

Ville Silvonen

# ULKOILMAN AEROSOLIHUUKKASTEN KULKEUTUMINEN SISÄILMAAN

Kirjallisuusselvitys ja tapaustutkimus

Diplomityö  
Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta  
Tarkastajat: Professori Topi Rönkkö  
Väitöskirjatutkija Laura Salo  
Huhtikuu 2022

# TIIVISTELMÄ

Ville Silvonen: Ulkoilman aerosolihiukkasten kulkeutuminen sisäilmaan  
Diplomityö  
Tampereen yliopisto  
Teknis-luonnontieteellinen DI-ohjelma  
Huhtikuu 2022

---

Ilmassa leijuville aerosolihiukkasille altistumisen on havaittu aiheuttavan vuosittain miljoonia ennenaikaisia kuolemia sekä useita erilaisia sairauksia. Pienhiukkasista aiheutuvia terveysriskejä arvioitaessa keskitytään usein ulkoilman hiukkaspitoisuuksien tarkasteluun, mutta ihmiset viettävät yhä suuremman osan ajastaan sisätiloissa. Hiukkaspitoisuudet sisällä voivat nousta merkittäviksi ja joissain tapauksissa ylittää ulkoilman pitoisuudet moninkertaisesti, joten todellista altistusta arvioitaessa on välttämätöntä tarkastella myös sisäilmaa.

Tämän diplomityön keskeisenä tavoitteena oli tutkia erilaisten sisätilojen hiukkaspitoisuuksia sekä infiltraatiota eli ulkoilman hiukkasten kulkeutumista sisäilmaan. Sisätilojen aerosolien tyypillisiä ominaisuuksia sekä sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuuksien välisiä yhteyksiä selvitettiin perehtymällä alan kirjallisuuteen. Kirjallisuusselvityksen avulla tutkittiin, mitkä ovat tärkeimpiä hiukkaslähteitä sisä- ja ulkoympäristöissä ja miten ulkoilman hiukkasten on havaittu vaikuttavan sisäilmaan, sekä mitkä tekijät selittävät erilaisten sisäympäristöjen välillä havaittuja eroja. Erityisesti työssä keskityttiin toimistorakennusten sisäilmaan.

Kirjallisuusselvityksen perusteella todettiin ulkoilman hiukkaspitoisuuden olevan pääasiallinen toimistorakennusten sisäilman pitoisuuteen vaikuttava tekijä. Muita hiukkaslähteitä sisällä voivat olla esimerkiksi tulostimet ja siivousaineet. Useimmissa toimistoissa hiukkaspitoisuudet ovat ulkoilman pitoisuuksia matalampia ja tehokkailla koneellisen ilmanvaihdon suodattimilla voidaan parantaa sisäilmanlaatua. Sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien välistä yhteyttä kuvataan usein I/O-suhteella, joka vastaa sisäilman hiukkaspitoisuuden suhdetta ulkoilman hiukkaspitoisuuteen, mutta ei erottele sisällä syntyneitä ja ulkoa kulkeutuneita hiukkasia. Tarkemman kuvan hiukkasten kulureitistä antaa infiltraatiokerroin, joka kertoo ulkoa sisälle kulkeutuneiden hiukkasten osuuden.

Kirjallisuusselvityksen lisäksi työssä tutkittiin ulkoilman hiukkasten kulkeutumista sisäilmaan kenttämittauksilla helsinkiläisessä toimistorakennuksessa. Mittausdatan perusteella selvitettiin eri parametrien kuten tuulen suunnan ja vuorokaudenajan vaikutusta sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin. Kenttämittauksissa sisäilman hiukkaspitoisuuksien huomattiin korreloivan selkeästi ulkoilman pitoisuuksien kanssa. Hiukkaspitoisuuksien I/O-suhde vaihteli vuorokaudenajasta ja hiukkaskoosta riippuen ja pysyi lähes koko mittausjakson ajan alle yhdessä. Suurin I/O-suhde havaittiin 200 nm:n hiukkaskoossa, jossa I/O-suhteen mediaani mittausten aikana oli 0,33. Alle mikrometrin kokoisten hiukkasten massapitoisuuden infiltraatiokerroimeksi saatiin 0,22 ja infiltraatiokerroimen huomattiin riippuvan voimakkaasti hiukkasten kokojakaumasta sekä tuulen suunnasta.

Työn mittaustulokset osoittavat, että ulkoilman hiukkaspitoisuus voi vaikuttaa sisäilman pitoisuuteen merkittävästi. Infiltraation voimakkuus kuitenkin riippuu monista tekijöistä, eikä kokonaiskuvaa sisäilman aerosoleista voida saada ilman suoria mittauksia sisäilmasta. Sisäilman aerosolitutkimukseen tulisikin tulevaisuudessa panostaa, jotta terveydelle haitallisille aerosoleille altistumista voitaisiin ymmärtää ja ehkäistä paremmin.

Avainsanat: sisäilma, infiltraatio, pienhiukkaset

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin OriginalityCheck -ohjelmalla.

## ABSTRACT

Ville Silvonon: Infiltration of Ambient Aerosol Particles into Indoor Air  
Master of Science Thesis  
Tampere University  
Master's Programme in Science and Engineering  
April 2022

---

Exposure to aerosol particles suspended in the air leads to various diseases and millions of premature deaths every year. Evaluation of health risks related to fine particulate matter is usually based on particle concentrations measured outdoors, but people are spending more and more time indoors. Indoor particle concentrations are often significant and in some cases can exceed outdoor concentrations many times over, which makes indoor air essential when estimating the true exposure to particulate pollution.

The central goal of this thesis was to study the particle concentrations in various indoor spaces and the infiltration of ambient aerosol particles into indoor air. Common characteristics of indoor aerosols and the relationships between indoor and outdoor particle concentrations were examined using literature from the field. The literature review was used to research common indoor and outdoor particle sources, the ways outdoor particles influence indoor air and the factors explaining the observed differences between various indoor environments. In particular the work focused on the indoor air of office buildings.

Based on the literature review, outdoor particle concentration was found to be the principal factor influencing indoor particle concentrations in most office buildings. Other indoor sources of particles include for example printers and cleaning agents. Indoor particle concentrations in most offices are lower than outdoor concentrations and efficient ventilation air filters can be used to improve indoor air quality. The relationship between indoor and outdoor particle concentrations is often described with the I/O ratio, which represents the ratio of indoor concentration to outdoor concentration, but it does not account for indoor sources. A better understanding of the rate of infiltration of particles into indoor air can be reached by studying the infiltration ratio, which gives the ratio of outdoor particles that infiltrate indoors and remain suspended.

In addition to the literature review, this work describes the results of a measurement campaign, where infiltration was studied in an office in Helsinki. The measurement data was used to study the effect of various parameters, such as wind direction and time of day, on indoor and outdoor particle concentrations. During the measurements indoor particle concentrations correlated clearly with outdoor concentrations. The I/O ratio of particle concentrations varied depending on particle size and the time of day, staying under one for almost the entire measurement period. The largest I/O ratio was measured for 200 nm particles, the median value being 0,33. Infiltration ratio for the mass concentration of particles under 1 micrometer in size was 0,22 and it was influenced strongly by the particle size distribution and wind direction.

The results of this work indicate that the outdoor particle concentration may significantly influence the concentration indoors. The rate of infiltration depends on many factors, which makes direct indoor measurements necessary for understanding the overall picture of indoor aerosols. More indoor aerosol research is needed to efficiently prevent exposure to harmful aerosols.

Keywords: indoor air, infiltration, fine particles

The originality of this thesis has been checked using the Turnitin OriginalityCheck service.

## ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Tampereen yliopiston aerosolifysiikan laboratoriossa. Työ on tehty osana Business Finlandin sisäilman laadun kasvumoottorin IAQe:n (Indoor Air Quality ecosystem) Future Spaces -tutkimushanketta, joka tähtää sisäilman ja -ympäristön laadun parantamiseen. Hankkeen rahoittajina ovat Business Finland, Tampereen yliopisto ja VTT sekä mukana olevat yritykset. Työn tuloksiin saatiin arvokasta lisädataa useista lähteistä. Erityiskiitos Tuomas Raunimalle paine-erodatasta ja mittauksen koordinoinnista, Ilmatieteen laitokselle ja Helsingin yliopistolle sää- ja hiukkaspitoisuusdatasta sekä Helsingin seudun ympäristöpalveluille hiukkaspitoisuusdatasta. Lisäksi haluan kiittää Dekati Oy:tä mittalaitteiden lainasta ja mittauksiin annetusta työpanoksesta.

Tämä työ ei olisi valmistunut ilman monien tahojen tarjoamaa korvaamatonta apua. Suurin kiitos kuuluu ohjaajalleni Laura Salolle, joka jaksoi väsymättä neuvoa, auttaa ja kannustaa. Kiitos myös työn tarkastajalle Topi Rönkölle arvokkaasta palautteesta ja luottamuksesta. Ilpo Kulmalan kanssa käydyt keskustelut vaikuttivat oleellisesti työn lopulliseen muotoon, suurkiitos siitä! Kiitos koko OQ:n porukalle, olen oppinut teiltä jokaiselta jotain ja tulen varmasti ammentamaan viisaudestanne jatkossakin.

Kiitos perheelleni kannustamisesta koko elämän ajalta sekä rakkaalle Marialle tuesta ja turvasta. Iso kiitos kuuluu myös teekkariyhteisölle ja etenkin Tupsulalle sekä Nuorille Maistereille Kirjoitus-Stoppeja Vastaan. En tiedä missä olisin ilman teitä ja olen loputtoman onnellinen siitä, kuinka upeita ihmisiä olen päässyt näiden vuosien aikana tapamaan. Kiitos myös Keijolle ja Pökäleelle ajoittaisesta terapiasta!

Nyt suuntaan kohti uusia haasteita, kiitos kaikille!

Tampereella, 29. huhtikuuta 2022

Ville Silvonen

# Sisällysluettelo

|          |  |           |
|----------|--|-----------|
| <b>1</b> | <b>Johdanto</b>  | <b>1</b>  |
| <b>2</b> | <b>Aerosolihiukkaset sisäilmassa</b>                                       | <b>3</b>  |
| 2.1      | Sisätilat aerosoliympäristönä . . . . .                                    | 3         |
| 2.1.1    | Aerosolihiukkasten kokojakauma . . . . .                                   | 4         |
| 2.1.2    | Aerosolien dynamiikan peruskäsitteitä . . . . .                            | 8         |
| 2.1.3    | Sisätilojen tyypillisiä ominaisuuksia . . . . .                            | 10        |
| 2.2      | Hiukkaslähteet ulkona ja sisällä . . . . .                                 | 11        |
| 2.3      | Hiukkasten kulkeutuminen ulkoa sisälle . . . . .                           | 14        |
| 2.3.1    | Sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien suhde . . . . .                           | 16        |
| 2.4      | Sisäilman aerosolihiukkasten mittaaminen . . . . .                         | 20        |
| <b>3</b> | <b>Koejärjestely aerosolien mittaamiseen toimistorakennuksessa</b>         | <b>22</b> |
| 3.1      | Mittalaitteet ja mitatut suureet . . . . .                                 | 22        |
| 3.2      | Mittausten toteutus . . . . .  | 28        |
| 3.3      | Datan käsittely . . . . .  | 32        |
| <b>4</b> | <b>Mittaustulokset</b>   | <b>34</b> |
| 4.1      | Hiukaspitoisuudet ulkoilmassa ja sisäilmassa . . . . .                     | 34        |
| 4.2      | Hiukkasten kokojakauma . . . . .   | 38        |
| 4.2.1    | Kokojakauma mittausjakson aikana . . . . .                                 | 39        |
| 4.2.2    | Kokojakauman vaihtelu vuorokaudenajan mukaan . . . . .                     | 43        |
| 4.3      | Ulko- ja sisäilman pitoisuuksien vertailu . . . . .                        | 44        |
| 4.4      | Luonnollisen ilmanvaihdon vaikutus hiukaspitoisuuksiin . . . . .           | 48        |
| 4.5      | Sisäilman standardimittaus . . . . .                                       | 50        |
| <b>5</b> | <b>Yhteenveto</b>  | <b>51</b> |
|          | <b>Lähteet</b>   | <b>53</b> |
|          | Liite A: Ilmanvaihdon vaikutus I/O-suhteeseen . . . . .                    | 65        |
|          | Liite B: Hiukkasten normalisoidut ja päiväkohtaiset kokojakaumat . . . . . | 68        |

# Kuvaluettelo

|     |  |    |
|-----|--|----|
| 2.1 | Sisäilman aerosolimallin pääpiirteitä kuvaava kaavio (Hussein, Wierzbicka et al., 2014, muokattu). . . . .   | 4  |
| 2.2 | Esimerkki aerosolihiukkasten kokojakaumasta kaupunkiympäristössä. Vasemmassa kuvaajassa hiukkasten lukumääräpitoisuus ja kokojakauman moodit logaritmisella asteikolla. Oikeanpuoleisessa kuvaajassa normalisoidut kokojakaumat lukumäärä-, pinta-ala- ja massapitoisuudelle lineaarisella asteikolla. . . . .   | 6  |
| 2.3 | Aerosolihiukkasten kokoluokat (Martins ja Carrilho da Graça, 2018, muokattu). . . . .  | 8  |
| 2.4 | Primääriset PM <sub>2.5</sub> -hiukkaspäästöt Suomessa vuonna 2015 (a) ja väestöpainotettu kokonaisaltistuminen kotimaisista päästölähteistä ja alueellisesta sekä kaukokulkeumasta peräisin oleville PM <sub>2.5</sub> -hiukkasille, sekä altistumisesta johtuvat ennenaikaiset kuolemat (b). Kuvassa esitetyt luvut on poimittu lähteestä (Soimakallio, Sampo et al., 2017). . . . . | 12 |
| 3.1 | Työssä käytettyjen kondensaatiohiukkaslaskureiden (CPC) toimintaperiaate yksinkertaistettuna. Kuvat muokattu laitteiden käyttöohjeesta (TSI Incorporated, 2006; TSI Incorporated, 2007). . . . .   | 23 |
| 3.2 | Sähköisen alipaineimpaktorin toimintaperiaate yksinkertaistettuna. Kuvassa esitettynä on ELPI, joka on työssä käytettyä ELPI+ -laitetta edeltänyt malli. Laitteiden toimintaperiaate on sama. (Dhaniyala et al., 2011, muokattu) . . . . .   | 25 |
| 3.3 | Periaatekuva aerosolihiukkasten mittaamisesta induoidun sähkövirran avulla (Fierz et al., 2014, muokattu). . . . .   | 26 |
| 3.4 | Periaatekuva differentiaalisen liikkuvuusanalysointilaitteen (DMA) toiminnasta (Flagan, 2011, muokattu). . . . .   | 27 |
| 3.5 | Yksinkertaistettu pohjakuva mittauskohteista. Kuvassa on esitetty palautusilmajärjestelmän toiminta; osa poistoilmasta ekoitetaan tuloilmaan huoneessa, jossa ulkoilma otetaan IV-koneelle. Mittauksen ulkoilmanäyte otettiin tässä huoneessa olevan ulkoilma-aukon kautta. . . . .  | 29 |

|     |  |    |
|-----|--|----|
| 3.6 | Työn mittausjärjestely. Vasemmalla sisäilman ja oikealla ulkoilman mittauksiin käytetty laitekoonpano. Kiinteiden hiukkasten mittaamiseen käytetty laitteisto (termodenuuderit, ELPI+ ja TEM-keräysalusta) oli ulkoilmamittauksissa yhdistetty näytelinjastoon kuvassa esitetyllä tavalla. Sisäilma-<br>mittauksissa laitteistoa ei yhdistetty näytelinjastoon, vaan kiinteiden hiukkasten mittaukset tehtiin erikseen. . . . .  | 30 |
| 3.7 | Läpäisytehokkuus näytelinjoissa hiukkaskoon mukaan eri mittalaitteille. . .  | 31 |
| 3.8 | Mittauskohteen ja käytettyjen ilmanlaatu- ja säähavaintoasemien sijainti. Kartta muokattu Karttapaikka-palvelusta (Maanmittauslaitos, 2021). . . .   | 31 |
| 4.1 | Hiukkaspitoisuudet ulkoilmassa, tuloilmassa ja huoneilmassa. Ylhäältä alaspäin: lukumääräpitoisuus (CPC 3776), PM <sub>1</sub> -massapitoisuus (ELPI+), keuhkokepositoiva pinta-ala (ELPI+), mustan hiilen massapitoisuus (AE33) ja hiilidioksidipitoisuus (SIDOR). Mustan hiilen massapitoisuuden ulkoilmadata on HSY:n Mannerheimintien havaintoasemalta ja hiilidioksidipitoisuuden ulkoilmadata on SMEAR III -asemalta Kumpulasta. Huomioi logaritminen asteikko hiukkaspitoisuuksien tapauksessa. . . . . | 35 |
| 4.2 | Hiukkasten massapitoisuuden tuntikeskiarvot alle 2,5 µm:n, alle 1 µm:n ja alle 0,5 µm:n halkaisijaisille hiukkasille. Punainen vaakaviiva kuvaa pitoisuuden mediaaniarvoa, sinisen laatikon ylä- ja alareunat kuvaavat 75. ja 25. prosenttipistettä, mustat viikset kuvaavat ääriarvoja, joita ei lasketa poikkeamiksi ja punaiset rastit kuvaavat poikkeamia. . . . .   | 36 |
| 4.3 | Hiukkasten LDSA-pitoisuuden tuntikeskiarvot alle 1 µm:n, alle 0,5 µm:n ja alle 0,1 µm:n halkaisijaisille hiukkasille. Punainen vaakaviiva kuvaa pitoisuuden mediaaniarvoa, sinisen laatikon ylä- ja alareunat kuvaavat 75. ja 25. prosenttipistettä, mustat viikset kuvaavat ääriarvoja, joita ei lasketa poikkeamiksi ja punaiset rastit kuvaavat poikkeamia. . . . .   | 37 |
| 4.4 | Hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja mustan hiilen massapitoisuuden tuntikeskiarvot. Mustan hiilen massapitoisuus ulkoilmassa on HSY:n havaintoasemalta Mannerheimintieltä (ks. kuva 3.8). Huomioi logaritminen asteikko lukumääräpitoisuuden tapauksessa ja lineaarinen asteikko mustan hiilen massapitoisuuden tapauksessa. . . . .  | 38 |
| 4.5 | Hiukkasten kokojakauma mittausjakson aikana ulko-, huone- ja tuloilmassa. Kuvaajassa pystyakselilla on esitetty hiukkaskoko ja vaakakselilla aika. Hiukkasten lukumääräpitoisuus on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa pitoisuutta. . . . .  | 39 |

|      |  |    |
|------|--|----|
| 4.6  | Aerosolihiukkasten keskimääräiset kokojakaumat mittausjakson ajalta. Kokojakauma lukumääräpitoisuuden mukaan on esitetty erikseen SMPS ja ELPI+ -laitteille. Kokojakauma massa- ja LDSA-pitoisuudelle on laskettu ELPI+:n lukumääräjakaumasta. Huomioi logaritminen asteikko lukumääräpitoisuuden tapauksessa. . . . .   | 40 |
| 4.7  | Lukumääräpitoisuuden kokojakauma vuorokaudenajan mukaan ulkoilmassa, huoneilmassa ja tuloilmassa arkipäivisin ja viikonloppuina. Kuvaajissa pystyakselilla on esitetty hiukkaskoko ja vaaka-akselilla kellonaika. Hiukkasten lukumääräpitoisuus on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa pitoisuutta. . . . .   | 43 |
| 4.8  | Lukumääräpitoisuuden I/O-suhteen kokojakauma toimistohuoneessa vuorokaudenajan mukaan sekä paine-ero rakennusvaipan yli. I/O-suhde on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa I/O-suhdetta. Esitetyt I/O-suhteet ja paine-erot ovat päivittäisten arvojen mediaaneja. . . . .   | 45 |
| 4.9  | Sisäilman hiukkasten PM <sub>1</sub> -massapitoisuus ulkoilman hiukkasten PM <sub>1</sub> -massapitoisuuden funktiona ja mittadataan tehdyt lineaariset sovitteet y <sub>1</sub> ja y <sub>2</sub> . Mittapisteen on väritetty ulkoilman PM <sub>1</sub> -kokoluokan hiukkasten keskimääräisen massan omaavan hiukkasen halkaisijan mukaan. . . . .  | 46 |
| 4.10 | Tuulen suunnan vaikutus I/O-suhteeseen ja infiltraatiokertoimeen. Vasemmalla on esitetty tuulen nopeus ja suunta mittausjakson aikana. Pisteet on väritetty hiukkasten keskimääräisen halkaisijan mukaan. Keskellä kutakin tuulen suuntaa vastaavan I/O-suhteen keskiarvo sekä keskihajonta. Oikealla kutakin tuulen suuntaa vastaava infiltraatiokerroin ja sen keskivirhe. Pisteet on väritetty infiltraatiokertoimen sovitteen korrelaatiokertoimen mukaan. . . . . | 48 |
| 4.11 | Huoneilman lukumäärä-, massa- ja LDSA-kokojakauma, kun toimistohuoneen ikkuna avattiin ja suljettiin. Ennen ensimmäistä ikkunan avaamista kuvaajassa on esitetty sekä huoneilman että tuloilman pitoisuuksia, tämän jälkeen on esitetty vain huoneilman pitoisuus. Huomioi hiukkaskoon rajaus suurempiin hiukkasiin massakokojakauman tapauksessa (keskimmäinen kuvaaja). . . . .  | 49 |
| 4.12 | ISO 16000-37 -standardin (2019) mukaisesti suodatinkeräyksellä mitattu hiukkasten PM <sub>2,5</sub> -massapitoisuus ja vastaava eFilterin virta sekä ELPI+:lla mitattu LDSA-pitoisuus. . . . .   | 50 |
| A.1  | I/O-suhteen mallintamisessa käytetyt parametrit hiukkaskoon funktiona. . . . .   | 66 |
| A.2  | Mallinnettu I/O-suhde luonnollisen ilmanvaihdon (a-c) ja koneellisen ilmanvaihdon (d-f) tapauksissa. . . . .   | 67 |



|     |  |    |
|-----|--|----|
| B.1 | Hiukkasten lukumäärä-, massa- ja LDSA-kokojakaumat pitoisuuden mukaan normalisoituina. . . . .   | 69 |
| B.2 | SMPS:llä mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma huone- ja ulkoilmas-<br>sa päiväkohtaisesti. . . . .   | 70 |
| B.3 | ELPI+:lla mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma huone-,tulo- ja ul-<br>koilmassa päiväkohtaisesti. . . . .  | 71 |
| B.4 | Massapitoisuuden kokojakauma huone-,tulo- ja ulkoilmassa päiväkohtai-<br>sesti. . . . .  | 72 |
| B.5 | LDSA-pitoisuuden kokojakauma huone-,tulo- ja ulkoilmassa päiväkohtai-<br>sesti. . . . .  | 73 |
| B.6 | ELPI+:lla mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma kiinteille ja haihtu-<br>ville hiukkasile. Ylhäältä vasemmalta lukien ensimmäiset kolme kuvaajaa<br>ovat tuloilmasta, seuraavat kaksi huoneilmasta ja viimeiset kolme ulkoil-<br>masta. . . . . | 74 |

## LYHENTEET JA MERKINNÄT

|            |   |
|------------|---|
| $C$        | Hiukkaspitoisuus  |
| $E$        | Tuloilmasuodattimen erotusaste  |
| $F_{INF}$  | Infiltraatiokerroin   |
| $N$        | Hiukkasten lukumääräpitoisuus   |
| $P$        | Läpäisytehokkuus  |
| $V$        | Tilavuus  |
| $\dot{S}$  | Nopeus, jolla hiukkasia syntyy sisälähteistä  |
| $a$        | Ilmanvaihtokerroin  |
| $k$        | Depositionopeus   |
| $q_E$      | Poistoilmavirta   |
| $q_S$      | Tuloilmavirta   |
| $q_{EXF}$  | Exfiltraatioilmavirta   |
| $q_{INF}$  | Infiltraatioilmavirta   |
| $t$        | Aika  |
| $CO_2$     | Hiilidioksidi   |
| BC         | Musta hiili: näkyvää valoa vahvasti absorboiva hiilipitoinen aerosoliyhdiste (engl. black carbon) |
| CP         | Karkeat, 2,5 – 10 mikrometrin kokoiset hiukkaset (engl. coarse particles)                         |
| CPC        | Kondensatiohiukkaslaskuri (engl. condensation particle counter)                                   |
| ELPI+      | Sähköinen alipaineimpaktori (engl. electrical low-pressure impactor)                              |
| HEPA       | Hiukkassuodatin (engl. high-efficiency particulate absorbing filter)                              |
| I-O-yhteys | Sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuuksien yhteys (engl. indoor-outdoor relationship)                |
| I/O-suhde  | Sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuuksien välinen suhde (engl. indoor / outdoor ratio)              |

|                 |   |
|-----------------|---|
| IARC            | Kansainvälinen syöväntutkimusjärjestö (engl. International Agency for Research on Cancer)                     |
| ISO             | Kansainvälinen standardointiorganisaatio (engl. International Organization for Standardization)               |
| LDSA            | Hiukkasten keuhkodepositoiva pinta-ala (engl. lung deposited surface area)                                    |
| PM <sub>x</sub> | ilmassa leijuvat hiukkaset, joiden aerodynaaminen halkaisija on alle x mikrometriä (engl. particulate matter) |
| S/V-suhde       | Huoneen pinta-alan suhde tilavuuteen (engl. surface-area-to-volume-ratio)                                     |
| SMEAR           | Ilmakehän mittausasema (engl. station for measuring ecosystem-atmosphere relations)                           |
| SMPS            | Pyyhkäisyliikkuvuusokoluokittelija (engl. scanning mobility particle sizer)                                   |
| SOA             | Sekundäärinen orgaaninen aerosoli (engl. secondary organic aerosol)   |
| SVOC            | puolihaihtuva orgaaninen yhdiste (engl. semivolatile organic compound)  |
| TSP             | Kaikki ilmassa leijuvat aerosolihiukkaset (engl. total suspended particles)                                   |
| UFP             | Alle 0,1 mikrometrin kokoiset ultrapienet hiukkaset (engl. ultrafine particles)                               |
| VOC             | haihtuva orgaaninen yhdiste (engl. volatile organic compound)   |
| WHO             | Maailman terveysjärjestö (engl. World Health Organization)  |

# 1. JOHDANTO

Ilmansaasteita ja niiden vaikutusta väestön terveyteen on tutkittu jo vuosikymmeniä. Yhteys ulkoilman saasteiden ja erilaisten terveysriskien – etenkin ja sydän- ja verisuonisairauksien sekä hengityselimistön sairauksien – välillä on osoitettu kattavasti (IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, 2016). Vuonna 2019 ilmansaasteille altistuminen aiheutti Murray et al. (2020) mukaan maailmanlaajuisesti 6,67 miljoonaa ennen aikaista kuolemaa, suurimman osan sairauksien tuomasta taakasta jäädessä kehittyvien maiden kannettavaksi. Samana vuonna yli 90 % maailman väestöstä altistui pienhiukkaspitoisuuksille, jotka ylittivät Maailman terveysjärjestö WHO:n asettaman vuosittaisen altistumisen ohjearvon  $10 \mu\text{g m}^{-3}$  (Health Effects Institute, 2020). WHO on sittemmin laskenut kyseisen ohjearvon puoleen aikaisemmasta ( $5 \mu\text{g m}^{-3}$ ) (World Health Organization, 2021).

Termillä ilmansaaste viitataan ilmakehän epäpuhtauksiin, jotka vaikuttavat haitallisesti ihmisten ja muiden eliöiden terveyteen tai ilmastoon. Ilman ja siinä leijuvien nestemäisten tai kiinteiden hiukkasten muodostamaa systeemiä kutsutaan aerosoliksi ja tässä työssä keskitytään pääasiassa aerosolihiukkasten tutkimiseen. Suurin osa ilmansaasteisiin liittyvistä ennen aikaisista kuolemista johtuu altistumisesta sellaisille aerosolihiukkasille, joiden halkaisija on alle 2,5 mikrometriä (Murray et al., 2020). Näitä hiukkasia kutsutaan yleisesti pienhiukkasiksi ja niistä käytetään lyhennettä  $\text{PM}_{2.5}$  (engl. particulate matter).

Väestön altistumista hiukkassaasteelle on perinteisesti arvioitu lähinnä ulkoilman monitorointidataan perustuen (Koivisto et al., 2019). Koska sisätilojen pienhiukkaspitoisuudet ovat usein merkittäviä ja voivat ylittää ulkoilman pitoisuuden (Morawska, He et al., 2009; Rojas-Bracho et al., 2004; J. Zhao et al., 2020), on hiukkassaasteelle altistumista arvioitaessa välttämätöntä huomioida myös sisätiloissa tapahtuva altistuminen. Lisäksi suurin osa ihmisistä viettää nykyään huomattavasti enemmän aikaa sisätiloissa kuin ulkona (Brasche ja Bischof, 2005; Hussein, Paasonen et al., 2012; Schweizer et al., 2007). Pitkään jatkunut COVID-19 pandemia on edelleen korostanut sisäilmassa tapahtuvien aerosoliprosessien ymmärtämisen tärkeyttä, sillä viruksen leviämistä aerosolivälitteisesti hengitysilman kautta pidetään todennäköisenä (Miller, Nazaroff et al., 2021).

Sisäilman hiukkaspitoisuudet vaihtelevat suuresti riippuen muun muassa rakennuksen sijainnista, käyttötarkoituksesta ja rakenteellisista ominaisuuksista. Esimerkiksi Morawska,

Ayoko et al. havaitsivat katsaustutkimuksessaan (2017) kotien sisäilman  $PM_{2.5}$ -massapitoisuuden vuorokausikeskiarvojen vaihdelleen välillä 3 – 202  $\mu\text{g m}^{-3}$ . Kun näitä arvoja verrataan WHO:n  $PM_{2.5}$ -pitoisuuden 24 tunnin ohjearvoon 15  $\mu\text{g m}^{-3}$  (World Health Organization, 2021), huomataan mittaustulosten vaihdelleen kertaluokkaa ohjearvoa pienemmistä pitoisuuksista kertaluokkaa suurempiin. Samassa tutkimuksessa Morawska, Ayoko et al. huomasivat, että toimistoissa sisäilman hiukkaspitoisuudet olivat pääasiassa ulkoilman pitoisuuksia matalampia, mikä viittaa ulkoilman olevan ensisijainen toimistojen sisäilman hiukkaspitoisuuksiin vaikuttava tekijä. Kodeissa, kouluissa ja päiväkodeissa sisällä olevien päästölähteiden vaikutus sisäilman pitoisuuksiin on merkittävämmässä roolissa. Lisäksi katsaustutkimuksessa kävi ilmi, että toimistojen sisäilman hiukkaspitoisuuksia on tutkittu verrattain vähän, vaikka suuri osa työikäisestä väestöstä viettää työpäivisin noin 30 % ajastaan toimistolla (Schweizer et al., 2007).

Tässä diplomityössä perehdytään sisäilmaan aerosoliympäristönä ja selvitetään, mitkä seikat vaikuttavat aerosolien kulkeutumiseen ulkoa sisälle. Työn teoriaosa koostuu kirjallisuusselvityksestä, jossa paneudutaan olemassaolevaan sisäilmatutkimukseen ja tutkittujen sisä- ja ulkoilman yhteyksien kartoittamiseen. Tavoitteena on tutkia, minkälaisia hiukkaslähteitä erilaisissa sisäympäristöissä on ja mikä niiden merkitys on suhteessa ulkoilmasta peräisin oleviin hiukkasiin. Lisäksi työssä käsitellään helsinkiläisessä toimistorakennuksessa tehtyjä mittauksia, joiden avulla on tarkoitus saada tietoa aerosolihukkasten pitoisuuksista ja kokojakaumasta sisä- ja ulkoilmassa sekä selvittää, miten tutkimuskohteessa toteutetut rakennustekniset ratkaisut, kuten koneellisen ilmanvaihdon toteutus, vaikuttavat hiukkasten kulkeutumiseen ulkoa sisälle ja toisaalta niiden reittiin rakennuksen sisällä.

Tämän työn ensimmäisessä luvussa käsitellään sisäilman aerosolien käyttäytymistä ohjaavia fysikaalisia prosesseja sekä tehdään katsaus olemassaolevaan sisäilman aerosolitutkimukseen. Luvussa 3 esitellään työn mittauksissa käytettyjen mittalaitteiden toimintaperiaatteet sekä mittausten käytännön järjestelyt ja tutkittu rakennus. Luvussa 4 esitellään mittausten tulokset ja arvioidaan, miten tulokset vertautuvat aikaisempaan tutkimukseen, sekä mitä voidaan päätellä ulkoilmasta peräisin olevien hiukkasten vaikutuksesta sisäilman laatuun. Lisäksi tarkastellaan, mikä merkitys työssä tehdyllä kirjallisuuskatsauksella ja kokeellisella mittauksella on aerosolitutkimuksen kannalta, ja minkälaisia jatkotutkimuskysymyksiä tämä työ herättää.

## 2. AEROSOLIHUUKKASET SISÄILMASSA

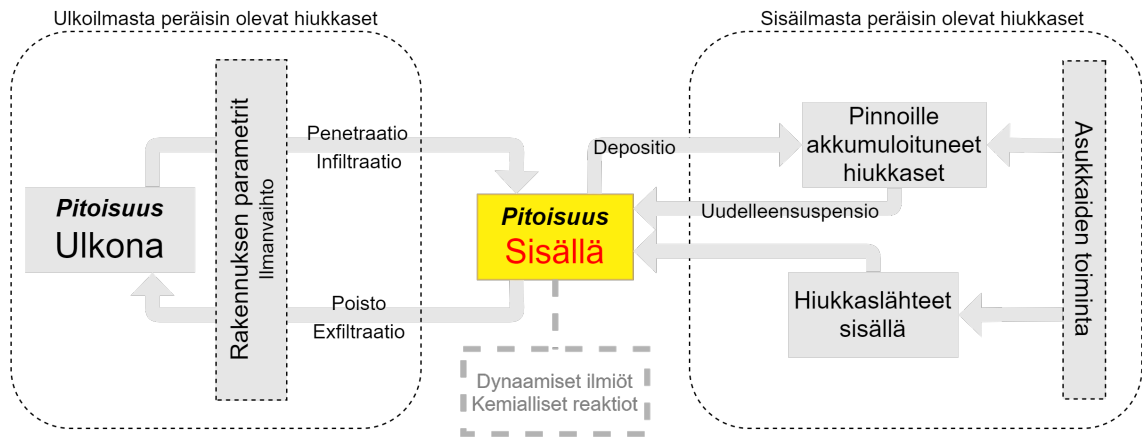
Ilmansaasteille altistumista kaupunkiympäristöissä on tarkkailtu useita vuosikymmeniä, mutta 1970-luvulle asti tätä tehtiin pääasiassa tarkkailemalla ulkoilman pitoisuuksia kiinteissä mittauspisteissä (Koistinen et al., 2001). Ulkoilman pitoisuuksien merkitys ilmansaasteille altistumiseen on kuitenkin rajallinen, sillä ihmiset käyttävät suuren osan ajastaan sisätiloissa. Hussein et al. (2012) tutkivat Helsingissä asuvien perheiden käyttäytymistä ja huomasivat ihmisten käyttäneen 81 % - 91 % ajastaan sisätiloissa. Sisällä vietetyn ajan suuren osuuden vuoksi sisätilojen hiukkaspitoisuuksien arvo on välttämätöntä kokonaisaltistuksen määrittämiseksi (Bo et al., 2017).

### 2.1 Sisätilat aerosoliympäristönä

Aerosolilla tarkoitetaan seosta, jossa nestemäiset tai kiinteät hiukkaset leijuvat kaasussa (Hinds, 1999, s. 3). Termi aerosoli kattaa siis sekä hiukkaset että niitä kannattelevan kaasun, joka on useimmiten ilmaa. Tässä työssä käsitellään pääasiassa aerosolien sisältämiä hiukkasia, mutta myös kaasujen ominaisuuksia ja kaasufaasissa tapahtuvia prosesseja käydään läpi.

Sisäilman aerosolihuukkaset ovat sekoitus ulko- ja sisälähteistä peräisin olevia hiukkasia. Hiukkaset voivat kulkeutua ulkoilmasta sisäilmaan, tai niitä voi syntyä sisätiloissa esimerkiksi palamisprosessien tuotteena tai kaasufaasissa tapahtuvien kemiallisten reaktioiden kautta. Sisäilman hiukkasten ominaisuudet riippuvat niiden lähteistä ja päästön jälkeisistä prosesseista. Koska erilaisia päästölähteitä on lukuisia ja hiukkasten ikääntymiseen liittyvät prosessit ovat monimutkaisia, vaihtelevat sisäilman aerosolien koostumus ja terveysvaikutukset suuresti. (Morawska, Ayoko et al., 2017)

Kuvassa 2.1 on esitetty kaavio sisäilman aerosolimallista, jolla kuvataan tärkeimpiä sisäilman hiukkaspitoisuuksiin vaikuttavia tekijöitä. Ulkona syntyneet hiukkaset voivat kulkeutua sisälle avoimista ovista ja ikkunoista tai erilaisista vuotokohdista rakennuksen vaipassa, kuten ovien ja ikkunoiden raoista. Koneellisesti ilmastoiduissa rakennuksissa hiukkasia kulkeutuu sisälle ilmanvaihdon tuloilman mukana. Ilmanvaihtoa voi tapahtua myös eri huoneiden ja huoneistojen välillä, jolloin rakennuksen sisällä syntyneet hiukkaset voivat kulkeutua rakennuksen muihin osiin. (Hussein, Wierzbicka et al., 2014)



**Kuva 2.1.** Sisäilman aerosolimallin pääpiirteitä kuvaava kaavio (Hussein, Wierzbicka et al., 2014, muokattu).

Termejä infiltraatio ja exfiltraatio käytetään ilmaisemaan prosesseja, joissa hiukkasia kulkeutuu ulkoa sisäilmaan ja sieltä pois rakennusvaipassa olevien vuotokohtien kautta (Hussein, Wierzbicka et al., 2014). Penetraatiolla eli läpäisyllä tarkoitetaan sitä osuutta hiukkasista, joka läpäisee hiukkasten kulkua rajoittavan esteen, kuten suodattimen tai pienen raon (Hinds, 1999, s. 163). Infiltraation ja ilmanvaihdon lisäksi sisäilman hiukkaspitoisuuden ja hiukkaskokojakaumaan vaikuttavat hiukkasten depositio eli asettuminen sisätilan pinnoille ja uudelleensuspensio eli irtoaminen pinnoilta takaisin sisäilmaan, sisällä tapahtuvat hiukkaspäästöt sekä erilaiset dynaamiset ilmiöt kuten tiivistyminen, haihtuminen, ja koagulaatio (Hussein ja M. Kulmala, 2008). Lisäksi hiukkasia saattaa muodostua kaasufaasin molekyyleistä kemiallisten prosessien seurauksena, millä voi joissain tilanteissa olla huomattava vaikutus sisäilman hiukkaspitoisuuksiin (Chen, Yao et al., 2020; Waring, 2014; Weschler ja Shields, 2003). Tarkastellaan seuraavaksi aerosolihiukkasten yleisiä ominaisuuksia ja sisäilman hiukkaspitoisuuksiin vaikuttavia prosesseja tarkemmin.

### 2.1.1 Aerosolihiukkasten kokojakauma

Yksi tärkeimmistä aerosolihiukkasten käyttäytymistä ja terveysvaikutuksia määrittävistä tekijöistä on hiukkasen koko, joka useimmiten esitetään hiukkasen halkaisijana. Aerosolihiukkasten koolle ei ole määritetty ylä- tai alarajaa, mutta ylärajana voidaan pitää noin 100  $\mu\text{m}$ :n halkaisijaa, jota suuremmat hiukkaset eivät massansa vuoksi pysy ilmassa muutamia kymmeniä sekunteja pidempään (laskeutumisnopeus yli 0,25  $\text{m s}^{-1}$ ). Pienimmät aerosolihiukkaset, niin sanotut molekyyliparvet (engl. molecular cluster; nanocluster) taas ovat vain nanometrien kokoisia. Koska hiukkaskokojen skaala on valtava, on suurten ja pienten hiukkasten ominaisuuksissa luonnollisesti merkittäviä eroja. (John, 2011)

Aerosolihiukkasen halkaisijan määrittäminen suoralla mittauksella on harvoin käytännöllistä, eikä halkaisijaa voida yksiselitteisesti määrittää epäsäännöllisen muotoisille hiukkasille. Tyypillisesti hiukkasille määritetäänkin niin sanottu ekvivalenttihalkaisija (engl. equi-

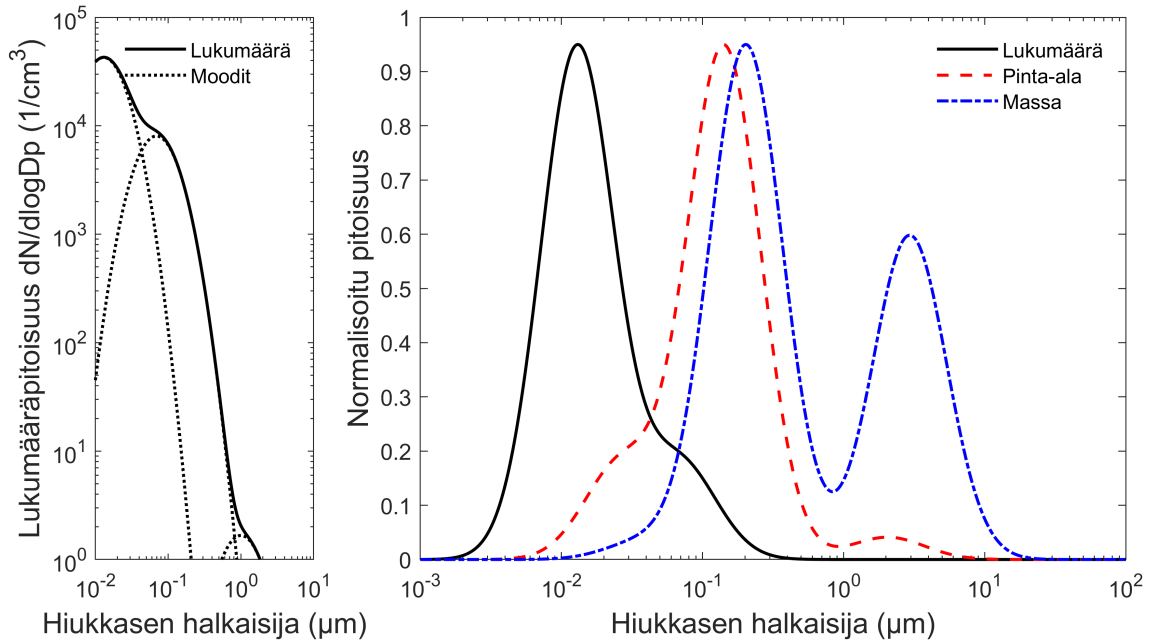
valent diameter), joka edustaa jotakin hiukkasen ominaisuutta tai sille ominaista käyttäytymistä tietyssä systeemissä (Hinds, 1999; Kulkarni et al., 2011b). Ekvivalenttihalkaisijan perusteella voidaan määrätyissä tilanteissa samalla tavoin käyttäytyvät hiukkaset jakaa kokoluokkiin. Tämän työn kannalta tärkeimmät ekvivalenttihalkaisijat ovat aerodynaaminen halkaisija (engl. aerodynamic diameter) ja sähköinen liikkuvuushalkaisija (engl. electrical mobility diameter).

Aerosolihiuksien aerodynaaminen halkaisija on sellaisen yksikkötiheyksisen ( $1 \text{ g/cm}^3$ ) pallon muotoisen hiukkasen halkaisija, jonka painovoimainen asettumisnopeus on yhtä suuri kuin tarkasteltavan hiukkasen. Painovoimaisella asettumisnopeudella tarkoitetaan nopeutta, jolla aerosolihiuksien asettuu putoamaan painovoimakentässä, kun ilmanvastuksesta johtuva vastusvoima kasvaa yhtä suureksi kuin hiukasta alaspäin vetävä painovoima. Hiukkasen sähköisellä liikkuvuushalkaisijalla tarkoitetaan sellaisen pallon muotoisen hiukkasen halkaisijaa, jolla on yhtä suuri sähköinen liikkuvuus (engl. electrical mobility) kuin tarkasteltavalla hiukkasella. Kun varattu aerosolihiuksien asetetaan sähkökenttään, siihen kohdistuu sen varaukseen ja sähkökentän voimakkuuteen verrannollinen sähköstaattinen voima. Hiukkasen alkaa liikkua sähkökentässä kiihtyvällä nopeudella kunnes ilmanvastuksen vastusvoima kasvaa yhtä suureksi sähköstaattisen voiman kanssa ja hiukkasen saavuttaa tasaisen nopeuden. Tämä niin kutsuttu ajautumisnopeus (engl. drift velocity) määrittää hiukkasen sähköisen liikkuvuuden. (Kulkarni et al., 2011a)

Käytännöllinen tapa tarkastella hiukkasten ominaisuuksia on tutkia hiukkasten kokojakaumaa. Kokojakaumassa jokin aerosolihiuksien ominaisuus, kuten lukumäärä- tai massapitoisuus, esitetään hiukkaskoon funktiona. Aerosolihiuksien kokojakaumien on kokeellisesti huomattu noudattavan lognormaalista jakaumaa kohtuullisen hyvin ja se on yleisin hiukkaskokojakaumien mallintamiseen käytetty jakaumafunktio. Tästä ja hiukkasten koalueen laajuudesta johtuen hiukkaskoko esitetään tyypillisesti logaritmisella asteikolla. Täysin jatkuvaa kokojakaumaa ei ole käytännössä mahdollista mitata, vaan hiukkaset jaotellaan mittausmenetelmästä riippuen erilevyisiin kokoväleihin. Tästä seuraa kuitenkin ongelma; jos kokovälien leveydet poikkeavat toisistaan, antaa tietylle kokovälille mitattu pitoisuus väärän kuvan kyseisen kokovälin hiukkasten osuudesta kokonaispitoisuuteen. Esimerkiksi 10 – 20 nm:n hiukkasten lukumääräpitoisuus voi olla sama kuin 20 – 50 nm:n hiukkasten, mutta koska kokovälit ovat erilevyiset (10 nm ja 30 nm), ei mitattujen pitoisuuksien vaikutus kokojakaumaan ole itsestäänselvä. Kun tietyn kokovälin hiukkaspitoisuus, esimerkiksi lukumääräpitoisuus  $dN$ , jaetaan kokovälin leveyden kymmenkantisella logaritmilla  $d \log D_p$ , voidaan erikokoisten hiukkasten mitattuja pitoisuuksia vertailla toisiinsa. Tällöin kokojakauma esitetään pitoisuutena  $dN/d \log D_p$  hiukkaskoon  $D_p$  funktiona. Hiukkaskokona esitetään tyypillisesti kokovälin ylä- ja alarajan geometrinen keskiarvo. (John, 2011)

Kuvaan 2.2 on mallinnettu tyypillinen kaupunkiympäristössä mitattu hiukkaskokojakauma kolmen lognormaalista jakauman summana. Kuvan 2.2 vasemmassa kuvaajassa on





**Kuva 2.2.** Esimerkki aerosolihiukkasten kokojakaumasta kaupunkiympäristössä. Vasemmalla kuvaajassa hiukkasten lukumääräpitoisuus ja kokojakauman moodit logaritmisella asteikolla. Oikeanpuoleisessa kuvaajassa normalisoidut kokojakaumat lukumäärä-, pinta-ala- ja massapitoisuudelle lineaarisella asteikolla.

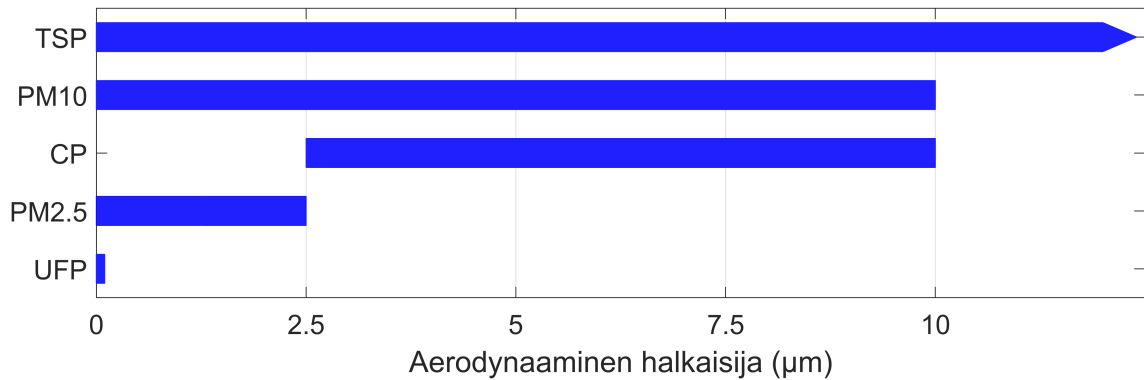
esitetty logaritmisella y-asteikolla lukumääräpitoisuuden kokojakauma sekä yksittäiset jakaumafunktiot katkoviivalla. Yksittäisten jakaumafunktioiden huippukohtia kutsutaan kokojakauman moodeiksi. Eri moodien hiukkaset muodostuvat eri tavoin, ja aerosolitieteessä hiukkaset jaotellaan tyypillisesti neljään eri moodiin: nukleaatiomoodi, Aitkenmoodi, akkumulaatiomoodi ja karkea moodi. Nukleaatiomoodin hiukkaset (1 – 30 nm) syntyvät ensisijaisesti palamireaktioissa (Hinds, 1999, s. 311) tai tiivistymällä kaasumaisista päästöistä, kun kaasu saavuttaa äkillisen jäähtymisen seurauksena ylikylläisen tilan (Charron ja Harrison, 2003). Akkumulaatiomoodi (30 – 300 nm) tunnetaan myös nokimoodina ja sen hiukkaset ovat peräisin pääasiassa suoraruiskutuspolttomoottoreiden (lähinnä dieselmoottorit, mutta myös bensiinikäyttöiset ottomoottorit) palamisreaktioissa syntyvistä hiilyyhdisteistä (Wehner et al., 2009). Akkumulaatiomoodin hiukkaset sisältävät myös hiukkasten törmäilyn eli koagulaation seurauksena kasvaneita nukleaatiomoodin hiukkasia (Hinds, 1999, s. 311). Nukleaatio- ja akkumulaatiomoodin välissä on niin kutsuttu Aitkenmoodi (20 – 100 nm), jonka hiukkaset syntyvät sekä nukleaatiomoodin hiukkasten kasvun ja koagulaation seurauksena että palamislähteistä kuten ajoneuvojen polttomoottoreista (Kumar et al., 2010). Karkean moodin hiukkaset (> 1000 nm) syntyvät pääasiassa mekaanisissa prosesseissa kuten maanviljelyssä tai kaivostoiminnassa ja sisältävät esimerkiksi pölyä ja merivedestä peräisin olevia suola hiukkasia (Hinds, 1999, s. 311). Eri moodien kokorajoja ei ole selkeästi määritelty; tässä on käytetty kokorajoja, jotka Kumar et al. (2010) tekemän katsauksen mukaan tyypillisesti esiintyvät kirjallisuudessa.

Kuvan 2.2 lukumääräkokojakaumassa moodit sijaitsevat 13 nm:n, 69 nm:n ja 1000 nm:n hiukkaskokojen kohdilla, eli jakaumassa nähdään selkeät nukleaatiomoodi ja Aitken moodi, sekä lukumäärältään pieni karkea moodi (tässä esimerkissä 1000 nm:n hiukkasten lukumääräpitoisuuden suhde 13 nm:n hiukkasten lukumääräpitoisuuteen on noin 3:100 000). Usein kaupunkiympäristöissä havaitaan myös akkumulaatiomoodi (esim. Hussein, Hameri et al., 2004, moodi 150 nm:n kohdalla), mutta se on jätetty tästä kuvaajasta pois selkeyden vuoksi. Oikeanpuoleiseen kuvaajaan on piirretty saman kokojakauman normalisoidut lukumäärä-, pinta-ala- ja massapitoisuudet lineaariselle asteikolle. Kaupunkiympäristöissä on tyypillistä, että tuoreista päästöistä johtuva nukleaatiomoodi on lukumääräpitoisuudeltaan selkeästi suurin. Kuvaajasta kuitenkin nähdään, että pinta-alan pitoisuuteen vaikuttavat selvästi voimakkaimmin akkumulaatiomoodin hiukkaset ja alle 30 nm:n sekä yli 1 µm:n hiukkasten vaikutus on vähäinen. Massapitoisuuteen taas vaikuttavat merkittävästi vain yli 100 nm:n hiukkaset. Vaikka yli 1 µm:n hiukkasten lukumääräpitoisuus on muihin hiukkaskokoihin verrattuna häviävän pieni, on niiden vaikutus massapitoisuuteen huomattava. Erot lukumäärä-, pinta-ala- ja massapitoisuuden kokojakaumissa johtuvat näiden suureiden suhteesta hiukkaskokoon. Pinta-ala on verrannollinen hiukkasen halkaisijan toiseen ja massa kolmanteen potenssiin. Näin ollen massapitoisuuden kokojakauman moodit ovat tyypillisesti suurten hiukkaskokojen kohdalla, vaikka valtaosa hiukkasten lukumääräpitoisuudesta on peräisin alle 100 nm:n hiukkasista. (Hinds, 1999; John, 2011)

### **Aerosolihiukkasten kokoluokat**

Hiukkassaaste kategorisoidaan eri kokoluokkiin yleensä hiukkasten aerodynaamisen halkaisijan mukaan. Termi TSP (engl. total suspended particles) kattaa kaikki ilmassa leijuvat aerosolihiukkaset koosta riippumatta. Noin 30 – 70 µm:ä suuremmat hiukkaset laskeutuvat nopeasti painovoiman vaikutuksesta, joten aerosolitutkimuksessa keskitytään yleisesti näitä pienempiin hiukkasiin. PM<sub>10</sub>- ja PM<sub>2.5</sub>-kokoluokkien hiukkaset ovat aerodynaamiselta halkaisijaltaan alle 10 µm:n ja alle 2,5 µm:n kokoisia. PM<sub>2.5</sub>-kokoluokasta käytetään myös termiä pienhiukkaset (engl. fine particles). PM<sub>x</sub>-pitoisuuksista puhuttaessa tarkoitetaan useimmiten kyseisen kokoluokan hiukkasten massapitoisuutta. Ultrapienet hiukkaset UFP (engl. ultrafine particles) ovat halkaisijaltaan alle 0,1 µm. Termillä karkeat hiukkaset CP (engl. coarse particles) on aiemmin tarkoitettu yli 10 µm:n hiukkasia, mutta nykyisin karkeiksi hiukkasiksi kutsutaan 2,5 – 10 µm:n hiukkasia. PM<sub>10</sub>-kokoluokkaan viitataan toisinaan termillä hengitettävät hiukkaset (engl. inhalable particles). (Englert, 2004)

Kuvassa 2.3 on esitetty yllä kuvatut aerosolihiukkasten kokoluokat. Kuten kuvasta huomataan, pienemmät kokoluokat sisältyvät suurempiin kokoluokkiin – esimerkiksi PM<sub>2.5</sub> sisältää UFP-kokoluokan ja PM<sub>10</sub> sisältää PM<sub>2.5</sub>-kokoluokan. Kirjallisuudessa esiintyy myös vähemmän käytettyjä kokoluokkia, kuten PM<sub>5</sub>, PM<sub>4</sub>, PM<sub>2</sub> ja PM<sub>1</sub>. Tällaisten kokoluokkien käyttö voi liittyä esimerkiksi rajoitteisiin käytettyjen mittalaitteiden kokoresoluutiossa (Bo et al., 2017). Ultrapienistä hiukkasista käytetään yleisesti myös termiä PM<sub>0.1</sub>. Sisäilman



**Kuva 2.3.** Aerosolihiukkasten kokoluokat (Martins ja Carrilho da Graça, 2018, muokattu).

mittauksissa on keskitytty pääosin  $PM_{10}$ - ja  $PM_{2.5}$ -kokoluokkien hiukkasten massapitoisuuksien määrittämiseen. Nämä kokoluokat ovat laajamittaisessa käytössä hiukkaspäästötutkimuksessa, jolloin tuloksia on helppo vertailla olemassa olevaan kirjallisuuteen (Bo et al., 2017). Massaan perustuvat pitoisuusmittaukset kuitenkin aliarvioivat ultrapienien hiukkasten merkitystä, koska niiden massa karkeampiin hiukkasiin verrattuna on mitätön (Manigrasso, Protano et al., 2019). Sen sijaan niiden lukumääräpitoisuudet ovat usein merkittäviä sekä sisä- että ulkotiloissa. Viime aikoina kiinnostus ultrapieniä hiukkasia kohtaan on kasvanut huomattavasti, kun tutkimusnäyttöä niiden terveyshaitoista (esim. Oberdörster et al., 2005) on alkanut kertyä.

### 2.1.2 Aerosolien dynamiikan peruskäsitteitä

Kun pieniä aerosolihiukkasia tarkastellaan paikallaan olevassa ilmassa, huomataan niiden liikkuvan jatkuvasti satunnaisella liikeradalla. Liike aiheutuu kaasumolekyyleistä ja -atomeista sekä muista hiukkasista, jotka törmäilevät hiukkaseen sattumanvaraisista suunnista. Tällaista satunnaisista törmäyksistä johtuvaa liikehdintää kutsutaan Brownin liikkeeksi. Jos aerosolissa on korkeamman ja matalamman hiukkaspitoisuuden alueita, huomataan hiukkasten nettoliikkeen suuntautuvan aina korkeamman pitoisuuden alueelta kohti matalamman pitoisuuden aluetta. Tätä ilmiötä kutsutaan diffuusioksi tai Brownin diffuusioksi. Diffuusion voimakkuus riippuu hiukkasen koosta; suuret hiukkaset liikkuvat hitaasti niiden suuren massan ja pinta-alan takia, mutta pienillä hiukkasilla diffuusiosta johtuva liike on merkittävää. Jos konvektiota eli kulkeutumista kaasun virtauksen mukana ei lasketa, on diffuusioliike alle  $0,1 \mu\text{m}$ :n hiukkasten tärkein kulkeutumismekanismi. (Hinds, 1999, s. 150-160; Kulkarni et al., 2011a)

Depositioilla tarkoitetaan hiukkasten asettumista pinnoille, kuten lattioille, pöydille tai seinille. Pienten, alle  $0,1 \mu\text{m}$ :n hiukkasten tapauksessa vallitseva depositiomekanismi on diffuusio (Hinds, 1999, s. 160-162). Yli  $0,2 \mu\text{m}$ :n hiukkasten depositio aiheutuu pääasiassa painovoimasta. Sisäilmasta hiukkaset poistuvat pääasiassa ilmanvaihdon mukana tai deposition seurauksena (Hussein, Wierzbicka et al., 2014). Lattioille ja muille pinnoille

kertyneet hiukkaset voivat kuitenkin päätyä takaisin ilmaan esimerkiksi ilmavirtojen, siivouksen tai pelkän kävelyn seurauksena (Thatcher ja Layton, 1995). Tätä kutsutaan hiukkasten uudelleensuspensioksi (engl. re-suspension). Uudelleensuspension johdosta sisäilmaan saattaa päätyä esimerkiksi vaatteiden ja kenkien mukana sisälle kulkeutuneita saasteita, kuten raskasmetalleja (Layton ja Beamer, 2009).

Tiivistyminen eli kondensaatio on ilmiö, jossa aineen olomuoto muuttuu kaasumaisesta nesteeksi. Tässä yhteydessä on syytä määritellä myös termi höyry, joka arkikielessä voi tarkoittaa esimerkiksi kiehuvaista vedestä nousevaa pienten vesipisaroiden ja kaasun muodostamaa aerosolia. Fysiikassa höyryllä tarkoitetaan kaasumaista ainetta, jonka lämpötila on kyseisen aineen kriittisen pisteen alapuolella (Ganot ja Atkinson, 1883). Höyry voi tiivistyä nesteeksi, kun sen painetta kasvatetaan, ja se voi esiintyä samassa paineessa sekä nestemäisenä että kaasumaisena. Kaasun muuttaminen nesteeksi taas vaatii paineen muutoksen lisäksi aina myös lämpötilan muutoksen. Jotta tiivistymistä voisi tapahtua, vaaditaan yleensä tilanne, jossa höyryn osapaine  $p$  ylittää sen kyllästyshöyrynpaineen  $p_s$ . Tällöin puhutaan ylikylläisestä (engl. supersaturated) höyrystä. Usein höyry tiivistyy pienten hiukkasten tai ionien, niin kutsuttujen tiivistymisydinten ympärille. Luonnossa tiivistyminen on tärkein aerosolihiukkasten muodostumista ja kasvua ajava prosessi (Hinds, 1999, s. 278).

Tiivistymisen käänteinen ilmiö on haihtuminen, jossa aine muuttuu nesteestä kaasuksi. Haihtumisen seurauksena aerosolihiukkaset voivat pienentyä tai haihtua kokonaan jättäen jälkeensä tiivistymisytimen, joka voi edelleen toimia uutena ytimenä tiivistymiselle (Hinds, 1999, s. 278). Sisäilman laadun kannalta haihtuminen on olennainen ilmiö esimerkiksi haihtuvien ja puolihaihtuvien orgaanisten yhdisteiden (VOC (engl. volatile organic compound) ja SVOC (engl. semivolatile organic compound)) myötä. VOC-yhdisteet ovat matalan kiehumispisteen omaavia orgaanisia yhdisteitä, jotka esiintyvät aerosoleissa tyypillisesti kaasufaasissa. SVOC-yhdisteet ovat orgaanisia yhdisteitä, joita voi esiintyä merkittäviä määriä sekä aerosolin kaasua- että nestefaasissa. Erilaiset haihtuvat ja puolihaihtuvat orgaaniset yhdisteet vaihtelevat terveyden kannalta vaarattomista aineista erittäin myrkyllisiin (Z. Liu ja Little, 2012a; Z. Liu ja Little, 2012b; Weschler ja Nazaroff, 2008).

Koagulaatiolla tarkoitetaan ilmiötä, jossa hiukkaset törmäävät ja tarttuvat toisiinsa muodostaen suurempia hiukkasia. Tämän seurauksena aerosolihiukkasten lukumääräpitoisuus pienenee ja hiukkaskoko kasvaa (Hinds, 1999, s. 260). Hiukkaspitoisuuden ollessa matala voidaan koagulaation vaikutus yleensä jättää huomiotta. Jos hiukkasten lukumääräpitoisuus kasvaa yli  $10^4$  1/cm<sup>3</sup>:n, voi koagulaation vaikutus alle 0,1 µm:n hiukkasten lukumääräpitoisuuteen ja kokojakaumaan kuitenkin tulla merkittäväksi (Hussein, Hruška et al., 2009). Koagulaation rooli korostuu siis esimerkiksi ruoanlaiton tai tupakoinnin aikana, jolloin sisätiloissa voi esiintyä korkeita hiukkaspitoisuuksia.

### 2.1.3 Sisätilojen tyypillisiä ominaisuuksia

Sisä- ja ulkotilat ovat aerosoliympäristöinä monilla tavoin erilaisia. Myös vaihtelu erilaisten sisätilojen välillä on suurta, mutta tietyt piirteet yhdistävät niistä lähes kaikkia. Abbatt ja C. Wang (2020) ovat listanneet viisi oleellisinta sisäilman aerosoliprosesseihin vaikuttavaa tekijää: ilmanvaihto, huoneiston pinta-alan suhde tilavuuteen, valon määrä, lämpötilan ja suhteellisen kosteuden säätely sekä ihmisen läsnäolo. Tarkastellaan seuraavaksi näitä tekijöitä hieman yksityiskohtaisemmin.

Sisäilma vaihtuu nopeasti, säilyen huoneessa tyypillisesti vain 1 – 2 tunnin ajan. Ympäristöministeriön asetuksen (Ympäristöministeriö, 2017) mukaan uuden rakennuksen ulkoilmavirran on oltava käytön aikana vähintään  $0,35 \text{ (dm}^3\text{/s)/m}^2$ , mikä 2,6 metriä korkeassa huoneessa vastaa huoneilman vaihtumista kokonaan noin kerran kahdessa tunnissa. Todellisuudessa ilmanvaihto on usein huomattavasti nopeampaa. Esimerkiksi Järnström et al. (2006) tutkivat 14:n uuden Suomeen rakennetun asuinrakennuksen ilmanvaihtoa ja saivat keskiarvoksi 0,98 vaihtoa tunnissa 6 kuukautta rakentamisen jälkeen. Kaasufaasissa tapahtuvat kemialliset reaktiot ovat ulkoilmassa aerosolien muodostumisen ja kehityksen kannalta keskeisiä, mutta sisätiloissa aerosolihiukkasten ja kaasumaisten yhdisteiden väliselle vuorovaikutukselle on ilman nopean vaihtumisen myötä huomattavasti vähemmän aikaa.

Toinen sisätiloja määrittävä ominaisuus on niiden suuri pinta-ala suhteessa tilavuuteen, eli S/V-suhde (engl. surface-area-to-volume-ratio). Manuja et al. (2019) määrittivät S/V-suhteen erilaisissa huoneissa ja huomasivat, että huoneen käyttötarkoitus ei juuri vaikuttanut suhteeseen. Keskimääräinen S/V-suhde irtaimisto huomioiden oli  $(3,2 \pm 1,2) \text{ m}^{-1}$  ja ilman irtaimistoa  $(1,8 \pm 0,3) \text{ m}^{-1}$ . Koska pinnat ovat mikroskooppisella tasolla usein huokoisia tai rosoisia, on S/V-suhde todellisuudessa vielä suurempi. Ulkoilmassa vastaava suhde on moninkertaisesti pienempi ja mitä korkeammalle ilmakehässä nouseaan, sitä vähemmän pinta-alaa on suhteessa tilavuuteen. Käytettävissä olevan pinta-alan vuoksi monet yhdisteet, jotka olisivat ulkoilmassa haihtuvia voivat käyttäytyä sisätiloissa puoli-haihtuvasti tarttumalla (engl. partition) pinnoille (Abbatt ja C. Wang, 2020).

Pintoihin tarttuneiden puolihaihtuvien yhdisteiden poistuminen sisältä saattaa kestää muutamista päivistä jopa vuosiin, jos ainoa poistomekanismi on ilmanvaihto (Weschler ja Nazaroff, 2008). Tämä voidaan huomata esimerkiksi tupakan hajun viipymisenä huoneistossa useidenkin ilmanvaihtojen jälkeen. Tupakansavusta peräisin olevien yhdisteiden on huomattu tarttuvan sisätilojen pinnoille ja vapautuvan niiltä sisäilman kaasufaasiin sekä edelleen aerosolihiukkasiin, mikä voi johtaa niin sanottuun kolmannen käden altistumiseen tupakalle (engl. thirdhand smoke (THS)) (DeCarlo et al., 2018). Nopean ilmanvaihdon ja suuren S/V-suhteen seurauksena kaasufaasin kemialla on sisäilmassa pienempi merkitys kuin ulkona (Abbatt ja C. Wang, 2020). Sitä vastoin rakenteiden ja kalusteiden pinnoilla tapahtuvien kemiallisten prosessien vaikutus korostuu.

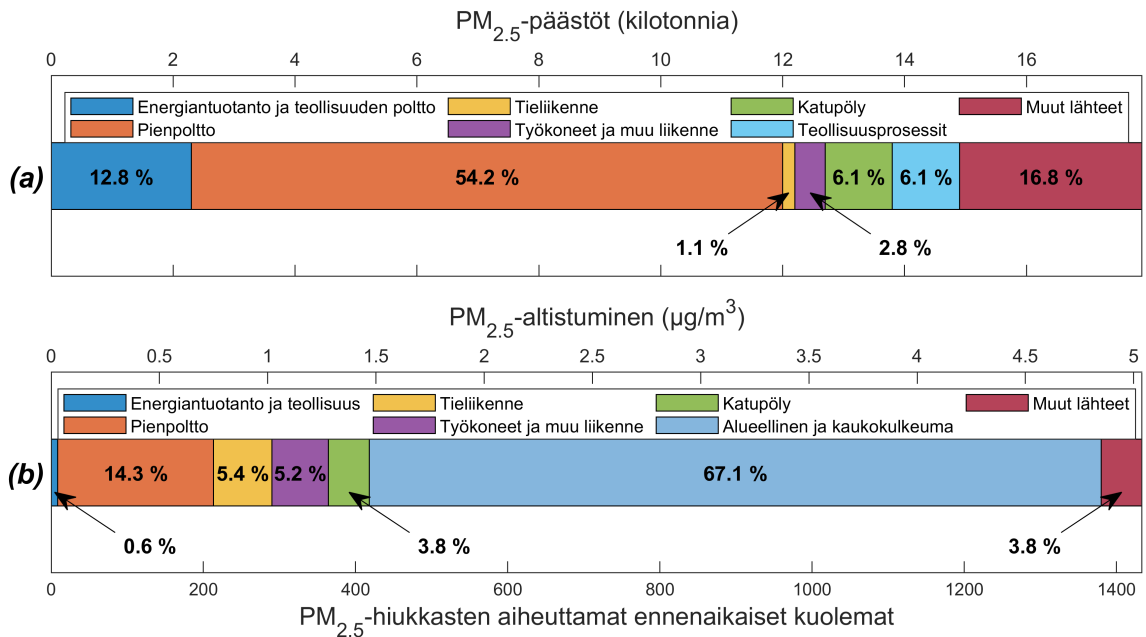
Kolmanneksi tärkeäksi tekijäksi Abbatt ja C. Wang (2020) nostavat valon, ja etenkin sen niukkuuden sisätiloissa. Maapallon ilmakehä on hapettava ympäristö, jossa monet aerosolien muodostumisprosessit riippuvat hapettimista kuten otsoni ( $O_3$ ) ja hydroksyyli- radikaali ( $\bullet OH$ ) (Kondratyev et al., 2006; Thompson, 1992). Ulkoilmassa hapettumisreaktiot ja hapettimien muodostuminen ovat pitkälti riippuvaisia auringonvalon alle 320 nm:n aallon- pituuksista (Young et al., 2019), mutta sisälle tultaessa auringonvalon intensiteetti laskee huomattavasti (Blocquet et al., 2018). Näin ollen sisäilmassa tapahtuu vähemmän ha- pettimien tuotantoa kuin ulkona (Young et al., 2019), mikä vähentää hapetusreaktioiden kautta tapahtuvaa aerosolien muodostumista sisällä.

Neljäntenä suurena erona ulkoilmaan on suhteellisen kosteuden ja lämpötilan säätely. Si- sätiloissa nämä pysyvät jotakuinkin vakiona ruoanlaittoa ja suihkussa käyntiä lukuun otta- matta, joten märkädepositiota (engl. wet deposition) ei juuri tapahdu (Abbatt ja C. Wang, 2020). Märkädepositiossa hiukkaset tarttuvat ilmassa leijuviin nestepisaroihin ja asettu- vat niiden mukana pinnoille. Viimeisenä lähes kaikkia sisätiloja yhdistävänä tekijänä on ihmisten läsnäolo. Sen lisäksi, että ihmisten toiminnasta kuten ruoanlaitosta ja siivoami- sesta aiheutuu suoria hiukkaspäästöjä, tapahtuu iholla ja vaatteiden pinnalla kemiallisia reaktioita, jotka voivat johtaa puolihaihtuvien orgaanisten yhdisteiden (SVOC) muodostu- miseen (Weschler, 2016).

## 2.2 Hiukkaslähteet ulkona ja sisällä

Ilmanlaatuun vaikuttavien tekijöiden ymmärtämiseksi on tärkeää tarkastella aerosolihiuk- kasten lähteitä. Ulkona ja sisällä syntyneiden hiukkasten kokojakaumat eroavat usein toi- sistaan (Abt, Suh, Catalano et al., 2000) ja eri päästölähteistä peräisin olevat hiukka- set voivat vaihdella kemialliselta koostumukseltaan ja terveysvaikutuksiltaan huomatta- vasti (Long et al., 2001). Syntymekanisminsa perusteella aerosolit luokitellaan primää- risiksi ja sekundäärisiksi aerosoleiksi. Primääriset aerosolit emittoituvat suoraan ilmake- hään päästölähteestä, kun taas sekundääriset aerosolit syntyvät ilmakehässä kaasufaa- sissa tapahtuvien kemiallisten reaktioiden tai tiivistymisen seurauksena (Kulkarni et al., 2011b). Päästölähteiden identifiointi ja yksityiskohtainen karakterisointi on tärkeää ae- rosolien ympäristö- ja terveysvaikutusten arvioimiseksi (Rönkkö et al., 2017). Lähteiden tunnistaminen luo pohjan tehokkaalle sisäilman altistumisen hallinnalle ja se on tärkeää myös turvallisempien tuotteiden kehittämisessä (Koivisto et al., 2019).

Hiukkassaasteen pääasiallisia lähteitä useimmissa kaupunkiympäristöissä ovat tieliiken- ne, teollisuus, kotitalouksissa tapahtuva polttoaineen polttaminen sekä muut palamispro- sessit (Karagulian et al., 2015; Liang et al., 2016). Karkeat, yli 30 mikrometrin hiukkaset asettuvat painovoiman vaikutuksesta nopeasti, mutta pienemmät hiukkaset voivat jää- dä ilmaan pitkäksi aikaa ja kulkeutua kauas lähteestään (Martins ja Carrilho da Graça, 2018). Tällä niin kutsutulla hiukkasten kaukokulkeumalla (engl. long range transport) voi



**Kuva 2.4.** Primääriset PM<sub>2.5</sub>-hiukkaspäästöt Suomessa vuonna 2015 (a) ja väestöpainotettu kokonaisaltistuminen kotimaisista päästölähteistä ja alueellisesta sekä kaukokulkeumasta peräisin oleville PM<sub>2.5</sub>-hiukkasille, sekä altistumisesta johtuvat ennenaikaiset kuolemat (b). Kuvassa esitetyt luvut on poimittu lähteestä (Soimakallio, Sampo et al., 2017).

olla suuri vaikutus ilmanlaatuun (Pakkanen et al., 2001). Luonnossa syntyneet hiukkaset, kuten pöly ja merisuola, vaikuttavat kaupungeissa enimmäkseen karkeiden hiukkasten pitoisuuksiin, mutta ihmisperäisten lähteiden tiedetään tuottavan sekä primäärisiä että sekundäärisiä pien-, ultrapieniä ja nanokokoisia hiukkasia (Bo et al., 2017).

Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoimikunnan raportissa (Soimakallio, Sampo et al., 2017) mallinnettiin primääristen PM<sub>2.5</sub> -hiukkaspäästöjen kokonaismassaa (kton) Suomessa vuonna 2015. Mallinnus perustui tilastokeskukselta saatuihin energiankäytön ennakkotietoihin. Lisäksi raportissa arvioitiin väestöpainotettua altistumista kotimaisista päästölähteistä ja alueellisesta sekä kaukokulkeumasta peräisin olevien PM<sub>2.5</sub> -hiukkasten massapitoisuudelle (µg/m<sup>3</sup>), ja altistumisesta johtuvia ennenaikaisia kuolemia. Altistumlaskelmissa ei ole huomioitu kotimaisia sekundäärisiä hiukkasia. Lisäksi eri lähteistä peräisin olevien hiukkasten on oletettu olevan terveysvaikutuksiltaan samanlaisia.

Eri lähteiden osuus kokonaispäästöihin ja altistumiseen on esitetty kuvassa 2.4. Yhteensä primäärisiä PM<sub>2.5</sub>-päästöjä oli 17,9 kilotonnia, josta yli puolet on peräisin puun pienpoltosta esimerkiksi takoissa ja saunojen kiukaissa. Muita merkittäviä päästölähteitä ovat energiantuotanto ja teollisuus, liikenne, katupöly sekä muut lähteet, kuten maataloudesta, turpeen tuotannosta ja rakennustoiminnasta syntyvät pölypäästöt. Kokonaisaltistuminen PM<sub>2.5</sub>-hiukkasille oli 5,04 µg/m<sup>3</sup>, jonka arvioitiin aiheuttavan vuosittain 1434 ennenaikaista kuolemaa. Suurin osa altistumiseen vaikuttavista hiukkasista on peräisin alueellisesta ja kaukokulkeumasta sekä puun pienpoltosta ja liikenteestä.

Paikalliset maanpinnan muodot ja ilmasto vaikuttavat ulkoilman hiukkaspitoisuuksiin joko edesauttamalla tai rajoittamalla hiukkasten leviämistä. Tuuli ja sade voivat poistaa aerosoleja ilmakehästä tehokkaasti, minkä on huomattu laskevan myös sisäilman hiukkaspitoisuuksia (Chithra ja Shiva Nagendra, 2014; Rodríguez et al., 2008). Toisaalta ilmakehään voi syntyä vakaa lämpötilan inversiokerros lähelle maan pintaa, mikä yhdessä vähäisen tuulen kanssa rajoittaa hiukkasten poistumista paikallisesta ilmakehästä johtaen korkeampiin pitoisuuksiin (Z. Cheng et al., 2016; Martins ja Carrilho da Graça, 2018). Tällöin paikallisesti tuotetut hiukkaset jäävät lähelle päästölähdettä ja heikentävät ilmanlaatua. Useimmissa kaupunkiympäristöissä on huomattu ilmanlaadun jaksollisia vaihteluita, jotka johtuvat päästölähteiden ja ilmaston jaksollisesta luonteesta (Martins ja Carrilho da Graça, 2018).

Sisätiloissa tärkeitä päästölähteitä ovat erilaiset palamisprosessit kuten kynttilän, suitsukkeen tai tupakan polttaminen, ruoanlaitto ja siivousaktiviteetit. Ultrapieniä hiukkasia syntyy useimmiten korkean lämpötilan prosesseista, kuten palamisesta tai hitsaamisesta (Nazaroff, 2004). Ruoanlaitto uunissa, leivänpaahdinten käyttö ja grillaaminen ovat merkittäviä alle 100 nm:n hiukkasten lähteitä sisällä (Abt, Suh, Allen et al., 2000). Esimerkiksi Manigrasso, Vitali et al. (2017) mittasivat jopa  $4,1 \cdot 10^7$  1/cm<sup>3</sup>:n pitoisuuksia ilmastoimattomassa huoneessa, kun he paistoivat lihaa kaasuhellalla. Vastaava pitoisuus ilmastoinnissa ollessa käynnissä oli  $2,0 \cdot 10^6$  1/cm<sup>3</sup>. Tupakoinnin on osoitettu tuottavan suuria hiukkaspitoisuuksia sisätiloissa niin PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, kuin PM<sub>1</sub> -kokoluokan hiukkasissa (Höllbacher et al., 2017). Karkeat hiukkaset sisätiloissa ovat peräisin pääasiassa mekaanisista prosesseista kuten siivoamisesta tai ihmisten liikkeestä, mutta niitä voi syntyä myös esimerkiksi ruoan kuullottamisen seurauksena (Abt, Suh, Allen et al., 2000; Nazaroff, 2004). Hiukkasten uudelleensuspensio ihmisten liikkeen seurauksena on erityisen suuressa roolissa ruuhkaisissa sisätiloissa, kuten kouluissa (Amato et al., 2014) ja sairaaloissa (X. Wang et al., 2006). Muita hiukkaslähteitä sisätiloissa voivat olla muun muassa lasertulostimet, joiden on osoitettu tuottavan merkittäviä määriä alle mikrometrin kokoisia hiukkasia (He et al., 2007), sähköiset ilmanraikastimet (Höllbacher et al., 2017), sähkötupakka (Schripp et al., 2013) sekä sekundääristen orgaanisten aerosolien muodostuminen (Waring, 2014). Suuri osa sisäilmautkimuksista kuvailee sisäilman päästölähteitä yleisellä tasolla, eikä erilaisia lähteitä ole karakterisoitu tarkasti. Sisätilojen päästölähteiden karakterisointi hiukkaskoon, päästön määrän sekä hiukkasten kemiallisten ominaisuuksien suhteen on haastavaa ja vaatisi lisää tutkimusta (Abadie ja Blondeau, 2011; Chen ja B. Zhao, 2011).

Ultrapienille hiukkasille ominaista on niiden nopea päästönjälkeinen kehittyminen (Ketzler ja Berkowicz, 2004). Merkittävimpiä pienten hiukkasten muuttumiseen vaikuttavia prosesseja ovat laimentuminen taustailmaan, koagulaatio, depositio ja kondensaatio. Päästölähteen lähellä pienten hiukkasten lukumääräpitoisuus on usein suuri, mikä johtaa voimakkaaseen koagulaatioon. Hiukkasten koagulaatiosta ja ympäröivään ilmaan leviämisestä johtuen lukumääräpitoisuus laskee nopeasti hiukkaslähteestä pois päin mentäessä.



Lisäksi diffuusiosta johtuva depositio poistaa pieniä hiukkasia ilmasta tehokkaasti. Pienet hiukkaset kasvavat nopeasti kondensaation johdosta, mikä vaikuttaa kokojakauman muutokseen ajan kuluessa. Nopeiden muutosten vuoksi on pienille hiukkasille altistumista arvioitaessa erityisen tärkeää tarkastella myös pitoisuuksien hetkellisiä huippuarvoja (Manigrasso ja Avino, 2012).

### 2.3 Hiukkasten kulkeutuminen ulkoa sisälle

Rakennuksen vaippa toimii esteenä, joka rajoittaa ilman virtaamista ulkoa sisälle. Lähes aina ilmaa kuitenkin kulkeutuu sisälle rakennusvaipassa olevien vuotokohtien kautta, vaikka kaikki ovet ja ikkunat olisivat suljettuna eikä koneellista ilmastointia olisi käytössä (Abbatt ja C. Wang, 2020). Tietyn kokoiset hiukkaset läpäisevät rakennuksen kuoren tehokkaammin kuin toiset, ja niitä päätyy siten sisäilmaan suhteessa enemmän kuin muita hiukkasia (Tung et al., 1999). Lisäksi tietynlaiset hiukkaset, kuten orgaaninen hiili ja nitraatti saattavat läpikäydä kemiallisia muutoksia siirtyessään ulkoilmasta sisäilmaan (Lunden et al., 2008). Näistä tekijöistä johtuen hiukkasten kemiallisessa koostumuksessa ja kokojakaumassa voi olla eroja myös ulkoilman hiukkasten ja näitä vastaavien ulkoa sisälle kulkeutuneiden hiukkasten välillä (Diapouli et al., 2013). Seuraavissa luvuissa tarkastellaan tekijöitä, jotka vaikuttavat hiukkasten kulkeutumiseen ulkoa sisälle ja esitellään niin kutsuttuja vaihtokertoimia (engl. exchange factors), joilla kuvataan sisä- ja ulkoilman hiukaspitoisuuksien keskinäisiä riippuvuuksia. Jatkossa tässä työssä sisä- ja ulkoilman hiukaspitoisuuksien yhteyksiin voidaan viitata lyhenteellä I-O-yhteys (engl. indoor-outdoor relationship).

#### Ilmanvaihto

Ilmanvaihdolla on tärkeä rooli sisäilman saasteiden hallinnassa. Rakennusten ilmanvaihto aiheutuu paine-erosta rakennuksen sisätilojen ja ulkoilman välillä. Ilmanvaihto voidaan jakaa kolmeen mekanismiin: koneellinen ilmanvaihto, luonnollinen ilmanvaihto ja infiltraatio. Koneellisen ilmanvaihdon rakennuksissa paine-ero saadaan aikaan ilmanvaihtokoneilla. Infiltraation ja luonnollisen ilmanvaihdon tapauksessa paine-erot aiheutuvat tuulesta ja lämpötilaeroista sisä- ja ulkotilojen välillä. Luonnollinen ilmanvaihto tarkoittaa hallittujen aukkojen, kuten avointen ovien ja ikkunoiden kautta kulkevaa ilmavirtaa. Infiltraatiolla tarkoitetaan tahatonta ilmavirtaa rakennuksen vaipassa olevien vuotokohtien kautta. Esimerkiksi ikkunoiden ja ovien raoista kulkeva ilmavirta on infiltraatiota. (Breen et al., 2014)

Ulkoilman vaikutus sisäilmaan riippuu voimakkaasti rakennuksen ilmanvaihtomekanismista. Luonnollisessa ilmanvaihdossa ilma virtaa sisätiloihin suurten aukkojen kautta, jolloin hiukcashäviöitä ei ole lähes lainkaan. Koneellisen ilmanvaihdon ja infiltraation tapauksessa ilmavirrat kulkevat suodattimien tai pienten rakojen kautta, jolloin ulkoilman vaikutus pienenee. Infiltraatioilmavirrat ovat usein läsnä myös koneellisesti ilmastoiduissa raken-

nuksissa. Jos koneellisen ilmanvaihdon tulo- ja poistoilmavirrat ovat yhtä suuret, ne eivät vaikuta sisä- ja ulkotilojen väliseen paine-eroon, jolloin tuulen ja lämpötilaerojen aiheuttamista paine-eroista johtuvat infiltraatio- ja exfiltraatioilmavirrat ovat pieniä. Poistoilmavirran ollessa tuloilmavirtaa suurempi tulee sisätilasta alipaineinen, mikä johtaa voimakkaampaan infiltraatioon (Hurel et al., 2016). Päinvastainen ilmiö havaitaan tuloilmavirran ollessa poistoilmavirtaa suurempi. Koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa on huomioitava myös tuloilmasuodattimen erotusaste  $E$ . Erotusaste kertoo, kuinka suuri osuus hiukkasista pysähtyy suodattimeen ja se saa arvoja väliltä 0 – 1. Tyypillisesti  $E$  on pienimmillään noin 200 – 300 nm:n hiukkasille ja kasvaa tätä suurempiin ja pienempiin hiukkasiin siirryttäessä.

Ilmanvaihtokertoimella  $a$  (engl. air exchange rate) tarkoitetaan huonetilaan ja tilasta pois virrannutta ulkoilmavirtaa huonetilan ilmatilavuutta kohti aikayksikössä ( $\text{h}^{-1}$  tai  $\text{s}^{-1}$ ) (Morawska, Ayoko et al., 2017). Ilmanvaihtokerroin vaikuttaa sekä pienhiukkasten siirtymiseen ulkoa sisälle että niiden poistumiseen sisäilmasta (El Orch et al., 2014). Riippuen ulkoilman hiukaspitoisuudesta ja sisälähteiden voimakkuudesta, ilmanvaihtokertoimen kasvattaminen voi joko kasvattaa tai pienentää sisäilman pitoisuutta. Ilmanvaihtokerroin onkin merkittävä parametri suuressa osassa pienhiukkasten infiltraatiota ja penetraatiota kuvaavia malleja (Chen ja B. Zhao, 2011). Suuremman ilmanvaihtokertoimen on myös todettu vähentävän sekundääristen orgaanisten aerosolien (SOA) muodostumista sisätiloissa (Youssefi ja Waring, 2014).

Ympäristöministeriön asetus uuden rakennuksen sisäilmastosta ja ilmanvaihdosta (Ympäristöministeriö, 2017) määrittelee nykyään vain alarajan ilmanvaihtokertoimelle (noin  $0,5 \text{ h}^{-1}$ ). Tätä edeltäneessä asetuksessa (Ympäristöministeriö, 2011) kuitenkin annettiin ohjearvoja erilaisten tilojen ilmanvaihtokertoimille; toimistohuoneelle  $2 \text{ h}^{-1}$ , neuvotteluhuoneelle  $6 \text{ h}^{-1}$  ja henkilöstöravintolalle  $8,5 \text{ h}^{-1}$ . Ilmastonmuutoksen edetessä on tarpeen tehdä myös ilmanvaihtoprosesseista mahdollisimman energiatehokkaita. Tähän voidaan pyrkiä minimoimalla ilmanvaihto ulkoilman kanssa, jolloin sisällä olevien päästölähteiden hallinnalla on entistä suurempi rooli sisäilman laadun kannalta (Abbatt ja C. Wang, 2020).

### **Läpäisytehokkuus ja depositionopeus**

Läpäisytehokkuudella  $P$  (engl. penetration factor, penetration efficiency) tarkoitetaan I-O-yhteyksien tapauksessa sitä osuutta aerosolihiukkasista, jotka läpäisevät rakennusvaipan. Läpäisytehokkuus on olennainen suure, kun halutaan tutkia mekanismeja, joilla hiukkaset kulkeutuvat sisäilmaan ei-toivottuja reittejä kuten ikkunoiden ja ovien raoista. Se riippuu vahvasti hiukkaskoosta, paine-erosta sisä- ja ulkoilman välillä sekä läpäistävien rakojen geometriasta ja pinnanmuodoista. Suurille ( $>2 \mu\text{m}$ ) hiukkasille  $P$  on pieni, koska ne asettuvat nopeasti painovoiman johdosta. Pienille ( $<0,05 \mu\text{m}$ ) hiukkasille  $P$  on pieni niiden voimakkaan diffuusion vuoksi. Näiden hiukkaskokojen välissä läpäisytehok-

kuus vaihtelee välillä 0,6 – 1,0. Luonnollisen ilmanvaihdon rakennuksissa läpäisytehokkuus lähestyy arvoa 1, sillä ilmanvaihtoon tarkoitettut aukot ovat suuria, eikä niissä tapahdu juurikaan hiukkashäviöitä. (Chen ja B. Zhao, 2011)

Hiukkasten deposition voimakkuutta kuvataan yleensä suureella depositionopeus  $k$  (engl. deposition rate), joka kuvaa depositiosta aiheutuvaa hiukkaspitoisuuden kokonaishäviötä. Depositionopeuden yksikkö on sama kuin ilmanvaihtokertoimen ( $\text{h}^{-1}$ ). Depositionopeudella  $v$  (engl. deposition velocity) voidaan tarkoittaa myös yksittäisten hiukkasten ajautumisnopeutta kohti pintaa ( $\text{cm s}^{-1}$ ), mutta sisäilman mallintamisessa on hyödyllisempää tarkastella koko tilan hiukkaspitoisuuteen vaikuttavaa suuretta  $k$ .

### 2.3.1 Sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien suhde

Sisätilojen hiukkaspitoisuuksien dynamiikkaa voidaan kuvata erilaisilla massatasapainoyhtälöillä. Massatasapainoyhtälöt perustuvat massan säilymiseen; aerosolien tapauksessa hiukkasten massan. Luonnollisen ilmanvaihdon rakennuksissa sisäilman hiukkasten massapitoisuuden muutos voidaan ilmaista tilaan tulleiden ja sieltä poistuneiden hiukkasten massapitoisuuksien summana

$$V \frac{dC_{in}}{dt} = aPVC_{out} - aVC_{in} - kVC_{in} + \dot{S}, \quad (2.1)$$

missä  $C_{in}$  ja  $C_{out}$  ovat sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuudet ( $\mu\text{g m}^{-3}$ ),  $V$  on sisätilan tilavuus ( $\text{m}^3$ ),  $a$  on ilmanvaihtokerroin ( $\text{h}^{-1}$ ),  $P$  on hiukkasten läpäisytehokkuus,  $k$  on hiukkasten depositionopeus ( $\text{h}^{-1}$ ) ja  $\dot{S}$  on nopeus, jolla hiukkasia syntyy sisälähteistä ( $\mu\text{g h}^{-1}$ ) (Chen ja B. Zhao, 2011; Diapouli et al., 2013). Yhtälön oikean puolen ensimmäinen ja toinen termi kuvaavat ilmanvaihdon vaikutusta sisäilman pitoisuuteen; sisäilmaan ja sisäilmasta pois kulkeutuu hiukkasia ilmanvaihdon mukana. Tähän vaikuttavat ilmanvaihtokerroin ja rakennusvaipan läpäisytehokkuus, sekä hiukkaspitoisuudet sisällä ja ulkona. Kolmas termi kuvaa hiukkasten poistumista sisäilmasta deposition kautta ja  $\dot{S}$  kuvaa sisällä olevien hiukkaslähteiden vaikutusta hiukkaspitoisuuteen.

Koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa yhtälö 2.1 ei kuvaa tilannetta täydellisesti, vaan yhtälössä tulee huomioida myös ilmanvaihtokoneen suodattimen erotusaste, sekä arvioida koneellisen ilmanvaihdon aikaansaamia ilmavirtoja ja infiltraatioilmavirtoja erikseen. Massatasapainoyhtälö voidaan tällöin esittää muodossa

$$V \frac{dC_{in}}{dt} = q_{INF}PC_{out} + q_S(1 - E)C_{out} - q_EC_{in} - q_{EXF}C_{in} - kVC_{in} + \dot{S}, \quad (2.2)$$

missä  $q_{INF}$ ,  $q_S$ ,  $q_E$  ja  $q_{EXF}$  ovat sisätilan infiltraatio-, tulo-, poisto- ja exfiltraatioilmavirrat ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) ja  $E$  on ilmanvaihtokoneen tuloilmasuodattimen erotusaste (I. Kulmala et al., 2016).

## I/O-suhde

Sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuuksien välistä yhteyttä kuvataan usein suurella I/O-suhde (engl. indoor / outdoor ratio). Se määritellään sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien suhteena

$$\text{I/O-suhde} = \frac{C_{in}}{C_{out}}, \quad (2.3)$$

missä  $C_{in}$  ja  $C_{out}$  ovat sisä- ja ulkoilman hiukkaspitoisuudet (Chen ja B. Zhao, 2011). I/O-suhdetta käytetään laajasti, sillä se on helposti ymmärrettävä suure ja sen määrittäminen on yksinkertaista. Sen käyttökelpoisuus I/O-yhteyksien ymmärtämiseksi on kuitenkin rajallinen, eikä I/O-suhteen tutkimuksissa ole löydetty johdonmukaisia maailmanlaajuisia trendejä. Kirjallisuudessa esiintyy I/O-suhteen arvoja lähes nolasta yli 10:een ja arvot riippuvat vahvasti mittauspaikan olosuhteista. I/O-suhteen arvot ovat tyypillisesti pieniä koneellisesti ilmastoiduissa toimistorakennuksissa, ja suuria tiloissa, joissa on paljon hiukkaslähteitä sisällä (Bo et al., 2017). Luonnollisen ilmanvaihdon rakennuksissa, joissa sisälähteitä on vähän, I/O-suhde on keskimäärin lähellä yhtä (Martins ja Carrilho da Graça, 2018).

Sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien yhteyttä voidaan tarkastella yksinkertaistetusti, kun oletetaan sisäilman olevan tasapainotilassa. Tällöin hiukkasten pitoisuus sisäilmassa ei muutu ja yhtälö (2.1) voidaan esittää muodossa

$$0 = aPC_{out} - C_{in}(a + k) + \frac{\dot{S}}{V},$$

mistä termejä järjestelemällä saadaan edelleen

$$\frac{C_{in}}{C_{out}} = \text{I/O-suhde} = \frac{aP}{a + k} + \frac{\dot{S}}{(a + k)VC_{out}}. \quad (2.4)$$

Vaikka sisäilmassa ei olisi hiukkaslähteitä ( $\dot{S} = 0$ ), riippuisi I/O-suhde yhä ilmanvaihtokertoimesta, läpäisytehokkuudesta ja depositionopeudesta. Tällaisessa tilanteessa nopeampi ilmanvaihto kasvattaisi I/O-suhdetta. Toisaalta jos sisälähteitä on huomattavasti ja ulkoilman pitoisuus on pieni, nopeampi ilmanvaihto laskee I/O-suhdetta. Sekä  $a$ ,  $P$  että  $k$  voivat olla aikariippuvaisia ja lisäksi  $P$  ja  $k$  riippuvat hiukkaskoosta. Näin ollen I/O-suhde vaihtelee myös tarkasteltavana olevan hiukkaskoon ja alueellisen hiukkaskokojakauman vaikutuksesta. Koneellisen ilmastoinnin tapauksessa I/O-suhteeksi saadaan yhtälön (2.2) tasapainotilassa

$$\frac{C_{in}}{C_{out}} = \frac{q_{INF}P + q_S(1 - E)}{q_E + q_{EXF} + kV} + \frac{\dot{S}}{(q_E + q_{EXF} + kV)C_{out}}. \quad (2.5)$$

Mittausolosuhteet erilaisten rakennusten välillä ovat väistämättä hyvin moninaisia, mikä johtaa valtavaan määrään erilaisia I/O-suhteelle mitattuja arvoja. Mittauksiin liittyviin on-

gelmiin ei ole yksiselitteisiä ratkaisuja, joten pelkän I/O-suhteen avulla ei voida täydellisesti selittää I-O -yhteyksiä (Chen ja B. Zhao, 2011). Liitteessä A on mallinnettu yhtälöiden (2.4) ja (2.5) mukaisesti ilmanvaihtokertoimen ja sisälähteiden vaikutusta I/O-suhteeseen luonnollisen ja koneellisen ilmastoinnin tiloissa. Lisäksi liitteessä on kuvattu läpäisytehokkuuden, depositionopeuden ja tuloilmasuodattimen erotusasteen hiukkaskokoriippuvuutta.

### Infiltraatiokerroin

Kun massatasapainoyhtälöitä (2.1) ja (2.2) tarkastellaan tasapainotilassa ( $\frac{dC_{in}}{dt} = 0$ ), voidaan ne esittää muodossa

$$C_{in} = \frac{aP}{a+k}C_{out} + \frac{\dot{S}}{(a+k)V}. \quad (2.6)$$

luonnollisen ilmanvaihdon tapauksessa, ja muodossa

$$C_{in} = \frac{q_{INF}P + q_S(1-E)}{q_E + q_{EXF} + kV}C_{out} + \frac{\dot{S}}{q_E + q_{EXF} + kV}. \quad (2.7)$$

koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa. Sekä yhtälö (2.6) että yhtälö (2.7) voidaan yleisesti esittää muodossa

$$C_{in} = F_{INF}C_{out} + C_{\dot{S}}, \quad (2.8)$$

missä  $F_{INF}$  on niin kutsuttu infiltraatiokerroin (engl. infiltration factor) ja  $C_{\dot{S}}$  on sisälähteistä peräisin olevien hiukkasten pitoisuus (Chen ja B. Zhao, 2011). Infiltraatiokerroin on suure, joka kuvaa ulkoilman hiukkasten kulkeutumista sisälle. Se vastaa sitä osuutta ulkoilman hiukkaspitoisuudesta, joka kulkeutuu sisälle ja jää ilmaan leijumaan. Toisin kuin I/O-suhde, infiltraatiokerroin saa arvoja väliltä 0 – 1 ja se voidaan mieltää rakennuksen kykyä vastustaa ulkoilman hiukkasten kulkeutumista sisälle. Infiltraatiokertoimen arvolla 0 ulkoa ei kulkeudu sisälle lainkaan hiukkasia kun taas arvolla 1 hiukkaset kulkeutuvat sisälle täysin esteettä. Yhtälö (2.8) on infiltraatiokertoimen yleinen määritelmä, mutta vertaamalla yhtälöitä (2.6) ja (2.7) yhtälöön (2.8), saadaan infiltraatiokertoimeksi luonnollisen ja koneellisen ilmastoinnin tapauksissa

$$F_{INF} = \frac{aP}{a+k} \quad \text{ja} \quad F_{INF} = \frac{q_{INF}P + q_S(1-E)}{q_E + q_{EXF} + kV}$$

ja vastaavasti sisälähteistä peräisin olevien hiukkasten pitoisuudeksi

$$C_{\dot{S}} = \frac{\dot{S}}{(a+k)V} \quad \text{ja} \quad C_{\dot{S}} = \frac{\dot{S}}{q_E + q_{EXF} + kV}.$$

Vaikka infiltraatiokertoimelle saadaan verrattain yksinkertainen lauseke, on tämän lausek-

keen hyödyntäminen infiltraatiokertoimen määrittämisessä ongelmallista. Infiltraatiokerrotimeen vaikuttavat ilmanvaihtokerroin ja ilmanvaihdon toteutus, hiukkasten depositionopeus, hiukkasten läpäisytehokkuus rakennusvaipan läpi sekä paine-ero rakennusvaipan yli ja vaipassa olevien rakojen ominaisuudet, tuulen nopeus ja suunta sekä koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa suodattimen erotusaste (Chen ja B. Zhao, 2011). Hiukkasten depositionopeus  $k$  riippuu vahvasti rakennuksen ominaisuuksista ja sisäilman olosuhteista sekä hiukkasten koosta, kemiallisesta koostumuksesta ja varauksesta (Diapouli et al., 2013). Alle mikrometrin kokoisten hiukkasten tapauksessa myös hiukkasten koagulaatiolla voi olla suuri vaikutus, sillä hiukkasten lukumääräpitoisuuden lasku koagulaation takia ilmenee näennäisenä depositionopeuden kasvuna (Jamriska ja Morawska, 2003). Hiukkasten koko, kemiallinen koostumus ja varaus vaikuttavat myös läpäisytehokkuuteen  $P$ . Koska  $P$ :n ja  $k$ :n määrittäminen toisistaan riippumatta on haastavaa, vaatii infiltraatiokertoimen selvittäminen näiden suureiden avulla monimutkaisia mittausjärjestelyitä ja laskuja (Diapouli et al., 2013).

Infiltraatiokerroin voidaan määrittää myös tuntematta läpäisytehokkuutta ja depositionopeutta. Kun hiukkaspitoisuuksia ulkona ja sisällä mitataan eri olosuhteissa, voidaan  $F_{INF}$  ja  $C_S$  ratkaista yhtälön (2.8) mukaisesti lineaarisella regressiolla sisäilman pitoisuuksista ulkoilman pitoisuuksien funktiona. Saadun regressiosuoran kulmakerroin vastaa infiltraatiokerrointa ja y-akselin leikkauspiste vastaa sisälähteistä peräisin olevaa hiukkaspitoisuutta (Chen ja B. Zhao, 2011; Ott et al., 2000). Infiltraatiokerroin on käyttökelpoinen suure, kun halutaan määrittää ulkoa sisälle kulkeutuneiden hiukkasten osuus. On kuitenkin huomioitava, että pelkästään infiltraatiokertoimen perusteella ei vielä voida päätellä, mitä reittejä hiukkaset ovat kulkeutuneet sisäilmaan.

Toisin kuin I/O-suhde, infiltraatiokerroin erottelee sisä- ja ulkoilman hiukkaslähteet ja antaa siten todennukaisemman kuvan hiukkasten kulkeutumisesta ulkoa sisälle. Vaikka infiltraatiokertoimelle määritetyt arvot eivät vaihtelekaan niin suuresti kuin I/O-suhde, eroavat mitatut arvot toisistaan rakennusten välillä. Chen ja B. Zhao (2011) tekemässä kirjallisuuskatsauksessa infiltraatiokerroin vaihteli välillä 0,30 – 0,82  $PM_{2.5}$  kokoluokan hiukkasille ja välillä 0,17 – 0,52  $PM_{10}$  hiukkasille. He päättelivät  $PM_{2.5}$  hiukkasten suuremman infiltraatiokertoimen johtuvan näiden heikommasta depositiosta, jolloin suurempi osa niistä jää leijumaan sisäilmaan.

Infiltraatiokertoimen määrittäminen on suuressa roolissa, kun arvioidaan väestön altistumista hiukkassaasteelle. Sarnat et al. (2009) analysoivat dataa neljästä suuresta paneelitutkimuksesta, joissa tutkittiin ulkoilman  $PM_{2.5}$  pitoisuuksien yhteyttä henkilökohtaiselle altistumiselle Yhdysvalloissa. He huomasivat, että ulkoilman pitoisuuksien lisäksi todelliseen altistukseen vaikuttaa merkittävästi infiltraatiokerroin niissä tiloissa, joissa henkilöt viettävät aikaansa. Henkilökohtainen altistuminen saattaa olla keskiarvoa suurempaa henkilöllä, joka asuu suuren infiltraatiokertoimen huoneistossa, vaikka ympäröivän ulkoilman pitoisuus olisi keskiarvoa pienempi. Koska ihmiset viettävät yhä enemmän aikaan-

sa sisätiloissa, kasvaa infiltraatiokertoimen suhteellinen merkitys altistuksen arvioinnissa entisestään.

## 2.4 Sisäilman aerosolihiukkasten mittaaminen

Aerosolihiukkasten mittauksia tarvitaan eri päästölähteiden tunnistamiseen ja karakterisointiin, altistusmallien parametrisointiin, suorituskykytestaukseen ja kalibrointiin, altistusskenaarioiden kehittämiseen sekä riskienhallintatoimien parempaan ymmärtämiseen. Aerosolien terveyden kannalta oleellisten ominaisuuksien (massa, koko, pinta-ala, rakenne, varaus, radioaktiivisuus), kemiallisten ominaisuuksien (molekylaarinen koostumus, liukoisuus, alkuainesisältö) ja biologisten piirteiden (laji, mikrobit, allergeenit) määrittämiseksi on olemassa paljon mittausmenetelmiä, mutta laitteiden standardointi, kontrolli ja kalibrointi eivät ole seuranneet uusien mittausmenetelmien nopeaa kehitystä viime vuosikymmenten aikana. Tämän vuoksi vaihtelu laitteiden välillä saattaa olla huomattavaa. (Koivisto et al., 2019)

Bo et al. (2017) mukaan I-O-tutkimuksissa käytetyimpiä mittausmenetelmiä ovat gravimetriset eli massaan perustuvat menetelmät, joissa hiukkasnäytettä kerätään suodattimelle. Suodatin punnitaan ennen ja jälkeen mittauksen, jolloin hiukkaspitoisuus voidaan laskea, kun tiedetään mittalaitteen läpi virranneen ilman tilavuus. Yleisiä mittalaitteita massan keräämiselle ovat erilaiset syklonit ja impaktorit. Gravimetristen menetelmien laaja käyttö juontuu tämän teknologian historiallisesta kehityksestä sekä lähdekirjallisuudessa käytetyistä normeista ja standardeista. Usein näytteen suodattimelle keräämisestä on myös hyötyä, kun esimerkiksi sen kemiallista koostumusta halutaan tutkia tarkemmin. Tyypillinen näytteenottoaika gravimetrisessä mittauksessa on 24 tuntia. Massapitoisuutta voidaan mitata myös erilaisilla reaaliaikaisilla menetelmillä, kuten optisilla mittalaitteilla, mutta tällöin on tehtävä oletuksia hiukkasten muodosta ja tiheydestä. Reaaliaikaisen mittauksen etuna on parempi aikaresoluutio, jonka avulla voidaan tutkia esimerkiksi pitoisuuden vaihtelua vuorokaudenajan mukaan tai hetkellisiä piikkejä pitoisuuksissa. Korkea aikaresoluutio on tarpeen myös silloin, kun halutaan tunnistaa eri päästölähteitä (Koivisto et al., 2019). Massapitoisuuden sijaan reaaliaikaisilla menetelmillä tähdätään yleensä hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja kokojakauman määrittämiseen.

Sisäilman mittauksissa näytteenotto tehdään tyypillisesti 1 – 2 m:n korkeudella lattiasta, jotta näyte vastaisi tilan käyttäjien hengityskorkeutta. Ulkoilman näyte otetaan tavallisesti joko pohjakerroksen korkeudelta (1 – 2 m), samalta korkeudelta kuin sisäilman näyte tai liike- ja toimistorakennusten tapauksessa usein rakennuksen katolta. Joissain tutkimuksissa ulkoilman pitoisuus saadaan alueellisilta mitta-asemilta, jolloin voidaan säästää mittauskustannuksissa. Tällaisessa tilanteessa on tärkeää tarkastella yksityiskohtaisesti, kuinka hyvin mitta-aseman pitoisuudet edustavat ulkoilman pitoisuuksia mittausrakennuksen ympäristössä ja vertailtava mitta-asemalla käytettyä mittausmenetelmää sisäilman

mittaukseen käytettyyn menetelmään. (Bo et al., 2017)

Ulkoa peräisin olevien sisäilman hiukkasten tunnistamiseen voidaan käyttää tiettyjä kemiallisia yhdisteitä, jotka toimivat niin kutsuttuina merkkiaineina (engl. surrogate, tracer). Wilson et al. (2000) mukaan ihanteellisella merkkiaineella ei ole lähteitä sisällä, sitä voidaan mitata jatkuvasti korkealla aikaresoluutiolla, eikä se haihdu tai reagoi helposti. Lisäksi sitä tulisi ilmetä riittävän suurina pitoisuuksina, jotta sitä voidaan mitata täsmällisesti ja sen pitoisuudessa tulisi olla ajoittain voimakkaita vaihteluita. Tällaisen merkkiaineen I/O-suhteesta voidaan suoraan määrittää saman kokojakauman omaavien hiukkasten infiltraatiokerroin. Sulfaatti ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) on esimerkki yhdisteestä, jota on esitetty ulkoa peräisin olevan sisäilman  $\text{PM}_{2.5}$ -pitoisuuden merkkiaineeksi (Diapouli et al., 2013). Sulfaattihiukkaset ovat tyypillisesti peräisin ulkoa eikä sisätiloissa ole  $\text{SO}_4^{2-}$  -lähteitä juuri lainkaan. Lisäksi sulfaatin kokojakauma vastaa usein akkumulaatiomoodin (0,1 – 2  $\mu\text{m}$ ) hiukkasten kokojakaumaa, mikä muodostaa suurimman osan  $\text{PM}_{2.5}$ -hiukkasten massasta. Näin ollen sulfaatti on hyvä merkkiaine alueilla, joilla ulkoilman  $\text{PM}_{2.5}$ -saaste koostuu suurelta osin rikkiyhdisteistä ja vastaa kokojakaumaltaan sulfaatin kokojakaumaa. Sulfaattia ei tulisi käyttää merkkiaineena alueilla, joilla  $\text{PM}_{2.5}$  koostuu pääosin akkumulaatiomoodin hiukkasia hienommista tai karkeammista hiukkasista, tai joilla sulfaatin osuus  $\text{PM}_{2.5}$ -hiukkasten massasta on suhteellisen pieni. Ebel et al. (2005) ehdottivat mustan hiilen (BC) tai alkuainehiilen (EC) (engl. black carbon, elemental carbon) käyttämistä  $\text{PM}_{2.5}$ -hiukkasten merkkiaineena kodeissa, joissa ei ole palamislähteitä. Hiilihiukkaset ovat tärkeä  $\text{PM}_{2.5}$ -kokoluokan hiukkasten osatekijä ja niiden kokojakauma vastaa usein tyypillistä  $\text{PM}_{2.5}$ -hiukkasten kokojakaumaa. Lisäksi ne ovat kaupunkiympäristössä pääasiassa peräisin ulkolähteistä, kuten liikenteestä. Sisä- ja ulkoilman EC ja BC pitoisuudet korreloivat tyypillisesti varsin hyvin ja niiden regressiosuoran leikkauspiste on matalalla, mikä viittaa ulkoilman vaikuttavan merkittävästi sisäilman pitoisuuksiin (Diapouli et al., 2013).

Hiukkaspäästölähteiden karakterisointiin tarvitaan ohjeita ja standardimenetelmiä, jotta päästölähteiden arvioinnin sekä päästettyjen hiukkasten fysiokemiallisten ominaisuuksien arvioinnin laadusta voidaan varmistua. ISO 16000-37 -standardi (2019) määrittelee mittausjärjestelyn sisäilman  $\text{PM}_{2.5}$ -massapitoisuuden mittaamiseen. Standardi perustuu aikaisempaan ulkoilman  $\text{PM}_{2.5}$ - ja  $\text{PM}_{10}$ -massapitoisuuksien määrittämiseen tehtyyn standardiin (EN 12341:2014 (E), 2014), jossa pitoisuus selvitetään gravimetrisellä mittauksella. Aerosolinäyte imetään impaktorin läpi, jolloin liian suuret hiukkaset poistuvat ilmvirrasta ja haluttu hiukkaskokojae saadaan kerättyä suodattimelle. ISO 16000-37 -standardin mukaan sisäilman mittauksissa voidaan suodatinmittausta täydentävänä laitteena käyttää korkean aikaresoluution mittalaitteita, kuten sähköisiä hiukkasantureita. Korkeaa aikaresoluutiota tarvitaan, jotta voidaan havaita hetkellisiä piikkejä hiukkaspitoisuudessa ja tutkia pitoisuuden aikariippuvuutta. Täydentävän laitteen käyttämisen etuna on myös se, että sillä voidaan huomioida hiukkasten lukumääräpitoisuus, jota massan keräykseen perustuvassa mittauksessa ei saada selville.



### 3. KOEJÄRJESTELY AEROSOLIEN MITTAAMISEEN TOIMISTORAKENNUKSESSA

Aerosolihiukkasten mittaamista varten on kehitetty lukuisia menetelmiä ja mittalaitteita. Käytettävä menetelmä ja mittalaite tulee aina valita sen perusteella, mitä aerosolin ominaisuuksia halutaan selvittää. Lisäksi useimmat mittalaitteet toimivat tarkasti vain tietyn kokoisille hiukkasille, jolloin laajan kokojakauman kattamiseksi on monesti käytettävä useita eri laitteita. Aerosolimittauksissa käytetyillä menetelmillä saadaan usein epäsuora mittaustulos – esimerkiksi varattujen hiukkasten aiheuttama sähkövirta – joka tulee muuntaa halutuksi suureeksi kuten hiukkasten lukumääräksi tai massaksi. Tällöin on tehtävä oletuksia aerosolihiukkasten ominaisuuksista, mikä voi pahimmillaan johtaa mittaustulosten virheelliseen tulkintaan. Useimmiten tehdään esimerkiksi oletus, että hiukkaset ovat pallon muotoisia. Tämä pitää hyvin paikkansa nestemäisille hiukkasille, mutta kiinteät hiukkaset ovat tyypillisesti muodoltaan monimutkaisempia. Tässä työssä on yksinkertaisuuden vuoksi oletettu hiukkasten olevan pallon muotoisia ja yksikkötiheyksisiä ( $1 \text{ g/cm}^3$ ) ja hiukkasten halkaisijana on käytetty mittalaitteesta riippuen joko aerodynaamista halkaisijaa tai sähköistä liikkuvuushalkaisijaa.

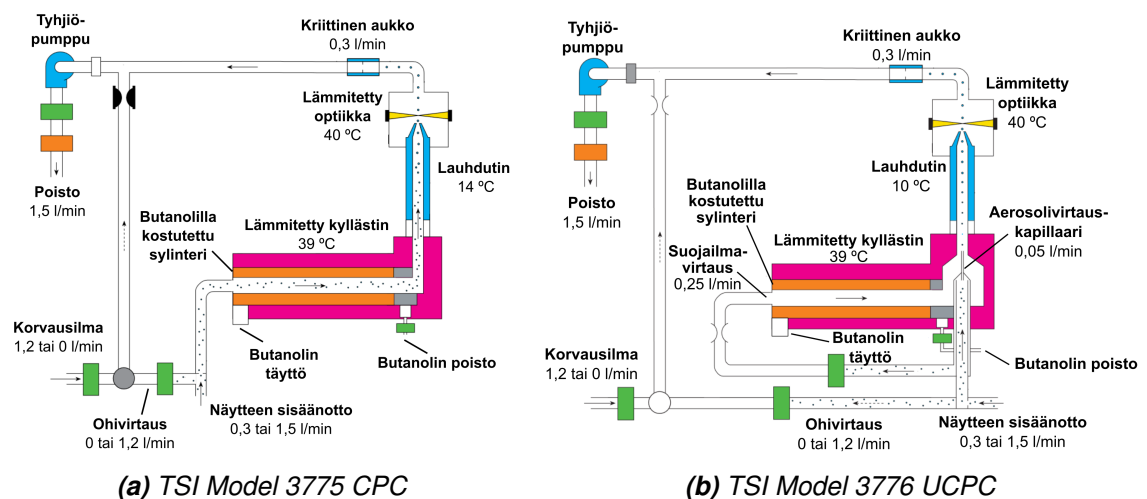
#### 3.1 Mittalaitteet ja mitatut suureet

Työn mittauksissa käytettiin useita erilaisia mittalaitteita, jotta sisäilman hiukkasten ominaisuuksista saataisiin mahdollisimman hyvä kokonaiskuva. Käytetyillä laitteilla mitattiin hiukkasten lukumääräpitoisuutta, massapitoisuutta, hiukkasten keuhkodepositoivan pinta-alan (engl. lung deposited surface area, LDSA) pitoisuutta, mustan hiilen massapitoisuutta ja hiukkasten kokojakaamaa. Keuhkodepositivalla pinta-alalla tarkoitetaan niiden aerosolihiukkasten pinta-alaa, jotka kulkeutuvat hengitysteihin eivätkä poistu uloshengityksen mukana. LDSA-pitoisuuden yksikkö on  $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ , joka vastaa hengitysteihin depositeidien hiukkasten pinta-alaa sisäänhengitettyä tilavuutta kohden. Hiukkaset depositeituvat hengitysteiden eri osiin eri tavoin ja usein eritelläänkin depositio ylähengitysteihin (engl. head airways), henkitorveen ja keuhkoputkiin (engl. tracheobronchial region) ja keuhkorakkuloihin (engl. alveolar region). Ylemmistä hengitysteiden osista hiukkaset poistuvat limakalvoilta erittyvän liman mukana muutamissa tunneissa, mutta keuhkorakkuloissa vastaavaa liman eritystä ei tapahdu. Keuhkorakkuloihin asti päätyneet hiukkaset pois-

tuvat keuhkoista hitaasti ja voivat imeytyä sieltä verenkiertoon. Näin ollen keuhkorakku-  
loihin deponoituvilla hiukkasilla voi olla vakaviakin terveysvaikutuksia, etenkin pitkäaikai-  
sen altistumisen seurauksena (Hinds, 1999, s. 235-241; Castranova, 2011). Tässä työs-  
sä LDSA-pitoisuudella tarkoitetaan juuri keuhkorakku-loihin deponoituneiden hiukkasten  
pinta-alan pitoisuutta, eikä muualle hengistysteihin deponoituneita hiukkasia huomioida.  
Seuraavissa osioissa esitellään tämän työn kannalta oleelliset mittalaitteet.

### Kondensaatiohiukkaslaskuri

Kondensaatiohiukkaslaskuri eli CPC (engl. condensation particle counter) on hiukkasten  
lukumääräpitoisuuden mittaamiseen kehitetty laite, jolla voidaan havaita myös ultrapie-  
niä hiukkasia. Yksittäisellä CPC:llä voidaan mitata hiukkasten lukumääräpitoisuus, mutta  
ei kokojakaumaa. CPC:n toiminta perustuu pienten hiukkasten kasvattamiseen konden-  
saation avulla, jolloin ne voidaan havaita optisilla mittalaitteilla. Tämän työn mittauksissa  
käytettiin kahta kondensaatiohiukkaslaskuria (TSI Model 3775 CPC ja TSI Model 3776  
UCPC), jotka koostuvat kyllästimestä (engl. saturator), lauhduttimesta (engl. condenser)  
ja optisesta ilmaisimesta. Kyllästimestä ilmavirta kulkee huokoisesta materiaalista teh-  
dyn lämmitetyn sylinterin läpi. Sylinteri pidetään kosteana nestemäisellä butanolilla, joka  
haihtuessaan kyllästä ilmavirran butanolihöyryllä. Lämmin, kyllästetty ilma kulkee lauh-  
duttimeen, jossa se viilentyessään tulee ylikylläiseksi ja kondensoituu aerosolihiukkasten  
pinnalle. Kasvaneet hiukkaset kulkevat suuttimen kautta optiselle ilmaisimelle, missä vir-  
tauksen kohdistettu laservalo siroaa hiukkasista ja sironnut valo havaitaan valodiodilla.  
(Y.-S. Cheng, 2011; TSI Incorporated, 2007)



**Kuva 3.1.** Työssä käytettyjen kondensaatiohiukkaslaskureiden (CPC) toimintaperiaate yksinkertaistettuna. Kuvat muokattu laitteiden käyttöohjeesta (TSI Incorporated, 2006; TSI Incorporated, 2007).

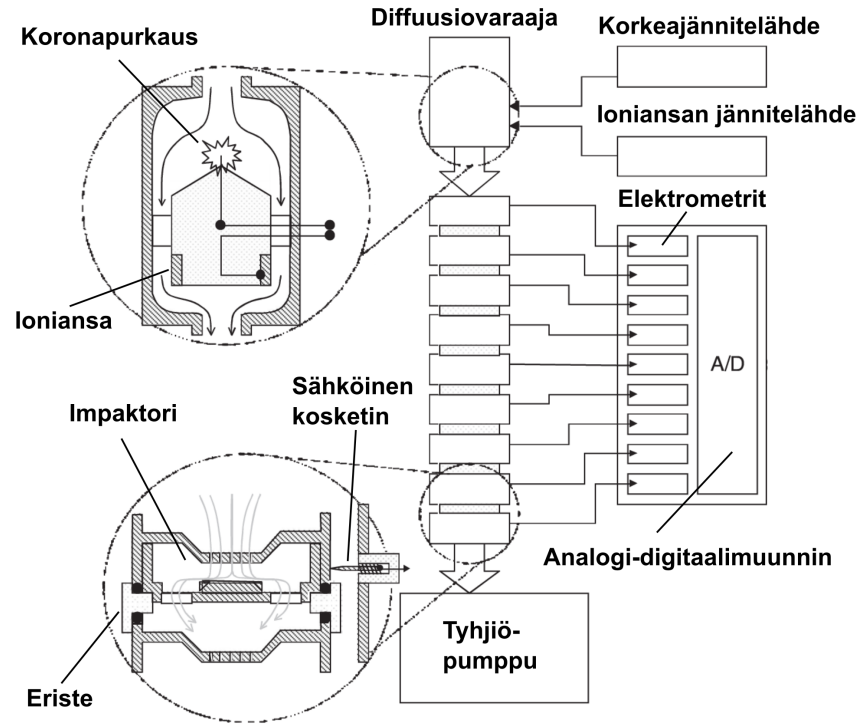
Työssä käytettyjen kondensaatiohiukkaslaskureiden toimintaperiaate on esitetty kuvassa 3.1. TSI Model 3776 UCPC (engl. ultrafine condensation particle counter) eroaa 3775 -mallista aerosolivirtauksen osalta. Siinä näyteaerosoli ei kulje kyllästimen kautta, vaan kyllästimen tuodaan suodattimen läpi ilmaa, joka toimii niin kutsuttuna suojavirtauksena aerosolille. Butanolihöyryllä kyllästetty suojavirtaus ohjaa aerosolinäytevirtauksen lauhdutinputken keskiosaan, jossa saturaatiosuhde on suurimmillaan. Suuren saturaatiosuhteen ansiosta erittäin pienetkin hiukkaset kasvavat kondensaation avulla ja laitteella voidaan havaita hiukkasia 2,5 nm:n asti. 3775-mallilla havaitaan pienimmillään 4 nm:n hiukkasia ja sitä käytettiin tässä työssä SMPS-laitteiston yhteydessä. (TSI Incorporated, 2006; TSI Incorporated, 2007)

### **Aerosolien sähköiseen havaitsemiseen perustuvat mittalaitteet**

Varattujen aerosolihiukkasten aiheuttamaa sähkövirtaa voidaan hyödyntää aerosolimitauksissa. Geneerinen sähköinen aerosolimittalaitte koostuu kahdesta keskeisestä rakennosasta: hiukkasten varaamiseen käytettävästä varaajasta ja varattujen hiukkasten havaitsemiseen käytetystä elektrometrasta (Intra ja Tippayawong, 2015). Laitteesta riippuen hiukkasten varaaminen ja havaitseminen voidaan toteuttaa erilaisilla menetelmillä. Yleisin hiukkasten varaamiseen käytetty mekanismi on diffuusiovaraaminen (engl. diffusion charging) (Intra ja Tippayawong, 2011). Diffuusiovaraamisessa ionisoituneet kaasumolekyylit (ionit) törmäävät aerosolihiukkasiin diffuusioliikkeen seurauksena, jolloin hiukkaset varautuvat. Tavanomaisesti ionit tuotetaan joko (i) koronapurkauksella, (ii) valosähköisen ilmiön avulla UV-valonlähteellä tai (iii) ionisoivalla säteilyllä  $\alpha$ - tai  $\beta$ -säteilylähteestä.

Tämän työn mittauksissa oli käytössä sähköinen alipaineimpaktori ELPI+ (engl. electrical low-pressure impactor), jonka toiminta perustuu aerosolihiukkasten diffuusiovaraamiseen koronapurkauksella (Järvinen et al., 2014). Sähköisen alipaineimpaktorin toimintaperiaate on esitetty kuvassa 3.2. ELPI+:n diffuusiovaraajassa on johdinmateriaalista valmistettu koronaneula, johon tuotetaan korkeajännite (noin 4 kV). Neulan ja sen lähellä olevien maadoitettujen johdinlevyjen väliin syntyy voimakas sähkökenttä, jonka läpi kulkiessaan suuri osa ilmassa olevista kaasumaisista molekyyleistä ionisoituu syntyvissä koronapurkauksissa. Ylimääräiset ionit poistetaan ilmapirrasta ioniloukussa (engl. ion trap), jossa oleva sähkökenttä on riittävän voimakas poistamaan kaasumaiset ionit, mutta ei aerosolihiukkasia. (Dhaniyala et al., 2011)

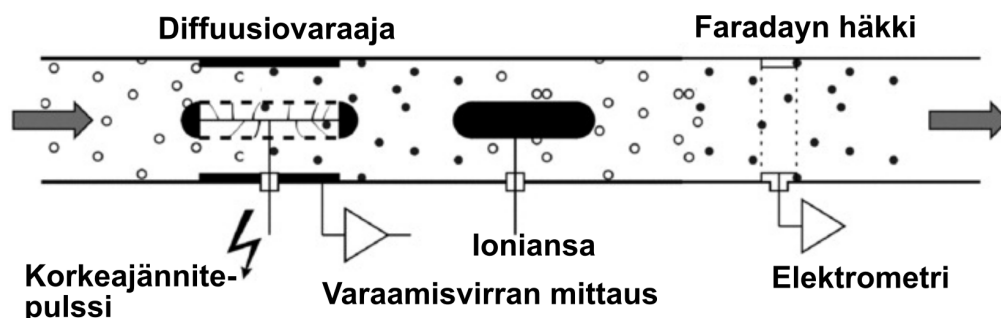
Hiukkasten kokojaottelu tapahtuu ELPI+:n alipaineimpaktorissa. Impaktori koostuu 14:stä impaktoriasteesta, joista ensimmäinen toimii esierottimena poistaen kaikkein suurimmat hiukkaset. Impaktoriasteet on erotettu toisistaan eristeillä ja yhdistetty esierotinastetta lukuun ottamatta sähköisten koskettimien kautta elektrometreihin. Alimpana asteena impaktorissa on elektrometriin kytketty suodatinaste, johon kerätään kaikki hiukkaset, jotka eivät poistuneet ilmapirrasta ylemmillä asteilla. (Järvinen et al., 2014)



**Kuva 3.2.** Sähköisen alipaineimpaktorin toimintaperiaate yksinkertaistettuna. Kuvassa esitettynä on ELPI, joka on työssä käytettyä ELPI+ -laitetta edeltänyt malli. Laitteiden toimintaperiaate on sama. (Dhaniyala et al., 2011, muokattu)

Hiukkaset kulkevat impaktorissa ilmavirran mukana kuvan 3.2 vasemmassa alareunassa osoitetulla tavalla. Impaktorin toiminta perustuu hiukkasten liikemäärän säilymiseen. Hiukkasen tullessa impaktoriasteelle ilmavirran mukana, sen liikemäärä suuntautuu alaspäin. Ilmavirran kääntyessä osa hiukkasista kulkee ilmavirran mukana kohti seuraavaa impaktoriastetta, mutta riittävän suuren liikemäärän omaavat hiukkaset törmäävät impaktorin astelevyyn. Varattujen hiukkasten törmäyksestä aiheutuva sähkövirta havaitaan elektrometreillä. Alemmille impaktoriasteille siirryttäessä ilmavirran nopeutta kasvatetaan pienentämällä asteiden välissä olevien suutinreikien halkaisijaa. Nopeuden kasvaessa myös hiukkasten liikemäärä kasvaa yhtälön  $p = mv$  mukaisesti ja yhä pienemmät hiukkaset törmäävät impaktoriasteiden astelevyihin. Jokaisen asteen sähkövirta voidaan muuttaa hiukkasten lukumääräpitoisuudeksi, jolloin saadaan selville aerosolin kokojakauma. Lukumääräpitoisuudesta voidaan laskea myös esimerkiksi hiukkasten massa- tai LDSA-pitoisuus. (Marple ja Olson, 2011)

Toinen tässä työssä käytetty diffuusiovaraajaan perustuva mittalaite Partector (Fierz et al., 2014) on yksinkertainen sähköinen hiukkasanturi. Partectorin toimintaperiaate on esitetty kuvassa 3.3. Partectorissa diffuusiovaraajan koronajännitettä ajetaan jaksollisissa pulseissa, minkä seurauksena elektrometrille virtaa vuorotellen varattuja ja varaamattomia hiukkasia. Elektrometri on kytketty johdinmateriaalista tehtyyn maadoitettuun sylinteriin (Faradayn häkki), jonka läpi varatut hiukkaset virtaavat. Kun Faradayn häkin sisällä on



**Kuva 3.3.** Periaatekuva aerosolihiukkasten mittaamisesta indusoidun sähkövirran avulla (Fierz et al., 2014, muokattu).

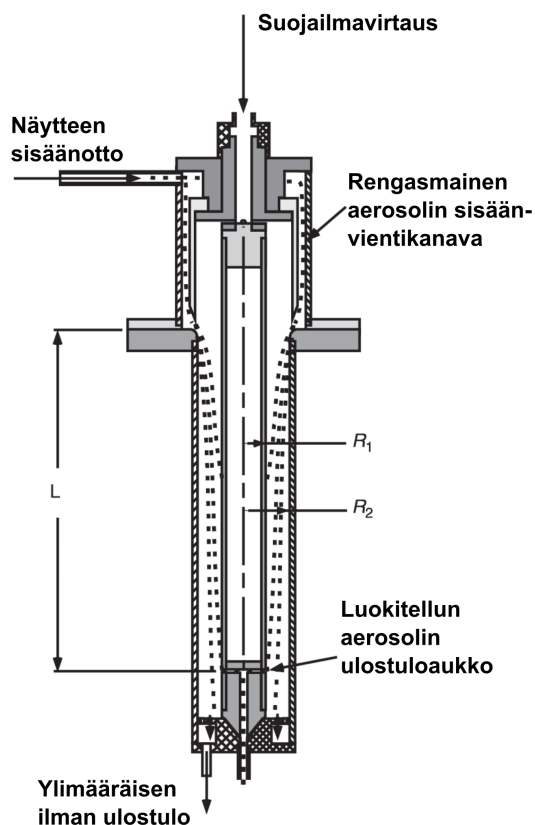
sähkövaraus  $Q$ , häkkiin indusoituu sähköstaattisen induktion myötä yhtäsuuri, mutta vastakkaismerkkinen varaus  $-Q$ . Tätä varausta kutsutaan peilikuvavaraukseksi (engl. image charge). Koska häkki on maadoitettu, maan ja varatun häkin välillä kulkee sähkövirta, joka on verrannollinen häkin sisällä olevan sähkövarauksen muutokseen. Indusoitunut sähkövirta mitataan elektrometrillä ja se muutetaan LDSA-pitoisuudeksi muuntokertoimen avulla. Muuntokerroin on riippuvainen hiukkasten koosta, mutta yleensä käytetään 100 nm:n hiukkasille kalibroituja muuntokerrointa Fierz et al. (2014) ehdotuksen mukaisesti. Partectorin mittaustarkkuuden on todettu olevan  $\pm 30\%$  hiukkasille 20 – 400 nm:n kokoalueella (Todea et al., 2015). Elektrometrin kohinasta johtuen Partectorilla ei voida luotettavasti mitata alle  $0,5 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ :n LDSA-pitoisuuksia ja sen mittausalueeksi annetaan noin 2 – 20 000  $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$  (Fierz et al., 2014).

Edellä esiteltyjen sähköisten mittalaitteiden lisäksi työssä käytettiin ISO 16000-37 -standardin (2019) mukaista eFilter -mittalaitetta. eFilterissä on yhdistetty hiukkasten gravimetrinen suodatinmittaus ja hiukkasten aiheuttaman sähkövirran reaaliaikainen mittaus. Sähköisen mittauksen avulla voidaan arvioida hiukkaspitoisuuden vaihtelua suodatinmittauksen aikana.

### Differentiaalinen liikkuvuusanalysointilaite

Differentiaalinen liikkuvuusanalysointilaite eli DMA (engl. differential mobility analyzer) kehitettiin alunperin kalibrointilaitteeksi, jolla voitiin tuottaa tietyn kokoisia hiukkasia. Nykyisin DMA:ta käytetään usein kalibroinnin lisäksi aerosolin kokojakauman määrittämiseen. DMA:ssa kokoluokittelu perustuu aerosolihiukkasten sähköiseen liikkuvuuteen. Kun varattu aerosolihiukkanen tuodaan sähkökenttään, se alkaa liikkua nopeudella, jonka määrittävät hiukkaseen vaikuttava sähköstaattinen voima ja ilmanvastus. Sähköinen liikkuvuus  $Z$  määritellään hiukkasen nopeutena  $v$  siihen kohdistuvan sähkökentän voimakkuutta  $E$  kohti  $Z = v/E$ . (Flagan, 2011)

Kuvassa 3.4 on esitetty sylinterimallisen DMA:n toimintaperiaate. Tämän työn mittauksissa käytetyssä DMA:ssa hiukkaset varataan ensin radioaktiivisella säteilylähteellä ( $^{85}\text{Kr}$ ).



**Kuva 3.4.** Periaatekuva differentiaalisen liikkuvuusanalysoijan (DMA) toiminnasta (Flagan, 2011, muokattu).

Varatut aerosolihiukkaset tuodaan analysoijan yläosasta sylinteriin, jonka seinämien välillä on jännite ja sen aiheuttama sähkökenttä. Sylinterissä kulkee ilmavirta, jonka mukana hiukkaset kulkeutuvat alaspäin. Sähkökentän johdosta varatut hiukkaset kulkeutuvat sylinterin ulkolaidalta sisään päin niiden sähköisestä liikkuvuudesta riippuvalla nopeudella. Sylinterin alaosassa sen keskiössä on ulostuloaukko, johon tietyn sähköisen liikkuvuuden omaavat hiukkaset päätyvät. Liian nopeasti sähkökentässä liikkuvat hiukkaset törmäävät sylinterin sisäseinään ja liian hitaasti liikkuvat poistuvat ylimääräisen ilman ulostuloaukosta. Olettaen, että hiukkasen varaus ja muoto tiedetään, voidaan sen sähköisestä liikkuvuudesta päätellä sen halkaisija. Kun sähkökentän voimakkuutta muutetaan jaksollisesti ja lasketaan DMA:n läpäisseet hiukkaset kondensaatiohiukkaslaskurilla, saadaan selville näyteaerosolin kokojakauma. Tällainen mittausjärjestely tunnetaan nimellä pyyhkäisyliikkuvuusokoluokittelija eli SMPS (engl. scanning mobility particle sizer). (Flagan, 2011)

### Mustan hiilen pitoisuuden mittaaminen

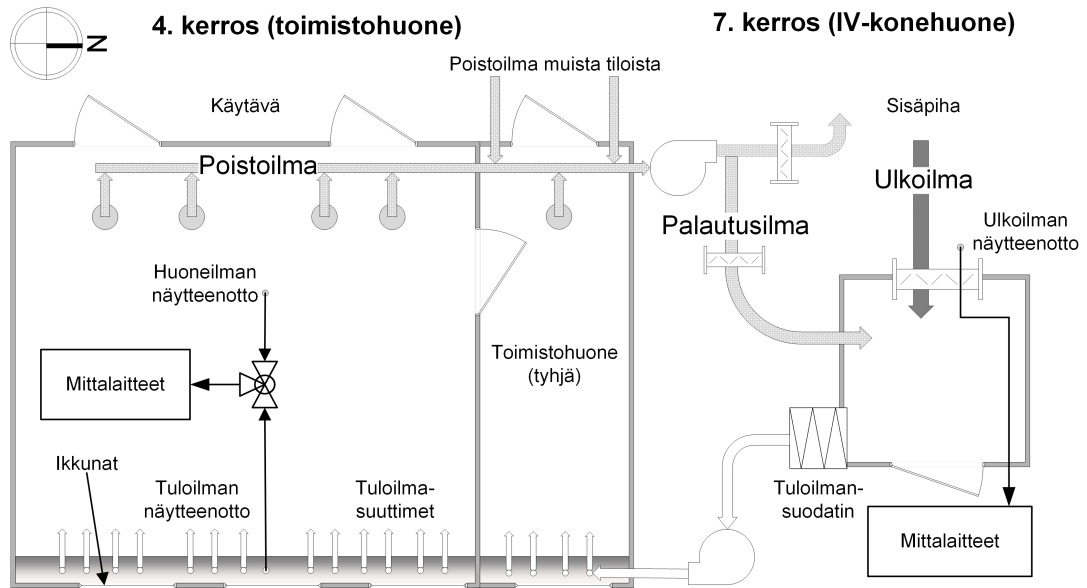
Näkyvää valoa vahvasti absorboivista hiilipitoisista aerosoliyhdisteistä käytetään yleisnimitystä musta hiili eli BC (engl. black carbon) (Drinovec et al., 2015). Mustan hiilen esiinty-

mistä voidaan tutkia mittaamalla aerosolihiukkasten aiheuttamaa valon absorptiota. Tässä työssä mustan hiilen pitoisuutta mitattiin Magee Scientificin AE33 -etalometrillä. Etalometrissä aerosolinäyte kerätään suodatinnauhalle ja hiukkasista aiheutuva valon absorptio huomataan nauhan läpi kulkevan valon vaimenemisena (Drinovec et al., 2015). Valon vaimenemisesta saadaan laskettua valon absorptiokerroin, josta saadaan edelleen mustan hiilen massapitoisuus käyttämällä empiirisesti määritettyä massakohtaista absorptiokerrointa (engl. mass-specific absorption coefficient) (Petzold et al., 2013). Huomionarvoista on, että muutkin aerosoliyhdisteet kuin musta hiili absorboivat valoa ja voivat siten vaikuttaa optisilla menetelmillä määritettyihin mustan hiilen pitoisuuksiin (Solomon et al., 2011). Petzold et al. (2013) ovat ehdottaneet, että mustan hiilen sijaan optisilla menetelmillä mitatuista hiilipitoisuuksista käytettäisiin nimitystä ekvivalentti musta hiili (eBC) (engl. equivalent black carbon), mutta tämä nimitys ei ole vakiintunut kirjallisuudessa. AE33 laitteessa mustan hiilen pitoisuus lasketaan 880 nm valon vaimenemisesta. Tällä aallonpituudella musta hiili absorboi valoa huomattavasti voimakkaammin kuin muut aerosoliyhdisteet (Yang et al., 2009), joten mitattua absorptiota voidaan pitää yksinomaan mustan hiilen aiheuttamana.

### 3.2 Mittausten toteutus

Tämän työn mittaukset suoritettiin Helsingissä maaliskuussa 2021. Mittauskohteena toimi Fabianinkatu 8:ssa sijaitseva vuonna 1972 rakennettu betonirunkoinen toimistorakennus. Sisäilman mittaukset suoritettiin tyhjässä toimistohuoneessa rakennuksen 4. kerroksessa. Huone sijaitsi Fabianinkadun katukuilun puolella ja sen tilavuudeksi mitattiin  $66 \text{ m}^3$ . Kerros, jossa huone sijaitsi oli mittausten ajan käyttämättömänä ja vallitsevan COVID-19-pandemian vuoksi muissakin kerroksissa oli normaalia vähemmän työntekijöitä. Ulkoilman mittaukset tehtiin rakennuksen 7. kerroksessa sijaitsevan ilmanvaihtokonehuoneen kautta. Toisin kuin toimistohuone, ulkoilman näytteenottopiste oli rakennuksen sisäpihan puolella. Rakennuksen ilmanvaihtokone oli vuodelta 1984 ja ilmanvaihdossa käytettiin palautusilmajärjestelmää. Palautusilmajärjestelmässä huonetilojen poistoilmaa palautetaan osittain takaisin tuloilmaksi. Tuloilmalla tarkoitetaan sitä ilmaa, joka johdetaan huonetiilaan ja poistoilmalla ilmaa, joka johdetaan huonetilasta pois (Ympäristöministeriö, 2017). Tuloilman suodattimina käytettiin F7-suodatinluokan pussisuodattimia (Camfil HI-FLO II XLT 7/640), jotka vastaavat ISO 16890 -standardin ePM1 60% -suodatinluokkaa. Toimistohuoneen tuloilmavirraksi mitattiin  $17 \text{ L s}^{-1}$  ja poistoilmavirraksi  $92 \text{ L s}^{-1}$ . Suuri osa huoneeseen tulleesta ilmasta virtasi sinne siis myös käytävältä ovien raoista. Käytävälle tuloilma tuotettiin samalla ilmanvaihtokoneella kuin toimistohuoneeseen.

Sisäilmamittauksissa käytettiin ajastettua kolmitieventtiiliä, jonka avulla näytettä otettiin vuorotellen tuloilmasta ja huoneen keskeltä. Huoneen keskeltä näyte otettiin 1,5 metrin korkeudelta. Toimistohuoneesta oli kaksi ovea käytävään sekä yksi ovi viereiseen huo-

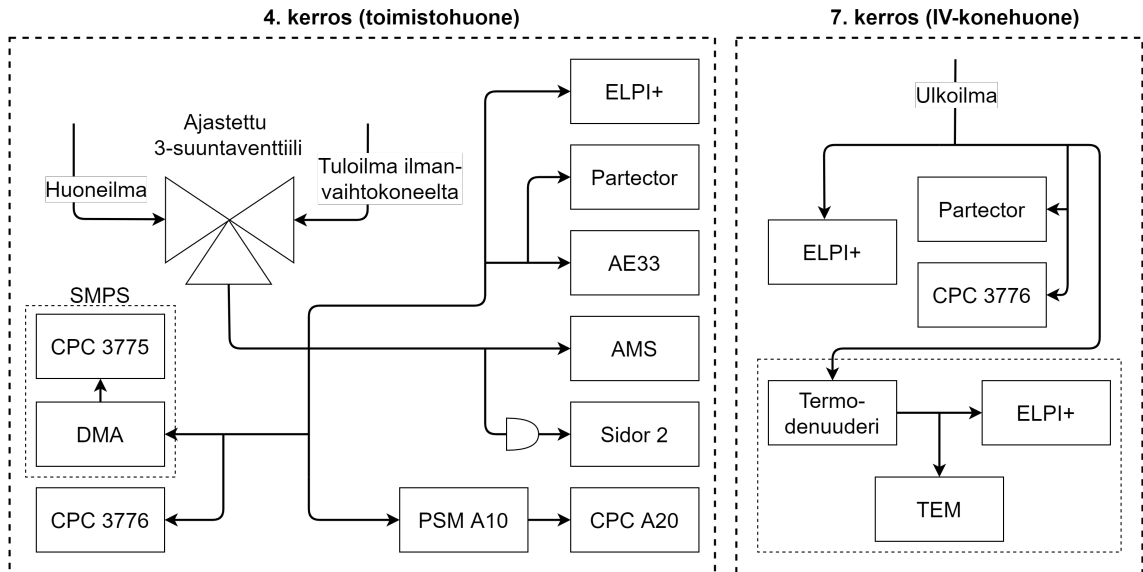


**Kuva 3.5.** Yksinkertaistettu pohjakuva mittauskohteista. Kuvassa on esitetty palautusilmajärjestelmän toiminta; osa poistoilmasta ekoitetaan tuloilmaan huoneessa, jossa ulkoilma otetaan IV-koneelle. Mittauksen ulkoilmanäyte otettiin tässä huoneessa olevan ulkoilma-aukon kautta.

neeseen, jota käytettiin mittauksen aikana varastotilana. Käytävän oven raosta vietiin laitteiden poistoilmalinjat käytävää pitkin viereiseen huoneeseen. Tämä ovi teipattiin kiinni, jotta sen raollaan olemisen ei vaikuttaisi ilmanvaihdon käyttäytymiseen. Muut ovet pidettiin suljettuina, mutta niitä ei tiivistetty teipillä. Toimistohuoneessa oli lisäksi neljä avattavaa ikkunaa, jotka pidettiin mittauksen aikana suljettuina. Ulkoilmanäyte otettiin IV-koneelle tulevasta ilmasta IV-konehuoneessa olevan ulkoilma-aukon kautta. Aukko oli tilassa, jossa poistoilma sekoitettiin ulkoilman kanssa osaksi tuloilmaa (palautusilmajärjestelmä). Näytelinja tuotiin tilasta viereiseen käytävään tilan seinässä olevan pienen reiän kautta, jolloin näytteenottopisteen lähellä ei tarvinnut liikkua laitteita huollettaessa. Yksinkertaistettu pohjakuva mittauskohteista on esitetty kuvassa 3.5.

Kuvassa 3.6 on esitetty työssä käytetyt mittalaitteet ja mittausjärjestely. Sekä sisä- että ulkoilman mittapisteissä oli käytössä ELPI+, CPC 3776 sekä Partector, ja näitä laitteita käytettiin työn I-O-yhteyksien määrittämiseen. Sisäilmamittauksissa käytettyjä laitteita olivat näiden lisäksi SMPS, etalometri (AE33), aerosolimassaspektrometri (SP-AMS) ja hiilidioksidianalysointilaitteisto (SIDOR). Työn puitteissa selvitettiin myös kiinteiden hiukkasten pitoisuuksia ja rakennetta erillisellä laitteistolla, joka koostui termodenuuderista, ELPI+ -sta ja TEM-keräysalustasta (engl. transmission electron microscopy). Laitteistolla tehtiin lyhyitä, noin tunnin kestäviä mittauksia tuloilmasta, huoneilmasta ja ulkoilmasta. Ulkoilmamittauksissa laitteisto yhdistettiin näytelinjastoon, mutta sisäilmamittaukset tehtiin erikseen. Kiinteiden hiukkasten tuloilmamittaus tehtiin tutkittavan huoneen vieressä olleen tyhjän huoneen tuloilmasuuttimista. Koska tuloilma tulee molempiin huoneisiin samalta IV-koneelta, voidaan tuloilman olettaa olevan niissä samanlaista. Huoneilman mit-



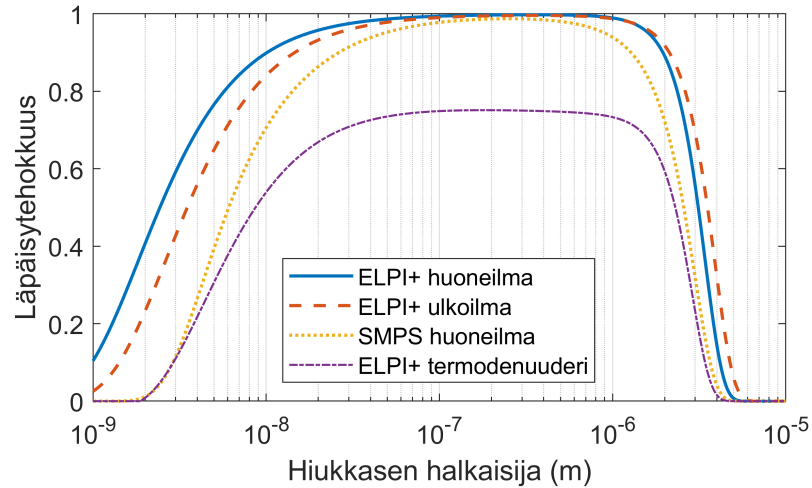


**Kuva 3.6.** Työn mittausjärjestely. Vasemmalla sisäilman ja oikealla ulkoilman mittauksiin käytetty laitekoonpano. Kiinteiden hiukkasten mittaamiseen käytetty laitteisto (termode-nuuderi, ELPI+ ja TEM-keräysalusta) oli ulkoilmamittauksissa yhdistetty näyttelinjastoon kuvassa esitetyllä tavalla. Sisäilmamittauksissa laitteistoa ei yhdistetty näyttelinjastoon, vaan kiinteiden hiukkasten mittaukset tehtiin erikseen.

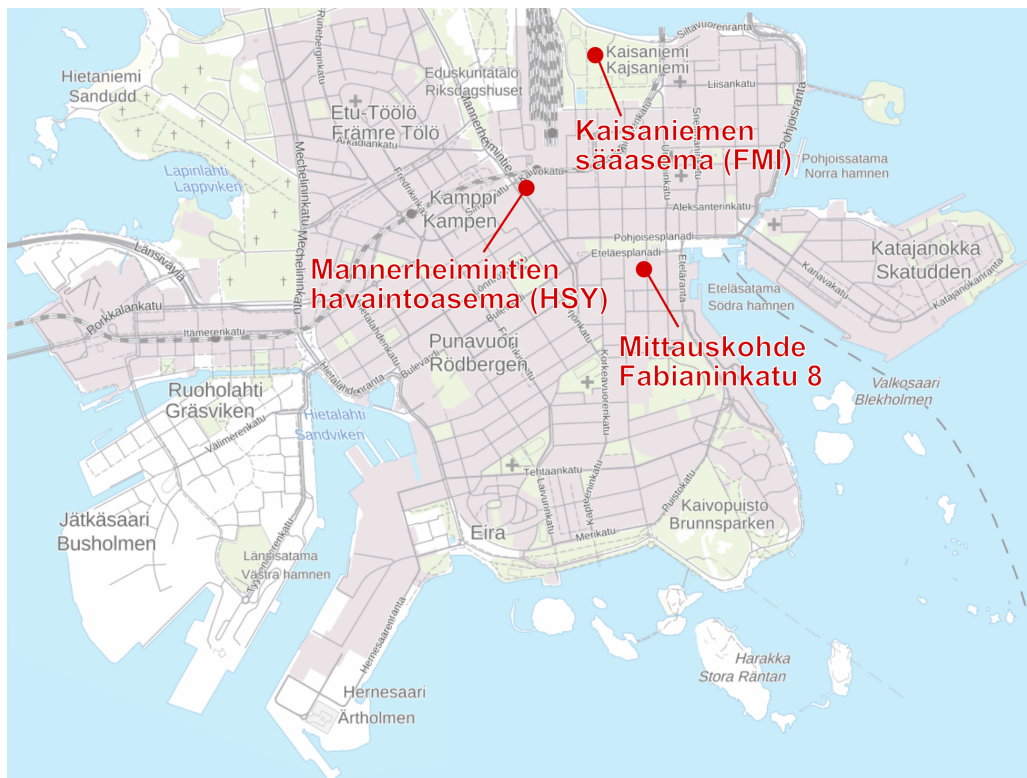
taus tehtiin tutkittavan huoneen huoneilmasta, varsinaisen näytteenottopisteen vierestä.

Näytteenottolinjoissa tapahtuu käytännössä aina hiukcashäviöitä, kun hiukkaset törmäävät näyttelinjan seinämiin esimerkiksi diffuusion, painovoiman tai impaktion johdosta (Brockmann, 2011). Koska ulko- ja sisäilman pitoisuuksien vertailu on tämän työn kannalta olennaista, on tärkeää, että erot näyttelinjoissa eivät johda tulosten virheelliseen tulkintaan. Kuvassa 3.7 on esitetty lasketut läpäisytehokkuudet valituille näyttelinjaston osille. Termode-nuuderin tapauksessa on huomioitu myös termode-nuuderissa tapahtuvat termoforeettiset (lämpötilagradientista johtuvat) hiukcashäviöt. Kuvasta nähdään, että ero ulko- ja sisäilman näyttelinjan läpäisytehokkuuksissa on pieni yli 10 nm:n hiukkasille. Ero SMPS:n ja ELPI+:n näyttelinjan läpäisytehokkuudessa johtuu eroista näyttelinjan virtauksessa, näyteputken halkaisijassa ja linjassa olevien mutkien lukumäärässä. Alle 10 nm:n hiukkasilla läpäisytehokkuus laskee nopeasti diffuusiohäviöistä johtuen ja yli 2 µm:n hiukkasten tapauksessa painovoimasta ja impaktiosta johtuvat häviöt ovat suuria. Näiden kokojen välillä olevilla hiukkasilla läpäisytehokkuus on hyvin lähellä yhtä, eli lähes kaikki hiukkaset läpäisevät näyttelinjan. Koska erot näyttelinjojen läpäisytehokkuuksissa ovat pieniä, ei niitä huomioitu tulosten laskennassa. Termode-nuuderissa tapahtuvat termoforeettiset häviöt huomioitiin laskuissa, koska ne olivat mitatulla hiukkaskokoalueella merkittäviä.

Rakennus, jossa mittaukset tehtiin, sijaitsee noin 200 metrin päässä Helsingin Eteläsata-masta ja lähellä Esplanadin puistoa, mistä johtuen alueella on tuulisempaa kuin monissa kaupunkikeskustan katukuiluissa. Tämä saattaa helpottaa liikenteen aerosolipäästöjen leviämistä ja laimenemista rakennuksen lähiympäristössä. Lisäksi alueella on vähemmän



**Kuva 3.7.** Läpäisytehokkuus näytelinjoissa hiukkaskoon mukaan eri mittalaitteille.



**Kuva 3.8.** Mittauskohteen ja käytettyjen ilmanlaatu- ja säähavaintoasemien sijainti. Kartta muokattu Karttapaiikka-palvelusta (Maanmittauslaitos, 2021).

ajoneuvoliikennettä kuin esimerkiksi Mannerheimintien ympäristössä.

Mittausten tulkinnan apuna ja vertailussa käytettiin Ilmatieteen laitoksen (FMI) ja Helsingin seudun ympäristöpalvelujen (HSY) mittausasemilta saatua mittadataa. Kaisaniemen sääasemalta saatiin muun muassa tuulen nopeus ja suunta ja Mannerheimintien havaintoasemalta  $PM_{2.5}$ - ja BC-pitoisuudet. Mittausasemien sijainti suhteessa työn mittauskohteeseen on esitetty kuvassa 3.8.

Mittausten aikana toimistohuoneessa pyrittiin viettämään mahdollisimman vähän aikaa,

jotta ihmisen vaikutus huoneen hiukkaspitoisuuteen saataisiin minimoitua. Laitteiden tila käytiin kuitenkin tarkistamassa jokaisena arkipäivänä, ja samalla vaihdettiin standardimitauksessa hiukkasten keräämiseen käytetty suodatin. Päivittäiseen käyntiin kuului kalibrointia varten tehty nollamittaus, jossa hiukkasten pääsy mittalaitteille estettiin HEPA-suodattimella (engl. high-efficiency particulate absorbing filter). Näin voidaan myös varmistua siitä, ettei laite havaitse hiukkasia silloin, kun niitä ei ole näytteessä. Huoneessa vietetyt ajat merkittiin ylös, jotta ihmisen läsnäolon vaikutusta voidaan tarkastella tulosten analyysin yhteydessä. Ulkoilman mittaustuloksiin ihmisen läsnäololla ei ole vaikutusta, sillä näytteenottopisteellä käytiin ainoastaan nollamittauksen yhteydessä.

Kaikki laitteet eivät mitanneet jatkuvasti koko mittausjakson ajan. Sisäilmaa mitanneisiin laitteisiin kytketyn kannettavan tietokoneen toimintahäiriön vuoksi osa mittausjakson alkupään tuloksista puuttuu. Lisäksi ulkoilmamittauksen näyttelinjä aukesi mittauksen loppupuolella, eikä tätä mittadataa voida käyttää tulosten laskennassa. Yhteensä dataa ajalta, jolloin kaikki mittalaitteet olivat toiminnassa, on 216 tuntia. Mittausjakson pituus yhteensä oli 400 tuntia, johon sisältyi 3 kokonaista viikonloppua ja 10 kokonaista arkipäivää. Mittaukset suoritettiin välillä 12.-29.3.2021, josta ensimmäinen ja viimeinen päivä käytettiin pääasiassa mittalaitteiston kokoamiseen ja purkamiseen.

### 3.3 Datan käsittely

Koska mittadataa kerättiin yhteensä 400 tunnilta ja suurin osa laitteista toimi 1 Hz:n aikaresoluutiolla, on datasta laskettu sen tulkittavuuden parantamiseksi keskiarvoja. Suurin osa tuloksista on esitetty tuntikeskiarvoina, mutta myös pidempää ja lyhyempää keskiarvoväliä on käytetty. Käytetty keskiarvoväli ilmoitetaan tulosten esittelyn yhteydessä. Mittalaitteiden kelloja ei synkronoitu mittauksen aikana, vaan synkronointi tehtiin datan käsittelyn yhteydessä. Referenssilaitteeksi valittiin sisäilmaa mitannut CPC 3776. Synkronointi tehtiin vertailemalla CPC 3776:n mittaamaa pitoisuutta muilla laitteilla mitattuihin pitoisuuksiin. Aikaleimojen kohdistamista helpotti säännöllisesti kääntynyt kolmitieventtiili, jonka muutos huoneilmasta tuloilmaan oli selkeästi havaittavissa mittausdatasta.

Suurin osa työssä käytetyistä mittalaitteista (CPC, SMPS, Etalometri, Partector, SIDOR) antaa halutun pitoisuuden suoraan mittadatana. Koska laitteet toimivat mittauksen aikana tehtyjen nollamittausten perusteella ongelmitta, ei näiden laitteiden datalle ollut tarvetta tehdä muuta käsittelyä kuin keskiarvottaminen ja aikaleimojen kohdistaminen. Lisäksi huone- ja tuloilmadata tuli erottaa toisistaan. Riippuen laitteen aikaresoluutiosta ja ajasta, joka laitteella kesti reagoida pitoisuuden muutokseen, poistettiin datasta venttiilin kääntymisajan ympäriltä tietty määrä datapisteitä. Käytetyt varoajat on esitetty taulukossa 3.1. Datasta poistettiin myös nollamittaukset sekä sellaiset ajankohdat, kun näyttelinjastoa muokattiin ja laitteille kulkeutui muuta kuin näytteeksi tarkoitettua ilmaa.

Koska ELPI+:n datankäsittely ei ole yhtä suoraviivaista kuin muilla laitteilla, on sitä syy-

**Taulukko 3.1.** Työssä käytettyjen laitteiden aikaresoluutio sekä varoaika, jonka ajalta datasta poistettiin mittapisteet ennen ja jälkeen kolmitieventtiin kääntymisen.

| Mittalaite | Resoluutio | Varoaika    |
|------------|------------|-------------|
| CPC 3776   | 1 s        | 10 s        |
| ELPI+      | 1 s        | 10 s        |
| SMPS       | 120 s      | 120 s       |
| Etalometri | 1 s / 60 s | 10 s / 60 s |
| Partector  | 1 s        | 10 s        |
| SIDOR      | 1 s        | 15 s        |

tä avata hieman tarkemmin. Kuten luvussa 3.1 todettiin, ELPI+ mittaa kullekin sen impaktorin astelevylle törmänneiden hiukkasten aiheuttamaa sähkövirtaa. Ideaalisessa tilanteessa kaikki tietyn impaktoriasteen hiukkaskoon leikkausrajaa suuremmat hiukkaset törmäisivät impaktorin astelevyyn eivätkä kulkeutuisi alemmille asteille, mutta kaikki tätä kokoa pienemmät hiukkaset kulkeutuisivat. Todellisuudessa impaktorin astelevyille päätyy myös leikkauskokoa pienempiä hiukkasia muun muassa diffuusion ja sähköisten voimien johdosta. Lisäksi hiukkaset voivat törmätä impaktorissa muuallekin kuin astelevyille ja poistua siten ilmavirrasta. Virtanen et al. (2001) ja Marjamäki, Lemmetty et al. (2005) ovat kuvanneet näiden tekijöiden vaikutusta kattavasti. Edellä mainittujen tekijöiden vuoksi ELPI+:lla mitattuihin virtoihin tehtiin korjaukset Moisio (1999) esittämällä menettelyllä, laskien impaktoriasteiden keräystehokkuudet kuten Marjamäki, Lemmetty et al. (2005) ja Järvinen et al. (2014) esittivät. Korjatuista virroista laskettiin impaktoriasteittaiset lukumääräpitoisuudet  $N$  yhtälöllä

$$N = \frac{I}{PneQ}, \quad (3.1)$$

missä  $I$  on korjattu sähkövirta,  $P$  on diffuusiovaraajan läpäisyteho,  $n$  on keskimääräinen hiukkasen varausten lukumäärä,  $e$  on alkeisvaraus ( $1,602 \cdot 10^{-19}$  C) ja  $Q$  on virtaus impaktorin läpi ( $\text{l min}^{-1}$ ) (Marjamäki, Keskinen et al., 2000). Massapitoisuus saatiin kertomalla lukumääräpitoisuus hiukkasten tilavuudella ja tiheydellä ( $1 \text{ g/cm}^3$ ). Hiukkasten oletettiin olevan pallon muotoisia. Korjatuista virroista laskettiin myös LDSA-pitoisuus käyttämällä muuntokertoimia, jotka Lepistö et al. (2020) esittivät.

## 4. MITTAUSTULOKSET

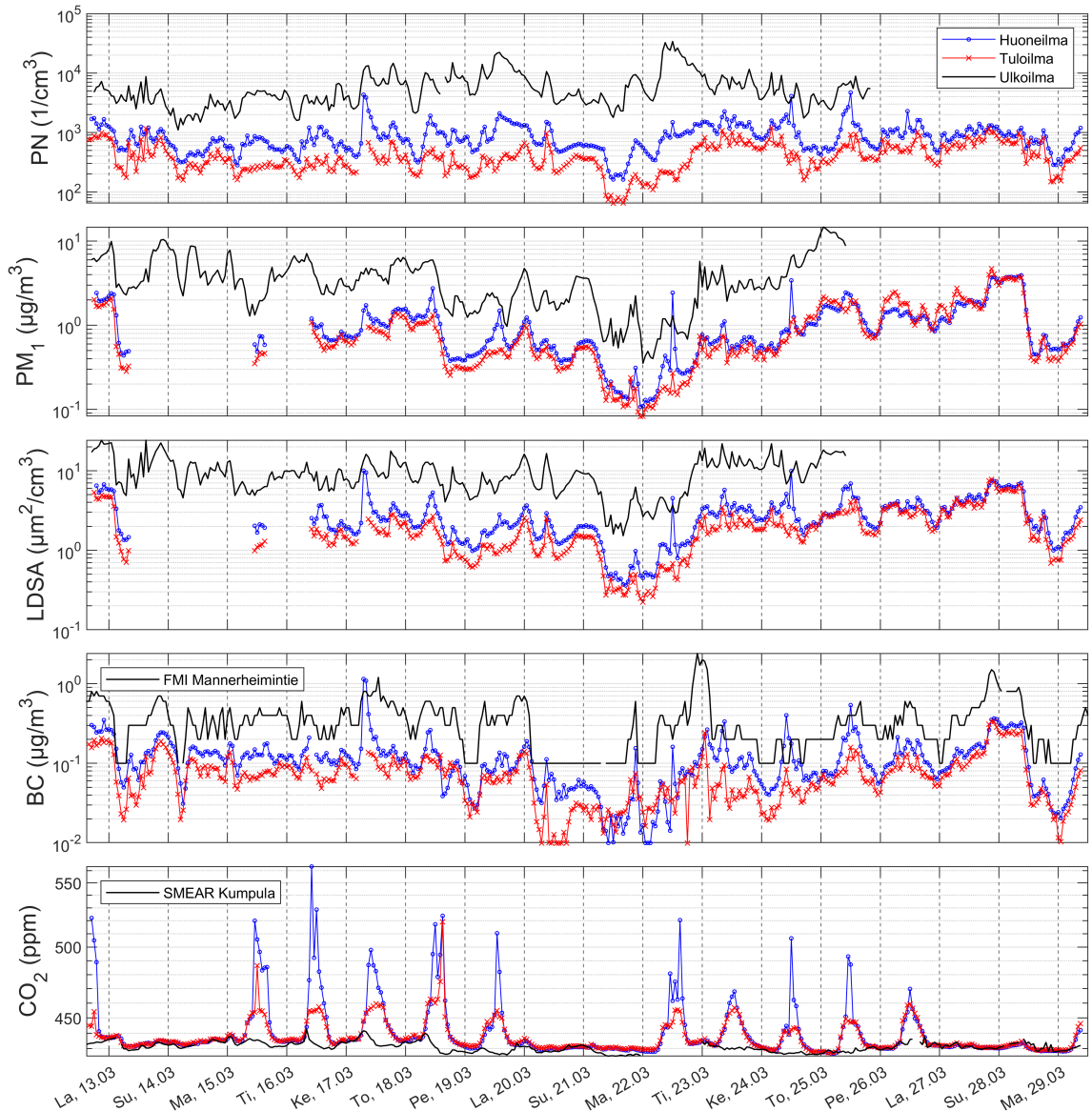
Tässä työssä tarkasteltiin aerosolihiukkasten pitoisuuksia ja ominaisuuksia Helsingin keskustassa sijaitsevassa tyhjässä toimistohuoneessa. Lisäksi tavoitteena oli arvioida ulkoilman hiukkaspitoisuuden vaikutusta sisäilman hiukkaspitoisuuteen. Tässä luvussa esitellään työn ulko- ja sisäilmamittausten tulokset.

### 4.1 Hiukkaspitoisuudet ulkoilmassa ja sisäilmassa

Kuvassa 4.1 on esitetty ajan funktiona hiukkasten lukumääräpitoisuus,  $PM_{10}$ -massapitoisuus, LDSA-pitoisuus, mustan hiilen massapitoisuus sekä sisäilman hiilidioksidipitoisuus. Kuvan pitoisuudet ovat tuntikeskiarvoja. Työn I-O-yhteyksien tarkastelussa keskitytään ajanjaksoon, jolloin laitteilta on saatavissa sekä sisä- että ulkoilmadataa. BC-pitoisuuden ulkoilmadata on peräisin HSY:n Mannerheimintien havaintoasemalta ja  $CO_2$ -pitoisuuden ulkoilmadata on SMEAR III -asemalta Kumpulasta. Kumpulana asema on noin neljän kilometrin päässä Helsingin keskustasta ja se on lähin mitta-asema, josta oli saatavissa  $CO_2$ -pitoisuuden mittausdataa tämän työn mittausten ajalta.

Sekä ulko- että sisäilman hiukkaspitoisuudet olivat koko mittausjakson ajan suhteellisen pieniä. Ulkoilman lukumääräpitoisuus pysyi muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta koko mittausjakson ajan alle  $10\,000\ 1/cm^3$ :ssa. Pienimmät pitoisuudet mitattiin sunnuntaina 21.3., jolloin nähdään selkeä hiukkaspitoisuuden lasku kaikissa suureissa ulkoilman BC-pitoisuutta lukuun ottamatta. Ulkoilman BC-pitoisuudessa laskua ei nähdä, sillä havaintorajaa  $0,1\ \mu g/m^3$  pienemmät arvot on korjattu tähän lukemaan. Pitoisuuden laskua selittää osaltaan päivän tuulisuus; sunnuntai 21.3. oli mittausjakson tuulisin päivä.

Pitoisuuksissa on nähtävissä myös selkeitä piikkejä, esimerkiksi huoneilman pitoisuuksissa keskiviikkona 17.3. Lauantain 27.3. ja sunnuntain 28.3. aikana nähdään sisäilmassa selkeä nousu  $PM_{10}$ -, LDSA- ja BC-pitoisuudessa, mutta lukumääräpitoisuudessa vastaava nousua ei havaita. Koska lukumääräpitoisuus pysyy lähes samana, ovat kasvaneet massa ja pinta-ala peräisin pienestä määrästä tyypillistä suurempia hiukkasia. Tulo- ja huoneilman hiilidioksidipitoisuuden huomataan kasvavan voimakkaasti aina arkaamuisin ja laskevan iltapäivällä takaisin taustapitoisuuden tasolle. Tähän vaikuttavat todennäköisesti sekä liiketeen hiilidioksidipäästöt että ihmisten läsnäolo rakennuksessa työaikoina.



**Kuva 4.1.** Hiukkaspitoisuudet ulkoilmassa, tuloilmassa ja huoneilmassa. Ylhäältä alaspäin: lukumääräpitoisuus (CPC 3776),  $PM_1$ -massapitoisuus (ELPI+), keuhkodepositoiva pinta-ala (ELPI+), mustan hiilen massapitoisuus (AE33) ja hiilidioksidipitoisuus (SIDOR). Mustan hiilen massapitoisuuden ulkoilmadata on HSY:n Mannerheimintien havaintoasemalta ja hiilidioksidipitoisuuden ulkoilmadata on SMEAR III -asemalta Kumpulasta. Huomioi logaritminen asteikko hiukkaspitoisuuksien tapauksessa.

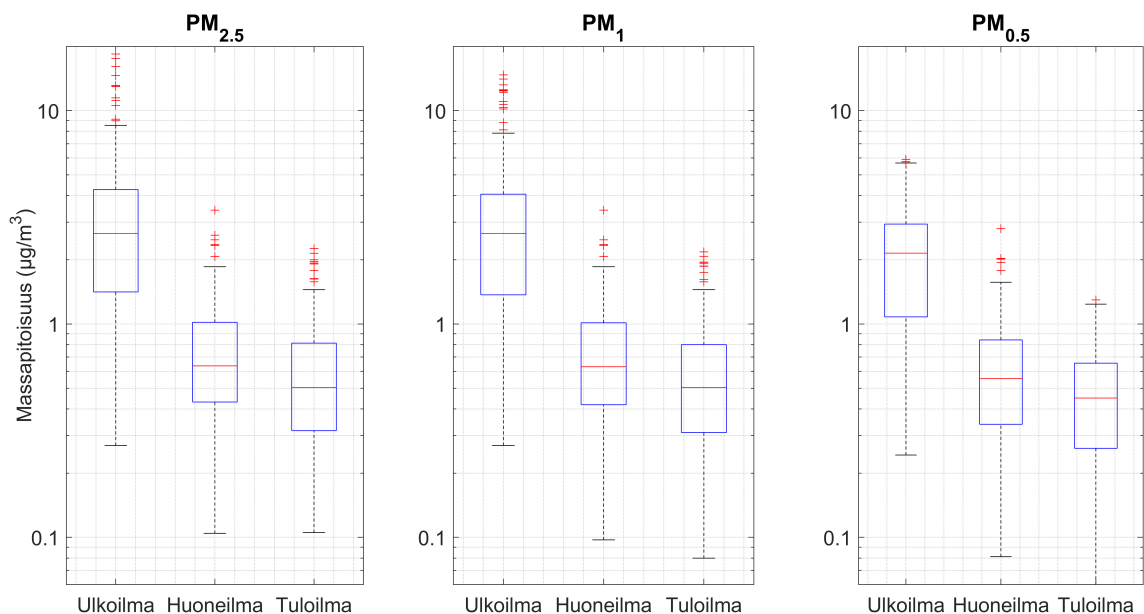
Koska rakennuksessa oli käytössä palautusilmajärjestelmä, kulkeutuvat ihmisistä syntyneet hiilidioksidipäästöt kaikkialta rakennuksesta myös tyhjänä olleeseen toimistohuoneeseen. Ihmisen vaikutus huoneilman hiilidioksidipitoisuuteen nähdään selkeänä pitoisuuden kasvuna silloin, kun huoneessa on käyty tarkistamassa laitteiden toiminta.

Kaikki piikit ulkoilman pitoisuuksissa eivät näy vahvasti huone- ja tuloilman pitoisuuksissa. Toisaalta sisäilmassa havaitaan piikkejä, jotka näkyvät ulkoilmassa heikosti tai eivät lainkaan. Näitä havaintoja selittää se, että näytteenottopisteet olivat rakennuksen eri puolilla ja se, että ilmanvaihdossa käytettiin palautusilmajärjestelmää. Pääasiassa sisäilman

pitoisuudet kuitenkin korreloivat selkeästi ulkoilman pitoisuuksien kanssa, mikä viittaa siihen, että hiukkasia on kulkeutunut ulkoilmasta sisäilmaan koko mittausjakson ajan.

Hiukaspitoisuudet tuloilmassa ovat pääsääntöisesti pienempiä kuin huoneilmassa, eli hiukkasia kulkeutuu huoneilmaan myös muita reittejä kuin koneellisen ilmanvaihdon kautta. Toisaalta mittausjakson loppupuolella huomataan tuloilman  $PM_{1-}$ -pitoisuuden nousevan paikoin huoneilman pitoisuutta korkeammaksi. Tämä voi johtua siitä, että hiukkasten kokojakauma on siirtynyt kohti 200 – 300 nm:n hiukkasia, jotka läpäisevät ilmanvaihtokoneen suodattimen parhaiten. Koska pitoisuus huoneilmassa on tuloilmaa matalampi, voidaan hiukkasten todeta poistuneen ilmasta nopeasti. Todennäköinen syy tämän kokoluokan hiukkasten nopealle poistumiselle huoneilmasta on niiden kulkeutuminen poistoilmavirran mukana, sillä sekä painovoimainen että diffuusiosta johtuva depositio on 200 – 300 nm:n hiukkasille hidasta.

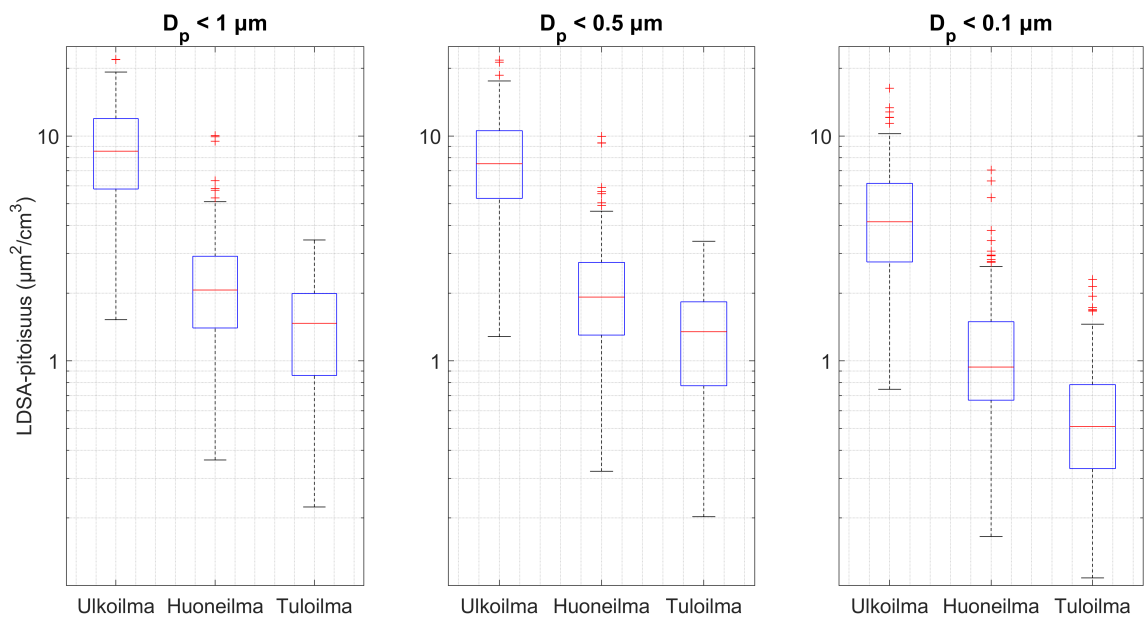
Kuvassa 4.2 on esitetty ulko- ja sisäilman  $PM_{2.5-}$ ,  $PM_{1-}$  ja  $PM_{0.5-}$ -pitoisuudet mittausjakson aikana. Massapitoisuudet on laskettu ELPI+ mittausdatasta. Kuvassa on käytetty pitoisuuksien tuntikeskiarvoja. Punainen vaakaviiva kuvaa pitoisuuden mediaaniarvoa, sinisen laatikon ylä- ja alareunat kuvaavat 75. ja 25. prosenttipistettä (laatikon ylärajan alle jää 75 % mittautuloksista ja alarajan alle 25 %), mustat viikset kuvaavat datan ääriarvoja, joita ei vielä lasketa poikkeamiksi ja punaiset rastit kuvaavat poikkeamia. Arvo on määritetty poikkeamaksi (engl. outlier), jos se on suurempi kuin  $q_3 + 1,5 \cdot (q_3 - q_1)$  tai pienempi kuin  $q_1 - 1,5 \cdot (q_3 - q_1)$ , missä  $q_1$  ja  $q_3$  ovat mittadatan 25. ja 75. prosenttipiste.



**Kuva 4.2.** Hiukkasten massapitoisuuden tuntikeskiarvot alle  $2,5\mu\text{m}$ :n, alle  $1\mu\text{m}$ :n ja alle  $0,5\mu\text{m}$ :n halkaisijaisille hiukkasille. Punainen vaakaviiva kuvaa pitoisuuden mediaaniarvoa, sinisen laatikon ylä- ja alareunat kuvaavat 75. ja 25. prosenttipistettä, mustat viikset kuvaavat ääriarvoja, joita ei lasketa poikkeamiksi ja punaiset rastit kuvaavat poikkeamia.

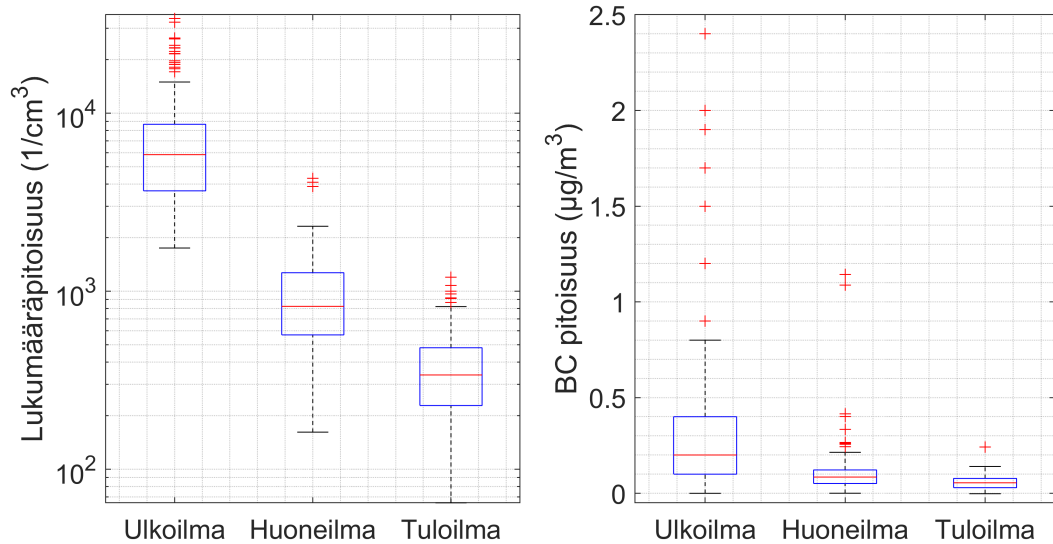
Kuvasta 4.2 huomataan, että ulkoilman  $PM_{2.5}$ -pitoisuus on ollut mittausjakson aikana pieni, sen mediaanin ollessa alle  $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vastaavasti sisäilman  $PM_{2.5}$ -pitoisuuden mediaani jää alle  $0,7 \mu\text{g}/\text{m}^3$  arvoon. Kuvan perusteella on myös selvää, että suurin osa sekä sisä- että ulkoilman hiukkasten massapitoisuudesta on peräisin alle  $1 \mu\text{m}$  hiukkasista, sillä ero  $PM_{2.5}$ - ja  $PM_1$ -pitoisuuksissa on hyvin pieni. Merkittävä osuus massasta on peräisin alle  $0,5 \mu\text{m}$  hiukkasista. Ulkoilman suurimmat  $PM_{2.5}$ -pitoisuuden tuntikeskiarvot ovat lähes  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja huoneilman noin  $3,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nämä ovat verrattain pieniä arvoja ja pysyvät WHO:n (2021) 24 tunnin keskiarvopitoisuuden ohjearvon ( $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) alapuolella.

Hiukkasten keuhkocodepositoivan pinta-alan pitoisuuksien tuntikeskiarvot alle  $1 \mu\text{m}$ :n, alle  $0,5 \mu\text{m}$ :n ja alle  $0,1 \mu\text{m}$ :n hiukkasille on esitetty kuvassa 4.3. Pitoisuudet on määritetty ELPI+ mittadatasta. LDSA-pitoisuudet ovat massapitoisuuksien tavoin varsin alhaisia, ulkoilman pitoisuuksien mediaanin ollessa noin  $8,5 \mu\text{m}^2/\text{cm}^2$  alle  $1 \mu\text{m}$ :n hiukkasille. Esimerkiksi Kuula et al. (2020) mittasivat Helsingissä Kallion urheilukentällä LDSA-pitoisuuden keskiarvoksi  $9,4 \mu\text{m}^2/\text{cm}^2$  vuoden kestäneessä mittauskampanjassa. Vastaavat arvot Mäkelänkadun katukuilussa ja Rekolan omakotitaloalueella olivat  $22 \mu\text{m}^2/\text{cm}^2$  ja  $12 \mu\text{m}^2/\text{cm}^2$ . Tämän työn mittauksissa LDSA-pitoisuus ulkona vastasi siis suuruusluokaltaan tyypillistä Helsingin taustapitoisuutta ja oli selkeästi matalampi kuin vilkkaassa katukuilussa. Yksi tämän mittauksen pieniä pitoisuuksia selittävä tekijä on mittauspisteen sijainti katutasoon nähden; katukuiluissa päästöt leviävät heikommin kuin avoimessa ympäristössä, sillä ympäröivät talot suojaavat niitä tuulelta (Ai ja Mak, 2015). Katukuilussa ylöspäin noustaessa hiukkaspitoisuus laskee nopeasti ja kattojen yläpuolella pitoisuus on laimentunut katutasoon verrattuna huomattavasti (Kuuluvainen, Poikkimäki et al., 2018).



**Kuva 4.3.** Hiukkasten LDSA-pitoisuuden tuntikeskiarvot alle  $1 \mu\text{m}$ :n, alle  $0,5 \mu\text{m}$ :n ja alle  $0,1 \mu\text{m}$ :n halkaisijaisille hiukkasille. Punainen vaakaviiva kuvaa pitoisuuden mediaaniarvoa, sinisen laatikon ylä- ja alareunat kuvaavat 75. ja 25. prosenttipistettä, mustat viikset kuvaavat ääriarvoja, joita ei lasketa poikkeamiksi ja punaiset rastit kuvaavat poikkeamia.





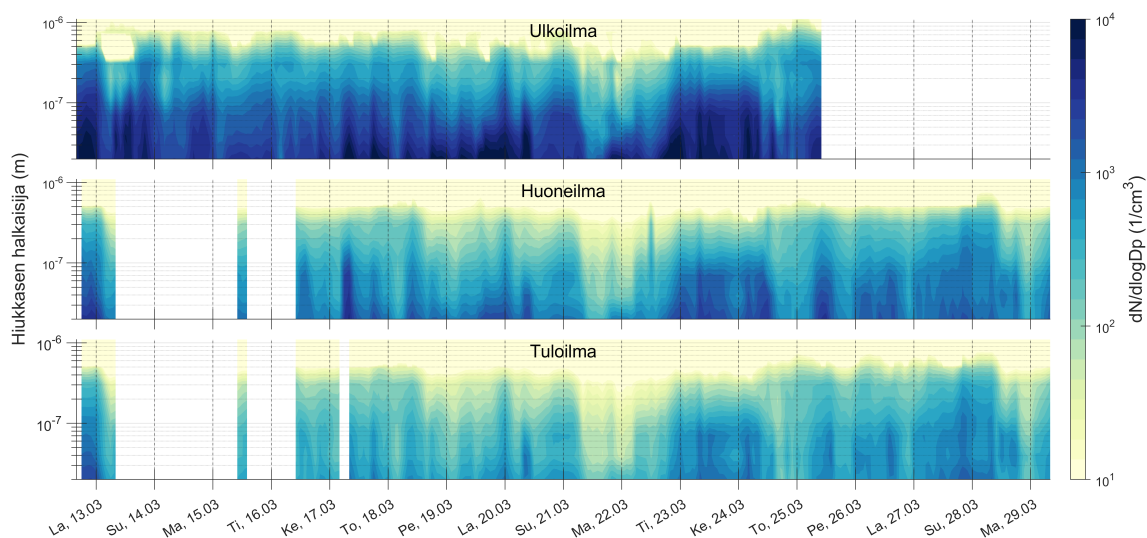
**Kuva 4.4.** Hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja mustan hiilen massapitoisuuden tuntikeskiarvot. Mustan hiilen massapitoisuus ulkoilmassa on HSY:n havaintoasemalta Mannerheimintieltä (ks. kuva 3.8). Huomioi logaritminen asteikko lukumääräpitoisuuden tapauksessa ja lineaarinen asteikko mustan hiilen massapitoisuuden tapauksessa.

Tämän työn ulkoilmamittaus tehtiin rakennuksen sisäpihan puolelta katon tasalta, jossa hiukkaspitoisuus on odotetusti vastaavaa katutasossa mitattua pitoisuutta matalampi. Suuri osa LDSA-pitoisuudesta on peräisin alle 0,5 µm:n hiukkasista ja etenkin huoneilmassa myös alle 0,1 µm:n hiukkasista.

Kuvassa 4.4 on CPC:llä määritetyn hiukkasten lukumääräpitoisuuden ja etalometrilla mitatun mustan hiilen massapitoisuuden tuntikeskiarvot. Mustan hiilen massapitoisuus ulkoilmassa on HSY:n havaintoasemalta Mannerheimintieltä, eikä siten suoraan vastaa ulkoilman pitoisuutta tämän työn mittauskohteessa. Kuvasta nähdään, että hiukkasten lukumääräpitoisuus tuloilmassa on huomattavasti pienempi kuin huoneilmassa. Ero on selkeämpi kuin massa- ja LDSA-pitoisuuden tapauksessa, mikä voi johtua siitä, että ilmanvaihtokoneen suodatin poistaa tehokkaasti kaikkein pienimmät hiukkaset, jotka vaikuttaisivat lukumääräpitoisuuteen eniten. Mustan hiilen massapitoisuuden mediaani huoneilmassa on alle 0,1 µg/m³, mutta korkeimmat tuntikeskiarvot yltävät yli 1 µg/m³ pitoisuuksiin. Ulkoilmassa sekä lukumäärä- että mustan hiilen massapitoisuus on merkittävästi sisäilmaa korkeampi ja lukumäärän tapauksessa ulkoilman pitoisuus on noin kertaluokkaa suurempi kuin sisäilman pitoisuus.

## 4.2 Hiukkasten kokojakauma

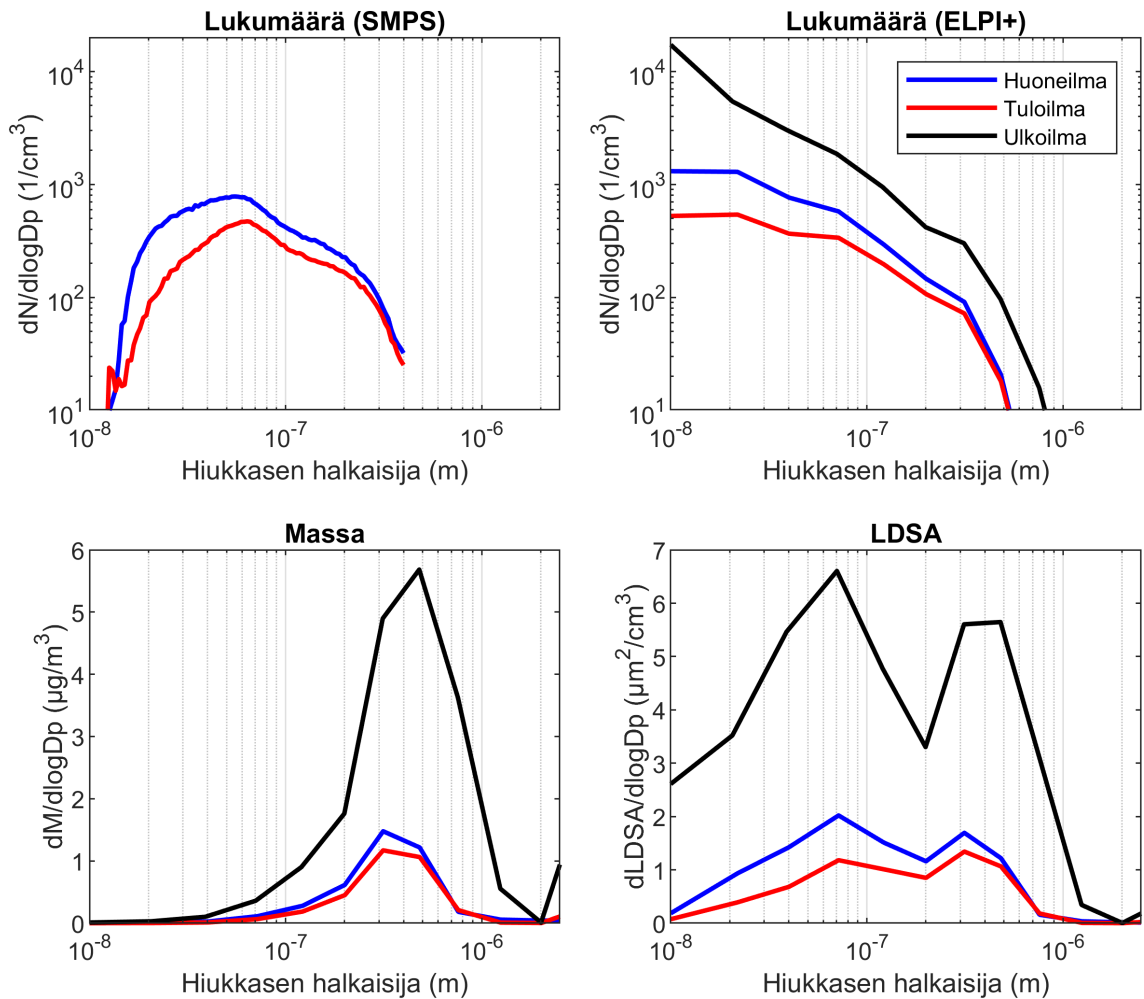
Erilaisten aerosolien karakterisoinnin kannalta on tärkeää tarkastella niiden kokojakaumaa. Tässä työssä aerosolihiukkasten kokojakaumaa mitattiin sekä sisä- että ulkoilmassa sähköisellä alipaineimpaktorilla (ELPI+). Sisäilmassa kokojakaumaa mitattiin lisäksi SMPS-laitteistolla.



**Kuva 4.5.** Hiukkasten kokojakauma mittausjakson aikana ulko-, huone- ja tuloilmassa. Kuvaajassa pystyakselilla on esitetty hiukkaskoko ja vaaka-akselilla aika. Hiukkasten lukumääräpitoisuus on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa pitoisuutta.

#### 4.2.1 Kokojakauma mittausjakson aikana

Kuvassa 4.5 on esitetty hiukkasten lukumääräpitoisuuden kokojakauma mittausjakson aikana ulkoilmassa, huoneilmassa ja tuloilmassa. Kuvan x-akselilla on aika ja y-akselilla hiukkasen halkaisija. Lukumääräpitoisuus on esitetty väriskaalana, jossa tummat alueet kuvaavat korkeaa pitoisuutta ja vaaleat alueet matalaa pitoisuutta. Kuvassa data on kahden tunnin keskiarvoina ja x-akselin pystyviivat on asetettu kello 00:00 kohdalle. Kokojakauma on vaihdellut mittausjakson aikana melko paljon ja päiväkohtainen vaihtelu on huomattavaa. Tulo- ja huoneilman kokojakaumat seuraavat muodoltaan melko tarkasti ulkoilman kokojakaumaa. Hiukkasten kokojakauman huomataan siirtyneen keskiviikon 24.3. aikana kohti suurempia hiukkasia ja 200 – 300 nm:n hiukkasten kohdalla havaitaan selkeä moodi. Kokojakauman muutos saattaa johtua kaukokulkeutuneista hiukkasista. Kaukokulkeumaan viittaa havainto siitä, että hiukkaspitoisuus kasvoi myös mittausasemilla, jotka ovat kaukana paikallisista päästölähteistä. Esimerkiksi Espoon Luukin havaintoasemalla  $PM_{2.5}$ -massapitoisuuden tuntikeskiarvo kasvoi keskiviikon 24.3. aikana noin  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :sta yli  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ :een ja pysyi korkeana keskipäivään 28.3. asti. Tämä selittää kuvassa 4.1 havaittua ilmiötä, jossa tuloilman hiukkasten  $PM_1$ -massapitoisuus nousi huoneilman pitoisuutta korkeammaksi, sillä 200 – 300 nm:n hiukkaset läpäisevät tuloilmasuodattimen tehokkaasti. Huoneilmasta hiukkaset poistuvat nopeasti koneellisen ilmanvaihdon mukana. Lisäksi käytävästä huoneeseen virranneen ilman hiukkaspitoisuus on todennäköisesti tuloilmaa pienempi, sillä osa hiukkasista poistuu ilmapirrasta sen kulkiessa ovien raoista. Kaukokulkeuma selittää myös kuvassa 4.1 havaittua nopeaa hiukkaspitoisuuksien laskua sunnuntain 28.3. aikana.



**Kuva 4.6.** Aerosolihiukkasten keskimääräiset kokojakaumat mittausjakson ajalta. Kokojakauma lukumääräpitoisuuden mukaan on esitetty erikseen SMPS ja ELPI+ -laitteille. Kokojakauma massa- ja LDSA-pitoisuudelle on laskettu ELPI+:n lukumääräjakaumasta. Huomioi logaritminen asteikko lukumääräpitoisuuden tapauksessa.

Keskimääräiset hiukkaskokojakaumat lukumäärän, massan ja keuhkodepositoivan pinta-alan mukaan on esitetty kuvassa 4.6. Kuvassa esitetty data on ajalta, jolloin kaikki mittalaitteet olivat toiminnassa (16.3. klo 10:00 – 25.3. klo 10:00). Päiväkohtaiset kokojakaumat on esitetty liittessä B. Huone- ja tuloilman lukumääräkokojakaumat vastaavat muodoiltaan tyypillistä Helsingin kaupunkiympäristön kokojakaumaa, jossa hiukkasia esiintyy kolmessa moodissa: nukleaatiomoodissa (<30 nm), Aitkenmoodissa (20 – 100 nm) ja akkumulaatiomoodissa (>90 nm) (Hussein, Puustinen et al., 2004). Selkeiten kokojakaumassa erottuu noin 60 – 70 nm:n kohdalla Aitken moodi. Nukleaatio- ja akkumulaatiomoodi näkyvät SMPS:n kuvaajassa noin 20 nm:n ja 250 nm:n kohdilla. Nukleaatiomoodi näkyy tuloilmassa selvästi heikompana kuin huoneilmassa. SMPS-kuvaajan tavoin ELPI+:lla huomataan Aitkenmoodi noin 70 nm:n kohdalla, akkumulaatiomoodi noin 250 nm:n kohdalla ja nukleaatiomoodi noin 20 nm:n kohdalla.

Ulko- ja sisäilman lukumääräkokojakaumien muodot eroavat pääasiassa yli 300 nm:n ja alle 20 nm:n hiukkasilla. Yli 300 nm:n hiukkasten pitoisuus sisäilmassa laskee jyrkästi, mutta ulkoilmassa lasku on loivempaa. Ilmanvaihtokoneen suodattimen erotusaste kasvaa 300 nm:n hiukkasista suurempiin siirryttäessä, jolloin niitä päätyy sisäilmaan vähemmän. Ulkoilman lukumääräpitoisuuden kokojakaumassa pienten hiukkasten osuus on selkeästi suurempi kuin tulo- ja huoneilmassa, mikä kertoo ulkoilmassa olevan suhteessa enemmän tuoreita päästöjä kuin sisäilmassa. Myös ulkoilman akkumulaatiomoodi näkyy hieman sisäilmaa selkeämpänä. Vahva akkumulaatiomoodi viittaa siihen, että ulkoilmassa on ollut merkittävä määrä myös ikääntyneitä hiukkasia. Päiväkohtaisista lukumääräkokojakaumista (kuvat B.2 ja B.3) nähdään, että kokojakauma on vaihdellut mittausjakson aikana melko paljon, säilyttäen kuitenkin pääasiassa samanlaisen kolmimoodisen muodon.

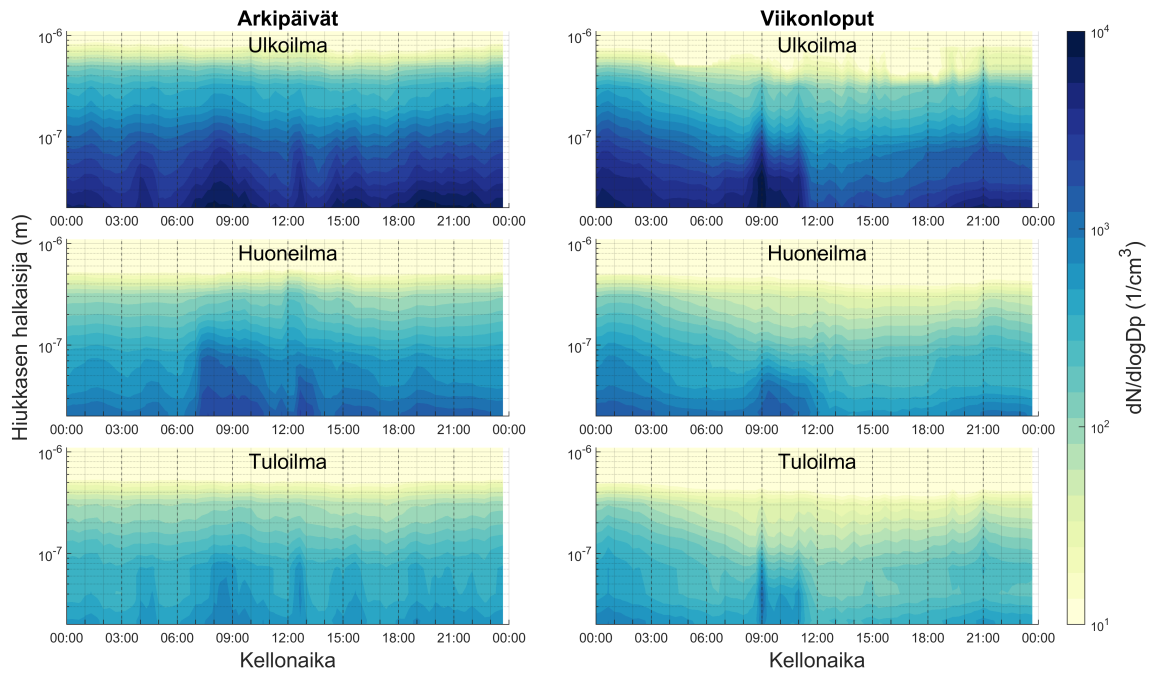
SMPS- ja ELPI+ -laitteilla mitattua lukumääräkokojakaumaa vertailtaessa huomataan, että ne vastaavat toisiaan yli 70 nm:n hiukkasten tapauksessa, mutta eivät sitä pienemmillä hiukkasilla. Tämä johtuu eroista käytetyissä mittausmenetelmissä ja näytelinjastossa. SMPS-laitteistojen mittaustarkkuudessa tiedetään olevan suurehkoja epävarmuuksia etenkin alle 20 nm:n hiukkasten tapauksessa (Wiedensohler et al., 2012). ELPI+:ssa pienimpien hiukkasten lukumääräpitoisuuden virherajat ovat suuret ja mitattu hiukkaspitoisuus voi olla todellista suurempi. Melko pienikin nousu ELPI+:n alimman asteen mittauksessa virrassa kuvautuu lukumääräpitoisuuden suurena kasvuna (Salo, Mylläri et al., 2019). On lisäksi muistettava, että SMPS:n tapauksessa hiukkasen halkaisijalla tarkoitetaan sen sähköisen liikkuvuuden perusteella määritettyä halkaisijaa, kun taas ELPI+:ssa kyseessä on hiukkasen aerodynaaminen halkaisija. Osaltaan eroja laitteilla mitatuissa jakaumissa selittävät myös erot näytelinjastossa. Kuten kuvasta 3.7 huomataan, ovat häviöt etenkin alle 100 nm:n hiukkasilla SMPS:n tapauksessa suuremmat kuin ELPI+:lla. Kokojakaumamittausta voidaan kuitenkin pitää luotettavana, sillä molemmilla laitteistoilla mitattujen kokojakaumien moodit havaitaan samojen hiukkaskokojen kohdalla. Lisäksi pienimpien hiukkasten merkitys LDSA- tai massapitoisuuteen on vähäinen, koska hiukkasen pinta-ala ja massa skaalautuvat suhteessa halkaisijan toiseen ja kolmanteen potenssiin, kuten luvussa 2.1.1 havainnollistettiin. Pienten hiukkasten lukumääräpitoisuuden tarkka mittaaminen ei siis ole välttämätöntä massa- ja LDSA-pitoisuuksien määrittämiseksi.

Massapitoisuuden kokojakauman korkein moodi havaitaan sekä ulko-, huone- että tuloilmassa 0,3 – 0,5  $\mu\text{m}$ :n välillä ja alle 0,1  $\mu\text{m}$ :n hiukkasten vaikutus massapitoisuuteen on sekä sisällä että ulkona pieni. Ulkoilman hiukkasten kokojakauma on painottunut suurempiin hiukkasiin kuin sisäilman. Suurin ero ulko- ja sisäilman kokojakaumissa on yli 0,3  $\mu\text{m}$ :n hiukkasilla, joiden massapitoisuus ulkoilmassa on suhteessa huomattavasti korkeampi kuin sisäilmassa. Tarkasteltaessa päiväkohtaisia kokojakaumia (kuva B.4) huomataan, että ulkoilman massapitoisuuden ollessa suuri, ja kun ulkoilman kokojakauma on painottunut yli 0,3  $\mu\text{m}$ :n hiukkasiin, siirtyy tuloilman kokojakauman korkein moodi selvästi

kohti suurempia hiukkasia. Tällöin tuloilman hiukkasten massapitoisuus voi kohota suuremmaksi kuin huoneilman massapitoisuus, eli koneellisella ilmanvaihdolla huoneeseen tuotu ilma on "likaisempaa" kuin huoneessa oleva ilma. Tämä on luonnollisesti tilanne, jota tulisi koneellista ilmanvaihtoa käytettäessä välttää.

LDSA-pitoisuuden kokojakaumassa huomataan sekä sisä- että ulkoilmassa kaksi selvää moodia, joista toinen on noin 70 nm:n kohdalla ja toinen noin 300 nm:n kohdalla. Moodit vastaavat siis hiukkaskooltaan lukumääräkokojakauman Aitken- ja akkumulaatiomoodia. Ulko- ja sisäilman LDSA-jakaumien muodot vastaavat hyvin toisiaan moodien osalta, mutta ulkoilman jakauma on painottunut sisäilmaa enemmän yli 0,3 µm:n hiukkasiin, kuten massa- ja lukumääräjakaumien tapauksessakin. Lisäksi ulkoilman kokojakaumassa näkyy alle 70 nm:n hiukkasten vaikutus voimakkaampana kuin sisäilmassa. Syy tähän löytyy, kun tarkastellaan liitteessä B esiteltäviä normalisoituja kokojakaumia (kuva B.1). ELPI+:n normalisoidusta lukumääräjakaumasta huomataan, kuinka suuri osuus ulkoilman lukumääräpitoisuudesta painottuu alle 20 nm:n hiukkasiin. Tämä vaikuttaa myös LDSA-kokojakauman muotoon. Alle 20 nm:n hiukkasilla ei kuitenkaan ole suurta vaikutusta ulkoilman LDSA:n kokonaispitoisuuteen. LDSA-jakauman kaksi selkeästi erottuvaa moodia tekevät siitä jokseenkin epätyypillisen. Tyypillistä Helsingin keskusta-alueella mitattua LDSA-jakaumaa dominoivat nukleaatio- ja nokimoodin (noin 100 nm) hiukkaset (Kuuluvainen, Rönkkö et al., 2016). Tällaiset hiukkaset ovat pääasiassa peräisin liikenteen tuoreista päästöistä. Toinen moodi noin 300 – 500 nm:n hiukkaskoon kohdalla viittaa ikäänntyneempiin päästöihin, jotka saattavat olla kulkeutuneet Helsinkiin lähialueilta tai muualta Euroopasta (Kuuluvainen, Rönkkö et al., 2016; Pirjola et al., 2017; Salo, Hyvärinen et al., 2021). Koska ulkoilman hiukkaspitoisuus mittausjakson aikana oli varsin matala, näkyy ikäänntyneiden päästöjen vaikutus LDSA-jakaumassa tavallista selkeämmin. Jos tuoreiden päästöjen pitoisuus olisi suurempi, olisi ikäänntyneiden hiukkasten suhteellinen vaikutus vastaavasti pienempi. Kaupungin ulkopuolella, missä tuoreiden päästöjen osuus on usein keskusta-aluetta pienempi, on LDSA-kokojakauman moodi tyypillisesti painottunut suurempiin hiukkasiin (Kuuluvainen, Rönkkö et al., 2016).

Tässä työssä vertailtiin myös kiinteiden ja haihtuvien hiukkasten pitoisuuksia ulko-, sisä-, ja tuloilmassa. Kiinteiden hiukkasten jakauma mitattiin ELPI+:lla johtamalla hiukkaset ensin termodenuuderin läpi, jossa alle 265 °C:n lämpötilassa haihtuvat yhdisteet poistuvat näytteestä. Kiinteiden hiukkasten lukumääräkokojakaumat on esitetty kuvassa B.6. Kuvaajista huomataan, että etenkin tuloilmassa suurin osa noin 60 – 80 nm:n hiukkasista on kiinteitä, kun taas yli 200 nm:n hiukkaset ovat lähes poikkeuksetta haihtuvia. Sisäilman kiinteiden hiukkasten jakaumissa havaitaan moodit noin 20 nm:n ja 70 nm:n hiukkaskokojen kohdalla. Nämä hiukkaset ovat todennäköisesti peräisin liikenteen päästöistä. Ulkoilmasta otettujen näytteiden tapauksessa myös alle 20 nm:n kiinteitä hiukkasia on merkittävästi, mikä osoittaa tuloilmansuodattimen poistavan tehokkaasti kaikkein pienimmät kiinteät hiukkaset.



**Kuva 4.7.** Lukumääräpitoisuuden kokojakauma vuorokaudenajan mukaan ulkoilmassa, huoneilmassa ja tuloilmassa arkipäivisin ja viikonloppuina. Kuvaajissa pystyakselilla on esitetty hiukkaskoko ja vaaka-akselilla kellonaika. Hiukkasten lukumääräpitoisuus on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa pitoisuutta.

#### 4.2.2 Kokojakauman vaihtelu vuorokaudenajan mukaan

Hiukkasten kokojakaumaa tarkasteltaessa on tämän työn kannalta olennaista arvioida kokojakauman muutoksia vuorokauden eri aikoina. Erityisen tärkeää on tarkastella kokojakaumaa tyypillisenä työpäivänä eli noin kello 7-17 välisenä aikana. Kuvassa 4.7 on esitetty lukumääräpitoisuuden kokojakauma vuorokaudenajan mukaan ulkoilmassa, huoneilmassa ja tuloilmassa. Kuvaajan x-akselilla on vuorokaudenaika, y-akselilla hiukkasen halkaisija ja pitoisuus on esitetty väriskaalana. Kuvan vasemmalla puolella on esitetty jakaumat arkipäivisin ja oikealla puolella viikonloppuisin. Kuvassa esitetty data on ajalta, jolloin kaikki mittalaitteet olivat toiminnassa (16.3. klo 10:00 – 25.3. klo 10:00), joten viikonloppujen jakauma perustuu vain kahden päivän dataan. Data on esitetty 20 minuutin keskiarvoina.

Kuvasta huomataan selkeästi aamuruuhkan vaikutus arkisin noin kello 6 alkaen, jolloin pitoisuudet nousevat nopeasti saavuttaen huippuarvonsa noin kello 8. Myös iltapäiväruuhka kello 15-17 välillä näkyy kuvassa voimakkaasti. Lisäksi havaitaan kello 12:n jälkeen lyhytkestoinen piikki sekä ulko- että sisäilman pitoisuuksissa. Kello 18-23 pitoisuus pysyy melko tasaisena ja aamuyöstä huomataan kaksi selkeää huippua noin kello 1-2 ja kello 4-5. Pienimmät pitoisuudet sijoittuvat noin kello 5-6 väliin aamulla.

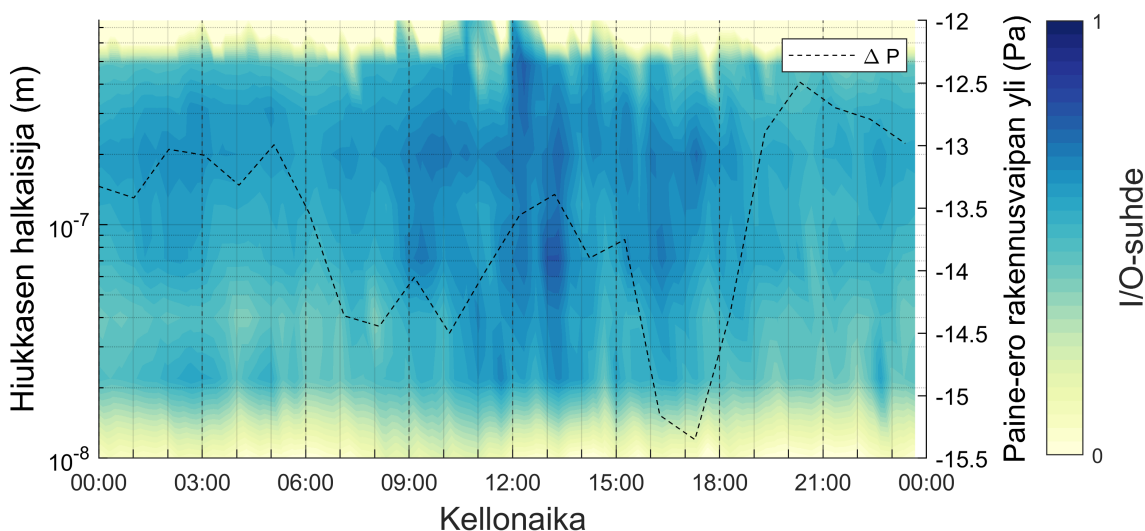
Tulo- ja huoneilman kokojakaumat vastaavat pääasiassa hyvin toisiaan, vaikka tuloilman pitoisuudet ovat huoneilman pitoisuuksia pienempiä. Tuloilmassa on kuitenkin huomattavasti huoneilmaa vähemmän alle 30 nm:n hiukkasia. Tämä johtuu todennäköisesti siitä, että ilmanvaihtokoneen suodatin poistaa pienimmät hiukkaset tuloilmasta tehokkaasti, mutta niitä kulkeutuu huoneilmaan ikkunoiden raoista. Tämä ilmiö korostuu, koska liikenteen tuoreiden päästöjen osuus on ikkunoiden alla katukuilussa todennäköisesti suurempi kuin rakennuksen sisäpihalla, josta ilmanvaihtokoneen tuloilma otettiin. Myös sekundääristen aerosolien muodostuminen voi kasvattaa pienten hiukkasten lukumääräpitoisuutta huoneilmassa (Chen, Yao et al., 2020).

Viikonloppuisin hiukkaspitoisuudet etenkin sisäilmassa ovat hieman arkipäivien pitoisuuksia matalampia. Aamuruuhkan vaikutus on ilmeinen myös viikonloppuisin, joskin hiukkaspitoisuuden nousu tapahtuu vasta lähempänä kello 9:ää. Viikonloppuisin hiukkaspitoisuus on arkipäiviin verrattuna korkea. Tämä todennäköisesti johtuu liikenteestä, joka viikonloppuisin painottuu arkea enemmän yöaikaan. Suurin osa kaupunkitaustasta erottuva hiukkaspitoisuudesta rakennuksen ympäristössä ja sisäilmassa on todennäköisesti peräisin liikenteen päästöistä, mutta muita mahdollisia lähteitä ovat esimerkiksi katupöly ja erilaiset työkonet. Myös ikäänntyneiden hiukkasten osuus on kohtalaisen suuri. Ikäänntyneet hiukkaset saattavat olla Helsingin kaupunkialueella syntyneitä tai ne voivat olla kulkeutuneet sinne kaukana sijaitsevista päästölähteistä.

### 4.3 Ulko- ja sisäilman pitoisuuksien vertailu

Yhtenä tämän työn tärkeimmistä tavoitteista oli arvioida ulkoilman hiukkaspitoisuuden vaikutusta sisäilman pitoisuuteen. Lisäksi tarkoituksena oli selvittää muiden ympäristön parametrien vaikutusta hiukkasten kulkeutumiseen ulkoa sisälle. Rakennuksen I/O-yhteyksiä voidaan yksinkertaisimmillaan tarkastella tutkimalla mitattujen sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien I/O-suhdetta. Kuvassa 4.8 on esitetty ELPI+:lla mitattujen lukumääräpitoisuuksien I/O-suhteen kokojakauma vuorokaudenajan mukaan samaan tyyliin, kuin kuvassa 4.7 esitettiin hiukkasten lukumääräpitoisuuden kokojakauma. Lisäksi kuvassa on esitetty rakennusvaipan yli mitattu paine-ero toimistohuoneessa. Negatiivinen paine-ero tarkoittaa huoneen olleen mittausten aikana alipaineinen. Kuvassa on käytetty 20 minuutin keskiarvotusta ja esitetyt I/O-suhteet ja paine-erot ovat päivittäisten arvojen mediaaneja.

I/O-suhde oli mittausten aikana verrattain matala nousten harvoin yli yhteen. Keskimäärin korkein I/O-suhde havaittiin 200 nm:n hiukkaskoossa, jossa sen keskiarvo koko mittausten ajalta oli 0,35. Vastaava mediaaniarvo oli 0,33. Suurimmat hetkelliset I/O-suhteet havaittiin 60 – 80 nm:n hiukkasilla päiväsaikaan noin kello 13, jolloin I/O-suhteiden mediaani kohosi arvoon 0,53:n. Myös pienten, alle 30 nm:n hiukkasten I/O-suhde kohoaa keskipäivän molemmiin puolin melko suureksi. Kuvasta 4.8 huomataan, että I/O-suhde on päiväsaikaan korkeampi kuin iltaisin ja öisin. Myös huoneen alipaineen huomataan kasva-



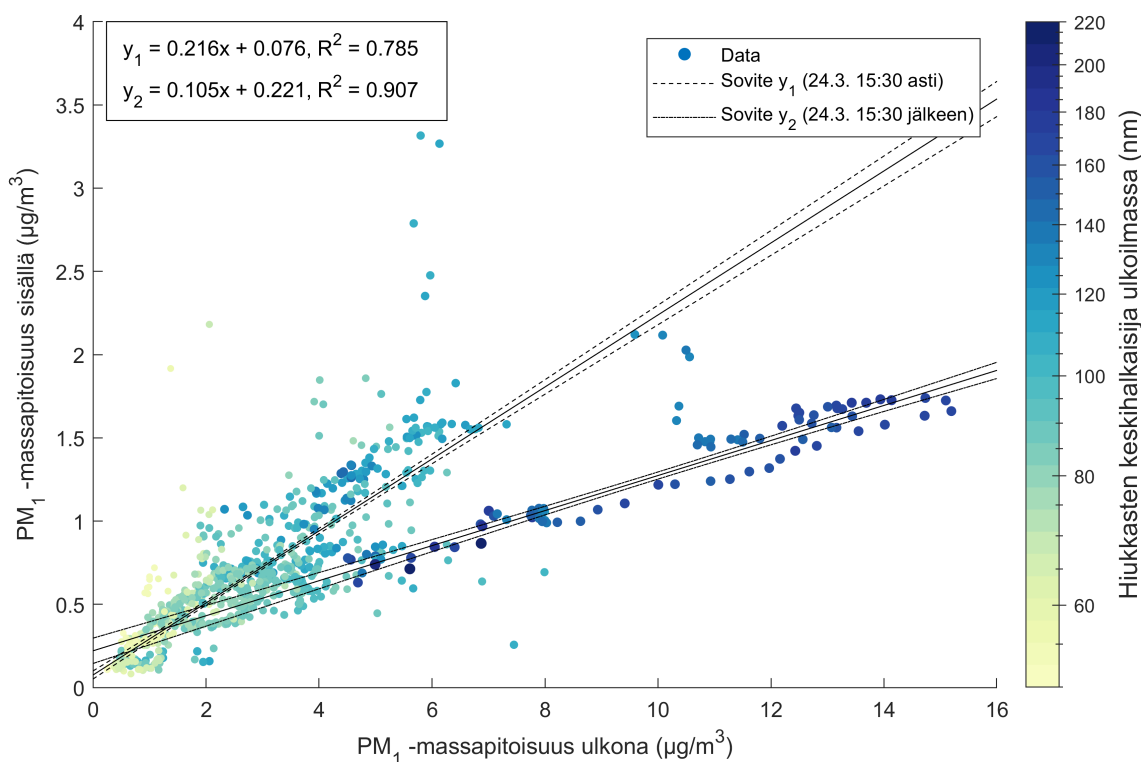
**Kuva 4.8.** Lukumääräpitoisuuden I/O-suhteen kokojakauma toimistohuoneessa vuorokaudenajan mukaan sekä paine-ero rakennusvaipan yli. I/O-suhte on esitetty väriskaalana, jossa tummat kohdat vastaavat korkeaa ja vaaleat kohdat matalaa I/O-suhdetta. Esitetyt I/O-suhteet ja paine-erot ovat päivittäisten arvojen mediaaneja.

van päiväsaikaan, mikä selittyy koneellisen ilmastoinnin käyntisyklillä. Korkeampi alipaine selittää osaltaan päivällä havaittua korkeampaa I/O-suhdetta, sillä infiltraatioilmavirta on tällöin voimakkaampaa.

Hyvän kokonaiskuvan ulkoilman vaikutuksesta sisäilman pitoisuuteen antaa luvussa 2.3.1 esitelty infiltraatiokerroin. Koska infiltraatiokerroimen arvo riippuu voimakkaasti muun muassa hiukkaskoosta, on tärkeää tarkastella ympäristössä tapahtuneita muutoksia mittausjakson aikana sekä niiden vaikutusta infiltraatiokerroimeen. Nämä muutokset pyrittiin huomioimaan laskemalla infiltraatiokerroin useiden eri olosuhteiden vallitessa.

Kuvassa 4.9 on esitetty huoneilman massapitoisuus ulkoilman massapitoisuuden funktiona  $PM_1$ -hiukkaskokojakeelle. Data on keskiarvotettu 10 minuutin välein ja se on ajalta 16.3. klo 10:00 – 25.3. klo 10:00. Mittadatasta on poistettu ajat, jolloin toimistohuoneessa oltiin paikalla, jotta ihmisen läsnäolon vaikutus mittaustuloksiin olisi mahdollisimman vähäinen. Kuvan mittapisteet on väritetty ulkoilman  $PM_1$ -hiukkasten keskimääräistä massaa vastaavan halkaisijan mukaisesti siten, että tummat pisteet kuvaavat suurempia hiukkasia ja vaaleat pienempiä. Keskimääräinen halkaisija arvioitiin yksittäisen hiukkasen keskimääräisen massan perusteella, olettaen hiukkasten olevan pallon muotoisia ja tiheydeltään  $1 \text{ g/cm}^3$ . Pisteiden huomataan jakautuvan kahteen selkeästi toisistaan poikkeavaan joukkoon ja tästä syystä dataan on tehty kaksi lineaarista sovitea. Katkoviivalla esitetty sovite  $y_1$  on aikavälin 16.3. klo 10:00 – 24.3. klo 15:30 mittapisteisiin tehty sovite. Sovite  $y_2$  on tehty aikavälille 24.3. klo 15:30 – 25.3. klo 10:00. Ääriarvojen vaikutuksen vähentämiseksi sovitteet on laskettu käyttämällä painotettua pienimmän neliösumman menetelmää bisquare-painotuksella. Yhtälön (2.8) mukaisesti infiltraatiokerroin saadaan sovite-suoran yhtälön kulmakertoimesta ja sisällä olevista lähteistä peräisin olevien hiukkasten





**Kuva 4.9.** Sisäilman hiukkasten  $PM_1$ -massapitoisuus ulkoilman hiukkasten  $PM_1$ -massapitoisuuden funktiona ja mittadataan tehty lineaarit sovitteet  $y_1$  ja  $y_2$ . Mittapisteen on väritetty ulkoilman  $PM_1$ -kokuokan hiukkasten keskimääräisen massan omaavan hiukkasen halkaisijan mukaan.

pitoisuus sisäilmassa saadaan sovitesuoran vakiotermitä. Sovitteiden yhtälöt on esitetty kuvassa ja infiltraatiokertoimeksi ja sen keskivirheeksi saadaan soviteen  $y_1$  tapauksessa  $0,216 \pm 0,004$  ja soviteen  $y_2$  tapauksessa  $0,105 \pm 0,004$ . Sovitesuorien vakiotermit keskivirheineen ovat vastaavasti  $(0,076 \pm 0,012) \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja  $(0,221 \pm 0,038) \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Sisälähteillä ei siis ollut merkittävää vaikutusta sisäilman hiukkaspitoisuuteen soviteen  $y_1$  tapauksessa. Soviteen  $y_2$  tapauksessa sisälähteiden vaikutus on suhteellisen korkea, mutta lyhyestä mittausjaksosta johtuen tuloksen epävarmuus on melko suuri.

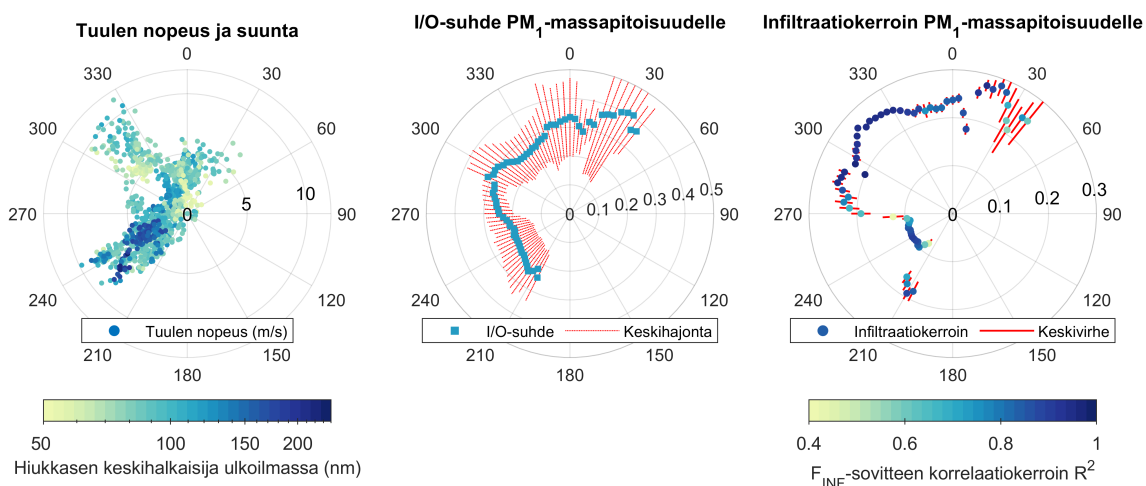
Ulkoilman ja sisäilman hiukkaspitoisuuksien huomataan korreloivan selkeästi. Lineaarisen regression korrelaatiokerroin  $R^2$  on suure, joka kertoo kuinka hyvin lineaarinen sovitte vastaa todellista mittausdataa. Korrelaatiokerroin voi suurimmillaan saada arvon 1, jolloin sovitettujen muuttujien välinen riippuvuus olisi täydellisen lineaarinen. Korrelaatiokertoimet infiltraatiosovitteille  $y_1$  ja  $y_2$  olivat 0,785 ja 0,907, mikä kertoo voimakkaasta korrelaatiosta ulko- ja sisäilman massapitoisuuksien välillä. Erot kahden esitetyn soviteen välillä johtuvat eroista ulkoilman aerosolin koostumuksessa. Kuten luvussa 4.2 todettiin, hiukkasten kokojakauma siirtyi kohti suurempia hiukkasia keskiviikon 24.3. aikana. Tämän arvioitiin johtuneen kaukokulkeutuneista hiukkasista. Kuvan 4.9 perusteella vaikuttaa siltä, että paikallisista päästölähteistä peräisin olevat hiukkaset kulkeutuivat ulkoa sisälle tehokkaammin kuin kaukokulkeutuneet hiukkaset. Liikennepäästöjen voimakkaampi

infiltraatio korostaa niiden merkitystä sisätiloissa tapahtuvan altistumisen kannalta, sillä kaukokulkeutuneet aerosolihiukkaset eivät todennäköisesti ole yhtä haitallisia terveydelle kuin tuoreet liikennepäästöhiukkaset (Jalava et al., syyskuu 15, 2006; Park et al., 2018).

Infiltraatiota toimistoissa on tutkittu melko vähän ja vertailukelpoisia infiltraatiokertoimia toimistorakennuksille löytyy kirjallisuudesta niukasti. Sangiorgi et al. (2013) tutkivat infiltraatiota neljässä toimistorakennuksessa Milanon kaupunkialueella Italiassa ja saivat  $PM_1$ -massapitoisuuden infiltraatiokertoimeksi 0,60 talvikaudella ja 0,49 kesällä. He käyttivät massapitoisuuden määrittämiseen 24 tunnin suodatinkeräyksiä ja laskivat infiltraatiokertoimen kaikkien neljän kohteen datasta. Tutkituissa toimistoissa ei ollut koneellista ilmanvaihtoa. Miller, Facciola et al. (2017) taas määrittivät 0,1 – 0,7  $\mu m$ :n hiukkasten lukumääräpitoisuuden infiltraatiokertoimen toimistorakennuksessa Denverin kaupungissa Yhdysvalloissa. Lukumääräpitoisuus määritettiin korkean aikaresoluution optisella mittalaitteella, jolloin myös viive ulkoilman hiukkasten kulkeutumisessa sisälle voitiin huomioida. Tutkittu toimistohuone vastasi tässä työssä tutkittua huonetta tilavuudeltaan ja ilmanvaihtokertoimeltaan, mutta käytetyt tuloilman suodattimet eivät olleet yhtä tehokkaita kuin tämän työn tutkimuskohteessa. Miller, Facciola et al. (2017) mittasivat infiltraatiokertoimen arvoksi talvella 0,32 ja kesällä 0,45. Tässä tutkimuksessa määritetty infiltraatiokerroin on edellä esitettyihin tuloksiin verrattuna huomattavan matala, mikä johtuu pääasiassa tutkimuskohteen tehokkaasta tuloilman suodatuksesta sekä palautusilmajärjestelmän käytöstä.

Kuvassa 4.10 on esitetty tuulen suunnan vaikutus infiltraatiokertoimeen. Vasemmanpuoleisessa kuvaajassa on esitetty tuulen nopeus ja suunta mittausjakson aikana. Mittadata tuulen suunnasta on saatu Ilmatieteen laitoksen Kaisaniemen sääasemalta (katso kuva 3.8), joka sijaitsee noin kilometrin päässä mittauskohteesta pohjoiseen. Tuulen suunta on suoraan pohjoisesta etelään, kun suunta on  $0^\circ$ , idästä länteen, kun suunta on  $90^\circ$ , ja vastaavasti  $180^\circ$  ja  $270^\circ$  etelä- ja länsituulelle. Kuvaajissa on käytetty mittauksien 10 minuutin keskiarvoja. Mittapistet on väritetty ulkoilman  $PM_1$ -kokoluokan hiukkasten keskimääräistä massaa vastaavan halkaisijan mukaan. Keskimmaisessa kuvaajassa on esitetty I/O-suhde tiettyä tuulen suuntaa vastaavissa mittapisteissä. Pisteet on laskettu kuuluvaksi tiettyyn tuulen suuntaan, jos niiden tuulen suunta poikkeaa enintään 10 astetta tarkastellusta tuulen suunnasta. Arvot on laskettu muuttaen tuulen suuntaa 3 astetta kerrallaan. Näin saadaan I/O-suhteen liukuva keskiarvo tuulen suunnan funktiona. Punainen katkoviiva kuvaa I/O-suhteen keskihajontaa. Oikeanpuoleisessa kuvaajassa on esitetty infiltraatiokerroin vastaavasti tuulen suunnan funktiona. Yhtenäinen punainen viiva kuvaa infiltraatiokertoimen keskivirhettä Infiltraatiokerrointa kuvaavat pisteet on väritetty kertoimen määrittämiseksi tehdyn sovituksen korrelaatiokertoimen  $R^2$  mukaan siten, että vaaleissa pisteissä korrelaatio on heikompaa kuin tummissa pisteissä.

Suurimmat I/O-suhde ja infiltraatiokerroin havaitaan pohjois-koillistuulen aikana ja pienimmät lounaistuulen vallitessa. I/O-suhde oli suurimmillaan 0,41 tuulen suunnan ollessa 33

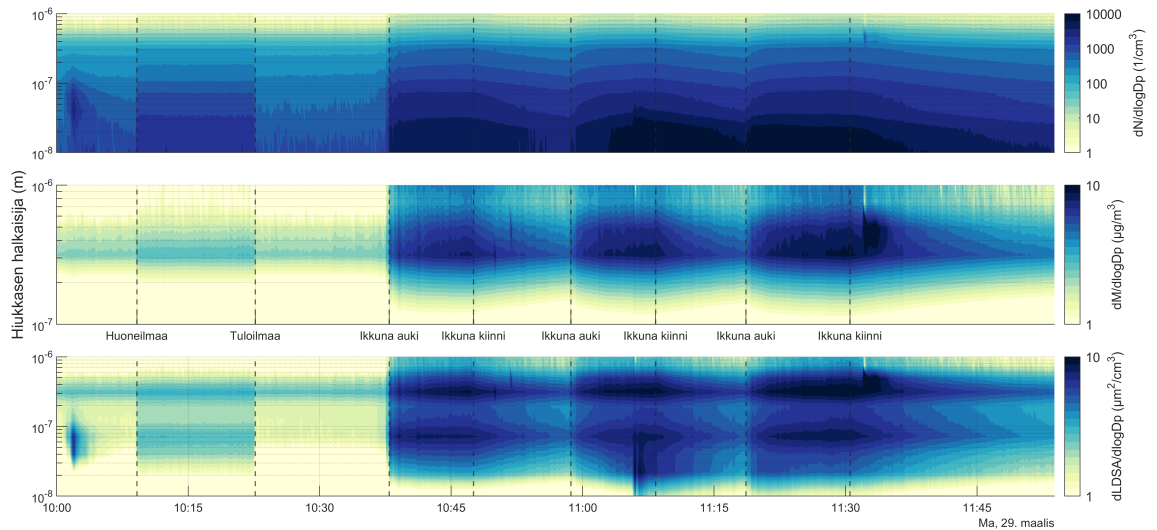


**Kuva 4.10.** Tuulen suunnan vaikutus I/O-suhteeseen ja infiltraatiokertoimeen. Vasemmalta on esitetty tuulen nopeus ja suunta mittaussakson aikana. Pisteet on väritetty hiukkasten keskimääräisen halkaisijan mukaan. Keskellä kutakin tuulen suuntaa vastaava I/O-suhteen keskiarvo sekä keskihajonta. Oikealla kutakin tuulen suuntaa vastaava infiltraatiokerroin ja sen keskihajonta. Pisteet on väritetty infiltraatiokertoimen sovituksen korrelaatiokerroimen mukaan.

astetta. Suurin infiltraatiokerroin (0,29) saatiin tuulen suunnan ollessa 21 astetta. Tätä tulosta selittää rakennuksen sijainti ja etenkin toimistohuoneen ikkunoiden suunta. Fabianinkatu kulkee lähes suoraan pohjois-etelä suunnassa, jolloin huoneen ikkunat osoittavat itään päin noin 85 – 90° kulmassa. Näin ollen itätuuli puhaltaa kohtisuorasti ikkunoihin, mikä oletettavasti kasvattaa sisä- ja ulkoilman välistä paine-eroa ja siten ikkunoiden raosta sisälle kulkeutuvien hiukkasten lukumäärää. Lounaistuulella taas vastaavaa ilmiötä ei tapahdu. Infiltraatiokerroin ja I/O-suhte ovat melko korkeita myös luoteistuulen tapauksessa. mitä voidaan selittää rakennuksen palautusilmajärjestelmällä. Rakennuksen palautusilmajärjestelmä selittää tätä havaintoa; korkeampi infiltraatio länsipuolen (sisäpihan) ikkunoiden kautta johtaa myös suurempaan infiltraatioon itäpuolen huoneissa, koska hiukkaset kulkeutuvat sinne koneellisen ilmanvaihdon kautta. Ero lounais- ja luoteistuulen välillä mitatuissa I/O-suhteen ja infiltraatiokertoimen arvoissa voi johtua hiukkaskokojakauman muutoksista; kuvan 4.10 vasemman puoleisesta kuvaajasta huomataan, että lounaistuulen aikana ulkoilman hiukkasten halkaisija oli keskimäärin suurempi kuin luoteistuulen aikana.

#### 4.4 Luonnollisen ilmanvaihdon vaikutus hiukkaspitoisuuksiin

Kuvassa 4.11 on esitetty aikasarjakuvaajat huoneilman lukumäärä-, massa- ja LDSA-kokojakaumasta, kun huoneen ikkuna avattiin ja suljettiin kolmesti. Kuvaajan alkupuolella näkyy dataa mittausten normaalista etenemisestä, jossa näytteenottopistettä vaihdettiin ajastetulla kolmisuuntaventtiilillä tuloilman ja huoneilman välillä. Tämän jälkeen venttiili lukittiin huoneilma-asentoon.



**Kuva 4.11.** Huoneilman lukumäärä-, massa- ja LDSA-kokojakauma, kun toimistohuoneen ikkuna avattiin ja suljettiin. Ennen ensimmäistä ikkunan avaamista kuvaajassa on esitetty sekä huoneilman että tuloilman pitoisuuksia, tämän jälkeen on esitetty vain huoneilman pitoisuus. Huomioi hiukkaskoon rajausta suurempiin hiukkasiin massakokojakauman tapauksessa (keskimmäinen kuvaaja).

Ikkunan avaamisen ja sulkemisen ajankohdat on merkitty kuvaajaan pystyviivoilla. Huoneessa käytiin ainoastaan avaamassa ja sulkemassa ikkuna, jonka jälkeen huoneesta poistuttiin, jotta ihmisen läsnäolon vaikutus olisi mahdollisimman pieni.

Kuvaajassa näkyy selkeästi huoneilman hiukkaspitoisuuden kasvu heti ikkunan avaamisen jälkeen. Huoneilman keskimääräinen lukumääräpitoisuus ennen ikkunan avaamista CPC:llä mitattuna oli  $1190 \text{ 1/cm}^3$ , mutta ikkunan avaamisen jälkeen pitoisuuden keskiarvo nousi arvoon  $4760 \text{ 1/cm}^3$  saavuttaen hetkellisen huippuarvon  $19070 \text{ 1/cm}^3$  noin kello 11:06. Tämä näkyy kuvassa 4.11 äkillisenä nousuna pienten hiukkasten lukumäärässä. Vastaavat arvot LDSA-pitoisuudelle (Partector) ja mustan hiilen massapitoisuudelle (AE33) on esitetty taulukossa 4.1. Hetkellisen pitoisuuden huippuarvo on laskettu lukumäärä- ja LDSA-pitoisuuden tapauksessa 10 sekunnin keskiarvoista ja BC massapitoisuuden tapauksessa 20 sekunnin keskiarvoista. Hiukkaspitoisuudet kasvavat siis huomattavasti, jos ikkuna avataan lyhyeksikin aikaa. Lisäksi liikenteen hetkellisten päästöjen vaikutus huoneilman hiukkaspitoisuuteen korostuu merkittävästi ikkunan ollessa auki.

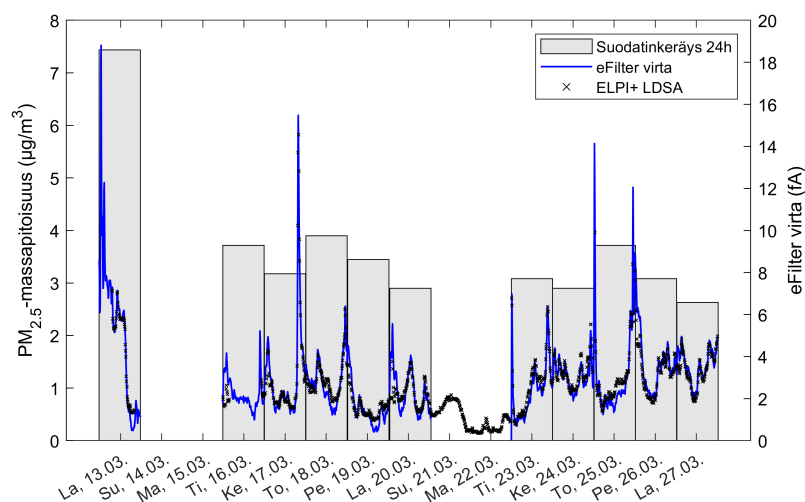
**Taulukko 4.1.** Lukumääräpitoisuuden, LDSA-pitoisuuden ja mustan hiilen massapitoisuuden keskiarvo ennen ikkunan avaamista ( $C_{kiinni}$ ) ja ikkunan avaamisen jälkeen ( $C_{auki}$ ) sekä pitoisuuden suurin arvo ikkunan avaamisen jälkeen ( $C_{max}$ ).

|  | $C_{kiinni}$ | $C_{auki}$ | $C_{max}$ |
|--|--------------|------------|-----------|
| Lukumääräpitoisuus ( $\text{1/cm}^3$ )         | 1190         | 4760       | 19070     |
| LDSA-pitoisuus ( $\mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ ) | 2,93         | 7,97       | 12,43     |
| BC massapitoisuus ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) | 0,12         | 0,38       | 0,70      |

Ikkunan avaamisella voi olla myös positiivisia vaikutuksia sisäilman laatuun. Tehdyn ko-keilun aikana huomattiin, että sisäilman CO<sub>2</sub>-pitoisuus alkoi laskea nopeasti heti ikkunan avaamisen jälkeen. Erityisesti rakennuksissa, joissa osa poistoilmasta palautetaan tuloilman mukana takaisin huoneilmaan, voi CO<sub>2</sub>-pitoisuus nousta käytön aikana korkeaksi. Tällöin ikkunoiden avaaminen voi tehostaa hiilidioksidin poistoa sisäilmasta.

#### 4.5 Sisäilman standardimittaus

Kuvassa 4.12 on esitetty ISO 16000-37 -standardin (2019) mukaisesti mitattu hiukkasten PM<sub>2.5</sub>-massapitoisuus ja suodatinkeräyksen aikainen eFilterillä mitattu virta sekä vertailun vuoksi ELPI+:lla mitattu alle 1 µm:n hiukkasten LDSA-pitoisuus. Ensimmäisenä päivänä mitattu massapitoisuus on huomattavasti muita päiviä suurempi. Tämä johtuu pitkälti siitä, että suodatinkeräyksen alkupuolella huoneessa tehtiin muiden mittalaitteiden asennuksia useiden tuntien ajan, jolloin huoneilmaan on päätyneet suuria määriä etenkin vaatteista ja kengistä irronnutta pölyä. Muina päivinä massapitoisuus on poikkeuksetta alle 4 µg/m<sup>3</sup> ja pitoisuuden keskiarvo muilta kuin aloituspäivältä on 3,25 µg/m<sup>3</sup>. Massapitoisuus on selkeästi WHO:n suositellun vuorokausikeskiarvon (15 µg/m<sup>3</sup>, (World Health Organization, 2021)) alla ja on melko lähellä ISO 16000-37 -standardissa määriteltyä mittaustarkkuuden alarajaa 2 µg/m<sup>3</sup>. eFilterin virrassa huomataan mittausjakson aikana suurta vaihtelua ja korkeita hetkellisiä piikkejä, jotka pelkkää suodatinkeräystä tarkastelemalla jäisivät huomaamatta. Virran nähdään myös korreloivan selkeästi ELPI+:lla mitatun LDSA-pitoisuuden kanssa. Näin ollen eFilterillä voidaan standardin mukaisen PM<sub>2.5</sub>-massapitoisuuden määrittämisen lisäksi arvioida hetkellisiä muutoksia hiukkasten keuhkodepositiovassa pinta-alassa. Tätä tietoa on mahdollista hyödyntää esimerkiksi hiukkaslähteiden paikantamisessa.



**Kuva 4.12.** ISO 16000-37 -standardin (2019) mukaisesti suodatinkeräyksellä mitattu hiukkasten PM<sub>2.5</sub>-massapitoisuus ja vastaava eFilterin virta sekä ELPI+:lla mitattu LDSA-pitoisuus.

## 5. YHTEENVETO

Sisäilmanlaatuun vaikuttavien prosessien ymmärtäminen on ensiarvoisen tärkeää, jotta väestön altistumista ilmansaasteille voidaan vähentää. Sisäilman merkitys korostuu, koska ihmiset käyttävät yhä suuremman osan ajastaan sisätiloissa. Ilman pienhiukkasten tiedetään aiheuttavan suurimman osan ilmansaasteisiin liittyvistä ennenaikaisista kuolemista, joten on ensiarvoisen tärkeää ymmärtää, mitkä tekijät vaikuttavat näiden hiukkasten pitoisuuksiin sisäilmassa.

Tässä työssä selvitettiin kirjallisuuskatsauksen ja helsinkiläisessä toimistorakennuksessa suoritettujen aerosolimittausten avulla sisäilman hiukkaspitoisuuksiin ja hiukkasten ominaisuuksiin vaikuttavia tekijöitä. Erityisesti haluttiin selvittää, miten ulkoilman hiukkaset kulkeutuvat sisäilmaan. Ulko- ja sisäilman hiukkaspitoisuuksien yhteyttä kuvataan perinteisesti I/O-suhteella, joka on yksinkertaisesti ulkoilman pitoisuus jaettuna sisäilman pitoisuudella. Tämä ei kuitenkaan ota huomioon mahdollisia hiukkaslähteitä sisätiloissa. Paremman yleiskuvan hiukkasten kulkeutumisesta sisälle antaa infiltraatiokerroin, joka kertoo ulkoa sisäilmaan kulkeutuneiden hiukkasten osuuden.

Useimmissa toimistorakennuksissa ulkoilman hiukkaspitoisuus on merkittävin sisäilman pitoisuuksiin vaikuttava tekijä. Rakennuksen infiltraatiokertoimen määrittäminen onkin ensiarvoisen tärkeää, kun halutaan tietoa ulkoilman hiukkasten kulkeutumisesta sisälle. Jos ulkoilman pitoisuus ja rakennuksen infiltraatiokerroin tunnetaan, voidaan ihmisten todellista altistumista hiukkassaasteelle arvioida nykyistä paremmin. Koska ulkoilman hiukkasten kokojakauma voi vaikuttaa infiltraatioon merkittävästi, on infiltraatiota syytä tarkastella myös hiukkaskoon funktiona.

Tämän työn tuloksissa havaittiin, että sisäilman pitoisuudet tutkitussa toimistorakennuksessa ja ulkoilmassa olivat melko matalia.  $PM_{10}$ -massapitoisuuden tuntikeskiarvojen mediaani ulkoilmassa oli  $2,72 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ja huoneilmassa  $0,65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Vastaavat arvot alle  $1 \mu\text{m}$ :n hiukkasten LDSA-pitoisuudelle olivat  $8,56 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$  ja  $2,06 \mu\text{m}^2/\text{cm}^3$ , ja kaikkien hiukkasten lukumääräpitoisuudelle  $5850 \text{ 1}/\text{cm}^3$  ja  $820 \text{ 1}/\text{cm}^3$ . Kokojakauman perusteella hiukkasten pääteltiin olevan pääasiassa peräisin paikallisista tuoreista liikennepäästöistä, mutta myös ikääntyneitä hiukkasia havaittiin merkittävästi. Mittausjakson aikana oli lisäksi hiukkasten kaukokulkeumajakso, jonka aikana yli  $200 \text{ nm}$ :n hiukkasten pitoisuus kasvoi huomattavasti.

Sisä- ja ulkoilman pitoisuuksien suhteen havaittiin vaihtelevan vuorokaudenajan ja hiukkaskatoon mukaan. I/O-suhteet pysyivät koko mittausjakson ajan matalina, ja suhteen tuntikeskiarvo pysyi lähes koko mittauksen ajan alle yhdessä. Kokonaisuudessaan korkein I/O-suhde havaittiin 200 nm:n hiukkasilla, joiden I/O-suhteen mediaani mittauksen ajalta oli 0,33. Suurimmat hetkelliset I/O-suhteet havaittiin 60 – 80 nm:n hiukkasilla päiväsaikaan noin kello 13, jolloin I/O-suhteen mediaani oli 0,53. Myös ilmanvaihdon vaikutus näkyi I/O-suhteessa, jonka huomattiin korreloivan rakennusvaiheen yli mitatun paine-eron kanssa. Tutkittavana ollut toimistohuone oli koko mittauksien ajan alipaineinen lukuun ottamatta lyhyttä jaksoa, jolloin huoneen ikkunaa pidettiin auki.

Mitatuista sisä- ja ulkoilman pitoisuuksista laskettiin infiltraatiokerroin erilaisten olosuhteiden vallitessa. Ulkoilman ja sisäilman pitoisuudet korreloivat vahvasti ja sisätiloissa ei havaittu merkittäviä hiukkaslähteitä. Poislukien kaukokulkeumajakson mittadata, infiltraatiokertoimen arvoksi saatiin 0,22, mikä tarkoittaa, että noin viidesosa ulkoilman hiukkaspitoisuudesta kulkeutui sisätiloihin. Infiltraatiokerroin kaukokulkeuman ajalta oli 0,11, eli infiltraatio oli noin puolet heikompaa kaukokulkeuman aikana. Myös tuulen suunnan huomattiin vaikuttavan infiltraatiokertoimeen. Suurin infiltraatio havaittiin koillistuulen aikana, jolloin infiltraatiokertoimeksi saatiin 0,29.

Työn tuloksien luotettavuuteen vaikuttavat muun muassa epävarmuus käytetyissä mittausmenetelmissä sekä mahdolliset ulko- ja sisäilmaa mitanneiden laitteiden väliset erot. Lisäksi tulosten käsittelyssä tehtiin oletuksia hiukkasten muodosta ja tiheydestä, jotka vaikuttavat muun muassa laskettuun keuhkodespositioon pinta-alaan ja massaan. Työn mittausasetelmaa olisi voitu parantaa mittaamalla ulkoilman hiukkaspitoisuutta myös tutkittavan toimistohuoneen ikkunan edestä, mutta tämä ei ollut käytännössä mahdollista. Tulosten johdonmukaisuus ja vahva korrelaatio ulkoilman ja sisäilman pitoisuuksien välillä kuitenkin viittaavat mittauksen onnistuneeseen hyvin.

Sisäilman aerosolitutkimus on ulkoilman tutkimukseen verrattuna vielä alkutekijöissä. Onkin tärkeää, että ulkoilman tutkimukseen keskittynyt osaaminen hyödynnetään myös sisätiloissa. Pitkäkestoiset samanaikaiset mittaukset sisä- ja ulkoilmasta voisivat parantaa ymmärrystä siitä, mikä on ulkoilman hiukkasten todellinen vaikutus hiukkasille altistumiseen. Lisäksi korkean aikaresoluution mittaukset voivat antaa nykyistä paremman kuvan hetkellisten päästöpiikkien kulkeutumisesta sisälle. Tämän työn mittauksen kaltaista tutkimusta tarvittaisiin lisää, jotta erilaisten rakennusten infiltraatio-ominaisuuksista saataisiin kattavammin tietoa. Etenkin erilaisten ilmanvaihtojärjestelmien vaikutusta infiltraatioon kannattaisi tutkia perusteellisesti, jotta rakennusten sisäilmanlaatua ja energiatehokkuutta voitaisiin optimoida. Mittaukset erilaisten sääolosuhteiden vallitessa ovat tärkeitä, koska kuten tässäkin työssä huomattiin, ne voivat vaikuttaa infiltraatioon huomattavasti. Myös hiukkasten kemiallisen koostumuksen ja toksikologian tutkiminen sisä- ja ulkoilmassa antaisi arvokasta lisätietoa.

## LÄHTEET

- Abadie, M. O. ja Blondeau, P. (2011). PANDORA Database: A Compilation of Indoor Air Pollutant Emissions. *HVAC&R Research* 17.4, s. 602–613. ISSN: 1078-9669. DOI: 10.1080/10789669.2011.579877.
- Abbatt, J. P. D. ja Wang, C. (2020). The Atmospheric Chemistry of Indoor Environments. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 22.1, s. 25–48. ISSN: 2050-7895. DOI: 10.1039/C9EM00386J.
- Abt, E., Suh, H. H., Allen, G. ja Koutrakis, P. (2000). Characterization of Indoor Particle Sources: A Study Conducted in the Metropolitan Boston Area. *Environmental Health Perspectives* 108.1, s. 35–44. DOI: 10.1289/ehp.0010835.
- Abt, E., Suh, H. H., Catalano, P. ja Koutrakis, P. (2000). Relative Contribution of Outdoor and Indoor Particle Sources to Indoor Concentrations. *Environ. Sci. Technol.* 34.17, s. 3579–3587. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es990348y.
- Ai, Z. T. ja Mak, C. M. (2015). From Street Canyon Microclimate to Indoor Environmental Quality in Naturally Ventilated Urban Buildings: Issues and Possibilities for Improvement. *Building and Environment* 94, s. 489–503. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/j.buildenv.2015.10.008.
- Amato, F., Rivas, I., Viana, M., Moreno, T., Bouso, L., Reche, C., Álvarez-Pedrerol, M., Alastuey, A., Sunyer, J. ja Querol, X. (2014). Sources of Indoor and Outdoor PM<sub>2.5</sub> Concentrations in Primary Schools. *Science of The Total Environment* 490, s. 757–765. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.05.051.
- Baker, P. H., Sharples, S. ja Ward, I. C. (1987). Air Flow through Cracks. *Building and Environment* 22.4, s. 293–304. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/0360-1323(87)90022-9.
- Blocquet, M., Guo, F., Mendez, M., Ward, M., Coudert, S., Batut, S., Hecquet, C., Blond, N., Fittschen, C. ja Schoemaeker, C. (2018). Impact of the Spectral and Spatial Properties of Natural Light on Indoor Gas-phase Chemistry: Experimental and Modeling Study. *Indoor Air* 28.3, s. 426–440. ISSN: 09056947. DOI: 10.1111/ina.12450.
- Bo, M., Salizzoni, P., Clerico, M. ja Buccolieri, R. (2017). Assessment of Indoor-Outdoor Particulate Matter Air Pollution: A Review. *Atmosphere* 8.8, s. 136. DOI: <http://dx.doi.org/10.3390/atmos8080136>.
- Brasche, S. ja Bischof, W. (2005). Daily Time Spent Indoors in German Homes – Baseline Data for the Assessment of Indoor Exposure of German Occupants. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 208.4, s. 247–253. ISSN: 1438-4639. DOI: 10.1016/j.ijheh.2005.03.003.



- Breen, M. S., Schultz, B. D., Sohn, M. D., Long, T., Langstaff, J., Williams, R., Isaacs, K., Meng, Q. Y., Stallings, C. ja Smith, L. (2014). A Review of Air Exchange Rate Models for Air Pollution Exposure Assessments. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 24.6, s. 555–63. ISSN: 15590631. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/jes.2013.30>.
- Brockmann, J. E. (2011). Aerosol Transport in Sampling Lines and Inlets. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 68–105. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch6.
- Castranova, V. (2011). Factors Governing Pulmonary Response to Inhaled Particulate Matter. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 793–803. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch38.
- Charron, A. ja Harrison, R. M. (2003). Primary Particle Formation from Vehicle Emissions during Exhaust Dilution in the Roadside Atmosphere. *Atmospheric Environment* 37.29, s. 4109–4119. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/S1352-2310(03)00510-7.
- Chen, C., Yao, M., Luo, X., Zhu, Y., Liu, Z., Zhuo, H. ja Zhao, B. (2020). Outdoor-to-Indoor Transport of Ultrafine Particles: Measurement and Model Development of Infiltration Factor. *Environmental Pollution* 267, s. 115402. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2020.115402.
- Chen, C. ja Zhao, B. (2011). Review of Relationship between Indoor and Outdoor Particles: I/O Ratio, Infiltration Factor and Penetration Factor. *Atmospheric Environment* 45.2, s. 275–288. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.09.048.
- Cheng, Y.-S. (2011). Condensation Particle Counters. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 381–392. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch17.
- Cheng, Z., Luo, L., Wang, S., Wang, Y., Sharma, S., Shimadera, H., Wang, X., Bressi, M., de Miranda, R. M., Jiang, J., Zhou, W., Fajardo, O., Yan, N. ja Hao, J. (2016). Status and Characteristics of Ambient PM<sub>2.5</sub> Pollution in Global Megacities. *Environment International* 89–90, s. 212–221. ISSN: 0160-4120. DOI: 10.1016/j.envint.2016.02.003.
- Chithra, V. S. ja Shiva Nagendra, S. M. (2014). Impact of Outdoor Meteorology on Indoor PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>1</sub> Concentrations in a Naturally Ventilated Classroom. *Urban Climate* 10, s. 77–91. ISSN: 2212-0955. DOI: 10.1016/j.uclim.2014.10.001.
- DeCarlo, P. F., Avery, A. M. ja Waring, M. S. (2018). Thirdhand Smoke Uptake to Aerosol Particles in the Indoor Environment. *Science Advances* 4.5, eaap8368. ISSN: 2375-2548. DOI: 10.1126/sciadv.aap8368.
- Dhaniyala, S., Fierz, M., Keskinen, J. ja Marjamäki, M. (2011). Instruments Based on Electrical Detection of Aerosols. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 393–416. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch18.
- Diapouli, E., Chaloulakou, A. ja Koutrakis, P. (2013). Estimating the Concentration of Indoor Particles of Outdoor Origin: A Review. *Journal of the Air & Waste Management*

- Association* 63.10, s. 1113–1129. ISSN: 1096-2247. DOI: 10.1080/10962247.2013.791649.
- Drinovec, L., Močnik, G., Zotter, P., Prévôt, A. S. H., Ruckstuhl, C., Coz, E., Rupakheti, M., Sciare, J., Müller, T., Wiedensohler, A. ja Hansen, A. D. A. (2015). The "Dual-Spot" Aethalometer: An Improved Measurement of Aerosol Black Carbon with Real-Time Loading Compensation. *Atmospheric Measurement Techniques* 8.5, s. 1965–1979. ISSN: 18671381. DOI: <http://dx.doi.org.libproxy.tuni.fi/10.5194/amt-8-1965-2015>.
- Ebelt, S. T., Wilson, W. E. ja Brauer, M. (2005). Exposure to Ambient and Nonambient Components of Particulate Matter: A Comparison of Health Effects. *Epidemiology* 16.3, s. 396–405. ISSN: 1044-3983. DOI: 10.1097/01.ede.0000158918.57071.3e.
- El Orch, Z., Stephens, B. ja Waring, M. S. (2014). Predictions and Determinants of Size-Resolved Particle Infiltration Factors in Single-Family Homes in the U.S. *Building and Environment* 74, s. 106–118. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/j.buildenv.2014.01.006.
- EN 12341:2014 (E) (2014). *Ambient Air - Standard Gravimetric Measurement Method for the Determination of the PM10 or PM2,5 Mass Concentration of Suspended Particulate Matter*. Brussels: Technical Committee CEN/TC 264.
- Englert, N. (2004). Fine Particles and Human Health—a Review of Epidemiological Studies. *Toxicology Letters*. Proceedings of EUROTOX 2003. The XLI European Congress of Toxicology. Science for Safety 149.1, s. 235–242. ISSN: 0378-4274. DOI: 10.1016/j.toxlet.2003.12.035.
- Fierz, M., Meier, D., Steigmeier, P. ja Burtscher, H. (2014). Aerosol Measurement by Induced Currents. *Aerosol Science and Technology* 48.4, s. 350–357. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/02786826.2013.875981.
- Flagan, R. C. (2011). Electrical Mobility Methods for Submicrometer Particle Characterization. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 339–364. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch15.
- Ganot, A. ja Atkinson, E. (1883). *Elementary Treatise on Physics, Experimental and Applied, for the Use of Colleges and Schools*. New York: W. Wood and Co.
- He, C., Morawska, L. ja Taplin, L. (2007). Particle Emission Characteristics of Office Printers. *Environ. Sci. Technol.* 41.17, s. 6039–6045. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es063049z.
- Health Effects Institute (2020). *State of Global Air 2020. Special Report*. Boston, MA: Health Effects Institute. URL: <https://www.stateofglobalair.org/resources>.
- Hinds, W. C. (1999). *Aerosol Technology: Properties, Behavior, and Measurement of Airborne Particles*. 2nd ed. New York: Wiley. 483 s. ISBN: 978-0-471-19410-1.
- Höllbacher, E., Ters, T., Rieder-Gradinger, C. ja Srebotnik, E. (2017). Emissions of Indoor Air Pollutants from Six User Scenarios in a Model Room. *Atmospheric Environment* 150, s. 389–394. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.11.033.

- Hurel, N., Sherman, M. H. ja Walker, I. S. (2016). Sub-Additivity in Combining Infiltration with Mechanical Ventilation for Single Zone Buildings. *Building and Environment* 98, s. 89–97. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/j.buildenv.2015.12.020.
- Hussein, T., Hameri, K., Aalto, P., Asmi, A., Kakko, L. ja Kulmala, M. (2004). Particle Size Characterization and the Indoor-to-Outdoor Relationship of Atmospheric Aerosols in Helsinki. *Scand. J. Work Environ. Health* 30, s. 54–62. ISSN: 0355-3140.
- Hussein, T., Puustinen, A., Aalto, P. P., Mäkelä, J. M., Hämeri, K. ja Kulmala, M. (2004). Urban Aerosol Number Size Distributions. *Atmospheric Chemistry and Physics* 4.2, s. 391–411. ISSN: 1680-7316. DOI: 10.5194/acp-4-391-2004.
- Hussein, T., Hruška, A., Dohányosová, P., Džumbová, L., Hemerka, J., Kulmala, M. ja Smolík, J. (2009). Deposition Rates on Smooth Surfaces and Coagulation of Aerosol Particles inside a Test Chamber. *Atmospheric Environment* 43.4, s. 905–914. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.10.059.
- Hussein, T. ja Kulmala, M. (2008). Indoor Aerosol Modeling: Basic Principles and Practical Applications. *Water Air Soil Pollut: Focus* 8.1, s. 23–34. ISSN: 1573-2940. DOI: 10.1007/s11267-007-9134-x.
- Hussein, T., Paasonen, P. ja Kulmala, M. (2012). Activity Pattern of a Selected Group of School Occupants and Their Family Members in Helsinki — Finland. *Science of The Total Environment* 425, s. 289–292. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.03.002.
- Hussein, T., Wierzbicka, A., Löndahl, J., Lazaridis, M. ja Hänninen, O. (2014). Indoor Aerosol Modeling for Assessment of Exposure and Respiratory Tract Deposited Dose. *Atmospheric Environment* 106, s. 402–411. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2014.07.034.
- IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, toim. (2016). *Outdoor Air Pollution*. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans volume 109. Lyon, France: International Agency for Research on Cancer, World Health Organization. 448 s. ISBN: 978-92-832-0147-2.
- Intra, P. ja Tippayawong, N. (2011). An Overview of Unipolar Charger Developments for Nanoparticle Charging. *Aerosol Air Qual. Res.* 11.2, s. 187–209. ISSN: 2071-1409. DOI: 10.4209/aaqr.2010.10.0082.
- Intra, P. ja Tippayawong, N. (2015). Development and Evaluation of a Faraday Cup Electrometer for Measuring and Sampling Atmospheric Ions and Charged Aerosols. *Particulate Science & Technology* 33.3, s. 257–263. ISSN: 02726351. DOI: 10.1080/02726351.2014.952392.
- ISO 16000-37:2019 (E) (2019). *Indoor Air - Part 37: Measurement of PM<sub>2,5</sub> Mass Concentration*. Geneva: Technical Committee ISO/TC 146.
- Jalava, P. I., Salonen, R. O., Hälinen, A. I., Penttinen, P., Pennanen, A. S., Sillanpää, M., Sandell, E., Hillamo, R. ja Hirvonen, M.-R. (syyskuu 15, 2006). In Vitro Inflammatory and Cytotoxic Effects of Size-Segregated Particulate Samples Collected during Long-

- Range Transport of Wildfire Smoke to Helsinki. *Toxicology and Applied Pharmacology* 215.3, s. 341–353. ISSN: 0041-008X. DOI: 10.1016/j.taap.2006.03.007.
- Jamriska, M. ja Morawska, L. (2003). Quantitative Assessment of the Effect of Surface Deposition and Coagulation on the Dynamics of Submicrometer Particles Indoors. *Aerosol Science and Technology* 37.5, s. 425–436. ISSN: 0278-6826, 1521-7388. DOI: 10.1080/02786820300975.
- Järnström, H., Saarela, K., Kalliokoski, P. ja Pasanen, A. -L. (2006). Reference Values for Indoor Air Pollutant Concentrations in New, Residential Buildings in Finland. *Atmospheric Environment* 40.37, s. 7178–7191. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2006.06.021.
- Järvinen, A., Aitomaa, M., Rostedt, A., Keskinen, J. ja Yli-Ojanperä, J. (2014). Calibration of the New Electrical Low Pressure Impactor (ELPI+). *Journal of Aerosol Science* 69, s. 150–159. ISSN: 0021-8502. DOI: 10.1016/j.jaerosci.2013.12.006.
- John, W. (2011). Size Distribution Characteristics of Aerosols. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 41–54. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch4.
- Karagulian, F., Belis, C. A., Dora, C. F. C., Prüss-Ustün, A. M., Bonjour, S., Adair-Rohani, H. ja Amann, M. (2015). Contributions to Cities' Ambient Particulate Matter (PM): A Systematic Review of Local Source Contributions at Global Level. *Atmospheric Environment* 120, s. 475–483. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2015.08.087.
- Ketzel, M. ja Berkowicz, R. (2004). Modelling the Fate of Ultrafine Particles from Exhaust Pipe to Rural Background: An Analysis of Time Scales for Dilution, Coagulation and Deposition. *Atmospheric Environment* 38.17, s. 2639–2652. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2004.02.020.
- Koistinen, K. J., Hänninen, O., Rotko, T., Edwards, R. D., Moschandreas, D. ja Jantunen, M. J. (2001). Behavioral and Environmental Determinants of Personal Exposures to PM<sub>2.5</sub> in EXPOLIS – Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 35.14, s. 2473–2481. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/S1352-2310(00)00446-5.
- Koivisto, A. J., Kling, K. I., Hänninen, O., Jayjock, M., Löndahl, J., Wierzbicka, A., Fonseca, A. S., Uhrbrand, K., Boor, B. E., Jiménez, A. S., Hämeri, K., Maso, M. D., Arnold, S. F., Jensen, K. A., Viana, M., Morawska, L. ja Hussein, T. (2019). Source Specific Exposure and Risk Assessment for Indoor Aerosols. *Science of The Total Environment* 668, s. 13–24. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.02.398.
- Kondratyev, K. Y., Ivlev, L. S., Krapivin, V. F. ja Varostos, C. A. (2006). *Atmospheric Aerosol Properties: Formation, Processes and Impacts*. Springer Science & Business Media. 595 s. ISBN: 978-3-540-37698-9. Google Books: tcCTsENwgGYC.
- Kulkarni, P., Baron, P. A. ja Willeke, K. (2011a). Fundamentals of Single Particle Transport. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 15–30. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch2.

- Kulkarni, P., Baron, P. A. ja Willeke, K. (2011b). Introduction to Aerosol Characterization. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 1–13. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch1.
- Kulmala, I., Salmela, H., Kalliohaka, T., Zwęgliński, T., Smolarkiewicz, M., Taipale, A. ja Kataja, J. (2016). A Tool for Determining Sheltering Efficiency of Mechanically Ventilated Buildings against Outdoor Hazardous Agents. *Building and Environment* 106, s. 245–253. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/j.buildenv.2016.06.034.
- Kumar, P., Robins, A., Vardoulakis, S. ja Britter, R. (2010). A Review of the Characteristics of Nanoparticles in the Urban Atmosphere and the Prospects for Developing Regulatory Controls. *Atmospheric Environment* 44.39, s. 5035–5052. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2010.08.016.
- Kuula, J., Kuuluvainen, H., Niemi, J. V., Saukko, E., Portin, H., Kousa, A., Aurela, M., Rönkkö, T. ja Timonen, H. (2020). Long-Term Sensor Measurements of Lung Deposited Surface Area of Particulate Matter Emitted from Local Vehicular and Residential Wood Combustion Sources. *Aerosol Science and Technology* 54.2, s. 190–202. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/02786826.2019.1668909.
- Kuuluvainen, H., Poikkimäki, M., Järvinen, A., Kuula, J., Irjala, M., Dal Maso, M., Keskinen, J., Timonen, H., Niemi, J. V. ja Rönkkö, T. (2018). Vertical Profiles of Lung Deposited Surface Area Concentration of Particulate Matter Measured with a Drone in a Street Canyon. *Environmental Pollution* 241, s. 96–105. ISSN: 0269-7491. DOI: 10.1016/j.envpol.2018.04.100.
- Kuuluvainen, H., Rönkkö, T., Järvinen, A., Saari, S., Karjalainen, P., Lähde, T., Pirjola, L., Niemi, J. V., Hillamo, R. ja Keskinen, J. (2016). Lung Deposited Surface Area Size Distributions of Particulate Matter in Different Urban Areas. *Atmospheric Environment* 136, s. 105–113. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2016.04.019.
- Lai, A. C. K. ja Nazaroff, W. W. (2000). Modeling Indoor Particle Deposition from Turbulent Flow onto Smooth Surfaces. *Journal of Aerosol Science* 31.4, s. 463–476. ISSN: 0021-8502. DOI: 10.1016/S0021-8502(99)00536-4.
- Layton, D. W. ja Beamer, P. I. (2009). Migration of Contaminated Soil and Airborne Particulates to Indoor Dust. *Environ. Sci. Technol.* 43.21, s. 8199–8205. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es9003735.
- Lepistö, T., Kuuluvainen, H., Juuti, P., Järvinen, A., Arffman, A. ja Rönkkö, T. (2020). Measurement of the Human Respiratory Tract Deposited Surface Area of Particles with an Electrical Low Pressure Impactor. *Aerosol Science and Technology* 54.8, s. 958–971. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/02786826.2020.1745141.
- Liang, C.-S., Duan, F.-K., He, K.-B. ja Ma, Y.-L. (2016). Review on Recent Progress in Observations, Source Identifications and Countermeasures of PM<sub>2.5</sub>. *Environment International* 86, s. 150–170. ISSN: 0160-4120. DOI: 10.1016/j.envint.2015.10.016.

- Liu, D.-L. ja Nazaroff, W. W. (2001). Modeling Pollutant Penetration across Building Envelopes. *Atmospheric Environment* 35.26, s. 4451–4462. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/S1352-2310(01)00218-7.
- Liu, Z. ja Little, J. C. (2012a). Materials Responsible for Formaldehyde and Volatile Organic Compound (VOC) Emissions. *Toxicity of Building Materials*. Toim. F. Pacheco-Torgal, S. Jalali ja A. Fucic. Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. Woodhead Publishing, s. 76–121. ISBN: 978-0-85709-122-2. DOI: 10.1533/9780857096357.76.
- Liu, Z. ja Little, J. C. (2012b). Semivolatile Organic Compounds (SVOCs): Phthalates and Flame Retardants. *Toxicity of Building Materials*. Toim. F. Pacheco-Torgal, S. Jalali ja A. Fucic. Woodhead Publishing Series in Civil and Structural Engineering. Woodhead Publishing, s. 122–137. ISBN: 978-0-85709-122-2. DOI: 10.1533/9780857096357.122.
- Long, C. M., Suh, H. H., Kobzik, L., Catalano, P. J., Ning, Y. Y. ja Koutrakis, P. (2001). A Pilot Investigation of the Relative Toxicity of Indoor and Outdoor Fine Particles: In Vitro Effects of Endotoxin and Other Particulate Properties. *Environ Health Perspect* 109.10, s. 1019–1026. ISSN: 0091-6765. pmid: 11689347. URL: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1242078/> (viitattu 17.05.2021).
- Lunden, M. M., Kirchstetter, T. W., Thatcher, T. L., Hering, S. V. ja Brown, N. J. (2008). Factors Affecting the Indoor Concentrations of Carbonaceous Aerosols of Outdoor Origin. *Atmospheric Environment* 42.22, s. 5660–5671. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.03.017.
- Maanmittauslaitos (2021). *Karttapaikka*. URL: <https://www.maanmittauslaitos.fi/asioi-verkossa/karttapaikka> (viitattu 13.07.2021).
- Manigrasso, M., Protano, C., Vitali, M. ja Avino, P. (2019). Where Do Ultrafine Particles and Nano-Sized Particles Come From? *Journal of Alzheimer's Disease* 68.4, s. 1371–1390. DOI: 10.3233/JAD-181266.
- Manigrasso, M. ja Avino, P. (2012). Fast Evolution of Urban Ultrafine Particles: Implications for Deposition Doses in the Human Respiratory System. *Atmospheric Environment* 51, s. 116–123. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.01.039.
- Manigrasso, M., Vitali, M., Protano, C. ja Avino, P. (2017). Temporal Evolution of Ultrafine Particles and of Alveolar Deposited Surface Area from Main Indoor Combustion and Non-Combustion Sources in a Model Room. *Science of The Total Environment* 598, s. 1015–1026. ISSN: 0048-9697. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.02.048.
- Manuja, A., Ritchie, J., Buch, K., Wu, Y., Eichler, C. M. A., Little, J. C. ja Marr, L. C. (2019). Total Surface Area in Indoor Environments. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 21.8, s. 1384–1392. ISSN: 2050-7895. DOI: 10.1039/C9EM00157C.
- Marjamäki, M., Keskinen, J., Chen, D.-R. ja Pui, D. Y. H. (2000). Performance Evaluation of the Electrical Low-Pressure Impactor (ELPI). *Journal of Aerosol Science* 31.2, s. 249–261. ISSN: 0021-8502. DOI: 10.1016/S0021-8502(99)00052-X.

- Marjamäki, M., Lemmetty, M. ja Keskinen, J. (2005). ELPI Response and Data Reduction I: Response Functions. *Aerosol Science and Technology* 39.7, s. 575–582. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/027868291009189.
- Marple, V. A. ja Olson, B. A. (2011). Sampling and Measurement Using Inertial, Gravitational, Centrifugal, and Thermal Techniques. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 129–151. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch8.
- Martins, N. R. ja Carrilho da Graça, G. (2018). Impact of PM<sub>2.5</sub> in Indoor Urban Environments: A Review. *Sustainable Cities and Society* 42, s. 259–275. ISSN: 2210-6707. DOI: 10.1016/j.scs.2018.07.011.
- Miller, S. L., Facciola, N. A., Toohey, D. ja Zhai, J. (2017). Ultrafine and Fine Particulate Matter Inside and Outside of Mechanically Ventilated Buildings. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 14.2, s. 128. ISSN: 1661-7827. DOI: <http://dx.doi.org.libproxy.tuni.fi/10.3390/ijerph14020128>.
- Miller, S. L., Nazaroff, W. W., Jimenez, J. L., Boerstra, A., Buonanno, G., Dancer, S. J., Kurnitski, J., Marr, L. C., Morawska, L. ja Noakes, C. (2021). Transmission of SARS-CoV-2 by Inhalation of Respiratory Aerosol in the Skagit Valley Chorale Superspreading Event. *Indoor Air* 31.2, s. 314–323. ISSN: 1600-0668. DOI: 10.1111/ina.12751.
- Moisio, M. (1999). Real Time Size Distribution Measurement of Combustion Aerosols. Tohtorinväitöskirja. Tampere University of Technology.
- Morawska, L., Ayoko, G. A., Bae, G. N., Buonanno, G., Chao, C. Y. H., Clifford, S., Fu, S. C., Hänninen, O., He, C., Isaxon, C., Mazaheri, M., Salthammer, T., Waring, M. S. ja Wierzbicka, A. (2017). Airborne Particles in Indoor Environment of Homes, Schools, Offices and Aged Care Facilities: The Main Routes of Exposure. *Environment International* 108, s. 75–83. ISSN: 0160-4120. DOI: 10.1016/j.envint.2017.07.025.
- Morawska, L., He, C., Johnson, G., Guo, H., Uhde, E. ja Ayoko, G. (2009). Ultrafine Particles in Indoor Air of a School: Possible Role of Secondary Organic Aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 43.24, s. 9103–9109. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es902471a.
- Murray, C. J. L. et al. (2020). Global Burden of 87 Risk Factors in 204 Countries and Territories, 1990–2019: A Systematic Analysis for the Global Burden of Disease Study 2019. *The Lancet* 396.10258, s. 1223–1249. ISSN: 01406736. DOI: 10.1016/S0140-6736(20)30752-2.
- Nazaroff, W. W. (2004). Indoor Particle Dynamics. *Indoor Air* 14, s. 175–183. ISSN: 09056947. DOI: 10.1111/j.1600-0668.2004.00286.x.
- Oberdörster, G., Oberdörster, E. ja Oberdörster, J. (2005). Nanotoxicology: An Emerging Discipline Evolving from Studies of Ultrafine Particles. *Environmental Health Perspectives* 113.7, s. 823–839. ISSN: 0091-6765, 1552-9924. DOI: 10.1289/ehp.7339.
- Ott, W., Wallace, L. ja Mage, D. (2000). Predicting Particulate (PM<sub>10</sub>) Personal Exposure Distributions Using a Random Component Superposition Statistical Model. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50.8, s. 1390–1406. ISSN: 1096-2247, 2162-2906. DOI: 10.1080/10473289.2000.10464169.

- Pakkanen, T. A., Loukkola, K., Korhonen, C. H., Aurela, M., Mäkelä, T., Hillamo, R. E., Aarnio, P., Koskentalo, T., Kousa, A. ja Maenhaut, W. (2001). Sources and Chemical Composition of Atmospheric Fine and Coarse Particles in the Helsinki Area. *Atmospheric Environment* 35.32, s. 5381–5391. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/S1352-2310(01)00307-7.
- Park, M., Joo, H. S., Lee, K., Jang, M., Kim, S. D., Kim, I., Borlaza, L. J. S., Lim, H., Shin, H., Chung, K. H., Choi, Y.-H., Park, S. G., Bae, M.-S., Lee, J., Song, H. ja Park, K. (2018). Differential Toxicities of Fine Particulate Matters from Various Sources. *Sci Rep* 8.1 (1), s. 17007. ISSN: 2045-2322. DOI: 10.1038/s41598-018-35398-0.
- Petzold, A., Ogren, J. A., Fiebig, M., Laj, P., Li, S.-M., Baltensperger, U., Holzer-Popp, T., Kinne, S., Pappalardo, G., Sugimoto, N., Wehrli, C., Wiedensohler, A. ja Zhang, X.-Y. (2013). Recommendations for the Interpretation of "Black Carbon" Measurements. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 13, s. 9485–9517. DOI: 10.5194/acpd-13-9485-2013.
- Pirjola, L., Niemi, J. V., Saarikoski, S., Aurela, M., Enroth, J., Carbone, S., Saarnio, K., Kuuluvainen, H., Kousa, A., Rönkkö, T. ja Hillamo, R. (2017). Physical and Chemical Characterization of Urban Winter-Time Aerosols by Mobile Measurements in Helsinki, Finland. *Atmospheric Environment* 158, s. 60–75. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2017.03.028.
- Raynor, P. C., Leith, D., Lee, K. W. ja Mukund, R. (2011). Sampling and Analysis Using Filters. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 107–128. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch7.
- Rodríguez, S., Cuevas, E., González, Y., Ramos, R., Romero, P. M., Pérez, N., Querol, X. ja Alastuey, A. (2008). Influence of Sea Breeze Circulation and Road Traffic Emissions on the Relationship between Particle Number, Black Carbon, PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>2.5–10</sub> Concentrations in a Coastal City. *Atmospheric Environment* 42.26, s. 6523–6534. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.04.022.
- Rojas-Bracho, L., Suh, H. H., Catalano, P. J. ja Koutrakis, P. (2004). Personal Exposures to Particles and Their Relationships with Personal Activities for Chronic Obstructive Pulmonary Disease Patients Living in Boston. *Journal of the Air & Waste Management Association* 54.2, s. 207–217. ISSN: 1096-2247. DOI: 10.1080/10473289.2004.10470897.
- Rönkkö, T., Kuuluvainen, H., Karjalainen, P., Keskinen, J., Hillamo, R., Niemi, J. V., Pirjola, L., Timonen, H. J., Saarikoski, S., Saukko, E., Järvinen, A., Silvennoinen, H., Rostedt, A., Olin, M., Yli-Ojanperä, J., Nousiainen, P., Kousa, A. ja Dal Maso, M. (2017). Traffic Is a Major Source of Atmospheric Nanocluster Aerosol. *Proc Natl Acad Sci USA* 114.29, s. 7549–7554. ISSN: 0027-8424, 1091-6490. DOI: 10.1073/pnas.1700830114.
- Salo, L., Hyvärinen, A., Jalava, P., Teinilä, K., Hooda, R. K., Datta, A., Saarikoski, S., Lintusaari, H., Lepistö, T., Martikainen, S., Rostedt, A., Sharma, V. P., Rahman, M. H., Subudhi, S., Asmi, E., Niemi, J. V., Lihavainen, H., Lal, B., Keskinen, J., Kuuluvainen, H.,



- Timonen, H. ja Rönkkö, T. (2021). The Characteristics and Size of Lung-Depositing Particles Vary Significantly between High and Low Pollution Traffic Environments. *Atmospheric Environment* 255, s. 118421. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2021.118421.
- Salo, L., Mylläri, F., Maasikmets, M., Niemelä, V., Konist, A., Vainumäe, K., Kupri, H.-L., Titova, R., Simonen, P., Aurela, M., Bloss, M., Keskinen, J., Timonen, H. ja Rönkkö, T. (2019). Emission Measurements with Gravimetric Impactors and Electrical Devices: An Aerosol Instrument Comparison. *Aerosol Science and Technology* 53.5, s. 526–539. ISSN: 0278-6826. DOI: 10.1080/02786826.2019.1578858.
- Sangiorgi, G., Ferrero, L., Ferrini, B., Lo Porto, C., Perrone, M., Zangrando, R., Gambaro, A., Lazzati, Z. ja Bolzacchini, E. (2013). Indoor Airborne Particle Sources and Semi-Volatile Partitioning Effect of Outdoor Fine PM in Offices. *Atmospheric Environment* 65, s. 205–214. ISSN: 13522310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2012.10.050.
- Sarnat, J. A., Brown, K. W., Bartell, S. M., Sarnat, S. E., Wheeler, A. J., Suh, H. H. ja Koutrakis, P. (2009). The Relationship between Averaged Sulfate Exposures and Concentrations: Results from Exposure Assessment Panel Studies in Four U.S. Cities. *Environ. Sci. Technol.* 43.13, s. 5028–5034. ISSN: 0013-936X, 1520-5851. DOI: 10.1021/es900419n.
- Schripp, T., Markewitz, D., Uhde, E. ja Salthammer, T. (2013). Does E-Cigarette Consumption Cause Passive Vaping? *Indoor Air* 23.1, s. 25–31. ISSN: 1600-0668. DOI: 10.1111/j.1600-0668.2012.00792.x.
- Schweizer, C., Edwards, R. D., Bayer-Oglesby, L., Gauderman, W. J., Ilacqua, V., Jantunen, M. J., Lai, H. K., Nieuwenhuijsen, M. ja Künzli, N. (2007). Indoor Time-Microenvironment-Activity Patterns in Seven Regions of Europe. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 17.2, s. 170–81. ISSN: 15590631. DOI: <http://dx.doi.org.libproxy.tuni.fi/10.1038/sj.jes.7500490>.
- Soimakallio, Sampo, Hildén, Mikael, Lanki, Timo, Eskelinen, Hanna, Karvosenoja, Niko, Kuusipalo, Heli, Lepistö, Ahti, Mattila, Tuomas, Mela, Hanna, Nissinen, Ari, Ristimäki, Mika, Rehunen, Antti, Repo, Anna, Salonen, Raimo, Savolahti, Mikko, Seppälä, Jyri, Tiittanen, Pekka ja Virtanen, Suvi (2017). *Energia- Ja Ilmastostrategian Ja Keskipitkän Aikavälin Ilmastopolitiikan Suunnitelman Ympäristövaikutusten Arviointi*. Valtioneuvoston kanslia. URL: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-287-444-3>.
- Solomon, P. A., Fraser, M. P. ja Herckes, P. (2011). Methods for Chemical Analysis of Atmospheric Aerosols. *Aerosol Measurement*. John Wiley & Sons, Ltd, s. 153–177. ISBN: 978-1-118-00168-4. DOI: 10.1002/9781118001684.ch9.
- Thatcher, T. L. ja Layton, D. W. (1995). Deposition, Resuspension, and Penetration of Particles within a Residence. *Atmospheric Environment* 29.13, s. 1487–1497. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/1352-2310(95)00016-R.
- Thompson, A. M. (1992). The Oxidizing Capacity of the Earth's Atmosphere: Probable Past and Future Changes. *Science* 256.5060, s. 1157. ISSN: 00368075. URL: [http:](http://)

//www.proquest.com/docview/213542344/abstract/19FDA8F3F6274821PQ/1  
(viitattu 17.09.2021).

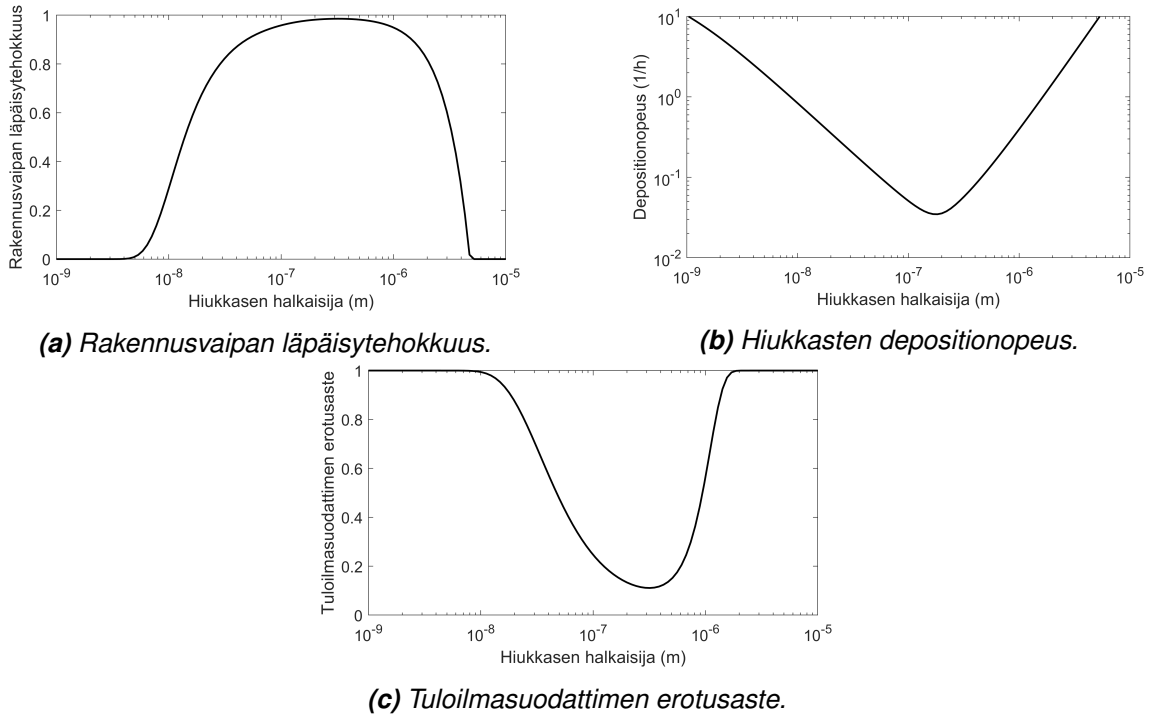
- Todea, A. M., Beckmann, S., Kaminski, H. ja Asbach, C. (2015). Accuracy of Electrical Aerosol Sensors Measuring Lung Deposited Surface Area Concentrations. *Journal of Aerosol Science* 89, s. 96–109. ISSN: 0021-8502. DOI: 10.1016/j.jaerosci.2015.07.003.
- TSI Incorporated (2006). *Model 3776 Ultrafine Condensation Particle Counter Operation and Service Manual*.
- TSI Incorporated (2007). *Model 3775 Condensation Particle Counter Operation and Service Manual*.
- Tung, T. C. W., Chao, C. Y. H. ja Burnett, J. (1999). A Methodology to Investigate the Particulate Penetration Coefficient through Building Shell. *Atmospheric Environment* 33.6, s. 881–893. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/S1352-2310(98)00299-4.
- Virtanen, A., Marjamäki, M., Ristimäki, J. ja Keskinen, J. (2001). Fine Particle Losses in Electrical Low-Pressure Impactor. *Journal of Aerosol Science* 32.3, s. 389–401. ISSN: 0021-8502. DOI: 10.1016/S0021-8502(00)00087-2.
- Wang, X., Bi, X., Chen, D., Sheng, G. ja Fu, J. (2006). Hospital Indoor Respirable Particles and Carbonaceous Composition. *Building and Environment* 41.8, s. 992–1000. ISSN: 0360-1323. DOI: 10.1016/j.buildenv.2005.04.024.
- Waring, M. S. (2014). Secondary Organic Aerosol in Residences: Predicting Its Fraction of Fine Particle Mass and Determinants of Formation Strength. *Indoor Air* 24.4, s. 376–389. ISSN: 1600-0668. DOI: 10.1111/ina.12092.
- Wehner, B., Uhrner, U., von Löwis, S., Zallinger, M. ja Wiedensohler, A. (2009). Aerosol Number Size Distributions within the Exhaust Plume of a Diesel and a Gasoline Passenger Car under On-Road Conditions and Determination of Emission Factors. *Atmospheric Environment* 43.6, s. 1235–1245. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.11.023.
- Weschler, C. J. (2016). Roles of the Human Occupant in Indoor Chemistry. *Indoor Air* 26.1, s. 6–24. ISSN: 1600-0668. DOI: 10.1111/ina.12185.
- Weschler, C. J. ja Nazaroff, W. W. (2008). Semivolatile Organic Compounds in Indoor Environments. *Atmospheric Environment* 42.40, s. 9018–9040. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2008.09.052.
- Weschler, C. J. ja Shields, H. C. (2003). Experiments Probing the Influence of Air Exchange Rates on Secondary Organic Aerosols Derived from Indoor Chemistry. *Atmospheric Environment*. Indoor Air Chemistry and Physics: Papers from Indoor Air 2002 37.39, s. 5621–5631. ISSN: 1352-2310. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2003.05.007.
- Wiedensohler, A., Birmili, W., Nowak, A., Sonntag, A., Weinhold, K., Merkel, M., Wehner, B., Tuch, T., Pfeifer, S., Fiebig, M., Fjåraa, A. M., Asmi, E., Sellegri, K., Depuy, R., Venzac, H., Villani, P., Laj, P., Aalto, P., Ogren, J. A., Swietlicki, E., Williams, P., Roldin, P., Quincey, P., Hüglin, C., Fierz-Schmidhauser, R., Gysel, M., Weingartner, E.,

- Riccobono, F., Santos, S., Grüning, C., Faloon, K., Beddows, D., Harrison, R., Monahan, C., Jennings, S. G., O'Dowd, C. D., Marinoni, A., Horn, H.-G., Keck, L., Jiang, J., Scheckman, J., McMurry, P. H., Deng, Z., Zhao, C. S., Moerman, M., Henzing, B., de Leeuw, G., Löschau, G. ja Bastian, S. (2012). Mobility Particle Size Spectrometers: Harmonization of Technical Standards and Data Structure to Facilitate High Quality Long-Term Observations of Atmospheric Particle Number Size Distributions. *Atmospheric Measurement Techniques* 5.3, s. 657. ISSN: 18671381. URL: <https://www.proquest.com/docview/968832581/abstract/6070BA4324264C9DPQ/1> (viitattu 15.11.2021).
- Wilson, W. E., Mage, D. T. ja Grant, L. D. (2000). Estimating Separately Personal Exposure to Ambient and Nonambient Particulate Matter for Epidemiology and Risk Assessment: Why and How. *Journal of the Air & Waste Management Association* 50.7, s. 1167–1183. ISSN: 1096-2247, 2162-2906. DOI: 10.1080/10473289.2000.10464164.
- World Health Organization (2021). *WHO Global Air Quality Guidelines: Particulate Matter (PM<sub>2.5</sub> and PM<sub>10</sub>), Ozone, Nitrogen Dioxide, Sulfur Dioxide and Carbon Monoxide*. World Health Organization. xxi, 273 s. ISBN: 978-92-4-003422-8. URL: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329> (viitattu 18.01.2022).
- Yang, M., Howell, S. G., Zhuang, J. ja Huebert, B. J. (2009). Attribution of Aerosol Light Absorption to Black Carbon, Brown Carbon, and Dust in China – Interpretations of Atmospheric Measurements during EAST-AIRE. *Atmospheric Chemistry and Physics* 9.6, s. 2035–2050. ISSN: 1680-7316. DOI: 10.5194/acp-9-2035-2009.
- Ympäristöministeriö (2011). *Ympäristöministeriön Asetus Rakennusten Sisäilmastosta Ja Ilmanvaihdosta*. URL: [https://www.finlex.fi/data/normit/37187-D2-2012\\_Suomi.pdf](https://www.finlex.fi/data/normit/37187-D2-2012_Suomi.pdf).
- Ympäristöministeriö (2017). *Ympäristöministeriön Asetus Uuden Rakennuksen Sisäilmastosta Ja Ilmanvaihdosta*. URL: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2017/20171009>.
- Young, C. J., Zhou, S., Siegel, J. A. ja Kahan, T. F. (2019). Illuminating the Dark Side of Indoor Oxidants. *Environ. Sci.: Processes Impacts* 21.8, s. 1229–1239. ISSN: 2050-7895. DOI: 10.1039/C9EM00111E.
- Youssefi, S. ja Waring, M. S. (2014). Transient Secondary Organic Aerosol Formation from Limonene Ozonolysis in Indoor Environments: Impacts of Air Exchange Rates and Initial Concentration Ratios. *Environ. Sci. Technol.* 48.14, s. 7899–7908. ISSN: 0013-936X. DOI: 10.1021/es5009906.
- Zhao, J., Birmili, W., Wehner, B., Daniels, A., Weinhold, K., Wang, L., Merkel, M., Kecorius, S., Tuch, T., Franck, U., Hussein, T. ja Wiedensohler, A. (2020). Particle Mass Concentrations and Number Size Distributions in 40 Homes in Germany: Indoor-to-outdoor Relationships, Diurnal and Seasonal Variation. *Aerosol Air Qual. Res.* 20.3, s. 576–589. ISSN: 2071-1409. DOI: 10.4209/aaqr.2019.09.0444.

## LIITE A: ILMANVAIHDON VAIKUTUS I/O-SUHTEESEEN

I/O-suhdetta voidaan mallintaa luonnollisen ilmanvaihdon tapauksessa yhtälön (2.4) mukaan ja koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa yhtälön (2.5) mukaan. Tässä on tutkittu ilmanvaihtokertoimen ja sisälähteistä peräisin olevan hiukkaspitoisuuden vaikutusta I/O-suhteeseen. Kuvassa A.1 on esitetty mallinnuksessa käytetyt arvot rakennusvaipan läpäisytehokkuudelle  $P$ , hiukkasten depositionopeudelle  $k$  ja tuloilmasuodattimen erotusasteelle  $E$ . Läpäisytehokkuus laskettiin painovoimasta ja diffuusiosta johtuvan deposition tulona mallilla, jota (D.-L. Liu ja Nazaroff, 2001) esittivät. Vaipassa olevien rakojen oletettiin olevan 0,5 mm korkeita ja 9 cm pitkiä. Virtausnopeudelle raossa käytettiin arvoa  $12,7 \text{ cm s}^{-1}$ , mikä vastaa noin 10 Pa:n paine-erosta aiheutuvaa virtausta, jos virtauksen oletetaan olevan laminaarista (Baker et al., 1987). Hiukkasten depositionopeus huoneessa arvioitiin käyttäen kokeellisiin tuloksiin perustuvaa mallia (Lai ja Nazaroff, 2000). Tässä oletettiin tilan S/V-suhteen olevan  $3,2 \text{ m}^{-1}$  ja kitkanopeuden (engl. friction velocity)  $2,6 \text{ cm s}^{-1}$ . Lisäksi oletettiin, että tilassa on yhtä paljon ylöspäin, alaspäin ja sivulle suuntautuvia pintoja. Tuloilmasuodattimen erotusaste laskettiin sieppauksen (engl. interception), impaktion ja diffuusion summana olettaen, että elektrostaattisen ja painovoimaisen suodatuksen vaikutus on mitätön näihin verrattuna (Raynor et al., 2011). Suodattimen kiinteydelle (engl. solidity, packing density) käytettiin arvoa 0,12, kuidun halkaisijana  $29 \mu\text{m}$ , suodattimen paksuutena 2 cm ja virtausnopeutena  $1,3 \text{ m s}^{-1}$ . Koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa infiltraatioilmavirran on oletettu olevan 5 % tuloilmavirrasta. Laskuihin käytetyt kaavat löytyvät mainituista lähteistä, eikä niitä esitetä tässä erikseen.

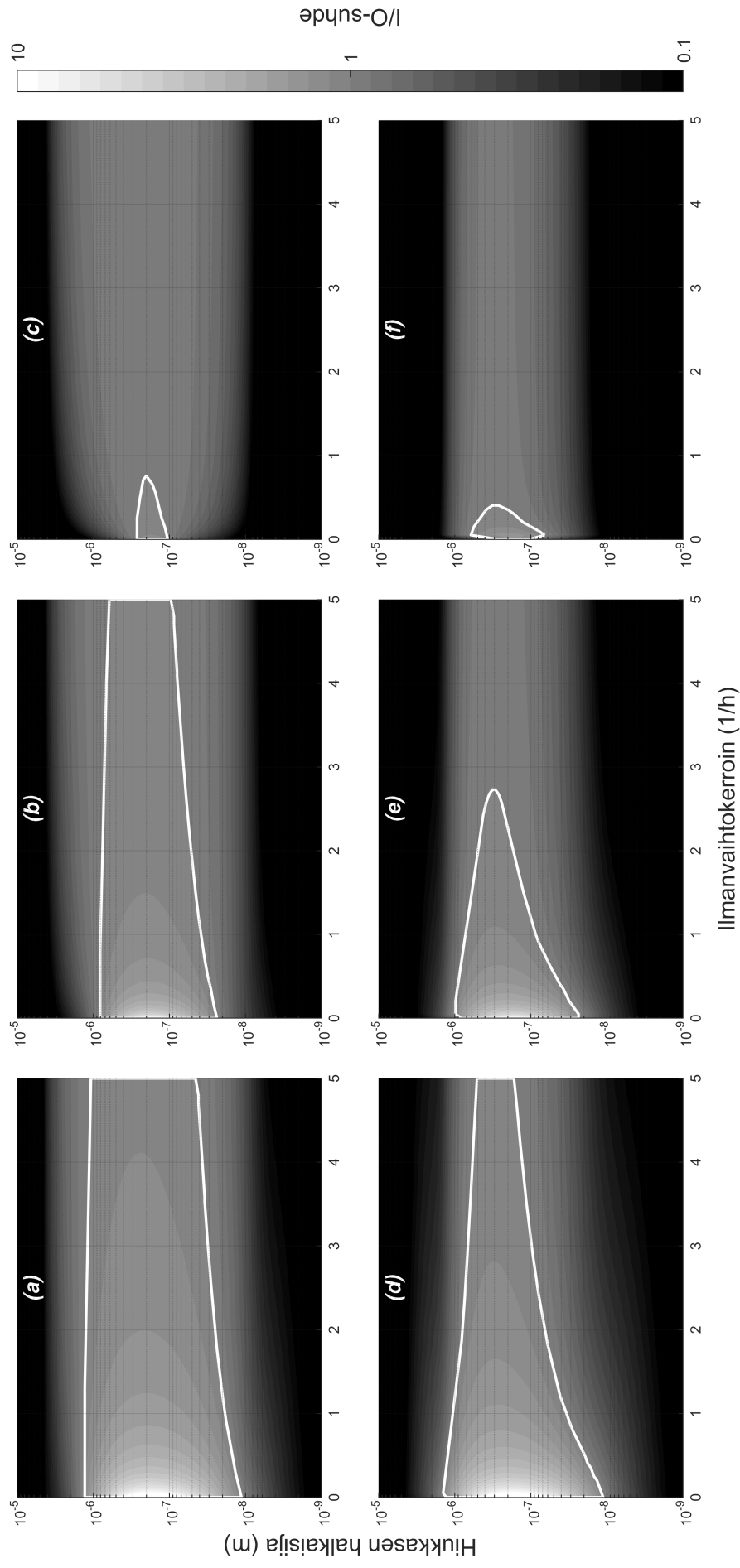
Kuvassa A.2 on esitetty yhtälöiden (2.4) ja (2.5) mukaan mallinnetut I/O-suhteet. Kuvaajissa (a-c) on mallinnettu luonnollisen ilmanvaihdon tilaa ja kuvaajissa (d-f) koneellisen ilmanvaihdon tilaa. Kuvaajien vaaka-akselilla on ilmanvaihtokerroin ja pystyakselilla hiukkasen halkaisija. Vaaleat alueet merkitsevät korkeaa I/O suhdetta ja tummat alueet pientä. Valkoisella viivalla on rajattu alue, jonka sisäpuolella I/O-suhde on suurempi kuin 1. Ulkoilman pitoisuus on vakio ( $C_{out} = 10\,000 \text{ 1/cm}^3$ ). Kuvaajissa (a) ja (d) on mallinnettu tilannetta, jossa sisällä on merkittäviä hiukkaslähteitä ( $\dot{S}/V = 7500 \text{ 1/cm}^3/\text{h}$ ), kun taas kuvaajissa (c) ja (f) sisälähteitä on vain vähän ( $\dot{S}/V = 500 \text{ 1/cm}^3/\text{h}$ ). Kuvaajissa (b) ja (e) sisälähteitä on jonkin verran ( $\dot{S}/V = 3000 \text{ 1/cm}^3/\text{h}$ ). Yksinkertaisuuden vuoksi tässä on oletettu, että ulkoilmasta ja sisälähteistä peräisin olevien hiukkasten kokojakauma on täysin tasainen.



**Kuva A.1.** I/O-suhteen mallintamisessa käytetyt parametrit hiukkaskoon funktiona.

Kuvaajista nähdään, miten ilmanvaihdon tehostaminen vaikuttaa hiukkaspitoisuuteen sisällä. Pääasiassa korkeampi ilmanvaihtokerroin johtaa pienempään I/O-suhteeseen, mutta luonnollisen ilmanvaihdon tapauksessa tietyissä tapauksissa myös päinvastainen ilmiö. Kuvaajassa (c) havaitaan I/O-suhteen kasvavan ilmanvaihtokertoimen kasvaessa noin  $3 \cdot 10^{-7}$  m:ä suuremmilla ja  $1 \cdot 10^{-7}$  m:ä pienemmillä hiukkasilla. Myös kuvaajissa (a) ja (b) havaitaan vastaavaa I/O-suhteen kasvua hyvin pienien ja suurien hiukkasten tapauksessa. Luonnollisen ilmanvaihdon tapauksessa ilmanvaihtokertoimen kasvattaminen ei vaikuta järin vahvasti hiukkaskokoalueeseen, jolla I/O-suhde on yli 1. Ainoastaan vähäisten sisälähteiden tapauksessa (c) saavutetaan luonnollisella ilmanvaihdolla tilanne, jossa I/O-suhde on alle 1 jokaiselle hiukkaskoolle. Koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa tämä kokoalue pienenee huomattavasti ilmanvaihdon tehostuessa ja I/O-suhde pysyy yli 1:ssä  $5 \text{ h}^{-1}$  ilmanvaihtokertoimella ainoastaan merkittävien sisälähteiden tapauksessa.

Tämän mallinnuksen perusteella koneellisella ilmanvaidolla voidaan hallita sisäilman hiukkaspitoisuuksia huomattavasti paremmin kuin luonnollisella ilmanvaihdolla. Luonnollisen ilmanvaihdon ongelmana hiukkaspitoisuuksien kannalta on se, että rakennusvaippaa ei voida tehdä tiiviiksi. Koneellisen ilmanvaihdon tapauksessa voidaan periaatteessa estää ulkoilman hiukkasten kulkeutuminen sisälle lähes kokonaan, jos rakennus tehdään täysin tiiviiksi ja käytetään tehokkaita suodattimia. Tämä ei kuitenkaan ole kustannuksiltaan tai rakennusteknisesti järkevää, mutta kohtalaisellakin tuloilmasuodatuksella voidaan vähentää ilmansaasteiden kulkeutumista sisälle. Lisäksi koneellisella ilmanvaihdolla saadaan nopeasti poistettua sisällä syntyneitä saasteita sisäilmasta.



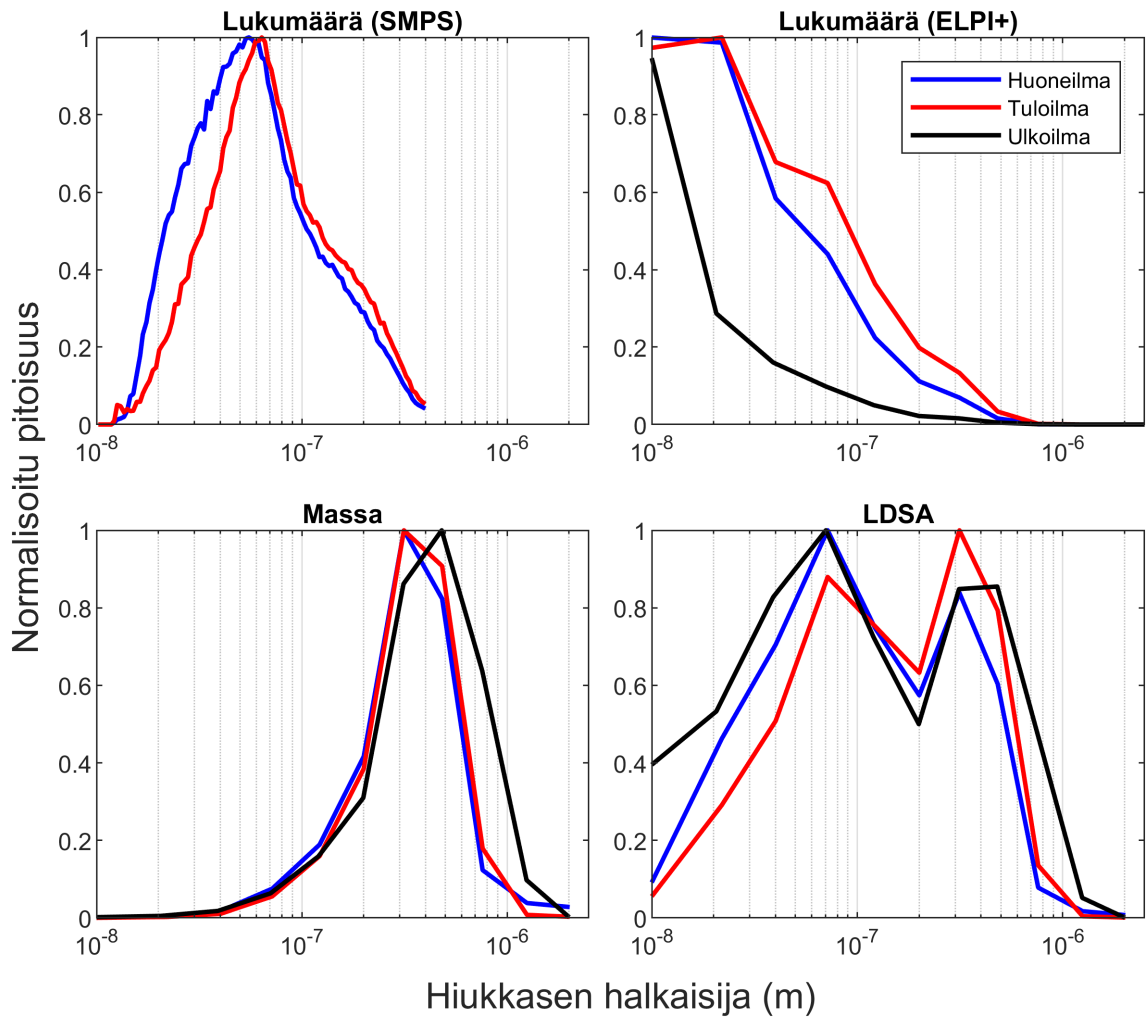
**Kuva A.2.** Mallinnettu I/O-suhte luonnollisen ilmanvaihdon (a-c) ja koneellisen ilmanvaihdon (d-f) tapauksissa.

## LIITE B: HIUKKASTEN NORMALISOIDUT JA PÄIVÄKOHTAISET KOKOJAKAUMAT

Kuvassa B.1 on esitetty mitatut hiukkaskokojakaumat lukumäärä-, massa- ja LDSA-pitoisuuksien mukaan normalisoituina. Normalisoiduista jakaumista voidaan helpommin havaita erot huone-, tulo- ja ulkoilman jakaumien muodoissa. Jakaumia tarkasteltaessa huomataan, että tuloilman hiukkasten pitoisuudet painottuvat hieman huoneilmaa suurempiin hiukkasiin. Ulkoilman lukumääräpitoisuus on painottunut selkeästi sisäilmaa enemmän pieniin hiukkasiin, mutta massapitoisuuden jakaumasta huomataan, että suurin osa ulkoilman hiukkasten massapitoisuudesta on peräisin suuremmista hiukkasista kuin vastaava sisäilman massapitoisuus. LDSA:n tapauksessa havaitaan kaksi selkeää moodia sekä ulko-, tulo- että huoneilman jakaumissa. Tuloilman LDSA-jakaumassa suuremman hiukkaskoon moodi on hieman voimakkaampi kuin pienemmän hiukkaskoon moodi. Huone- ja ulkoilman jakaumissa pienemmän hiukkaskoon moodi on voimakkaampi. SMPS:llä mitatussa lukumääräpitoisuuden jakaumassa huomataan vastaava ilmiö; huoneilmassa on suhteessa enemmän pieniä hiukkasia kuin tuloilmassa ja tuloilman korkein moodi on aavistuksen huoneilman moodia suuremmassa hiukkaskoossa.

Näitä havaintoja voidaan ymmärtää tarkastelemalla tyypillisen tuloilmasuodattimen erotusastetta hiukkaskoon mukaan (kuva A.1(c)). Noin 300 nm:n hiukkaset ovat tehokkaimpia läpäisemään suodattimen ja tätä suurempiin ja pienempiin hiukkasiin siirryttäessä suodattimen erotusaste kasvaa. Koska tuloilman hiukkaspitoisuus laskee pienempiin hiukkasiin siirryttäessä nopeammin kuin huoneilman pitoisuus, on huoneilmaan tultava hiukkasia myös muualta kuin ilmanvaihdon kautta. Todennäköisesti hiukkasia on päätynyt huoneilmaan ulkoilmasta ikkunoiden rakojen kautta sekä muualta rakennuksesta. Noin 50 nm:ä pienempien hiukkasten tapauksessa voidaan tulkita näissä kulkeutumisreiteissä olleen vähemmän hiukkashäviöitä kuin tuloilmasuodattimella. On myös mahdollista, että sekundäärinen hiukkasten muodostuminen huoneilmassa on vaikuttanut kokojakaumaan kasvattaen alle 50 nm:n hiukkasten pitoisuuksia.

Kuvissa B.2, B.3, B.4 ja B.5 on esitetty hiukkasten päiväkohtaiset kokojakaumat. Kuvajissa viiva esittää päivän hiukkaspitoisuuden keskiarvoa ja tummennettu alue pitoisuuden keskihajontaa. Kokojakauman huomataan vaihdelleen mittausjakson aikana jonkin verran. Useina päivinä huomataan lukumääräjakaumissa kaksi selvää moodia noin 50 nm:n

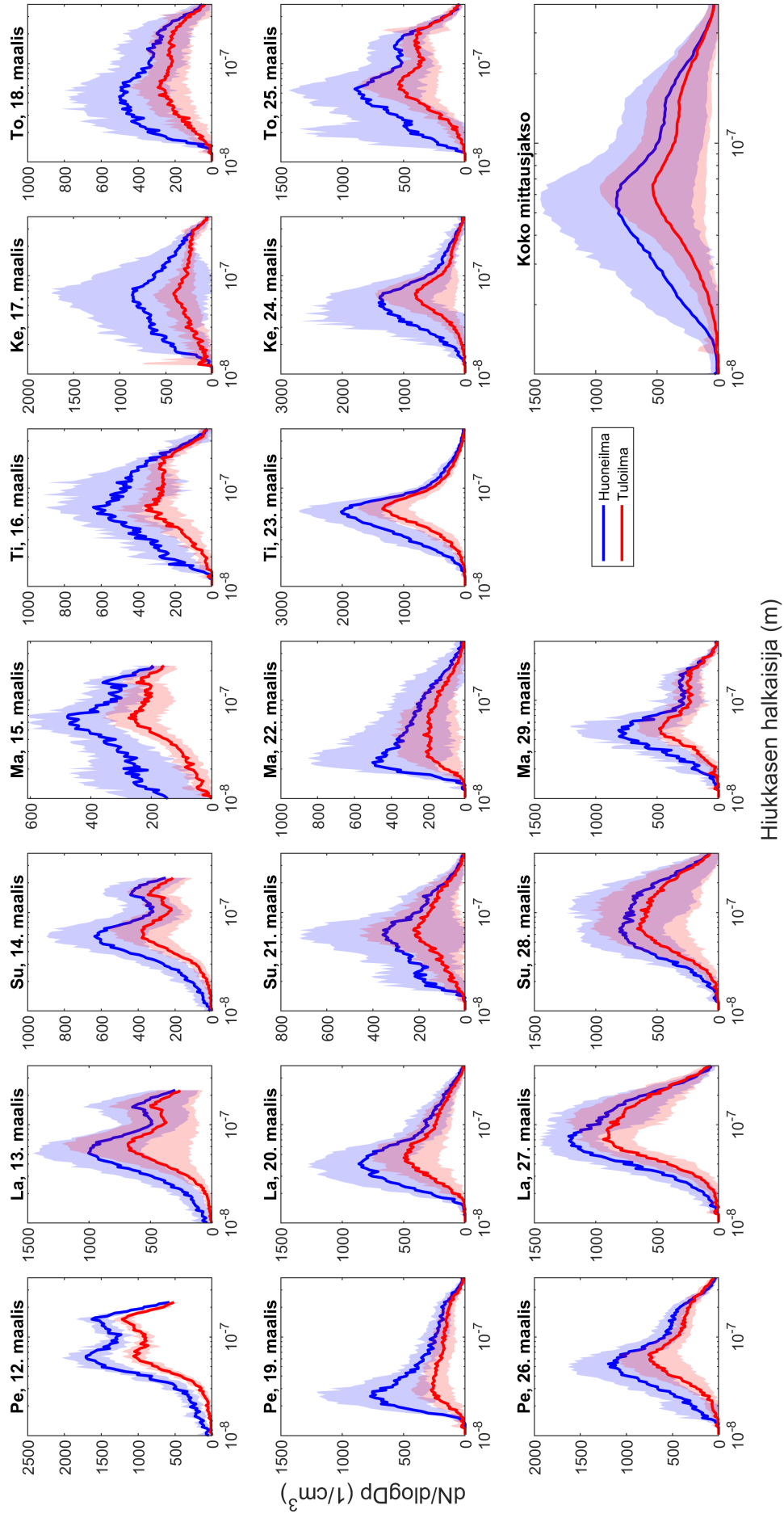


**Kuva B.1.** Hiukkasten lukumäärä-, massa- ja LDSA-kokojakaumat pitoisuuden mukaan normalisoituina.

ja 150 – 300 nm:n hiukkaskokojen kohdilla, mutta toisina päivinä moodit eivät erotu yhtä selkeästi.

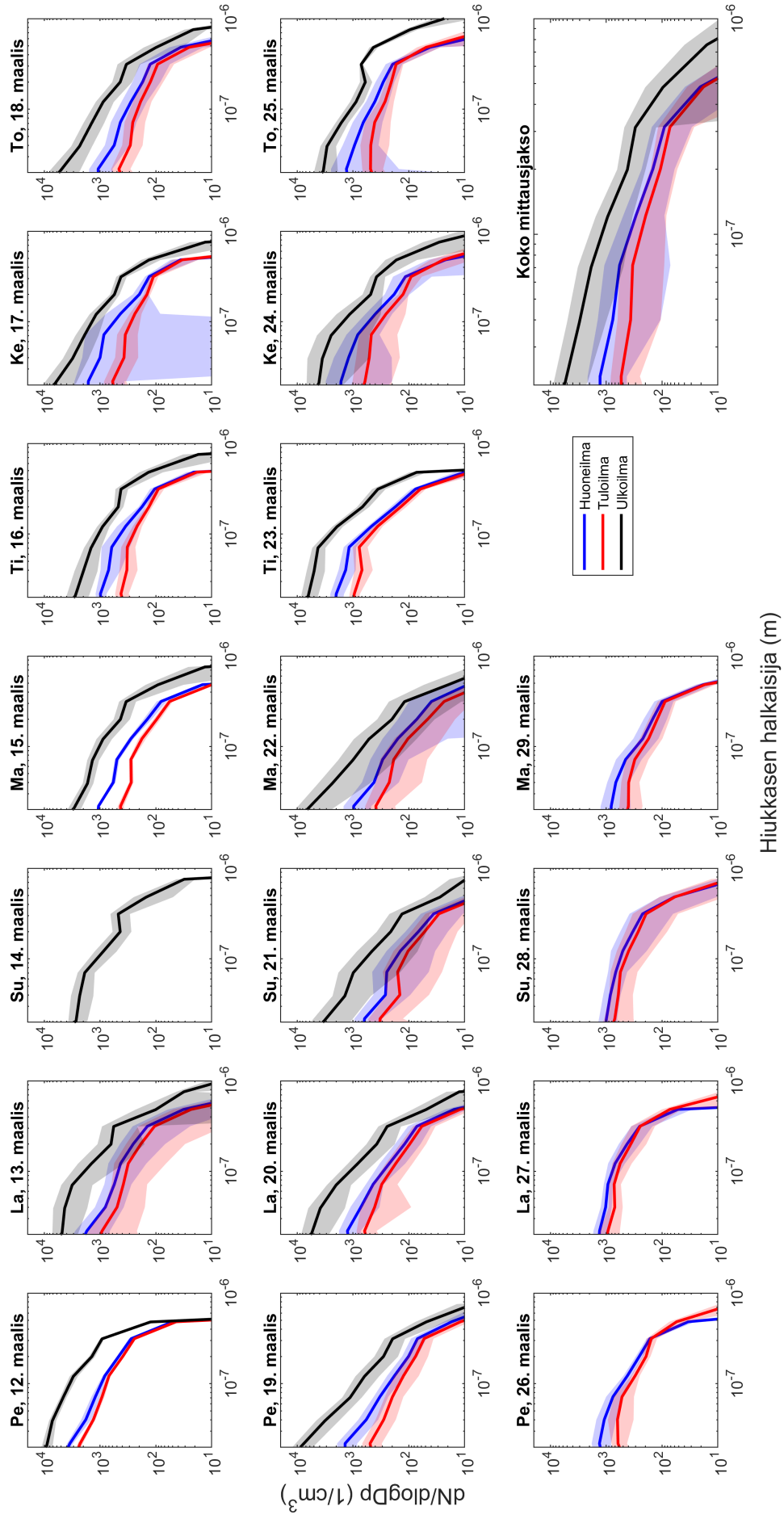
Kuvassa B.6 on esitetty tulo-, huone- ja ulkoilmasta mitatut kiinteiden hiukkasten kokojakaumat sekä vastaavilta ajoilta mitatut kaikkien hiukkasten kokojakaumat. Kiinteiden hiukkasten osuuden huomataan olevan suuri etenkin tuloilmassa noin 70 nm:n kohdalla. Yli 200 nm:n hiukkasista hyvin pieni osuus on kiinteitä. Huone- ja tuloilmassa alle 20 nm:n kiinteitä hiukkasia on suhteessa huomattavasti vähemmän kuin ulkoilmassa, koska tuloilmansuodatin poistaa pienimmät hiukkaset tehokkaasti.



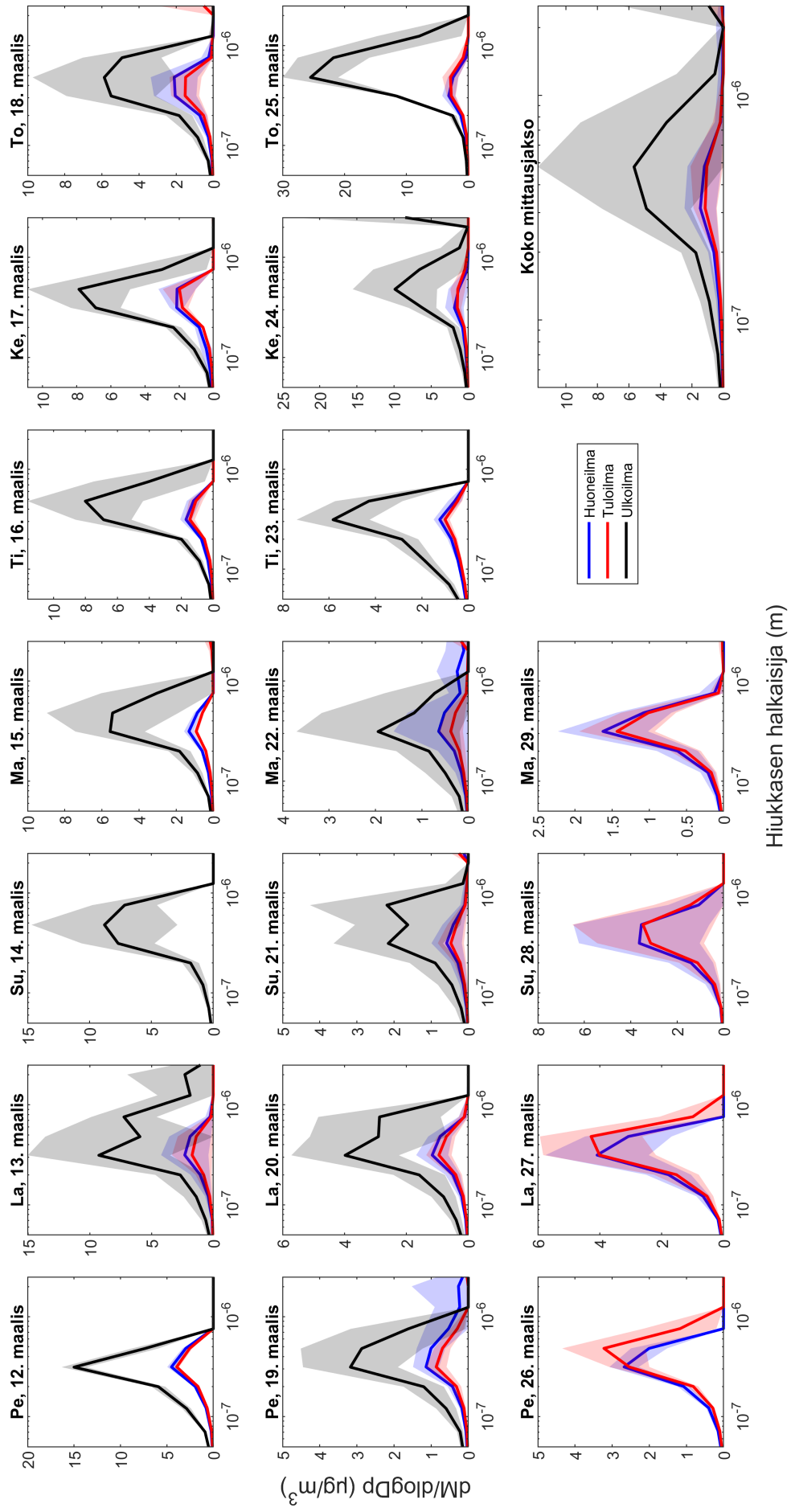


**Kuva B.2.** SMPS:llä mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma huone- ja ulkoilmassa päiväkohtaisesti.

Hiukkasen halkaisija (m)

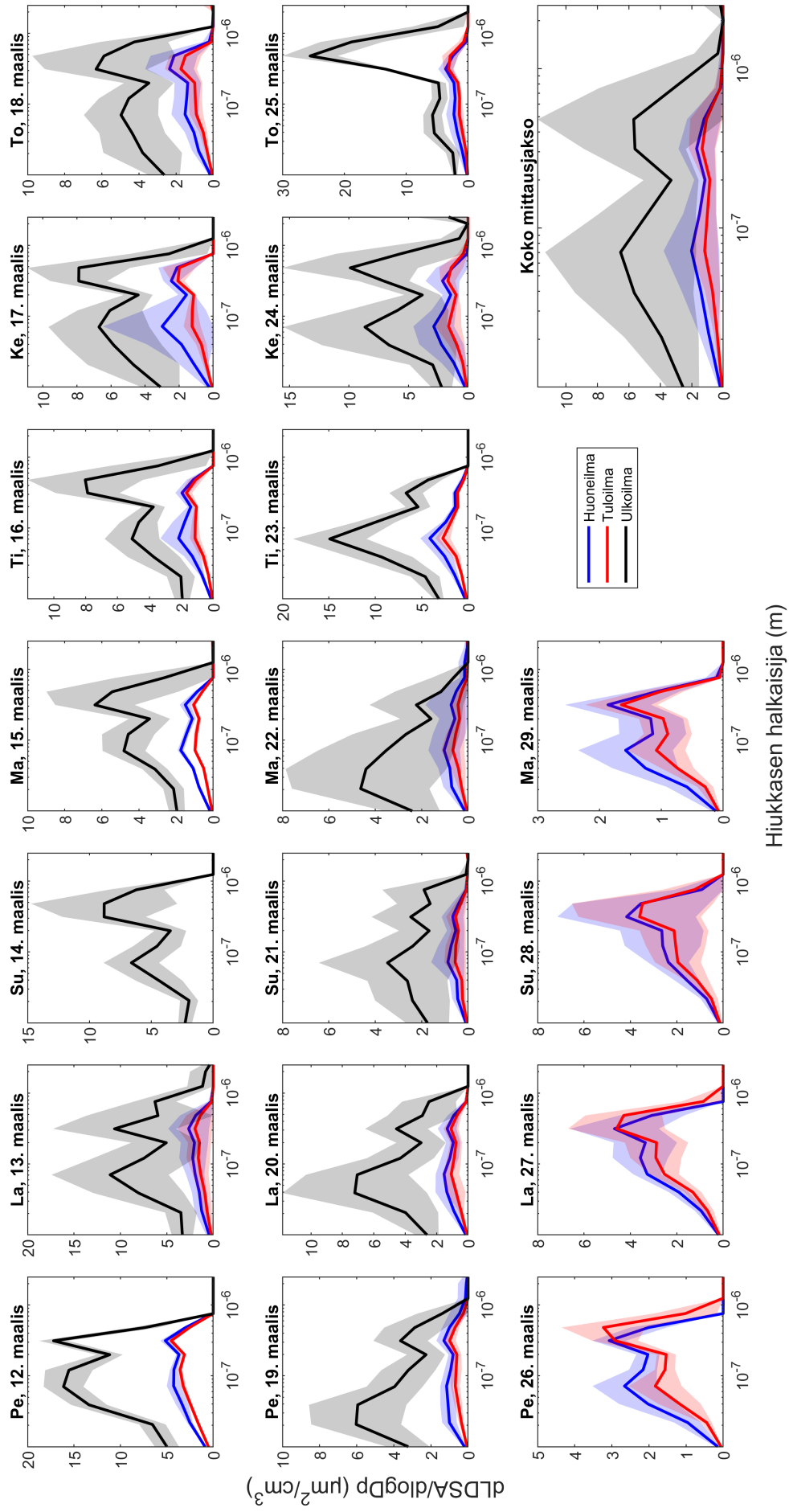


**Kuva B.3.** ELPI+-illa mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma huone-, tulo- ja ulkoilmassa päiväkohtaisesti.

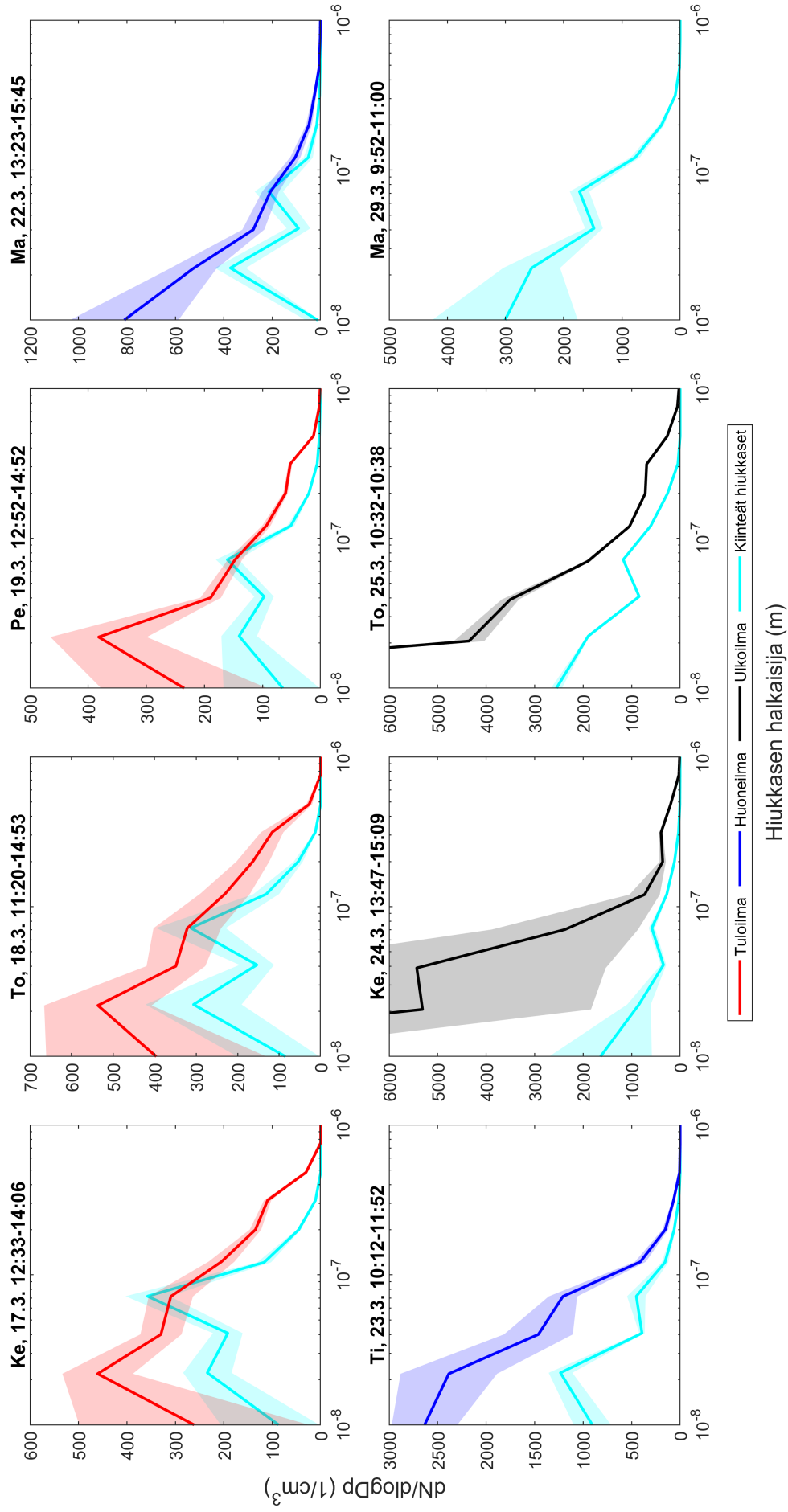


Hiukkasen halkaisija (m)

**Kuva B.4.** Massapitoisuuden kokoajakauma huone-, tulo- ja ulkoilmassa päiväkohtaisesti.



**Kuva B.5.** LDSA-pitoisuuden kokojakauma huone-, tulo- ja ulkoilmassa päiväkohtaisesti.



**Kuva B.6.**  $ELP_{1+}$ -illa mitattu lukumääräpitoisuuden kokojakauma kiinteille ja haihtuville hiukkasille. Ylhäältä vasemmalta lukien ensimmäiset kolme kuvaajaa ovat tuloilmasta, seuraavat kaksi huoneilmasta ja viimeiset kolme ulkoilmasta.