

TURUN TORIPARKKI OY  
SELVITYS TURUN TORIPARKIN ILMANLAATUVAIKUTUKSISTA

Sari Lappi  
Harri Pietarila



ILMATIETEEN LAITOS  
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE

**TURUN TORIPARKKI OY**  
**SELVITYS TURUN TORIPARKIN ILMANLAATUVAIKUTUKSISTA**

**Sari Lappi**  
**Harri Pietarila**

**ILMATIETEEN LAITOS – ILMANLAADUN ASiantuntijapalvelut**  
**Helsinki 21.6.2007**

## SISÄLLYSLUETTELO

1	JOHDANTO.....	3
2	TUTKIMUSMENETELMÄT.....	4
2.1	Kaupunkimalli .....	4
2.2	Tyypen oksidien ilmakemiamalli.....	5
2.3	Meteorologisten tietojen käsittely kaupunkimallissa.....	6
3	TUTKIMUKSEN SUORITUS .....	7
3.1	Meteorologiset tiedot .....	7
3.2	Päästötiedot.....	8
3.3	Leviämislaskelmat .....	9
4	ILMANLAADUN RAJA- JA OHJEARVOT.....	12
5	TULOKSET .....	14
5.1	Typpidioksidin pitoisuudet .....	14
5.2	Hiilimonoksidin pitoisuudet .....	15
5	TULOSTEN ARVIOINTI JA JOHTOPÄÄTÖKSET .....	16
	VIITELUETTELO.....	19

## 1 JOHDANTO

Selvityksen tavoitteena oli arvioida Turun torille suunnitteilla olevan maanalaisen pysäköintilaitoksen ilmanlaatuvaikutuksia lähiympäristöön. Työssä arvioitiin pysäköintilaitoksen ilmastonin päästöjen aiheuttamia ulkoilman typpidioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuuksia. Laskelmat tehtiin Ilmatieteen laitoksella kehitetyllä ilman epäpuhtauksien leviämistä kaupunkialueella kuvaavalla matemaattis-fysikaalisella leviämismallilla, ns. kaupunkimallilla. Selvityksen tilasi ja tarvittavat lähtötiedot toimitti Turun toriparkki Oy.

Mallilaskelmien tulostus tapahtui noin  $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$  alueelle 961 laskentapisteeseen maanpintatasolle. Pitoisuuksien muodostumista tarkasteltiin myös pysäköintilaitoksen raittiin ilman sisäänottoaukkojen kohdilla sekä torin varrella sijaitsevien rakennusten julkisivuilla.

Mallilaskelmien meteorologisina tietoina käytettiin tutkimusalueen ilmastollisia olosuhteita edustavaa vuosien 2003–2005 havainnoista muodostettua kolmen sääaseman etäisyyspainotettua yhdistelmäaineistoa. Päästöjen leviämistä sekä pitoisuuksien muodostumista tulostuspisteisiin tarkasteltiin kaikissa vuosien 2003–2005 tunneittaisissa ilmastollisissa tilanteissa. Leviämismallilaskelmissa huomioitiin paikalliset päästöjen kulkeutumiseen ja sekoittumiseen vaikuttavat tekijät, joita ovat mm. topografia ja laskenta-alueen maaston ja asutuksen aiheuttamat leviämisalustan rosoisuuserot. Typen oksidien ilmakemiallinen muutunta päästöjen kulkeutumisen aikana otettiin myös huomioon laskelmissa. Leviämislaskelmien tuloksina saatuja typpidioksidin ja hiilimonoksidin pitoisuuksia on työssä vertailtu ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.

## 2 TUTKIMUSMENETELMÄT

### 2.1 Kaupunkimalli

Tutkimuksessa arvioitiin Turun toriparkin päästöjen aiheuttamia ulkoilman typpidioksi- di- ja hiilimonoksidipitoisuuksia Ilmatieteen laitoksen kaupunkimallilla, joka on kehitetty Gaussin jakaumaa noudattavasta pistemäisen lähteen viuhkamallista.

Kaupunkimallin leviämismääriä on käytetty eräiden ulkomaisten meteorologisten tutkimusten tuloksia (*BUSINGER et al., 1971, CAYGHEY et al., 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. Tällä päästöjen nousulisällä (plumerise) on huomattava vaikutus keskimääräiseen leviämiskorkeuteen ja muodostuviin epäpuhtauspitoisuuksiin. Kaupunkimallissa nousulisän laskenta perustuu Briggsin tutkimuksiin (*BRIGGS, 1975 ja 1984*).

Päästöjen leviämiseen saattavat vaikuttaa ilmvirtauksia häiritsevät kohteet kuten päästölähdettä ympäröivät rakennukset tai korkea puusto, itse lähteen ominaisuudet ja lähi- maasto. Tällöin leviämisessä voi esiintyä systemaattisesti alaspäin suuntautuvaa liikettä, joka voi johtua joko itse päästölähteen ominaisuuksista tai olla lähirakennusten aiheut- tama. Näiden leviämiseen vaikuttavien tekijöiden käsittelymenetelmät pitoisuuksia laskettaessa sisältyvät myös kaupunkimalliin.

Kaupunkimalli laskee epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja oletuksella, että meteo- rologinen tilanne ja päästö pysyvät vakioina tunnin ajan. Laskenta etenee tunnin aika- askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen aikasarja (esim. 3 vuotta = yli 26 000 tapausta) ja tunneittaiset päästöt on käyty läpi. Pitoisuuksia lasketaan suureen määrään tulostuspisteitä. Käytännössä yläraja on noin 6 000 kpl, mutta erikoistapauksissa jopa yli 20 000 kpl. Kunkin tulostuspisteen pitoisuuksien tunneittaiset aikasarjat muodosta- vat perusaineiston, josta voidaan laskea tarvittavia tilastoja. Mallin antamat yksittäiset pitoisuusarvot ovat odotusarvoja, mutta niistä laskettujen tilastollisten tunnuslukujen

osuvuus on ko. tarkoitusta varten tehdyissä tarkasteluissa todettu vähintäänkin tyydyttäväksi.

Tilastotarkasteluin laskentapisteittäisistä tuntikeskiarvoista ja niistä lasketuista vuorokausikeskiarvoista voidaan valita esimerkiksi kotimaisten ohjearvojen määrittelyjen mukaisia pitoisuuksia (mm. typpidioksidille kuukauden toiseksi suurin vuorokausikeskiarvo tai tuntikeskiarvojen 99 %:n rajapitoisuus) tai pitoisuuksien maksimi-arvoja. Raportin karttakuvissa on esitetty leviämislaskelmien tuloksina samanarvonkäyrillä ne alueet, joilla tietyn pitoisuuden ylittyminen on pitkän havaintojakson aikana mahdollista. Tunti- ja vuorokausikeskiarvojen aluejakaumat eivät esitä ajallisesti yhtenäistä tilannetta, sillä pitoisuuksien suurimmat arvot esiintyvät eri laskentapisteissä eri ajan-kohtina.

## 2.2 Typen oksidien ilmakemiamalli

Polttoaineiden palamisessa muodostuvat kiinteiden lähteiden ja liikenteen typen oksidipäästöt ovat pääasiassa typpimonoksidia (NO), kun taas mm. terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa typpidioksidia (NO<sub>2</sub>) on päästöistä ainoastaan pieni osa. Oksidit hapettuvat ilmassa kaasufaasireaktioissa hapen, otsonin, hydroksyyli-radikaalin ja orgaanisten peroksidiradikaalien toimiessa hapettimina. Reaktiionopeudet 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 leviämismallilaskelmin voitaisiin kuvata erilaisten hapettuneiden typen yhdisteiden pitoisuuksia ulkoilmassa, on mallisovelluksissa otettava huomioon ilmakehässä tapahtuvat kemialliset reaktiot. Pistemäisten päästölähteiden (piippujen) typen oksidipäästöjen muutunnaa käsitellään Ilmatieteen laitoksella tehtävissä leviämisselvityksissä menetelmällä, jossa kaupunkimalliin on yhdistetty erilaisten meteorologisten tilanteiden ja otsonin taustapitoisuuden mukaan parametrisoituja funktioita. Näillä funktioilla kuvataan typen oksidien hapettumista ja NO<sub>2</sub>/NO<sub>x</sub> -suhteen muuttumista päästövanassa eri etäisyyksillä päästölähteestä. Kemiallisen muutunnan malli perustuu hollantilaisiin, vuosina 1975–1985 suoritettuihin mittauksiin, joissa selvitettiin typen oksidipäästöjen hapettumista erilaisissa meteorologisissa olosuhteissa (*JANSSEN et al., 1988*)

### 2.3 Meteorologisten tietojen käsittely kaupunkimallissa

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

Rajakerroksen olosuhteista saadaan tietoa maanpinnalla tehtävien sää- ja säteilyhavaintojen sekä radioluotausten perusteella. Nämä havainnot eivät sellaisenaan riitä kuvaamaan vallitsevia päästöjen leviämisolosuhteita ja niiden vaihtelua. Ilmatieteen laitoksella kehitetyn meteorologisten tietojen käsittelymallin eli ilmakehän rajakerroksen parametrisointimenetelmän avulla voidaan normaalien meteorologisten rutiinihavaintojen ja fysiikan perusyhtälöiden avulla arvioida leviämismallilaskelmissa tarvittavat rajakerroksen tilaan vaikuttavat muuttujat (*RANTAKRANS, 1990, KARPPINEN et al., 1997 ja 2000*). Menetelmässä tarvittavat mittaustiedot saadaan Ilmatieteen laitoksen havaintotietokantaan talletetuista sää-, auringonpaiste- ja radioluotaushavainnoista.

Perinteisissä leviämismallisovellutuksissa on käytetty karkeaa ilmakehän stabiilisuusluokitusta (Pasquill-Turner-luokat) ja mallien muuttujille on annettu luokittaiset vakioarvot. Rajakerroksen parametrisoinnin avulla on 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 sääaseman havaintojen etäisyyspainotettuna tilastollisena yhdistelmänä. Luotaushavainnot valitaan lähimmältä luotausasemalta. Lopputuloksena saadaan leviämis-

malleissa tarvittavien ilmakehän rajakerroksen parametrien ja meteorologisten tietojen tunneittaiset aikasarjat.

### **3 TUTKIMUKSEN SUORITUS**

#### **3.1 Meteorologiset tiedot**

Leviämislaskelmia varten määritettiin ilmakehän rajakerrosta kuvaavat parametrit, jotka edustavat tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Tuulitietojen etäisyyspainotettu yhdistelmäaineisto muodostettiin Turun lentosääaseman sekä Hangon ja Rajakaran sääasemien vuosien 2003–2005 havainnoista. Tarvittavat auringonpaistetiedot saatiin Turun lentosääaseman säteilymittausaineistoista ja sekoituskorkeuden määrittämiseen käytettiin Jokioisten observatorion radioluotaushavaintoja. Leviämismalliin tarvittavat ilmakehän rajakerroksen tilaa kuvaavat muuttujat muodostettiin kolmen vuoden tunneittaiseksi aikasarjaksi vuosille 2003–2005. Aikasarjasta laskettiin tilastolliset tuulen suunta- ja nopeusjakaumat sekä sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittaiset jakaumat.

Tuulensuuntien ja -nopeuksien suhteellinen jakautuminen tuuliaineistossa on esitetty tuuliruusuna liitekuvassa 1. Prosenttiarvo ympyrän kehällä kuvaa kunkin tuulensuunnan (suuntasektorin) osuutta koko aineistosta. Nopeusjakauma kunkin suuntasektorin sisällä on esitetty kuuteen nopeusluokkaan luokiteltuna (prosenttiasteikot sektoreiden sisällä 10 %:n välein). Tehdyn tilastollisen tarkastelun mukaan tutkimusalueella olivat vallitsevia etelä- ja lounaistuulet, joiden osuus koko aineistosta on yli 20 %. Vähiten esiintyi itä- ja koillistuulia (alle 10 % kaikista tuulista). Voimakkaiden tuulien (yli 8 m/s) suhteellinen osuus oli suurin etelä- ja lounaistuulilla. Näilläkin ilmansuunnilla voimakkaiden tuulien suhteellinen osuus oli kuitenkin vain noin 1 % kaikista tuulista. Heikko-tuulisia tilanteita (alle 2 m/s) esiintyi eniten koillisen ja idän puoleisilla tuulilla, joista niiden osuus oli noin 30 %. Edellä esitetyt tuulen nopeustiedot kuvaavat olosuhteita 10 metrin korkeudella maan pinnasta.

Sekoitusvoimakkuuden ja sekoituskorkeuden kuukausittainen esiintymistäajuus vuosina 2003–2005 on esitetty liitekuvassa 2. Sekoitusvoimakkuudet on luokiteltu karkeasti



kolmeen luokkaan: voimakas, kohtalainen ja heikko sekoittuminen. Voimakasta sekoittumista (labiileja tilanteita) esiintyy eniten kesällä, jolloin päiväaikaan maanpinnan lämpeneminen aiheuttaa alimpaan ilmakerrokseen turbulenttista pyörteisyyttä. Labiileissa tilanteissa esiintyvät epäpuhtauspitoisuudet ovat pääsääntöisesti pieniä, mutta pitoisuudet voivat lyhytaikaisesti kohota myös korkeiden päästökohteiden lähellä. Käytetyssä aineistossa labiilien tilanteiden suhteellinen osuus kesäkuukausina on noin 10–20 %, kun vastaavia tilanteita on talvella vähän tai ei ollenkaan. Heikkoa sekoittumista (stabiileja tilanteita) esiintyi käytetyssä aineistossa eniten helmi- ja maaliskuussa, jolloin niiden suhteellinen osuus oli yli 30 %. Stabiileissa tilanteissa maanpinnan tuntumassa esiintyvät ilman epäpuhtauspitoisuudet voivat kohota voimakkaasti varsinkin matalalta lähtevien päästöjen vaikutuksesta.

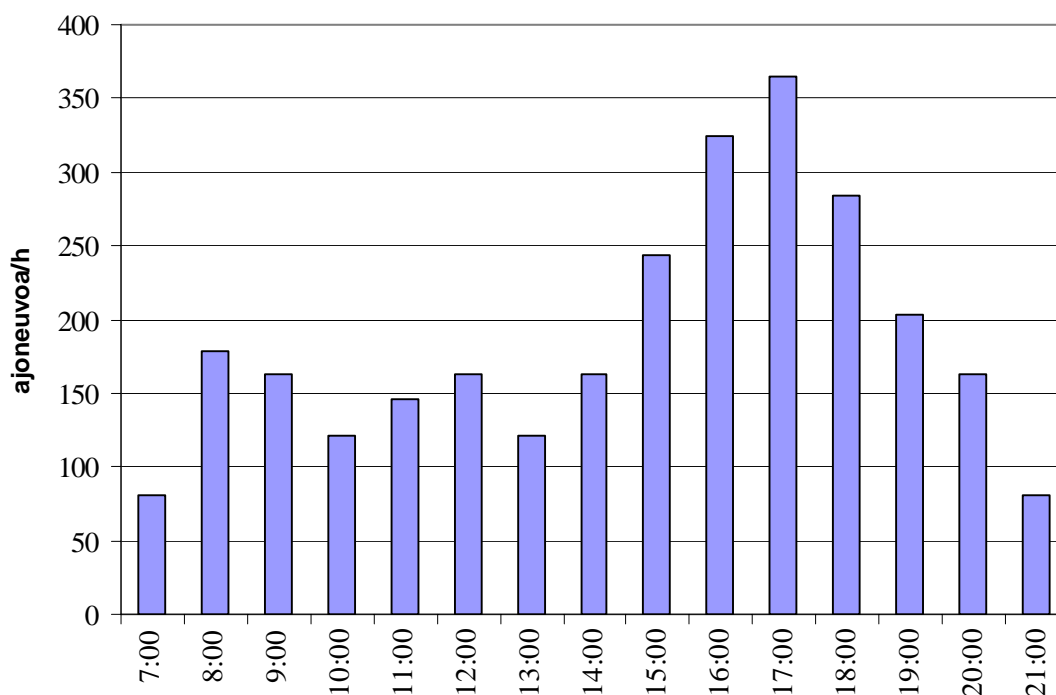
Sekoituskerroksen korkeus määrää pystysuunnassa päästöjen laimenemistilavuuden rajan. Matalat sekoituskorkeudet liittyvät maanpinnan tuntumassa oleviin inversioihin, jolloin maanpinnan lähellä oleva kylmempi ilmakerros jää sitä ylempänä olevan lämpimämmän ilman alle. Tällöin sekoittuminen korkeussuunnassa tiettyä rajaa korkeammalle estyy ja maanpintapitoisuudet voivat kohota voimakkaasti matalien lähteiden vaikutuksesta. Matalia, alle 100 ja alle 200 metrin sekoituskorkeuksia esiintyy tässä tutkimuksessa käytetyssä meteorologisessa aineistossa runsaasti etenkin maalisi- ja huhtikuussa (ks. liitekuva 2). Yli 500 metrin sekoituskorkeus ei enää vaikuta merkittävästi pitoisuuksien kohoamiseen lähileviämisen mittakaavassa. Talvella sekoituskorkeus yltää melko harvoin yli 500 metriin.

### **3.2 Päästötiedot**

Turun torin alle suunniteltuun maanalaiseen pysäköintilaitokseen on varattu autopaikkoja noin 700 ajoneuville. Päästölaskelmia varten tehtiin arvio pysäköintilaitosta käyttävien ajoneuvojen tunneittaisista sisään- ja ulosajoista. Arvion perustana oletettiin pysäköintihallin kokonaisliikennemääräksi 2800 autoa vuorokaudessa. Kuvassa 1 on esitetty mallitarkasteluissa käytetty arvio pysäköintilaitoksen liikenteen tunneittaisista sisään- ja ulosajojen lukumääristä.

Päästölaskelmissa oletettiin auton keskimääräiseksi ajomatkaksi sisään- ja ulosajettaessa 400 metriä. Sisään- ja ulosajosta aiheutuvien päästöjen lisäksi otettiin huomioon käyn-

nistyksestä ja joutokäynnistä aiheutuvat päästöt. Käynnistyspäästöinä käytettiin autojen kesäkäynnistystä edustavia päästöarvoja. Joutokäyntiajaksi on oletettu puoli minuuttia pysäköintiä kohti. Eri autotyypin ajon aikaiset päästökertoimet sekä käynnistysten ja joutokäynnin päästökertoimet perustuvat Valtion teknillisen tutkimuskeskuksen (VTT) Suomen tieliikenteen pakokaasupäästöjen laskentajärjestelmän (LIISA 2005) kertoimiin (MÄKELÄ *ym.*, 2006). Laskelmissa käytettiin vuoden 2008 ajoneuvokannan mukaisia päästökertoimia. Ajosta syntyvät päästöt on määritetty nopeusriippuvien päästökerroin-funktioiden avulla käyttämällä keskimääräisenä ajonopeutena 15 km/h. Pysäköintihallin liikenteen aiheuttamaksi typen oksidien kokonaispäästökseksi saatiin 0,4 tonnia/vuosi ja hiilimonoksidipäästökseksi 4,5 tonnia/vuosi. Päästölaskelmien mukaan vuorokauden huipputuntina typen oksideja syntyisi 0,2 kg/h ja hiilimonoksidia 2,3 kg/h.



Kuva 1. Pysäköintilaitoksen päästölaskelmissa käytetty arvio tunneittaisista liikennemääristä (ajoneuvoa tunnissa). Kokonaisliikennemäärä on 2800 autoa vuorokaudessa.

### 3.3 Leviämislaskelmat

Leviämislaskelmat tehtiin 961 laskentapisteeseen 1 km × 1 km tulostusalueelle maanpintatasoon. Tulostuspisteet sijaitsivat tiheimmillään 20 metrin etäisyydellä toisistaan.

Laskenta-alueen topografia huomioitiin mallilaskelmissa Maanmittauslaitoksen maastonkorkeusmallin mukaisesti. Pitoisuuksien muodostumista tarkasteltiin myös pysäköintilaitoksen raittiin ilman sisäänottoaukkojen kohdilla sekä torin varrella sijaitsevien rakennusten julkisivuilla.

Kaupunkimallilla laskettiin kaikkiin laskentapisteesiin vuosien 2003–2005 tunneittaisia meteorologisia tilanteita vastaavat typpidioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuuksien tuntikeskiarvojen aikasarjat, joista muodostettiin tilastollisesti kuhunkin laskentapisteeseen tuloksina esitetyt korkeimmat vuorokausi- ja tuntiarvot.

Kuhunkin laskentapisteeseen määritetyt pitoisuudet 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
- 4. korkein vuorokausikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson vuosittaisista neljänneksi korkeimmista vuorokausipitoisuuksista
- korkein vuorokausikeskiarvojen 98 % rajapitoisuus on suurin vuoden 98 %:n rajapitoisuuksista koko tarkastellulla meteorologisella jaksolla (98 %:n rajapitoisuus on se pitoisuus, jonka vain 2 % vuorokausikeskiarvoista yhden tarkasteluvuoden pituisen jakson kuluessa ylittää)
- 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

- 25. korkein tuntikeskiarvo on suurin koko tarkastellun meteorologisen jakson vuosittaisista 25. korkeimmista tuntipitoisuuksista

Leviämislaskelmien tuloksina on tutkimusraportin tulostaulukoissa esitetty tutkimusalueen pitoisuuksien maksimi-arvot ja kuvissa laskentapisteittäisistä keskiarvoista samanarvonviivoin muodostetut korkeimpien pitoisuuksien aluejakaumat. Aluejakaumakuvissa on tulostusalueen korkeimpien pitoisuusarvojen sijaintipaikat merkitty valkoisilla tähdillä. Maksimin numeroarvo on luettavissa oikealta aluejakaumakuvan alapuolelta. Kuvissa on lisäksi ilmoitettu Suomessa voimassa olevat raja- ja ohjearvot.

Korkeimpien vuorokausi- ja tuntikeskiarvojen aluejakaumat eivät edusta koko tulostusalueella yhtä aikaa vallitsevaa pitoisuustilannetta, vaan ne kuvaavat eri päivinä ja tunteina esiintyvien, ohjearvoihin verrannollisten pitoisuuksien maksimitasoa tutkimusalueen eri osissa. Asian voi yksinkertaistaa karkealla esimerkillä: tuulen käydessä päästölähteen eteläpuolelta poistokaasuvana etenee lähteestä pohjoissuuntaan, jolloin päästöt eivät vaikuta lähteen eteläpuolisiin pitoisuuksiin. Pitoisuuksien aluejakaumissa esiintyy lähinnä alueellisesta tuulen suuntajakaumasta ja paikallisesta topografiasta johtuen kohonneiden pitoisuuksien kielekkeitä ja erillisiä suppeita, ympäristön arvoja korkeampien tai matalampien pitoisuuksien alueita. Lyhytaikaispitoisuuksien maksimi-alueiden ja -arvojen sijaintiin vaikuttaa varsinkin tuulen pysyvyys pitkällä tarkastelujaksolla tietyssä ilmansuunnassa.

Päästölähteiden välittömään läheisyyteen muodostuu usein ns. katvealue, jolla pitoisuudet ovat minimissään ja kasvavat lyhyellä etäisyydellä nopeasti. Tällaisten aivan päästölähteen ympärille muodostuvien, muita arvoja matalampien pitoisuuksien alueiden laajuuteen vaikuttavat piipun korkeuden lisäksi poistokaasujen nousunopeus piipussa sekä ulkolämpötilan ja poistokaasujen lämpötilan välinen ero, jotka antavat päästöille nousulisää leviämisen alkuvaiheessa.

## 4 ILMANLAADUN RAJA- JA OHJEARVOT

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

Raja-arvot ovat ohjearvoja sitovampia ja ne määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvot ovat samat kaikissa EU-maissa. Terveysvaikutusperusteisesti annetut raja-arvot eivät saa ylittyä alueilla, joilla asuu ja oleskelee ihmisiä ja joilla 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 ylittymisestä on tiedotettava väestöä ja ryhdyttävä toimiin ilmanlaadun parantamiseksi ja raja-arvon ylitysten estämiseksi. Kyseeseen saattaa tällöin tulla esimerkiksi liikenteen päästöihin vaikuttaminen liikennettä rajoittamalla.

Taulukossa 1 on esitetty maassamme nykyisin voimassa olevat typpidioksidipitoisuuden ohjearvot (*Vnp 480/96*). Ilman typpidioksidipitoisuuden vuorokausikeskiarvo voi ohjearvomäärittelyjen mukaan ylittää yhden kerran kuukaudessa taulukossa 1 esitetyn vuorokausiohjearvon. Typpidioksidipitoisuuden tuntikeskiarvoista voi yksi prosentti kuukauden jaksolla olla suurempia kuin taulukon tuntiohjearvo. Hiilimonoksidipitoisuuden ohjearvoihin ei sisälly ylitysmahdollisuutta. Ohjearvomäärittelyjen mukaan ohjearvoihin verrattavat pitoisuudet ilmoitetaan lämpötilassa 20 °C.

Taulukko 1. Ulkoilman typpidioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuuksien ohjearvot (*Vnp 480/96*).

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi	70	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
	150	kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
Hiilimonoksidi	20 000	tuntiarvo
	8 000	tuntiarvojen liukuva 8 tunnin keskiarvo

Valtioneuvoston asetuksessa 9.8.2001 (*Vna 711/2001*) annetut EU:n ilmanlaadun ensimmäisen tytärdirektiivin (*1999/30/EY*) mukaiset typpidioksidia koskevat raja-arvot on esitetty taulukossa 2. Typpidioksidille on annettu lisäksi varoituskynnys, joka on  $400 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kolmen peräkkäisen tunnin aikana mitattuna. Varoituskynnyksen ylittymisestä on tiedotettava väestöä. Annetuilla raja-arvoilla pyritään välttämään ja ehkäisemään ihmisten terveydelle haitalliset ilmanlaatuvaikutukset tai vähentämään niitä.

Taulukko 2. Ulkoilman typpidioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuuksien raja-arvot (*Vna 711/2001*).

Ilman epäpuhtaus	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) (293 K, 101,3 kPa)	Sallitut ylitykset kalenteri- vuodessa
Ihmisten terveyden suojelemiseksi annetut raja-arvot:			
Typpidioksidi	1 tunti	200	18 krt/vuosi
	kalenterivuosi	40	–
Hiilimonoksidi	8 tuntia	10 000	–

## 5 TULOKSET

### 5.1 Typpidioksidin pitoisuudet

Leviämislaskelmien tuloksena saadut Turun toriparkin päästöjen aiheuttamat tutkimusalueen suurimmat ulkoilman typpidioksidipitoisuudet on koottu taulukkoon 3. Taulukossa esitetään pitoisuudet maanpintatasossa, kolmen lähiympäristön asuinrakennuksen julkisivuilla ja pysäköintilaitoksen raittiin ilman sisäänottokohdilla. Taulukon 3 arvot ovat tutkimusalueen tiettyihin yksittäisiin laskentapisteisiin saatuja kolmen vuoden mittaisen tarkastelujakson suurimpia pitoisuuksien arvoja. On huomattava, että suurimman osan ajasta pitoisuuksien vuorokausi- ja tuntiarvot ovat näissäkin laskentapisteissä selvästi pienempiä kuin korkeimmat arvot. Lisäksi suurimmassa osassa tutkimusaluetta pitoisuudet ovat jatkuvasti merkittävästi pienempiä kuin niissä kohteissa, joissa taulukossa 3 esitetyt maksimiarvot esiintyvät.

Typpidioksidipitoisuuden korkeimmaksi vuosikeskiarvoksi muodostui maanpintatasossa  $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , rakennusten julkisivuilla korkeimmillaan  $0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja raittiin ilman sisäänottoaukoilla  $0,006 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Typpidioksidipitoisuuden korkeimmaksi tuntiohjearvoon verrannolliseksi pitoisuudeksi muodostui maanpintatasossa  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  sekä rakennusten julkisivuilla ja raittiin ilman sisäänottoaukoilla korkeimmillaan  $0,3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Typpidioksidipitoisuuksien alueellinen jakaantuminen maanpintatasossa on esitetty liitekuvassa 3-5.

Taulukko 3. Leviämismallilla lasketut Turun toriparkin ilmastonin päästöjen aiheuttamat ulkoilman typidioksidipitoisuuksien (NO<sub>2</sub>) suurimmat arvot.

	Ohje-/raja-arvo µg/m <sup>3</sup>	NO <sub>2</sub> pitoisuus (µg/m <sup>3</sup> )						
		Maanpin- nan taso	Julkisivu Kauppia- katu	Julkisivu Eerikinkatu	Julkisivu Aurakatu	Raittiin ilman sisäänotto Kauppia- katu	Raittiin ilman sisäänotto Eerikin- katu	Raittiin ilman sisäänotto Aura- katu
Vuosikeskiarvo	40*	0,02	0,007	0,01	0,008	0,006	0,006	0,006
Korkein vuorokausikeskiarvo		0,5	0,1	0,1	0,1	0,1	0,04	0,09
2. korkein vuorokausikeskiarvo	70**	0,5	0,1	0,1	0,08	0,08	0,03	0,08
Korkein tuntikeskiarvo		2,1	0,7	1,1	0,9	0,4	0,1	0,4
Kork. tuntiarvojen 99 %:n rajapit.	150**	1,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,08	0,2
19. korkein tuntikeskiarvo	200*	1,0	0,2	0,2	0,3	0,2	0,08	0,2

\*) terveysvaikutusperusteinen raja-arvo

\*\*) terveysvaikutusperusteinen ohje-arvo

## 5.2 Hiilimonoksidin pitoisuudet

Hiilimonoksidipitoisuuden korkeimmaksi yhden tunnin keskiarvopitoisuudeksi muodostui maanpintatasossa 427 µg/m<sup>3</sup>, rakennusten julkisivuilla korkeimmillaan 181 µg/m<sup>3</sup> ja raittiin ilman sisäänottoaukoilla 81 µg/m<sup>3</sup>. Korkeimmaksi 8 tunnin keskiarvopitoisuudeksi muodostui maanpintatasossa 215 µg/m<sup>3</sup>, rakennusten julkisivuilla korkeimmillaan 81 µg/m<sup>3</sup> ja raittiin ilman sisäänottoaukoilla 45 µg/m<sup>3</sup>. Hiilimonoksidipitoisuuksien alueellinen jakaantuminen maanpintatasossa on esitetty liitekuvista 6-7.



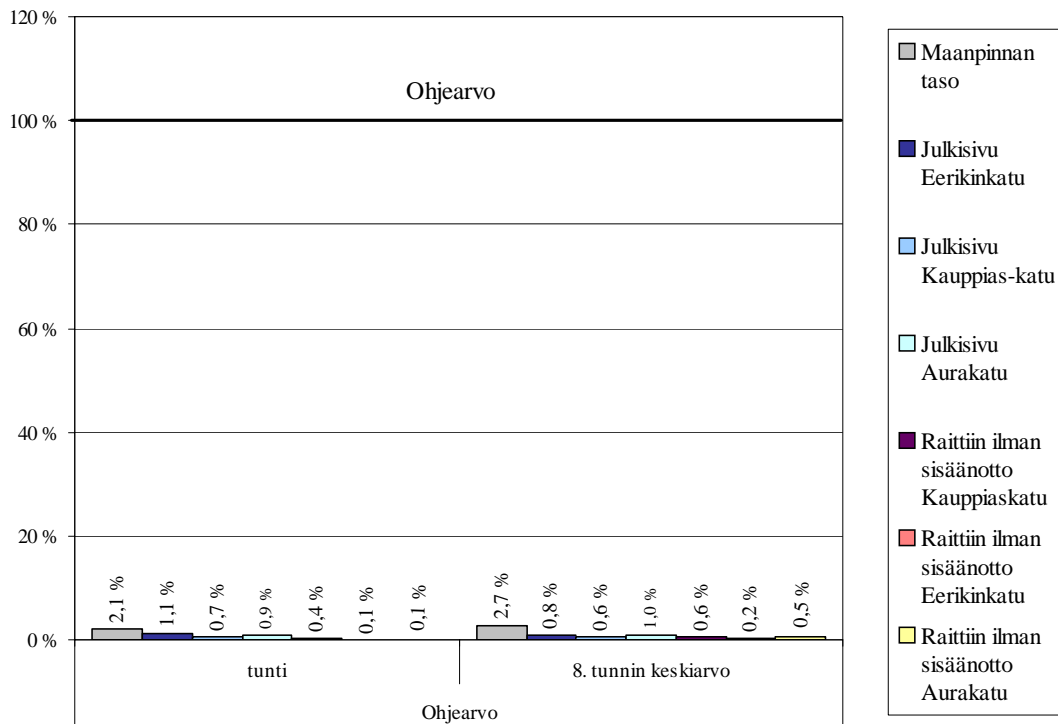
Taulukko 4. Leviämismallilla lasketut Turun toriparkin ilmastonin päästöjen aiheuttamat ulkoilman hiilimonoksidipitoisuuksien (CO) suurimmat arvot.

	Ohjearvo µg/m <sup>3</sup>	CO pitoisuus (µg/m <sup>3</sup> )						
		Maanpin- nan taso	Julkisivu Kauppia- katu	Julkisivu Eerikinkatu	Julkisivu Aurakatu	Raittiin ilman sisäänotto Kauppia- katu	Raittiin ilman sisäänotto Eerikin- katu	Raittiin ilman sisäänotto Aura- katu
Vuosikeskiarvo		5,0	1,4	2,6	1,7	1,2	1,2	1,1
Korkein vuorokausikeskiarvo		95	20	24	28	20	7	18
Korkein tuntikeskiarvo	20000**	427	135	213	181	81	26	20
Tuntiarvojen liukuva 8 tunnin keskiarvo	8000**	215	52	66	81	45	14	39

\*\* ) terveysvaikutusperusteinen ohjearvo

## 5 TULOSTEN ARVIOINTI JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksessa arvioitiin leviämismallilaskelmin Turun torille suunnitellun maanalaisen pysäköintilaitoksen ilmastonin pakokaasupäästöjen aiheuttamia ilmanlaatuvaikutuksia torilla ja sen lähiympäristössä. Kuvassa 2 on esitetty maanpintatasoon, lähirakennusten julkisivuille ja pysäköintilaitoksen raittiin ilman sisäänottokohdille muodostuneet korkeimmat hiilimonoksidipitoisuudet suhteessa (%) ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.



Kuva 2. Turun toriparkin ilmastoinnin päästöjen aiheuttamat korkeimmat hiilimonoksidipitoisuudet suhteessa (%) ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin.

Leviämismallilaskelmien tulosten mukaan tutkimuksessa tarkastelluilla päästöillä Turun torin ympäristöön muodostuisi maanpintatasoon ja lähirakennusten julkisivuille typpi-dioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuuksia, jotka korkeimmillaankin alittavat erittäin selvästi maassamme voimassa olevat terveysvaikutusperusteiset ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot. Pysäköintihallin ilmastoinnin päästöjen aiheuttamat korkeimmat typpidioksidipitoisuudet olisivat tehtyjen laskelmien mukaan alle 1 % voimassa olevista ohje- ja raja-arvoista. Suurimmat mallilaskelmin saadut hiilimonoksidipitoisuuden tuntikeskiarvot olisivat maanpintatasossa alle 3 % ohjearvoista ja lähimpien rakennusten julkisivuilla ja pysäköintilaitoksen raittiin ilmanottokohdilla alle 1 % ohjearvoista.

Turun toria ympäröivien rakennusten julkisivuille ja pysäköintilaitoksen raittiin ilman sisäänottoaukoille muodostuneet typpidioksidi- ja hiilimonoksidipitoisuudet ovat maanpintatasoon muodostuvia pitoisuuksia pienempiä. Mallilaskelmien tulosten perusteella voidaan arvioida, että Turun toriparkin ilmastoinnin pakokaasupäästöjen aiheuttamat ilmanlaatuvaikutukset jäisivät torin lähiympäristössä maanpinnan tasossa lähira-

kennusten julkisivuilla ja pysäköintilaitoksen raittiin ilman ottokohdilla vähäisiksi, eivätkä aiheuttaisi terveydellistä haittaa.

## VIITELUETTELO

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

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

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

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

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

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

JANSSEN, L.H.J.M, van WAKEREN, J.H.A, van DUUREN, H. & ELSHOUT, A.J., 1998. A classification of NO oxidation rates in power plant plumes based on atmospheric conditions. *Atmos. Environ.* 22:1, s. 43-53.

KARPPINEN, A., JOFFRE, S & VAAJAMA, P., 1997. Boundary layer parametrization for Finnish regulatory dispersion models. *Int. J. Environ. Pollut.*, Vol. 8, Nos. 3 - 6, p. 557 - 564.

KARPPINEN, A., JOFFRE, S. M., KUKKONEN, J., 2000. The refinement of a meteorological preprocessor for urban environment. *International Journal of Environment and Pollution* 14, s. 565–572.

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

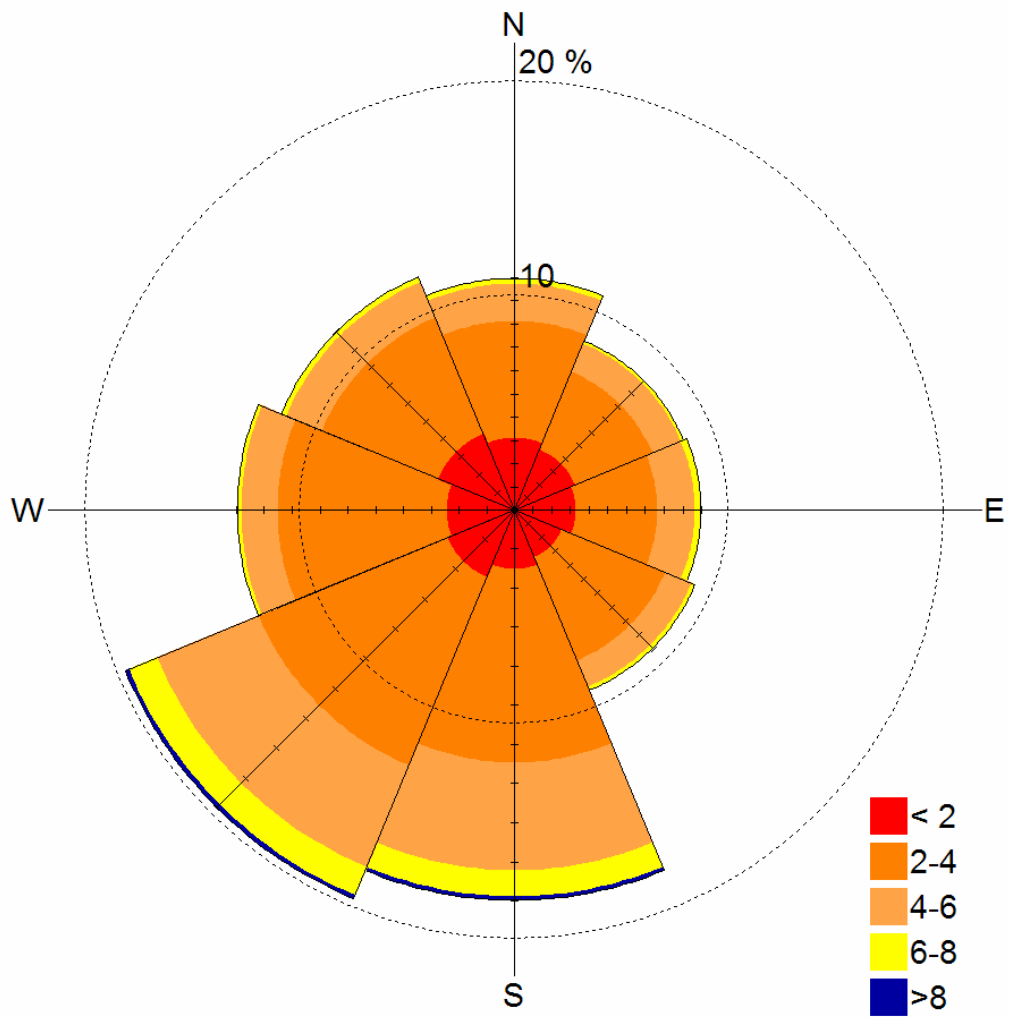
Vnp 480/96. Valtioneuvoston päätös ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoite-arvosta.

Vna 711/2001. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta.

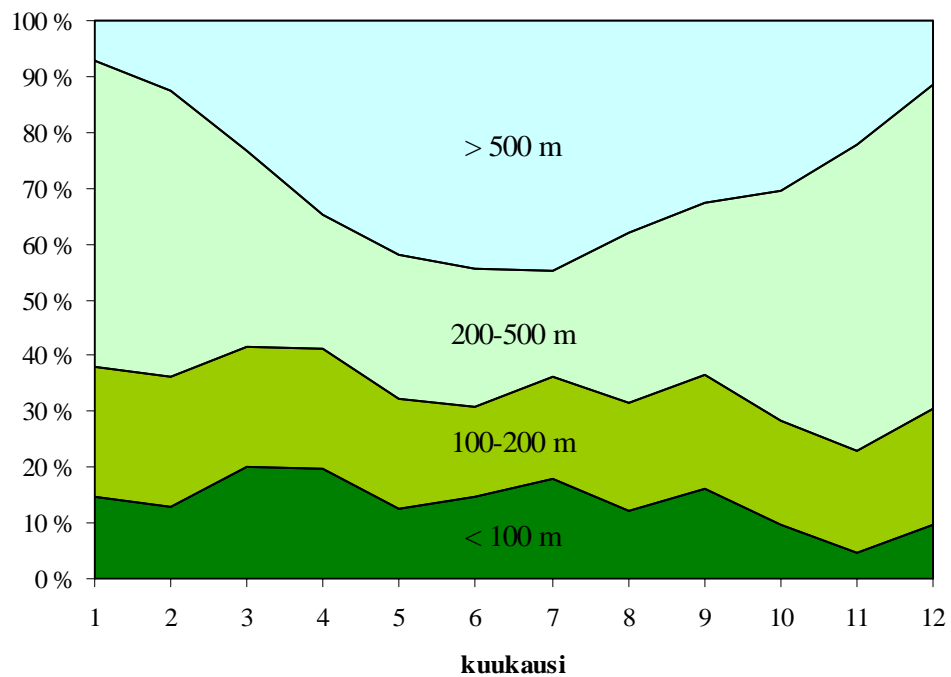
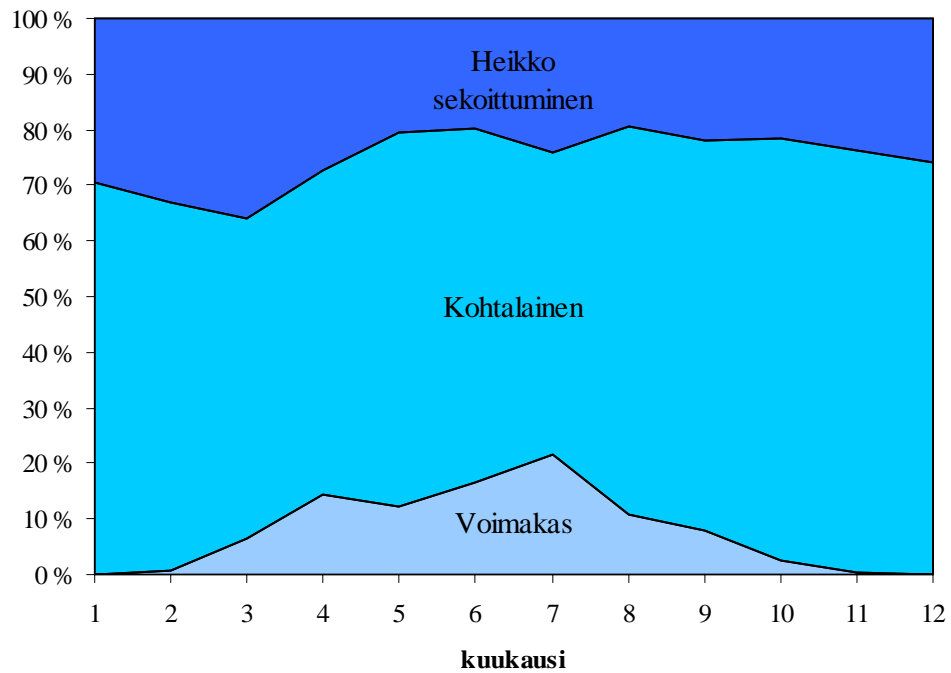
WRATT, D.S., 1987. An experimental investigation of some methods of estimating turbulence parameters for use in dispersion models. *Atmos. Environ.* 21:12, s. 2599–2608.

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

## **LIITEKUVAT**



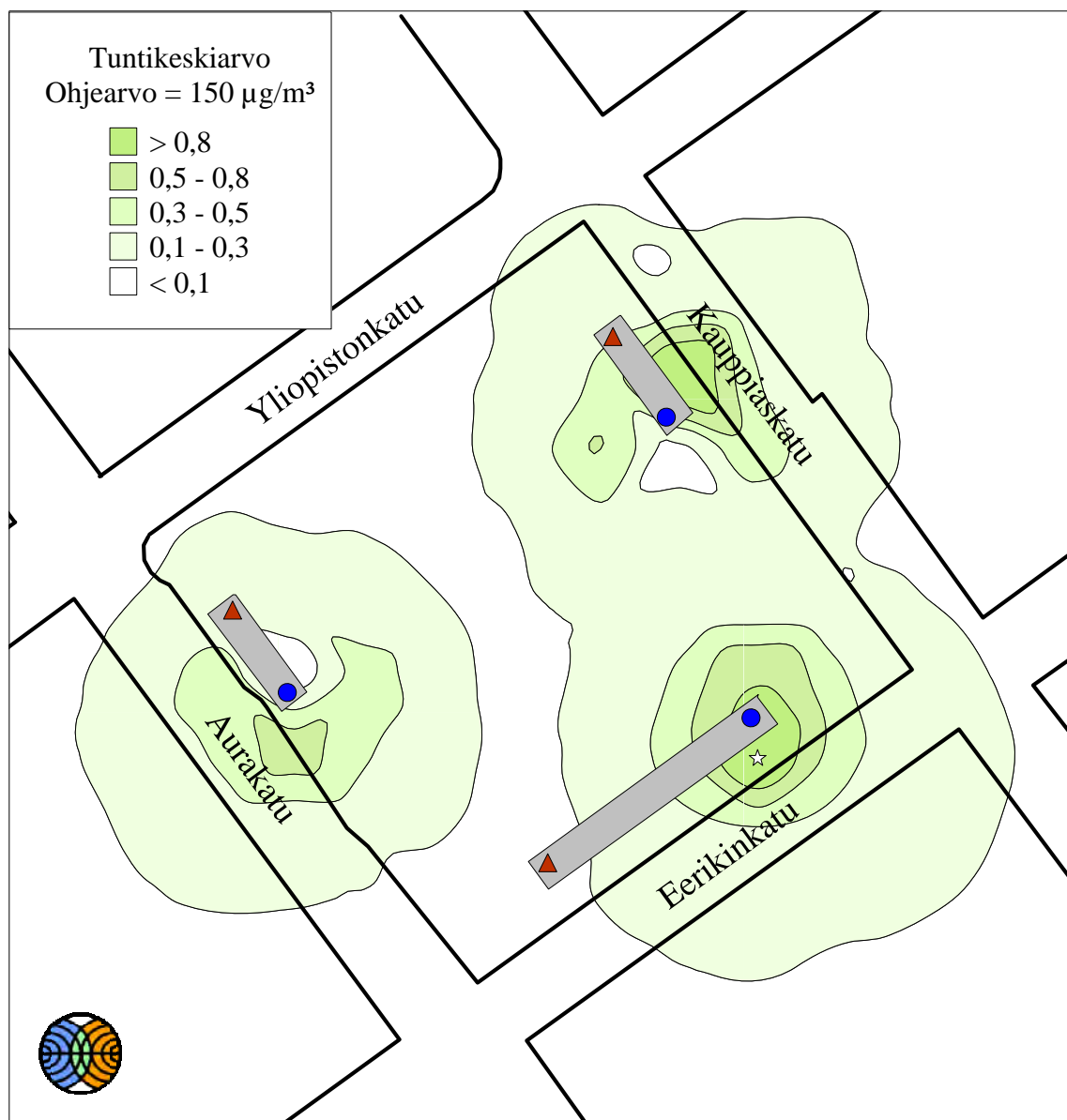
Kuva 1. Tuulen suunta- ja nopeusjakauma Turun seudulla vuosina 2003–2005.



Kuva 2. Sekoitusvoimakkuuden (ylempi kuva) ja sekoituskorkeuden (alempi kuva) esiintymistäajuus kuukausittain Turun seudulla vuosina 2003–2005.

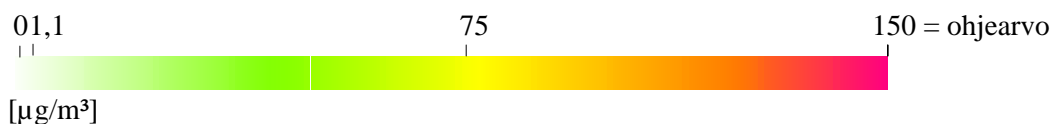


# TURUN TORIPARKKI



Ilmatieteenlaitos 2007

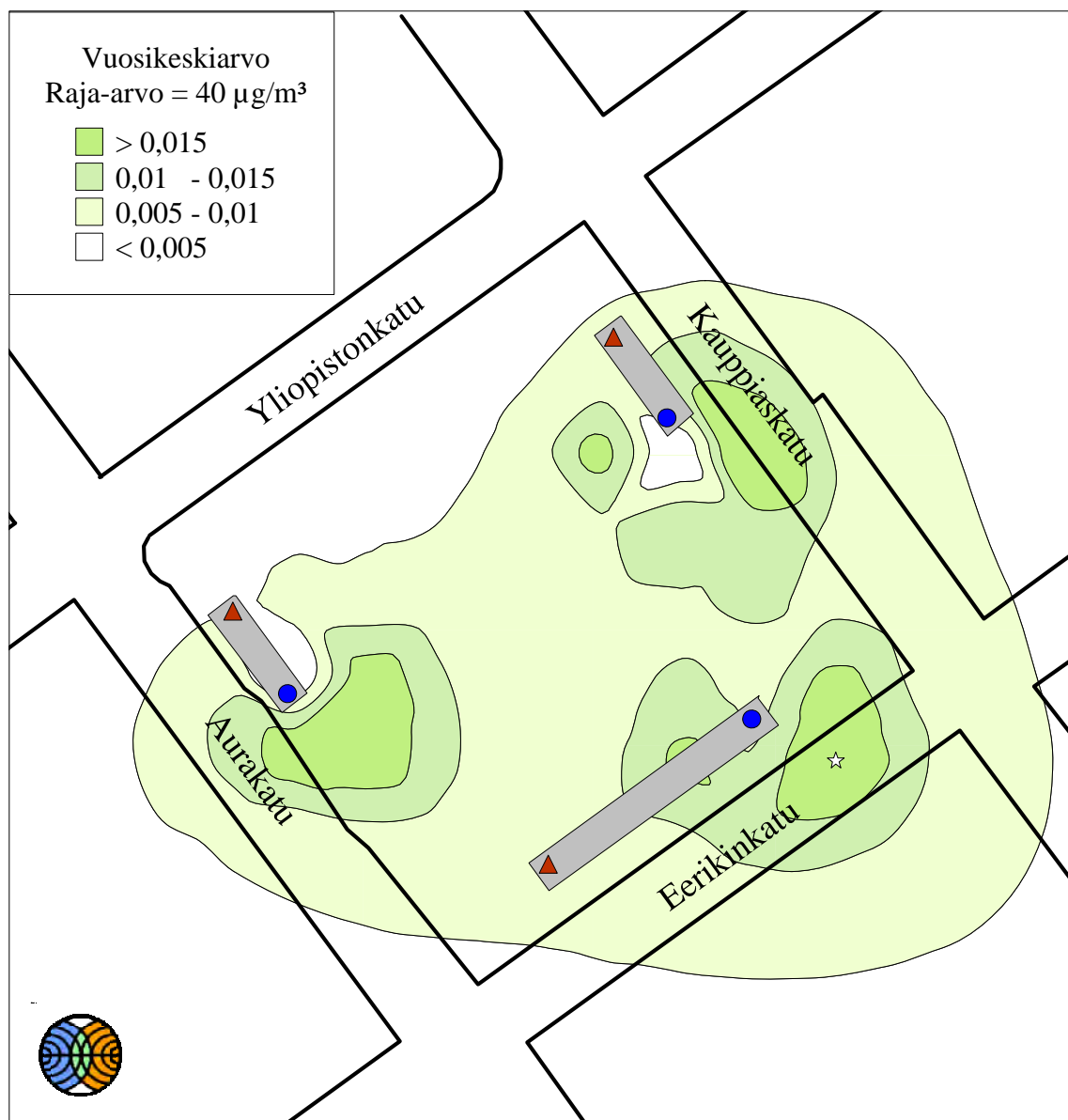
- ☆ = maksimi = 1,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- = poistoilma-aukko
- ▲ = raittiin ilman sisäänottoaukko



Kuva 3. Turun toriparkin ilmastoinnin päästöjen aiheuttama typpidioksidin korkein tuntiohjearvoon verrannollinen pitoisuus( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



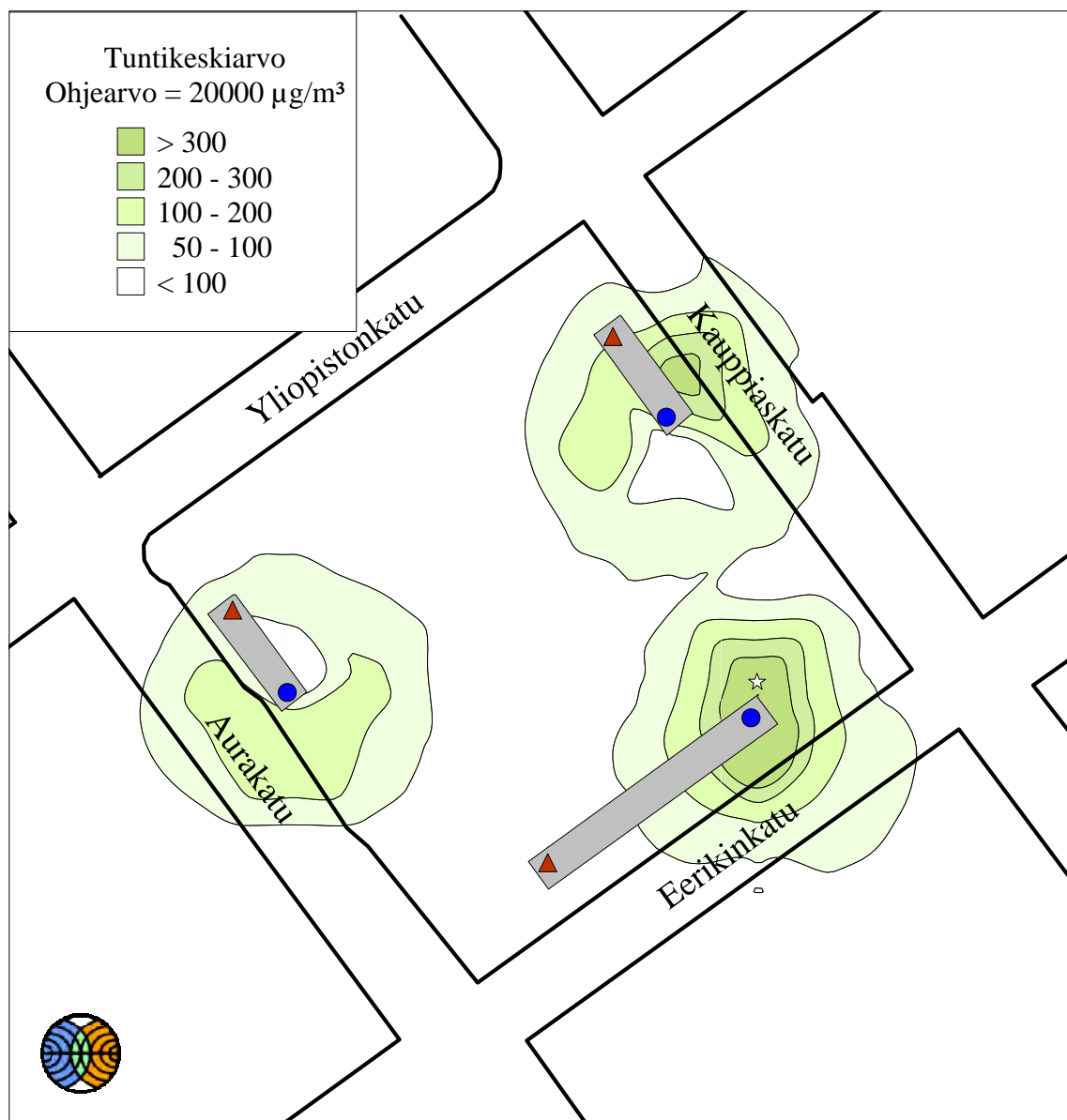
# TURUN TORIPARKKI



Ilmatieteenlaitos 2007

Kuva 5. Turun toriparkin ilmastoinnin päästöjen aiheuttama typpidioksidipitoisuuden korkein vuosikeskiarvo (µg/m<sup>3</sup>).

# TURUN TORIPARKKI



Ilmatieteenlaitos 2007

Kuva 6. Turun toriparkin ilmastoinnin päästöjen aiheuttama hiilimonoksidipitoisuuden korkein tuntikeskiarvo ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).



Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut

PL 503

00101 HELSINKI

puh. (09) 19291

[ilmanlaatupalvelut@fmi.fi](mailto:ilmanlaatupalvelut@fmi.fi)

Air quality expert services

P.O.Box 503

FIN-000101 HELSINKI

tel. +358 9 19291

[airquality.services@fmi.fi](mailto:airquality.services@fmi.fi)

[www.fmi.fi](http://www.fmi.fi)



ILMATIETEEN LAITOS  
FINNISH METEOROLOGICAL INSTITUTE