



HELSINGIN YLEISKAAVA

Kaupunkibulevardien ilmanlaatuselvitys

Konsulttityö: Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatu ja energia - Asiantuntijapalvelut



Helsingin kaupunki
Kaupunkisuunnitteluvirasto

Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston
yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2014:29

HELSINGIN YLEISKAAVA

Kaupunkibulevardien ilmanlaatuselvitys

© Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto 2014

Konsulttityö: Ilmatieteen laitos, Ilmanlaatu ja energia - Asiantuntijapalvelut

Kannen graafinen suunnittelu: Tsto

Kannen kuva: Helsingin kaupunkimittausosasto

KAUPUNKIBULEVARDIEN ILMANLAATUSELVITYS

**Jatta Salmi
Emmi Laukkanen
Antti Hellsten
Katja Lovén**

**ILMATIETEEN LAITOS – ASiantuntijapalvelut
ILMANLAATU JA ENERGIA
Helsinki 5.11.2014**

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ	3
OSA I	5
1 JOHDANTO	5
2 KAUPUNKIBULEVARDIEN MÄÄRITTELYJÄ	7
2.1 Kaupunkibulevardit	7
2.2 Katukuilut	8
2.3 Tarkasteluvaihtoehdot	9
3 ILMANLAADUN HUOMIOIMINEN KAUPUNKISUUNNITTELUSSA.....	11
3.1 Kaupunkisuunnittelun ilmanlaatuviyöhykkeet	11
3.2 Meneillään olevat tutkimukset ja hankkeet.....	12
4 KAUPUNKIBULEVARDIEN RAKENTAMISEN REUNA EHDOT	13
4.1 Lainsäädännön reunaehdot.....	13
4.2 Kaupunkibulevardien leveys ja rakennusten korkeus	14
4.3 Liikennemäärät, ajonopeudet ja liikenteen sujuvuus.....	15
4.4 Raittiin ilman sisäänotto ja suodatustekniikat.....	17
4.5 Esimerkkibulevardien toteuttamisvaihtoehtojen arviointi	18
5 YHTEENVETO JA SUOSITUKSET	21
OSA II	24
6 TAUSTATietoA ILMAN EPÄPUHTAUKSISTA.....	24
6.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät	24
6.2 Typpidioksidi	25
6.3 Hiukkaset	26
6.4 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset	29
7 ILMANLAATUUN LIITTYVÄ LAINSÄÄDÄNTÖ	31
7.1 Ulkoilmaan liittyvä lainsäädäntö	31
7.2 Sisäilmaan liittyvä lainsäädäntö	32
8 ILMANLAADUN ARVIOINTIMENETELMÄT	34
8.1 Ilmanlaadun mittaukset	34
8.2 Leviämismallilaskelmat.....	37
9 PITOISUUSTASOT HELSINGISSÄ	40
9.1 Pitoisuudet kaupunkialueella.....	40
9.2 Pitoisuudet avointen väylien varsilla.....	43
9.3 Pitoisuudet katukuiluissa	44
9.4 Typpidioksidin raja-arvon ylittyminen Helsingissä.....	51
10 LIIKENNEMÄÄRIEN KEHITYS HELSINGISSÄ	52

11	LIIKENTEEN PÄÄSTÖIHIN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT	55
11.1	Ajoneuvojen päästönormit ja todelliset päästöt	55
11.2	Ajoneuvotyyppin vaikutus päästöihin.....	58
11.3	Ajonopeuden vaikutus päästöihin.....	60
11.4	Nastarenkaiden käytön vaikutukset.....	61
12	ILMANLAATUVAIKUTUSTEN VÄHENTÄMISTOIMIA	63
12.1	Bussi- ja jäteautoliikennettä koskeva ympäristövyöhyke.....	63
12.2	Ruuhkamaksujen vaikutukset.....	64
12.3	Helsingin kaupungin pysäköintipolitiikan vaikutukset.....	65
12.4	Katukuilun mittasuhteiden vaikutus ilmanlaatuun.....	66
12.5	Rakennusten sijoittelun ja rakennusten muodon vaikutus ilmanlaatuun.....	67
12.6	Rakennusmateriaalien vaikutus ilmanlaatuun	69
12.7	Kasvillisuuden vaikutus ilmanlaatuun	70
13	EPÄPUHTAUKSIEN KULKEUTUMINEN SISÄILMAAN.....	71
13.1	Ilmanvaihtosuodattimien luokitus.....	73
13.2	Nykyaikainen rakennus – koneellinen tulo ja poistoilmanvaihto	73
13.3	Tyypillinen rakennus – koneellinen poistoilmanvaihto.....	75
13.4	Vanhemmat rakennukset – ei koneellista ilmanvaihtoa	75
	VIITELUETTELO	77
	LIITE 1: Kaupunkibulevardeihin liittyvät selvitykset ja julkaisut.....	82

TIIVISTELMÄ

Tässä kirjallisuusselvityksenä tehdyssä asiantuntijatyössä on tarkasteltu mahdollisimman laajasti Helsingin yleiskaavatyöhön liittyviä ilmanlaatutekijöitä ja reunaehdoja. Työssä on arvioitu suunnitteilla olevien kaupunkibulevardien toteuttamismahdollisuuksia ilmanlaatukriteerit huomioon ottaen. Työssä esitetyt arviot on tehty nykytietoon perustuen, eikä selvityksessä esitetä arvioita erilaisista tulevaisuuden skenaarioista (esim. päästöjen tai ajoneuvotekniikan kehittyminen) ja niiden toteutumisen todennäköisyydestä, vaikka kaupunkibulevardien mahdollinen toteutusaikataulu onkin hyvin pitkän ajan päässä tulevaisuudessa.

Uudessa yleiskaavaluonnoksessa nykyiset moottoritiemäiset kaupungin sisääntuloväylät on suunniteltu muutettavaksi kaupunkibulevardeiksi Kehä I:n sisäpuolella, yhteensä noin 30 kilometrin matkalla. Kaupunkibulevardilla tarkoitetaan tässä työssä sellaisia katuja, joilla on useita kaistoja, joista kullekin kulkumuodolle on varattu omat kaistansa. Bulevardien lähimmät rakennukset on rakennettu katulinjaan kiinni, jolloin väylistä muodostuu ilmanlaadun kannalta katukuiluja. Kaupunkibulevardit voivat olla leveitä, mutta niiden varrella olevat rakennukset ovat liikenteen päästöjen vapaan leviämisen esteenä. Suunnitelmien mukaan katujen ajonopeudet olisivat nykyisiä sisääntuloväyliä matalampia, liikenne kulkisi yhdessä tasossa eikä eritasoliittymiä olisi.

Kaupunkibulevardeilla on arvioitu olevan myönteisiä vaikutuksia maankäytön tiivistämisen, matkojen lyhenemisen ja joukkoliikenteen lisääntyneen käytön myötä. Kuitenkin kaupunkibulevardien välityskyky olisi alhaisempi, mikä aiheuttaisi mm. ruuhkautumista ja lisäisi ilmanlaatuun liittyviä ongelmia. Autoliikenteen määrä kaupunkibulevardeilla tulisi olemaan merkittävä. Bulevardien ruuhkautuminen siirtäisi liikennettä myös alemmalle katuverkolle, jolloin vaikutukset liikenteen sujuvuuteen ja ilmanlaatuun kohdistuisivat paljon laajemmalle alueelle kuin vain bulevardien varsille.

Ilmanlaadun kannalta kaupunkisuunnittelun tärkeimmät reunaehdot on määritelty lainsäädännössä. Ulkoilmalle asetetut terveysperusteiset raja- ja ohjearvot eivät saa ylittyä alueilla, joissa asuu tai oleskelee ihmisiä. Raja-arvot eivät saa ylittyä bulevardityyppisillä kaduilla, jonne on suunniteltu jalkakäytäviä ja pyöräteitä. Uusimpien tutkimustulosten mukaan hiukkaspitoisuuksille ei ole olemassa haitatonta pitoisuustasoa. Haitallisia terveysvaikutuksia voi syntyä jo pitoisuustasoilla, jotka ovat alle lainsäädännön määräämän raja-arvotason. Ohjearvot tulee huomioida maankäytön ja liikenteen suunnittelussa. Ohjearvojen avulla pyritään ennakolta luomaan terveellistä, turvallista ja viihtyisää asumisympäristöä.

Nykyliikenteen päästöillä kaikilla suunnitelluilla kaupunkibulevardeilla on olemassa riski tyypidioksidipitoisuuden (NO_2) vuosiraja-arvon ylittymiselle. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuorokausipitoisuuden raja-arvo voi myös ylittyä, mikäli katupölyn torjuntaan ei kiinnitetä jatkuvasti huomiota. Tiivis kaupunkirakenne ja erityisesti katukuilumaiset korttelirakenteet heikentävät tuulettuvuutta ja liikennemäärän kasvaessa katupölypäästö kasvaa. Kaupunkibulevardit laajentavat siten katujen kunnossapidon tarvetta Helsingissä. Kevään katupölyaikana myös pienhiukkaspitoisuudet voivat kohota merkittävästi.

Tyypidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittyy nykyisin Helsingissä katukuilumaisissa ympäristöissä. Raja-arvo voi ylittyä katukuiluissa jo varsin pienillä liikennemäärillä jos raskaan liikenteen määrä on suuri, ja siitäkin huolimatta, että katukuilu olisi hyvin leveä. Näin ollen selkeitä reunaehdoja ilmanlaatukriteerien täyttymiselle kaupunkibulevardien osalta on varsin vaikea määrittää.

Kaupunkibulevardien korttelirakenteilla ja rakennusten sijoittelulla ja korkeudella on merkittävä vaikutus ilmanlaadun kannalta. Suositeltavaa on suunnitella hyvin tuulettuvia, monimuotoisia korttelirakenteita, jotka lisäävät ilmanvaihtoa ja parantavat sekoittumisolosuhteita. Yhtenäistä katukuilurakennetta tulee välttää. Monimuotoiset korttelirakenteet ovat ilmanlaadun kannalta perinteisiä umpikortteleita parempia, koska ne takaavat paremmat päästöjen laimenemisolosuhteet. Samat korttelirakenteet eivät välttämättä toimi optimaalisesti ilmanlaadun ja meluntorjunnan kannalta. Tässä työssä on tarkasteltu korttelirakenteita ainoastaan ilmanlaadun näkökulmasta. Kaupunkibulevardien väylien tulee olla riittävän leveitä suhteessa rakennusten korkeuteen. Rakennusten korkeuden ja väylän leveyden suhde tulee olla alle 0,7. Puoliavoimissa katukuiluissa tuulettumisolosuhteet ovat huomattavasti paremmat kuin katukuiluissa, joita korkeat rakennukset reunustava kummaltakin puolelta.

Korttelirakenteiden lisäksi kaupunkibulevardien ilmanlaatuun vaikuttavat kadulla kulkeva liikennemäärä ja raskaan liikenteen määrä. Ilmanlaatukriteereiden täyttymisen edellytys on, että kokonaisliikennemäärät ovat mahdollisimman matalia. Typpidioksidin vuosiraja-arvon ylittyminen katukuilussa on todennäköistä, mikäli kadun liikennemäärä nykyisellä ajoneuvokannalla ylittää 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Myös raskaan liikenteen määrien pitäisi olla mahdollisimman matalia. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen katukuilussa on todennäköistä, mikäli kadun raskaan liikenteen määrä ylittää 2 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.

Kaupunkibulevardia ympäröivien rakennusten raittiin ilman sisäänotto tulisi rakentaa mahdollisimman korkealle ja kauaksi päästölähteestä, sillä autoliikenteen aiheuttamat pitoisuudet laimenevat ylöspäin mentäessä. Alimpiin kerroksiin on suositeltavaa sijoittaa liikehuoneistoja asuinhuoneistojen sijaan, jotta asukkaille aiheutuisi mahdollisimman vähän haittaa päästöistä. Raittiin ilman sisäänoton suodatusratkaisulla voidaan parantaa rakennusten sisäilmanlaatua.

Vaikka uudet tekniikat ja tiukemmat päästörajat vähentävät autoliikenteen päästöjä tulevaisuudessa, voidaan ilmanlaadun arvioida paranevan hitaasti. Viimeisen kymmenen vuoden aikana autoliikenteen päästöt ovat vähentyneet huomattavasti, mutta ilmanlaadun epäpuhtauspitoisuudet eivät ole kuitenkaan laskeneet samassa suhteessa, vaan ilmanlaatu on parantunut vain vähän. Liikennemäärien kasvu osaltaan lisää päästökuormitusta. Moottoritekniikoiden kehityksestä huolimatta ongelmia säilyvät edelleen pakokaasujen pienhiukkaset, tienpinnan kulumisen ja hiekoituksen aiheuttamat hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset sekä joissain tapauksissa edelleen typpidioksidi, jonka muodostumiseen vaikuttavat monet ilmakemialliset tekijät.

OSA I



Visio Tuusulan sisääntuloväylän muuttamisesta kaupunkibulevardiksi vuonna 2050. Kuva Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto/3D-Render.

1 JOHDANTO

Helsingissä on parhaillaan käynnissä uuden yleiskaavaluonnoksen valmistelu. Yleiskaavan suunnittelualueena on koko Helsinki, lukuun ottamatta Östersundomin aluetta, jonne laaditaan kolmen kunnan yhteistä yleiskaavaa. Vuoden 2015 aikana laaditaan uuden yleiskaavan kaavaehdotus ja yleiskaava on tarkoitus saada kaupunginhallituksen ja kaupunginvaltuuston käsittelyyn vuonna 2016. Helsingin kaupunkisuunnittelulautakunta on hyväksynyt Helsingin yleiskaavaluonnoksen laatimisen pohjaksi Vision 2050 (KSV, 2013 a). Tässä visiossa kantakaupungin laajentaminen on rajattu koskemaan ydinkeskustan tuntumassa olevia Kehä I:n sisäpuolisia alueita.

Uudessa yleiskaavassa yhtenä keskeisenä tarkastelukohteena on moottoritie- ja moottoritien ympäristön maankäytön kehittäminen. Suunnitelmien mukaan moottoritiet ja moottoritienmäiset kadut eivät jatkossa enää ulotu kantakaupungin sisään, vaan ne on muutettu kaupunkibulevardeiksi Kehä I:n sisäpuolella. Tyypillisellä kaupunkibulevardilla on useita kaistoja, joista kullekin kulkumuodolle on osoitettu omat kaistansa tai vyöhykkeensä. Näiden kaupunkibulevardien varteen on osoitettu merkittävästi uutta maankäyttöä ja bulevardien lähimmät rakennukset on rakennettu katulinjaan kiinni. Ajonopeuksia on laskettu verrattuna moottoritienmäisten katujen nopeuksiin.

Eritasoliittymät on poistettu ja kaikki liikenne kulkee vain yhdessä tasossa. Kaupunkibulevardit voivat olla osittain katettuja tai tunneloituja.

Väylien muuttamisella kaupunkibulevardeiksi on merkittäviä vaikutuksia liikkumiseen ja koko liikenneverkkoon. Liikennejärjestelmän kehittämisessä suositetaan voimakkaasti joukkoliikennettä ja pyritään autoriippuvaisen yhdyskuntarakenteen vähentymiseen. Tästä huolimatta tulee kaupunkibulevardeilla yhä liikkumaan merkittäviä automääriä, koska liikennemäärien on koko pääkaupunkiseudulla ennustettu kasvavan nykyisestä asukasmäärän kasvaessa. Kaupunkibulevardien aiheuttamien maankäyttömuutosten liikenteellisiä vaikutuksia on tarkasteltu Strafrican tekemässä raportissa (*Pesonen, ym. 2013*). Kaupunkibulevardien katukuilumaisuus, asutuksen rakentaminen aivan väylän tuntumaan, liikenteen kasvu bulevardien rinnakkaiskaduilla ja muutokset liikenteen sujuvuudessa bulevardeilla aiheuttavat merkittäviä vaikutuksia ilmanlaatuun ja meluun bulevardeilla ja niiden lähialueilla.

Tässä asiantuntijatyössä arvioidaan, millaisia ilmanlaatuvaikutuksia kaupunkibulevardien rakentamisella tulee olemaan ja mitkä ovat tärkeimmät ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät, jotka tulisi huomioida yleiskaavan suunnittelutyössä ja jatkosuunnittelussa juuri tämän tyyppisessä kaupunkiympäristössä. Tutkimuksessa keskitytään erityisesti liikennemäärän ja ajoneuvotyyppin, ajonopeuden, väylän leveyden, rakennusten massoittelun ja talojen korkeuden vaikutukseen kaupunkibulevardien ilmanlaatuun sekä arvioidaan nykytilanteen ilmanlaatua Helsingin katukuilumaissa ympäristöissä. Lisäksi tarkastellaan mahdollisuuksia vaikuttaa erilaisin talotekniikan keinoin ihmisten altistumiseen ilmansaasteille rakennusten sisätiloissa.

Tämä tutkimus on tehty kirjallisuusselvityksenä, joka perustuu nykytilanteen tietämykseen ja tiedossa oleviin tulevaisuuden ratkaisuihin. Tutkimuksessa ei pohdita mahdollisia tulevaisuuden näkymiä (kuten esimerkiksi uuden ajoneuvotekniikan kehittymisen vaikutusta päästöihin) ja niiden toteutumisen todennäköisyyttä. Tutkimus on rajattu koskemaan vain kaupunkibulevardeja, joita ei kateta tai tunneloida. Kiinnostuksen kohteena ovat kaupunkiympäristöissä ongelmallisimmat tieliikenteen aiheuttamat ilmansaasteet typpidioksidi (NO_2), pienhiukkaset ($\text{PM}_{2.5}$), hengitettävät hiukkaset (PM_{10}) ja katupöly. Kirjallisuuskatsaus on jaettu kahteen osaan (osa I ja osa II), joista ensimmäisessä pyritään vastaamaan siihen kysymykseen, millaisilla reunaehdoilla kaupunkibulevardien rakentaminen olisi ilmanlaadun kriteerit huomioonottaen mahdollista nykytietämyksen valossa. Työssä on annettu myös suosituksia jatkoselvitystarpeista suunnittelun edetessä. Toisessa osassa on selitetty tarkemmin teoriaa, johon ensimmäisessä osassa tehdyt arviot perustuvat.

Selvityksen tilasi Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto ja asiantuntijatyön laatimisesta vastasi Ilmatieteen laitoksen Asiantuntijapalvelut -yksikkö yhteistyössä muiden asiantuntijoiden kanssa. Teknologian tutkimuskeskus VTT (Aimo Taipale ja Matti Lehtimäki) vastasi sisäilmaan liittyvän asiantuntija-arvion tekemisestä.

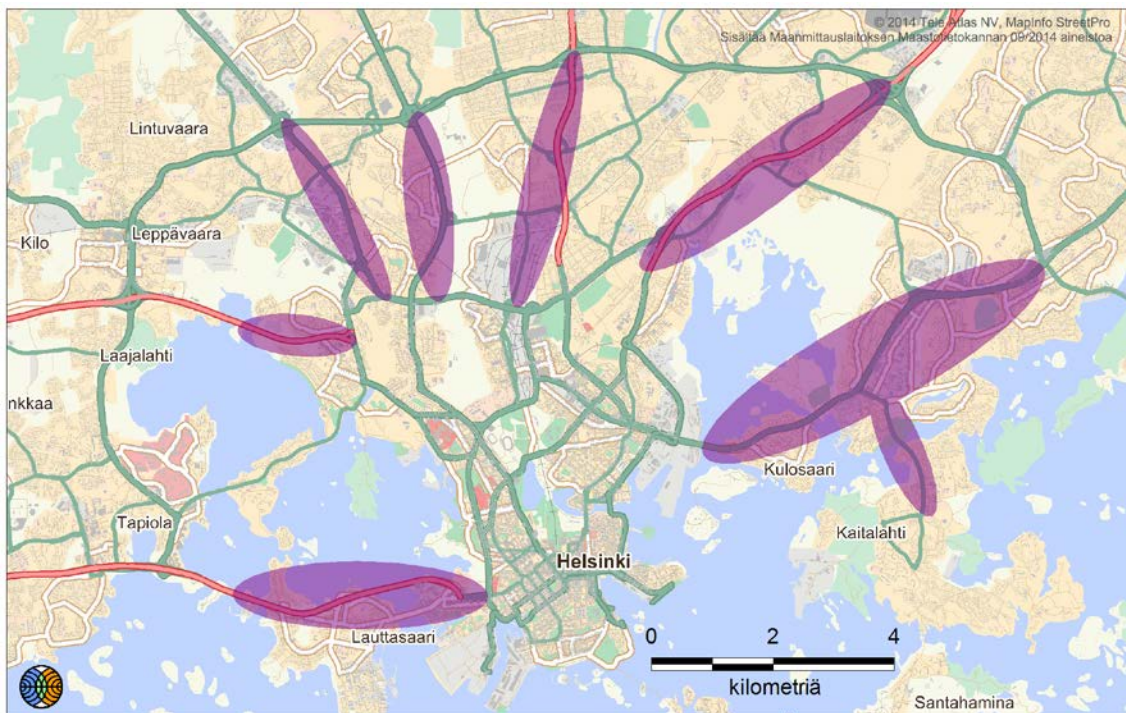
2 KAUPUNKIBULEVARDIEN MÄÄRITTELYJÄ

2.1 Kaupunkibulevardit

Käsite bulevardi tarkoittaa yleiskielessä kaupungissa olevaa, usein leveää puistokatua. Bulevardi-sana on viimeaikaisessa kaupunkipoliittisessa keskustelussa ja yleiskaava-luonnoksen pohjana olevassa Visio 2050:ssä saanut etuliitteen kaupunki-. Visio 2050:ssä moottoritiet ja moottoritiemäiset kadut eivät jatkossa enää ulotu Helsingin kantakaupungin sisään, vaan ne on kaikki muutettu kaupunkibulevardeiksi Kehä I:n sisäpuolella (KSV, 2013 a).

Käytännössä kaupunkibulevardeiksi muuttaminen koskisi kuvassa 1 esitettyjä suuria sisääntuloväyliä, eli Länsiväylää, Turunväylää, Vihdintietä, Hämeenlinnanväylää, Tuusulanväylää, Lahdenväylää, Itäväylää ja Laajasalontietä, yhteensä noin 30 kilometrin matkalta. Osaa näistä väylistä suunnitellaan osittain katettaviksi tai tunneloitaviksi. Kaupunkibulevardien varteen on suunnitelmissa osoitettu merkittävästi uutta maankäyttöä. Kaupunkibulevardien mahdollinen toteutusaikataulu olisi hyvin pitkän ajan päässä tulevaisuudessa.

Tyypillisesti kaupunkibulevardilla ajatellaan olevan useita kaistoja, joista kullekin kulkumuodolle on varattu omat kaistansa tai vyöhykkeensä. Bulevardilla on usein keskimmäisenä ajoradat, niiden reunoilla puurivi tai vihervyöhyke ja reunimmaisina jalkakäytävät ja pyörätiet. Kaupunkibulevardien joukkoliikennetkaisuksi on suunniteltu raideliikennettä. Kaupunkibulevardeilla ajonopeudet ovat matalampia (50 tai 60 km/h) kuin aiemmilla moottoritiemäisillä väylillä (80–100 km/h), eritasoliittymät on poistettu kokonaan ja kaikki liikenne kulkee vain yhdessä tasossa. Kaupunkibulevardeilla rakennukset rakennetaan suoraan kiinni katulinjaan.



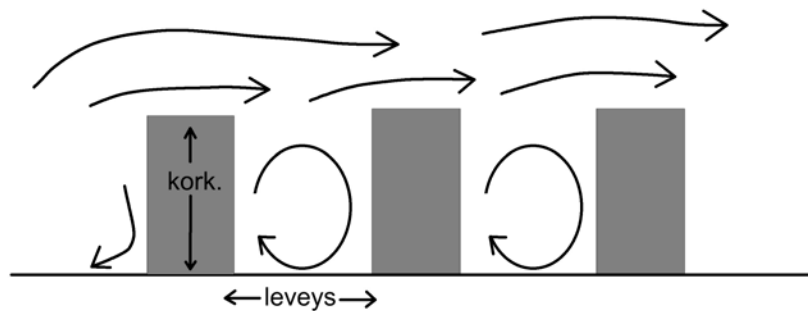
Kuva 1. Kaupunkibulevardeiksi muunnettavien sisääntuloväylien sijaintipaikat.

2.2 Katukuilut

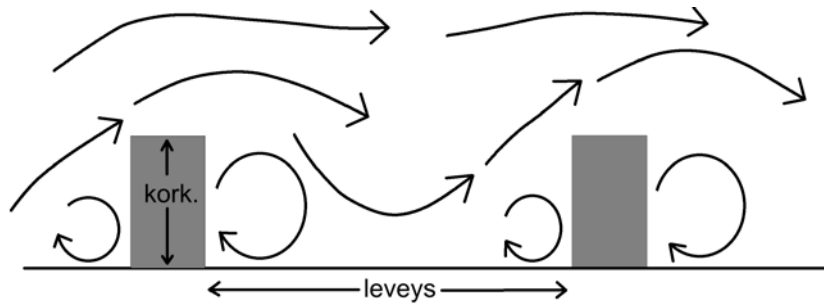
Vaikka kaupunkibulevardit ovat katuina hyvin leveitä, ne voivat olla ilmanlaadun kannalta ajateltuna katukuiluja. Katukuilu-termillä tarkoitetaan katuja, josta korkeat yhtenäiset rakennukset reunustavat molemmilta puolilta. Puoliavoimella katukuilulla tarkoitetaan katukuilurakennetta, joka on toiselta puoleltaan avoimempi, esimerkiksi matalien rakennusten vuoksi. Katukuilussa rakennukset estävät liikenteen päästöjen leviämistä, jolloin heikon sekoittumisen ja laimenemisen vuoksi ilman epäpuhtauksien pitoisuudet voivat kohota korkeiksi.

Katukuilun katsotaan olevan kapea, kun kadunvarren rakennusten korkeuden ja kadun leveyden suhde on suurempi kuin 0,7. Tällöin vähäisemmälläkin liikennemäärällä ja siten vähäisellä päästömäärällä ilman epäpuhtauksien pitoisuudet voivat kohota katukuilussa korkeiksi. Kapeaan katukuiluun syntyy ns. *skimming flow* -virtaustilanne, jossa tuuli puhaltaa ensisijaisesti talojen kattokorkeuden yläpuolella ja katukuiluun syntyy tuulipyörre (kuva 2). Pyörteen ja yläpuolisen tuulen välillä tapahtuva sekoittuminen jää niukaksi (Oke, 1988). Leveässä katukuilussa (korkeus/leveys -suhde $< 0,7$) ilman epäpuhtauksien pitoisuudet laimenevat paremmin, koska sekoittuminen katukuilun ja yläpuolisen ilman välillä on huomattavasti tehokkaampaa eikä pysyvää tuulipyörrettä pääse syntymään (kuva 3).

Tuulipyörre on yksi katukuiluympäristön perusominaisuuksista. Tuulipyörre kierrättää kadulla kulkevan liikenteen päästöjä sekä kadun ulkopuolelta tulevia päästöjä katukuilussa. Katukuilussa esiintyvien pyörteiden lukumäärä riippuu rakennusten ja muiden katukuilussa olevien esteiden, kuten puiden, korkeudesta ja muodosta. Suhteellisen lyhyissä katukuiluissa rakennusten kulmalle syntyvät pyörteet voivat estää katukuilun sisällä tapahtuvan tuulipyörteen syntymisen (Vardoulakis ym., 2003). Lyhyenä katukuiluna voidaan pitää katuja, jossa kadun pituuden ja rakennusten korkeuden suhde on noin 3 ja pitkänä katukuiluna katuja, jossa tämä suhde on noin 7.



Kuva 2. Kapeassa katukuilussa syntyy selvä tuulipyörre, ja pyörteen ja yläpuolisen tuulen välillä tapahtuva sekoittuminen jää niukaksi (ns. *skimming flow* -virtaustilanne).



Kuva 3. Leveässä katukuilussa sekoittumista tapahtuu katukuilun ja yläpuolisen ilman välillä enemmän kuin kapeassa katukuilussa.

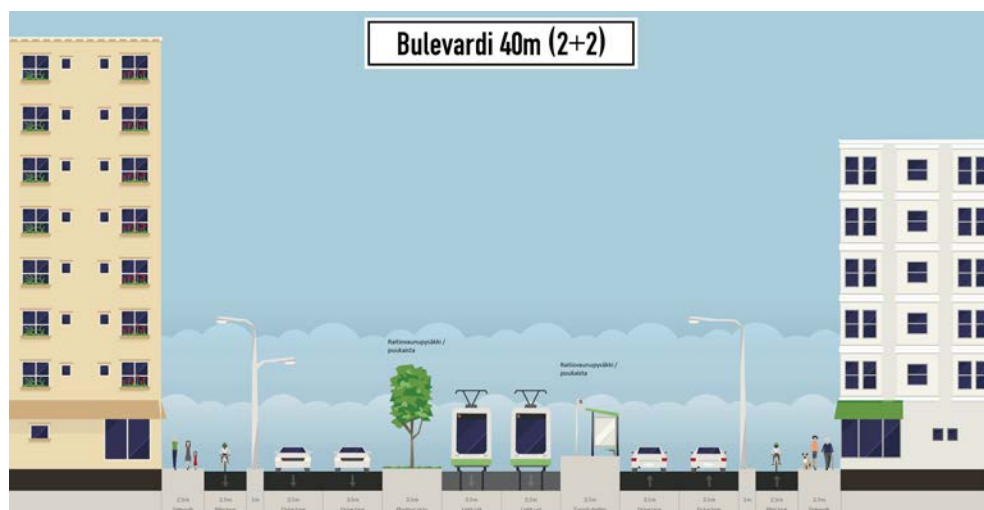
2.3 Tarkasteluvaihtoehdot

Tässä selvityksessä on tarkasteltavana kolme erilevyistä bulevardivaihtoehtoa, joiden leveydet ovat 40 m, 47 m ja 53 m (kuvat 4–6). Kahdessa kapeammassa bulevardivaihtoehdossa autoliikenteelle on varattu 2 kaistaa kumpaankin suuntaan (2 + 2 tai 2 + 2 + kääntymiskaistat) ja leveimmässä vaihtoehdossa 3 kaistaa kumpaankin suuntaan (3 + 3 + kääntymiskaistat). Bulevardia reunustavat rakennukset ovat yhtä korkeita kaikissa vaihtoehdoissa (28 ja 20 metriä bulevardin eri puolilla), mutta liikennemäärät ja ajonopeudet vaihtelevat. Taulukossa 1 on esitetty kaupunkibulevardien tarkasteluvaihtoehdot. Vaihtoehdot 2 ja 3 ovat muuten samanlaiset, mutta bulevardien suuntaus on eri ilmansuuntaan. Kaikki tarkasteltavat vaihtoehdot ovat leveitä katukuiluja, eli niiden korkeus/leveys -suhde on $< 0,7$.

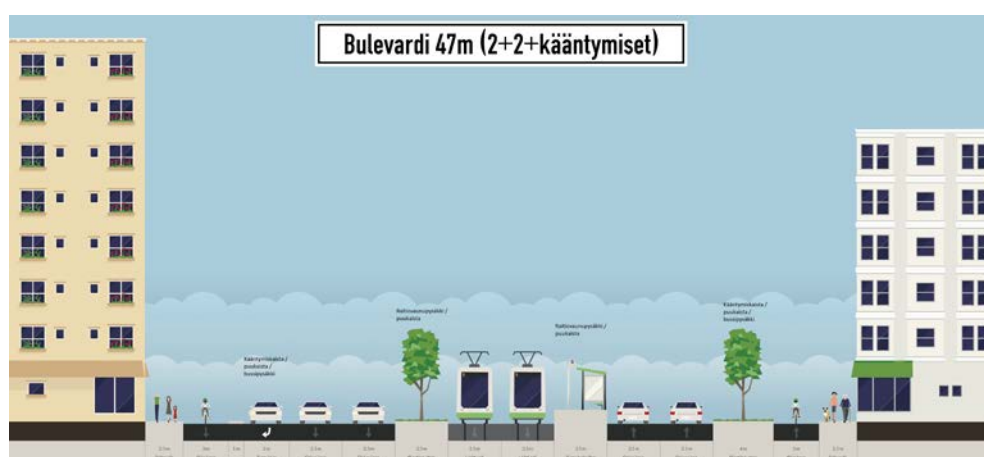
Taulukko 1. Kaupunkibulevardien tarkasteluvaihtoehdot.

	Liikennemäärä (ajon/vrk)	Raskaan liikenteen osuus (%)	Nopeus- rajoitus (km/h)	Väylän leveys (m)	Korkeus/ leveys -suhde *	Väylän suunta
Bulevardi 1	30 000/45 000	5	30/50/60	40	0,7	etelä–pohjoinen
Bulevardi 2	30 000/45 000	5	30/50/60	47	0,6	itä–länsi
Bulevardi 3	30 000/45 000	5	30/50/60	47	0,6	lounas–koillinen
Bulevardi 4	45 000/70 000	5	30/50/60	53	0,5	kaakko–luode

* korkeus/leveys -suhde laskettu 28 m korkean rakennuksen mukaan



Kuva 4. Bulevardi 1 on 40 metriä leveä ja siinä on varattu autoliikenteelle 2 kaistaa kumpaankin suuntaan. Raitiovaunuille on oma vyöhykkeensä autokaistojen välissä ja pyörätiet ja jalkakäytävät ovat uloimpana. Tarkasteltavat liikennemäärät tässä vaihtoehdossa ovat 30 000 tai 45 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.



Kuva 5. Bulevardit 2 ja 3 ovat 47 metriä leveitä. Niitä tarkastellaan kahdessa eri ilmansuunnassa. Autoliikenteelle on varattu 2 kaistaa kumpaankin suuntaan ja lisäksi kääntymiskaistat risteyksissä. Tarkasteltavat liikennemäärät näissä vaihtoehdoissa ovat 30 000 tai 45 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.



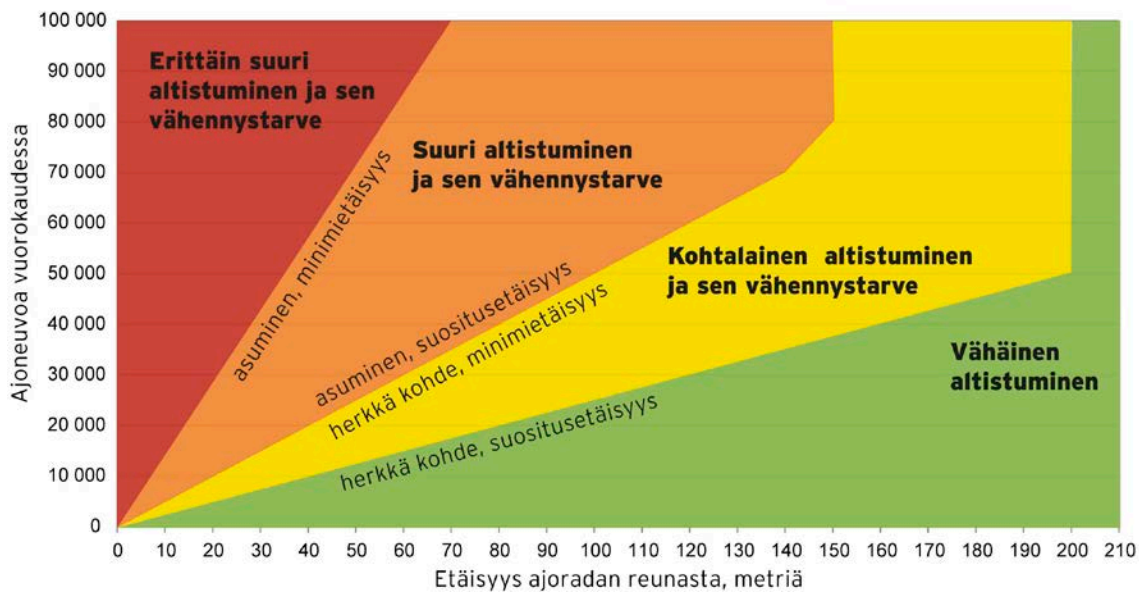
Kuva 6. Bulevardi 3 on tarkasteluvaihtoehdoista levein, 53 metriä leveä. Siinä on varattu autoliikenteelle 3 kaistaa kumpaankin suuntaan ja lisäksi risteyksissä on kääntymiskaistat. Tarkasteltavat liikennemäärät tässä vaihtoehdossa ovat 45 000 tai 70 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.

3 ILMANLAADUN HUOMIOIMINEN KAUPUNKISUUNNITTELUSSA

3.1 Kaupunkisuunnittelun ilmanlaatuhyökkeet

Pääkaupunkiseudulla on ollut 1990-luvulta lähtien kaupunkisuunnittelijoiden käytössä suositukset suojaetäisyyksistä, joita lähemmäs ajoteitä ei tulisi sijoittaa asutusta tai herkkiä kohteita. HSY (Helsingin seudun ympäristöpalvelut) ja THL (Terveysten ja hyvinvoinnin laitos) ovat päivittäneet nämä suositukset vuonna 2013 vastaamaan nykytietämystä. Työn perusteella on määritelty uudet ilmanlaatuhyökkeet, joita suositellaan käytettäväksi suunniteltaessa uusia asuinalueita ja täydennysrakentamista avointen katujen ja väylien läheisyyteen. Ilmanlaatuhyökkeet on esitetty kuvassa 7.

Ilmanlaatuhyökkeissä suositeltu rakentamisetäisyys riippuu läheisen väylän liikennemäärästä ja siitä, onko kyseessä tavallinen asuinrakennus vai herkkä kohde. Herkkiä kohteita ovat esim. päiväkodit ja leikkikentät, asukaspuistot, koulut, palvelutalot ja sairaalat. Suositusetäisyyttä käytetään suunniteltaessa kokonaan uusia asuinalueita ja minimietäisyyttä käytetään täydennysrakentamisessa. Täydennysrakentamisen etäisyysrajat ovat pienemmät, koska valmiiksi rakennetussa ympäristössä on usein hankala saavuttaa päästöjen aiheuttamien terveyshaittojen kannalta riittävää etäisyyttä liikenneväylistä. Ilmanlaatuhyökkeet antavat kaupunkisuunnittelijoille yleisohjeen sopivasta asutuksen etäisyydestä liikenneväylien varsilla. Erityiskohteissa, kuten risteysalueella, tunnelin suuaukkojen läheisyydessä ja huonosti tuulettuvissa katukui- luissa, on tarpeen arvioida ilmansaasteiden vaikutuksia tarkemmin esimerkiksi mittaus- tulosten ja päästöjen leviämismallien avulla.



Kuva 7. Ilmanlaatuviyöhykkeet antavat yleisohjeen sopivasta asutuksen sijoittamisen etäisyydestä liikenneväylien varsilla. Rakentamisetäisyys riippuu läheisen väylän liikennemäärästä ja siitä, onko kyseessä tavallinen asuinrakennus vai herkkä kohde (esim. päiväkot, koulu, sairaala). Minimietäisyys tulisi saavuttaa kaikkialla, suositusetäisyyteen pyritään uusilla asuinalueilla. Kuvan lähde: HSY, 2014 c.

3.2 Meneillään olevat tutkimukset ja hankkeet

Ilmanlaadun kaupunkisuunnittelussa on käsitelty useissa hiljattain valmistuneissa tai parhaillaan meneillään olevissa hankkeissa sekä tieteellisissä julkaisuissa, joita on listattu liitteessä 1. Tieteellisten julkaisuiden osalta listaan on valittu ilmanlaadututkimuksia, joiden tutkimusaineistot koskevat Helsinkiä tai muuta Suomea, eikä lista ole kattava esitys koko tieteenalan julkaisuista.

Ilmanlaadun selvittäminen on ajankohtainen ja laajasti tutkittu aihe. Tekniikat ja lainsäädäntö kehittyvät jatkuvasti. Kaupunkibulevardien toteuttamisen ollessa ajankohtaista, moni toteuttamista määrittävä reunaehto on todennäköisesti jo ehtinyt muuttua. Ajan kuluessa saadaan uutta tietoa ja uudenlaisia perusteita sekä arvokriteerejä kaupunkibulevardien toteuttamismahdollisuuksien arvioimiseksi ja suunnittelun tueksi. Tässä selvityksessä tehdyt johtopäätökset ja rakentamisen reunaehdot tuleekin päivittää seuraavan yleiskaavakierroksen aikana vastaamaan senhetkistä tietämystä.

4 KAUPUNKIBULEVARDIEN RAKENTAMISEN REUNAEHDOT

Tämän tutkimuksen tavoitteena on arvioida niitä reunaehtoja, joilla kaupunkibulevardien toteuttaminen olisi ilmanlaatukriteerit huomioonottaen nykytietämyksen valossa mahdollista. Tässä luvussa on tarkasteltu tekijöitä, joihin kaupunkisuunnittelun keinoin voidaan vaikuttaa sekä arvioitu kappaleessa 2.3 esitettyjen kaupunkibulevardien kolmen vaihtoehdon toteuttamismahdollisuuksia.

Sisääntuloväylien muuttamisella kaupunkibulevardeiksi on arvioitu olevan merkittäviä sekä myönteisiä että kielteisiä vaikutuksia liikkumiseen ja liikenneverkkoon (*Pesonen, ym. 2013*). Myönteisiä vaikutuksia olisivat mm. maankäytön tiivistämisestä syntyvä matkojen lyhentymisen, tieliikenteen vähentyminen pääkaupungin seututasolla sekä joukkoliikenteen, kävelyn ja pyöräilyn osuuksien kasvu. Kaupunkibulevardeina sisääntuloväylien autoliikenteen välityskyky olisi kuitenkin nykyistä huomattavasti alempi, mistä aiheutuisi kielteisiä vaikutuksia. Niitä ovat tieliikenteen ruuhkautuminen bulevardilla, liikenteessä kuluvan kokonaisajan kasvu, liikenteen siirtyminen bulevardien rinnakkaiskaduille ja täten liikennemäärien kasvu muussa katuverkossa, liikenneturvallisuuden heikkeneminen sekä meluun ja ilmanlaatuun liittyvät ongelmat. Liikenneturvallisuuden heikkeneminen johtuisi erityisesti kävelyn ja pyöräilyn konflikteista risteävän autoliikenteen kanssa.

4.1 Lainsäädännön reunaehdot

Ilmanlaadun kannalta tärkeimmät reunaehdot kaupunkibulevardien suunnittelulle ja toteutukselle on määritelty lainsäädännössä, jota on yksityiskohtaisemmin käsitelty kappaleessa 7. Maankäyttö- ja rakennuslain mukaan alueiden käytön suunnittelun tavoitteena on edistää terveellisen, turvallisen ja viihtyisän elin- ja toimintaympäristön luomista. Yleiskaavaa laadittaessa on siis otettava huomioon mahdollisuudet terveelliseen ympäristöön, missä ilman epäpuhtaudet eivät kuormita ihmistä.

Ulkoilman laadulle on olemassa asetuksilla säädetty terveysvaikutusperusteiset raja-arvot ja ohjearvot. Raja-arvot on säädelty direktiivein ja ne ovat voimassa kaikissa EU-maissa. Ilmanlaadun raja-arvot eivät saa ylittyä alueilla, jossa asuu ja oleskelee ihmisiä. Ajoina ja teiden keskialueilla raja-arvojen ei katsota olevan voimassa, paitsi jos ihmisillä on pääsy keskialueelle. Raja-arvoille on säädetty määräaika, johon mennessä ne tulee alittaa. THL:n arvion mukaan pienhiukkasten raja-arvot ovat liian korkeat, jotta niillä voitaisiin vähentää pienhiukkasten terveyshaittoja. Pienhiukkasten osalta tarkasteluissa tulisi THL:n mukaan tukeutua WHO:n terveysperusteisiin ohjearvoihin.

Raja-arvojen lisäksi on olemassa myös kansalliset ohjearvot, jotka tulee huomioida maankäytön ja liikenteen suunnittelussa, toimintojen sijoittamisessa ja lupakäsittelyssä. Ohjearvoille ei ole säädetty määräaika, johon mennessä ne tulisi alittaa, vaan ohjearvojen ylittyminen on pyrittävä estämään pitkällä aikavälillä. Ohjearvojen avulla pyritään luomaan terveellistä, turvallista ja viihtyisää asumisympäristöä.

4.2 Kaupunkibulevardien leveys ja rakennusten korkeus

Kaupunkibulevardien leveydellä ja niitä ympäröivillä rakennusten massoitteluilla on merkittävä vaikutus bulevardien ja niiden ympäristön ilmanlaatuun. Nykyään typpidioksidille asetettu ilmanlaadun vuosiraja-arvo ylittyy Helsingissä katukuilumaisissa ympäristöissä. Avoimen väylän sulkeminen katukuiluksi nostaa pitoisuuksia merkittävästi. Katukuilun mittasuhteilla (kapea tai leveä katukuilu) voidaan vaikuttaa katukuilussa syntyvien pitoisuuksien tasoon, mutta katukuilun mittasuhteiden vaikutus on vähäisempi kuin tuulettuvuuden muutoksen vaikutus.

Kaupunkibulevardeilla rakennusten korkeuden ja kadun leveyden suhteen tulisi olla alle 0,7 eli bulevardin tulisi olla leveä katukuilu. Tällöin tuulen puhaltaessa kohtisuoraan kadun suuntaan nähden ei muodostu ns. skimming flow -virtaustilannetta ja sekoittuminen kuilun ja yläpuolisen ilman välillä on yleensä huomattavasti tehokkaampaa ja ilman epäpuhtauksien pitoisuudet laimenevat paremmin kuin kapeissa katukuiluissa (ks. kpl 2.2 kuvat 2 ja 3 sekä kpl 12.4). Riittävän pieni rakennusten korkeuden ja leveyden suhde ei kuitenkaan takaa sitä, että ilmanlaadun ohje- ja raja-arvot alittuisivat vilkkaasti liikennöidyissä ympäristöissä. Typpidioksidin raja-arvo on ylittynyt Helsingissä useilla katuosuuksilla, kuten Mäkelänkadulla ja Mannerheimintieellä, joissa katukuilurakenteen korkeuden ja leveyden suhdeluku on alle 0,7 (ks. kappale 9.3, taulukko 5). Kyseisten katuosuuksien keskimääräiset liikennemäärät ovat tyypillisesti yli 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa ja niiden raskaan liikenteen osuus keskimääräisestä liikennemäärästä on 10 % tai enemmän.

Korttelimalleilla ja rakennusten muodoilla voidaan vaikuttaa kaupunkibulevardien ilmanlaatuun. Perinteistä umpinaista kaupunkikorttelia monimuotoisemmat korttelirakenteet, jotka rikkovat yhtenäistä katukuilugeometriaa, ovat ilmanlaadun kannalta parempia, koska ne lisäävät katukuilun ilmanvaihtoa ja parantavat sekoittumisolosuhteita. Monimuotoisilla korttelirakenteilla tarkoitetaan kulmikkaita, rikkonaisia, erikorkuisia ja toisistaan erillään olevia rakennusmassoja, jotka rikkovat katukuilulle ominaista stabiilia tuulipyörrettä ja lisäävät täten ilman sekoittumista. Perinteinen umpinainen kaupunkikorttelirakenne muodostaa pitkiä yhtenäisiä katukuilumaisia rakenteita, jossa ilmanvaihto on tehotonta. Erilaisia korttelirakennevaihtoehtoja ja niiden vaikutuksia ilmanlaatuun on arvioitu kappaleessa 12.5. Avoimessa ja helposti tuulettuvassa ympäristössä liikenteen päästövaikutukset ovat suurimmillaan väylällä ja sen välittömässä läheisyydessä ja laimenevat nopeasti etäisyyden kasvaessa väylältä. Tuulen suunnalla ei ole havaittu olevan merkittävää vaikutusta pitoisuuksien muodostumiseen avoimen väylän lähiympäristössä. Katukuiluissa tuulen suunnalla voi olla vaikutusta syntyviin pitoisuuksiin. Tuulen suuntien vaikutusta katukuiluissa syntyviin pitoisuuksiin voidaan arvioida virtausmallien tai ilmanlaadun mittausten avulla.

Ilman tarkempia tapauskohtaisia mallilaskelmia tai ilmanlaadun mittauksia vastaavista ympäristöistä ei kaupunkibulevardeille voida suoraan määrittää yleisiä vähimmäismetrimääriä ilmanlaadun kannalta riittäville korttelirakenteiden mittasuhteille (rakennusmassojen korkeus, väylän leveys jne.). Korttelirakenteiden lisäksi kaupunkibulevardien ilmanlaatuun vaikuttavat useat eri muuttujat kuten liikennemäärä, raskaan liikenteen määrä, liikenteen sujuvuus ja ajonopeus sekä muiden tarkasteltavaa kohdetta lähellä sijaitsevien väylien liikenteen päästöt (ks. kappaleet 9.2–9.3 ja 11.1–11.3). Nykyisissä katukuiluissa tehtyihin ilmanlaadun mittauksiin perustuvana suuntaa-antavana arviona voidaan todeta, että nykyisellä ajoneuvotekniikalla ja -kannalla typpidioksidin vuosiraja-arvon ylittyminen on varsin todennäköistä katukuilussa, mikäli kadun liikennemäärä ylittää 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa, rakennusten korkeuden ja kadun leveyden suhteen ollessa 0,4–1,0. Puoliavoin katukuilu, jossa väylän toisella puolella on yhtenä-

siä rakennuksia, mutta toinen puoli väylästä on avointa (esimerkkinä Mannerheimintie 85, taulukko 5 ja kuva 22), on paremmin tuulettuvana ympäristönä ilmanlaadun kannalta selvästi parempi vaihtoehto kuin molemmilta puoliltaan umpinainen katukuilu.

Kasvillisuudella (esim. puut ja muu kasvillisuus) on vaikutusta kaupunkibulevardien ilmanlaatuun, joskin vaikutukset voivat olla sekä myönteisiä että kielteisiä. Kasvillisuus sitoo itseensä hiukkasmaisia ilman epäpuhtauksia. Samalla kasvillisuus voi hidastaa ilman virtausta ja ohjata ilmavirtauksia katukuilumaisessa rakenteessa, jolloin päästöjen tehokas sekoittuminen estyy. Kasvillisuutta pidetään merkittävänä viihtyisyyttä lisäävänä tekijänä, joskaan sen ilmanlaatuvaikutushyödyt eivät ole yksiselitteisiä (ks. kappale 12.7). Jotta kasvillisuus estäisi mahdollisimman vähän ilmavirtauksia, tulisi kasvillisuuden olla joko hyvin matalaa tai puiden olla harvaan istutettuja. Vilkasliikenteissä syvissä katukuiluissa, joissa ympäröivät rakennukset ovat hyvin korkeita, tiheät puurivistöt eivät ole suositeltavia.

Kaupunkisuunnittelun ilmanlaatuvohyöhykkeiden (ks. kpl 3.1) antamia suositus- ja minimietäisyyksiä suositellaan käytettäväksi kun suunnitellaan uusia asuinalueita ja täydennysrakentamista väylien läheisyyteen. Ilmanlaatuvohyöhykkeiden määrittämä etäisyys tarkoittaa etäisyyttä metreinä ajoradan reunasta rakennuksen julkisivulle tai oleskelualueiden reunaan. Pienimmilläänkin tämän etäisyyden tulisi asuntorakentamisessa olla kaupunkibulevardeille suunnitelluilla liikennemäärillä (30 000–70 000 ajoneuvoa vuorokaudessa) 21–49 metriä. Kaupunkibulevardeilla suunnitellut etäisyydet ovat eri tarkasteluvaihtoehdoissa vain 6–9,5 metriä, jolloin minimietäisyydet eivät täyty. Kaupunkisuunnittelun ilmanlaatuvohyöhykkeiden ajatuksena on, että jokainen tiestä etäännyttävä metri parantaa katutilan tuulettuvuutta ja siten parantaa ilmanlaatua. Etäisyydet on tarkoitettu sovellettavaksi avoimessa ympäristössä, joten niiden käyttäminen kaupunkibulevardien suunnittelussa tulee arvioida erikseen.

4.3 Liikennemäärät, ajonopeudet ja liikenteen sujuvuus

Liikennemäärä, ajosuoritejakauma ja liikenteen sujuvuus vaikuttavat merkittävästi liikenteen päästöihin ja sen myötä kaupunkibulevardien ilmanlaatuun. Kappaleissa 9.1–9.3 ja 11.1–11.3 on esitetty pitoisuustasoja kaupunkiympäristössä suhteessa liikennemääriin sekä eri ajoneuvotekniikoiden vaikutuksia liikenteen päästöihin. Liikenteen päästöjen aiheuttamat typpidioksidin (NO_2) ja hiukkasten ($\text{PM}_{2.5}$ ja PM_{10}) pitoisuudet kaupunkibulevardeilla ovat sitä korkeampia, mitä suurempi liikennemäärä väylällä kulkee. Suurin vaikutus pitoisuuksiin on itse väylällä kulkevalla liikenteellä, mutta kaupunkiympäristössä ilmanlaatuun vaikuttavat yhtäaikaan useat lähekkäin sijaitsevat väylät, joiden päästöjen vaikutusalueet leikkaavat toisiaan. HSY:n kaupunkibulevardeille tekemissä mallilaskelmissa (HSY, 2014 b) todettiin typpidioksidipitoisuuksien kasvavan noin 11 % kun liikennemäärä kasvoi 30 000 ajoneuvosta 45 000 ajoneuvoon. Vastaava pitoisuuslisäys havaittiin mallinnuksessa myös kun liikennemäärä kasvoi 45 000 ajoneuvosta 70 000 ajoneuvoon.

Ajoneuvojen pakokaasupäästöjä säädellään ns. Euro-päästönormeilla, jotka määrittävät enimmäismäärät moottoreiden päästöarvoille. Päästönormeja on asteittain kiristetty, niin että uudemmat ajoneuvot ovat vähäpäästöisempiä kuin vanhemmat ajoneuvot. Tästä poikkeuksena kuitenkin uudemmat NO_x -päästömääräykset täyttävät dieselajoneuvot saattavat aiheuttaa enemmän suoraa NO_2 -päästöjä kuin vanhemmat ajoneuvot. Kaikkein uusimmat, Euro 6 -päästöluokkaan (tai raskaan liikenteen Euro VI) kuuluvat ajoneuvot kuitenkin tuovat nykytietämyksen valossa tähän ratkaisun, koska niiden

NO_x-päästöt ovat merkittävästi aiempia Euro-päästöluokkia pienempiä, jolloin suorien NO₂-päästöjen osuudellakaan ei ole enää merkittävää vaikutusta (Nylund, 2014). Uusimmat Euro-päästönormit koskevat kuitenkin vasta hyvin pientä osaa koko auto-kannasta ja valtaosa ajosuoritteesta tehdään muilla kuin uusimpiin Euro-luokkiin kuuluvilla ajoneuvoilla (ks. kpl 11.1). Katupölypäästöjen määrään ei moottoritekniikan kehittyminen vaikuta, joten liikennemäärien yhä kasvaessa tulee katupölyn merkitys terveyden kannalta korostumaan. Katupölypäästöihin voidaan vaikuttaa paikallisilla toimenpiteillä, kuten tehokkaalla hiekoitushiekan poistolla, käyttämällä liukkaudentorjunnassa hiekoitussepeleitä, josta hienojakoinen aines on seulottu ja pesty pois sekä kastelemalla pääkadut ja pölyämisen kannalta ongelmallisimmat alueet laimealla suolaliuksella (kalsiumkloridi) pölyn sitomiseksi.

Helsingissä typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo on ylittynyt ilmanlaatumittausten mukaan katukuiluissa eri katuosuuksilla noin 7 000–48 000 ajoneuvon keskimääräisillä vuorokausiliikennemäärillä. Puoliavoimessa katukuilussa typpidioksidin raja-arvotaso on puolestaan alittunut selvästi jopa noin 40 000 ajoneuvon keskimääräisellä vuorokausiliikenteellä, josta raskaan liikenteen osuus oli yli 10 % (Kappale 9.3, taulukko 5). Tämän perusteella on vaikea määrittää täsmällisiä reunaehtoja kaupunkibulevardien liikennemäärille, jolla ilmanlaatukriteerit täytyisivät. Nykyisissä katukuiluissa tehtyihin ilmanlaadun mittauksiin perustavana suuntaa-antavana arviona voidaan todeta, että nykyisellä ajoneuvotekniikalla ja -kannalla typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen on varsin todennäköistä katukuilussa, mikäli kadun liikennemäärä ylittää 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa (rakennusten korkeuden ja kadun leveyden suhde 0,4–1,0). Liikennemäärien rajoittamisella voidaan merkittävästi vaikuttaa kaupunkibulevardien toteuttamiskelpoisuuteen. Muutamia liikennemääriin vaikuttavia tekijöitä on esitetty kappaleissa 12.1–12.3.

Tyypillinen raskaan liikenteen osuus Helsingissä on noin 4–6 % keskimääräisestä arkivuorokausiliikennemäärästä (KAVL). Useimmissa nykyisissä katukuiluissa raskaan liikenteen prosenttiosuus on huomattavasti tätä suurempi. Mitä suurempi on vuorokausittainen raskaan liikenteen määrä tieosuudella, sitä todennäköisempää on, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy katukuilussa. Raskaan liikenteen ajoneuvojen määrällä, ja niiden henkilöautoja suuremmilla ajoneuvokohtaisilla päästöillä, on merkittävä vaikutus katukuilujen ilmanlaatuun. Tutkimuksissa on havaittu, että raskaan liikenteen ajoneuvojen päästöt voivat olla huomattavasti suuremmat kuin niiden pitäisi Euro-päästöluokituksen perusteella olla. Tästä syystä esim. bussiliikenteen kilpailutuksessa vaadittu tämänhetkinen päästötaso (Euro III/Euro V) ei ole välttämättä tae pienemmille päästöille. Suoran typpidioksidipäästön (NO₂) osuus kokonaistypenoksidipäästöistä (NO+NO₂) vaihtelee myös hyvin voimakkaasti moottoritekniikan ja pakokaasujen jälkikäsittelyn erilaisten vaihtoehtojen välillä, vaikka ajoneuvot täyttäisivätkin saman Euro-päästö määrän (kpl 11.1–11.2 ja 12.1). Nykyisissä katukuiluissa tehtyihin ilmanlaadun mittauksiin perustavana suuntaa-antavana arviona voidaan todeta, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen katukuiluissa on todennäköistä nykyisellä ajoneuvokannalla, mikäli kadun raskaan liikenteen määrä on suurempi kuin 2 000 ajoneuvoa/vrk.

Nopeusrajoituksen vaikutuksesta päästöihin ja kaupunkibulevardille aiheutuviin pitoisuuksiin ei voida tehdä täysin yksiselitteistä johtopäätöstä. Liikennevirran edetessä sujuvasti ilman keskeytyksiä tasaisella nopeudella ovat päästöt pienimmillään. HSY:n kaupunkibulevardeille tekemissä mallilaskelmissa vertailtiin keskenään nopeusrajoitusten 60 km/h ja 50 km/h vaikutuksia. Kun nopeus pieneni, havaittiin typpidioksidipitoisuuksien kasvavan noin 4 %. Kun vertailtiin keskenään nopeusrajoituksia 50 km/h ja 30 km/h, havaittiin typpidioksidipitoisuuden kasvavan noin 16 % nopeuden pienentyes-

sä. Ajonopeuksilla on vaikutusta myös tienpinnasta irtoavien hiukkasten määrään. Suurin osa liikkuvan renkaan, renkaan nastojen ja tienpinnan välisistä voimista on suoraan verrannollisia ajonopeuteen, joten tienpinnan kulumisen lisääntyy kun ajonopeus kasvaa. Tienpinnan kulumisvaikutus kasvaa merkittävästi, kun ajonopeus on 60 km/h tai sen yli (kpl 11.4). Syntyvän katupölyn määrään voidaan vaikuttaa vaikuttamalla nastarenkaiden osuuteen käytettävistä talvirenkaista.

Ajonopeutta merkittävämpi tekijä liikenteen päästöjen muodostumisessa kaupunkiympäristössä on liikenteen sujuvuus. Liikennevirran todellinen nopeus voi suuren osan ajasta olla jotain muuta kuin nopeusrajoituksen määräämä nopeus. Liikennevirran nopeutta hidastavat mm. liikennevalo-ohjattujen risteyksien määrä sekä liikenteen ruuhkaisuus ja siitä seuraava liikenteen epätasainen eteneminen (pysähtely, hidastaminen, kiihdyttäminen) ja nopeutta kasvattaa puolestaan ajettu ylinopeus. Kaupunkibulevardien rakentamisen on arveltu heikentävän huomattavasti autoliikenteen sujuvuutta Kehä I:n ja kantakaupungin välillä ja lisäävän ruuhkia (ks. kpl 10). Bulevardien ruuhkautuminen siirtää liikennettä pääväyliltä alempiasteiselle katuverkolle ja liikenteen sujuvuus heikkenee todennäköisesti selvästi laajemmalla alueella kuin vain kaupunkibulevardeilla. Liikenteen siirtyminen sivukaduille nostaa pitoisuuksia myös pienempien katujen varsilla, jolloin kaupunkibulevardien aiheuttamat ilmanlaatuvaikutukset leviävät laajemmalle alueelle kuin vain bulevardien ympäristöön. Näin ollen suositeltavaa on suunnittelun avulla luoda edellytykset mahdollisimman sujuvalle liikenteelle.

4.4 Raittiin ilman sisäänotto ja suodatustekniikat

Liikenteen päästöjen aiheuttamat epäpuhtauspitoisuudet ovat korkeimmillaan lähellä päästölähteitä eli lähellä maanpintatasoa ja ihmisten hengityskorkeutta. Pitoisuudet pienenevät kun etäisyys päästölähteistä kasvaa niin vertikaalisti kuin horisontaalisestikin. *Kousan ja Kauhaniemen* (2008) mukaan kapeassa katukuilussa päästöjen laimenneminen ylöspäin mentäessä heikentyy leveämpiin katukuiluihin verrattuna. Typpidioksidipitoisuudet kapeassa katukuilussa laimentuivat 10 metrin korkeudella 4–9 %-yksikköä vähemmän ja kattotasolla 7–20 %-yksikköä vähemmän kuin leveämmissä katukuiluissa. *Malkki ja Kousa* (2005) mittasivat typpidioksidipitoisuuksia kolmella eri korkeudella (5, 11 ja 17 metrin korkeudella) Runeberginkadulla pitkässä ja kapeassa katukuilussa. Pitoisuudet alenivat ylöspäin mentäessä; 11 metrin korkeudella pitoisuus oli vähentynyt 12 % 5 metrin tasosta ja 17 metrin korkeudella pitoisuus vähentynyt 15 % 5 metrin tasosta. (Ks. kappale 12.4)

Koska autoliikenteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet selvästi laimenevat katutasolta ylöspäin mentäessä myös katukuilumaisissa ympäristöissä, on suositeltavaa sijoittaa rakennusten raittiin ilman sisäännotot mahdollisimman korkealle ja etäälle liikenteestä. Parvekkeet tulee sijoittaa mahdollisimman etäälle liikenteestä, eikä kaupunkibulevardin puoleiselle seinälle tule sijoittaa parvekkeita ja tuuletusparvekkeita, jotka lisäävät liikenteen päästöjen kulkeutumista sisätiloihin. Keskitetty koneellinen ilmanvaihto ja koneellinen jäähdytys edesauttavat siinä, ettei huoneistokohtaista tuuletusta tehdä usein ikkunoiden tai parvekkeen kautta. Asukkaille aiheutuvaa terveysriskiä voidaan myös pienentää sillä, että alimpiin kerroksiin sijoitetaan asuntojen sijasta liiketiloja. Moderneissa rakennuksissa tuloilma tuodaan rakennukseen hallitusti sisään ilmanvaihtokoneen avulla, jolloin ulkoilman epäpuhtauksia voidaan poistaa suodattimilla. Ilmanvaihdoilla ja suodatuksella saavutettava vaikutus tuloilman puhdistamiseen riippuu ratkaisevasti ilmansuodattimen ominaisuuksista sekä rakennuksen tiiveydestä. Ilmanvaihtojärjestelmä on suunniteltava ja rakennettava siten, että sen puhtautta on helppo

ylläpitää ja suodattimia helppo vaihtaa. Tehokaskaan ilmanvaihtojärjestelmä ei toimi ilman säännöllistä huoltoa.

Eri suodatintyypit on luokiteltu standardien mukaan erilaisiin ryhmiin. Yleisimmin käytössä olevan F7-luokan suodattimen erotusaste pienhiukkasille on 60–70 % kun taas karkeasuodattimilla (esim. G4) vastaava erotusaste jää alle 10 %. Hengitettävälle hiukkasille F7-luokan suodattimen erotusaste on 75 %. Suodatuksen tehokkuutta voitaisiin parantaa siirtymällä korkean erotuskyvyn suodattimiin (esim. HEPA), joilla erotusaste on käytännössä 100 %. Näiden suodattimien täysimittainen hyödyntäminen edellyttäisi kuitenkin vuotoilmavirtojen tehokasta eliminointia eli mm. nykyistä tiiviimpiä rakenteita. Korkean erotuskyvyn suodattimien käyttäminen tavallisessa asuntorakentamisessa ei kuitenkaan olisi kustannustehokasta. Vanhemmissa rakennuksissa suuri osa tuloilmavirrasta kulkeutuu vähemmän hallitusti sisään rakenteissa olevien vuoto-kohtien kautta. Näin ollen vanhemmissa rakennuksissa tehokkaan hiukkassuodattimen käytöllä ei ole niin merkittävää vaikutusta sisäilman pitoisuustasoihin kuin uusissa rakennuksissa. Edellä mainitut suodattimet on tarkoitettu hiukkasille, eikä niillä voida vaikuttaa kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin. Kaasumaisten epäpuhtauksien, kuten typpidioksidin, poistaminen tuloilmasta edellyttää erikoissuodattimien (esim. aktiivihilisuodatin) käyttöä. Käytännön kokemuksia kemiallisen suodatuksen käytöstä osana tavanomaista ilmanvaihtotekniikkaa on vielä varsin vähän, joten suodattimien tehokkuudesta ja käytettävyydestä ei ole paljon tietoa saatavilla.

4.5 Esimerkkibulevardien toteuttamisvaihtoehtojen arviointi

Kappaleessa 2.3 esitetyt kolme erilevyistä kaupunkibulevardivaihtoehtoa ovat kaikki ilmanlaadun kannalta ajateltuna leveitä katukuiluja. Niiden korkeus/leveys -suhde vaihtelee talojen korkeudesta ja väylän leveydestä riippuen välillä 0,5–0,7. Kaupunkibulevardien rakentamisessa ilmanlaadun kannalta kriittiseksi asiaksi muodostuvat typpidioksidipitoisuudet, jotka katukuiluissa helposti ylittävät niiden vuosikeskiarvopitoisuudelle asetetun raja-arvon. Taulukossa 2 on koottuna yhteenveto typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittymisen todennäköisyydestä tarkastelluissa kolmessa bulevardivaihtoehdossa erilaisilla liikennemäärillä ja nopeusrajoituksilla. Arviointi perustuu HSY:n tekemään pitoisuusmallinnukseen tulevilla bulevardivaihtoehtoisissa (HSY, 2014 b), mitattuihin pitoisuuksiin Helsingin nykyisissä katukuiluissa (kpl 9.3) sekä Ilmatieteen laitoksen asiantuntija-arviointiin.

HSY:n kaupunkibulevardeja varten tekemässä pitoisuusmallinnuksessa typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus ylitti raja-arvon kaikissa muissa bulevardien tarkasteluvaihtoehtoisissa, paitsi vaihtoehtoisissa bulevardit 2 ja 3, joissa liikennemäärä oli 30 000 ajoneuvoa/vrk ja nopeus 60 km/h. Mallinnus on tehty OSPM-katukuilumallilla, joka on kehitetty tieliikenteen päästöjen leviämisen arviointiin katukuiluissa. Kukkosen ym., (2003) tekemässä OSPM-mallin toimivuutta arvioivassa tutkimuksessa Helsingin Runeberginkadulle laskettuja mallituloksia vertailtiin samalla paikalla tehtyihin ilmanlaadun mittauksiin. Tutkimuksen mukaan mallitulokset yliarvioivat katukuilun typpidioksidin pitoisuuksia vuoden aineistossa noin 20 %, eli mallinnetut ja mitatut pitoisuudet vastasivat toisiaan melko hyvin. Ilmanlaatuasetuksen (Vna 38/2011) mukainen laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle on typpidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvolle 30 %.

THL on arvioinut selvityksessä Katubulevardien ilmanlaatu- ja terveyshaittaselvitys, Nykytila (HSY, 2014 b), että liikenteen pienhiukaspäästöille altistuminen aiheuttaa suunnitelluilla kaupunkibulevardeilla 2–8 ennen aikaista kuolemaa 1 000 asukasta

kohden 10 vuoden aikana, riippuen bulevardin toteutusvaihtoehdosta. Pienin ennenaikaisen kuoleman riski on avoimen väylän varrella. Kaupunkibulevardien kuolleisuutta on tutkimuksessa verrattu lähes samantyyppiseen avoimeen väylään, jonka nopeusrajoitus on 80 km/h. Avoimen väylän varrella ennenaikaisten kuolemantapausten määrä on noin 1.

Taulukko 2. Kaupunkibulevardien tarkasteluvaihtoehtojen arviointi nykyhetken ajoneuvokantaa perustuen. Viimeisessä sarakkeessa 'malli' tarkoittaa HSY:n tekemiä katukuilumallinnuksia kaupunkibulevardien tarkasteluvaihtoehdoille (HSY, 2014 b), 'mittaus' tarkoittaa HSY:n katukuiluissa tekemiä ilmanlaadun mittauksia vuosina 2004–2013 ja 'arvio' Ilmatieteen laitoksen tekemää asiantuntija-arviota. NO₂ vuosiraja-arvon ylittymisen riskiä on kuvattu kolmiportaisella asteikolla: ylittymisen riski on olemassa – ylittymisen riski on suuri – ylittymisen riski on hyvin suuri.

	Liikenne- määrä (ajon/vrk)	Korkeus/ leveys -suhde (*)	Nopeus- rajoitus (km/h)	NO ₂ vuosiraja-arvon ylittymisen riski	Arvion perustelu
Bulevardi 1	30 000	0,7	30	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on suuri	malli, arvio
	45 000		30	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on suuri	malli, arvio
Bulevardit 2 ja 3	30 000	0,6	30	ylittymisen riski on suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on olemassa	malli, arvio
	45 000		30	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on suuri	malli, arvio
Bulevardi 4	45 000	0,5	30	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on suuri	malli, arvio
	70 000		30	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio
			50	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, mittaus, arvio
			60	ylittymisen riski on hyvin suuri	malli, arvio

* korkeus/leveys -suhde laskettu 28 m korkean rakennuksen mukaan

Taulukossa 2 tehdyn typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittymisen arvioinnin mukaan voidaan sanoa, että raja-arvon ylittyminen on todennäköistä lähes kaikissa kaupunkibulevardien toteuttamisvaihtoehdoissa. Ilmanlaadun kannalta paras näistä vaihtoehdoista olisi bulevardi 2 (tai 3), jonka liikennemäärä olisi 30 000 ajoneuvoa vuorokaudessa, nopeusrajoitus 60 km/h, väylän leveys 47 metriä ja rakennusten korkeuden ja väylän leveyden suhdeluku 0,6. HSY:n pitoisuusmallinnuksessa tälle

vaihtoehdolle saatiin kaikkein pienimmät typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet. Tässä vaihtoehdossa liikennemäärät ovat pienimmät (30 000 ajoneuvoa/vrk) nyt tarkastelluista liikennemääristä. Ilmanlaatumittauksia ei ole tehty täysin bulevardia 2 vastaavassa katukuiluympäristössä. Mitatuissa katukuiluissa raskaan liikenteen osuudet ovat muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta huomattavasti suurempia kuin tarkasteluvaihtoehdossa käytetty 5 % (1 500 ajoneuvoa/vrk bulevardilla 2). Tästä johtuen voidaan arvioida, että typpidioksidipitoisuuden raja-arvon ylittymisen riski bulevardivaihtoehdossa 2 tällä liikennemäärällä on pienempi kuin muissa vaihtoehdoissa. THL:n arvion mukaan ennen aikaisten kuolemantapausten määrä tässä vaihtoehdossa on 2,2 (1000 asukasta kohden 10 vuoden aikana), mikä on pienin kuolleisuusriskeistä tarkastelluissa bulevardivaihtoehdoissa.

Ilmanlaadun kannalta selvästi huonoin kaupunkibulevardien toteuttamisvaihtoehto on bulevardi 4, jossa tarkasteltiin liikennemääriä 45 000 ja 70 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Väylä on leveämpi kuin väylät muissa tarkasteluvaihtoehdoissa (korkeus/leveys -suhde 0,5). HSY:n pitoisuusmallinnuksessa tälle vaihtoehdolle saatiin typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksia, jotka ylittivät jopa $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Ilmanlaatumittauksia ei ole tehty katukuiluissa, joiden liikennemäärä olisi yli 47 600 ajoneuvoa vuorokaudessa. Töölöntullissa (liikennemäärä noin 45 000 ajoneuvoa/vrk) typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet viime vuosina noin $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Näiden perusteella voidaan arvioida, että bulevardivaihtoehto 4 ei ole toteuttamiskelpoinen vaihtoehto arvioinnin perusteena olleilla liikennemäärillä.

Raskaan liikenteen ajoneuvojen määrällä, ja niiden henkilöautoja suuremmilla ajoneuvokohtaisilla päästöillä, on merkittävä vaikutus katukuilujen ilmanlaatuun. Mitä suurempi on vuorokausittainen raskaan liikenteen määrä tieosuudella, sitä todennäköisempää on, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy katukuilussa. Nykyisissä katukuiluissa tehtyihin ilmanlaadun mittauksiin perustuvana suuntaa-antavana arviona voidaan todeta, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen katukuiluissa on todennäköistä, mikäli kadun raskaan liikenteen määrä on suurempi kuin 2 000 ajoneuvoa/vrk. Kaupunkibulevardien tarkasteluvaihtoehtojen raskaan liikenteen määrät olivat 1 500, 2 250 ja 3 500 ajoneuvoa/vrk. Raskaan liikenteen määrällä ja sen rajoittamisella voidaan merkittävästi vaikuttaa kaupunkibulevardien toteuttamiskelpoisuuteen. Joitakin liikennemäärien vähentämiseen liittyviä keinoja on esitetty kappaleissa 12.1–12.3.

Kaupunkibulevardeille on suunniteltu jalkakäytäviä ja pyöriteitä ajoratojen ja rakennusten väliin. Havainnekuvissa näille jalkakäytävillä on myös suunniteltu kahviloiden ja ravintoloiden terasseja sekä penkkejä ja muita oleskelualueita. Tällaisilla alueilla, joihin yleisöllä on vapaa pääsy, ovat ilmanlaadun raja-arvot voimassa. Raja-arvot eivät saa ylittyä. Raja-arvot ovat ehdoton yläraja pitoisuuksille, eikä niiden saavuttaminen riitä vielä takaamaan ihmisille turvallista ja terveellistä ympäristöä. Ilmanlaatuhaittojen vuoksi jalkakäytävien ja pyöriteiden sijoittamista samaan katukuiluun ajoneuvoliikenteen kanssa tulee välttää. Parempi sijaintipaikka niille olisi kaupunkibulevardin ensimmäisen rakennusrivin takana suojassa. Tosin kaupunkibulevardien ruuhkautuminen siirtää liikennettä myös alemmalle katuverkolle, mikä liikenneverkon rakenteesta riippuen saattaa nostaa pitoisuuksia myös ensimmäisen rakennusrivin takana.

Helsingin kaupunginvaltuuston vuonna 2012 hyväksymän kaupungin ympäristöpolitiikan mukaiset ilmansuojelun keskipitkän aikavälin (vuoteen 2020 mennessä) tavoitteena on ilmanlaadun raja-arvojen alittuminen vuoden 2015 jälkeen sekä kansallisten ohjearvojen alittuminen. Tämä huomioon ottaen myös ohjearvotasojen alittuminen tulisi huomioida kaupunkibulevardeja suunniteltaessa. HSY on typpidioksidin mittaustulok-

siin perustuen arvioinut, että typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvon ollessa alle $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuorokausiohjearvo ei ylitä, vuosikeskiarvon ollessa $20\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuorokausiohjearvon ylittyminen on mahdollista ja vuosipitoisuuden ylittäessä $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vuorokausiohjearvo ylittyy lähes varmasti ja ylityksiä voi vuodessa tulla useita. Katukuiluissa tehtyjen ilmanlaatumittausten mukaan kaikki mitatut typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet (Mannerheimintie 85:n puoliavointa katukuilua lukuun ottamatta) ovat vuodesta 2004 lähtien olleet yli $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Edellä esitetyn perusteella voidaan arvioida, että typpidioksidin vuorokausiohjearvopitoisuudet tulevat ylittymään suunnitelluilla kaupunkibulevardeilla kaikissa eri tarkasteluvaihtoehdossa. Nykyiset ohjearvojen ylitysalueet tulisivat siten kasvamaan kaupunkibulevardien rakentamisen myötä.

5 YHTEENVETO JA SUOSITUKSET

Tässä työssä tarkasteltiin suunnitelmia Helsingin sisääntuloväylien muuttamisesta kaupunkibulevardeiksi Kehä I:n sisäpuolella. Työssä arvioitiin kaupunkibulevardien rakentamista ilmanlaadun näkökulmasta Helsingin yleiskaavatyön pohjaksi nykytiedon valossa. Kaupunkibulevardeista suunnitellaan leveitä katuja, jotka kuitenkin ilmanlaadun kannalta ajateltuna ovat katukuiluja. Katukuiluun syntyy tuulipyörre, joka kierrättää kadulla kulkevan liikenteen päästöjä ja kadun ulkopuolelta tulevia päästöjä katukuilussa, jolloin ilman epäpuhtauksien pitoisuudet kohoavat. Kaupunkibulevardeilla rakennukset sijaitsevat kiinni katulinjassa, jolloin autoliikenteen päästöjen laimenemisolosuhteet ovat tästä syystä heikentyneet. Tarkastelussa ei huomioitu meluun liittyviä näkökohtia. Melulta ja ilman epäpuhtauksilta suojautumisen keinot ovat osin ristiriitaisia keskenään.

Vaikka uudet tekniikat ja tiukemmat päästörajat vähentävät autoliikenteen päästöjä tulevaisuudessa, voidaan ilmanlaadun arvioida paranevan vain hitaasti. Viimeisen kymmenen vuoden aikana autoliikenteen päästöt ovat vähentyneet huomattavasti, mutta ilmanlaadun epäpuhtauspitoisuudet eivät ole kuitenkaan laskeneet samassa suhteessa. Liikennemäärien kasvu osaltaan lisää päästökuormitusta. On olemassa ilmeinen riski sille, että ilmanlaatuongelmat säilyvät myös tulevaisuudessa. Pienhiukkaset ovat merkittävin ympäristöterveysriski, eikä niiden pitoisuudelle ole olemassa turvallista alarajaa. Siten pienetkin pitoisuuksien alenemat vähentävät merkittävästi terveyshaittoja alueilla, joilla oleskelee paljon ihmisiä. Liikenteen pakokaasujen pienhiukkaset vähenevät ajoneuvokannan uusiutumisen myötä, mutta katupintojen ja jarrujen kulumisesta aiheutuvat hiukkaspäästöt eivät vähene moottoritekniikan kehityksessä.

Ilmanlaadun kannalta tärkeimmät reunaehdot kaupunkibulevardien suunnittelulle ja toteutukselle on määritelty lainsäädännössä. Ulkoilman laadulle on olemassa asetuksilla säädetty terveysvaikutusperusteiset raja-arvot ja ohjearvot. Ilmanlaadun raja-arvot eivät saa ylittyä alueilla, joilla ihmisiä oleskelee, kuten esim. jalkakäytävillä tai pyöräteillä. Raja-arvot ovat ehdoton yläraja pitoisuuksille, eikä niiden saavuttaminen vielä riitä takaamaan ihmisille turvallista ja terveellistä ympäristöä. Raja-arvon ylittymisestä seuraa vähentämistoimenpiteitä ja sakkouhka EU:lta. Kansalliset ilmanlaadun ohjearvot tulee huomioida maankäytön ja liikenteen suunnittelussa, toimintojen sijoittamisessa ja lupakäsittelyssä.

Typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvolle annettu raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ylittyy nykyisin Helsingissä katukuilumaisissa ympäristöissä. Tämän vuoksi Helsingissä pitää ottaa

käyttöön toimenpiteitä, joiden vaikutuksesta raja-arvoa ei ylitetä enää vuoden 2014 jälkeen. Raja-arvo voi ylittyä jo varsin pienillä liikennemäärillä jos raskaan liikenteen määrä on suuri, ja siitäkin huolimatta, että katukuilu olisi hyvin leveä. Näin ollen selkeitä reunaehdoja ilmanlaatukriteereiden täyttymiselle kaupunkibulevardien osalta on varsin vaikea määrittää. Kaupunkibulevardien rakentamisen myötä raja-arvojen mahdollinen ylitysalue moninkertaistuu vuonna 2007 arvioidusta 8 km:stä. Terveysten ja hyvinvoinnin laitoksen mukaan liikenteen pienhiukkaspäästöille altistuminen aiheuttaa suunnitelluilla kaupunkibulevardeilla 2–8 ennen aikaista kuolemaa 1 000 asukasta kohden 10 vuoden aikana, riippuen bulevardin toteutusvaihtoehdosta. Vastaavan kokoisen avoimen väylän varrella ennen aikaisten kuolemantapausten määrä olisi noin 1.

Kaupunkibulevardien rakentamisen tärkeimmät edellytykset ilmanlaadun kannalta (edellytyksiä ei ole esitetty tärkeysjärjestyksessä):

- Kokonaisliikennemäärät ovat mahdollisimman matalia. NO₂ vuosiraja-arvon ylittyminen katukuilussa on todennäköistä nykyisellä ajoneuvotekniikalla ja ajoneuvokannalla, mikäli kadun liikennemäärä ylittää 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.
- Raskaan liikenteen määrät ovat mahdollisimman matalia. NO₂ vuosiraja-arvon ylittyminen katukuilussa on todennäköistä nykyisellä ajoneuvokannalla, mikäli kadun raskaan liikenteen määrä ylittää 2 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.
- Väylät ovat riittävän leveitä suhteessa rakennusten korkeuteen. Rakennusten korkeus/väylän leveys -suhde < 0,7.
- Hyvin tuulettuvat, monimuotoiset korttelirakenteet, jotka lisäävät ilmanvaihtoa ja parantavat sekoittumisolosuhteita. Yhtenäistä katukuilurakennetta ja perinteisiä umpikortteleita tulisi välttää.
- Puoliavoimissa katukuiluissa tuulettumisolosuhteet ovat huomattavasti paremmat kuin katukuiluissa, joita rakennukset reunustava kummaltakin puolelta.
- Jalkakäytäviä tai pyöräteitä ei tulisi sijoittaa samaan kaupunkibulevardiin ajoneuvoliikenteen kanssa, mikäli riskinä on, että ilmanlaadun raja-arvot ylittyvät kaupunkibulevardeilla. Parempi paikka niille olisi etäämpänä, ensimmäisen rakennusrivin takana suojassa. Liikennemuotojen erottelu ei kuitenkaan tue kaupunkibulevardien syntymistä.
- Kaupunkibulevardeille tulee luoda sujuvan liikenteen edellytykset ja mahdollisuudet, koska ruuhkatilanteissa liikenteen hakeutuminen alempaan katuverkkoon nostaa pitoisuuksia laajemmalla alueella.

Työssä tarkasteltiin tarkemmin kolmen erilevyisen bulevardivaihtoehdon toteuttamiskelpoisuutta ilmanlaadun kannalta. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen on todennäköistä lähes kaikissa kaupunkibulevardien toteuttamisvaihtoehdoissa. Ilmanlaadun kannalta paras vaihtoehto olisi bulevardi 2, jonka leveys on 47 metriä, liikennemäärä 30 000 ajoneuvoa vuorokaudessa, nopeusrajoitus 60 km/h ja rakennusten korkeuden ja väylän leveyden suhdeluku 0,6. Liikennemäärästä ja pienestä raskaan liikenteen määrästä (1 500 ajoneuvoa/vrk) johtuen typpidioksidipitoisuuden raja-arvon ylittymisen riski bulevardivaihtoehdossa 2 on pienempi kuin muissa vaihtoehdoissa. Bulevardivaihtoehto 4 ei ole toteuttamiskelpoinen vaihtoehto arvioinnin perusteena olleilla liikennemäärillä (45 000 ja 70 000 ajoneuvoa vuorokaudessa).

Helsingin kaupungin ympäristöpolitiikan mukaisena ilmansuojelun keskipitkän aikavälin tavoitteena on ilmanlaadun raja-arvojen ja ohjearvojen alittaminen. Kaupunkibulevardeja suunniteltaessa myös ohjearvotasojen alittuminen tulisi huomioida. HSY on ilmanlaadun mittaustuloksiin perustuen arvioinut, että typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiar-

von ylittäessä $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, myös vuorokausiohjearvo ylittyy lähes varmasti ja ylityksiä voi vuodessa tulla useita. Helsingin nykyisissä katukuiluissa tehtyjen Ilmanlaatumittausten mukaan kaikki katukuiluissa mitatut typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat vuodesta 2004 lähtien olleet yli $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Edellä esitetyn perusteella voidaankin arvioida, että typpidioksidin vuorokausiohjearvopitoisuudet tulevat ylittymään suunnitelluilla kaupunkibulevardeilla kaikissa eri tarkasteluvaihtoehdossa, vaikka typpidioksidipitoisuuden raja-arvotaso ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ei ylittyisikään.

Suosituksia jatkotoimenpiteille (suosituksia ei ole esitetty tärkeysjärjestyksessä):

- Tarkemman liikenne-ennusteen tekeminen kaupunkibulevardien ja alemman katuverkon todennäköisistä liikennemääristä.
- Pääkaupunkiseudun päästöjen leviämismallilaskelmien päivitys. Saadaan ajantasainen kuva nykyisen ilmanlaadun alueellisesta vaihtelusta. Jotta kaupunkibulevardien aiheuttamia ilmanlaatuvaikutuksia voidaan verrata nykytilanteeseen, käytettävissä on oltava ajantasainen tieto nykytilanteen alueellisesta ilmanlaadusta kaupunkibulevardien suunnitelluilla alueilla. Edellinen selvitys (v. 2008) edusti vuoden 2005 päästötilannetta (vrt. autoliikenteen päästöjen kehitys).
- Suunnitteluratkaisujen tarkentuessa alue- tai korttelikohtaisten liikenteen päästöjen leviämismallilaskelmien tekeminen kaupunkibulevardien tarkempien toteuttamisedellytysten arvioimiseksi.
- Virtausmallinnuksen (LES) hyödyntäminen korttelirakenteiden suunnittelussa.
- Raittiin ilman sisäänottojen ja poistoilmahormien (esim. tunnelit, parkkihallit) sijoittelua tukeva mallintaminen.
- Ilmanlaadun mittausten tekeminen katuympäristöissä, jotka vastaisivat mahdollisimman hyvin suunniteltuja kaupunkibulevardeja.
- Ilmanlaadun mittausten tekeminen katukuiluissa eri korkeustasoilla.
- Ilmanlaadun mittausten tekeminen ruuhkautuvissa katukuiluissa, joissa todellinen ajonopeus on usein selvästi nopeusrajoitusta matalampi.
- Bulevardivaihtoehdon 4 jatkokehittäminen ja arviointi: pienemmät liikennemäärät katukuilun korkeus/leveys -suhteen pysyessä ennallaan.
- Kaupunkibulevardien rakentamisen reunaehdojen tärkeysjärjestykseen laittaminen ja niiden vaikuttavuuden arvioiminen, tekemällä useita erityyppisiä mallilaskelmatarkasteluja ja vertailemalla niitä toisiinsa.
- Kaupunkibulevardien toteutuksen vaiheistus siten, että liikenteen päästötaso on alentunut hyväksyttävälle tasolle moottoritekniikan kehittyessä ja ajoneuvokannan muuttuessa.
- Kaupunkibulevardien toteuttamiseen tähtäävien ratkaisujen aktiivinen kehittäminen yhteistyössä ympäristöterveyden asiantuntijatahojen ja viranomaistahojen kanssa.

Kaupunkibulevardien mahdollisen toteuttamisen ajankohta on niin kaukana tulevaisuudessa, että ennen niiden rakentamista voi tapahtua monenlaisia muutoksia mm. ajoneuvojen kehityksessä, uusien tekniikoiden käyttöönotossa sekä lainsäädännössä. Liikenne-ennusteiden ja kaupunkibulevardien suunnitteluratkaisujen tarkentuessa tulee niiden toteuttamisedellytykset arvioida uudelleen. Tässä selvityksessä tehty johtopäätökset ja rakentamisen reunaehdot tuleekin päivittää seuraavan yleiskaavakierroksen aikana vastaamaan senhetkistä tietämystä ilmanlaadun terveysvaikutuksista, ajoneuvojen moottoritekniikoiden kehityksestä, ajoneuvokannan muutoksista sekä mahdollisesti tiukentuneen ilmanlaatulainsäädännön asettamista reunaehdoista.

OSA II



Liikenne ruuhkautuu aamuisin nykyisellä Lahdenväylällä. Kuva Jatta Salmi.

6 TAUSTATIETOA ILMAN EPÄPUHTAUKSISTA

6.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät

Ilmanlaatua heikentävien ilmansaasteiden suurimpia päästölähteitä Suomessa ovat liikenne, energiantuotanto, teollisuus ja puun pienpoltto. Ilmansaasteita kulkeutuu Suomeen myös kaukokulkeumana maamme rajojen ulkopuolelta. Ilmansaasteiden päästöistä suurin osa vapautuu ilmakehän alimpaan kerrokseen, jota kutsutaan rajakerrokseksi. Rajakerroksessa päästöt sekoittuvat ympäröivään ilmaan ja ilmansaasteiden pitoisuudet laimenevat. Päästöt voivat levitä liikkuvien ilmamassojen mukana laajoille alueille. Tämän kulkeutumisen aikana ilmansaasteet voivat reagoida keskenään sekä muiden ilmassa olevien yhdisteiden kanssa muodostaen uusia yhdisteitä. Ilmansaasteet poistuvat ilmasta sateen huuhtomina (märkälasseuma), kuivalasseumana erilaisille pinnoille tai kemiallisen muutoksen kautta.

Ilmansaasteiden leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, rajakerroksessa. Sen korkeus vaihtelee säätilanteesta riippuen. Suomessa rajakerroksen korkeus on tyypillisesti alle kilometri, mutta varsinkin kesällä se voi nousta yli kahteen kilometriin. Matalimmat rajakerroksen korkeudet havaitaan yleensä talvella kovilla pakkasilla. Rajakerroksen korkeus määrää ilmatilavuuden, johon päästöt voivat välittömästi sekoittua. Rajakerroksen tuuliolosuhteet määräävät karkeasti ilmansaasteiden kulkeutumis suunnan, mutta rajakerroksen ilmapvirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi ilmansaasteiden sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenumiseen kulkeutumisen aikana. Mitä matalampi rajakerroksen korkeus on, sitä vähemmän päästöillä on tilaa laimentua ja sekoittua ja epäpuhtauspitoisuudet voivat kohota korkeiksi. Leviämisen kannalta keskeisiä meteorologisia tekijöitä ovat tuulen suunta ja nopeus, ilmakehän stabiilisuus ja sekoituskorkeus. Ilmakehän stabiilisuudella tarkoitetaan ilmakehän herkkyyttä pystysuuntaiseen sekoittumiseen. Stabiilisuuden

määrää ilmakehän pystysuuntainen lämpötilarakenne sekä mekaaninen turbulenssi eli alustan kitkan synnyttämä ilman pyörteisyys.

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

6.2 Typpidioksidi

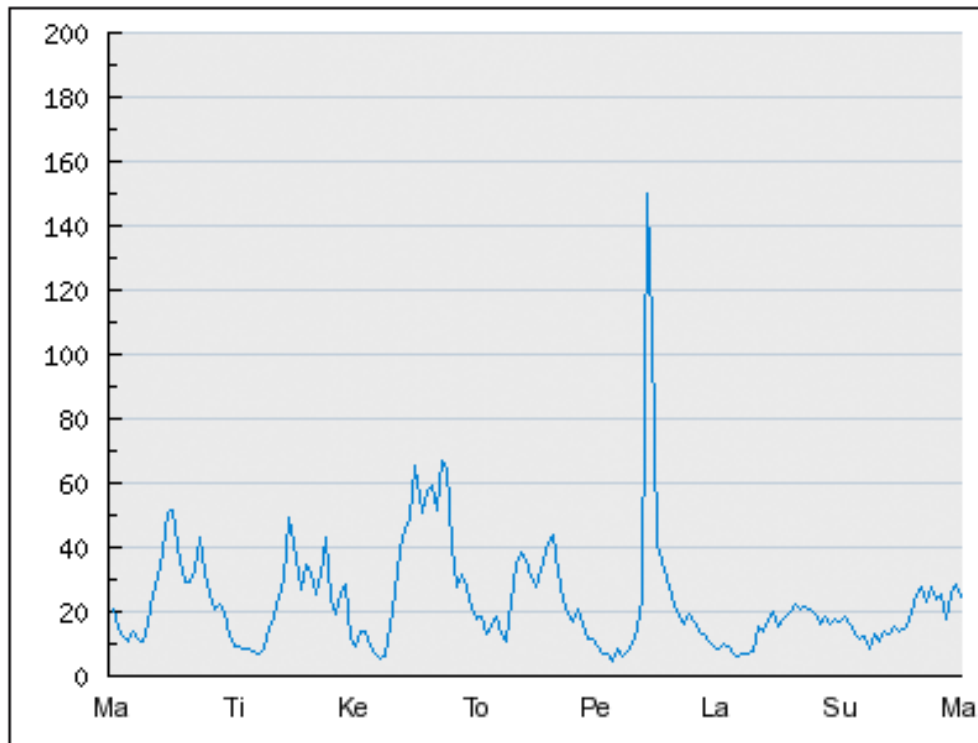
Typen yhdisteitä vapautuu päästölähteistä ilmaan typen oksideina eli typpimonoksidina (NO) ja typpidioksidina (NO₂). Näistä yhdisteistä terveysvaikutuksiltaan haitallisempaa on typpidioksidi, jonka pitoisuuksia ulkoilmassa säädellään ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoilla. Ohje- ja raja-arvoista on kerrottu lisää tämän raportin kappaleessa 7.1. Typpidioksidin määrään ilmassa vaikuttavat myös kemialliset muutuntareaktiot, joissa typpimonoksidi hapettuu typpidioksidiksi. Ulkoilman typpidioksidipitoisuuksille altistuminen on suurinta kaupunkien keskustojen ja taajamien liikenneympäristöissä. Typpidioksidipitoisuudet kohoavat tyypillisesti ruuhka-aikoina. Korkeimmillaan typpidioksidipitoisuudet ovat erityisesti tynninä ja kylminä talvipäivinä, jolloin myös energiantuotannon päästöt ovat suurimmillaan (kuvat 8 ja 9). Taajamien ja kaupunkien korkeimmat typpidioksidipitoisuudet aiheuttaa pääasiassa ajoneuvoliikenne, vaikka energiantuotannon ja teollisuuden aiheuttamat päästöt (pistemäiset päästölähteet) olisivat määrällisesti jopa suurempia autoliikenteeseen verrattuna.



Kuva Antonin Halas

Kuva 8. Ihmiset altistuvat helposti liikenteen päästöille, sillä autojen pakokaasupäästöt vapautuvat suoraan hengityskorkeudelle.

Ilmatieteen laitoksella tehdyn kansallisen ilmanlaatuarvioinnin mukaan (Komppula ym., 2014) typpidioksidipitoisuuden raja-arvot ylittyvät nykyisin ainoastaan Helsingin vilkkaasti liikennöidyillä alueilla. Korkeimmillaan typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet ilmanlaadun mittausten mukaan Helsingin vilkasliikenteisimmillä alueilla noin $40\text{--}50\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Yleensä Suomen kaupungeissa vuosikeskiarvopitoisuudet ovat noin $10\text{--}30\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Puhtailla tausta-alueilla tehtyjen ilmanlaatumittausten mukaan typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin $2\text{--}8\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa noin $1\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$.



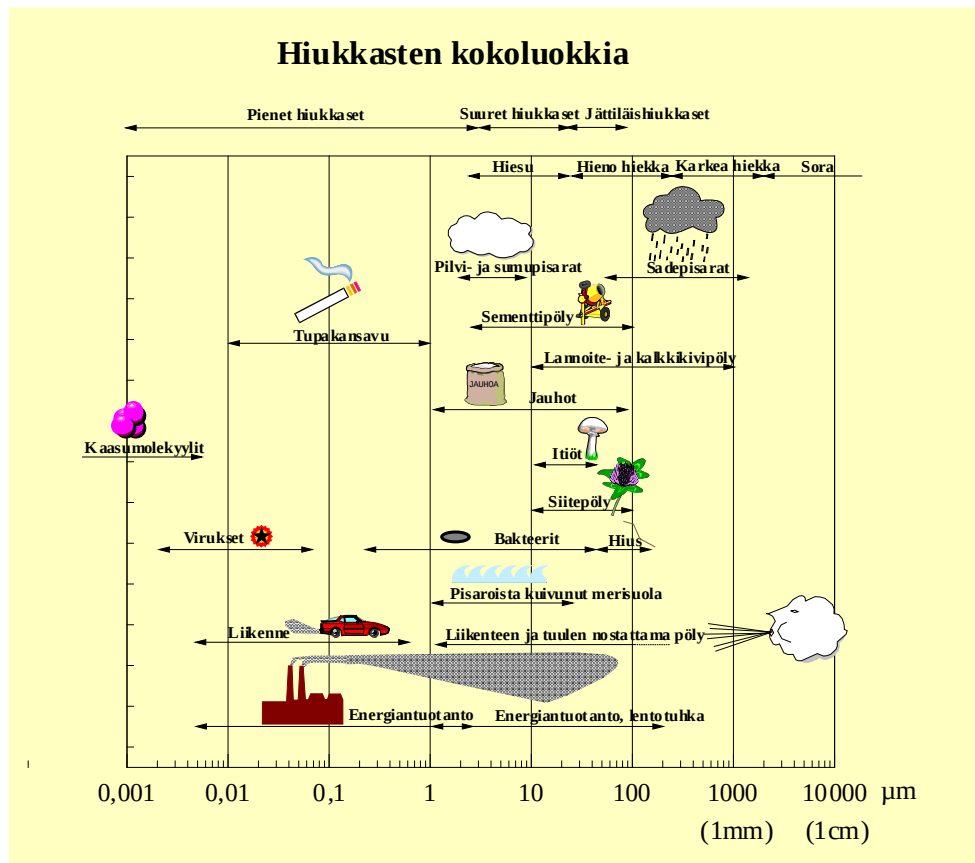
Kuva 9. Esimerkki HSY:n Mannerheimintien jatkuvatoimisen mittausaseman typpidioksidipitoisuuksista ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja niiden vaihteluista 27.1.–3.2.2014 väliseltä ajalta (varmistamattomia mittaustuloksia). Kuvan lähde *Ilmanlaatuportaali 2014*, www.ilmanlaatu.fi

6.3 Hiukkaset

Ulkoilman hiukkaset ovat nykyisin merkittävimpiä ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä Suomen kaupungeissa. Pienhiukkasia pidetään länsimaissa haitallisimpana ympäristötekijänä ihmisten terveydelle. Ulkoilman hiukkaset ovat taajamissa suurelta osin peräisin liikenteen ja tuulen nostattamasta katupölystä (ns. resuspensio) eli epäsuorista päästöistä. Hiukkaspitoisuuksia kohottavat myös nk. suorat hiukkaspäästöt, jotka ovat peräisin energiantuotannon ja teollisuuden prosesseista, autojen pakokaasuista ja puun pienpoltosta. Suorat hiukkaspäästöt ovat pääasiassa pieniä hiukkasia. Hiukkasiin on sitoutunut myös erilaisia haitallisia yhdisteitä kuten hiilivetyjä ja raskasmetalleja.

Ulkoilman hiukkasia voidaan jaotella luokkiin niiden hiukkaskoon perusteella. Hengitettäviksi hiukkasiksi (PM_{10}) kutsutaan hiukkasia, jotka ovat halkaisijaltaan alle 10 mikrometriä (μm) ja pienhiukkasiksi ($\text{PM}_{2,5}$) halkaisijaltaan alle $2,5\text{ }\mu\text{m}$ hiukkasia. Ulkoilman

hiukkasten koko on yhteydessä niiden aiheuttamiin erilaisiin vaikutuksiin. Suurempien hiukkasten korkeat pitoisuudet vaikuttavat merkittävimmin viihtyvyyteen ja aiheuttavat likaantumista. Terveysvaikutuksiltaan haitallisimpia ovat hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset, jotka kykenevät tunkeutumaan syvälle ihmisten hengitysteihin. Hiukkasten kokoluokkia on havainnollistettu kuvassa 10. Hengitettävien hiukkasten ja pienhiukkasten pitoisuuksille on lainsäädännössä annettu ohje- ja raja-arvoja, joista on kerrottu tarkemmin kappaleessa 7.1.



Kuva 10. Hiukkasten kokoluokkia. Hiukkasten koko ilmaistaan halkaisijana mikrometreissa (µm). Mikro (µ) etuliite tarkoittaa miljoonasosaa. 1 µm on siten metrin miljoonasosa eli millimetrin tuhannesosa.

Pienhiukkaspitoisuuden (PM_{2,5}) vuosikeskiarvolle määritetty raja-arvo 25 µg/m³ alittuu kaikkialla Suomessa. Korkeimmillaan vuosipitoisuus on ollut Helsingin vilkkaasti liikennöityjen teiden varsilla noin 10–13 µg/m³. Muissa Suomen kaupungeissa pitoisuustaso on noin 6–10 µg/m³. Tausta-alueilla pienhiukkaspitoisuus pienenee pohjoista kohti mentäessä ollen Etelä-Suomessa noin 5–9 µg/m³ ja Pohjois-Suomessa noin 4 µg/m³ (Komppula ym., 2014). Pitoisuuserot erityyppisten mittausympäristöjen välillä ovat melko pieniä: kaupunkiympäristön päästölähteet kohottavat vuositasolla pitoisuuksia liikenneympäristöissä noin 3–4 µg/m³ ja kaupunkitausta-alueilla noin 1–2 µg/m³ taustapitoisuuksista. Pienhiukkasten taustapitoisuudesta valtaosa on kaukokulkeutunutta hiukkasainesta, jonka lähde voi olla esimerkiksi metsä- ja maastopalot. Kaukokulkeuma on episoditilanne, jolloin ilman pienhiukkaspitoisuudet kohoavat huomattavasti normaalitasosta tuntien tai vuorokausien ajaksi poikkeuksellisissa päästötilan-

teessa. Kaukokulkeuma muodostaa huomattavan osan myös kaupunki-ilman pienhiukkaspitoisuuksista (*Alaviippola ja Pietarila, 2011*).



Kuva Pia Anttila

Kuva 11. Itä-Euroopan ja Venäjän metsäpalojen aiheuttama pienhiukkasten kaukokulkeumaepisodi 9.8.2006, jolloin pienhiukkasten korkein tuntipitoisuus oli noin $60\text{--}70\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (vasen kuva) verrattuna tavanomaiseen tilanteeseen (oikea kuva, 29.9.2006), jolloin hiukkaspitoisuustaso oli keskimäärin $7\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$.

Hengitettävien hiukkasten vuosipitoisuudelle annettu raja-arvo $40\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ on alittunut Suomessa. Pääkaupunkiseudulla mitatut hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet suurimmillaan tasoa $25\text{--}30\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Yleisesti Suomen kaupunkien keskusta-alueilla hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvot ovat noin $10\text{--}20\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$. Puhtailla tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin $10\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa noin $3\text{--}6\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ (*Komppula ym., 2014*). Suurimmat hetkelliset hiukkaspitoisuudet esiintyvät vilkkaasti liikennöidyissä kaupunkikeskustoissa. Liikenteen vaikutukset korostuvat matalan päästökorkeuden vuoksi. Hengitettävälle hiukkasille annettu vuorokausiohjearvo ylittyy keväisin yleisesti Suomen kaupungeissa. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuudelle annettu raja-arvo on sen sijaan ylittynyt viimeksi vuonna 2006 Helsingin keskustassa.

Suomessa hiukkaspitoisuudet ovat korkeimmillaan maalishuhtikuussa katupölykaudella. Pölyä kerääntyy katu ympäristöön talven aikana monista eri lähteistä. Suurin osa hiukkasmassasta on auton renkaiden kuluttaman tienpinnan muodostamaa asfalttipölyä, liukkaudentorjunnassa käytetyn hiekoitushiekan jauhautumisesta syntynyttä pölyä ja jarruista syntyvää pölyä. Asfalttipölyä irtoaa tienpinnasta, kun nastarenkaat kuluttavat tien pintaa. Myös hiekoitushiekka kuluttaa renkaiden alla asfaltin pintaa toimien ikään kuin hiekkapaperina. Kun lumet sulavat keväällä ja maanpinta kuivuu, katupöly nousee ilmaan liikenteen ilmapirtojen ja tuulen nostattamana (ns. resuspensio). Katupölyä esiintyy eniten kuivina kevätpäivinä vilkasliikenteisillä tieosuuksilla. Katupölyä voi esiintyä myös syksyisin ja talvisin hiekoitus- ja talvirengaskauden alettua sekä kesäaikaan esimerkiksi rakennustyömaiden pölyämisen vuoksi. Katupöly on määritelmän mukaan materiaalien kulumisesta muodostuneita hiukkasia, joiden massasta pääosa on karkeissa hiukkasissa ($2,5\text{--}10\text{ }\mu\text{m}$). Katupöly koostuu suurelta osin kiviainesperäisistä mineraalihiukkasista, joiden päälähteenä on nastarenkaiden kuluttama tien kiviaines ja hiekoitushiekka (*Kupiainen ym., 2013*).

Keväinen katupölykausi on episoditilanne, jolloin hengitettävien hiukkasten pitoisuudet kohoavat huomattavasti normaalitasosta poikkeuksellisessa päästötilanteessa. Talven

ja kevään sääolot sekä katujen talvikunnossapito (esim. käytetyt liukkaudentorjunta-menetelmät ja pölynsidonta) vaikuttavat siihen, kuinka paljon katupölyä kertyy katujen pinnoille ja milloin se nousee ilmaan katujen kuivahtaessa. Pölyn vapautumista ilmaan vähentävät talvikauden aikana katu ympäristöstä lumikuormien mukana poiskuljetettu materiaali, runsaat sateet ja sulamisvedet. Tämän vuoksi kevään katupölykauden ajankohta ja voimakkuus vaihtelevat sekä vuosittain että katukohtaisesti (HSY, 2012). Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksiin voidaan vaikuttaa tehokkaasti katujen oikea-aikaisella puhdistuksella. Katupölypäästöjä voidaan aktiivisesti vähentää tehokkaalla hiekoitushiekan poistolla, käyttämällä liukkaudentorjunnassa hiekoitussepeleä, josta hienojakoinen aines on seulottu ja pesty pois sekä kastelemalla pääkadut ja pölyämisen kannalta ongelmallisimmat alueet laimealla suolaliuoksella pölyn sitomiseksi. Laimea kalsiumkloridiliuos (CaCl_2) on havaittu tehokkaimmaksi liuokseksi pölynsidonnassa (Komppula ym., 2012). Lisäksi katupölyn muodostumista voidaan vähentää alentamalla ajonopeuksia (Pirjola, 2014).



Kuva Juha Poutanen

Kuva 12. Katupölypäästöjä voidaan aktiivisesti vähentää tehokkaalla katujen pesulla.

6.4 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset

Ilman epäpuhtauksilla voi olla erilaisia haittavaikutuksia ihmisten terveyteen. Altistuminen ilman epäpuhtauksille on sitä suurempaa mitä korkeampia hengitysilman pitoisuudet ovat ja mitä kauemmin ihminen hengittää tällaista ilmaa. Kaupunkien keskustoissa ja vilkkaasti liikennöidyillä alueilla liikkuvat ja asuvat ihmiset altistuvat ilmansaasteille muita enemmän. Ihmisten oireet voivat olla erittäin yksilöllisiä ja ihmisten herkkyys ilmansaasteille vaihtelee. Tyypillisesti ilman epäpuhtauksille herkimpiä väestöryhmiä ovat lapset ja iäkkäät ihmiset sekä sellaiset henkilöt, jotka muuten kärsivät jostain perussairaudesta (hengityselin- ja sydänsairaudet). Suomessa esiintyvät ilmansaastei-

den pitoisuustasot eivät suurimmalle osalle ihmisistä aiheuta merkittäviä terveyshaittoja. Viihtyisyyshaitat tai ärsytysoireet sen sijaan koskettavat useimpia ihmisiä.

Typpidioksidille herkimpiä väestöryhmiä ovat lapset ja astmaatikot, joiden hengitysoireita kohonneet pitoisuudet voivat lisätä suhteellisen nopeasti. Pakkaskaudella tapahtuva typpidioksidipitoisuuden kohoaminen on erityisen haitallista astmaatikoille, koska jo puhtaan kylmän ilman hengittäminen rasituksessa aiheuttaa useimmille astmaatikoille keuhkoputkien supistusta ja typpidioksidi pahentaa tästä aiheutuvia oireita kuten hengenahdistusta ja yskää. Typpidioksidi voi lisätä hengitysteiden herkkyyttä muille ärsykkeille, kuten allergeeneille, kylmälle ilmalle ja siitepölyille. Kokeellisissa lyhytaikaistutkimuksissa on havaittu typpidioksidin aiheuttavan haitallisia muutoksia hengityselimistössä. Pitkäaikainen typpidioksidille altistuminen on aiemmin yhdistetty moniin terveyshaittoihin, mutta voi uusimpien tutkimusten mukaan osittain selittyä hiukkasten aiheuttamilla terveyshaitoilla (*Lanki, 2014*).

Hengitettävät hiukkaset (PM_{10}) pystyvät kulkeutumaan hengitysilman mukana alempiin hengitysteihin eli henkitorveen ja keuhkoputkiin, mutta pienhiukkaset ($PM_{2,5}$) tunkeutuvat keuhkorakkuloihin asti. Alle $0,1\ \mu m$:n hiukkaset määritellään ultrapieniksi hiukkasiksi, jotka voivat päästä tunkeutumaan keuhkorakkuloista edelleen verenkiertoon. Pienhiukkasten haitallisista terveysvaikutuksista on olemassa eniten tutkimustuloksia, mutta myös hengitettävillä hiukkasilla ja ultrapienillä hiukkasilla on todettu olevan haittavaikutuksia. Pitkäaikainen, vuosia kestävä hiukkasaltistus on erityisen haitallista. Pienhiukkaset ovat THL:n mukaan merkittävin ympäristöterveysriski Suomessa. Käsitys siitä, ettei ole olemassa haitatonta hiukkaspitoisuustasoa, on vahvistunut uusimpien tutkimusten myötä, sillä haittavaikutuksia on havaittu myös pitoisuuksilla, jotka ovat alle lainsäädännön määräämän raja-arvotason (*Lanki, 2014*).

Hiukkaspitoisuuksien kohoaminen heikentää keuhkojen toimintakykyä, lisää sairastuvuutta hengitystietulehduksiin ja astmakohtauksiin sekä lisää kuolleisuutta hengityselinten sairauksiin ja sydän- ja verisuonitauteihin. Pitkäaikaisen pienhiukkasaltistuksen on todettu lyhentävän keskimääräistä elinikää, lisäävän astmariskiä ja hidastavan keuhkojen kasvua lapsilla. Lisäksi kansainvälinen syöpätutkimuskeskus IARC on luokitellut ulkoilman hiukkaset karsinogeenisiksi eli syöpävaaraa aiheuttaviksi. THL:n arvion mukaan pienikin lisä pienhiukkaspitoisuudessa lisää kuolleisuuden ja vakavien terveyshaittojen ilmaantuvuutta.

7 ILMANLAATUUN LIITTYVÄ LAINSÄÄDÄNTÖ

7.1 Ulkoilmaan liittyvä lainsäädäntö

Ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia ulkoilmassa voidaan arvioida vertaamalla niitä ilmanlaadun raja-, ohje-, kynnys- ja tavoitearvoihin. EU:n ilmanlaatudirektiiviin perustuvat, kaikissa jäsenmaissa voimassa olevat raja-arvot ovat sitovia ja ne eivät saa ylittyä alueilla, joissa asuu tai oleskelee ihmisiä. Raja-arvot eivät ole voimassa esimerkiksi teollisuusalueilla tai liikenneväylillä, lukuun ottamatta kevyen liikenteen väyliä. Kansalliset ilmanlaadun ohjearvot eivät ole yhtä sitovia kuin raja-arvot, mutta niitä käytetään esimerkiksi kaupunkisuunnittelun tukena ja ilman pilaantumisen vaaraa aiheuttavien toimintojen sijoittamisessa. Tavoitteena on ennalta ehkäistä ohjearvojen ylittyminen sekä taata hyvän ilmanlaadun säilyminen. Kynnysarvot määrittelevät ilman epäpuhtauksien tason, jolloin asukkaille on välittömästi tiedotettava pitoisuuksien kohoamisesta. Tavoitearvoilla ohjataan puolestaan terveys- ja luontovaikutusten vähentämiseen.

Raja-arvot (Vna 38/2011) määrittelevät ilmansaasteille sallitut korkeimmat pitoisuudet. Raja-arvoilla pyritään vähentämään tai ehkäisemään terveydelle ja ympäristölle haitallisia vaikutuksia. Raja-arvon numeroarvon ylityksistä on viipymättä tiedotettava väestölle. Tietojen saatavuudesta vastaa ensisijaisesti tiedon tuottaja, kuten ilmanlaadun mittauksista vastaava kunta, toiminnanharjoittaja tai Ilmatieteen laitos. Kunnan on ympäristönsuojelulain (527/2014) mukaan laadittava ja toimeenpantava keskipitkän ja pitkän aikavälin ilmansuojelusuunnitelma raja-arvon alittamiseksi ja raja-arvon ylityksen keston lyhentämiseksi, jos raja-arvot ylittyvät tai ovat vaarassa ylittyä. Lisäksi kunta voi harkintansa mukaan laatia lyhyen aikavälin toimintasuunnitelman raja-arvon alittamiseksi ja ylityksen keston lyhentämiseksi. Ilman epäpuhtauksien aiheuttamien terveyshaittojen ehkäisemiseksi ulkoilman typpidioksidin ja hiukkasten pitoisuudet eivät saisi ylittää taulukon 3 raja-arvoja alueilla, joilla ihmiset saattavat altistua ilmansaasteille. Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) raja-arvot tulivat voimaan vuonna 2005 ja typpidioksidin (NO₂) ja pienhiukkasten (PM_{2,5}) raja-arvot vuonna 2010.

Taulukko 3. Terveyshaittojen ehkäisemiseksi annetut ulkoilman typpidioksidin, pienhiukkasten ja hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia koskevat raja-arvot (Vna 38/2011).

Ilman epäpuhtaus	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo µg/m ³ (293 K, 101,3 kPa)	Sallittujen ylitysten määrä kalenterivuodessa (vertailujakso)
Typpidioksidi (NO ₂)	1 tunti	200	18
Typpidioksidi (NO ₂)	kalenterivuosi	40	–
Pienhiukkaset (PM _{2,5})	kalenterivuosi	25	–
Hengitettävät hiukkaset (PM ₁₀)	kalenterivuosi	40	–
Hengitettävät hiukkaset (PM ₁₀)	24 tuntia	50	35

Typenoksidipitoisuuksien (NO_x) vuosikeskiarvoon perustuva kriittinen taso 30 µg/m³ on annettu kasvillisuuden ja ekosysteemien suojelemiseksi ja se on voimassa laajoilla maa- ja metsätalousalueilla ja luonnonsuojelun kannalta merkityksellisillä alueilla.

Ilmanlaadun ohjearvot (*Vnp 480/1996*) on otettava huomioon suunnittelussa ja niitä sovelletaan mm. alueiden käytön, kaavoituksen, rakentamisen ja liikenteen suunnittelussa ja ympäristölupaharkinnassa. Ohjearvojen soveltamisen avulla pyritään ehkäisemään ilmansaasteiden aiheuttamia terveysvaikutuksia. Ohjearvojen ylittyminen on pyrittävä estämään pitkällä aikavälillä. Suomessa voimassa olevat ulkoilman typpidioksidin pitoisuuksia koskevat ilmanlaadun ohjearvot on esitetty taulukossa 4. Pienhiukkasten pitoisuudelle ei ole annettu ohjearvoja, koska ohjearvojen asettamisen aikaan (vuonna 1996) ei ollut vielä tarpeeksi tietämystä pienhiukkasten haitallisista terveysvaikutuksista. Taulukossa 4 esitetään lisäksi WHO:n terveysperusteiset ohjearvot pienhiukkasten vuorokausipitoisuudelle ja vuosipitoisuudelle (*WHO, 2006*). WHO:n ohjearvot ovat suosituksia. Pienhiukkasten raja-arvot voivat mahdollisesti tulevaisuudessa tiukentua, koska nykyisen raja-arvon ja WHO:n terveysperusteisten ohjearvojen ero on suuri.

Taulukko 4. Ulkoilman typpidioksidin, pienhiukkasten ja hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia koskevat ilmanlaadun ohjearvot (*Vnp 480/1996, WHO, 2006*).

Ilman epäpuhtaus	Ohjearvo $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (293 K, 101,3 kPa)	Tilastollinen määrittely
Typpidioksidi (NO_2)	150	Kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
Typpidioksidi (NO_2)	70	Kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Pienhiukkaset ($\text{PM}_{2,5}$)	25 *	Suurin vuorokausikeskiarvo
Pienhiukkaset ($\text{PM}_{2,5}$)	10 *	Vuosikeskiarvo
Hengitettävät hiukkaset (PM_{10})	70	Kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo

* WHO:n ohjearvo

Maankäyttö- ja rakennuslaissa (*MRL, 132/1999*) alueiden käytön suunnittelun tavoitteena on mm. edistää terveellisen, viihtyisän ja turvallisen elin- ja toimintaympäristön luomista. Se edellyttää, että yleiskaavaa laadittaessa on otettava huomioon mahdollisuudet turvalliseen, terveelliseen ja eri väestöryhmien kannalta tasapainoiseen elinympäristöön. Terveellisessä, viihtyisässä ja turvallisessa elinympäristössä ilman epäpuhtaudet eivät kuormita ihmistä. Ympäristönsuojelulain mukaan (*527/2014*) ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttavassa toiminnassa on periaatteena, että haitalliset ympäristövaikutukset ehkäistään ennakolta tai rajoitetaan ne mahdollisimman vähäisiksi. Ympäristön pilaantumisen vaaraa aiheuttava toiminta on mahdollisuuksien mukaan sijoitettava siten, ettei toiminnasta aiheudu pilaantumista tai sen vaaraa.

Kappaleessa 9 on kerrottu Helsingin kaupungin ilmanlaadusta suhteessa raja- ja ohjearvoihin.

7.2 Sisäilmaan liittyvä lainsäädäntö

Ulkoilmassa olevat hiukkaset vaikuttavat merkittävästi myös sisäilman laatuun, koska käytännöllisesti katsoen aina ulkoilman epäpuhtauksia kulkeutuu joko hallitsemattomien ilmapurkauksien tai ilmanvaihdon välityksellä sisäilmaan. Rakennusten sisäilmastoa ja ilmanvaihtoa koskevat määräykset ja ohjeet on annettu Suomen rakentamismääräyskokoelman osassa D2 "Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto" (*Ympäristöministeriön asetus 1/11*). Määräykset ovat velvoittavia ja ne koskevat uuden rakennuksen sisäil-

mastoa ja ilmanvaihtoa. Ohjeet eivät ole velvoittavia, vaan muitakin kuin rakentamismääräyskokoelmassa esitettyjä ratkaisuja voidaan käyttää, jos niillä saavutetaan rakentamiselle asetetut vaatimukset. Määräysten mukaan rakennus on suunniteltava ja rakennettava kokonaisuutena siten, että oleskeluvyöhykkeellä saavutetaan kaikissa tavanomaisissa sääolosuhteissa ja käyttötilanteissa terveellinen, turvallinen ja viihtyisä sisäilmasto.

Rakennusten suunnittelussa ja rakentamisessa on terveellisen, turvallisen ja viihtyisän sisäilmaston saavuttamiseksi otettava yleensä huomioon mm. ulkoiset kuormitustekijät kuten ulkoilman laatu sekä sijainti ja rakennuspaikka. Ohjeen mukaan ilmanvaihtoteknisiä keinoja tulee käyttää rajoittamaan ulkoisten kuormitustekijöiden vaikutusta. Määräysten mukaan ulkoilmalaitteet on sijoitettava siten, että rakennukseen tuleva ulkoilma on mahdollisimman puhdasta, eikä ilmaa ei saa ottaa ilmanlaatua heikentävän rakenteen tai rakennusosan kautta. Ohjeena on, että ulkoilmalaitteet sijoitetaan mahdollisimman ylös, yleensä rakennuksen liikenneväylän vastakkaiselle puolelle, jos rakennus sijaitsee lähempänä kuin 50 metriä vilkasliikenteisen ajoväylän keskiviivasta. Liikenneväylä katsotaan vilkasliikenteiseksi, jos keskimääräinen vuorokausiliikenne (KVL) on yli 10 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.

Ilmanlaadusta määrätään, että rakennus on suunniteltava ja rakennettava siten, ettei sisäilmassa esiinny terveydelle haitallisessa määrin kaasuja, hiukkasia tai mikrobeja eikä viihtyisyyttä alentavia hajuja. Rakentamismääräyskokoelman ohjeessa todetaan, että hiukkasten ja typpidioksidin osalta pitoisuuksien tulisi olla enintään ilmanlaadusta annetun valtioneuvoston asetuksen mukaisia. Ohjeessa viitataan valtioneuvoston asetukseen ilmanlaadusta 711/2001, joka kuitenkin nykyisin on korvattu valtioneuvoston asetuksella 38/2011.

Rakentamismääräyskokoelmassa määrätään ilmanvaihtojärjestelmistä, että ne on suunniteltava ja rakennettava rakennuksen suunnitellun käyttötarkoituksen ja käytön perusteella siten, että ne luovat omalta osaltaan edellytykset tavanomaisissa sääoloissa ja käyttötilanteissa terveelliselle, turvallisella ja viihtyisälle sisäilmastolle. Huonetiloissa tulee olla ilmanvaihto, jolla käyttöaikana taataan terveellinen turvallinen ja viihtyisä sisäilman laatu. Epäpuhtaudet eivät saa haitallisessa määrin päästä leviämään rakennuksessa ilmakehän tai ilmanvaihtolaitteiden kautta.

Tuloilman suodatustaso määräytyy sisäilman laadulle asetettujen vaatimusten ja ulkoilman laadun perusteella. Oleskelutilojen tuloilma on yleensä suodatettava. Tuloilman suodatus suunnitellaan yleensä siten, että ilmansuodattimien erotusaste on vähintään 80 % 1,0 µm:n hiukkasilla suodattimien käyttöiän aikana. Tätä vastaava ilmansuodattimien luokka on F7. Suodatinkehyksen ja ilman virtaussuunnassa sen jälkeen olevien alipaineisten osien vuotoilmavirta ei saa merkittävästi heikentää suodatuksen tehokkuutta. Taajama- ja teollisuusalueiden ulkopuolella ja etäällä vilkasliikenteisistä liikenneväylistä sijaitsevien rakennusten tuloilman suodatus suunnitellaan yleensä siten, että ilmansuodattimena on vähintään karkeasuodatin. Tätä vastaava ilmansuodattimen luokka on G4.

8 ILMANLAADUN ARVIOINTIMENETELMÄT

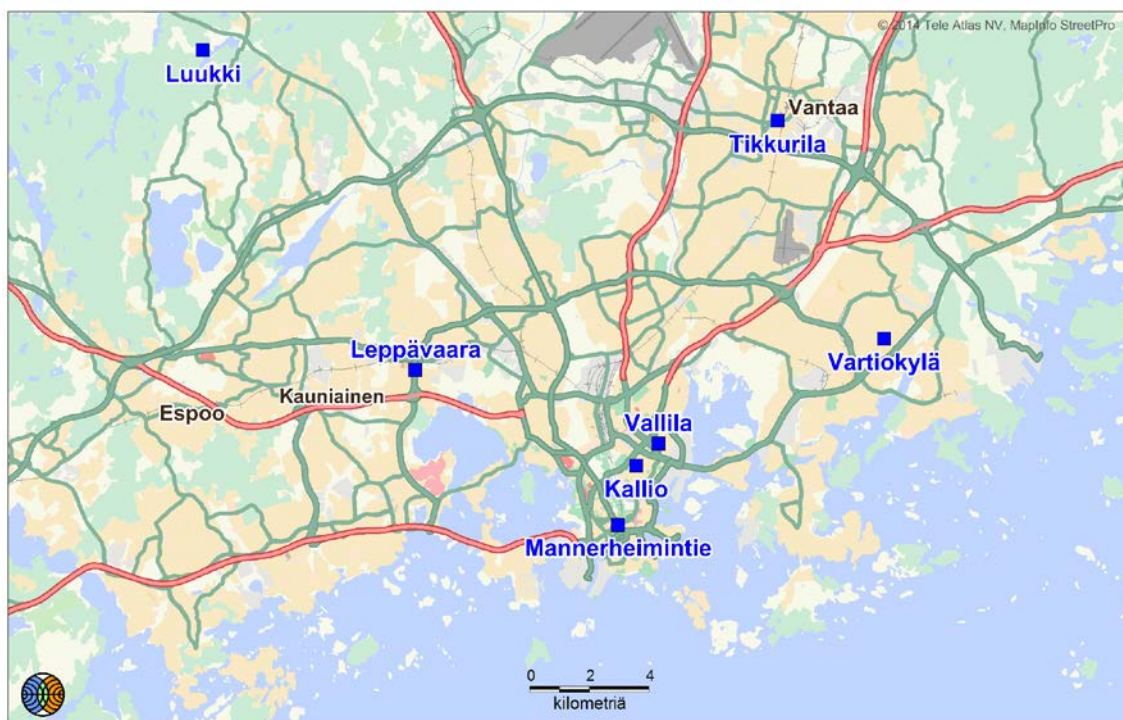
Ympäristönsuojelulain mukaan kunnan on alueellaan huolehdittava paikallisten olojen edellyttämästä tarpeellisesta ympäristön tilan seurannasta, kuten ilmanlaadun seurannasta. Seurantatiedot on julkistettava ja niistä on tiedotettava tarvittavassa laajuudessa.

Ilmanlaatudirektiivin mukaan EU:n jäsenvaltioiden tulisi seurata ilmanlaatua EU:n alueella yhteisin menetelmin ja arviointiperustein. Kukin jäsenmaa arvioi ilman epäpuhtauksien pitoisuustasot koko alueellaan ja raportoi komissiolle ilmanlaadun seuranta-alueiden luokituksen suhteessa arviointikynnyksiin. Jatkuvan ilmanlaadun seurannan vähimmäismäärä ja menetelmät riippuvat seuranta-alueen asukasmäärästä ja pitoisuuksien tasosta verrattuna arviointikynnyksiin. Ilmanlaadun mittausvelvoitteet seuranta-alueilla määräytyvät eri epäpuhtauspitoisuuksien suhteesta ylempään ja alempaan arviointikynnykseen.

Jatkuvia ilmanlaadun mittauksia on tehtävä ”seuranta-alueilla, joilla ylempi arviointikynnyks ylittyy sekä seuranta-alueilla, joilla ilman epäpuhtauksien pitoisuudet ovat ylemmän ja alemman arviointikynnyksen välissä. Jos ilman epäpuhtauksien pitoisuudet ovat alemman arviointikynnyksen alapuolella riittää, että ilmanlaatua seurataan yksinomaan suuntaa-antavien mittausten, mallintamistekniikoiden, päästökartoitusten tai muiden vastaavien menetelmien perusteella.” (Vna 38/2011)

8.1 Ilmanlaadun mittaukset

Kuntien vastuulla on perustaa ja ylläpitää paikallisten olojen edellyttämät ilmanlaadun mittausasemat. Usein lähikunnat hoitavat mittaustoimintaansa yhteistyössä, muodostaen yhteisen mittausverkon. Suomessa on kaikkiaan noin sata pysyväisluonteista ilmanlaadun mittausasemaa kolmenkymmenen mittausverkon alaisuudessa noin 60 kunnan alueella. Pääkaupunkiseudulla ilmanlaadun mittauksista vastaa Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY). Mittausasemat ovat erityyppisissä ympäristöissä ja niiden avulla saadaan monipuolinen kuva kaupunki-ilman laadusta. Pääkaupunkiseudulla on 7 kiinteää ilmanlaadun mittausasemaa (kuva 13) ja 3 siirrettävää asemaa, jotka vaihtavat vuosittain paikkaansa. Näiden lisäksi HSY käyttää myös passiivikeraimiä kaasumaisten yhdisteiden suuntaa-antavina ja täydentävinä mittauksina. Pääkaupunkiseudun ilmanlaatua onkin mitattu yli sadassa erillisessä pisteessä viimeisen kymmenen vuoden aikana.

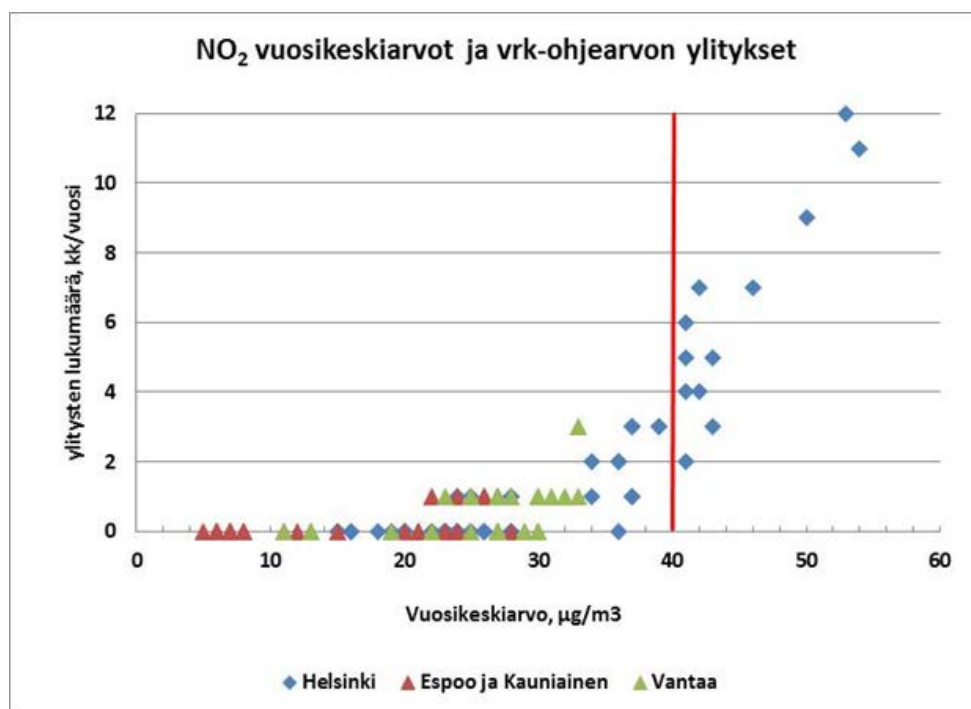


Kuva 13. HSY:n pysyvien ilmanlaadun mittausasemien sijainti pääkaupunkiseudulla. Mittausasemat sijaitsevat erityyppisissä ympäristöissä, jotta saadaan selville millaisille pitoisuustasoille ihmiset altistuvat liikenneympäristöissä (Mannerheimintie, Vallila, Espoon Leppävaara ja Vantaan Tikkurila), Helsingin kantakaupungin asutusalueilla (Kallio), pientalovaltaisella asutusalueella (Vartiokylä) tai millaiset pitoisuustasot ovat maaseutumaisella tausta-alueella (Espoon Luukki).

Ilmanlaadun mittaaminen on pääosin reaaliaikaista ja automaattista. Mittalaitteet pystyvät analysoimaan pitoisuuksia jopa useita kertoja sekunnissa. Ilmanlaadun seurannassa lyhin tarkasteltava ajanjakso on kuitenkin yksi tunti, jolloin mittausjärjestelmä laskee mittauksista tunnin pitoisuuskeskiarvon. Rikkidioksidin, typidioksidin, otsonin, hiilimonoksidin, haisevien rikkiyhdisteiden ja hiukkasmassan pitoisuuksien seuraamiseen on olemassa mittalaitteita, joilla pitoisuustiedot saadaan reaaliaikaisesti. Hiukkasten kemiallisen koostumuksen ja orgaanisten yhdisteiden pitoisuuksien mittaukset perustuvat näytteiden keräämiseen (vuorokausi- tai viikkonäytteet) ja niiden analysointiin myöhemmin laboratoriossa. Ilmanlaatumittausten laatuvaatimukset on määritetty direktiiveissä ja niistä johdetuissa kansallisissa säädöksissä. Ilmanlaatudirektiivissä on myös ohjeistusta ilmanlaadun mittausten sijoittamisesta sopiviin paikkoihin.

Ilmanlaadun jatkuvia mittauksia täydennetään nk. passiivikeräinmenetelmällä tehtävillä mittauksilla, jolla ilmasta voidaan mitata esim. typidioksidin tai rikkidioksidin pitoisuuksia. Menetelmä ei ole niin tarkka kuin jatkuvatoimiset mittaukset, joten passiivikeräinmittausten tulokset ovat suuntaa-antavia. Passiivikeräimillä ei voida mitata lyhytaikaispitoisuuksia eli tunti- tai vuorokausikeskiarvoja vaan niillä saadaan tulokseksi pitoisuuksien kuukausikeskiarvoja ja niistä edelleen laskettu pitoisuuksien vuosikeskiarvo. Vertaamalla vuosikeskiarvoa pysyvien mittausasemien vuosikeskiarvoon ja niillä havaittuihin vuorokausiohjearvojen ylityksiin, voidaan arvioida vuorokausiohjearvon ylittymisen mahdollisuutta passiivikeräinmittauspisteissä. Kuvassa 14 on esitetty HSY:n mittausasemilla mitatut typidioksidin vuosikeskiarvot vuosina 2001–2013 ja niiden

kuukausien lukumäärä/vuosi, jolloin vuorokausiohjeearvo on ylittynyt. Kuvasta voidaan havaita, että typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvon ollessa alle $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vuorokausiohjeearvo ei ylity. Vuosikeskiarvon ollessa $20\text{--}30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ohjeearvon ylittyminen on mahdollista, mutta ylityksiä on todennäköisesti enintään yksi vuodessa. Vuosikeskiarvopitoisuuden ylittäessä $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$, vuorokausiohjeearvo ylittyy tällä paikalla lähes varmasti ja ylityksiä voi olla vuosittain useita. Esimerkiksi Töölöntullissa vuonna 2010 typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvo oli $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja vuorokausiohjeearvo ylittyi joka kuukausi. Tuntiohjeearvon ja tuntiraja-arvotason ylittyminen on niin harvinaista, että niistä ei ole mahdollista tehdä vastaavaa arviointia (HSY).



Kuva 14. Typpidioksidin vuosipitoisuudet pääkaupunkiseudun jatkuvatoimisilla mittausasemilla vuosina 2001–2013 sekä havaitut vuorokausiohjeearvojen ylitykset (kuukausien lukumäärä). Typpidioksidin vuosisiraja-arvo on $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (punainen pystyviiva). Kuva HSY.

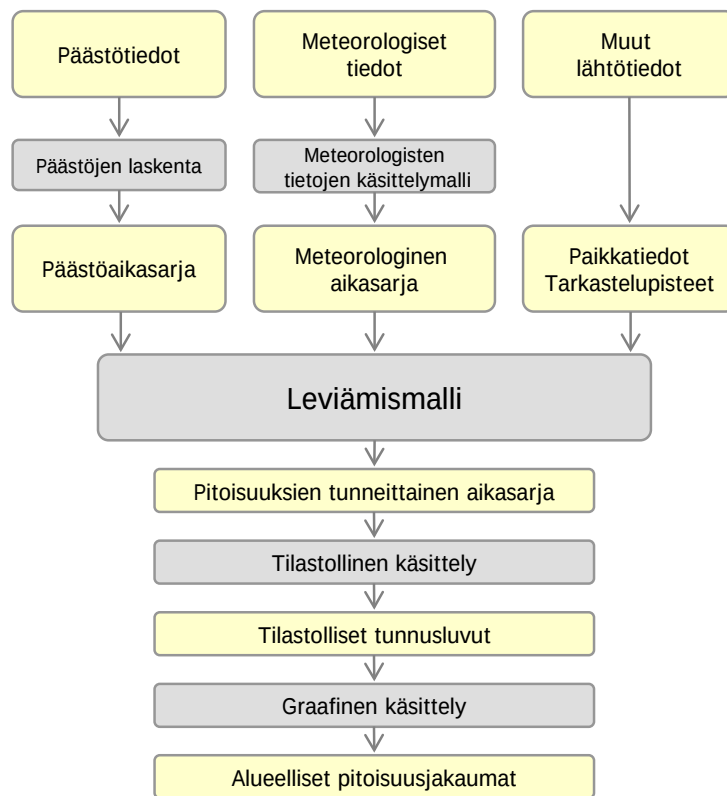
HSY mittaa pääkaupunkiseudun ilmanlaadun mittausasemilla pienhiukkasten, hengitettävien hiukkasten, typpidioksidin, typpimonoksidin, otsonin, rikkidioksidin, mustan hiilen ja bentseenin pitoisuuksia sekä hiukkasten kokojakaumaa ja lukumäärää. Lisäksi pääkaupunkiseudulla tehdään mittauksia IVL-tyyppisillä typpidioksidin passiivikeräimillä kuukauden jaksoissa ja tuloksena näistä saadaan typpidioksidin kuukausikeskiarvot ja vuosikeskiarvo. Ilmanlaadun jatkuvatoimiset mittaustulokset päivittyvät tunneittain HSY:n verkkosivuille ja Ilmatieteen laitoksen ylläpitämään valtakunnalliseen Ilmanlaatuportaaliin (www.ilmanlaatu.fi). Näistä molemmista löytyvät sekä eri ilman epäpuhtauksien pitoisuustiedot että ilmanlaatuutilanne kuvattuna viisiportaisella ilmanlaatuindeksillä (asteikko hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono, erittäin huono) reaaliaikaisesti.

8.2 Leviämismallilaskelmat

Päästöjen leviämismalleilla tutkitaan eri ilmansaasteiden kulkeutumista ilmakehässä ja ilmansaasteiden pitoisuuksien muodostumista tutkimusalueelle. Leviämismallit ovat tietokoneohjelmistoja, joiden avulla lasketaan päästöjen leviämistä pyrkien jäljittelemään ilmakehässä tapahtuvia fysikaalisia ja kemiallisia ilmiöitä mahdollisimman todenmukaisesti. Malleihin sisältyy usein myös laskentamenetelmiä, joiden avulla voidaan kulkeutumisen lisäksi tarkastella ilmansaasteiden muuntumista ja kemiallisia reaktioita kulkeutumisen aikana sekä poistumista ilmakehästä laskeutumaan.

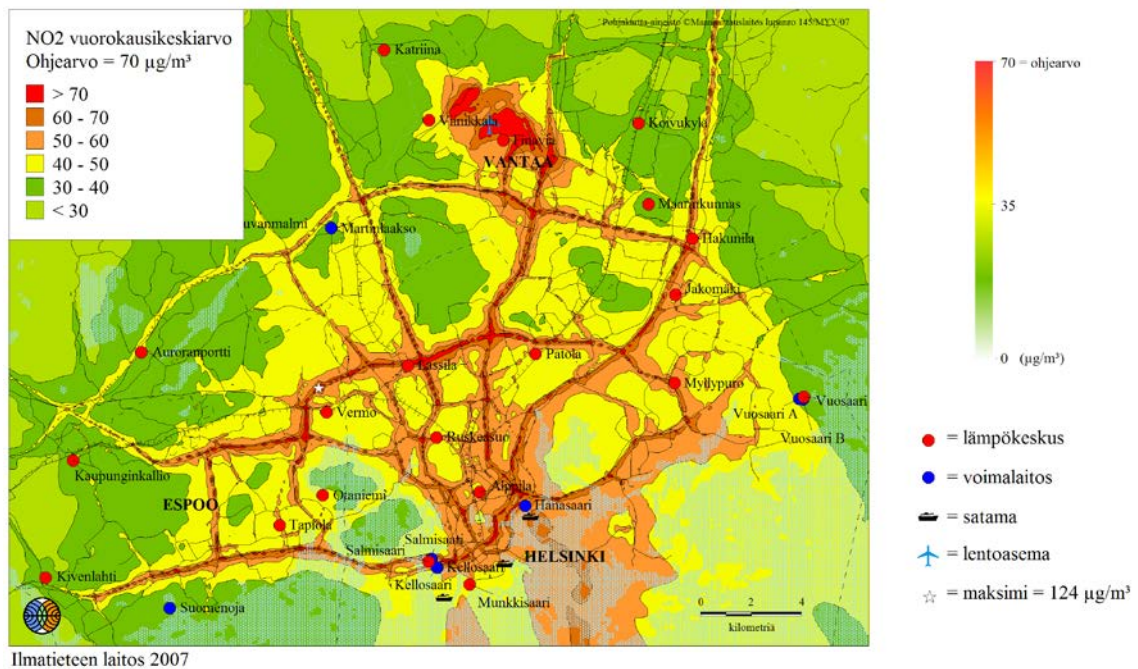
Leviämismalleilla voidaan tuottaa luotettavaa tietoa ilmanlaadusta mm. kaupunki- ja liikennesuunnittelun ja ilmansuojelutoimenpiteiden suunnittelun tueksi sekä pitoisuuksien ja väestön altistumisen arvioimiseksi. Mallilaskelmien tulosten luotettavuus riippuu useasta tekijästä, kuten asianmukaisen mallin käytöstä, lähtötietojen (kuten päästötiedot ja meteorologia) edustavuudesta ja mallintajan asiantuntemuksesta. Mallilaskelmilla voidaan täydentää paikallisten ilmanlaatumittausten tuottamia tietoja, sillä leviämismallien tulokset kertovat epäpuhtauspitoisuuksien alueellisesta jakautumisesta suuremmalla alueella ja pitoisuuksien ajallisesta vaihtelusta koko valitun tarkastelujakson ajalla. Leviämismallilaskelmat ovat ainoa keino tulevan ilmanlaadun ennustamiseen ja ilmanlaatuilanteessa tapahtuvan muutoksen arvioimiseen erilaisissa suunnittelukohteissa ja -vaihtoehdoissa. Leviämismallien avulla voidaan selvittää myös eri päästölähteiden osuuksia kokonaispitoisuudesta ja vertailla erilaisten ilmansuojelukeinojen tehokkuutta.

Leviämismallien lähtötiedoiksi tarvitaan tietoja päästöistä ja niiden lähteistä, mittaamalla ja mallittamalla saatuja tietoja ilmakehän tilasta (meteorologinen aikasarja) sekä tietoja ilmansaasteiden taustapitoisuudesta tutkimusalueella. Lähtötietoina käytettyjen aineiston tulisi edustaa tarkasteltavaa tutkimusaluetta mahdollisimman hyvin. Päästötiedoissa pyritään jäljittelemään todellisuutta mahdollisimman tarkasti, ottamalla huomioon mm. päästöjen aikavaihtelut. Lisäksi leviämismallin lähtötiedoiksi tarvitaan erilaisia paikkatietoja, kuten tietoja maanpinnan muodoista ja laadusta sekä tietoja päästölähteiden sijainnista. Leviämislaskelmat tehdään riittävän pitkälle ajanjaksolle (yleensä 3 vuoden laskentajakso), jotta voidaan selvittää päästöjen leviäminen mahdollisimman monenlaisissa erilaisissa sääolosuhteissa. Tällä tavalla löydetään päästöjen leviämisen ja laimenemisen kannalta epäedullisimmat säätilanteet (esim. inversiotilanteet), joiden aikana pitoisuudet kohoavat kaikkein korkeimmiksi. Pitkien laskentajaksojen käytöllä pystytään myös jäljittelemään todellista pitoisuusvaihtelua, jota esiintyy sekä eri vuodenaikojen että eri vuosien välillä. Kuvassa 15 on esitetty kaaviokuva leviämismallin toiminnasta.



Kuva 15. Kaaviokuva leviämismallin toiminnasta.

Leviämismalleilla lasketaan ilmansaasteiden pitoisuuksia tarkastelujakson jokaiselle tunnille tarkasteltavan kohteen ympärillä sijaitsevaan laskentapisteikköön. Mallin tuottamasta tunneittaisesta pitoisuusajaksarjasta lasketaan edelleen ilmanlaadun raja- ja ohjearvoihin verrannollisia tilastollisia arvoja. Pitoisuudet voidaan esittää kartalla pitoisuuksien aluejakaumina, jolloin saadaan selville korkeimpien pitoisuuksien esiintymisalueet ja mahdolliset raja- ja ohjearvojen ylittymisalueet. Kuvassa 16 on esitetty esimerkkikuva leviämismallilaskelmien tuloksien esittämisestä.



Kuva 16. Esimerkki koko kaupunkialueen kattavasta päästöjen leviämismallilaskelman tulokuvasta, jossa on huomioitu kaikkien päästölähteiden yhteisvaikutus ilmanlaatuun. Kuvan lähde: *Lappi, ym. 2008*.

Leviämismallilaskelmilla kuvataan ilmansaasteiden leviämiseen liittyvien ilmiöiden tavanomaista kehittymistä pitkällä aikavälillä yksinkertaistaen jossain määrin todellisuutta. Mallilaskelmilla saatavien tulosten luotettavuuteen vaikuttavat malliin syötettävät lähtötiedot, kuten päästötietojen paikkansapitävyys, sekä itse mallin toiminta. Malliin sisältyy olettamuksia ja yksinkertaistuksia, jotka ovat välttämättömiä mallin toiminnan ja lähtötietojen puutteellisen saatavuuden vuoksi. Mallilaskelmilla saadut vuosikeskiarvopitoisuudet edustavat vallitsevaa pitoisuustilannetta pitkällä ajanjaksolla ja vuorokausikeskiarvopitoisuudet edustavat lyhytkestoisempia episoditilanteita, jolloin meteorologinen tilanne on paikallisesti päästöjen laimenemisen ja sekoittumisen kannalta epäedullinen. Yleensä leviämismallilaskelmien tuloksiin liittyy epävarmuutta sitä enemmän mitä lyhyemmän jakson pitoisuusarvoista on kyse.

Ilmanlaatuasetuksen (Vna 38/2011) mukainen laatutavoite mallintamisen epävarmuudelle on tyypidioksidipitoisuuksien vuosikeskiarvolle 30 % ja vuorokausikeskiarvolle 50 % sekä hiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvolle 50 %. Mallin epävarmuus arvioidaan vertaamalla mallituloksia tutkimusalueella mitattuihin pitoisuuksiin. Mallilaskelmien tulosten tarkkuus voi vaihdella laskentaympäristöistä riippuen, mutta tyypillisesti perinteisten paikallisen skaalan leviämismallien tarkkuus täyttää hyvin direktiivin laatuvaatimukset, mikäli mallinnuksen lähtötietojen tarkkuus on riittävä. Kaupunkien keskustoissa tiivis kaupunkirakentaminen vaikuttaa päästöjen laimenemis- ja leviämisolosuhteisiin paikallisesti hyvinkin paljon ja näitä vaikutuksia on perinteisten paikallisen skaalan päästöjen leviämismallien laskentamenetelmillä vaikea kuvata luotettavasti.

Katukuilumaisten ympäristöjen pitoisuuksien tarkasteluun soveltuu parhaiten siihen tarkoitukseen kehitetty katukuilumalli (esim. OSPM, www.au.dk/ospm) sekä erityyppiset virtausmallit, esim. LES-mallinnus. OSPM-malli on kehitetty tieliikenteen päästöjen leviämisen arviointiin katukuiluympäristössä. Malli soveltuu siten hyvin yksittäisen kadun ilmanlaadun arviointiin. Mallilla voidaan arvioida liikennemäärän ja ajonopeuden

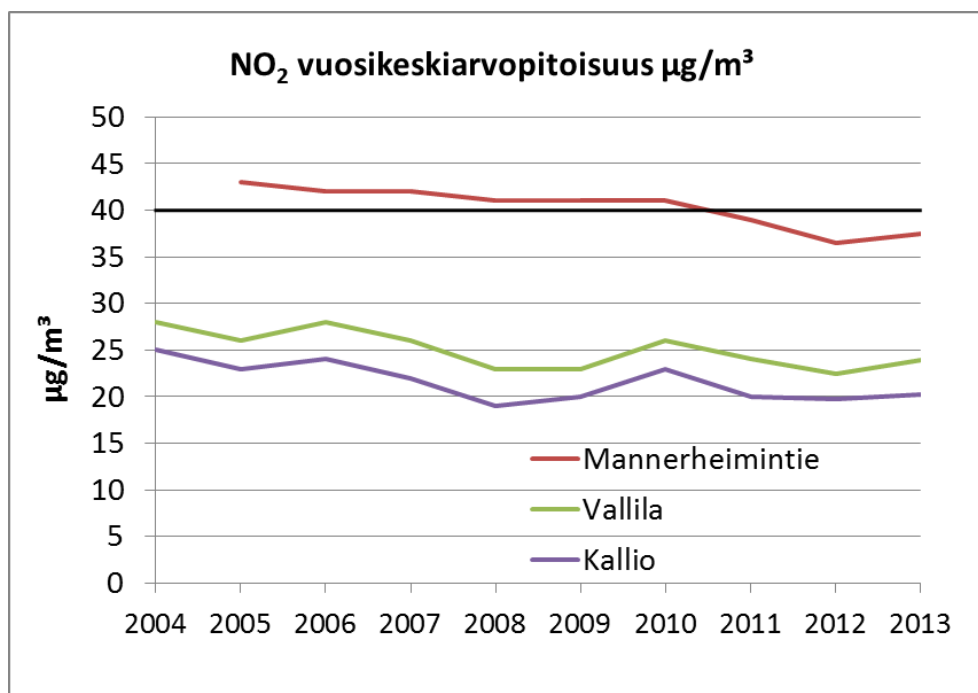
vaikutusta ilmanlaatuun kadun molemmilla puolilla ja eri korkeuksilla kadusta. Parhaiten OSPM-malli soveltuu katukuiluille, joiden korkeuden ja leveyden suhde on lähellä yhtä. LES-mallinnuksen avulla voidaan tehdä mikrotuuliolosuhteiden yksityiskohtaista ja tarkkaa simulointia kaupunkiympäristössä. LES (Large Eddy Simulation) on laskennallisen virtausmekaniikan osa-alue, jossa suurin osa turbulenteista ilmiöistä ratkaistaan numeerisesti suoraan ja vain pienimmät ilmiöt mallinnetaan parametrisointien avulla. Tämän vuoksi LES-mallinnuksen avulla voidaan saada paitsi yksityiskohtaisempia, myös tarkempia ja luotettavampia tuloksia kuin perinteisellä keskiarvoistetulla virtausmallinnuksella.

9 PITOISUUSTASOT HELSINGISSÄ

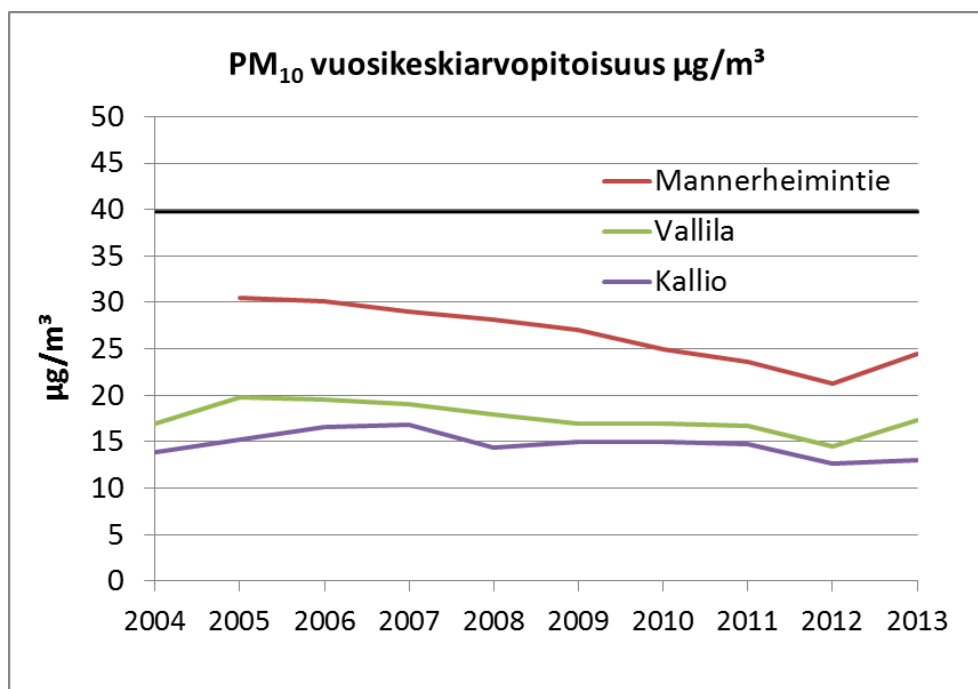
9.1 Pitoisuudet kaupunkialueella

Useimpien ilmansaasteiden pitoisuudet ovat pääkaupunkiseudulla pitkällä aikavälillä pääsääntöisesti laskeneet tai pysyneet ennallaan. Ilmanlaatuindeksin viisiportaisella sanallisella asteikolla kuvattuna ilmanlaatu on pääkaupunkiseudulla valtaosan ajasta tyydyttävä tai hyvä, mutta saattaa heikentyä vilkasliikenteisillä alueilla ajoittain välttävaksi. Epäedullisissa sääolosuhteissa ja kevätpölykaudella sekä katukuiluissa ilmanlaatu voi olla jopa huono tai erittäin huono. Kun ilmanlaatu on huono, ovat terveysvaikutukset mahdollisia herkillä ihmisillä. Ilmanlaadun ollessa hyvä tai tyydyttävä, ovat terveysvaikutukset hyvin epätodennäköisiä.

Kuvissa 17 ja 18 on esitetty typpidioksidin ja hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuuksia Helsingin keskustan pysyviltä ilmanlaadun mittausasemilta viimeisen 10 vuoden ajalta. Vuosikeskiarvopitoisuudet kertovat alueen ilmanlaatuilanteesta pitkällä ajanjaksolla. Ne ovat keskimääräisiä pitoisuuksia, joille ihmiset altistuvat oleskellessaan näissä ympäristöissä. Kuvissa on esitetty pitoisuudet vilkasliikenteisestä keskustan liikenneympäristöstä Mannerheimintieltä, kantakaupungin liikenneympäristöstä Vallilasta sekä kantakaupungin tausta-alueelta Kalliosta. Pitoisuudet Mannerheimintien lä ovat selvästi korkeampia kuin muilla mittausasemilla. Mannerheimintien liikennemäärä mittausaseman kohdalla on yli 22 000 ajoneuvoa vuorokaudessa kun taas Vallilassa, kantakaupungin liikenneympäristössä, liikennemäärä mittausaseman kohdalla on noin 14 000 ajoneuvoa vuorokaudessa. Mitattuihin pitoisuuksiin vaikuttaa myös kaikkien muiden lähikatujen autoliikenteen päästöt sekä muiden päästölähteiden päästöt (esim. energiantuotannon päästöt), mutta suurin vaikutus on mittausasemaa lähimpänä sijaitsevan väylän liikenteellä ja siitä aiheutuvilla päästöillä. Mannerheimintien ja Vallilan mittausasemilla mitatut epäpuhtauspitoisuudet edustavat pitoisuuksien tasoa, jolle ihmiset altistuvat liikkueensa liikenneympäristössä Helsingin kantakaupungissa. Kallion mittausasemalla mitatut epäpuhtauspitoisuudet edustavat pitoisuustasoa, jolle ihmiset altistuvat yleisesti Helsingin keskustan asuinalueilla.

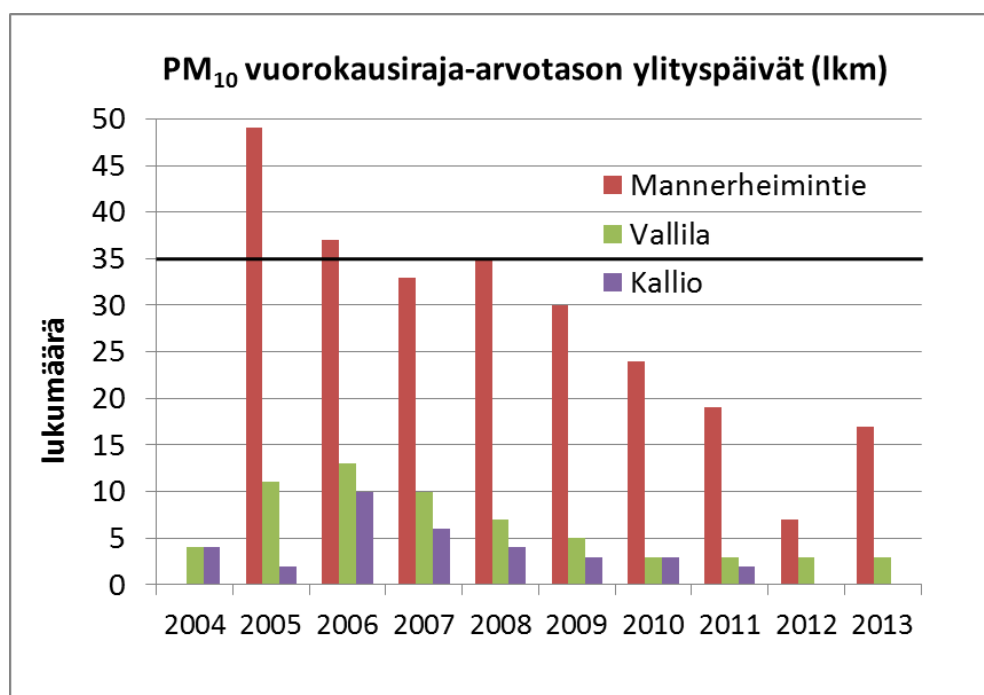


Kuva 17. Typpidioksidin (NO₂) vuosikeskiarvopitoisuudet Helsingin keskustan pysyvillä mittausasemilla. Mannerheimintien mittausasema sijaitsee vilkasliikenteisessä keskustassa, Vallilan mittausasema kantakaupungin liikenneympäristössä ja Kallion mittausasema kantakaupungin tausta-alueella. Raja-arvotaso 40 µg/m³ on merkitty kuvaan paksummalla mustalla viivalla.



Kuva 18. Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) vuosikeskiarvopitoisuudet Helsingin keskustan pysyvillä mittausasemilla. Mannerheimintien mittausasema sijaitsee vilkasliikenteisessä keskustassa, Vallilan mittausasema kantakaupungin liikenneympäristössä ja Kallion mittausasema kantakaupungin tausta-alueella. Raja-arvotaso 40 µg/m³ on merkitty kuvaan paksummalla mustalla viivalla.

Hengitettävien hiukkasten keskiarvopitoisuuden raja-arvotaso ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) saa ylittyä 35 päivänä ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuuden raja-arvo on ylittynyt Helsingissä Mannerheimintielle vuosina 2003, 2005 ja 2006, mutta ei enää sen jälkeen (kuva 19). Tämä on ollut seurausta Helsingin kaupungin tekemästä kehitystyöstä katupölyn torjunnassa, kuten tehostuneista puh-
taanapidon menetelmistä ja katujen kastelusta pahoina katupölypäivinä. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuuden raja-arvo voi kuitenkin ylittyä jatkossakin, mikäli asiaan ei kiinnitetä jatkuvasti huomiota. Vuonna 2013 raja-arvotason ylitysvuorokausia kertyi eniten (17 kpl) Mannerheimintien mittausasemalla. Suurin osa raja-arvotason ylityksistä ajoittui kevään katupölykauteen maalīs–huhtikuulle. Mannerheimintielle oli vielä touko- ja kesäkuussa runsaasti ylityspäiviä, osittain katurakennustöistä johtuen (HSY, 2014 a).

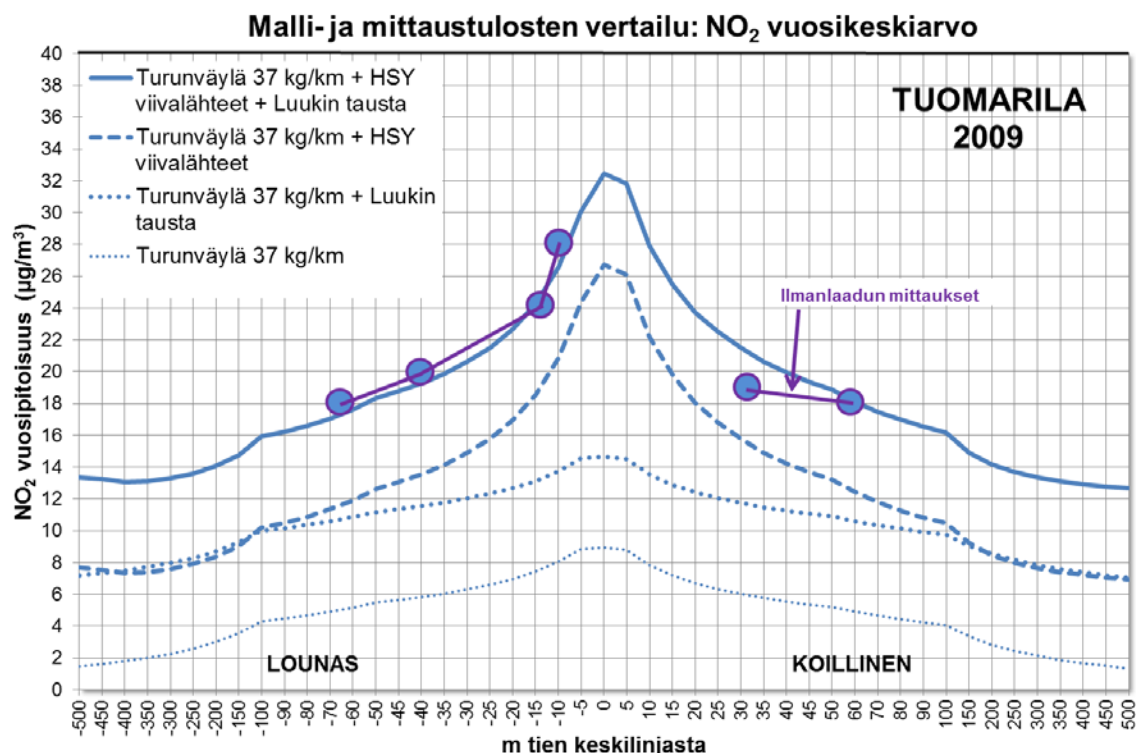


Kuva 19. Hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) vuorokausikeskiarvopitoisuuden raja-arvotason ylityspäivien lukumäärät Helsingin keskustan pysyvillä mittausasemilla. Raja-arvotaso ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) saa ylittyä 35 päivänä, ennen kuin raja-arvon ylityksen katsotaan tapahtuneen.

9.2 Pitoisuudet avointen väylien varsilla

Avoimessa ja helposti tuulettuvassa ympäristössä liikenteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet ovat suurimmillaan liikenneväylien tuntumassa ja pitoisuudet pienenevät nopeasti kun etäisyys väylästä kasvaa. Ilmatieteen laitos on tarkastellut päästöjen leviämistä tien lähiympäristössä teoreettisilla mallilaskelmilla, joissa tarkasteltiin yksittäisen tieosuuden päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia. Tiet sijaitsivat pää- ja väli-ilmansuuntien mukaisesti ja pitoisuuksia laskettiin tien kummallekin puolelle eri etäisyyksille väylästä, kohtisuorasti väylään nähden. Tarkastelussa voitiin havaita, että jo muutamien satojen metrien kuluttua avoimesta väylästä pitoisuudet olivat pudonneet alueellisen taustapitoisuuden tasolle. Helsingin seudulla vallitseva tuulensuunta on lounaasta. Tien suuntauksella ei juuri havaittu olevan eroa päästöjen leviämiseen avoimessa ympäristössä. Tarkastelut tehtiin pitkällä, kolmen vuoden mittaisella tunneittaisella meteorologisella aikasarjalla, joka keskiarvoistaa yksittäisten säätilanteiden vaikutuksia. Jos tarkastellaan pitoisuuksia yksittäisellä ajanhetkellä jossain tietyssä pisteessä, tuulen suunnalla päästölähteen sijainnin suhteen on merkitystä.

Edellä kuvattu yksittäisen väylän mallintaminen on teoreettinen tarkastelu, sillä kaupunkiympäristössä ilmanlaatuun vaikuttavat yhtäaikaan useat lähekkäin sijaitsevat väylät, joiden päästöjen vaikutusalueet leikkaavat toisiaan. Tästä syystä liikenteen päästöjä mallintaessa täytyy tarkastella koko liikenneverkon aiheuttamia päästöjä samanaikaisesti. Toisessa Ilmatieteen laitoksen tekemässä mallinnustarkastelussa tutkittiin Turunväylän autoliikenteen aiheuttamia typpidioksidipitoisuuksia Tuomarilan kohdalla väylän eri puolilla, eri etäisyyksillä väylästä. Mallinnettuja pitoisuuksia verrattiin HSY:n vuonna 2009 väylän varrella passiivikeräinmenetelmällä tekemiin typpidioksidimittauksiin (kuva 19). Mallinnuksessa saadut pitoisuudet olivat vertailukelpoisia todellisten pitoisuusmittausten tulosten kanssa, kun mallinnuksessa otettiin huomioon asianmukaisesti Turunväylän päästöjen lisäksi koko muun pääkaupunkiseudun liikenneverkon päästöjen yhteisvaikutus sekä alueellinen taustapitoisuus. Kun tarkasteltiin vain yksittäisen väylän päästöjen aiheuttamia vaikutuksia, pitoisuudet jäivät huomattavasti pienemmiksi kuin todellisuudessa havaitut pitoisuudet. Kaupunkiolosuhteissa myös rakennukset aiheuttavat esteitä ilman virtaukseen, joten päästöjen leviäminen ja laimeneminen ei pääse tapahtumaan kuten ideaalitalanteessa avoimen väylän varrella. Erityisen heikkoa päästöjen laimeneminen on katukuiluissa, mitä on tarkasteltu kappaleessa 9.3.



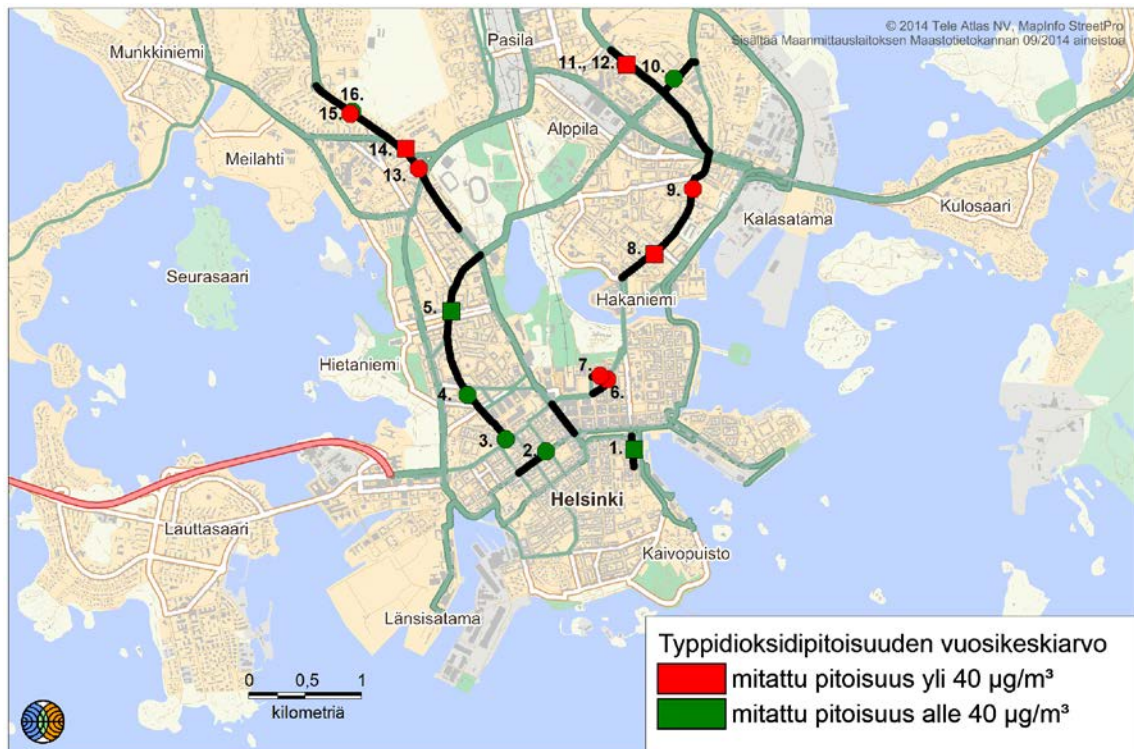
Kuva 20. Leviämismallilaskelmilla ja passiivikeräinmittauksilla saadut typpidioksidin (NO₂) vuosikeskiarvopitoisuudet (µg/m³) eri etäisyyksillä Turunväylästä Tuomarilan kohdalla. Mallilaskelmilla on tarkasteltu erikseen pelkkiä Turunväylän liikenteen päästöjen aiheuttamia pitoisuuksia (alin pisteviiva), Turunväylän päästöjen ja alueellisen taustapitoisuuden yhteisvaikutusta (toiseksi alin pisteviiva), Turunväylän päästöjen ja koko pääkaupunkiseudun liikenneverkon päästöjen yhdessä aiheuttamia pitoisuuksia (katkoviiva) sekä Turunväylän päästöjen, koko pääkaupunkiseudun liikenneverkon päästöjen ja alueellisen taustapitoisuuden yhteisvaikutusta (yhtenäinen viiva). Viimeksi mainitulla tavalla voidaan mallilaskelmissa kuvata luotettavasti kaupunkialueelle liikenneväylien varsille syntyviä pitoisuuksia. Tämä havaitaan kuvasta siitä, että mallinnetut pitoisuudet ovat vertailukelpoisia todellisten pitoisuusmittausten tulosten kanssa.

9.3 Pitoisuudet katukuiluissa

HSY on arvioinut, että Helsingin alueella on noin 8 kilometriä sellaisia katukuiluja, joilla raja-arvot voivat ylittyä (kuva 21). Arvio on tehty vuonna 2007 (*Ilmansuojelutyöryhmä, 2008*) ja se tullaan päivittämään vuonna 2015. Näiden katukuilujen varsilla asuu noin 19 000 ihmistä ja niiden varsilla sijaitsevat noin 20 000 työntekijän työpaikat. Kuvassa 21 on esitetty myös viime vuosien aikana Helsingin katukuiluissa tehtyjen typpidioksidimittausten sijaintipaikat. Kuvan 21 katukuilujen mittauspaikkojen numerot vastaavat taulukon 5 numerointia. Taulukkoon 5 on koottu mittauspaikkojen typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus (µg/m³) ja ohi ajavan liikenteen tietoja mittausvuodelta. Töölöntullin ja Mäkelänkadun vuosien 2009–2012 liikennemäärien laskennassa on havaittu epävarmuutta, mutta vuoden 2013 liikennemääriä näillä kaduilla voidaan pitää luotettavina. Liikennemäärissä ei voida olettaa tapahtuneen merkittäviä muutoksia vuosien

2009–2013 välisenä aikana, joten taulukossa on oletettu liikennemäärien olleen sama (vuoden 2013 liikennemäärä) kaikkina mittausvuosina.

HSY on tehnyt ilmanlaadun mittauksia katukuiluissa jatkuvatoimisilla ilmanlaadun mittalaitteilla (siirrettävä mittausasema) ja suuntaa antavilla passiivikeräimillä. Jatkuvatoinisilla mittausasemilla mitattiin useampia ilmanlaadun epäpuhtauksien komponentteja ja lyhyempien ajanjaksojen keskiarvoja, kuten tunti- ja vuorokausikeskiarvoja. Keräimet ovat edullinen tapa mitata ilmakehän kaasumaisia komponentteja useassa paikassa yhtä aikaa. Passiivikeräimillä mitataan kuukausikeskiarvoja, joista edelleen lasketaan vuosikeskiarvot. Vuosikeskiarvojen perusteella voidaan arvioida vuorokausiohjearvojen ylittymisen todennäköisyyttä vuositasolla kappaleessa 8.1 esitetyllä tavalla. HSY on vertaillut jatkuvatoimisen laitteen ja passiivikeräimen mittaustuloksia useina vuosina erilaisissa ympäristöissä pääkaupunkiseudulla. Näillä kahdella mittalaitetyypillä saadut vuosikeskiarvot ovat olleet samoja tai erot ovat olleet hyvin pieniä. Passiivikeräinten mittaustuloksia voidaan näin ollen pitää luotettavina (HSY, 2010).



Kuva 21. Helsingin katukuilut (merkitty paksulla mustalla viivalla) ja niissä viime vuosina suoritettut typidioksidimittaukset. Passiivikeräinmenetelmällä suoritettut mittaukset on merkitty karttaan ympyröillä ja siirrettävillä mittausasemilla suoritettut mittaukset neliöillä. Katukuilujen mittauspisteet on numeroitu vastaamaan taulukon mittauspaikkojen numerointia. Aineiston lähde: HSY, 2014.

Taulukko 5. Helsingin katukuilujen typpidioksidimittaukset viime vuosina. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittävät mittauslukemat on korostettu taulukossa punaisella. Taulukon 'KVL' tarkoittaa keskimääräistä vuorokausiliikennettä ja 'KVL raskas' tarkoittaa raskaan liikenteen prosentuaalista osuutta keskimääräisestä vuorokausiliikenteestä. Sarakkeen 'suhde' tarkoittaa katukuilun korkeus/leveys -suhdetta. Kapeassa katukuilussa korkeus/leveys -suhde $> 0,7$ ja leveässä katukuilussa korkeus/leveys -suhde $< 0,7$. Sarakkeessa 'menetelmä' S tarkoittaa siirrettävää, jatkuvatoimista ilmanlaadun mittausasemaa ja P passiiviketräinmenetelmää (YTV, 2005–2009 ja HSY 2010–2014a).

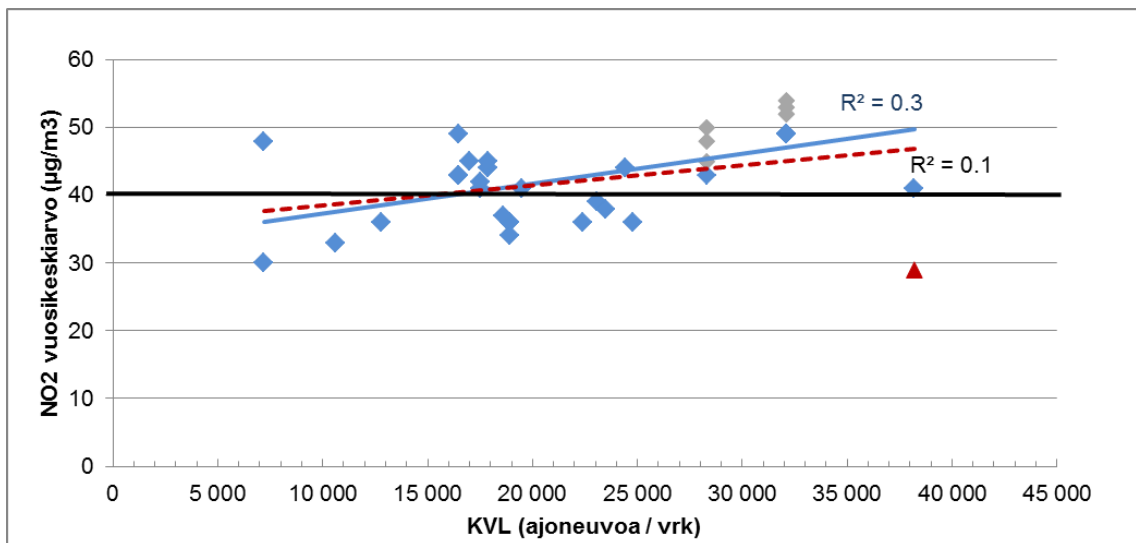
	Mittauspaikka	NO ₂ vuosi- keskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Mittaus- vuosi	KVL (ajoneu- voa/vrk)	KVL raskas (%)	Nopeus- rajoitus (km/h)	Suhde	Mene- telmä
1	Unioninkatu	36	2007	12 800	7	40	1,4	S
2	Lönnrotinkatu	33	2009	10 600	2	40	1,1	P
3	Malmirinne 1	36	2011	22 400	4	30	1,1	P
4	Runeberginkatu 10	30	2011	7 200	12	40	0,8	P
5	Runeberginkatu	39	2004	23 100	**	40	1,0	S
		36	2008	24 800	**	40	1,0	P
		38	2009	23 500	6	40	1,0	P
		41	2010	17 500	7	40	1,0	P
		36	2011	18 900	6	40	1,0	P
		36	2012	18 900	7	40	1,0	P
		34	2013	18 900	7	40	1,0	P
6	Kaisaniemenkatu 16	42	2010	17 500	20	40	1,0	P
7	Vilhonkatu	48	2011	7 200	19	40	0,9	P
8	Hämeentie 7	43	2009	16 500	23	40	0,9	P
		43	2009	16 500	23	40	0,9	S
		49	2010	16 500	23	40	0,9	P
		45	2011	17 000	26	40	0,9	P
		44	2012	17 900	23	40	0,9	P
		45	2013	17 900	23	40	0,9	P
9	Hämeentie 21	41	2005	19 500	**	50	1,0	P
10	Sturenkatu 38	37	2011	18 600	6	40	0,6	P
11	Mäkelänkatu 50 A	48	2010	(28 300)*	10	50	0,5	P
		45	2012	(28 300)*	10	50	0,5	P
		43	2013	28 300	10	50	0,5	P
12	Mäkelänkatu 52	50	2011	(28 300)*	10	50	0,4	S
13	Mannerheimintie 47 B	44	2010	24 400	10	50	0,7	P
14	Töölöntulli	52	2009	(32 100)*	10	50	0,7	P
		53	2010	(32 100)*	10	50	0,7	S
		54	2010	(32 100)*	10	50	0,7	P
		49	2011	(32 100)*	10	50	0,7	P
		49	2012	(32 100)*	10	50	0,7	P
		49	2013	32 100	10	50	0,7	P
15	Mannerheimintie 132	41	2011	38 200	13	50	0,5	P
16	Mannerheimintie 85	29	2011	38 200	13	50	0,6	P

* Mäkelänkadun ja Töölöntullin liikennemäärien laskennassa epävarmuutta vuosina 2009–2012

** Tieto ei saatavilla (YTV, 2005), (YTV, 2006) tai (YTV, 2009)

Ilmanlaatu Helsingin katukuiluissa vaihtelee katukuilun rakenteen ja sijainnin, liikennemäärän, raskaan liikenteen määrän, liikennevirran nopeuden ja meteorologisen tilanteen mukaan. Näistä merkittävimpiä tekijöitä ovat liikennemäärä ja raskaan liikenteen osuus kokonaisliikennemäärästä. Helsingin nykyisissä katukuiluissa typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuus ylitti sille asetetun raja-arvon ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$) valtaosassa mittauspisteitä (taulukko 5).

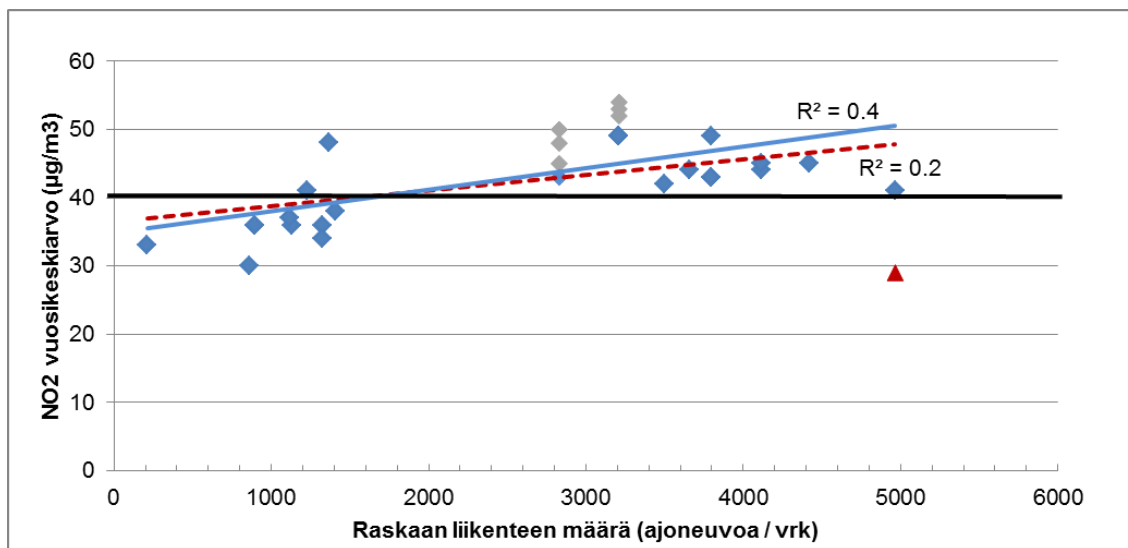
Kuvissa 22–23 on tarkasteltu typpidioksidipitoisuuden vuosikeskiarvon suhdetta liikennemääriin Helsingin nykyisissä katukuiluissa. Kuviin on merkitty Töölöntullin ja Mäkelänsadun mittauksilokset vuosilta 2009–2012 harmaalla, koska katujen liikennemäärien laskentaan liittyy epävarmuutta tuolta ajalta. Mannerheimintie 85:n kohdalla sijaitsevan mittauspisteen pitoisuus on merkitty kuvissa punaisella kolmiolla katukuilun muista mittauspisteistä poikkeavan rakenteen vuoksi. Mannerheimintie 132:n ja 85:n pitoisuudet on määritetty eri puolilla vilkasliikenteistä, leveää, puoliavointa katukuilua. Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy kadun umpinaisella puolella Mannerheimintien 132:n mittauspisteessä niukasti. Kadun avoimella puolella Mannerheimintie 85:n mittauspisteessä ilma pääsee sekoittumaan ja pitoisuudet jäävät vuosiraja-arvon alapuolelle. Kuviin 22–23 on merkitty myös pistejoukkojen trendiviivat ja niitä vastaavat korrelaatiokertoimet R^2 . Korrelaatiokerroin on pistejoukon hajontaa kuvaava tilastollinen suure, jonka ollessa 1 kahden muuttujan välillä on suora riippuvuus. Muuttujat ovat täysin riippumattomia toisistaan, jos korrelaatiokerroin saa arvon 0. Kuvissa punainen katkoviiva kuvaa kaikkien mittauspisteiden pitoisuuksien trendiä. Sininen yhtenäinen viiva kuvaa sen pistejoukon trendiä, josta on jätetty puoliavoimen katukuilun tuulettuvala puolella (Mannerheimintie 85) mitattu pitoisuus pois laskuista.



Kuva 22. Helsingin katukuiluissa mitatut typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet keskimääräisen vuorokausiliikenteen (KVL) suhteen. Musta poikkiviiva kuvaa typpidioksidipitoisuudelle asetettua vuosiraja-arvoa ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Harmaat neliöt ovat mittauksiloksia Töölöntullista ja Mäkelänsadulta vuosilta 2009–2012, jolloin liikennemäärissä on epävarmuutta. Punainen kolmio on Mannerheimintie 85:n mittauspisteen tulos. Punainen katkoviiva kuvaa kaikkien mittauspisteiden trendiä. Sininen yhtenäinen viiva kuvaa sen pistejoukon trendiä, josta on jätetty Mannerheimintie 85:ssä mitattu pitoisuus pois laskuista.

Kuvassa 22 on tarkasteltu typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksia suhteessa keskimääräiseen vuorokausiliikenteeseen katukuiluissa. Ilman Mannerheimintie 85:n mittauspistettä korrelaatiokerroin on hieman suurempi, eli muuttujien välinen riippuvuus kasvaa. Mittaustulosten perusteella voidaan arvioida, että Helsingin nykyisissä katukuiluissa typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen on varsin todennäköistä, mikäli kadun keskimääräinen vuorokausiliikenne on suurempi kuin 25 000 ajoneuvoa vuorokaudessa.

Tyypillinen raskaan liikenteen osuus Helsingissä on noin 4–6 % keskimääräisestä arkivuorokausiliikennemäärästä (KAVL). Useimmissa nykyisissä katukuiluissa raskaan liikenteen prosenttiosuus on huomattavasti tätä suurempi. Kuvassa 23 on tarkasteltu typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksia suhteessa katuosuuksien raskaan liikenteen määrään (ajoneuvoa/vuorokaudessa). Mitä suurempi on vuorokausittainen raskaan liikenteen määrä tieosuudella, sitä todennäköisempää on, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy tässä katukuilussa. Mannerheimintie 85:n kohdalla mitattu pitoisuus on pienempi kuin muissa katukuiluissa, joissa kulkee yhtä paljon raskasta liikennettä. Tämä johtuu todennäköisesti kadun tuulettuvuudesta (puoliavoin katukuilu). Typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvon ylittyminen Helsingin nykyisissä katukuiluissa on todennäköistä, mikäli kadun raskaan liikenteen määrä on suurempi kuin 2 000 ajoneuvoa/vrk.



Kuva 23. Helsingin katukuiluissa mitatut typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet katuosuuksien raskaan liikenteen määrän suhteen. Musta poikkiviiva kuvaa typpidioksidipitoisuudelle asetettua vuosiraja-arvoa. Harmaat neliöt ovat mittaustuloksia Töölöntulista ja Mäkelänkadulta vuosilta 2009–2012, jolloin liikennemäärissä on epävarmuutta. Punainen kolmio on Mannerheimintie 85:n mittauspisteen tulos. Punainen katkoviiva kuvaa kaikkien mittauspisteiden trendiä. Sininen yhtenäinen viiva kuvaa sen pistejoukon trendiä, josta on jätetty Mannerheimintie 85:ssä mitattu pitoisuus pois laskuista.

Katukuilu on määritelty kapeaksi, jos rakennusten korkeuden ja katukuilun leveyden suhde $> 0,7$. Katukuilu on puolestaan leveä, jos suhdeluku on $< 0,7$. Helsingin nykyisissä kapeissa katukuiluissa on keskimäärin vähemmän liikennettä kuin leveissä (taulukko 5). Suurimmillaan liikennemäärä kapeissa katukuiluissa on ollut 24 800

ajoneuvoa/vrk (Runeberginkatu) ja leveissä katukuiluissa 38 200 ajoneuvoa/vrk (Mannerheimintie). Tästä syystä pitoisuudet nykyisissä kapeissa katukuiluissa ovat pienempiä, katukuilurakenteesta huolimatta, kuin leveissä katukuiluissa.

Kapeassa katukuilussa Runeberginkadulla (mittauspiste 5) typpidioksidin vuosiraja-arvopitoisuus alittui vuonna 2009. Leveässä katukuilussa Mannerheimintiellä (mittauspiste 13, Mannerheimintie 47 B), jossa liikennemäärät olivat samaa suuruusluokkaa kuin Runeberginkadulla, vuosiraja-arvopitoisuus ylittyi vuonna 2010. Eri vuosien erilaiset meteorologisten olosuhteet mittausajanjaksoilla voivat vaikuttaa tulosten vertailtavuuteen hieman. Mannerheimintie 47:n ohi ajoi keskimäärin 3 660 ja Runeberginkadun mittauspisteen ohi 1 410 raskaan liikenteen ajoneuvoa vuorokaudessa. Kapeassa katukuilussa Runeberginkatu 10:n mittauspisteessä (mittauspiste 4) typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ei ylittynyt vuonna 2011. Saman liikennemäärän hieman kapeammassa katukuilussa Vilhonkadun mittauspisteessä (mittauspiste 7) vuosiraja-arvo sen sijaan ylittyi saman vuonna. Merkittävä ero näiden kahden katukuilun välillä on raskaan liikenteen määrä. Runeberginkadulla raskaan liikenteen osuus on 12 % ja Vilhonkadulla bussiliikenteestä johtuen on jopa 19 %. Raskaan liikenteen ajoneuvojen määrällä, ja niiden henkilöautoja suuremmilla ajoneuvokohtaisilla päästöillä, on merkittävä vaikutus katukuilujen ilmanlaatuun.

Lisäksi tarkasteltiin typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuksia suhteessa katuosuuksien nopeusrajoituksiin. Mitä korkeampi katuosuuden nopeusrajoitus on, sitä todennäköisempää on, että typpidioksidipitoisuuden vuosiraja-arvo ylittyy Helsingin katukuiluissa. Kuitenkin on huomioitava, että mitä suurempi väylän nopeus on, sitä suurempi on myös yleensä sen kautta kulkeva liikennemäärä. Tällöin myös ruuhkautumisen mahdollisuus kasvaa suureksi ja todelliset ajonopeudet voivat olla paljon nopeusrajoituksia matalampia. Tämän aineiston perusteella ei voida arvioida nopeuden vaikutusta typpidioksidipitoisuuksiin.

HSY on mitannut jatkuvatoimisilla mittausasemilla typpidioksidipitoisuuden lisäksi myös hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) ja pienhiukkasten ($PM_{2.5}$) pitoisuuksia. Täysin katukuiluja vastaavaa mittauspistettä ei löytynyt muualta Helsingistä, joten vertailuun valikoituu Mannerheimintien jatkuvatoiminen mittauspiste, joka edustaa vilkasliikenteistä keskustaa- aluetta, mutta on hyvin tuulettuva ympäristö. Mannerheimintien mittauksiin verrataan kahta jatkuvatoimista, siirrettävää katukuilumittauksia, jotka ovat mahdollisimman lähellä sen liikennemäärää. Vuonna 2009 jatkuvatoimisia mittauksia tehtiin Hämeentie 7:n kohdalla kapeassa katukuilussa sekä ja vuonna 2011 Mäkelänkatu 52:n kohdalla leveässä katukuiluissa (taulukko 6). Raskaan liikenteen määrä on kummassakin katukuilussa lähes kolminkertainen Mannerheimintien määrään nähden. Lisäksi katukuilujen mitattuja pitoisuuksia verrattiin Kalliossa sijaitsevan taustailmanlaadun mittausaseman (ns. kaupunkitausta-asema) tuloksiin. Kallion mittausaseman ilmanlaatu kuvaa yleistä ilmanlaatua keskusta-alueella.

Typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuudet ovat hyvin tuulettuvalla Mannerheimintiellä sekä Kallion tausta-asemalla matalampia kuin kummassakaan katukuilumittauksessa. Hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus sen sijaan oli Mannerheimintiellä vuonna 2009 korkeampi kuin Hämeentien katukuilussa. Vuonna 2011 Mannerheimintiellä mitattu pitoisuus oli matalampi kuin Mäkelänkadulla. Hengitettävien hiukkasten vuorokausiraja-arvotason ylittäviä päiviä oli vuonna 2009 enemmän Mannerheimintiellä kuin Hämeentiellä ja vuonna 2011 enemmän Mäkelänkadulla kuin Mannerheimintiellä. Valtaosa ylityskerroista ajoittui katupölykaudelle eli maaliskoukokuun väliselle ajalle. Mäkelänkadulla ylityksistä noin kolmasosa oli tammi-helmikuun tai loka-joulukuun välisinä aikoina, jolloin nastarenkaiden aiheuttama katupöly on tyypillisesti voimak-

kaimmillaan. Rakennustyömaista ja katujen kunnostustöistä johtuen Mannerheimintien mittauspisteessä hiukkaspitoisuudet kohosivat yli raja-arvotason myös kesä-syyskuun välisenä aikana. Kallion tausta-aseamalla hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus oli molempina vuosina selvästi alhaisempi kuin katukuilussa tai Mannerheimintien. Myös vuorokausiraja-arvotason ylittäviä päiviä oli vähemmän.

Pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudet olivat suuremmat katukuiluissa kuin hyvin tuulettavalla Mannerheimintien tai Kallion tausta-aseamalla. Kalliossa mitatut pitoisuudet johtuvat pääosin kaukokulkeumasta. WHO:n asettaman vuosiohjearvopitoisuuden ($10 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylitykset johtuivat suurimmaksi osaksi kaukokulkeumasta ja liikenteestä. Pienhiukkasten vuorokausikeskiarvo oli Mannerheimintien vuonna 2009 korkeampi kuin Hämeentien katukuilussa. Vuoden 2009 korkeimmat pitoisuudet sekä Hämeentien että Mannerheimintien korkeimmat vuorokausikeskiarvot ovat samaa suuruusluokkaa keskenään. Kallion tausta-aseamalla pienhiukkaspitoisuudet ovat molempina vuosina matalampia kuin liikenneväylien varrella mitatut pitoisuudet, mutta ylittävät myös WHO:n vuorokauden ohjearvotason. Kalliossa ohjearvotason ylitykset aiheutuivat kaukokulkeumasta, liikenneväylien varrella ylityksiin vaikuttivat pääosin liikenteen päästöt. (HSY, 2012 ja HSY, 2010)

Taulukko 6. Hämeentien ja Mäkelänkadun katukuilujen mittauspisteiden, Kallion kaupunkitausta-aseman sekä Mannerheimintien hyvin tuulettuvan mittausympäristön (pysyvä ilmanlaadun mittausasema) typenoksidin ja hiukkaspitoisuusmittausten tuloksia vuosilta 2009 ja 2011 (HSY, 2010 ja 2012, www.ilmanlaatu.fi).

Mittauspaikka	Mittaus-vuosi	NO ₂ vuosi-keskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM ₁₀ vuosikeskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM ₁₀ vrk raja-arvotason ylittävien vrk lkm	PM _{2,5} vuosi-keskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM _{2,5} korkein vrk-keskiarvo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
Hämeentie 7	2009	43	24	21	10,5	40
Mannerheimintie	2009	41	27	30	9,7	186
Kallion tausta-asema	2009	20	15	3	8,2	28
Mäkelänkatu 52	2011	50	24	28	10,7	32
Mannerheimintie	2011	39	23	19	9,7	31
Kallion tausta-asema	2011	21	15	2	7,7	27

Hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien ja pienhiukkaspitoisuuksien kohoamisesta erityisesti katukuiluissa ei tämän mittauksien vertailun perusteella voida vetää kovin selkeitä johtopäätöksiä. Hiukkaspitoisuuksia kohottavat liikenteen pakokaasupäästöjen lisäksi myös katupölypäästöt ja kaukokulkeuma, joiden vaikutukset eivät rajoitu ainoastaan katukuiluihin vaan ne kohottavat pitoisuuksia kaikkialla esiintymisalueillaan. Katupölypäästöjen suuruuteen voidaan vaikuttaa paikallisilla toimenpiteillä katujen kunnossapidossa ja siivouksessa (Kupiainen, ym., 2009, Komppula, ym. 2012).

Talvikunnossapidon toimenpiteiden ja kevätpuhdistuksen vaikutuksia hengitettävien hiukkasten pitoisuuksiin tutkittiin Katupölyn päästöt ja torjunta -hankkeessa (KAPU-hanke; Kupiainen, ym. 2009) sekä sen jälkeen REDUST-hankkeessa (Niemi, ym. 2014). Hankkeissa vertailtiin tiekohtaisia päästöjä ajamalla suunniteltua reittiä

pitkin ilmanlaadun mittauslaitteilla varustetulla Nuuskija-autolla. Mukana vertailussa oli Helsingin katukuiluja, mm. Runeberginkatu, sekä hyvin tuulettuvia katuosuuksia, mm. Siltasaarenkatu. Runeberginkadun liikennemäärät olivat mittausajanjaksoilla hieman Siltasaarenkatua pienemmät. Keskimääräinen päästötaso Runeberginkadun katukuilussa oli katupölyaikaan maaliskuussa Siltasaarenkadun päästötasoa korkeampi vuosina 2006–2008. Vuonna 2009 Runeberginkadulla käytettiin kevään katupölyaikaan pölynsidontaa, joka näkyi myös mittauksissa: päästötaso Runeberginkadulla oli Siltasaarenkadun päästöjen kanssa samalla tasolla tai matalampi. Katujen talvikunnossapidon toimenpiteitä suorittamalla katupölyn määrää voidaan vähentää merkittävästi.

9.4 Typpidioksidin raja-arvon ylittyminen Helsingissä

Typpidioksidin vuosikeskiarvon raja-arvo astui voimaan vuonna 2010. Samana vuonna raja-arvo ylittyi Helsingissä HSY:n Mannerheimintien mittausasemalla (vuosikeskiarvopitoisuus $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ja Töölöntullin mittausasemalla (vuosikeskiarvopitoisuus $53 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Muilla mittausasemilla pitoisuudet vaihtelivat Etelärannan ja Kallion $23 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Vallilan $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$ välillä. HSY seurasi typpidioksidin pitoisuuksia jatkuvatoimisten mittausten lisäksi useissa paikoissa passiivikeräimillä. Passiivikeräinmittauksin typpidioksidin vuosipitoisuus ylitti raja-arvon vuonna 2010 useassa mittauksessa: Hämeentiellä, Mäkelänkadulla, Kaisaniemenkadulla ja Runeberginkadulla. Raja-arvo ei Helsingin lisäksi ylittynyt muissa kaupungeissa Suomessa.

Koska typpidioksidin vuosikeskiarvopitoisuuden raja-arvoa ei saavutettu määrääikaan mennessä, Helsingin kaupunki laati yhdessä Ympäristöministeriön ja HSY:n kanssa EU-komissiolle hakemuksen pidennyksestä raja-arvon saavuttamisen määrääikaan. Hakemuksessa arvioitiin mallinnukseen perustuen, että typpidioksidin raja-arvo tullaan alittamaan vuoteen 2015 mennessä kaikilla aikaisemmillä raja-arvon ylitysalueilla. Helsingin liikennemäärien ennustettiin hakemuksessa merkittävästi vähentyvän. Lisäksi autokannan kehityksen, liikenteen sujuvoitumisen ja kantakaupungissa käyttöön otetun bussi- ja jäteautoliikennettä koskevan ympäristövyöhykkeen oletettiin mallinnuksessa vaikuttavan päästöjä vähentävästi. EU-komissio hyväksyi tehdyn hakemuksen, jonka mukaan typpidioksidin raja-arvo pitää nyt alittaa 1.1.2015 mennessä. Typpidioksidipitoisuudet ylittävät kuitenkin edelleen raja-arvot Helsingin vilkasliikenteisissä katukuiluissa ja todennäköistä on, että raja-arvon ylityksiä tulee katukuilumaisissa ympäristöissä myös vuonna 2015.

Raja-arvojen ylittymisen johdosta on Helsinkiin laadittu Ilmansuojelun toimintaohjelma vuosille 2008–2016 ilmanlaadun parantamiseksi (*Ilmansuojelutyöryhmä, 2008*). Siinä esitetään 43 toimenpidettä, joiden avulla pyritään pääsemään ilmanlaadun raja-arvojen alle. Kullekin toimenpiteelle on määritetty tavoite, vastuutaho ja vaikutukset. Toimenpiteitä tehdään typpidioksidin, pienhiukkasten ja katupölyn pitoisuuksien alentamiseksi. Samanaikaisesti laadittiin koko pääkaupunkiseutua koskeva ilmansuojelun toimintaohjelma ja lisäksi Espoon, Vantaan ja Kauniaisten kaupungit ovat laatineet omat toimintaohjelmansa. Ohjelmat täydentävät toisiaan ja muodostavat kokonaisuuden. Helsingin ilmansuojeluohjelman toteutumista seurataan ja siitä raportoidaan ympäristönsuojelulain mukaisesti vuoden välein ELY-keskukselle ja ympäristöministeriölle. Ohjelman toimenpiteet ovat yleisesti ottaen toteutuneet suunnitelmien mukaisesti.

Pääkaupunkiseudulle on lisäksi laadittu varautumissuunnitelma ilmanlaadun äkilliseen heikkenemiseen (*HSY, 2010; ELY, 2014*). Suunnitelma koskee lyhytaikaisia haitallisen korkeita typpidioksidin, hengitettävien hiukkasten, pienhiukkasten ja otsonin pitoisuuksia. Suunnitelmassa on esitetty pääkaupunkiseudun yhteiset konkreettiset toimet

ilmanlaadun heikentyessä. Alkuvaiheessa toimet ovat tehostettua viestintää, jolla pyritään vähentämään autoliikenteen määriä ja ohjaamaan ihmisiä joukkoliikenteen matkustajiksi. Äärimmillään toimet tarkoittavat maksuttoman joukkoliikenteen tarjoamista koko seudulla sekä voimakasta viestintää ja laajennettua liityntäpysäköintiä.

Helsingin kaupunginvaltuuston vuonna 2012 hyväksymän kaupungin ympäristöpolitiikan mukaiset ilmansuojelun keskipitkän aikavälin tavoitteet ovat:

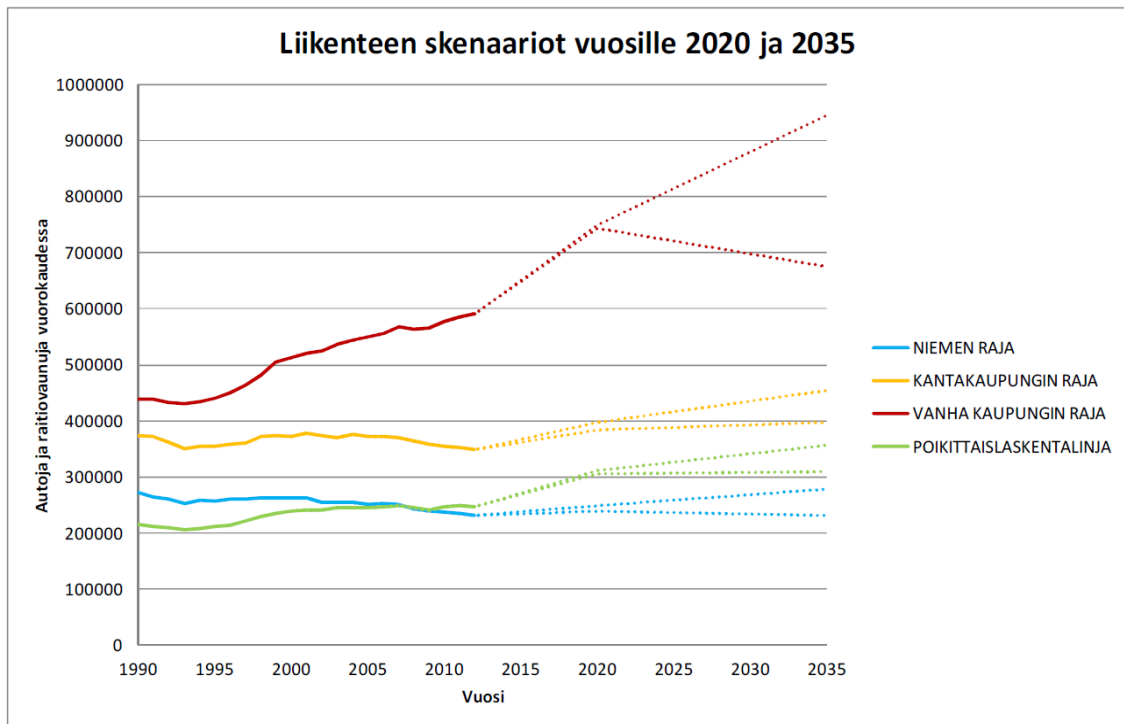
- Ilmanlaadun raja-arvoja ei ole ylitetty vuoden 2015 jälkeen. Ilman epäpuhtauksien pitoisuudet (ml. pienhiukkasten) ovat tämän jälkeen edelleen alentuneet
- Ilmanlaadun tavoitearvoja sekä kansallisia ohjearvoja ei ylitetä

Lisäksi ympäristöpolitiikan pitkän aikavälin tavoitteet ovat:

- Liikenteen pakokaasut eivät heikennä ilmanlaatua (tieliikenne on lähes päästötonnä)
- Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) vuorokausiraja-arvotason ylittävien vuorokausien lukumäärä on vähintään puolittunut nykyisestä sallitusta tasosta (35 kpl/vuosi) ollen alle 18 kpl/vuosi. Selkeästi kaukokulkeuman vuoksi aiheutuneita ylityksiä ei oteta huomioon.
- Uusiutuvan energian kuljetus ja käyttö eivät heikennä ilmanlaatua (biopolttoaineet, biomassa ja pienpoltto).

10 LIKENNEMÄÄRIEN KEHITYS HELSINGISSÄ

Helsingin liikennemäärien kehitystä on seurattu vuosien ajan automaattisten liikenne-laskentapisteiden avulla, jotka on sijoitettu kattamaan koko kaupungin säteittäinen ja poikittainen pääväylästä. Laskentapisteet voidaan yhdistää neljäksi laskentalinjaksi, joiden perusteella voidaan arvioida liikennemäärien kehitystä eri etäisyyksillä keskustasta sekä poikittaissuuntaisessa liikenteessä. Keskimäärin Helsingin pääkatujen liikenne on kasvanut viimeisen 20 vuoden aikana vajaan prosentin vuodessa. Vuonna 2013 Helsingin kaupungin rajan ylittävä liikennemäärä kuitenkin väheni noin puoli prosenttia edellisvuodesta. Koko Helsingin katuverkossa (kaikki neljä liikenteen laskentalinjaa yhteenlaskettuna) liikenne väheni vuonna 2013 reilun prosentin edellisvuodesta. Kuvassa 24 on esitetty yhtenäisillä viivoilla liikennemäärien kehitys Helsingin eri liikennelaskentalinjojen kohdalla vuosina 1990–2013 ja katkoviivoilla ennuste tulevaisuuteen. Helsingissä oli vuoden 2013 lopussa liikennekäytössä noin 236 000 autoa, joista 88 % oli henkilöautoja. Liikennekäytössä oleva automäärä kasvoi 0,5 % ja henkilöautomäärä pysyi samana edellisvuoteen verrattuna. Väkimäärää kohti laskettu henkilöautotiheys on Helsingissä hiukan pienempi kuin muualla Suomessa (*Lilleberg & Hellman, 2014*).



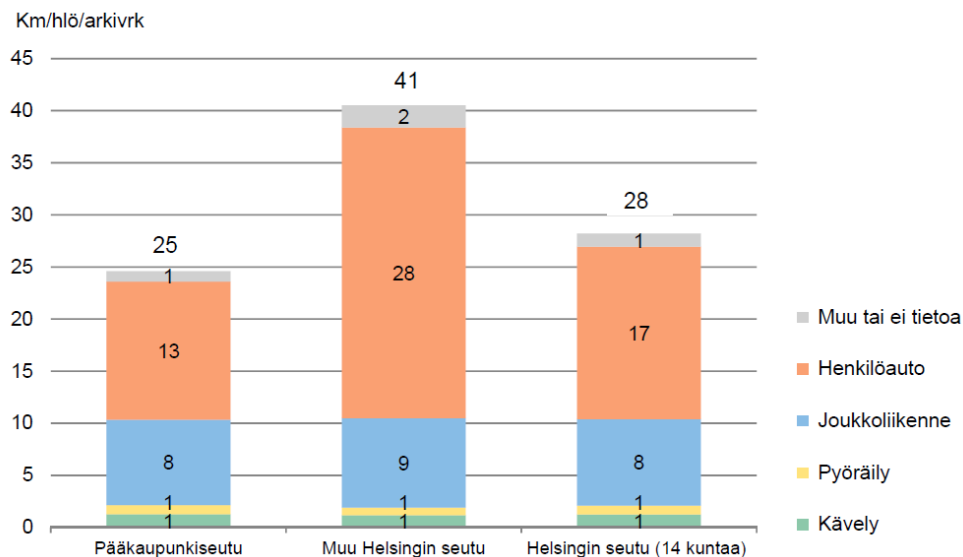
Kuva 24. Liikennemäärien kehitys Helsingissä eri liikenteen laskentalinjojen kohdalla vuosina 1990–2013 ja ennuste vuosille 2020 ja 2035. Koko Helsingin kaupungin rajan (punainen viiva) tarkasteluissa ei ole huomioitu Helsinkiin 1.1.2009 Sipoosta liitettyä Östersundomin aluetta. Kuva: KSV, 2013 b.

Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston (KSV) liikennesuunnitteluosasto on tehnyt ennusteita Helsingin liikennemääristä ulottuen vuoteen 2035 asti (kuva 24). Ennusteet on tehty erilaisille tarkasteluvaihtoehdoille, joissa on otettu huomioon suunniteltujen joukkoliikennehankkeiden vaikutukset (esim. Raide-Jokeri, Pisararata, metro Kivenlahden jne.) sekä liikenneverkon muuttamisen vaikutukset (esim. Kehä II:n jatke, Sörnäisten tunneli jne.). KSV:n liikenne-ennusteiden mukaan kantakaupungin henkilöautoliikenteen määrä lisääntyy ja sujuvuus heikkenee kaikissa tarkasteluissa tulevaisuuden vaihtoehdoissa. Samalla myös linja-autoliikenteen sujuvuus heikkenee. Liikenne-ennusteissa on kuitenkin useita epävarmuustekijöitä, jotka tulee ottaa huomioon ennusteita tarkasteltaessa.

Liikenteen lisääntymistä tukevat myös Helsingin väestönkasvuennusteet sekä työpaikkojen sijoittumista koskevat ennusteet. Helsingin yleiskaava perustuu kaupungin Tietokeskuksen v. 2012 laatimaan väestöennusteeseen, jossa Helsingin väkiluku on kasvanut 265 000 asukkaalla vuoteen 2050 mennessä (KSV, 2012). Koko Helsingin seudun 14 kunnan alueella ennustetaan väestön kasvavan nykyisestä 1,4 miljoonasta 1,8 miljoonaan vuoteen 2050 mennessä. Nopean kasvun vaihtoehdossa seudulla asui jopa 2 miljoonaa asukasta vuonna 2050 (www.helsinginseutu.fi). Seudun suurin työpaikka- ja palvelukeskittymä sijaitsee Helsingin niemellä ja sitä ympäröivässä kantakaupungissa. Pääkaupunkiseudulle suuntautuva työssäkäynti eli sukkulointi on kasvanut voimakkaasti viime vuosikymmenien aikana. Pääkaupunkiseudun työssäkäyntialue on laajentunut ja sen asukasmäärä on kasvanut, mikä on lisännyt sukkulointia. Myös Helsingin seudun sisällä työmatkat ovat pidentyneet ja ajoneuvoliikenteen matkasuorite on kasvanut maankäytön laajentuessa entistä suuremmalle alueelle. Liikenteen määrä kasvaa keskustassa uusien asuinalueiden, kuten Jätkäsaaren,

Kalasataman ja Kruunuvuorenrannan valmistuessa. Isot joukkoliikennehankkeet, kuten Länsimetro, Kehärata, Pisararata tai yleiskaavan visiossa esitetty laaja pikaraitiotieverkko, vähentävät tulevaisuudessa henkilöautoliikenteen määriä, mutta ne eivät vaikuta ilmanlaatuilanteeseen kovin nopeasti.

Arkivuorokauden aikana tehtävästä matkasuoritteesta suurimman yksittäisen osuuden muodostavat kodin ja työpaikan väliset matkat. Kilometrejä kertyy runsaasti myös vapaa-ajan matkoista sekä ostos- ja asiointimatkoista. Kuvassa 25 esitetyistä Helsingin seudun kuntien asukkaiden matkasuoritteiden jakautumisesta voidaan havaita, että joukkoliikennettä käytetään suhteellisesti enemmän pääkaupunkiseudun alueella (Helsinki, Espoo, Vantaa, Kauniainen) kuin ympäröivien kuntien (Kirkkonummi, Vihti, Nurmijärvi, Hyvinkää, Tuusula, Järvenpää, Kerava, Sipoo, Pornainen, Mäntsälä) alueella, missä taas henkilöauto on käytetyin liikkumisväline. Helsingin seudun asukkaat matkustavat joukkoliikenteellä suhteellisesti eniten Helsingin kantakaupungin sisäisillä ja sinne suuntautuvilla matkoilla. Käytetyin joukkoliikenneväline on linja-auto, jolla tehtiin yli puolet kaikista joukkoliikennematkoista (Lindeqvist, ym. 2013).



Kuva 25. Helsingin seudun 14 kunnan (pääkaupunkiseutu + muu Helsingin seutu) asukkaiden arkivuorokausien matkasuorite (km/hlö) pääasiallisen kulkutavan mukaan jaoteltuna. Matkoissa on huomioitu enintään 100 km pituiset matkat. Kuva julkaisusta Lindeqvist, ym. 2013.

Maankäytön painopisteen muutos sisääntuloteiden varsille tulee tulevaisuudessa lisäämään selvästi Helsingin sisäisiä matkoja ja vähentämään seudullisia matkoja. Henkilöautomatkojen vähentyminen lisää etenkin joukkoliikenteen, mutta myös kevyen liikenteen kulkutapaosuutta. Kaupunkibulevardien rakentamisen myötä puolet kulkutapamuutoksista aiheutuu maankäytön muutoksista ja puolet liikenneverkkomuutoksista. Bussi- ja raitioliikenteen matkustajakilometrit kasvavat seututasolla noin 3 %, mutta Raide-Jokerin matkustajakilometrit kasvavat peräti 16 %. Raide-Jokerin käytön lisääntyminen johtuu lähes kokonaan maankäytön kasvusta linjan palveluvyöhykkeellä. Metro- ja junaliikenteen matkustajakilometrit muuttuvat suhteellisesti hyvin vähän. Kaupunkibulevardien rakentamisen on arvioitu vähentävän tieliikenteen ajosuoritetta koko työssäkäyntialueella noin 2 % ja pääkaupunkiseudulla noin 4 % (Pesonen, ym. 2013).

Strafican laatiman tutkimuksen mukaan kaupunkibulevardien rakentaminen heikentää huomattavasti autoliikenteen sujuvuutta Kehä I:n ja kantakaupungin välillä kun säteitäisten väylien välityskyky heikkenee (Pesonen, ym. 2013). Välityskyky kertoo, paljonko liikennettä väylä pystyy välittämään aikayksikössä (esim. ajoneuvoa tunnissa tai vuorokaudessa). Välityskyky riippuu mm. tien geometriasta, kaistamääristä ja kaistojen leveyksistä, tien nopeusrajoituksesta, risteyksien määrästä ja ohjaustavasta, raskaan liikenteen määrästä sekä pyöräilyn ja jalankulun järjestelyistä. Toisaalta autoliikenteen sujuvuus kantakaupungin sisällä paranee sitä enemmän, mitä enemmän bulevardien välityskyky vähentää kantakaupunkiin pääsevää liikennettä. Liikennetiheyden kasvaessa liikennevirran häiriöherkkyys kasvaa. Pienikin häiriö voi aiheuttaa ruuhkautumisen, joka näkyy jonojen kasvuna ja alentuneina nopeuksina. Ruuhkatilanteessa liikennemäärä laskee alle vakaiden olosuhteiden välityskyvyn.

Liikenteen aamu- ja iltahuipputuntien aikana kaikki liikenne ei mahdu kaupunkibulevardeille, vaan kertyy jonottamaan pääsystä niille. Bulevardien ruuhkautuminen siirtää selvästi liikennettä pääväyliltä alempiasteiselle katuverkolle. Matka-ajat autolla Helsingin keskustaan muualta Helsingin seudulta kasvavat, mikä puolestaan siirtää matkoja henkilöautoista erityisesti joukkoliikenteeseen. Suuntaa-antavaksi jonottamiseen kuluva ajaksi koko aamuruuhkan aikana (noin klo 7–10) on arvioitu hieman yli 4 minuuttia autoa kohden, mutta pisimmillään jonottamiseen voi kulua aikaa jopa puoli tuntia. Jonojen pituuksiin vaikuttavat bulevardien toteutustapa ja muun liikenneverkon mahdolliset kehittämistoimet. Liikenteen jonoutumisen vaikutuksia muulle liikenteelle kaupunkibulevardien ulkopuolella ei ole pystytty ennusteissa ottamaan huomioon. Ruuhkahuippujen liikenteen sujuvuus heikkenee todennäköisesti selvästi laajemmalla alueella kuin vain kaupunkibulevardeilla. Raideliikenteen tai erillisiä kaistoja kulkevan bussiliikenteen matka-ajoissa ei tapahdu merkittäviä muutoksia, mutta jonoutuminen Kehä I:n ulkopuolella hidastaa myös bulevardivyöhykkeen ulkopuolista bussiliikennettä (Pesonen, ym. 2013).

11 LIIKENTEEN PÄÄSTÖIHIN VAIKUTTAVAT TEKIJÄT

11.1 Ajoneuvojen päästönormit ja todelliset päästöt

EU:n pakokaasulainsäädäntö asettaa rajoja liikenteen säännellyille päästöille, joita ovat typen oksidit, hiilimonoksidi, kaasumaiset hiilivedyt ja hiukkaset. Muita päästöjä kutsutaan sääntelemättömiksi päästöiksi. Moottoriajoneuvojen päästörajoja on määritelty ns. Euro-määräyksillä, jotka koskevat uusia ajoneuvoja haettaessa EY-tyyppihyväksyntää tai kansallista tyyppihyväksyntää. Normeissa asetetaan enimmäismäärät päästöarvoille, jotka ilmoitetaan henkilö- ja pakettiautoilla suhteessa ajomatkaan (g/km) ja raskailla ajoneuvoilla suhteessa moottorin tuottamaan energiamäärään (g/kWh). Euro-päästömääräyksissä henkilö- ja pakettiautojen luokituksessa käytetään arabialaisia numeroita (Euro 1–Euro 6) ja raskaiden ajoneuvojen luokituksessa roomalaisia numeroita (Euro I–Euro VI). Euro-päästömääräyksiä on asteittain kiristetty noin viiden vuoden välein.

Euro 5 -standardi on ollut voimassa kaikilla ensirekisteröitävillä henkilöautoilla 1.1.2011 alkaen. Seuraavaksi voimaantuleva Euro 6 -standardi ei muuta bensiinikäyttöisten autojen päästörajoja, mutta dieselkäyttöisille autoille se merkitsee entistä tiukempia

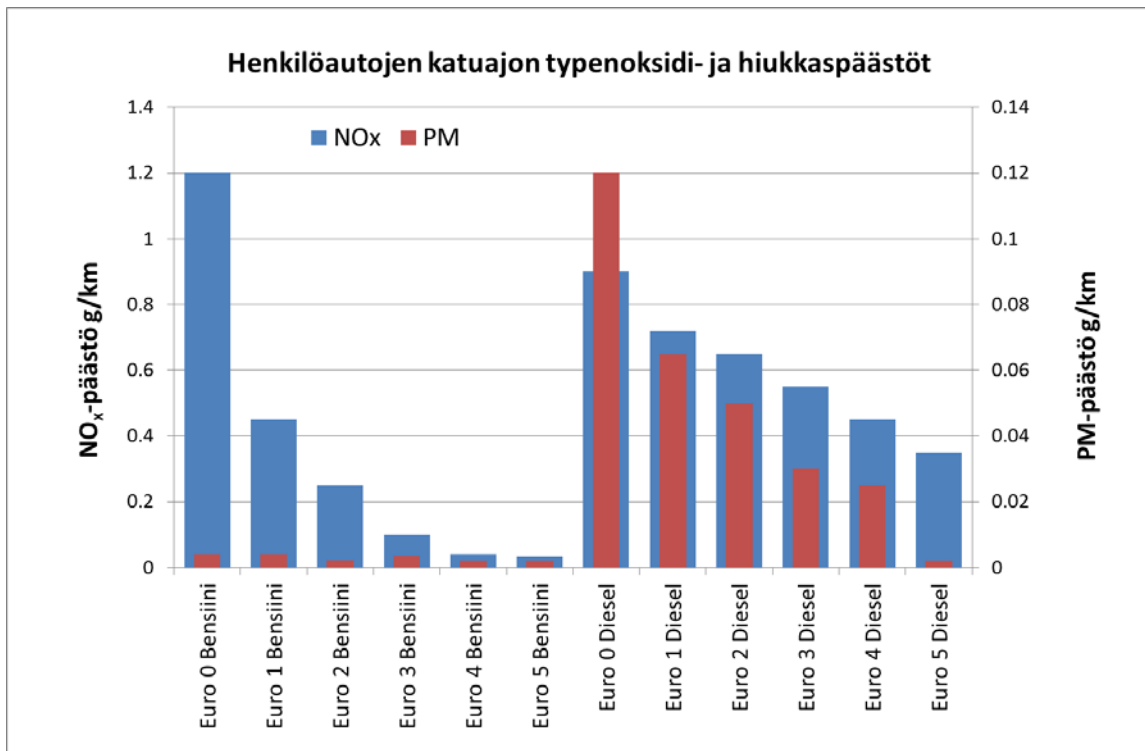
rajoituksia typen oksidille. Myös hiilivety päästöjen rajaa alennetaan. Muutos merkitsee monissa dieselmoottorityypeissä siirtymistä lisäaineelliseen pakokaasun jälkikäsitteilyyn. Euro 6 -standardia sovelletaan 1.9.2014 alkaen uusien henkilöautojen tyyppi hyväksyntään ja 1.9.2015 alkaen niiden rekisteröintiin ja myyntiin. Raskailla ajoneuvoilla Euro VI -vaatimukset tulivat voimaan rekisteröinnissä jo vuoden 2014 alusta. Euro V -tasoon verrattuna Euro VI -standardi alentaa hiukkaspäästön raja-arvoa 66 prosenttia. Lisäksi Euro VI -standardi vaatii dieselmoottorikäyttöisten hyötyajoneuvojen typen oksidien päästöihin (NO_x) 80 prosentin vähennyksen.

Uusimmat Euro-päästönormit koskevat vasta hyvin pientä osaa koko autokannasta, sillä Suomessa liikennekäytössä olevien henkilöautojen keski-ikä on yli 10 vuotta (www.trafi.fi). Valtaosa ajosuoritteesta eli ajetuista kilometreistä tehdään muilla ajoneuvoilla kuin uusimpiin Euro-luokkiin kuuluvilla ajoneuvoilla. Taulukossa 7 on esitetty eri Euro-luokkiin kuuluvien henkilöautojen ajosuoriteosuudet vuonna 2011. Taulukosta voidaan havaita, että dieselkäyttöisten autojen kohdalla autokannan kehitys on ollut nopeampaa kuin bensiinikäyttöisten autojen kohdalla, koska dieselkäyttöisten autojen suurin ajosuorite tehdään luokkaan Euro 4 kuuluvilla autoilla kun taas bensiinikäyttöisten autojen suurin ajosuorite tehdään luokan Euro 3 autoilla (VTT, 2014).

Taulukko 7. Eri päästötasoa edustavien henkilöautojen (bensini- ja dieselkäyttöiset) ajosuoriteosuudet (%) vuonna 2011 (Lähde: LIPASTO-laskentajärjestelmä, VTT, 2014).

Päästötaso	Luokkaan kuuluvat ajoneuvot	Ajosuorite (%) bensiniikäyttöiset	Ajosuorite (%) dieselikäyttöiset
Euro 0	ei katalysaattoria, vuosimallit ennen 1990	9	0
Euro 1	vuosimallit 1991–1996	13	7
Euro 2	vuosimallit 1997–2000	20	13
Euro 3	vuosimallit 2001–2005	31	25
Euro 4	vuosimallit 2006–2009	20	40
Euro 5	vuosimalli 2010 ja sitä uudemmat	7	15

Euro-päästöluokkien päästö määrrien eroja on havainnollistettu kuvassa 26, jossa on esitetty henkilöautojen keskimääräiset katuajon NO_x-päästöt ja hiukkaspäästöt päästöluokittain. Kuvaa tarkasteltaessa on huomioitava, että kyse ei ole Euro-päästörajien arvoista, vaan VTT:n laskemista keskimääräisistä päästöistä Suomen tieliikenteessä oleville ajoneuvoille. VTT:n laskentamalleissa henkilöauton kuormitukseksi arvioidaan katuajossa 1,3 henkilöä ja lisäksi huomioidaan kylmäkäynnistysten ja joutokäynnin aiheuttamat keskimääräiset päästölisäykset. Päästökertoimien määrittämisessä on käytetty VTT:n mittaustuloksia sekä lukuisia kansainvälisiä tietolähteitä. Kuvasta 26 voidaan havaita kuinka bensiinikäyttöisissä autoissa kolmitoimikatalysaattorit ovat vähentäneet hiukkaspäästöjä ja muitakin säänneltyjä päästöjä huomattavasti. Dieselmoottoreiden hiukkaspäästöjä vähennettiin alkuun polttoaineita ja moottoritekniikkaa kehittämällä, mutta pakokaasuja edelleen puhdistavat hiukkassuodattimet tulivat pakollisiksi Euro 5 -päästöluokasta lähtien.



Kuva 26. Eri päästöluokkaan (Euro-luokitus) kuuluvien henkilöautojen keskimääräiset katuajon typenoksidipäästöt (NO_x, siniset pylväät) ja hiukkaspäästöt (PM, punaiset pylväät) käyttövoiman mukaan (benssiini/diesel) jaoteltuna (LIPASTO, VTT 2014).

Liikenteen pakokaasupäästöistä kaupunkien paikallisen ilmanlaadun kannalta merkittävimpiä ovat hiukkaset ja typen oksidit (NO_x), ja etenkin terveysvaikutuksiltaan haitallinen NO₂. Euro-päästö määräykset eivät kuitenkaan suoraan koske NO₂-päästöjä, vaan niillä rajoitetaan ainoastaan kokonaistypenoksidipäästöjä (NO_x). Suoran typpidioksidipäästön osuus pakokaasujen kokonaistypenoksidipäästöistä on kasvanut Suomessa viimeisen 20 vuoden aikana alle 10 %:sta noin 20 %:iin (Anttila *ym.*, 2011). Uudemmat NO_x-päästö määräykset täyttävät dieselajoneuvot saattavatkin aiheuttaa enemmän suoraa NO₂-päästöjä kuin vanhemmat ajoneuvot. Suurin syy dieselajoneuvojen NO₂-päästöjen kasvuun on hapettavien hiukkaskatalysaattoreiden ja hiukkassuodattimien käyttö. Euro 4–Euro 5 päästötason dieselhenkilöautojen pakokaasujen suoran typpidioksidipäästön osuus on jopa 40–60 % kokonaistypenoksidipäästöistä (Weiss *ym.*, 2011). Täten uusi dieselauto saattaa vaikuttaa katukuilun typpidioksidipitoisuuteen yhtä haitallisesti kuin vanha dieselauto. Benssiinihenkilöautojen typenoksidipäästöistä suurin osa (90–95 %) on typpimonoksidia.

11.2 Ajoneuvotyyppin vaikutus päästöihin

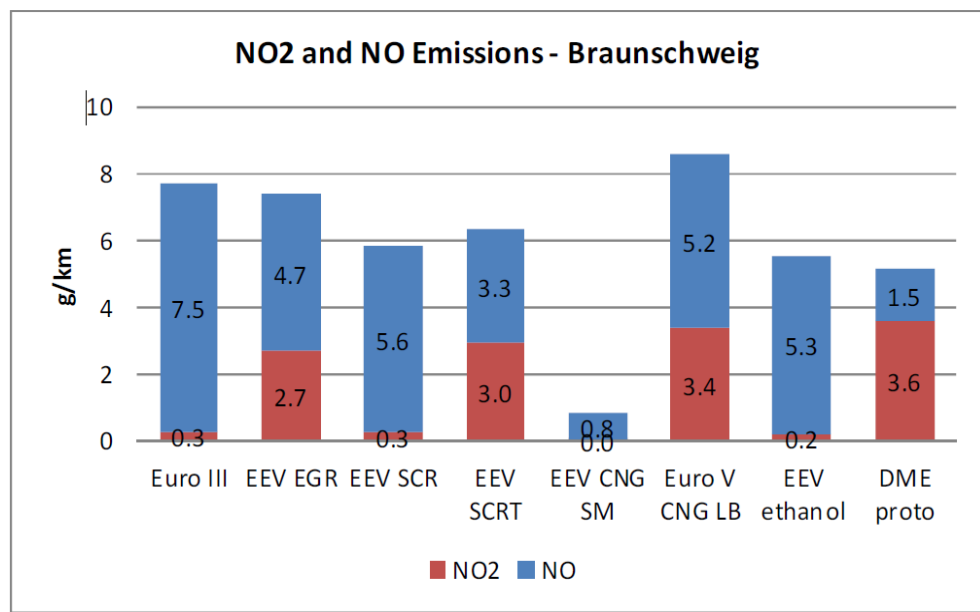
Raskaan liikenteen osuudella katukohtaisesta ajosuoritteesta ja raskaasta liikenteensä aiheutuvilla päästöillä on merkittävä vaikutus ilmanlaatuun. Taulukossa 8 on esitetty eri Euro-päästötasoa edustavien dieselkäyttöisten kaupunkibussien katuajon typenoksidien ja hiukkasten päästökertoimia. Tyypillinen raskaan liikenteen osuus Helsingin katuosuuksilla on noin 4–6% keskimääräisestä arkivuorokausiliikennemäärästä (KAVL). Liikenteen aamu- ja iltahuipputuntien aikana raskaan liikenteen osuus on selvästi pienempi, koska huipputuntien liikennemäärät aiheutuvat pääasiassa työmatkaliikenteestä.

Taulukko 8. Eri päästötasoa edustavien dieselkäyttöisten kaupunkibussien katuajon typenoksidien ja hiukkasten päästökertoimet vuodelta 2011 (Lähde: LIPASTO-laskentajärjestelmä, VTT 2014).

Päästötaso	Päästökerroin NO _x (g/km)		
	tyhjä bussi	18 matkustajaa	täysi (80 matkustajaa)
ennen vuotta 1993	20	21	25
Euro I (1994–1996)	14	14	17
Euro II (1997–2000)	12	13	15
Euro III (2001–2006)	7,9	8,3	9,7
Euro IV (2007–2008)	5,5	5,8	6,8
Euro V (2009–2014)	3,1	3,3	3,9
Euro VI (2014–)			
Päästötaso	Päästökerroin PM (g/km)		
	tyhjä bussi	18 matkustajaa	täysi (80 matkustajaa)
ennen vuotta 1993	0,62	0,64	0,72
Euro I (1994–1996)	0,39	0,41	0,46
Euro II (1997–2000)	0,2	0,21	0,24
Euro III (2001–2006)	0,17	0,18	0,24
Euro IV (2007–2008)	0,033	0,034	0,039
Euro V (2009–2014)	0,033	0,034	0,039
Euro VI (2014–)			

Suoran typpidioksidipäästön (NO₂) osuutta bussien kokonaistypenoksidipäästöistä on tutkittu Suomessa VTT:n mittauksissa. Mittauksia on tehty testilaboratoriossa oikeille busseille, käyttäen alustadynamometria, jonka päällä bussit ajavat kaikki samanlaisen tietokoneohjeistetun ajosyklin. Mittauksissa on useimmiten käytetty ns. Braunschweig-testisykliä, joka kuvaa hyvin Helsingin kaupunkibussien todellisia ajo-olosuhteita. Kuvassa 27 esitetyt mittaustulokset havainnollistavat sitä, kuinka suoran typpidioksidipäästön (NO₂) osuus kokonaistypenoksidipäästöistä (NO+NO₂) vaihtelee hyvin voimakkaasti bussien erilaisten teknisten vaihtoehtojen välillä vaikka bussit täyttäisivätkin saman päästömääräyksen (Nylund & Koponen, 2012). Suora NO₂-päästö on alhainen niissä busseissa, joissa ei ole voimakkaasti hapettavaa pakokaasujen jälkikäsittelyä.

Parhaita vaihtoehtoja tässä tarkastelussa olivat vanha dieselbussi (Euro III), pelkällä SCR-järjestelmällä varustettu dieselbussi, stoikiometrinen maakaasubussi ja etanolibussi. Kuvasta voidaan myös havaita, että todellisissa mittauksissa moottoreiden päästöt voivat olla huomattavasti suuremmat kuin niiden pitäisi Euro-luokituksen perusteella olla: kuvassa Euro V -luokan maakaasubussin kokonaistypenoksidipäästöt ovat suuremmat kuin Euro III -luokan bussin.



Kuva 27. Bussien eri teknologiavaihtoehtojen NO- ja NO₂-päästöt VTT:n mittauksissa Braunschweig-testisyklillä ajettuna. Kuvan lähde: *Nylund ja Koponen 2012*.
 Euro III, Euro V ja EEV tarkoittavat moottorin päästöluokkaa
 EGR = pakokaasujen takaisinkierrätysjärjestelmä (exhaust gas recirculation)
 SCR = ureakatalysaattori (selective catalytic reduction)
 SCRT = SCR-tekniikka + hiukkassuodatin
 CNG SM = stoikiometrista tekniikkaa käyttävä kaasumoottori
 CNG LB = laihaseostekniikkaa käyttävä kaasumoottori
 Ethanol = etanolipolttoaine
 DME = dimetyylieetteri.

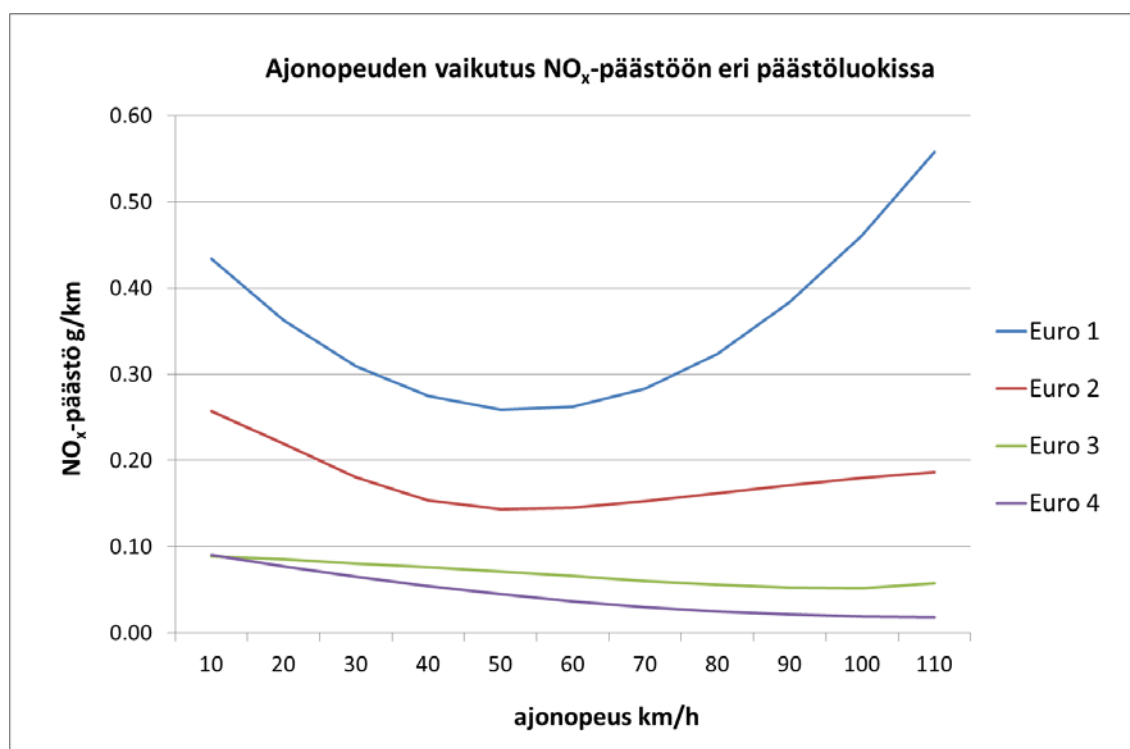
Tavaraliikenne kilpailee väyläkapasiteetista henkilöautoliikenteen kanssa. Siksi ratkaisut, jotka vähentävät henkilöautojen määrää tieverkolla parantavat tavaraliikenteen sujuvuutta ja vähentävät sen päästöjä. Jakelukuljetusten ajankohdille voidaan määrätä aikaikkunoita, jotka tasapainottavat liikennettä eri aikoina. Aikarajoitusten lisäksi voidaan määrätä suositeltavia tai pakollisia raskaan liikenteen reittejä, joilla estetään raskaan liikenteen meneminen tietyille alueille. Suositeltavat reitit eivät tarvitse juuri lainkaan valvontaa, mutta pakolliset reitit tarvitsevat, ja ovat sen vuoksi kalliimpia toteuttaa ja hoitaa. Helsingin kantakaupungissa on voimassa erillinen raskaan liikenteen rajoitusalue yli 12 metrin pituisille ajoneuvoille. Rajoitusalue ei koske linja-autoja eikä erityisluvan hakeneita ajoneuvoja. Tämän vyöhykkeen sisäpuolella liikkuvien raskaiden ajoneuvojen päästöjä ei rajoiteta millään tavalla.

Helsingin yleiskaavavalmistelussa tehdyn citylogistiikkaa (jakelukuljetukset, huoltoliikenne ja yritysten asiakasliikenne) koskevan esiselvityksen mukaan helpoimpia ratkaisuja kaupunkilogistiikan parantamiseksi ovat aikarajoitukset, joilla rajoitetaan

ajoneuvojen pääsyä tietyille alueille tai rajoitetaan lastausaikaa. Tällaisten ratkaisujen vaikutukset ovat kuitenkin melko vähäisiä. Yöjakelun avulla voitaisiin vähentää ruuhkia ja sitä kautta myös liikenteen päästöjä, mutta yöjakelussa haittana voivat olla meluongelmat. Yhteisjakelukeskusten perustaminen vähentäisi myös kokonaisliikennettä ja toisi kustannustehokkuutta logistiikkaan. Selvityksen mukaan sekä operointikustannusten että ympäristövaikutusten kannalta tehokkaimpia ratkaisuja ovat ne, joilla pystytään vähentämään jakelukuljetusten kokonaismäärää niin, ettei palvelutaso alene, vaan voi jopa parantua (Sito, 2013).

11.3 Ajonopeuden vaikutus päästöihin

Ajonopeus vaikuttaa liikenteen päästömääriin. Pakokaasupäästöt ovat alhaisimmillaan ajoneuvon optiminopeusalueella sujuvassa tasaisessa liikenteessä. Kuvassa 28 on esitetty ajonopeuden vaikutus bensiinikäyttöisten henkilöautojen typenoksidipäästöön eri Euro-päästöluokissa. Typenoksideja syntyy vähiten noin 60 km/h nopeudella, etenkin vanhempien Euro-päästöluokkien ajoneuvoissa. Hiukkaspäästöille voidaan esittää vastaavia nopeudesta riippuvia päästökertoimia (esim. The Handbook of Emission Factors for Road Transport; www.hbefa.net) Alhaisilla nopeuksilla, kuten ruuhkissa ajaessa, typenoksidi- ja hiukkaspäästöjä syntyy selvästi enemmän kuin normaaleissa taajamanopeuksissa. Liikennevirran todellinen nopeus voi suuren osan ajasta olla jotain muuta kuin nopeakrajoituksen määräämä nopeus. Liikennevirran nopeutta hidastavat mm. liikenteen ruuhkaisuus ja siitä seuraava liikenteen epätasainen eteneminen ja jonoutuminen sekä liikennevalo-ohjattujen risteyksien määrä ja nopeutta puolestaan kasvattaa kuljettajien ajama ylinopeus.



Kuva 28. Ajonopeuden vaikutus bensiinikäyttöisten henkilöautojen typenoksidipäästöön eri Euro-päästöluokissa (EMEP/EEA emission inventory guidebook 2013, 1.A.3.b).

11.4 Nastarenkaiden käytön vaikutukset

Nastarenkaiden käytön vaikutuksia kaupunki-ilman laatuun ja liikenneturvallisuuteen tutkittiin kolmivuotisessa NASTA-ohjelmassa (2011–2013; <http://www.nasta.fi/>). Ohjelmassa tarkasteltiin monitieteisesti, olisiko Helsingissä mahdollista parantaa kaupunki-ilman laatua ja vähentää katujen ylläpitokustannuksia vähentämällä nastarenkaiden käyttöä. Ohjelmassa tutkittiin muun muassa sitä, mikä on nastarenkaiden vaikutus katupölyn synnyssä ja leviämisessä sekä sitä, miten tienpinta kuluu, kun nastarenkailla ajetaan eri nopeuksilla. Lisäksi hankkeessa selvitettiin eroavatko kitka- ja nastarenkaila ajavien kokemukset ja näkemykset talvella ajamisesta sekä sitä, miten nastarenkaiden käytön vähentäminen vaikuttaisi liikenneturvallisuuteen.

Suomessa on henkilö- ja pakettiautoissa käytettävä talvirenkaita joulukuun ja helmikuun välisenä aikana. Talvirenkaat voivat olla joko nastarenkaat tai kitkarenkaat. Nastarenkaita saa käyttää marraskuun alusta maaliskuun loppuun tai pääsiäisen jälkeiseen maanantaihin asti. Lisäksi nastarenkaita saa käyttää muuna aikana kelin niin vaatiessa. Koko Suomessa henkilöautoissa käytettävien nastarenkaiden osuus talvirenkaista on noin 90 %, mutta kitkarenkaiden osuus on jatkuvasti kasvussa. Helsingin alueella kitkarenkaiden käyttö henkilöautoissa on muuta maata yleisempää, osuuden ollessa noin 20 %. Pakettiautoissa käytetään pääosin nastarenkaita. Raskas liikenne ei yleensä käytä nastarenkaita.

Talvikaudella 2011–2012 pääkaupunkiseudulla tehdyssä tutkimuksessa todettiin keväisen katupölyn koostuvan suurelta osin kiviainesperäisistä mineraalihiukkasista, joista noin puolet on peräisin nastarenkaiden kuluttamasta tiepäällysteen kiviaineksesta. Vain noin neljännes katupölystä on peräisin talvihiekoituksessa käytetystä kiviaineksesta. Talvihiekoituksella on pieni, arviolta muutaman prosentin merkitys myös päällysteperäisen pölyn muodostumisessa hiekkapaperi-ilmiön kautta. Viimeinen neljännes on peräisin muista lähteistä, kuten tiesuolasta, sekä ajoneuvojen renkaista, jarruista, rakennustyömailta ja luonnonympäristöistä peräisin olevasta pölystä. Tarkat osuudet riippuvat mm. liikennenympäristön ominaisuuksista, hiekoitukseen käytetyn materiaalin ominaisuuksista (raekoko, pesu jne.), levitettyjen materiaalien ja levityskertojen määrästä sekä sääolosuhteista (lumipeitteisyys, kosteus, sade, lämpötila jne.) (Kupiaisen ym., 2013).

Nastarenkaat irrottavat kadun pinnasta hiukkasia aina, kun tienpinta on paljaana. Kupiaisen ym. tutkimuksessa (2013) todettiin, että nastarenkaat lisäävät selvästi pölyn muodostumista suhteessa kitka- ja kesärenkaisiin silloin, kun tienpinnat ovat suhteellisen puhtaat eli tien resuspensiotaso on matala. Korkeimmat pölypäästöt mitattiin uudella nastarenkaalla ja pienimmät kesärenkaalla. Nastojen ominaisuudet vaikuttavat tien kulumiseen, sillä nastojen suuri paino ja lukumäärä lisäävät katupölypäästöjä. Nastojen lukumäärän vähentäminen pienensi päällysteen kulumasta aiheutuvaa PM₁₀-päästöä. Vuoden 2013 heinäkuun jälkeen valmistetuissa talvirenkaissa saa olla nastoja vain 50 kpl renkaan vierintäkehän metriä kohden (Vna 466/2009). Nastoja voi olla enemmänkin, jos valmistaja voi osoittaa, että renkaat eivät kuluta kadun pintaa enempää kuin asetuksen mukaiset renkaat. Tämä rajoitus tulee vähentämään nastojen lukumäärää 10–15 % aikaisempaan verrattuna ja vastaavasti päällysteen kulumisen arvioidaan vähenevän muutoksen myötä noin 15 %. Uusien vaatimusten mukainen nastarengas aiheuttikin tutkimuksessa matalalla resuspensiotasolla ilmaan 10–28 % pienemmät katupölypäästöt kuin aiempien vaatimusten mukaiset nastarenkaat.

Alkukevään hiukkaspäästöt olivat Kupiaisen ym. tutkimuksessa 15–20-kertaisia muiden mittausajankohtien päästöihin verrattuna. Alkukevään olosuhteissa kaduille talven

aikana kertynyt pölyvarasto on niin suuri (korkea resuspensiotaso), että eri rengastyyp-
pien välisiä eroja pölynmuodostuksessa ei voida selvästi havaita. Keväällä nastaren-
kailla havaitut hiukkaspäästöt olivat samalla tasolla kitkarenkaiden päästöjen kanssa.
Mittauksissa havaittiin sekä nasta- että kitkarenkaiden päästötason alenevan merkittä-
västi renkaiden kuluessa. Lisäksi havaittiin, että kaikilla rengastyypeillä ajonopeuden
nostaminen kasvatti päästötasoa. Suurin osa liikkuvan renkaan, nastan ja tienpinnan
välisistä voimista on verrannollisia ajonopeuteen, joten tienpinnan kulumisen lisääntyy
kun ajonopeus kasvaa. Kulumisvaikutus kasvaa merkittävästi, kun ajonopeus tiellä on
60 km/h tai sen yli (NASTA, 2013).

Nastarenkaat karhentavat päällysteen lisäksi myös jäistä tienpintaa estäen liukkautta.
Jos jäisellä tieosuudella liikennöidään pelkästään nastattomilla renkailla, voi jää
kiillottua hyvin liukkaaksi. *Tuononen ja Sainio (2013)* testasivat kokeellisesti oikeiden
ajoneuvojen vaikutusta jäisen tienpinnan kiillottumiseen testiradalla. Tutkimuksessa
selvitettiin, kuinka paljon nastarenkaallisia autoja tarvitaan mukana liikennevirrassa,
jotta jäisen tienpinnan kitkataso ei laskisi liikaa ja tienpinta kiillottuisi vaarallisen liuk-
kaaksi. Testiolosuhteet tehtiin sellaisiksi, joissa kiillottuminen voisi olla liikenneturvalli-
suusriski. Testin olosuhteet olivat erittäin liukkaat kaikille renkailla ja etenkin kitkaren-
kaiden pidolle olosuhteet olivat pahimmat mahdolliset. Tutkimuksessa todettiin, että
kitkarenkaiden osuuden merkittäväkään nosto liikennevirrassa ei vaaranna liikennetur-
vallisuutta jään kiillottumisilmiön kautta. Toisaalta tutkimuksessa todettiin, että nasta-
rengasosuuden pudottaminen liikennevirrassa alle 25 %:n voi heikentää liikenneturval-
lisuutta ja haitata liikenteen sujuvuutta.



Kuva Eija Vallinheimo

- Kuva 29. Nastarenkaat karhentavat tien päällysteen lisäksi myös jäistä tienpintaa estäen liukkautta. Nastarenkaiden nastojen lukumäärää vähentämällä voidaan vähentää päällysteen kulumista ja pienentää resuspensiopäästöjä.

Ruotsissa on todettu, että taajamien ilman hiukkaspitoisuuksia voidaan parhaiten alentaa vähentämällä nastarenkaiden määrää. Ruotsin liikennevirasto (Trafikverket) suosittelee talvirenkaiksi kitkarenkaita kaikkiin sellaisiin henkilöautoihin, joissa on ajonvakausjärjestelmä. Liikenneviraston asiantuntija-arvion mukaan vähentämällä Tukholmassa nastarenkaiden nykyinen 70 % osuus puoleen (30–40 %:iin), voitaisiin keskusta-alueen hengitettävien hiukkasten pitoisuuksia alentaa 20–25 %. Tukholman Hornsgatanin nastarengaskielto vuoden 2010 alusta alensikin pitoisuuksia suunnitellusti, mutta osa vähenemästä johtui nastarenkaiden käyttöasteen muutosten lisäksi liikennemäärän samanaikaisesta 15 %:n vähentymisestä (*Johansson, ym., 2011*).

Norjan suurimmissa kaupungeissa on jo kymmenkunta vuotta aktiivisesti kasvatettu kitkarenkaiden osuutta kaikista talvirenkaista julkisilla kampanjoilla, alueellisilla nastarengasmaksuilla ja rahallisella tuella nastarenkaista kitkarenkaisiin vaihtaville autoilijoille. Nastarengasmaksujen tuotto menee pääasiassa talvihoitoon, kuten teiden suolaukseen, mitä onkin tehostettu samanaikaisesti kitkarengasosuuden kasvun kanssa. Henkilövahinkoon johtaneiden onnettomuuksien määrä ei ole Norjassa kasvanut kitkarengasosuuden kasvaessa. Tämän on arveltu johtuvan suurelta osin kitkarengaskuljettajien ennakoivammasta ajotyylistä (*NASTA, 2013*).

NASTA-tutkimusohjelman keskeisenä tuloksena todettiin, että nastarenkaiden osuuden merkittävä vähennys pääkaupunkiseudulla vähentäisi katupölyä ja parantaisi kaupunkilmanlaatua merkittävästi. Samalla saavutettaisiin huomattavia rahallisia säästöjä kun teiden urautuminen vähenisi ja siten tiepölyasteiden uusimiskulut vähentyisivät. Tutkimusohjelmassa myös esitettiin useita konkreettisia toimenpide-ehdotuksia nastojen käytön vähentämiseksi (*NASTA, 2013*).

12 ILMANLAATUVAIKUTUSTEN VÄHENTÄMISTOIMIA

12.1 Bussi- ja jäteautoliikennettä koskeva ympäristövyöhyke

Helsingin kantakaupungin alueelle on vuonna 2010 muodostettu ympäristövyöhyke, joka koskee HSL:n (Helsingin seudun liikenne -kuntayhtymä) kilpailuttamaa Helsingin sisäistä ja seudullista bussiliikennettä sekä HSY:n kilpailuttamaa jätteenkuljetusta. Tämä ympäristövyöhyke kattaa Hakamäentien eteläpuolisen alueen. Ympäristövyöhykkeellä liikennöivältä kalustolta vaaditaan kilpailutuksessa muita ajoneuvoja tiukempia päästökriteerejä. Päästökriteerit tulevat käyttöön asteittain, kun uusia alueita ja linjoja kilpailutetaan. Bussiliikenteelle minimivaatimuksena on ollut Euro III -päästötaso ja jäteautoille Euro V -päästötaso. Kriteerejä tarkistetaan säännöllisesti. Bussiliikenteen päästötaso kiristyykin syksyllä 2014 Euro V -päästötasoon. Jätteenkuljetusten osalta nykyinen kalusto täyttää kokonaisuudessaan ympäristövyöhykkeen päästövaatimukset.

HSL käyttää bussiliikenteen kilpailutuksissa kaikilla reiteillä vaatimuksia, joissa hinnan lisäksi myös kaluston laatu vaikuttaa kilpailutuksen pistemääriin. Hinnan painoarvo on 84 pistettä ja tarjotun kaluston laadun painoarvo on 16 pistettä. Kaluston pisteytyksen perusteena ovat VTT:n tekemien bussien todellisten päästömittausten mukaiset keskiarvot lähipäästöille (hiukkaset ja NOx) eri Euro-päästöluokissa sekä EU-direktiivin (2009/33/EY) mukaiset päästökomponenttien rahalliset haitta-arvot. Kilpailutuksessa vanhin sallittu päästöluokka on syksystä 2014 lähtien Euro III ja kantakaupungin

ympäristövyöhykkeen sisäpuolella liikennöivillä linjoilla vähintään Euro V. Käytännössä uusimmissa kilpailutuksissa valituiksi ovat tulleet EEV- ja Euro VI -luokkaan kuuluvat bussit sekä hybridibussit. Kaluston uudistumisen ansiosta yli puolet HSL:n bussiliikenteen vuotuisista linjakilometreistä ajetaan vähintään EEV-normit täyttävillä busseilla.

Nykyistä laajemmin ympäristövyöhykkeen, joka koskisi sekä raskasta liikennettä että henkilö- ja pakettiautoja, käyttöönottoa ja vaikutuksia Helsingissä on tarkasteltu selvityksessä *Männikkö & Salmi, 2013*. Selvityksen mukaan laajempi ympäristövyöhyke ei todennäköisesti juuri vähentäisi typpidioksidipäästöjä, jotka ovat ongelmana Helsingin vilkkaimmissa katukuiluissa. Lisäksi yksittäisiä toimijoita (henkilöautoilijoita) koskevan ympäristövyöhykkeen kustannustehokkuus päästöjen vähentämisessä kantakaupungin alueella olisi useissa tapauksissa heikko. Nykyisen bussi- ja jäteautoliikennettä koskevan ympäristövyöhykkeen sen sijaan todettiin vähentävän päästöjä kustannustehokkaasti, koska sen vaikutukset kohdistuvat jatkuvasti alueella liikennöivään raskaaseen kalustoon, jonka suoritemäärät kantakaupungissa ovat suuria.

12.2 Ruuhkamaksujen vaikutukset

Kaupunkiseuduilla liikennemääriin voidaan vaikuttaa ruuhkamaksuilla eli asettamalla maksu tietyssä aikana tietyssä paikassa autolla liikkumiselle. Ruuhkamaksun tarkoituksena on vähentää liikennettä sen verran, että liikenne sujuu. Ruuhkamaksuilla ei yleensä tavoitella pelkästään liikennejärjestelmän toimivuuden ja liikenteen sujuvuuden lisäämistä, vaan myös liikenteen ympäristövaikutusten vähentämistä ja liikennejärjestelmän rahoittamisen tukemista. Ruuhkamaksujen ansiosta osa autoilijoista siirtyy joukkoliikenteen käyttäjiksi, ja osa vaihtaa kulkureittiään tai matkan ajankohtaa. Ruuhkamaksujen päätyypit ovat kehätulli, jossa maksu maksetaan tietylle alueelle tullessa tai sieltä poistuessa, aluetulli, jossa maksua maksetaan tietyn alueen sisällä ajamisesta sekä kilometrimaksu, jota maksetaan tietyllä alueella tai tietyillä teillä ajamisesta.

Ruuhkamaksujen yleistymiseen on osaltaan vaikuttanut tekniikan kehittyminen. NykYTEKNIikka mahdollistaa liikenteen vapaan sujumisen, eikä tullipisteelle tarvitse enää pysähtyä maksamista varten. Tekniikka mahdollistaa myös maksun suuruuden vaihtelun eri aikoina tai eri paikoissa tai eri maksajaryhmille. Tunnetuimmat jo käytössä olevat esimerkit ruuhkamaksuista ovat Singapore (vuodesta 1998), Lontoo (vuodesta 2003), Dubai (vuodesta 2007) ja Tukholma (vuodesta 2007). Näissä kaupungeissa ruuhkamaksua on käytetty keinona vähentää autoliikenteen määrää ruuhkaisimpina aikoina. Tulokset ovat olleet hyviä: ruuhkat ovat vähentyneet ja liikenne on tullut sujuvammaksi. Lontoossa ja Tukholmassa ruuhkamaksutuloilla on rahoitettu joukkoliikenteen lisäämistä ja parantamista.

Suomessa merkittävää ruuhkaa esiintyy lähinnä pääkaupunkiseudulla. Liikenne- ja viestintäministeriö on selvittänyt kahteen otteeseen ruuhkamaksun vaikutuksia Helsingin seudulla. Selvitykset osoittivat, että liikennejärjestelmä, joka sisältää ruuhkamaksun, toteuttaa Helsingin seudulle laaditussa liikennejärjestelmäsuunnitelmassa (HLJ 2011) asetettuja tavoitteita paremmin kuin liikennejärjestelmä, joka ei sisällä ruuhkamaksua. Ruuhkamaksullinen liikennejärjestelmä vähentäisi seudulla ruuhkia, nopeuttaisi liikennettä, lisäisi joukkoliikenteen kilpailukykyä ja osuutta matkoista, parantaisi liikenneturvallisuutta sekä vähentäisi kasvihuonekaasupäästöjä ja muita ympäristöhaittoja. Selvitysten mukaan ruuhkamaksu vähentäisi autoliikenteen ajosuoritetta 10–30 %, mikä puolestaan vähentäisi merkittävästi ilmanlaatua heikentäviä päästöjä (*Suvanto, ym. 2009; Välipirtti, ym. 2011*). HLJ 2015 -luonnos perustuu oletukseen, että tienkäyttömaksut otetaan käyttöön (*HSL, 2014*).

Liikenteen maksuja selvittänyt Liikenne- ja viestintäministeriön työryhmä on ehdottanut, että auto- ja ajoneuvoverot korvattaisiin kilometriverolla, joka vaihtelisi sen mukaan, millä alueella auto liikkuu ja miten suuria hiilidioksidipäästöjä se aiheuttaa. Kuorma-autoliikenne ja linja-autoliikenne jäisivät tämän kilometriveron ulkopuolelle. Autoa enemmän käyttävät maksaisivat kilometriveron myötä enemmän veroa kuin vähemmän käyttävät. Käytön mukainen verotus vähentäisi henkilöautoliikennettä ja päästöjä sekä lisäisi joukkoliikenteen käyttöä (*LVM, 2013*).

12.3 Helsingin kaupungin pysäköintipolitiikan vaikutukset

Henkilöautojen pysäköinnin järjestäminen on oleellinen osa liikenteen hallintaa kaupungeissa, missä liikennettä ja pysäköijä on paljon. Kaupunkiliikenteessä henkilöauto on eniten tilaa vaativa kulkutapa henkilöä kohden. Jokaisen auton vaatima pysäköintitila on kadunvarsipysäköinnissä noin 12 m²/auto ja laitospysäköinnissä ajoyhteyksineen noin 30 m²/auto (*Hietanen, 2013*). Eräiden tutkimusten mukaan henkilöauto on pysäköitynä jopa 96 % koko käyttöistään. Pysäköintipolitiikka on voimakas ja kustannustehokas väline liikennemäärien hallintaan. Hinta vaikuttaa suoraan pysäköintipaikkojen kysyntään: jos valtaosa pysäköintipaikoista on maksuttomia, on pysäköintipaikkojen kysyntä tarpeettoman suurta. Rajoittava pysäköintipolitiikka, yhdessä henkilöautolle vaihtoehtoisten kulkutapojen kehittämisen kanssa, on keino, jonka avulla voidaan vaikuttaa ihmisten kulkutavan valintaan ja sitä kautta vähentää henkilöautolla ajamisesta aiheutuvia ongelmia. Pysäköinti on Helsingin kantakaupungissa maksullista lähes jokaisella kadulla työpäivinä ja liikekeskustan kaduilla myös lauantaisin.

Helsingin kaupunginhallitus hyväksyi pysäköintipolitiikan uudet linjaukset helmikuussa 2014. Pysäköintipolitiikka sisältää 12 kärkitoimenpidettä, joiden toteuttamisen aikajänne vaihtelee. Yhtenä kärkitoimenpiteenä on liityntäpysäköinnin kehittäminen. Seudulle autolla saapuvat pyritään ohjaamaan joukkoliikennevälineisiin jo ennen ruuhkautuneille alueille saapumista. Liityntäpysäköintipaikkoja lisätään niillä olemassa olevilla alueilla, joiden käyttöasteet ovat korkeat ja joukkoliikenteessä on edelleen kapasiteettia. Liityntäpysäköintiä lisätään asemilla, keskustoissa, joukkoliikenteen runkoyhteyksillä ja solmukohdissa sekä osana bussiliikenteen pysäkkijärjestelmää. Uusia liityntäpysäköintialueita toteutetaan ensisijaisesti vyöhykkeillä, joille on tarjottavissa riittävä bussiliikenteen palvelutaso. Lisäksi polkupyörien liityntäpysäköintipaikkojen määrää lisätään, jotta pyörä mielletään selkeäksi osaksi joukkoliikennematkaa (*Hietanen, 2013*).

Autojen kadunvarsipysäköinti vaikeuttaa merkittävästi katujen talvikunnossapitoa ja pahentaa siten keväistä katupölytilannetta. Nykyisinkin kaupunki voi siirtää kadun kunnossapitoa tai puhtaanapitoa haittaavan ajoneuvon lähisiirtona esimerkiksi kadun toiselle puolelle tai lähikadulle, jos ajoneuvon omistaja ei ole siirtänyt ajoneuvoaan pois töiden alta. Autojen siirtotarpeesta tiedotetaan ennakoon katujen varteen tuotavilla siirtokehotusmerkeillä. Ajoneuvon lähisiirrosta aiheutuneet kustannukset laskutetaan ajoneuvon omistajalta. Yhdeksi pysäköintipolitiikan kärkitoimenpiteeksi on nostettu autojen talvipysäköintiratkaisut (*Hietanen, 2013*). Vuoropysäköinti on päätetty vakinaistaa jo käytössä olleilla alueilla ja ottaa uusia alueita käyttöön mahdollisuuksien mukaan. Vuoropysäköinnissä pysäköinti on sallittua vuorotellen kadun molemmilla puolilla. Tällä menettelyllä saadaan ajokaista, pysäköintipaikat ja jalkakäytävä pidettyä talven aikana puhtaina ja käytettävyydeltään korkealaatuisina. Vuoropysäköinti voidaan toteuttaa päivä-, viikko-, tai kuukausiperiaatteella, riippuen siitä, mikä vaihtotiheys kullekin alueelle parhaiten soveltuu. Lisäksi talvikunnossapidon toimenpiteiden ennakoitavuutta parannetaan internet- ja mobiilisovelluksilla. Rakennusviraston verkkosivuil-

la (<http://www.puhdistussuunnitelmat.fi/helsinki/>) ja maksuttomilla tekstiviesteillä annetaan jo nyt tietoa niiden katujen aurausaikatauluista, joilta autot tulee siirtää pois ennen aurasta. Palveluita on tarkoitus kehittää edelleen.



Kuva Antonin Halas

Kuva 30. Autojen kadunvarsipysäköinti vaikeuttaa merkittävästi katujen talvikunnossapitoa ja pahentaa siten keväistä katupölytilannetta.

12.4 Katukuilun mittasuhteiden vaikutus ilmanlaatuun

Kousan ja Kauhaniemen (2008) tutkimuksen mukaan kadun rakenteella ja sen suuntauksella on vaikutusta katukuilussa syntyviin pitoisuuksiin. Kapeassa katukuilussa epäpuhtauksien laimeneminen heikentyy ja pitoisuudet ovat korkeampia kuin leveämmässä katukuilussa. Katukuilu on kapea, kun kadunvarren rakennusten korkeuden ja väylän leveyden suhde $> 0,7$. Tällöin vähäisemmälläkin liikennemäärällä ja siten vähäisellä päästömäärällä pitoisuudet voivat olla raja-arvotasoja korkeampia. Vastavasti avoimessa ympäristössä samalla liikennemäärällä ja päästömäärällä voidaan jäädä selvästi raja-arvotason alapuolelle. Tuulen nopeus ja tuulen suunta ovat pääteki- jät, jotka vaikuttavat katukuilussa esiintyviin pitoisuuksiin. Tuuli muodostaa katukuiluun pyörteen, joka kierrättää kadulla kulkevan liikenteen päästöjä sekä kadun ulkopuolelta tulevia päästöjä katukuilussa (kuva 2, kpl 2.2). Lyhyenä katukuiluna voidaan pitää katua, jossa kadun pituuden ja rakennusten korkeuden suhde on noin 3 ja pitkänä katukuiluna katua, jossa tämä suhde on noin 7. Suhteellisen lyhyissä katukuiluissa rakennusten kulmalle syntyvät pyörteet voivat estää katukuilun sisällä tapahtuvan tuulipyörteen syntymisen (*Vardoulakis ym., 2003*).

Kousan ja Kauhaniemen tutkimuksessa tarkasteltiin typpidioksidipitoisuuksia erilaisissa katu-ympäristöissä Helsingissä. Esimerkkinä kapeasta katukuilusta tarkasteltiin Unioninkatua, jonka leveys on 17 m ja rakennusten korkeus 22 m (korkeus/leveys -suhde = 1,29). Keskimääräinen arkivuorokauden liikennemäärä Unioninkadulla vuonna 2006 oli 12 000 ajoneuvoa vuorokaudessa, raskaan liikenteen osuus

kokonaisliikennemäärästä 6,6 % ja bussien osuus 2,3 %. Kaikki bussit olivat dieselbusseja. Keskimääräinen matkanopeus oli Unioninkadulla 27 km/h. Vuonna 2007 typpidioksidin vuosikeskiarvo oli HSY:n Unioninkadun ilmanlaadun mittausasemalla $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Tutkimuksen mukaan kyseisellä liikennemäärällä ja päästötasolla kapean katukuilun pitoisuustaso ei ylittänyt typpidioksidipitoisuuden raja-arvoa ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$).

Tutkimuksen mukaan kapeassa katukuilussa päästöjen laimeneminen heikentyy ylöspäin mentäessä verrattuna leveämpiin katukuiluihin. Typpidioksidipitoisuudet olivat kapeassa katukuilussa laimentuneet 10 metrin korkeudella 4–9 %-yksikköä vähemmän ja kattotasolla 7–20 %-yksikköä vähemmän, verrattuna pitoisuuksien laimenemiseen leveämissä katukuiluissa. Ilmanlaadun mittauksissa pitoisuuden alentuminen katukuilussa korkeuden kasvaessa on havaittu vähäisemmäksi kuin mallinuksissa. *Malkki ja Kousa (2005)* mittasivat typpidioksidipitoisuuksia Runeberginkadulla pitkässä katukuilussa 5, 11 ja 17 metrin korkeuksilla. Pitoisuudet alenivat ylöspäin mentäessä: 11 metrin korkeudella typpidioksidipitoisuus oli $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (pitoisuus vähentynyt 12 % 5 metrin tasosta) ja 17 metrin korkeudella $28 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (pitoisuus vähentynyt 15 % 5 metrin tasosta). Runeberginkatu on tosin leveämpi kuin Unioninkatu (korkeus/leveys -suhde = 0,96).

Kousan ja Kauhaniemen tutkimuksessa tarkasteltiin myös rakennusten korottamisen vaikutusta typpidioksidipitoisuuksiin. Tarkastelu tehtiin Hämeentielle jossa vuoden 2006 liikennemäärä oli 17 000 ajon/vrk, bussien osuus kokonaisliikennemäärästä 20 % (joista 12 % kaasubusseja) ja matkanopeuden oletettiin olevan noin 33 km/h. Hämeentien korkeus/leveys -suhde on 0,81 ja korotetussa vaihtoehdossa se oli 1,03. Tutkimuksen perusteella kadun rakennusten korottaminen eli kadun tekeminen kapeammaksi katukuiluksi nosti typpidioksidipitoisuuksia noin 6 %.

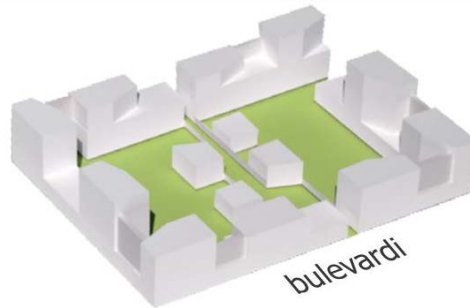
12.5 Rakennusten sijoittelun ja rakennusten muodon vaikutus ilmanlaatuun

Kaupunkibulevardien varsille rakennettavien rakennusten vaikutusta ilmanlaatuun katukuilussa sekä sisäpihoilla tarkastellaan tässä perustuen ehdotettuihin kolmeen uudenlaiseen korttelimalliin (*Serum arkkitehdit Oy, Asuinkortelit kaupunkibulevardien varrella – Rakentamisen konsepteja*). Kuvassa 31 on esitetty havainnekuvat näistä kolmesta korttelimallista A–C, joiden nimet ovat Tasku (vaihtoehto A), Jing jang (vaihtoehto B) ja Lohkare (vaihtoehto C). Tämä tarkastelu ei perustu mittauksiin tai mallinnukseen, vaan se perustuu Ilmatieteen laitoksen asiantuntemukseen virtausmallinnuksesta ja on jossakin määrin spekulatiivinen. Tarkastelussa ei myöskään huomioitu meluun liittyviä näkökohtia. Samat kortteliratkaisut eivät välttämättä toimi sekä melun että ilmanlaadun kannalta optimaalisesti. Kaupunkibulevardien korttelirakenteiden suunnittelun edetessä suositeltavaa olisi arvioida ja vertailla korttelirakenteita tarkemmin virtausmallinnustyökalujen avulla (esim. LES-mallinnus; kpl 8.2).

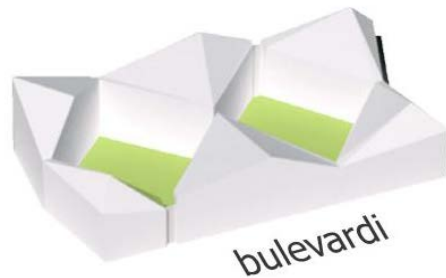
A. Tasku



B. Jing Jang



C. Lohkare



Kuva 31. Havainnekuvat kolmesta ehdotetusta uudesta korttelimallista. Kuvien lähde: KSV, 2014.

Kaikki kolme ehdotusta ovat monimuotoisempia kuin perinteinen umpinainen kaupunkikortteli, jossa usein tasakorkea kerrostalo ympäröi sisäpihaa joka puolelta. Perinteinen korttelimalli voi muodostaa kohtalaisen pitkiä yhtenäisiä katukuiluosuuksia, joissa ilmanvaihto voi olla tehotonta katukuilun korkeus/leveys -suhteesta riippuen, kuten kappaleessa 2.2 esitetään.

Korttelimallit B ja C ovat tässä suhteessa erilaisia. Ne rikkovat jossakin määrin yhtenäisen katukuilugeometrian, jolloin ilman vaihtuminen kuilussa tehostuu ainakin kahdesta eri syystä. Ensiksi aukot kuilun seinämissä luonnollisesti suoraan lisäävät ilmanvaihtoa kuilujen ja sisäpihojen välillä ja samalla perinteiselle katukuilulle ominainen melko stabiili tuulipyörre voi rikkoutua. Toiseksi turbulentti sekoittuminen kattotason yläpuolisen ilman kanssa tehostuu koska monimuotoinen rakennusgeometria tuottaa ilman virtaukseen suurempia turbulenteja pyörteitä, jotka ovat ominaisuuksiltaan sellaisia, että ne tehostavat ilman pystysuuntaista sekoittumista. Perinteisessä tasakorkeassa katukuilussa näin ei käy, vaan kattokorkeudelle syntyy yleensä vain melko ohut voimakkaasti turbulentin virtauksen kerros, joka ei sekoita ilmaa pystysuunnassa kovin tehokkaasti, koska siinä esiintyvät turbulentit pyörteet ovat kooltaan verrattain pieniä.

Tässä valossa vaihtoehto B (Jing jang) vaikuttaisi ehdotuksista parhaalta ilmanlaadun kannalta. Asia riippuu kuitenkin paljon jalustan ja sen päällä olevien pistetalojen korkeuksista sekä pistetalojen etäisyyksistä toisistaan. Jalustan tulisi olla selvästi

matalampi kuin vertailukohtana olevan perinteisen korttelin korkeus ja pistetalojen väliin tulisi jäädä mielellään lähes pistetalojen korkeuden verran tilaa.

Myös ehdotus C (Lohkare) lienee perinteistä korttelimallia parempi ilmanlaadun kannalta, mutta B (Jing jang) saattaisi olla tässä suhteessa kuitenkin parempi kulmikkaamman ja rikkonaisemman geometriansa ansiosta. Ehdotus A (Tasku) sen sijaan on melko lähellä perinteistä korttelimallia ilmapvirtauksen ja ilmanlaadun kannalta ajateltuna. Sen julkisivulla oleva tasku voi jossakin määrin lisätä ilman sekoittumista täysin perinteiseen korttelimalliin verrattuna, mutta vaikutus jäänee pieneksi, koska tässä mallissa ei ole sellaisia piirteitä, jotka tuottaisivat mainittavasti sekoittumista tehostavaa lisäturbulenssia.

Sisäpihojen ilmanlaadun osalta voidaan arvioida, että Jing Jang- ja Lohkaremaleissa, joissa katukuilujen ilmanvaihto oletettavasti paranee, paranee myös sisäpihojen ilmanvaihto. Tällöin ilmansaasteita tosin kulkeutuu tehokkaammin katukuiluista sisäpihoille, mutta samalla pystysuuntainen laimeneminen tehostunee myös sisäpihoilla. Ilman virtaaminen rakennusten välistä sisäpihalle lisää ilmakerroksen pyörteisyyttä myös sisäpihalla, jolloin epäpuhtaudet sekoittuvat ylempänä olevaan puhtaampaan ilmaan tehokkaammin. Ilmansaasteiden kumuloituminen sisäpihoille jäänee tällöin vähäisemmäksi kuin perinteisessä korttelissa. Tässäkin suhteessa Taskumalli lienee varsin lähellä perinteistä korttelimallia.

12.6 Rakennusmateriaalien vaikutus ilmanlaatuun

Titaanidioksidia (TiO_2) sisältäviä pinnoitteita voidaan käyttää rakennusten julkisivuissa ja katoissa hajottamassa typenoksideja. Hajoaminen perustuu auringon UV-säteilyn aiheuttamaan valokemialliseen reaktioon, jossa titaanidioksidi toimii katalyyttinä. Typenoksidit hajoavat nitraateiksi (NO_3^-), jotka huuhtoutuvat pinnoilta pois sadeveden mukana. *Langridge, ym. (2009)* tuovat tutkimuksessaan esiin sen mahdollisuuden, että nitraattien sijasta hajoamistuotteena voi syntyä haitallista typpihapoketta (HNO_2). Päälystettyjen materiaalien toimintateho säilyy ennallaan koko materiaalin elinkaaren ajan, eli titaanidioksidia ei kulu reaktiossa lainkaan. Titaanidioksidilla pinnoitettuja kattopäälysteitä on jo käytössä esimerkiksi useissa julkisissa kiinteistöissä Tampereella. Kattopäälysteen valmistajan mukaan päälysteen avulla saadaan merkittäviä typenoksidipitoisuuksien vähenemiä. Suomen olosuhteissa kattopäälysteiden tehoa kuitenkin heikentää auringon valon vähäinen määrä talviaikaan sekä kattopinnoille kertyvä lumi. Pinnoitteiden vaikutusta typenoksidien pitoisuuksiin ei ole tutkittu Suomen oloissa.

12.7 Kasvillisuuden vaikutus ilmanlaatuun

Kasvillisuus voi sitoa itseensä ilmansaasteita. Hiukkasmaiset epäpuhtaudet depositoituvat eli laskeutuvat ja kiinnittyvät kasvien pinnoille. Kaasumaiset epäpuhtaudet puolestaan voivat päästä kasvien sisään ilmarakojen kautta sekä depositoitua kasvien pinnoille diffuusion vaikutuksesta. Tämän ilmansaasteiden sitomiskyvyn vuoksi kasvillisuuden, lähinnä puuston, lisäämistä kaupunkialueille on pidetty merkityksellisenä ilmansaasteongelmien torjuntakeinona. Aihetta on tutkittu lähinnä teoreettisesti mallintamalla ja todellisiin mittauksiin perustuva tieto puiden merkityksestä saastenielenä on ollut vähäistä ja osin ristiriitaista.

Helsingissä ja Lahdessa suoritettiin vuosina 2011–2013 mittauksia, joissa verrattiin typpidioksidin, hiukkasten sekä VOC- ja PAH-yhdisteiden leviämistä puustoisilla alueilla ja avoimilla alueilla. Mittaukset tehtiin passiivikeräimillä vilkkaasti liikennöityjen teiden ja katujen varsilla. Hiukkasten osalta keräimet mittaavat ns. kokonaisleijumaa eli kaikkia eri kokoluokkien hiukkasia, jolloin tuloksissa painottuvat kooltaan ja massaltaan suurimmat hiukkaset. Passiivikeräinmenetelmässä ei pystytä erottelamaan pienhiukkasia tai hengitettäviä hiukkasia kokonaisleijumasta. Tutkimuksissa typpidioksidin ja VOC-yhdisteiden pitoisuustasot eivät juuri eronneet avoimien ja puustoisten lehtipuuvaltaisten tienvarsien välillä. Hiukkaskertymät sen sijaan olivat alhaisempia puustoisilla alueilla kuin avoimilla alueilla. Tämä tukee aiempia tutkimustuloksia, joissa on havaittu puuston osin estävän hiukkasten leviämistä tieltä ympäristöön. Typpidioksidin, VOC-yhdisteiden ja hiukkasten pitoisuustasot eivät eronneet kesän ja talven välillä. Tämä tutkimustulos on ristiriidassa aiemman yleisen ajattelutavan kanssa, että juuri kasvien lehdet toimisivat saastenieluina. PAH-yhdisteet käyttäytyivät poikkeavasti muihin tutkittuihin epäpuhtauksiin nähden ja pitoisuudet olivat kesäaikaan selvästi korkeampia puustoisilla tienvarsi-alueilla kuin avoimilla alueilla. Tutkimusten perusteella voidaan sanoa, ettei puiden merkitys ilmanlaadulle kaupunkiympäristössä ole yksiselitteinen ja aiempiin oletuksiin puiden tehokkuudesta saastenieluina on syytä suhtautua kriittisesti. Vaikutus voi myös olla niin pieni, ettei sitä voida mittauksilla kunnolla havaita (*Setälä, ym. 2012; Yli-Pelkonen, ym. 2014*).

Kaupunkibulevardien kasvillisuudella voi olla vaikutusta ilmanlaatuun sitä kautta, että puut ja muu kasvillisuus hidastavat ilman virtausta ja ohjaavat ilmavirtoja katukuilussa. Puiden latvukset voivat toimia ikään kuin sateenvarjoina, jotka estävät ilman sekoittumista ja joiden alle kohonnut ilman epäpuhtauspitoisuudet kerääntyvät loukkuun (kuva 32; *Yli-Pelkonen, ym. 2014*). Tällä havainnolla voi olla merkitystä katu-ympäristössä, jossa jalankulku usein sijoittuu juuri puurivistön alle. Jotta puut ja muu kasvusto vaikuttaisivat mahdollisimman vähän ilmavirran esteinä, on ehdotettu, että kasvillisuus olisi joko hyvin matalaa tai puut olisivat harvaan istutettuja. Syvissä, vilkasliikenteissä katukuiluissa tiheät puurivistöt eivät ole mallinnustulosten mukaan suositeltavia (*Vos, ym., 2013*). Syvässä katukuilussa ympäröivät rakennukset ovat korkeita. Myös verrattain leveät katukuilut voivat olla syviä.



Kuva Jatta Salmi

Kuva 32. Puiden latvukset voivat toimia sateenvarjoina, jotka estävät ilman sekoittumista ja joiden alle liikenteen päästöt kerääntyvät loukkuun.

Kasvillisuudesta voi myös vapautua ilmaan siitepölyä. Siitepölyhiukkaset ovat suuria hiukkasia, joiden koko on tyypillisesti 20–60 μm , eli ne eivät enää kuulu hengitettävien hiukkasten kokoluokkaan. Siitepölyllä ja katupölyllä voi kuitenkin olla yhteisvaikutuksia, sillä ne esiintyvät samanaikaisesti keväisin ja voivat pahentaa toistensa aiheuttamia terveysvaikutuksia. Kasvillisuus voi olla kaupunkibulevardilla kuitenkin merkittäviä viihtyisyyttä lisääviä tekijä.

13 EPÄPUHTAUKSIEN KULKEUTUMINEN SISÄILMAAN

Ulkoilman epäpuhtauksia kulkeutuu käytännössä aina joko hallitsemattomien ilmavirtausten tai ilmanvaihdon välityksellä sisäilmaan. Vaikka ulkoilman epäpuhtauksia kulkeutuu myös sisäilmaan, ovat näiden pitoisuudet sisäilmassa pienempiä kuin ulkona. Rakennuksen vaippa toimii eräänlaisena luonnollisena suodattimena. Rakennuksen antamaa suojaa voidaan merkittävästi parantaa ilman suodatuksen avulla. Järjestämällä olosuhteet, joissa rakennuksen ilmanvaihto on hallinnassa, korvausilma tulee rakennukseen hallitusti määrättyjen reittien kautta. Näissä tilanteissa korvausilma voidaan suodattaa ja estää siten ulkoilman epäpuhtauksien pääsy rakennuksen sisään. Ilmanvaihtojärjestelmä on kuitenkin suunniteltava ja rakennettava siten, että sen puhtautta on helppo ylläpitää ja suodattimia helppo vaihtaa. Tehokaskaan ilmanvaihtojärjestelmä ei toimi ilman säännöllistä huoltoa.

Ilmanvaihdon ja suodatuksen merkitystä ulkoilmasta peräisin oleville hiukkasepäpuhtauksille tarkastellaan yleensä sisäilma/ulkoilmasuhteen eli I/O-suhteen avulla. Tällä tarkoitetaan yksinkertaisesti sisäilmapitoisuuden ja vastaavan ulkoilmapitoisuuden suhdetta. Jos esimerkiksi ulkoilman hiukkaspitoisuus on 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ja vastaava pitoisuus sisäilmassa 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ on I/O-suhde 0,2 eli 20 %. Tässä yhteydessä jätetään rakennuk-

sen sisäiset epäpuhtauslähteet huomioimatta, eli tarkastellaan ainoastaan niitä epäpuhtauksia, jotka kulkeutuvat ulkoilmasta sisäilmaan. Samanlainen tarkastelu voidaan tehdä myös kaasumaisille epäpuhtauksille (esim. typenoksidit).

Sisäilma/ulkoilmasuhteen arvo riippuu monista tekijöistä, joista merkittävimmät ovat:

- rakennuksen ominaisuudet (ilmanvaihto, suodatus, rakenteiden tiiveys)
- ilmanpuhdistimet
- hiukkasten ominaisuudet (hiukkaskoko)
- sääolosuhteet

Moderneissa rakennuksissa tuloilma tuodaan sisään hallitusti ilmanvaihtokoneen avulla, jolloin ulkoilman epäpuhtauksia voidaan poistaa tehokkailla suodattimilla. Ilmanvaihdon ja suodatuksen tehokkuutta rajoittavat kuitenkin aina rakenteissa olevat vuotokohtat, koska niiden kautta tapahtuu hallitsemattomia ilmapirtauksia, jotka kuljettavat sisäilmaan epäpuhtauksia ulkoilmasta. Rakennusten tiiveydellä on siis erittäin suuri merkitys I/O-suhteen kannalta. Vuotojen kautta tapahtuvat virtaukset ovat sidoksissa rakennuksen ulkoympäristön olosuhteisiin (lämpötila, tuulen voimakkuus ja suunta). Lisäksi taloissa, joissa ei ole koneellista jäähdytystä, tuuletetaan kesäaikaan ikkunoiden tai parvekkeiden kautta, jolloin ilman epäpuhtaudet pääsevät esteettä asuntoihin.

Vanhemmissa rakennuksissa ilmanvaihto on toteutettu yksinomaan koneellisen poiston avulla, eli tuloilma pyritään ottamaan sisään tuloilmaventtiileiden kautta. Käytännössä huomattava osa tuloilmavirrasta kulkeutuu kuitenkin enemmän tai vähemmän hallitusti rakenteissa olevien vuotokohtien kautta. Pelkällä koneellisella poistolla varustetuissa rakennuksissa tuloilman tehokas puhdistaminen on hankalaa, joskaan ei täysin mahdollonta.

Kolmannen ryhmän muodostavat vanhat rakennukset, joissa koneellista ilmanvaihtoa ei ole lainkaan. Näissä rakennuksissa ilmanvaihto tapahtuu painovoimaisesti lämpötilaerojen (ja tuulen) aiheuttamien virtausten avulla. Osa virtauksista tapahtuu poistokanavien kautta, mutta huomattava osa ilmanvaihdosta tapahtuu hallitsemattomasti rakenteissa olevien vuotojen kautta. Näissä rakennuksissa tuloilman puhdistaminen on äärimmäisen haastavaa, koska tuloilmavirtauksen johtaminen hallitusti suodattimen kautta on vaikeaa.

Tuloilman suodattamisen mahdollisuutta monimutkaistaa myös hiukkasten ominaisuuksien, erityisesti hiukkaskoon, vaikutus tilanteeseen. Ilmassa olevat hiukkasepäpuhtaudet ovat jakaantuneet hyvin laajalle hiukkaskokoalueelle ja toisaalta hiukkasten käyttäytyminen mm. suodattimissa riippuu hiukkasten koosta. Niinpä esimerkiksi 0,1 µm ja 10 µm hiukkaset ovat ikään kuin kaksi täysin erilaista epäpuhtautta. Esimerkiksi huonetilassa 0,1 µm hiukkanen leijuu käytännössä pysyvästi kun taas 10 µm hiukkanen laskeutuu maan vetovoiman vaikutuksesta niin, että sen luonnollinen keskimääräinen elinikä huonetilassa on vain suuruusluokkaa 15 minuuttia. Suodattimissa 0,1 µm hiukkasen läpäisyaste voi olla vaikkapa 50 % ja vastaavasti 10 µm hiukkasen läpäisyaste voi olla 0,05 %, eli läpäisyasteissa voi olla 1000-kertainen ero. Käytännössä tämä tarkoittaa sitä, että karkeampia, kooltaan suurempia hiukkasia on helpompi suodattaa kuin pieniä hiukkaskokoja.

Hiukkaskoon aiheuttamaa monimutkaisuutta pyritään vähentämään tarkastelemalla tilannetta vain pienihiukkasten (PM_{2,5}) ja hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) osalta, koska näille on annettu ulkoilmaa koskevia terveysvaikutusperusteisia ohje- ja raja-arvoja (Vnp 480/96; Vna 38/2011). Sisäilmassa hiukkaspitoisuuksien tulisi olla enintään

ilmanlaadusta annetun valtioneuvoston asetuksen mukaisia, eli enintään samalla tasolla kuin ulkoilmassa. Sisäilma/ulkoilmasuhteita käsittelevä arviointi ilman hiukkaskokojakaumien, erotusastekäyrien yms. yksityiskohtaista tarkastelua johtaa voimakkaisiin pelkistykseen ja yksinkertaisuuksiin ja siksi tuloksena on ainoastaan suuruusluokkarvoja. Tässä raportissa jäljempänä (kappaleissa 13.2–13.3) esitetyt sisäilma/ulkoilmasuhteiden arviot on tehty olettaen tyypillinen erotusastekäyrä eri suodatinluokille sekä olettaen hiukkasten olevan joko pienhiukkasia tai hengitettäviä hiukkasia.

13.1 Ilmanvaihtosuodattimien luokitus

Ilmanvaihdolla ja suodatuksella saavutettava vaikutus sisäilma/ulkoilmasuhteeseen riippuu ratkaisevasti ilmansuodattimien ominaisuuksista. Ilmanvaihtosuodattimet jaotellaan standardin *SFS-EN 779* mukaisesti kolmeen ryhmään:

- karkeasuodattimet (G-suodattimet G1–G4)
- mediumsuodattimet (M-suodattimet M5 ja M6)
- hienosuodattimet (F-suodattimet F7, F8 ja F9).

Luokittelun perusteella ei kuitenkaan voida sanoa varmuudella juuri mitään suodattimen tehokkuudesta käyttöolosuhteissa. Testitilanne ei kuvaa todellisia käyttöolosuhteita rakennuksessa. Niinpä standardissa (*SFS-EN 779*) esitettyjä erotusasteita ei saavuteta käytännössä koskaan.

Standardissa *SFS-EN 1882-1* määritellään vaatimukset ilmanvaihtosuodattimia tehokkaammille erikoissuodattimille. Näitä suodattimia ei yleensä käytetä tavanomaisissa rakennuksissa:

- EPA-suodattimet E10, E11 ja E12
- HEPA-suodattimet H13 ja H14
- ULPA-suodattimet U15, U16 ja U17

Kaikki edellä mainitut suodatinvaihtoehdot ovat siis hiukkassuodattimia, joilla ei voida vaikuttaa kaasumaisten epäpuhtauksien pitoisuuksiin. Kaasumaisten epäpuhtauksien poistaminen tuloilmasta edellyttää erikoissuodattimien käyttöä. Aktiivihilien käyttöön perustuvat suodattimet erottavat myös typpidioksidia mutta typpimonoksidin erottaminen edellyttää kemisorptioon perustuvaa tekniikkaa, eli suodatinmateriaalia (alumiinioksidi), joka on impregnoitu sopivalla kemikaalilla (kaliumpermagnaatti). Kemiallisen suodatuksen käyttö tavanomaisessa ilmanvaihtotekniikassa on vähäistä ja käytännön kokemuksia näiden suodattimien tehokkuudesta ja käytettävyydestä on hyvin vähän. Kemiallisen suodatuksen käyttöä rajoittavat myös korkeammat hankinta- ja käyttökustannukset.

13.2 Nykyaikainen rakennus – koneellinen tulo ja poistoilmanvaihto

Kuvassa 33 on esitetty periaatetasolla menettely, jonka avulla voidaan I/O-suhdetta nykyaikaisessa rakennuksessa, jossa tuloilmakoneeseen on asennettu kohtuullisen tehokkaana pidetty hienosuodatin (F7). Rakennuksen vuotoilman määrä riippuu rakennuksen tiiveydestä sekä myös sen käytöstä, mm. ovien ja ikkunoiden avaamisen osalta. Kohtuullisena ja suhteellisen varovaisena arviona voidaan pitää seuraavia arvoja:

- vuotoilmaisuus 10–20 % kokonaistuloilmasta
- ilmanvaihtokoneen ja suodattimen kautta kulkevan ilmapirran osuus 80–90 %

- erotusaste $PM_{2.5}$ -pitoisuuden suhteen on F7-luokan suodattimella 65 %, G4-luokan suodattimella 10 % ja HEPA-suodattimella 100 %
- erotusaste PM_{10} -pitoisuuden suhteen on F7-luokan suodattimella 75 %, G4-luokan suodattimella 35 % ja HEPA-suodattimella 100 %.

Suodattimien erotusasteet sekä I/O-suhteet $PM_{2.5}$ - ja PM_{10} -hiukkaspitoisuuksien suhteen riippuvat vallitsevista hiukkaskokojakaumista. Tämän vuoksi näiden suureiden arviointi on vaikeaa. Tehdyissä laskelmissa on oletettu hiukkaskokojakauma, jossa pienhiukkasten ja karkeiden hiukkasten massaosuudet ovat yhtä suuret.

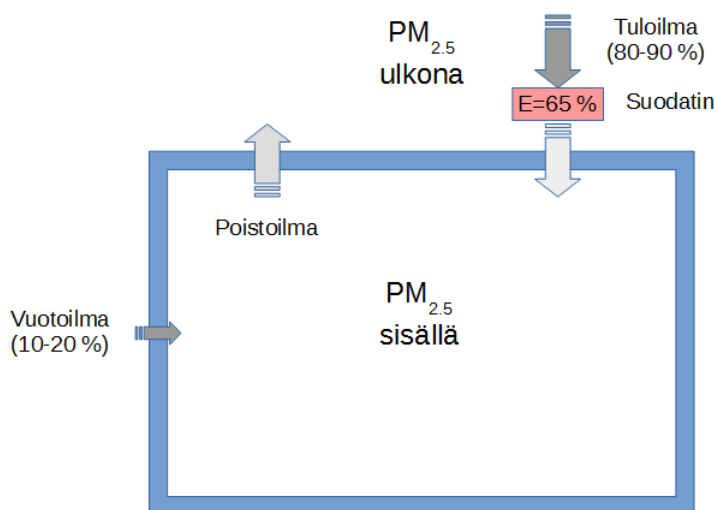
Näillä oletuksilla saadaan $PM_{2.5}$ -hiukkaspitoisuuksien I/O-suhteille arviot:

- suodattimena G4: $85 \% < I/O$
- suodattimena F7: $40 \% < I/O < 45 \%$
- suodattimena HEPA: $10 \% < I/O < 20 \%$

Vastaavat arviot PM_{10} -hiukkaspitoisuuksien osalta ovat:

- suodattimena G4: $65 \% < I/O$
- suodattimena F7: $30 \% < I/O < 35 \%$
- suodattimena HEPA: $10 \% < I/O < 20 \%$

Koneellisen tulo- ja poistoilmanvaihdon tapauksessa myös kemiallisen suodatuksen käyttö on mahdollista. Tarkkoja tietoja näiden suodattimien erotusasteesta ei ole käytettävissä, joten I/O-suhteen arviointi typen oksidien osalta on hyvin vaikeaa. Karkeana arviona voitaneen pitää samansuuruista erotusastetta kuin mitä on arvioitu F7 luokan hiukkassuodattimille. Niinpä myös I/O-suhteen arvioidaan olevan suuruusluokkaa 40 %.



Kuva 33. I/O-suhteen arviointi koneellisella tulo- ja poistoilmanvaihdon varustetussa rakennuksessa, jossa F7-luokan suodatin. Kuva VTT.

13.3 Tyypillinen rakennus – koneellinen poistoilmanvaihto

Koneellisen poistoilmanvaihdon tapauksessa tilanteen arviointi on vaikeampaa, koska korvausilman suodatustehokkuuden merkitystä on vaikeampi arvioida. Käytössä on erilaisia venttiilisuolettimia, joiden erotuskyyvystä ei ole tarkkaa tietoa. Heikoimmillaan niiden erotusaste voi olla hyvin lähellä nollaa ja parhaimmillaan melko lähellä 100 %:a (erityisesti sähköisesti varatuilla suodattimilla käyttöajan alussa). Myös vuotoilmavirtojen osuutta on vaikeampi arvioida mm. siksi, että ikkunatuuletuksen todennäköisyys näissä rakennuksissa on suurempi. Tässä laskelmassa on oletettu vuotoilmanvaihdon osuudeksi kokonaistuloilmavirrasta 20–30 % (kuva 34).

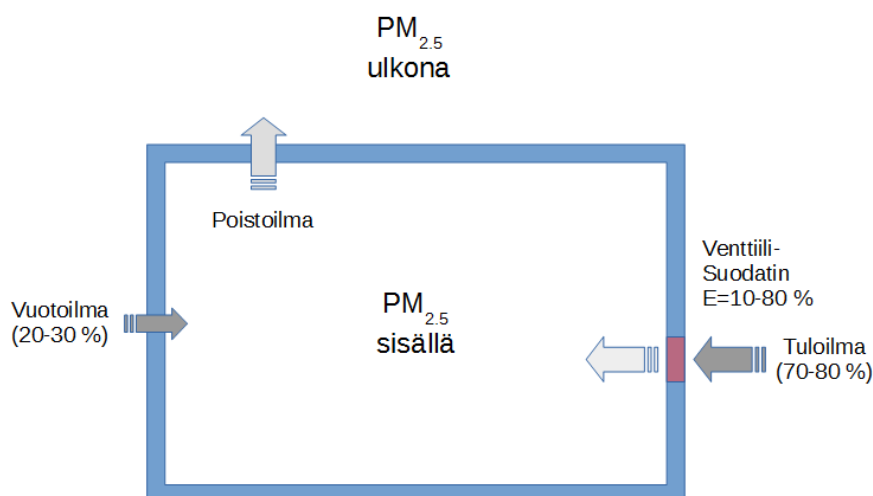
Näillä oletamuksilla PM_{2,5}-hiukkaspitoisuuden I/O-suhteelle saadaan melko väljät rajat:

- suodattimena G4: 90 % < I/O
- suodattimena F7: 45 % < I/O < 55 %
- suodattimena HEPA: 20 % < I/O < 30 %

Vastaavat arviot PM₁₀-hiukkaspitoisuuksille ovat:

- suodattimena G4: 70 % < I/O
- suodattimena F7: 35 % < I/O < 40 %
- suodattimena HEPA: 15 % < I/O < 25 %

Typenoksidien suodattaminen näissä rakennuksissa on epärealistista, koska markkinoilla ei ole tuuletusventtiileihin soveltuvia suodatinratkaisuja.



Kuva 34. Esimerkki I/O-suhteen arvioinnista koneellisella poistoilmanvaihdon varustetussa rakennuksessa (ei koneellista tuloilmanvaihtoa). Kuva VTT.

13.4 Vanhemmat rakennukset – ei koneellista ilmanvaihtoa

Mikäli rakennuksessa ei ole koneellista ilmanvaihtoa lainkaan, määräytyy ilmanvaihto pelkästään lämpötilaerojen ja tuulen aiheuttaminen ilmavirtojen perusteella (painovoimainen ilmanvaihto). Näille tapauksille on äärimmäisen vaikea esittää mitään selkeitä arvoja I/O-suhteelle. Joissain sääolosuhteissa luonnollinen ilmanvaihto voi toimia tehokkaastikin, eli ilmaa poistuu ilmanvaihtohormin kautta riittävästi ja tuloilman suoda-

tus esimerkiksi venttiilisuodattimilla olisi mahdollista suurin piirtein samoin kuin koneellisen poistoilmanvaihdon tapauksessa. Toisaalta on myös tilanteita, joissa ilmanvaihto toimii hyvin epämääräisesti ja todennäköisyys ikkunatuuletukselle on suuri. Niinpä tuloilmasuodatuksen käyttömahdollisuudet näissä rakennuksissa ovat erittäin kyseenalaiset. Typenoksidien suodattaminen painovoimaisen ilmanvaihdon tapauksessa on käytännössä epärealistista.

Ilmanvaihtoon integroidulla suodatustekniikalla ei siis saavuteta erityisen hyvää lopputulosta rakennuksissa, joissa ei ole koneellista ilmanvaihtoa. Suodatustekniikkaa voidaan kuitenkin tarvittaessa hyödyntää näissäkkin kohteissa, kun käyttöön otetaan huoneilmapuhdistimia. Kierrättämällä ilmaa ilmapuhdistimessa olevan suodattimen kautta voidaan olosuhteista riippuen saavuttaa varsin hyviäkin tuloksia. Saavutettu lopputulos riippuu kuitenkin ratkaisevasti ilmapuhdistimen tehokkuudesta (ilmavirta ja erotusaste), huonetilan koosta ja siinä vallitsevasta ilmanvaihtuvuudesta. Huoneilmapuhdistimien todellista tehokkuutta rajoittaa myös niiden aiheuttama melu, eli puhdistimia käytetään pienillä tehoilla, jolloin äänen voimakkuus pysyy siedettävällä tasolla.



Visio Lahdenväylän muuttamisesta kaupunkibulevardiksi vuonna 2050.
Kuva Helsingin kaupunkisuunnitteluvirasto/3D-Render.

VIITELUETTELO

Anttila, P., Tuovinen, J.-P., Niemi, J., V. 2011. Primary NO₂ emissions and their role in the development of NO₂ concentrations in a traffic environment. *Atmospheric Environment* (45), pp. 986–992.

Alaviippola, B. & Pietarila, H., 2011. Ilmanlaadun arviointi Suomessa. Pienhiukkaset (PM_{2,5}). Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut. 23 s. + 5 liites.

ELY, 2014. Pääkaupunkiseudun liikenteenhallintasuunnitelma ilmanlaadun äkilliseen heikkenemiseen. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Raportteja 18/2014.

Hietanen, J. 2013. Helsingin pysäköintipolitiikka. Ehdotus 19.11.2013. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston liikennesuunnitteluosaston selvityksiä 2013:1.

HSL, 2014. Helsingin seudun liikennejärjestelmäsuunnitelma, HLJ 2015 -luonnos. HSL:n julkaisuja 16/2014.

HSY, 2010. Pääkaupunkiseudun varautumissuunnitelma ilmanlaadun äkilliseen heikkenemiseen. HSY:n julkaisuja 8/2010.

HSY, 2011. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2010. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, HSY:n julkaisuja 3/2011 Helsinki.

HSY, 2012. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2011. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, HSY:n julkaisuja 9/2012 Helsinki.

HSY, 2013. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2012. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, HSY:n julkaisuja 5/2013, Helsinki.

HSY, 2014 a. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2013. Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä HSY, HSY:n julkaisuja 3/2014, Helsinki.

HSY, 2014 b. Katubulevardien ilmanlaatu- ja terveyshaittaselvitys, Nykytila. Helsingin seudun ympäristöpalvelut –kuntayhtymä, 2.9.2014.

HSY, 2014 c. Malli ilmanlaadun huomioonottamiseksi suunnittelussa. HSY:n hallitus 20.12.2013. Päivitetty 3.6.2014.

Ilmanlaatuportaali, 2014. Ympäristönsuojelun tietojärjestelmän ilmanlaatuosa, tarkistettut mittaustulokset. <http://ilmanlaatu.fi>

Ilmansuojelutyöryhmä, 2008. Helsingin kaupungin ilmansuojelun toimintaohjelma 2008–2016. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 10/2008.

Johansson, C., Norman, M., Burman, L., 2011. Vad dubbdäcksförbudet på Hornsgatan har betytt för luftkvaliteten. SLB 2:2011. Miljövaltningen i Stockholm.

Komppula, B., Salmi, J. & Lovén, K. 2012. Kuopion katupölytilanne. Hiukkaspitoisuuksien vertailu Suomen muiden kaupunkien pitoisuustasoihin. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut. 41 s. + 28 liites.

http://expo.fmi.fi/ages/public/Raportti_Kuopion_katupolytilanne.pdf

Komppula, B., Anttila, P., Vestenius, M., Salmi, T. & Lovén, K., 2014. Ilmanlaadun seurantatarpeen arviointi. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia. Helsinki.

Kousa, A. & Kauhaniemi, M. 2008. Ilmanlaatu katukuiluissa ja avoimien väylien varrella mallilaskelmilla arvioituna. YTV:n julkaisuja 23/2008. ISBN (pdf) 978-951-798-711-0

KSV, 2012. Osallistumis- ja arviointisuunnitelma – Miten yleiskaava tehdään ja miten sen valmisteluun voi osallistua? Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2012:1.

KSV, 2013 a. Helsingin yleiskaava, Visio 2050. Kaupunkikaava – Helsingin uusi yleiskaava. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2013:23.

KSV, 2013 b. Kaupunkisuunnittelulautakunta 07/12.03.2013. Muistio, Blomqvist, P. Helsingin kantakaupungin autoliikenteen skenaariot 2013–2040. http://www.hel.fi/www/ksv/fi/paatoksenteko/lautakunnanpaatosasiakirjat/asiakirja?year=2014&ls=11&doc=Ksv_2013-03-12_Kslk_7_Pk

KSV, 2014. Asuinkorttelit kaupunkibulevardien varrella – Rakentamisen konsepteja, Serum Arkkitehdit Oy 2014. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston selvityksiä 2014:28.

Kukkonen, J., Partanen, L., Karppinen, A., Walden, J., Kartastenpää, R., Aarnio, P., Koskentalo, T., Berkowicz, R., 2003. Evaluation of the OSPM model combined with an urban background model against the data measured in 1997 in Runeberg Street, Helsinki. Atmospheric Environment 37 (2003) 1101–1112.

Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J., Stojiljkovic, A., Malinen, A., 2009. Katupölyn päästöt ja torjunta. KAPU-hankkeen loppuraportti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 13/2009. Helsinki. ISBN 978-952-223-593-0.

Kupiainen, K., Pirjola, L., Ritola, R., Stojiljkovic, A. & Malinen, A. 2013. Talvirenkaiden pölypäästöt ja eri katupölylähteiden osuudet kadunvarrella kerätyissä hiukkasnäytteissä. HSY:n julkaisuja 3/2013, ISBN 978-952-6604-65-7.

Langridge, J. M., Gustafsson, R. J., Griffiths, P. T., Cox, R. A., Lambert, R. M. & Jones, R. J., 2009. Solar driven nitrous acid formation on building material surfaces containing titanium dioxide: A concern for air quality in urban areas? Atmospheric Environment, 43(2009) 5128–5131. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2009.06.046

Lanki, T., 2014. Uutta tietoa ilmansaasteiden pitkäaikaisvaikutuksista, THL. Esitys Valtakunnallisilla 35. ympäristöterveyspäivillä 21.5.2014.

Lappi, S., Lovén, K., Rasila, T. & Pietarila, H. 2008. Pääkaupunkiseudun päästöjen leviämismalliselvitys. Energiantuotannon, satamatoiminnan, laivaliikenteen, lentoliikenteen, lentoasematoiminnan ja autoliikenteen typenoksidi-, rikkidioksidi- ja hiukkaspäästöjen leviämislaskelmat. Ilmatieteen laitos, Ilmanlaadun asiantuntijapalvelut, Helsinki.

Lilleberg, I. & Hellman, T. 2014. Liikenteen kehitys Helsingissä vuonna 2013. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston liikennesuunnitteluosaston selvityksiä 2014:1. ISSN 0787-9024.

Lindeqvist, M., Kantele, S., Rätty, P., Elolähde, T. & Vihervuori, M., 2013. HLJ 2015. Liikkumistottumukset Helsingin seudulla 2012. HSL:n julkaisuja 27/2013. ISBN 978-952-253-214-5.

LVM, 2013. Oikeudenmukaista ja älykästä liikennettä. Työryhmän loppuraportti. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 37/2013.

Malkki, M. & Kousa, A., 2005. Ilmanlaadun typpidioksidimääritykset 2004. Eri etäisyyksillä, eri korkeuksilla. Muistio 1/2005. YTV ympäristötoimisto.

MRL,132/1999. Maankäyttö- ja rakennuslaki. Annettu 5.2.1999.

Männikkö, J-P. & Salmi, J. 2013. Ympäristövyöhyke Helsingissä ja eräissä Euroopan kaupungeissa vuonna 2012. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 7/2013. Helsingin kaupungin ympäristökeskus, Helsinki. ISBN 978-952-272-451-9.

NASTA, 2013. Kitkarenkaiden käytöllä parempaa ilmanlaatua – liikenneturvallisuudesta tinkimättä. NASTA-tutkimusohjelman 2011–2013 loppuraportti. Helsingin kaupungin rakennusviraston julkaisut 2013:4. ISBN 978-952-272-460-1.

Niemi, J., Ritola, R., Kupiainen, K., Pirjola, P., Kousa, A. & Männikkö, J.-P., 2014. PM₁₀ dust emission estimates for current measures and estimation of emission reductions due to additional measures. Final report. Deliverable product of the REDUST LIFE09 ENV/FI/000579, Action 3. 15.10.2014.

Nylund, N.-O. ja Koponen, K. 2012. Fuel and Technology Alternatives for Buses. Overall Energy Efficiency and Emission Performance. VTT Technology 46. ISBN 978-951-38-7869-6.

Nylund, N.-O., 2014. Ajoneuvo- ja polttoainetekniikan mahdollisuudet autoliikenteen päästöjen vähentämisessä. 2014 päivitys HLJ 2015 työtä varten. HSL:n julkaisuja 7/2014. HSL Helsingin seudun liikenne. ISBN 978-952-253-229-9.

Oke, T.R., 1988. Street design and urban canopy layer climate. Energy and Buildings 11:103–113.

Pesonen, H., Niinikoski, M. & Haapamäki, T., 2013. Liikenteen pitkän aikajänteen kehittämismahdollisuuksia. Osa A. Moottoritiemäisten alueiden tarkastelut, Strafica 31.12.2013.

Pirjola, L., 2014. PM₁₀-päästökertoimet ja ajonopeuden vaikutus pölynmuodostukseen. Esitys REDUST-katupölyseminaarissa 12.3.2014, www.redust.fi/seminaarit

SFS-EN 779. Particulate Air Filters For General Ventilation. Determination Of The Filtration Performance. Suomen standardisoimisliitto SFS, 2012-05-21, 70s.

SFS-EN 1822-1. High Efficiency Air Filters (EPA, HEPA and ULPA). Part 1: Classification, Performance Testing, Marking. Suomen standardisoimisliitto SFS, 2010-06-21, 20s.

Sito, 2013. Elinkeinoelämän liikennetarpeet. Helsingin citylogistiikan ja asiakasliikenteen kehittämistarpeet – esiselvitys, Sito Oy.

Setälä, H., Viippola, V., Rantalainen, A-L., Pennanen, A. & Yli-Pelkonen, V., 2012. Does urban vegetation mitigate air pollution in northern conditions? *Environmental Pollution*, Vol. 183, 2013, Pages 104–112.

Suvanto, T., Anttila, S., 2009. Helsingin seudun ruuhkamaksuselvitys. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 30/2009. ISBN 978-952-243-071-7

Tuononen, A. & Sainio, P. 2013. NASTA-tutkimusohjelma. Optimaalinen nastakitkarengassuhde jäisellä tiellä – NASTAVIRTA. Loppuraportti. Aalto-yliopisto, Insinöörityö- ja tekniikan korkeakoulu. 11.4.2013.

Vardoulakis, S., Fisher, B. E. A., Pericleous, K., Gonzalez-Flesca, N. 2003. Modelling air quality in street canyons: a review. *Atmospheric Environment* (37), pp. 155–182.

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

Vna 466/2009. Liikenne- ja viestintäministeriön asetus ajoneuvon renkaiden nastoista annetun liikenne- ja viestintäministeriön asetuksen muuttamisesta. Annettu 18.6.2009.

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

Vos, P. E. J., Maiheu, B., Vankerkom, J. & Janssen, S., 2013. Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution* 183 (2013) 113–122.

VTT, 2014. Teknologian tutkimuskeskus VTT. LIPASTO liikenteen päästöt <http://lipasto.vtt.fi/>

Välipirtti, K.-L., Suvanto, T. & Moilanen, P. 2011. Helsingin seudun ruuhkamaksu. Jatkoselvitys. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 5/2011. ISBN: 978-952-243-214-8.

Weiss, M., Bonnel, P., Hummel, R., Manfredi, U., Colombo, R., Lanappe, G., Le Lijour, P. & Sculati, M., 2011. Analyzing on-road emissions of light-duty vehicles with Portable Emission Measurement Systems (PEMS). JRC Scientific and Technical Reports. European Commission Joint Research Centre, Institute for Energy. ISBN 978-92-79-19072-8.

WHO, 2006. WHO air quality guidelines. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulphur dioxide. Global update 2005. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe. http://www.who.int/phe/health_topics/outdoorair_agg/en/

Ympäristönsuojelulaki 527/2014. Annettu 27.6.2014.

Yli-Pelkonen, V., Setälä, H. M. & Viippola, V. 2014. Mitattua tutkimustietoa kaupunkivieral alueiden ekosysteemipalveluista. *Ympäristö ja terveys* 4/2014, s. 18–22.

Ympäristöministeriön asetus 1/11. D2 Suomen rakentamismääräyskokoelma, Ympäristöministeriö, Rakennetun ympäristön osasto. Rakennusten sisäilmasto ja ilmanvaihto. Määräykset ja ohjeet 2012. 1/11 Ympäristöministeriön asetus rakennusten sisäilmastosta ja ilmanvaihdesta. Annettu Helsingissä 30.3.2011.

YTV, 2005. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2004. Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta YTV, Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2005:8, Helsinki.

YTV, 2006. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2005. YTV Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, Pääkaupunkiseudun julkaisusarja B 2006:8, Helsinki.

YTV, 2008. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2007. YTV Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, YTV:n julkaisuja 8/2008, Helsinki.

YTV, 2009. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2008. YTV Pääkaupunkiseudun yhteistyövaltuuskunta, YTV:n julkaisuja 15/2009, Helsinki.

LIITE 1.

KAUPUNKIBULEVARDEIHIN LIITTYVÄT SELVITYKSET JA JULKAISUT

Valmistuneet selvitystyöt:

HSY, 2014. Katubulevardien ilmanlaatu- ja terveyshaittaselvitys, Nykytila. Helsingin seudun ympäristöpalvelut –kuntayhtymä, 2.9.2014.

HSY, 2014. Malli ilmanlaadun huomioonottamiseksi suunnittelussa. HSY:n hallitus 20.12.2013. Päivitetty 3.6.2014

Pesonen, H., Niinikoski, M. & Haapamäki, T., 2013. Liikenteen pitkän aikajänteen kehittämismahdollisuuksia. Osa A. Moottoritiemäisten alueiden tarkastelut, Strafica 31.12.2013.

Sito, 2013. Elinkeinoelämän liikennetarpeet. Helsingin citylogistiikan ja asiakasliikenteen kehittämistarpeet – esiselvitys, Sito Oy.

Serum arkkitehdit Oy. Asuinkorttelit kaupunkibulevardien varrella – Rakentamisen konsepteja.

Meneillään olevat selvitystyöt:

Uudenmaan ELY-keskus. Ilmanlaadun huomioon ottaminen maankäytön suunnittelussa. Valmistuu keväällä 2015.

WSP Finland Oy. Tavoitelähtöinen kaupunkibulevardien vaikutusten arviointi. Valmistuu lokakuussa 2014.

Tutkimushankkeet:

CityClim – Urban morphology and atmospheric boundary layer modelling 2014–2018 (Suomen Akatemia)

Hankkeessa tutkitaan kaupunkimorfologian vaikutusta ilmakehän rajakerrokseen suurten pyörteiden simuloinnin (LES) avulla. Työssä kehitetään uudenlainen LES-systeemi, jossa sarja kokoluokaltaan ja resoluutioltaan erilaisia LES-simulointeja kytketään. Systeemi kytketään myös sääennustemalliin (NWP). Uusi LES-systeemi validoidaan sekä tuulitunneli- että kenttämittauksia käyttäen ja sitä sovelletaan Helsinkiin. Morfologiatiedon luomisessa käytetään kehittyneitä kaukokartoitusmenetelmiä. Tutkimuksessa pyritään löytämään optimaalinen morfologiatiedon taso. Uuden LES-systeemin avulla testataan mm. sääennustemallien kaupunkiparametrisointeja. Tulosten avulla ymmärretään paremmin kaupunkirajakerroksen dynamiikkaa parempien parametrisointien kehittämiseksi. Uusi LES-systeemi mahdollistaa myös kaupungissa tapahtuvien vaarallisten päästöjen yksityiskohtaiset jälkianalyysit ja varautumissuunnittelun. Uuden LES-systeemin avulla mallinnetaan myös vuomittausten lähdealueita kaupunkiympäristössä.

Kaupunkien tai katukuilumaisten rakenteiden ilmanlaatuun liittyvät referoidut julkaisut viime vuosilta:

Kauhaniemi M., Stojiljkovic A., Pirjola L., Karppinen A., Härkönen J., Kupiainen K., Kangas L., Aarnio M.A., Omstedt G., Denby B.R., Kukkonen J., 2014. Comparison of the predictions of two road dust emission models with the measurements of a mobile van. *Atmos. Chem. Phys.*, 14, 9155–9169, 2014, <http://dx.doi.org/10.5194/acp-14-9155-2014>

Lähde T, Niemi J.V, Kousa A, Rönkkö T, Karjalainen P, Keskinen J, Frey A, Hillamo R, Pirjola L., 2014. Mobile Particle and NO_x Emission Characterization at Helsinki Downtown. *Aerosol and Air Quality Research* Vol. 14 p. 1372–1382. <http://dx.doi.org/10.4209/aagr.2013.10.0311>

Soares J., Kousa A., Kukkonen J., Matilainen L., Kangas L., Kauhaniemi M., Riikonen K., Jalkanen J.-P., Rasila T., Hänninen O., Koskentalo T., Aarnio M., Hendriks C., and Karppinen A., 2014. Refinement of a model for evaluating the population exposure in an urban area, *Geosci. Model Dev. Discuss.*, 7, 2335–2375, <http://dx.doi.org/10.5194/gmdd-7-2335-2014>

Timonen, H., Aurela, M., Carbone, S., Saarnio, K., Frey, A., Saarikoski, S., Teinilä, K., Kulmala, M. and Hillamo, R. 2014, Seasonal and diurnal changes in inorganic ions, carbonaceous matter and mass in ambient aerosol particles at an urban, background area. *Boreal Env. Res.* 19 (suppl. B): 71–86.

Carbone S., Aurela M., Saarnio K., Saarikoski S., Timonen H., Frey A., Sueper D., Ulbrich I.M., Jimenez J.L., Kulmala M., Worsnop D.R., Hillamo R.E. (2014), Wintertime Aerosol Chemistry in Sub-Arctic Urban Air, *Aerosol Science and Technology*, 48(3), 313–323, <http://dx.doi.org/10.1080/02786826.2013.875115>.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketzel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Kauhaniemi, M., Omstedt, G. 2013. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 2: surface moisture and salt impact modelling. *Atmospheric Environment* 81, 485–503

Pirjola, L., Lähde, T., Niemi, J.V., Kousa, A., Rönkkö, T., Karjalainen, P., Keskinen, J., Frey, A., Hillamo, R., 2012. Spatial and temporal characterization of traffic emissions in urban microenvironments with a mobile laboratory. *Atmospheric Environment*, 63, 156–167.

Kauhaniemi, M., Kukkonen, J., Härkönen, J., Nikmo, J., Kangas, L., Omstedt, G., Ketzel, M., Kousa, A., Haakana, M., and Karppinen, A., 2011. Evaluation of a road dust suspension model for predicting the concentrations of PM₁₀ in a street canyon. *Atmospheric Environment*, 45(22), pp. 3646–3654, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.04.055>

Timonen, H., Carbone, S., Aurela, M., Saarnio, K., Saarikoski, S., Ng, N.L., Canagaratna, M., Kulmala, M., Kerminen, V.-M., Worsnop, D., and Hillamo, R., 2013. Characteristics, sources and water-solubility of ambient submicron organic aerosol in springtime in Helsinki, Finland, *J. Aerosol Sci.*, 51, 61–77. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.06.005>

Aurela, M., Saarikoski, S., Timonen, H., Aalto, P., Keronen, P., Saarnio, K., Teinilä, K., Kulmala, M. and Hillamo, R., 2011: Carbonaceous aerosol at a forested and an urban background sites in Southern Finland, *Atmos. Environ.*, Vol. 45, 7, 1394–1401.

Hänninen O., Kauhaniemi M., Karppinen A., Kukkonen J., Kousa A., and Jantunen M., 2010. Inter-comparison of predicted population exposure distributions during four selected episodes in Helsinki and evaluation against measured data. *International Journal of Environment and Pollution*, Vol. 40, Nos. 1/2/3, pp. 248–266.

Kauhaniemi, M., Karppinen, A., Härkönen, J., Kousa, A., Alaviippola, B., Koskentalo, T., Aarnio, P., Elolähde, T. and Kukkonen, J., 2008. Evaluation of a modelling system for predicting the concentrations of PM_{2.5} in an urban area. *Atmospheric Environment* 42 (19), pp. 4517–4529, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.071>

Kauhaniemi M, Härkönen J, Nikmo J, Karppinen A, and Kukkonen J. Operational air quality forecast system for local scale. (In preparation)

Aarnio, M.A., Kukkonen, J., Kangas, L., Kauhaniemi, M., Kousa, A., Hendriks C., Yli-Tuomi, T., Hoek, G., Brunekreef, B., Elolähde, T., Karppinen, A. Modelling of Particulate Matter Concentrations in the Helsinki Metropolitan Area in 2008 and 2010. (In preparation)

