



ILMANLAATUSELVITYS

Hiukkauspäästöjen muodostuminen
moottoritieolosuhteissa eri ajonopeuksilla



**Hiukkaspäästöjen muodostuminen moottoriteolosuhteissa eri
ajonopeuksilla**

**Mari Kauhaniemi
Birgitta Komppula
Jenni Latikka
Katja Lovén**

**Ilmatieteen laitos
Ilmakehän koostumuksen tutkimus
Asiantuntijapalvelut**

Helsinki 15.10.2021

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ	5
1 JOHDANTO	6
2 KIRJALLISUUSSELVITYS	7
2.1 Katupölyn muodostuminen	7
2.2 Ajonopeuden vaikutus katupölyyn	10
2.2.1 Vaikutustutkimuksia	12
2.2.2 Mittausautolla tehtyjä tutkimuksia	18
2.3 Ajonopeuden vaikutus tieliikenteen pakokaasupäästöihin	19
2.4 Kirjallisuudesta löytyvien tutkimustulosten soveltuvuus Kuopioon	21
3 SKENAARIOTARKASTELUT LEVIÄMISMALLILASKELMIN	23
3.1 Ajonopeuden vaikutustarkastelu	23
3.2 Nastarengasosuuksien vaikutustarkastelu	25
4 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	28
VIITELUETTELO	30
LIITE 1 YHTEENVETOTAULUKKO TUTKIMUSTULOISTA	34
LIITE 2	37
1 TAUSTATIETOA ILMANLAADUSTA	37
1.1 Ilmanlaatuun vaikuttavat tekijät	37
1.2 Hiukkaset	37
1.3 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset	39
LIITE 3	41
1 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN YLEISKUVAUS	41
1.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismalleilla	41
1.2 Liikenteen päästöjen leviämismalli (CAR-FMI)	42
1.3 Liikenteen suspensiopäästömalli (FORE) katupölyn mallintamiseen	43

TIIVISTELMÄ

Tässä työssä tarkasteltiin kirjallisuusselvityksen ja leviämismallilaskelmien avulla moottoriteliikenteen ajonopeuden vaikutuksia hiukkaspäästöihin ja ilmanlaatuun. Hiukkaset ovat terveyden kannalta haitallisimpia ilman epäpuhtauksia.

Kaupunki-ilman hiukkaspäästöt muodostuvat katupölystä ja ajoneuvojen pakokaasuista. Katupölyä muodostuu mm. tien päällysteen, ajoneuvojen renkaiden ja jarrujen kulumisesta sekä hiekoitusmateriaalin murskautuessa. Liikkuvat ajoneuvot sekä tuuli nostavat katupölyn tien pinnalta ilmaan. Ilmanlaatu heikkenee katupölystä johtuen tyypillisesti keväisin talven aikana kertyneen pölyn ja sääolosuhteiden vuoksi. Korkeita pölypitoisuuksia voi esiintyä myös syksyllä talvirengaskauden alettua.

Ajonopeus vaikuttaa tienpinnan pölyämiseen monin eri tavoin; mm. tienpinnan, renkaiden ja jarrujen kulumiseen, tienpinnan kosteuteen sekä ilmaan nousevan pölyn määrään. Ajonopeuden vähentäminen tyypillisesti parantaa ilmanlaatua, mikäli liikenne ei ruuhkaudu. Nastarenkaiden osalta nopeuden vaikutus katupölyn muodostumiseen on suurempaa kuin kitkarenkailla.

Myös autoliikenteen nastarenkaiden käyttöosuudella on useiden tutkimusten mukaan merkittävä vaikutus katupölypäästöön. Nastarenkaiden käyttöä pienentämällä voidaan parantaa ilmanlaatua ja vähentää katupölyä.

Ajoneuvokannan uudistuminen vähentää liikenteen pakokaasupäästöjä, joskin niiden vaikutus ilmanlaatuun on hiukkasten osalta selvästi katupölyä pienempi. Suuria ajonopeuksia (>100 km/h) laskemalla voidaan vähentää pakokaasuperäisiä hiukkaspäästöjä.

Kirjallisuudesta löytyvät tutkimustulokset ovat paikka-, aika- ja olosuhdesidonnaisia ja ne harvoin edustavat hyvin Suomen olosuhteita tai tässä työssä tarkasteltua moottoritieympäristöä. Tutkimustulosten soveltaminen tiettyyn kohteeseen sisältääkin epävarmuuksia ja niihin tulisi suhtautua näin ollen suuntaa antavasti. Tutkimusta ja menetelmäkehitystä katupölyyn ja sen arviointimenetelmiin liittyen tehdään jatkuvasti, joka lisää tietoa eri tekijöiden vaikutuksesta katupölyn muodostumiseen ja sen vähentämismahdollisuuksiin liittyen.

Mallilaskelmien avulla voidaan tarkastella ja vertailla keskenään erilaisia historiallisia, nykytilannetta tai tulevaisuutta edustavia skenaarioita. Mallilaskelmien mukaan moottoritien ajonopeuden laskeminen 20 km/h:ssa parantaisi ilmanlaatua Kuopion moottoritien lähiympäristössä selvästi.

1 JOHDANTO

Tässä työssä tarkasteltiin tieliikenteen ajonopeuden ja sen muutoksen vaikutuksia moottoritien liikenteen aiheuttamien hiukkaspäästöjen leviämiseen ja ilmanlaatuvaikutuksiin.

Liikenteen hiukkaspäästöjä syntyy pakokaasupäästöistä sekä katupölystä mm. tienpinnan kulumisen seurauksena. Pakokaasupäästöt ovat halkaisijaltaan alle 2,5 mikrometrin hiukkasia ns. pienhiukkasia ($PM_{2,5}$). Katupölyllä tarkoitetaan usein hengitettäväksi hiukkasiksi (PM_{10}) kutsuttuja halkaisijaltaan alle 10 μm hiukkasia, jotka koostuvat suurimmalta osalta karkeista hiukkasista (halkaisija 2,5–10 μm) sekä pieneltä osin myös pienhiukkasista. Terveysten kannalta haitallisimpia ovat hiukkaset, jotka ovat tarpeeksi hienojakoisia tunkeutuakseen alempiin hengitysteihin, kuten pienhiukkaset. Mutta myös karkeat hiukkaset aiheuttavat vakavia terveyshaittoja, erityisesti hengityselinsairaille ja astmaatikoille.

Liikenne sekä tuuli nostavat ilmaan tienpinnalle kerääntyneitä ja siitä irtoavia hiukkasia ja pölyä. Etenkin keväisin katupölyaikaan, hengitettävien hiukkasten (PM_{10}) pitoisuudet nousevat korkeiksi kaupunkialueilla sekä suurten väylien läheisyydessä. Sääolosuhteilla on liikenteen lisäksi merkittävä vaikutus hiukkaspäästön muodostumiseen ja sen aiheuttamaan ilmanlaadun heikkenemiseen. Ilmanlaatuun voidaan kuitenkin vaikuttaa nastarenkaiden osuutta, ajonopeutta ja liikennemäärää alentamalla, katujen kunnossapidolla, puhdistuksella sekä pölynsidonnalla.

Kirjallisuusselvityksen pääpaino oli Suomessa ja Pohjoismaissa tehdyissä tutkimushankkeissa, artikkeleissa ja julkaisuissa. Kirjallisuusselvityksen lisäksi työssä tarkasteltiin leviämismallilaskelmin eri skenaarioiden, kuten ajonopeuden sekä nastarenkaiden käytön vähentämisen vaikutuksia ilmanlaatuun. Mallinnustyökaluina käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyjä FORE katupölypäästömallia ja CAR-FMI leviämismallia. Työssä hyödynnettiin myös laaja-alaisesti Ilmatieteen laitoksen tutkijoiden ja asiantuntijoiden kokemusta sekä asiantuntemusta aihepiiriin liittyvistä tutkimushankkeista sekä katupölyn muodostumiseen ja mallintamiseen liittyen.

Selvityksen tilasi Kuopion kaupungin kaupunkiympäristön palvelualue. Ilmanlaatuarvion tekemiseen osallistui asiantuntijoita ja tutkijoita Ilmatieteen laitoksen Asiantuntijapalvelut sekä Ilmakehän koostumuksen tutkimus -yksiköistä.

2 KIRJALLISUUSSELVITYS

Kirjallisuusselvityksessä oli tarkoituksena kartoittaa ja arvioida tieteellisiä julkaisuja ja tutkimusraportteja, joissa on käsitelty tieliikenteen ajonopeuden vaikutuksia katupölyn muodostumiseen ja sen ilmanlaatuvaikutuksiin. Julkaisujen perusteella on arvioitu, millaisia vaikutuksia moottoritien ajonopeudella ja sen muutoksella voi olla hiukkaspäästöihin ja ilmanlaatuun. Kirjallisuusselvityksen pääpaino oli Suomessa ja Pohjoismaissa tehdyissä tutkimushankkeissa, artikkeleissa ja julkaisuissa, mutta myös muita julkaisuja huomioitiin, mikäli ne sijoittuivat moottoritien kaltaiseen ympäristöön. Kirjallisuusselvityksessä käytiin läpi useita kymmeniä tieteellisiä julkaisuja ja raportteja, jotka on julkaistu vuosina 2004–2020. Tämän kappaleen alussa on kuvattu katupölyn muodostumisprosessia sekä siihen vaikuttavia tekijöitä, ja sen jälkeen kirjallisuuskatsauksen perusteella kerättyjä tietoja nopeuden vaikutuksesta katupölyn muodostumiseen ja ilmanlaatuun. Kappaleessa 3 on esitetty mallilaskelmin tehtyjä erilaisia skenaariotarkasteluja katupölyyn liittyen.

2.1 Katupölyn muodostuminen

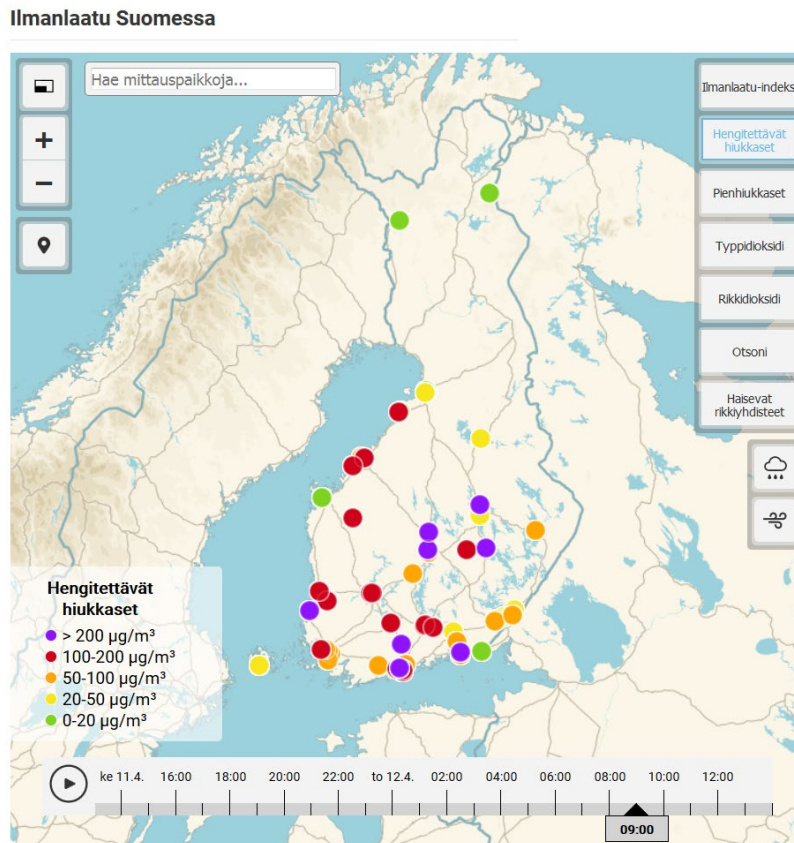
- Katupölyä muodostuu mm. tien päällysteen, ajoneuvojen renkaiden ja jarrujen kulumisesta sekä hiekoitusmateriaalin murskautuessa.
- Liikkuvat ajoneuvot sekä tuuli nostavat katupölyn tien pinnalta ilmaan.
- Ilmanlaatu heikkenee katupölystä johtuen tyypillisesti keväisin talven aikana kertyneen pölyn ja sääolosuhteiden vuoksi. Korkeita pölypitoisuuksia voi esiintyä myös syksyllä talvirengaskauden alettua.

Katupöly koostuu eri kokoisista hiukkasista (hiukkaskoko suurimmaksi osaksi noin 100 nm –1 000 µm), ja sitä muodostuu usean mekanismin kautta. Hiukkasia muodostuu mm. tien päällysteen, sekä ajoneuvojen renkaiden ja jarrujen kulumisesta. Katupölyn muodostumista edesauttavat mm. liukkauden estotoimet (hiekoitus, suolaus) ja nastarenkaiden käyttö. Nastarenkaiden kontaktissa tien pintamateriaalin kanssa, nastoista sekä muusta rengasmateriaalista ja tien päällysteestä irtoaa kulumisen seurauksena hiukkasia.

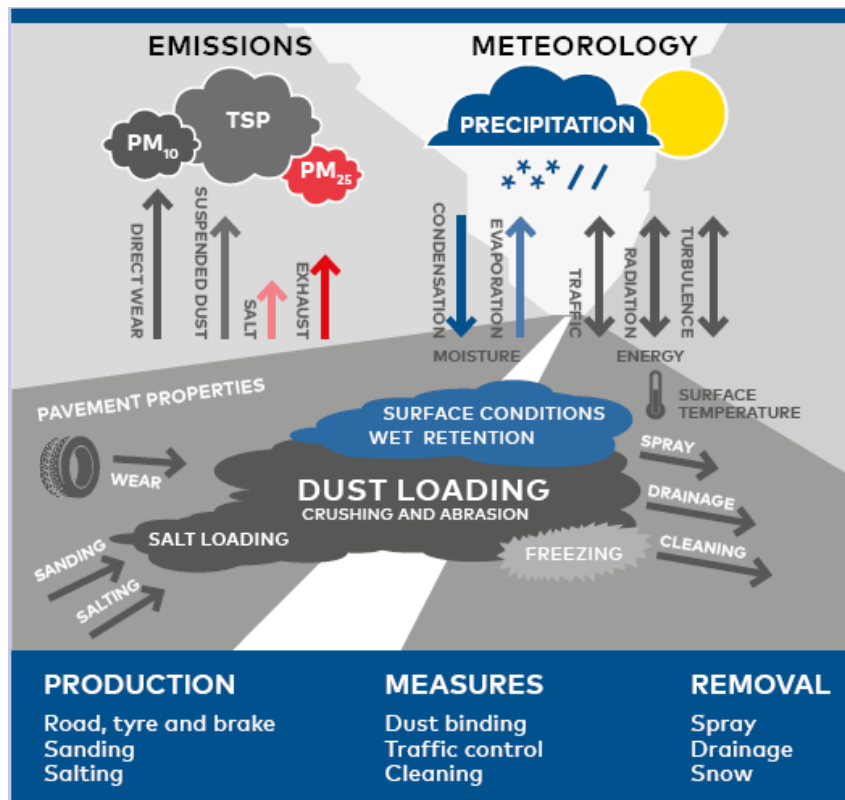
Hiekoitusmateriaalia jauhautuu nastarenkaiden vaikutuksesta hiukkasiksi, joka nousee liikenteen ja tuulen nostattamana tien pinnasta ilmaan. Myös suolauksesta voi muodostua hiukkasia, joskin tietyn tyyppisiä katusuoloja käytetään myös sitomaan kadun pinnan pölyämistä. Tutkimusten mukaan Pohjoismaissa noin 0,5 % tielle levitetystä suolasta voi päätyä PM₁₀ päästökseen (Kupiainen et al., 2017). Denby et al (2016) mukaan suolan osuus PM₁₀ päästössä voi olla yhtä suuri kuin pakokaasupäästöjen osuus. Katupölyä muodostuu myös tienpinnalle kulkeutuneista pakokaasuhiukkasista, jotka ovat usein kooltaan pienempiä (halkaisija alle 2,5 µm) sekä tien pientareilta, jalkakäytäviltä, rakennustyömailta ja tausta-alueilta kulkeutuneista hiukkasista.

Katupölypäästö jakautuu ns. suoriin päästöihin ja (re)suspensiopäästöihin (jatkossa suspensiopäästö). Suorat päästöt ovat tienpinnalta ja ajoneuvon osista suoraan kulumaprosessista ilmaan nousevia päästöjä. Suspensiopäästöjä ovat hiukkaset, jotka ovat laskeutuneet tienpinnalle ja nousevat uudelleen ilmaan tuulen, ajoneuvojen aiheuttaman ilmavirtauksen ja renkaiden nostattamina.

Pohjoisissa olosuhteissa (mm. Pohjoismaat, Japani, Pohjois-Amerikka) ilmanlaatu heikenee tyypillisesti keväisin korkeiden PM₁₀ pitoisuuksien vuoksi. Kuvassa 1 on esitetty 12.4.2018 mitattuja hiukkaspitoisuuksia eri puolella Suomea, jolloin katupöly heikentää ilmanlaatua lähes koko maassa. Talven aikana lumen, jään ja veden sekaan kertynyt pöly pääsee keväällä tienpintojen kuivuessa nousemaan ilmaan. Jos kosteutta on riittävästi (runsaat vesisateet), osa pölystä huuhtoutuu pois. Korkeita pölypitoisuuksia voi esiintyä myös syksyllä, jolloin liukkaudentorjuntatoimet on otettu käyttöön, mutta tienpinna eivät ole riittävän kosteita sitomaan syntynyttä pölyä (mm. *Kulovuori et al., 2019*). Sääolosuhteet vaikuttavatkin merkittävästi katupölyn määrään ja päästöön. Sademäärä, suhteellinen kosteus, ja lämpötila ovat merkittävimmät tienpinnan kosteuteen vaikuttavat tekijät, ja tuulen nopeudella on merkitystä pölyn nousussa ilmaan. Kuvassa 2 on esitetty katupölyn muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä.



Kuva 1. Katupöly heikensi ilmanlaatua lukuisissa kaupungeissa eri puolella Suomea 12.4.2018 klo 9 (<https://www.ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatu>, 12.4.2018).



Kuva 2. Kaaviokuva katupölyn muodostumisesta ja siihen vaikuttavista tekijöistä (Kupiainen et al., 2017).

Vaikka katupöly koostuu hyvin suuristakin hiukkasista, keskittyvät katupölytutkimukset usein hengitettäviin hiukkasiin, PM_{10} (halkaisija alle $10\ \mu m$), niiden terveysvaikutusten vuoksi. Hengitettävät hiukkaset koostuvat suurimmalta osalta karkeista hiukkasista (halkaisija $2,5\text{--}10\ \mu m$) sekä pieneltä osin myös pienhiukkasista ($PM_{2,5}$). Pienemmät hiukkaskoot, kuten pienhiukkaset, ovat terveydelle haitallisimpia, koska ne kulkeutuvat keuhkorakkuloiden kautta verenkiertoon aiheuttaen erilaisia terveyshaittoja, kun taas suurempikokoiset hiukkaset jäävät tyypillisesti ylempiin hengitysteihin. Myös karkeiden hiukkasten on havaittu aiheuttavan vakavia terveyshaittoja erityisesti hengityselinsairaille ja astmatikoille (mm. Brunekreef and Forsberg, 2005). Yleisesti korkeat katupölypitoisuudet voivat aiheuttaa ärsytysoireita, esimerkiksi nuhaa ja yskää sekä kurkun ja silmien kirvelyä (HSY, 2021). Lisäksi ne aiheuttavat viihtyvyshaittaa katupölykaudella.

2.2 Ajonopeuden vaikutus katupölyyn

- Ajonopeuden laskeminen parantaa ilmanlaatua, mikäli liikenne ei ruuhkaudu.
- Ajonopeus vaikuttaa tienpinnan pölyämiseen monin eri tavoin.
- Ajonopeuden kasvaessa pölyä muodostuu ja nousee ilmaan enemmän, koska tien pinnan ja renkaiden kulumisen lisääntyä ja tien pinta kuivuu nopeammin.
- Nastarenkailla nopeuden vaikutus katupölyn muodostumiseen on suurempi kuin kitkarenkailla.
- Jarrujen kulumisen on suurempaa kaupunkien keskustoissa kuin esimerkiksi moottoriteillä. Kulumisen on riippuvainen jarrutusaktiivisuudesta, ei niinkään ajonopeudesta.

Ajonopeuden vaikutusta katupölyyn tarkasteltaessa tulee ottaa huomioon myös muut liikenneperäiset tekijät, kuten ajoneuvo- ja rengastyypit sekä tien pintamateriaali. Ajonopeuden vaikutusta katupölyn määrään on tutkittu useissa tutkimuksissa. Tutkimuksia on tehty mm. laboratorio-olosuhteissa (mm. *Gustafsson et al., 2008, 2009; Snilsberg et al., 2008; Kupiainen et al., 2005*), liikkuvilla mittausautoilla (mm. *Pirjola et al., 2010; Hussein et al., 2008*), katupölypäästömalleilla (mm. *Denby & Sundvor, 2013; Norman et al., 2016; Stojilkovich et al., 2016*) sekä toimenpide-mittausvertailuina (*Hagen et al., 2005*). Liitteessä 1 on esitetty yhteenvetotaulukko keskeisimmistä, tässä työssä referoituista tutkimuksista ajonopeuden muutoksen vaikutuksesta PM₁₀ pitoisuuksiin.

Useimmat tutkimukset on tehty kaupunki- ja taajamanopeuksissa. Yli 80 km/h nopeuksia on tutkittu hyvin vähän, etenkin pohjoisissa olosuhteissa. Nopeuden vaikutusta on käsitelty tutkimuksissa joko todellisella ajonopeudella tai nopeusrajoituksin. Joissakin tutkimuksissa on mainittu sekä nopeusrajoitus että todellinen ajonopeus. Todellinen ajonopeus on yleensä muuta kuin nopeusrajoitus, sillä se on riippuvainen mm. liikennemäärästä ja sääolosuhteista. *Denby & Sundvor (2013)* mukaan keskimäärin 10 km/h vähennys nopeusrajoituksessa on vain noin 4,7 km/h vähennys todellisessa ajonopeudessa. *Folgerø, et al. (2020)* mukaan nopeusrajoituksen muuttaminen 80 km/h 60 km/h:ssa vähensi todellista ajonopeutta vain 5,8 km/h.

Ajonopeus vaikuttaa katupölyyn usean eri prosessin kautta. Ajonopeudella on merkitystä mm. tienpinnan kosteuteen, tienpinnan, renkaiden ja jarrujen kulumiseen sekä ilmaan nousevan pölyn määrään.

Tienpinnan kulumisen on riippuvainen ajoneuvotyypistä (kevyet ja raskaat) (*Gehrig et al., 2004; Boulter, 2005*), rengastyypistä (nasta-, kitka-, ja kesärenkaat) (*Snilsberg et al., 2008; Gustafsson et al., 2008*), tienpinnan materiaalista (kovuus, kivikoko) (*Jacobson & Wågberg, 2007*), sekä ajonopeudesta. Ajonopeus vaikuttaa pinnan kulumiseen lineaarisesti (mm. *Gustafsson et al., 2008; Snilsberg et al., 2008*) siten, että kulumisen on sitä

suurempaa mitä suurempi on nopeus. *Gustafsson et al. (2005)* laboratoriotestit osoittavat, että hiukkasten muodostuminen voi olla jopa 4 kertaa suurempaa, kun nopeus kasvaa 40:stä 80 km/h. Tienpinnan kuluminen on kymmeniä kertoja suurempaa nastarenkailla kuin kitkarenkailla (*Gustafsson et al., 2008*). Nastarenkaiden vaikutus kohdistuu enimmäkseen tien kulumiseen, kun taas kitkarenkailla vaikutus kohdistuu suspensioprosessiin. Molemmilla rengastyypeillä ajonopeus kasvattaa hiukkaspitoisuuksia, mutta nopeuden vaikutus on suurempi nastarenkailla (*Gustafsson et al., 2008; Kupiainen, 2007*).

Renkaiden kuluminen on niin ikään riippuvainen ajoneuvo- ja rengastyypistä. Ajonopeus vaikuttaa renkaiden kulumiseen lineaarisesti, mahdollisesti eksponentiaalisesti nopeuden kasvaessa (*Farrow & Oueslati, 2020*). Jarrujen kuluminen on riippuvainen ajoneuvotyypistä ja ajotyylstä, eli mm. jarrutusaktiivisuudesta, eli alhaisen ajonopeuden alueille, kuten kaupunkien keskustoissa, jarrutetaan enemmän kuin esimerkiksi moottoreilla (*mm. Boulter, 2005*).

Pölyn nouseminen ilmaan on riippuvainen ajoneuvo- ja rengastyypistä. Raskas ajoneuvo voi nostattaa 10 kertaa enemmän pölyä ilmaan kuin henkilöauto (*Kupiainen et al., 2017*). Laboratorio-olosuhteissa eri rengastyypien hiukkapäästöissä on hyvin suuret erot, mutta oikeassa ympäristössä erot hieman pienenevät (*Gustafsson et al., 2009; Hussein et al., 2008*). Tämän on arvioitu johtuvan suspensiosta, joka laboratorio-olosuhteissa voidaan välttää, mutta esiintyy oikeissa ympäristöolosuhteissa (*Gustafsson et al., 2009*). Kitkarenkaiden tuottamista hiukkasista suurin osa johtuu suspensiosta, sillä ne ovat materiaaltaan pehmeämpiä kuin nastarenkaat. Kitkan synnyttämiseksi, kitkarenkaiden pinnalla on nastarenkaita enemmän myös ns. lamelleja, jotka voivat aiheuttaa ns. imukupiefektin (*Tervahattu et al., 2008*) ja siten nostattaa pölyä ilmaan, etenkin hyvin pölyisillä teillä. Lisäksi ajonopeus vaikuttaa suspensioon lineaarisesti siten, että pölyä nousee ilmaan enemmän suuremmalla ajonopeudella (*Farrow & Oueslati, 2020*).

Myös tien pinnan rosoisuudella (mikrotekstuurilla) on merkittävä vaikutus suspensioon (*Denby et al., 2013a*). Hyvin sileältä pinnalta pöly nousee nopeasti ilmaan, mutta rosoinen pinta säilyttää pölyn pidempään (*Kupiainen et al., 2017*). Siten tienpinnan kunnollakin on väliä.

Kosteaa tienpintaa estää pölyn nousun ilmaan, mutta samalla pöly kertyy tienpinnalle. Tienpinnan kosteuteen vaikuttavat useat säätökijät kuten sademäärä ja haihtuminen. Tienpinnan kuivumiseen vaikuttaa myös mm. liikennemäärä, ajoneuvon pituus ja ajonopeus. Ajoneuvon pituus liittyy ns. lämpövuohon, jonka ajoneuvojen moottorin lämpeneminen sekä renkaiden ja tienpinnan kitka aiheuttavat. Esimerkiksi *Denby et al. (2013b)* olettaa, että raskaat ajoneuvot ovat 3 kertaa pidempiä ja siten lämmittävän tienpintaa 3 kertaa enemmän kuin kevyet ajoneuvot.

Tienpinnan kosteuteen vaikuttaa myös tieltä poistuvan veden ja lumen määrä. Vesi ja lumi sekä niiden seassa oleva hiekka ja suola poistuvat tienpinnalta mm. liikkuvien ajoneuvojen aiheuttaman roiskumisen kautta. Roiskumiseen vaikuttavat mm. ajoneuvotyyppi sekä ajonopeus. Ajonopeuden vaikutus on neliöllinen, eli roiskumisella on erityisesti merkitystä suurilla nopeuksilla (*Denby et al., 2013b; Denby et al., 2016*).

Tienpinnalla oleva hiekka ja muu materiaali jauhautuu pienemmäksi hiertymällä/kulumalla (ns. hiekkapaperi-ilmiö) ja murskautumalla. Ajonopeus vaikuttaa katupölypäästöjen kokojakaumaan lineaarisesti siten, että suurempi nopeus lisää pienempien hiukkasien suhteellista osuutta (*Snijlsberg et al. 2008*). Toisaalta materiaalin jauhautuminen pie-

nemmiksi kokojakeiksi ei ole vielä kunnolla tunnettu. *Gjerstadet al. (2019)* mukaan jauhautuminen pienemmäksi kokojakeeksi oli havaittavissa tutkimuksen alussa, mutta myöhemmin havaittiin myös karkeampia hiukkasia. Todennäköisesti jauhautumisprosessissa on useita vaikuttavia tekijöitä, joita ko. tutkimuksessa ei otettu huomioon, joten lisätutkimukset ovat siten tarpeen.

2.2.1 Vaikutustutkimuksia

Tutkimuksia, joissa muutetaan tien nopeusrajoitusta maantie- tai moottoritienopeuksissa, ja tutkitaan nopeusmuutoksen vaikutusta katupölypäästöihin ja -pitoisuuksiin, on toistaiseksi tehty hyvin vähän. Eniten tutkimuksia löytyy Oslon seudulta, nämä kaikki tosin käsittelevät samaa aineistoa vuosilta 2001–2015 (*Hagen et al (2005)*; *Norman et al (2016)*; *Denby and Sundvor (2013)*; *Lopez-Aparicio et al (2020)*; *Folgerø et al. (2020)*). Useimmissa edellä mainituissa tutkimuksissa on käytetty päästömallia pelkän nopeusvaikutuksen arvioimiseen. Tulokset nopeuden vaikutuksesta perustuvat siten osin käytetyn mallin parametrisointiin (Oslon tapauksessa NORTRIP-katupölypäästömalli).

Norman et al. (2016) mukaan *Hagen et al. (2005)* tutki vuosina 2004 ja 2005 tehtyjen nopeusrajoitusten vaikutusta ilmanlaatuun. Mittaushavaintojen perusteella suhteellinen vähentymä PM₁₀ pitoisuuksissa (36 %) oli merkittävästi suurempi kuin suhteellinen vähentymä nopeudessa (12 %), joten johtopäätöksenä todettiin nopeuden alentamisen olevan tehokas keino PM₁₀ päästöjen vähentämiseen. Näitä tuloksia käytettiin tukemaan nopeusrajoitusten täytäntöönpanoa Oslossa vuonna 2006, jolloin kehätien ja kahden muun päävaltatie nopeusrajoitusta alennettiin talvikaudella 80:stä 60:een km/h. Vuodesta 2012 lähtien nopeusrajoitus muutettiin ympäri vuoden 70 km/h.

Norman et al., (2016) käytti NORTRIP-katupölypäästömallia tutkiakseen liikenteen vaikutuksia käyttäen edellä mainittuja vuosien 2004–2005 mittauksia sekä vastaavia vuonna 2006 tehtyjä mittauksia Oslon RV4 valtatiellä. Nopeusrajoituksen muuttaminen 80 km/h:sta 60 km/h:iin, johti todellisen ajonopeuden muuttumiseen vain 75 km/h:sta 64 km/h. Lisäksi liikennemäärä laski ko. aikana hieman alle 4 % ja nastarenkaiden osuus laski noin 26 % (27 %:sta 20 %:iin). Muutosten seurauksena PM₁₀ pitoisuudet laskivat 38 % (2005) ja 26 % (2006). NORTRIP mallilla voitiin toistaa havaitut PM₁₀ pitoisuudet ja osoittaa, että noin 12 % havaituista PM₁₀ pitoisuuksien vähenemisestä johtui nopeuden alenemisesta.

Denby and Sundvor (2013) selvitti nopeusrajoitusten vaikutusta katupölypäästöihin Oslossa, jossa nastarengaskauden nopeusrajoitus 60 km/h nostettiin 70 km/h. Tutkimuksessa laskettiin PM₁₀ pitoisuudet EPISODE leviämismallin ja NORTRIP katupölymallin yhdistelmällä neljälle ilmanlaadun mittausasemalle vuosille 2008, 2009 ja 2010. Nopeusrajoituksen muuttaminen nosti tutkimuksen mukaan vuotuisia PM₁₀ pitoisuuksia 1,5–3,4 %. Tulos pätee vain ko. tutkimuksessa käytetyille mittauspaikoille. Toisaalta alueellinen arviointi osoitti, että vaikutus voi olla jopa kaksi kertaa suurempi muilla nopeusrajoitustutkimuspaikoilla.

Lopez-Aparicio et al. (2020) toteutti päästö-, leviämis- ja altistusmallinnuksen sekä kustannus- ja hyötyanalyysin nopeusrajoituksen muuttamisen vaikutuksista usealle Oslon pääväyläkohteelle vuodelle 2013. Kesäkautena (huhti-lokakuu) nopeusrajoitus oli 80 km/h ja talvikaudella 60 km/h. Yhdessä kohteessa nopeusrajoitus oli talvikaudella käytössä vain päivällä. Tutkimus toteutettiin kolmelle skenaarille. Ensimmäinen skenaario

edusti ns. perustaso, eli nopeusmuutos ei ollut käytössä. Toisessa skenaariossa nopeusmuutos oli käytössä, mutta mallinnuksessa käytettiin mitattua ajonopeutta, jonka lasku oli lievempää kuin nopeusrajoitusten lasku. Kolmannessa skenaariossa nopeuden lasku toteutui nopeusrajoitusten mukaisesti. Kahden jälkimmäisen skenaarion tuloksia verrattiin ensimmäiseen skenaarion tuloksiin. Tutkimuksessa havaittiin, että Oslossa toteutetuilla nopeusrajoituksilla oli vähäinen tai merkityksetön vaikutus $PM_{2,5}$, NOx ja CO_2 pitoisuuksiin. Sen sijaan PM_{10} päästöt ja pitoisuudet laskivat merkittävästi. PM_{10} päästöjen vähennys tapahtui pääasiassa maaliskokuussa, joten se liittyi nastarengas- ja nopeusrajoituskauden loppumiseen. Mallinnustulosten perusteella nopeuden vähentäminen laski vuotuisia PM_{10} päästöjä 5 % ja vuosipitoisuuksia 3 %, mitattuja nopeuksia käyttäen. Vastaavat päästö- ja pitoisuusvähennykset nopeusrajoituksia käyttäen olivat 12 % ja 8 %.

Lopez-Aparicio et al. (2020) tarkasteli myös vuosina 2009–2013 kevätkauden (maaliskuu–toukokuu) mitattuja karkean kokoluokan hiukkaspitoisuuksia $PM_{2,5-10}$ neljässä nopeusrajoituskohteessa ja yhdessä vertailukohteessa (jossa nopeusrajoitus ei ollut käytössä). Mittausten perusteella nopeusrajoitus vähensi kevätkauden karkeiden hiukkasten pitoisuutta keskimäärin noin 16 %. Ko. tulos oli yhdenmukainen mallinnettujen tulosten kanssa.

Myös *Folgerø et al. (2020)* on tehnyt kustannus- ja hyötyanalyysin nopeusrajoituksen muuttamisen vaikutuksesta ilmanlaatuun (mm. PM_{10} , $PM_{2,5}$ ja NOx) usealle Oslon pääväyläkohteelle vuosille 2006–2011. Kyseisinä vuosina kesäkaudella voimassa ollut nopeusrajoitus (80 km/h) vaihtui talvikauden ajaksi 60 km/h. Nopeusrajoituksen muutos astui voimaan 1. marraskuuta. *Folgerø et al. (2020)* tarkasteli useita eri tekijöitä ± 15 tai ± 20 päivää ko. muutoskohdan molemmilta puolilta. Tulosten perusteella *Folgerø et al. (2020)* ei löytänyt merkittävää ilmanlaadun parantumista kyseiselle nopeuden vähentämiselle. Kyseistä tutkimusmenetelmää voidaan kuitenkin kritisoida PM_{10} osalta, sillä muutaman viikon tarkasteluikkuna loka-marraskuussa ei ota huomioon talvikauden aikana tapahtuvaa hiukkasten kertymistä tien pinnalle. Vaikka *Folgerø et al. (2020)* on pohtinut nastarengaskauden alkamisajankohdan (joka osuu samalle päivälle) mahdollista vaikutusta tulokseen, ei hän huomionnut kertymän puutteellista huomiointia tutkimuksessaan. Nastarengaskauden alkamisajankohdan osalta *Folgerø et al. (2020)* ei löytänyt merkittävää vaikutusta tulokseen.

Folgerø et al. (2020) on myös käynyt läpi joitakin tutkimuksia nopeuden alentamisen vaikutuksesta ilmanlaatuun. *Folgerø et al. (2020)* mukaan kahdessa Barcelonaan tehdyssä tutkimuksessa ilmanlaatu parani nopeuden laskiessa 120/100 km/h:sta 80 km/h:iin vain, jos nopeusrajoitusta säädeltiin mm. liikennetiheyden ja sääolosuhteiden mukaan (*Bel and Rosel, 2013; Bel et al., 2015*), ja yhdessä Yhdysvalloissa tehdyssä tutkimuksessa nopeusrajoituksen vaihtamisella 89 km/h:sta 105 km/h:iin ei havaittu vaikutuksia PM_{10} pitoisuuksiin (*van Benthem, 2015*). Kuitenkin suurimmassa osassa *Folgerø et al. (2020)* esittämistä tutkimuksista nopeuden suurentamisella oli PM_{10} osalta ilmanlaatua heikentävä vaikutus (Kuva 3).

Vaikutustutkimusten tulokset ovatkin yleensä hyvin paikkariippuvaisia, esim. Oslon tutkimuksissa tulee huomioida hyvin alhainen nastarengaskauden osuus (alle 30 %). Etelä-Euroopassa nastarengaskauden ei käytetä lainkaan, ei myöskään useimmassa Keski-Euroopan maassa. Vaikutustutkimuksia, joissa verrattaisiin mitattuja pitoisuuksia ennen ja jälkeen tien nopeusrajoituksen muuttamisen, ei tässä kirjallisuusselvityksessä löytynyt moottoritienopeuksille suuremman nastarengaskauden maista (Suomi, Pohjois-Ruotsi tai Pohjois-Norja) lainkaan.

Stojiljkovic et al. (2016) on tehnyt Suomessa mittaus-mallivertailun pääkaupunkiseudun kehäteille (Kehä I ja Kehä III) vuosille 2012 ja 2013 käyttäen NORTRIP mallia. Maksimi nastarenkaiden osuus oli 80 % ja keskinopeus vaihteli välillä 74–82 km/h. Malli kuitenkin reilusti yliarvioi mitatut pitoisuudet. *Stojiljkovic et al. (2016)* toteaaakin, että mallin parametrusointi korkeille ajonopeuksille, mm. märkäpoistuman ja tienpinnan kulumisen osalta, vaati vielä lisätutkimuksia.

Stojiljkovic et al. (2016) tarkasteli myös nopeusrajoituksen muuttamisen vaikutusta katupölypitoisuuksiin (ei sisällä taustaa eikä pakokaasuperäisiä pitoisuuksia) vuosina 2006–2009. Tutkimuksessa laskettiin PM_{10} katupölypitoisuudet NORTRIP mallilla mm. nopeusrajoituksille 50 km/h ja 80 km/h (ajonopeus 41 ja 71 km/h). Valitettavasti tutkimuskohte oli väylän sijaan Mannerheimintie. Siten mm. liikennemäärä, raskaiden ajoneuvojen osuus, sekä tien pinnoitetta kuvaava parametrusointi eroavat kehäteille tehdystä tarkastelusta. Kehäteillä ei myöskään käytetä hiekoitusta, eikä toteuteta pölynsidontaa ja tienpinnan puhdistusta, mutta Mannerheimintiellä nämä ovat käytössä. Siten tulokset eivät täysin vastaa väyläolosuhteita ja ole keskenään vertailukelpoisia. Tulosten perusteella ei-pakokaasuperäinen PM_{10} vuosikeskiarvo laskee ajonopeuden muutoksen takia keskimäärin 51 %. Pelkästään kevätkauden pitoisuuksien muutos on samansuuruinen. Vuotuinen PM_{10} kokonaispitoisuus (sis. taustan ja pakokaasuperäiset pitoisuudet) laskee keskimäärin 29 % ja vastaava kevätkauden pitoisuuden lasku on keskimäärin 31 % Mannerheimintiellä.

Johansson & Norman (2010) on tutkinut hypoteettista nopeuden vähentämisen vaikutusta E18 väylällä Tukholmassa viiden kuukauden ajalle (joulukuu 2009–huhtikuu 2010). Nopeus väylällä on noin 85–90 km/h. Tutkimuksessa keskimääräistä päivänopeutta (klo 6–18) vähennettiin 2, 5, 10 ja 20 km/h. Ko. nopeuden muutokset vähensivät raja-arvoihin verrannollisten vuorokausikeskiarvojen ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylityksiä 0–12 päivää. Vastaavasti, tutkimusjakson eli viiden kuukauden PM_{10} pitoisuuskeskiarvo (ei sisällä taustaa) vähentyi 4–18 %. Tutkimuksessa todettiin, että nopeuden vähentämisellä voidaan laskea pitoisuuksia jopa useita mikrogrammoja, mutta jos pitoisuudet ovat erittäin suuria (noin $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ei edes 20 km/h nopeusvähenemä riitä laskemaan niitä alle vuorokausirajarvon.

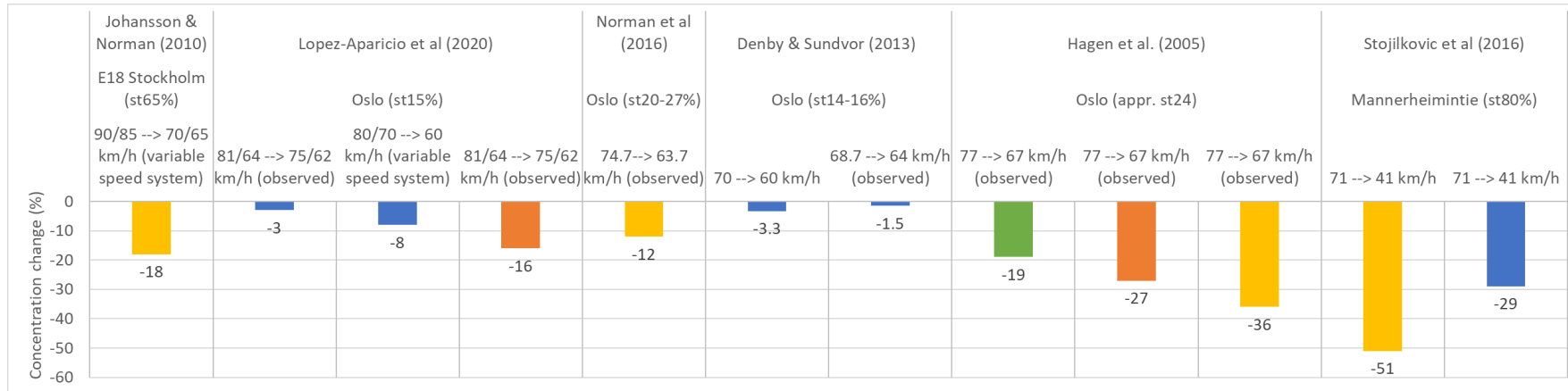
Eneroth & Johansson (2014) on tutkinut eri menetelmien vaikutusta raja-arvoon verrannollisiin PM_{10} pitoisuuksiin E18 ja E4 väylillä Tukholman etelä- ja pohjoispuolella. Tutkittavat menetelmät olivat 1) nastarenkaiden osuuden laskeminen 65:sta % 50:een %, 2) nopeuden vähentäminen nykyisestä 90 km/h 80 km/h:n, 3) liikennemäärän vähentäminen 10 000 ajoneuvoa/päivä (nykyinen määrä 62 090–90 100 ajoneuvoa/päivä) ja 4) pölynsidonta. Tutkimuksen mukaan nastarenkaiden vähentäminen vähensi PM_{10} pitoisuuksia eniten ($6–11 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ja nopeuden vähentäminen toiseksi eniten ($4–8 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Liikennemäärä vähentäminen 10 000 ajoneuvolla/päivä vähensi pitoisuuksia lähes saman verran ($3–6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) kuin nopeuden vähentäminen. Pölynsidonnalla oli vähiten vaikutuksia ($2–3 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Jotta saataisiin samanlainen pitoisuusvähenemä kuin nastarenkaiden vähentäminen 50:een %, tulisi ajonopeus vähentää noin 76–78:aan km/h tai liikennemäärää vähentää 14–24 %. Tutkimuksessa ei esitetty toimenpiteiden prosentuaalisia vaikutuksia PM_{10} pitoisuuksiin, eikä niitä voitu laskea esitettyjen arvojen perusteella.

Yhteenveto ajonopeuden alentamisen vaikutuksista hiukkaspitoisuuksiin eri tutkimuksissa on esitetty kuvissa 3 ja 4. Kuvassa 2 on esitetty hiukkaspitoisuuden muutos prosentteina valituissa julkaisuissa. Pitoisuuden muutos on esitetty joko sellaisenaan ko.

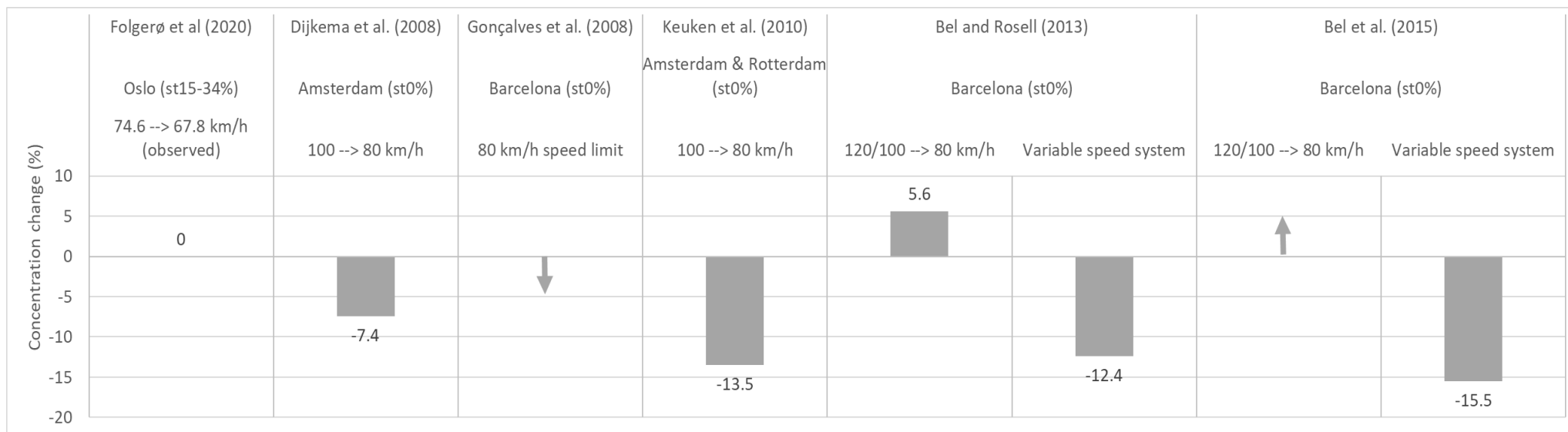
julkaisussa tai se on laskettu julkaisussa esitettyjen pitoisuustietojen perusteella. Kuvassa 3 on esitetty *Folgero et al. (2020)* julkaisussa esitetyt hiukkaspitoisuuksien muutokset niistä julkaisuista, jotka soveltuivat ajonopeuden puolesta tähän selvitykseen.

Pääasiassa hiukkaspitoisuudet alenevat 1,5–51 % ajonopeuden alentamisen seurauksena erilaisissa tutkimusasetelmissä. Muutamassa tutkimuksessa pitoisuudet hieman kasvavat (5 %) tai nopeuden alentamisella ei ole vaikutusta hiukkaspitoisuuksiin. Pitoisuusmuutoksen suuruus on riippuvainen tutkimusaineistosta. Kuten Kuvasta 2 havaitaan, ajonopeuden vaikutus on pienempi PM₁₀ vuosipitoisuuksiin verrattuna esim. kevätkauden PM₁₀ tai PM_{2,5-10} pitoisuuksiin. Tämä johtuu mm. kesäkauden tasoittavasta vaikutuksesta.

Ainoa kirjallisuusselvityksessä löytynyt Suomessa tehty tutkimus (*Stojiljkovic et al., 2016*) eroaa muissa maissa tehdyistä tutkimuksista sillä, että ajonopeuden alentamisella on selvästi suurempi vaikutus hiukkaspitoisuuksiin. Ko. tutkimus ei täysin vastaa tämän selvityksen tutkimusasetelmaa, sillä se on toteutettu Mannerheimintiellä, joten olosuhteet poikkeavat huomattavasti moottoritieolosuhteista. Ajonopeuden alentamisella kaupungin keskustassa näyttää olevan suurempi vaikutus hiukkaspitoisuuksiin kuin moottoritieolosuhteissa, mikäli jarrutustiheys ei lisäännä. Toisaalta selvästi suurempi nastarenkaiden osuus voi osaltaan vaikuttaa myös ajonopeuden alentamisen ilmanlaatuvaikutukseen.



Kuva 3. Hiukkaspitoisuuden muutos (%) ajonopeuden alentamisen vuoksi tarkastelluissa eri julkaisuissa. Eriväriset palkit tarkoittavat seuraavia hiukkaspitoisuuden muutoksia: vihreä palkki = keskimääräinen PM₁₀ pitoisuuden muutos (tammi-maalis), sininen palkki= PM₁₀ vuosipitoisuuden muutos, oranssi palkki = keskimääräinen karkeiden hiukkasten (PM_{2,5-10}) muutos (maalis-touko tai tammi-maalis), ja keltainen palkki = liikenneperäisen tai ei-pakokaasuperäisten PM₁₀ pitoisuuksien muutos (joulu-huhti, tammi-maalis, tammi-huhti tai maaliskouko). St. merkintä tarkoittaa "Studded tires" eli nastarengasosuuuua.



Kuva 4. Hiukkaspitoisuuden muutos (%) eri julkaisuissa *Folgerø et al (2020)* mukaan. *Folgerø et al (2020)* julkaisussa pitoisuuden muutos tarkoittaa **keskimääräisten vuorokausipitoisuuksien** muutosta +/- 20 päivän aikana loka-marraskuussa. *Dijkema et al (2008)* julkaisussa kyse on vuoden PM₁₀ **vuorokausikeskiarvon muutoksesta** (pois lukien elokuu). Muiden osalta PM₁₀ pitoisuustiedon merkitystä ei voitu tarkentaa, sillä julkaisut olivat maksullisia. *Folgerø et al (2020)* julkaisussa mainittu näiden osalta PM₁₀ pitoisuustason muutos. St. merkintä tarkoittaa "Studded tires" eli nastarengasosuuutta

2.2.2 Mittausautolla tehtyjä tutkimuksia

Katupölyn tutkimiseen todellisissa katu- ja ajo-olosuhteissa on kehitetty liikkuvia mittausjärjestelmiä (mittausautot). Mittausautoilla voidaan tutkia mm. liukkauden torjuntatoimien ja katujen puhdistuksen vaikutuksia pölyn muodostumiseen ja päästöihin. Ne soveltuvat hyvin myös erilaisten rengastyypin ja ajonopeuden vaikutuksen tutkimiseen. Liikkuvien mittausautojen tulokset edustavat kyseistä ajoneuvoa, koska mittaukset tehdään mittausajoneuvon etu- tai takarenkään takaa. Ne eivät siten ole suoraan vertailukelpoisia tien vierestä tehtyihin pitoisuusmittauksiin. Lisäksi ko. nopeusriippuvuustutkimukset perustuvat kyseisen ajoneuvon nopeuden muuttamiseen, ei koko liikenteen nopeuden muuttamiseen, kuten esim. Oslon vaikutustutkimukset.

Pirjola et al (2010) tutkimuksessa mitattiin PM_{10} pitoisuuksia kahdella mittausautolla, Nuuskijalla ja Emmalla. Mittaukset suoritettiin maantiellä Tukholman lähellä 23. maaliskuuta 2007. Mittaukset suoritettiin 35, 50, 65 ja 80 km/h nopeudessa. Tieosuuden nopeusrajoitus oli joko 70 km/h tai 90 km/h. Molemmilla mittausautoilla päästötasot nousivat nopeuden kasvaessa. Nopeuden noustessa 50:stä 80:een km/h pitoisuudet nousivat nastarenkaita käytettäessä 80 % (Nuuskija) ja 60 % (Emma). Vastaavat tulokset kitkarenkailla olivat 170 % ja 105 % sekä kesärenkailla 75 % ja 110 %, Nuuskijalla ja Emmalla.

Hussein et al. (2008) tutkimuksessa mitattiin PM_{10} pitoisuuksia Emma mittausautolla usealla maaseutu- ja valtiatiellä lähellä Tukholmaa touko-syyskuussa 2006. Ajonopeus vaihteli välillä 20 km/h ja 100 km/h. Mittaustulosten perusteella nastarenkaan takaa mitatut hiukkaspitoisuudet ovat toukokuussa noin 10 kertaa suuremmat 100 km/h nopeudessa kuin 20 km/h nopeudessa. Pitoisuudet kasvoivat nopeuden suhteen myös syyskuussa, mutta kasvu oli paljon pienempi. Pitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelu johtuu todennäköisesti tiellä olevasta pölymäärästä, mutta myös tien pinnan ominaisuuksista, jotka voivat vaihdella eri vuodenaikoina (*Hussein et al., 2008*).

Lee et al. (2013) on tutkinut nopeusvaikutuksia liikkuvalla mittausautolla (TRAKER) Etelä-Koreassa jopa 140 km/h nopeudessa, mutta tutkimus tehtiin vain kesärenkailla, sillä talvirenkaita ei Etelä-Koreassa käytetä. Yli 80 km/h nopeuksilla PM_{10} pitoisuuksien todettiin nousevan vain hieman nopeuden kasvaessa.

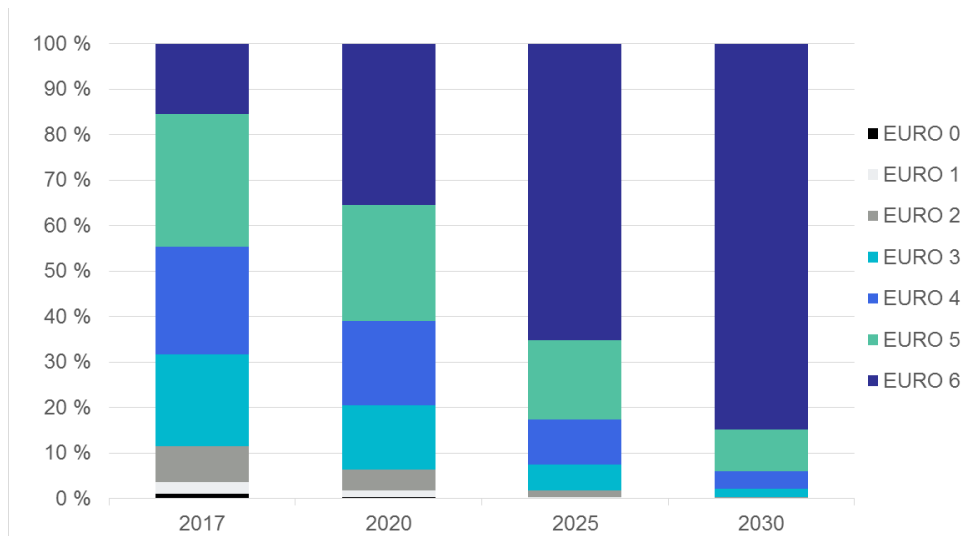
Kulovuori et al. (2019) raportissa todetaan, että Hämeenlinnanväylällä Nuuskijalla (nopeus noin 78 km/h) maaliskuu-toukokuussa (2015–2018) mitatut PM_{10} pitoisuudet olivat lähellä kaupunkien keskustoissa huomattavasti matalammilla ajonopeuksilla mitattuja tasoja. Tämän perusteella ei voida kuitenkaan päätellä, että pitoisuudet olisivat kyseisellä nopeudella ajettaessa samaa tasoa kuin alhaisemmalla nopeudella ajettaessa, sillä paikalliset ominaisuudet vaikuttavat merkittävästi pölymäärään. Hämeenlinnanväylää ei esimerkiksi hiekoiteta, vaan liukkaudentorjunta tapahtuu vain suolan avulla. Tien puhdistukseen ei myöskään käytetä yhtä suuria resursseja kuin kaupunkien keskustoissa. Lisäksi liikenne on moottoritiellä sujuvampaa kuin kaupunkien keskustoissa.

2.3 Ajonopeuden vaikutus tieliikenteen pakokaasupäästöihin

- Ajoneuvokannan uudistuminen vähentää liikenteen pakokaasupäästöjä.
- Liikenteen pakokaasujen aiheuttamat hiukkaspäästöt ovat katupölyyn verrattuna vähäisiä, mutta ne ovat terveyden kannalta erityisen haitallisia.
- Suuria ajonopeuksia (>100 km/h) laskemalla voidaan vähentää pakokaasuperäisiä hiukkaspäästöjä. Tulevaisuudessa ajonopeuden vaikutuksen pakokaasupäästöihin on ennustettu vähenevän.

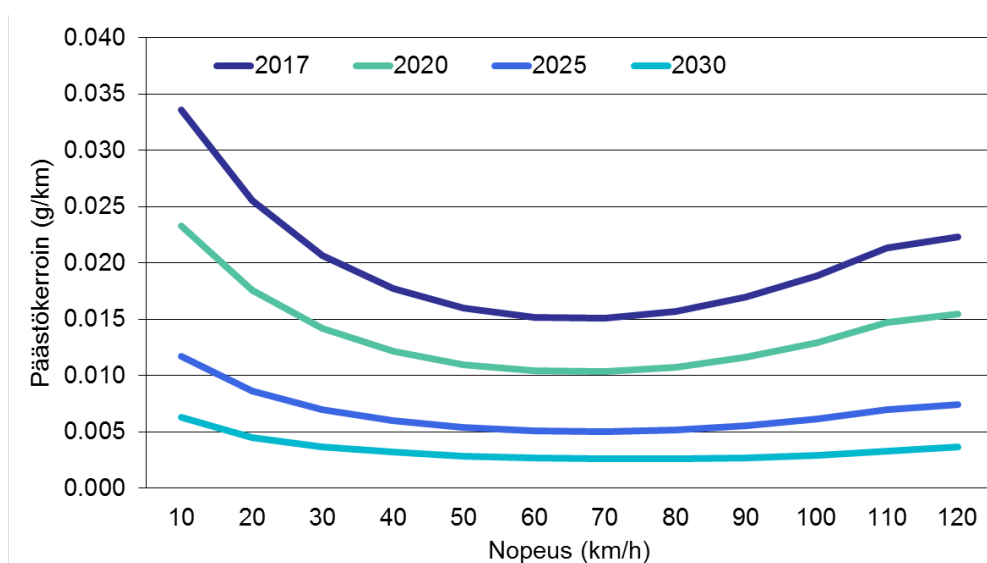
Euroopan ympäristövirasto (European Environmental Agency, EEA) on määrittänyt tieliikenteen pakokaasupäästöille päästökertoimet, joita voidaan käyttää tieliikenteen päästöjen laskennan perusteena (EEA, 2017). Nämä päästökertoimet riippuvat ajoneuvojen moottoriteknologiasta, EURO-päästöluokista sekä ajonopeudesta. Kertoimet on määritetty yksityiskohtaisesti eri ajoneuvotyypeille, niiden katu- ja maantieajolle tasaisella nopeudella ja ruuhka-aikaan suoritettavalle ajolle.

Suomen autokantaa edustavat EURO-päästöluokittaiset ajosuoriteosuudet on esitetty VTT:n julkaiseman liikenteen laskentajärjestelmä LIPASTO:n ALIISA-autokantamallissa (VTT, 2019). Tämä malli tarjoaa vuosittain päivittyvät nykytilannetta edustavat arvot ja ennusteet vuosille 2020, 2025 ja 2030 koko Suomen autokannan EURO-päästöluokkaisille ajosuoriteosuuksille (kuva 5). Luokittelu kertoo, miten paljon Suomessa vuodessa ajetaan kuhunkin eri päästöluokkaan kuuluvilla ajoneuvoilla. Ennusteet pohjautuvat Liikenneviraston ja VTT:n ennusteisiin suoritejakaumista ja autokannan kehityksestä. Ne edustavat perustilannetta, jossa otetaan huomioon vain jo päätetyt autokannan kehitykseen vaikuttavat valtakunnantason toimenpiteet (esim. muutokset verotuksessa). Tulevaisuuden autoliikenteen päästöjen ennustamiseen sisältyy useita epävarmuustekijöitä (mm. liikenteen sähköistyminen). Todennäköistä on, että tieliikenteen pakokaasupäästöt ja niiden aiheuttamat vaikutukset pienenevät tulevaisuudessa nykytilanteeseen verrattuna, kun ajoneuvojen moottoritekniikka kehittyy ja päästörajoitukset tiukkenevat.



Kuva 5. ALIISA-autokantamallin kaikkien ajoneuvojen EURO-päästölukittaiset suoritejakaumat Suomessa vuosina 2017–2030 (VTT, 2019).

Kuvassa 6. on esitetty Suomen koko ajoneuvokannan keskimääräiset pienhiukkasten päästökertoimet eri vuosille 2017–2030. Ajoneuvojen jakaumana käytettiin nykytilanteessa Suomen vuoden 2017 ajoneuvojen EURO-päästölukittaisia ajosuoriteosuuksia VTT:n liikenteen päästöjen laskentajärjestelmän mukaisesti. Päästökertoimet ottavat huomioon ajoneuvotyyppien keskimääräiset suhteelliset osuudet Suomessa. Päästökertoimen pieneneminen vuodesta 2017 vuoteen 2030 selittyy autokannan uusiutumisella ja sillä, että uusilla vähäpäästöisemmällä ajoneuvoilla ajetaan tulevaisuudessa suhteessa suurempi osa ajosuoritteesta.



Kuva 6. Ajoneuvojen keskimääräiset nopeusriippuvat pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) päästökertoimet. Kertoimien pohjana ovat EEA:n päästökertoimet (EEA, 2017) painotettuna ajo-suoritteiden EURO-päästöluokajakaumilla ja koko Suomen keskimääräisillä ajonsuoriteosuuksilla vuonna 2017 ja ennustettuna vuosille 2020–2030 (VTT, 2019).

EEA:n päästökertoimilla on selvä nopeusriippuvuus. Päästökertoimet ovat korkeimpia alhaisilla ajonopeuksilla (< 40km/h) ja sen jälkeen säilyvät pienempinä, kunnes nousevat jälleen nopeuden kasvaessa yli 80km/h:n. Tarkasteltaessa ajonopeuden vaikutusta pienhiukkasten ($PM_{2,5}$) päästökertoimiin ja päästöihin, voidaan todeta, että esimerkiksi vuotta 2020 edustavien päästökertointen perusteella pakokaasuperäiset pienhiukkaspäästöt vähenisivät noin 20 %, mikäli ajonopeus laskisi 100km/h:sta 80km/h:n. Tulevaisuudessa päästökertoimien pienentyessä myös niiden nopeusriippuvuus pienenee EEA:n päästökertoimien mukaan.

2.4 Kirjallisuudesta löytyvien tutkimustulosten soveltuvuus Kuopioon

- Kirjallisuudesta löytyvät tutkimustulokset ovat paikka-, aika- ja olosuhdesidonnaisia ja ne harvoin edustavat hyvin Suomen olosuhteita, tai tässä työssä tarkasteltua moottoritieympäristöä.
- Tutkimustulosten soveltaminen tiettyyn kohteeseen sisältää epävarmuuksia ja niihin tulisikin suhtautua suuntaa antavasti.
- Lisätutkimusta ja menetelmäkehitystä katupölyyn ja sen arviointimenetelmiin liittyen tehdään jatkuvasti eri maissa.

Kirjallisuusselvityksessä esille tulleita katupölyn nopeusriippuvuuksia on haasteellista käyttää hyväksi esimerkiksi Kuopioon laskettujen katupölypäästöjen (Komppula et al., 2020) tai -pitoisuuksien skaalauksessa. Yksi syy tähän on tutkimusten paikka- ja aikasidonnaisuus. Esimerkiksi Osllossa nastarengasosuus on huomattavasti alhaisempi kuin Kuopiossa.

Toisekseen vaikka esim. laboratoriomittaukset osoittavat useita kertoja korkeampia pitoisuuksia korkeilla nopeuksilla, ei ko. tuloksilla voida suoraa skaalata mitattuja tienvarsipitoisuuksia, sillä korkeampi nopeus kasvattaa myös ajoneuvojen aiheuttamaa turbulenssia ja siten myös vähentää katupölypäästöä. Jos siis esim. laboratoriomittauksia hyödynnetään mallissa, se tulee huomioida juuri kyseisessä prosessissa, esim. tien kulumisprosessin yhteydessä.

Tästä päästään kolmanteen tekijään, joka on mallisidonnainen: nykyinen Ilmatieteen laitoksen FORE-katupölypäästömalliversio ei ota huomioon ajonopeutta. Siten FORE:lla laskettu katupölypäästö ei lähtökohtaisesti edusta minkään tietyn nopeuden päästöä.

Voidaan olettaa, että mallissa käytettävät referenssipäästökertoimet edustavat jollain tavalla sitä nopeutta, jota referenssipäästökertoimien laskentaan käytetty lähtödata edustaa. Referenssipäästökertoimen voidaan määrittää käyttämällä paikallisia NO_x ja PM mittauksia ja NO_x päästökertoimia, kuten *Omstedt et al. (2005)* julkaisussa on tehty.

Omstedt et al. (2005) on määritellyt referenssipäästökertoimet Hornsgatanille Tukholmaan vuodelle 2000. Hornsgatan on 24 m korkea ja 24 m leveä katukuilu, jonka liikennemäärä on 35 500 ajoneuvoa/arkipäivä ja raskaiden ajoneuvojen osuus on 5 % (*Omstedt et al., 2005; Gidhagen et al., 2004*). Maksimi nastarenkaiden osuus oli 75 % vuonna 2000 (*Omstedt & Andersson, 2008*). Tyypillinen ajonopeus Hornsgatanilla on 40 km/h (*Gidhagen et al., 2004*), toisaalta nopeusrajoitus oli 50 km/h vuonna 2003 (*Andersson & Omstedt, 2009*).

Olettamus referenssipäästökertoimien jonkin tasoisesta nopeusedustavuudesta vaatisi kuitenkin lisäselvityksiä. Tämänhetkinen olettaus on, ettei niillä ole suurta nopeusedustavuutta, sillä myös *Omstedt et al. (2005) julkaisussa* Hornsgatanille muodostettuja referenssipäästökertoimia käytettiin avoimen väylän kohteessa, jossa ajonopeus on suurempi. *Omstedt (2021)* toteaaakin, että ko. kertoimia on Ruotsissa käytetty usein myös muissa ympäristössä, sillä vaadittavaa päästö- ja pitoisuusdataa referenssipäästökertoimien muodostamiseen on harvoin saatavilla.

Lisäksi tulee huomioida, että FORE malli laskee päästöstä vain suspensio-osan ja suspensioituva pölykerros sisältää vain tienkulumisesta ja hiekoituksesta aiheutuneen pölyn. Toinen osa on suoraan kulumasta materiaalista (tie, rengas, jarru) ilmaan noussut päästö. Useiden tutkimusten mukaan suspensio on merkittävä osa kokonaiskatupölypäästöistä *mm*. *Kupiainen (2007); Farrow & Oueslati (2020)*. Vaikka suspensio on merkittävä katupölypäästön mekanismi, niin jatkuva kuivassa olosuhteessa tapahtuva tienpinnan suorakulumispäästö on merkittävä osa pitkän aikavälin PM₁₀ pitoisuuksissa pohjoisissa kaupunkiolosuhteissa (*Denby et al., 2013a; Kupiainen et al., 2017*).

Kuopion tutkimuksessa on käytetty *Omstedt et al. (2005)* esittämiä referenssipäästökertoimia, sillä näiden on oletettu sopivan myös Suomeen, samantyyppisen ilmaston ja nastarenkaiden käytön vuoksi. Kuopioon tehty PM₁₀ mallinnustulokset, joiden lähtötietoina käytettiin FORE-katupölypäästöllä tuotettuja PM₁₀ päästöaineistoja, todettiin vastaavan hyvin kaupungissa tehtyjä PM₁₀ mittauksia (*Komppula et al., 2020*). Mallinnus-mittausvertailut tehtiin käyttämällä mittausaineistona kaikkia silloisia Kuopion kaupungin ilmanlaadun mittausasemia, joilla mitattiin mallinnustarkasteluvuosina (2016–2018) PM₁₀ pitoisuuksia; Kasarminpuisto, Maaherrankatu, Tasavallankatu ja Sorakuja. Yksikään mittausasemista ei kuitenkaan sijainnut moottoritien välittömässä läheisyydessä.

3 SKENAARIOTARKASTELUT LEVIÄMISMALLILASKELMIN

- Mallilaskelmien avulla voidaan tarkastella ja vertailla keskenään erilaisia historiallisia, nykytilannetta tai tulevaisuutta edustavia skenaarioita.
- Mallilaskelmien mukaan moottoritien ajonopeuden laskeminen 20 km/h:ssa parantaisi ilmanlaatua selvästi.
- Autoliikenteen nastarenkaiden käyttöosuudella on useiden tutkimusten mukaan merkittävä vaikutus katupölypäästöön. Nastarenkaiden käyttöä pienentämällä voidaan parantaa ilmanlaatua ja vähentää katupölyä.

Kirjallisuusselvityksen lisäksi tarkasteltiin päästöjen leviämismallilaskelmien avulla kahta erilaista liikenteen hiukkaspäästövähennysskenaariota ja niiden ilmanlaatuvaikutuksia. Mallinnuksen tarkoituksena oli tarkastella, millaisia muutoksia ilmanlaatuun erityyppisistä päästövähennystoimenpiteistä voisi syntyä. Mallilaskelmissa käytettiin Ilmatieteen laitoksella kehitettyä katupölypäästömallia (FORE) ja päästöjen leviämismallinnustyökalua nk. viivalähdemallia (CAR-FMI) erilaisten hiukkaspäästöskenaarioiden ja niiden ilmanlaatuvaikutusten tarkastelemiseksi.

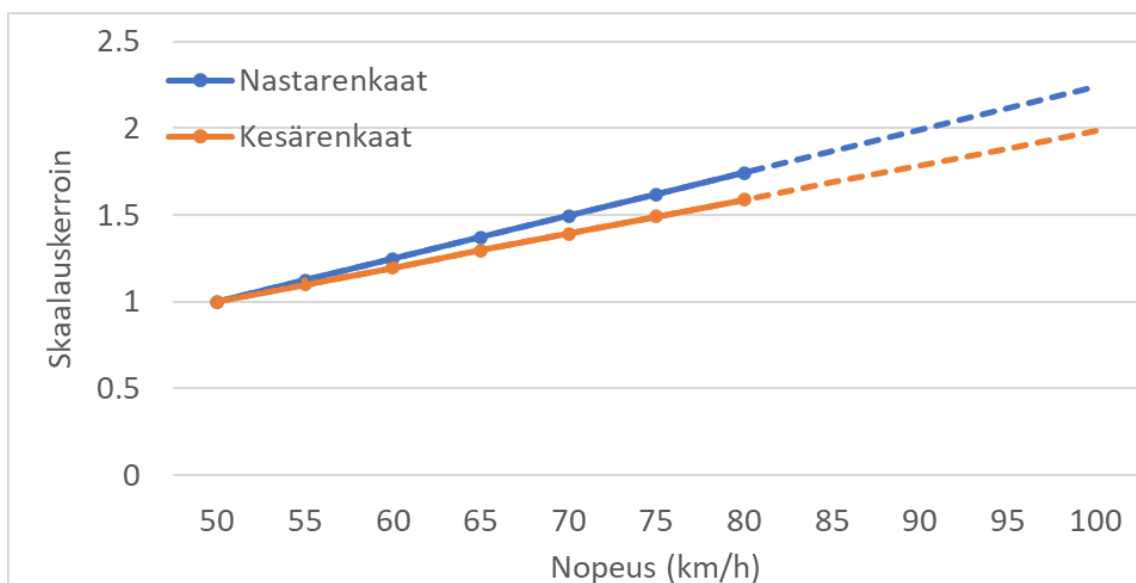
Mallilaskelmin tarkasteltiin moottoritien ajonopeuden laskemisen ja nastarengasosuuksien muutoksen vaikutuksia katupölypäästöön ja hiukkaspitoisuuksiin. Mallilaskelmat on tehty käyttämällä samoja lähtöaineistoja (meteorologiset tiedot, liikenneverkko ja liikennemäärätiedot, taustapitoisuusaineistot sekä laskentapisteikkö) ja menetelmiä kuin Kuopion ja Siilinjärven ilmanlaatuselvityksessä (*Komppula., et al., 2020*).

3.1 Ajonopeuden vaikutustarkastelu

Ajonopeuden vaikutusta moottoritien PM₁₀ pitoisuuksiin tarkasteltiin laskemalla Kuopion VT5 moottoriteliikenteen katupöly- ja pakokaasupäästöt 100 km/h ja 80 km/h nopeudella ja mallintamalla PM_{2,5} ja PM₁₀-pitoisuudet CAR-FMI leviämismallilla. Mallinnuksessa huomioitiin ainoastaan moottoritien liikenne ja jätettiin muu kaupungin liikenneverkko pois tarkastelusta. Tarkastelun haasteena oli, ettei nykyinen FORE-malliversio ota ajonopeuden vaikutusta huomioon resuspensiopäästöjen laskennassa. Sen vuoksi tarkastelu tehtiin kirjallisuusselvityksen ja tästä johdettujen skaalauskerroimien perusteella. Suorien pakokaasupäästöjen laskennassa nopeusriippuvuus huomioidaan.

Koska FORE-malli ei huomioi ajonopeutta, tässä tutkimuksessa päädyttiin kokeellisesti skaalaamaan FORE-mallin päästökertoimet Nuuskijan mittaamista pitoisuuksista *Pirjola et al. (2010)* muodostetuilla kertoimilla. On siten huomioitava, että tämä tutkimus sisältää useita epävarmuustekijöitä. *Pirjola et al. (2010)* on esittänyt nasta-, kitka- ja kesärenkaan takaa mitatut pitoisuudet kolmelle eri nopeudelle (50, 65 ja 80 km/h). Tässä tutkimuksessa käytettiin vain nasta- ja kesärenkaiden mittaustuloksia talvi- ja kesäkauden skaalauskerroimien laskentaan, koska Kuopiossa valtaosa talvirenkaista on vielä nastarenkaita.

FORE-mallissa käytettyjen referenssipäästökertoimien oletettiin tässä tutkimuksessa vastaavan nopeutta 50 km/h, joten Nuuskijan mittauksista muodostettiin kertoimet kyseisen nopeuden mukaisesti. Siten esimerkiksi talvikauden päästökerroin on 80 km/h ajonopeudella 1,74-kertainen verrattuna päästökertoimeen 50 km/h ajonopeudella. Koska Nuuskija-mittaukset loppuivat 80 km/h nopeuteen, jatkettiin samaa skaalausta 100 km/h asti käyttäen samaa kulmakerrointa. Kuvassa 7 on esitetty Nuuskijan mittauksista muodostetut talvi- ja kesäkauden katupölypäästökertoimien skaalauskerroimet eri ajonopeuksille.



Kuva 7. Talvi- ja kesäkauden katupölypäästökertoimien skaalauskerroimet eri nopeuksille.

Mallinnuksessa tarkasteltiin, minkälainen päästövaikutus olisi Kuopion moottoriteliikenteen ajonopeuden alentamisella nykyisestä nopeusrajoituksesta 100 km/h tasolle 80 km/h. Mallinnuksen tulosten perusteella katupölypäästöt (PM_{10}) vähenevät tarkasteluviikosta riippuen 20,1–20,4 %, kun ajonopeutta laskettiin 20 km/h. Vastaava $PM_{2,5}$ pakokaasupäästöjen vähenemä oli 21,8 %. Yhteensä laskettuna PM_{10} -hiukkasten pakokaasu- ja katupölypäästöt vähentyivät 20,7 %.

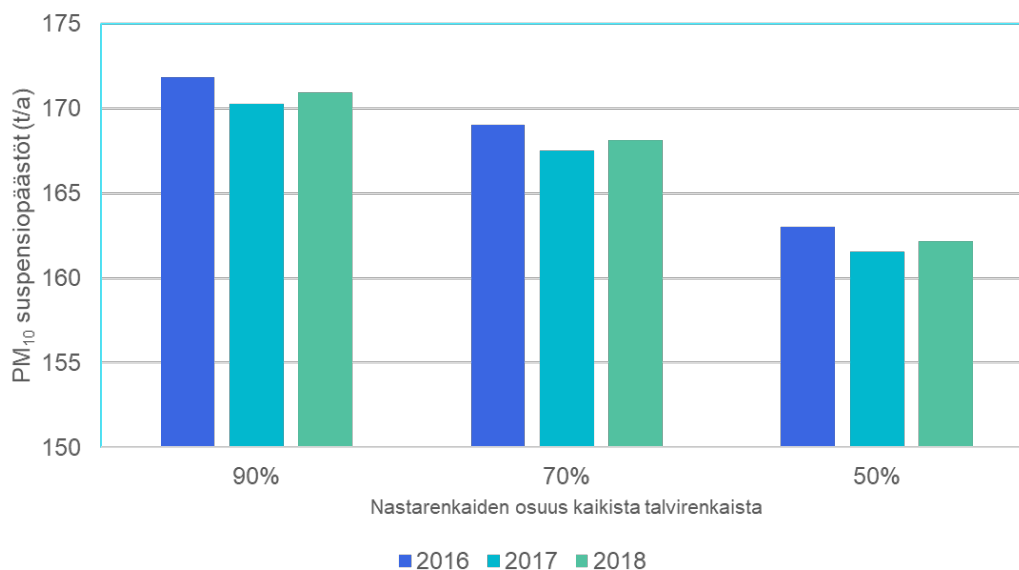
Seuraavaksi mallinnettiin pakokaasu- ja katupölypäästöjen ilmanlaatuvaikutukset. Kun moottoritien ajonopeus laski 20 km/h, pakokaasuperäiset $PM_{2,5}$ -pitoisuudet alenivat 22,0 % ja katupölyn aiheuttamat PM_{10} -pitoisuudet 20,6 %. Yhteisvaikutus PM_{10} kokonaispitoisuuteen moottoritieympäristössä oli 20,7 %. Valtaosa mallinnetusta PM_{10} -pitoisuudesta on katupölyperäisiä hiukkasia ($PM_{2,5}$ - PM_{10}), minkä vuoksi pakokaasuperäisten hiukkaspitoisuuksien aleneminen vaikuttaa pitoisuuksiin vähemmän. Absoluuttisina suurimmat PM_{10} -vuosipitoisuudet moottoritieympäristössä vähentyisivät noin $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta pelkästään pakokaasujen aiheuttama $PM_{2,5}$ -vähenemä olisi alle $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

3.2 Nastarengasosuuksien vaikutustarkastelu

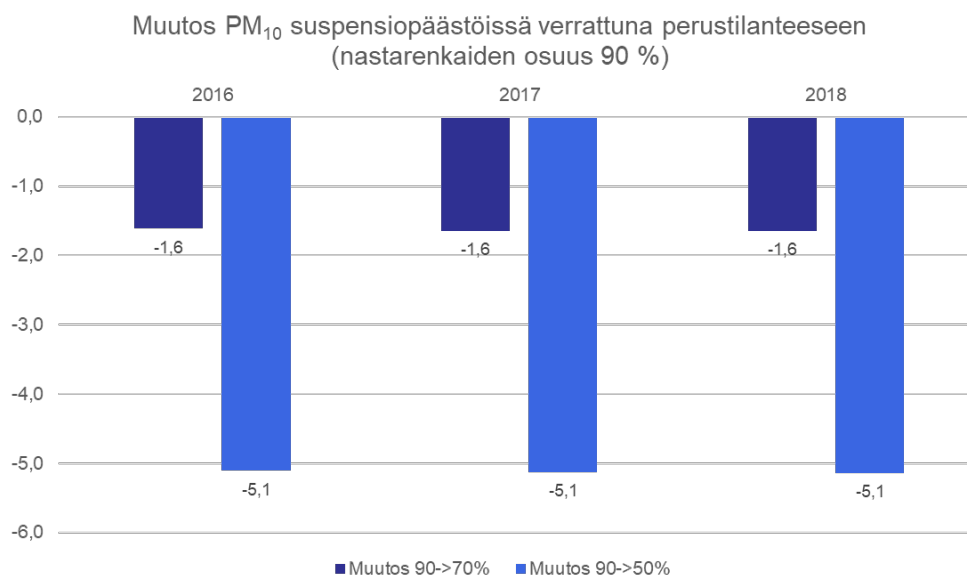
Autoliikenteen nastarenkaiden käyttöosuudella on merkittävä vaikutus katupölypäästöön ja sen aiheuttamiin ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin. Esimerkiksi *Stojiljkovic et al. (2019)* tutkimuksessa tarkasteltiin Hämeentiellä Helsingissä katukuilumaisessa ympäristössä nastarengasosuuden muutoksen vaikutuksia ilmanlaatuun vuosille 2007–2009 ja 2014. Tarkastelussa käytettiin sekä NORTRIP- että FORE-katupölypäästömallia yhdessä OSPM-katukuilumallin kanssa. Tutkimuksen mukaan nastarenkaiden vähentäminen 80 %:sta 50 %:iin vähentää katupölyn aiheuttamia PM₁₀ pitoisuuksia noin 17 %. Tulos saatiin molemmilla katupölypäästömallilla laskettaessa. Tuloksia verrattiin myös vuosien 2009 ja 2014 mittauksiin. Molemmilla malleilla lasketut pitoisuudet vastasivat varsin hyvin PM₁₀ pitoisuuksien vuodenaikaisvaihtelua, mutta aliarvioivat vuosikeskiarvoja.

Kuopiossa nastarenkaiden käyttöosuuden yleisyydeksi on arvioitu 90 % talvikuukausina (marras-maaliskuun välisenä aikana). Pääkaupunkiseudulla vastaavasti nastarenkaiden käyttöosuus on noin 70 % talvirenkaiden käyttöaikana. Mallilaskelmin tarkasteltiin kahta eri skenaariota, jossa Kuopion alueella nastarengasosuudet olisivat marras-maaliskuussa 70 % ja vaihtoehtoisesti 50 %. Tarkastelussa oli mukana koko Kuopion katuverkon liikenne. Katupölypäästömallinnusta sekä sen pohjalta tehtyä päästöjen leviämismallinnusta verrattiin nykytilannetta edustavaan Kuopion ja Siilinjärven ilmanlaatuselvityksen PM₁₀ mallinnustulokseen (*Komppula, ym., 2020*). Aiempiin tutkimustuloksiin perustuen nastarengasosuudella oletettiin olevan merkittävä vaikutus katupölypäästöön sekä ilmanlaatuvaikutuksiin.

Katupölypäästölaskenta tehtiin käyttämällä FORE-päästömallia. Kuvassa 8 on esitetty mallituloksena saadut suspensiopäästöt (t/a) tarkasteluvuosittain eri nastarengasosuuksilla. Nykyisessä tilanteessa 90 % nastarengasosuudella suspensiopäästöt vaihtelevat välillä 170–172 t/a. Päästölaskennan tuloksena PM₁₀-katupölypäästö väheni vuositasolla keskimäärin vain alle 2 %, kun nastarenkaitten osuutta pienennettiin 90 %:sta 70 %:iin ja noin 5 %, kun nastarenkaitten osuutta pienennettiin 90 %:sta 50 %:iin (Kuva 9). Hengitettävien hiukkasten (PM₁₀) mallinnettuihin kokonaispitoisuuksiin ei nastarengasosuuksien muutoksilla ollut näkyvää vaikutusta. Tämä johtuu siitä, että kesäkuukausina vaikutus on 0 % ja vähenemän vaikutus tulee paremmin esille tarkasteltaessa pelkästään niitä kuukausia, jolloin talvirenkaat ovat käytössä.



Kuva 8. Kuopion alueen tieliikenteen PM₁₀ suspensiopäästöt (t/a) eri nastarengasosuuksilla laskettuna FORE-katupölypäästömallia käyttämällä vuosille 2016–2018.



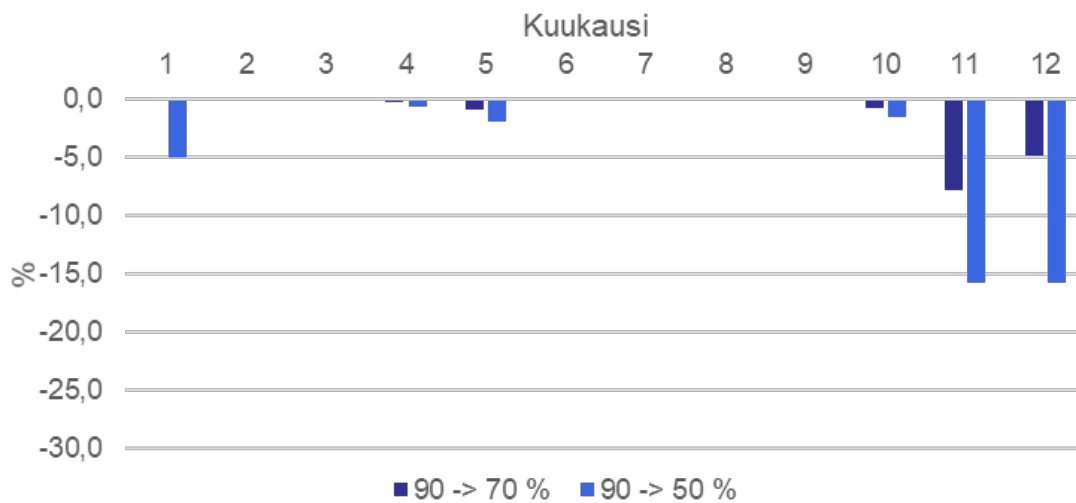
Kuva 9. Muutos Kuopion alueen tieliikenteen PM₁₀ suspensiopäästöissä (%) eri nastarengasosuuksilla perustilanteeseen (nastarengaitten osuus 90 %) verrattuna vuosina 2016–2018.

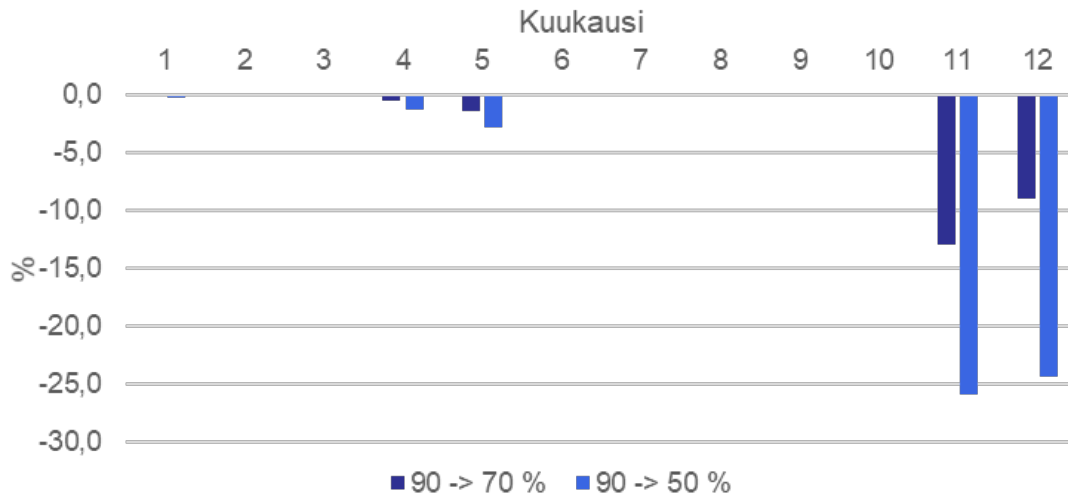
Mallilaskelman tulokset nastarengasosuuksien pienentämisen vaikutuksesta katupölypäästöön jäivät vuositasolla paljon ennalta arvioitua pienemmiksi. Kun päästölaskentatuloksia tarkasteltiin kuukausitasolla, havaittiin, että marras-joulukuun aikana nastarengaitten osuuksien pienentäminen 70 %:iin aiheutti 5–13 % päästövähennyksen, kun taas

nastarengasosuuksien pienentäminen 50 %:iin aiheutti 15–25 % päästövähemmän katupölypäästöön (kuva 10). Mallin mukaan nastarenkaiden osuuden vähentämisellä on merkitystä erityisesti marras-joulukuussa, jolloin lumi- ja jääpeite ei vielä suojaa tietä kulumiselta. Tammi-maaliskuussa nastarenkaiden osuuden muutoksella ei näyttäisi FORE-mallintuottaman päästölaskennan perusteella juurikaan olevan vaikutusta katupölypäästöihin. Kevätkuukausina huhti-toukokuussa nastarenkaiden osuuden vähentäminen alentaa katupölypäästöjä enimmillään 1–3 %.

Mallituloksen johtopäätöksenä voidaan todeta, että nastarenkaiden osuuksien muutoksen päästövaikutuksia tulisi tarkastella vain nastarenkaiden käyttökuukausien osalta kuukausitasolla. Tärkeää on myös verrata mallien tuottamia tuloksia muihin tutkimustuloksiin. Esimerkiksi Tukholmassa E18 ja E4 väylillä tehdyn selvityksen (*Eneroth & Johansson, 2014*) mukaan nastarenkaiden osuuden laskeminen 65 %:sta 50 %:iin vähentäisi PM₁₀ pitoisuuksia tutkituista menetelmistä (ajonopeuden alentaminen, liikennemäärän vähentäminen ja pölynsidonta) tehokkaimmin (ks. kpl 2.2.1).

Myös sääolosuhteet vaikuttavat merkittävässä määrin katupölypäästömallin tulokseen. Tämä tutkimus toisaalta myös osoitti FORE-mallin kehitystarpeen moottoritieolosuhteille, sillä tulokset poikkeavat muista vastaavista tutkimustuloksista.





Kuva 10. Nastarenkaiden osuuden alentamisen vaikutus päästökertoimiin vuonna 2017 (ylempi kuva) ja vuonna 2018 (alempi kuva).

4 YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä kirjallisuusselvitystyössä tarkasteltiin tieliikenteen ajonopeuden ja sen mahdollisen muutoksen vaikutuksia moottoritien liikenteen aiheuttamien hiukkaspäästöjen leviämiseen ja ilmanlaatuvaikutuksiin. Tutkimustulokset ajonopeuden muutosten vaikutuksista hiukkaspäästöön moottoritienopeuksissa ja Suomelle tyypillisissä nastarengasolosuhteissa löytyi hyvin vähän. Katupölypäästön muodostumiseen vaikuttavat monet, hyvin paikalliset tekijät, joihin myös ajonopeus suoraan tai epäsuorasti vaikuttaa, joten nämä tulee huomioida tulosten soveltamisessa toisenlaisiin olosuhteisiin.

Liikenteen ajonopeudella on tutkimustulosten mukaan selkeä vaikutus tieliikenteen hiukkaspäästöihin sekä ilmanlaatuun. Ajonopeuden laskiessa ilmanlaatu voi parantua hiukkaspitoisuuksien vähentyessä useita kymmeniä prosentteja. Ajonopeus sekä nastarenkaiden käyttöosuusaste ovat hiekoituksen lisäksi merkittävimmät liikenteen hiukkaspäästöihin vaikuttavat tekijät. Tässä työssä tarkasteltiin moottoritietä, jossa hiekoitus ei ole käytössä liukkauden torjunnassa.

Ajonopeus vaikuttaa tienpinnan pölyämiseen monin eri tavoin; mm. tienpinnan, renkaiden ja jarrujen kulumiseen, tienpinnan kosteuteen, sekä ilmaan nousevan pölyn määrään. Ajonopeuden vähentäminen parantaa ilmanlaatua, mikäli liikenne ei ruuhkaudu.

Kirjallisuusselvityksen tulosten perusteella tehtiin ajonopeuden vaikutustarkastelua, jossa arvioitiin millainen päästövaikutus olisi Kuopion moottoritieliikenteen ajonopeuden alentamisella nykyisestä nopeusrajoituksesta 100 km/h tasolle 80 km/h. Vaikutustarkastelun, joka tehtiin kirjallisuusselvityksen tuloksia soveltamalla sekä FORE-katupölymallia käyttämällä. Tulosten perusteella hiukkaspäästöt vähenivät noin 20 % kun ajonopeutta laskettiin 20 km/h.

Moottoritien ajonopeuden vähentämisen ilmanlaatuvaikutuksia tarkasteltiin leviämismallilaskelmin (CAR-FMI). Kun moottoritien ajonopeus laski 20 km/h, alenivat pakokaasupäästöjen ja katupölyn aiheuttamat hiukkaspitoisuudet moottoritieympäristössä noin 20 %. Valtaosa mallinnetusta hiukkaspitoisuudesta on karkeampia hiukkasia ($PM_{2,5}$ – PM_{10}), minkä vuoksi pienhiukkaspitoisuuksien ($PM_{2,5}$) aleneminen vaikuttaa pitoisuuksiin vähemmän. Absoluuttiset suurimmat PM_{10} -vuosipitoisuudet moottoritieympäristössä vähentyisivät noin $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$, josta $PM_{2,5}$ -vähennemä olisi alle $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Mallinnustulokset ajonopeuden vaikutuksesta hiukkaspitoisuuksiin ovat varsin yhteneväiset kirjallisuudesta saatujen johtopäätösten kanssa.

Autoliikenteen nastarenkaiden käyttösuudella on useiden tutkimusten mukaan merkittävä vaikutus katupölypäästöön. Tehdyissä mallinnustarkasteluissa havaittiin, että katupölypäästömallinnusta tulee vielä edelleen kehittää, jotta se pystyisi paremmin tuottamaan tietoa nastarenkaiden osuuskien sekä ajonopeuden vaikutuksesta katupölypäästön muodostumiseen moottoritieolosuhteissa.

VIITELUETTELO

- ANDERSSON S. & OMSTEDT G., 2009. Validering av SIMAIR mot mätningar av PM10, NO2 och bensen. Utvärdering för svenska tätorter och trafikmiljöer avseende år 2004 och 2005. SMHI Meteorologi nr 137. pp. 125.
- BEL G. AND ROSELL J., 2013. Effects of the 80 km/h and variable speed limits on air pollution in the metropolitan area of barcelona. *Transp. Res. Part D (Elsevier Ltd)* 90–97.
- BEL, G., BOLANCÉ C., GUILLÉN M., ROSELL J., 2015. The environmental effects of changing speed limits: a quantile regression approach. *Transp. Res. Part D* 76–85.
- BOULTER, P.G., 2005. A Review of Emission Factors and Models for Road Vehicle Non-exhaust Particulate Matter. TRL Limited, Wokingham, UK. (TRL Report PPR065).
- BRUNEKREEF, B., AND FORSBERG, B., 2005. Epidemiological evidence of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26, 309–318.
- DENBY, B. R. AND SUNDVOR, I., 2013. Modelling non-exhaust emissions of PM10 in Oslo. Impact of the environmental speed limit using the NORTRIP model. NILU Report, 47. [https://www.nilu.no/apub/27233/ \(OR 41/2013\)](https://www.nilu.no/apub/27233/(OR 41/2013))
- DENBY, B. R., SUNDVOR, I., JOHANSSON, C., PIRJOLA, L., KETZEL, M., NORMAN, M., KUPIAINEN, K., GUSTAFSSON, M., BLOMQVIST, G. AND 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 modeling. *Atmos. Environ.* 77: 283–300.
- DENBY, B. R., SUNDVOR I., JOHANSSON C., PIRJOLA L., KETZEL M., NORMAN M., KUPIAINEN K., GUSTAFSSON M., BLOMQVIST G., KAUHANIEMI M., 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 modelling. *Atmos. Environ.* 81:485–503. doi:10.1016/J.ATMOSENV.2013.09.003.
- DENBY, B. R. , M. KETZEL, T. ELLERMANN, A. STOJILJKOVIC, K. KUPIAINEN, J.V. NIEMI, M. NORMAN, C. JOHANSSON, M. GUSTAFSSON, G. BLOMQVIST, S. JANHÄLL, I. SUNDVOR, 2016. Road salt emissions: A comparison of measurements and modelling using the NORTRIP road dust emission model, *Atmos. Environ.* 141, 508-522, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.027>
- DIJKEMA M. B. A., VAN DER ZEE S. C., BRUNEKREEF B., VAN STRIEN R. T., 2008. Air quality effects of an urban highway speed limit reduction. *Atmos. Environ.* 42, 9098–9105.
- EEA, 2017. Exhaust emissions from road transport. Kappale teoksessa: EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2016, last update June 2017. EEA Report No 21/2016. European Environment Agency, Denmark. ISBN 978-92-9213-806-6
- ENEROTH K. & JOHANSSON C., 2014. Åtgärder mot höga halter av partiklar (PM10) på platser där människor vistas intill hårt trafikbelastade vägar i Stockholms län. Trafikverket 2014:034
- FARROW K., AND OUESLATI W., 2020. Non-exhaust emissions from road transport. Causes, Consequences and Policy Responses. Environment directorate, Environment policy committee, ENV/EPOC/WPIEEP(2020)4/FINAL. 25 Jun 2020

FOLGERØ I.K., HARDING T., WESTBY B.S., 2020. Going fast or going green? Evidence from environmental speed limits in Norway. *Transportation Research, Part D82*. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2020.102261>

GEHRIG, R., HILL M., BUCHMANN, B., IMHOF, D., WEINGARTNER, E., BALTENSPERGER, U., 2004. Separate determination of PM10 emission factors of road traffic for tailpipe emissions and emissions from abrasion and resuspension processes. *International Journal of Environment and Pollution* 22, 312-325.

GIDHAGEN, L., JOHANSSON, C., LANGNER, J., OLIVARES, G., 2004. Simulation of NO_x and ultrafine particles in a street canyon in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment* 38, 2029–2044.

GJERSTAD, K-I., GUSTAFSSON M., BLOMQVIST G., DENBY B., ELMGREN M., GRYPHE H., JANHÄLL S., JÄRLSKOG I., JOHANSSON C., KULOVUORI S., KUPIAINEN K., LUNDBERG J., MALINEN A., NORMAN M., RITOLA R., SILVERGREN S., STOJILJKOVIC A., SUNDVOR I., ÞORSTEINSSON Þ., STEFANI M., VOGT M., 2019. NORDUST: Nordic Road Dust Project. VTI 2019-01. pp. 133. <http://vti.diva-portal.org/smash/get/diva2:1387807/FULLTEXT01>

GONÇALVES, M., JIMENEZ-GUERRERO, P., LOPEZ, E., BALDASANO, J. M., 2008. Air quality models sensitivity to on-road traffic speed representation: Effects on air quality of 80 km/h speed limit in the Barcelona Metropolitan area. *Atmos. Environ.* 42, 8389–8402.

GUSTAFSSON M., BLOMQVIST G., DAHL A., GUDMUNDSSON A., LJUNGMAN A., LINDBOM J., RUDELL B. & SWIETLICKI E. 2005. Inandningsbara partiklar från interaktion mellan däck, vägbana och friktionsmaterial. Slutrapport av WearToxprojektet. VTI-rapport 520, 97 p.

GUSTAFSSON, M., BLOMQVIST, G., GUDMUNDSSON, A., DAHL, A., SWIETLICKI, E., BOHGARD, M., LINDBOM, J. AND LJUNGMAN, A. 2008. Properties and toxicological effects of particles from the interaction between tyres, road pavement and winter traction material. *Science of the Total Environment*, 393, 226–240. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.12.030>.

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.

HAGEN, L.O., LARSEN, S., SCHAUG, J., 2005. Miljøfartsgrense i Oslo. Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på rv 4. *Environmental Speed Limit in Oslo. Effects on Air Quality of Reduced Speed Limit on RV4*. NILU, Kjeller (OR 41/2005) <https://www.nilu.com/wp-content/uploads/dnn/41-2005-loh.stl-jas.pdf>

HUSSEIN T., JOHANSSON C., KARLSSON H., HANSSON H.-C., 2008. Factors Affecting Non-Tailpipe Aerosol Particle Emissions from Paved Roads: On-Road Measurements in Stockholm, Sweden; *Atmos. Environ.* 42, 688–702.

HÄNNINEN, O., KORHONEN, A., LEHTOMÄKI, H., ASIKAINEN, A., RUMRICH, I., 2016. Ilman-saasteiden terveysvaikutukset. Ympäristöministeriön raportteja 16/2016. https://julkaisut.valtioneuvosto.fi/bitstream/handle/10024/74861/YMra_16_2016.pdf

HÄRKÖNEN, J., NIKMO, J., KARPPINEN, A., AND KUKKONEN, J., 2001. A refined modelling system for estimating the emissions, dispersion, chemical transformation and dry deposition of traffic-originated pollution from a road. In: Cuvelier, C. et al., *Seventh International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes*, Joint Research Centre, European Commission, Ispra, Italy, pp. 311-313.

HSY, 2021. Ilmansaasteiden terveyshaitat: Hengitettävät hiukkaset, katupöly. Helsingin seudun ympäristöpalvelut (HSY) www-sivu. <https://www.hsy.fi/ilmanlaatu-ja-ilmasto/ilmansaasteiden-terveyshaitat/>

ILMATIETEEN LAITOS, 2021. Ilmatieteen laitoksen ylläpitämä Ilmanlaatu Suomessa -sivusto, josta on saatavilla mittaustiedot ja historiatietoja pitoisuuksista lähes kaikilta Suomen ilmanlaadun seuranta-asemilta: <https://ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatu>

JACOBSON, T., WÄGBERG, L.G. 2007. Developing and upgrading of a prediction model of wear caused by studded tyres and an overview of the knowledge of the factors influencing the wear – Version 3.2.03. Linköping, Swedish National Road and Transport Research Institute (VTI notat, 7-2007).

JOHANSSON C. & NORMAN M., 2010. Miljöanpassad hastighet på E18 Norrtäljevägen. Utvärdering av mätdata från E18 och Södra länken. SLB analys Miljöförvaltningen, Stockholm. SLB 5:2010.

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 street canyon in Helsinki. *Atmospheric Environment*, 45, 3646-3654.

KEUKEN, M.P., JONKERS, S., WILMINK, I.R., WESSELING, J., 2010. Reduced NOx and PM10 emissions on urban motorways in The Netherlands by 80 km/h speed management. *Sci. Total Environ.* (Elsevier) 2517–2526.

KOMPPULA, B., RASILA, T., SALMI, J., LAUKKANEN, E., LATIKKA, J., HANNUNIEMI, H., LOVÉN, K., 2020. Kuopion ja Siilinjärven ilmanlaatuselvitys. Autoliikenteen, kiinteistökohtaisen lämmityksen, energiantuotannon ja teollisuuden vuosien 2017 ja 2035 typenoksidi- ja hiukkas-päästöjen leviämismallinnus. Ilmatieteen laitos, Asiantuntijapalvelut, Ilmanlaatu ja energia, Helsinki. 90 s. + 121 liitettä.

KULOVIORI S., RITOLA R., STOJILJKOVIC A., KUPIAINEN K., MALINEN A., 2019. Katupölyn lähteet, päästövähennyskeinot ja ilmanlaatuvaikutukset – Tuloksia KALPA-tutkimushankkeesta 2015–2018. HSY 1/2019. p. 104. 29.4.2019.

KUPIAINEN, K.J., TERVAHATTU, H., RÄISÄNEN, M., MÄKELÄ, T., AURELA, M., HILLAMO, R., 2005. Size and Composition of Airborne Particles from Pavement Wear, Tyres, and Traction Sanding. *Environmental Science and Technology* 39, 699-706.

KUPIAINEN, K.J., 2007. Road dust from pavement wear and traction sanding. Monographs of the Boreal Environment Research. Monograph no. 26. Finnish Environment Institute, Finland.

KUPIAINEN K., DENBY B.R., GUSTAFSSON M., JOHANSSON C., KETZEL M., KUKKONEN J., NORMAN M., PIRJOLA L., SUNDVOR I., BENNET C., BLOMQVIST G., JANHÄLL S., KARPPINEN A., KAUHANIEMI M., MALINEN A., STOJILJKOVIC A., 2017. Road dust and PM10 in the Nordic countries. Measures to reduce road dust emissions from traffic. Nordic Council of Ministers 2017, Denmark, 30 pp., <http://dx.doi.org/10.6027/ANP2016-790>

LEE S., KWAK J., KIM H., LEE J., 2013. Properties of roadway particles from interaction between the tire and road pavement. *International Journal of Automotive Technology*, Vol. 14, No. 1, pp. 163–173. <http://dx.doi.org/10.1007/s12239-013-0018-y>

LIPASTO, 2012. LIPASTO – Suomen liikenteen pakokaasupäästöjen ja energiankulutuksen las-
kentajärjestelmä, VTT.

LOPEZ-APARICIO S., GRYTHE H., THORNE R.J., VOGTA M., 2020. Costs and benefits of implementing an Environmental Speed Limit in a Nordic city. *Science of the Total Environment* 720. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137577>.

NORMAN, M., SUNDVOR, I., DENBY, B.R., JOHANSSON, C., GUSTAFSSON, M., BLOMQUIST, G., JANHÄLL, S. 2016. Modelling road dust emission abatement measures using the NORTRIP model: Vehicle speed and studded tyre reduction. *Atmospheric Environment* 134, 96-108.

OMSTEDT, G., BRINGELT, B., JOHANSSON, C., 2005. A model for vehicle-induced non-tailpipe emissions of particles along Swedish roads. *Atmospheric Environment*, Vol. 39, issue 33, 6088–6097.

OMSTEDT G. & ANDERSSON S., 2008. Vintervägar med eller utan dubbdäck. Beräkningar av emissioner och halter av partiklar för olika dubbdäcksscenarier. SMHI Meteorologi nr 134, pp.28.

OMSTEDT, 2021. Sähköposti 19.5.2021.

PIRJOLA, L., JOHANSSON, C., KUPIAINEN, K., STOJILJKOVIC, A., KARLSSON, H., HUSSEIN, T., 2010. Road dust emissions from paved roads measured using different mobile systems. *Journal of the Air & Waste Management Association* 60, 1422-1433.

SNILSBERG, B., MYRAN, T., UTHUS, N. 2008. The influence of driving speed and tires on road dust properties. In: Snilsberg, B. Trondheim, Pavement wear and airborne dust pollution in Norway. Characterization of the physical and chemical properties of dust particles. Norwegian University of Science and Technology (Doctoral theses at NTNU, 2008:133).

STOJILJKOVIC, A., KUPIAINEN, K., NIEMI, J.V., KOUSA, A., PIRJOLA, L., RITOLA, R., MALINEN, A. 2016. Modelling street dust in the Helsinki metropolitan area. *Katupölyn päästömlintaminen pääkaupunkiseudulla. HSY:n julkaisuja 10/2016*. 28.10.2016. pp. 47.

STOJILJKOVIC A., KAUHANIEMI M., KUKKONEN J., KUPIAINEN K., KARPPINEN A., DENBY B.R., KOUSA A., NIEMI J. V., KETZEL M., 2019. The impact of measures to reduce ambient air PM10 concentrations originating from road dust, evaluated for a street canyon in Helsinki. *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 11199–11212, <https://doi.org/10.5194/acp-19-11199-2019>

TERVAHATTU H. (toim.), 2008. Vierintämelun vähentäminen. VIEME-tutkimus- ja kehittämishankkeen loppuraportti. Liikenne- ja viestintäministeriön julkaisuja 4/2008. 98 s.

VAN BENTHEM A., 2015. What is the optimal speed limit on freeways. *J. Public Econ.* 44–62.

VTT, 2019. Teknologian tutkimuskeskus VTT. LIPASTO liikenteen päästöt <http://lipasto.vtt.fi/>

LIITE 1 YHTEENVETOTAULUKKO TUTKIMUSTULOKSISTA

Yhteenvetotaulukko keskeisimmistä tutkimustuloksista ajonopeuden muutoksen vaikutuksesta PM₁₀ pitoisuuksiin. Ensimmäisessä taulukossa on vaikutustutkimukset, jälkimmäisessä laboratorio- ja automittaukset.

Authors	Place and year	Speed Policy	Speed decrease km/h	Pollution impact	PM data	Studded tyres considered	Method
Johansson & Norman (2010)	E18 (December 2009 - May 2010)	Hypothetical speed reductions in the average speed during the day (06-18) (most common speed is 85-90 km/h)	Average speed reduced by 2, 5, 10 and 20 km/h during the day (at 06-18)	Average PM10 levels over 5 months (December 2009 - April 2010) decrease by 4% - 18%	Average PM10 conc of Dec - April	n. 65%	Multiple linear regression analysis
Lopez-Aparicio et al (2020)	Oslo: RV4, Ring road 3, E18, RV163 (2013) but vehicle/emission factor/studded tyre data from 2017, Three scenarios modelled.	Traffic speed changes less than speed limit (observed travel speed used)	81/64 --> 75/62 km/h (observed)	Max reduction of annual PM10 concs is 3%	Annual average PM10 conc (with bg)	yes (about 15% *)	EPISODE dispersion model together with the NORTRIP model. Population exposure and cost-benefit analysis.
		Traffic speed changes as speed limit	Reduction of the maximum speed limit from 80/70 km/h to 60 km/h for winter period (Nov-Apr). Variable speed system.	Max reduction of annual PM10 concs is 8%	Annual average PM10 conc (with bg)		
		Observed travel speed	81/64 --> 75/62 km/h (observed)	stations near the roads with ESL show an average reduction of PM coarse (10-2.5) concs about 16%.	Average PMcoarse conc of Mar-May		
Norman et al (2016)	Oslo RV4 (Jan-Apr 2004-2006)	Reduction of the maximum speed limit from 80 km/h to 60 km/h	Observed travel speed 74.7--> 63.7 km/h	Relative reduction in net PM10 concentrations 12% (no bg)	Average net PM10 conc of Jan-Apr (without bg)	27%, 24%, 20%	NORTRIP model
Denby & Sundvor (2013)	Oslo: three sites Manglerud, RV4 and Smestad (2008,2009,2010)	Speed limit of 70 km/h decreased to 60 km/h during the studded tyre season.	Traffic speed changes by 10 km/h from 70 to 60 km/h	Annual mean PM10 concentrations decreased by an average of 0.74 µg/m ³ (3.3%)	Annual average PM10 conc (with bg)	16% to 14%	EPISODE dispersion model together with the NORTRIP model

			Traffic speed changes 4.7 km/h from 68.7 to 64 km/h	0.34 µg/m ³ (1.5%).	Annual average PM10 conc (with bg)		
Hagen et al. (2005)	Oslo National Road 4 (2004–2005)	Reduced wintertime speed limit of 80 km/h to 60 km/h,	Towards Oslo: From 77.2 to 66.5 km/h, ie -14%. From Oslo: From 76.3 to 67.9 km/h, ie -11%.	Decrease of winter time PM10 conc (with bg) approx. 19%. Decrease of wintertime PMcoarse conc (with bg) approx. 27. Decrease of wintertime net PM10 conc and coarse PM conc (both without bg) approx. 36% and 39%	Average PM10 conc of Jan - Mar (with bg) Average PMcoarse conc of Jan-Mar (with bg) Average net PM10 conc of Jan-Mar (without bg)	37% to 34% in Oslo / Akershus, 27% to 24% in Oslo in 2003/04 and 2004/05. In Oslo north (RV 4 area) the proportion was 24% in 2004/05. Appr. 10% relative decrease between winters.	Differences
Stojilkovic et al (2016)	Mannerheimintie (2006-2009)	Speed change from 80 and 50 km/h	travel speeds 71 and 41 km/h	Reduction of 51% for non-exh PM10 Reduction of 29% for tot PM10	Average non-exhaust PM10 conc of Mar-May (without bg) Annual average PM10 conc (with bg)	yes (80%)	NORTRIP model
Folgerø et al (2020)	Oslo: three sites at Ring Road 3 and one at RV4 (1st November +/- 20 days 2006–2011)	Reduction of the maximum speed limit from 80 km/h to 60 km/h	5.8 km/h decrease in travel speed (although in table mean speed was 74.6 --> 67.8 km/h)	No evidence that the policy improves air quality	Average hourly cons of four sites and years 2006-2011 for +/- 20 days around 1st November.	from 26% to 15% ¶)	Ex-post evaluation by regression discontinuity design (RDD), observed data used.
Dijkema et al. (2008)*	Amsterdam (2004–2006)	Reduced speed limits from 100 km/h to 80 km/h		7.4% reduction in PM10	Annual (August excluded) daily mean PM10 conc (with bg)	No	Linear Regression
Gonçalves et al. (2008)*	Barcelona (2004)	Introducing 80 km/h speed limit		Reductions in PM10		No (assumed)	Model simulation
Keuken et al. (2010)*	Amsterdam and Rotterdam met. areas (2005–2006)	Reduced speed limit (100 km/h to 80 km/h)		Reduction: 5–25% for PM10		No (assumed)	Modelling and linear regression
Bel and Rosell (2013)*	Barcelona metropolitan area (2006–2010)	Reduced speed limit (120/100 km/h to 80 km/h) Variable speed system		Increase: 5.3–5.9% for PM10 Reduction: 11.3–13.5% for PM10		No (assumed)	Difference-in-Differences
Bel et al. (2015)*	Barcelona metropolitan area (2006–2010)	Reduced speed limit (120/100 km/h to 80 km/h) Variable speed system		Increase in PM10 Reduction: 14–17% in PM10		No (assumed)	Quantile Difference-in-Differences

*) according to Folgerø et al. (2020)

Authors	Place and year	Speed Policy	Pollution impact	Studded tyres considered	Method
Lee et al (2013)	South Korea	Constant speed driving with no steering movements and the four different vehicle speeds were assigned: 50, 80, 110, and 140 km/h	Under speed conditions of 80 km/h or more, the PM10 concentration increased slightly as the speed increased.	no	Mobile monitoring TRAKER
Pirjola et al (2010)	Sweden near Stockholm, road no. 269 (May 23, 2007)	Driving speed varied from 50 to 80 km/h	Relative concentrations increased by 30–170% depending on the tire type and dust load.	yes	Mobile monitoring SNIFFER and EMMA
Hussein et al (2008)	Several countryside roads and highways nearby Stockholm. In May to Sep 2006.	Driving speed varied from 20 to 100 km/h	During May, the particle mass concentrations behind the studded tire at vehicle speed 100 km/h were about 0.3 mg/m ³ , which is 10 times higher compared to 20 km/h. During September the same increase was only 0.07 mg/m ³ .	yes	Mobile monitoring EMMA
Gustafsson et al (2009)	Laboratory test	Speed was increased gradually by increments of 5 km/h from 30 to 70 km/h	A 10 km/h increase in speed leads to a 680 µg/m ³ increase of PM10 concentration in a linear fashion.	yes	Laboratory: road simulator.
Gustafsson et al (2008)	Laboratory test	Speed was increased from 50 to 70km/h	Increase of PM10 emission a factor of 1.3 and 1.8 with studded and friction tires.	yes	Laboratory: road simulator.

LIITE 2

1 TAUSTATIETOA ILMANLAADUSTA

1.1 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 ilmakehän rajakerrokseksi. Rajakerroksessa päästöt sekoittuvat ympäröivään ilmaan ja ilmansaasteiden pitoisuudet laimenevat. Päästöt voivat levitä liikkuvien ilmassaerien mukana laajoille alueille. Tämän kulkeutumisen aikana ilmansaasteet voivat reagoida keskenään sekä muiden ilmassa olevien yhdisteiden kanssa muodostaen uusia yhdisteitä. Ilmansaasteet poistuvat ilmasta sateen huuhtomina (märkälaskeuma), kuivalaskeumana erilaisille pinnoille tai kemiallisen muutoksen kautta.

Ilmansaasteiden leviäminen tapahtuu pääosin ilmakehän alimmassa osassa, rajakerroksessa. Sen korkeus on Suomessa 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 kulkeutumissuunnan, mutta rajakerroksen ilmavirtausten pyörteisyys ja kerroksen korkeus vaikuttavat merkittävästi ilmansaasteiden sekoittumiseen ja pitoisuuksien laimenemiseen kulkeutumisen aikana. 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.

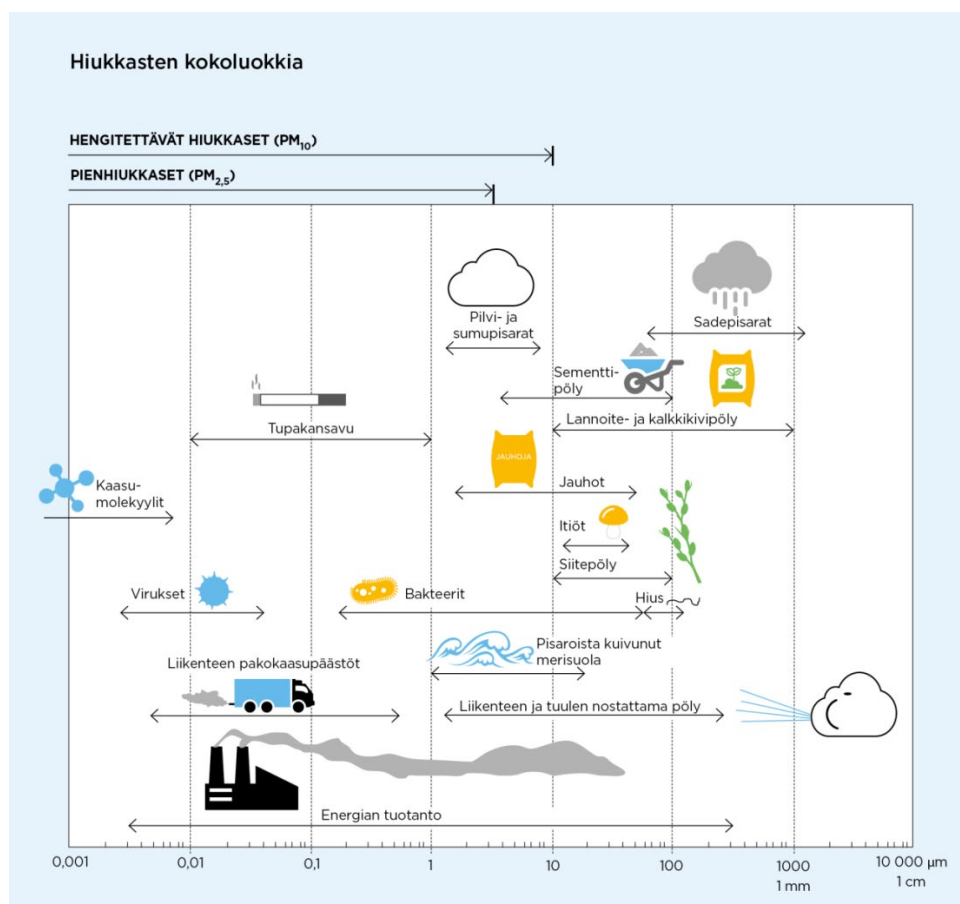
Inversiolla tarkoitetaan tilannetta, jossa ilmakehän lämpötila nousee ylöspäin mentäessä. Erityisesti maanpintainversion aikana ilmanlaatu voi paikallisesti huonontua nopeasti. Maanpintainversiossa maanpinta ja sen lähellä oleva ilmakerros jäähtyy niin, että kylmempi ilma jää ylempänä olevan lämpimämmän ilman alle. Kylmä pintailma ei raskeampana 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 liikenneuuhkien aikana, koska ilmansaasteet kerääntyvät matalaan ilmakerrokseen päästölähteiden lähelle.

1.2 Hiukkaset

Ulkoilman hiukkaset ovat nykyisin merkittävimpiä ilmanlaatuun vaikuttavia tekijöitä Suomen kaupungeissa. Pienhiukkasia pidetään haitallisimpana ilmaperäisenä ympäristöte-

kijänä ihmisten terveydelle. Ulkoilman hiukkaset ovat taajamissa peräisin autojen pakokaasuista, energiantuotannon ja teollisuuden prosesseista ja puun pienpoltosta. Nämä hiukaspäästöt ovat pääasiassa pieniä hiukkasia. Keväisin ja syksyisin hiukaspitoisuuksia kohottaa katupöly eli epäsuorat hiukaspäästöt (ns. resuspensio). Hiukkasiin on sitoutunut myös erilaisia haitallisia yhdisteitä kuten hiilivetyjä ja raskasmetalleja. Liikenteen vaikutukset korostuvat matalan päästökorkeuden vuoksi.

Ulkoilman hiukkasten koko on yhteydessä niiden aiheuttamiin erilaisiin vaikutuksiin. Suurempien hiukkasten korkeat pitoisuudet vaikuttavat merkittävimmin viihtyvyyteen ja aiheuttavat likaantumista. Terveysvaikutuksiltaan haitallisempia ovat ns. hengitettävät hiukkaset ja pienhiukkaset, jotka kykenevät tunkeutumaan syväälle ihmisten hengitysteihin. Hengitettävien hiukkasten halkaisija on alle 10 mikrometriä (PM_{10}) ja pienhiukkasten halkaisija on alle 2,5 mikrometriä ($PM_{2,5}$). Hengitettävien hiukkasten pitoisuudet kohoavat erityisesti keväällä, jolloin jauhautunut hiekoitushiekka ja asfalttipöly nousevat ilmaan kuivilta kaduilta liikenteen nostattamana. Katupölyä esiintyy myös syksyllä talvirengaskauden alussa, kun tiet ovat vielä lumettomia sekä rakennustyömaiden läheisyydessä. Pienhiukkaset ovat pääasiassa peräisin suorista autoliikenteen ja teollisuuden päästöistä ja kaukokulkeumasta, jonka lähde voi olla esimerkiksi metsä- ja maastopalot. Hiukkasten kokoluokkia on havainnollistettu kuvassa 11.



Kuva11. Hiukkasten kokoluokkia. Hiukkasten koko ilmaistaan halkaisijana mikrometreissä (μm). Mikro (μ) etuliite tarkoittaa miljoonasosaa. 1 μm on siten metrin miljoonasosa eli millimetrin tuhannesosa.

Suurimmat hiukkaspitoisuudet esiintyvät vilkkaasti liikennöidyissä kaupunkikeskus- toissa. Suomessa hiukkaspitoisuudet kohoavat yleensä voimakkaasti keväällä maalishuhtikuussa, kun maanpinnan kuivuessa tuuli ja liikenne nostattavat talven aikana kertynyttä katupölyä ilmaan. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuuksille asetettu raja-arvotaso ($50 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyy mittausasemilla noin 0–25 kertaa vuoden aikana. Vuorokausiraja-arvotason ylityksiä saa olla mittausasemalla 35 kappaletta vuodessa, ennen kuin raja-arvo katsotaan ylittyneeksi. Hengitettävien hiukkasten vuorokausipitoisuudelle annettu raja-arvo on ylittynyt vain Helsingin keskustassa, viimeksi vuonna 2006. Katupölyn muodostumiseen voidaan merkittävästi vaikuttaa oikea-aikaisella katujen siivouksella ja kunnossapidolla sekä pölynsidonnalla.

Hengitettävien hiukkasten vuosikeskiarvopitoisuudelle annettu raja-arvo $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alittuu Suomessa. Hengitettävien hiukkasten pitoisuuden vuosikeskiarvot ovat olleet viime vuosina suurimmissa kaupungeissa noin $10\text{--}20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Vilkkaimmilla teillä ja katukuilu- osuuksilla vuosipitoisuudet voivat olla yli $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pienissä ja keskiuurissa kaupungeissa vuosikeskiarvot ovat noin $6\text{--}15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ mittausympäristöstä riippuen. Puhtailla tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin $9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa noin $3\text{--}5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ilmatieteen laitos, 2021).

Pienhiukkaspitoisuuden vuosikeskiarvolle määritetty raja-arvo $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alittuu selvästi kaikkialla Suomessa. Viime vuosina pienhiukkasten vuosikeskiarvopitoisuus on ollut pääkaupunkiseudun kaupunkialueilla noin $5\text{--}8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja muilla kaupunkialueilla noin $3\text{--}7 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pitoisuuserot erityyppisten mittausympäristöjen välillä ovat muutamia mikrogrammoja. Puhtailla tausta-alueilla vuosikeskiarvopitoisuudet ovat olleet Etelä-Suomessa noin $4\text{--}6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja Pohjois-Suomessa noin $2\text{--}3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Ilmatieteen laitos, 2021). Pienhiukkasten taustapitoisuudesta valtaosa on kaukokulkeutunutta hiukkasainesta. Kaukokulkeuma muodostaa huomattavan osan myös kaupunki-ilman pienhiukkaspitoisuuksista.

1.3 Ilman epäpuhtauksien terveysvaikutukset

Ilmansaasteiden terveyshaitat ovat seurausta altistumisesta ulkoilmassa oleville haitallisille aineille. Altistuminen on sitä suurempaa mitä korkeampia hengitysilman pitoisuudet ovat ja mitä kauemmin ihminen hengittää saastunutta ilmaa. Pitkäaikainen altistuminen ilmansaasteille on terveysvaikutusten kannalta haitallisempaa kuin lyhytaikainen altistuminen.

Ilmansaasteiden arvioidaan aiheuttavan Suomessa noin 1 600 ennen aikaista kuolemantapausta vuodessa (Hänninen ym. 2016). Lisäksi ilmansaasteet aiheuttavat haittoja lisääntyneen sairastamisen takia. Haitalliset vaikutukset ilmenevät siitä huolimatta, että ilmanlaadun raja- tai ohjearvot eivät Suomessa ylity laajassa mitassa. Terveyshaitat aiheutuvat suurelta osin pienhiukkasista ja pienemmältä osin hengitettävistä hiukkasista sekä typpidioksidista. Yksilöiden herkkyys ilmansaasteille vaihtelee. Herkkiä väestöryhmiä ovat kaikenikäiset astmaatit, ikääntyneet sepelvaltimotautia ja keuhkohtaumatautia sairastavat sekä lapset. Talvisin pakkanen voi pahentaa ilmansaasteista aiheutuvia oireita.

Tieteellinen näyttö pienhiukkasten haitallisista terveysvaikutuksista on erittäin laaja. Hiukkaset kulkeutuvat ilman mukana kaikkiin osiin hengitysteitä, jolloin ne aiheuttavat sekä suoria vaikutuksia keuhkoissa että siirtyvät osin verenkiertoon ja edelleen kehon muihin osiin kuten sydänlihakseen ja aivoihin. Hiukkaset lisäävät sydän- ja verenkiertoelimistön sairauksia ja lisäävät kuolleisuutta. Muiden ilmansaasteiden vaikutukset ovat myös vakavia mutta niiden kansanterveydelliset haitat ovat pienhiukkasiin verrattuna vähäisempiä.

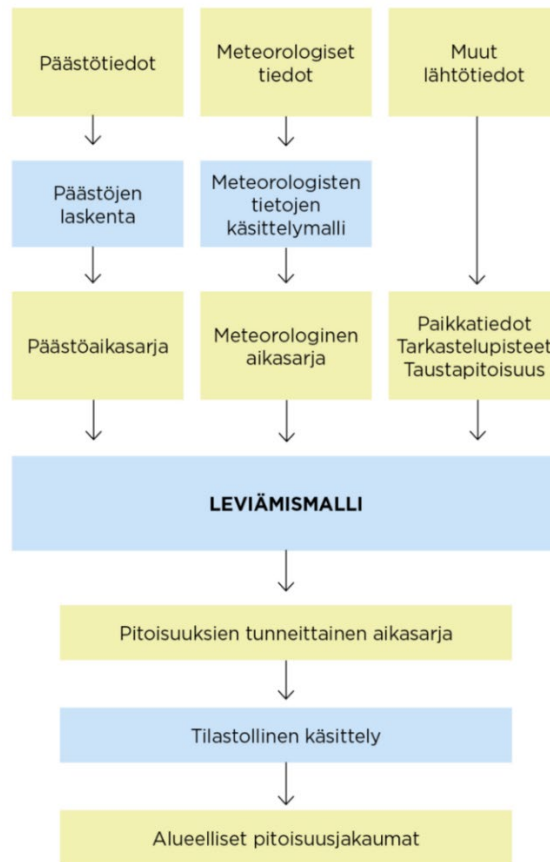
LIITE 3

1 LEVIÄMISMALLILASKELMIEN YLEISKUVAUS

1.1 Pitoisuuslaskenta päästöjen leviämismalleilla

Leviämismalleilla tutkitaan päästöjen kulkeutumista ilmakehässä ja niiden aiheuttamia ilman epäpuhtauksien pitoisuuksia maanpinnan tasolla. Leviämismallit ovat tietokoneohjelmistoja, joiden avulla pyritään jäljittelemään ilmakehässä tapahtuvia fysikaalisia ja kemiallisia ilmiöitä mahdollisimman todenmukaisesti. Malleihin sisältyy usein laskentamenetelmiä, joiden avulla voidaan tarkastella epäpuhtauksien muuntumista, kemiallisia reaktioita ja poistumista ilmakehästä laskeumana. Leviämismallien lähtötiedoiksi tarvitaan tietoja päästöistä ja niiden lähteistä, mittaamalla ja mallittamalla saatuja tietoja ilmakehän tilasta sekä tietoja ilmansaasteiden taustapitoisuudesta tutkimusalueella. Lisäksi lähtötiedoiksi tarvitaan erilaisia paikkatietoja, kuten tietoja maanpinnan muodoista ja maanpinnan laadusta sekä tietoa päästölähteiden sijainnista.

Leviämislaskelmia varten muodostetaan kaikille eri päästölähteille päästöaikasarjat, joissa on jokaiselle tarkastelujakson tunnille (3 vuotta, 26 304 tuntia) laskettu päästö määrä erikseen kaikille tarkasteltaville ilman epäpuhtauksille. Leviämismalleilla lasketaan ilman epäpuhtauspitoisuuden tuntikeskiarvoja sillä oletuksella, että meteorologinen tilanne ja eri lähteiden päästöt pysyvät vakioina tunnin ajan. Laskenta etenee tunnin aika-askeleella kunnes koko meteorologisten tietojen kolmen vuoden tuntiaikasarja ja kunkin päästölähteen tunneittaiset päästöaikasarjat on käyty läpi. Leviämismallit tuottavat jokaisen tunnin meteorologista tilannetta vastaavat, kunkin lähteen päästöjen aiheuttamat pitoisuudet jokaiseen laskentapisteeseen. Näin kuhunkin laskentapisteeseen muodostetaan tilastollisesti edustava määrä pitoisuuden tuntiarvoja, joista ilmanlaadun ohje- ja raja-arvoihin verrannolliset tunnusluvut edelleen lasketaan. Mallilaskelmasta saatuja pitoisuusarvoja voidaan verrata ilmanlaadun raja- ja ohje-arvoihin. Kaaviokuvassa 12 on esitetty Ilmatieteen laitoksen leviämismallien toimintaa. Eri malleja kuvataan tarkemmin seuraavissa kappaleissa.



Kuva 12. Kaaviokuva Ilmatieteen laitoksella kehitettyjen mallien CAR-FMI ja FORE toiminnoista.

1.2 Liikenteen päästöjen leviämismalli (CAR-FMI)

Ilmatieteen laitoksella kehitetty liikenteen päästöjen viivalähdemalli CAR-FMI (Contaminants in the Air from a Road; *Karppinen, 2001; Härkönen ym., 2001*) perustuu leviämisen osalta analyttiseen ratkaisuun ja päästöjen kemiallisen muutunnan osalta ns. 'discrete parcel' -menetelmään. Viivalähdemallin leviämislaskenta perustuu avoimen väylän oletukseen. Viivalähdemallilla voidaan laskea esimerkiksi typpimonoksidin, typpi-dioksidin ja typen oksidien (kokonais- NO_x) ja hiukkasten pitoisuuksia haluttuihin pisteisiin eri etäisyyksille liikenneväylästä. Viivalähdemalli on kehitetty alun perin autoliikenteen päästövaikutusten arviointiin, mutta siihen on muokattu menetelmät, joka soveltuvat myös juna-, laiva- ja lentoliikenteen päästöjen leviämislaskelmiin. Viivalähdemallin laskentatuloksista voidaan arvioida yksittäisen liikenneväylän vaikutus lähialueen pitoisuuksiin tai laajan tutkimusalueen liikenneverkon päästöjen kokonaisvaikutus epäpuhtauskomponentteittain.

1.3 Liikenteen suspensiopäästömalli (FORE) katupölyn mallintamiseen

Tieliikenne aiheuttaa pakokaasupäästöjen lisäksi myös epäsuoria hiukkaspäästöjä ajoneuvojen nostattaman katupölyn muodossa. Ilmatieteen laitoksen leviämismalleilla voidaan laskea liikenteen pakokaasupäästöjen lisäksi myös liikenteen epäsuora vaikutus hengitettävien hiukkasten pitoisuuksiin. Tieliikenteen hengitettävien hiukkasten pitoisuuksien laskennassa hyödynnetään suspensiopäästömallia (FORE), jolla kuvataan katujen pölyämisen vaikutusta hiukkaspäästöön (*Kauhaniemi ym., 2011*). Suspensiopäästömalli perustuu Ruotsin Ilmatieteen laitoksen (SMHI) kehittämään hiukkaspäästömalliin (*Omstedt ym., 2005*).

Tienpinnan kosteus säätelee hiukkasten nousemista tienpinnalta ilmaan. Suspensiopäästömalli arvioi tien pinnan kosteutta sademäärän, haihdunnan ja valunnan avulla. Mallissa kuvitteellinen tien pölykerros kasvaa kosteissa olosuhteissa nastarenkaiden aiheuttaman tien kulumisen ja hiekoituksen vuoksi, sillä pöly ei pääse vapautumaan ilmaan sateisina aikoina. Kuivana kautena liikenteen ja tuulen aiheuttama turbulenssi nostaa hiukkaset ilmaan pienentäen näin pölykerrosta. Tien pölykerros pienenee myös sateen aiheuttaman huuhtoutumisen seurauksena. Tien kulumisesta aiheutuvan pölykerroksen paksuus riippuu nastarenkaiden käytön määrästä. Tien hiekoituksesta aiheutuva pölykerros määräytyy mallissa meteorologisten muuttujien mukaan tai kaupungin katujen kunnossapidosta saatujen hiekoitustietojen mukaan. Katujen pölyämisestä ilmaan vapautuvan päästön määrää arvioidaan katupölypäästökertoimien, liikennemäärien ja sääolosuhteiden avulla.



ILMATIETEEN LAITOS

ILMATIETEEN LAITOS

puh. 029 539 1000

Ilmanlaatu ja energia

ilmanlaatupalvelut@fmi.fi

www.ilmatieteenlaitos.fi/ilmanlaatupalvelut

WWW.ILMATIETEENLAITOS.FI

