Tampereen yliopisto

Veera Blankenstein

PIENHIUKKASTEN MASSAPITOISUUDEN MITTAAMINEN JA PITKÄN AJAN KEHITYSSUUNNAT KOLMESSA EUROOPPALAISESSA KAUPUNGISSA

Kandidaatintyö
Tekniikan ja luonnontieteiden tiedekunta
Tarkastaja: Topi Rönkkö
Tarkastaja: Ville Silvonen
Elokuu 2026

TIIVISTELMÄ

Veera Blankenstein: Pienhiukkasten massapitoisuuden mittaaminen ja pitkän ajan kehityssuunnat kolmessa eurooppalaisessa kaupungissa
Kandidaatintyö
Tampereen yliopisto
Tekniikan ja luonnontieteiden kandidaattiohjelma
Elokuu 2026

Pienhiukkasilla, eli alle 2,5 µm hiukkasilla, on tutkittu olevan lukuisia terveysvaikutuksia mukaan lukien sydän- ja verenkiertoelimistön ongelmia sekä neurologisia häiriöitä. Lisäksi pienhiukkasten on tutkittu aiheuttavan miljoonia ennenaikaisia kuolemia vuosittain Euroopassa. Näiden haittojen takia pienhiukkasten massapitoisuutta säännellään Euroopan Unionin (EU) toimesta ilmanlaatudirektiiveillä ja niiden sisältämillä raja-arvoilla.

Tässä kandidaatintyössä tarkastellaan pienhiukkasten massapitoisuuksien pitkäaikaisia trendejä kolmessa eurooppalaisessa kaupungissa: Tampereella, Helsingissä ja Pariisissa. Lisäksi tutkitaan, miten näissä kaupungeissa toteutuu uuden EU:n ilmanlaatudirektiivin 2024/2881 mukaiset raja-arvot. Tavoitteena on arvioida, millä tasolla ilmanlaatu on Euroopassa ja miltä pitkäaikaiset trendit vaikuttavat. Lisäksi työssä esitellään kaksi erilaista tutkituilla mittausasemilla käytössä olevaa pienhiukkasten massapitoisuuden mittaamiseen käytettyä menetelmää ja arvioidaan niiden käyttökelpoisuutta ja vertailtavuutta.

Työn tuloksien perusteella Tampereella ja Helsingissä pienhiukkasten massapitoisuus alitti uuden ilmanlaatudirektiivin raja-arvot vuosina 2013–2024. Samana ajanjaksona Pariisissa ylityksiä tapahtui useampana vuotena, mutta viimeiset kaksi vuotta pitoisuudet alittivat raja-arvot. Pitkäaikaiset trendit olivat laskevia Tampereella ja Pariisissa: 3,5 % ja 4,5 % vuosittain. Helsingissä puolestaan ei todettu tilastollisesti merkittävää trendiä.

Avainsanat: pienhiukkaset, ilmanlaatudirektiivi, $PM_{2.5}$, ilmanlaatu

Tämän julkaisun alkuperäisyys on tarkastettu Turnitin Originality Check -ohjelmalla.

TEKOÄLYN KÄYTTÖ OPINNÄYTTEESSÄ

Opinnäytteessäni on käytetty tekoälysovelluksia:

☐ Ei
☒ Kyllä

Ilmoitukseni mukaan olen käyttänyt opinnäytteessäni tutkielmaprosessin aikana seuraavia tekoälysovelluksia:

Tekoälysovellusten nimet ja versiot:

ChatGPT versio 5.5
Microsoft 365 Copilot

Käyttötarkoitus:

Tekoälyä on käytetty aiheen rajauksen ideointiin, lähteiden etsimiseen, kielenhuoltoon ja MATLAB-koodien toimimattomuuden selvittämiseen.

Osiot, joissa tekoälyä on käytetty:

Osiot 1–5.

Olen tietoinen siitä, että olen täysin vastuussa koko opinnäytteeni sisällöstä, mukaan lukien osat, joissa on hyödynnetty tekoälyä, ja hyväksyn vastuun mahdollisista eettisten ohjeiden rikkomuksista.

ALKUSANAT

Haluan kiittää erityisesti ohjaajiani Topi Rönkköä ja Ville Silvosta, joiden avulla löysin minulle sopivan aiheen ja sain työn pikaisella aikataululla käyntiin. Suuri kiitos myös kaikille läheisilleni, joiden tuki ja kannustus auttoivat minua saamaan työn maaliin kaikista kommervenkeistä ja stressistä huolimatta.

Tämä työ on tehty osana Business Finlandin GIANT-projektia (Global Trends in AIQ: Novel Technologies, Competence and Business, 4736/31/2023).

Tampereella, 7.8.2026

Veera Blankenstein

SISÄLLYSLUETTELO

1. JOHDANTO....1
2. PIENHIUKKASTEN MASSAPITOISUUDEN MITTAAMINEN....3
    2.1 Optinen mittausmenetelmä....3
    2.2 TEOM-teknologia....6
3. EUROOPAN UNIONIN ILMANLAATUDIREKTIIVI 2024....9
4. PIENHIUKKASTEN PITOISUUS EUROOPPALAISISSA KAUPUNGISSA....11
    4.1 Ilmanlaatuasemat ja data....11
    4.2 Pitkäaikaisten trendien vertailu....12
    4.3 EU-direktiivin raja-arvoihin vertailu....15
5. YHTEENVETO....19
6. LÄHTEET....21

1. JOHDANTO

Ilmansaasteiden on tutkittu olevan haitallista ihmisten terveydelle. Vuonna 2019 ilmansaasteiden tutkittiin aiheuttavan 4,2 miljoonaa ennenaikaista kuolemaa, jotka on yhdistetty pienhiukkasiin eli alle 2,5 mikrometriä halkaisijaltaan oleviin hiukkasiin (Maailman terveysjärjestö, 2024). Lisäksi altistuminen pienhiukkasille voi aiheuttaa sydän- ja verenkiertoelimistön sekä hengityselimistön häiriöitä (Pope III *ym.*, 2002; Maailman terveysjärjestö, 2024). Pienhiukkasten on todettu vaikuttavan myös neurologisiin toimintoihin heikentävästi (Costa *ym.*, 2020; Kim *ym.*, 2020), ja niillä on todettu olevan yhteys mm. Alzheimerin tautiin (Jung, Lin ja Hwang, 2015).

Edellä mainittujen terveysvaikutusten takia pienhiukkasten pitoisuutta monitoroidaan. Pienhiukkasten pitoisuus ilmoitetaan usein massapitoisuutena ($PM_{2.5}$), jonka yksikkönä käytetään mikrogrammaa per kuutiometri. Ilmanlaatu vaihtelee Euroopan sisällä kuten voidaan nähdä Euroopan ympäristökeskuksen (EEA) tekemästä listauksesta, jossa järjestellään kaupunkeja puhtauden mukaan (European Environment Agency, 2025). Euroopan sisällä $PM_{2.5}$ vaihtelut johtuvat niin maantieteellisestä sijainnista kuin kyseisen kaupungin lähteistäkin. Adães ja Pires (2019) osoittivat mallinnustutkimuksessaan, että Pohjois-Euroopassa $PM_{2.5}$ taso on muuta Eurooppaa alhaisempi ja liikenteen vaikutus pitoisuuksiin on hyvin vahvasti havaittavissa. Lisäksi ilmasto ja päivittäin vaihteleva sää vaikuttavat pitoisuuksiin.

Euroopan Unionissa (EU) maiden lakeihin on kirjattu raja-arvot $PM_{2.5}$-pitoisuuksille. Näitä raja-arvoja säädellään ilmanlaatudirektiiveillä, joista uusin, julkaistiin vuonna 2024 (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2024). Tässä ilmanlaatudirektiivissä tiukennettiin vuonna 2008 asetettuja raja-arvoja (Euroopan parlamentti ja neuvosto, 2008), sekä muun muassa lisättiin uusia monitoroitavia suureita. EU:n asettamat raja-arvot pohjautuvat Maailman terveysjärjestön (WHO) määrittelemiin ilmanlaadun ohjearvoihin, jotka perustuvat terveysvaikutusten minimointiin (Maailman terveysjärjestö, 2021). WHO:n ohjearvot ovat tiukempia ja vaikeampia saavuttaa myös puhtaissa kaupungeissa Euroopankin sisällä (esim. Blankenstein *ym.*, 2026), mutta ne eivät ole direktiivien raja-arvojen tavoin maita velvoittavia. Raja-arvojen asettaminen lähemmäs Maailman terveysjärjestön ohjearvoja on tärkeää, sillä ohjearvot ovat asetettu siten, että niiden ylityksen on arvioitu aiheuttavan merkittäviä riskejä ihmisten terveydelle (Maailman terveysjärjestö, 2021).

Tämän tutkielman tavoitteena on arvioida uuden ilmanlaatudirektiivin pienhiukkasten massapitoisuuksien raja-arvojen toteutumista kolmessa eurooppalaisessa kaupungissa sekä tutkia massapitoisuuksien pitkäaikaisia trendejä. Tarkastelu tehdään Helsingin, Tampereen ja Pariisin ilmanlaatudatalle, jotta voidaan vertailla kahta erilaista kaupunkia Suomessa sekä verrata niitä keskieurooppalaiseen suurkaupunkiin. Työssä esitellään yleisesti käytössä olevia $PM_{2.5}$-pitoisuuksien mittaamiseen käytettyjä menetelmiä ja laitteita, sekä selitetään niiden fysikaalista perustaa. Lisäksi arvioidaan eri mittausmenetelmien etuja ja haittoja.

2. PIENHIUKKASTEN MASSAPITOISUUDEN MITTAAMINEN

Pienhiukkasten määrä ilmassa ilmaistaan usein massapitoisuutena. Pienhiukkasten massapitoisuus ilmoitetaan tyypillisesti yksikkönä µg/m^3, eli mikrogrammaa kuutiometriä kohden. On olemassa erilaisia mittausmenetelmiä massapitoisuuden määrittämiselle, jotka perustuvat hiukkasten eri ominaisuuksiin, kuten valon sirottamiseen tai massan ja värähtelyn väliseen yhteyteen. Tässä kappaleessa käsitellään kahta eri massapitoisuuden määrittämiseen käytettyä mittausmenetelmää. Menetelmät valikoituivat sen pohjalta, mitä mittausmenetelmiä työn datan keräämiseen oli käytetty.

2.1 Optinen mittausmenetelmä

Valo on sähkömagneettista säteilyä. Kun sähkömagneettinen säteily osuu hiukkaseen, jossa on positiivisia ja negatiivisia varauksia, alkavat nämä varaukset värähtelemään valon sähkökentän seurauksena. Värähtelevät varaukset säteilevät sähkömagneettista säteilyä ympärilleen joka suuntaan. Tätä sekundaarista säteilyä kutsutaan valonsironnaksi. Lisäksi osa valon säteilyn energiasta voi absorboitua hiukkaseen ja muuntua esimerkiksi lämpöenergiaksi. (Bohren, 2004)

Valon siroamisen intensiteettiä voidaan kuvata seuraavalla yhtälöllä, jossa $dC_s/d\omega$ on differentiaalinen sironnan vaikutusala, P_s on sironnan teho, ω kuvaa sironnan avaruuskulmaa ja I_0 on valon säteilyn intensiteetti (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011):

$$\frac{P_s}{\omega} = \frac{dC_s}{d\omega} I_0 \,. \tag{2.1}$$

Sironneen valon intensiteetti on sironnut teho jaettuna siroamispinta-alalla

$$I_s = \frac{P_s}{A} \,. \tag{2.2}$$

Avaruuskulma ω voidaan ilmaista detektorin ja sirottajan etäisyyden r ja siroamispinta-alan A avulla (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011):

$$\omega = A / r^2. \tag{2.3}$$

Edellä mainittujen yhtälöiden avulla saadaan johdettua sironneen valon intensiteetille lauseke (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011):

$$I_s = I_0 \frac{dC_s}{d\omega} \frac{1}{r^2} .$$

(2.4)

Lausekkeen (2.4) perusteella sironneen valon intensiteetti on suoraan riippuvainen valonlähteen intensiteetistä ja differentiaalisesta sironnan vaikutusalasta sekä kääntäen verrannollinen etäisyyden neliöön.

Hiukkasten valonsirontaominaisuutta käytetään hiukkasmittalaitteissa ja näitä valoa hyödyntäviä mittausmenetelmiä voidaan kutsua optisiksi mittausmenetelmiksi. Valon siroaminen hiukkasesta riippuu hyvin vahvasti hiukkasen koosta ja taitekertoimesta eli hiukkasen koostumuksesta. (Hinds, 1999) Pienhiukkasten massapitoisuus määritetään optisella mittalaitteella epäsuorasti useiden oletusten kautta. Seuraavaksi tarkastellaan valonsirontaan liittyviä teorioita, minkä jälkeen esitellään datankeruussa käytetty mittalaite.

Valon sironta voidaan luokitella useisiin eri kategorioihin, joista yksi on elastinen sironta. Elastisessa siroamisessa valon aallonpituus säilyy ennen ja jälkeen sironnan. Valon elastinen siroaminen pallomaisesta kappaleesta on klassisen fysiikan ongelma, jota voidaan kuvata Mie-teorialla. Teoriaa voidaan hyödyntää hiukkasten tapauksessa, sillä oletuksella, että ne ovat pallomaisia. Mie-teorian mukaan valonsirontaan vaikuttavat hiukkasen halkaisija D_p sekä valon aallonpituus λ seuraavan yhtälön mukaisesti

$$\alpha = \frac{\pi D_p}{\lambda} , \qquad (2.5)$$

jossa α on kokoparametri. Mie-teoriaa voidaan käyttää kaikkien tapauksien laskennalliseen määrittämiseen, joissa pallomaisesta kappaleesta siroaa valoa. Lisäksi tietyille kokoparametrin alueille on johdettu erilaisia approksimaatioita, joita voidaan käyttää valonsironnan kuvaamiseen. (Seinfeld ja Pandis, 2016)

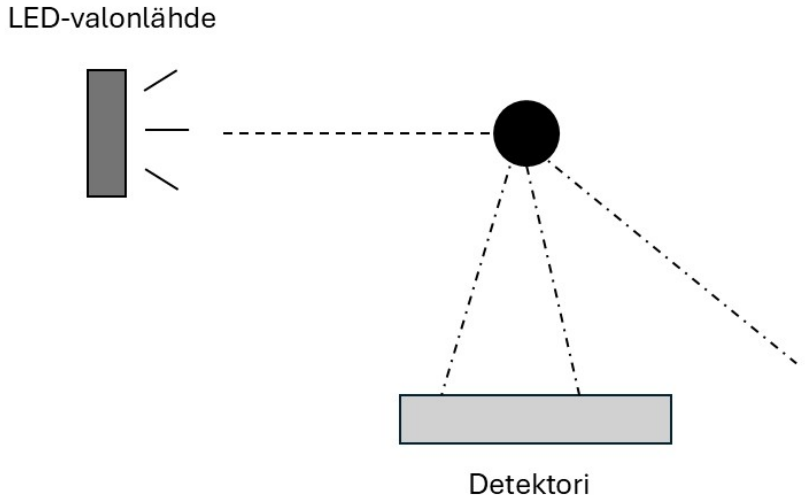
Jos hiukkasen halkaisija on huomattavasti pienempi kuin valon aallonpituus eli $\alpha \ll 1$, voidaan sirontaa kuvata Rayleigh'n sironnalla. Kun puhutaan näkyvän valon alueesta, käytännössä tämä tarkoittaa hiukkasia, joiden halkaisija on alle 0,1 mikrometriä. Sironneen säteilyn irradianssi *I* eli säteilyvoimakkuus Rayleigh'n sironnan tapauksessa noudattaa verrantoa

$$I \propto \frac{1}{\lambda^4} , \qquad (2.6)$$

eli pienet hiukkaset sirottavat valoa voimakkaammin lyhyillä aallonpituuksilla kuin pidemmillä aallonpituuksilla. (Seinfeld ja Pandis, 2016)

Mie-teoriaa käytetään usein valonsironnan määritykseen, kun hiukkasen halkaisija on samaa kokoluokkaa valon aallonpituuden kanssa eli $\alpha \cong 1$. Jos taas kokoparametri on huomattavasti suurempi kuin yksi eli $\alpha \gg 1$, niin valonsirontaa kuvaa geometrinen sironta. (Seinfeld ja Pandis, 2016) Pienhiukkaset ($PM_{2.5}$) menevät tähän kategoriaan ja optisten mittausmenetelmien valonsironta perustuukin pääosin Mie-teoriaan ja geometriseen sirontaan.

Osa tässä työssä käytettävästä pienhiukkasten massapitoisuuden datasta on kerätty Palaksen Fidas 200 -laitteella, jossa hyödynnetään optista mittausmenetelmää. Laitteessa käytetään valonlähteenä LED-valoa, jonka aallonpituus on 180 nm. Fidas 200 määrittää mitatun valonsironnan ja Mie-teorian avulla hiukkasten kokojakauman ja lukumääräpitoisuuden. Siroavaa valoa havaitaan detektoreilla 85–95 asteen kulma-alueella. Kokojakaumasta määritetään hiukkasten eri kokojen tilavuuspitoisuus olettamalla hiukkaset pallomaisiksi, jolloin yksittäisen hiukkasen tilavuus voidaan laskea sen halkaisijan avulla. Tilavuuspitoisuudesta saadaan massapitoisuus, kun oletetaan hiukkasille jokin vakiotiheys, jonka avulla jokaiselle kokoluokalle voidaan määrittää massa hiukkasten lukumäärän, hiukkastilavuuden ja tiheyden tulona. (Palas, 2026)



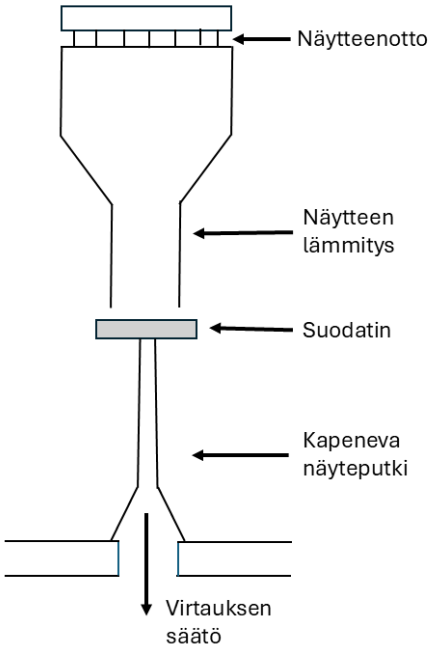
Kuva 1: *Periaatekuva Fidas-mittalaitteen valonsirontaan perustuvasta mittauksesta.*

Yleisesti optisten mittalaitteiden etu on herkkä mittaaminen. Optisten menetelmien hiukkaskokoalue on noin 70 nm – 100 µm. Pitoisuusalue puolestaan on välillä 10^3 hiukkasta/m^3 ja 10^9 hiukkasta/m^3. Optisilla mittalaitteilla suoritettavat mittaukset tuottavat reaaliaikaista dataa ja täten sopivat jatkuvaan monitorointiin. (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011)

Kun hiukkasten massapitoisuutta mitataan optisilla menetelmillä, mittauksessa käytetään paljon oletuksia, mikä on yksi menetelmän heikkouksista. Aluksi hiukkasten koostumus oletetaan, jotta niille voidaan määrittää taitekerroin, jota käytetään luokittelemaan valonsironnan perusteella hiukkasia eri kokoluokkiin. Massan mittaukseen hiukkaset oletetaan pallomaisiksi ja niiden tiheys oletetaan vakioksi. Koska todellisuudessa nämä oletukset eivät läheskään aina pidä paikkaansa, aiheuttaa tämä mittausepävarmuutta optisille menetelmille, jota voidaan pyrkiä korjaaman kalibraatioiden avulla (Rosenberg *ym.*, 2012). Tästä huolimatta tässä kappaleessa aiemmin mainitun Fidas-mittalaitteen vastaavuus standardimenetelmiin on todistettu ja sen takia sitä käytetään Euroopassa ilmanlaatumonitoroinnissa (Palas, 2026).

2.2 TEOM-teknologia

TEOM-teknologia (eng. tapered-element oscillating microbalance) perustuu fysikaalisesti massan ja värähtelyn väliseen yhteyteen. Mittalaite koostuu hiukkasten keräysalustasta, joka kiinnittyy kapenevaan näyteputkeen. Hiukkasten keräysalusta voi olla esimerkiksi suodatin, jonka läpi näytevirtaus ohjataan ja johon suodattuu halutun kokoiset hiukkaset. Näytevirtausta ohjataan virtauksensäätimellä kuten massavirtasäätimellä. Näyteputken leveä pää on kiinnitettynä alustaan ja kapeassa päässä oleva hiukkasia kerännyt suodatin laitetaan värähtelemään. Värähtelyn taajuus riippuu suodattimelle kerääntyneestä hiukkasten massasta, joiden välinen yhtälö esitellään myöhemmin tässä kappaleessa. (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011) Kuvassa 2 on periaatekuva laitteen eri osista.



Kuva 2: *TEOM-mittalaitteen periaatekuva. Kuva on tehty lähteen (Patashnick ja Rupprecht, 1991) pohjalta.*

Värähtelyn taajuuden ja massan välinen yhtälö TEOM-mittalaitteille johdetaan perinteisistä harmonisen värähtelijän yhtälöistä. Lähdetään liikkeelle yhtälöstä

$$\omega = 2\pi f = \sqrt{\frac{k}{m}}, \tag{2.7}$$

jossa *f* on värähtelijän taajuus, *k* on jousivakio ja *m* on värähtelevä massa. Jousivakio voidaan myös ilmaista muodossa $k = 4\pi^2 K_o$. (Patashnick ja Rupprecht, 1991)

TEOM-laitteiston tapauksessa kokonaismassalle *m* voidaan kirjoittaa yhtälö:

$$m = m_F + m_o + \Delta m, \tag{2.8}$$

jossa m_F on suodattimen massa, m_o on kapenevan näyteputken efektiivinen värähtelevä massa ja Δm on suodattimelle kerääntynyt massa. (Patashnick ja Rupprecht, 1991)

Jotta voidaan selvittää näyteputkeen liittyvä jousivakio K_o, laite täytyy kalibroida. Kalibrointi tapahtuu asettamalla tunnettu massa Δm_{kal} suodattimelle, jolloin taajuuksien f_1 ja f_2 avulla voidaan selvittää K_o. Suure f_1 on systeemin taajuus ilman kalibrointimassaa Δm_{kal} ja f_2 on taajuus kalibrointimassan kanssa (Patashnick ja Rupprecht, 1991):

$$f_1^2 = \frac{K_o}{m_F + m_o} \tag{2.9}$$

$$f_2^2 = \frac{K_o}{m_F + m_o + \Delta m_{kal}}. \tag{2.10}$$

Näistä yhtälöistä saadaan lauseke jousivakiolle:

$$K_o = \frac{\Delta m_{kal}}{\frac{1}{f_2^2} - \frac{1}{f_1^2}}. \tag{2.11}$$

Kun kyseisen laitteen jousivakio K_o on selvillä, yhtälöstä ratkaistava suure on tuntematon massa Δm eli massa, joka kerääntyy mittauksen aikana suodattimelle. Tällöin yhtälö ratkaistaan muotoon

$$\Delta m = K_o\left(\frac{1}{f_2^2} - \frac{1}{f_1^2}\right), \tag{2.12}$$

jossa f_2 on systeemin värähtely massan keräyksen jälkeen ja f_1 on systeemin värähtely ennen massan keräystä (Patashnick ja Rupprecht, 1991; Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011).

Yksi TEOM-mittalaitteiden etu on se, että mittausmenetelmä mahdollistaa massan suoran mittaamisen, sillä värähtelyn taajuus on suoraan fysikaalisesti riippuvainen massasta. Tämä poistaa massan määrittämiseen liittyviä epävarmuuksia, joita esimerkiksi optisessa menetelmässä havaittiin, jossa hiukkasen ei-tunnetut ominaisuudet voivat aiheuttaa mittausepävarmuutta. Lisäksi mittalaitteissa taajuutta voidaan mitata jatkuvasti tarjoten reaaliaikaista automaattista dataa, toisin kuin joissain gravimetrisissä menetelmissä, joissa suodattimelle kerääntynyt hiukkasaines pitää punnita erikseen laboratoriossa. (Patashnick ja Rupprecht, 1991; ThermoFisher Scientific, 2026)

Alkuperäisten TEOM-mittalaitteiden haittapuoli oli se, että näytevirtaus täytyi lämmittää noin 50 celsiusasteeseen, jotta kosteuden tiivistyminen saatiin estettyä. Tämän takia yhdeksi mittausepävarmuudeksi muodostui puolihaihtuvien yhdisteiden poistuminen suodattimelle kerääntyvistä hiukkaista, jolloin myös hiukkasmassa muuttui verrattuna ilmakehän hiukkasten massaan. Tätä ongelmaa on sittemmin pyritty ratkaisemaan erilaisilla kehitysideoilla, kuten lämpötilan laskemisella ja näytevirran kuivaamisella. (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011)

TEOM-teknologiaan perustuvia mittalaitteita valmistaa nykyään ainoastaan ThermoFisher Scientific (Kulkarni, Baron ja Willeke, 2011; ThermoFisher Scientific, 2026). TEOM mittalaitteiden vastaavuutta viralliseen standardimenetelmään, eli gravimetriseen menetelmään on tutkittu aiemmin. TEOM:in on tutkittu aliarvioivan hieman hiukkasmassapitoisuutta verrattuna standardimenetelmään ja massaeron on todettu vastaavan puolihaihtuvien hiukkasten osuutta, jotka mittalaite hävittää mittauksen aikana (Allen *ym.*, 1997; Chung *ym.*, 2001). Kuitenkin TEOM-laitteita käytetään ilmanlaadun monitoroinnissa Suomessa ja muualla Euroopassa, sillä sen vastaavuus EU:n viralliseen mittausmenetelmään eli gravimetrisiin menetelmiin on tutkittu olevan tarpeeksi hyvä (ThermoFisher Scientific, 2026).

3. EUROOPAN UNIONIN ILMANLAATUDIREKTIIVI 2024

Koska ilmansaasteiden on jo pitkään todettu olevan haitallista ihmisten terveydelle, Euroopan Unioni on säännellyt ilmanlaatua ja tehnyt siihen liittyviä linjauksia jo 1980-luvulta lähtien. Vaikka parannuksia ilmanlaadun suhteen on jo tapahtunut, vielä on paljon parannettavaa, sillä EU-maissa tapahtuu edelleen ylityksiä Maailman terveysjärjestön asettamiin ohjearvoihin. Tämän vuoksi Euroopan Unioni uudisti jälleen kerran ilmanlaatusäätelyään ja vuonna 2024 hyväksyi uuden ilmanlaatudirektiivin (EU) 2024/2881. (Euroopan komissio, 2026)

Ennen vuoden 2024 ilmanlaatudirektiiviä ilmanlaatusääntelyyn vaikutti aiemmat direktiivit (EU) 2008/50/EY ja 2004/107/EY. Näihin direktiiveihin verrattuna uudessa direktiivissä kiristettiin ilmansaasteiden vuosikeskiarvojen raja-arvoja entisestään, sekä lisättiin vuorokausikeskiarvoille raja-arvot. Lisäksi otettiin käyttöön varoitus- ja tiedotuskynnykset, joiden ylittyessä ihmisille täytyy tiedottaa ja toimia ohjeistuksen mukaisesti. Vanhat ja uudet raja-arvot ovat nähtävissä taulukossa 1. Tiukemmat raja-arvot koettiin tarpeelliseksi, sillä Maailman terveysjärjestö julkaisi vuonna 2021 uudet ilmanlaadun ohjearvot, johon verrattuna vanhat EU:n raja-arvot olivat todella löyhiä.

Taulukko 1. Vanhat ja uudet EU-ilmanlaatudirektiivin mukaiset raja-arvot $PM_{2.5}$:lle.

Raja-arvon luokka	Vanha (2008)	Uusi (2024)
Vuosikeskiarvo	25 µg/m^3	10 µg/m^3
Vuorokausikeskiarvo	-	25 µg/m^3
Varoituskynnys (1 vrk)	-	50 µg/m^3
Tiedotuskynnys (1 vrk)	-	50 µg/m^3

Maailman terveysjärjestön ilmanlaadun ohjearvot ovat terveyteen ja terveysriskeihin perustuvia ohjearvoja, jotka ovat kansainvälisen asiantuntijaryhmän laatimia. Ohjearvot eivät laillisesti sido noudattamaan niitä, vaan niiden tarkoitus on toimia päätöksenteon pohjana. Ohjearvojen ylityksien on arvioitu aiheuttavan merkittäviä riskejä ihmisten terveydelle. Uusimmat ilmanlaadun ohjearvot julkaistiin vuonna 2021, milloin päivitettiin edellisiä vuoden 2005 ohjearvoja. Päivitetyt ja nykyään voimassa olevat ohjearvot $PM_{2.5}$

pitoisuuksille ovat EU-direktiivin raja-arvoja tiukemmat. Pienhiukkasille vuosikeskiarvon ohjearvo on 5 µg/m^3 ja vuorokausikeskiarvon ohjearvo on 15 µg/m^3.

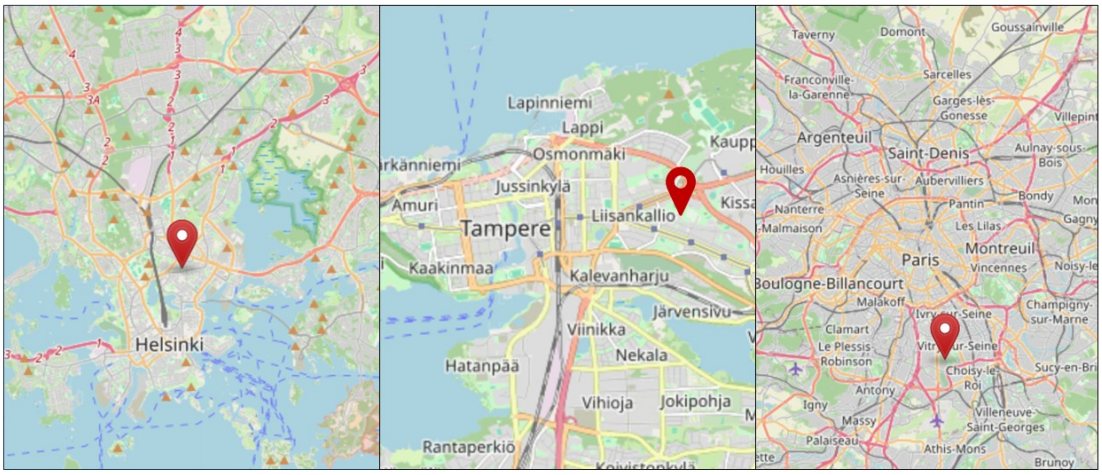
Vuoden 2024 ilmanlaatudirektiivissä mainittiin ilmanlaadun raja-arvojen lisäksi Euroopan komission vuonna 2021 julkaistu tiedonanto ”Terve maapallo kaikille – EU:n toimintasuunnitelma: Kohti ilman, veden ja maaperän saasteettomuutta”. Tässä tiedonannossa esitettiin EU:n saasteettomuustavoitteet vuodelle 2030, johon mennessä EU:n olisi tarkoitus vähentää ilmansaasteista johtuvia ennenaikaisia kuolemia 55 prosenttia sekä niiden ekosysteemien osuutta, joissa ilmansaasteet uhkaavat pilata monimuotoisuutta, 25 prosenttia. Lisäksi tiedonannossa julkaistiin saasteettomuusvisio vuodelle 2050, jonka tavoitteeksi kerrottiin ilman, veden ja maaperän pilaantumisen vähentäminen siten, että se ei ole enää haitaksi ihmisten terveydelle tai luonnon ekosysteemeille.

Jotta näiden uusien tavoitteiden seuranta olisi järjestelmällisempää, lisättiin uuteen direktiiviin myös maininta supermittausasemista. Supermittausasemalla tarkoitetaan kaupungin tai maaseudun tausta-alueella sijaitsevaa mittausasemaa, jossa kerätään pitkäaikaista ilmanlaatudataa. Supermittausasemien määrä jokaista maata kohti on säädetty direktiivissä. Suomea koskee säännöt, joissa mainitaan, että alle 10 miljoonan asukkaan valtion tulee perustaa yksi kaupunkitausta-asema ja että yli 100 000 km^2 pinta-alaltaan olevien valtioiden täytyy perustaa maaseututausta-asema jokaista 100 000 km^2 kohti. Myös mitattavat suureet ovat erikseen määritelty direktiivissä.

4. PIENHIUKKASTEN PITOISUUS EUROOPPALAISISSA KAUPUNGISSA

4.1 Ilmanlaatuasemat ja data

$PM_{2.5}$ pitoisuuksien analysoimiseksi Euroopassa, valittiin kolme ilmanlaadun mittausasemaa eri eurooppalaisista kaupungeista. Kohteina käytetään kaupunkitausta-asemia, sillä ne kuvastavat hyvin kaupunkien yleistä ilmanlaatua, jolle ihmiset altistuvat päivittäin. Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta 79/2017 määrittelee kaupunkitausta-aseman siten, että mittausalue edustaa laajasti ympäröivää ilmanlaatua eikä yksittäinen päästölähde hallitse pitoisuuksia (Ympäristöministeriö, 2017). Kaupungeiksi valikoitui Tampere, Helsinki ja Pariisi. Tampere on Euroopan viidenneksi puhtain kaupunki kaikista monitoroiduista kaupungeista (European Environment Agency, 2025), mikä tekee siitä mielenkiintoisen tarkastelukohteen. Helsinki on hyvä vertailukohde Tampereelle Suomen sisällä, sillä pääkaupunkina se on Suomen suurin kaupunki. Lisäksi vertailuun haluttiin lisätä yksi Keski-Euroopan kaupunki, jotta voidaan tehdä tarkastelua Euroopan sisäisistä pitoisuuseroista. Jotta myös pitkäaikaisia trendejä voitaisiin analysoida, $PM_{2.5}$ pitoisuuksien data on peräisin vuosilta 2013–2024. Tässä kappaleessa jokainen mittausasema esitellään ja kerrotaan, millaisesta ympäristöstä ilmanlaatudata on peräisin.



Kuva 3: Mittausasemien sijainnit Helsingissä, Tampereella ja Pariisissa. Kartta-aineiston tekijänoikeudet kuuluvat OpenStreetMap:ille, ja aineisto on saatavilla osoitteesta openstreetmap.org. Mittausasemien sijainnit on editoitu kartalle.

Helsingin ilmanlaadun mittausasemaksi valittiin Kallion mittausasema, joka sijaitsee Kallion kaupunkialueella urheilukentän vieressä. Kyseinen mittausasema valittiin, sillä se on kaupunkitausta-asema ja $PM_{2.5}$ dataa oli saatavilla halutulla aikavälillä (2013–

2024). Mittausasema sijaitsee kaukana tyypillisistä päästölähteistä, kuten valtateistä, mutta lähin vilkas tie eli Helsingintie sijaitsee 70 metrin päässä (Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut, 2026). Ilmanlaatudata on Helsingin Seudun Ympäristöpalveluiden (HSY) hallinnoimaa ja mittaamaa, ja se ladattiin tätä työtä varten Ilmatieteenlaitoksen Havaintojen lataus -palvelusta (Ilmatieteenlaitos, 2026). Pienhiukkasia on mitattu asemalla käyttäen TEOM-teknologiaa.

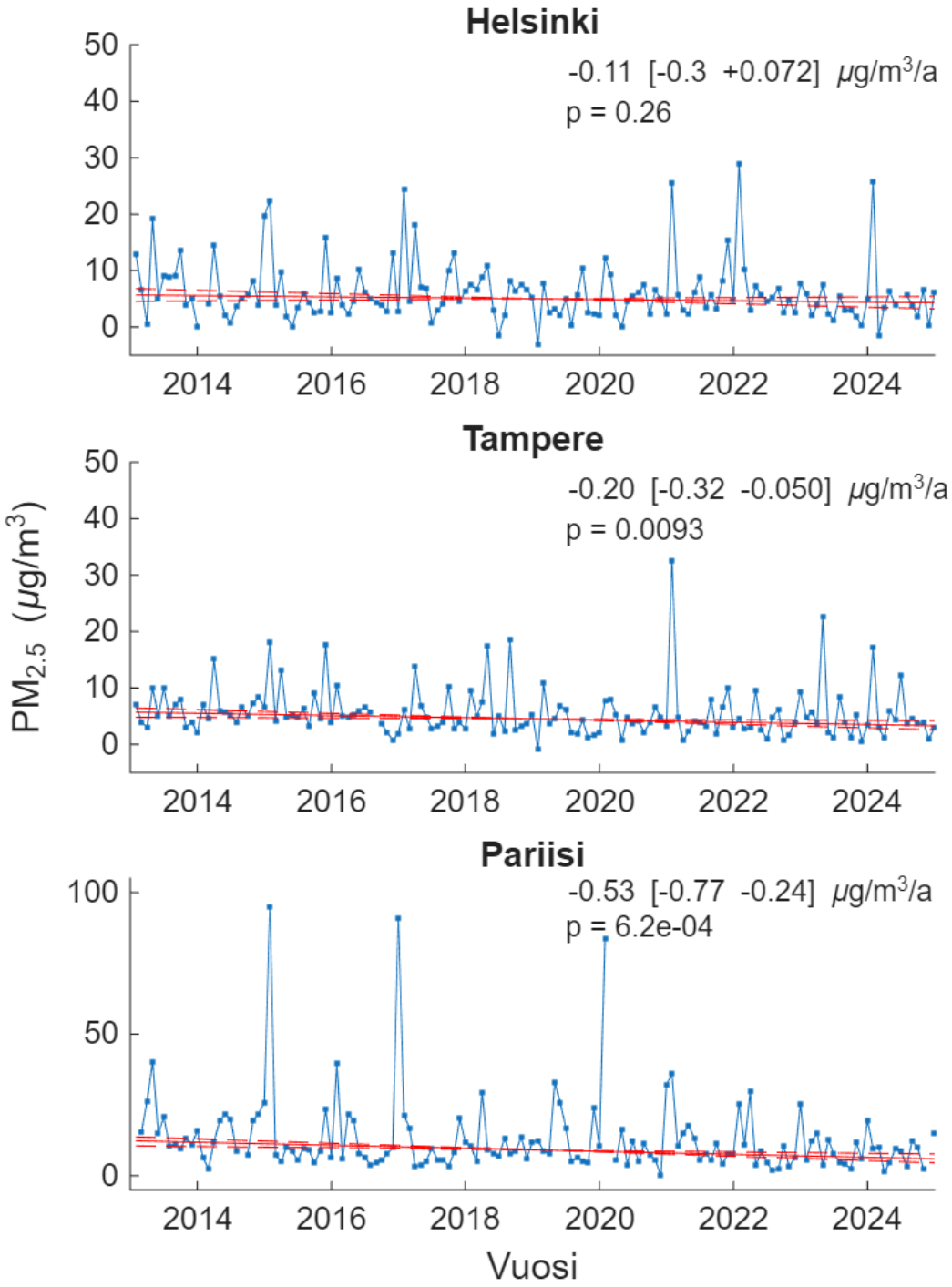
Tampereen mittausasema sijaitsee Kalevan kaupunginosassa. Ympäristössä on puisto- ja asuinalueita, sekä maauimala. Lähin vilkas tie ja raitiovaunulinja kulkee noin 270 metrin päässä mittausasemasta. Mittausasema on Tampereen kaupungin ympäristösuojelun hallinnoima. Pienhiukkasia on mitattu asemalla sekä optisella menetelmällä Fidas 200 -mittalaitteella, että TEOM-teknologialla. Ilmanlaatudata ladattiin Helsingin datan tavoin Ilmatieteenlaitoksen Havaintojen lataus -palvelusta (Ilmatieteenlaitos, 2026).

Pariisin mittausdata on asemalta, joka sijaitsee Vitry-Sur-Seinen esikaupunkialueella Pariisin ydinkeskustan ulkopuolella. Aseman ympäristö on enimmäkseen asuinalueita, eikä sen lähettyvillä ole vahvasti liikennöityjä teitä. Mittausasemaa hallinnoi Airparif, ja se on ladattu EEA:n ilmanlaatudatan tietokannasta (European Environment Agency, 2026). Pienhiukkasten mittaamiseen on käytetty asemalla TEOM-teknologiaa.

4.2 Pitkäaikaisten trendien vertailu

Tässä osiossa vertaillaan pitkäaikaisia pienhiukkasten massapitoisuuden trendejä kaupunkien välillä. Alun perin data oli kaikilta asemilta tuntikeskiarvoina, mutta trendianalyysia varten data muunnettiin kuukausikeskiarvoiksi. Trendianalyysin suorittamiseen käytettiin kausittaista Kendall kulmakertoimen arviointimenetelmää (engl. Seasonal Kendall Slope Estimator), joka on kausivaihtelun huomioiva versio Theil-Sen -metodista (Theil, 1950; Sen, 1968; Hirsch, Slack ja Smith, 1982; Gilbert, 1987). Kendall-menetelmässä kaikkien saman kuukauden datapisteparien välille muodostetaan kulmakerroin, minkä jälkeen koko aikasarjalle arvioidaan kulmakerroin ottamalla kaikista kuukausikohtaisista kulmakertoimista mediaani. Merkitsevyyden arvioimiseen käytettiin kausittaista Mann-Kendall merkitsevyystestiä (Mann, 1945; Kendall, 1975; Hirsch ja Slack, 1984). Mann-Kendall testi määrittää, onko datassa tilastollisesti merkittävää ($p < 0.05$) trendiä siten, että se vertaa esimerkiksi jokaista tammikuun datapistettä keskenään antaen lopputulokseksi trendin p-arvon, jotta nähdään, onko trendi ollut laskeva tai nouseva riippumatta kausivaihteluista.

Trendianalyysin tulokset ovat nähtävissä kaikille asemille kuvassa 4. Kolmesta asemasta kahden $PM_{2.5}$ trendi oli tilastollisesti merkittävä: Tampereen ja Pariisin. Puolestaan Helsingissä tilastollisesti merkittävää trendiä ei ollut havaittavissa (p = 0,26).



Kuva 4: *$PM_{2.5}$ pitoisuuksien trendit Tampereella, Helsingissä ja Pariisissa. Sininen viiva osoittaa kuukausikeskiarvot, punainen yhtenäinen viiva trendin ja punainen katkoviiva 95 % luottamusvälin. Huomionarvoista on, että Pariisin kuvaajan y-akseli on kaksinkertainen verrattuna Tampereen ja Helsingin kuvaajiin. Kuvaajien päälle lisätyssä*

tekstissä kerrotaan vuosittainen muutos ja hakasulkeissa 95 % luottamusvälin sisällä oleva muutosväli. Lisäksi trendin p-arvo on merkittynä kuvaan.

Tampereella $PM_{2.5}$ pitoisuudet laskivat vuosittain 0,20 µg/m^3. Prosentteina ilmaistuna pitoisuuden lasku oli vuosittain 3,48 %. Samaa on havaittu muillakin ilmanlaadun mittausasemilla Tampereella. Keväällä 2026 julkaistussa tutkimuksessa havaittiin laskevia trendejä niin Tampereen kaupungin liikennemittausasemilla kuin esikaupunkialueen liikennemittausasemilla välillä 3.70%-4.41% vuodessa (Blankenstein *ym.*, 2026). Ilmanlaatu on siis parantunut liikenteen lähettyvillä olevien mittausasemien lisäksi myös kaupunki-tausta-asemalla, mikä voi kertoa siitä, että ajoneuvokannan uudistuminen ei täysin riitä selittämään $PM_{2.5}$ pitoisuuksien laskua.

Huomionarvoinen havainto oli, että Tampereen $PM_{2.5}$ pitoisuuksien laskusta huolimatta tilastollisesti merkittävää laskevaa trendiä ei havaittu Helsingissä. Aiemmassa tutkimuksessa kuitenkin on havaittu tilastollisesti merkittävä lasku $PM_{2.5}$:ssä samalla Kallion mittausasemalla vuosina 2012-2018 käyttäen trendin määrittämiseen Sen -menetelmää (Luoma *ym.*, 2021). Trendianalyysin menetelmä on erilainen, mikä vaikuttaa laskettuun trendiin. Lisäksi tässä tutkielmassa käytetty datasarja on pidemmältä aikaväliltä (vuodet 2013–2024), mikä voi selittää erot pitkäaikaisissa trendeissä.

Pariisin mittausasemalla $PM_{2.5}$ pitoisuuksien lasku oli absoluuttiarvoltaan suurempaa kuin Tampereella, sillä laskua tapahtui 0,53 µg/m^3 vuodessa. Suurempi vuosittainen absoluuttiarvon lasku selittyy varmasti osittain sillä, että Pariisin pitoisuudet ovat huomattavasti korkeampia kuin Tampereella (ks. myös Taulukko 2). Prosentuaalinen vuosittainen lasku Pariisissa on taas 4,31 %, joka on lähellä Tampereen vuosittaista laskua. Pariisin osalta tulokset ovat linjassa myös paikallisten tutkimusten kanssa. (Renard ja Surcin, 2025) raportoivat Pariisin tutkimusasemilla $PM_{2.5}$ pitoisuuden vuosittaisen laskun olevan 4,8–5,1 % ja laajemmalla Pariisin alueella mukaan lukien sitä ympäröivät alueet vuosittaiseksi laskuksi havaittiin 3,5 % vuosien 2013–2024 aikana.

Pariisin ja Tampereen tulokset ovat myös yhdenmukaisia aiemman tutkimuksen kanssa, jossa $PM_{2.5}$ pitoisuuksien on huomattu laskevan pitkällä aikavälillä Euroopassa. Esimerkiksi Chen *ym.* (2024) havaitsivat vuosikeskiarvolta 1,72 % vähenevän trendin $PM_{2.5}$:lle 35 eurooppalaisessa maassa, ja (Aas *ym.*, 2024) havaitsivat maaseutualueilla vuosittaisen 2,4-2,5 % laskun koko Euroopan alueella. Tässä tutkimuksessa havaitut trendit ovat prosentuaalisina laskuina hieman suurempia, mutta kuitenkin samaa kokoluokkaa aiemman tutkimuskirjallisuuden kanssa. Euroopan laajuinen $PM_{2.5}$ pitoisuuksien väheneminen huomataan myös terveysvaikutuksissa, sillä Euroopan

ympäristökeskuksen mukaan pienhiukkaspäästöistä johtuvien ennenaikaisten kuolemien määrää EU-27 -maissa on saatu vähennettyä 45 % vuosien 2005 ja 2020 välillä (European Environment Agency, 2022).

Helsingin osalta tilastollisesti merkittävän trendin puuttuminen poikkeaa jonkin verran aiemmista tutkimuksista, joissa on havaittu kaupungin $PM_{2.5}$ pitoisuuksien laskeneen pitkällä aikavälillä. Sillanpää *ym.* (2022) havaitsivat vuosina 1999–2019 $PM_{2.5}$ pitoisuuksien laskeneen Kallion mittausasemalla vuosittain 2,4 % ja laskevaa trendiä raportoitiin myös muilla Helsingin mittausasemilla. Tähän työhön verrattuna käytössä oli kuitenkin eri trendianalyysimenetelmä ja eri aikajakso, joka erityisesti voi vaikuttaa alhaisen pitoisuuksien alueella trendin tilastolliseen merkittävyyteen, kun vuositason vaihtelu vaikuttaa trendiin enemmän kuin suurien pitoisuuksien alueella.

4.3 EU-direktiivin raja-arvoihin vertailu

Tässä kappaleessa vertaillaan Tampereen, Helsingin ja Pariisin $PM_{2.5}$ pitoisuuksia EU:n ilmanlaatudirektiivin raja-arvoihin. Raja-arvot on asetettu vuosikeskiarvolle, joka ei saa ylittää 10 µg/m^3, sekä 24 tunnin keskiarvolle, joka ei saa ylittää 25 µg/m^3 enempää kuin 18 kertaa vuodessa.

Taulukossa 2 on kaikkien mittausasemien vuosikeskiarvot ja tummennetulla fontilla on merkitty raja-arvojen ylitykset. Tarkastelussa tulee ottaa huomioon, että direktiivi ei ole lain puolesta velvoittava vielä, vaan vasta vuonna 2026. On kuitenkin mielenkiintoista tutkia, miten eri kaupunkien ilmanlaatu toteuttaa jo etukäteen ohjearvoja. Kuten taulukosta 2 on nähtävissä, 10 µg/m^3 raja-arvo ei ylity lainkaan vuosina 2013–2024 Tampereella eikä Helsingissä. Koska kyseessä on yhdet Suomen suurimmista kaupungeista, voidaan arvioida, että sama pätee todennäköisesti suurelle osalle Suomen kaupungeista. Pariisin asemalla taas raja-arvo ylittyy kaikkina muina vuosina paitsi 2020, 2023 ja 2024. Kuitenkin viimeisen viiden vuoden aikana (2019–2024) pitoisuudet ovat olleet alle yhden yksikön päässä tavoitellusta arvosta eli hyvinkin lähellä.

Taulukko 2. Pienhiukkasten massapitoisuuden vuosikeskiarvot mittausasemilla (µg/m3).

Vuosi	Tampere	Helsinki	Pariisi
2013	6,6	6,9	**17,3**
2014	7,5	8,0	**12,6**
2015	5,9	5,4	**13,0**
2016	4,7	5,9	**13,1**
2017	3,9	5,0	**11,8**
2018	5,5	6,6	**13,3**
2019	3,9	5,5	**10,8**
2020	3,8	5,0	9,9
2021	4,5	5,8	**10,6**
2022	4,0	5,1	**10,5**
2023	4,1	4,9	9,3
2024	4,2	5,2	8,5

Taulukossa 3 on näkyvillä vuosittainen lukumäärä 24:n tunnin keskiarvojen raja-arvojen ylityksistä ja tummennetulla fontilla on merkitty direktiivin sallitun määrän ylitykset (yli 18 kpl). Taulukosta nähdään, että Tampereella ja Helsingissä vuorokausikeskiarvoissa ylityksiä ei tapahdu pääosin ollenkaan lukuun ottamatta vuosia 2013, 2014 ja 2018, jolloin molemmilla asemilla on havaittavissa 1–3 ylitystä. On mahdollista, että ylityksissä on ollut kyse kaukokulkeumajaksosta, jossa ilmaa kulkeutuu esimerkiksi Manner-Euroopasta Suomeen ja aiheuttaa pitoisuuksien nousua (Niemi *ym.*, 2009). Yleisesti vähäinen raja-arvojen ylitysten määrä voi johtua myös siitä, että tässä työssä tarkastellaan kaupunkitausta-asemia ja tilanne voisi olla erilainen, jos tarkasteltaisiin esimerkiksi liikenneasemia.

Taulukko 3. $PM_{2.5}$ 24-tunnin EU-direktiivin raja-arvojen ylitykset vuosittain (kpl).

Vuosi	Pariisi	Tampere	Helsinki
2013	**67**	1	1
2014	**27**	1	3
2015	**37**	0	0
2016	**37**	0	0
2017	**28**	0	0
2018	**32**	1	1
2019	**23**	0	0
2020	13	0	0
2021	16	0	0
2022	**29**	0	0
2023	13	0	0
2024	5	0	0

Pariisissa puolestaan on useita vuosia, jolloin ylityksiä on enemmän kuin 18. Vuosina 2020–2021 sekä 2023–2024 on ylityksiä ollut vain 5–16 per vuosi pysyen alle direktiivin ohjeiden. Jäljelle jäävinä vuosina ylityksiä on tapahtunut keskimäärin 35 vuodessa (tarkemmat luvut ks. Taulukko 3). Kuten vuosiraja-arvojenkin tapauksessa, vuorokausiraja-arvoissa viimeiset kaksi vuotta toteuttavat EU-direktiivin uusia ohjeita Pariisissa. Toisaalta ylityksiä vuorokausikeskiarvoissakin on tapahtunut todella paljon lähivuosina eli Pariisissa ilmanlaatua tulee varmasti seurata tarkasti, jotta se myös jatkossa pysyy alle direktiivin raja-arvojen. Tätä laskevaa $PM_{2.5}$ pitoisuuden trendiä tulevaisuudessakin tukee kappaleen 4.2 havainto, jossa Pariisista löydettiin tilastollisesti merkittävä laskeva trendi. Huomionarvoista on, ettei tällä voi vielä täysin ennustaa, mitä jatkossa tapahtuu.

Uuden EU-direktiivin raja-arvojen ylittymistä on tutkittu jo muualla Euroopassa. Eräässä tutkimuksessa tarkastellaan hiukkasten massapitoisuuden vaikutusta kaupunki-ilmanlaatuun Zabrzessa, Etelä-Puolassa uuden ilmanlaatudirektiivin kontekstissa (Błaszczak, Słaby ja Rogula-Kopiec, 2025). Tutkimuksessa selvisi, että kaupunkitausta-asemalla noin 30 % $PM_{2.5}$ pitoisuuksista ylittivät direktiivin raja-arvot välillä 06/2022–05/2025. Kun tätä peilataan tämän työn tuloksiin, niin huomataan, ettei raja-arvojen

alittaminen ole kaikkialla Euroopassa aivan itsestäänselvyys edes kaupunkien tausta-asemilla.

5. YHTEENVETO

Tässä työssä tarkasteltiin kahta pienhiukkasten massapitoisuuden mittaamiseen käytössä olevaa mittausmenetelmää. Optisten ja TEOM mittalaitteiden etu on jatkuva, reaaliaikainen hiukkasmittaus. Molemmilla menetelmillä on myös omat heikkoutensa. Optisilla menetelmillä massapitoisuuden mittaamiseksi täytyy tehdä oletuksia hiukkasen tiheydestä ja muodosta, joka lisää virhemarginaalia mittaustuloksiin. TEOM mittalaitteilla puolestaan on ominaisuus hävittää puolihaihtuvia yhdisteitä suodattimelta, jolloin keräysalustalta mitattu massa on hieman aliarvioitu. Tässä työssä käytettyyn dataan oli kuitenkin käytetty sellaisia mittalaitteita (Fidas 200 ja TEOM), jotka molemmat ovat läpäisseet EU:n referenssimittaukset ja joita voidaan käyttää ilmanlaatumonitoroinnissa. Heikkouksista huolimatta voidaan siis todeta, että laitteet ovat käyttökelpoisia ja vertailtavissa niin toisiinsa kuin gravimetrisiin standardimenetelmiin.

Lisäksi työssä esiteltiin uutta Euroopan Unionin ilmanlaatudirektiiviä 2024/2881 ja vertailtiin sen uusia $PM_{2.5}$ raja-arvoja ilmanlaatudataan kolmesta eurooppalaisesta kaupungista. Työn tavoitteena oli selvittää, miten $PM_{2.5}$ pitoisuudet Tampereella, Helsingissä ja Pariisissa toteuttavat annettuja raja-arvoja, jotka muuttuvat lain mukaan velvoittavaksi kaikissa EU-maissa tänä vuonna 2026. Lisäksi tutkittiin kaupunkien taustaasemien pitkäaikaisia trendejä vuosilta 2013–2024.

Tulokset osoittivat, että Helsingissä ja Tampereella on jo valmiiksi alhaiset pitoisuudet, kun verrataan uusiin ilmanlaatudirektiivin raja-arvoihin. Sekä vuosikeskiarvot että vuorokausikeskiarvot alittivat direktiivin raja-arvot. Tämä osoittaa sen, että puhtaammissa ympäristöissä uudet raja-arvot eivät välttämättä aiheuta tarvetta uusille toimenpiteille, vaan nykyiset toimet ovat riittäviä. Myös Tampereella havaittu laskeva trendi indikoi sitä, että jo tehdyillä toimilla on ollut haluttu vaikutus.

Sen sijaan Pariisin datassa havaittiin mittausaikavälillä ylityksiä direktiivin raja-arvoihin, vaikkakin kahtena viimeisenä vuonna ylityksiä ei tapahtunut. Pariisin pienhiukkasten massapitoisuus alittaa kahden viimeisen vuoden perusteella raja-arvot, mutta pitoisuudet eivät vielä kuitenkaan ole merkittävästi niiden alapuolella. Toisaalta pitkäaikainen trendi oli laskeva Pariisissa, joten nykyisten ilmanlaatutoimien voidaan todeta toimivan, mutta niitä on tarpeen jatkaa myös tulevaisuudessa, jotta ilmanlaatu jatkaa paranemista.

Kaiken kaikkiaan voidaan todeta, että tässä työssä tutkittujen mittausasemien ilmanlaatu enimmäkseen toteuttaa uuden ilmanlaatudirektiivin ohjeita nykytilanteessa. Työhön

valikoitiin kuitenkin kaupunkien tausta-asemia ja tilanne voisi olla hyvin erilainen, jos data olisikin peräisin esimerkiksi liikenneasemilta, joissa pitoisuudet ovat lähtökohtaisesti korkeampia. Lisäksi EU-direktiivin raja-arvot ovat vielä kaukana Maailman terveysjärjestön ohjearvoista, joten jatkuvia toimia tarvitaan joka puolella Eurooppaa, jotta voidaan saavuttaa ihmisille terveellinen ympäristö ja ilmanlaatu.

6. LÄHTEET

Aas, W. *ym.* (2024) ”Trends in Air Pollution in Europe, 2000–2019”, *Aerosol and Air Quality Research*, 24(4), s. 230237. Saatavissa: https://doi.org/10.4209/aaqr.230237.

Adães, J. ja Pires, J.C.M. (2019) ”Analysis and Modelling of PM2.5 Temporal and Spatial Behaviors in European Cities”, *Sustainability*, 11(21), s. 6019. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/su11216019.

Allen, G. *ym.* (1997) ”Evaluation of the TEOM® Method for Measurement of Ambient Particulate Mass in Urban Areas”, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 47(6), s. 682–689. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/10473289.1997.10463923.

Blankenstein, V. *ym.* (2026) ”Towards Zero-Pollution Urban Environments: Long-Term Air Quality Trends in a Low-Pollution, Northern City”, *Aerosol and Air Quality Research*, 26(5), s. 42. Saatavissa: https://doi.org/10.1007/s44408-026-00115-4.

Błaszczak, B., Słaby, K. ja Rogula-Kopiec, P. (2025) ”The role of fine and submicron aerosol particles in urban air pollution in the context of meeting new air quality standards”, *Scientific Reports*, 16(1), s. 915. Saatavissa: https://doi.org/10.1038/s41598-025-30407-5.

Bohren, C.F. (2004) *Absorption and scattering of light by small particles*. Weinheim, [Germany: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA.

Chen, Z.-Y. *ym.* (2024) ”Population exposure to multiple air pollutants and its compound episodes in Europe”, *Nature Communications*, 15(1), s. 2094. Saatavissa: https://doi.org/10.1038/s41467-024-46103-3.

Chung, A. *ym.* (2001) ”Comparison of Real-Time Instruments Used To Monitor Airborne Particulate Matter”, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 51(1), s. 109–120. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/10473289.2001.10464254.

Costa, L.G. *ym.* (2020) ”Effects of air pollution on the nervous system and its possible role in neurodevelopmental and neurodegenerative disorders”, *Pharmacology & Therapeutics*, 210, s. 107523. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.pharmthera.2020.107523.

Euroopan komissio (2026) *Air Quality - Environment*. Saatavissa: https://environment.ec.europa.eu/topics/air/air-quality_en (Viitattu: 9. heinäkuuta 2026).

Euroopan parlamentti ja neuvosto (2008) *EUR-Lex - L:2008:152:TOC - EN - EUR-Lex*. Saatavissa: https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=oj:JOL_2008_152_R_TOC (Viitattu: 4. heinäkuuta 2026).

Euroopan parlamentti ja neuvosto (2024) *Directive (EU) 2024/2881 of the European Parliament and of the Council of 23 October 2024 on ambient air quality and cleaner air for Europe (recast)*. Saatavissa: http://data.europa.eu/eli/dir/2024/2881/oj (Viitattu: 4. heinäkuuta 2026).

European Environment Agency (2022) *Air quality in Europe 2022*. Saatavissa: https://www.eea.europa.eu/en/analysis/publications/air-quality-in-europe-2022 (Viitattu: 7. heinäkuuta 2026).

European Environment Agency (2025) *European city air quality ranking*. Saatavissa: https://www.eea.europa.eu/en/topics/in-depth/air-pollution/european-city-air-quality-viewer (Viitattu: 4. heinäkuuta 2026).

European Environment Agency (2026) *Download Service*. Saatavissa: https://eeadmz1-downloads-webapp.azurewebsites.net/ (Viitattu: 6. heinäkuuta 2026).

Gilbert, R.O. (1987) *Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring*. New York: Van Nostrand Reinhold, s. 227.

Helsingin Seudun Ympäristöpalvelut (2026) *Ilmanlaadun mittausasemat vuonna 2026 - HSY*. Saatavissa: https://julkaisu.hsy.fi/ilmanlaadun-mittausasemat-vuonna-2026/3.html (Viitattu: 1. heinäkuuta 2026).

Hinds, W.C. (1999) *Aerosol technology: properties, behavior, and measurement of airborne particles*. Second edition. New York: John Wiley & Sons, Inc.

Hirsch, R.M. ja Slack, J.R. (1984) *A Nonparametric Trend Test for Seasonal Data With Serial Dependence - Hirsch - 1984 - Water Resources Research - Wiley Online Library*. Saatavissa: https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/WR020i006p00727 (Viitattu: 3. elokuuta 2026).

Hirsch, R.M., Slack, J.R. ja Smith, R.A. (1982) ”Techniques of trend analysis for monthly water quality data”. Saatavissa: https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/WR018i001p00107 (Viitattu: 6. heinäkuuta 2026).

Ilmatieteenlaitos (2026) *Havaintojen lataus*, *Ilmatieteen laitos*. Saatavissa: https://www.ilmatieteenlaitos.fi/havaintojen-lataus (Viitattu: 6. heinäkuuta 2026).

Jung, C.-R., Lin, Y.-T. ja Hwang, B.-F. (2015) ”Ozone, particulate matter, and newly diagnosed Alzheimer’s disease: a population-based cohort study in Taiwan”, *Journal of Alzheimer’s disease: JAD*, 44(2), s. 573–584. Saatavissa: https://doi.org/10.3233/JAD-140855.

Kendall, M. (1975) ”Rank correlation methods”, *Rank correlation methods*, 4.

Kim, H. *ym.* (2020) ”Air Pollution and Central Nervous System Disease: A Review of the Impact of Fine Particulate Matter on Neurological Disorders”, *Frontiers in Public Health*, 8. Saatavissa: https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.575330.

Kulkarni, P., Baron, P.A. ja Willeke, K. (2011) *Aerosol Measurement: Principles, Techniques, and Applications*. Newark, UNITED STATES: John Wiley & Sons, Incorporated. Saatavissa: http://ebookcentral.proquest.com/lib/tampere/detail.action?docID=693191 (Viitattu: 2. heinäkuuta 2026).

Luoma, K. *ym.* (2021) ”Spatiotemporal variation and trends in equivalent black carbon in the Helsinki metropolitan area in Finland”, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 21(2), s. 1173–1189. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/acp-21-1173-2021.

Maailman terveysjärjestö (2021) *WHO global air quality guidelines: particulate matter (PM2.5 and PM10), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide. World Health Organization.* Saatavissa: https://iris.who.int/items/5b0ca7ab-830a-44b8-b99f-4ee743b4d7b2 (Viitattu: 4. heinäkuuta 2026).

Maailman terveysjärjestö (2024) *Ambient (outdoor) air pollution*. Saatavissa: https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health (Viitattu: 4. heinäkuuta 2026).

Mann, H.B. (1945) ”Nonparametric Tests Against Trend”, *Econometrica*, 13(3), s. 245–259. Saatavissa: https://doi.org/10.2307/1907187.

Niemi, J.V. *ym.* (2009) ”Long-range transport episodes of fine particles in southern Finland during 1999–2007”, *Atmospheric Environment*, 43(6), s. 1255–1264. Saatavissa: https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.11.022.

Palas (2026) ”Palas Fidas 200 Datasheet”.

Patashnick, H. ja Rupprecht, E.G. (1991) ”Continuous PM-10 Measurements Using the Tapered Element Oscillating Microbalance”, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 41(8), s. 1079–1083. Saatavissa: https://doi.org/10.1080/10473289.1991.10466903.

Pope III, C.A. *ym.* (2002) ”Lung Cancer, Cardiopulmonary Mortality, and Long-term Exposure to Fine Particulate Air Pollution”, *JAMA*, 287(9), s. 1132–1141. Saatavissa: https://doi.org/10.1001/jama.287.9.1132.

Renard, J.-B. ja Surcin, J. (2025) ”PM2.5 Pollution Decrease in Paris, France, for the 2013–2024 Period: An Evaluation of the Local Source Contributions by Subtracting the Effect of Wind Speed”, *Sensors*, 25(21), s. 6566. Saatavissa: https://doi.org/10.3390/s25216566.

Rosenberg, P.D. *ym.* (2012) ”Particle sizing calibration with refractive index correction for light scattering optical particle counters and impacts upon PCASP and CDP data collected during the Fennec campaign”, *Atmospheric Measurement Techniques*, 5(5), s. 1147–1163. Saatavissa: https://doi.org/10.5194/amt-5-1147-2012.

Seinfeld, J.H. ja Pandis, S.N. (2016) *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. Third edition.

Sen, P.K. (1968) ”Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall’s Tau: Journal of the American Statistical Association: Vol 63, No 324”. Saatavissa: https://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/01621459.1968.10480934 (Viitattu: 6. heinäkuuta 2026).

Sillanpää, S. *ym.* (2022) ”Long-term air quality trends of regulated pollutants in the Helsinki metropolitan area from 1994–2019 and its implications to the Air Quality Index”.

Theil, H. (1950) ”A Rank-Invariant Method of Linear and Polynomial Regression Analysis”, *Proceedings of the Royal Netherlands Academy of Sciences*, 53, s. 386–392, 521–525, 1397–1412.

ThermoFisher Scientific (2026) *Ambient Air Quality Monitoring and Analysis Technologies - FI*. Saatavissa: https://www.thermofisher.com/uk/en/home/industrial/environmental/air-quality-analysis/ambient-gas-monitoring/technologies.html (Viitattu: 16. heinäkuuta 2026).

Ympäristöministeriö (2017) *Valtioneuvoston asetus ilmanlaadusta | 79/2017 | Lainsäädäntö | Finlex*. Saatavissa: https://www.finlex.fi/fi/lainsaadanto/2017/79 (Viitattu: 3. elokuuta 2026).