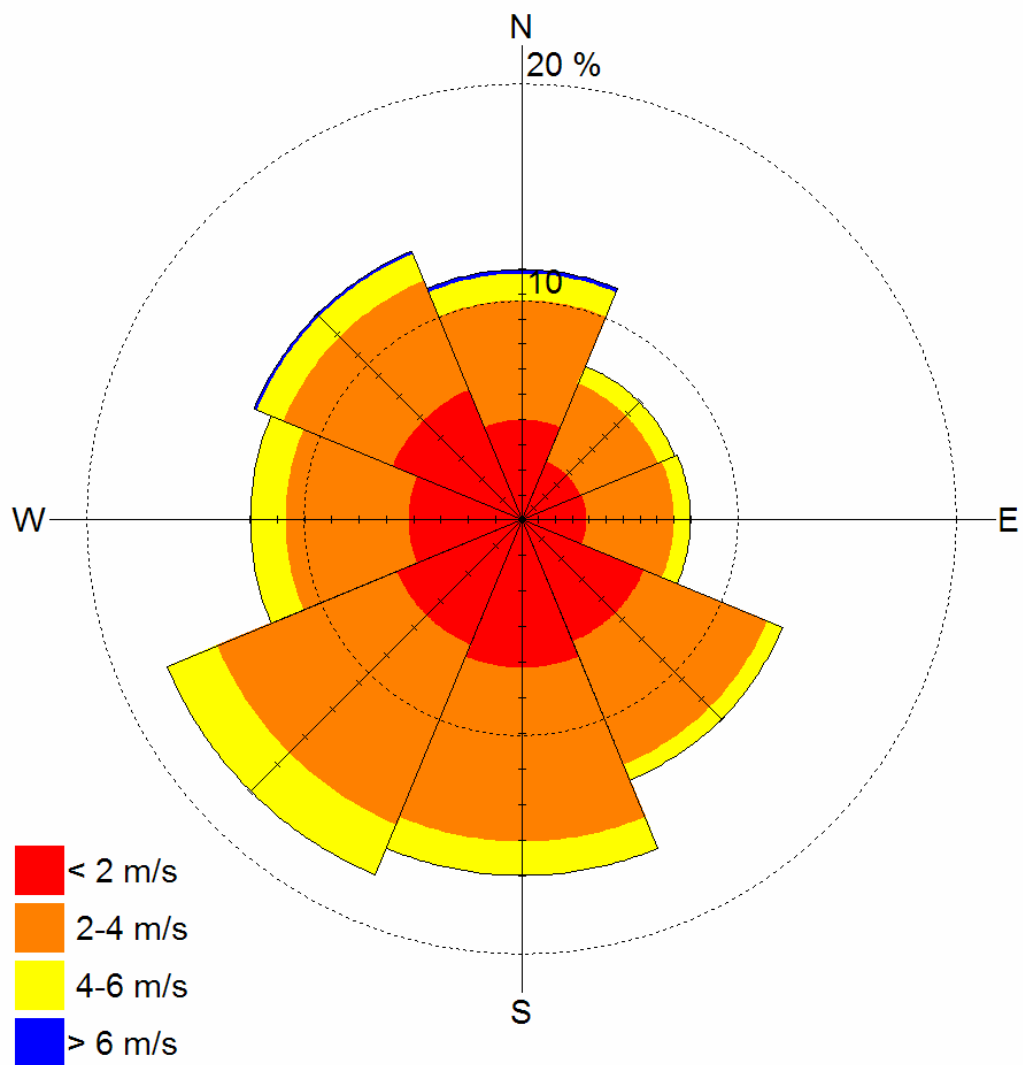
Kuva 1. Pistelähteiden typenoksidipäästö ja päästökorkeus.



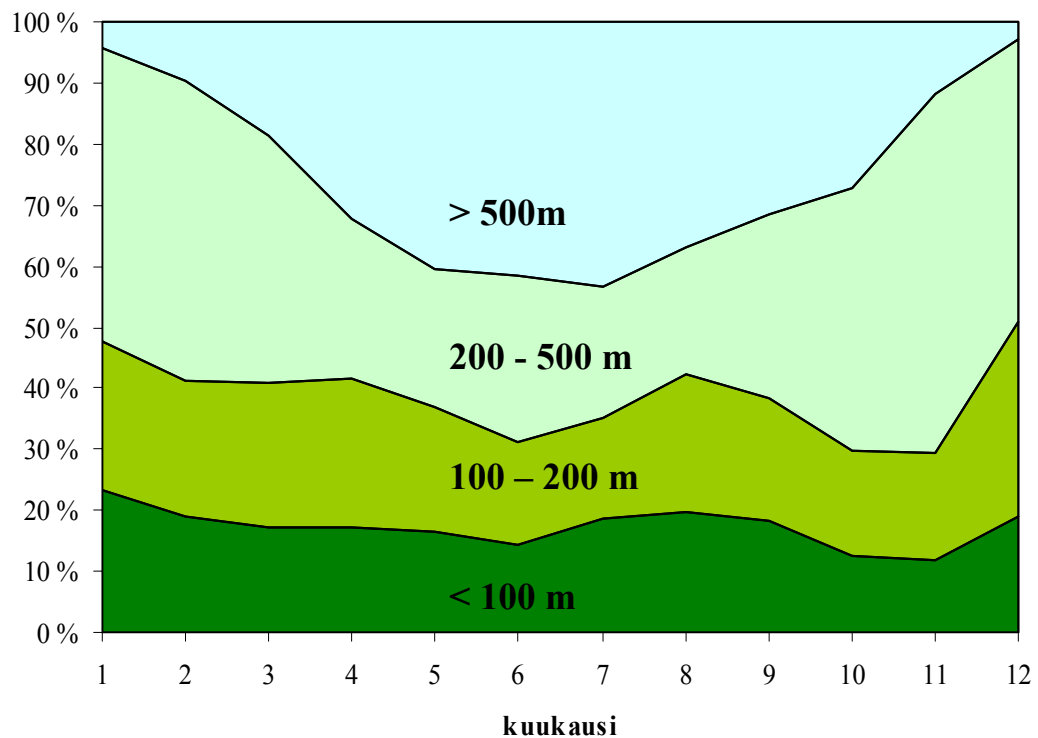
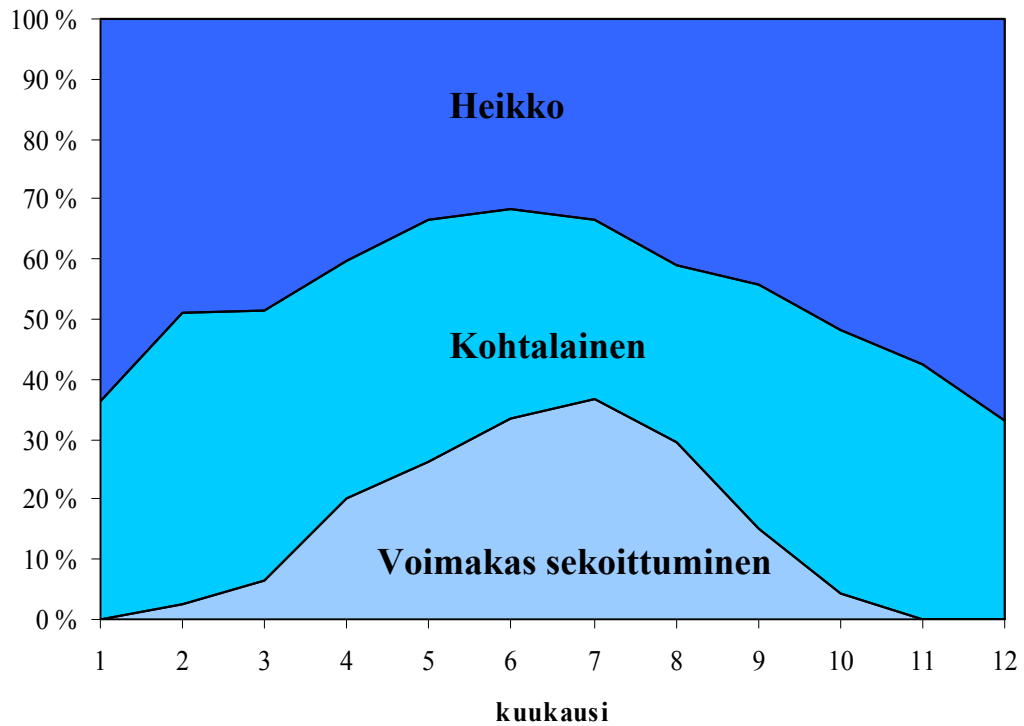
# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Kuva 2. Autoliikenteen viivalähteiden typenoksidipäästö.

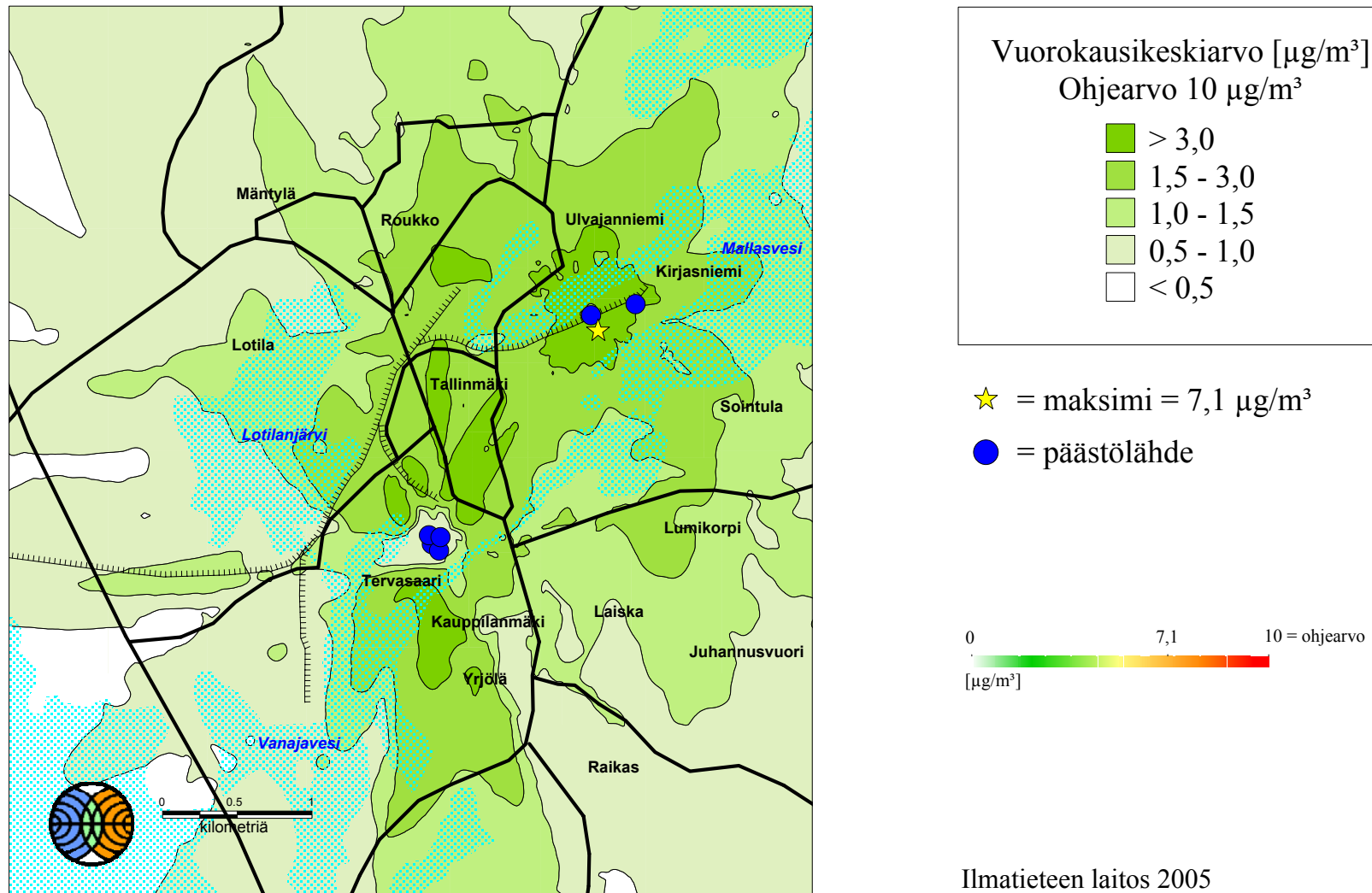


Kuva 3. Tuulen suunta- ja nopeusjakauma tutkimusalueella vuosina 2000–2002.



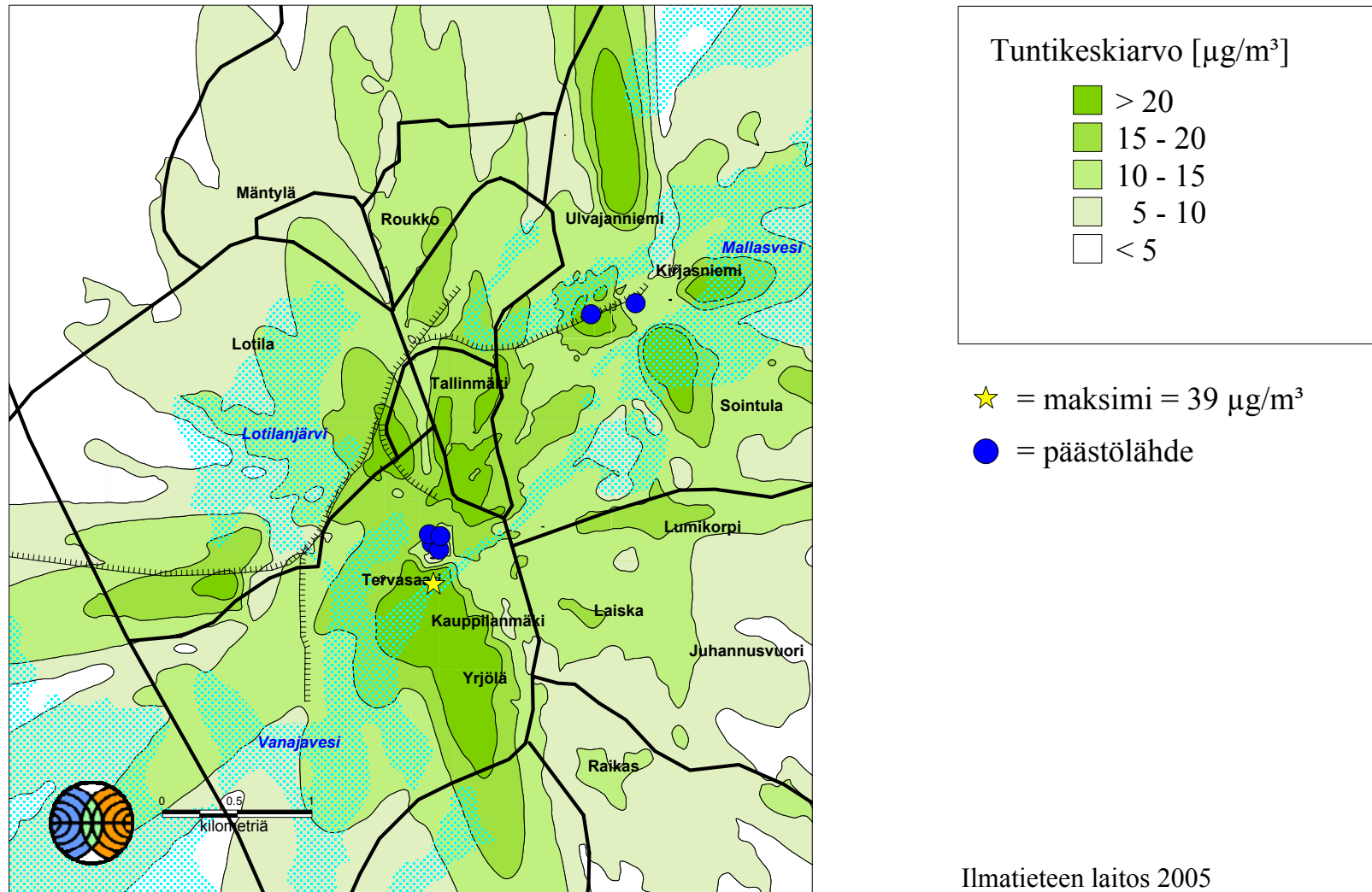
Kuva 4. Sekoitusvoimakkuuden (ylempi kuva) ja sekoituskorkeuden (alempi kuva) esiintymistaajuus kuukausittain tutkimusalueella vuosina 2000–2002.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



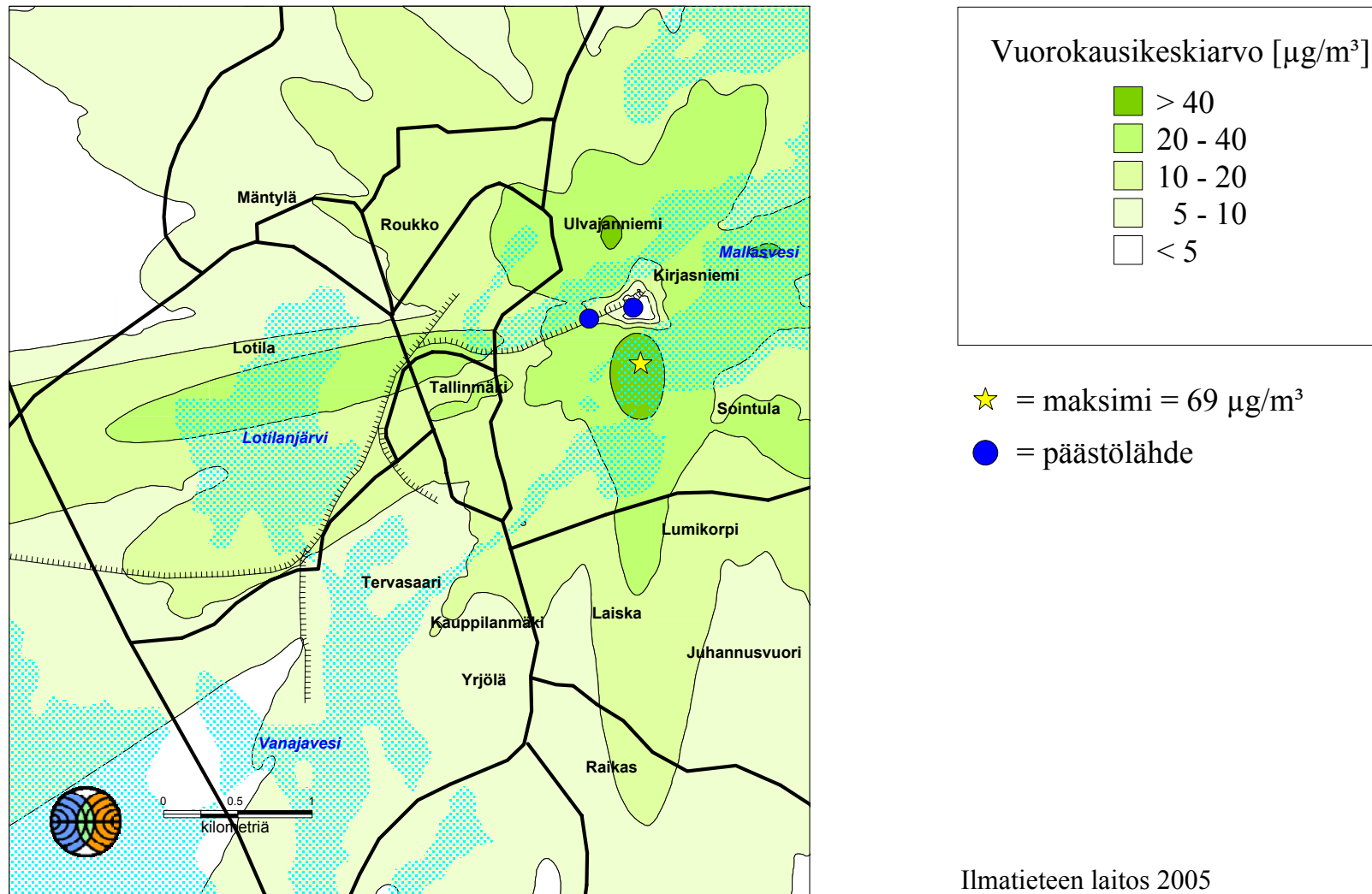
Kuva 5. TRS-pitoisuuden korkein ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



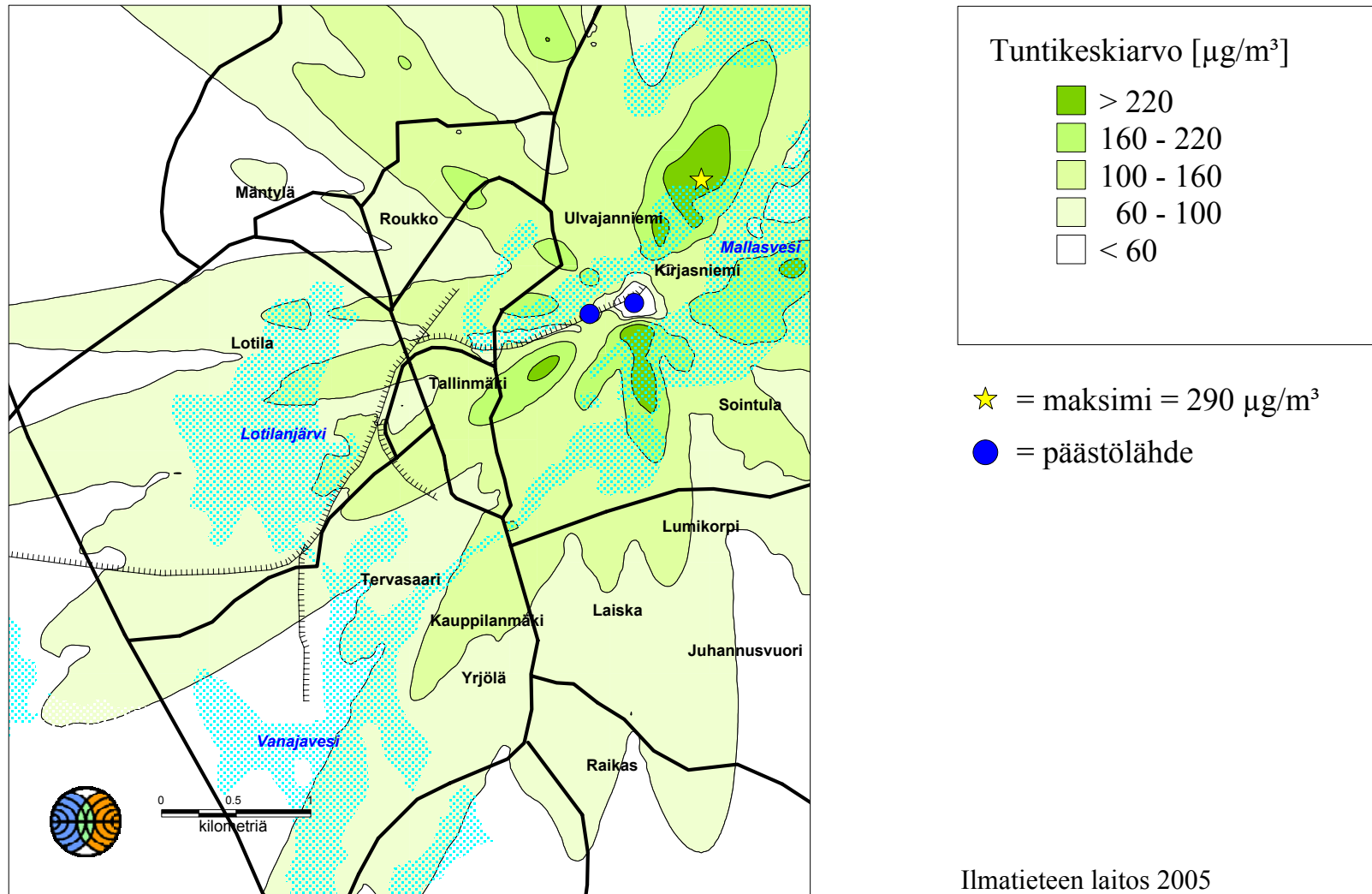
Kuva 6. TRS-pitoisuuden korkein tuntikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



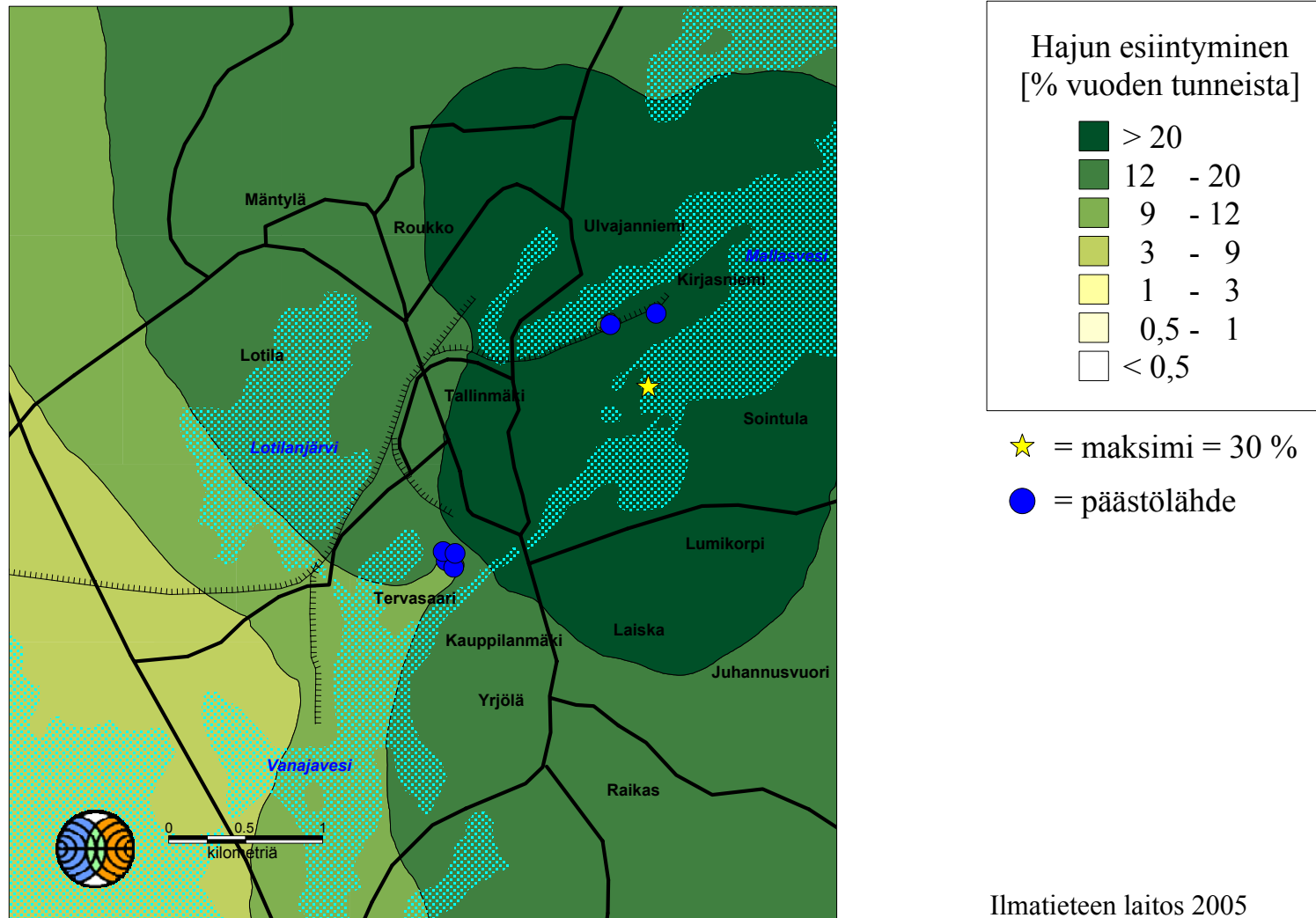
Kuva 7. Rikkihiilipitoisuuden korkein vuorokausikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Kuva 8. Rikkihiilipitoisuuden korkein tuntikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ].

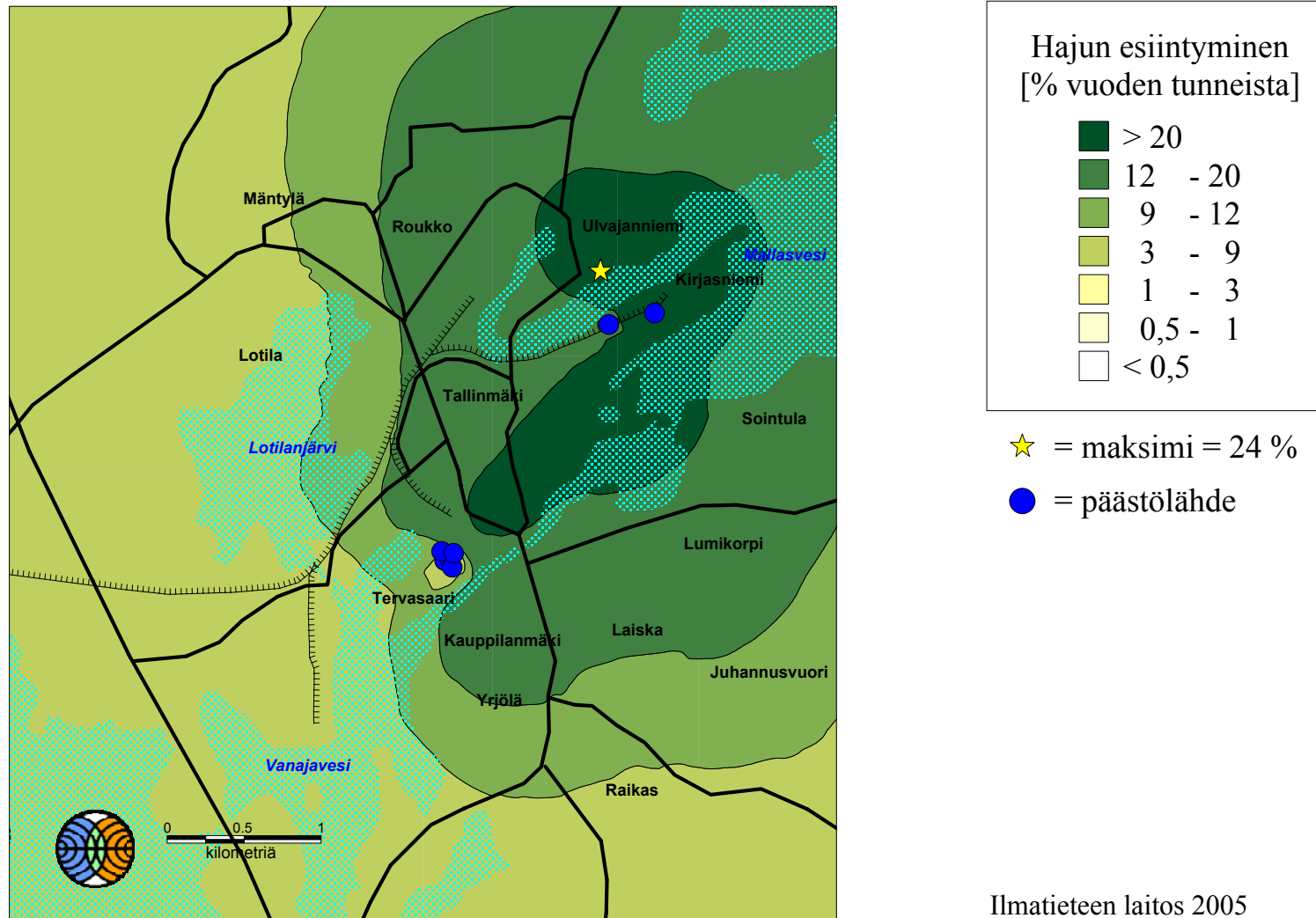
# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Kuva 9. Lyhytaikaisen (30s) hajun esiintyminen prosentteina vuoden tunneista. 50% ihmisistä aistii hajua. Hajukynnykset A ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):  $\text{H}_2\text{S}=0,7$ ;  $\text{MM}=4,5$ ;  $\text{CS}_2= 200$ .

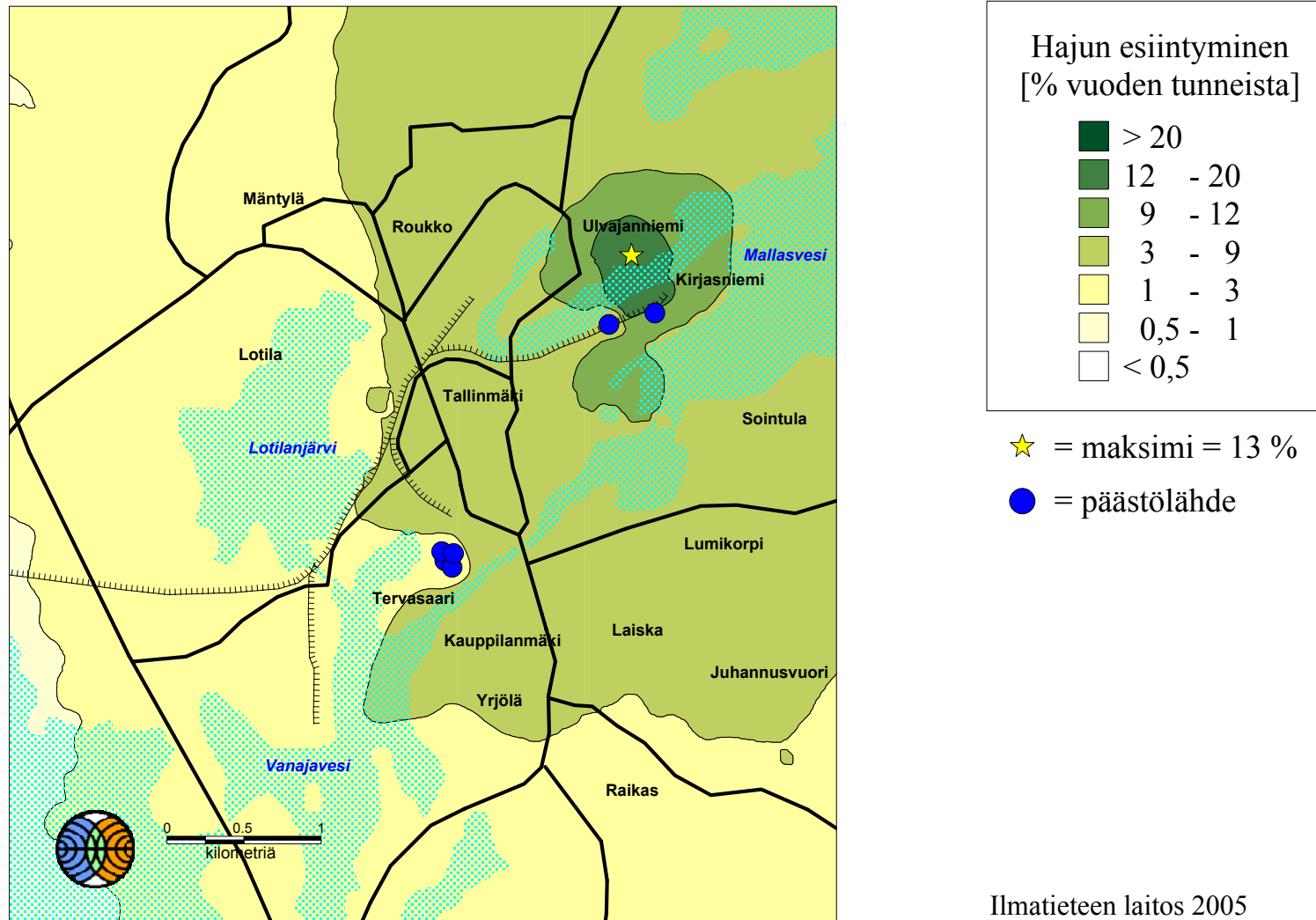


# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



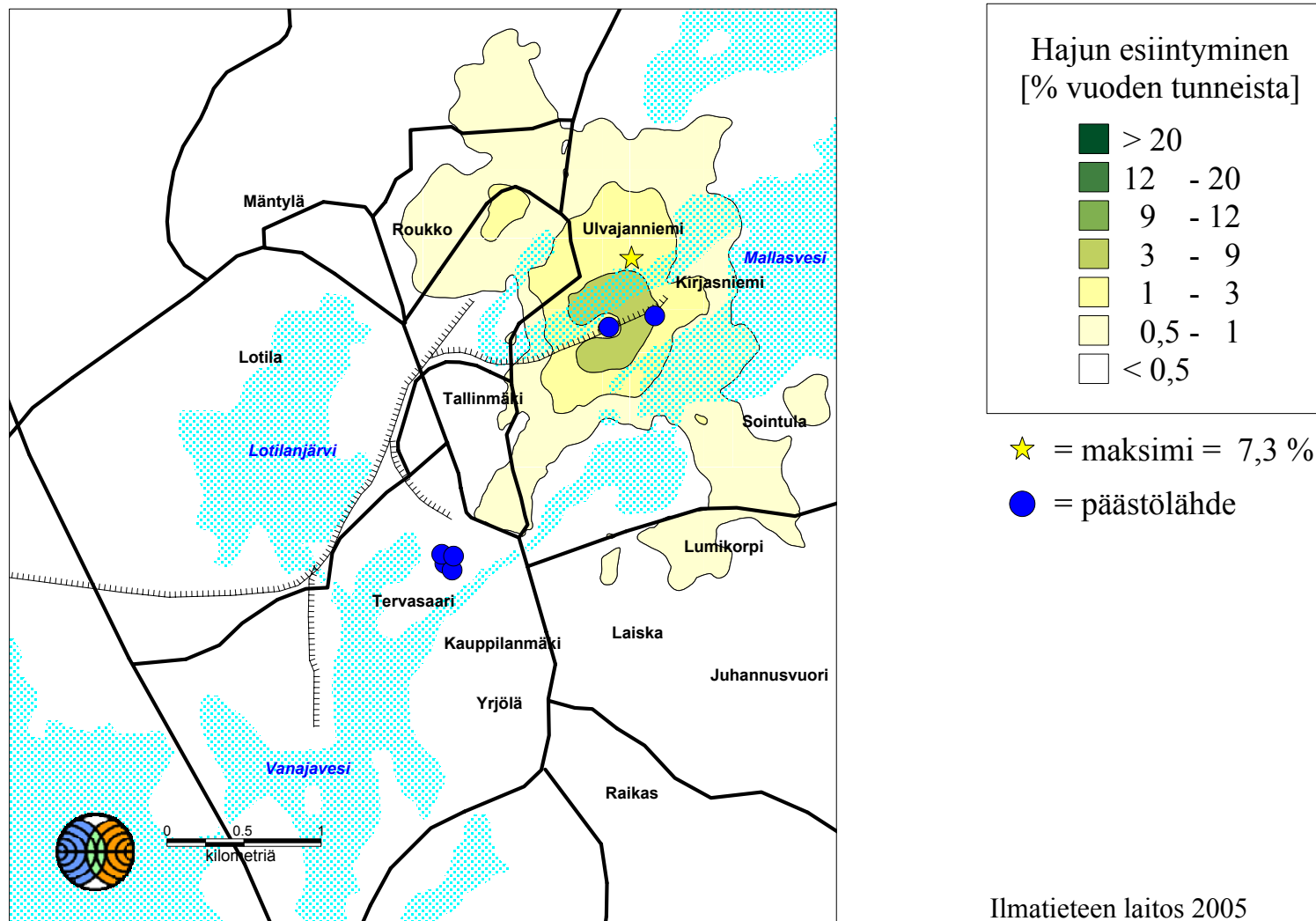
Kuva 10. Lyhytaikaisen (30s) hajun esiintyminen prosentteina vuoden tunneista. Melko voimakas haju. Haju-  
kynnykset B ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):  $\text{H}_2\text{S}=3,5$ ;  $\text{MM}=23$ ;  
 $\text{CS}_2= 1000$ .

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



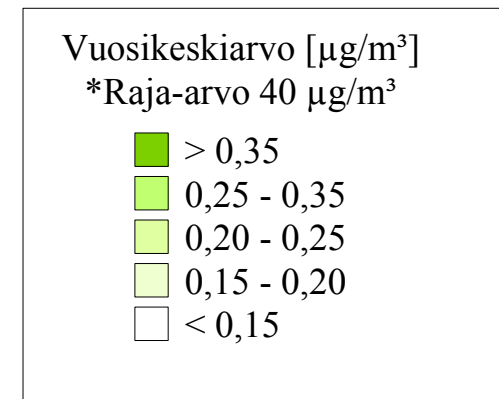
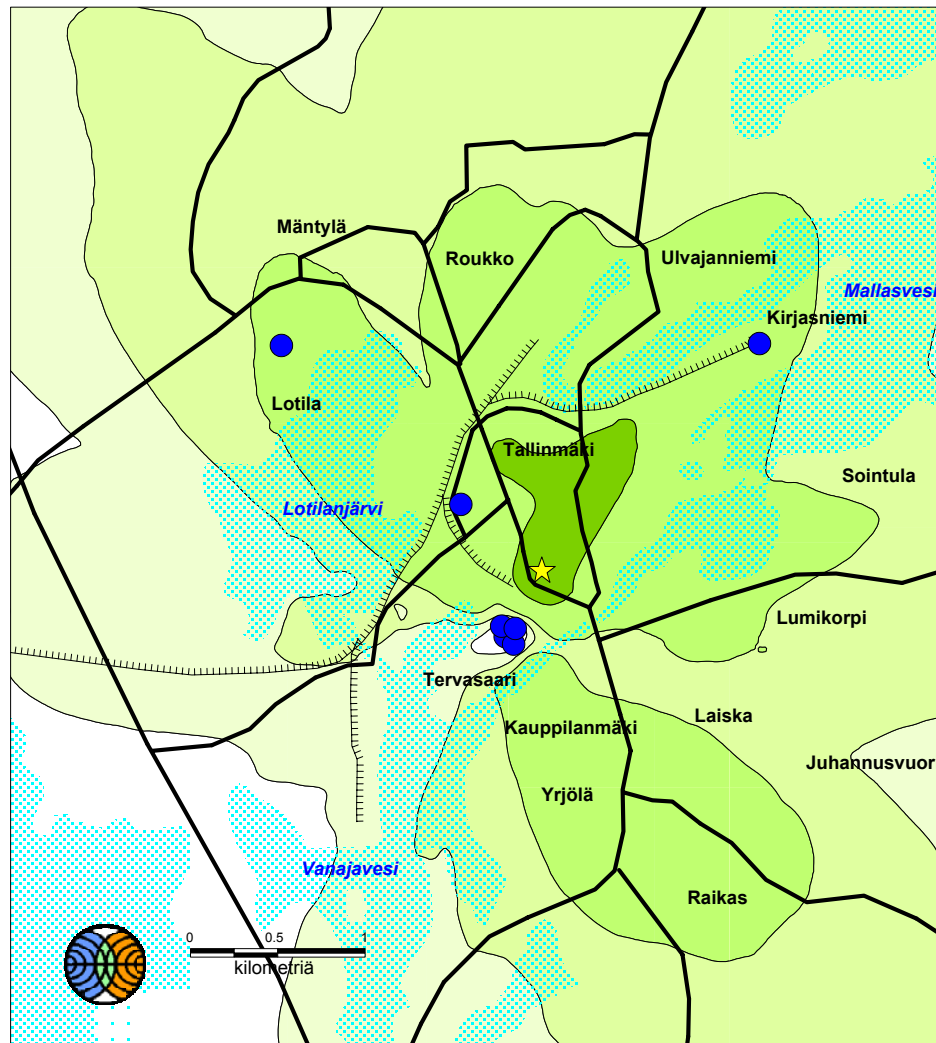
Kuva 11. Pitkäaikaisen (1h) hajun esiintyminen prosentteina vuoden tunneista. 50% ihmisistä aistii hajua. Hajukynnykset A ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):  $\text{H}_2\text{S}=0,7$ ;  $\text{MM}=4,5$ ;  $\text{CS}_2= 200$ .

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Kuva 12. Pitkäaikaisen (1h) hajun esiintyminen prosentteina vuoden tunneista. Melko voimakas haju. Haju-  
kynnykset B ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ):  $\text{H}_2\text{S}=3,5$ ;  $\text{MM}=23$ ;  
 $\text{CS}_2= 1000$ .

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



\*raja-arvo alitettava viimeistään 1.1.2010

★ = maksimi =  $0,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$

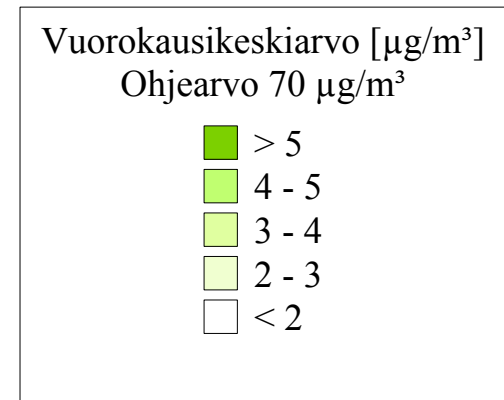
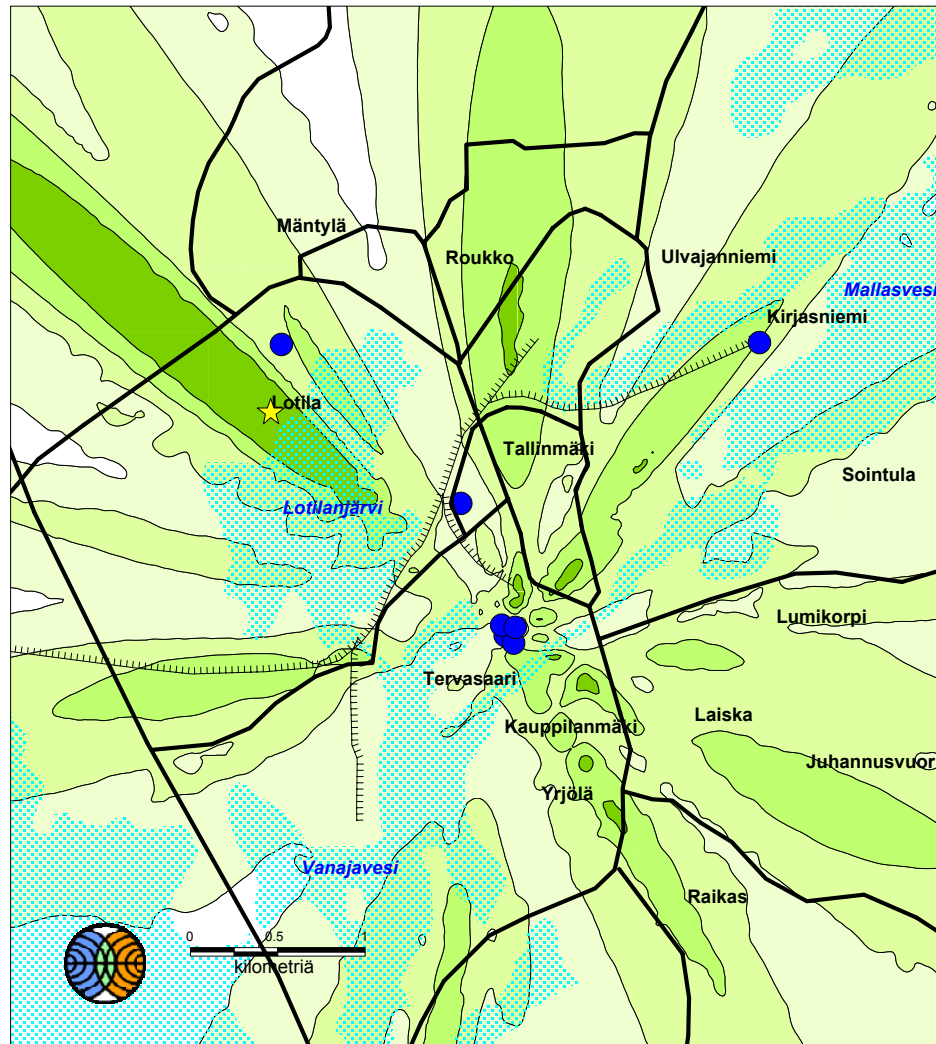
● = päästölähde



Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 13. Typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Energiantuotanto ja teollisuus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



★ = maksimi =  $6,2 \mu\text{g}/\text{m}^3$

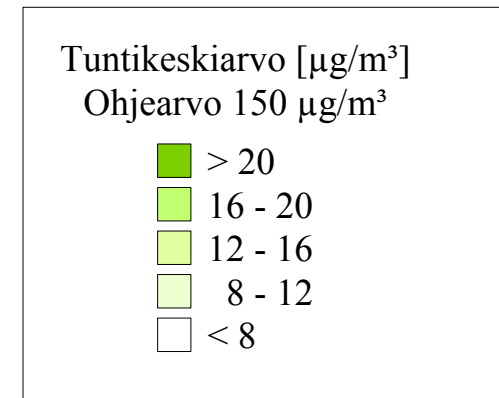
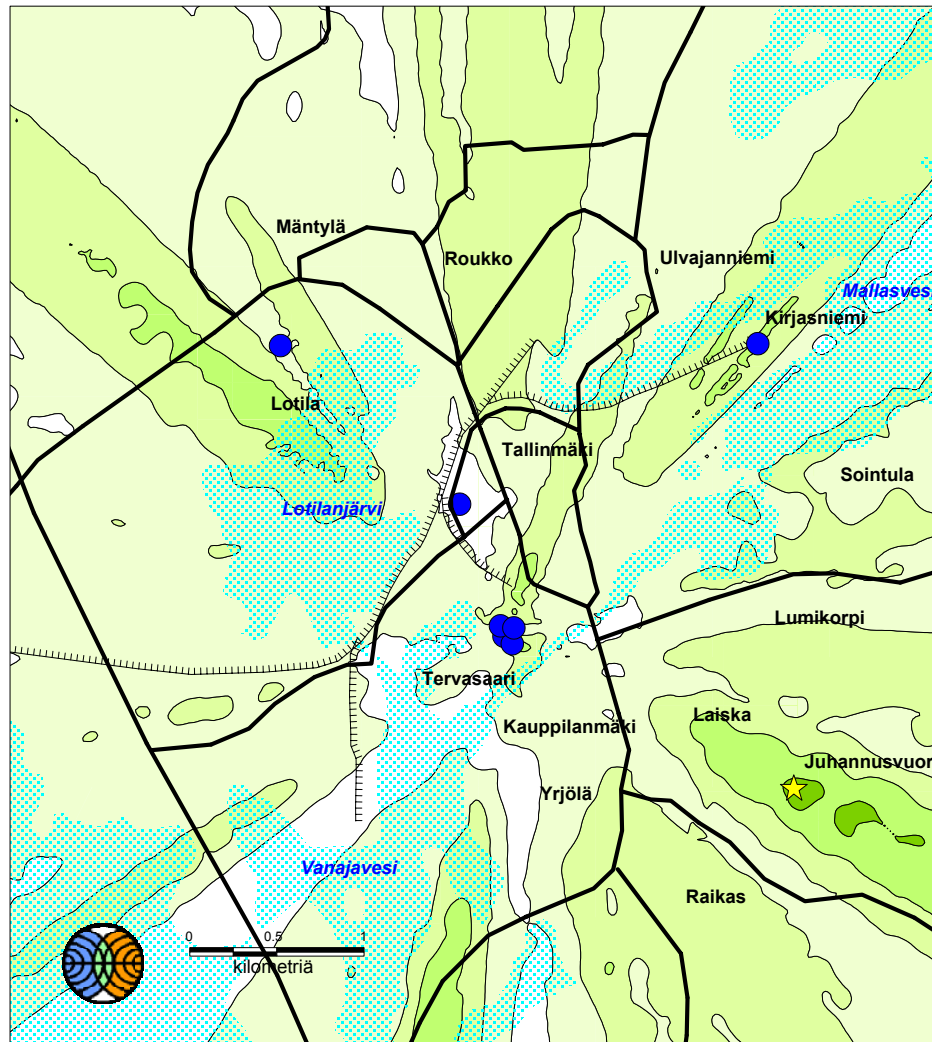
● = päästölähde



Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 14. Typpidioksidipitoisuuden korkein ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Energiantuotanto ja teollisuus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



★ = maksimi =  $21 \mu\text{g}/\text{m}^3$

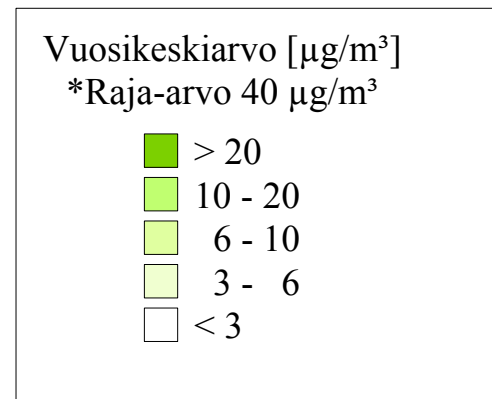
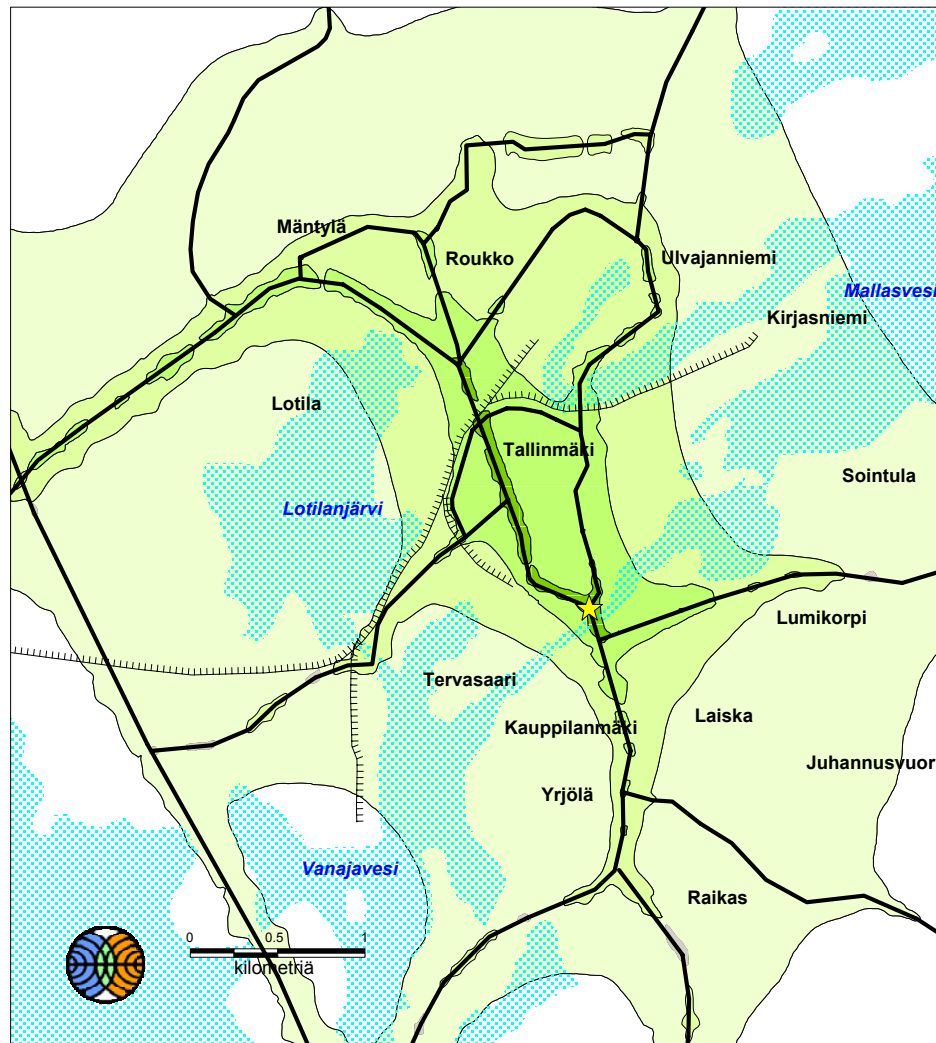
● = päästölähte



Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 15. Typpidioksidipitoisuuden korkein ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Energiantuotanto ja teollisuus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



\*raja-arvo alitettava viimeistään 1.1.2010

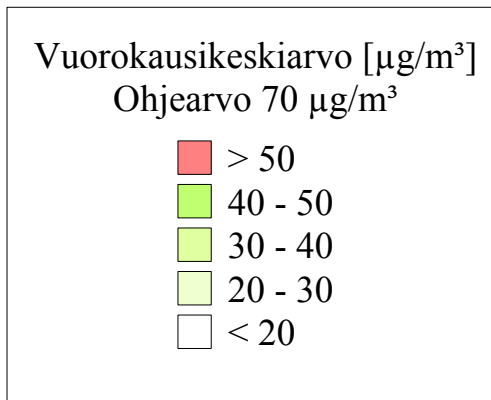
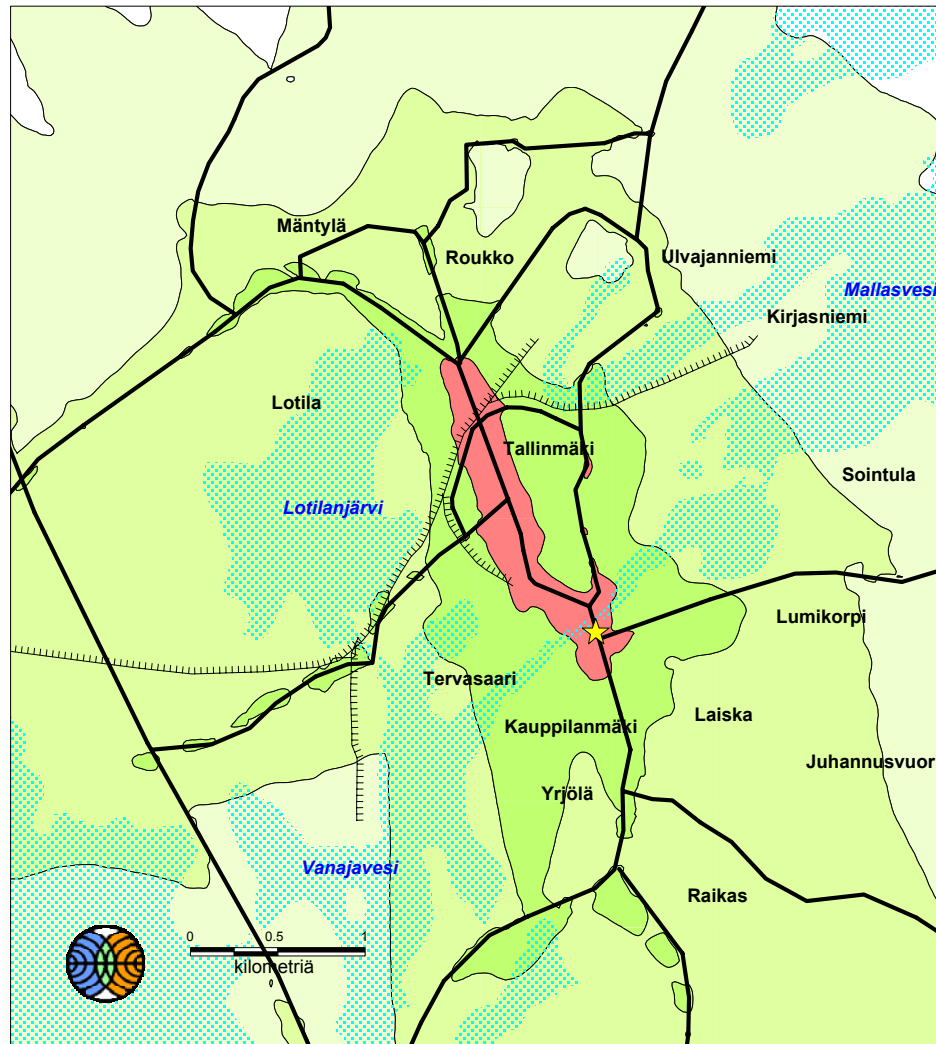
★ = maksimi =  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$



Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 16. Typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



★ = maksimi =  $73 \mu\text{g}/\text{m}^3$

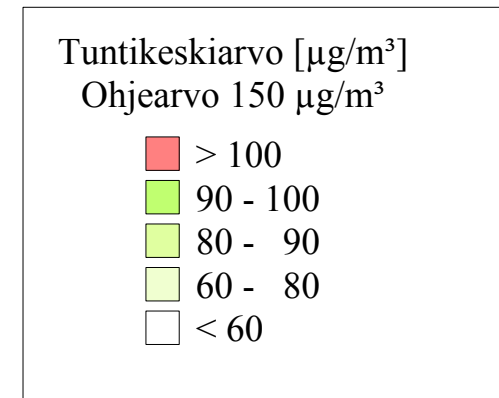
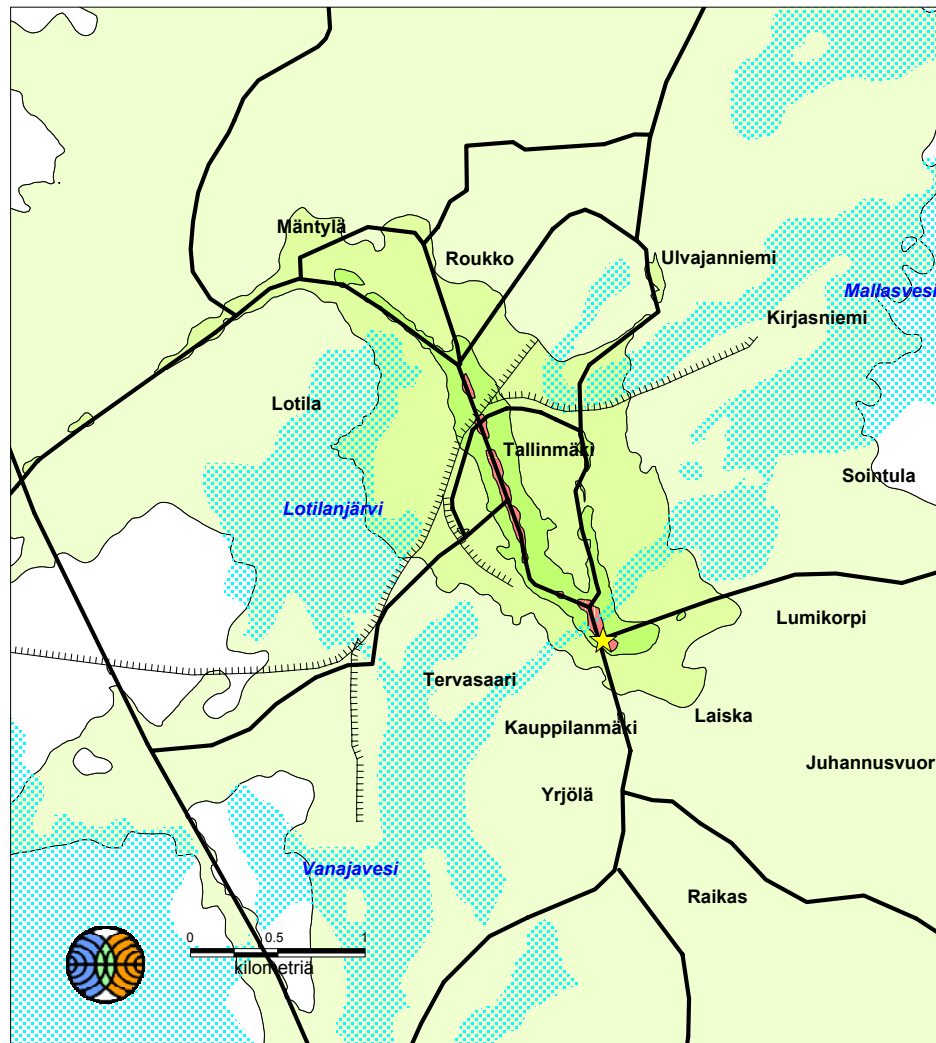


Ilmatieteen laitos 2005

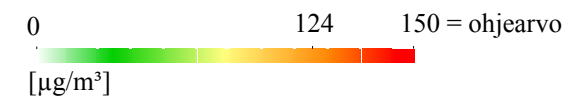
Kuva 17. Typpidioksidipitoisuuden korkein ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.



# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



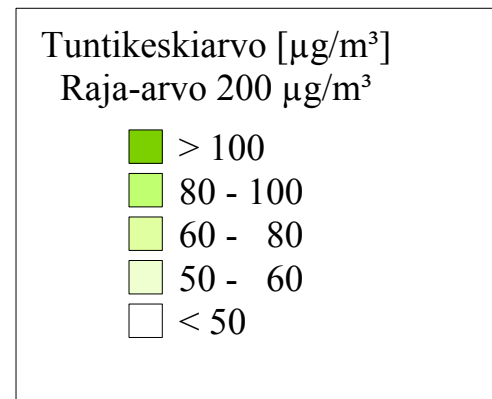
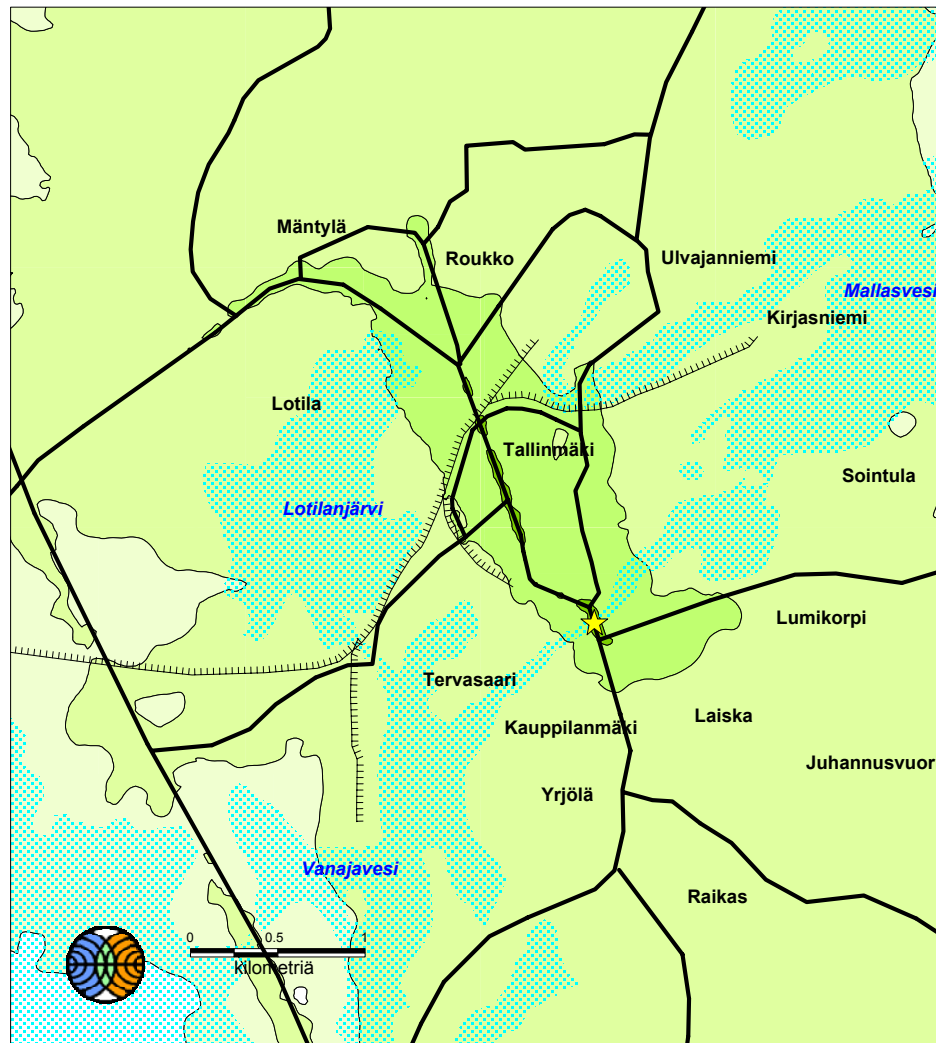
★ = maksimi =  $124 \mu\text{g}/\text{m}^3$



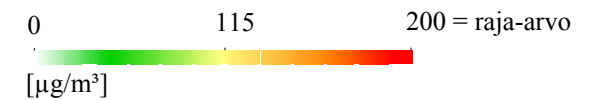
Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 18. Typpidioksidipitoisuuden korkein ohjearvoon verrannollinen tuntikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



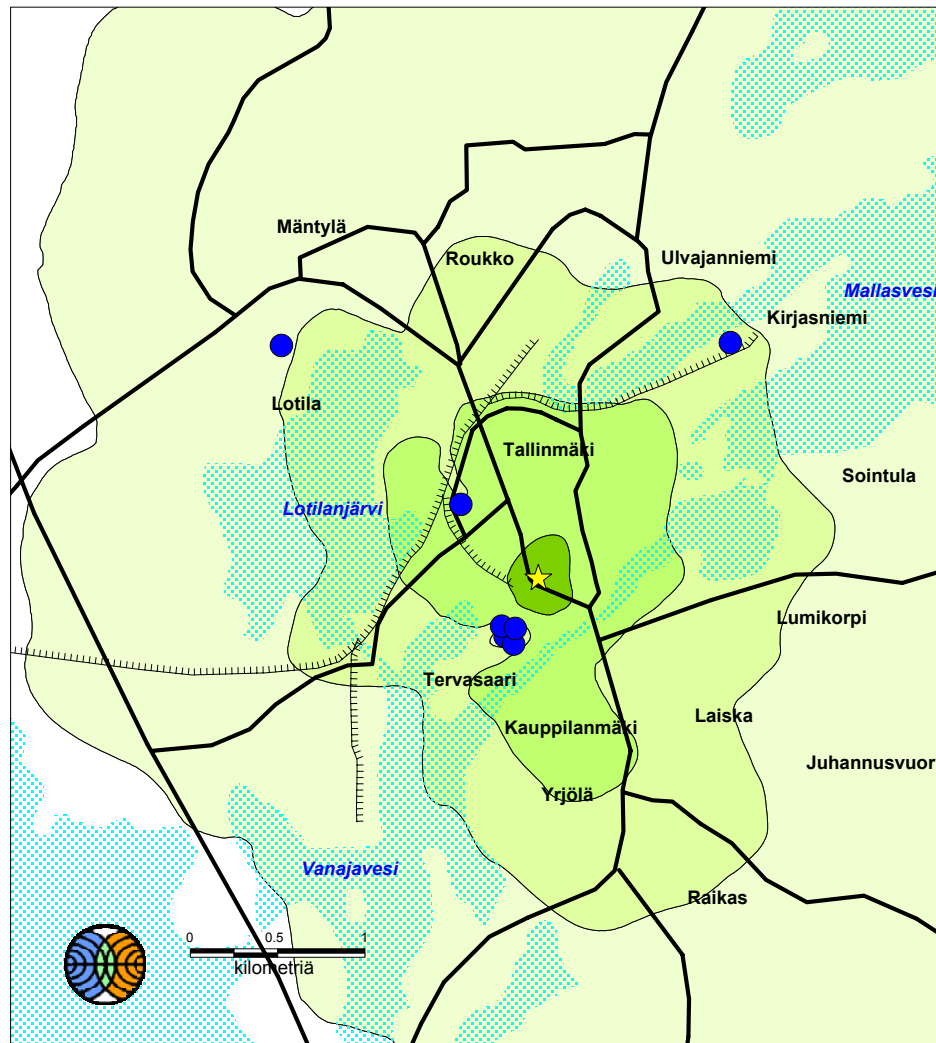
★ = maksimi =  $115 \mu\text{g}/\text{m}^3$



Ilmatieteen laitos 2005

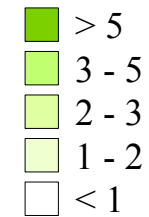
Kuva 19. Typpidioksidipitoisuuden 19. korkein tunti-keskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

\*Raja-arvo  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$



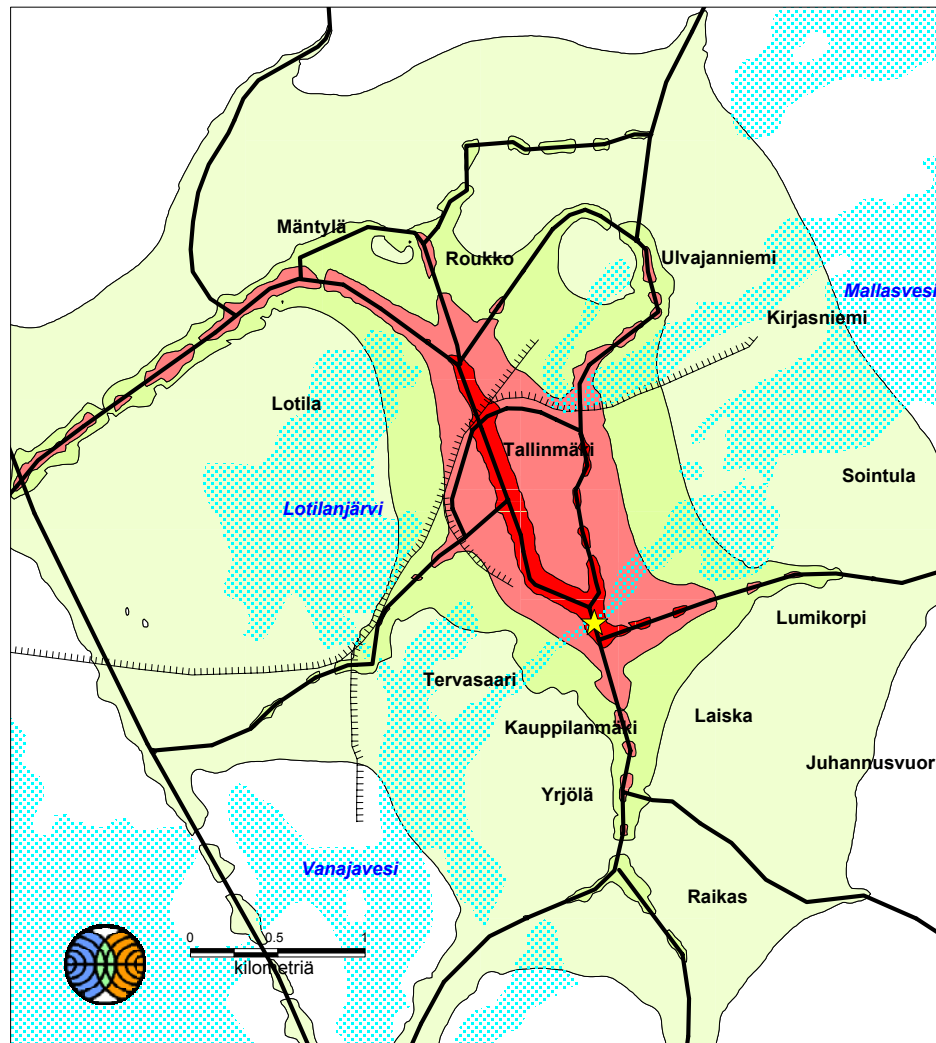
\*kasvillisuusvaikutusperusteinen raja-arvo

★ = maksimi =  $5,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 20. Typenoksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Energiantuotanto ja teollisuus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



Vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]

\*Raja-arvo  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$

■  $> 30$

■  $15 - 30$

■  $10 - 15$

■  $5 - 10$

■  $< 5$

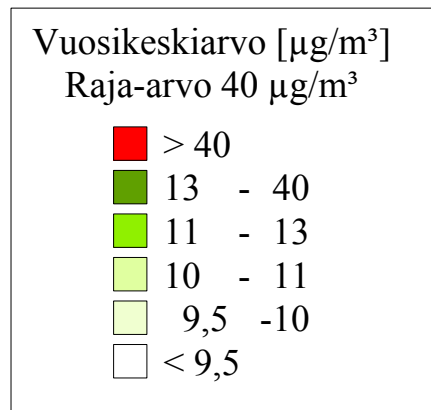
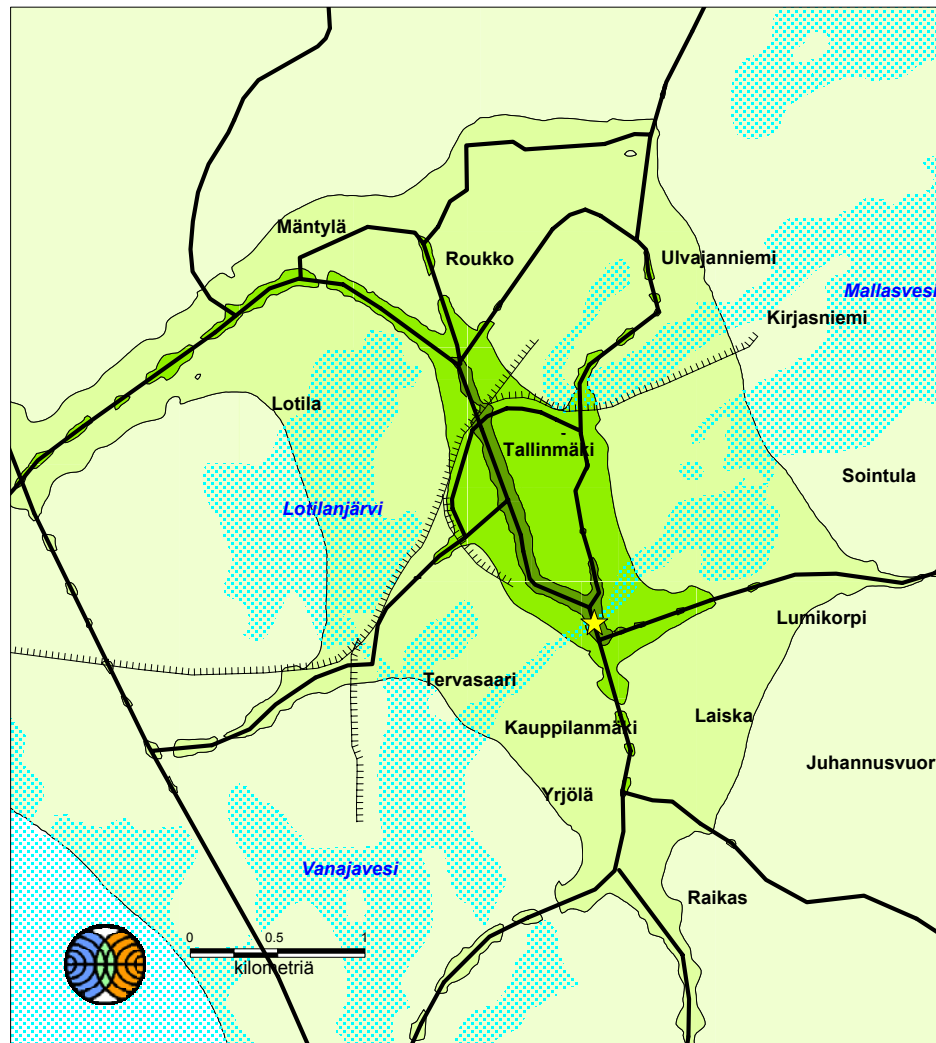
\*kasvillisuusvaikutusperusteinen raja-arvo

★ = maksimi =  $88 \mu\text{g}/\text{m}^3$

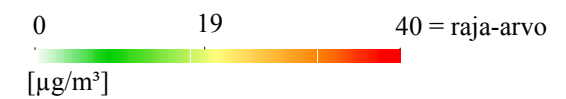
Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 21. Typenoksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



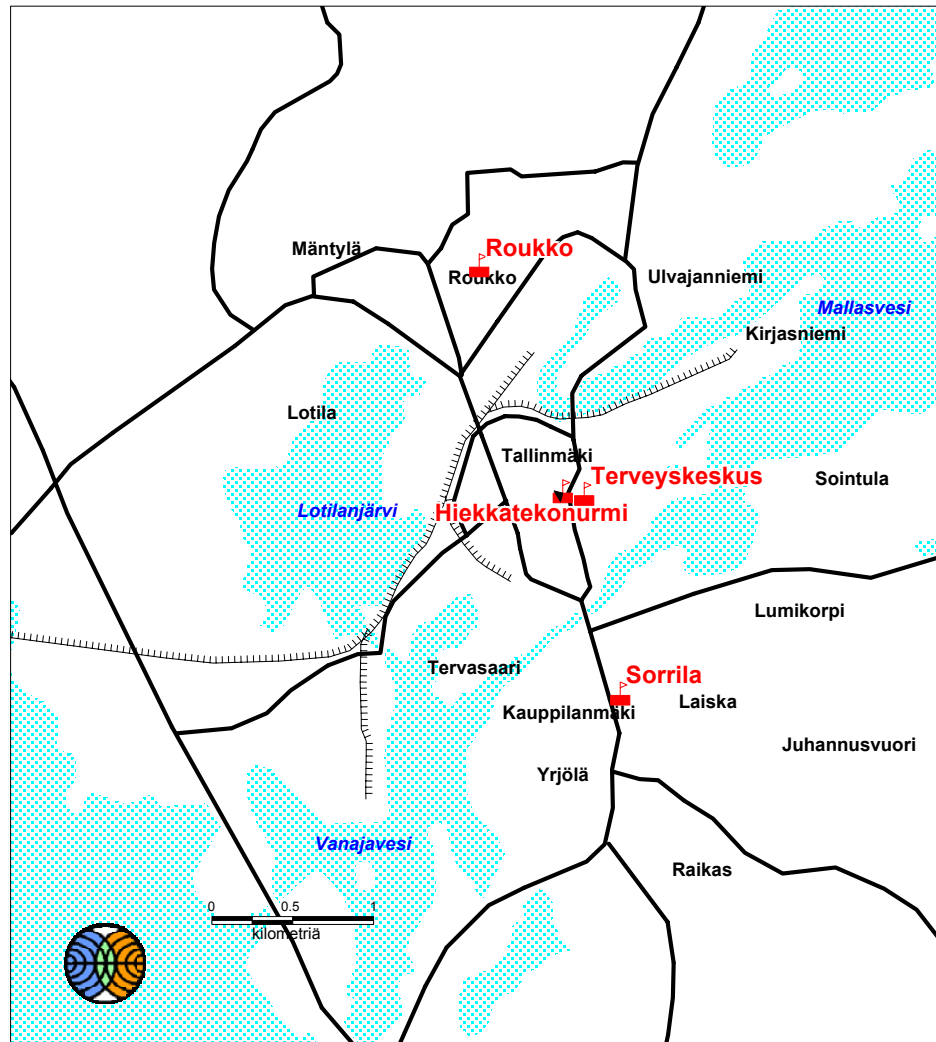
★ = maksimi = 19  $\mu\text{g}/\text{m}^3$



Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 22. Hengitettävien hiukkasten (PM<sub>10</sub>) pitoisuuden vuosikeskiarvo [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ]. Yhteisvaikutus.

# VALKEAKOSKEN KAUPUNKI



 = mittausasema

Ilmatieteen laitos 2005

Kuva 23. Mittausasemien sijaintikohdat.