

ROVANIEMEN SEUDUN VUODEN 2003
TYPENOKSIDI- JA HIUKKASPÄÄSTÖJEN
LEVIÄMISLASKELMAT

Timo Rasila
Harri Pietarila
Risto Pesonen



ILMATIETEEN LAITOS
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

**ROVANIEMEN SEUDUN VUODEN 2003
TYPENOKSIDI- JA HIUKKASPÄÄSTÖJEN
LEVIÄMISLASKELMAT**

**Timo Rasila
Harri Pietarila
Risto Pesonen**

ROVANIEMEN SEUDUN VUODEN 2003 TYPENOKSIDI- JA HIUKKASPÄÄSTÖJEN LEVIÄMISLASKELMAT

TIIVISTELMÄ–Tutkimuksessa kartoitettiin Rovaniemen kaupungin ja maalaiskunnan energiantuotannon pistelähteiden sekä autoliikenteen vuoden 2003 typenoksidipäästöt. Päästöjen aiheuttamat alueelliset typpidioksidin (NO₂) ja typen oksidien (NO_x) ulkoilmapitoisuudet selvitettiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä matemaattis-fysikaalisilla tietokonemalleilla, ns. kaupunkimallilla ja viivalähdemallilla. Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) kokonaispitoisuuksia arvioitiin ns. semi-empiirisellä hiukkasmallilla. Lisäksi työssä määritettiin Ilmatieteen laitoksen laskeumamallilla tutkimusalueen päästöjen aiheuttama alueellinen typpilaskeuma ja tehtiin arviot typpi yhdisteiden kokonaislaskeumasta, joihin vaikuttavat myös tutkimusalueen ulkopuoliset koti- ja ulkomaiset päästöt. Erillistarkasteluna laskettiin Rovaniemen kaupungin keskustassa sijaitsevan Ystävyysdenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat lähiympäristön typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet.

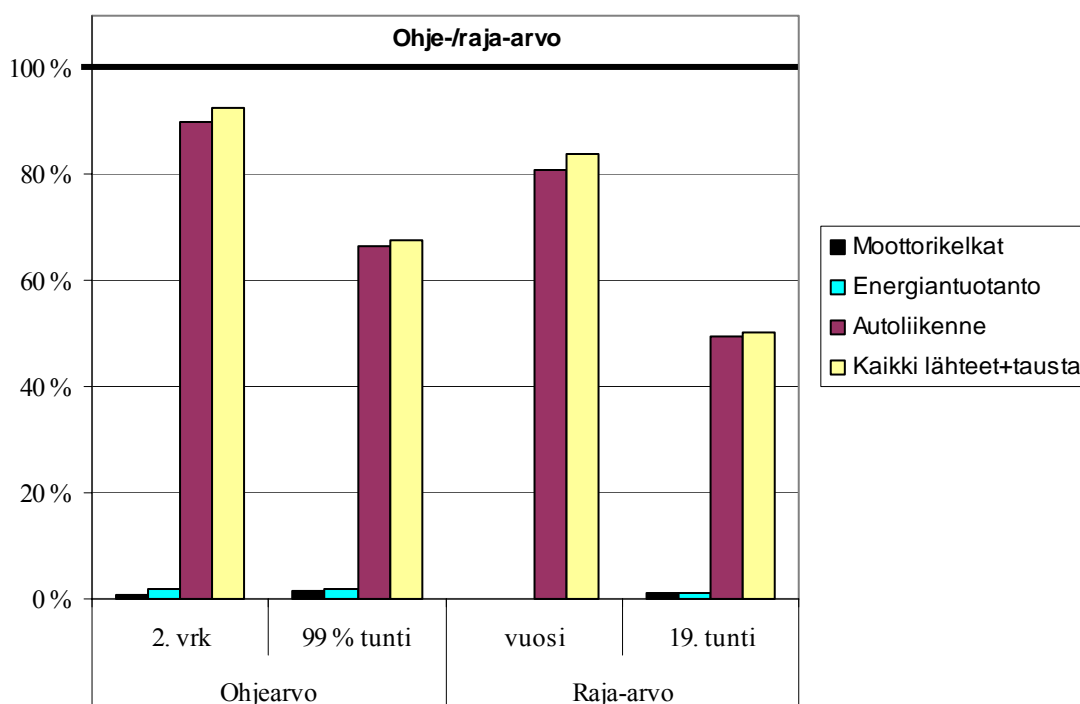
Tutkimusalueen vuodelle 2003 saadut typen oksidien kokonaispäästöt olivat päästökartoituksissa 903 tonnia typpidioksidina ilmaistuna, josta energiantuotannon osuus oli noin 48 % (433 tonnia) ja autoliikenteen 52 % (noin 470 tonnia).

Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin energiantuotannon ja liikenteen vuoden 2003 päästötilannetta edustavat typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksien vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat sekä hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvon aluejakauma. Leviämislaskelmissa tarkasteltiin energiantuotannon ja liikenteen suoria päästöjä (poisto- ja savukaasut sekä autojen pakokaasut). Lisäksi arvioitiin autoliikenteen maanpinnasta nostattaman pölyn, ns. resuspension vaikutus hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuksien vuosikeskiarvoon. Typenoksidipitoisuuksissa otettiin lisäksi huomioon tutkimusalueen ulkopuolisten päästöjen aiheuttaman taustapitoisuuden vaikutus kokonaispitoisuuksiin. Ystävyysdenpuiston moottorikelkkaliikenteen erillistarkastelussa määritettiin sesonkiajan (1.12.2003–15.4.2004) päästöjen aiheuttamat typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat. Mallilaskelmin saatuja pitoisuuksia verrattiin kotimaisiin ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.

Tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan autoliikenteen päästöistä. Vaikka energiantuotannon päästöt vastasivatkin vuonna 2003 lähes puolesta tutkimusalueella syntyvistä typenoksidipäästöistä, ei niillä ole yhtä merkittävää vaikutusta alueellisiin typen oksidien pitoisuustasoihin. Tutkimusalueen suurimmat typen oksidien pitoisuudet esiintyvät Rovaniemen keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien liikenneväylien sekä vilkkaiden risteysalueiden välittömässä läheisyydessä. Energiantuotannon vaikutus typenoksidipitoisuuksiin jää kaikkialla pieneksi. Ohjearvoon verrannollinen korkein typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo alittaisi kaikkialla tutkimusalueella Suomessa voimassa olevan ohjearvotason 70 µg/m³. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 93 % vuorokausiohjearvosta. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli 60 µg/m³) olevia pitoisuuksia esiintyisi pienellä alueella Rovaniemen kaupungin keskustassa. Typpidioksidin tuntiohjearvo (150 µg/m³) alittui varsin selvästi kaikkialla tutkimusalueella. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 70 % tuntiohjearvosta.

Typidioksidipitoisuuden 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 hiukkaspitoisuus alittaisi selvästi hengitettäviä hiukkasia (PM_{10}) koskevan, 1.1.2005 voimaan tulleen vuosiraja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) kaikkialla tutkimusalueella. Hiukkaspitoisuuden lyhytaikaispitoisuudet voivat kuitenkin Rovaniemelläkin kohota varsin korkeiksi keväisin, kun mm. liukkauden estoon käytetystä hiekasta peräisin oleva katupöly nousee ilmaan.

Leviämislaskelmin saatujen tutkimusalueen suurimpien typidioksidipitoisuuksien (NO_2) suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin päästölähderyhmittäin:



Leviämismallilaskelmien mukaan Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat typidioksidipitoisuudet alittaisivat erittäin selvästi voimassa olevat ohje- ja raja-arvot. Korkeimmillaankin typidioksidipitoisuudet olisivat alle 2 % ohje- ja raja-arvoista.

Tutkimusalueen päästölähteistä Rovaniemen seudun typpilaskeumaan vaikuttavat merkittävimmin autoliikenteen päästöt. Tutkimusalueen päästölähteiden aiheuttama nitraattityppilaskeuma olisi mallilaskelmien mukaan tutkimusalueen ulommissa osissa vuonna 2003 alle $15 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Korkein yksittäiseen laskentapisteeseen saatu nitraattitypen laskeuma-arvo oli vuonna 2003 noin $211 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Energiantuotannon ja teollisuuden vuoden 2003 päästöjen aiheuttama nitraattityppilaskeuma oli korkeimmillaan alle $1 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa.

Tutkimuksessa on esitetty arviot Rovaniemen seudun alueellisesta typen kokonaislaskeumasta, joissa on otettu huomioon muualta Suomesta ja ulkomailta kulkeutuvien päästöjen aiheuttama tausta. EMEPin kaukokulkeumamalleilla tehtyjen sovellutusten

mukaan tutkimusalueen keskimääräinen typenoksidiperäinen typpilaskeuma olisi ollut viime vuosina alle 200 mg/m² vuodessa ja kokonaistyppilaskeuma, jossa on huomioitu myös ammoniakkipäästöjen vaikutus, olisi noin 280 mg/m² vuodessa. Nämä laskeumarvot sisältävät sekä märkä- että kuivalaskeuman. Typpilaskeuma alittaisi siten hiuksen hienosti Rovaniemen seudulla Pohjois-Suomen herkimmille metsämaille ja vesistöille määritellyt kriittiset kuormitusarvot. Tutkimusalueen typenoksidiperäisestä typpilaskeumasta ja kokonaistyppilaskeumasta oli miltei 80 % ulkomaisten päästöjen aiheuttamaa.

Tämän ja edellisen vuonna 1997 tehdyn vastaavan tutkimuksen tulosten mukaan Rovaniemen seudun typen oksidien pitoisuudet ovat pienentyneet selvästi jaksolla 1996–2003, joskaan eivät yhtä paljon kuin päästöt. Rovaniemen keskustan korkeimmat typpidioksidipitoisuudet ovat pienentyneet tulosten mukaan noin 30 % jaksolla 1996–2003. Autoliikenteen päästöt ovat pienentyneet vastaavalla ajanjaksolla noin puoleen. Vuonna 1996 ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut ilmanlaadun ohjearvot ylittyivät vielä suhteellisen laajalla alueella Rovaniemen keskustassa. Nykyisin pitoisuudet jäävät korkeimmillaankin alle ohjearvojen.

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ

1	JOHDANTO	9
2	TUTKIMUSMENETELMÄT	10
2.1	Meteorologisten tietojen käsittely leviämismalleissa	10
2.2	Kaupunkimalli	11
2.3	Viivälähdemalli	12
2.4	Typenoksidipäästöjen ilmakemiamallit	13
2.5	Typpilaskeumamalli	15
2.6	Hengitettävien hiukkasten (PM ₁₀) pitoisuuksien arviointi	16
3	OHJE- JA RAJA-ARVOT	17
4	TUTKIMUKSEN SUORITUS	20
4.1	Meteorologiset lähtötiedot sekä typpidioksidin ja otsonin tausta- pitoisuudet	20
4.2	Päästökartoitukset	21
4.2.1	Energiantuotannon päästöt	22
4.2.2	Autoliikenteen päästöt	22
4.3	Leviämismallilla laskettavat pitoisuudet ja typpilaskeuma	24
5	TULOKSET	26
5.1	Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot	26
5.2	Päästöt	27
5.2.1	Energiantuotannon päästöt	28
5.2.2	Autoliikenteen päästöt	29
5.2.3	Ystävydenpuiston moottorikelkkaparkki	30
5.3	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet	31
5.3.1	Pitoisuuksien maksimi-arvot	31
5.3.2	Pitoisuuksien aluejakaumat	34
5.4	Hiukkaspitoisuus	36
5.5	Alueellinen typpilaskeuma	36

6	TULOSTEN ARVIOINTI	37
6.1	Pitoisuuksien suhde ohje- ja raja-arvoihin.....	37
6.1.1	Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet.....	37
6.1.2	Hiukkaspitoisuus	40
6.2	Tausta-alueiden typenoksidi- ja hiukkaspitoisuudet.....	40
6.3	Taajamien typenoksidi- ja hiukkaspitoisuudet	42
6.4	Alueellinen typpilaskeuma	45
6.5	Tulosten vertailu vuonna 1997 tehtyyn leviämiselvitykseen	47
7	SUOSITUKSIA ROVANIEMEN TULEVIEN VUOSIEN ILMANLAADUN SEURANTAAN.....	49
8	YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET.....	58
	VIITELUETTELO	62

LIITTEET

LIITEKUVAT

1 JOHDANTO

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia päästökartoituksin ja Ilmatieteen laitoksella kehitetyillä ilman epäpuhtauksien leviämistä kuvaavilla tietokonemalleilla tietoa Rovaniemen seudun ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä. Tarkastelujen kohteena olivat Rovaniemen kaupungin ja maalaiskunnan energiantuotannon pistelähteiden sekä autoliikenteen typenoksidipäästöt. Leviämismallilaskelmilla tuotettiin tutkimusalueelle typpidioksidi-, typenoksidi- ja hiukkaspitoisuuksien alueelliset jakaumat sekä typenoksidipäästöistä aiheutuva nitraattitypen laskeuma vuoden 2003 päästötilanteessa. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuksien vuosikeskiarvo arvioitiin ottamalla huomioon lisäksi autoliikenteen maasta nostattama pöly. Lisäksi selvitettiin Rovaniemen kaupungin keskustassa sijaitsevan Ystävyydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat lähiympäristön typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet. Paikallisten päästöjen lisäksi typenoksidipitoisuuksien arvioinnissa otettiin huomioon taustapitoisuudet.

Leviämislaskelmissa saatuja pitoisuuksia on työssä verrattu ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut ohje- ja raja-arvot koskevat typpidioksidin (NO_2) ja hiukkasten (TSP ja PM_{10}) pitoisuuksia ulkoilmassa ja kasvillisuuden suojelemiseksi annettu raja-arvo typen oksidien (kokonais- $NO_x = NO + NO_2$) pitoisuuksia ulkoilmassa. Typpilaskeuman vertailuarvoina on käytetty Suomen vesistöille ja metsämaille määriteltyjä kriittisiä kuormitusarvoja. Raportissa esitetään tulosten arvioinnin taustatiedoiksi ilmanlaadun mittaustuloksia muualta Suomesta ja Rovaniemen kaupungissa keväällä 2004 tehtyjen hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) mittaustulokset. Tutkimuksen tuloksia voidaan hyödyntää mm. laitosten lupamenettelyssä, ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Nyt raportoitavaa tutkimusta on tehty Ilmatieteen laitoksella vuosina 2004 ja 2005. Tutkimuksen on tilannut Rovaniemen kaupungin ympäristönsuojelu ja Rovaniemen maalaiskunnan ympäristötoimi. Tutkimusalueen energiantuotannon toiminnanharjoittajat ja kunnalliset 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 Rovaniemen seudun päästöjen leviämislaskelmat tehtiin Ilmatieteen laitoksessa kehitetyillä leviämismalleilla. Kiinteiden lähteiden päästöjen (energiantuotannon pistelähteet) leviämistä tutkittiin kaupunkialueen päästöjen leviämistä kuvaavalla kaupunkimallilla ja autoliikenteen päästöjen leviämistä viivalähdemallilla. Ystävyyspuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen leviämistä tarkasteltiin kaupunkimallilla yhtenä pintalähteenä. 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 kulkeutumissuunnan, mutta rajakerroksen ilmapvirtausten 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 parametrisoitimenetelmää (*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. Kau-

punkimallissa 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 sisältävät 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 meteorologisenä 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 (NO₂), joka on mm. terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa, on päästöistä ainoastaan pieni osa. Oksidit hapettuvat ilmassa kaasufaasireaktioissa hapen, otsonin, hydroksyyli-radikaalin 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 typen oksidien hapettumista ja NO_2/NO_x -suhteen muuttumista päästövanassa eri etäisyyksillä päästölähteestä. Kemiallisen muutunnan 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 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.

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 Typpilaskeumamalli

Tutkimuksessa tarkasteltujen päästöjen aiheuttama nitraattitypen laskeuma arvioitiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyllä typpilaskeumamallilla (*PESONEN, ym. 1996*). Tällä mallilla voidaan arvioida paikallisten typenoksidipäästöjen aiheuttamaa typpilaskeumaa noin 0–30 km:n kulkeutumisetäisyyksille.

Typpilaskeumamallin sovellutuksissa on päädytty seuraaviin oletuksiin: Typen märkälaskeuma on merkityksetön eli suuruusluokaltaan pienempi kuin rikin märkälasseuma. Typpimonoksidin (NO) depositionopeus (v_d) on nolla eikä typpidioksidi (NO₂) ole ehtinyt muuntua kemiallisissa reaktioissa typpihapoksi (HNO₃) vielä tarkasteltavalla päästöjen kulkeutumisetäisyydellä. Tällöin nitraattityppilaskeuma muodostuu mallissa yksinomaan typpidioksidin (NO₂) kuivadeposition kautta.

Typpilaskeumamallin depositionopeuden määrittämisessä on käytetty eräiden ulkomaisten tutkimusten tuloksia (*WESELY, 1989; ERISMAN ym., 1994 ja SELAND ym., 1995*). Depositionopeus v_d määritellään kolmen vastuskomponentin summan käänteislukuna eli $v_d = (r_a + r_b + r_s)^{-1}$, missä r_a on kulkeutumisalustan aerodynaaminen vastus turbulentsissa virtauksessa, r_b on nk. kvasilaminaarisen kerroksen (molekulaarisen diffuusion rajapinta) vastus ja r_s kulkeutumisalustan (pinnan laatu) vastus.

Aerodynaaminen vastus r_a määritetään tuulen kitkanopeuden, turbulenssin voimakkuuteen vaikuttavan stabiilisuusparametrin eli Monin-Obukhovin sekoituspituuden ja kulkeutumisalustan rosoisuuden avulla. Vastus r_b määritetään tuulen kitkanopeuden sekä kvasilaminaarista kerrosta kuvaavan parametrin avulla. Kulkeutumisalustan laadun vastus r_s on merkittävä tekijä depositionopeuden mallintamisessa. Tämä vastus koostuu kasvillisuuden ilmarakovastuksesta ja sen sisäisistä kerroksista, kasvillisuuden aerodynaamisesta vastuksesta ja kasvillisuuden ulkopintojen vastuksesta. Lisäksi siihen vaikuttaa maaperän vastus (kuiva, märkä). Ilmarakovastus määritetään auringon säteilyn (kokonaissäteily) ja pintalämpötilan avulla sekä vuodenajan ja kulkeutumisalustan

laadun mukaan. Kulkeutumisalusta on mallissa luokiteltu neljään tyyppiin: pelto, metsä, taajama (rakennusten pinnat) ja vesistö. Vastuksen r_s lopullinen arvo saadaan edellä mainittujen osavastusten harmonisena keskiarvona.

Mallisovellutuksissa kukin laskentapiste luokitellaan lähiympäristöä kuvaavan leviämisalustan tyyppin mukaisesti. Alustan laadulla on merkittävä vaikutus depositionopeuteen. Kaupunkiympäristö (rakennuspinnat) ja vesistö tuottavat depositionopeudeksi hyvin pienen arvon ($v_d \sim 0$), kun taas kasvillisuusalueilla (pelto, metsä) lähinnä kesäkaudella depositionopeus on suurimmillaan ($\sim 0,0013$ m/s). Typpilaskeumamalli soveltuu piste-, alue- ja viivalähteiden päästöjen aiheuttamien typpilaskeumien arviointiin.

2.6 Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuksien arviointi

Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) 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_x) ja PM_{10} -pitoisuustuloksista. Mallissa on muodostettu lineaarinen korrelaatio mitattujen kaupunkialueen NO_x - ja PM_{10} -pitoisuuksien välille. Alueelliset PM_{10} -pitoisuudet määritetään hyödyntämällä leviämismallilla laskettuja alueellisia NO_x -pitoisuuksia, mittaustuloksista arvioitua 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_x -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. Terveysvaikutuserusteisesti 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- ja hiukkaspitoisuuden **ohjearvot** (*Vnp 480/96*). Ilman typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo sekä hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuorokausikeskiarvo voi ohjearvomäärittelyjen mukaan ylittää yhden kerran kuukaudessa taulukossa 1 esitetyn vuorokausiohjearvon. Ilman typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvoista voi yksi prosenti 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 (PM₁₀, 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- ja hiukkaspitoisuuden ohjearvot. (*Vnp 480/96*).

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi (NO ₂)	70 150	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
Hiukkaset, kokonaisleijuma (TSP)	50 120	aritmeettinen vuosikeskiarvo vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipiste
Hengitettävät hiukkaset (PM ₁₀)	70	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo

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*) mukaista typpidioksidia, typen oksideja ja

hengitettäviä hiukkasia koskevat **raja-arvot** on esitetty taulukossa 2. Ensimmäisessä tytärdirektiivissä on lisäksi annettu hengitettäville 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-arvoa pienemmät
Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut raja-arvot:				
Typpidioksidi	1 tunti	200	18 krt/vuosi	1.1.2010
	kalenterivuosi	40	–	1.1.2010
Hengitettävät hiukkaset (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.

Rikki- ja typpilaskeumat vaikuttavat laajoilla alueilla maassamme merkittävästi ympäristön tilaan. Rikkilaskeumalle on maassamme annettu ns. tavoitearvo (*Vnp 480/96*), jolla pyritään ehkäisemään pitkällä aikavälillä kansainvälisin ja kansallisin toimin laskeumasta järvi- ja metsäekosysteemeissä aiheutuvia vaikutuksia, mutta typpilaskeumalle ei ole annettu vastaavaa tavoitearvoa. Kansainvälisissä ilman epäpuhtausien kaukokulkeutumisen rajoittamista koskevissa neuvotteluissa on kuitenkin otettu käyttöön ajattelutapa, että ympäristön sietokyky tulee ottaa huomioon, kun kehitetään strategioita päästöjen vähentämiseksi. Erilaisissa tutkimushankkeissa on pyritty määrittämään happamoittavalle laskeumalle sellaiset rajat eli ns. kriittiset kuormitusarvot, että ympäristön happamoituminen ei niiden toteutuessa jatkuisi.

Kriittinen kuormitus määritellään yhden tai useamman ilman epäpuhtauden altistuksen kvantitatiiviseksi arvoksi, jonka alapuolella määrätyille herkille ympäristön osille ei aiheutuisi nykytietämyksen mukaan merkittäviä haittavaikutuksia. Mm. kriittisten laskeumakuormien määrittäminen edellyttää siis tietoa laskeuman annos-vastesuhteista. Kriittinen laskeumakuormitus voi vaihdella maaperän ja vesistön puskurikyvystä riippuen voimakkaasti pienilläkin alueilla. Happamoitumiskriteerein arvioitu tyypin kriittinen kuormitus on järville suuressa osassa Etelä- ja Keski-Suomea 300–1100 mg/m² typpeä vuodessa (kokonaistyyppi, sisältää myös ammoniumtypen) ja Pohjois-Suomessa herkimmillä alueilla alle 300 mg/m². Metsämaita koskevat kriittiset typpilaskeuma-arvot ovat suuressa osassa Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomea 300–700 mg/m² (*KÄMÄRI ym., 1992*). Näitä arvoja voidaan käyttää tässä tutkimuksessa saatujen nitraattityypin laskeumatulosten arviointiin.

4 TUTKIMUKSEN SUORITUS

4.1 Meteorologiset lähtötiedot sekä typpidioksidin ja otsonin taustapitoisuudet

Leviämislaskelmia varten määritettiin ilmakehän rajakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Tuulitietojen etäisyyspainotetut yhdistelmäaineistot muodostettiin Rovaniemen lentosääasemalta ja Sodankylän observatorion sääasemalta saaduista vuoden 2003 havainnoista. Tarvittavat auringonpaistetiedot saatiin Rovaniemen lentosääaseman säteilymittausaineistosta ja sekoitus-

korkeuden määrittämiseen käytettiin Sodankylän radioluotaushavaintoja. 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 stabiilisuusparametrina ns. Monin-Obukhovin sekoituspi-tuuden käänteisarvoa, joka kuvaa sekä mekaanista että termistä turbulenssia. Parametrin määrittämiseen käytettiin tutkimuksessa perusaineistona Rovaniemen lentosääaseman sää- ja auringonpaistehavaintoja sekä tutkimusaluetta edustavia maanpinnan laadun ja maastotyyppin mukaan vaihtelevia albedoarvoja. Myös leviämisalustan rosoisuus otettiin huomioon. Tuloksena saatiin stabiilisuusparametrin tunneittainen arvo jatkuvana funktiona tietyistä rajakerrospareetreista.

Typenoksidipäästöjen ilmakehiämälissä käytetyt taustaa edustavat otsonin ja typen oksidien pitoisuustiedot ja niiden vaihtelu saatiin Ilmatieteen laitoksen Oulangan taustahavaintoaseman tuloksista. Mallilaskelmissa käytettiin kullekin kuukaudelle vuorokauden sisäistä vaihtelua kuvaavia otsonin ja typpidioksidin tunneittaisia pitoisuuskeskiarvoja vuodelta 2000.

4.2 Päästökartoitukset

Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Rovaniemen seudun energiantuotannon ja autoliikenteen vuoden 2003 typen oksidien päästöt. Liitekuvas- sa 1 on esitetty energiantuotannon päästölähteiden sijaintipaikat ja päästökorkeudet. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden kiinteät päästökohdet käsiteltiin työssä pistelähteinä. Liitteessä 1 on esitetty energiantuotannon typen oksidien päästömäärät ja päästökorkeudet päästölähteittäin. Autoliikenteen päästöistä muodostettiin leviämislaskelmia varten vilkkaimmin liikennöidyille kaduille ja teille 1 385 viivalähdettä. Pienempien teiden päästöjä käsiteltiin leviämislaskelmissa pintalähteinä. Liitekuvas- sa 2 on esitetty autoliikenteen viivalähteiden typenoksidipäästöt.

4.2.1 Energiantuotannon päästöt

Energiantuotannon päästöjen lähtöaineistoina leviämismallilaskelmissa käytettiin tutkimuksen tilaajan ja toiminnanharjoittajien ilmoittamia vuodelle 2003 arvioituja päästötietoja. Laskelmissa olivat mukana päästöiltään Rovaniemen seudun suurimmat energiantuotantolaitokset. Kaikkiaan mallilaskelmissa oli mukana 15 erillistä piste- tai pintalähdettä (piippua ja hormia).

Pistelähteiden aiheuttamat päästöt ja muut laskelmissa tarvittavat lähtötiedot mallinnettiin toiminnanharjoittajien ilmoittamien kuukausittaisten tai vuosittaisten laitoksien päästötietojen, käyntituntien, polttoaineen kulutustietojen, ominaispäästökertoimien, savukaasujen lämpötilojen ja piippujen ominaisuustietojen perusteella. Energiantuotannon pistelähteiden päästöjen lyhytaikaisvaihtelu kuvattiin leviämismallissa ulkoilman lämpötilasta riippuvien painokertoimien avulla. 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 2003 leviämismallilaskelmia varten viiva- ja pintalähteinä. Työssä tarkastellun alueen yleisten teiden ja keskusta-alueiden 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 (MÄKELÄ *ym.*, 2003).

Liikenneaineistot

Viivalähteinä käsiteltyjen teiden ja katujen liikennetiedot saatiin pääosin Insinööritoimisto Liidea Oy:n toimittamasta aineistosta, jotka on tuotettu EMME –liikennesuunnitteluohjelmistolla. Lisäksi yleisten teiden osalta hyödynnettiin Tielaitoksen tierekisterin tietoja. Käytössä olevasta aineistosta arvioitiin viivalähteinä käsiteltyjen tie- ja katuosien 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 1 385 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 (*MÄKELÄ ym., 2003*). 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 nopeusriippuvaiset 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 arvioitu eri katu- ja tietyypeille LIISA-tietojärjestelmän vuodelle 2002 lasketuista tuloksista (*MÄKELÄ ym., 2003*).

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-, viikonpäivävaihtelut mallinnettiin Rovaniemen keskusta-alueella tehtyjen yli viikon mittaisten liikennelaskentojen perusteella. Lisäksi hyödynnettiin Tielaitoksen valtatie 4:n Olkkajärven mittauspisteestä kokoamaa liikennelaskenta-aineistoa kuukausittaisten vaihtelukertoimien saamiseksi autoliikenteen päästöille (*TIELAITOS, 1990*). Rovaniemen kaupungin ja maalaiskunnan läpi kulkevan valtatie 4:n tunti- ja viikonpäivävaihteluna käytettiin valtatie 4:llä tehtyä yli viikon mittaista liikennelaskentaa ja muiden laskennassa mukana olleiden teiden vastaavat aikavaihtelut perustuivat Rovaniemen kaupungin alueella tehtyihin kolmeen yli viikon mittaiseen liikennelaskentaan.

4.3 Leviämismallilla laskettavat pitoisuudet ja typpilaskeuma

Tutkimuksessa laskettiin leviämismalleilla typpidioksidi-, typenoksidi- ja hiukkaspitoisuus 19 km × 14 km kokoiselle tulostusalueelle. Pitoisuudet laskettiin tutkimusaluetta peittävään tulostuspisteikköön maanpintatasoon. Tutkimusaluetta peittävässä tulostuspisteikössä oli yhteensä 5 256 laskentapistettä. Koko tutkimusalueen kattoi perustulostuspisteikkö, jonka hilaväli oli 500 metriä. Pistelähteiden lähivaikutusalueilla tulostuspisteet olivat tiheimmillään 250 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 vuoden 2003 tunneittaisia meteorologisia tilanteita vastaavat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien tuntikeskiarvojen aikasarjat. Laskelmat tehtiin pistelähteiden osalta vuoden 2003 päästöillä ja viivalähteiden osalta 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 tarkasteluvuosien 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 % tarkastelukuukauden tuntikeskiarvoista ylittää, käytännössä siis yleensä pahimman kuukauden kahdeksanneksi korkein tuntikeskiarvo)
- 19. korkein tuntikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson vuosittaisista 19. korkeimmista tuntipitoisuuksista

Raportin liitekuviissa esitetyissä pitoisuuksien aluejakaumakuviissa on esitetty samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on todennäköistä pitkän havaintojakson aikana. Pitoisuuksien ja laskeuman aluejakaumakuviissa tutkimusalueen korkeimpien pitoisuuksien ja laskeuman sijaintipaikat on merkitty keltaisilla tähdillä ja maksimin numeroarvo on luettavissa aluejakaumakuvan oikealta puolelta. 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 pohjoissuuntaan, 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 aluejakaumakuvia on tulkittava niin, että ne kuvaavat pitkän ajanjakson aikana tutkimusalueen eri osissa todennäköisesti esiintyviä suurimpia pitoisuuksia.

5 TULOKSET

5.1 Leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot

Tuulensuuntien ja -nopeuksien suhteellinen jakautuminen vuoden 2003 tuuliaineistossa on esitetty tuuliruusuna liitekuvasa 3. Prosenttiarvo ympyrän kehällä kuvaa kunkin tuulensuunnan (suuntasektorin) osuutta koko aineistosta. Tehdyn tilastollisen tarkastelun mukaan tutkimusalueella olivat vallitsevia lounaistuulet, joiden osuus koko aineistosta oli noin 20 %. 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 etelätuulilla (suhteellinen osuus tuulista noin 9 %). Lännen puoleisilla tuulilla heikkotuulisten tilanteiden suhteellinen osuus tuulista oli suurimmillaan noin 52 %.

Sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittainen esiintymistäajuus vuonna 2003 on esitetty liitekuvasa 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 pyörteisyttä. Labiileissa tilanteissa esiintyvät epäpuhtauspitoisuudet ovat pääsääntöisesti pieniä, mutta pitoisuudet voivat lyhytaikaisesti kohota myös korkeiden päästökohdeiden 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 70 %. Heikoissa sekoittumistilanteissa pitoisuudet voivat kohota voimakkaasti varsinkin matalalta lähteiden päästöjen vaikutuksesta.

Sekoituskerroksen korkeus määrää pystysuunnassa päästöjen laimenemistilavuuden ylärajan. Kun sekoituskerroksen korkeus 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 sekoituskerroksia esiintyi tutkimuksessa käytetyssä meteorologisessa aineistossa runsaasti etenkin joulukuusta tammikuuhun (liitekuva 4). Yli 500 metrin sekoituskerroksen korkeus ei vaikuta enää merkittävästi pitoisuuksien kohoamiseen lähileviämisen mittakaavassa. Talvella sekoituskerroksen ulottui melko harvoin yli 500 metriin.

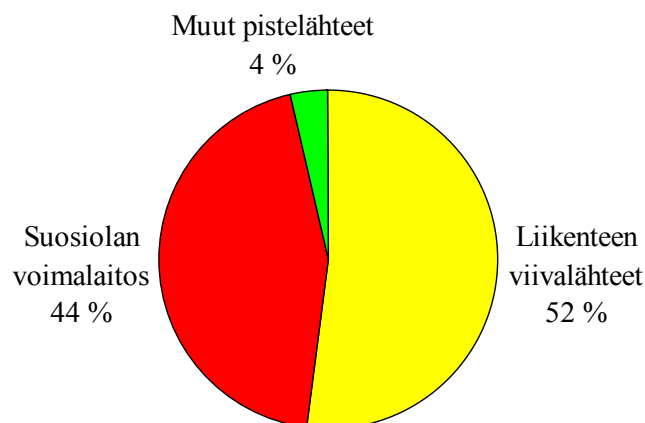
5.2 Päästöt

Tutkimuksessa kartoitettiin leviämislaskelmia varten Rovaniemen seudun energiatuotannon sekä autoliikenteen typenoksidipäästöt vuodelle 2003. Autoliikenteen päästöt otettiin huomioon noin 10–15 km etäisyydeltä Rovaniemen kaupungin keskustasta. Leviämislaskelmissa käytetyt tutkimusalueen typenoksidipäästöt olivat yhteensä 903 tonnia (kuva A). Suurimmat päästöt aiheutuivat autoliikenteestä, jonka osuus kokonaispäästöistä oli 52 % (470 t/a). Energiatuotannon suurin päästölähde vuonna 2003 oli Suosiolan voimalaitos, jonka osuus typenoksidipäästöistä oli 44 % (400 t/a). Muiden pistepäästölähteiden osuus typenoksidipäästöistä oli 4 % (33 t/a).

Erillistarkasteluna suoritettiin leviämislaskelmat myös Ystävyyspuiston moottorikelkkaliikenteelle. Moottorikelkkajen aiheuttamia päästöjä ei huomioitu kuitenkaan

typen oksidien kokonaispäästöissä, koska Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen aiheuttamat päästöt arvioitiin koko sesonkiajan (1.12.2003–15.4.2004) suurimman päivittäisen liikenteen mukaan, mutta todellisuudessa puiston moottorikelkkaliikenne saattaa vaihdella päivittäin paljonkin. Korkeimmat liikennemäärät ajoittuvat yleensä joulun ja uudenvuoden aikoihin. Moottorikelkkojen suurimman päivittäisen liikenteen perusteella sesonkiajalle lasketuksi typen oksidien vuosipäästöksi saatiin 135 kg, joka on alle 0,5 % kaikista Rovaniemen seudun typen oksidien kokonaispäästöistä.

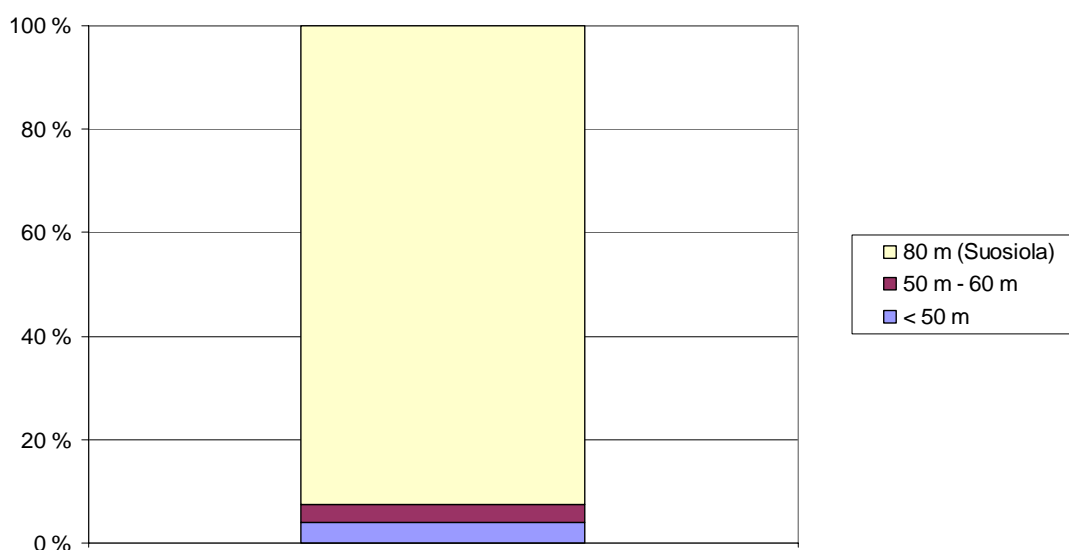
TYPENOKSIDIPÄÄSTÖT YHTEENSÄ 903 TONNIA



Kuva A. Eri päästölähteiden osuudet tutkimusalueen typen oksidien kokonaispäästöistä vuonna 2003.

5.2.1 Energiantuotannon päästöt

Tutkimuksessa käsiteltiin pistelähteinä 15 eri energiantuotannon päästökohdetta (piippua ja hormia). Liitekuvassa 1 on esitetty pistelähteinä käsiteltyjen päästökohdeiden sijainnit, päästökorkeudet sekä typen oksidien vuosipäästöt. Päästöt ja päästökorkeudet on esitetty laitoksittain liitteessä 1. Kuvassa B on esitetty energiantuotannon typenoksidipäästöt vuonna 2003 päästökorkeuden mukaan luokiteltuina.



Kuva B. Energiantuotannon typenoksidipäästöt vuonna 2003 päästökorkeuden mukaan luokiteltuina.

Suurin osa energiantuotannon typenoksidipäästöistä vapautuu ilmaan suhteellisen korkeista piipuista. Noin 92 % pistelähteiden typenoksidipäästöistä vapautui ulkoilmaan 80 m:n korkeudelta (Suosiolan voimalaitos) ja vain noin 4 % alle 50 m:n korkuisista piipuista.

5.2.2 Autoliikenteen päästöt

Leviämislaskelmissa käytetyt autoliikenteen typen oksidien vuoden 2003 kokonaispäästöt olivat 470 tonnia. Päästöt käsiteltiin leviämislaskelmissa 1 385 erillisenä viivalähteenä ja 121 pintalähteenä. Liitekuvasa 2 on esitetty typen oksidien vuosipäästöt viivalähteittäin. Tutkimusalueen ja lähiympäristön typenoksidipäästöistä 452 tonnia käsiteltiin mallilaskelmissa viivalähteinä ja 18 tonnia pintalähteinä.

Taulukossa 3 on esitetty VTT:n LIISA-laskentajärjestelmän tulosten mukaiset koko Rovaniemen seudun autoliikenteen päästömäärät vuonna 2002 (MÄKELÄ ym., 2003).

Taulukko 3. VTT:n LIISA-laskentajärjestelmän tulosten mukaiset koko Rovaniemen seudun autoliikenteen päästömäärät vuonna 2002 (MÄKELÄ *ym.*, 2003).

	Rovaniemen kaupunki (t/vuosi)	Rovaniemen maalaiskunta (t/vuosi)	Yhteensä (t/vuosi)
Hiilimonoksidi	1157	2227	3384
Hiilivedyt	146	253	399
Typen oksidit	187	510	698
Hiukkaset	11	26	37
Typpidioksidi	5	12	17
Rikkidioksidi	0,8	1.6	2

5.2.3 Ystävyydenpuiston moottorikelkkaparkki

Erillistarkasteluna määritettiin leviämismallilaskelmin Ystävyydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet. Ystävyydenpuiston moottorikelkkaparkissa toimii 4 eri moottorikelkkasafareita järjestävää yritystä. Yritysten toiminta ajoittui viime kaudella aikavälille 1.12.2003–15.4.2004. Leviämismallitarkasteluja varten moottorikelkkaliikenteen typenoksidipäästöt mallinnettiin siten, että em. sesonkiaikana liikenteen oletettiin olevan yritysten ilmoittama maksimiliikennemäärä (610 kelkkaa/päivä) sesonkiajan jokaisena päivänä. Ts. sesonkiaikana Ystävyydenpuistosta lähtisi ja sinne saapuisi takaisin 305 kelkkaa kahden tunnin aikana kaksi kertaa päivässä alkaen klo 9.00 ja 14.00 sesonkiajan jokaisena päivänä. Jokaiselta moottorikelkalta kuluisi aikaa yhteensä 3 min puistosta kelkkareitille siirtymiseen sekä kelkkareitiltä puistoon paluuseen. Lähdössä ja paluussa kelkkoja käytettäisiin noin 9 kW koneteholla, joka olisi noin 1/3 käytössä olevien moottorikelkkojen keskimääräisestä kokonaistehosta. Ystävyydenpuiston moottorikelkkaliikenteen lähtötietoja toimittivat sekä tutkimuksen tilaaja että moottorikelkkasafareita järjestävät yritykset.

Safariyrittäjien moottorikelkkojen on oletettu olevan pääasiassa Ski-doo (500 cm³) tai Arctic Cat (440 cm³) tyyppisiä moottoriltaan 2-tahti moottorikelkkoja. Moottorikelkkojen typen oksidien päästökertoimena käytettiin arvoa 1,3 g/kWh, joka on VTT:n vuoden 1999 Suomen työkoneiden päästölaskentajärjestelmän (MÄKELÄ, *ym.*, 1999) antama

keskimääräinen arvo harrastekäytössä oleville moottorikelkoille. Taulukossa 4 on esitetty Ystävyysdenpuistosta päivittäin lähtevien ja sinne takaisin palaavien moottorikelkkojen tunneittaiset lukumäärät ja typenoksidipäästöt.

Taulukko 4. Ystävyysdenpuiston moottorikelkkaparkista päivittäin lähtevien ja sinne takaisin palaavien moottorikelkkojen tunneittaiset lukumäärät ja typenoksidipäästöt.

Aika	Lähtöä	Paluuta	Päästö (g/s)
0-9	0	0	0
9-10	153	0	0,0089
10-11	152	0	0,0088
11-12	0	153	0,0089
12-13	0	152	0,0088
13-14	153	0	0,0089
14-15	152	0	0,0088
15-16	0	153	0,0089
16-17	0	152	0,0088
17-24	0	0	0
YHTEENSÄ	610	610	

Em. moottorikelkkaliikennettä koskevin tiedoin leviämislaskelmissa käytetyksi moottorikelkkaliikenteen aiheuttamaksi typen oksidien kokonaispäästöksi saatiin 135 kg. Päästöt käsiteltiin leviämislaskelmissa yhtenä 100 m × 100 m suuruisena pintalähteenä.

5.3 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

5.3.1 Pitoisuuksien maksimiarvot

Leviämismallilaskelmin Rovaniemen seudun energiantuotannon sekä autoliikenteen vuoden 2003 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 vuoden 2003 kattavaa meteorologista aineistoa. Taulukoissa on esitetty tutkimuksessa tehtyjen päästöeriteltyjen mallilas-

kelmien tulokset Rovaniemen seudun energiantuotannon pistelähteille ja autoliikenteelle sekä typen oksidien kokonaispitoisuudet, joissa on huomioitu tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutus. Taulukoissa esitetyt eri lähderyhmien päästöistä aiheutuvat pitoisuusarvot eivät ole summautuvia, sillä eri lähderyhmien aiheuttamat maksimipitoisuudet saatiin mallilaskelmilla eri tulostuspisteisiin. Taulukkojen 5 ja 6 kaikkien lähteiden pitoisuusarvo sisältää myös kaukokulkeutuneiden päästöjen aiheuttaman typen oksidien taustapitoisuuden.

Tarkastelemalla taulukoissa 5 ja 6 esitettyjä eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamia laskennallisia maksimipitoisuuksia, voidaan todeta, että autoliikenne vaikuttaa merkittävimmin typpidioksidin ja typen oksidien pitoisuuksiin. Energiantuotannon pistelähteiden aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet ovat sen sijaan korkeimmillaankin varsin pieniä. Autoliikenteen typenoksidipäästöillä saatiin korkeimmillaan yksittäiseen laskentapisteeseen noin $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n typpidioksidipitoisuus, kun vastaava typpidioksidipitoisuus energiantuotannon pistelähteiden päästöillä oli noin $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (taulukko 5).

Taulukko 5. Leviämismallilaskelmin Rovaniemen seudulle energiantuotannon sekä autoliikenteen vuoden 2003 päästöillä saadut sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneet korkeimmat typpidioksidipitoisuuden (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	Autoliikenne	Yhteisvaikutus
korkein vuosikeskiarvo ¹⁾	0,1	32	34
korkein vuorokausikeskiarvo	1,6	69	71
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo ²⁾	1,3	63	65
korkein tuntikeskiarvo	9,6	124	125
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ²⁾	2,9	100	101
19. korkein tuntikeskiarvo ¹⁾	2,5	99	101

¹⁾ korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

²⁾ korkeimmat ohjearvoon verrannolliset pitoisuudet

Taulukko 6. Leviämismallilaskelmin Rovaniemen seudulle energiantuotannon ja autoliikenteen vuoden 2003 päästöjen erikseen aiheuttamat sekä em. päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneet korkeimmat typenoksidipitoisuuden (NO_x) vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot (µg/m³). Päästölähderyhmien yhteisvaikutuksesta muodostuneissa pitoisuuksissa on huomioitu myös alueellinen taustapitoisuus.

Typenoksidipitoisuus (µg/m ³)	Energiantuotanto	Autoliikenne	Yhteisvaikutus
korkein vuosikeskiarvo ¹⁾	0,5	60	61
korkein vuorokausikeskiarvo	12	316	318
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	9,4	272	274
korkein tuntikeskiarvo	64	914	915
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	20	626	628

¹⁾ korkeimmat raja-arvoon verrannolliset pitoisuudet

Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenne

Leviämismallilaskelmin Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen sesonkiajan 1.12.2003—15.4.2004 päästöillä saadut ulkoilman typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien maksimi-arvot on koottu taulukkoon 7. Mallilaskelmissa on käytetty vuoden 2003 kattavaa meteorologista aineistoa.

Taulukko 7. Leviämismallilaskelmin Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen sesonkiajan 1.12.2003—15.4.2004 päästöillä saadut ulkoilman typenoksidipitoisuuksien suurimmat arvot tutkimusalueella. Tulokset on esitetty erikseen ja typpidioksidi- (NO₂) ja typenoksidipitoisuudelle (NO_x).

Pitoisuus (µg/m ³)	Ohje- /raja-arvo	NO ₂	Ohje- /raja-arvo	NO _x
korkein vuorokausikeskiarvo	–	0,8	–	14
toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo	70 ¹⁾	0,5	–	8,8
korkein tuntikeskiarvo	–	3,1	–	56
korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus	150 ¹⁾	2,3	–	42
19. korkein tuntikeskiarvo	200 ²⁾	2,1	–	–

¹⁾terveysvaikutusperusteinen ohjearvo

²⁾terveysvaikutusperusteinen raja-arvo

5.3.2 Pitoisuuksien aluejakaumat

Leviämislaskelmilla määritettyjen suurimpien laskennallisten typpidioksidipitoisuuksien (NO₂) alueellinen vaihtelu koko tutkimusalueella vuoden 2003 päästötilanteessa käy ilmi seuraavista liitekuvista:

- Liitekuvat 5–8: Energiantuotanto
- Liitekuvat 9–12: Tutkimusalueen kaikki päästölähteet ja taustapitoisuus

Typpidioksidipitoisuuden aluejakaumat on muodostettu kotimaisiin raja- ja ohjearvoihin verrannollisista pitoisuuksista (vuosikeskiarvo, kalenterikuukauden toiseksi korkein vuorokausikeskiarvo, korkein tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus ja 19. korkein tuntikeskiarvo).

Rovaniemen seudun energiantuotannon pistelähteiden aiheuttama typenoksidipitoisuuden (NO_x) vuosikeskiarvo vuoden 2003 päästötilanteessa on esitetty liitekuvasssa 16. Liitekuvasssa 17 on esitetty tutkimusalueen pistelähteiden, autoliikenteen päästölähteiden ja taustapitoisuuden yhteisvaikutukselle. Kokonaispitoisuuksia kuvaavissa laskelmissa on huomioitu myös kauempaa kulkeutuneiden päästöjen aiheuttama taustapitoisuus.

Rovaniemen päästölähteiden yhteisvaikutus

Tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutuksen esittävässä typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksien aluejakaumakuvissa näkyy voimakkaimpana autoliikenteen päästöjen vaikutus. Korkeimpien pitoisuuksien alueet muodostuivat Rovaniemen kaupungin keskustan alueelle sekä vilkkaimmin liikennöityjen teiden ja vilkkaiden risteysalueiden läheisyyteen. Valtatie 4:n varrella Rovaniemen kaupungin keskustassa ja Ounasjoessa Koivusaaren kohdalla typpidioksidipitoisuudet kohoavat selvästi liikenteen päästöjen vaikutuksesta. Energiantuotannon ja teollisuuden yksittäisten pistelähteiden vaikutusta pitoisuustasoihin ei aluejakaumakuvista juurikaan pysty havaitsemaan. Typpidioksidipitoisuuksien aluejakaumiin vaikuttaa myös typenoksidipäästöjen ilmakemiällinen muutunta kulkeutumisen aikana.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, saavutettava viimeistään 1.1.2010) alittui laskelmien mukaan vuoden 2003 tilanteessa kaikkialla tutkimusalueella (liitekuva 9). Yli $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$:n (ns. ylempi arviointikynnys) typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvoja syntyi pienille alueille valtatie 4:n varrella Rovaniemen kaupungin keskustaan. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat yli $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ varsin pienellä alueella valtatie 4:n varrella Rovaniemen kaupungin ja maaliskunnan keskusta-alueilla. Tulostusalueen reunoilla typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot olivat pääsääntöisesti alle $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ohjearvoon verrannollinen korkein typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo alittaisi kaikkialla tutkimusalueella Suomessa voimassa olevan ohjearvotason $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (liitekuva 10). Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 93 % vuorokausiohjearvosta. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olevia pitoisuuksia esiintyisi pienellä alueella Rovaniemen kaupungin keskustassa. Typpidioksidin tuntiohjearvo ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alittui varsin selvästi kaikkialla tutkimusalueella (liitekuva 11). Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet olivat noin 70 % tuntiohjearvosta. Typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvo alittuu selvästi kaikkialla tutkimusalueella (liitekuva 12).

Kasvillisuusvaikutusperusteinen typenoksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy tulosten mukaan lähinnä valtatie 4:n varrella Rovaniemen keskusta-alueella. Korkeimmat typenoksidipitoisuudet olivat noin $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Kauempana liikenteen vaikutusalueilta pitoisuudet ovat varsin selvästi alle raja-arvon (liitekuva 17). Typenoksidipitoisuuksia tarkasteltaessa on otettava huomioon, että kyseinen raja-arvo on voimassa ainoastaan laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla.

Ystävydenpuiston moottorikelkkaparkki

Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat ohjearvoon verrannolliset korkeimmat typpidioksidipitoisuuden vuorokausi- ja tuntikeskiarvon aluejakaumat on esitetty liitekuvuissa 13 ja 14 sekä typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvoon verrannollinen aluejakauma liitekuvuissa 15. Korkeimpien typpidioksidipitoisuuksien alueet muodostuivat Ystävydenpuiston moottorikelkkaparkin alueelle tai sen

välittömään läheisyyteen. Korkeimmillaankin Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttama typpidioksidipitoisuus olisi alle 2 % ohje- ja raja-arvoista.

5.4 Hiukkaspitoisuus

Liitekuvassa 18 on esitetty semiempiirisellä leviämismallilla laskettujen korkeimpien hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvojen aluejakauma. Leviämismallilla korkeimmaksi hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuden vuosikeskiarvoksi saatiin 16 µg/m³, joka muodostui Koivusaaren valtatie 4:n varrelle. Valtatie 4:n varrella osassa Rovaniemen kaupunkia ja maalaiskuntaa hiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvo ylittäisi 10 µg/m³, mutta keskusta-alueiden ulkopuolella vuosikeskiarvo olisi pääsääntöisesti alle 9,5 µg/m³.

5.5 Alueellinen typpilaskeuma

Leviämismallilaskelmin vuodelle 2003 saadut eri lähderyhmien aiheuttamat nitraattityppilaskeuman alueelliset maksimi-arvot on koottu taulukkoon 8. Taulukossa on esitetty tutkimuksessa tehtyjen päästöeriteltyjen mallilaskelmien tulokset energiantuotannon ja teollisuuden pistelähteille ja autoliikenteelle sekä kokonaislaskeuma-arvot, joissa on huomioitu tutkimusalueen kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutus. Taulukossa esitetyt eri lähderyhmien päästöistä aiheutuvat laskeuma-arvot eivät ole summautuvia, sillä eri lähderyhmien aiheuttamat maksimit saatiin mallilaskelmilla eri tulostuspisteisiin. Energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen vaikutus alueen typpilaskeumaan on hyvin pieni.

Leviämislaskelmilla määritettyjen vuodelle 2003 saatujen nitraattityppilaskeuma-arvojen alueellinen vaihtelu tutkimusalueella käy ilmi liitekuvasta 19. Typpilaskeuman maksimi-arvon sijainti on merkitty kuvaan valkoisella tähdellä. Nitraattityppilaskeuman aluejakaumassa korostuu kulkeutumisalustan laadun vaikutus. Laskeuman gradientit muodostuvat suuriksi niissä kohdissa pisteikköä, joissa kasvillisuusalue (metsä, niitty, pelto) muuttuu vesistöalustaksi. Koska vesistöalueella typen kuivadepositionopeus on hyvin pieni, ei vesistöjen pintaan laskeumaa juurikaan muodostu. Rovaniemen kaupungin keskusta luokiteltiin suurimmaksi osaksi asfaltti- tai betonialustaksi, johon nitraattityypin kuivalaskeuma on myös hyvin pientä.

Taulukko 8. Leviämismallilaskelmin vuodelle 2003 saadut eri lähderyhmien aiheuttamat ja kaikkien lähteiden yhteisesti aiheuttamat korkeimmat nitraattityppilaskeuma-arvot (mg/m^2 vuodessa).

Päästölähderyhmä	Typpilaskeuma (mg/m^2 vuodessa)
Energiantuotanto	1,0
Autoliikenne	204
Kaikki lähteet	211

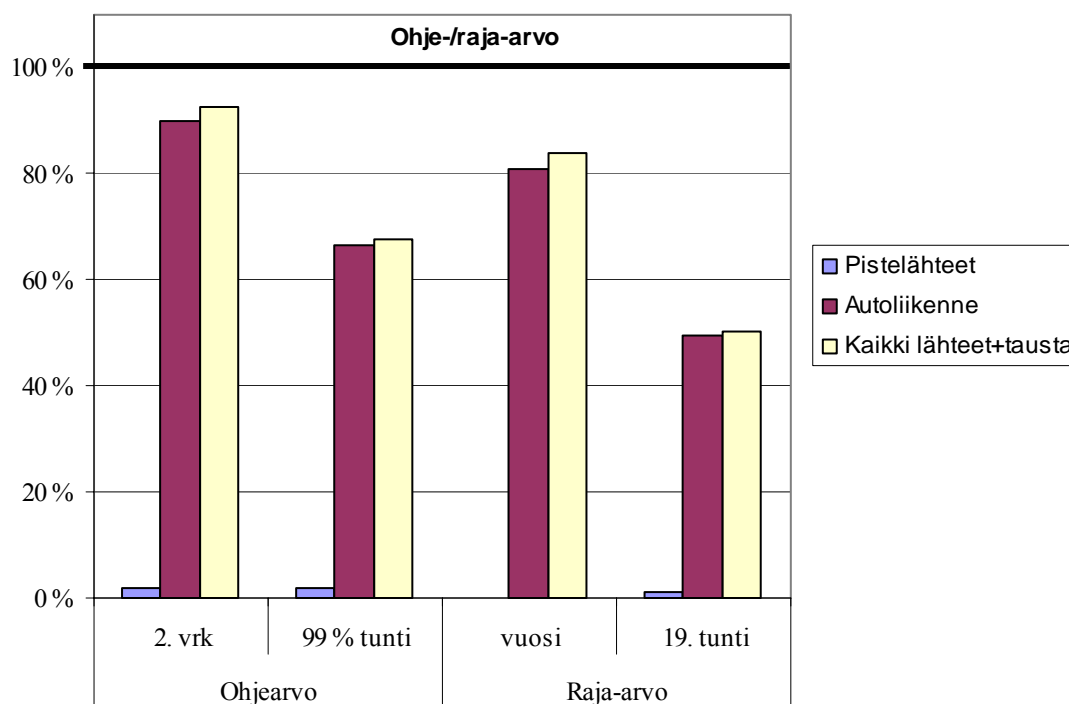
Alueellisesti korkeimmat Rovaniemen seudun päästölähteiden aiheuttamat typpilaskeuma-arvot (yli $40 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa) esiintyvät leviämismallilaskelmien mukaan Rovaniemen kaupungin ja maalaiskunnan keskusta-alueilla ja vilkkaimpien liikenneväylien ja risteyksien läheisyydessä kasvillisuusalueilla (liitekuva 19). Rovaniemen kaupungin ydinkeskustan alueella ja kauempana vilkkaista liikenneväylistä nitraattityppilaskeuma on laskelmien mukaan alle $40 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Tutkimusalueen laitamien kasvillisuusalueilla nitraattityppilaskeuma on laskelmien mukaan alle $20 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Vesistöalueilla nitraattityppilaskeuma on vielä tätäkin pienempää.

6 TULOSTEN ARVIOINTI

6.1 Pitoisuuksien suhde ohje- ja raja-arvoihin

6.1.1 Typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet

Kuvassa C on esitetty vuodelle 2003 lasketuilla päästöillä saatujen 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 yhdessä aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.



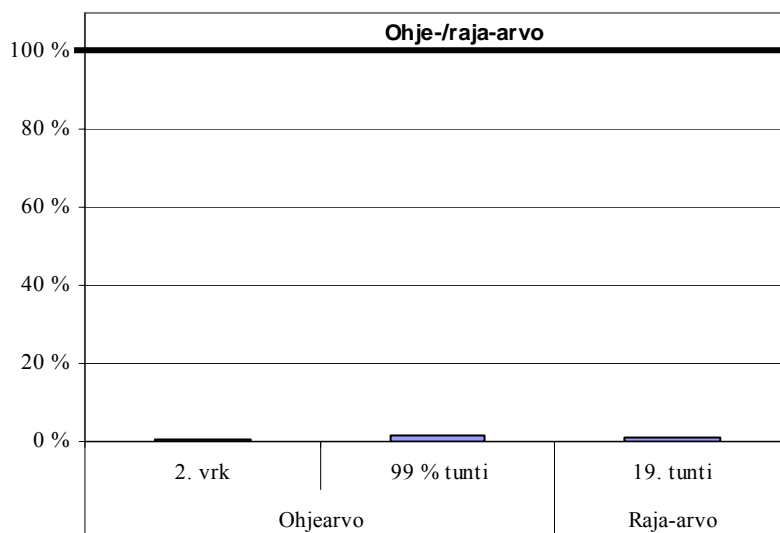
Kuva C. Leviämismallilla laskettujen tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin vuodelle 2003 lasketuille päästöille. Suhde on ilmoitettu prosentteina eri lähderyhmien päästöjen aiheuttamille ja kaikkien päästöjen yhdessä aiheuttamille maksimipitoisuuksille. Kaikkien lähteiden yhdessä aiheuttamaan pitoisuuteen on lisätty alueellinen tausta.

Typpidioksidipitoisuuden vuorokausiohje-arvo alittui kaikkialla tulostusalueella (liitekuva 10). Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli 93 % vuorokausiohje-arvosta. Typpidioksidipitoisuuden tuntiohje-arvo alittui sen sijaan varsin selvästi koko tutkimusalueella (liitekuva 11). Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä tuottama typpidioksidipitoisuus oli 68 % tuntiohje-arvosta. Energiantuotannon päästöjen aiheuttamat typpidioksidipitoisuudet olivat korkeimmillaan alle 2 % vuorokausi- ja tuntiohje-arvosta. Sekä typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle että tuntikeskiarvolle annetut raja-arvot alittuivat niin ikään kaikkialla tutkimusalueella. Korkeimmillaan kaikkien päästölähteiden yhdessä aiheuttama typpidioksidipitoisuus oli 84 % vuosiraja-arvosta ja 50 % tuntiraja-arvosta. Typpidioksidille annettu varoituskyynnys ($400 \mu\text{g}/\text{m}^3$ kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna) ei myöskään ylittynyt.

Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi kaikkien päästöjen yhteisvaikutuksesta pienellä alueella Rovaniemen keskustassa ja valtatie 4:n varrella (liitekuva 17). Raja-arvon soveltamisalueilla, eli laajoilla maa- ja metsätalous-alueilla sekä luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla, raja-arvo ei sen sijaan ylity.

Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenne

Kuvassa D on esitetty leviämismallilla laskettujen Ystävydenpuiston moottorikelkka-liikenteen sesonkiajan (1.12.2003–15.4.2004) päästöjen aiheuttamien korkeimpien ulkoilman typpidioksidipitoisuuksien suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.



Kuva D. Leviämismallilla laskettujen Ystävydenpuiston moottorikelkkaparkin sesonkiajan (1.12.2003–15.4.2004) päästöjen aiheuttamien tutkimusalueen suurimpien typpidioksidipitoisuuksien suhde ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin. Suhde on ilmoitettu prosentteina päästöjen aiheuttamille maksimipitoisuuksille.

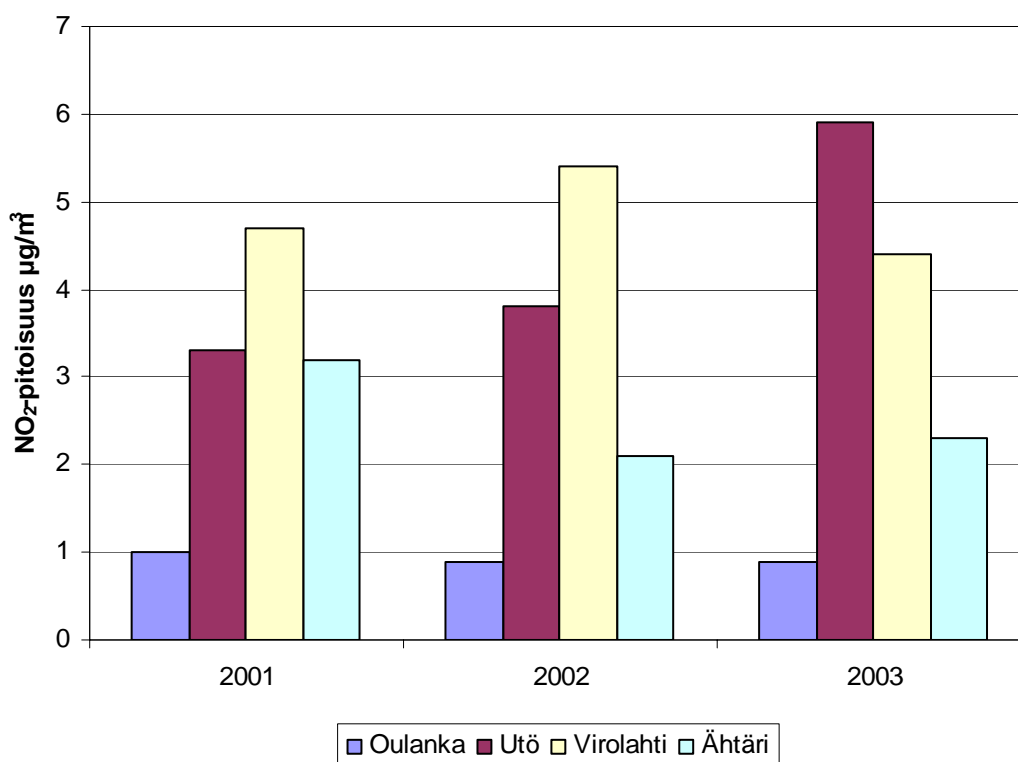
Typpidioksidipitoisuuden tunti- ja vuorokausiohje-arvo sekä tuntiraja-arvo alittuivat laskelmien mukaan erittäin selvästi koko tutkimusalueella (ks. liitekuvat 13–15). Korkeimmillaankin moottorikelkkojen aiheuttamien päästöjen tuottama typpidioksidipitoisuus oli alle 2 % ohje-arvoista. Moottorikelkkaparkin päästöjen aiheuttama korkein typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvo (raja-arvo $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$) oli korkeimmillaan noin 1 % raja-arvosta.

6.1.2 Hiukkaspitoisuus

Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuosiraja-arvo alittui selvästi kaikkialla tulostusalueella (liitekuva 18). Korkeimmillaan hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuus olisi noin 40 % vuosiraja-arvosta. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuosikeskiarvossa on kaikkien päästöjen yhteisvaikutuksen lisäksi huomioitu myös liikenteen maastanostattaman pölyn (ns. resuspensio) vaikutus vuosikeskiarvoon.

6.2 Tausta-alueiden typenoksidi- ja hiukkaspitoisuudet

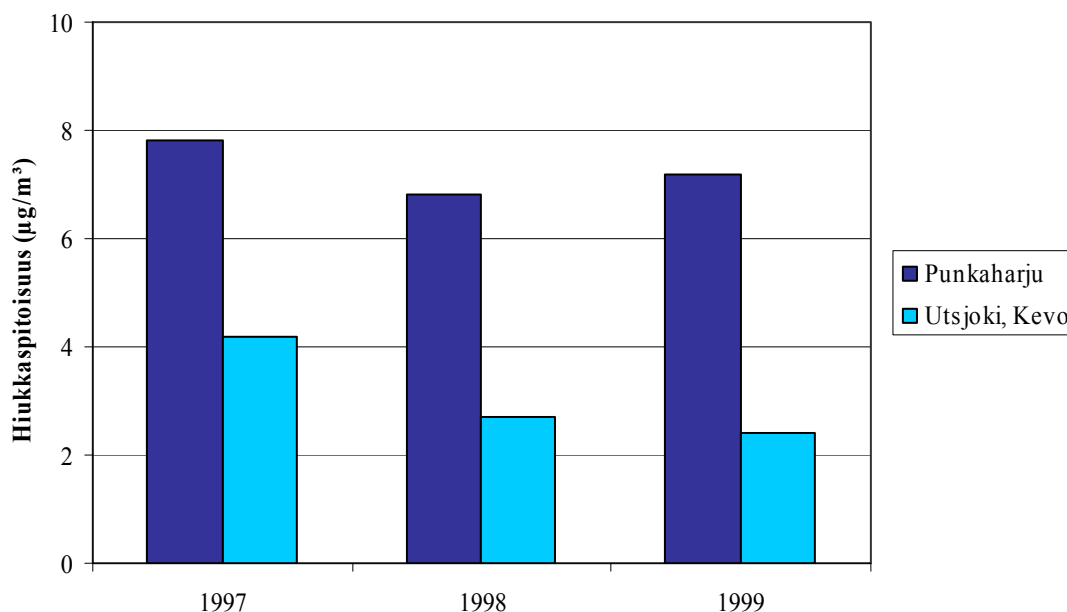
Tutkimusalueen ilmanlaatuun vaikuttavat sen omien päästöjen lisäksi muualta Suomesta peräisin olevat ja ulkomailta kaukokulkeutuneet päästöt. Kauempaa kulkeutuneiden päästöjen aiheuttamia vaikutuksia tutkimusalueen ilmanlaatuun voidaan arvioida Ilmatieteen laitoksen tausta-asemaverkon havainnoista. Kuvaan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



Kuva E. Typpidioksidin (NO_2) vuosikeskiarvopitoisuudet eräillä Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilla vuosina 2001–2003 (*Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun seurannan tietojärjestelmä ILSE*).

Kuvasta E havaitaan, että typenoksidipäästöjen aiheuttama kuormitus on suurinta Virolahdella ja Utössä. Utössä havaitaan Suomen eteläisten ja lounaisten ilmavirtausten mukana Keski-Euroopasta kulkeutuvien typenoksidipäästöjen kohottava vaikutus. Vuosina 2001 ja 2003 typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Oulangassa noin $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Ulkoilman hiukkaspitoisuuksia on mitattu Ilmatieteen laitoksen tausta-aseamista vain Punkaharjulla ja Utsjoella. Kuvassa F on esitetty ko. asemien hiukkasmittausten tuloksia vuosilta 1997–1999. Hiukkasmittauksia ei ole tehty näilläkään asemilla enää viimeksi mainitun vuoden jälkeen. Pylväskaavion pitoisuuksia voidaan käyttää vertailuarvoina tarkasteltaessa tutkimuksessa leviämismallilaskelmin saatuja hiukkaspitoisuu- den vuosikeskiarvoja.



Kuva F. Hiukkasten kokonaisleijuman (TSP) vuosikeskiarvopitoisuudet Ilmatieteen laitoksen Punkaharjun ja Utsjoen tausta-aseilla vuosina 1997–1999 (*ILMATIETEEN LAITOS, 1999a, b ja 2000*).

6.3 Taajamien typenoksidi- ja hiukkaspitoisuudet

Typpidioksidipitoisuudet

Merkittävin taajamien typpidioksidi- 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 pitoisuusli-
sän. Typenoksidipitoisuuden (kokonais-NO_x) tuntikeskiarvojen maksimit kohoavat maamme kaupunkien vilkkaasti liikennöidyissä katukuiluissa usein jopa yli 1000–1500 µg/m³:aan. Suurimmissa taajamissa typen oksidien ilmakemialle on ominaista, että otsoni voi kulua 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 ilmassan 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 mm. 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 µg/m³:n tuntikeskiarvoja ja n. 170–200 µg/m³:n vuorokausikeskiarvoja. Turussa episodin aikaiset korkeimmat typpidioksidipitoisuudet olivat Kauppatorin tarkkailupisteessä: tuntikeskiarvo 487 µg/m³, vuorokausikeskiarvo 227 µg/m³. Episodin aikana typenoksidipitoisuuden (kokonais-NO_x) korkeimmat tuntikeskiarvot kohosivat mm. Helsingin Vallilassa yli 2000 µg/m³:aan ja Turun Kauppatorilla 1550 µg/m³: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 selluntuotantopaikkakuntien haisevien rikkiyhdisteiden ohella merkittävin ilmanlaatuun vaikuttava tekijä maamme taajamissa. Ulkoilman hiukkaset ovat taajamissa peräisin suurelta osin liikenteen nostattamasta katupölystä eli epäsuorista päästöistä (ns. resuspensio). Osittain hiukkaspitoisuuksia aiheuttavat myös suorat päästöt, jotka ovat pääasiassa peräisin energiantuotannon ja teollisuuden polttoprosesseista sekä autojen pakokaasuista. Liikenteen pakokaasuhiukkaset ovat suurelta osin peräisin dieselajoneuvoista. Suorat hiukkaspäästöt ovat pääasiassa 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 PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvoja. Pienempienkin kaupunkien keskusta-alueilla PM_{10} -pitoisuuden vuosikeskiarvot ylittävät $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vuosikeskiarvolle annettua raja-arvoa ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$, alitettava viimeistään 1.1.2005) ei ole Suomessa viime vuosina ilmanlaadun mittausten mukaan ylitetty. Sen sijaan kappaleessa 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 PM₁₀-pitoisuuden vuorokausikeskiarvot ovat olleet useiden kaupunkien keskustojen liikenneasemilla yli 150 µg/m³. Kaupunkien tausta-aseimillakin mitatut korkeimmat vuorokausikeskiarvot ovat olleet yli 50 µg/m³. PM₁₀-pitoisuuden vuorokausikeskiarvolle annettua raja-arvoa (50 µg/m³, sallittu 35 ylitystä/vuosi) ei kuitenkaan ole yleensä viime vuosina ylitetty mittausasemilla Suomessa. EU:n 1. tytärdirektiivin 2. vaiheen suuntaa-antava raja-arvo (50 µg/m³, sallittu 7 ylitystä/vuosi, alitettava viimeistään 1.1.2010) ylittyy sen sijaan useiden suhteellisen pienienkin kaupunkien keskusta-alueilla. (PIETARILA *ym.*, 2001)

Rovaniemen keskustassa vuonna 2004 mitatut hiukkaspitoisuudet

Ilmatieteen laitos on helmi-toukokuussa 2004 mitannut hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuksia Rovaniemellä Rovakadun varrella. Mittausten tarkoituksena oli kartoittaa hiukkasten pitoisuustilannetta kaupungin keskustassa ns. kevätpölyjakson aikana. Mittauksin todettiin hengitettävien hiukkasten pitoisuuden huomattavaa tunti- ja vuorokausiarvojen kohoamista varsinkin huhtikuun 2004 alkupuolella. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuden ohjearvoon verrannollinen vuorokausikeskiarvo oli Rovakadun mittausjaksolla korkeimmillaan huhtikuussa yli kaksinkertainen vuorokausiohjearvoon (70 µg/m³) nähden. Maalis- ja toukokuussa suurimmat vuorokausiarvot olivat noin 60–70 % ohjearvosta. Myös hengitettävien hiukkasten vuorokausiarvolle annetun raja-arvon, 50 µg/m³, pitoisuustaso ylittyi Rovakadulla useasti. Ylityksiä oli koko mittausjaksolla yhteensä 13 kpl. Ilmanlaatuasetuksen raja-arvomäärittelyjen mukaan vuoden jaksolla sallitaan 35 ylitystä ennen kuin varsinaisen raja-arvon ylityksen katsotaan tapahtuneen. Rovakadun mittaustulosten perusteella on voitu arvioida, että hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvolle ilmanlaatuasetuksessa annettu raja-arvo, 40 µg/m³, alittuisi mittaushetkellä. Raja-arvot ovat sitovia, ja niiden ylittymisestä on raportoitava Euroopan unionille. Ilmanlaadun kotimaiset ohjearvot eivät sen sijaan ole sitovia, vaan niillä pyritään suuntaamaan ilmanlaadun parantamista. (SAARI & PESONEN, 2004)

6.4 Alueellinen typpilaskeuma

Rikki- ja typpilaskeumat vaikuttavat laajoilla alueilla maassamme merkittävästi ympäristön tilaan. Kuten aiemmin luvussa 3 todettiin, elollisen luonnon kannalta kriittisiä typpilaskeuman kuormituksia on määritetty Suomessa metsämaiden ja vesistöjen happamoitumisvaikutusten perusteella. Typen kriittinen kuormitus on järville suuressa osassa Etelä- ja Keski-Suomea 300–1100 mg/m² typpeä vuodessa (kokonais-typpi, sisältää nitraatti- ja ammoniumtypen) ja Pohjois-Suomessa herkimmillä alueilla alle 300 mg/m². Metsämaita koskevat kriittiset typpilaskeuma-arvot ovat suuressa osassa Etelä-, Keski- ja Pohjois-Suomea 300–700 mg/m² (KÄMÄRI *ym.*, 1992).

Taulukoissa 9 ja 10 esitetyistä vuosien 1999 ja 2000 mittaustuloksista saa käsityksen kaukokulkeuman aiheuttaman happamoittavan typpilaskeuman vaihtelusta maamme eri alueilla. Taulukon havaintoasemista tutkimusaluetta lähinnä sijaitsee Oulanka, missä vuoden 2000 typpilaskeuma-arvot olivat: nitraattityppilaskeuma 96 mg/m² ja ammoniumtyppilaskeuma 53 mg/m² (ILMATIETEEN LAITOS, 2001). Tausta-asemien laskeumat vaihtelevat mm. päästötilanteesta ja meteorologisista tekijöistä johtuen vuosittain. Yleiskuva maamme alueellisesta laskeumatilanteesta on, että typen laskeuma-kuormitus pienenee Suomessa etelästä pohjoiseen mentäessä. Taulukoista käy ilmi, että typen laskeumat ylittävät edelleen paikoitellen myös herkimmille vesistöille ja metsämaille määritetyt kriittiset kuormitusarvot.

Taulukoihin 9 ja 10 kootut vuosien 1999 ja 2000 mittaustulokset eivät ole eri asemilla käytetyistä erilaisista mittausmenetelmistä johtuen täysin vertailukelpoisia. Lisäksi on huomattava, että taulukossa esitetyt laskeuma-arvot perustuvat kerätyn sadeveden analyysihin ja sisältävät vain pienen osan ns. kuivalaskeumasta, joten tulokset kuvaavat lähinnä vain märkälaskeumaa. Kuivalaskeuma voi muodostaa merkittävän, jopa kymmenien prosenttien osuuden kasvillisuusalueille tulevista typen kokonaislaskeumista.

Taulukko 9. Eräillä Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tausta-aseilla vuonna 1999 havaittuja nitraattityypen ja ammoniumtyypen sekä yhteenlaskettuja kokonaistypen laskeuma-arvoja (mg typpeä neliömetrille vuodessa) (*ILMATIETEEN LAITOS, 2000*).

Havaintoasema	Nitraattityppi (mgN/m ² /v)	Ammoniumtyppi (mgN/m ² /v)	Kokonaistyyppi (mgN/m ² /v)
Virolahti	220	208	428
Ähtäri	172	116	288
Utö	338	176	514
Oulanka	97	58	155
Punkaharju	143	98	241
Utsjoki, Kevo	51	33	84

Taulukko 10. Eräillä Ilmatieteen laitoksen ilmanlaadun tausta-aseilla vuonna 2000 havaittuja nitraattityypen ja ammoniumtyypen sekä yhteenlaskettuja kokonaistypen laskeuma-arvoja (mg typpeä neliömetrille vuodessa). (*ILMATIETEEN LAITOS, 2001*).

Havaintoasema	Nitraattityppi (mgN/m ² /v)	Ammoniumtyppi (mgN/m ² /v)	Kokonaistyyppi (mgN/m ² /v)
Virolahti	259	286	545
Ähtäri	154	103	257
Utö*	282	214	496
Oulanka	96	53	149
Punkaharju	129	106	235
Utsjoki, Kevo	36	15	51

*) tulokset laskettu huhti–joulukuussa 2000 mitatusta aineistosta

EMEPin kaukokulkeumamallin tulosten mukaan typpilaskeumat (sisältävät sekä märkä-että kuivalaskeuman) Rovaniemen seudulla 50 km × 50 km alueella keskimäärin vuonna 2000 olivat (*EMEP, 2003*):

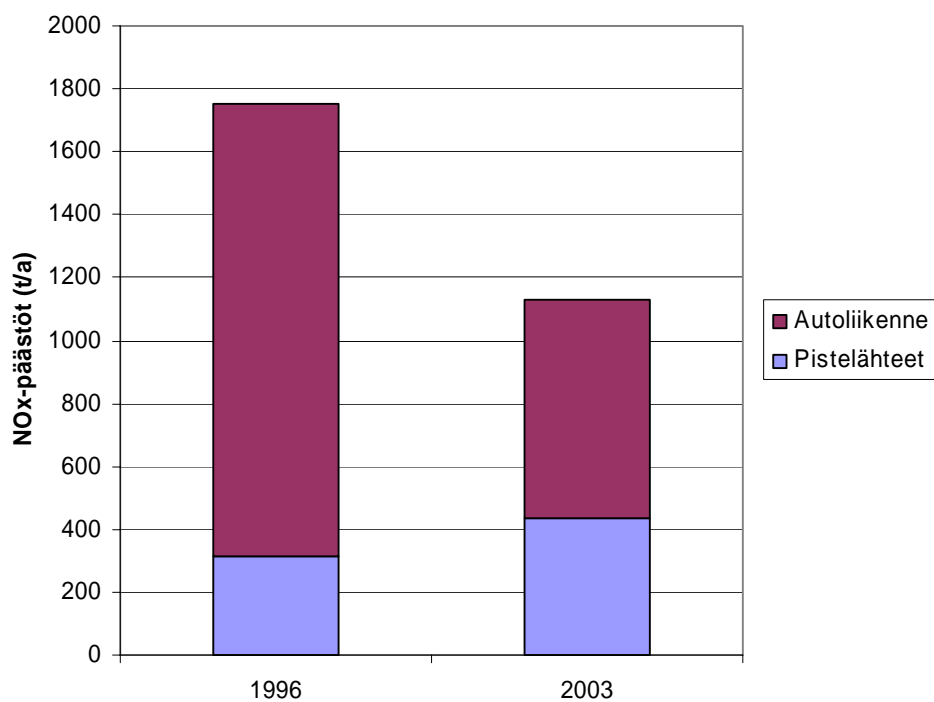
- nitraattityppi: noin 186 mgN/m² vuodessa
- ammoniumtyppi: noin 97 mgN/m² vuodessa
- kokonaistyyppi: noin 283 mgN/m² vuodessa

EMEPin kaukokulkeumamallien tulosten mukaan Rovaniemen seudun keskimääräisestä nitraattityppilaskeumasta noin 17 % ja kokonaistyyppilaskeumasta noin 18 % on kotimaisten päästöjen aiheuttamaa (*EMEP, 1998*).

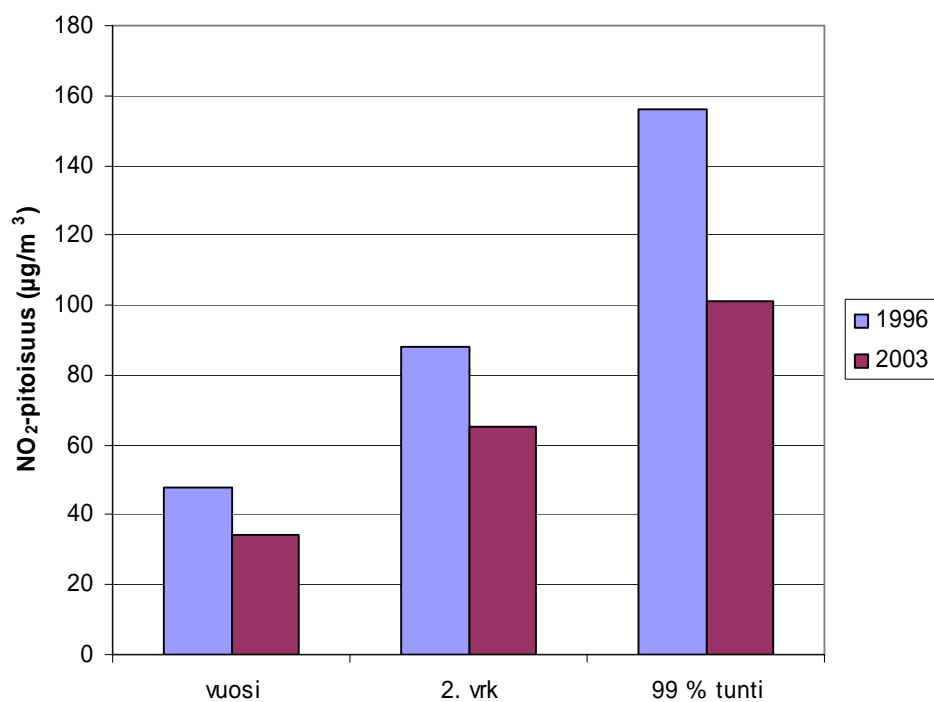
6.5 Tulosten vertailu vuonna 1997 tehtyyn leviämiselvitykseen

Vuonna 1997 valmistuneessa leviämiselvityksessä (*PIETARILA ym., 1997*) arvioitiin Rovaniemen seudun vuoden 1996 päästötilanteen aiheuttamia rikkidioksidi-, typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuuksia. Vuoden 1997 leviämiselvityksessä ja tässä tutkimuksessa energiantuotannon sekä autoliikenteen aiheuttamat typenoksidipäästöt käsiteltiin samoin tutkimusmenetelmin ja lisäksi leviämiselvitykset tehtiin pääosin samalle tutkimusalueelle (Rovaniemen kaupunki ja osa maalaiskuntaa). Vuoden 1997 leviämiselvityksen tulokset eivät ole täysin vertailukelpoisia tämän tutkimuksen kanssa, koska vuoden 1996 päästötilanteessa oli mukana myös kiinteistöjen erillislämmityksestä aiheutuneet typenoksidipäästöt (41 tonnia vuonna 1996), joita ei tässä tutkimuksessa vuoden 2003 päästötilanteessa huomioitu. Myös leviämislaskelmissa käytetyt meteorologiset tiedot olivat eri vuodelta, mikä vaikuttaa myös osaltaan tulosten suoraan vertailuun.

Kuvassa G on esitetty Rovaniemen seudun energiantuotannon pistelähteiden ja autoliikenteen typen oksidien päästöt vuosina 1996 ja 2003. Vastaavasti kuvassa H on esitetty leviämislaskelmin saadut Rovaniemen seudun typpidioksidin korkeimmat vuosi-, vuorokausi- ja tuntikeskiarvot ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) vuosien 1996 ja 2003 päästötilanteissa. Rovaniemen seudun typen oksidien kokonaispäästöt ovat tutkimusalueella pienentyneet vuodesta 1996 vuoteen 2003 miltei 40 %. Eniten typen oksidien pitoisuuksiin vaikuttavan autoliikenteen päästöt ovat pienentyneet vastaavalla ajanjaksolla alle puoleen. Tulosten mukaan Rovaniemen seudun typen oksidien pitoisuudet ovat selvästi pienentyneet, joskaan eivät yhtä paljon kuin päästöt. Rovaniemen keskustan korkeimmat typpidioksidipitoisuudet ovat pienentyneet tulosten mukaan noin 30 % jaksolla 1996–2003. Vuonna 1996 ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut ilmanlaadun ohjearvot ylittyivät vielä suhteellisen laajalla alueella Rovaniemen keskustassa. Nykyisin pitoisuudet jäävät korkeimmillaankin alle ohjearvojen.



Kuva G. Rovaniemen seudun energiantuotannon pistelähteiden ja autoliikenteen typen oksidien päästöt vuosina 1996 ja 2003.



Kuva H. Leviämismallilaskelmien tuloksena saadut Rovaniemen seudun korkeimmat typpidioksidipitoisuudet vuosina 1996 ja 2003.

7 SUOSITUKSIA ROVANIEMEN TULEVIEN VUOSIEN ILMANLAADUN SEURANTAAN

Ilmanlaadun seurannalla tarkoitetaan käytäntöä, jossa kootaan ja hankitaan tietoja ilmanlaadusta ja siihen vaikuttavista tekijöistä erilaisilla selvitys- ja tutkimusmenetelmillä. Seurantaan kuuluu myös ilman pilaantumisen ja ilmanlaadun kehityksen arviointi. Ilmanlaadun seuranta on yleensä käynnistynyt kunnissa ns. esiselvityksellä ja sitä yksityiskohtaisemmalla perusselvityksellä, jonka tulosten perusteella arvioidaan, missä laajuudessa, millä menetelmillä ja tarkkuudella kunnan ilmanlaadua on syytä seurata. Seurannan eri vaiheissa saatujen tietojen mukaisesti ryhdytään tarpeen niin vaatiessa toimiin ilmanlaadun parantamiseksi ja epäpuhtauksien haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi.

Seurannassa on suositeltavaa käyttää useita eri menetelmiä kuten päästökartoituksia, leviämismallilaskelmia ja ilmanlaadun mittauksia. Sama koskee seurannan suunnittelua varten tehtäviä tutkimuksia. Käyttämällä useita eri menetelmiä ja yhdistämällä niillä hankittuja tuloksia, on mahdollista saada monipuolinen ja luotettava kuva tarkasteltavan alueen ilmanlaadusta ihmisten terveyteen sekä elolliseen luontoon ja muuhun ympäristöön kohdistuvien haittavaikutusten arvioimiseksi. Samalla saadaan viitteitä haitallisten päästöjen vähentämistarpeesta.

Ilmatieteen laitos esittää seuraavassa ympäristönsuojelulain mukaisena ilmansuojelun asiantuntijalaitoksena suosituksia Rovaniemen ilmanlaadun seurannan toteuttamisesta tulevina vuosina. Suositusten sisältöön vaikuttavat merkittävästi vuonna 2000 voimaan tulleet ympäristönsuojelulaki (86/2000) ja -asetus (169/2000) sekä vuonna 2001 voimaan tullut asetus ilmanlaadusta (*Vnp 711/2001*). Viimeksi mainittu asiakirja liitteineen asettaa selkeät suuntaviivat Suomessa toteutettavalle ilmanlaadun seurannalle, ilmanlaadun tarkkailumittausten laadunvarmistukselle sekä ilmanlaadusta tiedottamiselle ja raportoinnille. Suosituksissa on lisäksi huomioitu vuonna 2003 voimaan tulleen otsoniasetuksen (783/2003) vaikutus ilmanlaadun seurannan sisältöön sekä Euroopan unionin ilmanlaatudirektiiveihin perustuvat, Suomessakin jatkossa voimaan tulevat uudet säädökset, jotka koskevat muun muassa alle 10 mikrometrin suuruisten ns. hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) sisältämän arseenin, kadmiumin, nikkelin ja moniren-

kaisten aromaattisten hiilivetyjen eli PAH-yhdisteiden pitoisuuksia sekä alle 2,5 mikrometrin kokoisten pienhiukkasten (PM_{2,5}) pitoisuuksia.

Ilmanlaadun seurannan suunnittelussa on em. lainsäädännöllisten perusteiden lisäksi otettava huomioon yleiset korkeatasoisen ilmanlaadun seurantaan ja tarkkailuun liittyvät ohjeet ja periaatteet, paikallisten olojen edellyttämät erikoisvaatimukset sekä ympäristöviranomaisten toiminnanharjoittajille laitosten lupahdoissa asettamat velvoitteet. Suosituksissa on hyödynnetty Ilmatieteen laitoksen Rovaniemellä vuonna 2004 tekemien hiukkasten pitoisuusmittausten tuloksia (*SAARI ja PESONEN, 2004*) ja nyt raportoitavan päästöjen leviämistutkimuksen tuloksia. Rikkidioksidin pitoisuusseurantaan koskevat suositukset perustuvat vuoden 1996 päästöillä tehdyn leviämismallitutkimuksen tuloksiin (*PIETARILA ym., 1997*).

Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuusmittaukset

Ilmatieteen laitoksen Rovaniemellä keväällä 2004 tekemissä hiukkasmittauksissa todettiin huomattavan korkeita lyhytaikaispitoisuuksia, jotka ylittivät huhtikuussa vuorokausiarvoina selvästi kotimaisen terveysvaikutusperusteisen ohjearvon. Tutkimuksen loppuraportissa todettiin, että hiukkaspitoisuuksien alentaminen tulisi ottaa jatkossa Rovaniemellä tärkeimmäksi ilmanlaadun parantamistavoitteeksi. Tässä suhteessa Rovaniemi ei ole Suomen taajamat huomioiden poikkeuksellinen paikkakunta, sillä korkeiden hiukkaspitoisuuksien ehkäiseminen on lähivuosina suurin ilmansuojeluhaaste kaikissa maamme kunnissa. Hiukkaset niihin sitoutuneine ihmisille haitallisine aineineen ovat vakavasti otettava terveysvaikutustekijä. Hiukkasten merkitys väestöä altistavana kuormittajana on tutkimustiedon edelleen lisääntyessä entisestään kasvamassa.

Ilmatieteen laitos esittää, että vuonna 2004 hankittuja hiukkasten pitoisuustietoja täydennettäisiin Rovaniemen kaupungin keskustassa uusilla kevätpölyjaksolle ajoittuvilla noin kolmen kuukauden pituisilla hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuusmittauksilla. Mittauspaikka voisi olla sama kuin keväällä 2004. Hiukkasmittausten tuloksia voidaan pitoisuusvertailujen sekä ohje- ja raja-arvotarkastelujen lisäksi hyödyntää Rovaniemen keväisten pölyhaittojen vähentämiseen tähtäävien toimenpiteiden, kuten

paikallisten ympäristönsuojelumääräysten, tehokkuuden seurannassa ja mahdollisen ilmanlaadussa tapahtuvan parantumisen todentamisessa. Mittaustulosten perusteella arvioidaan Rovaniemen hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien jatkuvan seurannan tarve.

Typen oksidien pitoisuusmittaukset

Nyt raportoitavassa tutkimuksessa on saatu leviämismallilaskelmin alueellinen kuva Rovaniemen seudun pistelähteiden ja autoliikenteen päästöjen aiheuttamista typenoksidipitoisuuksista. Erillistarkasteluna arvioitiin myös kaupungin keskustassa sijaitsevan Ystävyysdenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamia typenoksidipitoisuuksia. Mallilaskelmien tulokset osoittavat, että typpidioksidin pitoisuudet voivat kohota kaupungin keskustan kuormitetuimmilla alueilla ja vilkkaimpien liikenneväylien ympäristössä vuorokausiarvoina lähelle ohjearvotasoa ja tuntiarvoinakin korkeimmillaan noin 60–70 %:iin ohjearvosta.

Edellä esitettyyn viitaten suositellaan tässä tutkimuksessa tehtyjen mallilaskelmien täydentämistä ns. suuntaa-antavilla typen oksidien pitoisuusmittauksilla Rovaniemen keskustassa. Mittausten perusteella voidaan arvioida yksityiskohtaisemmin kaupungin keskusta-alueen tiiviisti rakennetun ympäristön vaikutuksia typenoksidipitoisuuksiin ja pitoisuuksien suhdetta ohje- ja raja-arvoihin sekä raja-arvojen arviointikynnyksiin, ts. myös mahdollista typenoksidipitoisuuksien jatkuvien mittausten tarvetta Rovaniemellä. Typen oksidien pitoisuusmittaukset voitaisiin toteuttaa samassa yhteydessä edellä suositeltujen hengitettävien hiukkasten pitoisuusmittausten kanssa. Suositeltava mittausrakenteen olisi vähintään 3 kuukauden pituinen.

Pienhiukkasten (PM_{2,5}) pitoisuusmittaukset

Pienten alle 2,5 mikrometrin kokoisten hiukkasten (PM_{2,5}) mittauksilla saatavat pitoisuustiedot ovat keskeisiä ilmanlaadun terveysvaikutusten kannalta, sillä tämän kokoluokan partikkelit tunkeutuvat syvimmälle ihmisten hengitysteihin ja niihin on sitoutuneina terveydelle merkittävään haitallisia aineita kuten raskasmetalleja, hiilivety-

yhdisteitä ja erilaisia happamia, hengitysteitä ärsyttäviä aineita.

Vuonna 2001 voimaan tullessa ilmanlaatuasetuksessa todetaan, että jo nyt, vaikka pienhiukkasten pitoisuuksille ei vielä ole raja-arvoja, tulee kunnissa hankkia näiden hiukkasten pitoisuuksista mahdollisuuksien mukaan tietoja ja hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) pitoisuuksiin kohdistuvilla ohjelmilla ja määräyksillä on samalla pyrittävä alentamaan myös pienhiukkasten (PM_{2,5}) pitoisuuksia. Pienhiukkasten pitoisuuksia kartoittavia suuntaa-antavia mittauksia on tehty monissa maamme kunnissa ja tehdään jatkossa runsaasti lisää. Eräissä kunnissa ko. mittaukset ovat jo nyt osana jatkuvaa ilmanlaadun tarkkailua.

Myös Rovaniemellä olisi suositeltavaa mitata pienhiukkasten pitoisuuksia ainakin kampanjaluonteisesti jo lähiaikoina. Ensisijainen mittauskohde olisi kaupungin keskustan liikenneympäristö, missä voitaisiin toteuttaa pienhiukkasten pitoisuustasojen lyhytaikainen 3–6 kuukauden pituinen kartoitus. Mittaukset tulisi tehdä jatkuvatoimisella hiukkasanalysointilaitteella, jolla saadaan tuotettua hiukkaspitoisuuden tuntiarvojen vaihtelut ja pidemmän ajan keskiarvot.

Päästöjen leviämistutkimukset

Ilmanlaatuasetuksen mukaan ilmanlaatatietojen ajantasaisuus sekä ilmanlaadun seurannan tarve ja riittävyys tulee arvioida viiden vuoden välein. Nyt raportoidun kaltaisia laajempia leviämismallitutkimuksia voidaan käyttää em. tarkoituksiin ja niiden toistaminen määrävälein ja tarvittaessa muun muassa päästötilanteen selvästi muuttuessa on jatkossa suositeltavaa myös Rovaniemen seudulla. Keskeiset mallilaskelmissa tarkasteltavat ilman epäpuhtaudet olisivat tässä tapauksessa jatkossakin typen oksidit ja erikokoiset hiukkaset.

Kunnissa tehdään nykyisin runsaasti suppeampia leviämiselvityksiä, jotka liittyvät kaavoitukseen, liikennejärjestelyjen muutoksiin, pysäköintitilojen ilmastointipäästöjen vaikutusarvioihin, teollisuus- ja energialaitosten tuotantoyksiköiden suunnitteluun, piippujen mitoituksiin ja polttoainevalintojen vaikutusten arviointiin tai esimerkiksi

jätteiden ja jätevedenkäsittelyn hajuhaittojen määrittämiseen. Tällaisten selvitysten teettäminen ja teettämisen edistäminen ovat suositeltavia myös Rovaniemen seudulla.

Erillisselvitykset, joiden kustannuksista vastaavat yleensä yritykset tai esimerkiksi liikenne-, rakennus- ja aluesuunnittelun ollessa kyseessä myös ko. viranomaiset, rakentaja tai kaavoituksesta etua saava taho, antavat hyödyllistä lisätietoa alueen ilmanlaadusta ja erilaisten ilmanlaatuun vaikuttavien päästökohteiden osuudesta kuormituksesta. Leviämismallilaskelmat ovat ainoa keino ennakoida päästöjen tulevia vaikutuksia uusia toimintoja tai alueita suunniteltaessa ja päästötilanteen muuttuessa. Mallilaskelmin voidaan arvioida myös hajujen esiintymistä eri laitosten ja toimintojen ympäristössä.

Erillisselvityksinä voivat lisäksi tulla kyseeseen tutkimusalueella toimivien vaarallisia kemikaaleja käyttävien tai varastoivien yritysten onnettomuus selvitykset, joissa on mahdollista tarkastella putki- ja säiliörikköjen, tulipalojen ja räjähdysten ilmanlaatuvaikutuksia. Nämä selvitykset palvelevat samalla sekä yritysten että koko tarkastelualueen yleistä turvallisuussuunnittelua.

Rikkidioksidin pitoisuusseuranta

Ilmatieteen laitoksen Rovaniemen seudun vuoden 1996 päästöillä tehdyssä leviämismallitutkimuksessa todettiin, että rikkidioksidipitoisuuksien alueellinen taso on Rovaniemellä ja Rovaniemen maalaiskunnassa hyvin alhainen. Ilmanlaatu tilanne on alueella rikkidioksidin suhteen samanlainen nykyisinkin, eikä rikkidioksidi aiheuta Rovaniemen seudulla terveydellisiä haittavaikutuksia. Voidaan arvioida, että mm. rikkidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvot ovat korkeimmillaankin lähellä alueellisten taustapitoisuuksien tasoa. Rikkidioksidin pitoisuusmittaukset eivät ole tarpeellisia alueella ja rikkidioksidipäästöjen leviämistutkimuksiinkin on tarvetta ainoastaan siinä tapauksessa, että päästöissä tapahtuu jatkossa merkittävää kasvua tai mahdollisten uusien laitosten päästövaikutusten arvioimiseksi.

Otsonin pitoisuusseuranta

Otsonipitoisuudet ovat maassamme suurimmillaan etelärannikolla pienentyen selvästi pohjoiseen mentäessä. Suomeen otsonia kaukokulkeutuu Euroopan teollistuneilta alueilta ja kotimaisten päästöjen vaikutus on merkittävintä eteläisimmässä Suomessa. Vaikka ulkoilman otsonipitoisuudet ovat maassamme nykyisin korkeahkoja suhteessa uusiin pitkän ajan tavoitteisiin, otsoniasetuksen mukainen pitoisuusseuranta keskittyy Suomessa jatkossa pääasiassa Ilmatieteen laitoksen tausta-asemille. Otsonin pitoisuusseurantaan tai suuntaa-antaviin mittauksiinkaan ei ole Rovaniemen seudulla tarvetta. Riittävät tiedot alueen ilmanlaatuun vaikuttavasta otsonin pitoisuustilanteesta ovat saatavissa Ilmatieteen laitoksen tausta-asemilta, joiden mittaustiedot ovat nähtävissä julkisesti ajantasaisina Ilmatieteen laitoksen Internet-sivustoilla.

Hiilimonoksidin ja bentseenin pitoisuusseuranta

Ilmatieteen laitoksen Suomen alueelle tekemän hiilimonoksidia koskeneen ilmanlaadun alustavan arvioinnin (*PIETARILA ym., 2002*) tulosten ja viime vuosien mittausaineistojen mukaan maamme kaupungeissa ja taajama-alueilla ei näyttäisi olevan tarvetta hiilimonoksidipitoisuuksien raja-arvovalvontaan. Hiilimonoksidin jatkuvia mittauksia tehdään kuitenkin Suomen suurimmissa kaupungeissa ns. liikenneasemilla tulevina vuosinakin. Hiilimonoksidin pitoisuusseurantaan mittaamalla ei näyttäisi tällä hetkellä tai lähivuosina olevan Rovaniemen seudulla tarvetta, koska hiilimonoksidin pitoisuustilanne on vähitellen edelleen parantumassa koko Suomessa. Tutkimusalueen hiilimonoksidipitoisuuksien arviointiin voidaan tarvittaessa käyttää leviämismallilaskelmia tai ns. objektiivista arviointia, jossa hyödynnetään muilta seuranta-alueilta tai eri kaupungeista saatuja ilmanlaatatutietoja. Rovaniemellä on mitattu hiilimonoksidipitoisuuksia kaupungin keskustassa viimeksi 1990-luvun alussa.

Ilmatieteen laitoksen tekemän bentseeniä koskeneen valtakunnallisen ilmanlaadun alustavan arvioinnin (*PIETARILA ym., 2002*) tulokset osoittavat, että bentseenipitoisuudet ovat yleisesti maamme taajama-alueilla melko matalia. Arvioinnin tulosten perusteella pelkkää asiantuntija-arviota tarkempi bentseenin pitoisuusseuranta esimerkiksi leviämismallilaskelmin ja suuntaa-antavien mittauksin on tarpeellista kaikilla bentseenin

kolmella seuranta-alueella (Pohjois-Suomi, Etelä-Suomi ja pääkaupunkiseudun kuntien muodostama YTV-alue). Alustavassa arvioinnissa on suositeltu em. bentseenipitoisuuksien seuranta-alueella pääkaupunkiseudun lisäksi Oulussa, Tampereella ja Kuopiossa. Lisäksi on suositeltu bentseenin päästötietojen tarkentamista tärkeimmille yksittäisille pistelähteille ja alueellisesti koko Suomea koskien sekä leviämismallilaskelmia tärkeimmille päästölähteille. Tähän asti Suomen kunnista on käytettävissä vain hyvin vähän bentseenin pitoisuustietoja.

Rovaniemen seutu kuuluu bentseenipitoisuuksien arvioimisessa ja raja-arvovalvonnassa Pohjois-Suomen seuranta-alueeseen. Yleinen bentseenipitoisuuksien taso jää todennäköisesti alueella niin matalaksi, että pelkkää asiantuntija-arviota tarkempia bentseenin pitoisuusselvityksiä esimerkiksi suunta-antavien mittauksin ei ole tarpeen välttämättä ilmanlaatuasetuksen mukaan tehdä. Tästä huolimatta alueen bentseenipitoisuuksien tasoa suositellaan kartoitettavaksi tulevina vuosina muutamassa mittauspisteessä tehtävillä, kustannuksiltaan edullisilla passiivikeräinmittauksilla, jotka soveltuvat hyvin myös erityiskohteiden, kuten polttoaineiden varastoinnin ja jakelun tai merkittävien kemikaali- ja liuotinpäästölähteiden aiheuttaman bentseenikuormituksen määrittämiseen. Myös leviämismallilaskelmat ovat em. tarkoituksiin varten otettava vaihtoehto bentseenipitoisuuksien tasojen arvioinnissa. Rovaniemeltä tai muistakaan Pohjois-Suomen bentseenin seuranta-alueen kunnista ei ole lainkaan tietoja bentseenin pitoisuustasoista.

Arseenin, raskasmetallien ja PAH-yhdisteiden pitoisuus- ja laskeumamittaukset

Euroopan parlamentti ja neuvosto antoivat lokakuussa 2004 direktiivin, joka koskee ilmassa olevaa arseenia, nikkeliä, kadmiumia, elohopeaa ja monirenkaisia aromaattisia hiilivetyjä eli PAH-yhdisteitä. Direktiivissä on asetettu arseenin, nikkelin, kadmiumin ja bentso(a)pyreenin pitoisuuksille tavoitearvot. Direktiivin mukaan Euroopan unionin jäsenmaiden olisi huolehdittava arseenin, kadmiumin, nikkelin, bentso(a)pyreenin ja kaasumaisen elohopean kokonaispitoisuuden seurannan järjestämisestä koko maan kattavasti. Arseenin, kadmiumin, nikkelin ja bentso(a)pyreenin pitoisuudet määritettäisiin alle 10 mikrometrin kokoisista hiukkasista (PM₁₀). Arseenin, kadmiumin, elohopean ja polysyklisen aromaattisten hiilivetyjen kokonaislaskeumia olisi myös seurattava. Lisäksi suositellaan hiukkasmaisen ja kaasumaisen kaksiarvoisen elohopean seuranta-

Bentso(a)pyreenin lisäksi jäsenvaltioiden olisi seurattava myös eräitä muita merkityksellisiä polysyklisiä aromaattisia hiilivetyjä muutamilla mittauspaikoilla.

Euroopan unionin jäsenmaiden on aloitettava edellä kuvatut seurannat kahden vuoden kuluessa direktiivin voimaan astumisesta. Arseenin, kadmiumin, nikkelin ja PAH-yhdisteiden pitoisuusmittausten ja muilla menetelmillä tehtävän seurannan velvoitteet määräytyvät suhteessa alempiin ja ylempiin arviointikynnyksiin ja maan pinta-alan perustella. Tämä tarkoittaa Suomessa sitä, että mittauksia tehtäisiin jatkossa kolmella Ilmatieteen laitoksen tausta-aseamalla sekä mahdollisesti pääkaupunkiseudulla ja muutamilla metalliteollisuuspaikkakunnilla. Ilmatieteen laitos tekee direktiivissä mainituille ilman epäpuhtauksille valtakunnallisen ns. alustavan arvioinnin vuosina 2004–2005. Jo tässä vaiheessa voidaan arvioida, ettei direktiivistä aiheutune arseenin, kadmiumin, nikkelin tai elohopean mittausvelvoitteita Rovaniemen seudun ilmanlaadun seurantaan, vaan pelkkä asiantuntija-arvio pitoisuuksien tasosta olisi riittävä. Sen sijaan PAH-yhdisteiden pitoisuusseurannan tarve alueella tulee arvioitavaksi vasta, kun Ilmatieteen laitoksen koko Suomen alueelle tekemän alustan arvion tulokset ovat käytettävissä.

Bioindikaattoritutkimukset

Biologisia tutkimuksia ei mainita ilmanlaatuasetuksessa eikä Euroopan unionin ilmanlaatu-direktiiveissä ilmanlaadun seurantamenetelmänä. Biologisilla vaikutustutkimuksilla pyritään arvioimaan ilman epäpuhtauksien elolliseen luontoon aiheuttamia, pitkän tai lyhyen ajan kuluessa ilmeneviä haittoja ja päästöjen vähenemisestä johtuvaa luonnon vaurioiden korjaantumista. Biologiset vaikutustutkimukset ovat olleet usein osana kuntien ilmanlaadun seurantaa sekä teollisuuden ja energiantuotannon velvoite-tarkkailua.

Ilmanlaadun biologisissa vaikutustutkimuksissa on perinteisesti arvioitu kenttähavainnoin elollisen luonnon vaurioita ja määritetty kasvien tai kasvinosien ainepitoisuuksia. Luonnon vaurioitumiseen johtaneita syitä ei yleensä ole koetettukaan perustellusti selittää, vaan niistä on esitetty lähinnä arvauksia. Tutkimusten kannalta tärkeintä seikkaa, ilman epäpuhtauksien osuutta elollisen luonnon vaurioihin tai muutoksiin, ei

ole kyetty määrittämään. Ilman epäpuhtauksien päästöt, pitoisuudet ja laskeumat ovat alentuneet maassamme niin, etteivät esimerkiksi neulasiin kertyneiden eri aineiden pitoisuudet enää kuvaa ilmanlaadun vauriovaikutuksia samaan tapaan kuin aikaisemmin, ts. yhteyttä ilman epäpuhtauskuormituksen ja elollisen luonnon vaurioiden välille ei saada. Esimerkiksi neulasten rikkipitoisuusarvoilla ei ole enää nykyisessä ilmanlaatu-tilanteessa erikseen tarkasteltuna vauriotekijänä useinkaan bioindikaatioarvoa. Useissa tutkimuksissa elollisen luonnon vaurioituminen on selittynyt viime vuosina ns. luontaisilla tekijöillä. Suomen taajama-alueilla pidemmän aikaa toteutetuissa seurannoissa, on havaittu, että voimakkaimmat vauriot ovat kadonneet ja lievempien vaurioiden alueet lisääntyneet luultavimmin ihmisten toimintojen, kuten asumisen, liikennöinnin ja rakentamisen levittäytyessä yhä laajemmalle alueelle.

Vielä nykyäänkin esitetään usein se virheellinen käsitys, että bioindikaattoritutkimuksilla saadaan tietoa ilmanlaadusta, ts. ilman epäpuhtauspitoisuuksista ja -laskeumista, jolloin ne voisivat korvata esimerkiksi leviämismallilaskelmat ilmanlaadun arvioinnissa. Biologiset vaikutuskartoitukset tulisi nykyisessä ilmanlaatu-tilanteessa käsittää lähinnä metsäntutkimukseksi tai elollisen luonnon ja sen muutosten seurannaksi, jolla on luonnonsuojelullista arvoa. Bioindikaattoritutkimusten tulosten kytkeä paikalliseen ilmanlaatuun ei ole välttämättä tarpeen tehdä. Luotettavaa tietoa ilmanlaadusta ja sen kehityksestä saadaan huolellisesti toteutetuilla mittauksilla ja mallilaskelmin sekä niitä tietyin väliajoin toistamalla.

Rovaniemen seudulla on tehty viimeksi vuonna 1996 mäntypuuston vauriokartoitus (PIETARILA *ym.*, 1997). Vastaavanlaisia tutkimuksia ei ole tämän jälkeen uusittu, vaan ilmanlaadun selvityksiin suunnatut resurssit on kohdennettu ilmanlaatuasetuksen mukaisiin seurantoihin kuten nyt raportoitavassa hankkeessa typen oksideja ja hiukkasia koskeviin leviämistutkimuksiin ja hiukkasten pitoisuusmittauksiin. Jos bioindikaattori-seurantoja Rovaniemen seudulle vielä tulevina vuosina suunnitellaan, olisi suositeltavaa pohtia seuraavia näkökohtia:

- Arvioidaan, mitä ja kuinka olennaista alueen ilmanlaadun seurantaan palvelevaa tietoa aiemmilla seurantakierroksilla saatiin visuaalisin havainnoin ja aineanalyysin?

- Olivatko aiemmilla seurantakerroksilla käytetyt havaintoalaverkostot sellaisia, että paikallisten päästölähteiden vauriovaikutukset saatiin esiin?
- Saatiinko aiemmilla seurantakerroksilla alueella toteutuneiden päästömuutosten vaikutukset esiin elollisen luonnon vointia tutkimalla?
- Saatiinko aiemmilla seurantakerroksilla selville, mikä on syynä luonnon vaurioitumiseen?
- Saatiinko aiemmilla seurantakerroksilla selville, mikä osuus alueen eri päästölähteiden tai eri lähderyhmien päästöillä sekä ulkomailta ja muualta kotimaasta kaukokulkeutuneilla päästöillä on alueen elolliseen luontoon?

Säännöllisin väliajoin automaattisesti tehtävät bioindikaattoriseurannat eivät ole enää nykyisessä parantuneessa ilmanlaatuilanteessa parasta resurssien käyttöä, varsinkin kun ilmanlaadun seurannan kustannukset ovat mitä todennäköisimmin ainakin Suomen suurimmissa kunnissa jatkossa edelleen kasvamassa uusien ilman epäpuhtauksien tullessa tarkkailtaviksi tai muuten seurattaviksi sekä mittausten ja muilla menetelmillä tehtävien seurantojen laatutavoitteiden kiristyessä.

8 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksen tavoitteena oli hankkia tietoa Rovaniemen seudun nykyisten typenoksidi- ja hiukkaspäästöjen vaikutuksista alueelliseen ilmanlaatuun. Tutkimuksen päästökartoituksissa ja päästöjen leviämislaskelmissa tarkasteltiin erikseen tutkimusalueen energiantuotannon pistelähteiden ja autoliikenteen osuutta ilmanlaatuun vaikuttavina tekijöinä. Myös tutkimusalueen ulkopuolisten päästölähteiden aiheuttama taustapitoisuus otettiin huomioon typenoksidipitoisuuksien laskelmissa. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien vuosikeskiarvossa otettiin huomioon myös autoliikenteen maasta nostattaman pölyn vaikutus ns. semi-empiirisen hiukkasmallin avulla. Lisäksi selvitettiin leviämismallilaskelmin Ystävyysdenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat typenoksidi- ja tyypidioksidipitoisuudet. Leviämismallilaskelmien tuloksina saatiin aluejakaumat tyypidioksidin, typen oksidien ja hiukkasten pitoisuuksista sekä Rovaniemen seudun päästöjen aiheuttamasta nitraattitypen kuivalaskeumasta. Tutkimuksessa tuotettuja ja niistä muokattuja tuloksia voidaan hyödyntää mm. ympäristölupamenettelyssä, ilmanlaadun seurannan suunnittelussa, kaavoituksessa ja liikennesuunnittelussa.

Tutkimusalueen vuoden 2003 typen oksidien kokonaispäästöiksi saatiin päästökartoituksissa 903 tonnia typpidioksidina ilmaistuna, josta energiantuotannon osuus oli 48 % (noin 433 tonnia) ja autoliikenteen 52 % (noin 470 tonnia). Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen kokonaispäästöksi saatiin 135 kg/vuosi.

Tutkimusalueen korkeimmat typpidioksidi- ja typenoksidipitoisuudet aiheutuvat mallilaskelmien mukaan autoliikenteen päästöistä. Vaikka energiantuotannon vuodelle 2003 lasketut päästöt vastasivatkin lähes 50 %:sta tutkimusalueella syntyvistä typenoksidipäästöistä, ei niillä ole yhtä merkittävää vaikutusta alueellisiin typen oksidien pitoisuustasoihin. Tutkimusalueen suurimmat typen oksidien pitoisuudet esiintyvät Rovaniemen keskustan ohella pääasiassa tutkimusalueen vilkkaimpien liikenneväylien sekä vilkkaiden risteysalueiden välittömässä läheisyydessä. Energiantuotannon päästöjen aiheuttama vaikutus typenoksidipitoisuuksiin jää kaikkialla tutkimusalueella pieneksi. Korkeimmat typpidioksidipitoisuudet alittavat kaikkialla tutkimusalueella Suomessa voimassa olevan vuorokausiohjearvotason $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Lähellä vuorokausiohjearvoa (yli $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$) olevia pitoisuuksia esiintyisi muutamassa laskentapisteessä Rovaniemen keskusta-alueella. Typpidioksidin tuntiohjearvo ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alittuisi varsin selvästi kaikkialla tutkimusaluetta. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuus olisi lähes 70 % 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 selvästi kaikkialla tutkimusaluetta.

Leviämismallilaskelmin saadut Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidipitoisuudet alittaisivat erittäin selvästi kaikkialla tutkimusalueella Suomessa voimassa olevan vuorokausi- ($70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ja tuntiohjearvotason ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Korkeimmillaankin typpidioksidipitoisuus olisi alle 2 % vuorokausi- ja tuntiohjearvosta. Typpidioksidipitoisuuden tuntiraja-arvo ($200 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sallitaan enintään 18 ylitystä vuodessa, alitettava viimeistään 1.1.2010) alittui niin ikään myös erittäin selvästi kaikkialla tutkimusaluetta. Ystävydenpuiston moottorikelkkaliikenteen päästöjen aiheuttamat typenoksidipitoisuudet jäävät tehtyjen leviämislaskelmien perusteella pieniksi, mutta moottorikelkkaliikenteellä saattaa silti olla

vaikutusta mm. mahdollisiin kelkoista aiheutuneisiin hajuihin, meluun ja hiilimonoksidipitoisuuksiin, joita tässä tutkimuksessa ei tarkasteltu.

Leviämislaskelmin saatu hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) korkein vuosikeskiarvo alittaisi selvästi raja-arvon $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Korkeimmillaan PM_{10} -pitoisuudet olisivat noin 40 % vuosiraja-arvosta Ounasjoessa sijaitsevalla Koivusaarella, kun pitoisuuksissa otetaan huomioon myös liikenteen maasta nostattama pöly (ns. resuspensio). Hiukkaspitoisuuden lyhytaikaispitoisuudet voivat kuitenkin Rovaniemelläkin kohota varsin korkeiksi keväisin, kun mm. liukkauden estoon käytetystä hiekasta peräisin oleva katupöly nousee ilmaan. Ilmatieteen laitoksen vuoden 2004 keväällä Rovaniemen keskustassa tekemien mittausten tulosten mukaan hengitettävien hiukkasten pitoisuuksille annettu vuorokausiohjarvo ylittyisi keskustan vilkkaasti liikennöidyillä alueilla, mutta esim. vuosiraja-arvo todennäköisesti alittuisi (SAARI & PESONEN, 2004).

Tutkimusalueen päästölähteistä typpilaskeuman kannalta ylivoimaisesti olennaisin oli autoliikenne. Suurin Rovaniemen seudun päästöjen aiheuttama nitraattityypen laskeuma-arvo oli vuodelle 2003 lasketuilla päästöillä noin $211 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa. Suurimmat laskeuma-arvot muodostuivat Rovaniemen kaupungin keskustan läheisyyteen ja Rovaniemen maalaiskunnan keskustaan sekä Koivusaareen. Leviämismallilaskelmin tutkimusalueen päästölähteiden aiheuttama typpilaskeuma oli vuodelle 2003 saaduilla päästöillä tulostusalueen uloimmissa osissa alle $20 \text{ mg}/\text{m}^2$. Tutkimusalueen energiantuotannon ja teollisuuden päästöjen aiheuttama nitraattityppilaskeuma olisi mallilaskelmin korkeimmillaankin tutkimusalueella noin $1 \text{ mg}/\text{m}^2$ vuodessa.

Tutkimusalueen keskimääräinen typen kokonaislaskeuma (sisältää sekä märkä- että kuivalaskeuman ja sekä nitraatti- että ammoniumtypen), jossa on otettu huomioon myös muualta Suomesta ja ulkomailta kulkeutuvien päästöjen vaikutus, olisi ollut tutkimukseen sisältyvien arvioiden mukaan viime vuosina hieman alle $300 \text{ mg}/\text{m}^2$ typpeä vuodessa. Tulosten mukaan typen laskeuma alittaisi siten Pohjois-Suomen herkimmille vesistöille ja metsämaille määritetyt kriittiset kuormitusarvot. Tutkimusalueen typen laskeumasta on valtaosa (yli 80 %) ulkomaisten päästöjen aiheuttamaa.

Ilmatieteen laitos tutki edellisen kerran Rovaniemen seudun typenoksidipäästöjen vaikutuksia alueen ilmanlaatuun vuoden 1996 päästötilanteessa. Tulosten mukaan Rovaniemen seudun typen oksidien pitoisuudet ovat pienentyneet selvästi jaksolla 1996–2003, joskaan eivät yhtä paljon kuin päästöt. Rovaniemen keskustan korkeimmat typpidioksidipitoisuudet ovat pienentyneet tulosten mukaan noin 30 % jaksolla 1996–2003. Pitoisuuksiin eniten vaikuttavan autoliikenteen päästöt ovat pienentyneet vastaavalla ajanjaksolla noin puoleen. Vuonna 1996 ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut ilmanlaadun ohjearvot ylittyivät vielä suhteellisen laajalla alueella Rovaniemen keskustassa. Nykyisin pitoisuudet jäivät korkeimmillaankin alle ohjearvojen.

Ilmanlaadun seurannan suunnittelussa on lainsäädännöllisten perusteiden lisäksi otettava huomioon yleiset korkeatasoiseen ilmanlaadun seurantaan ja tarkkailuun liittyvät ohjeet ja periaatteet, paikallisten olojen edellyttämät erikoisvaatimukset sekä ympäristöviranomaisten toiminnanharjoittajille laitosten lupaehtoisissa asettamat velvoitteet. Muun muassa tämän tutkimuksen ja vuoden 2004 keväällä tehtyjen hiukkasmittausten tulosten perusteella Ilmatieteen laitos suosittaakin ympäristönsuojelulain mukaisena ilmansuojelun asiantuntijalaitoksena, että hiukkasten pitoisuustietoja täydennettäisiin Rovaniemen kaupungin keskustassa uusilla kevätpölyjaksolle ajoittuvilla noin kolmen kuukauden pituisilla ensisijaisesti hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuusmittauksilla ja kampanjaluonteisesti pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) pitoisuusmittauksilla. Mittaustulosten perusteella voitaisiin arvioida Rovaniemen seudun hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien jatkuvan seurannan tarve. Lisäksi suositellaan tässä tutkimuksessa tehtyjen mallilaskelmien täydentämistä ns. suuntaa-antavilla typen oksidien pitoisuusmittauksilla Rovaniemen kaupungin keskustassa.

Ilmanlaatuasetuksen mukaan ilmanlaatatietojen ajantasaisuus sekä ilmanlaadun seurannan tarve ja riittävyys tulee arvioida viiden vuoden välein. Nyt raportoidun kaltaisia laajempia leviämismallitutkimuksia on myös Rovaniemen seudulla jatkossa suositeltavaa käyttää em. tarkoituksiin ja niiden toistaminen määrävälein ja myös tarvittaessa päästötilanteen selvästi muuttuessa. Keskeiset mallilaskelmissa tarkasteltavat ilman epäpuhtaudet olisivat tässä tapauksessa typen oksidit ja erikokoiset hiukkaset.

VIITELUETTELO

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.

EMEP, 1998. Transboundary acidifying air pollution in Europe. MSC W Status Report 1998 Part 2: Numerical addendum. EMEP/MSC W Report 1/98.

EMEP, 2003. EMEP/MSC-W Status Report 1/2003 - Part II. Model data for the years 1980, 1985, 1990, 1995 and 2000. http://www.emep.int/Model_data/model_data.html.

ERISMAN, J. W., VAN PUL, A. & WYERS, P., 1994. Parametrization of surface resistance for the quantification of atmospheric deposition of acidifying pollutants and ozone. *Atmos. Environ.* 28:16, s. 2595–2607

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

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

ILMATIETEEN LAITOS, 2000. Ilmanlaatumittauksia 1999. 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.

KÄMÄRI, J., FORSIUS, M., JOHANSSON, M. & POSCH, M., 1992. Happamoittavan laskeuman kriittinen kuormitus Suomessa. Ympäristöministeriön ympäristönsuojeluosaston selvitys 111, Helsinki.

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

MÄKELÄ, K., LAURIKKO, J. & KANNER, H., 2003. Suomen tieliikenteen päästöt. LIISA 2002 laskentajärjestelmä. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Rakennus- ja yhdyskuntatekniikka, Tutkimusraportti RTE 1377/03.

MÄKELÄ, K., TUOMINEN, A. & RUSILA, K. TYKO 1999. Työkoneiden päästömalli. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Yhdyskuntatekniikka, Liikenne, logistiikka ja yhdyskunnat, Tutkimusraportti 546/2000.

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

PIETARILA, H., ALAVIIPPOLA, B., HELLEN, H., SALMI, T., LAURILA, T. ja HAKOLA, H., 2002. Ilmanlaadun alustava arviointi Suomessa. Hiilimonoksidi ja bentseeni. The preliminary assessment under the EC air quality directives in Finland. Carbon monoxide and benzene. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun tutkimus, Helsinki, 46 s. + 12 liites.

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

PIETARILA, H., PESONEN, R., RASILA, T. & RANTAKRANS, E., 1997. Turun seudun ilmanlaatatutkimus. 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, PM₁₀ 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.

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

SAARI, H. & PESONEN, R., 2004. Hiukkasmittaukset Rovaniemellä helmittoukokuussa 2004. Ilmatieteen laitos, ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

SELAND, Ø., VAN PUL, A., SORTEBERG, A. & TUOVINEN, J.-P., 1995. Implementation of a resistance dry deposition module and a variable local correlation factor in the Lagrangian EMEP model. *EMEP/MMSC-W Report 3/95, July 1995, Oslo, Norway*.

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

Vnp 480/96. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvoista. Annettu Helsingissä 19.6.1996.

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

WESELY, M. L., 1989. Parametrization of surface resistances to gaseous dry deposition in regional-scale numerical models. *Atmos. Environ.* 23:6, s. 1293–1304.

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, 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.

LITTEET

Nro	Päästölähde	H (m)	NO _x (t/v)
Rovaniemen kaupunki			
1.	Ahjotie	20	< 1
2.	Aikuiskoulutuskeskus	30	2,0
3.	Kairatien LK	24	< 1
4.	Ounasrinteen LK	60	13
5.	Suosiolan voimalaitos	80	400
6.	Teollisuustien LK	25	< 1
7.	Tievakadun LK	50	3,1
8.	Toripuistikko	25	< 1
9.	Vennivaara	19	< 1
Rovaniemen maalaiskunta			
10.	Nivavaaran LK	45	11
11.	Norvatien LK	25	< 1
12.	Someroharjun LK	34	< 1
13.	Teknologiakylä	12	< 1
14.	Tulipiipun LK	20	< 1
15.	Ylikylä LK	15	1,8

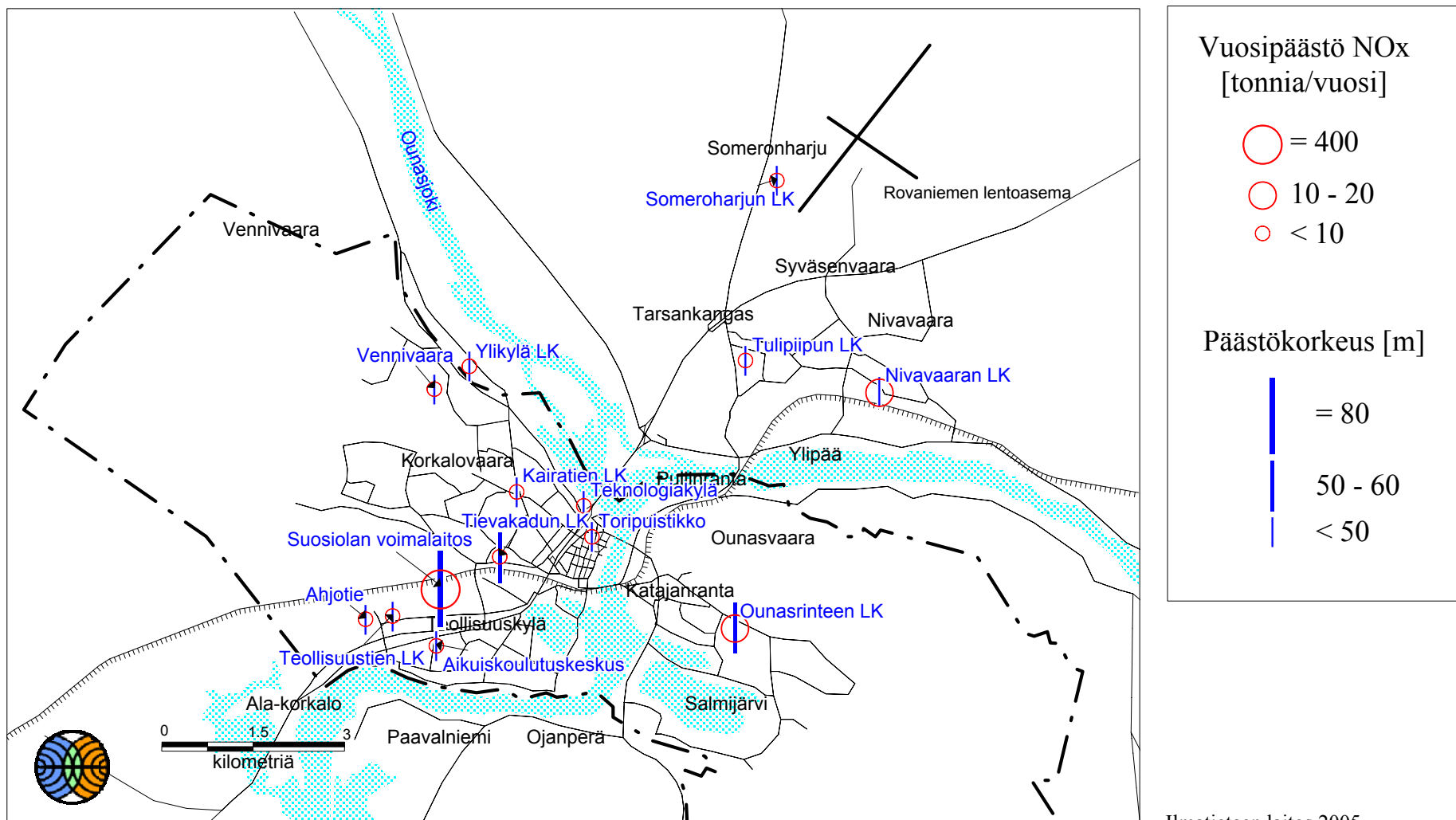
LIITE 1. Rovaniemen seudun energiantuotannon ja teollisuuden päästölähteiden korkeus (H) ja typen oksidien päästöt vuonna 2003.

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).

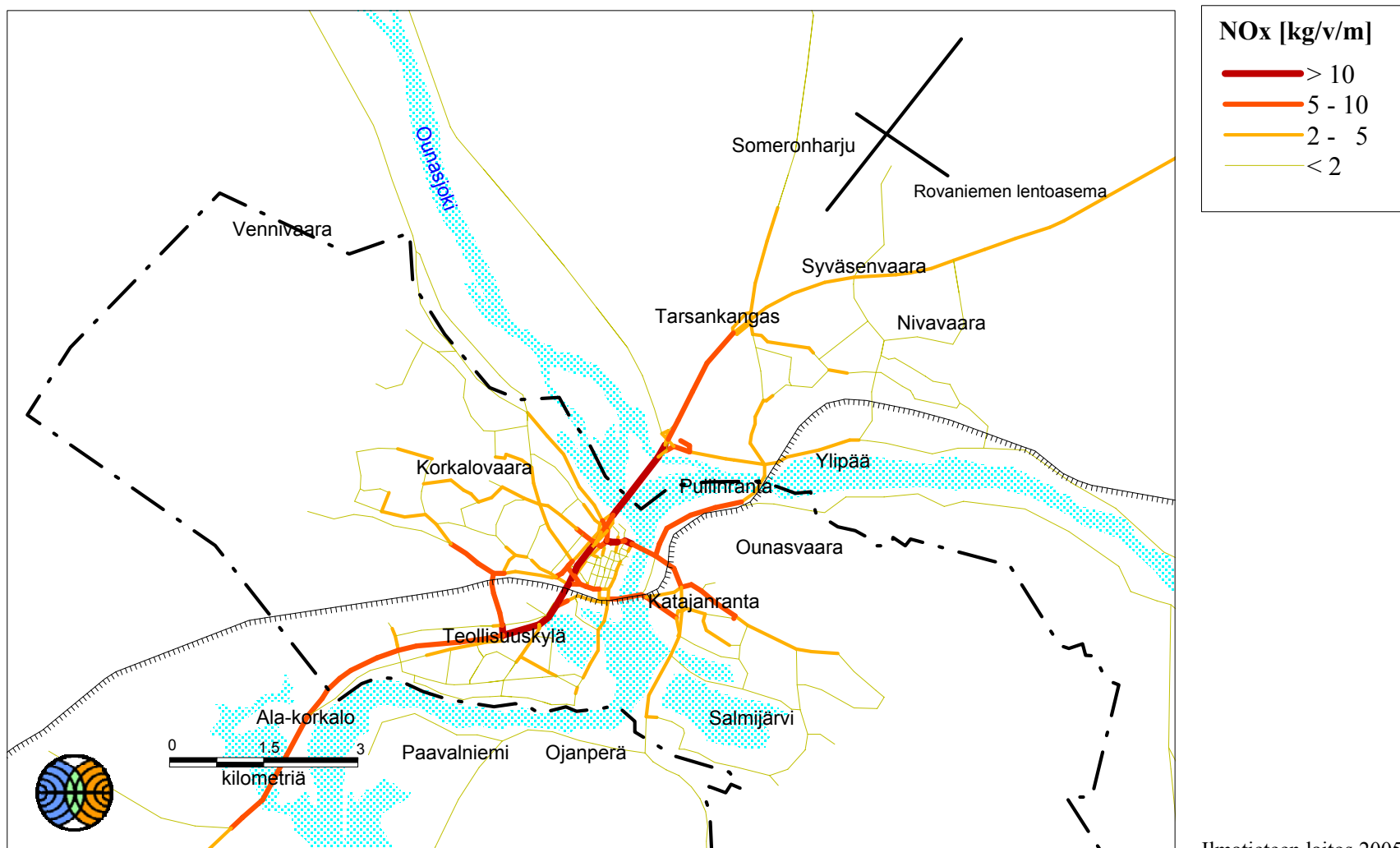
Aluejakaumakuviin on merkitty tähdillä tulostusalueen suurimpien pitoisuuksien sijaintipaikat. Maksimin numeroarvot on esitetty aluejakaumakuvien alapuolella.

ROVANIEMEN SEUTU 2003

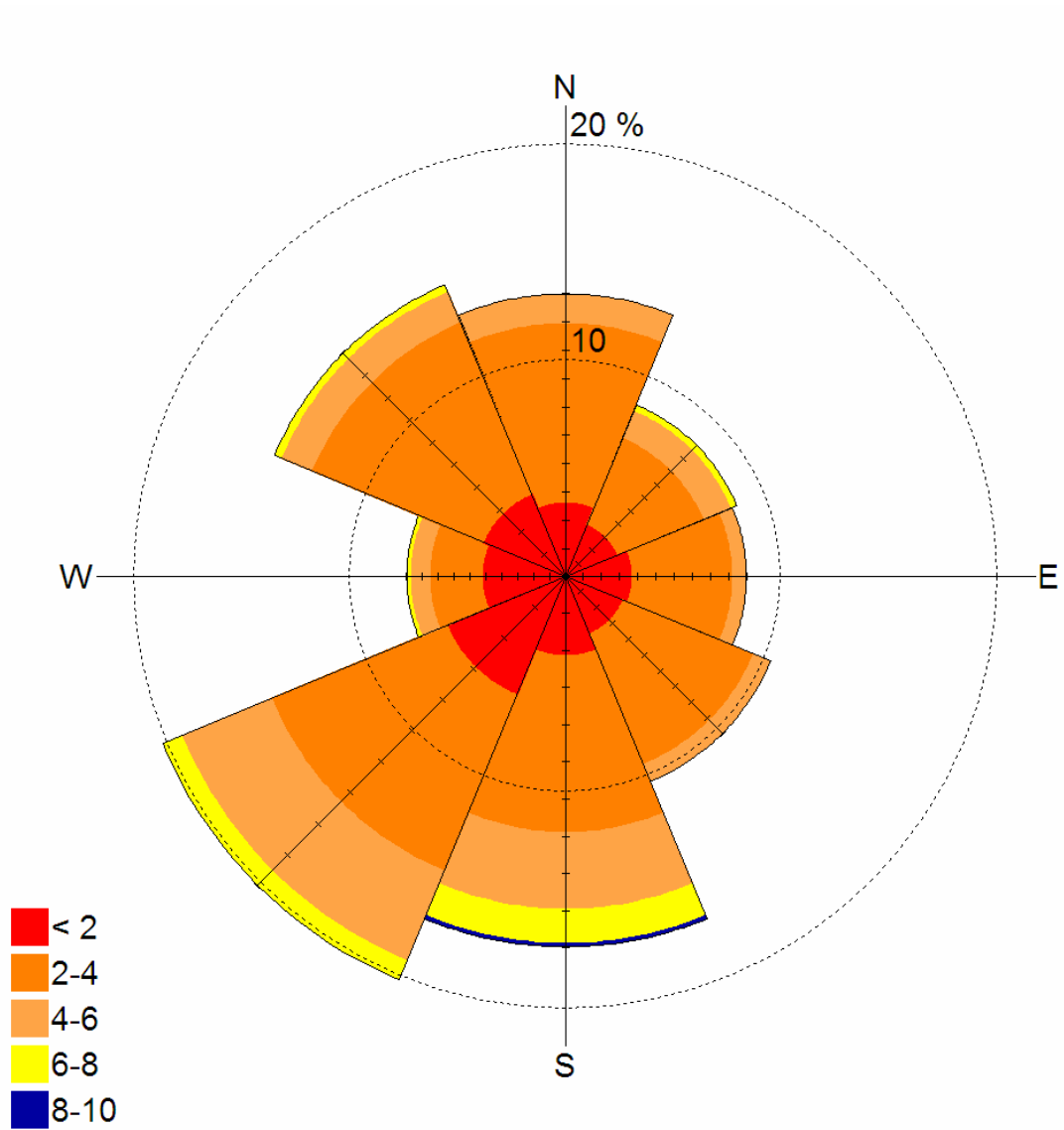


Kuva 1. Pistelähteiden typenoksidipäästöt ja päästökorkeudet.

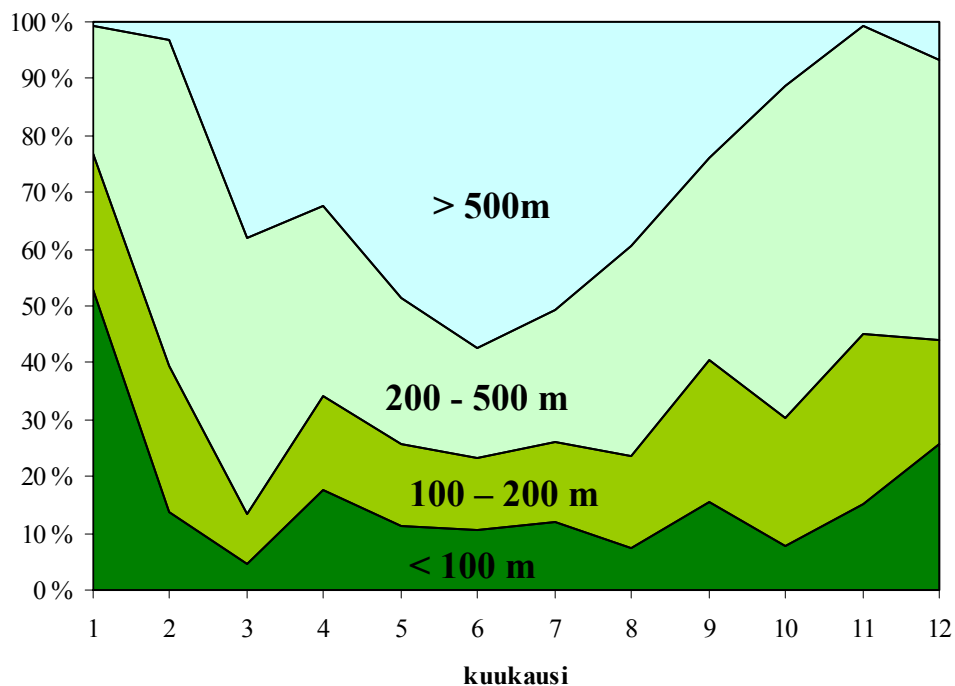
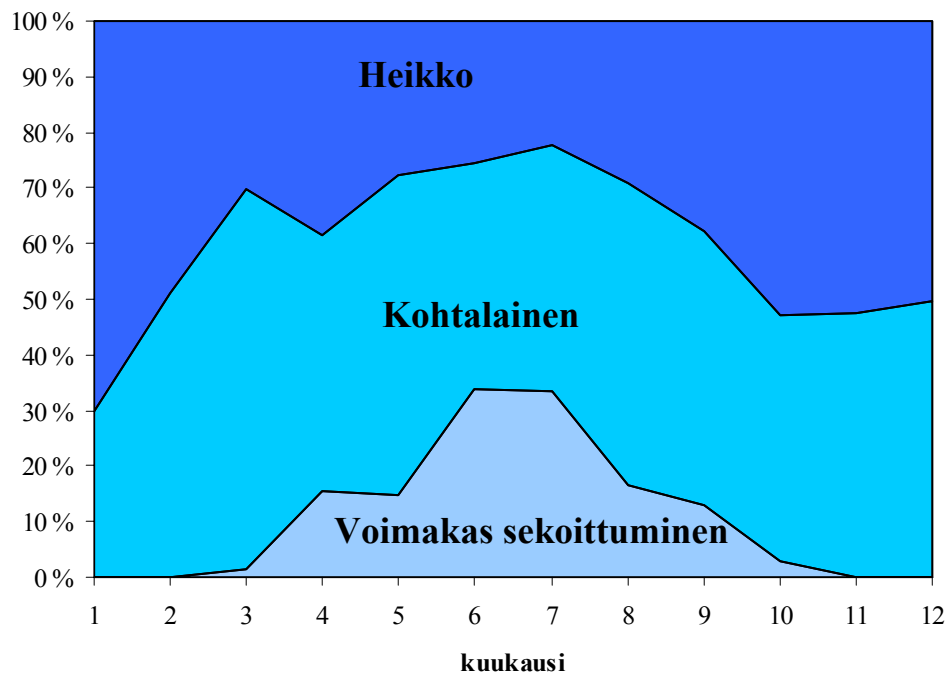
ROVANIEMEN SEUTU 2003



Kuva 2. Autoliikenteen typenoksidipäästöt.

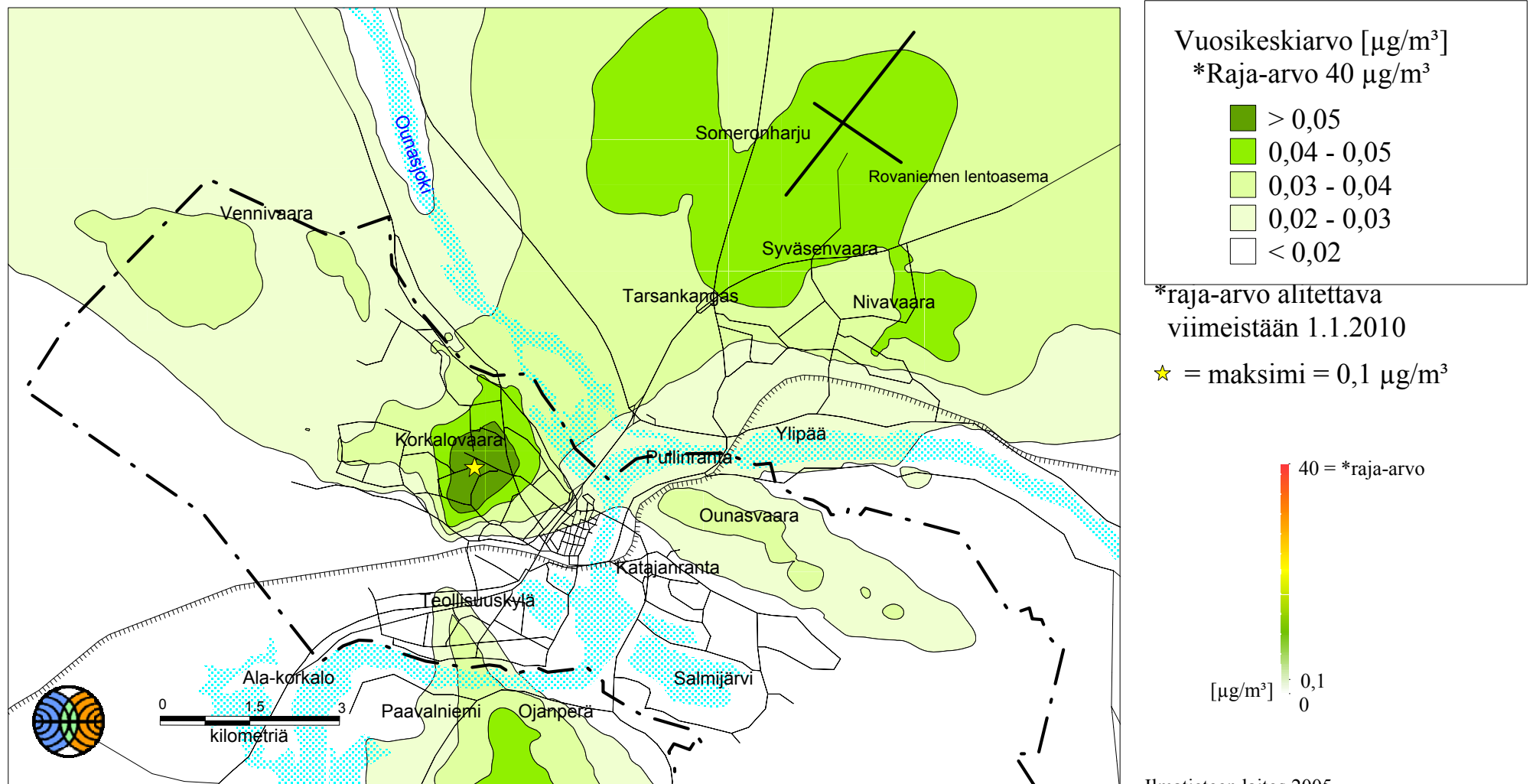


Kuva 3. Tuulen suunta- ja nopeusjakauma tutkimusalueella vuonna 2003.



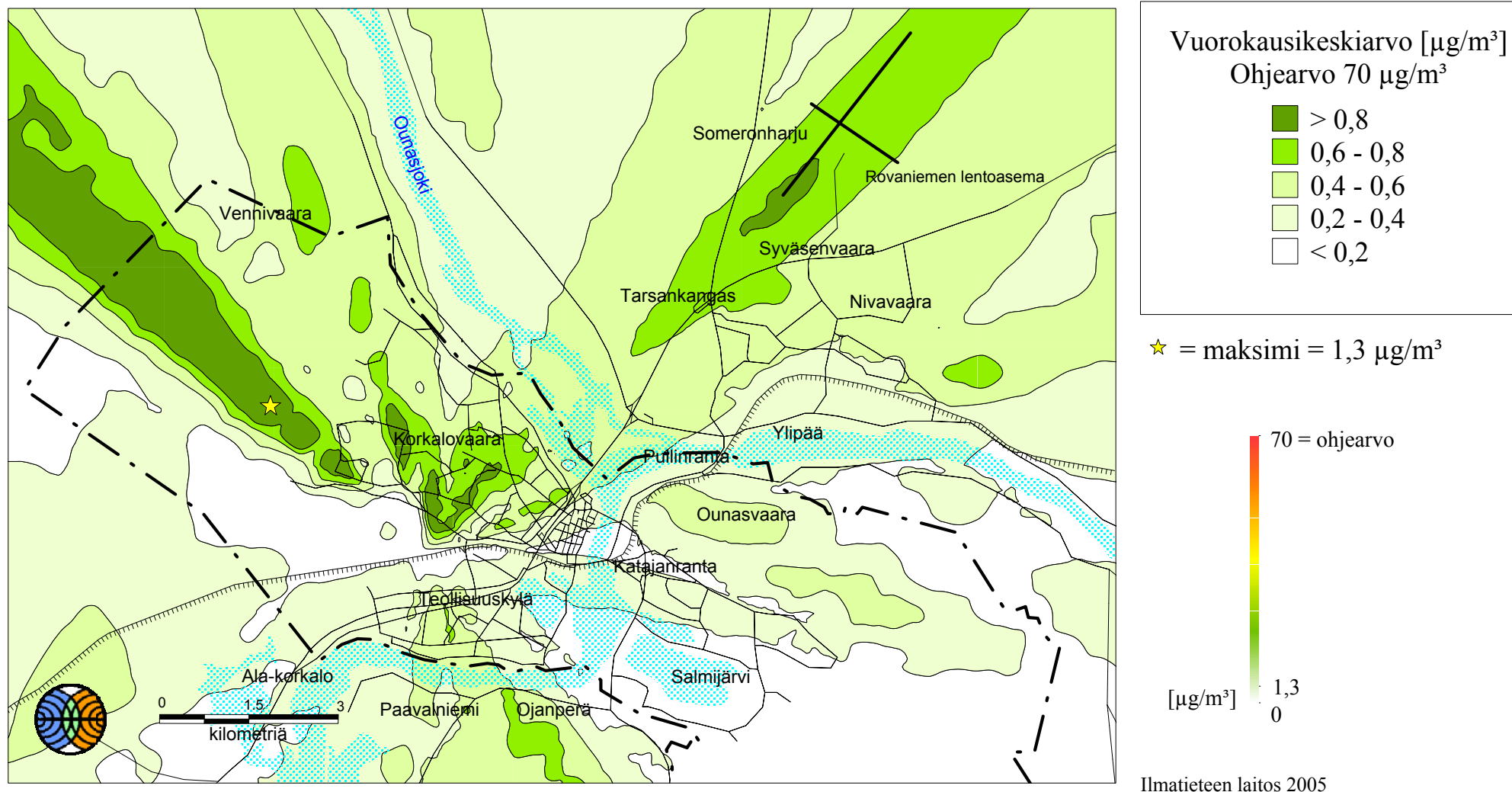
Kuva 4. Sekoitusvoimakkuuden (ylempi kuva) ja sekoituskorkeuden (alempi kuva) esiintymistäajuus kuukausittain tutkimusalueella vuonna 2003.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



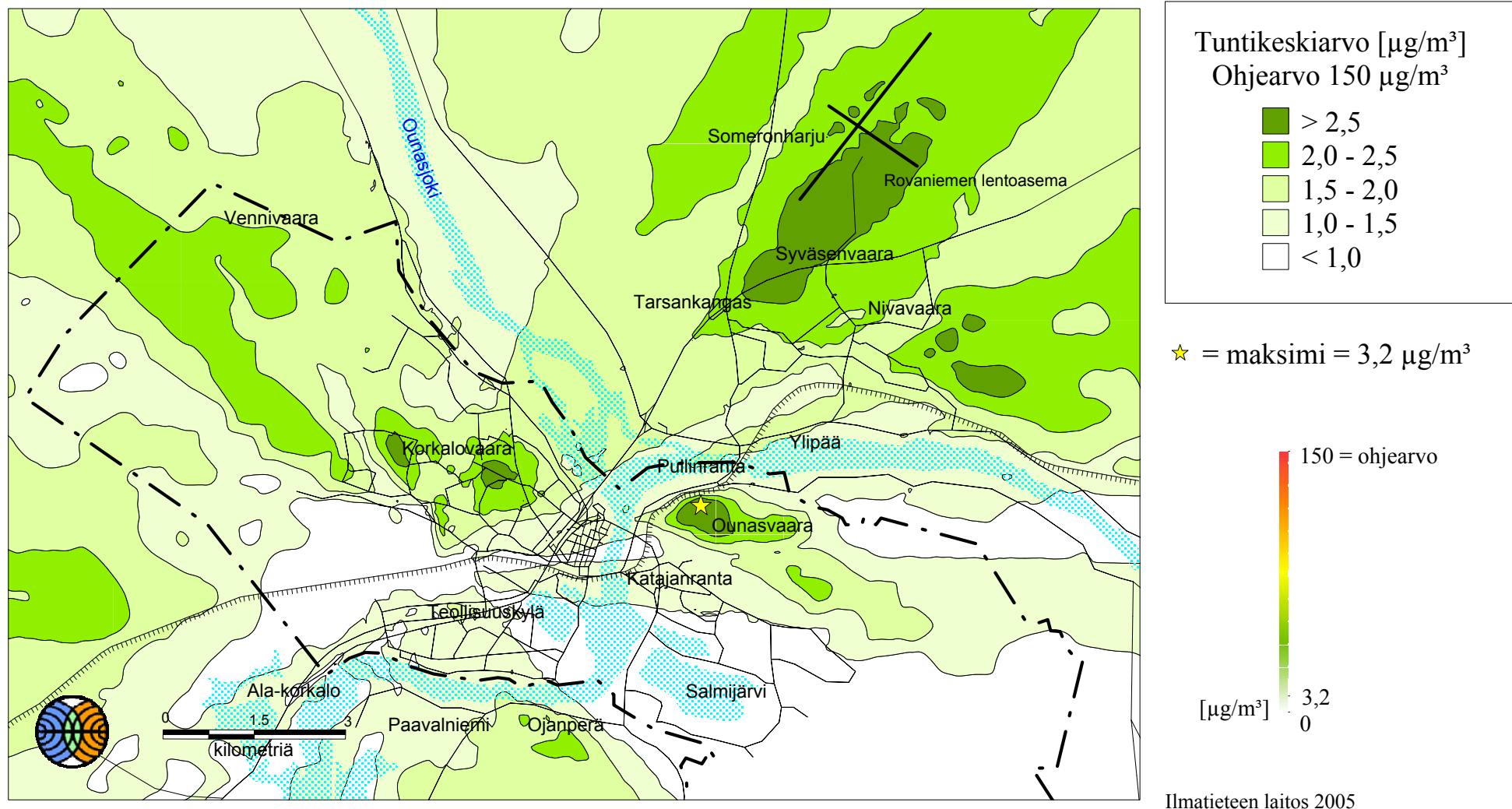
Kuva 5. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
 Energiantuotanto.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



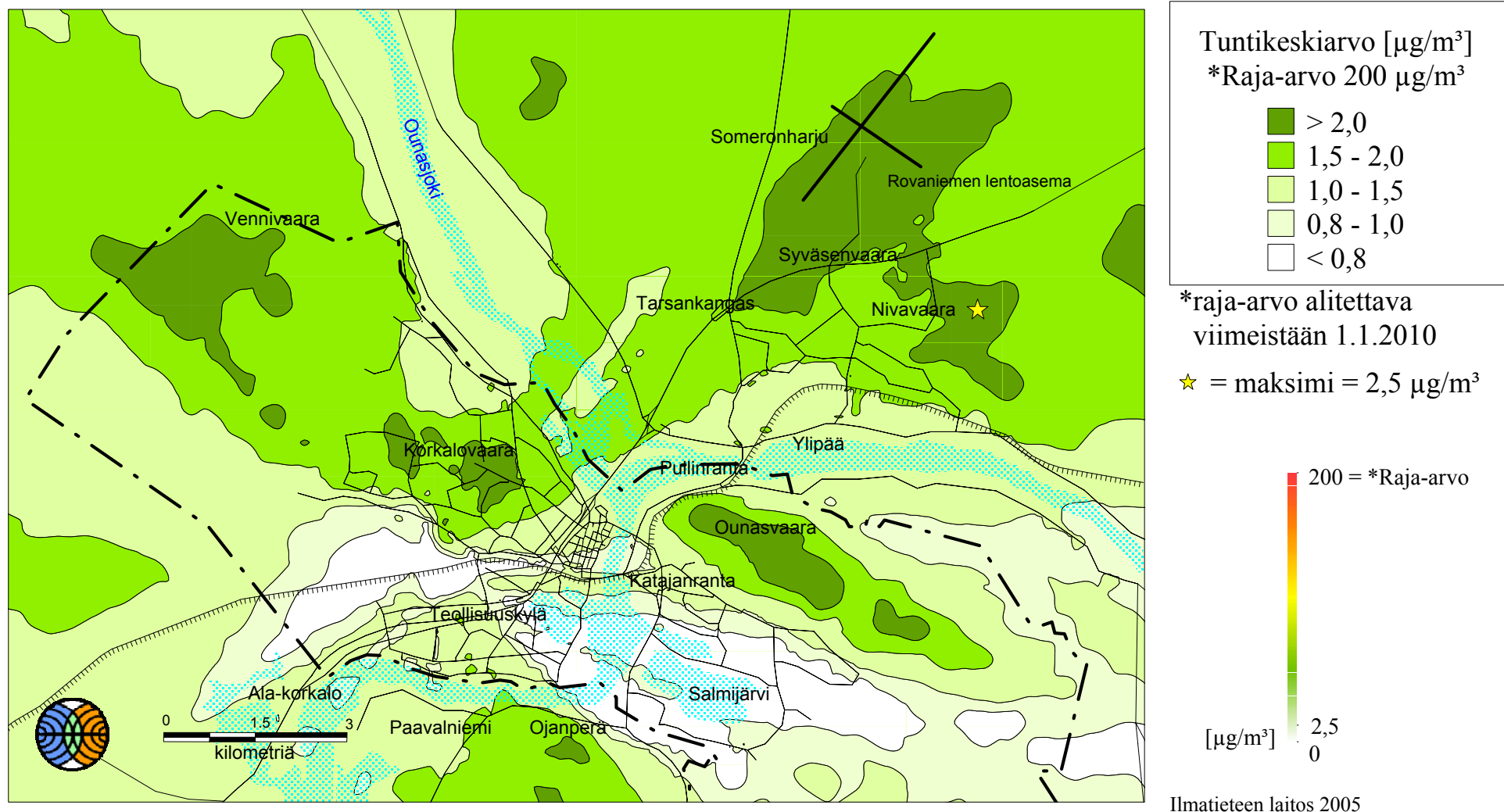
Kuva 6. Typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Energiantuotanto.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



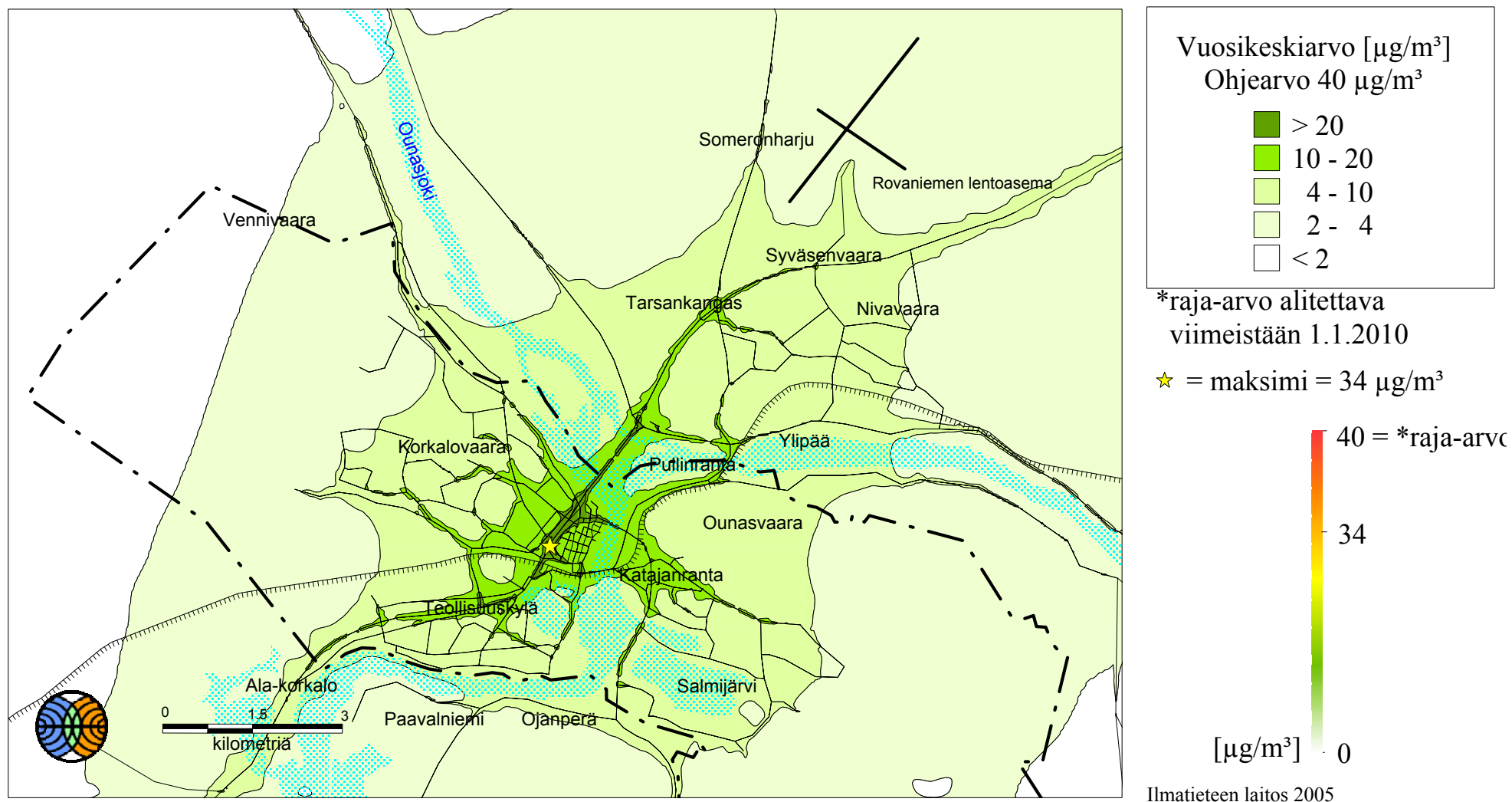
Kuva 7. Typpidioksidin korkein tuntiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Energiantuotanto.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



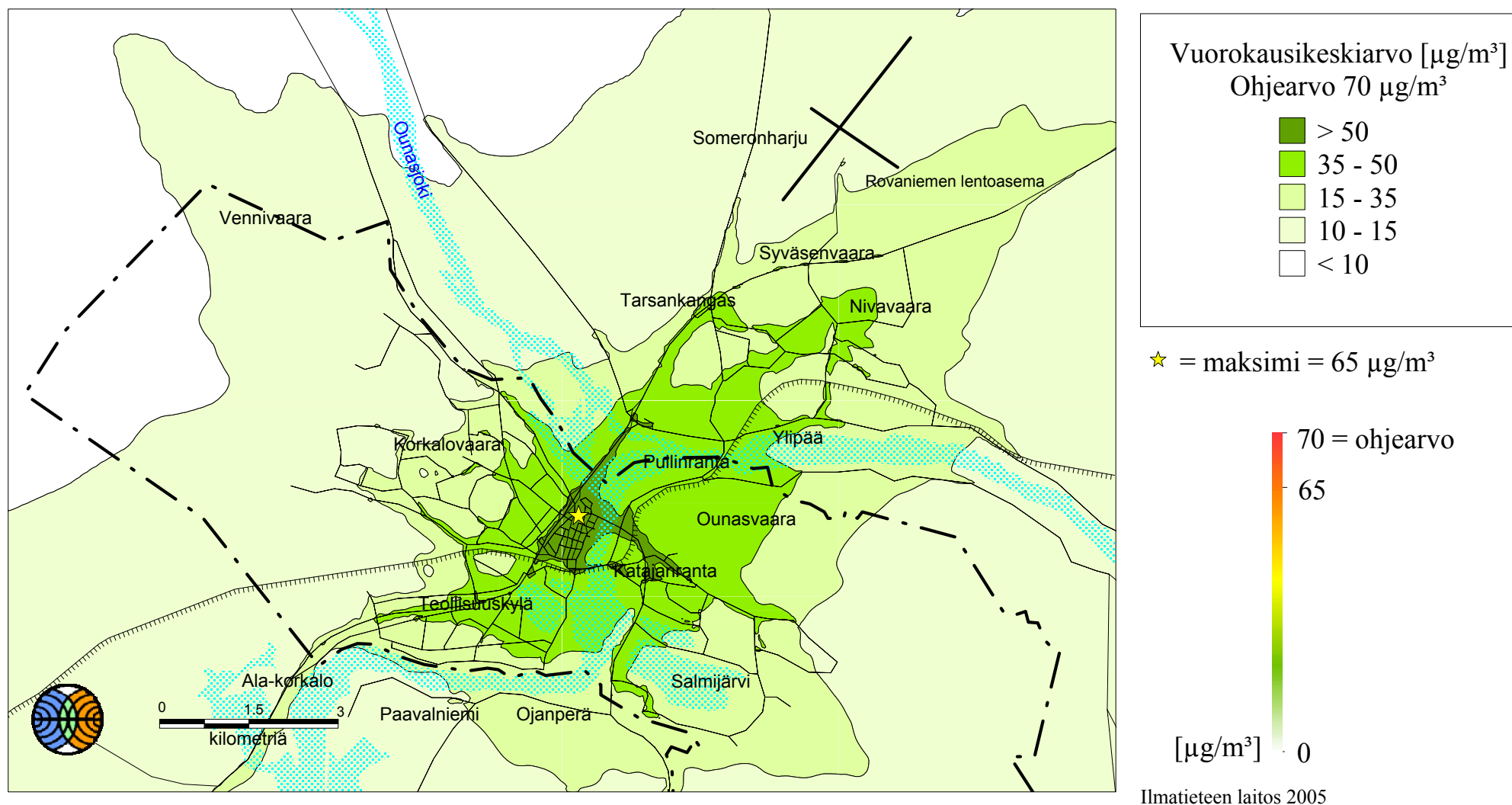
Kuva 8. Typpidioksidipitoisuuden 19. korkein tuntikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
 Energiantuotanto.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



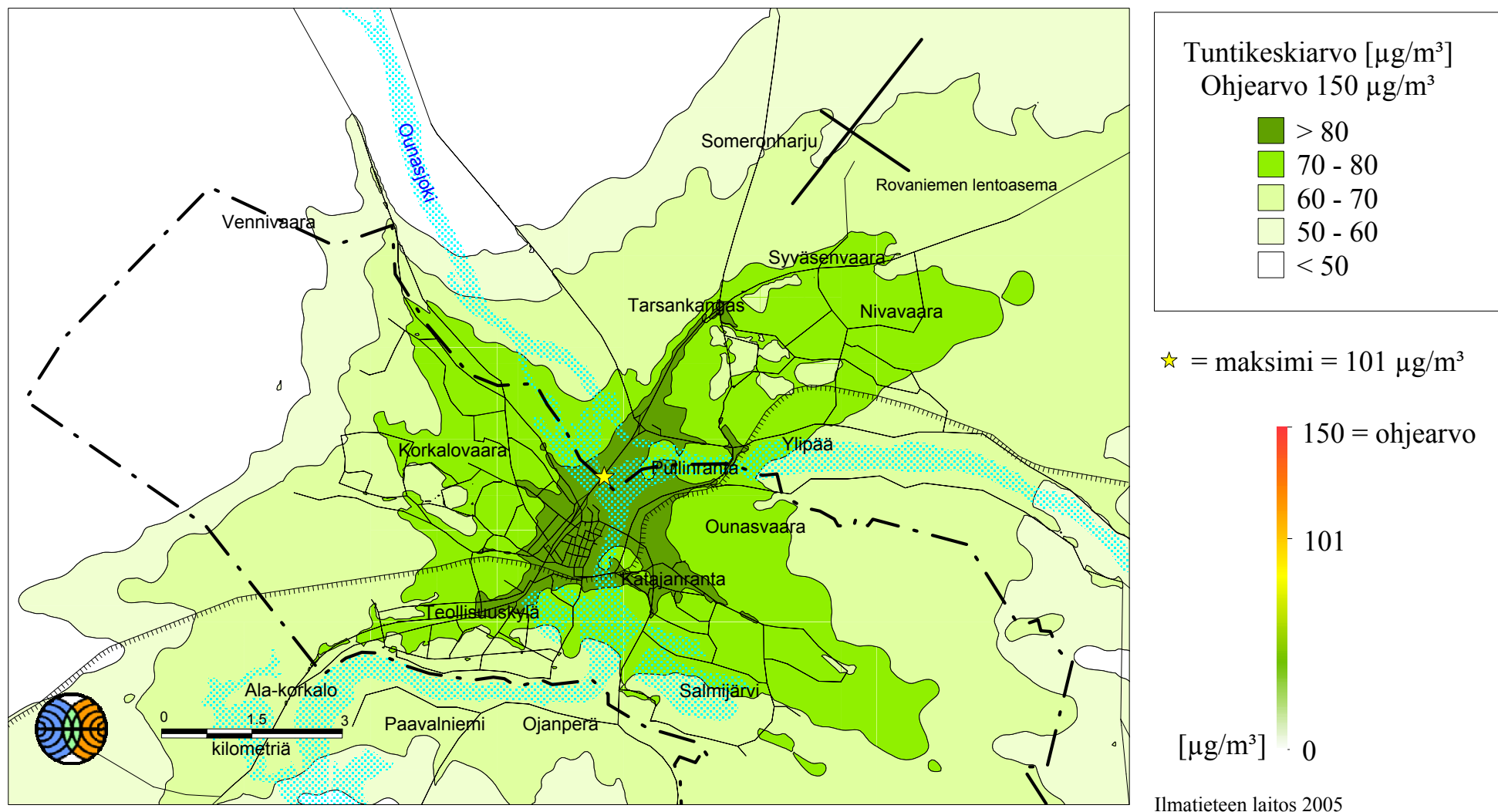
Kuva 9. Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



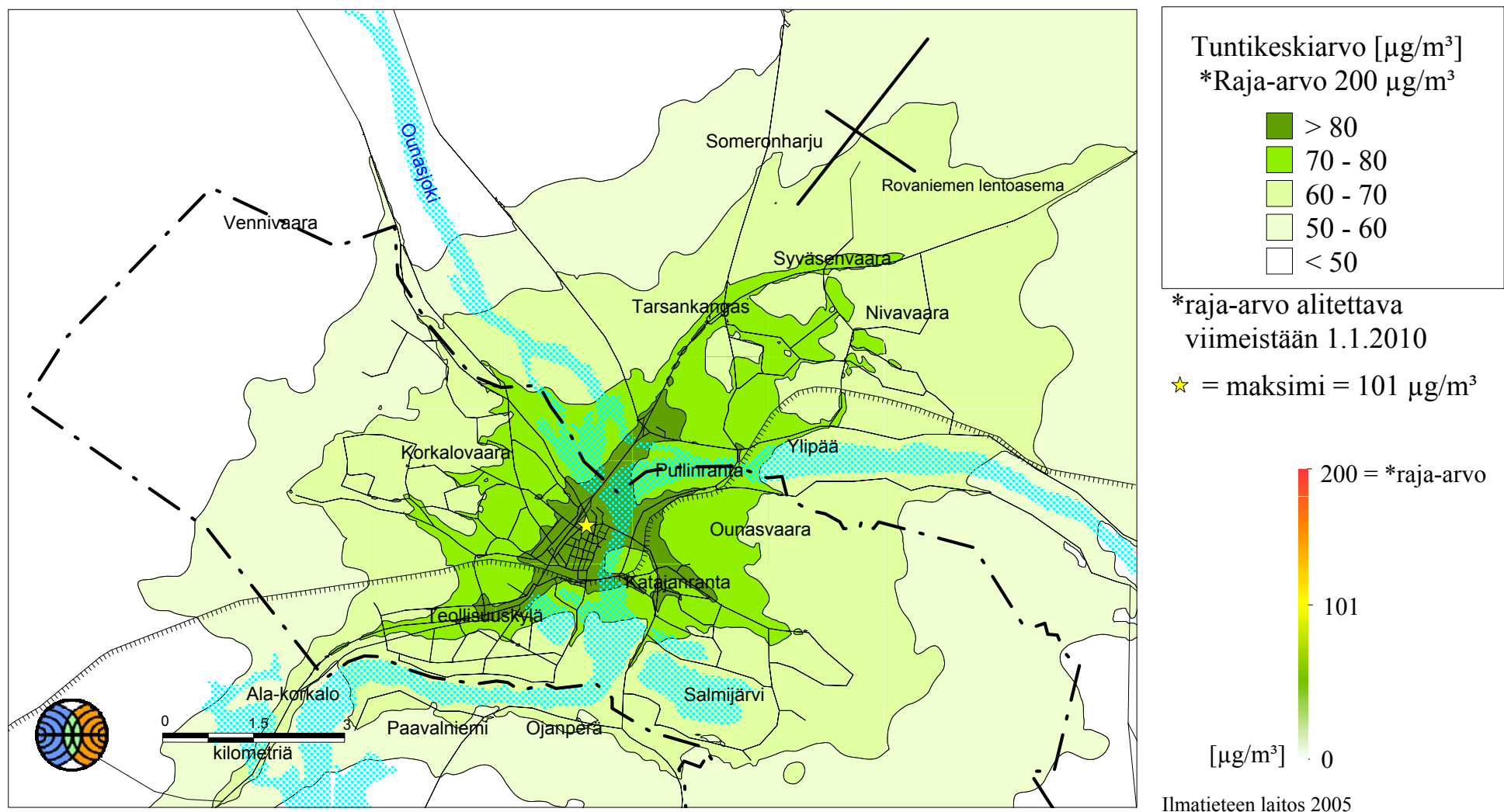
Kuva 10. Typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



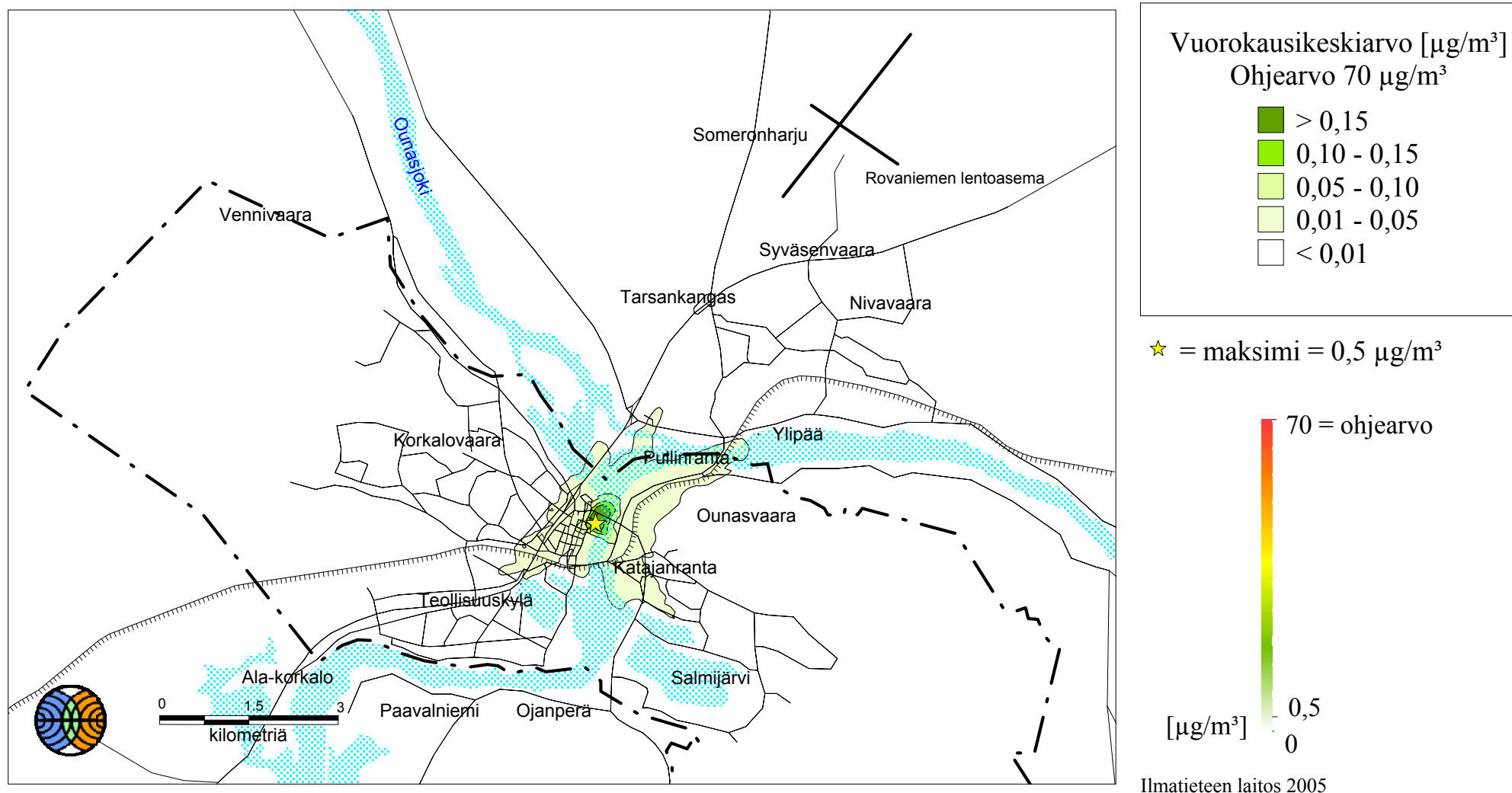
Kuva 11. Typpidioksidin korkein tuntiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



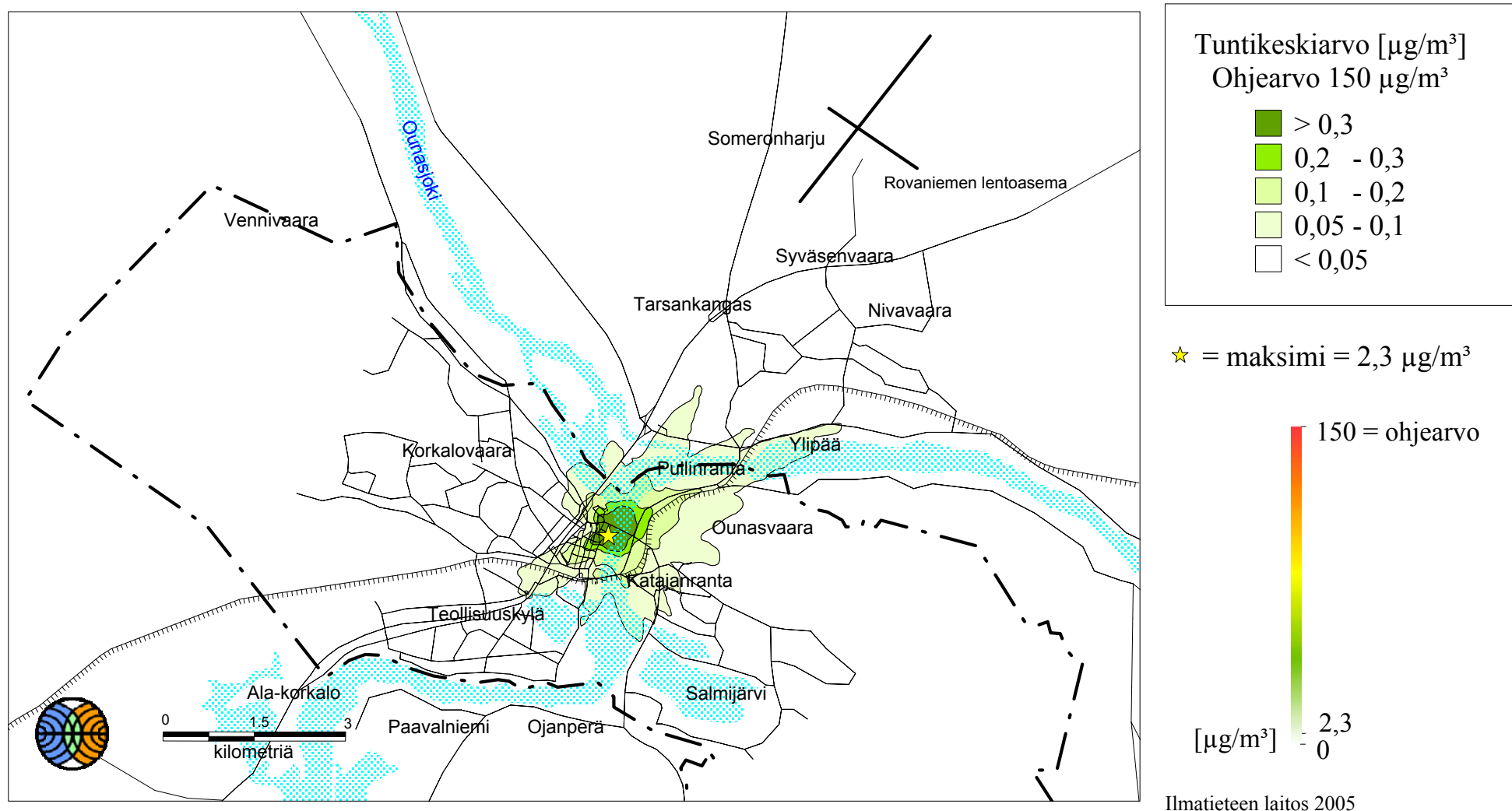
Kuva 12. Typpidioksidipitoisuuden 19. korkein tuntikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



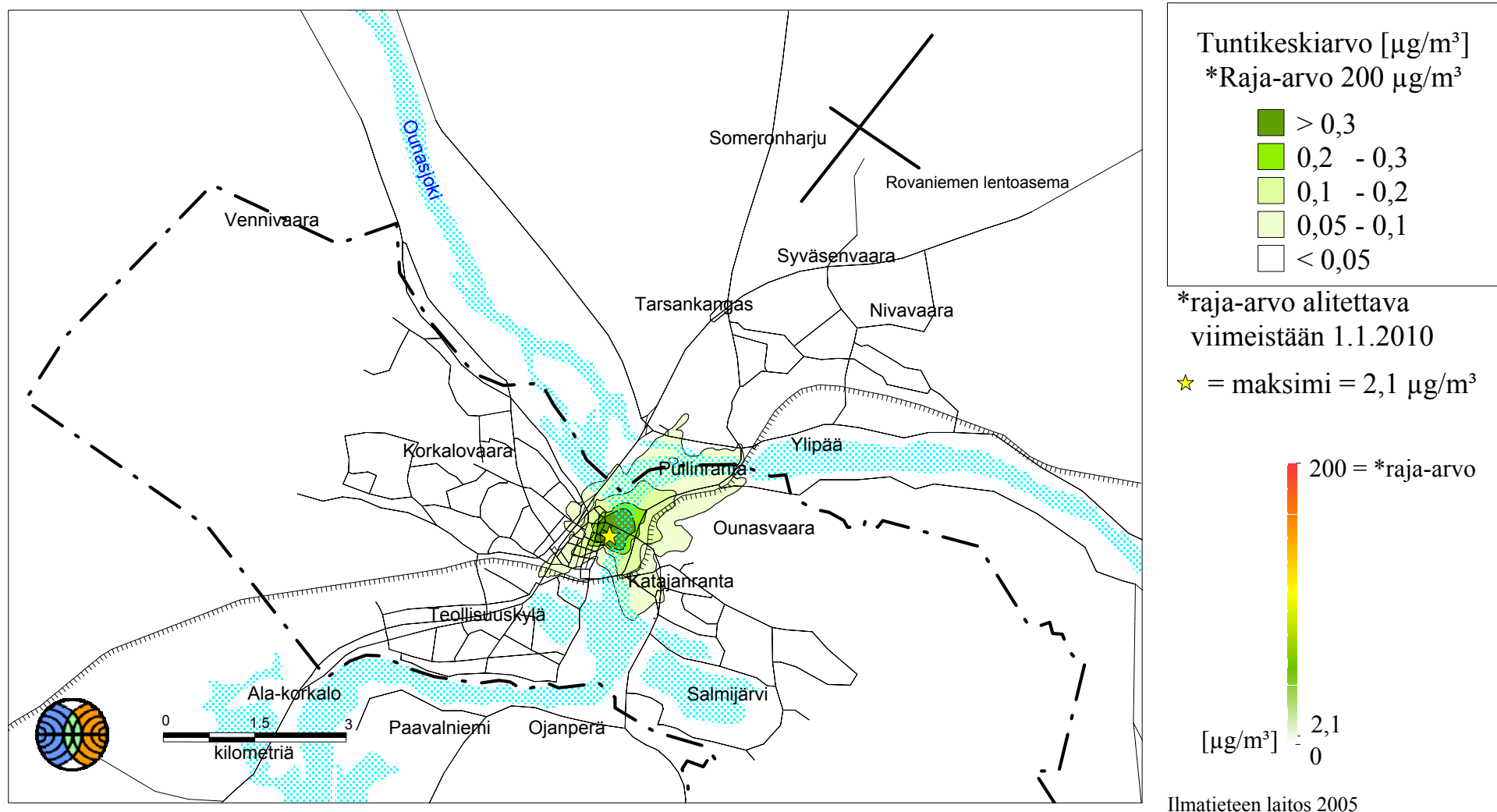
Kuva 13. Typpidioksidin korkein vuorokausiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Moottorikelkat.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



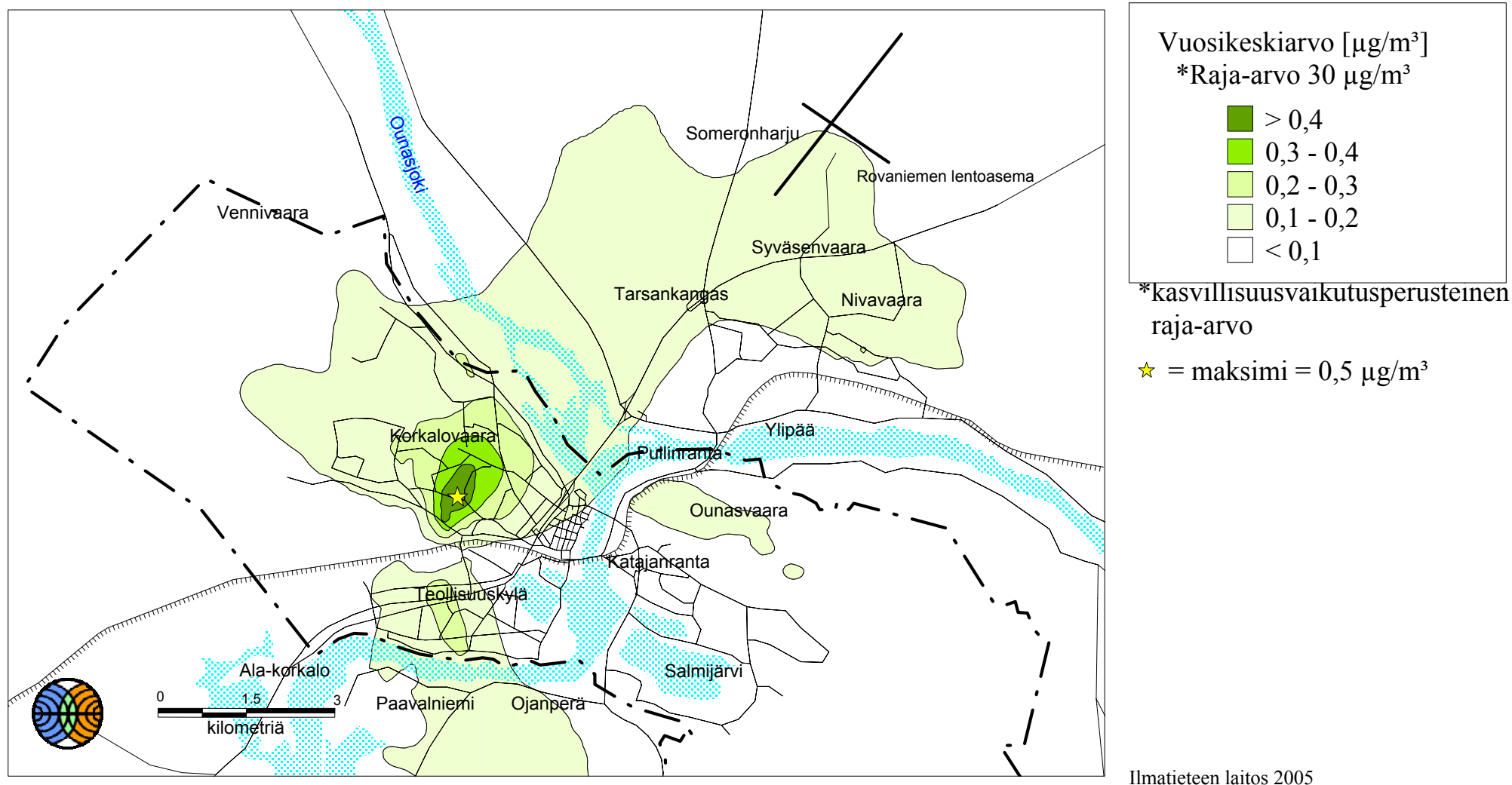
Kuva 14. Typpidioksidin korkein tuntiohjearvoon verrannollinen pitoisuus [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Moottorikelkat.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



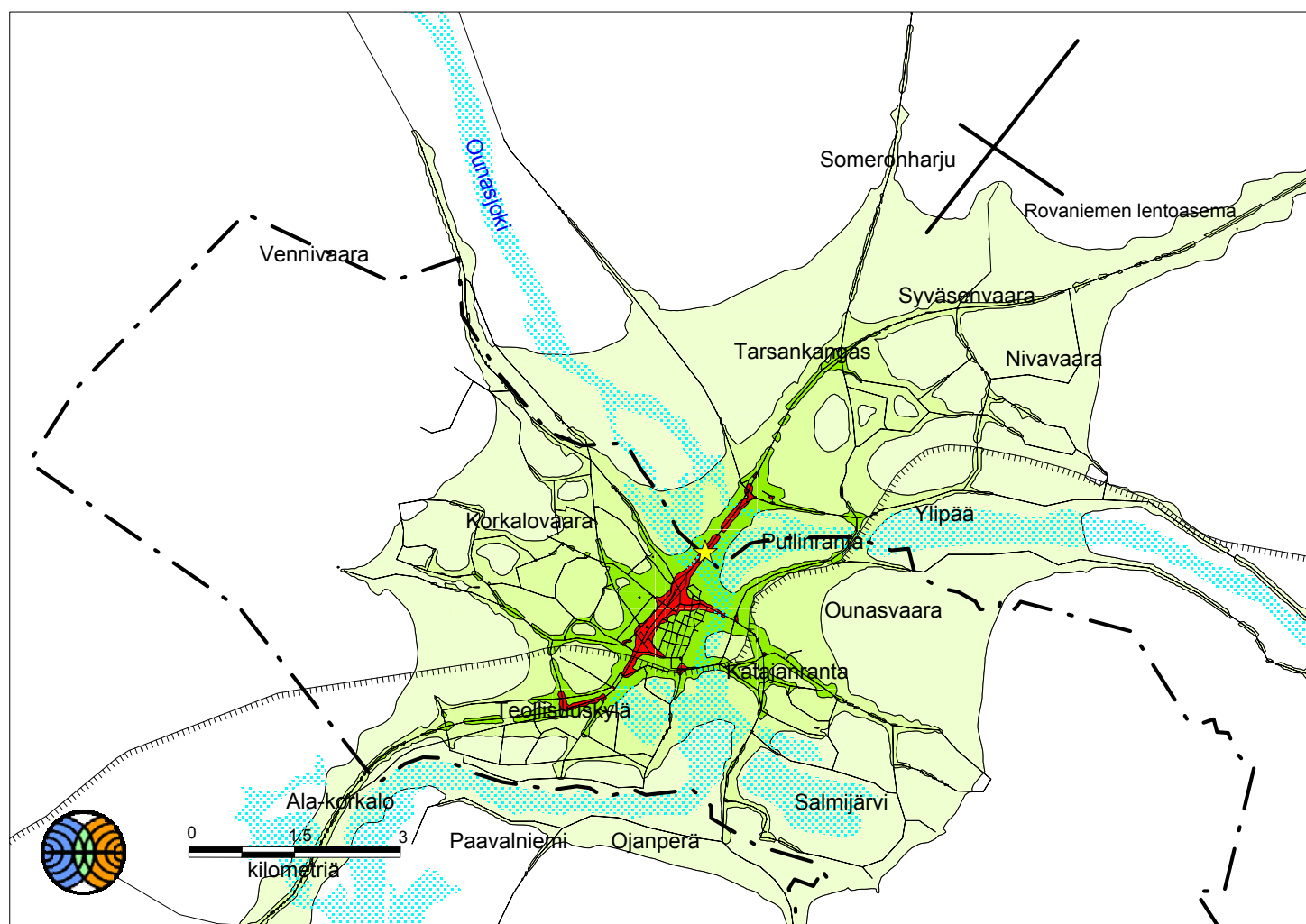
Kuva 15. Typpidioksidipitoisuuden 19. korkein tuntikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
 Moottorikelkat.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



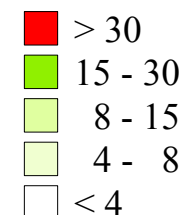
Kuva 16. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
 Energiantuotanto.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



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

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



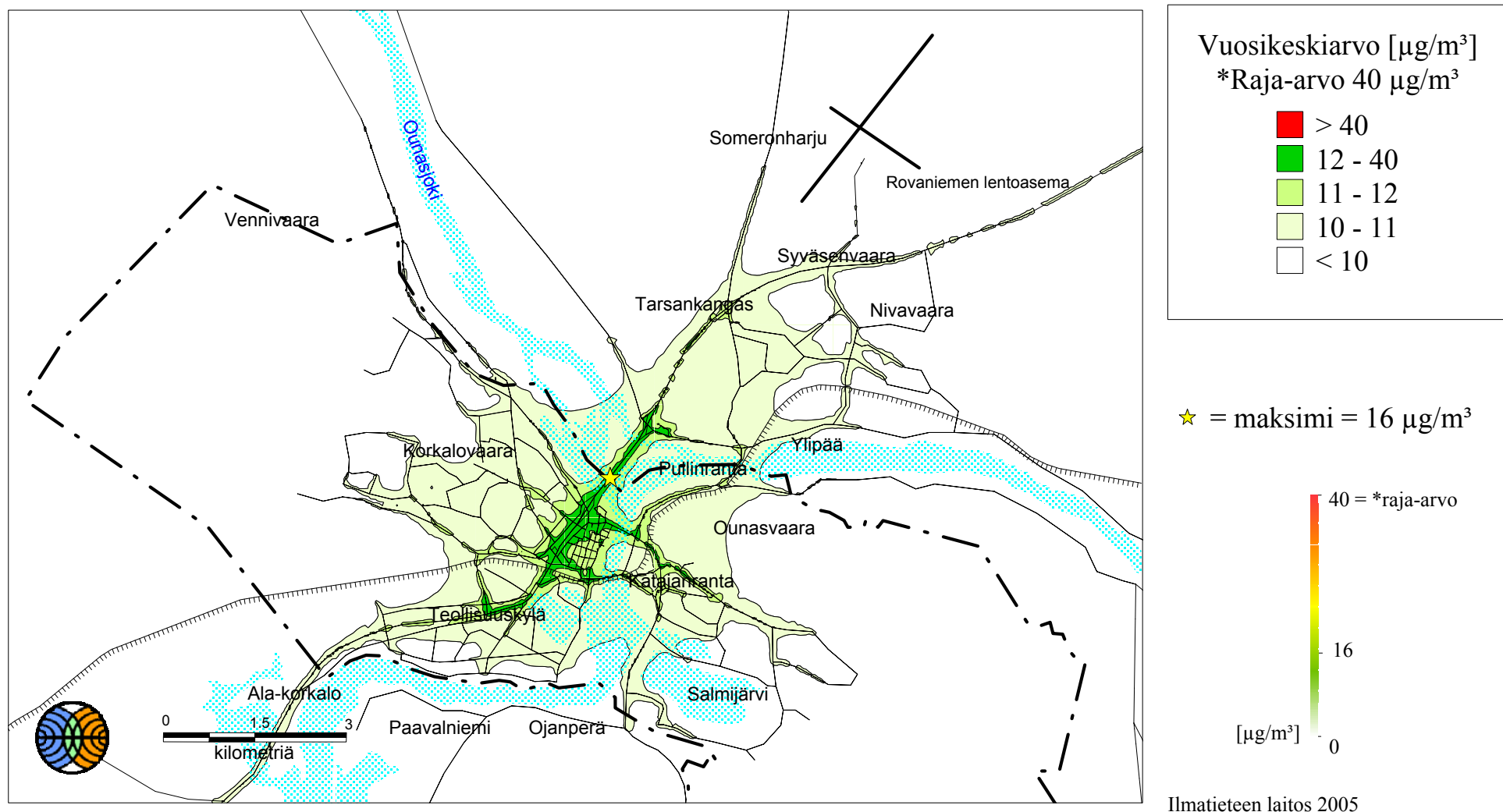
*kasvillisuusvaikutusperusteinen raja-arvo

★ = maksimi = $61 \mu\text{g}/\text{m}^3$

Ilmatieteen laitos 2005

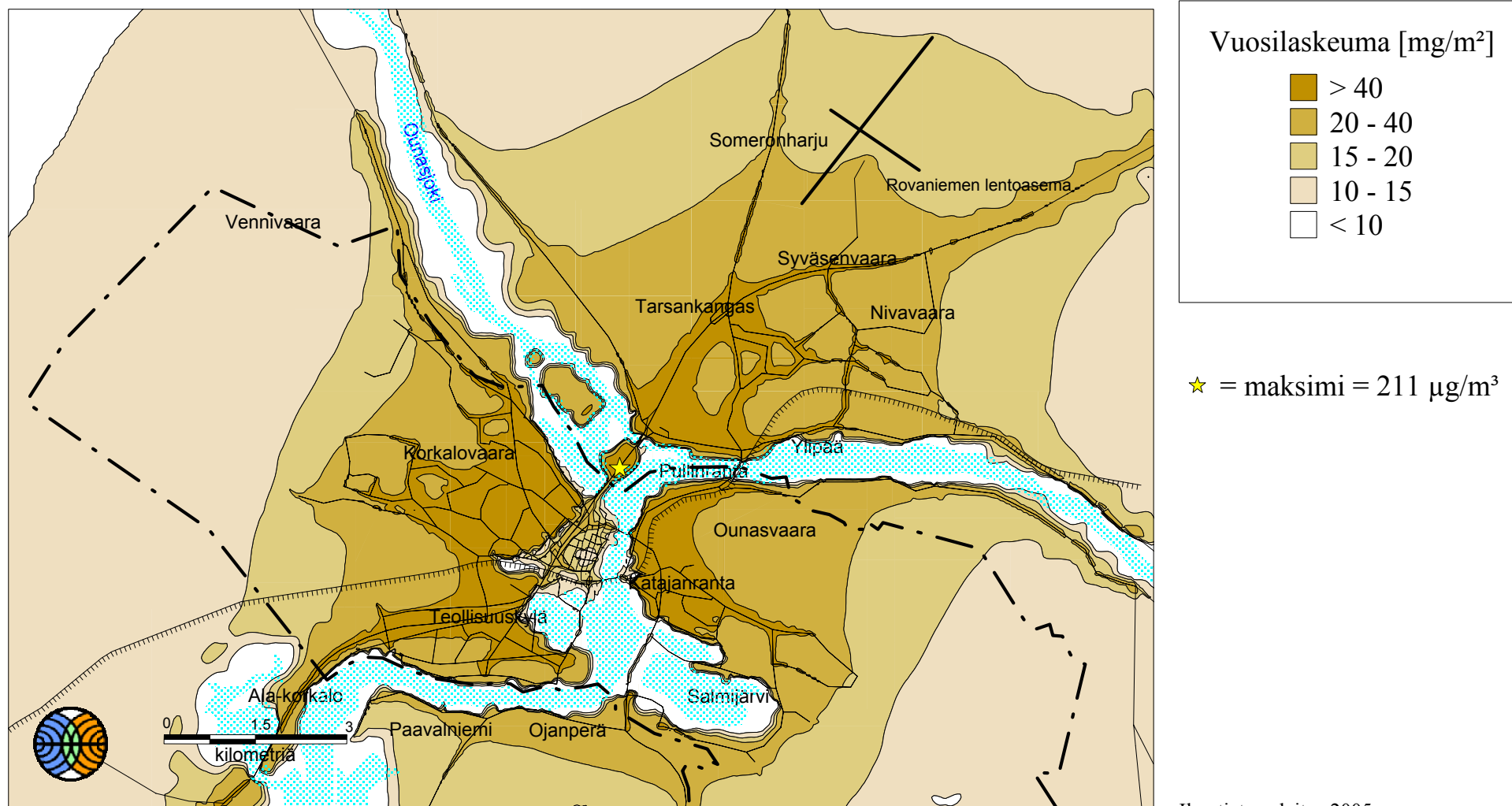
Kuva 17. Typenoksidipitoisuuden vuosikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$].
Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



Kuva 18. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuuden vuosikeskiarvo [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]. Yhteisvaikutus.

ROVANIEMEN SEUTU 2003



Kuva 19. Nitraattitypen vuosilaskeuma [mg/m^2].
Yhteisvaikutus.