



Liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästöinventaario pääkaupunkiseudulle

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä

Opastinsilta 6 A

00520 Helsinki

puhelin 09 156 11

faksi 09 1561 2011

www.hsy.fi

Lisätietoja

Jarkko Niemi, p. 09 15612256

jarkko.niemi@hsy.fi

Copyright

Kartat, graafit, ja muut kuvat: HSY

Kansikuva: HSY/Kai Widell

Esipuhe

Ulkoilman pienhiukkasia pidetään vakavimpana ympäristöterveysongelmana. Terveiden ja hyvinvoinnin laitos (THL) on arvioinut pienhiukkasten aiheuttavan noin 1 800 ennen aikaista kuolemaa vuodessa Suomessa. Pienhiukkasten merkittävimmät paikalliset päästölähteet ovat liikenne ja puun pienpoltto. Lisäksi ilmansaasteiden kaukokulkeutuminen muualta Euroopasta nostaa huomattavasti pienhiukkasten pitoisuuksia koko Suomessa.

Liikenteen, energiantuotannon ja kotitalouksien tulisijojen polttoperäisiä pienhiukkaspäästöjä on selvitetty mittauksilla, joiden perusteella on ollut mahdollista arvioida näiden lähteiden päästöt. Pakokaasupäästöjen lisäksi autoliikenne aiheuttaa myös epäsuoria hiukkaspäästöjä, jotka ovat peräisin mm. asfaltin kulumasta, hiekoitus- ja suolausmateriaaleista sekä renkaiden ja jarrujen kulumatuotteista. Nämä epäsuorat, ei-pakokaasuperäiset päästöt tunnetaan huonosti ja niiden merkityksestä ei ole kattavaa kuvaa. Pääosa kulumisesta syntyvistä hiukkasista on kohtalaisen suuria eli karkeita hiukkasia. Tutkimuksissa on kuitenkin havaittu, että näillä liikenteen ei-pakokaasuperäisillä hiukkaspäästöillä on huomattava vaikutus myös pienhiukkaspitoisuuksiin.

EU:n normien mukaan uusien autojen pakokaasuperäisiä hiukkaspäästöjä on vähennettävä merkittävästi, ja sitä kautta pienhiukkasten haittoja voidaan vähentää. Nämä normit eivät vaikuta epäsuoriin hiukkaspäästöihin, ja ne saattavat jopa kasvaa tulevaisuudessa liikennemäärien lisääntymisen myötä.

Tämän selvityksen tavoitteena on ollut kehittää liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästöarviointia ja saada tarkempi käsitys niiden merkityksestä ilmanlaadun kannalta. Tutkimus tehtiin osana MMEA-tutkimusohjelman (Measurement, Monitoring and Environmental Efficiency Assessment) työpakettia WP 4.5.2 (Advanced methods to study fine particle chemistry in combustion). MMEA-tutkimusohjelmaa koordinoi CLEEN Oy ja rahoittaa Tekes. MMEA-tutkimusohjelmassa on mm. kehitetty monipuolisesti liikenteen päästöjen mittaus- ja seurantamenetelmiä. Tässä tutkimusraportissa esitellyt ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästölaskenta täydentää edelleen liikenteen ilmanlaatuvaikutusten arviointia. HSY tilasi työn Nordic Envicon Oy:stä (Kaarle Kupiainen, Ana Stojiljkovic, Roosa Ritola) ja osallistui inventaarissa tarvittujen lähtöaineistojen kokoamiseen ja työn ohjaamiseen (Jarkko Niemi, Anu Kousa).

Helsinki 30.4.2015

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä

Tarja Koskentalo
Ilmansuojeluyksikön päällikkö

Tiivistelmä

Tässä raportissa esitellään kahdella eri tavalla toteutettua liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästölaskentaa pääkaupunkiseudun katu- ja tieverkolla vuosina 2008–2012. Päästölaskenta on toteutettu (1) *resuspensiolähtöisesti* käyttäen hyväksi NORTRIP (Denby ym. 2013a) ja REDUST (www.redust.fi) hankkeiden tuloksia ja kokemuksia, sekä (2) *kulumalähtöisesti* mukailien UNECE:n kaukokulkeuma-sopimuksen menetelmää. Pääasiallisena tarkoituksena on ollut kehittää päästölaskentaa ja määrittää PM₁₀- ja PM_{2,5}-päästöjä tieliikenteen ei-pakokaasuperäisistä lähteistä Helsingissä, Espoossa, Vantaalla ja Kauniaisissa vuositason jaoteltuina eri päästöluokkiin.

Ajoneuvosuoriteaineisto koottiin vuosittain jaksolle 2008–2012 ajoneuvoluokakohtaisina suoritteina, erikseen katu- ja maantieverkolle. Ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästömäärät laskettiin yhdistämällä ajoneuvosuoritteet ja päästökertoimet. *Resuspensiolähtöisessä* päästölaskennassa lähtötietona käytettiin NORTRIP:n kokonaispäästökerronta, joka sisältää päästöt jarruista, renkaista, päällysteen kulumasta sekä hiekoitus- ja suolausmateriaaleista. NORTRIP-mallista saatavien yksittäisten katu- ja tieympäristöjen tuloksia on käytetty kuvaamaan ajonopeusluokakohtaista tyypillistä päästökerronta katuverkostossa ja sitä on sovellettu vastaavan ajonopeuden kaduille tai ko. ajonopeuden kokonaisuoritteelle tutkituissa kaupungeissa. *Kulumalähtöistä* päästölaskentaa varten koottiin päästökertoimia viimeaikaisesta tutkimuskirjallisuudesta erikseen renkaalle, jarruille ja päällysteelle.

Molemmilla laskentatavoilla huippupäästöt ajoittuvat marras-huhtikuun väliselle ajalle. Kulumalähtöisessä tarkastelussa kuukausivaihtelu on suurelta osin seurausta nastarenkaiden käytöstä. Resuspensiolähtöinen laskenta huomioi talvirenkaiden lisäksi liukkaudentorjunnassa käytettävän talvihiekoituksen, suolauksen sekä sää- ja kosteusolojen vaikutuksen ilmapäästöihin, minkä seurauksena resuspensiolähtöisesti arvioidut päästöt ovat huomattavasti korkeammat varsinkin keväällä verrattuna kulumalähtöiseen. Pääkaupunkiseudun katuverkon PM₁₀-päästöt *resuspensiolähtöisesti* arvioituina olivat tarkastelujaksolla (2008–2012) noin 350 t/v ja tieverkolla vastaavasti 750–800 t/v. *Kulumalähtöisesti* laskettuna vastaavat arvot olivat noin 200 t/v katuverkolle ja noin 400–450 t/v tieverkolle, eli karkeasti puolet resuspensiolähtöisesti arvioiduista päästöistä. PM_{2,5}-päästöt vastaavalla ajanjaksolla *kulumalähtöisesti* arvioituina olivat noin 40–45 t/v katuverkolle ja 55–60 t/v tieverkolle. Vertailun vuoksi HSY:n vuodelle 2012 kokoaman pääkaupunkiseudun päästöarvion mukaan autoliikenteen pakokaasupäästöjen määrä oli noin 250 tonnia vuodessa ja polttoperäisten hiukkasten kokonaispäästömäärä noin 600 tonnia vuodessa.

Tulokset osoittavat ei-pakokaasuperäisten hiukkaspäästöjen olevan merkittävä tekijä pääkaupunkiseudun liikennepäästöjen kokonaisuudessa. Päästöarviomenetelmiin ja työssä käytettyihin laskentatapoihin liittyy vielä epävarmuuksia, mutta nyt laskettuja tuloksia voidaan pitää suuntaa-antavina ja ne lisäävät ymmärrystä liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästömääristä ja -dynamiikasta erilaisissa liikenneympäristöissä.

Julkaisija: Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä	
Tekijä: Kaarle Kupiainen, Ana Stojiljkovic, Roosa Ritola, Jarkko Niemi, Anu Kousa	Pvm: 30.4.2015
Julkaisun nimi: Liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästöinventaarioraportti pääkaupunkiseudulle	
Avainsanat: katupöly, päästöt, liikenne, ilmanlaatu, pääkaupunkiseutu	
Sarjan nimi ja numero: HSY:n julkaisuja 5/2015	Issn-I: 1798-6095
Isbn (nid.): -	Isbn (pdf): 978-952-6604-97-8
Issn (nid.): -	Issn (pdf): 1798-6095
Kieli: suomi	Sivuja: 28
Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä PL 100, 00066 HSY, puhelin 09 156 11, faksi 09 1561 2011, www.hsy.fi	

Sammandrag

I denna rapport presenteras en på två olika sätt förverkligad utsläppskalkyl av icke-avgasrelaterade partiklar från trafiken på huvudstadsregionens gatu- och vägnät åren 2008–2012. Utsläppskalkylen är förverkligad (1) *resuspensionsbaserat* med utnyttjande av resultat och erfarenheter från projekten NORTRIP (Denby m.fl. 2013a) och REDUST (www.redust.fi), samt (2) utgående från *slitage följande metoden* i UNECE:s fjärrtransportavtal. Den huvudsakliga avsikten har varit att utveckla utsläppskalkylen och bestämma PM₁₀- och PM_{2,5}-utsläpp i vägtrafikens icke-avgasrelaterade källor i Helsingfors, Vanda, Esbo och Grankulla på årsnivå indelade i olika utsläppsklasser.

Fordonsaktivitetsmaterialet samlades årligen för perioden 2008–2012 som aktivitet per fordonsklass, separat för gatu- och landsvägsnätet. Utsläppsmängderna för icke-avgasrelaterade partiklar räknades genom att kombinera fordonsaktiviteterna och utsläppskoefficienterna. Som utgångsdata i den *resuspensionsbaserade* utsläppskalkylen användes NORTRIP:s totalutsläppskoefficient, som innehåller utsläpp från bromsar, däck, beläggningsslitage, samt sandnings- och saltningsmaterial. Resultaten från enskilda gatu- och vägmiljöer, som NORTRIP-modellen ger, har använts för att beskriva en typisk utsläppskoefficient per körhastighetsklass i gatunätet och den har anpassats för gator med motsvarande körhastighet eller till ifrågavarande körhastighets totalaktivitet i de undersökta städerna. För den *slitagebaserade* utsläppskalkylen samlades utsläppskoefficienter från den senaste tidens forskningslitteratur, sparad för däck, bromsar och beläggning.

Med bägge kalkylmetoder inföll topputsläppen under perioden november-april. I den slitagebaserade granskningen är månadsvariationen i hög grad en följd av användningen av dubbdäck. Den resuspensionsbaserade kalkylen beaktar, utöver vinterdäck, vintersandningen som används för halkbekämpning, saltning, samt väderleks- och fuktförhållandenas inverkan på luftutsläppen, vilket resulterar i att de resuspensionsbaserade utsläppen är avsevärt mycket större särskilt på våren jämfört med de slitagebaserade. Gatunätets PM₁₀-utsläpp *resuspensionsbaserat* beräknade var under granskningsperioden (2008–2012) cirka 350 t/år och för vägnätet motsvarande 750–800 t/år. *Slitagebaserat* beräknade var motsvarande värden cirka 200 t/år för gatunätet och cirka 400–450 t/år för vägnätet, det vill säga grovt taget hälften av de resuspensionsbaserat beräknade utsläppen. PM_{2,5}-utsläppen för motsvarande period *slitagebaserat* beräknade var cirka 40–45 t/år för gatunätet och 55–60 t/år för vägnätet. För jämförelsens skull var trafikens avgasutsläpp, enligt HRM:s utsläppsberäkning för huvudstadsregionen år 2012, cirka 250 ton per år och de förbränningsrelaterade partiklarnas totalutsläppsmängd cirka 600 ton per år.

Resultaten pekar på, att de icke-avgasrelaterade partikelutsläppen är en betydande faktor i trafikutsläppshelheten i huvudstadsregionen. Utsläppsberäkningsmetoderna och de i arbetet använda kalkyleringssätten är fortfarande behäftade med osäkerheter, men de nu beräknade resultaten kan anses riktgivande och ger ökad uppfattning om utsläppsmängd och -dynamik hos icke-avgasrelaterade partiklar från trafiken i olika miljöer.

Utgivare: Samkommunen Helsingforsregionens miljötjänster	
Författare: Kaarle Kupiainen, Ana Stojiljkovic, Roosa Ritola, Jarkko Niemi, Anu Kousa	Datum: 30.4.2015
Publikationens namn: Utsläppsinventering för huvudstadsregionen av trafikens icke-avgasrelaterade partiklar	
Nyckelord: utsläpp, trafik, icke-avgasrelaterade partiklar	
Publikationsseriens titel och nummer: HMR:s publikationer 5/2015	Issn-I: 1798-6095
Isbn (hft): -	Isbn (pdf): 978-952-6604-97-8
Issn (hft): -	Issn (pdf): 1798-6095
Språk: finska	Sidor: 28
Samkommunen Helsingforsregionens miljötjänster PB 100, 00066 HSY, telefon 09 156 11, fax 09 1561 2011, www.hsy.fi	

Abstract

This report presents two different ways that a traffic related non-exhaust particle emission calculation was implemented for the Helsinki metropolitan area over the period 2008–2012, and the main results from the calculations. The two different approaches that were used are based on (1) *resuspension*, a calculation method that benefits from the results and experiences of NORTRIP (Denby et al. 2013a) and REDUST (www.redust.fi) projects and (2) *wear*, a calculation method that adapts the same method used in the UNECE long range transport convention. The main purpose was to develop the emission calculation methods and to determine the levels of PM₁₀ and PM_{2.5} emissions from non-exhaust traffic sources of Helsinki, Espoo, Vantaa and Kauniainen on an annual basis, broken down to different emission classes.

Traffic activity data was collected annually for the period 2008–2012 for the different vehicle categories and separately for street and road network. Non-exhaust particle emissions were calculated by combining the activity data with the emission factors. *Resuspension approach* uses a total emission factor, based on NORTRIP that includes emissions from brakes, tires and pavement wear as well as from sanding and salting. The results for individual streets and roads obtained from the NORTRIP model are used to describe the speed class-specific emission factor of a typical street network, and applied to the streets with corresponding vehicle speed or to the whole speed specific activity in the city in question. For the *wear approach*, emission factors from recent research literature were collected separately for tires, brakes and pavement.

With both calculation methods the emissions peak between November and April. Monthly variation in the wear calculation method is largely a result of the use of studded tires. Resuspension calculation method also takes into account the use of winter tires but also winter sanding and salting, and the impact of weather and humidity conditions on airborne emissions. As a result the estimated emissions are significantly higher, especially in spring, than those obtained with the wear approach. PM₁₀ emissions assessed with the *resuspension* calculation method are about 350 tons per year for the street network and 750-800 t/a for the road network for the studied period 2008–2012. The corresponding values obtained with the *wear approach* calculation method are ca. 200 t/a for the street network and ca. 400–450 t/a for the road network, i.e. roughly half of those obtained with the resuspension calculations. PM_{2.5} emissions in the same period estimated by the *wear approach* are about 40–45 t/a for the street network and 55-60 t/a for the road network. For comparison, HSY's emission estimates for the year 2012 in the Helsinki metropolitan area were around 250 t/a for the exhaust emissions and for total particle emissions from all combustion sources roughly 600 t/a.

The results show that non-exhaust particle emissions play a significant role in traffic-related emissions in the Helsinki metropolitan area. The calculation methods used in this work and the emission estimation methods in general still include some uncertainties. However the calculated results can be considered as indicative and they can be used to increase the understanding of traffic-related non-exhaust emission levels and the dynamics of the emissions in different traffic environments.

Published by: Helsinki Region Environmental Services Authority	
Author: Kaarle Kupiainen, Ana Stojiljkovic, Roosa Ritola, Jarkko Niemi, Anu Kousa	Date of publication: 30.4.2015
Title of publication: Emission inventory of non-exhaust particles from traffic for the Helsinki metropolitan area	
Keywords: street dust, emission, traffic, air quality, Helsinki metropolitan area	
Publication series title and number: HSY publications 5/2015	Issn-I: 1798-6095
Isbn (print): -	Isbn (pdf): 978-952-6604-97-8
Issn (print): -	Issn (pdf): 1798-6095
Language: Finnish	Pages: 28
Helsinki Region Environmental Services Authority PO Box 100, 00066 HSY, Tel. +358 9 156 11, Fax +358 9 1561 2011, www.hsy.fi	

Sisällys

1	Johdanto	8
2	Resuspensiolähtöiset päästökertoimet	9
2.1	NORTRIP katupölypäästömalli	9
2.1.1	Mallin soveltaminen ja evaluaatio	10
2.1.2	Mallin käyttöön liittyvät epävarmuudet	11
2.2	Päästökertoimien määrittäminen tässä työssä	11
3	Kuluma-arvioihin perustuvat päästökertoimet	14
3.1	Renkaat	14
3.2	Jarrut	15
3.3	Päällyste	16
3.4	Kulumalähtöiset päästökertoimet tässä työssä	18
4	Liikennetiedot ja päästölaskenta	19
5	Tulokset	20
6	Johtopäätökset ja tulosten pohdintaa	25
7	Lähdeluettelo	26

1 Johdanto

Tässä tutkimusraportissa esitellään tapoja arvioida autoliikenteen ei-pakokaasuperäisten PM_{10} - ja $PM_{2,5}$ -hiukkasten päästömääriä pääkaupunkiseudulla. Päästölaskenta on toteutettu kahdella tavalla: (1) *resuspensiolähtöisesti* käyttäen NORTRIP (Denby ym. 2013a) ja REDUST (www.redust.fi) hankkeiden tuloksia ja kokemuksia resuspensiopäästöjen vuodenaikaisvaihteluista ja määristä, sekä (2) *kulumalähtöisesti* mukaillen UNECE:n kaukokulkeumasopimuksen menetelmää, jossa arvioidaan jarruista, renkaista ja tien päällysteestä muodostuvien kulumatuotteiden määriä (EMEP/EEA, 2013). Päästökertoimet on koottu viimeaikaisesta kotimaisesta ja ulkomaisesta kirjallisuudesta sekä tietoaaineistoista. Ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästömäärät on laskettu yhdistämällä päästökertoimet ja ajoneuvosuoritteet.

Ajoneuvosuoriteaineisto koottiin vuosittain jaksolle 2008–2012 ajoneuvoluokkakohtaisina suoritteina (ajoneuvokm per ajoneuvoluokka), erikseen katu- ja maantieverkolle. Suoritiedot ja ajoneuvoluokat ovat peräisin VTT:n LIISA järjestelmästä (henkilö-, paketti-, linja-, kuorma- ja rekka-autot; Mäkelä & Auvinen 2013). Laskennan perusteiksi on kerätty lisäksi tietoja liikennemäärien tunti-, vuorokausi ja kuukausivaihteluista, esim. liikennelaskennoista tai -malleista (esim. Lilleberg & Hellman 2013).

Päästölaskelmien pääasiallisena tarkoituksena on ollut kehittää päästölaskentaa ja määrittää PM_{10} - ja $PM_{2,5}$ -päästöjä tieliikenteen ei-pakokaasuperäisistä lähteistä Helsingissä, Espoossa, Vantaalla ja Kauniaisissa vuositasolla jaoteltuina eri päästöluokkiin. Päästölaskennan toteutus on tapahtunut tarkemmalla aikaresoluutiolla ja näin ollen tuloksia esitetään myös kuukausitasolla. Hankkeessa kerättäviä päästökerrointietoja voidaan mahdollisesti käyttää mm. kaupunkisuunnittelun tueksi tehtävissä leviämismallinuksissa, vaikkakin lisätutkimukset päästökertoimista ovat tarpeen. Laskenta on kuitenkin suunniteltu siten, että sen avulla on mahdollista jatkossa tehdä vastaavia päästöinventaarioita tarpeen mukaan ja että laskennan parametrit ovat helposti päivitettävissä.

Tutkimus tehtiin osana MMEA-tutkimusohjelmaa (Measurement, Monitoring and Environmental Efficiency Assessment), jota koordinoi CLEEN Oy ja rahoittaa Tekes. MMEA-tutkimusohjelmassa on mm. kehitetty monipuolisesti liikenteen päästöjen mittaus- ja seurantamenetelmiä. Tässä tutkimusraportissa esitelty ei-pakokaasuperäisten hiukkasten päästölaskenta täydentää edelleen liikenteen ilmanlaatuvaikutusten arviointia.

2 Resuspensiolähtöiset päästökertoimet

Resuspensiolähtöiseksi päästöinventaariksi kutsutaan tässä lähestymistapaa, jossa käytetään lähtökohtana kadun pinnan päästöä. Kadun pinnan päästöön vaikuttavat monet tekijät, ml. kadunpinnan kosteuden ja pölyisyyden vaihtelut. Päästökertoimien vaihtelua eri vuosina ja eri katuympäristöissä on tutkittu NORTRIP-mallilla (Denby ym. 2013a). Varsinaisessa päästölaskennassa lähtötietona käytettiin NORTRIP:n kokonaispäästökerronta, joka sisältää myös päästöt jarruista ja renkaista sekä päällysteen kulumasta. NORTRIP mallista saatavien yksittäisten katu- ja tieympäristöjen tuloksia on käytetty kuvaamaan ajonopeusluokkakohtaista tyypillistä päästökerronta katuverkostossa ja sitä on sovellettu vastaavan ajonopeuden kaduille tai ko. ajonopeuden kokonaissuoritteelle tutkituissa kaupungeissa. Tässä luvussa esitellään NORTRIP-mallia ja sen perusteella määriteltyjä päästökertoimia.

2.1 NORTRIP katupölypäästömalli

NORTRIP (NO_n-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions) mallissa yhdistetään tietoa katupölypäästöistä ja tienpintojen kosteudesta. Mallissa yhdistyy kaksi alakategoriaa tai -osiota. *Katupöly-osio* ennustaa katupölyn, hiekan ja suolan määrää massasulkeumamenetelmän kautta, ja ennustaa näiden komponenttien päästöä ilmaan suspension, sekä suoran päällysteen, renkaiden ja jarrujen kuluman kautta. *Tienpinnan kosteus-osio* ennustaa kuinka suuri osa näistä päästöistä nousee ilmaan suspension kautta. Malli on kuvailtu tarkasti Denbyn ym. (2013a ja 2013b) ja Denby & Sundvor (2012) raporteissa.

Mallin käyttöön tarvitaan numeerista tietoa pölyn muodostumis- ja päästöprosesseista, joista osa on vielä huonosti tunnettuja. Katupölypäästön laskemiseksi malli tarvitsee kokonaiskulumien määriä sekä tiedon siitä, mikä osuus kokonaiskulumasta on PM₁₀-kokoluokassa. Jarru- ja rengaskulumakertoimet ja niiden osuudet PM-kokoluokittain ovat peräisin kirjallisuudesta (esim. Boulter 2005). Päällysteen kuluma on riippuvainen liikennevirrassa esiintyvistä rengastyypeistä (nastaton vs. nastallinen), liikennevirran nopeudesta, ajoneuvotyypeistä (kevyt vs. raskas) ja päällystetyypistä. Nastarenkaiden (kevyt liikenne) tapauksessa päällysteen kulumalle laskettu arvo perustuu ruotsalaiseen kulumamalliin (Jacobson & Wågberg 2007). Ruotsalaisen kulumamallin kuluma (2,88 g/ajoneuvokm) on laskettu tietylle referenssipäällysteelle. Muunlaisille päällysteille käytetään korjauskertoimia. Kitka- ja kesärenkaiden aiheuttaman päällysteen kuluman nimellisarvot perustuvat VTI:n (Ruotsin tie- ja liikennetutkimusinstituutti) mittauksiin, joiden mukaan nastattomien renkaiden aiheuttama kuluma on noin 20–30 kertaa pienempi kuin nastarenkaiden aiheuttama (Snilsberg 2008; Gustafsson ym. 2009; Denby & Sundvor 2012). Päällysteen kuluma riippuu lineaarisesti ajoneuvon nopeudesta. Raskaan liikenteen aiheuttaman kuluman oletetaan olevan noin viisinkertainen kevyeen liikenteeseen verrattuna.

Suspension vaikutus on otettu mallissa huomioon suspensiokerroimella. Kertoimen käyttö poistaa pienen määrän pölyä kadun pinnasta jokaisella ajoneuvon ohittamalla. Suspensiokerroin vaihtelee tienpinnan makrorakenteen mukaan ja näin ollen vaihtelee kohteittain. Aikaisemmissa tutkimuksissa (Denby ym. 2013a) on todettu kertoimen saavan arvoja välillä 0.5×10^{-6} ja 5×10^{-6} ajoneuvo⁻¹. Kuluman ja suspension arvojen oletetaan olevan suoraan verrannollisia ajoneuvon nopeuteen.

Mallin syöttötietoihin vaaditaan tietoa myös kadun ja katukuilun ominaisuuksista, liikenteestä (ajoneuvomäärät, -tyypit, rengastyypit ja nopeudet), sekä vallitsevasta meteorologiasta (tuulennopeus, lämpötila, säteily, pilvipeite ja kosteus). Tämän lisäksi vaaditaan tietoja talvikunnossapidon toimenpiteistä;

suolauksista ja hiekoituksista. Suolauksella ja hiekoituksella on merkittävä vaikutus päästöihin (esim. Denby & Sundvor 2012) ja niitä tulisi pitää tärkeinä tekijöinä tarkasteltaessa vuosittaista päästökertoimien vaihtelua. Tienpintaa koskevat tiedot (muun muassa kosteus ja lämpötila) eivät ole pakollisia.

Herkkyystarkasteluissa (esim. Johansson ym. 2012; Denby ym. 2013a, 2013b) on käynyt ilmi, että tienpinnan kosteus on tärkein katupölypäästöjen vaihtelua selittävä tekijä. Denby ym. (2013b) ovat vertailleet mallin toimivuutta mallinnetulla ja mitatulla tienpinnan kosteudella. Yleisesti ottaen mitatun datan käyttö parantaa mallin PM₁₀-pitoisuuden ennustettavuutta. Malliin sisältyvän *tienpinnankosteus-osion* todettiin ennustavan tienpinnan kosteusoloja (märkä tai kuiva) tuntitasolla 85 % ajasta (Denby ym. 2013b). Tässä työssä on käytetty mallinnettua kosteusdataa.

2.1.1 Mallin soveltaminen ja evaluaatio

NORTRIP-mallinnusta käytettiin kolmessa kaupunkimaisessa katukohteessa Helsingissä (Mannerheimintie, Kaisaniemenkatu ja Sörnäisten rantatie), joissa mallinnus tehtiin kahdelle peräkkäiselle vuodelle 2008 ja 2009, sekä yhdessä tiekohteessa (Kehä I, Malmi), jossa ajonopeudet ovat suuremmat. Kehä I:n laskenta tehtiin ajanjaksolle 1.1.2012–31.12.2012. Kullekin kohteelle tyypilliset liikenteen ominaisuudet ja katujen/teiden kunnossapitomerkinnot on koottu Taulukkoon 1.

Taulukko 1. Liikenteen ominaisuudet ja kunnossapitomerkinnot mallinnuksessa käytetyissä kohteissa. Kunnossapitomerkinnot on annettu yhteenlaskettuna määränä koko mallinnetulle ajanjaksolle (sulkeissa määrät vuositasolla 2008/2009).

Tutkimuskohte	Liikenteen ominaisuudet			Kunnossapitomerkinnot		
	KVL	HDV- osuus* (%)	Nopeus LDV** (km/h)	Hiekoitus	Suolaus	Pölynsidonta
Mannerheimintie (2008/09)	19 000	4	36,5	2(2/0)	50 (25/25)	37 (13/24)
Kaisaniemenkatu (2008/09)	17 000	21	38	2 (2/0)	49 (25/24)	27 (11/16)
Sörnäisten rantatie (2008/09)	49 000	4	55	18 (0/18)	81 (42/39)	8 (6/2)
Kehä I (2012)	59 000	6	74	0	107	N.A.

*) HDV = raskas liikenne **) Keskinopeus LDV (= henkilö- ja pakettiautot)

Taulukossa listattujen toimenpiteiden lisäksi katukohteissa on suoritettu keväisiä kadunpuhdistuksia/pesuja, joilla oletetaan olevan vaikutusta myös PM₁₀-päästöihin. Pesukertojen määräksi Mannerheimintiellä ja Kaisaniemenkadulla on kirjattu 1 vuonna 2008 ja 3 vuonna 2009. Sörnäisten rantatiellä pesukertoja on molempina vuosina kirjattu 1. Kehä I:lle ei ole kirjattu pesuja. Mallin tämän hetkisillä asetuksilla pesuteho (30 % suspendoituvalla pölylle ja suolalle) vähensi kokonais PM₁₀-päästöä (g/km/hr) Mannerheimintiellä 11 %, Kaisaniemenkadulla 4 % ja Sörnäisten rantatiellä 3 % kahden vuoden jakson aikana.

Mallissa käytettävä meteorologinen data on Mannerheimintien, Kaisaniemenkadun ja Sörnäisten rantatien tapauksessa Ilmatieteenlaitoksen Kaisaniemen asemalta ja Kehä I:n tapauksessa HSY:n Pasilan mittausasemalta. PM₁₀-taustapitoisuuksina käytettiin HSY:n Kallion (katukohteet) ja Vartiokylän (Kehä I) mittausasemien tuloksia. Liikennetiedot ovat mallinnettuja ja niiden alkuperäisaineisto on peräisin Helsingin kaupunkisuunnitteluvirastolta (katukohteet) ja Liikennevirastolta (Kehä I). Kunnossapitotiedot ovat peräisin Helsingin kaupungin rakennusvirastolta (katukohteet) ja Destia Oy:stä (Kehä I).

Mallinnettujen ja mitattujen tulosten vertaileminen on mahdollista kohteissa, joista on saatavilla tien varresta mitatut hiukkasten ja typen oksidien pitoisuudet. Tässä työssä kyseinen tarkastelu oli mahdollista toteuttaa Mannerheimintielle ja Kehä I:lle. Mannerheimintiellä mallinnetut tulokset alittivat mitatut tulokset 26 %:lla (PM₁₀ vuosikeskiarvo, kahden vuoden ajalta). Suurin osa aliarvioista osui kesäkuukausille, jolloin kohteessa todennäköisesti vaikuttaa useita muitakin lähteitä, kuten rakennustyömaita, tuulenkuljettamia hiukkasia sekä orgaanista materiaalia. Kehä I:n mallinnettu vuosikeskiarvo oli 1,5-kertainen yliarvio verrattuna mitattuun keskiarvoon. Karkeimmat yliarviot vuosikeskiarvoon osuivat kuukausille marras-huhtikuu, mutta lopun ajan vuodesta mallinnettu tulos osui hyvinkin lähelle mitattuja tuloksia aliarvion ollessa noin -3 %.

2.1.2 Mallin käyttöön liittyvät epävarmuudet

Osa mallin epävarmuuksista, jotka aiheuttavat eroja päästötasoihin, liittyvät kuluma- ja suspensiokertoimiin, tienpinnan kosteuden mallintamiseen ja pölynpoistoprosessien tehokkuuksien arvioihin. Mahdollinen selitys mallin yliarvioille Kehä I:llä talvi- ja kevätkaudella saattaa löytyä prosesseista, joissa pölyä poistuu tieympäristöstä veden mukana (roiskuminen) erityisesti korkeilla nopeuksilla. Roiskumisen ja mahdollisen lumipölyn mukana poistuvan suolan ja pölyn määrää ei toistaiseksi tunneta hyvin ja tämä onkin yksi mallin kehityskohteista tulevaisuudessa. Myös mallissa oletetulla puhdistustehokkuudella (30 % suspendoituvalla pölylle ja suolalle) voi olla merkittävä vaikutus mallinnettuihin tuloksiin.

Talvi- ja kevätkauden tuloksissa vilkasliikenteisissä kohteissa, joissa ajonopeudet ovat suuria, on havaittu eroavaisuuksia myös aiemmin (Denby & Sundvor 2012). Tämän perusteella ehdotettiin uudelleenarviointia matalammalla suspensiotasolla mallin tulosten parantamiseksi. Seurauksena tästä kehätiellä päädyttiin käyttämään suspensiokerrointa 1×10^{-6} ajoneuvo⁻¹.

Päästöjen muuntaminen pitoisuuksiksi on mallissa toteutettu käyttämällä apuna NO_x-pitoisuuksia; mitattua ja mallinnettua NO_x-pitoisuutta vertaamalla määritetään dispersio-kerroin, jota käyttämällä päästöt muunnetaan suoraan pitoisuuksiksi. NO_x-päästöihin liittyvät oletukset ja mitatun NO_x-datan laatu saattavat lisäksi vaikuttaa mallin epävarmuuteen.

Mannerheimintien päällysteen kohdalla on käytetty ruotsalaisen kulumamallin oletuskulumakertoimia, sillä kyseiset nupukiven ominaisuudet eivät ole tiedossa. Sateen on oletettu kuivuvan nupukiveyksen pinnalta tehokkaasti, ja mallin parametrisaatiota on tältä osin muokattu.

2.2 Päästökertoimien määrittäminen tässä työssä

NORTRIP-mallin avulla mallinnetut päästökertoimet edustavat koko liikennevirran keskiarvoa. Mallinnettu päästökerroin on täten edelleen muokattu erikseen kevyille ja raskaille ajoneuvoille. Kevyille ajoneuvoille päästökerroin on laskettu tuntiperustaisesti ottaen huomioon kohteen liikennevirran koostumus, ja käyttämällä seuraavia yhtälöitä (Kauhaniemi ym. 2014):

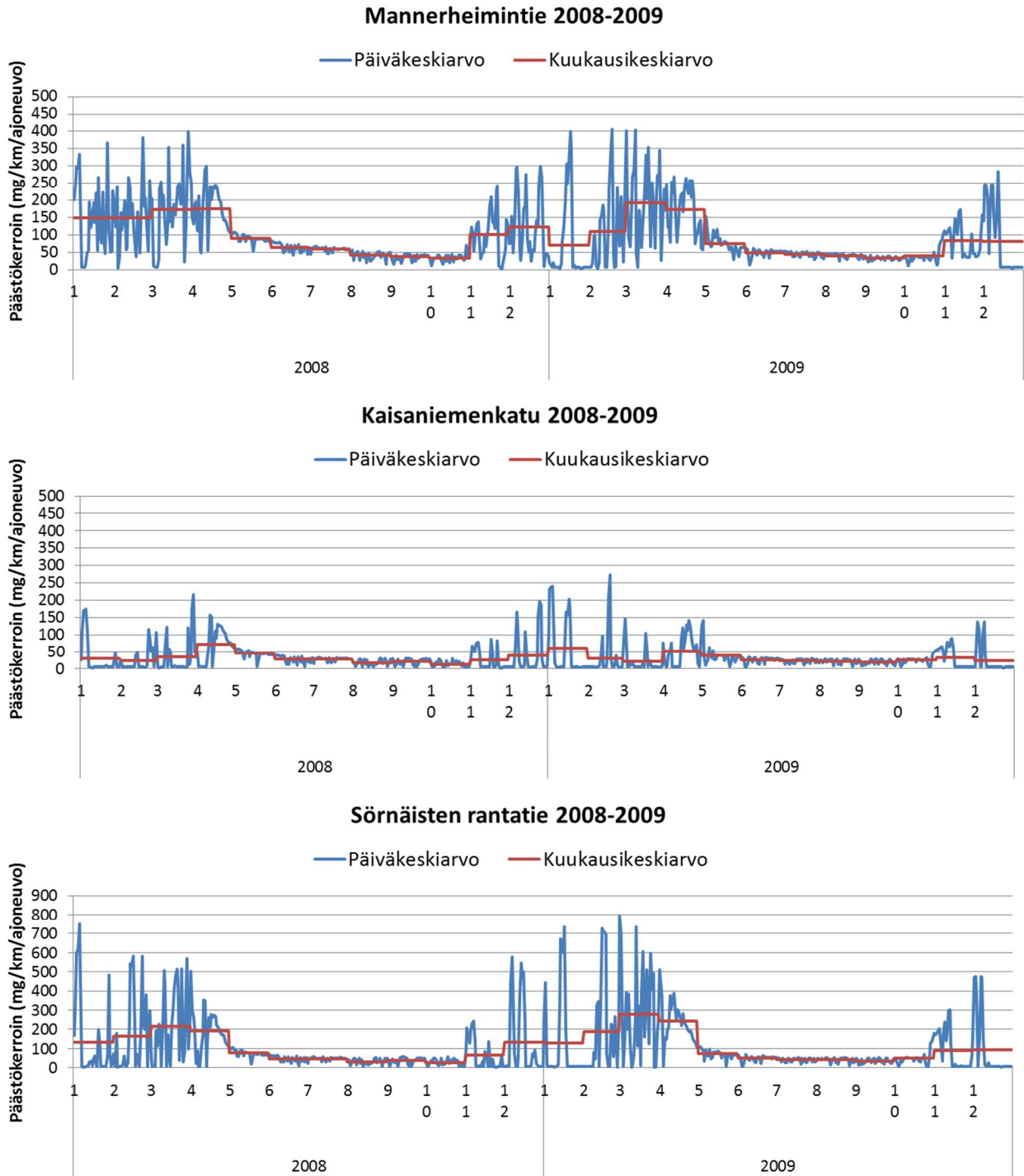
$$EF_{tot} = frac_{ldv}EF_{ldv} + frac_{hdv}EF_{hdv}$$

$$EF_{tot} = frac_{ldv}EF_{ldv} + frac_{hdv}r_{hdv}EF_{ldv}$$

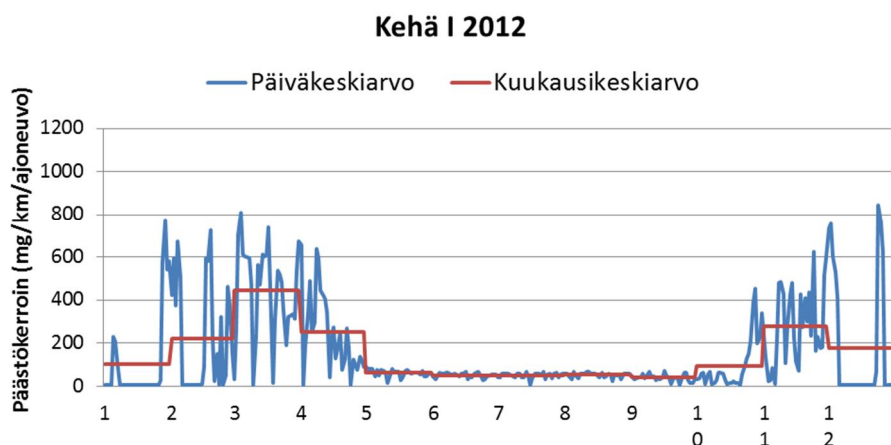
$$EF_{ldv} = EF_{tot} / (frac_{ldv} + frac_{hdv}r_{hdv})$$

missä $frac_{hdv}$ ja $frac_{ldv}$ edustavat raskaan ja kevyen liikenteen osuuksia koko liikennevirrasta. Raskaan ja kevyen liikenteen suspensiokertoimien suhde on r_{hdv} ja sen arvoksi on oletettu 10. Päivä-, kuukausi- ja vuosiarvot on edelleen laskettu tuntiarvoista.

Kuvat 1 ja 2 esittävät päivä- ja kuukausikeskiarvot autoliikenteen päästökertoimelle mallinnetuissa kohteissa. Malli ennusti kausittaisen päästökertoimen vaihtelun hyvin antaen korkeimmat arvot lokakuun ja toukokuun välille, mikä osuu yhteen nastarengaskauden sekä vilkkaimman suolaus- ja hiekoituskauden kanssa. Kausivaihtelu oli selkeimmin havaittavissa tielle ja kaduille, joilla on korkeat ajonopeudet. Päivittäisten keskiarvojen vaihtelu on helposti havaittavissa, ja kulkee käsi kädessä tienpinnan kosteus- ja peitteisyysolojen kanssa. Tämä on erityisen selvästi nähtävissä talvi- ja kevätkuukausina.



Kuva 1. Päivä- ja kuukausikohtaiset PM_{10} -päästökertoimen keskiarvot autoliikenteelle Mannerheimintiellä (ylin), Kaisaniemenkadulla (keskellä) ja Sörnäisten rantatiellä (alin).



Kuva 2. Päivä- ja kuukausikohtaiset PM_{10} -päästökertoimen keskiarvot autoliikenteelle Kehä I:llä.

Vaikkakin päivittäisen ja kuukausittaisen päästökertoimen arvon vaihtelu on samanlainen kaikilla kaduilla, yleisen päästökertoimen arvossa on huomattavia katukohtaisia eroja. Päästökertoimen kuukausikeskiarvot autoliikenteelle kaikilla mallinnetuilla kaduilla on esitetty Taulukossa 2. Mannerheimintien ja Kaisaniemenkadun ajoneuvomäärät ja ajonopeudet ovat samankaltaiset, mutta mallinnettujen tulosten perusteella Mannerheimintien päästökertoimet ovat korkeampia. Tämä selittyy erilaisilla tienpinnan ominaisuuksilla sekä Mannerheimintien korkeammilla nastarengasosuuksilla (vähän raskasta liikennettä). Kun lasketaan näiden kahden kohteen vuosikeskiarvot ilman, että otetaan huomioon tien pinnan olosuhteita (pinnan kyky sitoa hiukkasia, suolaus) tulokset ovat samankaltaiset. Useimmiten korkein laskennallinen kuukausikeskiarvo päästökertoimelle saatiin Sörnäisten rantatieltä. Sörnäisten rantatiellä sekä ajonopeus, liikennemäärä että suolausten ja hiekoitusten määrä on suurin verrattuna Mannerheimintien ja Kaisaniemenkadun vastaaviin samalla ajanjaksolla.

Taulukko 2. PM_{10} -päästökertoimen (mg/km/ajoneuvo) kuukausikeskiarvot kevyille ja raskaille ajoneuvoille.

Vuosi	Katu/Tie	Kuukausi												Vuosi-keskiarvo
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
2008	Mannerheimintie	149	149	174	176	90	64	59	41	37	33	100	124	99
2008	Kaisaniemenkatu	31	23	35	71	44	27	28	18	21	14	26	40	32
2008	Sörnäisten rantatie	134	164	216	192	76	47	48	32	38	28	65	133	97
2009	Mannerheimintie	71	110	192	173	76	49	45	40	33	39	84	82	83
2009	Kaisaniemenkatu	62	30	21	53	39	26	23	22	19	25	32	23	31
2009	Sörnäisten rantatie	130	189	280	245	72	49	42	41	36	52	90	94	109
2012	Kehä I	103	221	443	250	62	52	50	53	39	94	280	176	152

3 Kuluma-arvioihin perustuvat päästökertoimet

Kuluma-arvioihin perustuvassa päästölaskennassa selvitettiin katupölyn muodostumismääriä perustuen kirjallisuudesta kerättäviin eri materiaalien kuluma- ja päästökertoimiin mukailleen UNECE:n kaukokulkeumasopimuksen hiukkaspäästöinventoinnissa käytettäviä menetelmiä (EMEP/EEA, 2013). Tarvittavat päästökertoimet olivat i) suora katupölypäästö nastattomalla ja nastallisella ajoneuvosuoritteella, ii) rengaspöly sekä iii) jarrupöly. Tässä luvussa esitellään tausta-aineistot kulumaperusteisille päästökertoimille.

Ajoneuvoperäisistä lähteistä parhaiten tutkittua tietoa on saatavilla renkaiden ja jarrujen aiheuttamista päästöistä. Päästöihin vaikuttavat muun muassa renkaan, tien pinnan ja ajoneuvon ominaisuudet, sekä ajokäyttäytyminen. Renkaiden kulumiseen vaikuttavia tekijöitä ovat ennen kaikkea renkaan ja päällysteen laatu ja ikä, renkaan paikka ja vetävien pyörien sijainti (edessä vai takana), ajonopeus sekä vallitsevat sääolot. Myös jarrujen kuluma on riippuvainen ajokäyttäytymisestä ja sen on havaittu olevan suurimmillaan teiosuoksilla, joissa joudutaan toistuvasti jarruttamaan ja tekemään käännöksiä, kuten mutkissa ja rinteissä.

Kaikissa ajotilanteissa rengas ja tienpinta vaikuttavat toisiinsa ja niiden välissä on kitkaa. Kun ajodynamiikka kasvaa, se voi lisätä sekä renkaan että tien pinnan kulumaa. Kaupunkiajon on todettu aiheuttavan korkeampia kulumakertoimia etäisyysyksikköä kohden verrattuna maantieajoon. Myös parkkeeraus voi hetkellisesti kasvattaa kulumaa. Stalnaker ym. (1996) käyttivät rengastestialustaa mallintaakseen kaupunkiajon ja maantieajon eroja. Tutkijat havaitsivat, että kaupunkiajo aiheutti 63 % renkaan kulumasta, vaikka se edusti vain 5 % ajetusta matkasta. Tämä vastaa 32-kertaista kulumaa verrattuna maantieajoon.

3.1 Renkaat

Uusi henkilöauton rengas painaa noin 8 kg, ja sen painosta kuluu pois renkaan eliniän aikana keskimäärin 10–20 prosenttia (Ahlbom & Duus 1994). Ahlbom & Duus (1994) arvioivat tutkimuskirjallisuuden perusteella renkaiden materiaalin kulumaksi Ruotsissa 0,2 g/ajoneuvokm. Täten renkaiden kuluma tuottaisi noin 10 000 t materiaalia per vuosi. Tätä voidaan verrata esimerkiksi päällysteen kulumaan, jonka arvioidaan samaan aikaan olevan noin 450 000 t/vuosi Ruotsissa (Ahlblom & Duus 1994).

Päällysteen koostumuksella ja hienorakenteella on merkitystä renkaan kulumaan (Veith 1995). Karkea tienpinta aiheutti yhden tutkimuksen mukaan noin kolminkertaisen renkaan kuluman verrattuna sileäksi kuluneeseen pintaan (Lowne 1971). Renkaiden kulumaa aiheuttavat myös väärät säädöt ja huoltotoimenpiteiden laiminlyönti. Jos rengaspaine on liian alhainen, se kuluttaa renkaan reunaosaa, kun taas liiallinen paine aiheuttaa renkaan keskiosan kulumista. Jos renkaan asema ajosuuntaan nähden ei ole oikein säädetty ("toe-in", "camber") rengas kuluu joko kauttaaltaan tai tietyistä kohdista enemmän.

Kokeellisesti on pystytty osoittamaan, että suurempi kuluma kohdistuu etuvetoisissa autoissa eturenkaisiin, ja vastaavasti takavetoisissa autoissa takarenkaisiin. Etuvetoisissa autoissa eturenkaat vastaavat sekä ohjauksesta että kiihdytyksestä (kitka), ja takarenkaille jää taka-akselin ohjaus ja kuorma. Takavetoisessa autossa eturenkaat ovat pääasiassa vastuussa ohjauksesta, kun kiihdytys (kitka) jää takarenkaille. Warner ym. (2002) raportoivat etuvetoisten autojen eturenkaiden kuluman osuudeksi 69–85 prosenttia koko kulumasta kun takavetoisten autojen kuluma jakautuu tasaisemmin molemmille akseleille. Rengaskuluman suuruus viidellä eri ajoneuvolla testattuna oli keksimäärin 97 mg/ajoneuvokm (Warner ym. 2002).

Ntziachristos (2003) ehdotti kirjallisuuskatsauksensa perusteella henkilöauton renkailla päästökerrointa 6,7–16,2 mg/ajoneuvokm (kokonaisleijuma, TSP) ajonopeudella 80 km/h. Hän arvioi, että noin 60 % TSP:stä nousisi ilmaan PM₁₀-kokoisina hiukkasina, ja päästökerroin PM₁₀-hiukkasille olisi täten noin 4-10 mg/ajoneuvokm. Raskaiden ajoneuvojen päästökerroin on hieman suurempi.

Boulter (2005) arvioi, että kokonaiskulumien suuruus 100 mg/ajoneuvokm renkailla luultavasti edustaa oikeaa suuruusluokkaa normaali ajossa. Tästä määrästä kuitenkin vain osa päätyy ilmaan, ja ilmaan nousseesta päästöstäkin vain osa on PM₁₀-kokoluokan hiukkasia. Boulterin käyttämät päästökertoimet renkaiden kulumalle kokoluokassa PM₁₀ liikkuvat välillä 1-13 mg/ajoneuvokm. NORTRIP-mallissa renkaan PM₁₀-osuudelle käytetään arvoa, joka on 16 % Boulterin arvioimasta kokonaiskulumasta (100 mg/ajoneuvokm), jolloin päästökertoimeksi saadaan 16 mg/ajoneuvokm (Denby & Sundvor 2012).

Cadle ja Williams (1979) suorittivat sisätiloissa rengastestejä, joiden perusteella he arvioivat hiukkasien nousevan ilmaan noin 1 mg/rengaskm. Tämän perusteella ajoneuvo kohtainen päästökerroin renkailla olisi 4 mg/ajoneuvokm. USEPA:n PART5-mallissa (Particulate Emission Factor Model) käytetään renkailla päästökerrointa 5 mg/ajoneuvokm (8 mg/mi, kevyt, bensakäyttöinen ajoneuvo). Kertoimia on päivitetty USEPA:n MOVES2014-mallia (MOTOR Vehicle Emission Simulator) varten laajan kirjallisuuskatsauksen pohjalta. Lopullinen henkilöauton renkailla käytetty PM₁₀-päästökertoimen arvo noin 6 mg/ajoneuvokm (9,8 mg/ajoneuvomaili) on edelleen hyvin lähellä PART5-mallissa käytettyä. PM_{2,5}-lle vastaava luku on 0,4 mg/ajoneuvokm (0,7 mg/ajoneuvomaili). MOVES2014:ssä raskaat ajoneuvot on luokiteltu useampaan eri alakategoriaan, ja PM₁₀-kerroin vaihtelee noin 6-22 mg/ajoneuvokm (10–35 mg/ajoneuvomaili) välillä. (US EPA 2014)

Raskailla ajoneuvoilla on raportoitu myös huomattavasti korkeampia kertoimia. Ntziachristos ja Boulter (2013) ovat koonneet eri lähteistä kulumalle kertoimia välillä 136mg/ajoneuvokm ja 539 mg/ajoneuvokm, jopa 800 mg/ajoneuvokm. Ilmaan nousevan PM₁₀:n osuus edellä mainituista arvoista vaihtelee suuresti. Suurta hajontaa selittävät muun muassa mittauksissa käytetyt erisuuret kuormat, akselien ja renkaiden määrä ajoneuvossa jne.

3.2 Jarrut

Jarrut ovat yleisesti joko levy- (henkilöautoissa yleisemmät) tai rumpujarrut. Jarrujen kuluvat osat sisältävät useita metalleja ja muita epäorgaanisia sekä orgaanisia yhdisteitä. Myös jarrujen kuluma on riippuvainen ajokäyttäytymisestä ja sen on havaittu olevan suurimmillaan tieosuuksilla, joissa joudutaan toistuvasti jarruttamaan ja tekemään käännöksiä, kuten mutkissa ja rinteissä. Myös jarrujen sijoittelulla on merkitystä. Henkilöautoissa jarrutuksesta vastaa pääasiassa etuakseli ja -pyörät, tämän seurauksena myös edessä olevia jarrupaloja joudutaan uusimaan useammin. Raskaammissa ajoneuvoissa jarrutusvoimat jakaantuvat tasaisemmin. (esim. US EPA 2014)

Abu-Allaban ym. (2003) tekivät Yhdysvalloissa tienvarsimittauksia, joiden avulla he määrittivät päästökertoimia kevyiden ja raskaiden ajoneuvojen jarrukulumalle. Jarrukuluman päästöt olivat korkeimmillaan lähellä moottoriteiden poistumisliittymiä. Keskimääräiset päästökertoimet (PM₁₀) olivat kevyille ajoneuvoille 12 mg/ajoneuvokm (välillä 0–79 mg/ajoneuvokm) ja raskailla 124 mg/ajoneuvokm (välillä 0–610 mg/ajoneuvokm). Vastaavat luvut PM_{2,5}-lle olivat 1 mg/ajoneuvokm ja 2 mg/ajoneuvokm. Verrattuna muihin vastaaviin tutkimuksiin ja niistä saatuihin tuloksiin Abu-Allabanin ym. (2003) saamat tulokset ovat suhteellisen korkeita ja voi olla, että ne eivät täysin vastaa normaalin ajosyklin kertoimia.

Garg ym. (2000) testasivat jarruja jarrudynamometrillä seitsemällä eri jarrupalayhdistelmällä erilaisissa olosuhteissa. Kaikissa testeissä jarrutus tapahtui 50 km/h:sta 0 km/h:iin (kiihtyvyys -2.94 m/s², 0,3 G).

Keskimäärin 35 % jarrupalan massasta päätyi ilmaan PM-kokoluokan hiukkasina ja tästä luvusta keskimäärin 86 % oli kokoluokaltaan alle 10 µm hiukkasia (ja 63 % alle 2,5 µm hiukkasia). Saavutetut PM₁₀-päästökertoimet kevyille ajoneuvoille olivat täten välillä 3,2–8,8 mg/ajoneuvokm. Testissä mukana olleille jarrupaloille keskimääräiseksi kulutuskertoimeksi saatiin 2,9–7,5 mg/ajoneuvokm (PM₁₀) ja 2,2–5,5 mg/ajoneuvokm (PM_{2,5}).

Sanders ym. (2003) mittasivat jarruista syntyvien hiukkasten kokojakaumaa ja koostumusta, sekä vertailivat eri dynamometreillä ja ajoneuvotesteillä saatuja tuloksia. He kiinnittivät huomiota mittausten suoritustapaan ja näytteenottoon, erityisesti hiukkasten häviöön ja vertailivat omia tuloksiaan mm. Garg ym. (2000) saamiin tuloksiin. Sanders ym. (2003) arvioivat hiukkasten ilmaan päätyväksi osuudeksi 50–70 % jarrupalojen kokonaiskulumasta, joka on huomattavasti suurempi kuin Gargin ym. (2000) saama osuus 35 %. Sanders ym. (2003) päättelivät eron johtuvan ainakin osittain hiukkasten häviöstä näytteenotossa. Jos Gargin ym. (2000) tulokselle käytetään Sandersin ym. (2003) johtamaa korjauskerrointa häviölle, tulokseksi saataisiin noin 64 % ilmaan päätyvien hiukkasten osuus, ja täten päästökertoimien arvotkin olisivat lähempänä Sandersin ym. (2003) saamia tuloksia.

US EPA:n liikennepäästöinventaarior PART5:ssä käytetty jarrukuluman päästökerroin 7,8 mg/ajoneuvokm perustuu 1980-luvulla tehtyihin mittauksiin, jolloin jarrupalojen kitkaosissa käytettiin vielä yleisesti asbestia (Cha ym. 1983). PART5:n jälkeen US EPA:n päästöinventariota on päivitetty. Uuden MOVES2014-mallin päästökertoimet perustuvat pitkälti Sandersin ym. (2003) ja Gargin (2000) raportoihin tuloksiin: PM₁₀-päästökertoimen arvo henkilöautoille on 18,5 mg/km (29,8 mg/mi) ja raskaille ajoneuvoille 30,9 mg/km (49,8 mg/mi, passenger trucks).

Warnerin ym. (2002) tekemien testien perusteella viiden henkilöauton jarrukulumat vaihtelivat välillä 1,8 - 20,5 mg/ajoneuvokm (keskimäärin 8,8 mg/ajoneuvokm). Luhanan (2006) raportimat PM₁₀-päästökertoimet jarrujen kulumalle vaihtelevat välillä 1–9 mg/ajoneuvokm kevyille ajoneuvoille, ja vastaavasti 20–40 mg/ajoneuvokm raskaille.

Westerlund (2001) määrittä jarrujen kulumaa Tukholmassa erilaisilla ajoneuvoilla ja sai kulumaa määräksi 17 mg/ajoneuvokm (kevyet) ja 84 mg/ajoneuvokm (raskaat). Jos lasketaan, että kulumasta päätyy ilmaan PM-kokoluokan hiukkasina noin 35 % ja tästä noin 86 % on alle 10 µm hiukkasia (Garg ym. 2000), saadaan PM₁₀ päästökertoimen tulokseksi 5,1 mg/ajoneuvokm (kevyet) ja 25,3 mg/ajoneuvokm (raskaat).

Ntziachristos (2003) on tehnyt yhteenvedon jarrujen hiukkaspäästökertoimista. Keskimäärin PM₁₀-kertoimet olivat välillä 9–20 mg/ajoneuvokm (henkilöautot), 17–29 mg/ajoneuvokm (pakettiautot) ja 47–84 mg/ajoneuvokm (raskaat ajoneuvot). Ntziachristoksen (2003) mukaan noin puolet kulumasta nousee ilmaan, mikä on lähellä Sandersin ym. (2003) arviota.

3.3 Päälyste

Renkaan ja päälysteen vuorovaikutuksessa hiukkaspäästöjä syntyy myös päälysteen kulumatuotteista. Renkaan ja päälysteen vuorovaikutussuhteen on aikaisemmissa tutkimuksissa todettu olevan monimuotoinen prosessi, ja tästä syntyvän hiukkaspäästön olevan riippuvainen materiaalien ominaisuuksien ja profiilin lisäksi ainakin sääolosuhteista, ajonopeudesta ja ajokäyttäytymisestä. Nastarenkailla ajettaessa erityisesti nastan massalla on todettu olevan merkitystä kulumaan. Päälysteestä peräisin olevia PM₁₀-päästöjä on kattavasti käsitelty mm. Helsingin kaupungin Ympäristökeskuksen julkaisussa Nastarengas ja hengitettävä pöly (Kupiainen & Ritola 2013).

Päällysteen kulumien riippuvuus ajonopeudesta on todennettu monissa laboratoriotesteissä (esim. Gustafsson ym. 2009; Snilsberg 2008). VTI:n simulaattorilla tehdyissä testeissä kulumasta peräisin olevan PM₁₀-pitoisuuden nopeusriippuvuuden on havaittu olevan lineaarinen välillä 30–70 km/h. Kyseisten mittausten datan perusteella suhdeluku ei kulje origoon, vaan pitoisuus laskee noltaan jo nopeudella 20 km/h. Laboratoriokokeissa määritettyihin kuluma-arvioihin (testit suoritetaan useimmiten sisähallissa pyörivällä testirummulla) vaikuttaa hiukkasten laskeutuminen testihallin pinnoille ja ilmassan sekoittuminen rummun vaikutuksesta. Täten rummun nopeudella saattaa olla myös epäsuora vaikutus mitattuihin PM₁₀-pitoisuuksiin.

Päällysteen kulumalle esitetyt arviot ovat yleisimmin esitetty nastattomille kesä- tai talvirenkailla. Tilanne muuttuu kun ajetaan nastarenkailla tai kun päällysteen päälle on kertynyt hiekotusmateriaalia, joka renkaan ja päällysteen väliin jäädessään omalta osaltaan edesauttaa päällysteen kulumaa nk. "hiekkapaperi-ilmiön" kautta. Nastarenkaiden aiheuttamasta päällysteen kulumasta ja päästökertoimista on toistaiseksi vähemmän tutkittua tietoa. Unholan (2004) suorittamien yliajokokeiden mukaan kitkarenkaan aiheuttama päällysteen kuluma olisi vain 2 % nastarenkaan vastaavasta.

Ntziachristos (2003) esittää nastattomien renkaiden aiheuttamalle päällysteen kulumalle (road wear) TSP-päästökertoimia 15 mg/ajoneuvokm (henkilöauto) ja 76 mg/ajoneuvokm (raskaat). PM₁₀:n osuudeksi Ntziachristos arvioi tästä 50 % ja PM_{2,5}:n osuudeksi 27 %. Täten PM₁₀-päästökertoimien arvoksi saadaan 7,5 mg/ajoneuvokm (kevyet) ja 38 mg/ajoneuvokm (raskaat ajoneuvot). Vastaavat arvot PM_{2,5}:lle ovat 4,05 mg/ajoneuvokm ja 20,5 mg/ajoneuvokm. Tutkimuksessa todetaan luotettavan ja täsmällisen laskennan olevan ongelmallista vielä toistaiseksi kattavan tutkimustiedon puutteen vuoksi.

Luhana (2006) suoritti testejä päällysteenkulumalle tunneliolosuhteissa ja sai PM₁₀-päästökertoimen arvoksi kesärenkailla ajettaessa 3,1 mg/ajoneuvokm (henkilöautot) ja 29 mg/ajoneuvokm (raskaat ajoneuvot).

Kupiainen ym. (2005) testasivat erilaisia renkaiden ja päällysteiden yhdistelmiä ympyräkoeradalla. Koeasetelmaan lisättiin myös hiekotusmateriaalia "hiekkapaperi-ilmiön" testaamiseksi. Sen lisäksi, että hiekotusmateriaali itsessään jauhautuu renkaiden alla pienemmiksi hiukkasiksi, hiekotusmateriaali kuluttaa päällysteen pintaa ja täten lisää hieman päällysteestä peräisin olevia kulumahiukkasia. Nastattoman renkaan ja paljaan päällysteen tapauksessa PM₁₀-päästökertoimen arvot olivat 11 mg/ajoneuvokm (nopeudella 15 km/h) ja 9 mg/ajoneuvokm (nopeudella 30 km/h). Kun päällysteen pinnalle lisättiin hiekotusmateriaalia (865–1046 g/m²) PM₁₀-päästökertoimen arvoksi saatiin 36–108 mg/ajoneuvokm. Nastarenkaan PM₁₀-päästökertoimen arvoksi vastaavilla nopeuksilla 15 km/h ja 30 km/h ilman hiekotusmateriaalin lisäystä saatiin 17 mg/ ja 40 mg/ajoneuvokm, ja hiekotusmateriaalin lisäyksen (865–2112 g/m²) jälkeen 40–155 mg/ajoneuvokm. Lähdeanalyysit osoittivat, että kaikissa tapauksissa suurin osa kulumasta oli peräisin päällysteestä. Renkaista peräisin olevien PM₁₀-hiukkasten määrä vaihteli 1,6–5 mg/ajoneuvokm, hiekotusmateriaalista peräisin olevien hiukkasten määrä oli suurempi, mutta vaihteli eri tapauksissa. Kahdella eri päällystemateriaalilla tehtyjen testien perusteella päällyste, jonka kiviaines oli lujempaa, oli myös kulutuskestävämpi (parempi kulutuksen kestävyys renkaiden ja hiekotusmateriaalin aiheuttamaa kulutusta vastaan).

Ruotsissa renkaiden aiheuttaman päällysteen kulumien on arvioitu laskeneen Ahlblom & Duusin (1996) esittämästä arviosta (450 000 t/vuosi) tasolle 100 000 t/vuosi (Gustafsson ym. 2009). Kehityksen on arvioitu olevan seurausta muun muassa kestävämmistä päällystemateriaaleista sekä vähemmän kuluttavista nastoista.

3.4 Kulumalähtöiset päästökertoimet tässä työssä

Taulukkoon 3 on koottu kulumalähtöisessä päästölaskennassa käytetyt PM₁₀-päästökertoimet rengas-, jarru- ja päällysteen kulumalle. Lisäksi alaviiteinä on esitetty päästökertoimien määrittämisessä käytetyt taustatutkimukset. Jarruja ja renkaita sekä suoraa katupölypäästöä (nastattomilla renkailla) koskevat taustatutkimukset ovat vastaavat kuin PILTTI-hankkeessa (Ahtoniemi ym. 2010), mutta lukuarvot eroavat PILTTI:n vastaavista, sillä määrittämisessä käytetyt ajonopeudet ovat olleet erilaisia.

Nastarenkaiden aiheuttaman päällysteen kulumakertoimen määrittämiseksi on käytetty NORTRIP:sta tuttua ruotsalaista kulumamallia, jossa otetaan huomioon päällysteen kiviaineksen maksimiraekoko (MS), Nordic Ball Mill -arvo ja yli 4 mm raekoon osuus päällysteen kivimateriaalissa (S>4mm). Maksimiraekoon oletettiin olevan 11 mm kaduille, joilla nopeudet ovat 40 km/h ja 16 mm kaduille, joilla nopeusrajoitus on välillä 50–90 km/h. Kaikissa tapauksissa käytettiin NBM:n arvoa 6 ja S>4mm osuudelle arvoa 50 %. (Jacobson & Wågberg 2007)

Taulukko 3. Kulumalähtöisesti tehdyssä päästölaskennassa käytetyt PM₁₀-päästökertoimet (mg/km/ajoneuvo)

Lähde	Rengastyyppi	LDV			HDV		
		40km/h	50km/h	90km/h	40km/h	50km/h	90km/h
Päällyste	Nasta ¹	201	222	390	-	-	-
Päällyste	Nastaton ²	5,3	5,3	5,3	27	27	27
Jarrut	Kaikki renkaat ³	7,5	6,3	1,4	36,6	30,7	7,0
Rengas	Kaikki renkaat ⁴	7,0	6,5	4,5	14,9	13,8	9,6

¹ Jacobson & Wågberg 2007 sekä Denby & Sundvor 2012

² EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 sekä Luhana ym. 2004

³ Sanders ym. 2003; Garg ym. 2000 sekä EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013

⁴ Boulter 2005 sekä EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013

PM_{2,5}-päästöt on laskettu käyttäen hyödyksi soveltavin osin PILTTI:ssä esitettyjä PM_{2,5}/PM₁₀-suhteita (Ahtoniemi ym. 2010). Tässä työssä päädyttiin käyttämään PM_{2,5}-päästön osuudelle PM₁₀-päästöistä eri lähteistä seuraavia osuuksia: päällyste 10 %, jarrut 77 % ja renkaat 70 %.

4 Liikennetiedot ja päästölaskenta

Ei-pakokaasuperäiset katupölypäästöt laskettiin kertomalla päästökertoimet (NORTRIP-mallilla ja kulumamallilla lasketut) liikenteen suoritteella (aktiiviteetti, A). Liikenteen suorite ilmaistaan yleisesti vuositasolla (ajetut kilometrit per vuosi). Suorite kertoo liikenteen määrän ajoneuvotyypeittäin erilaisilla kaduilla (pääkatu, kokoojakatu, tonttikatu). Suoritiedot ja ajoneuvoluokat saatiin VTT:n LIISA järjestelmästä (henkilö-, paketti-, linja-, kuorma- ja rekka-autot; Mäkelä & Auvinen 2013) ja lisäksi käytettiin tietoa liikennelaskennoista tai -malleista (esim. Lilleberg & Hellman 2013). Suoritteita ei ole saatavilla suoraan kuukausitasolle (A_{kk}). Kuukausiaktiiviteetin laskentaa varten käytettiin hyödyksi kuukausi- ja vuositason ajoneuvomääriä olettaen, että näistä saatu suhdeluku kuvastaa myös suoritteiden jakautumista kuukausitasolle (Yhtälö 1).

Kuukausittaisen ajoneuvomäärän suhdetta vuosittaiseen ajoneuvomäärään hyväksikäyttäen laskettiin kuukausiaktiiviteetit vuosiaktiiviteetista. Laskennassa kaduille käytettiin Mannerheimintien, Kaisaniemenkadun ja Sörnäisten rantatien liikenneosuuskuukausittaisista keskiarvoa. Vastaava arvo tieympäristössä perustuu Kehä I:n liikennedataan.

$$A_{kk} = \frac{\text{Ajoneuvomäärä (kk)}}{\text{Ajoneuvomäärä (vuosi)}} * A_{vuosi} \quad (1.)$$

Tämän jälkeen päästöt arvioitiin kuukausi- ja vuositasolla. Kuukausipäästöt laskettiin Helsingin osalta ajanjaksolle, jolloin NORTRIP-mallia on käytetty valikoiduissa katu- (2008–2009) ja tiekohteissa (2012). Vuositason päästöt laskettiin koko pääkaupunkiseudulle (Helsinki, Espoo, Vantaa ja Kauniainen) ajanjaksolle 2008–2012. Päästöt laskettiin kevyelle (henkilö- ja pakettiautot) ja raskaalle (rekat ja bussit) liikenteelle erikseen.

Jotta käytetty päästökerroin olisi täsmällinen ja huomioisi myös ajonopeuden, kuukausiaktiiviteetti jaettiin edelleen katukategorioittain. Katukategorioita on kolme: pääkaduilla nopeusrajoitus on 50 km/h, kokoojakaduilla 40 ja 50 km/h osuuksin 50:50, ja tonttikaduilla 40 km/h. Oletuksena kaikille kaduille käytetään samaa ajoneuvojakaumaa.

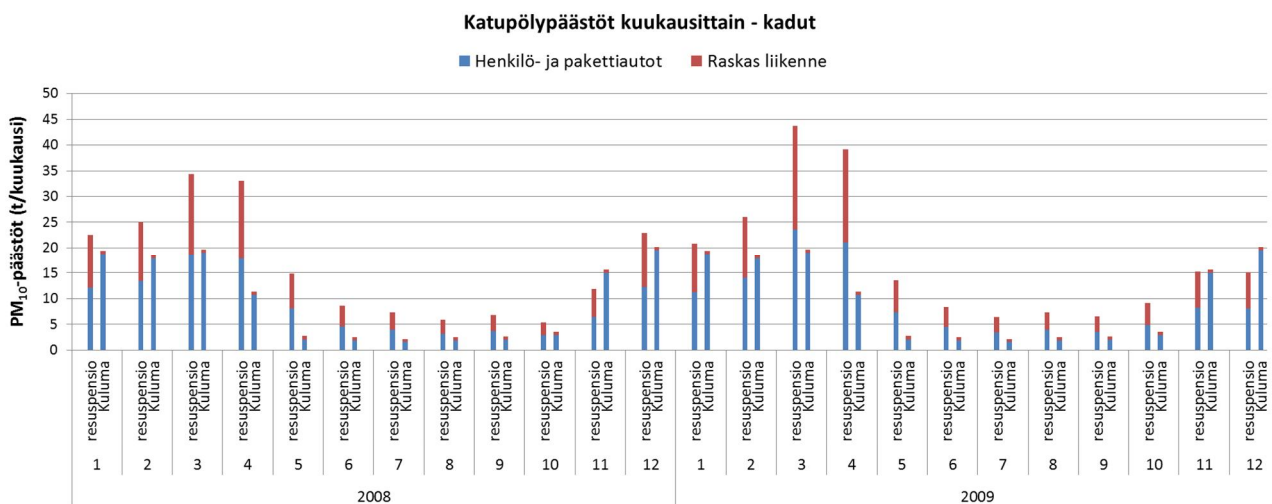
NORTRIPiin perustuvien päästökertoimien laskenta on esitetty kappaleessa 2.2. Päästökertoimia on käytetty seuraavasti: Mannerheimintien ja Kaisaniemenkadun päästökertoimen (keskiarvo) katsottiin edustavan katuja, joilla nopeusrajoitus on 40 km/h, Sörnäisten rantatien päästökerroin katuja, joilla nopeusrajoitus on 50 km/h ja Kehä I:n päästökertoimen tästä korkeampia nopeuksia. Kuluma-arvioon perustuvat päästökertoimet on esitetty taulukossa 3. Nastarenkaallisten ajoneuvojen osuus liikennevirrasta arvioitiin kuukausittain perustuen KAPU-hankkeen (Kupiainen ym. 2009) ja REDUST-hankkeen seurantatuloksiin.

5 Tulokset

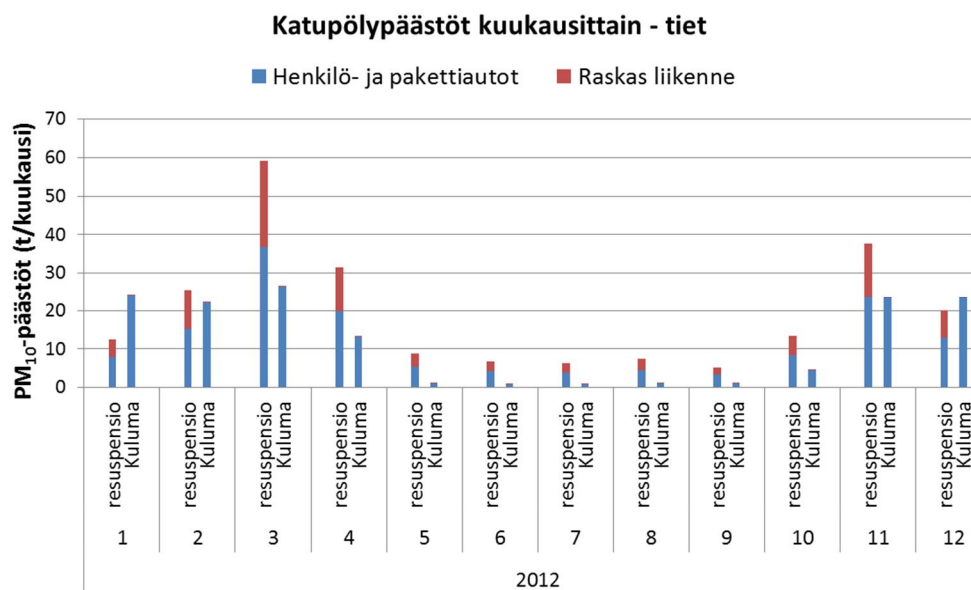
Tähän lukuun on koottu resuspensio- ja kulmalähtöisesti tehtyjen laskelmien päästöarviot ja vertailtu eri lähestymistavoilla saatuja tuloksia. Kuvassa 3 on esitetty kuukausittaiset katupölypäästöarviot Helsingin kaduille vuosina 2008 ja 2009, jaoteltuna kevyelle ajoneuvoliikenteelle (henkilö- ja pakettiautot, LDV) sekä raskaalle ajoneuvoliikenteelle (HDV). Kuvassa 4 on esitetty vastaavasti päästöarviot Helsingin maanteille vuonna 2012.

Molemmilla laskentatavoilla huippupäästöt ajoittuvat marras-huhtikuun väliselle ajalle. Kulmalähtöisessä tarkastelussa kuukausivaihtelu on seurausta nastarenkaiden käytöstä. Resuspensiolähtöinen laskenta sen sijaan huomioi talvirenkaiden lisäksi myös liukkaudentorjunnassa käytettävän talvihiekoituksen ja suolauksen sekä sääolojen, mm. katu- ja tiepintojen kosteusolojen ja peitteisyyden vaikutuksen ilmapäästöihin. Näiden tekijöiden seurauksena resuspensiolähtöisesti arvioidut päästöt ovat paljon suuremmat verrattuna kulmalähtöiseen. Lisäksi merkillepantavaa on raskaan liikenteen suurempi suhteellinen osuus resuspensiolähtöisessä päästöarviossa. Raskas liikenne nostaa katu- ja tieympäristöön muodostunutta pölyä tehokkaammin ilmaan kuin kevyt liikenne, mikä on huomioitu resuspensiolähtöisessä päästöarviossa, ja minkä seurauksena merkittävä osa päästöstä tapahtuu raskaan liikenteen myötävaikutuksesta.

Katuympäristölle tehdyssä arviossa (Kuva 3) on havaittavissa vuosien välinen vaihtelu, erityisesti resuspensiolähtöisessä laskennassa. Kuukausivertailussa maksimipäästö on vuonna 2009 asettunut helmikuulle, kun taas vuonna 2008 se oli maaliskuulla. Vuoden 2009 maksimipäästö on myös noin viidenneksen korkeampi kuin vuonna 2008. Havainto selittyy talviolosuhteiden erilaisuudella, mikä puolestaan vaikuttaa liukkaudentorjunnan toteutukseen, katupintojen kosteusoloihin jne., joilla puolestaan on vaikutusta määritettyihin päästökertoimiin. Jatkossa erityisesti resuspensiolähtöisen laskennan perusteiksi tulisikin saada määritetyt päästökertoimet useammalta vuodelta ja erilaisista katu ympäristöistä. Esimerkiksi vuodet 2008 ja 2009 olivat molemmat varsin vähälumisia, mikä on näkynyt vähenevinä hiekoitusmäärinä ja edelleen muodostuneen pölyn määrissä. Hiekoitusmäärä ja muita katujen kunnossapidon toimenpidetietoja on kerätty mm. REDUST-hankkeessa (www.redust.fi).



Kuva 3. Kuukausittaiset liikenteen ei-pakokaasuperäiset PM₁₀-hiukkaspäästöarviot Helsingin kaduille ajanjaksolla 2008–2009 arvioituna resuspensio- ja kulmalähtöisesti.

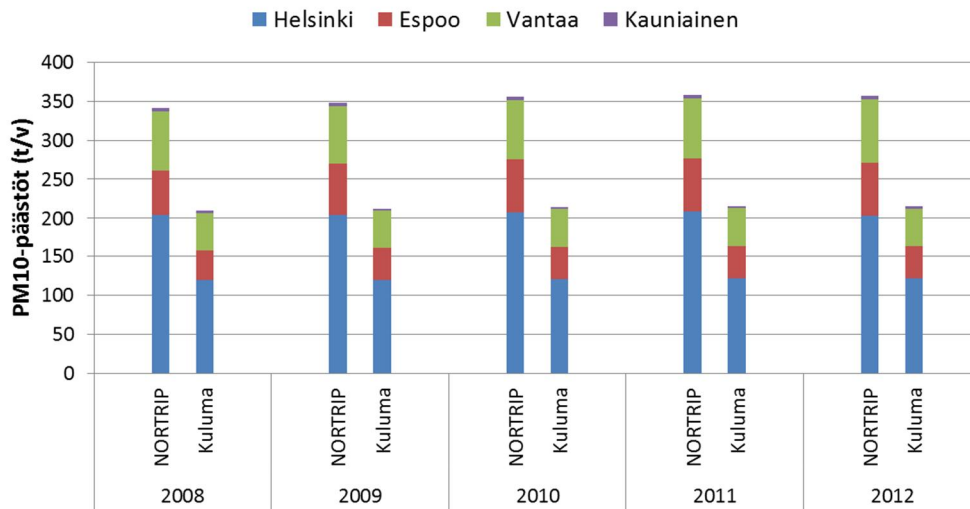


Kuva 4. Kuukausittaiset liikenteen ei-pakokaasuperäiset PM₁₀-hiukkaspäästöarviot Helsingin maanteille vuonna 2012 arvioituna resuspensio- ja kulumalähtöisesti.

Kuviin 5 ja 6 on koottu pääkaupunkiseudun katu- ja tieverkon resuspensio- ja kulumalähtöiset ei-pakokaasuperäisten päästöjen arviot eri kaupungeissa vuosille 2008–2012. Päästökertoimet on keskiarvoistettu eri vuosien välillä, minkä vuoksi vuosien välinen vaihtelu on seurausta lähinnä liikennemäärien muutoksista. Resuspensiolähtöisessä päästöarviossa olisi mahdollista tehdä myös vuosikohtaisia tarkempia päästöarvioita, jotka huomioisivat sääolot ja talvikunnossapidon toimenpiteet, mutta riittävää tausta-aineistoa tarkempien vuosikohtaisten arvioiden tekemiseksi useilla kaduilla ei ollut tässä tutkimuksessa käytettävissä.

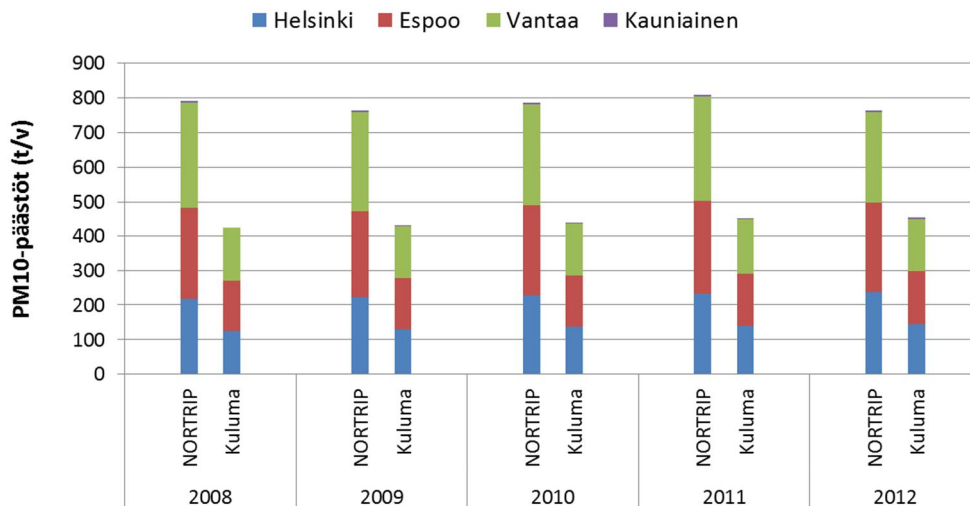
Katuverkon PM₁₀-päästöt resuspensiolähtöisesti arvioituina olivat tarkastelujaksolla noin 350 tonnia vuodessa (Kuva 5) ja tieverkolla vastaavasti 750–800 tonnia (Kuva 6). Resuspensiolähtöisesti arvioidut päästöt ovat lähes kaksinkertaiset kulumalähtöisesti arvioituihin päästöihin. Katuverkolla Helsingin ei-pakokaasuperäisten PM₁₀-hiukkasten päästöt olivat noin 56–60 % koko pääkaupunkiseudun ei-pakokaasuperäisistä hiukkaspäästöistä riippumatta laskentatavasta (Kuva 5). Vastaavat osuudet olivat Vantaalle 21–24 %, Espoolle 17–20 % ja Kauniaisille noin 1 % (Kuva 5). Tieverkolla päästöosuudet jakaantuivat seuraavasti: Vantaalta 34–38 %, Espoosta 33–34 %, Helsingistä 28–32 % ja Kauniaisista noin 1 % (Kuva 6).

Katupölypäästöt (PM10) vuositasolla - katuverkko



Kuva 5. Pääkaupunkiseudun katuverkon ei-pakokaasuperäiset päästöt PM₁₀-hiukkasille eri kaupungeissa vuosille 2008–2012 arvioituna resuspensio- ja kulumalähtöisesti.

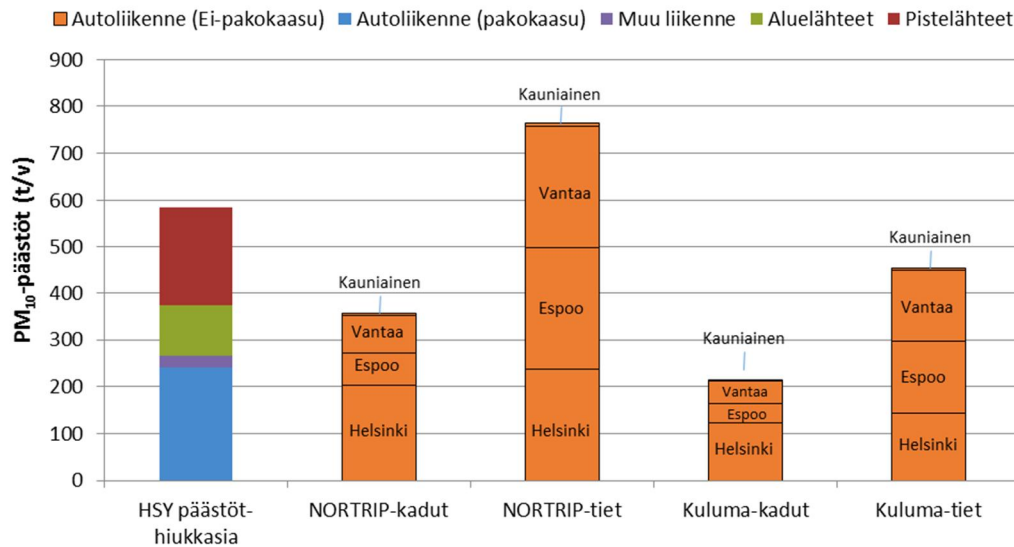
Katupölypäästöt (PM10) vuositasolla - tieverkko



Kuva 6. Pääkaupunkiseudun tieverkon ei-pakokaasuperäiset päästöt PM₁₀-hiukkasille eri kaupungeissa vuosille 2008–2012 arvioituna resuspensio- ja kulumalähtöisesti.

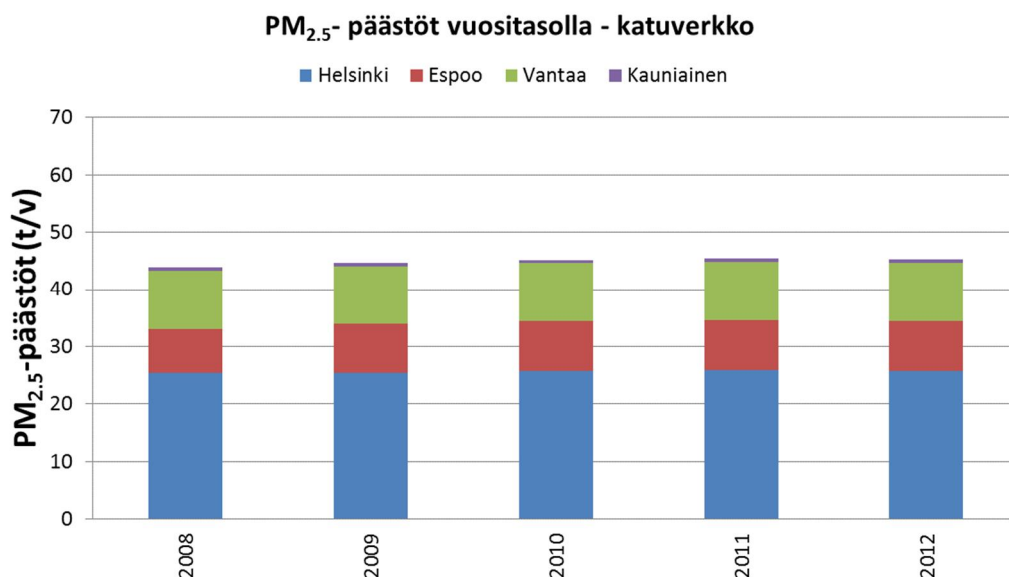
Kuvaan 7 on koottu HSY:n 2012 päästöarviosta piste- ja aluelähteiden sekä liikennelähteiden polttoperäisten hiukkasten päästömäärät pääkaupunkiseudulla. HSY:n päästöarviossa ajoneuvolähteet sisältävät yksinomaan pakokaasuhiukkasten määrät. Kuvassa 7 on esitetty myös resuspensio- ja kulumalähtöiset päästöarviot ei-pakokaasuperäisille PM₁₀-hiukkasille pääkaupunkiseudulla vuonna 2012.

Resuspensiolähtöinen päästöarvio on yhteensä noin 1100 tonnia vuodessa, josta tielähteistä on peräisin noin 750 tonnia ja katulähteistä noin 350 tonnia. Resuspensiolähtöisen arvion päästöt ovat lähes kaksinkertaiset verrattuna kulumalähtöiseen, jonka noin 650 tonnia vuodessa yhteispäästöistä 450 tonnia tulee tieympäristöistä ja noin 200 tonnia katuympäristöistä. Vertailun vuoksi HSY:n päästöarvion liikenteen pakokaasupäästöt ovat noin 250 tonnia vuodessa ja polttoperäisten hiukkasten kokonaispäästöt noin 600 tonnia vuodessa.



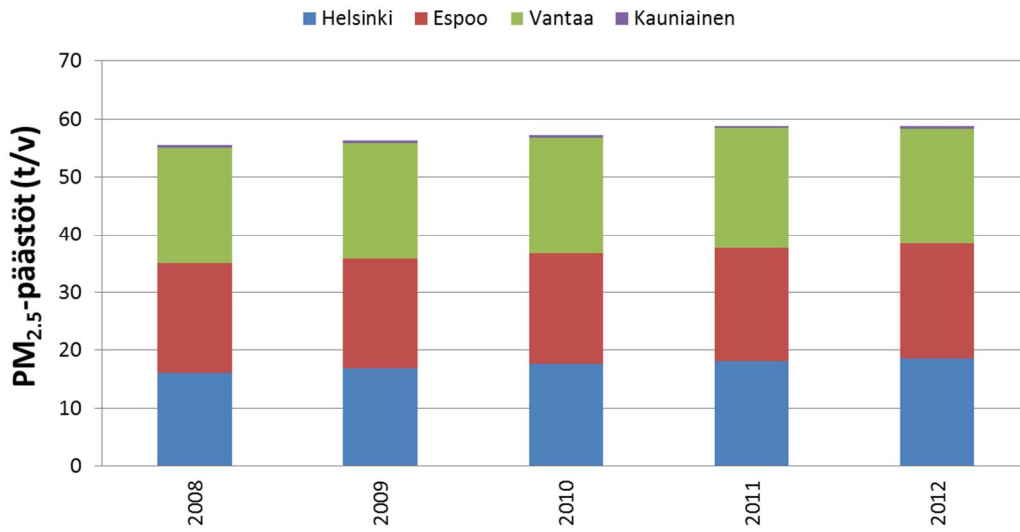
Kuva 7. Pääkaupunkiseudun autoliikenteen ei-pakokaasuperäiset päästömäärät PM₁₀-hiukkasille arvioituna resuspensio- ja kulumälähtöisesti sekä HSY:n päästöarviot autoliikenteelle (pakokaasun hiukkaset), muulle liikenteelle (satamat ja lentoliikenne), aluelähteille (puun pienpoltto ym.) ja pistelähteille (energiantuotanto ja pienet pistelähteet) vuonna 2012 (Aarnio ym. 2013).

Kuvissa 8 ja 9 on esitetty PM_{2,5}-hiukkasten päästöt arvioituna kulumälähtöisesti pääkaupunkiseudun katu- ja tieverkolla eri kaupungeissa. Katuverkon PM_{2,5}-päästöt (Kuva 8) ovat noin 40–45 tonnia vuodessa (2008–2012) ja täten noin neljänneksen vastaavista PM₁₀-päästöistä (Kuva 5). Tieverkon PM_{2,5}-päästöt ovat 55–60 tonnia vuodessa ja näin ollen noin 15 prosenttia vastaavista PM₁₀-päästöistä. Erot ovat seurausta eri ei-pakokaasuperäisten lähteiden erilaisista hiukkaskokojakaumista ja myös ajosykleihin liittyvistä eroista päästökertoimissa (esim. jarrutusten oletettu määrä).



Kuva 8. Pääkaupunkiseudun katuverkon ei-pakokaasuperäiset päästöt PM_{2,5}-hiukkasille eri kaupungeissa vuosille 2008–2012 arvioituna kulumälähtöisesti.

PM_{2,5}- päästöt vuositasolla - tieverkko



Kuva 9. Pääkaupunkiseudun tieverkon ei-pakokaasuperäiset päästöt PM_{2,5}-hiukkasille eri kaupungeissa vuosille 2008–2012 arvioituna kulumälähtöisesti.

Tässä työssä ei erikseen mallinnettu PM_{2,5}-päästöä (resuspensio), mutta kun käytetään PM_{2,5}:lle 15 % osuutta PM₁₀:stä kuten kulumälähtöisessä tarkastelussa, resuspensiopäästö vuositasolla olisi 15 % 1100 t:sta eli 165 t/v. Resuspensiolähtöisesti laskemalla päädytään noin 1,5-kertaisiin päästöihin verrattuna kulumälähtöiseen arvioon (kadut 40–45 t/v, tiet 55–60 t/v). NORTRIP-mallin jatkokehityksen yksi painopiste tulee olemaan PM_{2,5}-kokoluokan hiukkasissa ja tulevaisuudessa PM_{2,5}-päästömäärien arviointi tulee todennäköisesti olemaan mahdollista myös suoraan mallilla.

6 Johtopäätökset ja tulosten pohdintaa

Tulokset osoittavat, että liikenteen ei-pakokaasuperäiset hiukkaspäästöt ovat merkittävä osa pääkaupunkiseudun hiukkaspäästöistä ja niiden osuus voi olla merkittävästi suurempi kuin esimerkiksi liikenteen pakokaasupäästöjen. Riippuen päästöjen arviointitavasta ei-pakokaasuperäiset PM₁₀-hiukkaspäästöt voivat jopa 3-5-kertaistaa liikennelähteiden osuuden pääkaupunkiseudun hiukkaspäästöarvioissa ja nostaa kokonaishiukkaspäästöjä merkittävästi.

Ei-pakokaasuperäisten hiukkaspäästöjen arviointiin sekä käytettyihin päästöarviomenetelmiin liittyy kuitenkin vielä merkittäviä epävarmuuksia. Pohjoismaisissa kaupungeissa, kuten pääkaupunkiseudulla, ilmanlaadun kannalta olisi oleellista käyttää resuspensiolähtöistä laskentamenetelmää, joka huomioi kadunpinnan olosuhteet ja liukkaudentorjunnan menetelmät pölyn muodostuksessa ja päästöissä. Näin saataisiin päiväkohtaiset päästöt ja ilmanlaadun kannalta ongelmalliset olosuhteet mukaan tarkasteluun. Lisäksi saataisiin paremmin arvioitua vuosikohtaisia päästöjä, sillä vuosien väliset erot voivat olla merkittäviä, kuten tämänkin työn tulokset osoittavat. Työkalut päästökertoimien arvioimiseksi ovat kuitenkin vasta kehitteillä ja laskentamalleissa on monta osa-aluetta, joita täytyy vielä kehittää eteenpäin. Nyt laskettuja tuloksia voi pitää suuntaa-antavina ja ne osaltaan lisäävät ymmärrystä liikenteen ei-pakokaasuperäisten hiukkaspäästöjen päästö määristä ja -dynamiikasta.

7 Lähdeluettelo

Aarnio, P., Matilainen, L., Loukkola, K. 2013. Ilmanlaatu pääkaupunkiseudulla vuonna 2012. HSY:n julkaisuja 5/2013. 120 s.

Abu-Allaban, M., Gillies, J. A., Gertler, A. W., Clayton, R., Proffitt, D. 2003. Tailpipe, resuspended road dust, and brake-wear emission factors from on-road vehicles. *Atmospheric Environment* 37 (2003) 5283–5293.

Ahlbom, J & Duus, U. 1994. Nya hjulspår – en produktstudie av gummidäck. Rapport från kemikalinspektionen 6/1994. 84 s. WWW-osoite: <http://gronkemi.grkom.se/pdf/Nya%20hjulspår.pdf>

Ahtoniemi, P., Tainio, M., Tuomisto, J., Karvosenoja, N., Kupiainen, K., Porvari, P., Karppinen, A., Kangas, L. & Kukkonen, J. 2010. Pienhiukkasten lähipäästöjen terveysriskit: puun pienpoltto ja tieliikenne (PILTTI). *Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen julkaisuja* 3/2010. 60 s.

Boulter, P.G. 2005. A review of emission factors and models for road vehicle non-exhaust particulate matter. Published project report. 81 s.

Cadle, S.H. & Williams, R.L. 1979. Gas and particle emissions from automobile tires in laboratory and field studies. *Rubber Chemistry and Technology* 52: 146-158.

Cha, S., Carter, P., Bradow, R. 1983. Simulation of automobile brake wear dynamics and estimation of emissions. *Society of Automotive engineers Transaction paper* 831036. 21 s.

Denby, B.R., Sundvor, I., Johansson, C., Pirjola, L., Ketznel, M., Norman, M., Kupiainen, K., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Omstedt, G. 2013a. A coupled road dust and surface moisture model to predict non-exhaust road traffic induced particle emissions (NORTRIP). Part 1: Road dust loading and suspension modelling. *Atmospheric Environment* 77: 283-300.

Denby B.R., Sundvor I., Johansson C., Pirjola L., Ketznel M., Norman M., Kupiainen K., Gustafsson M., Blomqvist G., Omstedt G. 2013b. 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 modeling. *Atmospheric Environment* 81: 485-503.

Denby, B. R. & Sundvor, I. 2012. NORTRIP model development and documentation: Non-exhaust Road Traffic Induced Particle emission modelling. NILU:n (Norsk institutt for luftforskning) julkaisuja 23/2012. 128 s.

EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. EEA:n julkaisuja 12/2013. WWW-osoite: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>

Garg, B. D., Cadle, S. H., Mulawa, P. A., Groblicki, P. J., Laroo, C., Parr, G. A. 2000. Brake wear particulate matter emissions. *Environmental Science and Technology* 34: 4463–4469.

Gustafsson, M., Blomqvist, G., Gudmundsson, A., Dahl, A., Jonsson, P., Swietlicki, E. 2009. Factors influencing PM₁₀ emissions from road pavement wear. *Atmospheric Environment* 43: 4699-4702.

Jacobson, T. & Wågberg, L-G. 2007. Utveckling och uppgradering av prognosmodell för beläggningsslitage från dubbade däck samt en kunskapsöversikt över inverkan av faktorer. VTI:n (Statens väg- och transportforskningsinstitut) rapporti 7/2007. 52 s.

Johansson, C., Denby, B.R., Sundvor, I., Kauhaniemi, M., Härkönen, J., Kukkonen, J., Karppinen, A., Kangas, L., Omstedt, G., Ketzler, M., Massling, A., Pirjola, L., Norman, M., Gustafsson, M., Blomqvist, G., Bennet, C., Kupiainen, K., Karvosenoja, N. 2012. NORTRIP: NON-exhaust Road TRaffic Induced Particle emissions. Development of a model for assessing the effect on air quality and exposure. Stockholm, Department of Applied Environmental Science, Stockholm University (ITM-report, 212).

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. *Atmospheric Chemistry and Physics* 14: 9155-9169.

Kupiainen, K., Pirjola, L., Viinanen, J., Stojiljkovic, A., Malinen, A., 2009. Katupölyn päästöt ja torjunta. KAPU-hankkeen loppuraportti. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 13/2009. 102 s.

Kupiainen, K. & Ritola R. 2013. Nastarengas ja hengitettävä pöly. Katsaus tutkimuskirjallisuuteen. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisu 06/2013. 57 s.

Lilleberg, I. & Hellman, T. 2013. Liikenteen kehitys Helsingissä vuonna 2012. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston liikennesuunnitteluosaston selvityksiä 2/2013. 47 s.

Lowne, R. W. 1971. The effect of road surface texture on tire wear. *Rubber Chemistry and Technology* 44: 1159-1172.

Luhana, L., Sokhi, R., Warner L., Mao, H., Boulter, P., McCrae, I., S., Wright, J., Osborn, D. 2004. Non-exhaust particulate measurements: results. Deliverable of the EC DG TrEn 5th Framework PARTICULATES Project.

Luhana, L., Mao, H., Sokhi, R., Boulter, P., McCrae, I., Osborn, D., Wright, J., Wienburg, C. 2006. Source apportionment of traffic-derived PM₁₀ and derivation of PM₁₀ emission factors for exhaust and non-exhaust road transport sources based on measurements in the Hatfield road tunnel. *Geophysical Research Abstracts*.

Mäkelä, K. & Auvinen, H. 2013. Suomen tieliikenteen päästöt. LIISA 2012 laskentajärjestelmä. Tutkimusraportti VTT-R-06355-13. 45 s.

Ntziachristos, L. 2003. Road vehicle tyre & brake wear. Road surface wear. Activities 0707-0708. Julkaisussa CORINAIR Emission inventory Handbook. EEA:n julkaisu 16/2007.

Ntziachristos, L. & Boulter, P. 2013. 1.A.3.b.vi Road vehicle tyre and brake wear & 1.A.3.b.vii Road surface wear julkaisussa EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook – 2013. WWW-osoite: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013/>

Sanders, P.G., Xu, N., Dalka, T.M., Maricq, M.M. 2003. Airborne brake wear debris: Size distributions, composition, and a comparison of dynamometer and vehicle tests. *Environmental Science and Technology* 37: 4060-4069.

Snilsberg, B. 2008. Pavement wear and airborne dust pollution in Norway. Characterization of the physical and chemical properties of dust particle. Väitöskirja, Norwegian University of Science and Technology (NTNU).

Stalnaker, D., Turner, J., Parekh, D., Whittle, B., Norton, R. 1996. Indoor simulation of tyre wear: some case studies. *Tyre Science and Technology* 24: 94-118.

Unhola, T. 2004. Nastarenkaan kuluttavuus yliajokokeessa ja imurimenetelmällä. Liikenne ja viestintäministeriön julkaisuja 12/2004. 38 s.

USEPA. 1995. Compilation of air pollution emission factors. Vol.1-Vol.2. WWW-osoite: <http://www.epa.gov/ttnchie1/ap42/>.

USEPA. 2014. Brake and Tire Wear Emissions from On-road Vehicles in MOVES2014. WWW-osoite: <http://www.epa.gov/otaq/models/moves/moves-reports.htm>

Veith, A. G. 1995. Tyre tread wear – the joint influence of compound properties and environmental factors. *Tyre Science and Technology* 23: 212-237.

Warner, L.R., Sokhi, R.S., Luhana, L., Boulter, P.G., McCrae, I. 2002. Non-Exhaust Particle Emissions from Road Transport, 11th International Symposium of Transport and Air Pollution. Kesäkuu 2002, Graz, Itävalta. WWW-osoite: http://lat.eng.auth.gr/particulates/old_website/private/files/Non-exhaust_Part_Em_fromRT.pdf

Westerlund, K.G. 2001. "Metal emissions from Stockholm traffic –wear of brake linings". The Stockholm Environment and Health Protection Administration, Tukholma, Ruotsi. WWW-osoite: http://www.slb.mf.stockholm.se/slb/rapporter/pdf/metal_emissions2001.pdf

HSY:n julkaisu | HRM:s publikationer 5/2015

ISSN-L 1798-6095

ISSN 1798-6095 (pdf)

ISBN 978-952-6604-97-8 (pdf)

Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä

PL 100, 00066 HSY, Opastinsilta 6 A, 00520 Helsinki

Puh. 09 156 11, Fax 09 1561 2011, www.hsy.fi

Samkommunen Helsingforsregionens miljötjänster

PB 100, 00066 HRM, Semaforbron 6 A, 00520 Helsingfors

Tfn 09 156 11, Fax 09 1561 2011, www.hsy.fi

Helsinki Region Environmental Services Authority

P.O. Box 100, FI-00066 HSY, Opastinsilta 6 A, 00520 Helsinki

Tel. +358 9 15611, Fax +358 9 1561 2011, www.hsy.fi