

POLITECNICO DI TORINO

Facoltà di Ingegneria per l'Ambiente e il Territorio
Corso di Laurea Magistrale in Tutela Ambientale



*“Analisi delle dinamiche di propagazione degli
aerodispersi, con particolare attenzione alle polveri
ultrafini”*

Relatore:
Prof. Ing. Clerico Marina
Co-relatori:
Ing. Boanini Chiara
Ing. Mecca Domenico

Candidato:
Fall Luca S266264

Anno Accademico 2020-2021

“Il principio cardine della scienza, quasi la sua definizione, è che la verifica di tutta la conoscenza è l'esperimento. L'esperimento è il solo giudice della «verità» scientifica.”

RICHARD PHILLIPS FEYNMAN

Sommario

1. ABSTRACT	4
2. INTRODUZIONE	5
3. L'ATMOSFERA	7
3.1 LO STRATO LIMITE PLANETARIO	8
3.2 STABILITÀ ATMOSFERICA	10
3.3 INVERSIONE TERMICA	17
3.4 LE SOSTANZE PRESENTI NELLO STRATO LIMITE PLANETARIO	18
3.4.1 VAPORE ACQUEO $H_2O(G)$	20
3.4.2 ANIDRIDE CARBONICA $CO_2(G)$	21
3.4.3 MONOSSIDO DI CARBONIO $CO(G)$	23
3.4.4 METANO $CH_4(G)$	24
3.4.5 OZONO $O_3(G)$	24
3.4.6 BISSIDO DI ZOLFO $SO_2(G)$	25
3.4.7 MONOSSIDO DI AZOTO $NO(G)$	26
3.4.8 BISSIDO DI AZOTO $NO_2(G)$	27
3.4.9 PIOMBO $Pb(S)$	28
4. IL MATERIALE PARTICOLATO ATMOSFERICO	30
4.1 COMPOSIZIONE CHIMICA.....	35
4.2 PARTICOLATO ULTRAFINE.....	37
4.3 FORMAZIONE E CRESCITA DI NUOVE PARTICELLE	39
4.3.1 NUCLEAZIONE OMOGENEA	40
4.3.2 COAGULAZIONE E CONDENSANZIONE	42
4.4 PROCESSI DI RIMOZIONE DELLE PARTICELLE	44
4.4.1 DEPOSIZIONE SECCA E SEDIMENTAZIONE	45
4.4.2 DEPOSIZIONE UMIDA.....	47
4.5 EFFETTI SULLA SALUTE.....	49
4.6 RISCONTRI NORMATIVI.....	51
5. STRUMENTI PER L'ANALISI DEL MATERIALE PARTICOLATO	54
5.1 METODI PER LA VALUTAZIONE DELLA CONCENTRAZIONE	55
5.1.1 METODO GRAVIMETRICO.....	55
5.1.2 METODI OTTICI	57
5.1.3 METODI CON MICROBILANCE.....	62
5.2 METODI PER LA VALUTAZIONE DELLA DISTRIBUZIONE DIMENSIONALE	64
5.2.1 METODI BASATI SULLA MICROSCOPIA.....	64
5.2.2 METODI INERZIALI	65
5.2.3 METODI BASATI SULLA DIFFUSIONE BROWNIANA.....	65
5.2.4 METODI BASATI SUL CARICAMENTO ELETTRICO.....	66
5.2.5 SISTEMI INTEGRATI	67
5.3 METODI PER LA CARATTERIZZAZIONE CHIMICA.....	71

6. CASO DI STUDIO	75
6.1 INQUADRAMENTO AREA DI STUDIO.....	75
6.2 STRUMENTAZIONE	76
6.2.1 DAVIS VANTAGE PRO 2	76
6.2.2 PALAS FIDAS 200S	78
6.3 ANALISI DEI DATI	79
6.3.1 ANALISI MESE DI GENNAIO	80
6.3.2 ANALISI DEI DATI DI APRILE/MAGGIO	96
7. CONCLUSIONI.....	111
8. RINGRAZIAMENTI.....	113
9. BIBLIOGRAFIA.....	114
10. SITOGRAFIA.....	131

1. Abstract

In questa tesi si affronterà la tematica riguardante il materiale particolato aerodisperso, definito con l'acronimo PM, in parte causa dell'inquinamento atmosferico e dei cambiamenti climatici. Inizialmente verrà analizzato il comparto atmosfera, nello specifico si andranno a valutare le caratteristiche dello strato più vicino alla superficie terrestre, il quale è sede dei tipici fenomeni meteorologici e della maggior parte delle attività inerenti all'inquinamento atmosferico. Questa analisi sarà utile per comprendere le dinamiche di propagazione del materiale particolato aerodisperso, poiché stabilità atmosferica ed inversioni termiche possono favorirne o sfavorirne la diluizione. Successivamente, verranno considerate le principali sostanze di origine antropica o naturale che sono presenti all'interno dello Strato Limite Planetario, le quali, a seconda della loro concentrazione, struttura chimico-fisica e tempo di permanenza, possono risultare rilevanti e dannose per gli esseri viventi e per le componenti abiotiche. Nel capitolo successivo si tratterà nello specifico il materiale particolato atmosferico, definito come quel mix di particelle che si ritrovano allo stato solido e/o liquido sospese all'interno del comparto aria. Come si vedrà, il PM può avere origine da diverse tipologie di sorgenti che possono essere sia di tipo naturale che di tipo antropico, le quali caratterizzano le sue proprietà fisiche, quali forma, dimensioni, superficie, ma anche la sua composizione chimica e la distribuzione a livello dimensionale. Inoltre, si vedrà come il materiale particolato può essere suddiviso in due tipologie a seconda del tipo di processo di formazione: denominato primario se il suo sviluppo proviene direttamente dalle sorgenti che lo immettono in atmosfera, oppure secondario se la sua formazione avviene tramite processi chimico-fisici dei gas precursori. A livello dimensionale, il PM può variare di diversi ordini di grandezza, può andare da qualche nanometro fino a decine di micrometri e principalmente viene suddiviso in materiale particolato grossolano PM_{10} , fine $PM_{2,5}$ ed ultrafine $PM_{0,1}$. Verranno analizzate le componenti ultrafini ed i processi che portano alla loro formazione ed accrescimento, ma anche a quelli che comportano la loro rimozione. Prima di visionare gli strumenti per analizzare il materiale particolato dal punto di vista fisico-chimico, verranno accennati gli effetti e i richiami normativi legati alle componenti di riferimento e, infine, verrà trattato un caso di studio in cui sono stati analizzati tre mesi di dati legati alla concentrazione in massa e in numero del materiale particolato, caratteristici dei periodi invernali e primaverili/estivi, ai fini della valutazione degli effetti di abbattimento causati dai parametri meteorologici, quali precipitazioni e fenomeni ventosi. Da queste valutazioni emergerà come vi sia la necessità di implementare i sistemi di monitoraggio per garantire una valutazione che sia ottimale e rappresentativa di una problematica che, con il passare degli anni, sta diventando sempre più compresa dalle autorità governative mondiali e non solo.

2. Introduzione

Negli ultimi anni vi è stato un interesse crescente per le problematiche inerenti all'ambiente, in particolare per quelle che concernono la qualità dell'aria. Per questo motivo, è di fondamentale importanza riuscire a trovare dei metodi rigorosi ed omogenei per la sua caratterizzazione, sia a livello fisico che chimico. L'inquinamento atmosferico, determinato principalmente dall'attività dell'essere umano, è causa di innumerevoli conseguenze legate alla salute umana, a quella degli ecosistemi, ai cambiamenti climatici e agli eventi atmosferici sempre più violenti e ricorrenti, perciò i processi di riduzione, monitoraggio, gestione e valutazione degli effetti che determinate sostanze possono causare sono motivo di enormi sforzi da parte degli organismi e delle istituzioni mondiali.

L'inquinamento del comparto atmosfera dipende dalla compartecipazione di diversi fattori quali: la magnitudo e la numerosità delle sorgenti emissive sulle diverse scale spaziali (microscala, locale, regionale, ecc) e temporali; le caratteristiche fisico-chimiche delle sostanze disperse in aria; le condizioni strutturali del territorio che vanno ad influenzare gli spostamenti dei volumi aerei; le condizioni climatiche e meteorologiche. Tutti questi fattori lavorano sui meccanismi di diluizione, trasformazione ed accumulo degli inquinanti che possono causare la migrazione di questi ultimi anche per distanze dell'ordine di centinaia di chilometri. L'organizzazione mondiale della sanità (WHO) ha stimato come ogni anno due milioni di persone muoiano a causa degli effetti diretti legati alla presenza di elevate concentrazioni in aria e, inoltre, che il 90% della popolazione mondiale viva in zone caratterizzate da un livello di inquinamento superiore ai valori soglia. Oltre a queste problematiche, la WHO ha ipotizzato come nei paesi a medio/basso reddito vi siano otto milioni di decessi l'anno attribuibili indirettamente alle concentrazioni di inquinanti elevate. Queste valutazioni sono state effettuate sulla base di studi epidemiologici che hanno mostrato associazioni tra l'esposizione all'inquinamento atmosferico e le patologie respiratorie e cardiovascolari.

Lo strumento fondamentale per la valutazione dello stato dell'aria risiede nelle reti di monitoraggio, intese come tutto l'insieme delle attività che hanno lo scopo di verificare se i valori limite di una zona sono rispettati per prevenire, ridurre o eliminare i prodotti dell'inquinamento. Per il loro posizionamento vi sono metodologie ben definite, che in Europa vengono stabilite dalle Direttive 2008/50/CE e 2004/107/CE e in Italia sono recepite dal Decreto Legislativo 155/2010 e successive sue modifiche e integrazioni. Gli inquinanti che vengono ritenuti di fondamentale importanza per ciò che possono esserne i loro effetti sono i gas inorganici come biossido di zolfo (SO_2), ossidi di azoto (NO_x), monossido di carbonio (CO) e ozono (O_3), oltre ai composti organici volatili (VOC), come ad esempio il benzene, ed il materiale particolato aerodisperso (PM), il quale risulta essere un mix di particelle solide e/o liquide sospese in aria che possono avere forme,

dimensioni (da pochi nanometri a decine di micrometri) e composizione chimica differenti a seconda della loro provenienza. Negli ultimi vent'anni il materiale particolato ha attirato l'attenzione della comunità scientifica che si è interessata sempre di più alla sua caratterizzazione in dettaglio, poiché l'aumento del traffico veicolare e dello sviluppo industriale ha portato ad un suo sostanziale incremento. Numerosi studi hanno confermato un elevato rischio legato all'esposizione del materiale aerodisperso, soprattutto a quello di dimensioni submicrometriche ($<1 \mu\text{m}$), il quale è risultato avere la possibilità di penetrare all'interno del sistema respiratorio fino agli alveoli e, a causa della sua elevata superficie specifica, di reagire chimicamente causando l'insorgenza di patologie croniche. Per ottenere questi risultati sono state effettuate analisi chimiche e misurazioni delle distribuzioni dimensionali, definite come la variazione della concentrazione in massa o in numero in funzione del diametro caratteristico delle particelle. L'analisi della distribuzione della concentrazione in massa risulta adeguata per particelle di dimensioni considerevoli, mentre quella in numero è risultata essere la più affidabile per il materiale particolato di dimensioni minori, dato che la sua massa risulta in proporzione quasi trascurabile.

In questa tesi ci si occuperà di definire il materiale particolato sia a livello fisico che chimico, andando a valutare i fenomeni che ne possono influenzare la propagazione.

Prima della trattazione del PM nello specifico, vi è la necessità approfondire la composizione del comparto atmosfera, i processi che vi si instaurano al suo interno ed i fenomeni che possono favorire o meno sia la diluizione che il trasporto del materiale aerodisperso.

Dopodiché, sarà possibile andare a caratterizzare il materiale particolato e ad analizzare gli eventi che portano all'aumento o alla riduzione del PM in aria, considerando i meccanismi di formazione, crescita e scomparsa delle particelle.

Successivamente si esamineranno quelli che sono i riscontri a livello legislativo con gli enti internazionali che porteranno allo studio della strumentazione necessaria al fine di valutare la concentrazione del materiale particolato e la sua caratterizzazione chimica.

Infine, vi sarà l'analisi di un caso di studio in cui si effettuerà un confronto tra gli andamenti del PM ricavati dalla stazione di monitoraggio situata sul tetto della sede principale del Politecnico di Torino e con i parametri che si è studiato possano essere influenti per la valutazione dei fenomeni di nuova formazione, soffermandosi sulle cause che possono influenzarne maggiormente la crescita o la decrescita.

3. L'Atmosfera

L'atmosfera terrestre viene definita come quell'involucro di gas che riveste e protegge il nostro pianeta, è composta per il 99% in massa da Azoto (78%) e Ossigeno (21%), elementi fondamentali per i processi biologici, e la restante parte da gas come Argon, Cripto, Elio, Idrogeno, Metano e Neon (1%). I principali parametri legati al comparto atmosfera sono densità, pressione e temperatura, i quali sono legati tra loro tramite la legge di stato dei gas ed hanno andamenti differenti. Infatti, la densità diminuisce con l'aumentare della quota, la pressione si comporta in maniera analoga, ma decresce in modo esponenziale e solo la temperatura mostra un comportamento molto variabile a seconda dell'altezza.

Dato che questi parametri mostrano una grande variabilità, l'atmosfera non presenta una struttura omogenea e per questo viene suddivisa in cinque strati principali, i quali, partendo dal più lontano al più vicino alla crosta terrestre, sono:

- Esosfera: è lo strato più esterno dell'atmosfera terrestre, parte all'incirca dai 500 km di altezza rispetto alla superficie ed è caratterizzato da una temperatura che si aggira attorno ai 700 °C, dipendente dall'attività del sole;
- Termosfera: è lo strato che si estende da circa 85 a 500 km di altezza. Al suo interno la temperatura può arrivare anche 1000 °C a causa dell'energia cinetica sviluppata dagli impatti reciproci delle molecole dei gas. In questo strato vi è l'assenza di vapore acqueo, ozono e diossido di carbonio ed include al suo interno la ionosfera, ovvero quello strato ionizzato responsabile della riflessione verso il basso delle onde radio elettromagnetiche che provengono dalla superficie terrestre;
- Mesosfera: strato in cui la temperatura dell'aria tende a diminuire fino a -140°C all'aumentare dell'altezza e si estende da circa 50 km fino ad altezze nell'intorno dei 100 km;
- Stratosfera: strato caratterizzato da un aumento di temperatura verticale lieve fino a -3 °C e si estende da circa 10 km fino a 50 km. L'aumento della temperatura è dovuto principalmente alla dissociazione delle molecole di ozono presenti al suo interno a causa dei raggi UV prodotti dal sole. Oltre a questo effetto, vi è un ulteriore beneficio legato all'arresto dei raggi ultravioletti che risulterebbero dannosi per gli esseri viventi;

- Troposfera: è lo strato che circonda direttamente la superficie e si estende per una altezza media di 10 km. Al suo interno vi sono racchiusi circa 3/4 di tutta la massa gassosa, quasi tutta la totalità del vapore acqueo dell'atmosfera ed è sede della maggior parte dei fenomeni meteorologici come venti, nubi e precipitazioni;

Queste fasce possono avere uno spessore variabile, dipendenti dal cambiamento del gradiente di temperatura e della latitudine, ma è possibile farsi un'idea indicativa della loro altezza e della loro posizione rispetto alla crosta terrestre tramite il grafico sottostante, il quale mostra l'andamento della temperatura in funzione dell'altitudine (Figura 1):

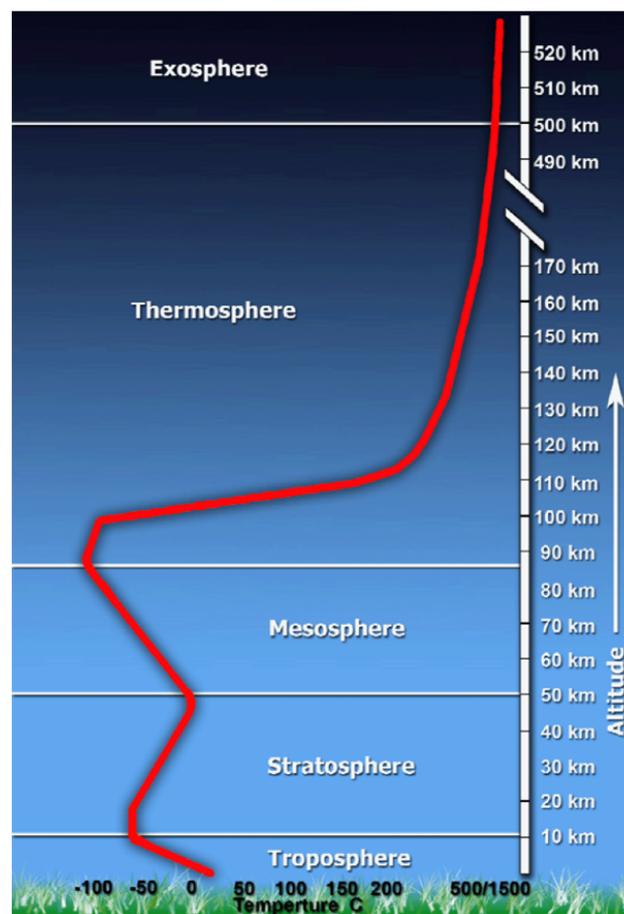


Figura 1: Composizione dell'Atmosfera e rispettivi andamenti di temperatura

In questa tesi ci si occuperà esclusivamente della Troposfera, sede dei tipici fenomeni meteorologici, nello specifico dello strato più basso di quest'ultima, dove sono presenti la maggior parte delle attività inerenti all'inquinamento atmosferico, chiamato anche Strato Limite Planetario.

3.1 Lo Strato Limite Planetario

Lo strato limite planetario (PBL), o strato di rimescolamento, è quella porzione di Troposfera posta a diretto contatto con la superficie ed è, come anticipato precedentemente, sede della maggior parte dei fenomeni di trasporto e di trasformazione delle sostanze che causano l'inquinamento

atmosferico. Esso è caratterizzato dall'averne un'altezza rispetto alla crosta terrestre che può anche superare il chilometro (solitamente è compreso tra i 500 e i 3000 m) ed è fortemente influenzato dalla superficie, oltre che dalla temperatura, la quale causa i suoi continui abbassamenti ed innalzamenti. Ciò che ne consegue è la sua variabilità sia a livello spaziale che temporale, perciò è di fondamentale importanza capirne gli effetti sulla propagazione delle sostanze al suo interno. Per quanto riguarda i fenomeni che governano le attività al di sotto dello strato limite planetario, le cause si possono imputare principalmente a due azioni: la convezione e la dispersione turbolenta. La convezione agisce per lo più orizzontalmente ed è diretta conseguenza della presenza di un campo di moto che genera il trasporto ventoso, invece per quanto concerne la dispersione turbolenta, essa è dovuta all'azione congiunta del gradiente verticale di temperatura (turbolenza termica), legato alla stabilità atmosferica, la quale verrà esplicata successivamente, e della turbolenza meccanica, somma di profilo di velocità del vento, scabrezza e forma della superficie terrestre nella zona di studio.

Ne consegue perciò che esistono cicli diurni e stagionali che fanno variare costantemente l'altezza del PBL, infatti è possibile notare come durante le ore notturne e durante le stagioni fredde lo strato di rimescolamento sia in prossimità della superficie terrestre, mentre nelle ore diurne e nelle stagioni calde quest'ultimo si ritrovi ad altezze maggiori grazie all'azione della radiazione solare. A livello di inquinamento, ciò comporta una netta distinzione sulla propagazione delle sostanze, poiché quando il PBL è a quote basse (ore notturne) tutto ciò che viene emesso al di sotto di esso non riesce a propagarsi, invece quello che viene emesso al di sopra si potrà propagare con il limite inferiore dello strato di rimescolamento, raggiungendo anche chilometri di distanza rispetto alla sorgente di emissione. Nel caso in cui il PBL risulti ad altezze significative, tipico comportamento che si ha durante le ore più calde della giornata e nelle stagioni estive, vi sarà una diluizione molto importante di grandi volumi di aria, il che ha come diretta conseguenza una riduzione locale delle concentrazioni delle sostanze all'interno dell'atmosfera.

Per ciò che riguarda la stima dell'estensione verticale dello strato limite atmosferico, esistono in letteratura numerosi metodi, i quali sono i seguenti, ma che non verranno approfonditi in questa tesi:

- Metodo del bilancio energetico
- Dispersione del gas Radon
- Opacità dell'atmosfera AOI (Atmospheric Opacity Index)
- Valore critico del numero di Richardson

- Metodi basati su profili di vento e temperatura

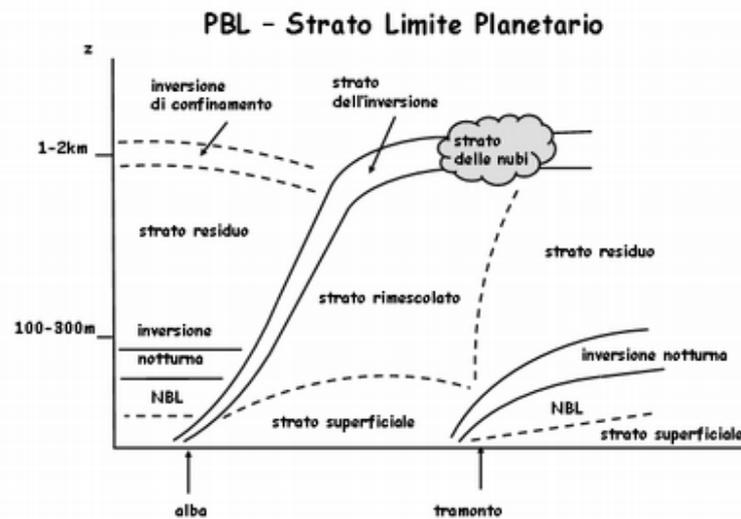


Figura 2: Esempio dell'evoluzione del PBL in una giornata

3.2 Stabilità atmosferica

La stabilità atmosferica viene definita come l'attitudine dell'atmosfera nell'impedire o nel favorire i movimenti verticali dell'aria e dipende direttamente dal suo gradiente termico verticale. La definizione precedente implica che la propagazione dei contaminanti dipenda fortemente anche dalle condizioni atmosferiche, per cui occorre studiare il comportamento dell'atmosfera a diverse quote, pressioni e temperature, in modo tale da poter prevedere l'impatto ambientale delle sostanze inquinanti.

Per poter comprendere meglio questo suddetto comportamento, si utilizza un metodo chiamato "Metodo particellare" che consiste nella valutazione dello spostamento lungo la verticale di un pacchetto di aria, ovvero un insieme di particelle racchiuse in un volume piccolo, con la semplificazione della trascurabilità delle accelerazioni verticali. Come prima cosa si definisce un pacchetto d'aria, individuabile nello spazio mediante le tre coordinate x, y, z , il quale presenta dimensioni sufficientemente piccole per far sì che le grandezze termodinamiche siano costanti all'interno del dominio preso in considerazione. Le ipotesi alla base di questo metodo sono le seguenti:

- Durante gli spostamenti il pacchetto d'aria rimane invariato e non si mescola con l'atmosfera circostante (ipotesi valida per piccoli spostamenti).

- Il suo moto non causa perturbazioni (ipotesi non proprio rigorosa a causa di moti compensativi, ma con spostamenti infinitesimi la si può considerare valida in prima approssimazione).
- Il processo è adiabatico.
- Ad ogni istante la particella d'aria si ritrova ad una pressione pari a quella dell'ambiente che la circonda.

Per cui la massa d'aria avrà una certa temperatura T ed una certa energia interna U , in equilibrio con l'atmosfera circostante. Questi due parametri possono cambiare a causa di due meccanismi: il primo tramite lo scambio di energia

sotto forma di lavoro (espansione e/o compressione) e il secondo tramite il trasferimento di calore grazie agli scambi con l'ambiente circostante.

Poiché l'aria è un cattivo conduttore termico (conducibilità termica dell'aria secca a 27°C pari a $0.026 \text{ W} \cdot \text{m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$) è possibile trascurare gli scambi di calore rispetto agli scambi sotto forma di lavoro e quindi è sensato considerare che vi siano solo scambi di energia dovuti alle espansioni e/o alle compressioni del pacchetto d'aria in questione. Tramite queste considerazioni è possibile dire che se quest'ultimo si espande allo stesso tempo si raffredda e se, invece, dovesse subire una compressione la temperatura al suo interno aumenterebbe.

Prendendo come esempio una massa d'aria non satura di vapore che esce dal camino di una ciminiera ad una temperatura maggiore dell'ambiente circostante, questa si ritrova a risalire, incontrando strati dell'atmosfera con pressione sempre minore rispetto a quella esercitata sulla massa di riferimento e ciò ne consegue che, per mantenersi in equilibrio, la massa d'aria deve diminuire la pressione esercitata su di essa compiendo del lavoro, e quindi diminuendo di temperatura.

E' stato provato come una massa d'aria vicina alla superficie terrestre che sale di altezza diminuisca la sua temperatura di circa 1°C ogni 100 metri e questo valore prende il nome di Gradiente adiabatico secco (Γ_d). Se, invece, l'aria fosse satura di vapore, il gradiente prenderebbe il nome di Gradiente adiabatico umido (Γ_w) ed il suo valore si abbasserebbe a 0.66°C ogni 100 metri, poiché una parte del vapore acqueo contenuto all'interno della massa d'aria condensa e, di conseguenza, cede calore all'ambiente circostante, rallentando il processo di raffreddamento. A questo punto è possibile definire le tipologie di atmosfera che si possono riscontrare, andando a considerare gli andamenti di temperatura che è possibile avere nell'atmosfera che circonda la massa d'aria di riferimento, anche se vi è la necessità di sottolineare che non è sempre detto che la

temperatura diminuisca con l'altezza, ma in alcuni casi ci si può ritrovare ad avere un aumento salendo con quota, causando delle inversioni termiche, le quali verranno esplicate successivamente. Ipotizzando che, alla quota della superficie, il pacchetto d'aria abbia la stessa temperatura dell'atmosfera che la circonda e, definendo la temperatura potenziale Θ come la temperatura che avrebbe la massa d'aria portata tramite un processo adiabatico ad una determinata altezza z , si ottiene la seguente relazione tra le temperature:

$$(3.1) \quad \Theta(z) = T \left(\frac{p_0}{p} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} \quad [\text{K}]$$

In cui T è la temperatura al livello del mare, p_0 la pressione atmosferica allo stesso livello pari a 1 bar, p la pressione dello strato di atmosfera all'altezza z e γ equivale al rapporto tra il calore specifico dell'aria a pressione costante c_p ed il rispettivo calore specifico a volume costante c_v .

Ricavato il valore della temperatura potenziale, è possibile ottenere le tre casistiche di atmosfera come risultato del confronto tra il gradiente di temperatura reale e quello di temperatura potenziale:

- Atmosfera neutra (Strato limite adiabatico, $\partial T/\partial z = \partial \Theta/\partial z = 0$): il gradiente di temperatura potenziale è uguale al gradiente di temperatura reale che è nullo, questo significa che il pacchetto d'aria, se spostato, ha la stessa temperatura dell'ambiente circostante ed ha anche la stessa densità, per cui, se non vi sono forti sollecitazioni esterne, tende a mantenere la nuova posizione di equilibrio. Questo tipo di atmosfera viene riscontrato durante i giorni nuvolosi, in presenza di forti venti orizzontali, durante la transizione notte/giorno e cioè quando la superficie terrestre non è né troppo calda e né troppo fredda.
- Atmosfera stabile (Strato limite subadiabatico, $\partial T/\partial z > \partial \Theta/\partial z > 0$): il gradiente di temperatura potenziale risulta minore del gradiente di temperatura reale e ciò implica che il pacchetto di aria, salendo, si raffredda più velocemente dell'atmosfera che lo circonda, diventando così più denso, e quindi annullando il suo moto verso l'alto, che invece tende a riportarlo alla sua posizione iniziale. In questo caso i contaminanti sono più inclini a rimanere in prossimità della sorgente di emissione ed a stanziare ad una certa quota senza avere consistenti effetti di dispersione, condizione che causa un aumento del rischio di inquinamento ambientale e di impatto sulla salute umana in maniera consistente, ma, dall'altro lato, circoscritto alla sola zona di emissione.

- Atmosfera instabile (Strato limite superadiabatico, $\partial T/\partial z < \partial \theta/\partial z < 0$): il gradiente di temperatura potenziale è maggiore del gradiente di temperatura reale ed ha come conseguenza il fatto che la massa d'aria di riferimento, salendo di quota, si raffredda meno rapidamente dell'atmosfera circostante. L'effetto risultante si esplica nel fatto che il pacchetto si ritrova con una densità minore e quindi tende a salire, galleggiando sull'ambiente che lo circonda. Questa situazione è tipica dei giorni soleggiati e comporta un rimescolamento verticale molto veloce, implementato dalle fluttuazioni turbolente perlopiù di origine termica, con conseguente dispersione dei contaminanti oltre la zona di emissione.

Nella figura sottostante è possibile vedere il confronto tra gli andamenti del gradiente termico reale Γ di un'atmosfera instabile e quello di un'atmosfera stabile rispetto all'andamento del gradiente termico potenziale Γ_d (o adiabatico):

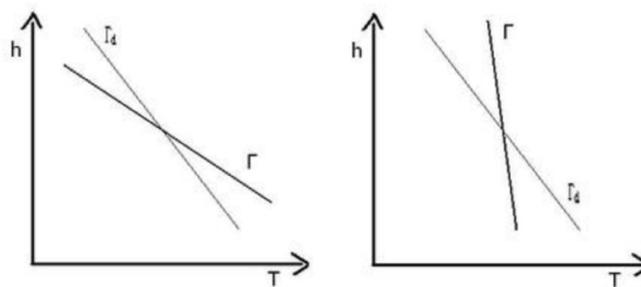


Figura 3: Confronto tra gradiente adiabatico (linea sottile) e gradiente reale (linea spessa) nel caso di atmosfera instabile (sinistra) e di atmosfera stabile (destra)

Oltre alla valutazione del gradiente di temperatura potenziale rispetto a quello di temperatura reale, esistono anche altri parametri per la stima della stabilità atmosferica che sono rappresentati dal numero di Richardson R_i e dalla lunghezza di Monin-Obukhov L_M .

Il numero di Richardson è un valore adimensionale che esprime il rapporto tra le forze di galleggiamento, causate dalla turbolenza termica, e le forze inerziali dovute dalla turbolenza meccanica e, ipotizzando di essere sotto le condizioni Fickiane, la sua espressione è rappresentata come segue:

$$(3.2) \quad R_i(z) = \frac{\frac{g \bar{\theta}}{\bar{\theta} \partial z}}{-\left(\frac{\partial \bar{u}_x}{\partial z}\right)^2 + \left(\frac{\partial \bar{u}_y}{\partial z}\right)^2} \quad [-]$$

Dove $\bar{\theta}$ rappresenta la media della temperatura potenziale calcolata sul piano orizzontale dell'intero dominio di indagine, g equivale all'accelerazione di gravità e \bar{u} rappresenta la velocità

media rispetto alla direzione x e y del sistema di riferimento preso in esame. Il numero di Richardson è correlato al gradiente di temperatura potenziale, ma rispetto ad esso tiene conto dei contributi forniti dalle due turbolenze ed infatti si nota come:

- L'atmosfera risulti staticamente instabile per $R_i < 0$, poiché il gradiente di temperatura potenziale è negativo ed il termine al denominatore è sempre positivo, ciò comporta un aumento di energia cinetica da parte di tutte e due le turbolenze, senza però poter sapere quale delle due ha più rilevanza;
- L'atmosfera risulti neutra per $R_i = 0$, poiché il gradiente di temperatura potenziale è nullo;
- L'atmosfera risulti dinamicamente stabile per $R_i > 0$, poiché il gradiente di temperatura potenziale è positivo e risulta maggiore del contributo fornito dalla componente di turbolenza meccanica. Questo comporta un'incidenza prevalente da parte della turbolenza termica che porta stabilità rispetto a quella meccanica che induce instabilità, diminuendo l'energia cinetica;
- L'atmosfera risulti dinamicamente instabile per $0 < R_i < 1$, poiché il gradiente di temperatura potenziale è positivo, ma stavolta risulta minore del contributo fornito dal denominatore che porta a far prevalere la miscelazione tramite la turbolenza meccanica;

Nonostante il numero di Richardson sia un parametro molto utile per la valutazione dei contributi delle due turbolenze, esso presenta una limitazione, poiché non è in grado di fornire la magnitudo dei singoli fenomeni e ciò non permette di quantificare l'energia cinetica in gioco.

Per quanto riguarda il secondo parametro di stima della stabilità atmosferica, ovvero la lunghezza di Monin-Obukhov L_M , esso viene definito a livello fisico come l'altezza alla quale la produzione delle forze di inerzia e quelle di galleggiamento, causate rispettivamente dalla turbolenza meccanica e dalla turbolenza termica, si equivalgono, raggiungendo l'equilibrio tra energia prodotta ed energia assorbita dallo strato atmosferico e quindi quando il numero di Richardson è pari a 1. Questo parametro viene esplicitato secondo la seguente formula:

$$(3.3) \quad L_M = - \frac{u_*^3 \bar{\theta}}{g \kappa u_z' \theta'} \quad [\text{m}]$$

In cui u_*^3 rappresenta la velocità di attrito che è indice della turbolenza meccanica, $\bar{\theta}$ la temperatura potenziale mediata sul dominio, g l'accelerazione di gravità, κ la costante di Von Karman pari a

circa 0.4 e $\overline{u'_z \phi'}$ coincide con il contributo fornito dalla turbolenza termica. Rispetto al numero di Richardson, la lunghezza di Monin-Obukhov presenta sei range di stabilità ed una discontinuità per $L_M=0$, osservabili nella tabella seguente:

Tabella 1: Valori della lunghezza di Monin-Obukhov con le rispettive condizioni atmosferiche

L_M [m]	Condizione atmosferica
$<-10^5$	Neutra
$-10^5 \leq L_M \leq -100$	Instabile
$-100 < L_M < 0$	Molto instabile
$0 < L_M < 100$	Molto stabile
$100 \leq L_M \leq 10^5$	Stabile
$>10^5$	Neutra

Conoscendo il parametro L_M è altresì possibile ricavare il numero di Richardson e viceversa secondo la seguente formula:

$$(3.4) \quad R_i(z) = \frac{z}{L_M} \quad [-]$$

La quale dà la possibilità di ricavare approssimativamente le condizioni atmosferiche secondo le tre casistiche:

- Stabili termicamente se $R_i > 0$ e quindi $L_M > 0$
- Neutre se $|R_i| \simeq 0$ e quindi $L_M \gg 0$
- Instabili termicamente se $R_i < 0$ e quindi $L_M < 0$

Oltre ai parametri sopracitati esistono anche dei metodi di valutazione più empirici basati sulle classi di stabilità elaborate da Pasquill che tengono conto della velocità del vento misurata, della radiazione solare e della presenza o meno di nubi, come si può vedere nelle immagini successive che ne sono da esempio:

Surface Wind Speed ^a m/s	Day Incoming Solar Radiation			Night Cloudiness ^e	
	Strong ^b	Moderate ^c	Slight ^d	Cloudy (≥4/8)	Clear (≤3/8)
<2	A	A-B ^f	B	E	F
2-3	A-B	B	C	E	F
3-5	B	B-C	C	D	E
5-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

^a Surface wind speed is measured at 10 m above the ground.

^b Corresponds to clear summer day with sun higher than 60° above the horizon.

^c Corresponds to a summer day with a few broken clouds, or a clear day with sun 35-60° above the horizon.

^d Corresponds to a fall afternoon, or a cloudy summer day, or clear summer day with the sun 15-35°.

^e Cloudiness is defined as the fraction of sky covered by clouds.

^f For A-B, B-C, or C-D conditions, average the values obtained for each.

* A = Very unstable

D = Neutral

B = Moderately unstable E = Slightly stable

C = Slightly unstable F = Stable

Regardless of wind speed, Class D should be assumed for overcast conditions, day or night.

Tabella 2 Tabella della stabilità atmosferica con conoscenza della copertura nuvolosa

Tabella 3 Tabella della stabilità atmosferica di Pasquill in assenza di informazioni sulla copertura nuvolosa

Radiazione (W/m ²)	Velocità del vento (m/s)					
	V < 2	2 ≤ V < 3	3 ≤ V < 4	4 ≤ V < 5	5 ≤ V < 6	V ≥ 6
Giorno						
RT ≥ 700	A	A	B	B	C	C
540 ≤ RT < 700	A	B	B	B	C	C
400 ≤ RT < 540	B	B	B	C	C	D
270 ≤ RT < 400	B	B	C	C	C	D
140 ≤ RT < 270	C	C	C	D	D	D
RT < 140	D	D	D	D	D	D
Notte						
RN ≥ -20	D	D	D	D	D	D
-40 ≤ RN < -20	F	E	D	D	D	D
RN < -40	F	F	E	E	D	D

E' possibile notare come le classi di stabilità vadano da condizioni estremamente instabili (classe A) a condizioni moderatamente stabili (classe F), anche se vi sarebbe una classe aggiuntiva (classe G) che rappresenta condizioni estremamente stabili, raramente riscontrate, e perciò quasi mai considerata nelle tabelle.

3.3 Inversione termica

Un altro importante fattore legato all'atmosfera terrestre è il concetto di Inversione termica. Questa viene definita come quel particolare fenomeno in cui vi è un'inversione del gradiente termico verticale, il quale, al posto di essere negativo, risulta positivo ed è tipico e frequente durante le stagioni invernali e nei lunghi periodi di stabilità atmosferica. Ciò si esplica nel fatto che la temperatura dello strato atmosferico preso in considerazione aumenta al posto di diminuire. Le cause scatenanti il fenomeno si imputano principalmente a due fenomeni: la subsidenza atmosferica e l'irraggiamento terrestre. La prima si genera quando l'aria contenuta negli strati atmosferici più alti si ritrova a scendere verso quelli inferiori a causa del peso proprio, ma nel suo moto verso il basso aumenta di temperatura a causa dell'incremento di pressione degli strati più bassi, con conseguente aumento della temperatura del suolo per scambio convettivo. Invece, il secondo è dovuto alla radiazione termica fornita dalla superficie terrestre all'aria che si ritrova in sua prossimità ed è tipica nelle ore notturne. I fenomeni appena descritti portano ad avere due tipi di inversione termica, una di subsidenza ed una di radiazione, i quali sono molto molto condizionati dalla presenza della luce del sole o meno. L'esistenza di uno strato di inversione causa una barriera nei confronti dei volumi d'aria sottostanti, com'è possibile notare nella figura sottostante, per cui minore è la sua altezza e maggiore sarà la concentrazione dei contaminanti presenti.

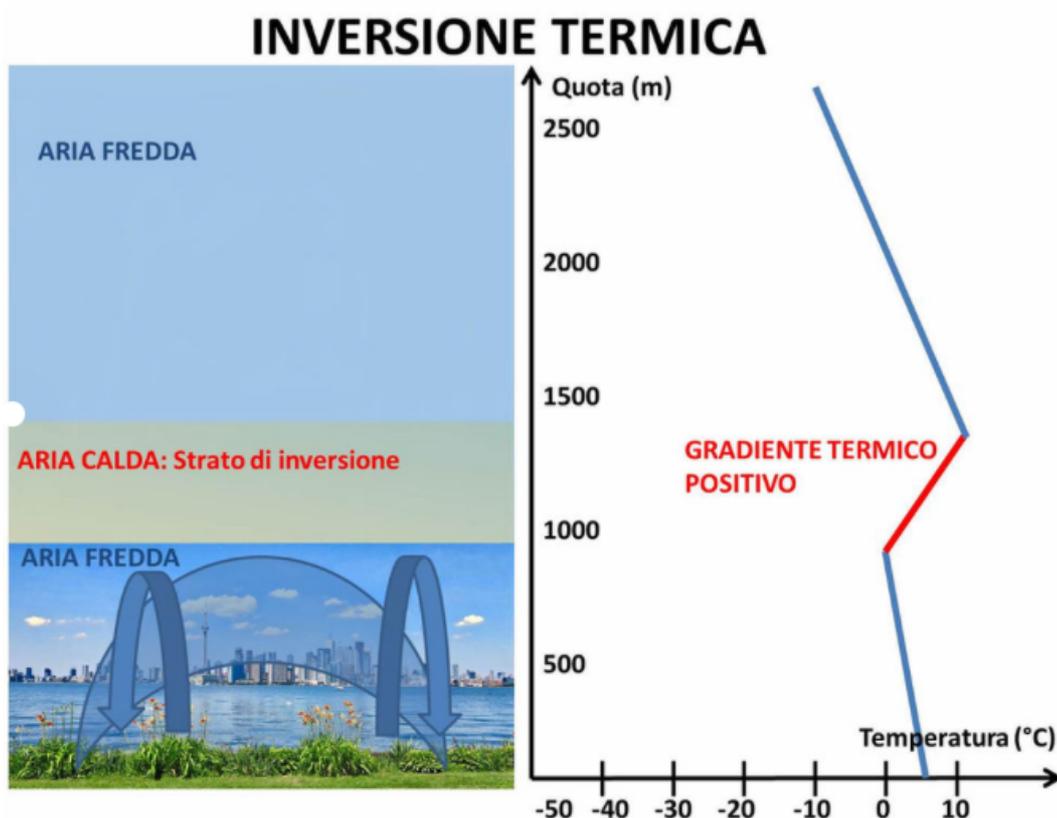


Figura 5: Andamento della temperatura a causa dell'inversione termica

3.4 Le sostanze presenti nello Strato Limite Planetario

Dopo aver analizzato i fenomeni che caratterizzano lo strato di atmosfera di interesse, occorre definire le sostanze di origine antropica o naturale presenti all'interno dello Strato di rimescolamento, le quali, a seconda della loro struttura chimica e fisica, possono risultare rilevanti e dannose non solo per gli esseri viventi, ma anche per le componenti abiotiche. Essendo l'atmosfera un sistema dinamico, i suoi costituenti gassosi subiscono continue interazioni chimico-fisiche con la vegetazione, i corpi idrici e gli organismi della sfera biotica. I gas vengono prodotti da reazioni chimiche entro l'atmosfera stessa, tramite processi biologici, eruzioni vulcaniche, decadimenti radioattivi, attività legate all'uomo e, allo stesso tempo, vengono rimossi da reazioni chimiche in aria, attività biologica, processi fisici come la formazione di particelle, e tramite deposizione secca o umida sulle superfici degli oceani e su quella terrestre. Vi è la necessità di prestare attenzione al tempo di permanenza medio della molecola di gas in atmosfera, il quale può variare con un range molto ampio che va dai secondi fino ai milioni di anni, a seconda del tipo di processo di rimozione e della tipologia della sostanza in questione. La maggior parte delle sostanze che vengono considerate inquinanti atmosferici vengono prodotte sia da processi naturali e sia da attività collegate all'uomo, per cui è importante capire in che modo queste possono essere introdotte e rimosse dal comparto aria. Per quanto concerne le reazioni chimiche in atmosfera, le sostanze possono essere alterate principalmente in due modi, una tramite la radiazione solare che in certi casi è in grado di scindere la molecola (reazione fotochimica) e l'altra quando due o più molecole interagiscono tra di loro producendo delle nuove specie. In tal caso la reazione chimica viene chiamata omogenea se avviene in un'unica fase (gas-gas), oppure eterogenea se avviene tra fasi diverse (gas-liquido o gas-solido).

Durante il trasporto in atmosfera quasi tutte le sostanze in un modo o nell'altro partecipano a reazioni chimiche che possono modificarne il loro stato chimico-fisico e le proprie caratteristiche rispetto alla loro genesi, il che riguarda anche il loro stato di tossicità. Solitamente questi processi chimici portano ad avere sostanze con stati di ossidazione maggiori rispetto ai precursori, il che, frequentemente, porta ad avere incrementi di polarità, e quindi incrementi di solubilità in acqua, o altre modifiche rispetto alle caratteristiche fisiche e chimiche precedenti.

Da queste valutazioni, si può considerare l'atmosfera equivalente ad un enorme reattore chimico in cui diversi tipi di specie vengono introdotte e rimosse secondo scale temporali e spaziali diverse. Si può notare nella figura sottostante (Figura 4) come le due scale siano fortemente correlate, ad esempio, per lunghi tempi di permanenza risultano grandi variabilità spaziali e viceversa.

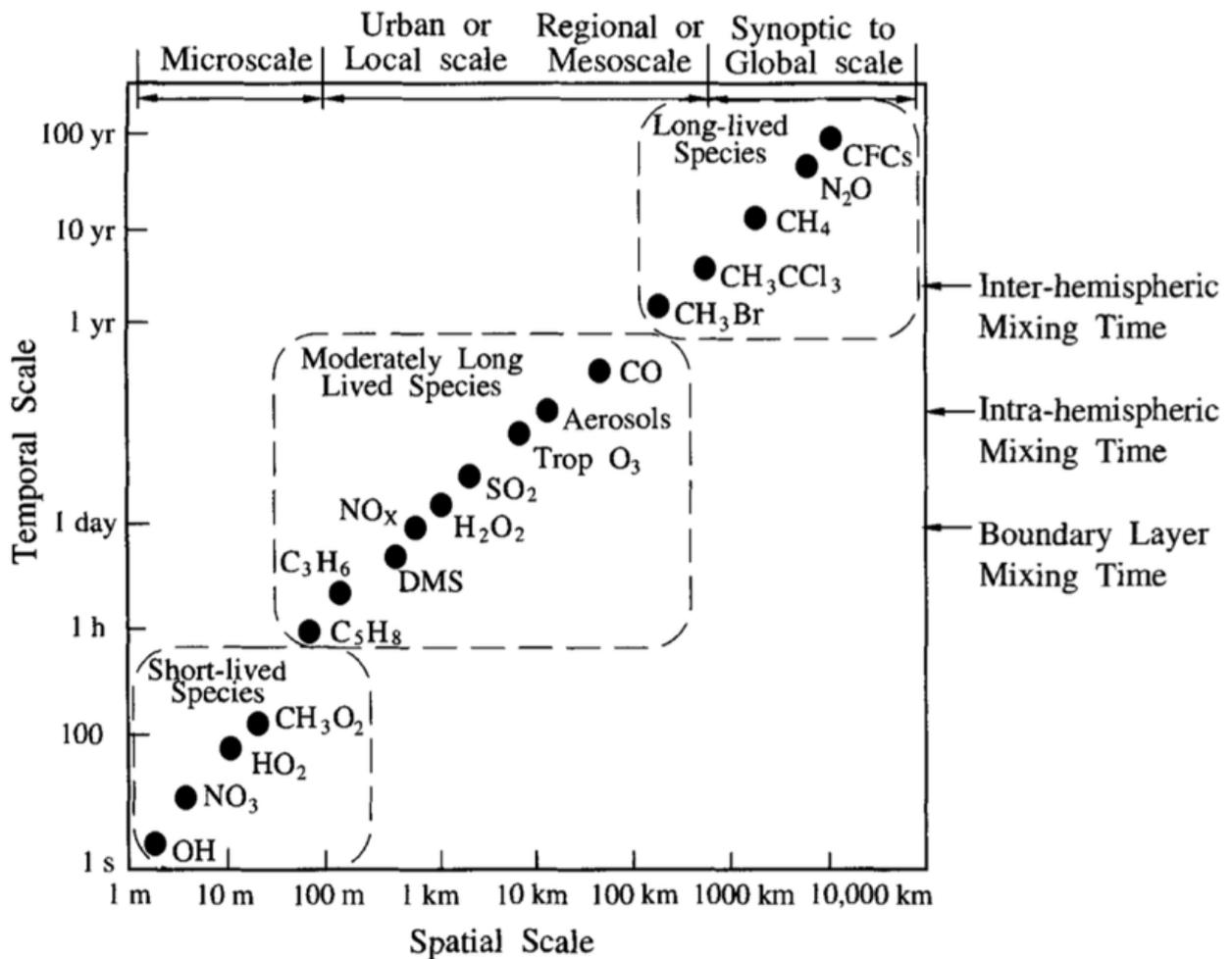


Figura 4: Scale temporali e spaziali delle sostanze in atmosfera

Nella figura si può notare come le specie siano state raggruppate in tre tipologie che sono specie a vita breve, le quali si ritrovano in basso a sinistra, specie con permanenza moderatamente lunga e specie a lunga permanenza. Il primo raggruppamento di sostanze subisce trasformazioni entro i primi metri ed è dominato dalla turbolenza, il secondo raggruppamento va da condizioni locali come quelle dettate dalle strutture delle città fino a condizioni regionali legate a più interferenze ed infine il terzo raggruppamento si muove su scale spaziali dell'ordine delle migliaia di chilometri e può arrivare ad influenzare l'intero globo. Nella tabella sottostante è possibile valutare quali siano le principali sostanze ed i principali componenti che vanno ad influenzare la qualità dell'aria negativamente:

Tabella 4: Principali sostanze importanti per i vari tipi di inquinamento

Indoor air pollution	Outdoor urban air pollution	Acid deposition	Stratospheric reduction	Global warming
Gases				
Nitrogen dioxide	Ozone	Sulfur dioxide	Ozone	Carbon dioxide
Carbon monoxide	Nitric oxide	Sulfuric acid	Nitric oxide	Methane
Formaldehyde	Nitrogen dioxide	Nitrogen dioxide	Nitric acid	Nitrous oxide
Sulfur dioxide	Carbon monoxide	Nitric acid	Hydrochloric acid	Ozone
Organic gases	Ethene	Hydrochloric acid	Chlorine nitrate	CFC-11
Radon	Formaldehyde	Carbon dioxide	Bromine nitrate	CFC-12
	Toluene		CFC-11	Water vapor
	Xylene		CFC-12	
	PAN			
Aerosol Particle Components				
Black carbon	Black carbon	Sulfate	Chloride	Black carbon
Organic matter	Organic matter	Nitrate	Sulfate	Brown carbon
Sulfate	Sulfate	Chloride	Nitrate	Other organic matter
Nitrate	Nitrate			Sulfate
Ammonium	Ammonium			Nitrate
Allergens	Soil dust			Ammonium
Asbestos	Sea spray			Soil dust
Fungal spores	Tire particles			Sea spray
Pollens	Lead			
Tobacco smoke				
CFC, chlorofluorocarbon; PAN, peroxyacetyl nitrate.				

3.4.1 Vapore Acqueo H₂O(g)

Il vapore acqueo è l'acqua nel suo stato gassoso. E' incolore, inodore ed è considerato uno tra i gas serra con più alta concentrazione in atmosfera (Schmidt *et al* 2010), il quale in media rispetto a quest'ultima si aggira intorno allo 0.33% in volume, ma può raggiungere anche il 4/5%. E' fondamentale per il ciclo idrologico della terra e per mantenere il clima idoneo per la vita sul pianeta, ma, nonostante la sua produzione sia per lo più di origine naturale, è importante sottolineare come le emissioni antropiche, come ad esempio l'evaporazione durante le irrigazioni, i sistemi di raffreddamento delle centrali elettriche, aviazione o uso di acqua all'interno delle abitazioni (Steven C Sherwood *et al* 2018), possano influenzare le temperature locali, la stabilità atmosferica, l'umidità relativa e la nuvolosità (Jacobson 2008a), i quali sono tutti parametri importanti per la propagazione degli inquinanti. Nella tabella sottostante (tabella?) è possibile analizzare le principali fonti ed i mezzi con cui il vapore acqueo viene prodotto o rimosso:

Tabella 5: Sorgenti e meccanismi di rimozione del vapore acqueo

Sources	Sinks
Evaporation from oceans, lakes, rivers, and soil	Condensation to liquid water in clouds
Sublimation from sea ice and snow	Vapor deposition to ice crystals in clouds
Transpiration from plant leaves	Deposition to oceans, sea ice, snow, and soils
Atmospheric chemical reaction	Atmospheric chemical reaction
Evaporation during power plant industrial water cooling	
Evaporation during irrigation	
Fossil fuel, biofuel, and biomass burning combustion	

La fonte principale di vapore acqueo è di origine naturale, la quale comprende principalmente l'evaporazione dei grandi corpi idrici, e costituisce circa l'85% dell'approvvigionamento in atmosfera. Un altro importante contributo viene fornito dal processo di evapotraspirazione, ovvero nel trasferimento di un quantitativo di acqua allo stato gassoso attraverso la vegetazione e direttamente dal suolo. Invece, per quanto riguarda l'apporto dato dalle sorgenti antropogeniche, è stato stimato essere di circa 1/8000 rispetto alle sorgenti naturali, ma anche se questo quantitativo sembra essere irrisorio, è importante sottolineare come comunque possa creare variazioni rilevanti a livello locale, soprattutto in località distanti da corpi idrici di modeste dimensioni. A livello legislativo non vi sono limitazioni sull'emissione di vapore acqueo e, di conseguenza, sulla sua concentrazione in aria, poiché non viene considerato un inquinante che possa influire direttamente sullo stato di salute delle persone, anche se può diventarlo indirettamente nel momento in cui, passando in fase liquida, ha la possibilità di interagire con inquinanti gassosi a bassa volatilità e/o particelle di sostanze solubili pericolose che possono essere inalate o possono entrare in contatto con l'essere umano per via cutanea, causando problemi di salute.

3.4.2 Anidride carbonica CO₂(g)

L'anidride carbonica, o biossido di carbonio, è un gas serra incolore, inodore ed è uno dei responsabili principali dell'innalzamento della temperatura nel pianeta che causa il riscaldamento globale. La presenza delle sorgenti antropogeniche ha portato ad avere concentrazioni di CO₂ molto elevate che, secondo la Commissione Europea, sono aumentate del 48% rispetto ai livelli

del periodo pre-industriale (prima del 1750). Questo aumento ha creato sopra le città uno strato che Mark Z. Jacobson ha denominato “Carbon Dioxide Domes”, ovvero delle barriere di CO₂ responsabili dell’innalzamento delle temperature locali e del vapor acqueo, le quali contribuiscono ad aumentare le concentrazioni di altri inquinanti che danneggiano direttamente la salute degli esseri viventi. La CO₂ è anche responsabile del raffreddamento della Stratosfera, la quale agisce direttamente sul deterioramento dello strato di Ozono che protegge la terra dalle radiazioni solari. Oltre a queste conseguenze, essendo l’anidride carbonica un acido debole, vi sono anche problemi legati alle piogge acide, le quali possono causare danni agli ecosistemi e alle strutture. Nella tabella sottostante è possibile visionare le principali sorgenti naturali e antropogeniche ed i rispettivi processi di rimozione dell’anidride carbonica atmosferica (Tabella 6):

Tabella 6: Sorgenti e meccanismi di rimozione dell’anidride carbonica

Sources	Sinks
Bacterial fermentation	Oxygen-producing photosynthesis
Bacterial anaerobic respiration	Sulfur-producing photosynthesis
Bacterial aerobic respiration	Bacterial anaerobic respiration
Plant, animal, fungus, and protozoa aerobic respiration	Dissolution in surface water
Evaporation from oceans	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures
Atmospheric chemical reaction	Chemical weathering of carbonate rocks
Volcanic outgassing	Photolysis in upper atmosphere
Biomass burning	
Fossil fuel and biofuel combustion	
Cement production	

Rispetto al vapor acqueo, l’anidride carbonica presenta minori processi di rimozione chimica dall’atmosfera ed è per questo che il suo tempo di permanenza all’interno del comparto risulta di difficile quantificazione, ma con la certezza che appartenga alle centinaia di anni. I principali processi di produzione della CO₂ sono legati principalmente alle azioni antropiche di combustione del carburante ed ai processi di produzione di energia, mentre quelli naturali sono prevalentemente

causati dalla fermentazione batterica, dalla evaporazione dei corpi idrici, dalle eruzioni vulcaniche e dagli incendi boschivi.

Date queste problematiche, molti paesi si sono prodigati a livello legislativo per far sì che le emissioni di anidride carbonica fossero ridotte e per certi settori, come ad esempio quello dell'automobile, si sono imposti dei livelli di emissione da garantire (Per l'Europa il limite fissato da quest'anno si attesta su 95 g/Km di CO₂). A livello sanitario, alte percentuali di anidride carbonica (da 15000 ppm) portano principalmente a problemi respiratori e cognitivi e per livelli ben più superiori a quelli precedenti (100000 ppm) gli effetti possono risultare letali.

3.4.3 Monossido di carbonio CO(g)

Il monossido di carbonio è un gas che risulta incolore, inodore ed insapore, che risulta avere una densità minore rispetto all'aria e ricopre un ruolo marginale nel riscaldamento globale rispetto alle due sostanze esposte precedentemente per via della sua capacità di assorbire le radiazioni del campo infrarosso termico.

Nella tabella sottostante sono elencate le principali sorgenti e fonti di rimozione:

Tabella 7: Sorgenti e meccanismi di rimozione del monossido di carbonio

Sources	Sinks
Fossil fuel and biofuel combustion	Atmospheric chemical reaction to carbon dioxide
Biomass burning	Dissolution in surface water
Atmospheric chemical reaction	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures
Plants and biological activity in oceans	

Il monossido di carbonio si ottiene principalmente dalla combustione incompleta di materiali fossili e biocarburante, ma un apporto importante lo si ha anche da incendi e sistemi di riscaldamento domestici. Per quanto riguarda le fonti di rimozione, la più importante risiede nella trasformazione chimica della CO in CO₂, ma risulta rilevante anche la reazione chimica che porta alla produzione di Ozono.

A livello epidemiologico, il monossido di carbonio risulta tossico in modo elevato (700 ppm per un'ora può risultare fatale), poiché quando inalato ha la capacità di legarsi con l'emoglobina, impedendo il trasporto di ossigeno verso i tessuti periferici. E' stato provato come in Italia circa

l'80% dei casi di avvelenamento rilevati dai Pronto Soccorso si verificano tra le mura domestiche e si stimano circa 500-600 morti l'anno (fonte Ministero della Salute).

3.4.4 Metano CH₄(g)

Il metano è la forma più ridotta del Carbonio in aria, è il più semplice e abbondante gas organico ed è considerato un gas serra, con la capacità di assorbire le radiazioni infrarosse termiche venticinque volte più di quanto faccia l'anidride carbonica. Rispetto agli altri gas organici presenta un tempo di permanenza maggiore, il quale si attesta su un range che va dagli 8 anni fino ai 12 anni ed inoltre è caratterizzato da un basso tasso di dissoluzione in acqua, dato che è relativamente insolubile.

Nella tabella sottostante è possibile vedere le principali sorgenti e fonti di rimozione del Metano:

Tabella 8: Sorgenti e meccanismi di rimozione del metano

Sources	Sinks
Methanogenic bacteria	Atmospheric chemical reaction
Natural gas leaks during fossil fuel mining and transport	Dissolution in surface water
Leaks from deep ocean and from under permafrost	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures
Fossil fuel, biomass, and biofuel combustion	Methanotrophic bacteria
Atmospheric chemical reaction	

Il metano prodotto proviene per circa l'80% da processi naturali, negli ambienti anaerobici, ovvero in condizioni di carenza o assenza di ossigeno, in cui i batteri metanogenici utilizzano la materia organica e, come conseguenza, producono metano.

A livello tossicologico non vi sono problemi diretti con le concentrazioni tipiche che si riscontrano nei contesti indoor e outdoor, ma vi sono limiti per ciò che riguarda le problematiche inerenti al rischio di infiammabilità ed esplosione.

3.4.5 Ozono O₃(g)

L'Ozono è una forma allotropica dell'ossigeno molto reattiva, incolore alle tipiche concentrazioni che si riscontrano e di colore violaceo a concentrazioni più elevate, poiché assorbe le lunghezze

d'onda che caratterizzano il verde nell'intervallo del visibile e trasmette le lunghezze d'onda del rosso e blu. Nel contesto del PBL viene considerato un inquinante molto dannoso per il genere umano, per gli animali, per le piante e per i materiali, di conseguenza vi sono numerosi paesi che si occupano di monitorare la sua concentrazione nello strato basso dell'atmosfera.

Nella tabella qui presente di seguito è possibile vedere le principali sorgenti e le principali fonti di rimozione dell'ozono atmosferico:

Tabella 9: Sorgenti e meccanismi di rimozione dell'ozono

Sources	Sinks
Chemical reaction of O(g) with O ₂ (g)	Photolysis Atmospheric reaction in gas phase and on surfaces Dissolution in surface water Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures

Come si può notare, l'Ozono non è una sostanza che viene emessa direttamente, ma viene prodotta in aria tramite reazioni fotochimiche in cui si creano cicli competitivi che portano alla sua formazione e lo stesso vale anche per i processi di rimozione.

A livello tossicologico, i primi sintomi si avvertono con concentrazioni molto basse e pari a 150 ppb e con l'aumento della sua concentrazione oltre ai 300 ppb vi possono essere compromissioni fatali del sistema respirativo.

3.4.6 Biossido di Zolfo SO₂(g)

Il biossido di zolfo è un gas incolore, irritante e molto solubile in acqua, precursore dell'acido solforico H₂SO₄(aq) che è uno dei responsabili delle piogge acide, dell'alterazione del clima globale e della riduzione dello strato di ozono che protegge il pianeta.

Data la sua pericolosità è uno dei sei contaminanti che vengono monitorati nella maggior parte dei paesi e nella tabella sottostante è possibile analizzare le principali fonti di produzione e rimozione del biossido di zolfo:

Tabella 10: Sorgenti e meccanismi di rimozione del biossido di zolfo

Sources	Sinks
Oxidation of dimethylsulfide	Atmospheric chemical reaction to produce sulfuric acid
Volcanic emission	
Fossil fuel combustion	Dissolution in cloud drops and surface water
Mineral ore processing	
Chemical manufacturing	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures

L'SO₂ viene prodotta dal processo di combustione di composti solidi e liquidi che presentano lo zolfo al loro interno, le fonti principali sono legate alle strutture adibite alla fornitura di energia, ai processi industriali e al traffico veicolare, ma può essere prodotto naturalmente tramite le eruzioni vulcaniche e gli incendi boschivi. Per ciò che concerne i processi di rimozione del biossido di zolfo, questi dipendono principalmente dal grado di umidità in aria, poiché reagendo con le molecole di vapore acqueo vi è la formazione di acido solfidrico, in caso contrario vi può essere la sua deposizione umida o secca.

A livello epidemiologico, data l'alta solubilità del biossido di zolfo, quest'ultimo può interagire con le mucose del tratto respiratorio trasformandosi in acido solforico che causa la sua infiammazione. Inoltre, ad alte concentrazioni vi è la possibilità che i composti a base di zolfo riescano ad arrivare ai polmoni, danneggiandoli e compromettendoli per lunghe esposizioni, arrivando ad essere fatale per concentrazioni superiori alle 400 ppm.

3.4.7 Monossido di Azoto NO(g)

Il monossido di azoto è un gas incolore con forte potere ossidante, è un importante precursore dell'ozono troposferico, dell'acido nitrico HNO₃(g) e del nitrato particolato NO₃⁻. Questa sostanza non influisce direttamente sul clima, al contrario dei suoi prodotti, ma ciò nonostante non vi sono normative riguardo alle concentrazioni di monossido di azoto nell'ambiente esterno.

In tabella è possibile vedere le principali fonti di produzione e rimozione dell'NO:

Tabella 11: Sorgenti e meccanismi di rimozione del monossido di azoto

Sources	Sinks
Denitrification in soils and plants	Atmospheric chemical reaction
Lightning	Dissolution in surface water
Fossil fuel and biofuel combustion	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures
Biomass burning	
Photolysis and kinetic chemical reaction	

A livello naturale la produzione del monossido di azoto è dovuta principalmente dai microrganismi nel suolo e nelle piante durante il processo di denitrificazione, mentre, per ciò che concerne l'ambito antropogenico, è prodotto dalla combustione di carburante fossile, biomassa e biofuel. Le sorgenti di rimozione primarie sono legate maggiormente alle reazioni fotochimiche che si creano in atmosfera.

A livello sanitario l'NO non risulta dannoso sull'essere umano alle comuni concentrazioni in cui si ritrova.

3.4.8 Biossido di Azoto NO₂(g)

Il biossido di azoto è un gas dal colore rossastro, dall'odore pungente, altamente tossico e irritante che, a causa della sua minore densità rispetto all'aria, tende a rimanere ai livelli del suolo. E' un prodotto intermedio tra l'emissione dell'ossido di azoto e la formazione dell'ozono, nonché un immediato precursore dell'acido nitrico, il quale è un importante componente della deposizione acida. Date queste condizioni, la concentrazione di biossido di azoto viene tenuta sotto controllo e regolamentata in molti paesi.

Nella tabella sottostante è possibile vedere le principali sorgenti ed i processi di rimozione della sostanza in questione:

Tabella 12: Sorgenti e meccanismi di rimozione del biossido di azoto

Sources	Sinks
Atmospheric chemical reaction	Atmospheric chemical reaction
Fossil fuel and biofuel combustion	Dissolution in surface water
Biomass burning	Deposition to sea ice, snow, soil, vegetation, and structures

La principale sorgente di formazione di biossido di azoto risiede nelle reazioni fotochimiche di NO in atmosfera, mentre sorgenti minori si possono imputare alle reazioni di combustione di carburante fossile, biofuel e biomassa. Per ciò che concerne le sorgenti di rimozione dell'NO₂, sono di importante sottolineatura le reazioni di fotolisi in atmosfera, le reazioni chimiche e le deposizioni secca e umida, anche se è importante ricordare come il biossido di azoto sia scarsamente solubile in acqua.

A livello sanitario, un'esposizione a concentrazioni tipiche di NO₂ non risulta particolarmente impattante sulla salute, anche se ad alte concentrazioni vi possono essere problemi a livello polmonare ed un incremento delle infezioni respiratorie (concentrazioni superiori a 75 ppb).

3.4.9 Piombo Pb(s)

Il piombo è un metallo pesante di colore grigio che è presente in atmosfera sotto forma di materiale particolato e risulta particolarmente tossico anche in traccia.

Data la sua elevata tossicità, è stato uno dei primi indicatori di inquinamento atmosferico, considerato per la prima volta dagli Stati Uniti d'America nel 1977 e successivamente molti altri paesi hanno iniziato a monitorare e controllare le sue emissioni. Nella tabella sottostante è possibile visualizzare le principali fonti di produzione di piombo atmosferico e i suoi corrispondenti meccanismi di rimozione:

Tabella 13: Sorgenti e meccanismi di rimozione del piombo

Sources	Sinks
Leaded fuel combustion in transportation vehicles	Deposition to oceans, sea ice, snow, soil, and vegetation
Lead acid battery manufacturing	
Lead ore crushing and smelting	Inhalation
Dust from soils contaminated with lead-based paint	
Solid waste disposal	
Crustal physical weathering	

Principalmente il Piombo viene emesso in atmosfera a causa di processi legati all'attività umana, come ad esempio la combustione dovuta all'utilizzo di carburanti con additivi al piombo utilizzati negli autoveicoli, la produzione di batterie al piombo, la messa in discarica di rifiuti solidi pericolosi e di processi naturali legati alla degradazione delle rocce contenenti minerali a base di piombo. I meccanismi di rimozione sono dovuti principalmente alla deposizione secca e umida, meccanismi che portano le particelle di piombo vicine al suolo e quindi facilmente inalabili dagli esseri viventi.

A livello epidemiologico il piombo, anche in piccole tracce, può accumularsi nelle ossa, nei tessuti molli e nel sangue, può intaccare le funzionalità dei reni, del fegato e soprattutto del sistema nervoso. Inoltre, un'esposizione troppo elevata al Piombo può portare all'insorgimento del Saturnismo, ovvero una patologia cronica che può comportare anemia emolitica, nausea, vomito, dolori addominali, disturbi psichici ed insufficienza renale.

4. Il materiale particolato atmosferico

Il particolato atmosferico, solitamente descritto con l'abbreviazione 'PM', viene definito come quel mix di particelle allo stato solido e/o liquido che si ritrova sospeso nel comparto aria. Il PM può avere origine da diverse sorgenti, sia di tipo naturale che antropico, che caratterizzano le sue proprietà fisiche, quali forma, dimensioni, superficie, densità, ma anche la sua composizione chimica e la distribuzione a livello dimensionale⁵². Per questo motivo, il materiale particolato può essere suddiviso in due tipologie, a seconda del tipo di processo di formazione: può essere denominato primario se il suo sviluppo proviene direttamente dalle sorgenti che lo immettono in atmosfera, oppure secondario se la sua formazione avviene tramite processi chimico-fisici dei gas precursori, come ad esempio la conversione di Solfati SO_x , Nitrati NO_x e Ammoniaca NH_3 ¹⁸. In figura (Figura 5) è possibile visualizzare la variabilità a livello morfologico e di densità di particelle analizzate al microscopio provenienti da sorgenti diverse, esempio utile per far comprendere al meglio ciò che è stato descritto precedentemente. Per ovviare il problema della variabilità strutturale del materiale particolato, si utilizza il diametro aerodinamico equivalente d_{eq} , definito come il diametro di una particella sferica avente una densità unitaria pari a 1000 kg/m^3 , la quale risulta muoversi con la stessa velocità di sedimentazione v_{sed} della particella interessata, indipendentemente dal tipo di forma e dalla densità che le appartengono. Nonostante la variabilità dimensionale, il materiale particolato ha la capacità di penetrare nel sistema respiratorio tramite l'inalazione causando problemi a livello respiratorio, cardiovascolare, riproduttivo e danneggiando il sistema nervoso centrale¹¹³.

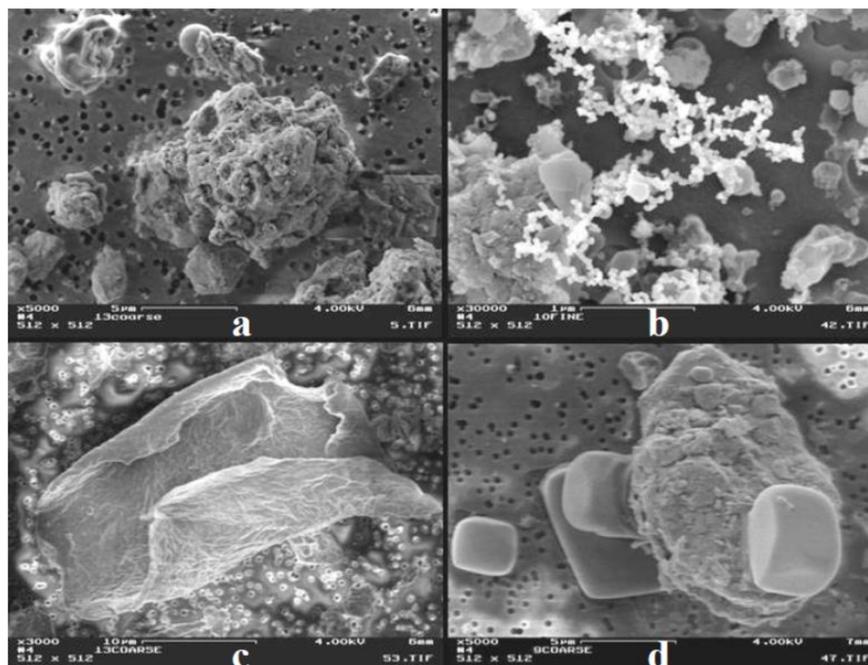


Figura 5: Immagine al microscopio di particelle di diverse forme provenienti da sorgenti diverse

A seconda delle dimensioni e della natura delle particelle, si possono avere differenti definizioni:

- Polveri: particelle solide con diametro incluso nel range 0.25-500 μm , derivanti da processi di frammentazione ed esplosioni;
- Aerosol: particelle solide o liquide in sospensione con diametro al di sotto del micron;
- Esalazioni: particelle solide prodotte da processi chimico-metallurgici che risultano avere un diametro inferiore ad 1 μm ;
- Nebbia: particelle liquide disperse che si ritrovano in prossimità del suolo e che causano una diminuzione di visibilità;
- Fumo: particelle solide originatesi da processi di combustione incompleta, aventi diametro inferiore ai 2 μm e costituite da carbonio o altri materiali legati al tipo di combustibile utilizzato;
- Foschie: particelle di acqua di diametro al di sotto dei 2 μm che si distingue dalla nebbia per un minor addensamento delle particelle;
- Sabbie: particelle solide che manifestano un diametro maggiore di 0.5 mm;

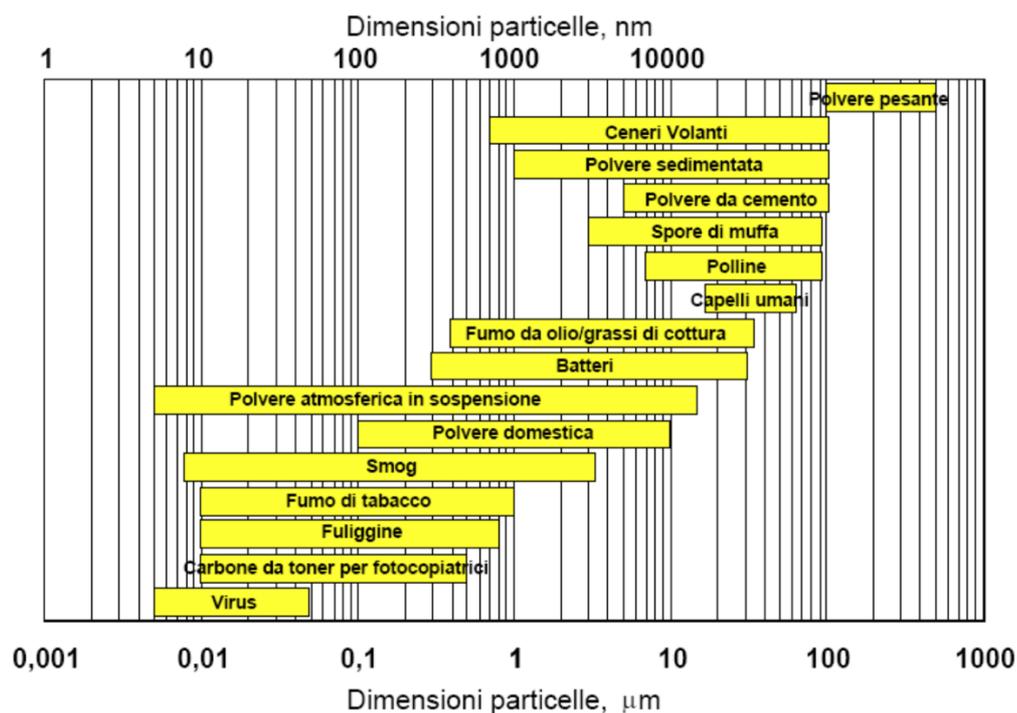


Figura 6: Range dimensionali dei principali materiali particolati

Viste queste distinzioni, è possibile dire che il materiale particolato in atmosfera può comprendere particelle con diverse dimensioni, le quali possono variare di diversi ordini di grandezza, infatti hanno un range che può andare da qualche nanometro fino a valori decisamente elevati di micrometri. Si definiscono principalmente tre tipologie di PM, a seconda del loro diametro

equivalente (definizioni tratte dal Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n.155 per PM₁₀ e PM_{2.5} e dal sito dell'European Environment Agency per PM_{0.1}):

- PM₁₀: materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM₁₀ (norma UNI EN 12341), con un'efficienza di penetrazione del 50% per materiale particolato di un diametro aerodinamico di 10 µm;
- PM_{2.5}: materiale particolato che penetra attraverso un ingresso dimensionale selettivo conforme al metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM_{2.5} (norma UNI EN 14907), con un'efficienza di penetrazione del 50% per materiale particolato di un diametro aerodinamico di 2.5 µm;
- PM_{0.1}: materiale particolato con diametro aerodinamico medio fino a 0.1 µm;

Le tre tipologie di materiale particolato atmosferico vengono comunemente associate, in ordine, a particelle grossolane (coarse), fini (fine) ed ultrafini (ultrafine), le quali sono caratterizzate da fenomeni di formazione di diverso tipo. Attualmente, per quanto riguarda il PM_{0.1}, non vi sono ancora restrizioni a livello legislativo, ma negli ultimi anni si sta avendo un interesse sempre più crescente per ciò che queste particelle possono causare, poiché, data la loro ridotta dimensione e, soprattutto, la loro elevata superficie specifica, riescono a penetrare in profondità all'interno del sistema respiratorio e non solo, aumentando il rischio di contrarre malattie importanti che potrebbero portare al decesso¹. Nella figura sottostante (Figura 2) è possibile visualizzare una classica conformazione, sia in volume che in numero, del materiale particolato in aria, ricordando che l'andamento della curva è legato a diversi fattori del sito, come numero e tipologia di sorgente, fattori climatici e metereologici. Il grafico è di tipo semi-logaritmico, sulle ascisse è possibile visualizzare il diametro aerodinamico delle particelle, mentre sulle ordinate vi è possibile trovare il loro contributo in volume (grafico in basso), oppure il loro contributo a livello quantitativo (grafico in alto). Considerando costante la densità delle particelle secondo la definizione del diametro aerodinamico, è possibile vedere la curva della distribuzione in volume anche come una curva di distribuzione di massa e ciò che ne evince è la presenza di due mode, la prima chiamata "moda di accumulazione" ("accumulation mode") e la seconda chiamata "moda grossolana" ("coarse mode")⁵². La moda di accumulazione, che come si può vedere va da diametri di 0.1 a 2.5 µm, è la risultante della somma di due sotto-mode che si sovrappongono, la "sotto-moda di condensazione" ("condensation submode") che è legata alle sorgenti che emettono materiale particolato primario, alla condensazione di gas precursori ed alla coagulazione delle particelle di dimensioni minori causa collisione, e la "sottomoda della goccia" ("droplet submode"), legata agli agglomerati di particelle di dimensione fine/ultrafine che si sono creati per collisione. Per quanto

riguarda la moda grossolana, essa racchiude le particelle con diametro che va dai 2.5 μm fino ai 50 μm , le quali sono il prodotto di processi fisici meccanici, come meccanismi di erosione crostale, azioni del vento sull'oceano e/o sulla flora, erosione di pneumatici e freni e altri processi legati all'attività umana. Le particelle prodotte in questa moda coprono la maggior parte della concentrazione in massa della distribuzione e a causa della loro dimensione subiscono effetti maggiori per quanto riguarda la deposizione gravitazionale ed il washout dovuto alle precipitazioni che riducono la loro permanenza in atmosfera (ore/giorni).

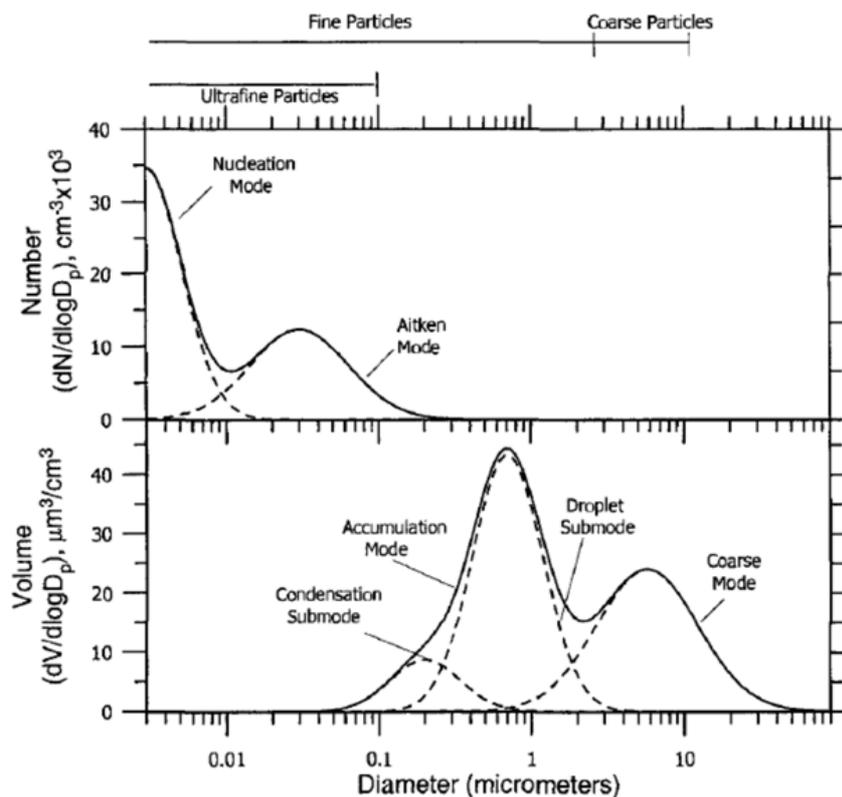


Figura 7: Esempio di distribuzione in numero (sopra) e di distribuzione in volume (sotto)

Se, invece, si considera la distribuzione in numero del materiale particolato, si ottiene una situazione diversa. Mentre nella distribuzione in massa la componente ultrafine risultava irrisoria e praticamente trascurabile, in quella in numero si evince come la maggior parte del contributo sia dato da quest'ultima. Anche in questo caso vi sono due mode principali, la prima chiamata "moda di nucleazione" ("nucleation mode"), la quale caratterizza le particelle con diametro aerodinamico inferiore a 0.01 μm che vengono prodotte dalla nucleazione dei gas precursori o dal raffreddamento/diluizione delle sostanze gassose emesse dalla sorgente e, a seconda delle condizioni atmosferiche, può essere presente o assente. Solitamente vengono registrate alte concentrazioni di particelle all'interno di questo range in prossimità delle sorgenti, con valori che tendono a diminuire col passare del tempo e con l'allontanarsi dalla fonte, poiché, avvenuta la formazione tramite la nucleazione, vi è la possibilità che le particelle entrino in contatto tra di loro e che quindi si instaurino processi di aggregazione. Da studi condotti nel contesto urbano di

Copenhagen, si è notato come il numero di particelle al di sotto dei 30 nm ha subito una riduzione del 27% dal biennio 2002-2004 a quello 2005-2007 grazie all'adozione di carburante diesel con concentrazione di solfuri $<10 \text{ ppm}^{32}$. Invece, la seconda moda prende il nome di “moda di Aitken” (“Aitken mode”) ed è formata per lo più da particelle che offrono la propria superficie per far sì che altre sostanze presenti nel comparto aria possano condensare, ma anche da quelle che vengono prodotte direttamente dai processi di combustione. I range appena descritti possono avere leggeri scostamenti a seconda del tipo di letteratura presa in esame, in tabella (Tabella 14) è possibile osservare gli esempi di classificazione utilizzati per descrivere la moda di nucleazione, la moda di Aitken e la moda di accumulazione da parte dei principali autori che trattano questa tematica.

Tabella 14: Tabella riassuntiva dei range utilizzati in letteratura

Particle modes	Size range (nm)	Source
Nucleation mode	< 20	Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006); Agus et al. (2007)
	< 33	Charron et al. (2008)
	3 - 30	Kittelson (1998); Kittelson et al. (2004; 2005a,b); Rickeard et al. (1996); Gouriou et al. (2004); Roth et al. (2008)
Aitken mode	< 30	Kumar et al. (2008a,b,c,d,2009a,b,c)
	20 - 90	Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006)
	20 - 100	Agus et al. (2007)
	33 - 90	Charron et al. (2008)
Accumulation mode	10 - 100	Seinfeld and Pandis, 2006
	90 - 1000	Kulmala et al. (2004); Monkkonen et al. (2005); Curtius (2005); Lingard et al. (2006)
	30 - 500	Kittelson (1998); Kittelson et al. (2004; 2005a,b); Rickeard et al. (1996); Gouriou et al. (2004); Roth et al. (2008)
	30 - 300	Kumar et al. (2008a,b,c,d,2009a,b,c)
	90 - 120	Charron et al. (2008)
	100 - 1000	Agus et al. (2007)

Ciò che risulta chiaro è che la dimensione delle particelle è inversamente correlata al loro tempo di permanenza all'interno dell'atmosfera, infatti le particelle più grossolane, quindi più pesanti e soggette a sedimentazione per gravità, tendono ad avere tempi di permanenza minori, pari all'ordine di minuti o ore, mentre le particelle con diametro ridotto possono rimanere in sospensione anche per settimane e subire processi di diffusione che le possono trasportare anche per distanze di gran lunga superiori al chilometro rispetto alla loro sorgente.

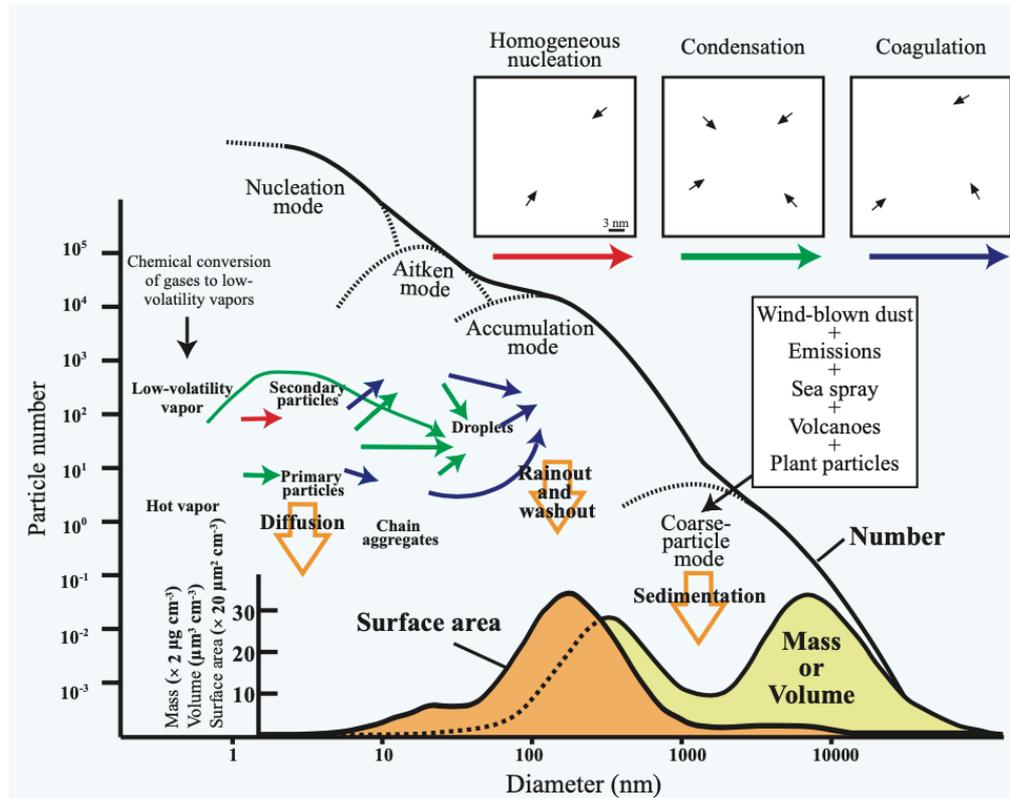


Figura 8: figura riassuntiva delle dinamiche del materiale particolato

Nella figura sovrastante (Figura 8) è possibile analizzare i principali processi che possono portare alla formazione ed alla rimozione del materiale particolato atmosferico, anche se i meccanismi che governano queste dinamiche sono ancora incerti e non del tutto definiti, poiché la presenza di numerosi fattori da considerare, quali l'elevato numero di sorgenti (sia di tipo naturale che antropico), l'eterogeneità del particolato a livello chimico-fisico, la morfologia della zona di interesse e le differenti condizioni meteorologiche, rendono difficoltoso lo sviluppo di un metodo che sia universale e che riesca a fornire risultati con una precisione elevata.

4.1 Composizione chimica

Come accennato precedentemente, il materiale particolato atmosferico risulta variabile su più fronti e tra questi la composizione chimica rappresenta un'importante problematica. Solitamente il PM contiene solfati, nitrati, ammoniaca, materiali organici, specie cristalline, sale marino, ossidi metallici, ioni di idrogeno e tracce di acqua, i quali dipendono in percentuale dal tipo di sorgente e dal processo che porta alla loro produzione. Si è trovato che le particelle fini sono ricche di specie quali solfati, ammoniaca, carbonio elementare e organico e metalli di transizione, mentre per ciò che concerne le particelle grossolane gli elementi predominanti sono risultati essere metalli, materiali cristallini come la silice ed il calcio, e sostanze di origine organica quali pollini, spore e frammenti di vegetazione. I nitrati è possibile trovarli sia nelle frazioni fini che in quelle grossolane, ma sotto forme diverse, poiché nelle fini li si ritrova sotto forma di nitrato d'ammonio

NH_4NO_3 , come prodotto della reazione tra l'acido nitrico HNO_3 e l'ammoniaca NH_3 , mentre nelle frazioni grossolane li si ritrova come risultante delle reazioni tra le particelle grossolane e acido nitrico HNO_3 .

La figura sottostante (Figura 9) mostra la distribuzione di alcune specie ioniche in funzione del diametro aerodinamico del materiale particolato atmosferico e si può notare come, per ciò che riguarda ioni solfato SO_4^{2-} , ioni nitrato NO_3^- e ione ammonio NH_4^+ esistono tre mode:

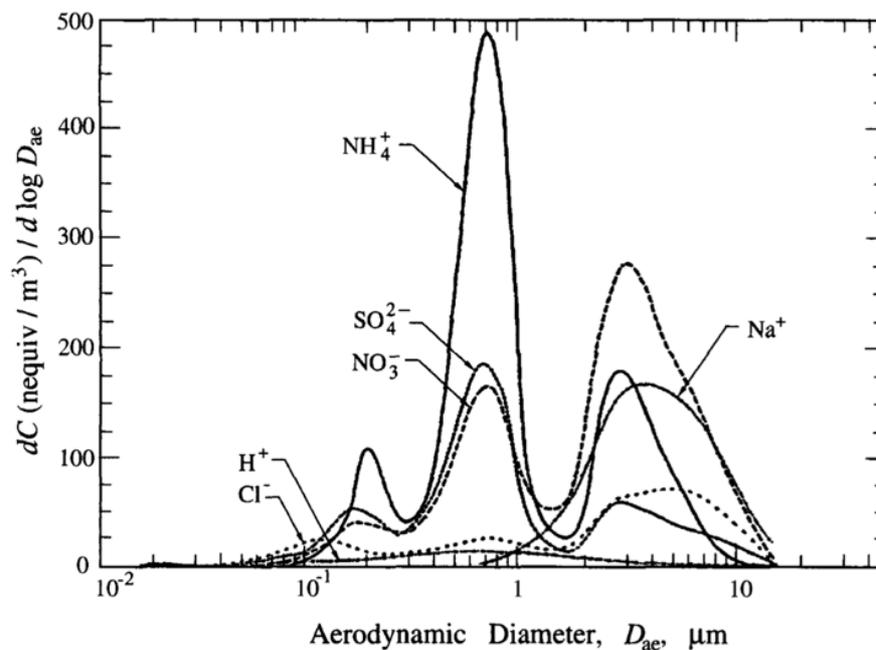


Figura 9: Esempio di distribuzione delle specie ioniche di un campione di materiale particolato

Le prime due sono all'interno del range 0.1-1 μm , le quali sono collegate alla moda della condensazione e alla moda della goccia (droplet mode). Nello specifico, la prima moda mostra un picco nell'intervallo del diametro pari a 0.2 μm , come conseguenza del processo di condensazione dei gas precursori per la formazione di materiale particolato secondario, mentre la droplet mode risulta avere il picco in concomitanza di un diametro pari a 0.7 μm e ciò è legato alle diverse reazioni instaurate con la fase liquida. L'ultima moda, ovvero quella presente per diametri superiori ad 1 μm , mostra come la maggior parte dei nitrati siano in quel range dimensionale come probabile risultato della reazione tra acido nitrico HNO_3 e cloruro di sodio o qualche altro materiale appartenente alla crosta terrestre.

La composizione chimica del materiale particolato cambia particolarmente a seconda se la sorgente è di tipo naturale o antropico: nel primo caso vi è la presenza di minerali provenienti dalla crosta terrestre, di ossidi di alluminio e ferro, sali di origine carbonacea e composti a base di silice. Per quanto riguarda le sorgenti prodotte dall'attività umana, il materiale particolato è principalmente formato dai prodotti di combustione dovuti al tipo di carburante, come metalli pesanti, idrocarburi, diossine, composti clorurati e carbonio elementare.

4.2 Particolato ultrafine

Il materiale particolato ultrafine, spesso denominato con l'acronimo 'UF', rappresenta quella categoria di particelle liquide e solide di dimensione inferiore ai 100 nanometri che viene prodotta da processi naturali e attività legate all'essere umano. Queste particelle risultano di particolare interesse poiché, date le loro dimensioni praticamente impercettibili, mostrano proprietà decisamente diverse da quelle di dimensione più grande a causa dell'elevato numero e della superficie specifica molto maggiore. Le caratteristiche sopracitate vengono sfruttate in modo vantaggioso nel settore delle nanotecnologie, ma è inevitabile che producano effetti negativi sulla salute che, in alcuni casi, possono essere di gran lunga più nocivi rispetto a quelli già conosciuti inerenti alle polveri di diametro maggiore come il PM_{10} ed il $PM_{2.5}$. Le normative vigenti e gli studi epidemiologici sono basati principalmente sulla valutazione del particolato in atmosfera in termini di concentrazione in massa, il che può essere un valido indicatore di tossicità per la salute, ma allo stesso tempo non rappresenta un adeguato metodo per dimostrare gli effetti del particolato ultrafine, il quale risulta proporzionale al numero di particelle e alla loro superficie specifica. Di conseguenza, gli effetti sulla salute umana non verrebbero rappresentati realmente dalle classiche metodologie di misura del materiale particolato atmosferico e le strategie finalizzate alla sua riduzione potrebbero risultare poco efficaci per ciò che concerne il $PM_{0.1}$.

La concentrazione di particolato ultrafine in atmosfera risulta intrinsecamente variabile a causa di diversi processi che ne modificano le dimensioni e, di conseguenza, il numero. Questi processi prendono il nome di nucleazione, coagulazione, condensazione ed evaporazione. Altri fattori che entrano in gioco sono le condizioni meteorologiche e le componenti che si inseriscono all'interno del processo di formazione di nuove particelle, quali la presenza di gas precursori e di particelle preesistenti. Da studi effettuati in precedenza, si è notato come vi siano tipiche concentrazioni di particolato ultrafine nell'ordine (Figura 10):

- 10^2 - 10^4 particelle cm^{-3} per aree rurali e marine;
- 10^5 particelle cm^{-3} per aree urbane;
- 10^5 - 10^6 particelle cm^{-3} nei pressi dei bordi delle strade con alta densità di traffico;

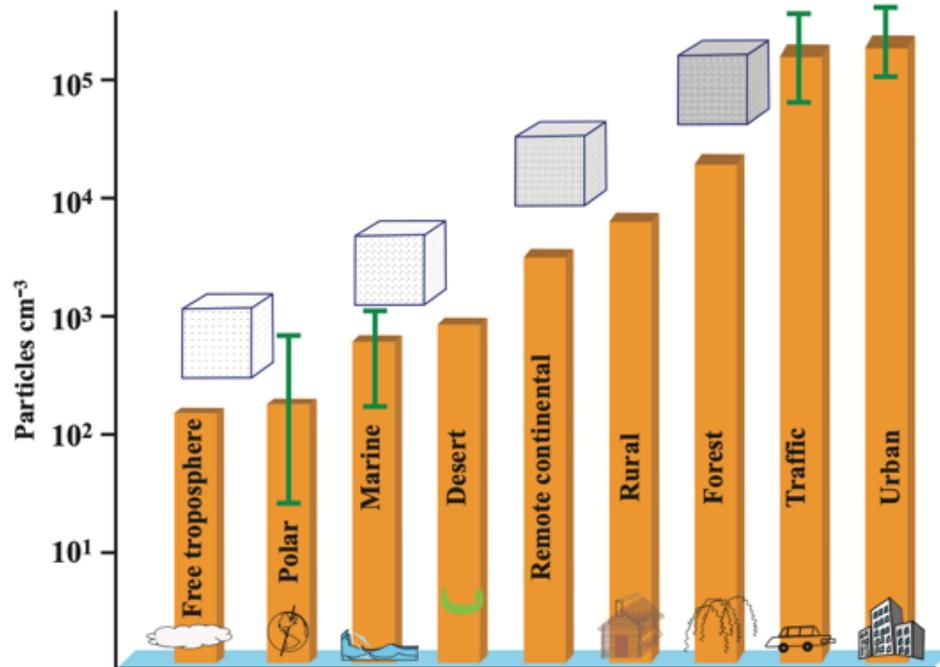


Figura 10: Tipiche concentrazioni che si ritrovano in determinati ambienti

Inoltre, vi sono influenze dovute agli andamenti stagionali e giornalieri tipici, dove si denotano concentrazioni maggiori nei periodi invernali rispetto a quelli estivi e durante le giornate è stato provato come picchi di concentrazione si abbiano nei momenti di punte di traffico (ovvero tra le 7-9 e tra le 17-19) e poco dopo l'orario di mezzogiorno a causa delle reazioni fotochimiche. Nei grandi insediamenti urbani, dove vi è l'esposizione maggiore per quanto riguarda l'inquinamento da parte degli esseri umani, la sorgente principale delle particelle ultrafini è dovuta ai processi di combustione provenienti dagli autoveicoli e, in parte, dal riscaldamento domestico. Per quest'ultimo, l'intervallo di concentrazione si attesta intorno ai diametri che vanno da 0.02 a 0.04 μm , intervallo molto simile a quello caratterizzante le emissioni da traffico, ma con una moda meno marcata a causa della presenza di più sorgenti che possono influenzare la distribuzione.

La presenza di materiale particolato ultrafine viene riscontrata anche negli ambienti definiti "indoor", nell'ordine delle 10^3 - 10^4 particelle cm^{-3} , la quale causa può essere additata alla presenza di sorgenti interne come fumo di sigaretta, riscaldamento a base di materiale fossile, utilizzo di fornelli e sistemi di pulizia. Minore è la dimensione delle particelle e maggiore è la loro superficie specifica, la reattività chimica e la capacità di deposizione all'interno del sistema respiratorio tramite inalazione⁴⁶. La tossicità delle particelle ultrafini risiede in differenti fattori come la concentrazione in numero e la distribuzione dimensionale, la superficie specifica, l'affinità chimica, la morfologia, la composizione chimica e le proprietà magnetiche e ottiche¹¹⁶. Numerosi studi hanno mostrato l'associazione tra l'esposizione alle polveri submicrometriche e l'incremento dello stress ossidativo, di infezioni polmonari e di problematiche cardiovascolari¹¹³. Quando le nanoparticelle vengono rilasciate dalla sorgente, la dimensione e la forma di queste ultime viene

modificata con il passare del tempo e dello spazio ed il tasso di trasformazione delle suddette è governato dai processi fisico-chimici e biologici che avvengono nel comparto atmosfera³³. Questi processi, quali ad esempio coagulazione, aggregazione e deposizione secca, dipendono da fattori come concentrazione in numero delle particelle, presenza di gas precursori e condizioni meteorologiche che possono incrementare o meno la diluizione delle sostanze in aria. Un esempio che va a constatare quanto detto precedentemente è dato da uno studio effettuato da Carpentieri e Kumar³⁹, in cui è stato documentato come la concentrazione delle nanoparticelle provenienti dall'emissione di una macchina che utilizza come carburante del diesel può variare di un ordine di grandezza entro pochi metri di distanza dalla sorgente. Inoltre, a livello temporale, le concentrazioni possono variare di diversi ordini di grandezza entro pochi secondi, specialmente nei pressi della sorgente⁸⁴.

4.3 Formazione e crescita di nuove particelle

Come spiegato precedentemente, il materiale particolato atmosferico di dimensione inferiore a 0.01 μm appartiene alla moda di nucleazione. Con nucleazione s'intende il processo fisico/chimico che permette la nuova formazione di particelle, partendo da gas precursori. I motivi alla base di questo fenomeno sono di complessa comprensione e dipendono da numerosi fattori, come emissione di precursori, tipologia e numero di aerosol presenti, parametri climatici e meteorologici quali radiazione solare, umidità e temperatura, e processi legati a reazioni fotochimiche. Studi riferiscono come nuovi eventi di formazione avvengano in condizioni di elevata radiazione solare, bassa velocità del vento e bassa percentuale di umidità relativa (Rimnacova et al. 2011).

Attualmente si è notato come la formazione di materiale particolato atmosferico è strettamente correlata alle proprietà chimiche delle sostanze presenti in atmosfera, le quali più importanti risultano essere l'acido solforico, l'ammoniaca e composti organici in fase aeriforme, mentre per ciò che riguarda i processi che includono altre sostanze vi sono studi in corso. Esistono due tipologie di nucleazione, una di tipo omogeneo e l'altra di tipo eterogeneo. La nucleazione omogenea è quel processo in cui una sostanza in fase aeriforme nuclea su di un cluster di molecole della stessa tipologia, senza che vi sia la presenza di una qualche sostanza estranea, mentre la nucleazione eterogenea riguarda sempre lo stesso processo, ma in questo caso la sostanza in fase vapore nuclea su di un'altra sostanza che è in fase diversa, come ad esempio uno ione o una particella in stato solido. Per comprendere al meglio questo processo, verrà esposta la teoria alla base della nucleazione omogenea, così facendo sarà possibile evidenziarne i principali parametri che ne influenzano il processo.

4.3.1 Nucleazione omogenea

Per prima cosa, vi è la necessità di definire una sostanza pura A che passa dallo stato vapore allo stato liquido attraverso la seguente reazione:



dove A_v rappresenta la sostanza in fase aeriforme e A_l rappresenta la stessa in fase liquida. Per comprendere la formazione di una singola goccia della sostanza A con raggio R_p occorre considerare la variazione dell'energia libera di Gibbs ΔG , legata alla reazione sovrastante:

$$(4.2) \quad \Delta G = G_l - G_v + 4\pi R_p^2 \sigma \text{ [kJ/mol]}$$

in cui $4\pi R_p^2 \sigma$ rappresenta l'energia libera associata all'interfaccia della goccia, σ la tensione superficiale e $G_l - G_v$ l'energia libera associata alla modifica di potenziale chimico della fase aeriforme a quella condensata. Sostituendo opportunamente i parametri dell'equazione appena scritta, è possibile riscriverla come segue:

$$(4.3) \quad \Delta G = -\frac{4}{3}\pi R_p^3 \frac{KT}{V_l} \ln \frac{p_a}{p_a^\circ} + 4\pi R_p^2 \sigma = -\frac{4}{3}\pi R_p^3 \frac{KT}{V_l} \ln S + 4\pi R_p^2 \sigma \text{ [kJ/mol]}$$

dove T rappresenta la temperatura, K la costante di Boltzmann, $\frac{p_a}{p_a^\circ}$ viene definito come rapporto di saturazione S, ovvero il rapporto tra la pressione di vapore della sostanza pura su di una superficie piana p_a e la pressione parziale all'equilibrio sul liquido p_a° . Ciò che principalmente governa la variazione dell'energia libera di Gibbs ΔG risiede nel raggio della goccia R_p e nel rapporto di saturazione S, dalla quale si possono avere due situazioni:

- Condizione di sottosaturazione ($S < 1$): sia $-\frac{4}{3}\pi R_p^3 \frac{KT}{V_l} \ln S$ che $4\pi R_p^2 \sigma$ sono positivi e ciò implica un aumento di ΔG all'aumentare del raggio della goccia R_p ;
- Condizione di supersaturazione ($S > 1$): l'equazione dell'energia libera di Gibbs ha un termine positivo ed uno negativo; per piccoli valori di R_p si ha che la tensione superficiale σ è il parametro dominante e quindi ΔG è simile alle condizioni di sottosaturazione, invece per valori di R_p rilevanti il primo addendo non è più trascurabile e si ottiene il massimo di ΔG quando il raggio della goccia è uguale al suo raggio critico R_p^* , dopodichè ΔG decresce;

Per ottenere il raggio critico basta imporre a zero la derivata della variazione dell'energia libera di Gibbs rispetto al raggio ($d\Delta G/dR_p=0$) e si ottiene:

$$(4.4) \quad R_p^* = \frac{2\sigma V_L}{KT \ln S} \quad [\text{m}]$$

Ciò che si può notare dalla formula è come il raggio critico di una sostanza pura dipenda dalle proprietà della sostanza e dalla condizione di supersaturazione.

Come è possibile vedere in Figura 11, dato che il delta dell'energia libera di Gibbs ha il suo massimo per il raggio pari al raggio critico, in quel punto della curva vi sarà un equilibrio metastabile, che può portare a due situazioni:

- Se una molecola della fase aeriforme si attacca ad una particella liquida in condizioni metastabili, allora il ΔG diminuisce verso destra e la reazione di accrescimento può avvenire;
- Se una molecola della fase liquida evapora dalla particella in condizioni metastabili, allora il ΔG diminuisce verso sinistra, facendo evaporare la particella e non consentendo la reazione di accrescimento;

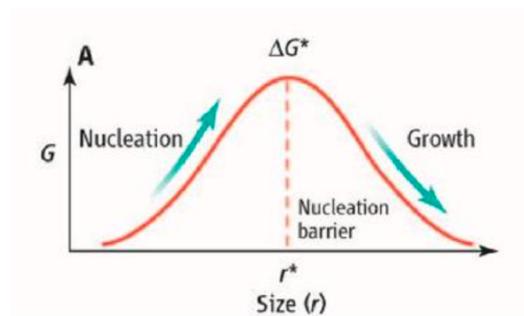


Figura 11: Andamento dell'energia libera di Gibbs in funzione del raggio della goccia

Inoltre, ΔG in condizioni critiche si può scrivere come:

$$(4.5) \quad \Delta G^* = -\frac{4}{3}\pi\sigma R_p^{*2} = \frac{16\sigma}{3} \frac{\sigma^3 V_L^2}{(KT \ln S)^2} \quad [\text{kJ/mol}]$$

Un tipico processo di nucleazione è quello che avviene tra acqua e acido solforico, in questo caso la nucleazione viene definita binaria, poiché sono coinvolte due sostanze, ed avviene a causa della pressione di vapore bassa che caratterizza l'acido solforico alle temperature che vengono riscontrate di solito in atmosfera.

Avvenuta la formazione di acido solforico in fase vapore, esso può pervenire facilmente alle condizioni di supersaturazione e può partire il processo di condensazione. Nel caso in cui le molecole di acido solforico non interagiscono con le particelle preesistenti in aria, possono collidere e creare cluster con altre stesse molecole e/o con molecole di acqua. Questi nuclei appena formati possono crescere ulteriormente e, se riescono a superare il valore di ΔG^* , si perviene all'origine di materiale particolato stabile termodinamicamente.

Il processo di nucleazione appena citato ha descritto il fenomeno della nucleazione dal punto di vista della singola particella e ora si andrà a valutare l'interazione gas-popolazione di particelle, nello specifico sui cambiamenti all'interno della popolazione, quando le particelle al suo interno si ritrovano ad essere sede della condensazione dei vapori e quando, a causa dei loro movimenti, si ritrovano a collidere e ad aderire tra di loro. Durante questi processi il diametro delle particelle subisce una modifica che porta a cambiamenti di forma nella distribuzione dimensionale del gruppo di particelle.

4.3.2 Coagulazione e condensazione

Nel caso in cui una goccia pura di liquido, all'interno di un ambiente supersaturo, si ritrovi a superare il valore richiesto dall'equazione di Kelvin, che è il seguente:

$$(4.6) \quad p_a = p_a^\circ \exp\left(\frac{2\sigma V_l}{KTR_p}\right)$$

La goccia inizierà a crescere per condensazione di vapore sulla sua superficie. L'equazione che permette di descrivere la velocità di mutamento di una distribuzione particellare a causa della condensazione, sotto le ipotesi di regime di crescita continuo, è la seguente:

$$(4.7) \quad \frac{dD_p}{dt} = \frac{A}{D_p} \text{ [m/s]}$$

Con $A = 4D_i M_i (p_i - p_{eq,i}) / (RT\rho_p)$

I parametri che caratterizzano l'equazione sono il coefficiente di diffusione per la specie i-esima in aria D_i , il rispettivo peso molecolare M_i , la sua pressione di vapore p_i lontana dalla particella, la pressione di vapore all'equilibrio $p_{eq,i}$, la costante universale dei gas R e la densità della particella ρ_p .

Per trovare la soluzione si utilizza il metodo delle caratteristiche per equazioni a differenziali parziali e si ottiene:

In cui D_{p0}^2 è una costante che corrisponde al diametro iniziale sotto una certa caratteristica.

Inizialmente la dimensione della goccia è minore del cammino medio libero del gas che la circonda e la teoria cinetica dei gas governa la velocità di arrivo della molecola in fase aeriforme, ma quando la sua dimensione diventa maggiore del cammino medio libero, la velocità di arrivo della molecola di vapore dipende dalla velocità di diffusione molecolare sull'area superficiale della goccia. Discorso analogo per l'evaporazione, ma con direzione di svolgimento opposto, ovvero vi sarà quando la pressione parziale dell'ambiente risulterà minore della pressione di vapore saturo.

Vi è da sottolineare come la distribuzione dimensionale può variare anche a causa degli effetti indotti dai moti browniani, idrodinamici, elettrici e gravitazionali. Di conseguenza, vi potranno essere fenomeni di coagulazione che porteranno le particelle ad unirsi ed a formare un agglomerato di dimensioni superiori: se le collisioni sono causate dai moti browniani si tratterà di coagulazione termica, in caso contrario prenderà il nome di coagulazione cinetica.

Seguendo la teoria della diffusione, è possibile scrivere l'equazione della variazione di concentrazione di una popolazione di aerosol attorno ad una particella di riferimento:

$$(4.9) \quad \frac{dN}{dt} = -\frac{1}{2}kN^2(t)$$

Dove k rappresenta il coefficiente di coagulazione, N la concentrazione delle particelle al tempo t e la cui soluzione è:

$$(4.9.1) \quad N(t) = \frac{N_0}{1+(t/\tau_c)}$$

In cui N_0 è la concentrazione iniziale della popolazione di aerosol e τ_c rappresenta il tempo caratteristico per la coagulazione pari a $2/kN_0$.

Per quanto riguarda la coagulazione termica, vi sono analogie con la crescita per condensazione, per cui le particelle che impattano la superficie della particella di riferimento la fanno crescere, anche se non esistono le condizioni di supersaturazione. L'immediata conseguenza di questo processo è la diminuzione di concentrazione in numero dovuta all'aumento della dimensione delle particelle.

Il materiale particolato atmosferico ha la peculiarità dell'aver un alto rapporto superficie/massa, rapporto crescente per dimensioni minori, e perciò sulla sua superficie si possono instaurare diverse interazioni tra le molecole di vapore e le particelle. Queste interazioni sono dovute a

reazioni che possono implicare delle modifiche a livello di composizione e densità, generando una variazione dimensionale che non necessariamente porta ad una crescita particellare.

Le reazioni tra le particelle possono essere di tre tipi:

- All'interno della particella
- Tra particelle di diversa composizione chimica
- Tra particelle e specie chimiche in fase aeriforme

Nel primo tipo la cinetica chimica domina le reazioni, nel secondo la velocità di arrivo delle particelle sulla particella di riferimento pare essere il fattore dominante e nell'ultimo tipo la velocità di arrivo della molecola della fase gas sulla particella governa il processo ed è descritta dall'equazione di crescita del processo di condensazione. Nell'ultimo tipo di reazione è possibile distinguere due processi: l'assorbimento delle molecole di gas che solubilizzano nella goccia fino al raggiungimento del limite di solubilità e l'adsorbimento delle molecole della fase gassosa sulla superficie solida grazie alle forze di Van der Waals (adsorbimento fisico) o grazie ai legami chimici veri e propri (adsorbimento chimico). La differenza sostanziale tra i due tipi di adsorbimento risiede nel fatto che quello fisico può essere reversibile, mentre quello chimico non lo permette.

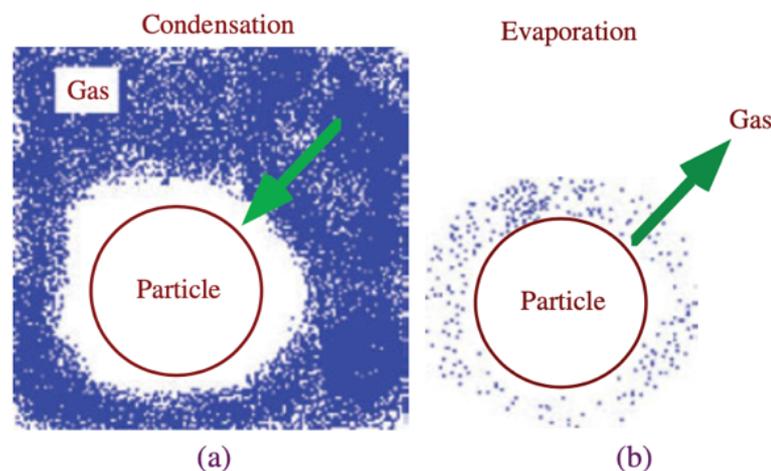


Figura 12: Rappresentazione dei processi di Condensazione e di Evaporazione

4.4 Processi di rimozione delle particelle

Il materiale particolato può essere rimosso dall'aria tramite una serie di processi che dipendono dalle condizioni meteorologiche e dalle dimensioni delle particelle, i quali possono essere riassunti nei seguenti: deposizione secca, deposizione umida e sedimentazione.

4.4.1 Deposizione secca e sedimentazione

La deposizione secca e la sedimentazione sono processi di trasporto delle particelle dall'atmosfera sulla superficie in assenza di precipitazioni. La sedimentazione è dovuta principalmente alla forza di trascinamento che l'aria imprime alle particelle e all'inerzia di queste ultime, mentre i fattori che dominano la deposizione sono il livello di turbolenza atmosferica, le proprietà chimiche delle specie e le caratteristiche chimico-geometriche della superficie che le riceve, poiché determinate condizioni di quest'ultima possono favorire o meno il deposito del materiale particolato aerodisperso. Gli ostacoli naturali, ad esempio gli alberi, favoriscono la deposizione secca. Per definire il quantitativo di materiale che si deposita si utilizza la seguente equazione di flusso verticale, con l'ipotesi di flusso costante sull'orizzontale:

$$(4.9.2) \quad F = -v_d C(z) \quad [\text{g/m}^2\text{s}]$$

In cui v_d rappresenta la velocità di deposizione e $C(z)$ la concentrazione di inquinante all'altezza di riferimento. Il vantaggio di questa equazione risiede nel fatto che tutti i parametri complessi che influiscono sul fenomeno vengono racchiusi nella velocità di deposizione, ma questo comporta la difficoltà della sua valutazione. La deposizione secca si suddivide in tre fasi:

- il trasporto aerodinamico dominato dalla turbolenza attraverso lo strato superficiale atmosferico fino ad uno strato di aria stagnante adiacente alla superficie, chiamato anche sottostrato quasi laminare;
- trasporto browniano attraverso il sottostrato quasi laminare fino alla superficie;
- adesione delle particelle sulla superficie;

Questi tre step vengono rappresentati in analogia alle resistenze elettriche (Figura 13) e il trasporto delle particelle si assume governato da tre resistenze in serie e una in parallelo, le quali aiutano alla definizione della velocità di deposizione e che sono le seguenti:

- resistenza aerodinamica r_a ;
- resistenza del sottostrato quasi laminare r_b ;
- resistenza canopy r_c ;

- resistenza in parallelo virtuale data dal reciproco della velocità di sedimentazione v_s ;

il contributo di queste resistenze consente di ricavare la velocità di deposizione tramite la formula sottostante:

$$(4.9.3) \quad v_d = \frac{1}{r_t} = \frac{1}{r_a + r_b + r_a r_b v_s} + v_s \quad [\text{m/s}]$$

La resistenza di canopy solitamente viene posta uguale a zero poiché le particelle aderiscono direttamente alla superficie e quindi non vi è un'ulteriore opposizione, cosa che solitamente accade nel caso dei gas.

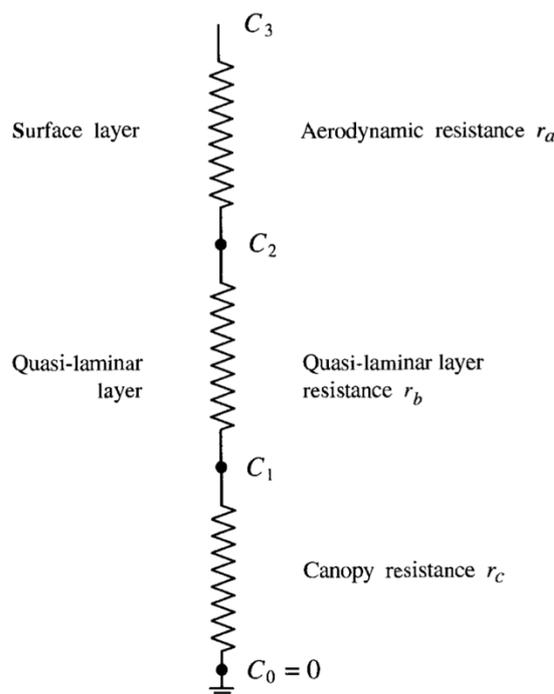


Figura 13: Schematizzazione del processo di deposizione secca

La resistenza aerodinamica r_a e quella dello strato quasi laminare r_b sono influenzate dalla velocità del vento, dalla altezza della vegetazione, dalla dimensione delle foglie e dalla stabilità atmosferica e solitamente la loro somma diminuisce all'aumentare della presenza del vento e dell'altezza della vegetazione. Durante il giorno i valori della resistenza aerodinamica r_a tendono ad essere relativamente bassi, mentre di notte si possono raggiungere valori considerevoli, anche fino a 150 s/m quando la turbolenza è ridotta. La resistenza del sottostrato quasi laminare r_b non varia particolarmente al variare delle condizioni atmosferiche e risulta comparabile ai valori di r_a durante il giorno. In condizioni di stabilità atmosferica r_a domina la deposizione secca, invece in condizioni neutre e instabili r_a raramente controlla il tasso di deposizione.

Un'importante considerazione deve essere fatta riguardo la dimensione delle particelle: questo parametro è quello che più influisce sulla velocità di deposizione del materiale particolato (Figura 14), infatti nel caso delle particelle grossolane vi sono alte velocità di deposizione, mentre nel caso di particelle ultrafini vi sono velocità minori ed il processo che domina la loro deposizione è quello della diffusione browniana.

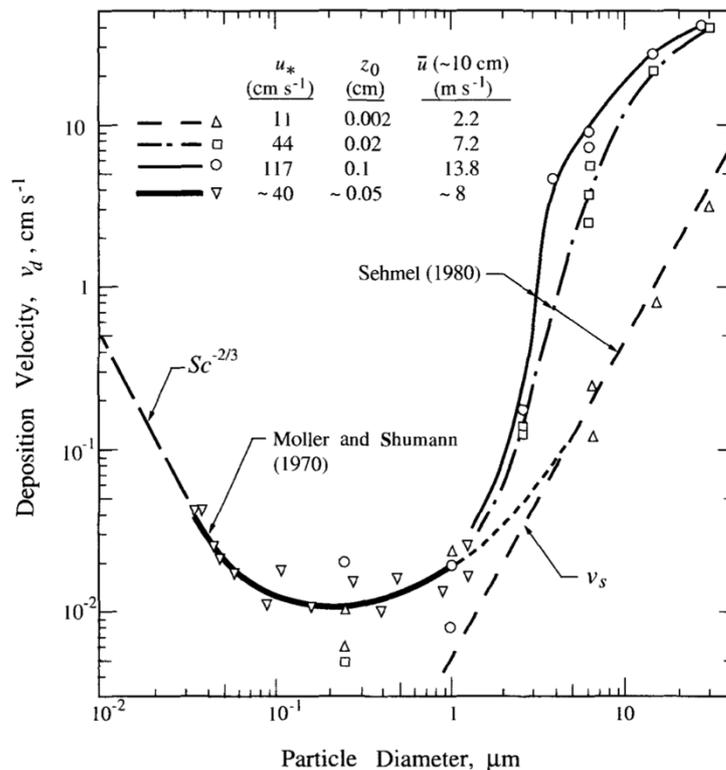


Figura 14: Velocità di deposizione in funzione del diametro della particella

4.4.2 Deposizione umida

La deposizione umida è associata ai processi naturali mediante i quali il materiale particolato viene rimosso dalle idrometeore atmosferiche (gocce di nebbia e nubi, pioggia, neve) e conseguentemente trasportato sulla superficie terrestre. Questo processo include i fenomeni di rimozione umida, precipitazione per scavenging, washout e rainout. La differenza tra gli ultimi due fenomeni sta nel fatto che per il primo la rimozione avviene al di sotto delle nubi, mentre per il secondo il processo si sviluppa al loro interno. Anche nel caso della deposizione umida vi è uno sviluppo in tre fasi:

1. Il materiale particolato deve essere inglobato dall'acqua condensata;
2. Le particelle vengono portate via dalle idrometeore;
3. Le specie entrano a contatto con la superficie terrestre;

C'è da sottolineare come durante questi tre step i composti possono subire trasformazioni fisico-chimiche che sono riassunte nella figura sottostante (Figura 15):

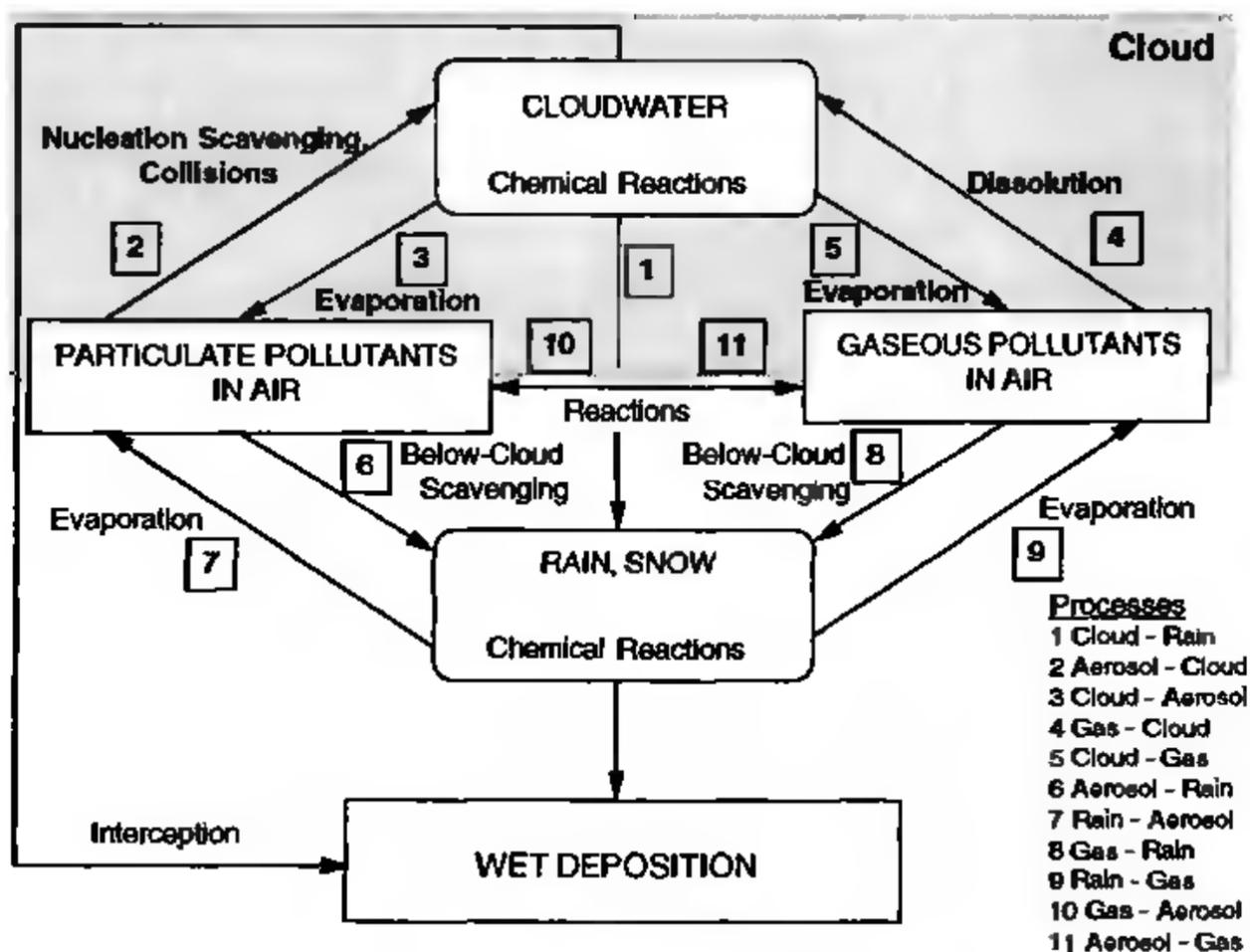


Figura 15: Schema dei processi fisico-chimici che portano alla deposizione umida

Il processo di deposizione umida risulta essere più complesso da comprendere per via delle numerose fasi presenti, come per esempio la fase acquosa che può essere presente in diverse forme e ognuna con una risoluzione dimensionale diversa, ma anche a causa dei processi che si instaurano all'interno e all'esterno delle nubi.

Nel caso in cui ci si ritrovi al di sotto delle nubi, la concentrazione di materiale particolato che viene trasportato dalla pioggia può essere espresso dalla seguente equazione che descrive il tasso di rimozione al di sotto delle nubi F_{bc} :

$$(4.9.4) \quad F_{bc}(t) = \int_0^h \Lambda_g(z, t) C_g(z, t) dz \quad [\text{g/cm}^2 \text{ s}]$$

Dove h rappresenta l'altezza di base della nuvola, $\Lambda_g(z, t)$ il coefficiente di rimozione della specie, il quale è funzione della zona, del tempo, delle caratteristiche dell'evento piovoso e della

distribuzione dimensionale della sostanza in esame, e $C_g(z,t)$ indica la concentrazione di quest'ultima. Il flusso totale si otterrà dalla somma del flusso esposto precedentemente con quello del materiale che si ritrova all'interno delle nubi e che passa all'interno delle gocce di pioggia.

4.5 Effetti sulla salute

Le conseguenze legate all'inalazione del materiale particolato sono dovute alla sua natura e alla sua dimensione, poiché è stato studiato come minore è la sua dimensione e maggiore è la probabilità che le particelle riescano ad addentrarsi all'interno del sistema respiratorio. Inoltre, si è riscontrato come le problematiche nascano quando vi è un modesto quantitativo di particelle lungo i tratti del sistema respiratorio. Gli impatti possono essere immediati e possono portare a irritazione degli occhi e della regione esotoracica, mal di testa e spossatezza, ma la problematica più preoccupante riguarda le malattie che si manifestano a lungo termine.

L'USEPA ha definito le frazioni inalabili e respirabili, corrispondenti del PM_{10} e del $PM_{2,5}$ e in Figura 16 è possibile visionare le zone del sistema respiratorio dell'essere umano che vengono eventualmente interessate dai depositi di materiale particolato.

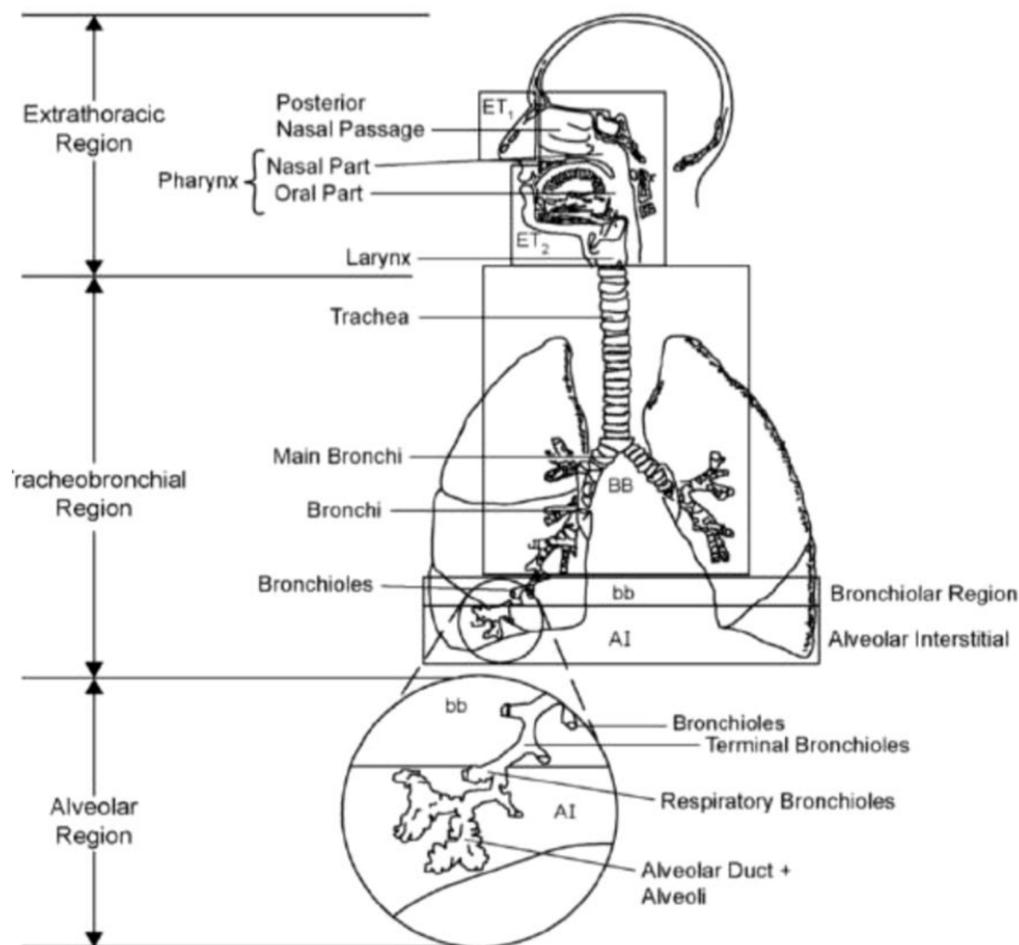


Figura 16: Schema delle zone del sistema respiratorio

L'esposizione al materiale particolato può rivelarsi particolarmente dannoso per categorie di persone più sensibili come bambini, anziani e persone in stato di gravidanza con effetti che possono variare in modo più o meno marcato. I bambini rappresentano la categoria più soggetta agli effetti delle polveri sottili, poiché possono risentire delle conseguenze dell'inhalazione in una fase di crescita e ciò può comportare un ritardo della crescita polmonare, l'instaurazione di asma e un rallentamento dello sviluppo cognitivo. Inoltre, data la frequenza respiratoria maggiore rispetto agli adulti e il non completo sviluppo del sistema respiratorio, hanno una maggiore probabilità di incappare in malattie croniche. Per ciò che concerne le donne in stato di attesa, le problematiche possono essere legate ad interferenze endocrine che vanno ad influire sul sistema ormonale e sulla tiroide, causando problemi di conseguenza al cervello del feto, com'è stato denunciato dalla associazione culturale dei pediatri ACP.

Nonostante queste problematiche, mentre per le particelle grossolane si sono trovati metodi affidabili per la sua quantificazione in massa, per le particelle ultrafini non si è ancora riusciti a trovare una metodologia che sia rappresentativa per studiarne gli effetti dannosi per l'essere umano, poiché la concentrazione in massa non è un parametro che può essere rappresentativo delle conseguenze che queste particelle possono causare. Le patologie che nascono dalla loro esposizione sono dovute alle elevate concentrazioni e ai tempi di esposizione prolungati, ma vi è da considerare anche la composizione chimica che può amplificarne ulteriormente gli effetti.

La commissione internazionale per la protezione radiologica ICPR (1994) ha sviluppato, tramite un modello empirico e strumentazioni in grado di simulare l'attività respiratoria dell'essere umano, delle curve di deposizione che sono rappresentative del tratto alveolare, del tratto tracheo-bronchiale e del tratto naso-faringe-laringe come segue in Figura 17:

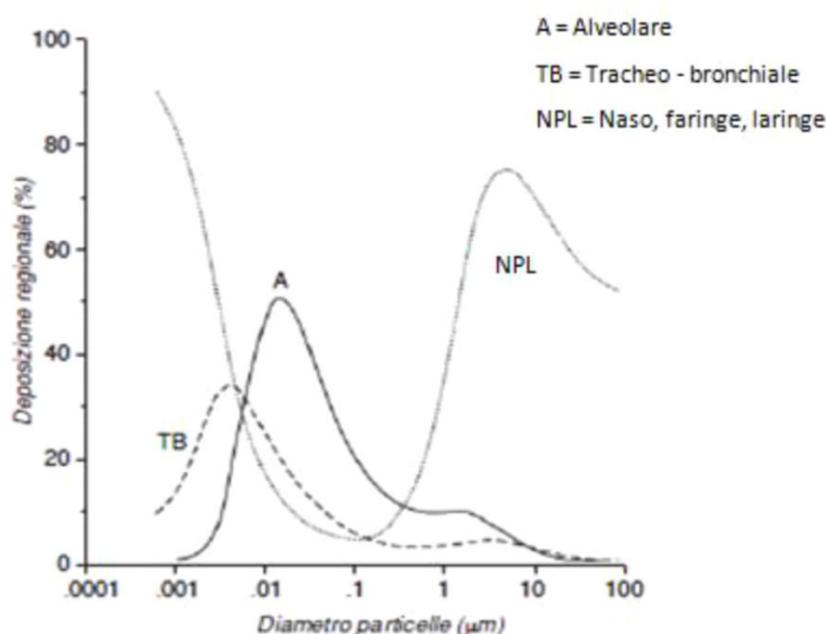


Figura 17: Curve di deposizione per gli specifici tratti respiratori

E' possibile notare come le particelle grossolane tendono a sedimentare e depositarsi lungo il tratto iniziale del sistema respiratorio, ovvero il tratto naso-faringe-laringe, poiché data la loro dimensione modesta non riescono a penetrare più di tanto. Per quanto riguarda il materiale particolato ultrafine, quest'ultimo tende a depositarsi soprattutto negli alveoli e nel tratto intermedio denominato tratto tracheo-bronchiale e la motivazione può essere collegata al fatto che le particelle hanno una densità maggiore e una dimensione minore rispetto alle particelle grossolane, il che porta ad una migliore capacità di penetrazione all'interno del sistema respiratorio. Inoltre, la superficie specifica degli alveoli risulta essere molto maggiore rispetto al tratto tracheo-bronchiale e la deposizione nel tratto finale del sistema respiratorio viene favorita dalla velocità di flusso dell'aria che in quella zona ha valori molto minori rispetto agli altri tratti, il che porta le particelle a depositare per diffusione.

4.6 Riscontri normativi

Data la pericolosità e l'elevato numero di processi che portano ad avere ingenti quantitativi di materiale particolato aerodisperso, negli anni si è cercato di regolamentarne la concentrazione ai fini di salvaguardare la salute degli esseri viventi e dell'ambiente. Attraverso la riduzione dell'inquinamento atmosferico è possibile ridurre problematiche legate alle malattie del sistema respiratorio sia di tipo acuto che cronico e con bassi livelli di concentrazione di inquinanti lo stato di salute del sistema cardiovascolare ne può trarre giovamento. Attualmente vi sono normative che vanno a regolamentare unicamente le frazioni di $PM_{2,5}$ e di PM_{10} , mentre per ciò che concerne le particelle di diametro inferiore non vi sono ancora riferimenti confermati, nonostante numerosi studi abbiano dimostrato l'elevata pericolosità di queste frazioni. L'organizzazione mondiale della sanità ha rilasciato nel 2005 delle linee guida per la qualità dell'aria con l'obiettivo di spronare i governi ad attuare delle politiche mirate alla salvaguardia dell'ambiente. Il documento analizza principalmente le conseguenze sulla salute degli agenti inquinanti più diffusi, quali Ozono, Diossido di azoto, Diossido di zolfo ed infine materiale particolato. Per ognuno è stata effettuata un'analisi del livello di inquinamento per determinate aree geografiche, sugli effetti sulla popolazione, sulle metodologie atte alla valutazione dell'impatto sanitario. Inoltre, sono state fissate le soglie massime raggiungibili attraverso le emissioni degli inquinanti, le quali riguardo il PM vengono riportate nella tabella sottostante:

Tipologia particolato	Valori limite WHO	
	Limite media 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Limite media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PM₁₀	50	20
PM_{2,5}	25	10

Questi valori sono attualmente sotto rivisitazione e nel futuro prossimo verranno ridotti ulteriormente per garantire l'incolumità dei soggetti esposti.

In Europa è vigente la direttiva 2008/50/CE, la quale impone agli stati membri dei valori comuni da rispettare per biossido di azoto, benzene, biossido di zolfo, monossido di carbonio, piombo e materiale particolato. Anche in questo caso non sono state prese in considerazione le componenti più fini del materiale particolato e determinati limiti sono risultati superiori alle linee guida rilasciate dall'OMS. In Italia la direttiva europea viene recepita con il Decreto Legislativo 155/2010 in cui vengono fissati i valori limite per PM₁₀ sia a livello giornaliero che annuo, mentre per il PM_{2,5} viene fissato unicamente il valore limite annuale per la salvaguardia della salute umana (Tabella 16).

Tabella 16

Tipologia particolato	Valori limite D.lgs 155/2010		
	Limite media 24h ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Superamenti consentiti in un anno (riferiti alla media giornaliera)	Limite media annuale ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
PM₁₀	50	35	40
PM_{2,5}	25	-	-

Come si può notare il limite annuale di concentrazione del materiale particolato grossolano può essere il doppio rispetto alle linee guida fissate dall'organizzazione mondiale della sanità, inoltre la legislazione italiana concede superamenti oltre il limite giornaliero imposto pari a 35 volte in un anno.

Ai fini di una valutazione più consistente della qualità dell'aria, vi è la necessità di implementare le politiche riguardanti il monitoraggio e la riduzione dell'aria, focalizzandosi anche sulla concentrazione delle particelle più fini e cercando di limitare anche la loro produzione, poiché in

questo modo si avrebbe la possibilità di salvaguardare maggiormente la popolazione dagli effetti dannosi di questi materiali.

5. Strumenti per l'analisi del materiale particolato

Dopo aver analizzato l'origine, la composizione e le dinamiche di formazione e rimozione del materiale particolato atmosferico, vi è la necessità di fare un resoconto delle principali strumentazioni che si possono utilizzare per la valutazione del materiale aerodisperso. Poiché il complesso di particelle in aria è caratterizzato da un'ampia variabilità a livello dimensionale e di densità, appare difficoltoso individuare un unico parametro che sia in grado di misurare in modo consistente la sua distribuzione e la sua concentrazione, sia che la si voglia in numero o in massa. Esistono nel mercato numerosi strumenti per la misura delle diverse caratteristiche del materiale particolato e le misurazioni più importanti vengono effettuate per ottenere le distribuzioni delle concentrazioni in massa e/o in numero in funzione del diametro della particella (Figura 18). Poiché non vi sono ancora metodologie precise e standardizzate per la valutazione del PM, occorre analizzare le peculiarità e gli aspetti negativi di ogni strumentazione al fine di comprendere in quali situazioni sia più opportuno l'utilizzo di un singolo piuttosto che di un altro, anche se è doveroso sottolineare come in numerosi studi vi è l'utilizzo di strumenti in simultanea per ridurre il margine di incertezza legato all'elevato numero di fattori che ne influenzano la misurazione, primo tra tutti la non sfericità delle particelle che costituiscono il materiale particolato. Per ovviare a ciò, gli strumenti analizzano un diametro equivalente che può essere di tre tipi:

- Diametro aerodinamico, ovvero il diametro di una particella sferica e di densità unitaria che dimostra le stesse proprietà inerziali della particella considerata;
- Diametro di mobilità, ovvero il diametro di una particella di forma sferica che dimostra la stessa velocità della particella presa in esame quando viene investita da un campo elettrico;
- Diametro ottico, ovvero il diametro di una particella sferica con lo stesso indice di rifrazione della particella considerata;

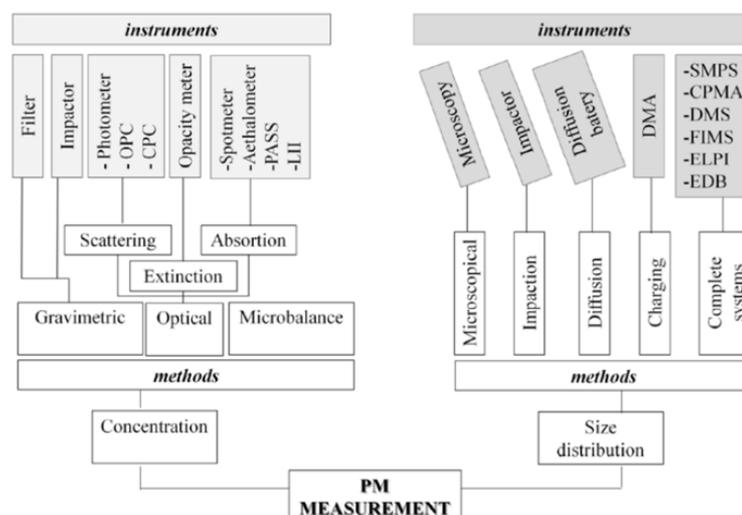


Figura 18: Schema riassuntivo degli strumenti e dei metodi per la misura del materiale particolato

5.1 Metodi per la valutazione della concentrazione

La misura della concentrazione di materiale particolato in atmosfera risulta fondamentale per la standardizzazione dei limiti legati alle emissioni che sono peculiari al mantenimento degli standard di qualità dell'aria. Come già visto in precedenza, il contributo del PM può variare a seconda del tipo di concentrazione preso in esame, infatti se si considera la concentrazione in massa si avrà un apporto più significativo da parte delle particelle con diametro maggiore e se, invece, si analizza la concentrazione in numero si otterrà un contributo più marcato dato dalla componente con diametro minore. Grazie a questi metodi la concentrazione può essere valutata in termini di massa, numero e superficie specifica e di seguito vengono elencati i metodi per la loro valutazione.

5.1.1 Metodo gravimetrico

Il metodo gravimetrico è uno dei metodi più utilizzati per la valutazione della concentrazione in massa del materiale particolato atmosferico, nonché richiesto per legge tramite la normativa UNI EN 12341:2014 (Aria ambiente – Metodo gravimetrico di riferimento per la determinazione della concentrazione in particolato sospeso PM₁₀ e PM_{2.5}). Questo metodo si basa sul campionamento di volumi d'aria noti attraverso una pompa di aspirazione a basso volume (solitamente 2-3 m³/h) che porta il flusso d'aria ad impattare su di una membrana filtrante costituita da fibre di quarzo o materiali polimerici e dopodiché si ottiene la concentrazione in massa delle particelle effettuando la differenza di peso tra il filtro vergine pre-campionamento ed il filtro post-campionamento. Secondo studi effettuati da Giechaskiel et al. i filtri offrono la possibilità di collezionare tutte le frazioni granulometriche del materiale particolato, che possono andare da quelle grossolane fino a quelle che partecipano al fenomeno di nucleazione, a meno che non vi siano presenti strumentazioni aggiuntive come il ciclone e l'impattatore che hanno lo scopo di rimuovere le particelle più grandi. Per ottenere una valutazione precisa e consistente vi è la necessità di condizionare i filtri prima della pesatura per un arco temporale pari a 48 ore, in condizioni di temperatura equivalente a 20 +/- 1°C ed umidità relativa uguale al 50+/-5%. Successivamente al condizionamento, vi è la pesatura che avviene su bilance analitiche con sensibilità pari a 6 decimali. Infine, la concentrazione si ottiene come rapporto tra la massa del materiale particolato ed il volume d'aria di riferimento nell'arco temporale preso in esame pari a 24 h, secondo la seguente formula:

$$(5.1) \quad c = \frac{m_1 - m_u}{\varphi_a t} \quad [\mu\text{g}/\text{m}^3]$$

Dove m_1 rappresenta la massa del filtro post-campionamento, m_u la massa del filtro pre-campionamento, φ_a la portata d'aria e t il tempo di campionamento.

Questa metodologia appare vantaggiosa per la semplicità di esecuzione e per la possibilità di utilizzare i filtri per successive analisi chimiche e microscopiche finalizzate alla ripartizione delle sostanze per le sorgenti che le emettono. Poiché il processo di deposizione delle polveri risulta di lunga durata, un grande svantaggio è dato dal fatto che la lettura in tempo reale non può essere contemplata e che quindi non può essere valutata la variazione della concentrazione per scale di tempo al di sotto del periodo di campionamento. Inoltre, la pesatura dei filtri è un processo che viene svolto in laboratorio, per cui è necessario quantitativo di massa discreto.

Gli strumenti utili per la valutazione della concentrazione in massa sono i seguenti:

- Impattore inerziale a stadio singolo: questo strumento consente la valutazione di una frazione di materiale particolato, la quale risulta avere un diametro aerodinamico equivalente o superiore alla luce del filtro;

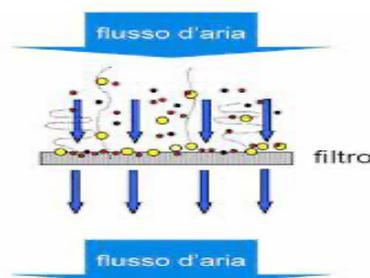


Figura 19: Esempio funzionamento impattore inerziale

- Impattore inerziale multistadio: lo strumento in questione ha come vantaggio la possibilità di ricostruire la distribuzione dimensionale del materiale particolato grazie al discreto numero di stadi di impatto definiti dai filtri, motivo per cui viene anche chiamato impattore a cascata. Il principio di funzionamento rimane sempre lo stesso, il flusso d'aria passa attraverso le piastre che permettono di far sedimentare le particelle inerenti a quella dimensione, consentendo a quelle più piccole di passare allo step successivo, in cui le luci dei filtri sono minori e la velocità del flusso è maggiore. Il processo si interrompe con la sedimentazione finale nel post-filtro.

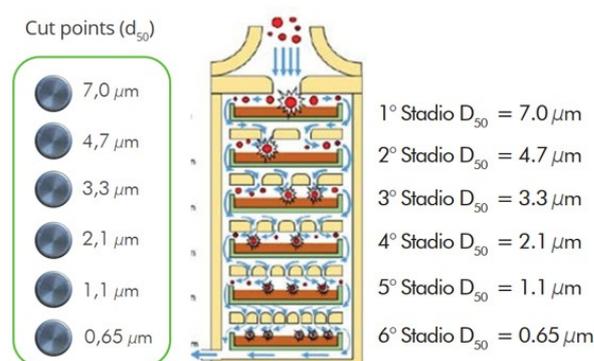


Figura 20: Schema esemplificativo dell'impattore multistadio

Un esempio di impattatore inerziale multistadio è dato dal Cascade Impactor di DEKATI (DLPI), strumento che lavora a bassa pressione in grado di raccogliere particelle che vanno da un range di 10 μm fino a 16 nm, con una suddivisione di classi pari a 14 ed un diametro di raccolta dei filtri pari a 25 mm.



Figura 21: Impattatore a cascata DLPI

5.1.2 Metodi ottici

Attraverso questi metodi è possibile ricavare informazioni sulla concentrazione in numero del materiale particolato atmosferico in tempo reale sfruttando i processi di diffusione, assorbimento ed estinzione delle radiazioni luminose. Quest'ultimo processo viene ottenuto come la somma dei due precedenti, ma solitamente viene utilizzato solo per il controllo delle emissioni dei motori degli autoveicoli, perciò non verrà preso in esame.

Il fenomeno di diffusione ottica, o light scattering, avviene quando una particella viene urtata da un fascio di luce incidente, perturbando i suoi orbitali, inducendo moti oscillatori e generando un momento di dipolo, il quale porta alla re-immissione di energia in modo omnidirezionale con la stessa lunghezza d'onda della radiazione incidente. I principali parametri che regolano la diffusione ottica sono la lunghezza d'onda della radiazione incidente λ , il diametro della particella D_p e l'indice di rifrazione m . I primi due parametri sono correlati dalla grandezza adimensionale α secondo la seguente formula:

$$(5.2) \quad \alpha = \frac{\pi D_p}{\lambda} [-]$$

E' possibile suddividere il fenomeno della diffusione ottica in tre tipologie a seconda del valore di α :

- $\alpha \ll 1$ diffusione di Rayleigh

- $\alpha \approx 1$ diffusione di Mie
- $\alpha \gg 1$ diffusione geometrica

La diffusione di Rayleigh consiste nella diffusione elastica di un fascio luminoso provocata da piccole particelle in confronto alla lunghezza d'onda del fascio incidente, quella di Mie per particelle di dimensioni simili a quelle della lunghezza d'onda ed infine la diffusione geometrica è caratteristica delle particelle di dimensioni maggiori della lunghezza d'onda della radiazione incidente. Gli strumenti maggiormente utilizzati che si basano sullo scattering sono:

- Fotometri: strumenti in grado di misurare la dispersione di un gruppo di particelle. Di solito utilizzano fasci radiativi con una lunghezza d'onda nell'ordine del visibile, pari a circa 600 nm e l'intensità della diffusione viene misurata tramite fotorilevatori inclinati di 45° o di 90°



Figura 22: Esempio di fotometro

- Contatori ottici di particelle (OPC): sono strumenti che rilevano le singole particelle grazie alla tecnologia a diffrazione laser. Il flusso d'aria viene aspirato in continuo, venendo colpito da un fascio laser monocromatico all'interno del sistema e successivamente un diodo capta la luce diffusa dalle particelle che sono transitate. La rilevazione viene trasformata in segnale elettrico e dall'intensità del segnale si ricava la dimensione del materiale particolato grazie al suo diametro ottico, il quale risulta proporzionale all'intensità della pulsazione luminosa. Questi strumenti sono in grado di misurare anche il numero delle particelle contenute nei differenti intervalli dimensionali. Gli OPC hanno una risoluzione temporale che va da uno a sei secondi, con la possibilità di captare concentrazioni in massa fino a 100000 $\mu\text{m}^3/\text{m}^3$, concentrazioni in numero fino a 3000000 particelle/l e capaci di captare fino a 1 μm , perciò non sono utilizzabili per la valutazione

del materiale particolato ultrafine, dato che solitamente presentano forme altamente irregolari che causano fenomeni di riflessione e rifrazione fra le particelle, falsando la misurazione. Questo giustifica il limite di applicabilità di questi strumenti che pongono come condizione il fatto che le particelle siano di dimensione pari ad almeno la metà della lunghezza d'onda del fascio incidente.

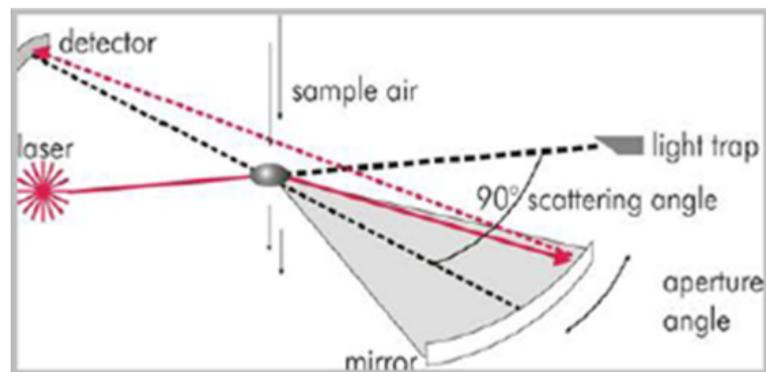


Figura 23: Principio di funzionamento degli OPC

- Contatori a nuclei di condensa (CPC): questi strumenti sfruttano l'accrescimento delle particelle tramite condensazione di alcool, come il butanolo, o acqua ultrapura e consentono la valutazione della concentrazione in numero del materiale particolato. Il flusso di aria in ingresso viene saturato con il vapore del fluido di lavoro e successivamente entra in un condensatore in cui, per convezione e conduzione, il vapore saturo si raffredda raggiungendo la sovrasaturazione del flusso. Grazie a questa sovrasaturazione, il vapore tende a condensare sulle particelle facendole crescere e grazie ad un rivelatore ottico, il utilizza un fascio laser e un detector, avviene il conteggio di quest'ultime. I contatori a nuclei di condensa riescono a rilevare particelle che rientrano nell'ordine dei 4-5 nm, sostenendo concentrazioni fino a $10^7/\text{cm}^3$ con alta risoluzione pari a 1 Hz.



Figura 24: Esempio di contatore a nuclei di condensa

Per quanto riguarda il fenomeno di assorbimento della luce, esso si è rivelato molto utile al fine della misurazione della concentrazione di black carbon (BC) che è una frazione importante degli aerosol. Il BC ha la capacità di assorbire la radiazione luminosa per un esteso spettro di lunghezze d'onda e perciò risulta essere un forte agente radiativo che contribuisce al riscaldamento globale e alla riduzione delle nubi. Gli strumenti che utilizzano questo tipo di fenomeno sono i seguenti:

- Esposimetro: chiamato anche riflessometro o smoke filter meter, sfrutta il principio dell'assorbimento della luce tramite la riflessione luminosa su di un filtro ed è possibile ottenere la concentrazione di materiale particolato tramite il rapporto tra l'intensità di luce riflessa e l'intensità di un punto non esposto. Il limite di rilevabilità di questo strumento si attesta attorno a concentrazioni pari a $25 \mu\text{m}/\text{m}^3$;

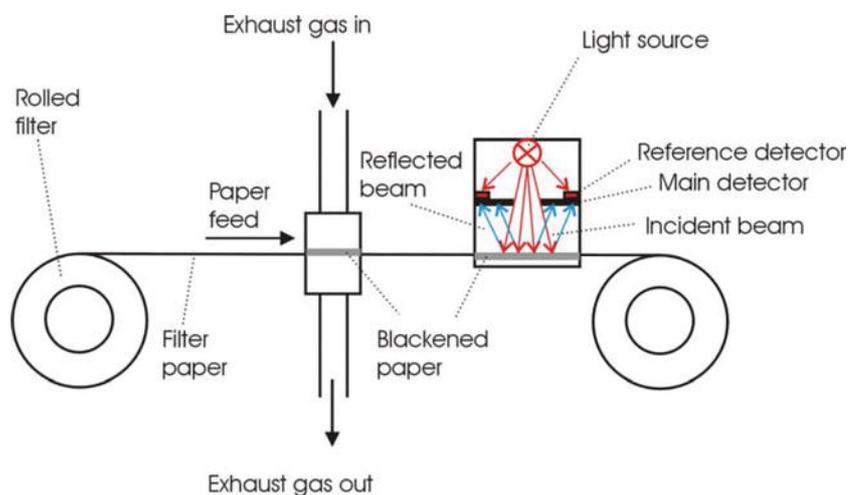


Figura 25: Principio di funzionamento dell'esposimetro

- Etalometro: lo strumento colleziona il materiale particolato su di un filtro in fibra di quarzo e misura la variazione della trasmissione luminosa in funzione del tempo alle lunghezze d'onda pari a 370, 520, 590, 660, 880, 950 nm. I valori corrispondenti alla lunghezza d'onda di 880 nm vengono interpretati come caratteristici delle concentrazioni di Black Carbon, mentre le altre lunghezze d'onda vengono valutate per ottenere informazioni sull'assorbimento della luce causato dagli altri aerosol. L'etalometro ha una sensibilità che risulta proporzionale sia alla portata, la quale varia da 2 a 5 LPM, e sia alla risoluzione temporale, che per l'ordine del minuto e ad una portata di 5 LPM è pari a $0.03 \mu\text{m}/\text{m}^3$.



Figura 26: Esempio di Etalometro

- Sistema di sensori fotoacustici (PASS): strumento che si basa sull'emissione di fasci di luce ad intermittenza di intensità modulata che producono periodicamente il riscaldamento delle particelle. Le fluttuazioni di pressione che si creano vengono registrate da un detector ed il segnale ricevuto è legato linearmente alla concentrazione di Black Carbon. Questo sistema è adatto alla misura delle emissioni dei motori Diesel.

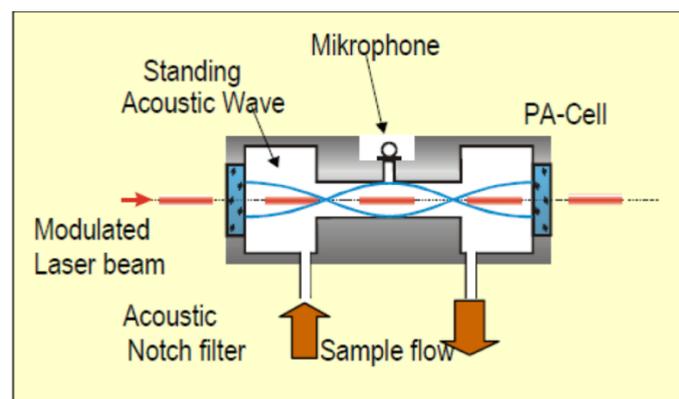


Figura 27: Principio di funzionamento PASS

- Laser ad induzione incandescente (LII): il LII è uno strumento che dà la possibilità di effettuare misurazioni spaziali e temporali delle particelle primarie nei fumi di scarico. Le particelle entrano in contatto con il fascio laser pulsante e vengono riscaldate rapidamente fino ad una temperatura di circa 4000/5000 K, pari alla temperatura di sublimazione. L'energia assorbita dal materiale particolato viene ceduta all'ambiente circostante e se l'energia è sufficiente si perviene al processo di incandescenza delle particelle che viene misurato tramite rivelatori fotoelettrici e di raccolta ottica. Grazie all'analisi del segnale di incandescenza è possibile ricavare numero, dimensione media delle particelle e la frazione in volume dei fumi. Vi possono essere problematiche legate al riscaldamento laser, il quale può perturbare la morfologia dei fumi e, di conseguenza anche delle particelle.

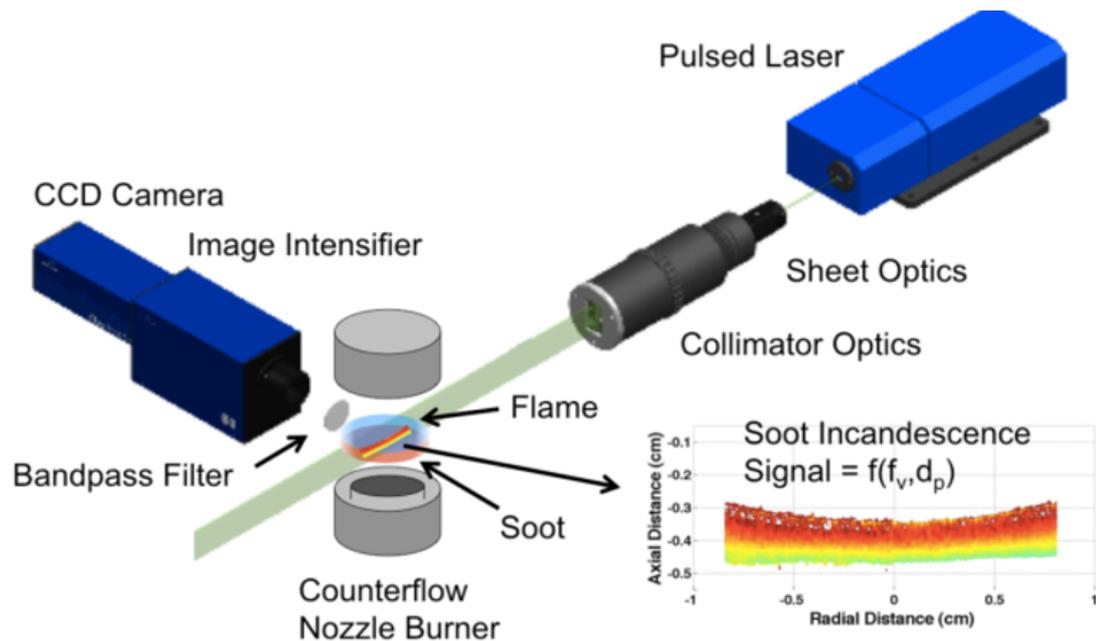


Figura 28: Principio di funzionamento del LII

5.1.3 Metodi con microbilance

La determinazione della concentrazione in tempo reale del materiale particolato aerodisperso avviene sfruttando l'alterazione della frequenza di risonanza che si ottiene quando vi è un accumulo di particelle sulla superficie dell'elemento oscillatorio. I due principali strumenti che sfruttano questo principio sono i seguenti:

- Microbilancia oscillante ad elemento affusolato (TEOM): strumento che utilizza un elemento conico cavo che oscilla con una sua frequenza e sulla sua estremità vi è un filtro che viene attraversato dal flusso da analizzare. A causa dell'accumulo delle particelle sul filtro, si modifica la frequenza di oscillazione che viene rilevata in modo elettronico. Il vantaggio di questo strumento è il suo funzionamento in continuo e la minore necessità di sostituzione del filtro rispetto ai campionatori ad alta portata volumetrica. Esistono, però, problematiche legate alla deposizione di VOCs e di vapore acqueo che possono portare alla falsificazione delle misurazioni. Inoltre, le sostanze sopracitate possono essere rimosse dal filtro se la temperatura del flusso risulta elevata, comportando anche in questo caso una misura distorta di quella che potrebbe essere realmente.

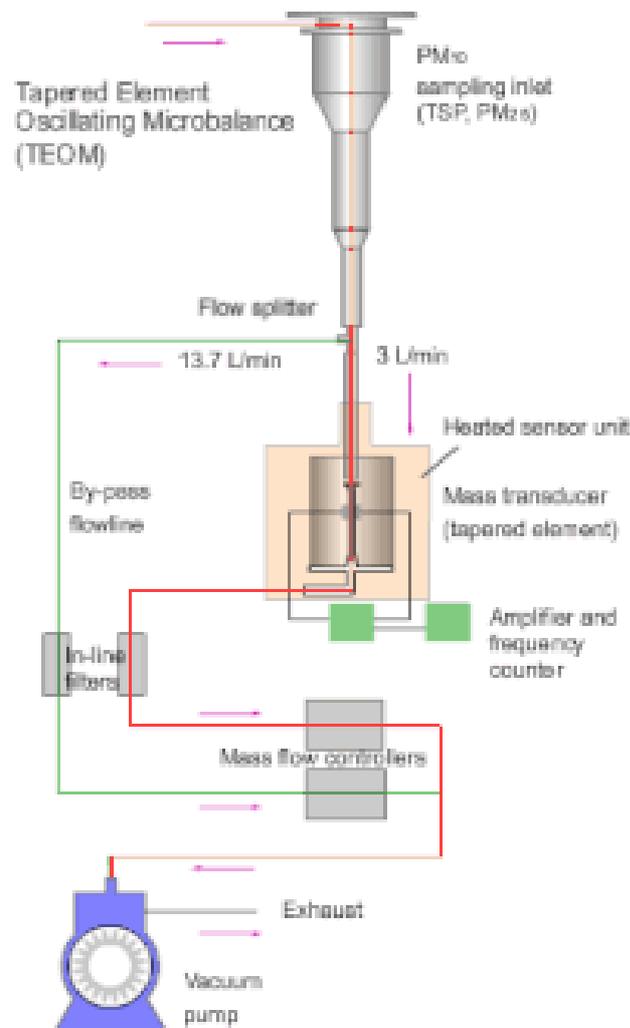


Figura 29: Principio di funzionamento del TEOM

- Microbilancia a cristalli di quarzo (QCM): strumento che si basa sul meccanismo di trasduzione del quarzo che, grazie alla sua capacità piezoelettrica, provoca le sue oscillazioni. Le particelle che si depositano per precipitazione elettrostatica sulla sua superficie variano la sua frequenza di oscillazione ed è possibile ricavare la loro massa tramite la massa del cristallo che si calcola con l'equazione di Sauerbrey come segue:

$$(5.3) \quad \Delta f = \frac{-2\Delta m n f_0^2}{\eta_q \rho_q} \text{ [Hz]}$$

Dove Δf è la variazione di frequenza, Δm la variazione di massa adesa alla superficie per unità di area, n il numero di oscillazione armonica del quarzo, f_0 la sua frequenza di oscillazione fondamentale, η_q la viscosità del quarzo e ρ_q la sua densità. Il vantaggio di questa tecnica risiede nel fatto che la trasduzione del segnale tramite il quarzo permette di

analizzare soluzioni complesse ed opache a livello ottico. Inoltre, è in grado di rilevare cambiamenti di massa dell'ordine delle frazioni dei nanogrammi.

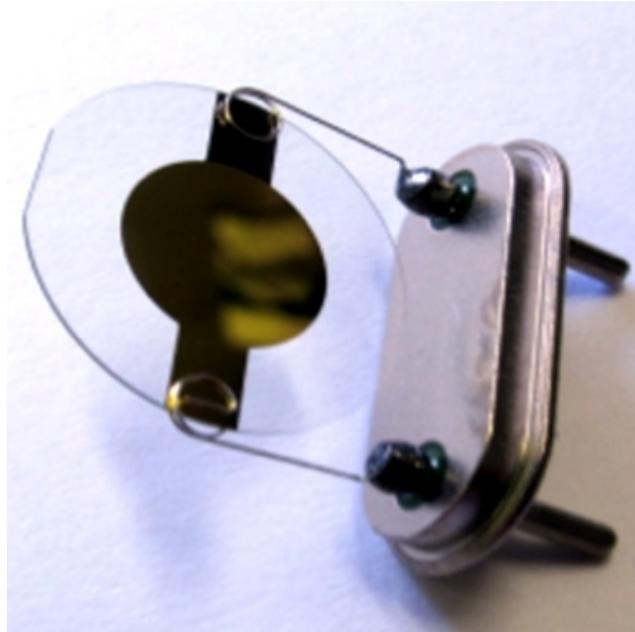


Figura 30: Esempio di QCM

5.2 Metodi per la valutazione della distribuzione dimensionale

Le metodologie finalizzate alla definizione della distribuzione dimensionale del materiale particolato aerodisperso sono basate sulle differenti proprietà del PM, tra tutte quelle ottiche, quelle basate sulla mobilità aerodinamica ed elettrica, sulle proprietà morfologiche e su quelle inerziali. Vi sono diversi strumenti che le sfruttano e in questo paragrafo ne verranno esposti i principali.

5.2.1 Metodi basati sulla microscopia

Tramite questi metodi è possibile analizzare campioni di materiale particolato raccolti precedentemente su dei filtri con l'obiettivo di valutare le dimensioni delle particelle solide, ma anche il raggio di rotazione, la distribuzione degli aggregati e la tipologia di materiali contenuti al loro interno. Lo strumento maggiormente più utilizzato è il Microscopio Elettronico a Scansione (SEM), il quale utilizza un fascio di elettroni che colpisce il campione, facendogli emettere in risposta dei segnali sotto forma di elettroni e raggi X. Questi segnali di risposta vengono captati da rilevatori, per poi essere convertiti in impulsi elettrici, amplificati e modulati in segnale televisivo. Il SEM è caratterizzato da una risoluzione media che si attesta sul nanometro, perciò risulta essere migliore a livello prestazionale rispetto al microscopio ottico.

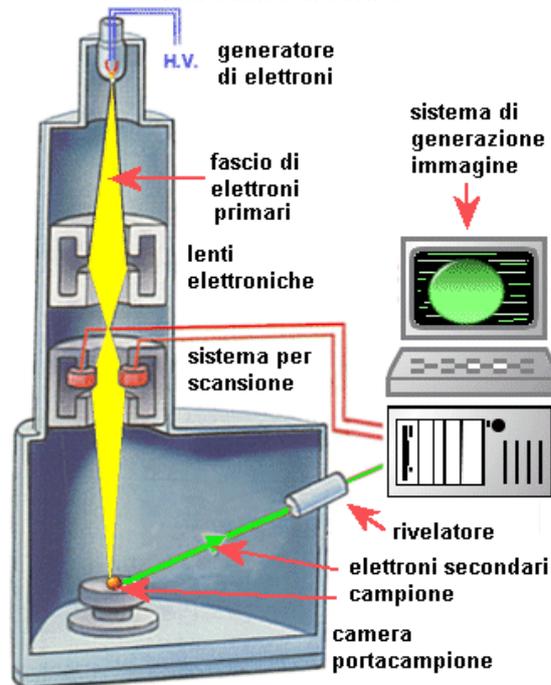


Figura 31: Principio di funzionamento del SEM

5.2.2 Metodi inerziali

I metodi inerziali sfruttano la classificazione del materiale particolato aerodisperso tramite la sua sedimentazione su di una serie di filtri, i quali hanno una dimensione delle luci decrescente con la direzione di flusso. Lo strumento più utilizzato è l'impattatore a cascata, denominato anche impattatore multistadio, il quale è già stato presentato precedentemente. Tramite questo strumento è possibile raccogliere i filtri al suo interno per poi effettuare la suddivisione del materiale particolato nelle diverse frazioni dimensionali sfruttando il diametro aerodinamico.

5.2.3 Metodi basati sulla diffusione browniana

Poiché le particelle con una dimensione minore di 100 nm non sono particolarmente influenzate dalle forze gravitazionali e di inerzia, il diametro aerodinamico non risulta essere un parametro affidabile per descrivere il comportamento di questa tipologia di particelle. Per ovviare a questa problematica, si utilizzano le batterie di diffusione (EDB) che considerano il diametro di mobilità ai fini della valutazione del materiale particolato. Le EDB sono state sviluppate per definire i coefficienti di diffusione delle nanoparticelle, tramite il passaggio del flusso da analizzare all'interno di un campo elettrico ad alto voltaggio. Grazie alle proprietà geometriche della batteria di diffusione è possibile valutare la distribuzione dimensionale in termini di diametro di mobilità.

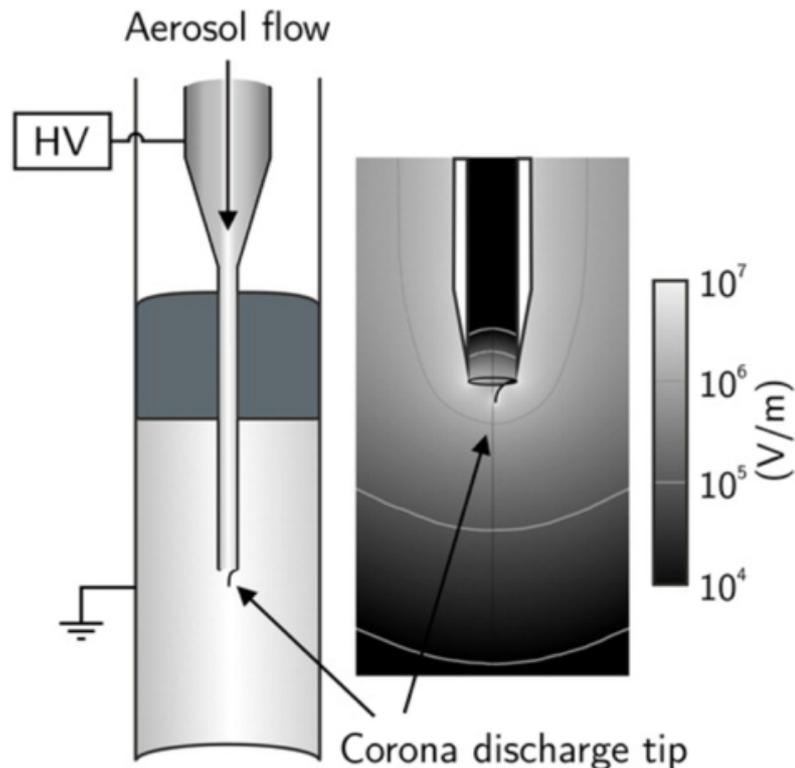


Figura 32: Principio di funzionamento della EDB

5.2.4 Metodi basati sul caricamento elettrico

Queste tipologie di metodi si basano sulla valutazione del diametro di mobilità per ottenere la distribuzione dimensionale del materiale particolato. Lo strumento che meglio rappresenta questo tipo di metodologia è l'analizzatore di mobilità differenziale (DMA), il quale funziona in maniera simile ai dispositivi d'urto. Il materiale particolato attraversa il dispositivo e solamente la frazione con una certa dimensione ed una certa carica elettrica segue il volume d'aria verso l'uscita, mentre le particelle che non rispettano queste condizioni impattano contro le pareti dello strumento. Il DMA è formato dall'ingresso nella parte alta che permette l'entrata del flusso da analizzare, dopodiché quest'ultimo è esposto ad un monocaricatore che carica elettricamente le particelle al suo interno. Il flusso caricato elettricamente scorre su di una guaina che separa il cilindro interno da quello esterno ed in questo punto avviene la separazione per mobilità. Le particelle a bassa mobilità non deviano di molto la loro traiettoria ed escono verso l'uscita, mentre quelle ad alta mobilità impattano il cilindro interno e successivamente vengono raccolte e misurate da un dispositivo secondario.

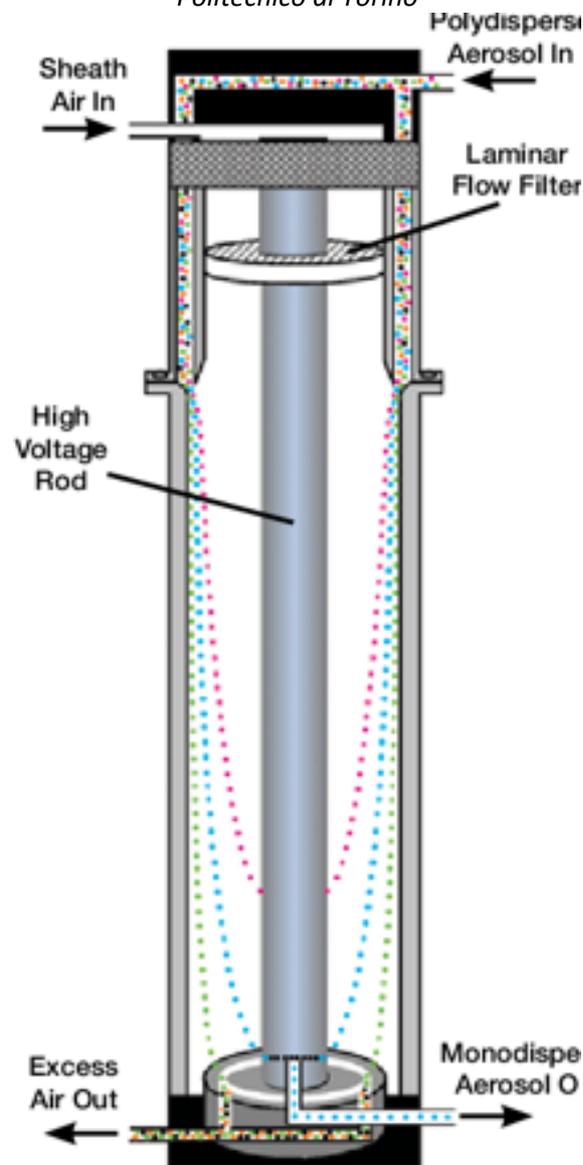


Figura 33: Principio di funzionamento del DMA

5.2.5 Sistemi integrati

I sistemi integrati sono strumenti che sfruttano più principi insieme per migliorare l'accuratezza ed aumentare il range di valutazione del materiale particolato, cosa che non sarebbe possibile prendendo in considerazione un singolo strumento che lavora con uno specifico principio. I sistemi più comunemente utilizzati sono i seguenti:

- Misuratore di particelle di mobilità a scansione (SMPS): questo strumento è il risultato della combinazione tra l'analizzatore di mobilità differenziale (DMA) ed il contatore a nuclei di condensa (CPC). L'SMPS è in grado di fornire risultati ad alta risoluzione per la distribuzione dimensionale e per la concentrazione numerica del materiale particolato, sfruttando rispettivamente i principi del DMA e del CPC, per cui risulta ottimo per la valutazione delle nanoparticelle.



Figura 34: Esempio di SMPS

- Analizzatore centrifugo di massa di particelle (CPMA): lo strumento sfrutta l'azione delle forze elettrostatiche e centrifughe per la classificazione real time delle particelle secondo la massa. Il CPMA è composto da due elettrodi cilindrici coassiali, uno interno e l'altro esterno, con il primo che ruota più velocemente del secondo. Quando il flusso attraversa i due elettrodi, le particelle vengono caricate e classificate secondo il rapporto massa/carica. Inoltre, è possibile valutarne la distribuzione dimensionale secondo il diametro di mobilità accorpando il dispositivo ad uno spettrometro differenziale di mobilità (DMS), il quale verrà esposto successivamente.

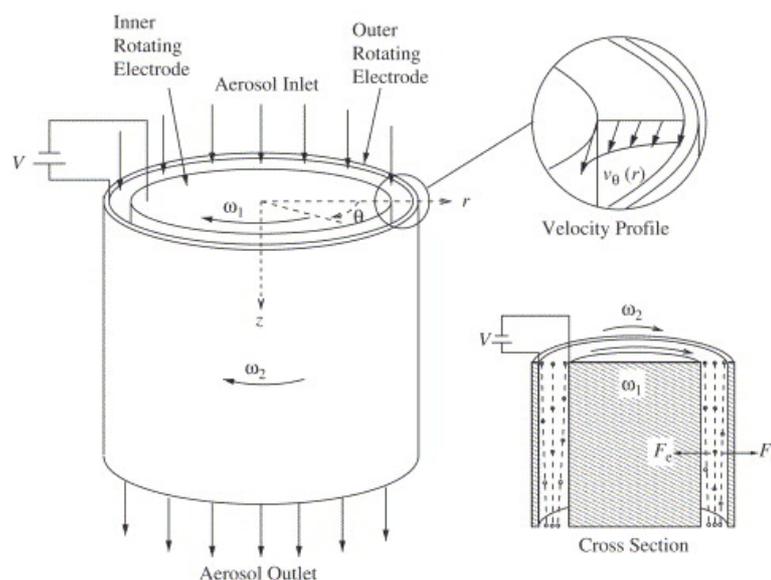


Figura 35: Principio di funzionamento del CPMA

- Impattatore elettrico a bassa pressione (ELPI): questo strumento si basa sulla carica unipolare delle particelle, sulla classificazione dimensionale di quest'ultime in un dispositivo di simulazione a cascata e sulla loro misurazione secondo il diametro di

mobilità. L'aerosol viene introdotto in un caricatore a diffusione unipolare che conferisce la carica al flusso, successivamente la classificazione per dimensioni avviene tramite un impattatore a cascata formato da una serie di stadi collegati ad un elettrometro multicanale. Le particelle con carica unipolare che si depositano su di ogni stadio sono rilevate misurandone la corrente. Inoltre, è possibile effettuare successivamente analisi chimiche e la misurazione della concentrazione viene effettuata in tempo reale. Questo tipo di strumento risulta ottimale per la valutazione delle particelle ultrafini.

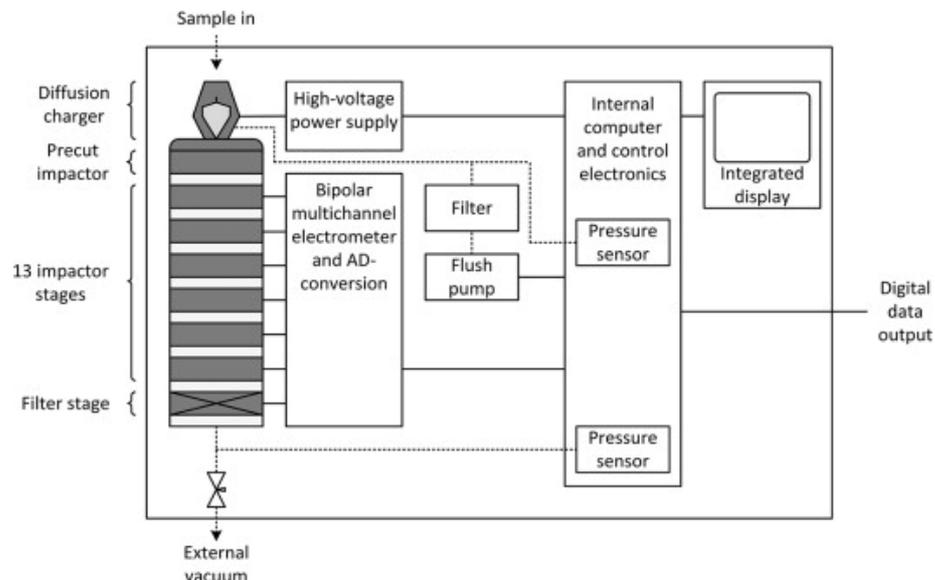


Figura 36: Principio di funzionamento dell'ELPI

- Spettrometro a mobilità differenziale (DMS): il DMS è una forma ibrida tra l'analizzatore di mobilità differenziale e l'impattatore elettrico a bassa pressione. Proprio come nell'ELPI, le particelle vengono caricate attraverso un caricatore a corona e vengono classificate a seconda della loro mobilità elettrica tramite una serie di detector esattamente come nel DMA. Il caricatore a corona utilizza un filo in tungsteno per fornire gli ioni ed il flusso da analizzare entra a contatto con gli ioni attraverso la griglia situata nella camera di carica.

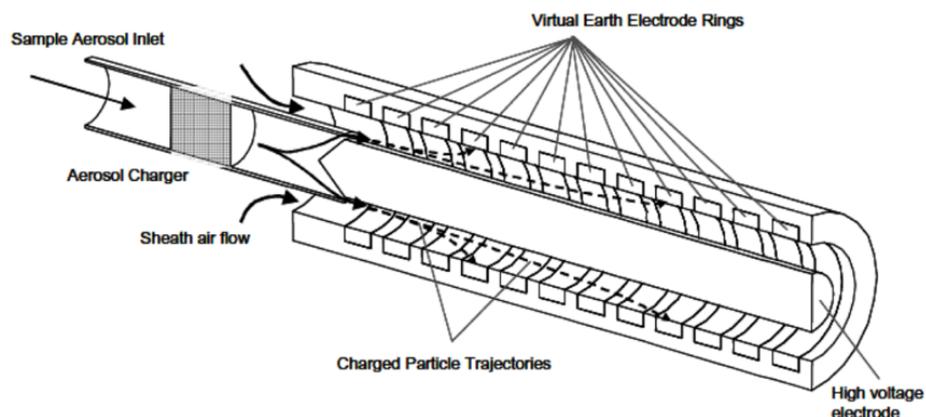


Figura 37: Principio di funzionamento del DMS

- Batteria di diffusione elettrica (EDB): questo strumento è l'implementazione della batteria di diffusione che separa le particelle a seconda della loro mobilità elettrica. Nell'EDB, le particelle passano attraverso un caricatore a corona e successivamente entrano all'interno della batteria di diffusione che può essere di forma tubolare o a schermo. Il rendimento di questo strumento è in funzione delle proprietà geometriche della batteria di diffusione, del tasso di flusso e della dimensione del materiale particolato in ingresso.

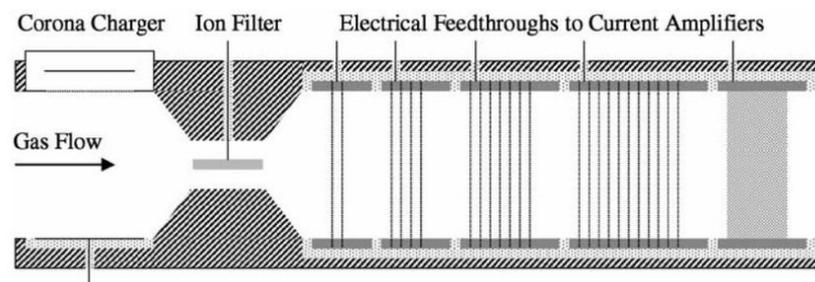


Figura 38: Principio di funzionamento EDB

- Spettrometro integrato per la mobilità veloce (FIMS): il FIMS è stato sviluppato per la valutazione rapida della distribuzione dimensionale e numerica degli aerosol nel range che va da 8 nm fino a 600 nm. Le particelle, dopo essere state caricate elettricamente, vengono inizialmente separate secondo la loro mobilità elettrica da un campo elettrico che varia nello spazio. Successivamente un condensatore fa accrescere le particelle che vengono rilevate e conteggiate da un detector. Lo strumento è costituito principalmente da un caricatore, un classificatore di dimensioni, un condensatore ed infine un detector.

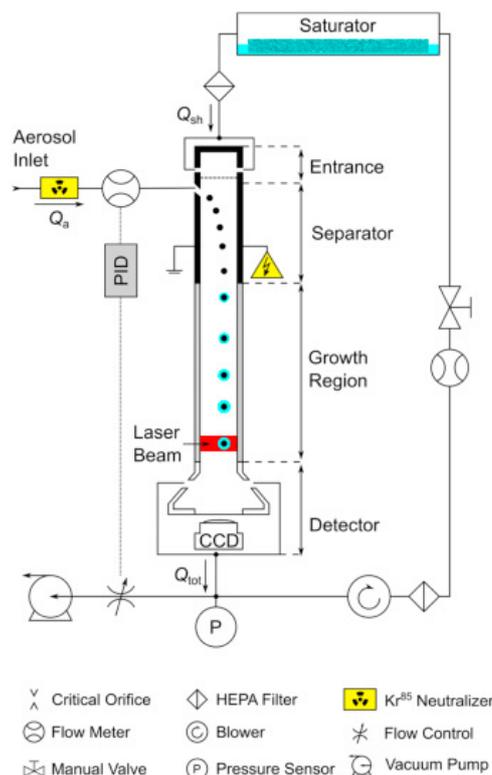


Figura 39: Principio di funzionamento del FIMS

Nella tabella sottostante sono riassunte le principali caratteristiche degli strumenti sopracitati:

Tabella 17

Instrument	Real Time	Dilution Required	Detection Limit	Size Range (nm)	A (%)	Advantages	Disadvantages
Filter	No	Yes	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	D	5	Simple; reliable; chemical analysis	Lots of work
Scattering	Yes	No (hot)	10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	>50	30	-	Measuring large PM
Spotmeter	No	No (hot)	25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	All	15	Measuring BC	High response time
PASS; LII	Yes	Yes, No	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	>10	10	Measuring BC	Necessitate calibration
Opacity	Yes	No (hot)	0.1% opacity	>50	20	-	Depends of several factors
TEOM	Yes	Depends sampling site	-	D	-	Agrees well with filter samples	If concentration is high, filter has to be changed
DLPI	No	No	-	30–10,000	-	Large size ranges	Not suitable for smaller particles
SMPS	No	Yes	100 / cm^3	3–700	15	Very small particles	Not suitable for larger particles
FMPS	Yes	Yes	1000 / cm^3	5–700	25	Fast; Indicates changes in process well	More inaccurate than SMPS
ELPI	Yes	Yes	1000 / cm^3	10–10,000	25	Robust and large size range	Wide channels plates may affect the result

Notes: A—Accuracy; D—Depends on pre-cutting.

Come esposto precedentemente, non vi è un unico strumento in grado di valutare con accuratezza e precisione tutte le tipologie ed i range dimensionali del materiale particolato, poiché l'alta variabilità della composizione chimica, morfologica e dell'origine di quest'ultimo ne rende difficoltoso il campionamento e l'organizzazione del lavoro. Una soluzione possibile è quella di utilizzare diversi strumenti in simultanea per consolidare i risultati ottenuti, tenendo conto dell'obiettivo della ricerca, dell'esperienza dell'operatore e delle condizioni al contorno che possono influenzare comunque la campagna di campionamento.

5.3 Metodi per la caratterizzazione chimica

La caratterizzazione chimica del materiale particolato è essenziale per comprendere la composizione elementare, la composizione ionica, il contenuto di materia organica e per dedurre le possibili sorgenti che lo possono produrre. Dato che il PM è formato da un complesso mix di composti organici ed inorganici, le misure di peso, numero, concentrazione e distribuzione dimensionale risultano insufficienti per la sua valutazione ai fini tossicologici. A seconda dell'obiettivo, esistono diverse tecniche per ricavare l'informazione voluta e alcune di queste sono le seguenti:

- Cromatografia a scambio ionico (IC): questa tecnica distruttiva viene utilizzata per valutare la concentrazione di ioni (come SO_4^- , NO_3^- , Cl^- , NH_4^- , K^+ , CA^+). E' una variante della cromatografia liquida che si fonda sul principio dello scambio ionico, ovvero sull'equilibrio che si forma tra gli ioni presenti nella fase mobile e gli ioni con la stessa carica presenti nella fase stazionaria. Lo strumento utilizzato si chiama cromatografo ed è composto principalmente da una fase stazionaria costituita da una colonna di resina polimerica in cui sono presenti gruppi funzionali sostituenti, una fase mobile costituita da una soluzione acquosa con al suo interno un quantitativo di composti ionici che si vanno a sostituire agli ioni della fase stazionaria, un soppressore di resina posto prima del rilche ha lo scopo di abbattere la conducibilità associata alla fase mobile ed un rivelatore che segnala la conducibilità elettrica delle specie ioniche;

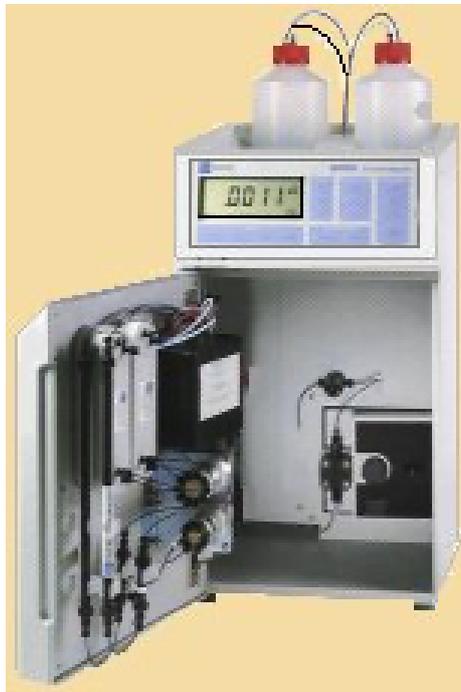


Figura 40: Esempio di cromatografo a scambio ionico

- Spettroscopia di assorbimento atomico del forno di grafite (GFAAS): tecnica spettrometrica che serve per valutare gli elementi costituenti del materiale particolato basata sulla vaporizzazione del campione tramite utilizzo di un forno in grafite. Il principio alla base si fonda sul fatto che gli atomi liberi possono assorbire la luce con frequenze d'onda che sono caratteristiche dello specifico elemento e che vengono rilevate da un tubo fotomoltiplicatore.

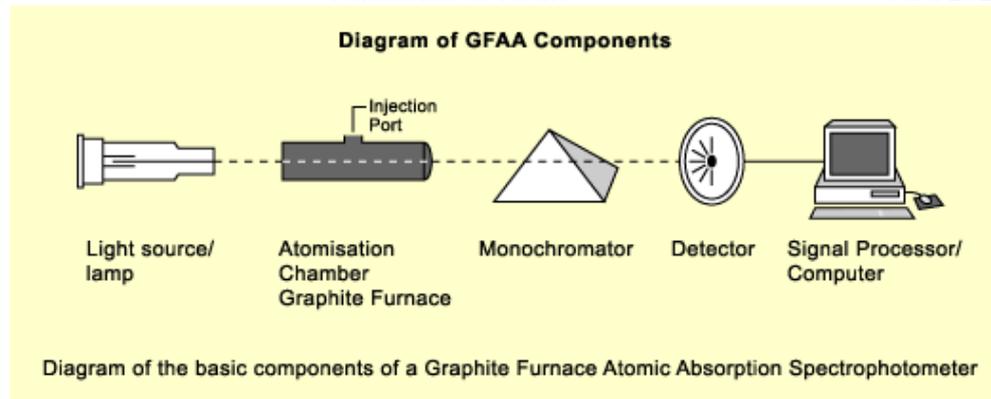


Figura 41: Principio di funzionamento GFAA

- Spettrometria di massa al plasma accoppiato induttivamente (ICP-MS): tecnica che utilizza il plasma accoppiato induttivamente per ionizzare il campione e rintracciarne i suoi elementi costituenti. Ha un'elevata capacità di rilevazione dei metalli e di diversi non metalli, consentendo un'analisi continua del campione.

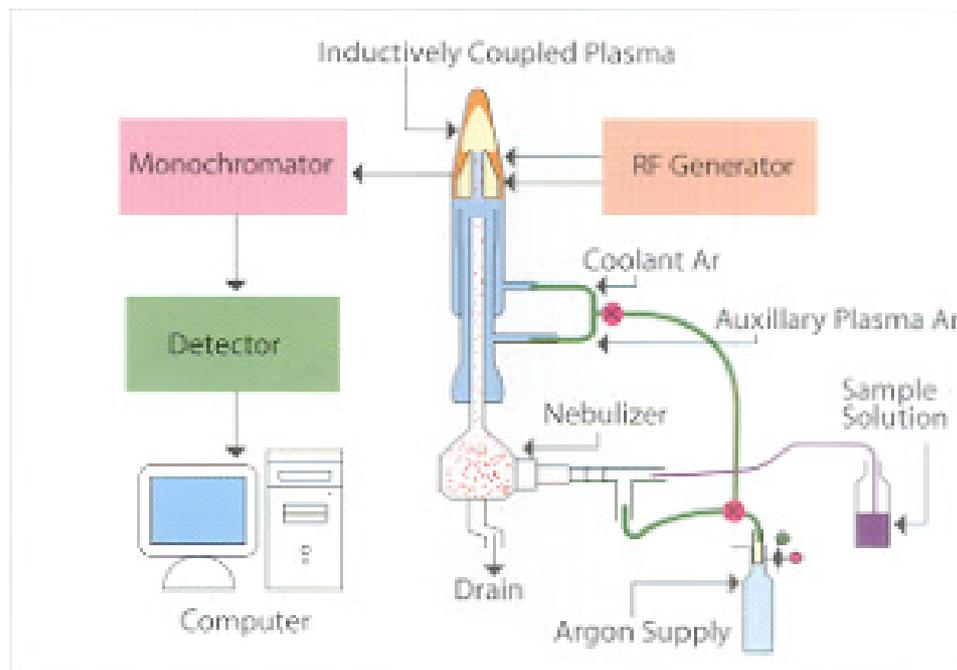


Figura 42: Principio di funzionamento del ICP-MS

- Spettrometria di fluorescenza a raggi X (XRF): tecnica non distruttiva che serve per rilevare gli elementi costituenti del campione attraverso l'analisi della radiazione di fluorescenza dei raggi x emessa dagli atomi in seguito ad eccitazione.

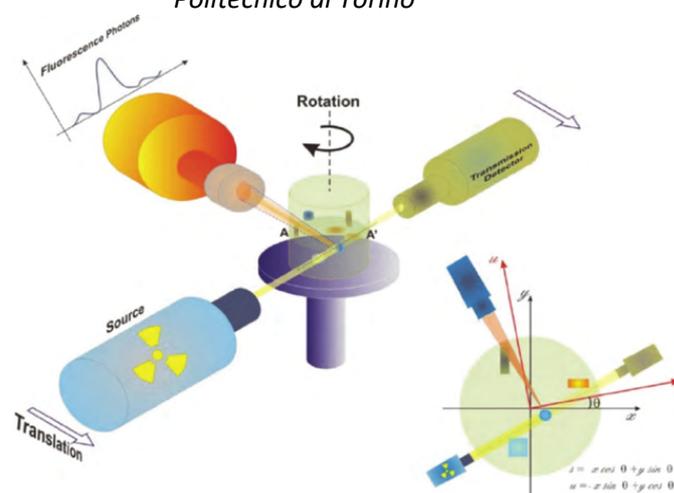


Figura 43: Principio di funzionamento XRF

- **Analisi termogravimetrica (TGA):** la TGA è una tecnica distruttiva che ha l'obiettivo di valutare la frazione volatile del campione attraverso la misurazione nel tempo della variazione della massa di quest'ultimo. Le componenti principali di questo strumento sono la bilancia termica, la fornace, i crogioli, il sistema di controllo della temperatura e il sistema di ventilazione ed il sistema di registrazione del peso del campione.

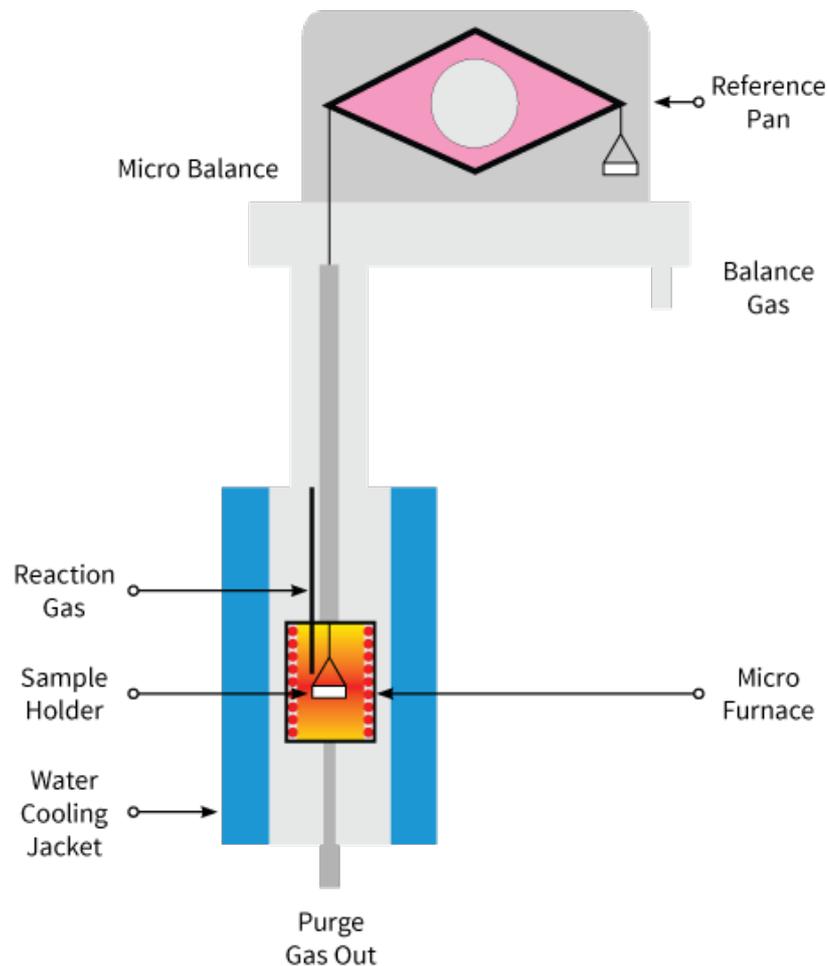


Figura 44: Principio di funzionamento TGA

6. Caso di studio

Si è deciso di effettuare un'analisi sulle variazioni di materiale particolato aerodisperso in termini di concentrazione in massa e di concentrazione in numero, prendendo in considerazione gli effetti che determinati avvenimenti atmosferici, quali eventi piovosi e ventosi, possono causare sulla distribuzione oraria del PM. I periodi di riferimento sono stati presi indicativi di due stagionalità differenti: si è considerato il mese di Gennaio come riferimento alla stagione invernale e i mesi di Aprile e Maggio come indicativi della stagione primaverile/estiva. Questa scelta è stata effettuata poiché vi sono sostanziali differenze in termini di concentrazione del materiale particolato. Nei mesi freddi, a causa delle basse temperature, lo Strato Limite Planetario tende ad avere altezze minori rispetto alle altezze caratteristiche dei mesi caldi e quindi i processi di diluizione e dispersione dei contaminanti vengono frenati, comportandone un aumento nell'area di interesse. Conseguentemente, nei mesi caratterizzati da temperature maggiori le concentrazioni riscontrate risultano minori grazie ad una maggiore facilità di attenuazione localizzata delle sostanze inquinanti. Ai fini dell'analisi sono state considerate le frazioni di materiale particolato con diametro equivalente pari a 10 μm , 2,5 μm e 1 μm , monitorate tramite l'analizzatore multicanale "Palas Fidas 200", mentre per ciò che concerne i dati inerenti alle condizioni meteorologiche si è utilizzata una stazione meteo "Davis vantage pro 2", posta in prossimità dell'analizzatore. Entrambi gli strumenti verranno visti nel dettaglio successivamente, dopo aver effettuato l'inquadramento dell'area di studio.

6.1 Inquadramento area di studio

Il monitoraggio delle concentrazioni di materiale particolato atmosferico si è svolto nella città metropolitana di Torino, all'interno del perimetro del Politecnico di Torino.

La strumentazione è stata ubicata sul tetto dell'edificio della segreteria studenti adiacente a corso Castelfidardo, ad una distanza dal controviale di quest'ultimo pari a circa 17 metri. Questa collocazione consente la definizione, secondo le specifiche del Decreto Legislativo 155/2010, della stazione di monitoraggio di tipo "fondo urbano", ovvero di "una stazione ubicata in una posizione tale che il livello di inquinamento non possa essere influenzato prevalentemente da specifiche fonti (industrie, traffico, riscaldamento residenziale, ecc.), ma dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravento alla stazione rispetto alle direzioni predominanti dei venti nel sito" (Fonte: Arpa Lombardia). Nella figura sottostante (Figura 45) è possibile visionare le caratteristiche del sito di studio:



Figura 45: Inquadramento area di studio

6.2 Strumentazione

Da Ottobre 2018 è stata installata una stazione meteorologica per il rilevamento dei parametri meteo-climatici “Davis Vantage Pro 2” e, successivamente, da Dicembre 2019 è stato inserito un analizzatore “Palas Fidas 200S”, il quale ha la possibilità di analizzare le concentrazioni di materiale particolato totale PTS e le frazioni inerenti al PM_{10} , PM_4 , $PM_{2,5}$ e PM_1 . Di seguito verranno visti i due strumenti nello specifico.

6.2.1 Davis Vantage Pro 2

La stazione meteo “Davis Vantage Pro 2” è uno strumento versatile in grado di valutare differenti parametri meteorologici, quali:

- Pressione atmosferica
- Punto di rugiada
- Direzione ed intensità del vento
- Precipitazioni

- Temperatura
- Umidità relativa
- Indice UV
- Radiazione solare

La stazione è formata un anemometro per la valutazione dei fenomeni ventosi, da un pluviometro per la quantificazione delle precipitazioni e da un gruppo di sensori integrati per la ricezione dei valori di temperatura, umidità, pressione e radiazione solare. La trasmissione dei dati avviene ogni 2,5 secondi e tramite il display è possibile monitorare in tempo reale le variazioni dei parametri. Inoltre, è possibile scaricare la banca dati per effettuare un'analisi storica dei differenti parametri. Nella figura sottostante (figura 46) è possibile vedere le componenti alla base della stazione meteorologica:

Davis Vantage Pro 2



Figura 46: Componenti della stazione meteorologica

Nella figura successiva è invece possibile osservare la stazione meteo montata sul tetto dell'edificio della segreteria del Politecnico di Torino (Figura 47):

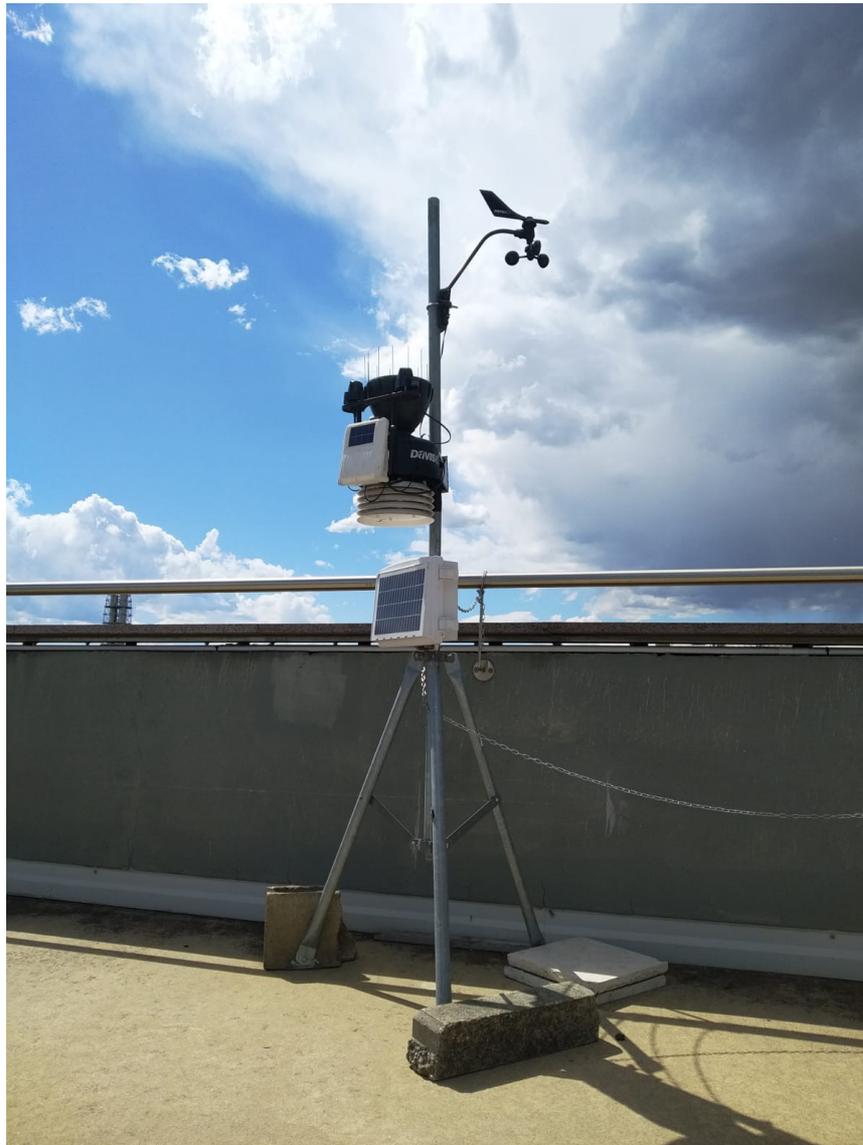


Figura 47: Stazione meteo Davis vantage PRO2 sul tetto del Politecnico di Torino

6.2.2 Palas Fidas 200S

Il “Palas Fidas 200S” è un analizzatore ottico multicanale che consente la misurazione in real time e continuativa delle concentrazioni in massa di materiale particolato di differenti dimensioni, quali materiale particolato grossolano PM_{10} , fine $PM_{2,5}$ e le componenti minori come PM_4 e PM_1 . Oltre a queste valutazioni, lo strumento è anche in grado di restituire la distribuzione della concentrazione in numero suddivisa in 64 canali. In figura è possibile visionare la struttura dello strumento (Figura 48):



Figura 48: Palas Fidas 200S

6.3 Analisi dei dati

Sono stati analizzati i dati di concentrazione in massa ed in numero del materiale particolato dei mesi inerenti a Gennaio, Aprile e Maggio, prendendo in considerazione i parametri meteorologici quali intensità di pioggia e velocità del vento.

I dati riguardanti il materiale particolato sono stati ottenuti tramite il Fidas con una frequenza di campionamento al minuto. Dato che i dati sui parametri meteorologici avevano una frequenza oraria, si è deciso di fare una media oraria dei dati inerenti al materiale particolato. In questo modo è stato possibile mettere a confronto gli andamenti orari della concentrazione di PM con gli andamenti orari della velocità del vento e dell'intensità di pioggia. Inoltre, sono stati definiti gli eventi ventosi e piovosi come eventi singoli seguendo un criterio ben definito. Per quanto riguarda gli eventi ventosi sono stati considerati tali quelli che avevano una durata minima di tre ore, con un valore soglia di inizio evento pari a 0,4 m/s, con uno scarto tra un evento e l'altro di almeno due ore e con l'assenza di concomitanza di pioggia. Un discorso analogo è stato fatto per gli eventi piovosi, ma considerando come valore soglia l'assenza di precipitazione e con la sottolineatura

che durante questi avvenimenti vi è la presenza di vento che potrebbe andare a sovrastimare l'abbattimento dovuto al fenomeno piovoso. Questo confronto è stato effettuato per ogni singolo giorno dei mesi presi in considerazione e qui di seguito verranno messi in evidenza i giorni più caratteristici.



Figura 49: Fase di recupero dati dall'analizzatore Palas Fidas 200S

6.3.1 Analisi mese di Gennaio

Il mese di Gennaio a Torino è caratterizzato dall'essere quello con il minor numero di ore di sole giornaliere, mediamente circa 4.99 ore al dì. Inoltre, la media mensile delle precipitazioni si attesta sui 56 mm, ovvero il secondo mese meno piovoso dopo Luglio. Nel mese di Gennaio si è registrata una media giornaliera di concentrazione in massa per le seguenti frazioni pari a:

Tabella 18: Valori di concentrazione media delle varie frazioni di PM per il mese di Gennaio

Tipologia PM	Concentrazione [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
PM ₁	25,58
PM _{2,5}	27,47
PM ₄	29,05
PM ₁₀	34,55

Inoltre, vi sono stati sei superamenti dei valori soglia fissati dalla normativa per i seguenti giorni:

- 13/1: PM_{2,5} pari a 41,98 µg/m³ e PM₁₀ pari a 59,65 µg/m³
- 17/1: PM_{2,5} pari a 65,72 µg/m³ e PM₁₀ pari a 71,37 µg/m³
- 18/1: PM_{2,5} pari a 64,15 µg/m³ e PM₁₀ pari a 75,1 µg/m³
- 19/1: PM_{2,5} pari a 55,7 µg/m³ e PM₁₀ pari a 69,21 µg/m³
- 20/1: PM_{2,5} pari a 54,2 µg/m³ e PM₁₀ pari a 64,9 µg/m³
- 21/1: PM_{2,5} pari a 68,21 µg/m³ e PM₁₀ pari a 73,68 µg/m³

Per quanto riguarda la concentrazione in numero, è stata registrata una concentrazione media pari a 832,31 particelle/cm³ con un picco massimale di 3078,97 particelle/cm³ raggiunto il 25/1 alle ore 10:06 del mattino.

Per condurre la seguente analisi sono stati sviluppati i grafici giornalieri di tutto il mese, associando gli andamenti della concentrazione in massa e di quella in numero con gli andamenti delle intensità di precipitazione e quelli inerenti alla velocità del vento. Per una questione di sintesi verranno mostrati i più significativi:

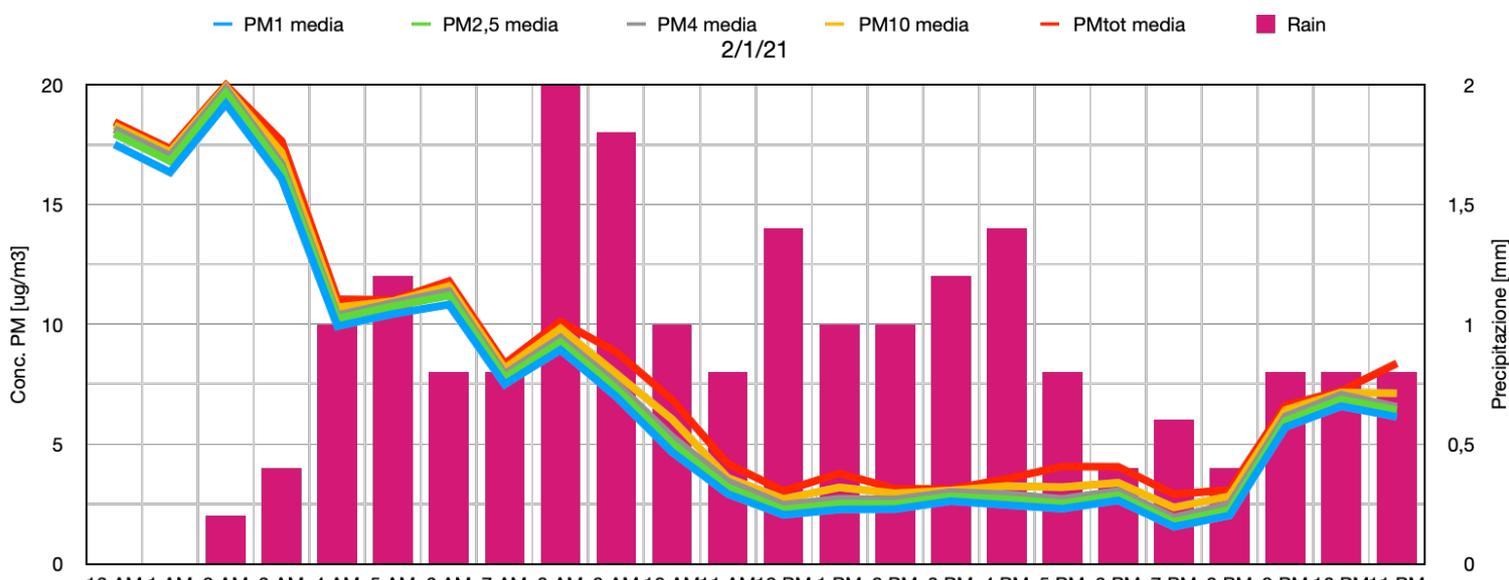


Figura 50: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 2/1/21

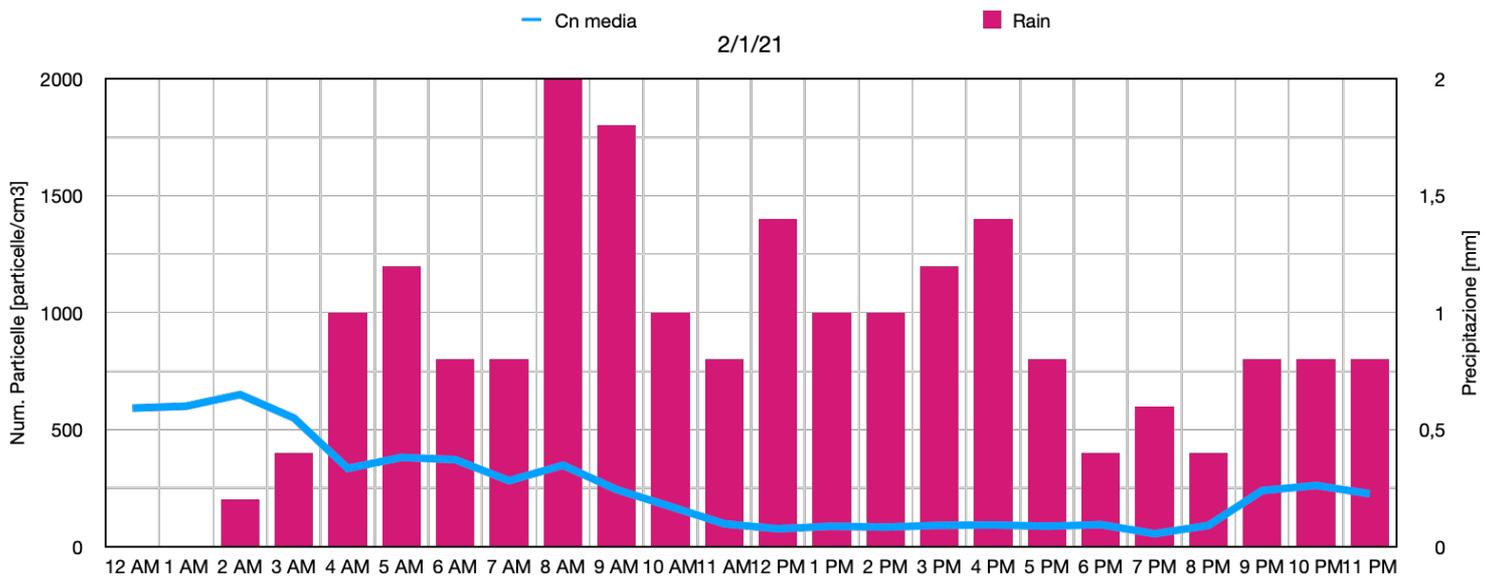


Figura 51: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 2/1/21

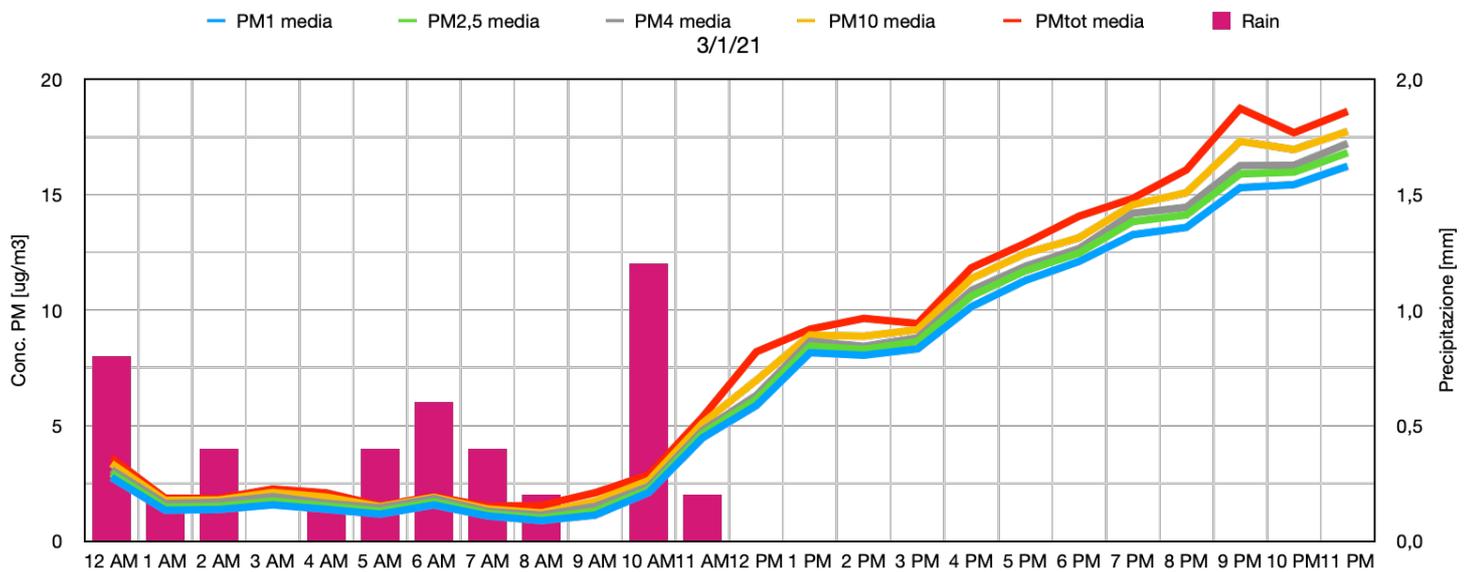


Figura 52: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 3/1/21

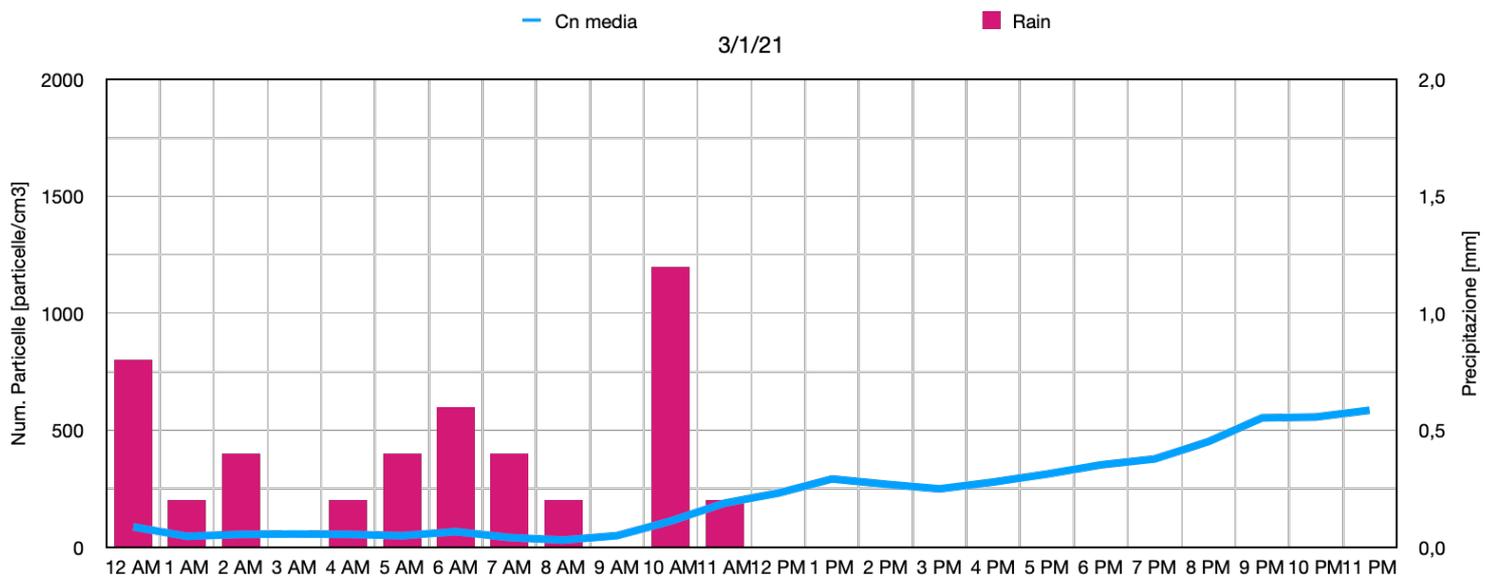


Figura 53: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 3/1/21

Tabella 19: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 2/1/21 - 3/1/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	16,33 µg/m ³	5,87 µg/m ³	64,1
PM _{2,5}	16,8 µg/m ³	6,14 µg/m ³	63,5
PM ₁₀	17,19 µg/m ³	6,96 µg/m ³	60

La percentuale di abbattimento medio si è calcolata come la media degli abbattimenti orari riferiti alla concentrazione iniziale. L'evento del 2-3/1/21 è stato molto significativo in termini di abbattimento del materiale particolato, poiché sia la durata, pari a 35 ore, e sia la cumulata della pioggia equivalente a 25,2 mm sono risultate fondamentali per il miglioramento della qualità dell'aria. La concentrazione in massa minima di materiale particolato la si è ottenuta alle ore 8 del 3/1/21 con i seguenti valori:

- PM₁: 0,88 µg/m³
- PM_{2,5}: 1 µg/m³
- PM₁₀: 1,22 µg/m³

Si può notare come al cessare dell'evento piovoso le concentrazioni in massa di materiale particolato ricomincino ad aumentare fino a tornare a livelli comparabili dopo circa 10 ore. Discorso analogo vale per la concentrazione in numero, la quale si è notato avere un andamento equiparabile a quello del PM₁, cosa che ci si aspetta considerando che la frazione più fine è quella che contribuisce maggiormente alla quantificazione del suddetto parametro, come esposto nei capitoli precedenti. Come la concentrazione in massa, anche quella in numero presenta il suo minimo il giorno 3/1/21 alle ore 8 con un valore pari a 30,35 particelle/cm³, circa il 95% in meno rispetto al suo valore iniziale di 649,8 particelle/cm³. Le oscillazioni di concentrazione che vi sono state durante l'evento potrebbero essere dovute alla variazione di intensità dell'evento stesso, ma potrebbero esserci contributi dovuti anche agli incrementi di traffico veicolare durante la giornata e/o alle risospensioni delle polveri che erano sedimentate sulle superfici.

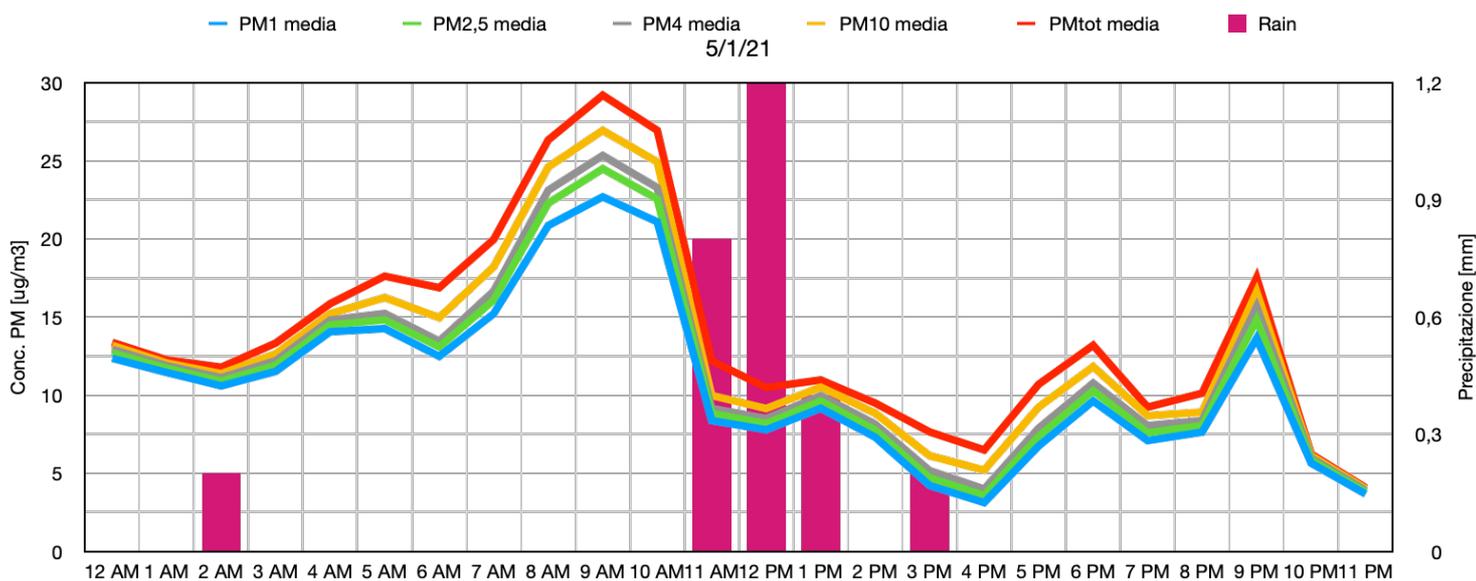


Figura 54: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 5/1/21

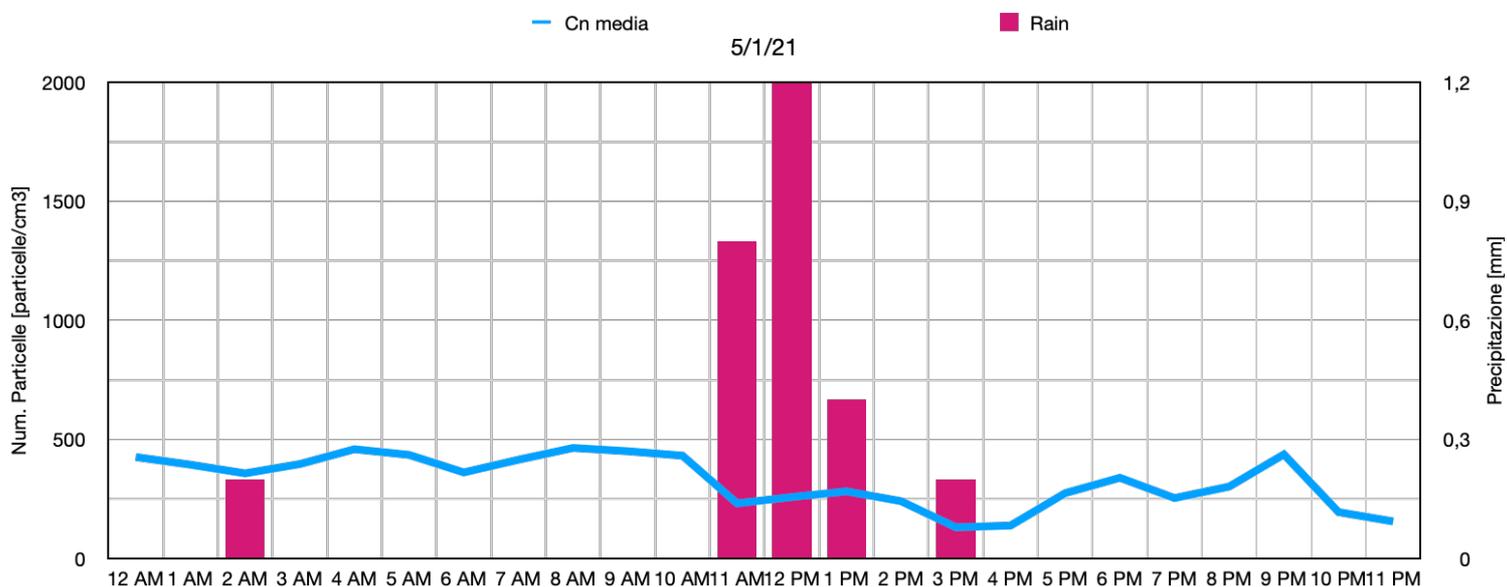


Figura 55: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 5/1/21

Tabella 20: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 5/1/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	21,09 µg/m ³	3,12 µg/m ³	68,5
PM _{2,5}	22,56 µg/m ³	3,57 µg/m ³	68,5
PM ₁₀	24,93 µg/m ³	5,2 µg/m ³	66,7

In questo caso l'evento del 5/1/21 ha avuto una durata di 6 ore con una cumulata di pioggia pari a 2,6 mm. La concentrazione in massa minima è stata raggiunta alla fine dell'evento piovoso, intorno alle ore 16, dopodichè vi è stata una risalita della concentrazione che però non ha raggiunto i valori iniziali, una motivazione potrebbe essere la presenza del vento che ne ha condizionato la crescita successiva come si può notare nei grafici che seguono:

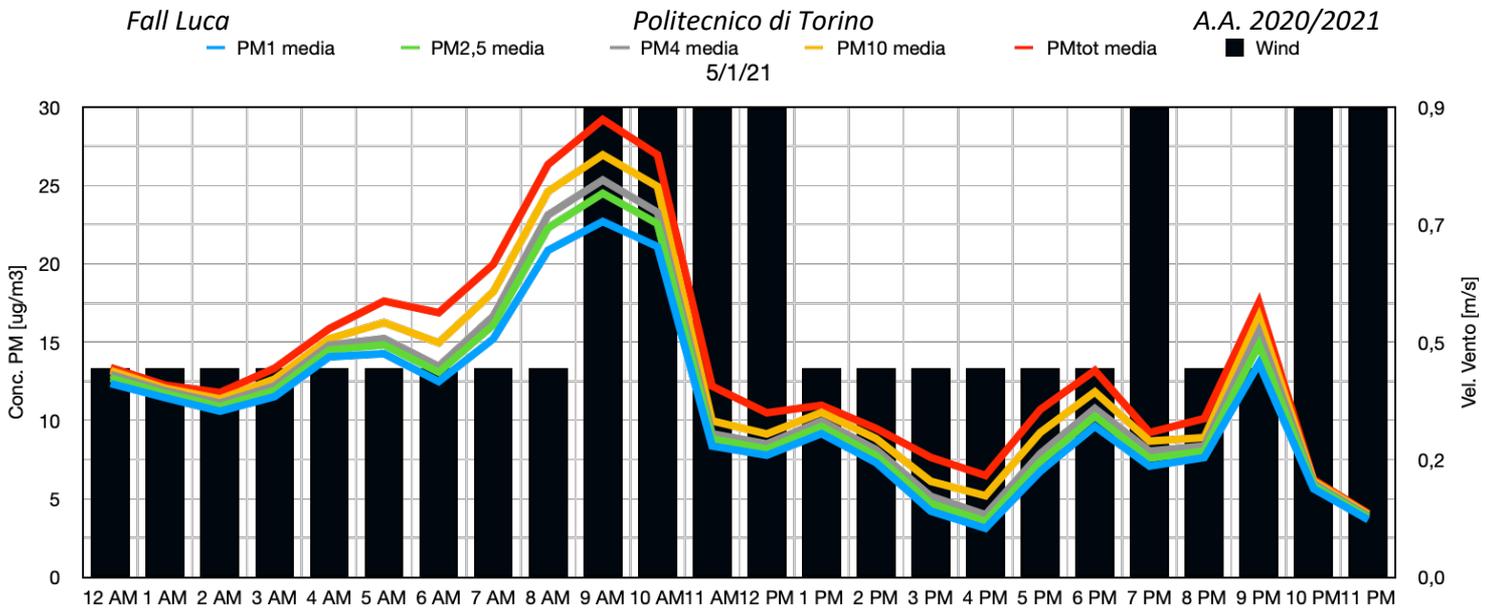


Figura 56: Andamento Concentrazione in massa e velocità del vento del giorno 5/1/21

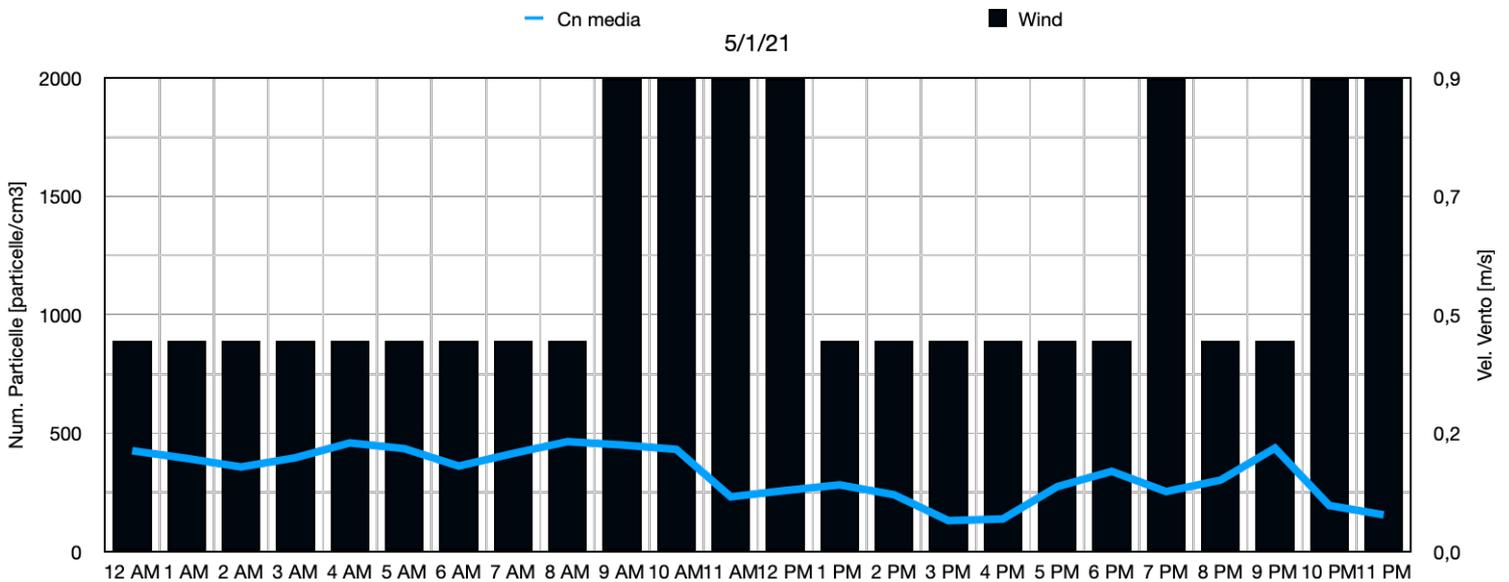


Figura 57: Andamento concentrazione in numero e velocità del vento del giorno 5/1/21

Per quanto riguarda la concentrazione in numero, ad inizio evento il suo valore si attestava intorno alle 431,37 particelle/ cm^3 , ovvero alle 10, e dopo l'evento piovoso è diminuita del 68,12% portandosi ad un valore pari a 137,49 particelle/ cm^3 . Nonostante vi sia stato un evento ventoso, la concentrazione in numero non ha subito sostanziali rallentamenti nella ricrescita per tornare ai valori iniziali pre-evento piovoso ed una motivazione potrebbe essere collegata al fatto che il vento ha effetti più marcati sulle particelle di dimensioni maggiori, mentre, come già esposto precedentemente, la concentrazione in numero dipende maggiormente dalle particelle di dimensioni minori.

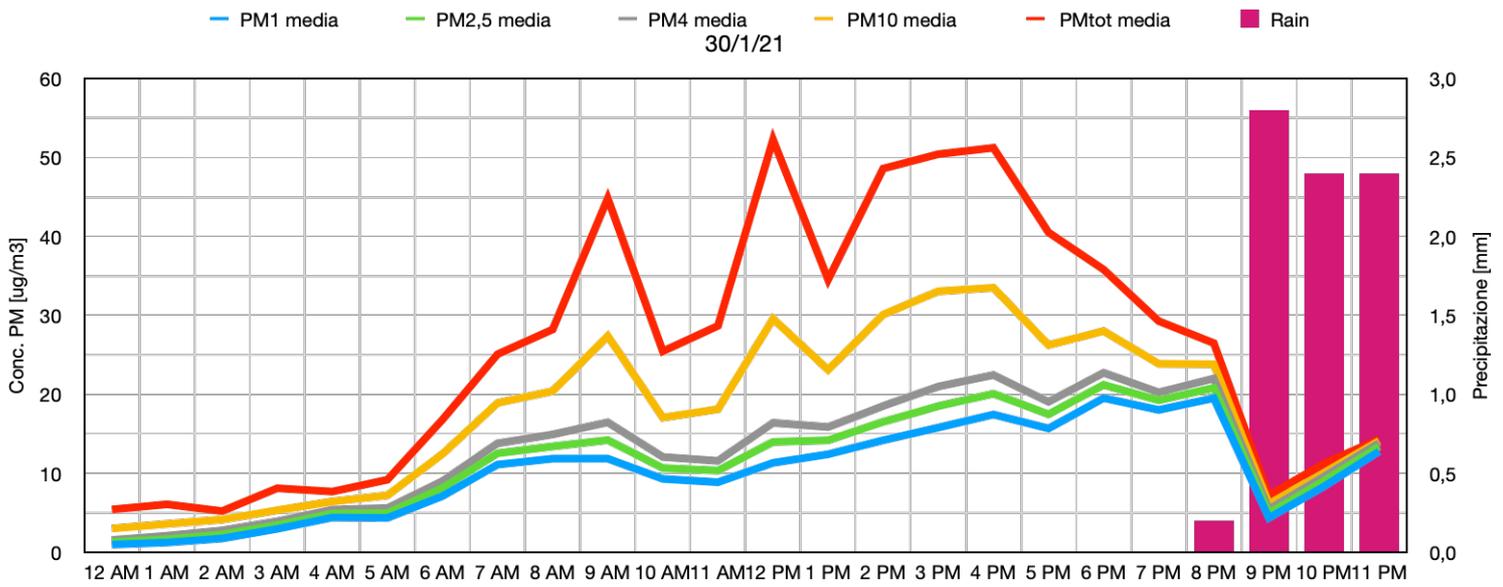


Figura 58: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 30/1/21

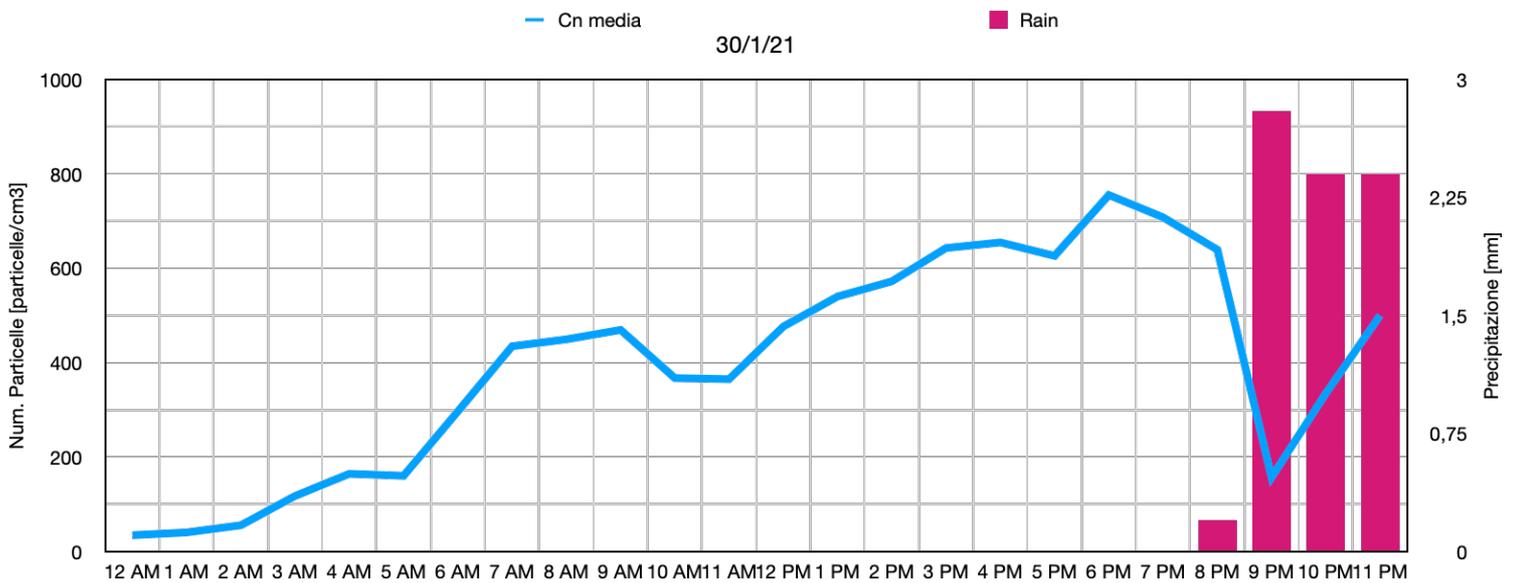


Figura 59: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 30/1/21

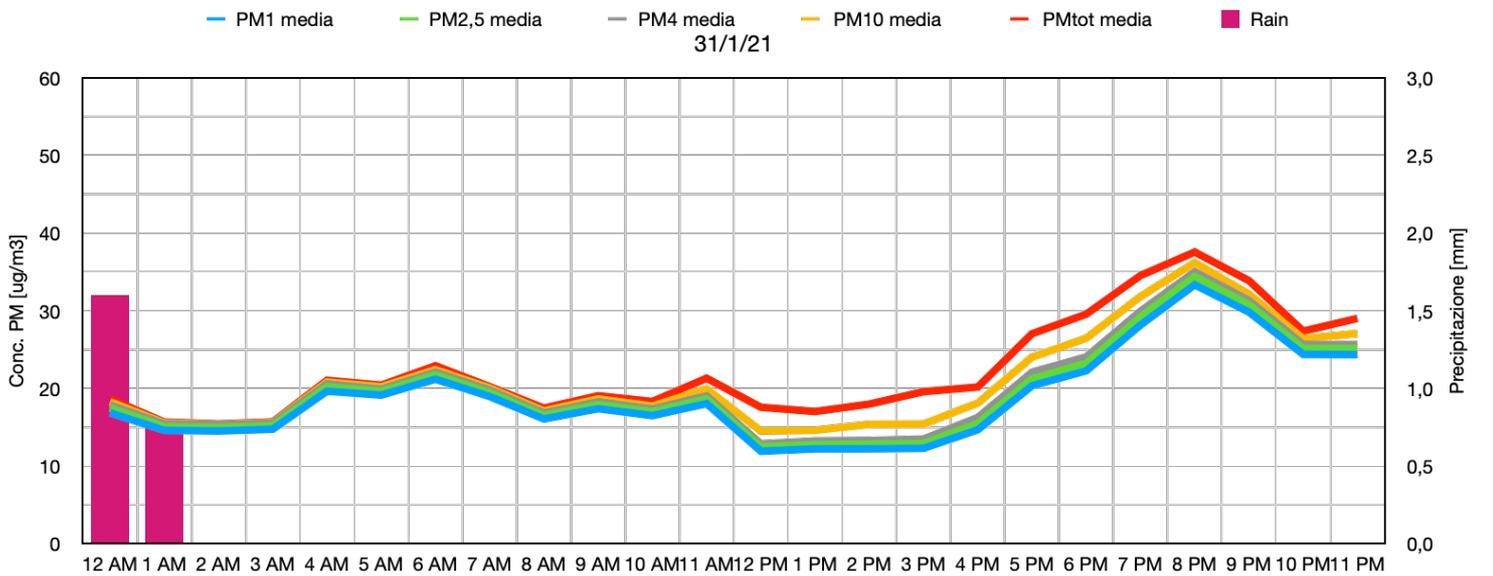


Figura 60: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 31/1/21

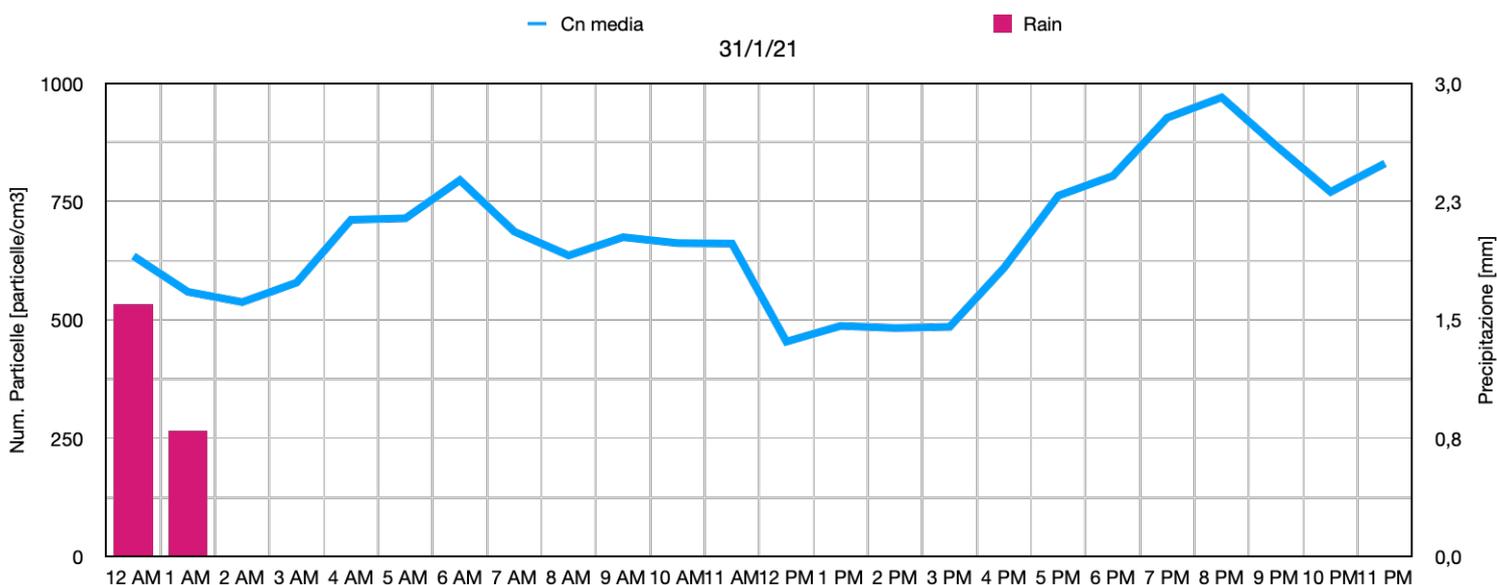


Figura 61: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 31/1/21

Tabella 21: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 30/1/21 e del 31/1/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	18,02 µg/m ³	14,52 µg/m ³	27,92
PM _{2,5}	19,25 µg/m ³	15 µg/m ³	28,91
PM ₁₀	20,25 µg/m ³	15,32 µg/m ³	29,55

L'evento piovoso a cavallo tra il 30/1/21 e il 31/1/21 ha avuto una durata di 7 ore con una cumulata di pioggia pari a 10,2 mm. La concentrazione in massa minima è stata raggiunta alle ore 21 del primo giorno ed è stata pari a:

- PM₁: 4,34 µg/m³
- PM_{2,5}: 4,96 µg/m³
- PM₁₀: 5,44 µg/m³

Discorso analogo vale per la concentrazione in numero che è risultata essere pari a 156,88 particelle/cm³. Anche in questo caso il vento ha giocato un ruolo di ritardo nel ripristino delle concentrazioni pre-evento che hanno superato i valori di 35 µg/m³ dopo 19 ore dalla cessazione dell'evento piovoso.

Andando ad analizzare i singoli eventi ventosi è possibile osservare abbattimenti delle concentrazioni che variano fortemente dalla intensità e dalla durata del fenomeno. In certi casi è stato notato un incremento della concentrazione che potrebbe essere dovuto ad un fenomeno di

trasporto causato dal vento per una specifica direzione in cui si possono trovare sorgenti di materiale particolato. Di seguito vengono esposti i fenomeni più importanti del mese di Gennaio:

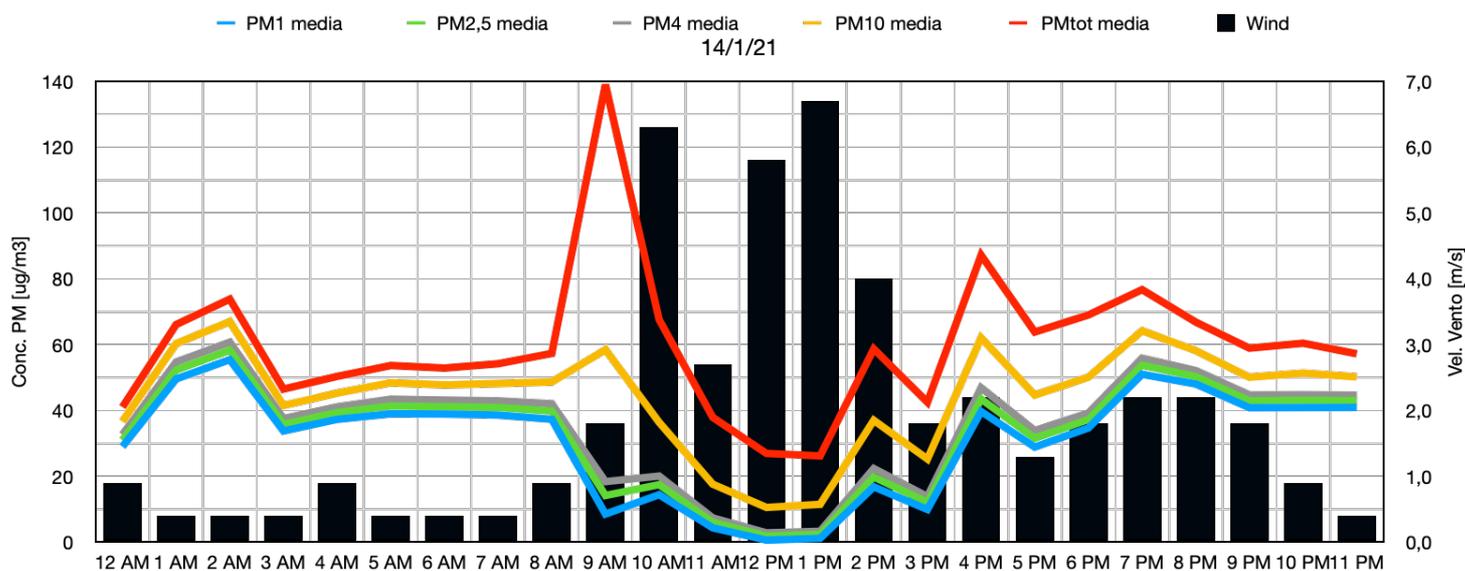


Figura 62: Andamento Concentrazione in massa e vento del giorno 14/1/21

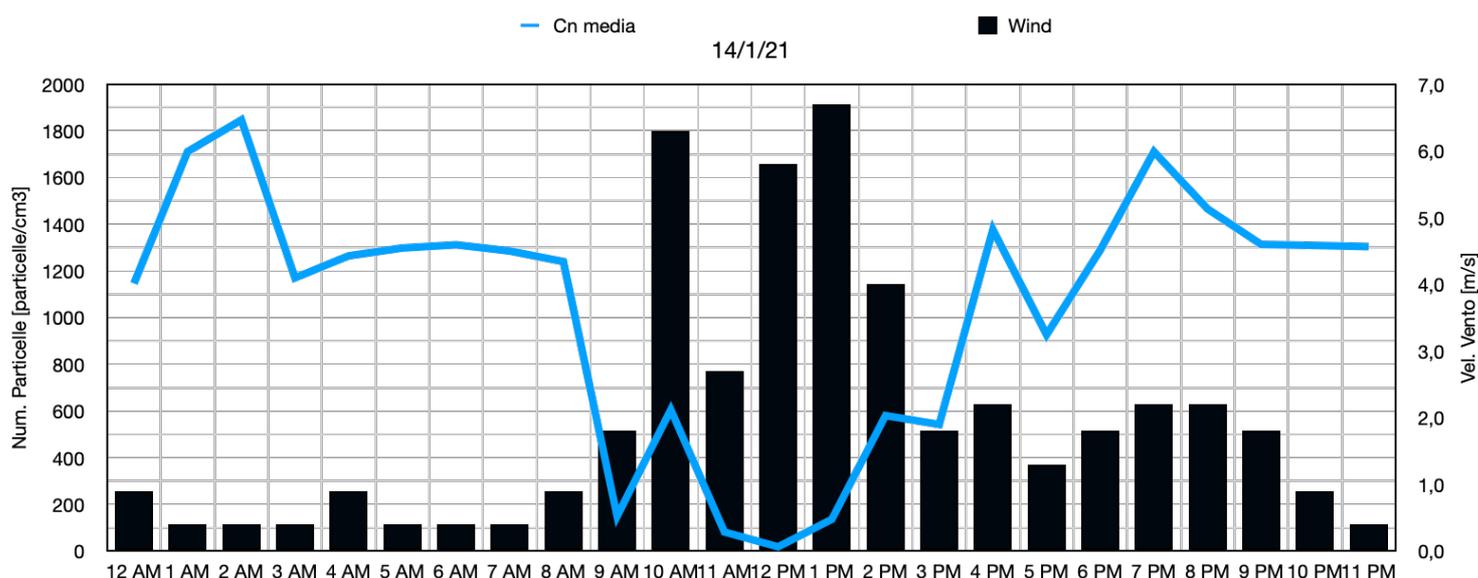


Figura 63: Andamento Concentrazione in numero e vento del giorno 14/1/21

L'evento ventoso preso in considerazione presenta la peculiarità dell'avere un incremento di concentrazione in massa della componente grossolana dopo la prima ora dall'inizio dell'evento ventoso, probabilmente dovuto al trasporto di materiale particolato grossolano dalla direzione Ovest-NordOvest. Dopodichè, nel momento centrale dell'evento si vede una rapida decrescita della concentrazione di tutte le frazioni dovuta al forte aumento della velocità del vento che riesce a trasportare via il materiale particolato. Man mano che la velocità diminuisce, si può notare l'incremento del materiale particolato che raggiunge i livelli di concentrazione antecedenti alla formazione dell'evento. La percentuale di abbattimento media per questo evento è risultata essere pari a circa il 35% per il PM₁, 32% per il PM_{2,5} e quasi del 14% per il PM₁₀. Per quanto riguarda

la concentrazione in numero, l'andamento rispecchia quello del PM₁ e si ritrova il suo minimo dopo 5 ore dall'inizio dell'evento con un valore pari a 18,03 particelle/cm³.

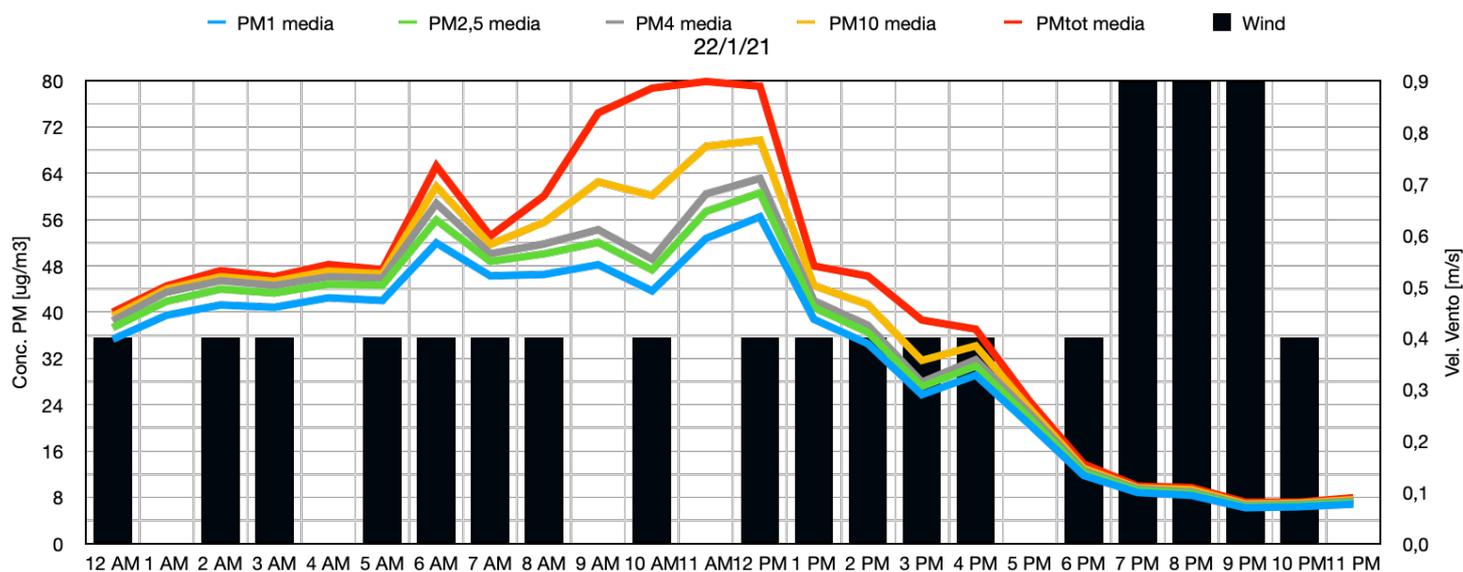


Figura 64: Andamento Concentrazione in massa e vento del giorno 22/1/21

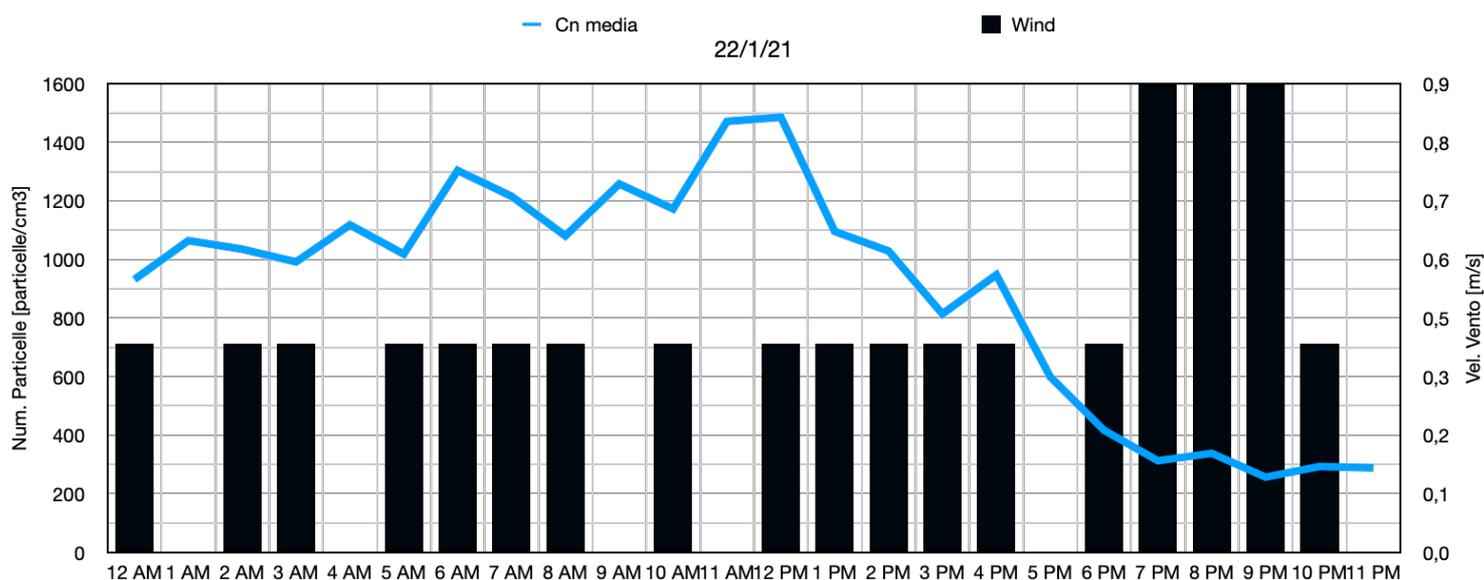


Figura 65: Andamento Concentrazione in numero e vento del giorno 22/1/21

Durante l'evento ventoso del 22/1/21 è possibile osservare come dall'inizio dell'evento, con inizio alle ore 18, vi sia un abbattimento generale del materiale particolato sia per la concentrazione in massa che per quella in numero. La velocità massima del vento non supera gli 0,9 m/s , ma la durata dell'evento di circa 4 ore favorisce la diminuzione del PM. Infatti, la concentrazione per ogni frazione passa dai seguenti valori in tabella:

Tabella 22: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento ventoso del 22/1/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	11,78 µg/m ³	6,37 µg/m ³	36,87
PM _{2,5}	12,28 µg/m ³	6,64 µg/m ³	36,93
PM ₁₀	13,01 µg/m ³	7 µg/m ³	36,96

Le concentrazioni minime si sono ottenute ad un'ora prima dalla cessazione del fenomeno ventoso con le seguenti concentrazioni:

- PM₁: 6,2 µg/m³
- PM_{2,5}: 6,45 µg/m³
- PM₁₀: 6,85 µg/m³

Situazione analoga per la concentrazione in numero, la quale è risultata essere pari a 256,46 particelle/cm³. Una possibile spiegazione del perché le concentrazioni minime non si riscontrano alla fine dell'evento può essere data dal fatto che basse velocità possono portare ad una risospensione del materiale particolato, il quale può andare ad accrescere i valori rilevati.

Successivamente sono stati costruiti degli scatter plot che rappresentano la correlazione tra la concentrazione in numero e la concentrazione in massa per le frazioni di materiale particolato appartenenti al PM₁, PM_{2,5} e PM₁₀. Questa valutazione è stata effettuata per confermare la forte correlazione che vi è tra la frazione più fine ed il numero di particelle presenti in aria.

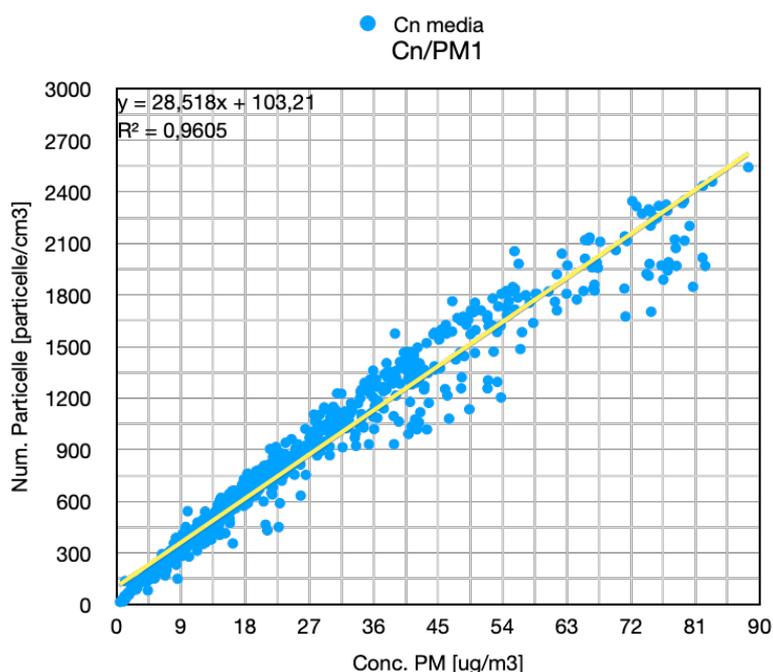


Figura 66: Correlazione concentrazione in numero e PM₁ mese di Gennaio

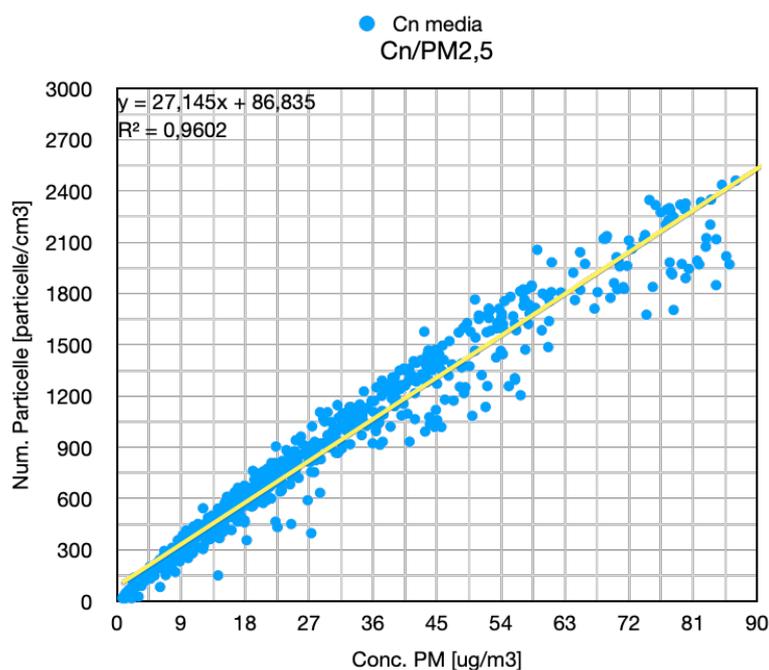


Figura 67: Correlazione concentrazione in numero e PM_{2,5} mese di Gennaio

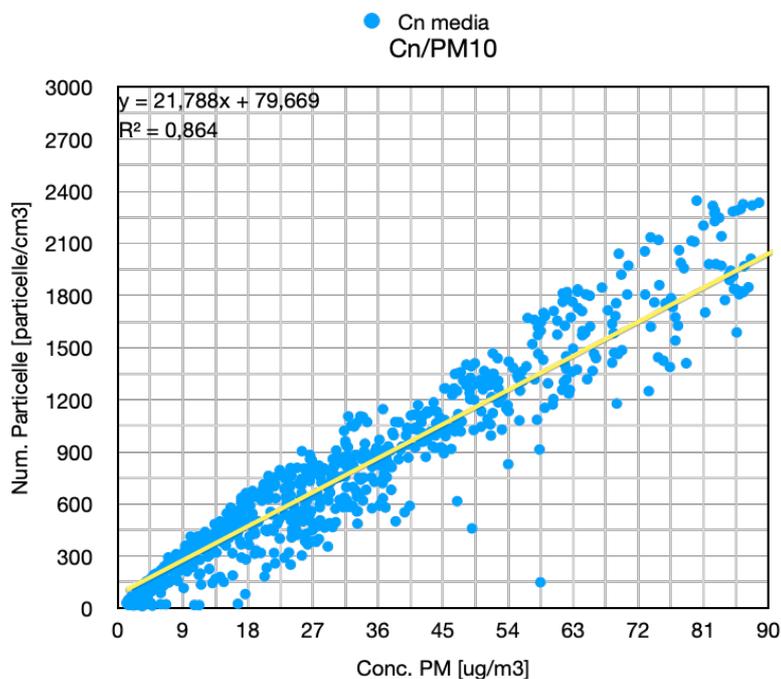


Figura 68: Correlazione concentrazione in numero e PM₁₀ mese di Gennaio

Il grafico che mostra il coefficiente di determinazione R^2 più alto è quello in cui vi è il rapporto tra la concentrazione in numero e la concentrazione in massa della frazione con diametro aerodinamico fino a 1 μm , pari a 0,9605. Anche i coefficienti di determinazione inerenti alle correlazioni delle altre due frazioni risultano essere elevati, ma è possibile notare come con l'aumentare della dimensione delle particelle questi valori diminuiscano, confermando quello che è stato affermato precedentemente.

Infine, per concludere l'analisi del mese di Gennaio, sono stati costruiti dei grafici a bolle per rappresentare gli effetti di abbattimento delle concentrazioni in base alla durata del fenomeno e

alla sua relativa intensità. Le dimensioni delle bolle rappresentano l'intensità dell'evento, per cui dimensioni maggiori rispecchiano fenomeni di intensità maggiore. Questi grafici sono stati fatti sia per gli eventi piovosi che per quelli ventosi per ogni frazione di interesse, ovvero per il PM₁, PM_{2,5} ed infine per il PM₁₀.

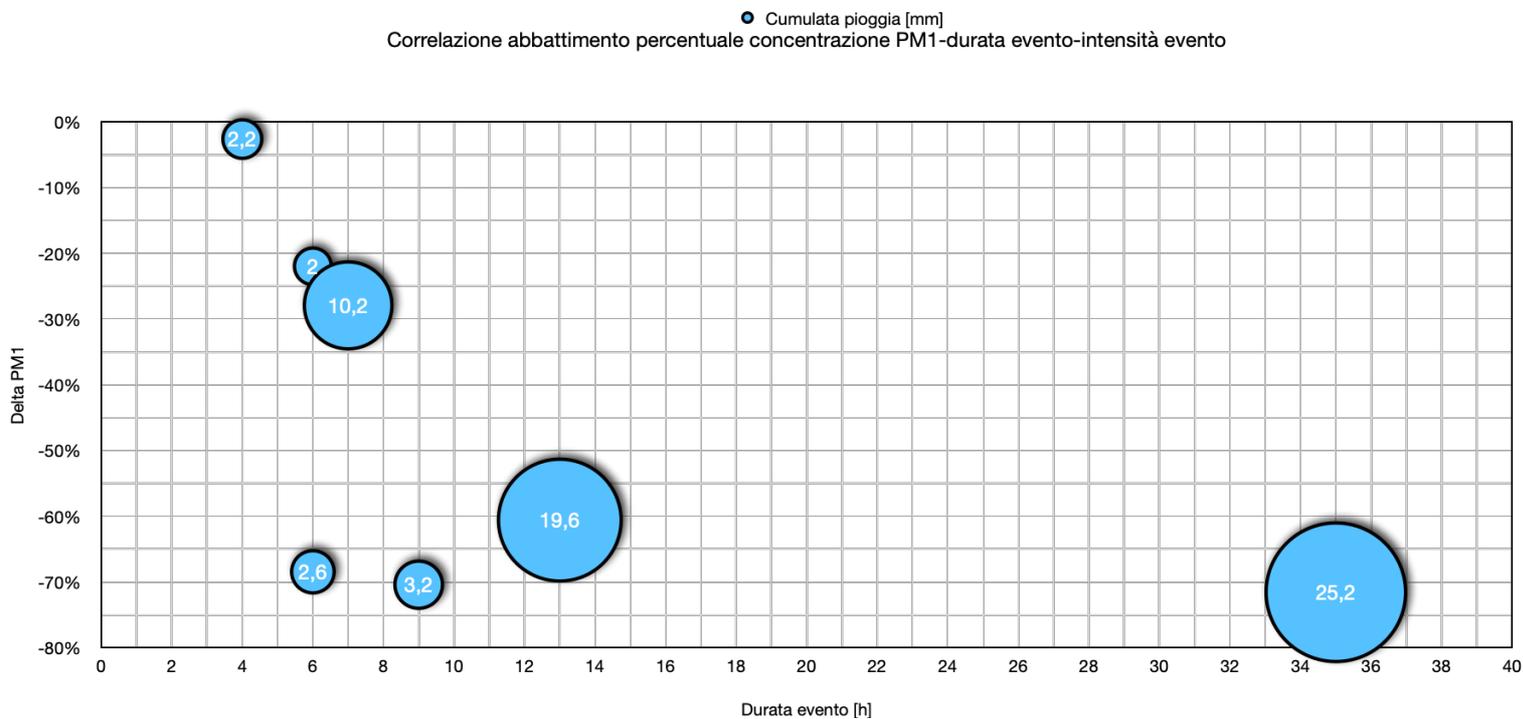


Figura 69: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

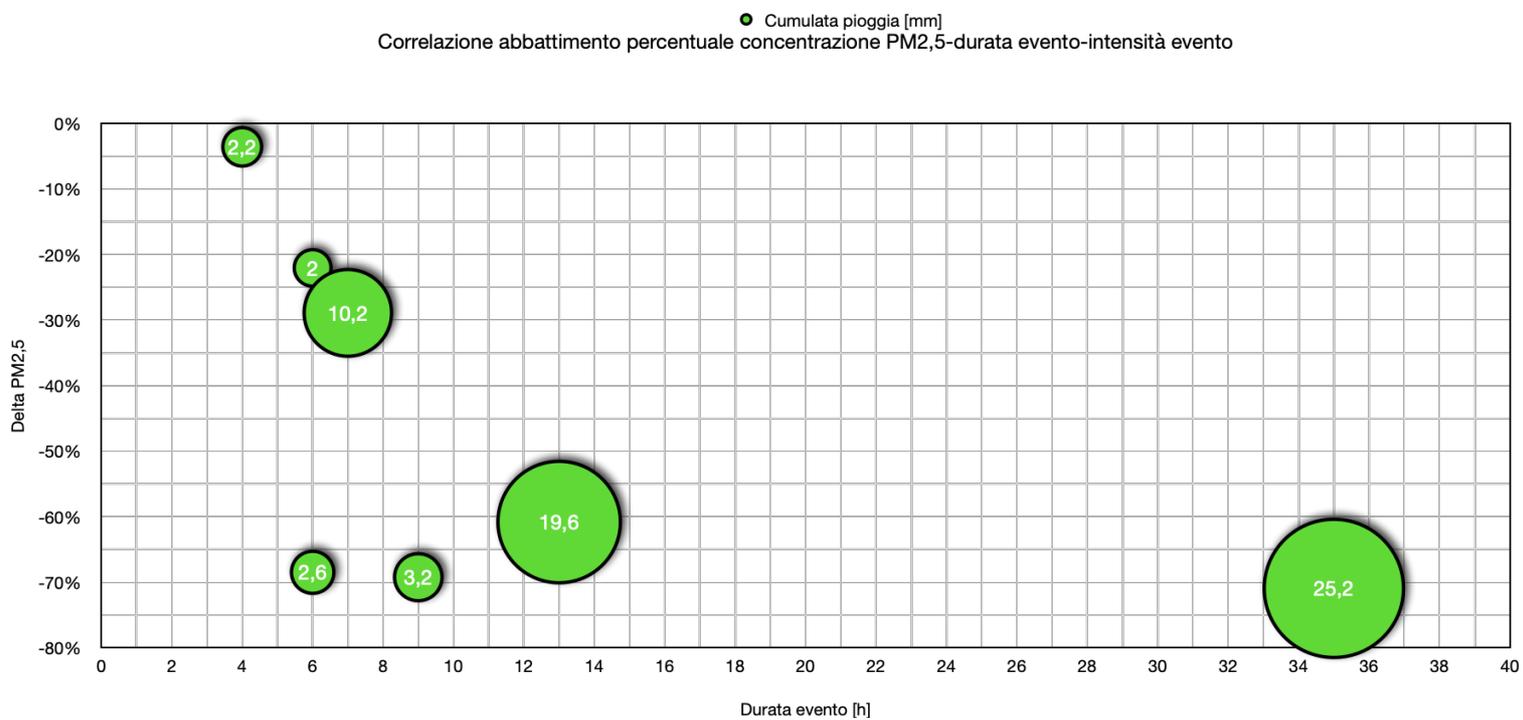


Figura 70: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM_{2,5} rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

● Cumulata pioggia [mm]
 Correlazione abbattimento percentuale concentrazione PM10-durata evento-intensità evento

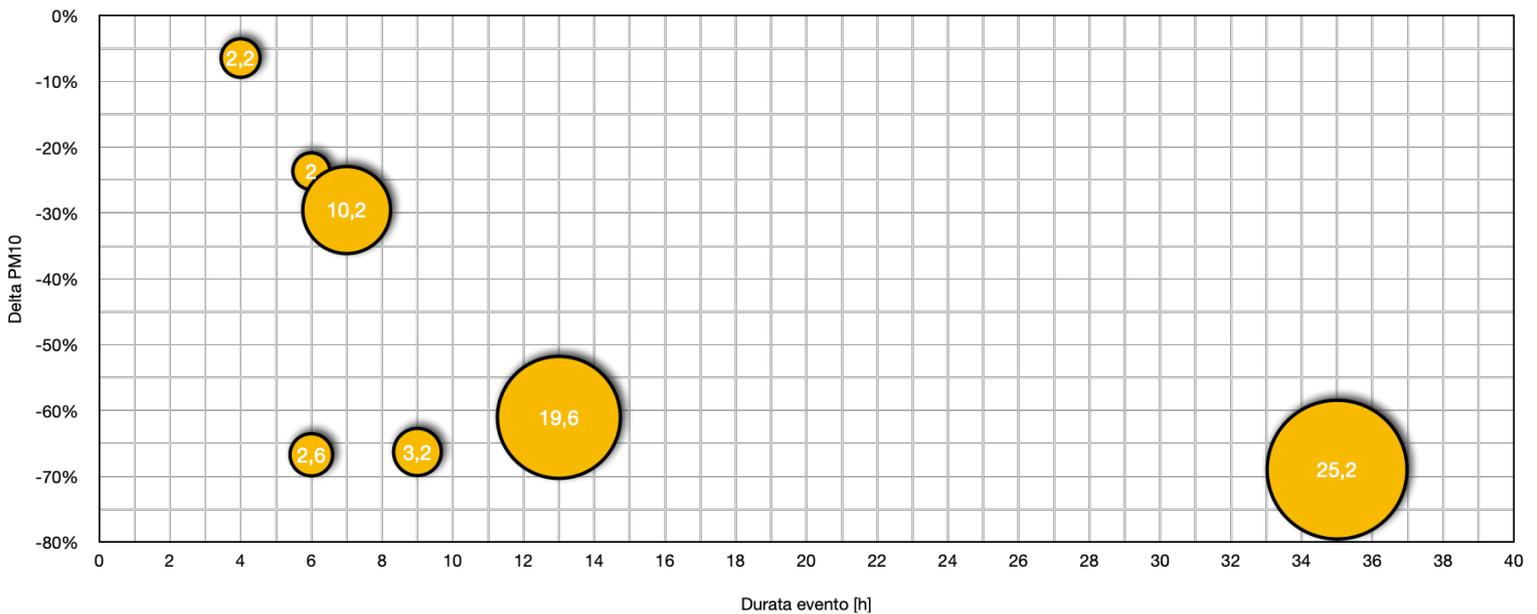


Figura 71: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM_{2,5} rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

Dai tre grafici sovrastanti si può notare come vi sia un andamento per lo più crescente col crescere dell'intensità dell'evento piovoso e col crescere della durata dell'evento. I valori inerenti a circa il 65% dell'abbattimento del materiale particolato per gli eventi della durata, rispettivamente, di 6 e 9 ore non rispecchiano questo andamento ed una possibile giustificazione può essere data dalla concentrazione di partenza, poiché per concentrazioni iniziali elevate vi saranno abbattimenti maggiori rispetto agli abbattimenti che si potrebbero avere con concentrazioni iniziali minori. Questa valutazione non può essere fatta in maniera certa e consistente, dato che il numero di eventi piovosi inerenti al mese di Gennaio non sono elevati, per cui sarebbe opportuno effettuare un'analisi su scala più vasta per confermare quanto detto. Un'altra problematica è legata alla quantificazione oraria dell'evento, poiché con i grafici appena visti si denota solamente l'intensità in valore assoluto del fenomeno e di conseguenza la sensibilità delle oscillazioni all'interno dell'arco orario non sono visionabili. Per ovviare a ciò, sarebbe opportuno andare a studiare più nel dettaglio l'evoluzione di ogni singolo evento, ma per riuscire a farlo vi sarebbe la necessità di restringere la valutazione del parametro climatologico almeno su di un arco di tempo di campionamento pari a 15 minuti, cosa che lo strumento utilizzato non è stato in grado di restituire.

● Cumulata spazio percorso dal vento [Km]
 Correlazione abbattimento percentuale concentrazione PM1-durata evento-intensità evento

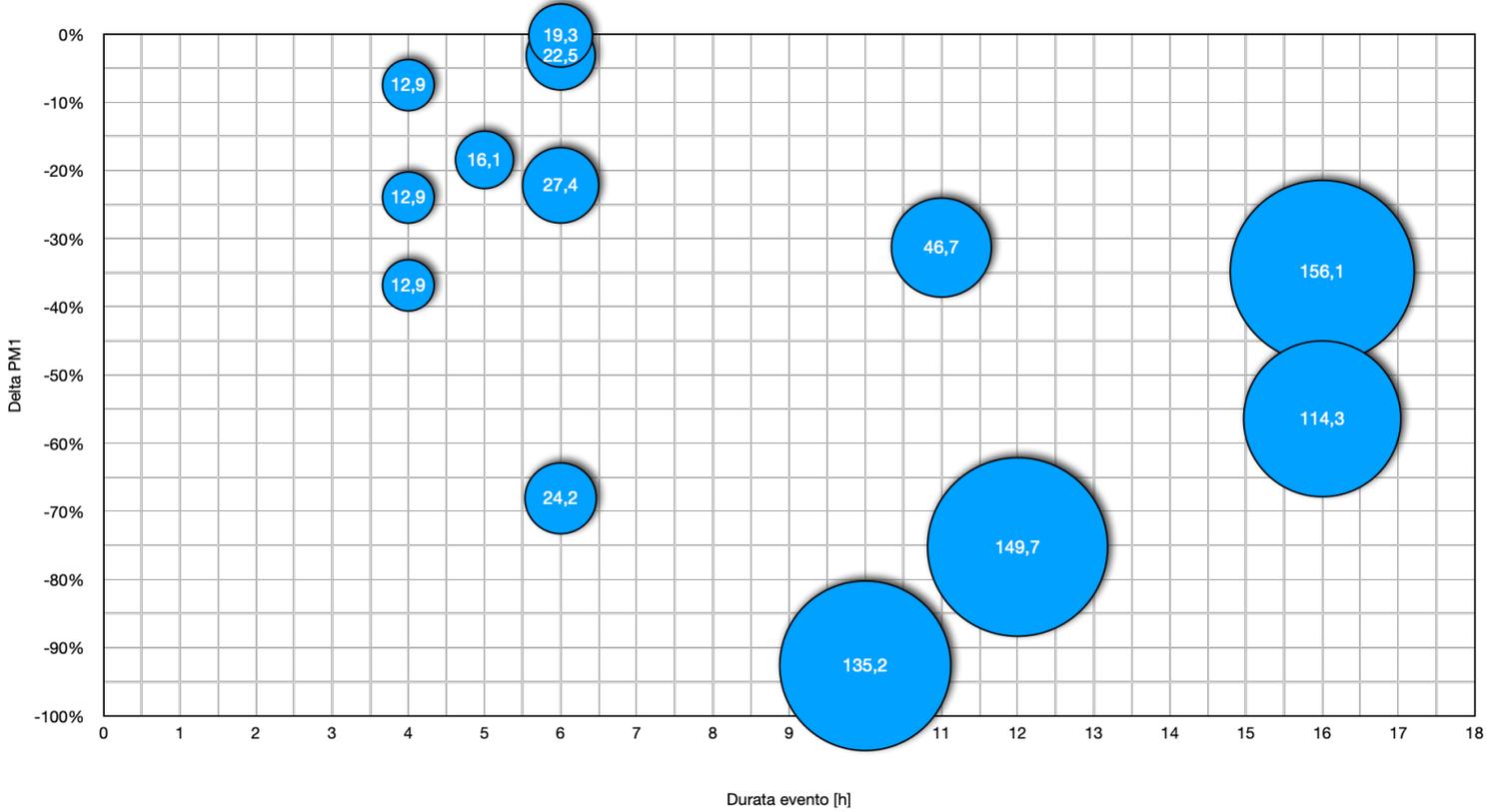


Figura 72: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento ventoso

● Cumulata spazio percorso dal vento [Km]
 Correlazione abbattimento percentuale concentrazione PM2,5-durata evento-intensità evento

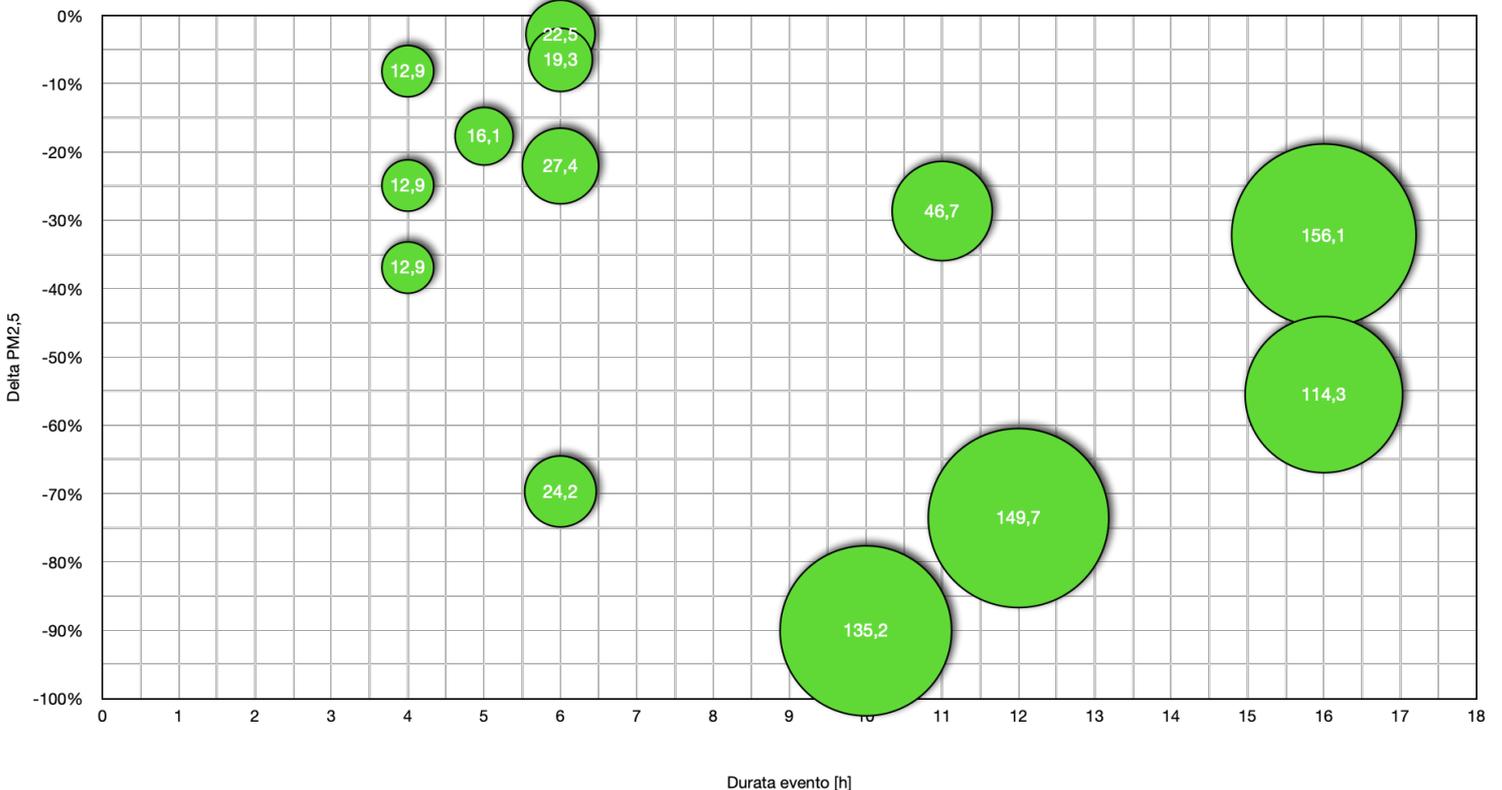


Figura 73: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM_{2,5} rispetto alla durata e alla intensità dell'evento ventoso

● Cumulata spazio percorso dal vento [Km]
 Correlazione abbattimento percentuale concentrazione PM10-durata evento-intensità evento

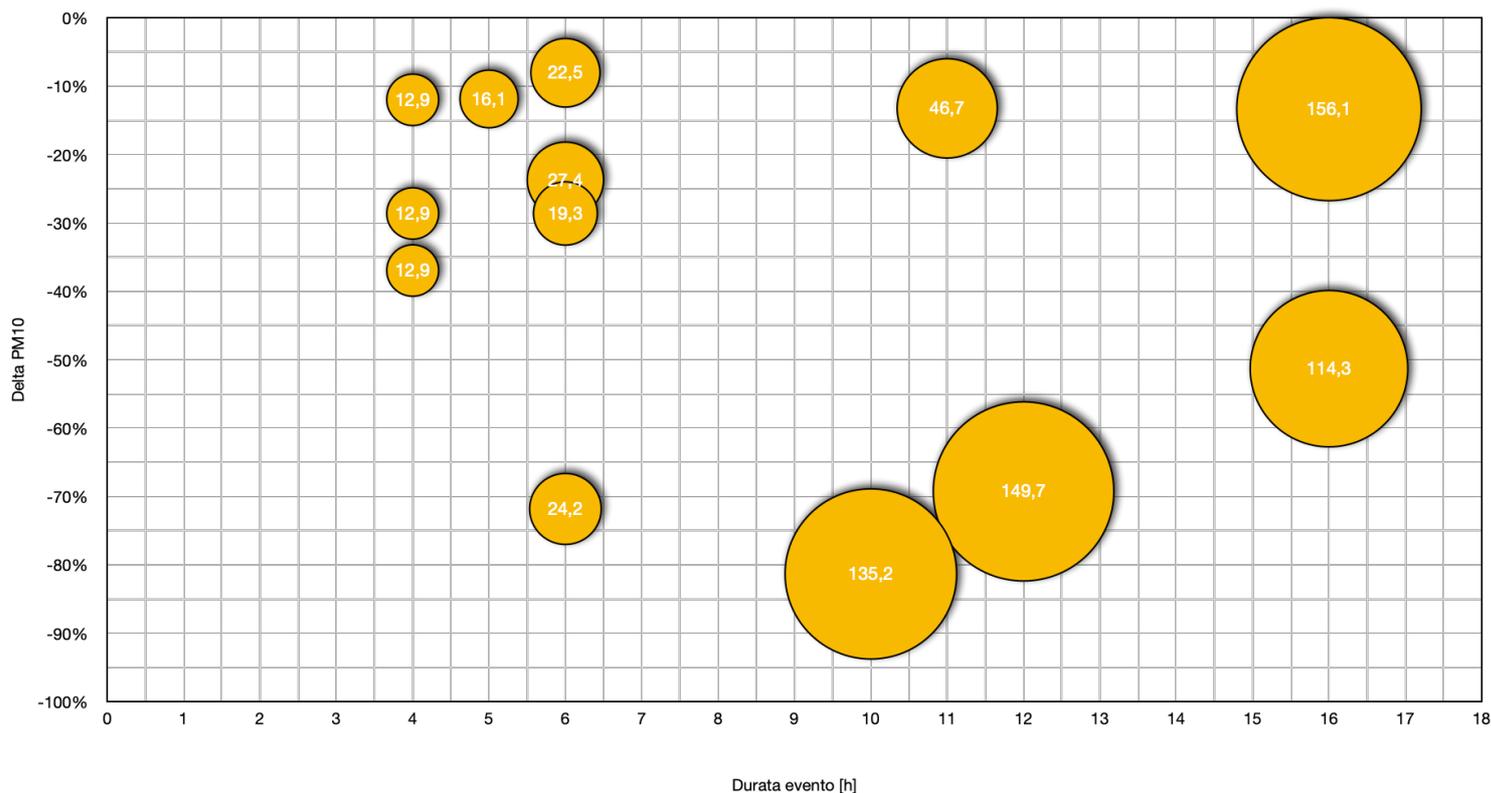


Figura 74: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁₀ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento ventoso

Anche nel caso dei fenomeni ventosi vi è un trend di abbattimento che segue l'incremento della durata del fenomeno e la cumulata dei chilometri percorsi dal vento. Per cumulata dei chilometri percorsi dal vento, somma del parametro wind run ottenuto dalla stazione meteo per ogni ora dell'evento, si intende la somma di tutti i chilometri che virtualmente sono stati percorsi dal vento in una determinata ora dell'evento. In questo modo si è ipotizzato come un vento con velocità maggiore percorra distanze maggiori e che quindi sia in grado di trasportare maggiormente il materiale particolato, e quindi di diminuire la sua concentrazione nel punto di campionamento. Si può notare come per grandi cumulate di chilometri percorsi vi sono elevate percentuali di abbattimento, fatta eccezione per l'evento ventoso di durata pari a 156,1 km percorsi e di durata pari a 16 ore che potrebbe essere stato influenzato da eventuali sorgenti o risospensioni dovute all'abbassamento della velocità del vento che ne hanno attenuato l'effetto. Anche in questo caso vi è l'esigenza di un'analisi più attenta e specifica dei fenomeni ventosi, suggerendo un'eventuale implementazione del metodo di valutazione con la considerazione aggiuntiva della direzione del vento, in modo da poter valutare in modo specifico le eventuali influenze delle sorgenti circostanti.

6.3.2 Analisi dei dati di Aprile/Maggio

I mesi di Aprile e Maggio sono quelli caratterizzati da un numero più intenso di precipitazioni che in media per i due mesi equivalgono a 113 mm mensili, equivalenti a circa 9 giorni di pioggia. In questi mesi si è registrata una media di concentrazione di materiale particolato mensile che è possibile vedere nella seguente tabella:

Tabella 23: Valori di concentrazione media delle varie frazioni di PM per il mese di Aprile

Tipologia PM	Concentrazione [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
PM ₁	12,8
PM _{2,5}	14,77
PM ₄	16,45
PM ₁₀	22,43

Tabella 24:: Valori di concentrazione media delle varie frazioni di PM per il mese di Maggio

Tipologia PM	Concentrazione [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]
PM ₁	5,39
PM _{2,5}	6,97
PM ₄	8,4
PM ₁₀	12,62

Inoltre, in questi mesi vi è stato solo un superamento dei valori soglia fissati dalla normativa per il giorno inerente al primo aprile con i seguenti valori:

- 1/4: PM_{2,5} pari a 36,85 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e PM₁₀ pari a 60,71 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Per quanto riguarda la concentrazione in numero, per il mese di Aprile la media è risultata essere pari a 394,3 particelle/cm³, mentre per il mese di Maggio il suo valore medio è coinciso con il valore di 197,46 particelle/cm³.

Come si può notare, le concentrazioni medie mensili risultano decisamente più basse in confronto a quelle riscontrate durante il mese di Gennaio, questo è dovuto ad un'altezza superiore dello Strato Limite Planetario, il quale favorisce maggiormente la dispersione delle particelle, ma anche ad un elevato numero di eventi piovosi e ventosi che sono stati in grado di ripulire lo strato atmosferico adiacente alla superficie terrestre, migliorando la qualità dell'aria.

Anche per questi due mesi sono stati elaborati i grafici visti precedentemente e anche qui verranno riassunti gli eventi più significativi:

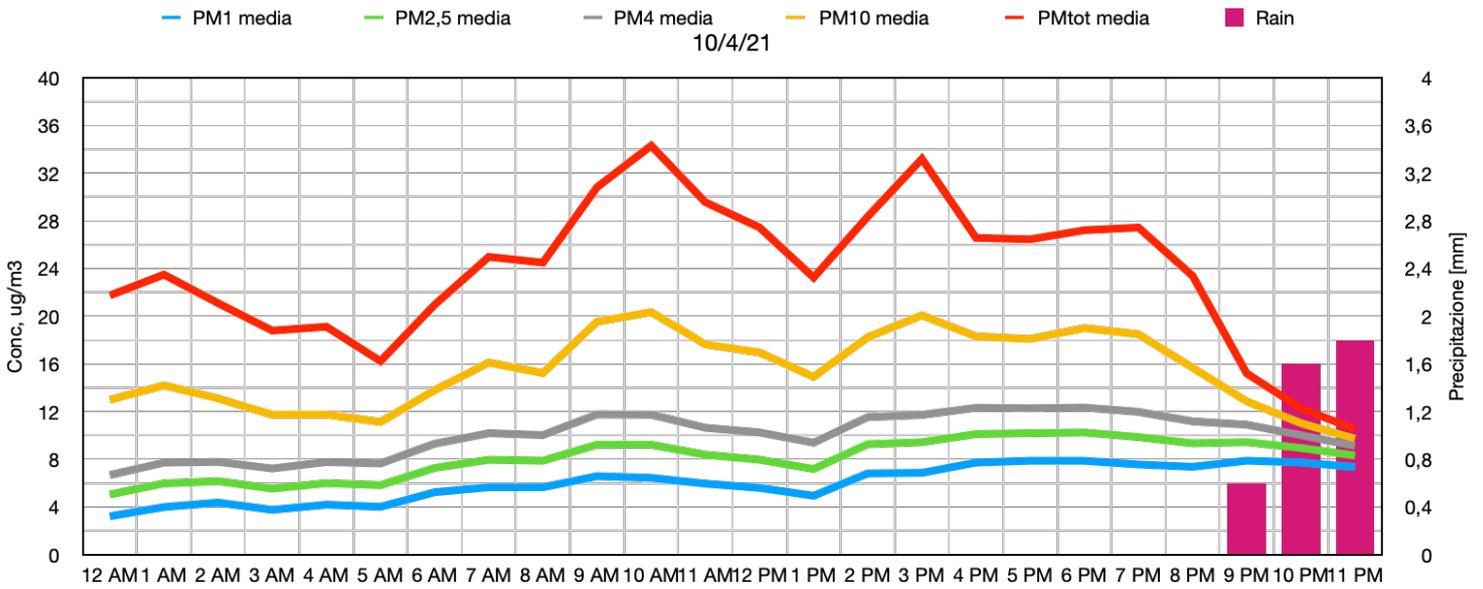


Figura 75: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 10/4/21

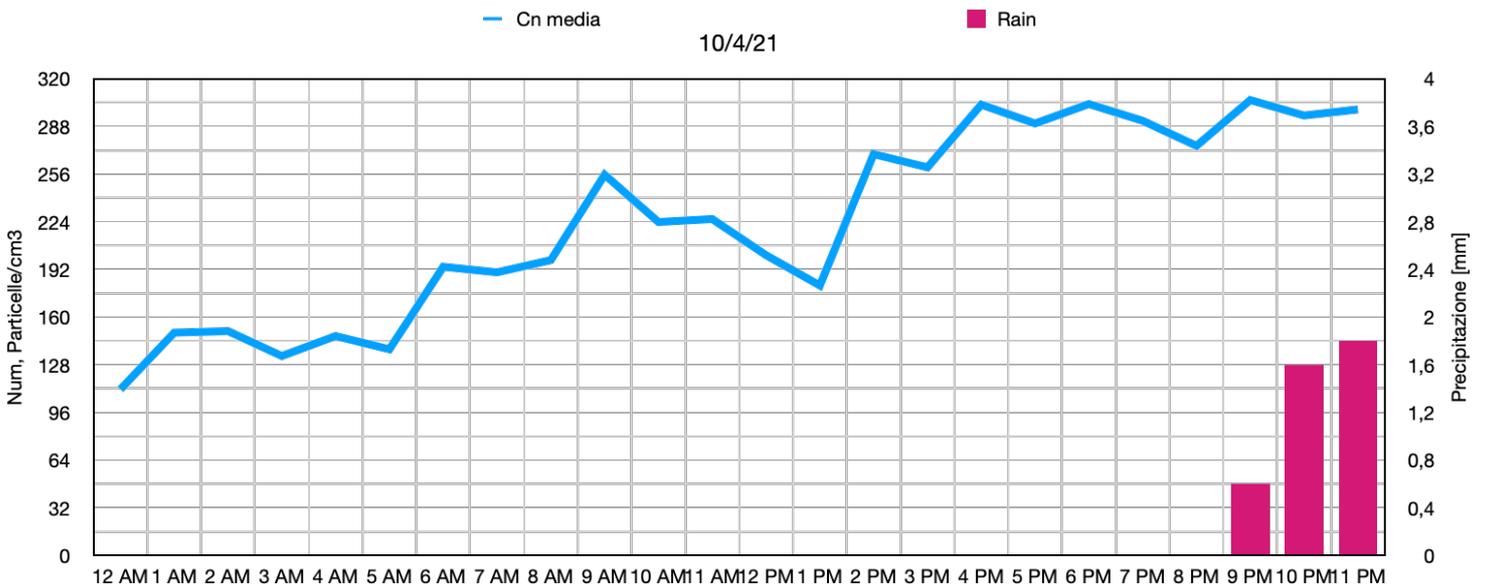


Figura 76: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 10/4/21

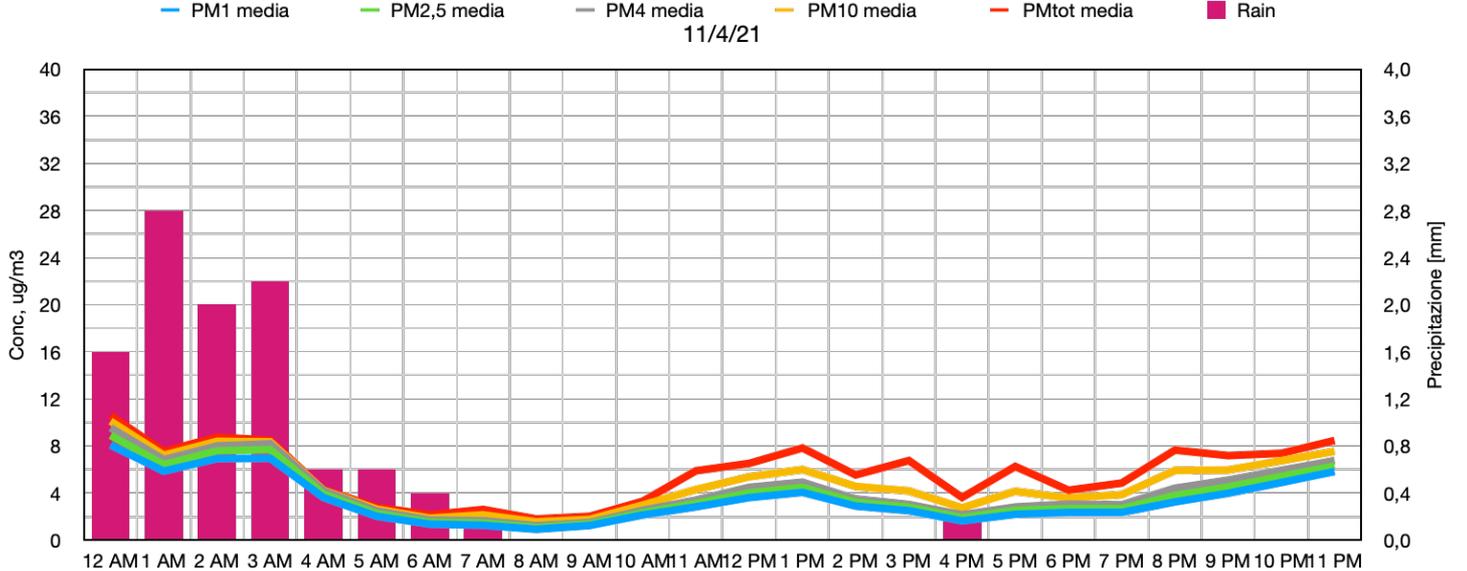


Figura 77: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 11/4/21

— Cn media ■ Rain

11/4/21

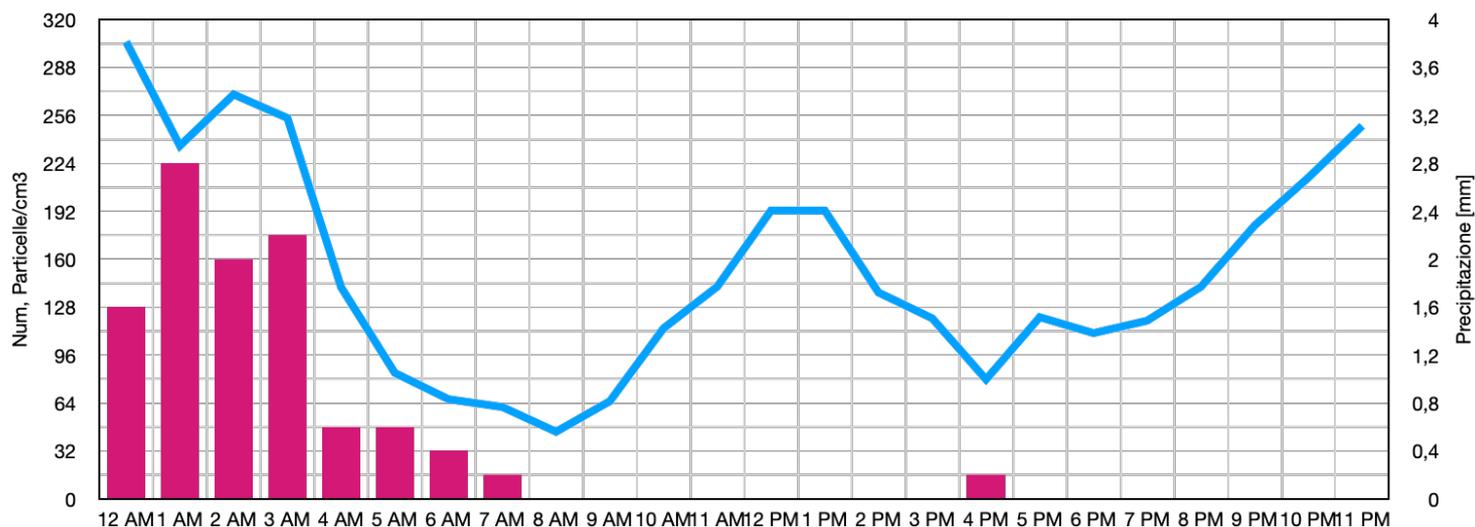


Figura 78: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 11/4/21

Tabella 25: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 10/1/21-11/1/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	7,36 µg/m ³	5,27 µg/m ³	25
PM _{2,5}	9,34 µg/m ³	5,87 µg/m ³	34
PM ₁₀	15,68 µg/m ³	7,54 µg/m ³	53

Dai grafici si può notare come nell'evento piovoso a cavallo tra il 10 aprile e l'11 aprile sia stato utile per l'abbattimento delle concentrazioni di materiale particolato. La durata dell'evento è stata di 12 ore con una cumulata di pioggia pari a 14,4 mm. La concentrazione in massa minima è stata raggiunta per tutte le frazioni alla fine dell'evento, così come la concentrazione in numero.

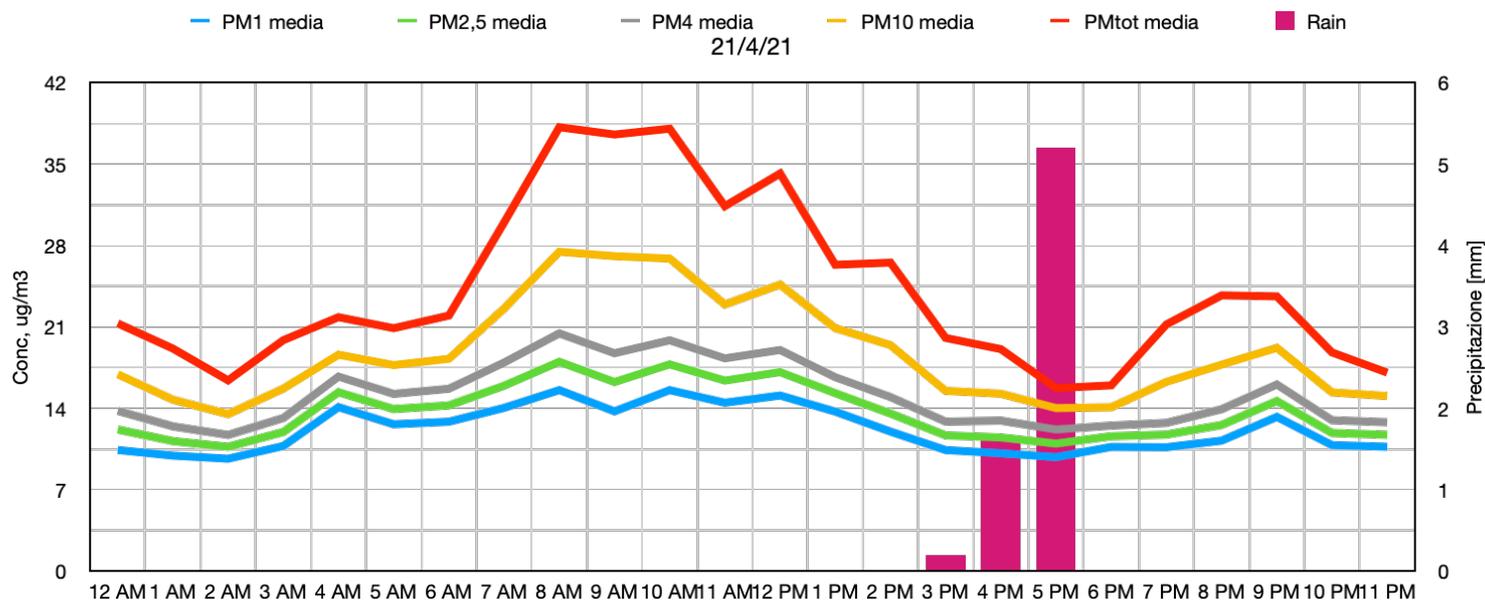


Figura 79: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 21/4/21

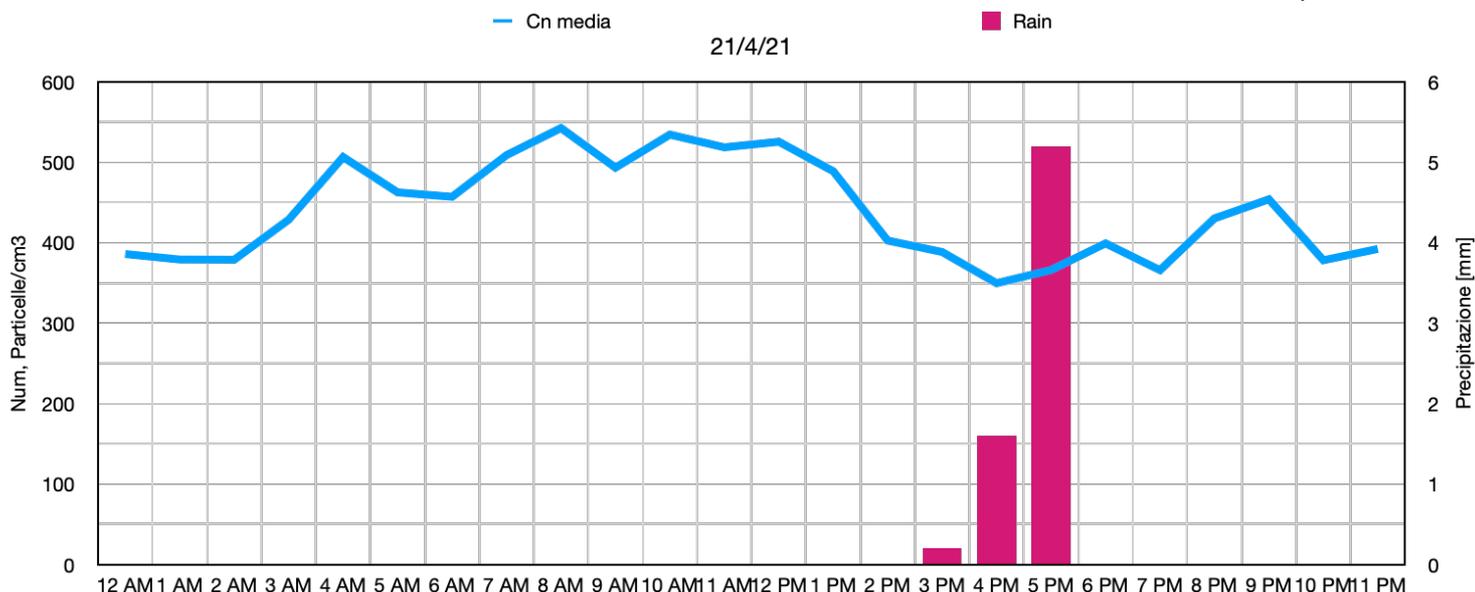


Figura 80: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 21/4/21

Tabella 26: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 21/4/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	12 µg/m ³	10,68 µg/m ³	15
PM _{2,5}	13,55 µg/m ³	11,60 µg/m ³	16
PM ₁₀	19,43 µg/m ³	14,09 µg/m ³	24

L'evento piovoso del 21/4/21 ha avuto una durata di sole 4 ore ed una cumulata di pioggia pari a 7 mm. Il minimo delle concentrazioni è stato riscontrato in corrispondenza del picco di precipitazione ad un'ora dalla fine del fenomeno con una concentrazione in massa per ogni frazione pari a:

- PM₁: 9,8 µg/m³
- PM_{2,5}: 10,97 µg/m³
- PM₁₀: 14,02 µg/m³

Analogamente, anche la concentrazione in numero è risultata essere minima nella medesima ora degli altri minimi con un valore pari a 349,57 particelle/cm³.

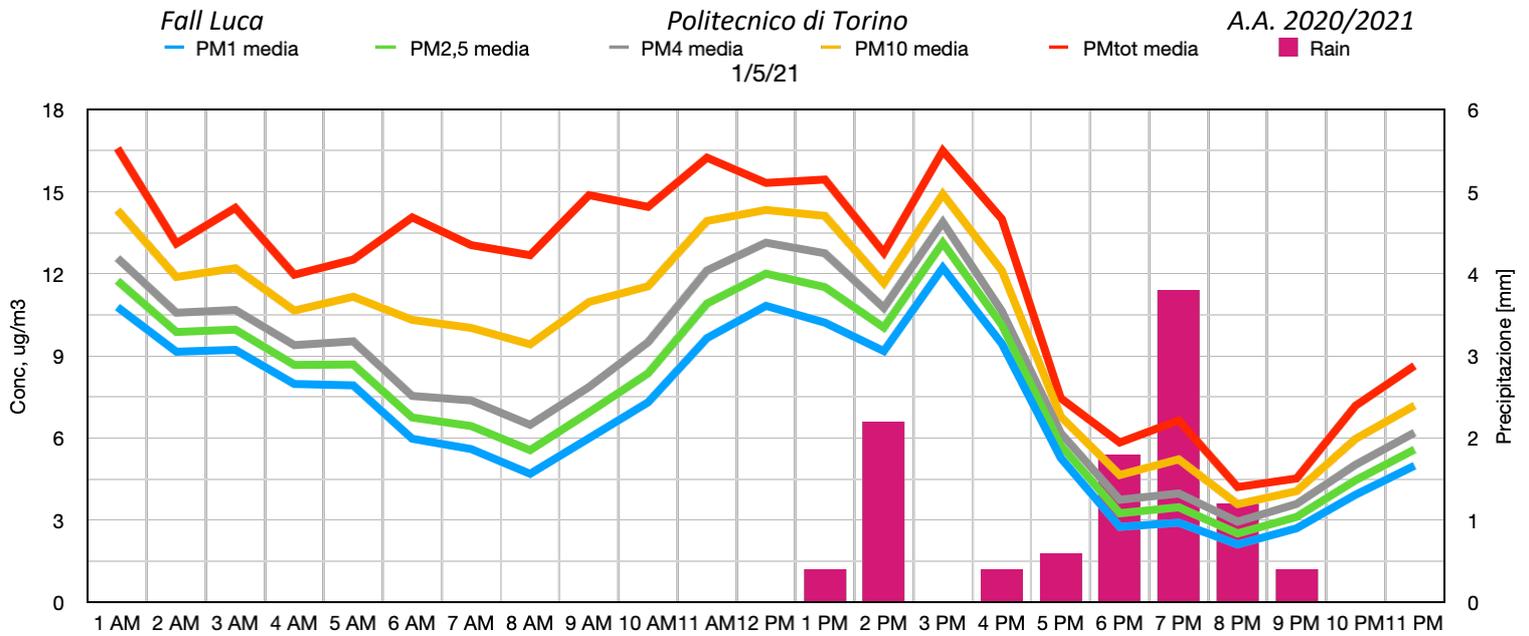


Figura 81: Andamento Concentrazione in massa e precipitazione del giorno 1/5/21

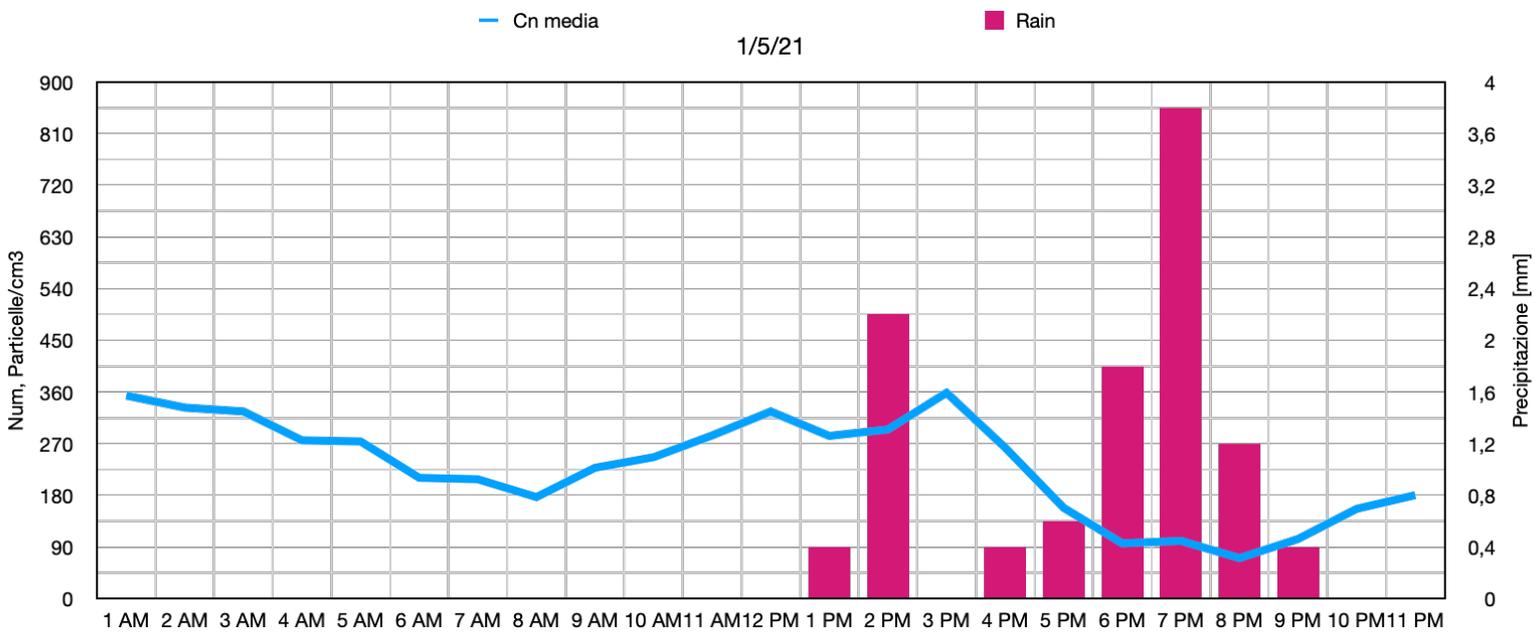


Figura 82: Andamento concentrazione in numero e precipitazione del giorno 1/5/21

Tabella 27: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento piovoso del 1/5/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	10,83 µg/m ³	3,93 µg/m ³	43,94
PM _{2,5}	12,01 µg/m ³	4,45 µg/m ³	43,91
PM ₁₀	14,34 µg/m ³	5,97 µg/m ³	42,06

L'evento piovoso dell'1/5/21 è stato caratterizzato da una durata complessiva di 10 ore e da una cumulata di pioggia pari a 10,8 mm. Le concentrazioni minime sono state riscontrate alla terz'ultima ora dell'evento con i seguenti valori:

- PM_{10} : 2,11 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- $PM_{2,5}$: 2,51 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- PM_{10} : 3,58 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

La concentrazione in numero ha avuto il suo minimo nella stessa ora degli altri minimi ed è stata pari a 91,46 particelle/cm³. In questo caso l'aumento delle precipitazioni nelle zone centrali dell'evento potrebbe essere stato cruciale per l'abbattimento del materiale particolato.

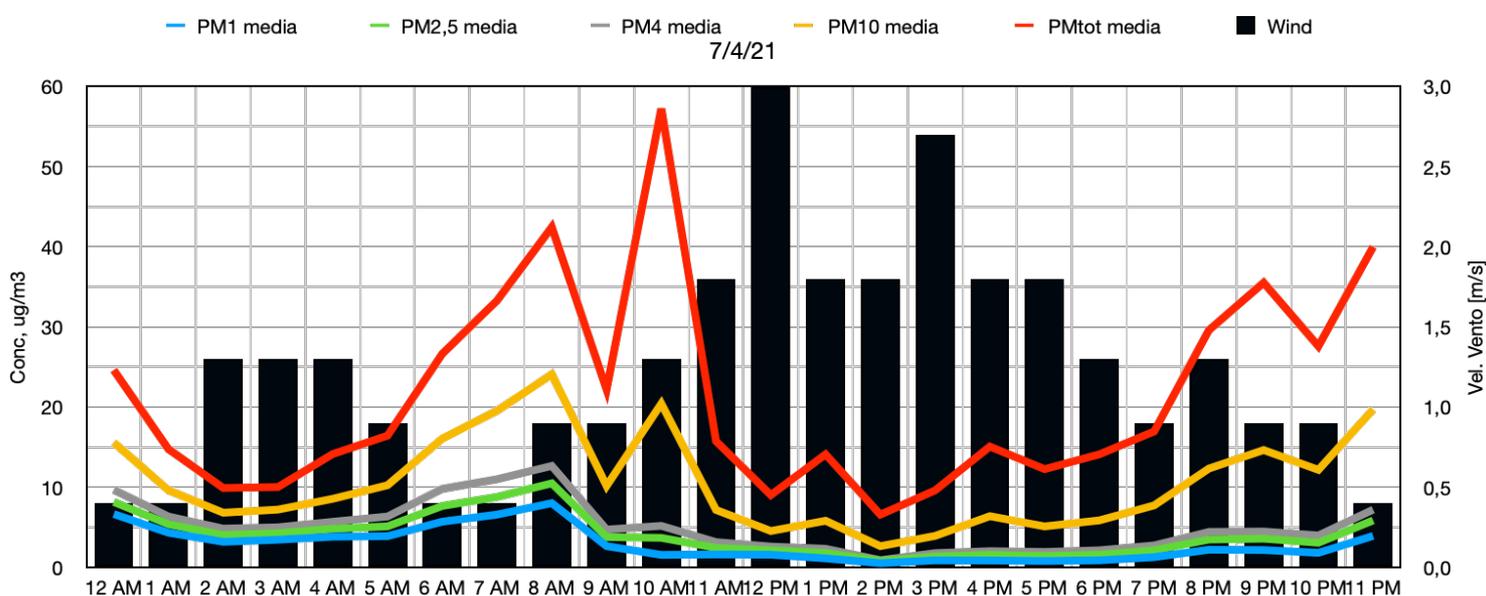


Figura 83: Andamento Concentrazione in massa e vento del giorno 7/4/21

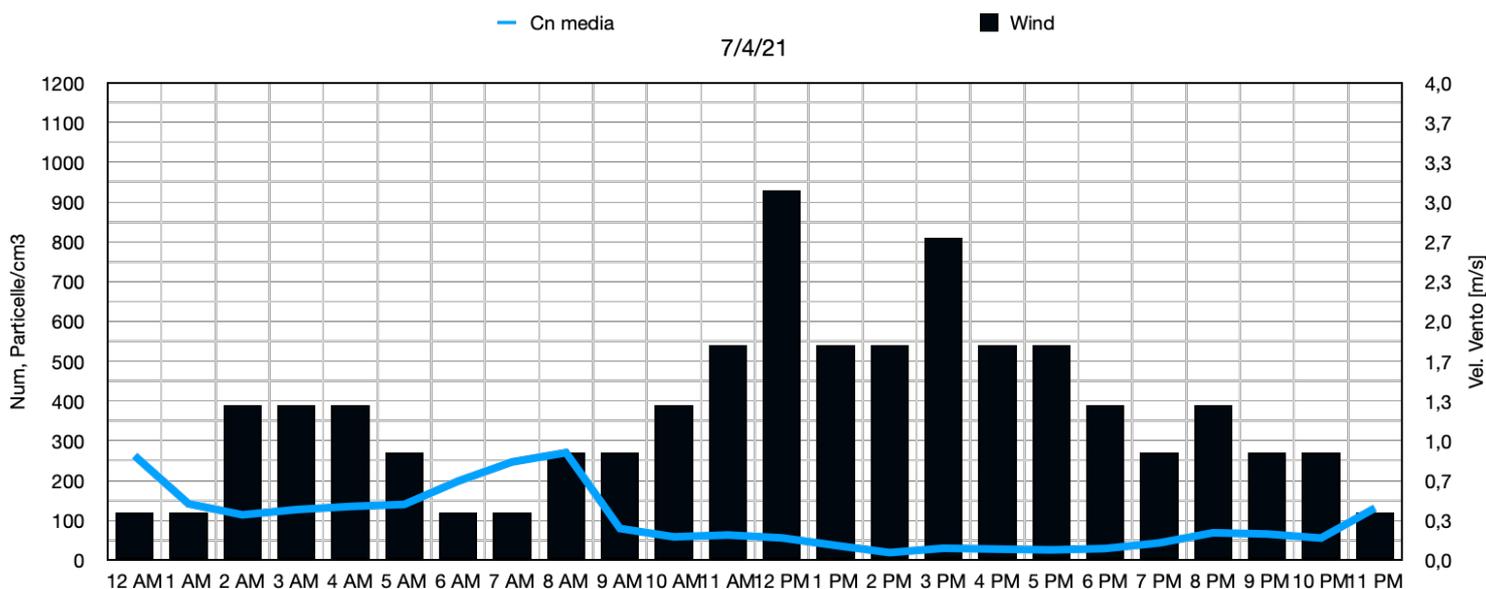
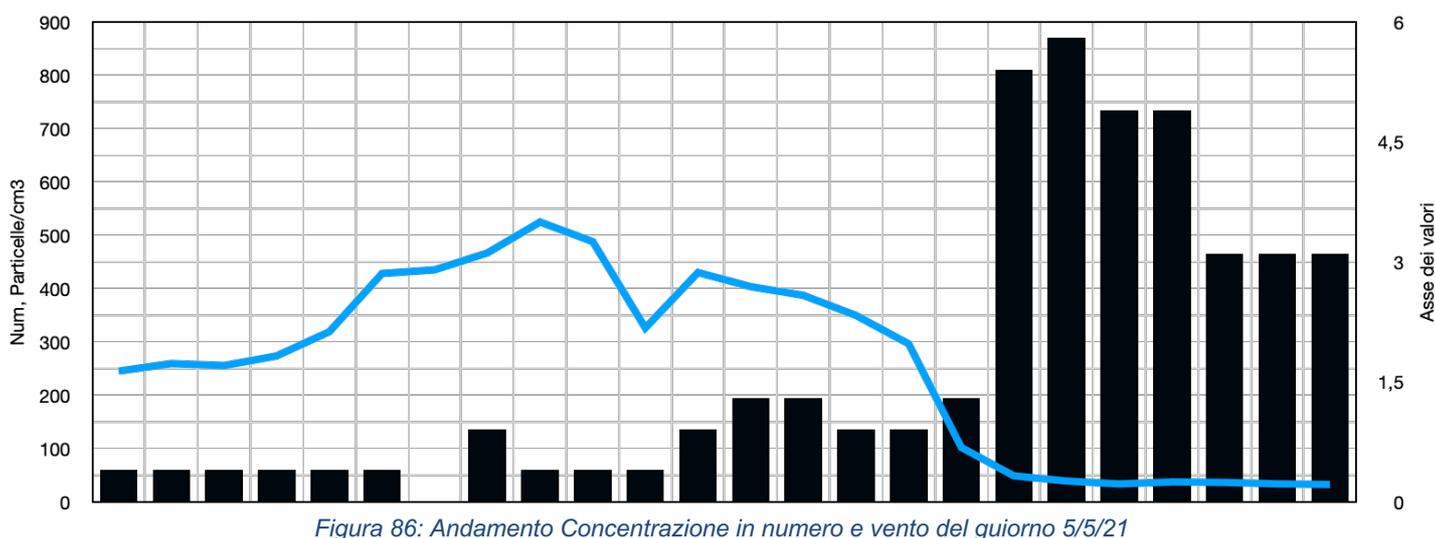
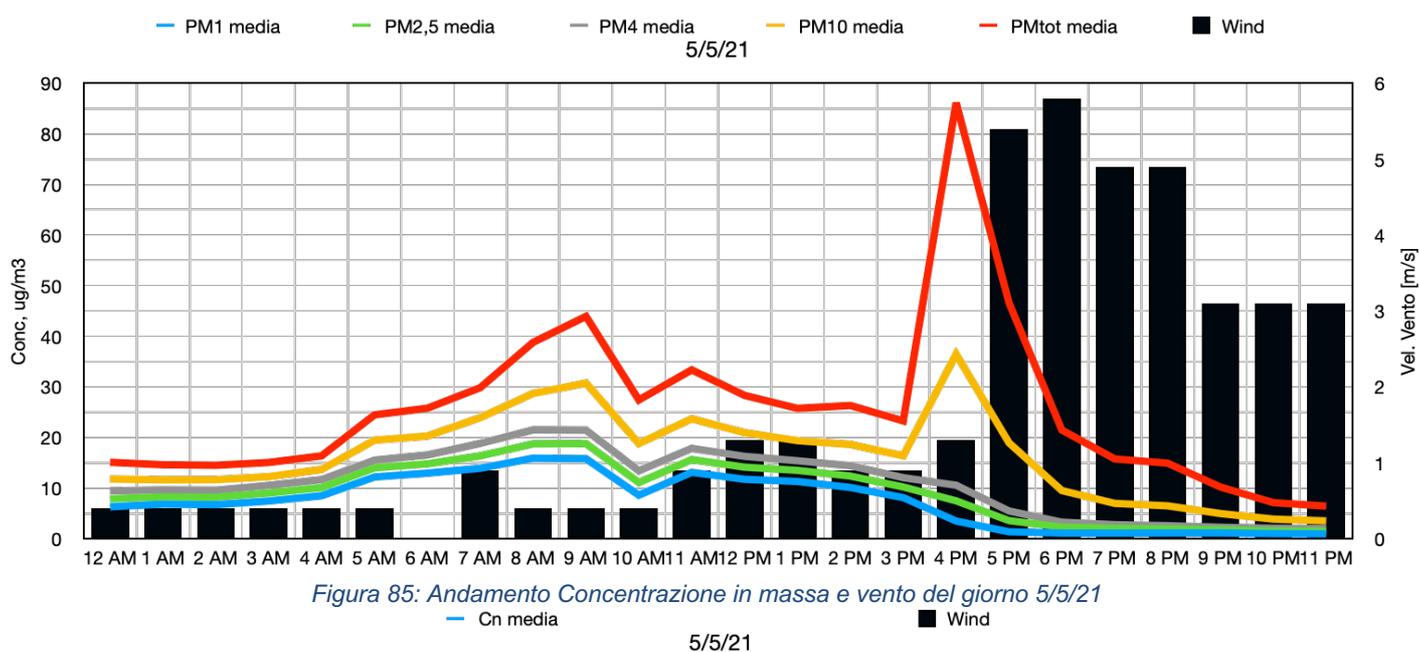


Figura 84: Andamento Concentrazione in numero e vento del giorno 7/4/21

Tabella 28: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento ventoso del 7/4/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	6,6 µg/m ³	3,9 µg/m ³	70
PM _{2,5}	8,8 µg/m ³	5,9 µg/m ³	70
PM ₁₀	19,5 µg/m ³	19,7 µg/m ³	50

L'evento ventoso del 7/4/21 ha avuto una durata di 16 ore con una cumulata del vento pari a 86,9 Km, ma ha avuto un comportamento anomalo, poiché a fine fenomeno la concentrazione di materiale particolato della frazione grossolana è risultato maggiore rispetto all'inizio del fenomeno, nonostante vi siano state delle diminuzioni importanti nella fase centrale dell'evento. La motivazione potrebbe essere legata alla diminuzione della velocità del vento che potrebbe aver causato la risospensione delle polveri oppure al trasporto di materiale particolato da parte del vento tramite una direzione preferenziale di quest'ultimo.



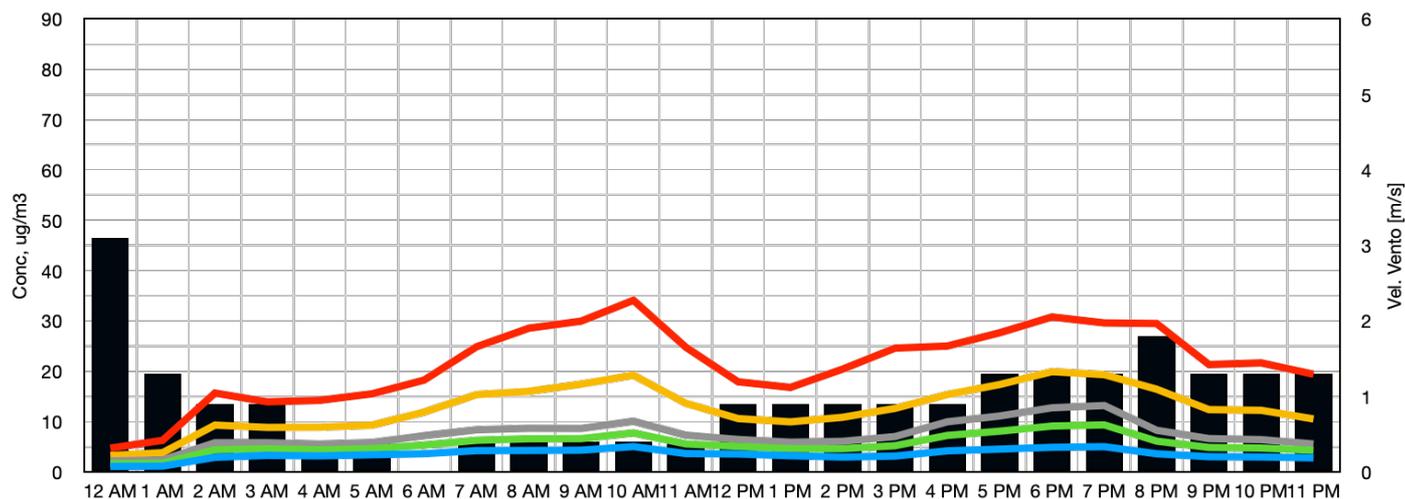


Figura 87: Andamento Concentrazione in massa e vento del giorno 6/5/21

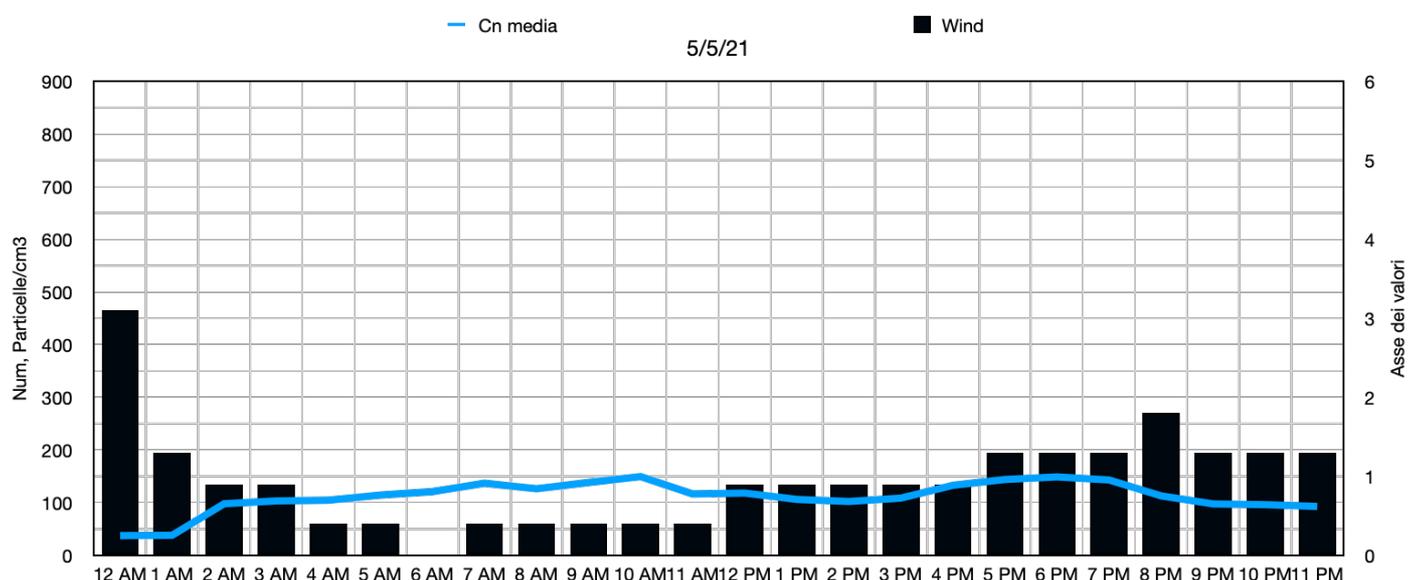


Figura 88: Andamento Concentrazione in numero e vento del giorno 6/5/21

Tabella 29: Concentrazioni in massa iniziali, finali e percentuale di abbattimento del materiale particolato inerente all'evento ventoso del 5/5/21-6/5/21

Tipologia PM	Concentrazione inizio	Concentrazione fine	% abbattimento medio orario
PM ₁	8,6 µg/m ³	3,2 µg/m ³	50
PM _{2,5}	11,1 µg/m ³	4,4 µg/m ³	50
PM ₁₀	18,8 µg/m ³	8,9 µg/m ³	30

L'evento ventoso a cavallo tra il 5/5/21 e il 6/5/21 ha avuto una durata di 18 ore con una cumulata del vento percorso pari a 159,4 km. Le concentrazioni in massa minime sono state riscontrate nelle ore di passaggio da un giorno all'altro, così come la concentrazione in numero. Il picco di concentrazione in massa totale che si vede alle ore 16 del 5/5/21 potrebbe essere dovuto al trasporto ventoso da una direzione preferenziale, mentre si può notare come alla cessazione dell'evento le concentrazioni ricominciano a risalire.

Anche per questi due mesi sono stati costruiti gli scatter plot per vedere la correlazione tra concentrazione in massa e concentrazione in numero delle frazioni di materiale particolato:

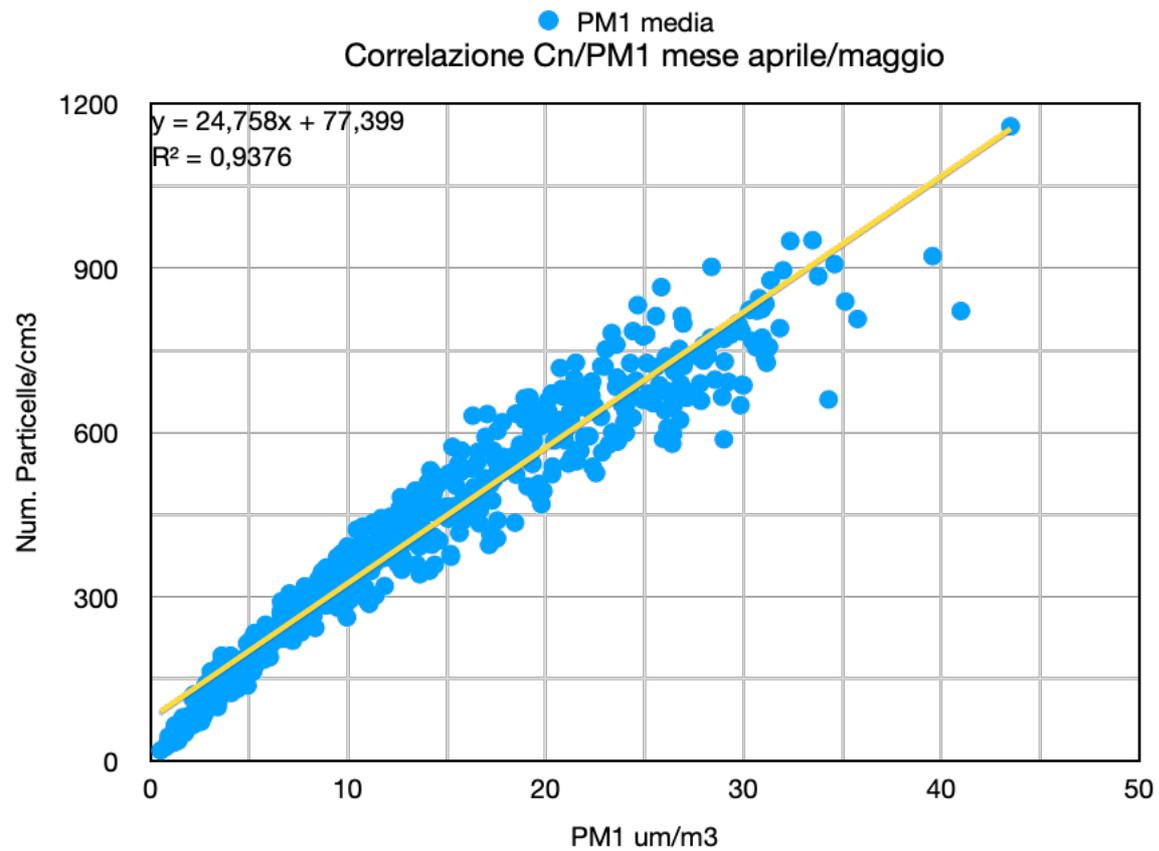


Figura 89: Correlazione concentrazione in numero e PM₁ mesi di Aprile/Maggio

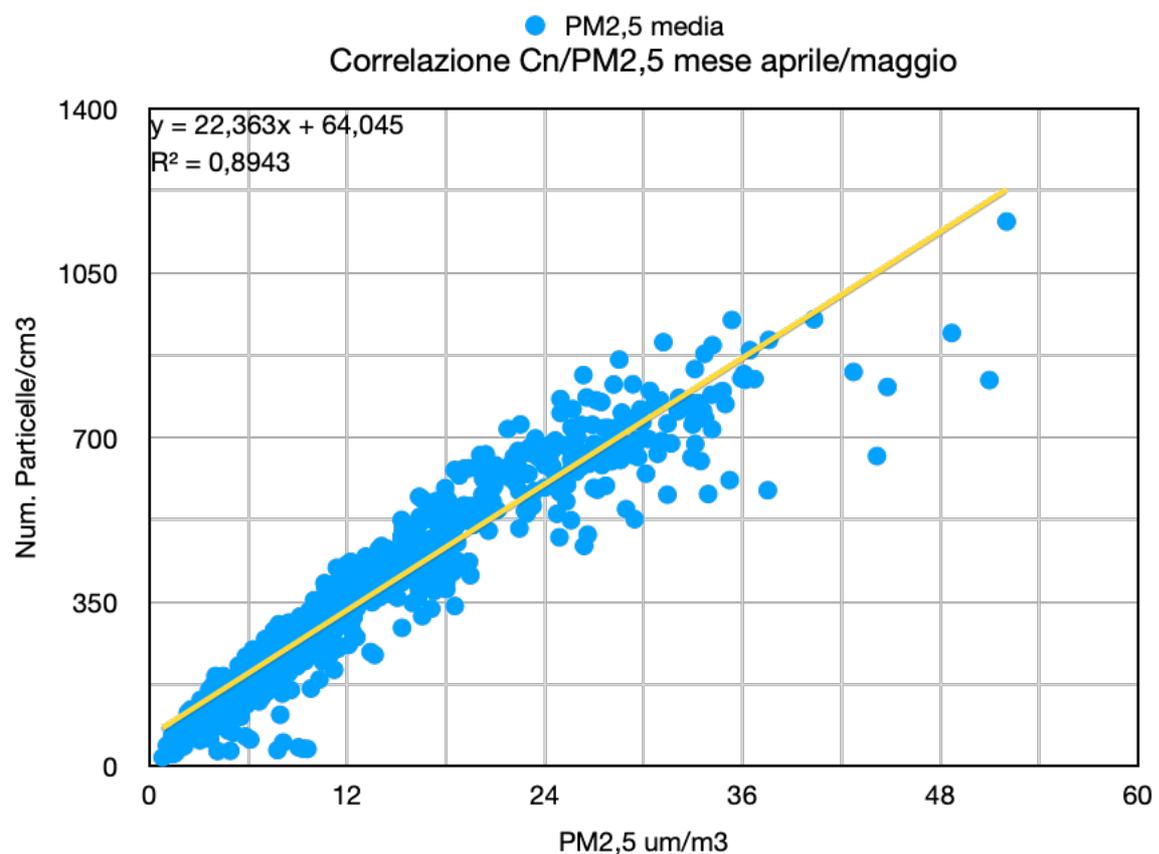


Figura 90: Correlazione concentrazione in numero e PM_{2,5} mesi di Aprile/Maggio

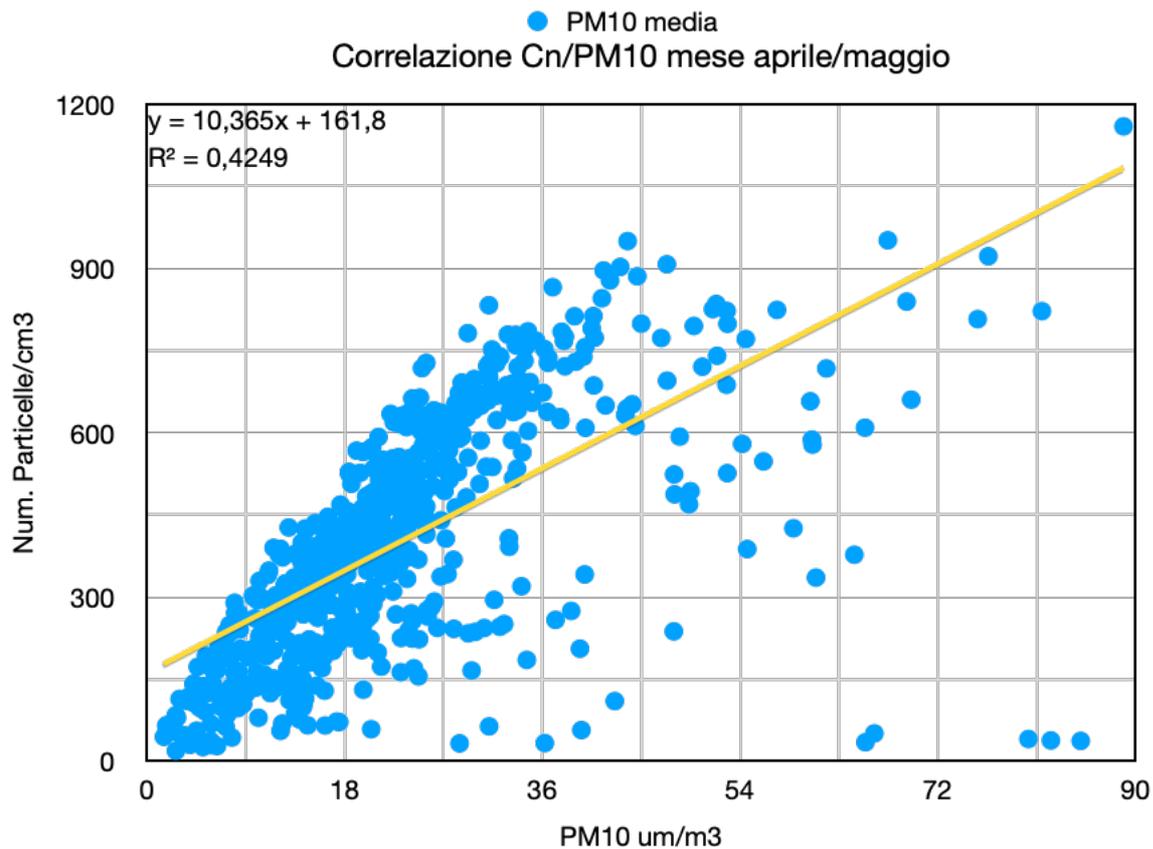


Figura 91: Correlazione concentrazione in numero e PM₁₀ mesi di Aprile/Maggio

Anche in questa situazione si può notare come il coefficiente di determinazione R² sia maggiore per lo scatter plot della frazione fine e diminuisce all'aumentare delle frazioni. Questa evidenza va a confermare quanto affermato nell'analisi del mese di Gennaio.

Di seguito sono stati sviluppati i relativi grafici a bolle inerenti ai fenomeni di pioggia e a quelli ventosi:

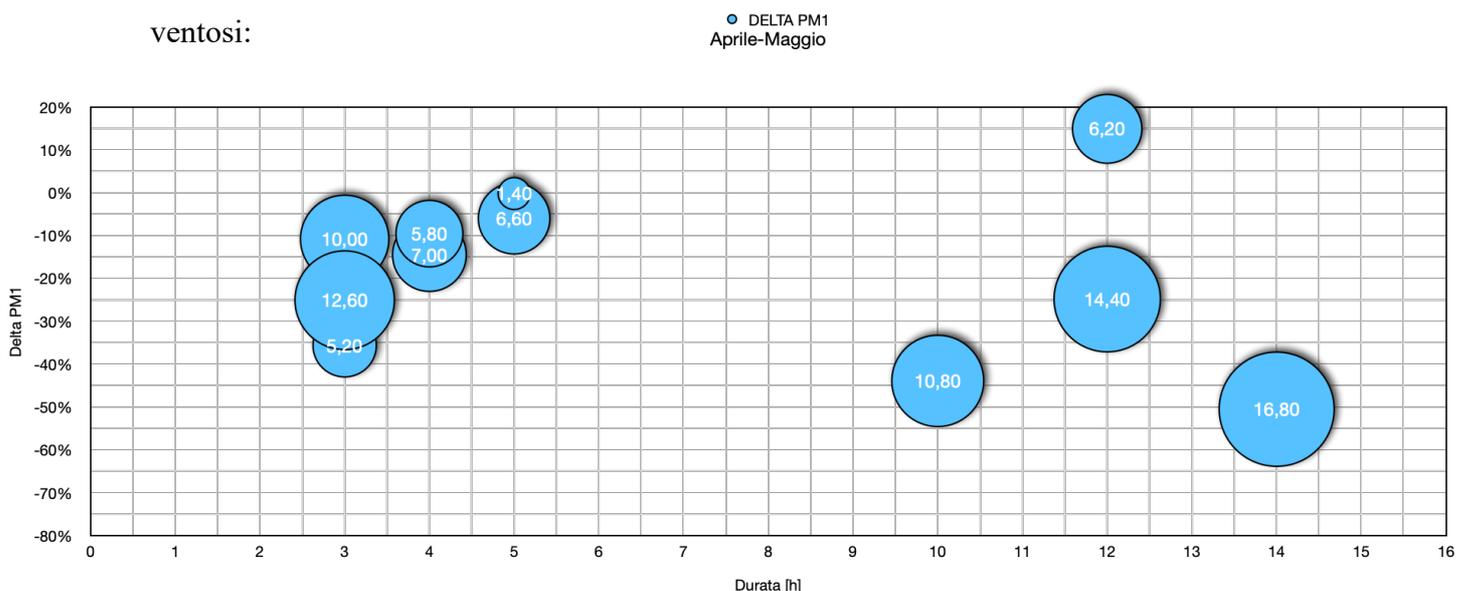


Figura 92: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

● DELTA PM_{2,5}
Aprile-Maggio

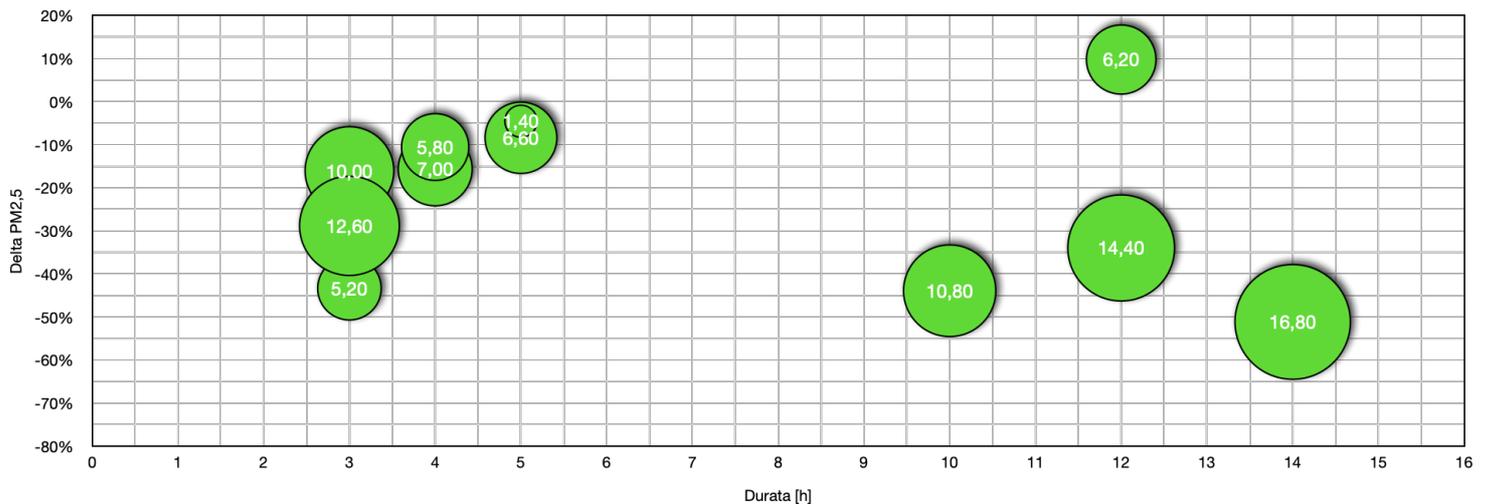


Figura 93: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM_{2,5} rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

● DELTA PM₁₀
Aprile-Maggio

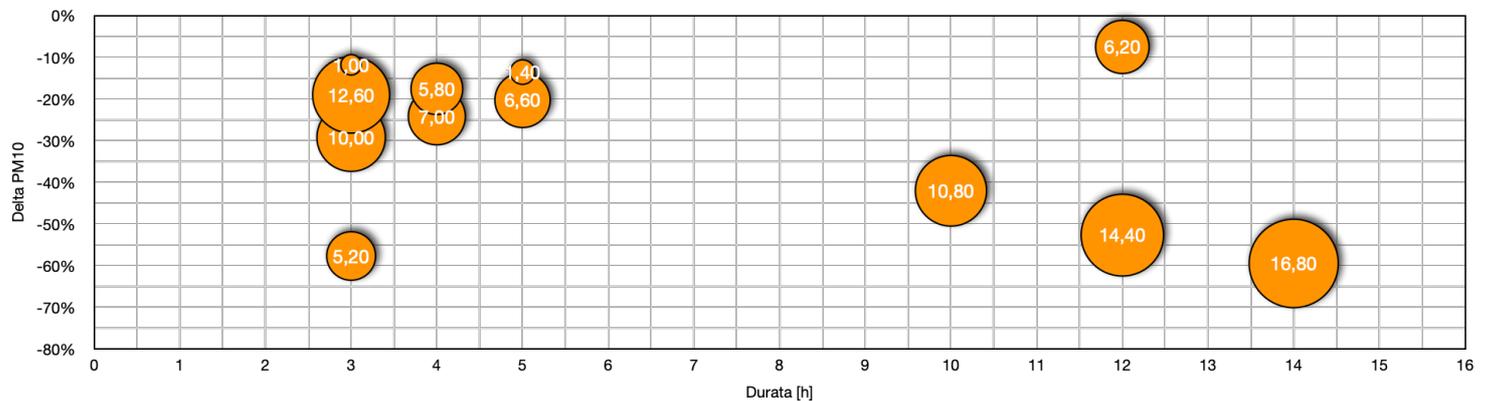


Figura 94: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁₀ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento piovoso

Rispetto ai grafici a bolle inerenti al mese di Gennaio si nota come vi sia un andamento più confuso, probabilmente dovuto alle caratteristiche più altalenanti dei fenomeni ventosi di questa stagione. Si può notare come nei primi due grafici, nonostante il fenomeno piovoso, vi siano in certi casi aumenti percentuali di concentrazione che potrebbero essere dovuti a fenomeni che con la seguente metodologia adottata non possono essere spiegati. Vi è la necessità di approfondire lo studio utilizzando dei tempi di campionamento dei dati meteorologici al di sotto della media oraria, in questo modo sarebbe possibile riuscire a captare variazioni significative ai fini dell'indagine sull'abbattimento del materiale particolato.

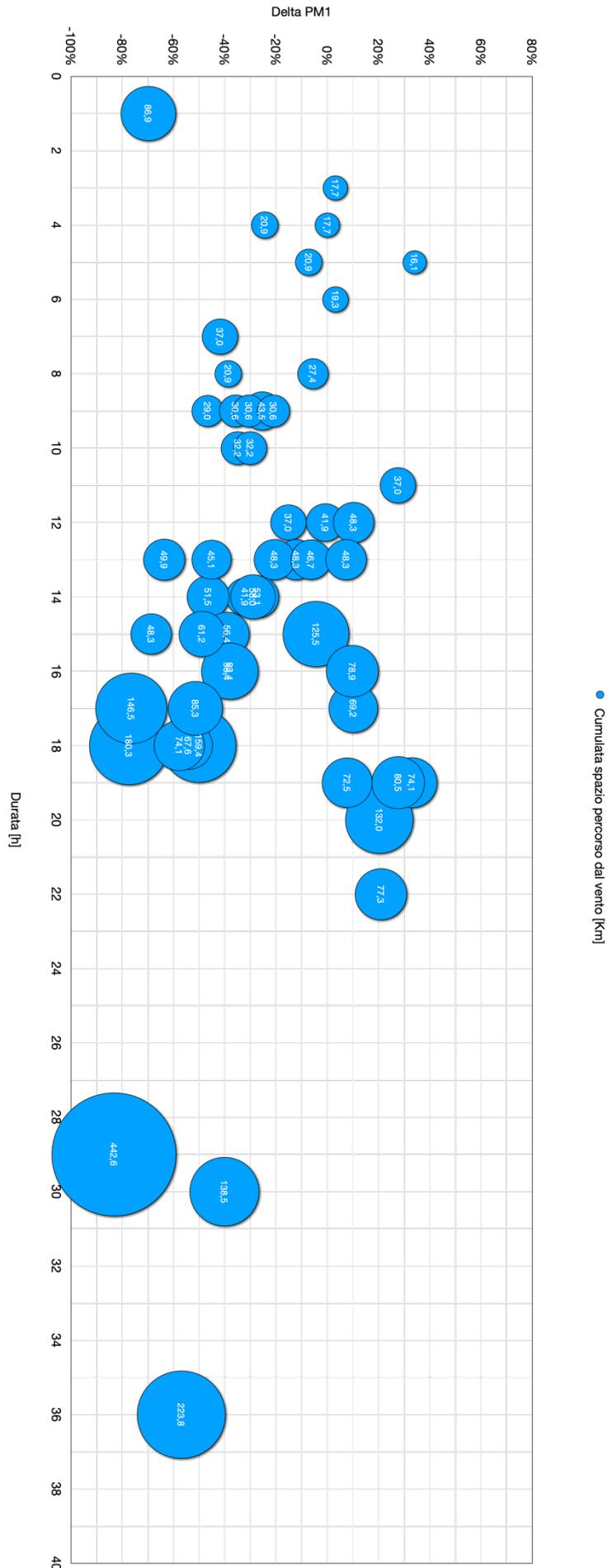


Figura 95: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM₁ rispetto alla durata e alla intensità dell'evento ventoso



Figura 96: Grafico a bolle che rappresenta la correlazione tra l'abbattimento percentuale del PM_{2.5} rispetto alla durata e alla intensità dell'evento ventoso

Anche nel caso dei grafici inerenti ai fenomeni ventosi vi è un discostamento rispetto al comportamento dei grafici del mese di Gennaio, poiché vi sono diversi punti che rappresentano un incremento di concentrazione a fronte di un avvenimento per cui ci si aspetterebbe un suo abbattimento. Un'ulteriore motivazione potrebbe essere legata alla variabilità dello Strato Limite Planetario e alle differenti condizioni al contorno che si creano che, causando una concentrazione media decisamente più bassa rispetto al periodo invernale porta ad una maggiore sensibilità delle variazioni percentuali delle concentrazioni. Come affermato precedentemente, questa è solo una parte preliminare nell'approfondimento dell'analisi delle variabilità del materiale particolato causato da fenomeni meteo-climatici, ma con un'implementazione della metodologia ed un utilizzo di strumenti con una precisione temporale maggiore si potrebbe avere la possibilità di approfondire ulteriormente la tematica. Nonostante queste considerazioni, è indubbio come gli effetti di eventi ventosi e piovosi possano portare, in linea di massima, un giovamento alla qualità dell'aria.

7. Conclusioni

In questa tesi si è affrontata una tematica che negli ultimi decenni ha riscontrato un interesse sempre più crescente, ovvero quella riguardante il materiale particolato atmosferico e le sue dinamiche di propagazione. Inizialmente si è descritto il comparto di interesse per comprendere quali fossero i fattori principali che sono in grado di influenzare, positivamente o negativamente, la presenza di particelle aerodisperse. L'altezza dello strato adiacente alla superficie terrestre, la stabilità atmosferica e la temperatura possono avere sensibili variazioni stagionali, ma anche giornaliere e ciò comporta una complessa quantificazione del fenomeno di dispersione del materiale particolato. Successivamente, è stato trattato il materiale particolato atmosferico nello specifico e, come si è potuto vedere, quest'ultimo presenta differenti caratteristiche sia a livello fisico che chimico, quali dimensioni, forme, densità e composizione chimica. Queste caratteristiche dipendono fortemente dall'origine del particolato: se è di origine primaria dipenderà dal tipo di sorgente emissiva, la quale può essere di tipo antropico o naturale, e se è di origine secondaria dai tipi di gas precursori che partecipano alle reazioni chimiche. A livello dimensionale, il materiale particolato ha un ampio range che va da dimensioni subnanometriche (particolato ultrafine) fino a dimensioni micrometriche (particolato grossolano) e ne sono state descritte le peculiarità. Il particolato di dimensioni minori presenta un apporto importante per quello che riguarda la concentrazione in numero, mentre quello di dimensioni maggiori contribuisce maggiormente alla concentrazione in massa. Questa considerazione comporta la necessità di un'implementazione a livello metodologico e strumentale sullo studio delle particelle ultrafini, poiché data la loro dimensione ridotta vi è una maggiore probabilità di inalazione e, avendo una superficie specifica elevata, di deposizione nel tratto alveolare con la successiva nascita di patologie che possono compromettere la salute dell'essere umano. A livello normativo non sono ancora stati posti limiti per ciò che riguarda le frazioni di materiale particolato al di sotto dei 2,5 μm , ma nel futuro prossimo vi sarà la necessità di una revisione delle leggi per quanto detto precedentemente. Attualmente esistono diversi strumenti per la valutazione del materiale particolato sia in termini di massa che in termini numerici, i quali sfruttano differenti principi per il suo campionamento, ma che purtroppo hanno sensibilità diverse per determinati range dimensionali. Una soluzione a queste differenti caratteristiche strumentali sarebbe quella del loro utilizzo in parallelo, in questo modo si sarebbe in grado di ridurre il margine di errore che si avrebbe con un singolo strumento.

Nella fase finale della tesi sono stati analizzati i dati di concentrazione in numero e in massa del materiale particolato inerente a tre mesi di misurazione (Gennaio, Aprile, Maggio) tramite un analizzatore ottico chiamato "Palas Fidas 200S" e li si sono messi a confronto con i parametri meteorologici di pioggia e vento rilevati con la stazione meteo "Davis Vantage Pro 2". Questi

strumenti sono stati posti sul tetto dell'edificio della segreteria del Politecnico di Torino dando origine ad una stazione di monitoraggio che, secondo la normativa, viene definita di fondo urbano. Sono stati elaborati i grafici contenenti le variazioni orarie delle concentrazioni ed i parametri di intensità di precipitazione e vento per ogni giorno dei mesi considerati. Successivamente, sono stati costruiti i grafici a bolle per andare a correlare l'abbattimento subito dal materiale particolato con l'intensità del fenomeno, equivalente alla dimensione delle bolle, e la durata dello stesso. Ciò che è emerso dall'analisi comparativa dei dati è che gli eventi atmosferici, nella maggior parte dei casi, contribuiscono ad un abbattimento delle concentrazioni di materiale particolato, grazie ai fenomeni di deposizione umida e di diluizione causati, rispettivamente, dalla pioggia e dal vento. Questa valutazione è stata coerente con gli studi riscontrati in letteratura e la si può considerare come un punto di partenza per studi futuri riguardanti questa tematica, per i quali potrebbe essere utile una riduzione sui tempi di campionamento dei parametri meteorologici, in modo da poter confrontare le oscillazioni delle concentrazioni di materiale particolato all'interno dell'arco temporale orario.

8. Ringraziamenti

Ringrazio, in primis, la Professoressa Marina Clerico per avermi dato la possibilità di affrontare una tematica così complessa, ma importante. Ringrazio i miei co-relatori l'Ing. Chiara Boanini e l'Ing. Domenico Mecca per la disponibilità che mi hanno mostrato in questi mesi e per la tranquillità che sono riusciti a passarmi. Ringrazio la mia famiglia, i miei amici, i miei conoscenti e tutte quelle persone che in un modo o nell'altro mi hanno accompagnato in questo percorso tortuoso e che mi hanno fatto crescere sotto il punto di vista umano. Un ringraziamento particolare va a chi non c'è più, ma che quando c'è stato mi ha dato la possibilità di vivere una vita spensierata, nonostante tutti i sacrifici che ha dovuto affrontare.

Infine, ringrazio me stesso, perché ho avuto la forza di non mollare nei momenti bui e di affrontare determinate paure che col tempo sono riuscito a sconfiggere.

Grazie Calin

Grazie Giovanni

Grazie Alessandro B²

Grazie Alessandro B.

Grazie Alessandro T.

Grazie Sara

Grazie Angela

Grazie Lisa

Grazie Simona

Grazie Gloria

Grazie Cassandra

Grazie Leonardo

Grazie Ludovico

Grazie Emanuele

Grazie Riccardo

Grazie Franco

Grazie Teresa

Grazie Comala

Grazie e ancora grazie a chi merita di essere qui, non smetterò mai di volervi bene.

9. Bibliografia

- [1] Kumar, Prashant, Lidia Morawska, Wolfram Birmili, Pauli Paasonen, Min Hu, Markku Kulmala, Roy M. Harrison, Leslie Norford, e Rex Britter. «Ultrafine Particles in Cities». *Environment International* 66 (maggio 2014): 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.01.013>.
- [2] Hamed, A., J. Joutsensaari, S. Mikkonen, L. Sogacheva, M. Dal Maso, M. Kulmala, F. Cavalli, et al. «Nucleation and Growth of New Particles in Po Valley, Italy». *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, n. 2 (23 gennaio 2007): 355–76. <https://doi.org/10.5194/acp-7-355-2007>.
- [3] Biswas, Pratim, e Chang-Yu Wu. «Nanoparticles and the Environment». *Journal of the Air & Waste Management Association* 55, n. 6 (1 giugno 2005): 708–46. <https://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464656>.
- [4] Birmili, Wolfram, Alfred Wiedensohler, Jost Heintzenberg, e Katrin Lehmann. «Atmospheric Particle Number Size Distribution in Central Europe: Statistical Relations to Air Masses and Meteorology». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 106, n. D23 (2001): 32005–18. <https://doi.org/10.1029/2000JD000220>.
- [5] Curtius, Joachim. «Nucleation of Atmospheric Aerosol Particles». *Comptes Rendus Physique, Nucleation*, 7, n. 9 (1 novembre 2006): 1027–45. <https://doi.org/10.1016/j.crhy.2006.10.018>.
- [6] Manigrasso, Maurizio, Carmela Protano, Stefano Martellucci, Vincenzo Mattei, Matteo Vitali, e Pasquale Avino. «Evaluation of the Submicron Particles Distribution Between Mountain and Urban Site: Contribution of the Transportation for Defining Environmental and Human Health Issues». *International Journal of Environmental Research and Public Health* 16, n. 8 (14 aprile 2019): 1339. <https://doi.org/10.3390/ijerph16081339>.
- [7] Hussein, T., A. Karppinen, J. Kukkonen, J. Harkonen, P. P. Aalto, K. Hameri, V. M. Kerminen, e M. Kulmala. «Meteorological Dependence of Size-Fractionated Number Concentrations of Urban Aerosol Particles». *Atmospheric Environment* 40, n. 8 (2006): 1427–40. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.061>.
- [8] Jacobson, M. «Evolution of Nanoparticle Size and Mixing State near the Point of Emission». *Atmospheric Environment* 38, n. 13 (aprile 2004): 1839–50. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.01.014>.

- [9] Kulmala, M.; Kerminen, V.-M.. On the formation and growth of atmospheric nanoparticles: review article. *Atmospheric Research*, 2008, 90, 132–150.
- [10] Kerminen, Veli-Matti, Xuemeng Chen, Ville Vakkari, Tuukka Petäjä, Markku Kulmala, e Federico Bianchi. «Atmospheric New Particle Formation and Growth: Review of Field Observations». *Environmental Research Letters* 13, n. 10 (settembre 2018): 103003.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aadf3c>.
- [11] Kulmala, M., H. Vehkamäki, T. Petäjä, M. Dal Maso, A. Lauri, V.-M. Kerminen, W. Birmili, e P.H. McMurry. «Formation and Growth Rates of Ultrafine Atmospheric Particles: A Review of Observations». *Journal of Aerosol Science* 35, n. 2 (marzo 2004): 143–76.
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2003.10.003>.
- [12] Kumar, Prashant, Alan Robins, Sotiris Vardoulakis, e Rex Britter. «A Review of the Characteristics of Nanoparticles in the Urban Atmosphere and the Prospects for Developing Regulatory Controls». *Atmospheric Environment* 44, n. 39 (1 dicembre 2010): 5035–52.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.016>.
- [13] Morawska, Lidia, Zoran Ristovski, Rohan Jayaratne, Diane Keogh, e Xuan Ling. «Ambient nano and ultrafine particles from motor vehicle emissions: Characteristics, ambient processing and implications on human exposure». *Atmospheric Environment* 42 (1 novembre 2008).
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.050>.
- [14] Panicker, A.S., G. Pandithurai, P.D. Safai, S. Dipu, e Dong-In Lee. «On the Contribution of Black Carbon to the Composite Aerosol Radiative Forcing over an Urban Environment». *Atmospheric Environment* 44, n. 25 (agosto 2010): 3066–70.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.04.047>.
- [15] Karakatsani, Anna, Antonis Analitis, Dimitra Perifanou, Jon G Ayres, Roy M Harrison, Anastasia Kotronarou, Ilias G Kavouras, et al. «Particulate matter air pollution and respiratory symptoms in individuals having either asthma or chronic obstructive pulmonary disease: a European multicentre panel study». *Environmental Health* 11 (5 ottobre 2012): 75.
<https://doi.org/10.1186/1476-069X-11-75>.

- [16] Beek, Esther van de, Jules Kerckhoffs, Gerard Hoek, Geert Sterk, Kees Meliefste, Ulrike Gehring, e Roel Vermeulen. «Spatial and Spatiotemporal Variability of Regional Background Ultrafine Particle Concentrations in the Netherlands». *Environmental Science & Technology* 55, n. 2 (19 gennaio 2021): 1067–75. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06806>.
- [17] Ram, K., M. M. Sarin, e P. Hegde. «Long-Term Record of Aerosol Optical Properties and Chemical Composition from a High-Altitude Site (Manora Peak) in Central Himalaya». *Atmospheric Chemistry and Physics* 10, n. 23 (13 dicembre 2010): 11791–803. <https://doi.org/10.5194/acp-10-11791-2010>.
- [18] Rodríguez, Sergio, Rita Van Dingenen, Jean-Philippe Putaud, Sebastiao Martins-Dos Santos, e Davide Roselli. «Nucleation and growth of new particles in the rural atmosphere of Northern Italy—relationship to air quality monitoring». *Atmospheric Environment* 39 (2005): 6734–46. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.07.036>.
- [19] McGlynn, Deborah. «ATMOSPHERIC CHEMISTRY AND PHYSICS From Air Pollution to Climate Change SECOND EDITION». https://www.academia.edu/35730031/ATMOSPHERIC_CHEMISTRY_AND_PHYSICS_From_Air_Pollution_to_Climate_Change_SECOND_EDITION.
- [20] Sogacheva, L., A. Hamed, M. C. Facchini, M. Kulmala, e A. Laaksonen. «Relation of air mass history to nucleation events in Po Valley, Italy, using back trajectories analysis». *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, n. 3 (febbraio 2007): 839–53.
- [21] Stanier, Charles O, Andrey Y Khlystov, e Spyros N Pandis. «Ambient Aerosol Size Distributions and Number Concentrations Measured during the Pittsburgh Air Quality Study (PAQS)». *Atmospheric Environment* 38, n. 20 (giugno 2004): 3275–84. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.03.020>.
- [22] Luts, Aare, Urmas Hörrak, Jaan Salm, Marko Vana, e Hannes Tammet. «Interpretation of Atmospheric Aerosol Measurements by Means of a Numerical Simulator of New Particle Formation Events». *Aerosol and Air Quality Research* 16, n. 4 (2016): 930–42. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.08.0511>.
- [23] Wang, F., S. Cernuschi, S. Ozgen, G. Ripamonti, R. Vecchi, G. Valli, e G. Lonati. «UFP and BC at a Mid-Sized City in Po Valley, Italy: Size-Resolved Partitioning between Primary and Newly

Formed Particles». *Atmospheric Environment* 142 (ottobre 2016): 120–31.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.07.030>.

- [24] Virtanen, A, T Rönkkö, J Kannosto, J M Mäkelä, J Keskinen, T Pakkanen, L Pirjola, e K Hämeri. «Winter and Summer Time Size Distributions and Densities of Traffic-Related Aerosol Particles at a Busy Highway in Helsinki», 2006, 32.
- [25] Kumar, Prashant, Alan Robins, Sotiris Vardoulakis, e Rex Britter. «A Review of the Characteristics of Nanoparticles in the Urban Atmosphere and the Prospects for Developing Regulatory Controls». *Atmospheric Environment* 44, n. 39 (dicembre 2010): 5035–52.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.08.016>.
- [26] Woo, K. S., D. R. Chen, D. Y. H. Pui, e P. H. McMurry. «Measurement of Atlanta Aerosol Size Distributions: Observations of Ultrafine Particle Events». *Aerosol Science and Technology* 34, n. 1 (gennaio 2001): 75–87. <https://doi.org/10.1080/02786820120056>.
- [27] Reche, C., X. Querol, A. Alastuey, M. Viana, J. Pey, T. Moreno, S. Rodríguez, et al. «New Considerations for PM, Black Carbon and Particle Number Concentration for Air Quality Monitoring across Different European Cities». *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, n. 13 (1 luglio 2011): 6207–27. <https://doi.org/10.5194/acp-11-6207-2011>.
- [28] Tiwari, Arvind, Prashant Kumar, Richard Baldauf, K. Max Zhang, Francesco Pilla, Silvana Di Sabatino, Erika Brattich, e Beatrice Pulvirenti. «Considerations for Evaluating Green Infrastructure Impacts in Microscale and Macroscale Air Pollution Dispersion Models». *Science of The Total Environment* 672 (luglio 2019): 410–26.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.350>.
- [29] Abhijith, K. V., Prashant Kumar, John Gallagher, Aonghus McNabola, Richard Baldauf, Francesco Pilla, Brian Broderick, Silvana Di Sabatino, e Beatrice Pulvirenti. «Air Pollution Abatement Performances of Green Infrastructure in Open Road and Built-up Street Canyon Environments – A Review». *Atmospheric Environment* 162 (1 agosto 2017): 71–86.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.014>.
- [30] Badran, Ghidaa, Frédéric Ledoux, Anthony Verdin, Imane Abbas, Mohamed Roumie, Paul Genevray, Yann Landkocz, Jean-Marc Lo Guidice, Guillaume Garçon, e Dominique Courcot. «Toxicity of Fine and Quasi-Ultrafine Particles: Focus on the Effects of Organic Extractable and

Non-Extractable Matter Fractions». *Chemosphere* 243 (marzo 2020): 125440.

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125440>.

- [31] Canha, Nuno, Susana Marta Almeida, Maria do Carmo Freitas, e Hubert Th. Wolterbeek. «Assessment of Bioaerosols in Urban and Rural Primary Schools Using Passive and Active Sampling Methodologies». *Archives of Environmental Protection* 41, n. 4 (1 dicembre 2015): 11–22. <https://doi.org/10.1515/aep-2015-0034>.
- [32] Andersen, Z. J., P. Wahlin, O. Raaschou-Nielsen, M. Ketzel, T. Scheike, e S. Loft. «Size Distribution and Total Number Concentration of Ultrafine and Accumulation Mode Particles and Hospital Admissions in Children and the Elderly in Copenhagen, Denmark». *Occupational and Environmental Medicine* 65, n. 7 (1 luglio 2008): 458–66. <https://doi.org/10.1136/oem.2007.033290>.
- [33] Kumar, Prashant, Matthias Ketzel, Sotiris Vardoulakis, Liisa Pirjola, e Rex Britter. «Dynamics and Dispersion Modelling of Nanoparticles from Road Traffic in the Urban Atmospheric Environment—A Review». *Journal of Aerosol Science* 42, n. 9 (settembre 2011): 580–603. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2011.06.001>.
- [34] Andronache, Constantin. «Precipitation Removal of Ultrafine Aerosol Particles from the Atmospheric Boundary Layer». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 109, n. D16 (2004). <https://doi.org/10.1029/2003JD004050>.
- [35] Tao, Yao, Jingliang Dong, Yimin Xiao, e Jiyuan Tu. «Numerical Analysis of Pollutants Dispersion in Urban Roadway Tunnels», s.d., 4.
- [36] Barlow, Janet, Ian Harman, e Stephen E Belcher. «Scalar fluxes from urban street canyons. Part I: Laboratory simulation». *Boundary-Layer Meteorology* 113 (1 dicembre 2004): 369–85. <https://doi.org/10.1007/s10546-004-6204-8>.
- [37] Zauli Sajani, Stefano, Isabella Ricciardelli, Arianna Trentini, Dimitri Bacco, Claudio Maccone, Silvia Castellazzi, Paolo Lauriola, Vanes Poluzzi, e Roy M. Harrison. «Spatial and Indoor/Outdoor Gradients in Urban Concentrations of Ultrafine Particles and PM 2.5 Mass and Chemical Components». *Atmospheric Environment* 103 (febbraio 2015): 307–20. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.12.064>.

- [38] Belcher, Stephen E. «Mixing and transport in urban areas». *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 363, n. 1837 (15 dicembre 2005): 2947–68. <https://doi.org/10.1098/rsta.2005.1673>.
- [39] M, Carpentieri, Kumar P, e Robins A. «An Overview of Experimental Results and Dispersion Modelling of Nanoparticles in the Wake of Moving Vehicles.» *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)* 159, n. 3 (28 dicembre 2010): 685–93. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.041>.
- [40] Caton, F., R. E. Britter, e S. Dalziel. «Dispersion Mechanisms in a Street Canyon». *Atmospheric Environment* 37, n. 5 (1 febbraio 2003): 693–702. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00830-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00830-0).
- [41] Fellini, Sofia, Luca Ridolfi, e Pietro Salizzoni. «Street Canyon Ventilation: Combined Effect of Cross-section Geometry and Wall Heating». *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society* 146, n. 730 (luglio 2020): 2347–67. <https://doi.org/10.1002/qj.3795>.
- [42] Liu, Y. H., Z. He, e T. L. Chan. «Three-Dimensional Simulation of Exhaust Particle Dispersion and Concentration Fields in the Near-Wake Region of the Studied Ground Vehicle». *Aerosol Science and Technology* 45, n. 8 (agosto 2011): 1019–30. <https://doi.org/10.1080/02786826.2011.580021>.
- [43] Chan, Tat Leung, Y. H. Liu, e C. K. Chan. «Direct Quadrature Method of Moments for the Exhaust Particle Formation and Evolution in the Wake of the Studied Ground Vehicle». *Journal of Aerosol Science* 41, n. 6 (1 giugno 2010): 553–68. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2010.03.005>.
- [44] Cheng, Yu-Hsiang, Zhen-Shu Liu, e Chih-Chieh Chen. «On-Road Measurements of Ultrafine Particle Concentration Profiles and Their Size Distributions inside the Longest Highway Tunnel in Southeast Asia». *Atmospheric Environment* 44, n. 6 (1 febbraio 2010): 763–72. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.11.040>.
- [45] Fushimi, Akihiro, Shuichi Hasegawa, Katsuyuki Takahashi, Yuji Fujitani, Kiyoshi Tanabe, e Shinji Kobayashi. «Atmospheric Fate of Nuclei-Mode Particles Estimated from the Number Concentrations and Chemical Composition of Particles Measured at Roadside and Background

Sites». *Atmospheric Environment* 42, n. 5 (1 febbraio 2008): 949–59.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.10.019>.

- [46] Xing, Baoshan, Chad D. Vecitis, e Nicola Senesi. *Engineered Nanoparticles and the Environment: Biophysicochemical Processes and Toxicity*. John Wiley & Sons, 2016.
- [47] Németh, Zoltán, Bernadette Rosati, Naděžda Zíková, Imre Salma, László Bozó, Carmen Dameto de España, Jaroslav Schwarz, Vladimír Ždímal, e Anna Wonaschütz. «Comparison of Atmospheric New Particle Formation Events in Three Central European Cities». *Atmospheric Environment* 178 (1 aprile 2018): 191–97. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.01.035>.
- [48] Holmes, N.S. «A Review of Particle Formation Events and Growth in the Atmosphere in the Various Environments and Discussion of Mechanistic Implications». *Atmospheric Environment* 41, n. 10 (marzo 2007): 2183–2201. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.10.058>.
- [49] Imhof, David, Ernest Weingartner, Carlos Ordóñez, Robert Gehrig, Matz Hill, Brigitte Buchmann, e Urs Baltensperger. «Real-World Emission Factors of Fine and Ultrafine Aerosol Particles for Different Traffic Situations in Switzerland». *Environmental Science & Technology* 39, n. 21 (novembre 2005): 8341–50. <https://doi.org/10.1021/es048925s>.
- [50] Jacobson, Mark Z. «Analysis of Aerosol Interactions with Numerical Techniques for Solving Coagulation, Nucleation, Condensation, Dissolution, and Reversible Chemistry among Multiple Size Distributions». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 107, n. D19 (2002): AAC 2-1-AAC 2-23. <https://doi.org/10.1029/2001JD002044>.
- [51] Jacobson, Mark Z. «Development of Mixed-Phase Clouds from Multiple Aerosol Size Distributions and the Effect of the Clouds on Aerosol Removal». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108, n. D8 (2003). <https://doi.org/10.1029/2002JD002691>.
- [52] Jacobson, Mark Z. «Air Pollution and Global Warming | Atmospheric Science and Meteorology».
- [53] John H. Seinfeld, Spyros N. Pandis. «Atmospheric Chemistry and Physics: From Air Pollution to Climate Change, 3rd Edition | Wiley».

- [54] Jacobson, M. Z., D. B. Kittelson, e W. F. Watts. «Enhanced Coagulation Due to Evaporation and Its Effect on Nanoparticle Evolution». *Environmental Science & Technology* 39, n. 24 (dicembre 2005): 9486–92. <https://doi.org/10.1021/es0500299>.
- [55] Hussein, Tareq, Bjarke Mølgaard, Hanna Hannuniemi, Jyrki Martikainen, Leena Järvi, Tobias Wegner, Giovanna Ripamonti, Stephan Weber, Timo Vesala, e Kaarle Hämeri. «Fingerprints of the Urban Particle Number Size Distribution in Helsinki, Finland: Local versus Regional Characteristics» 19 (s.d.): 20.
- [56] Ketzler, Matthias, e Ruwim Berkowicz. «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 (1 giugno 2004): 2639–52. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.02.020>.
- [57] Britter, Rex. «Effect of wind direction and speed on the dispersion of nucleation and accumulation mode particles in an urban street canyon». https://core.ac.uk/reader/191815140?utm_source=linkout.
- [58] P, Kumar, Fennell P, e Britter R. «Measurements of Particles in the 5-1000 Nm Range Close to Road Level in an Urban Street Canyon.» *The Science of the Total Environment* 390, n. 2–3 (13 novembre 2007): 437–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.10.013>.
- [59] Kumar, Prashant, Paul Fennell, David Langley, e Rex Britter. «Pseudo-simultaneous measurements for the vertical variation of coarse, fine and ultrafine particles in an urban street canyon». *Atmospheric Environment* 42 (1 giugno 2008): 4304–19. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.010>.
- [60] Kumar, Prashant, Paul Fennell, e Alan Robins. «Comparison of the Behaviour of Manufactured and Other Airborne Nanoparticles and the Consequences for Prioritising Research and Regulation Activities». *Journal of Nanoparticle Research* 12, n. 5 (giugno 2010): 1523–30. <https://doi.org/10.1007/s11051-010-9893-6>.
- [61] Amaral, Simone Simões, João Andrade De Carvalho, Maria Angélica Martins Costa, e Cleverson Pinheiro. «An Overview of Particulate Matter Measurement Instruments». *Atmosphere* 6, n. 9 (settembre 2015): 1327–45. <https://doi.org/10.3390/atmos6091327>.

- [62] Matteo Bo, Pietro Salizzoni, Marina Clerico, e Riccardo Buccolieri, «Assessment of Indoor-Outdoor Particulate Matter Air Pollution: A Review».
- [63] Giechaskiel, Barouch, Matti Maricq, Leonidas Ntziachristos, Christos Dardiotis, Xiaoliang Wang, Harald Axmann, Alexander Bergmann, e Wolfgang Schindler. «Review of Motor Vehicle Particulate Emissions Sampling and Measurement: From Smoke and Filter Mass to Particle Number». *Journal of Aerosol Science* 67 (1 gennaio 2014): 48–86.
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.09.003>.
- [64] Sherwood, Steven C., Vishal Dixit, e Chryséis Salomez. «The Global Warming Potential of Near-Surface Emitted Water Vapour». *Environmental Research Letters* 13, n. 10 (settembre 2018): 104006. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae018>.
- [65] Wåhlin, Peter. «Measured Reduction of Kerbside Ultrafine Particle Number Concentrations in Copenhagen». *Atmospheric Environment* 43, n. 22 (1 luglio 2009): 3645–47.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.04.023>.
- [66] Hennig Frauke, Quass Ulrich, Hellack Bryan, Küpper Miriam, Kuhlbusch Thomas A. J., Stafoggia Massimo, e Hoffmann Barbara. «Ultrafine and Fine Particle Number and Surface Area Concentrations and Daily Cause-Specific Mortality in the Ruhr Area, Germany, 2009–2014». *Environmental Health Perspectives* 126, n. 2 (s.d.): 027008. <https://doi.org/10.1289/EHP2054>.
- [67] Hůnová, Iva. «Ambient Air Quality in the Czech Republic: Past and Present». *Atmosphere* 11, n. 2 (febbraio 2020): 214. <https://doi.org/10.3390/atmos11020214>.
- [68] Holubová Šmejkalová, Adéla, Naděžda Zíková, Vladimír Ždímal, Helena Plachá, e Miroslav Bitter. «Atmospheric aerosol growth rates at different background station types». *Environmental Science and Pollution Research International* 28, n. 11 (2021): 13352–64.
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-11424-5>.
- [69] Řimnáčová, Daniela, Vladimír Ždímal, Jaroslav Schwarz, Jiří Smolík, e Martin Řimnáč. «Atmospheric Aerosols in Suburb of Prague: The Dynamics of Particle Size Distributions». *Atmospheric Research* 3, n. 101 (2011): 539–52. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.10.024>.
- [70] V Vu, Tuan, Juana Mari Delgado-Saborit, e Roy Harrison. «Review: Particle Number size distributions from seven major sources and implications for source apportionment studies».

- [71] Lingard, Justin J. N., Emily L. Agus, David T. Young, Gordon E. Andrews, e Alison S. Tomlin. «Observations of Urban Airborne Particle Number Concentrations during Rush-Hour Conditions: Analysis of the Number Based Size Distributions and Modal Parameters». *Journal of Environmental Monitoring: JEM* 8, n. 12 (dicembre 2006): 1203–18.
<https://doi.org/10.1039/b611479b>.
- [71] Holman, Claire, Roy Harrison, e Xavier Querol. «Review of the Efficacy of Low Emission Zones to Improve Urban Air Quality in European Cities». *Atmospheric Environment* 111 (giugno 2015): 161–69. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.04.009>.
- [72] Jones, Alan, Roy Harrison, Gary Fuller, e Ben Barratt. «A Large Reduction in Airborne Particle Number Concentrations at the time of the Introduction of “Sulphur Free” Diesel and the London Low Emission Zone». *Atmospheric Environment* 50 (1 aprile 2012): 129–38.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.12.050>.
- [73] Alam, Aftab, Ji Ping Shi, e Roy M. Harrison. «Observations of New Particle Formation in Urban Air». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 108, n. D3 (2003).
<https://doi.org/10.1029/2001JD001417>.
- [74] Al-Dabbous, Abdullah N., e Prashant Kumar. «Number and Size Distribution of Airborne Nanoparticles during Summertime in Kuwait: First Observations from the Middle East». *Environmental Science & Technology* 48, n. 23 (2 dicembre 2014): 13634–43.
<https://doi.org/10.1021/es505175u>.
- [75] Andronache, Constantin. «Precipitation Removal of Ultrafine Aerosol Particles from the Atmospheric Boundary Layer». *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 109, n. D16 (2004). <https://doi.org/10.1029/2003JD004050>.
- [76] Azarmi, Farhad, Prashant Kumar, e Mike Mulheron. «The Exposure to Coarse, Fine and Ultrafine Particle Emissions from Concrete Mixing, Drilling and Cutting Activities». *Journal of Hazardous Materials* 279 (30 agosto 2014): 268–79.
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.07.003>.

- [77] Bzdek, Bryan R., M. Ross Pennington, e Murray V. Johnston. «Single Particle Chemical Analysis of Ambient Ultrafine Aerosol: A Review». *Journal of Aerosol Science* 52 (ottobre 2012): 109–20. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.05.001>.
- [78] Carpentieri, Matteo, e Prashant Kumar. «Ground-fixed and on-board measurements of nanoparticles in the wake of a moving vehicle». *Atmospheric Environment* 45 (1 ottobre 2011): 5837–52. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.06.079>.
- [79] Dahl, Andreas, Arash Gharibi, Erik Swietlicki, Anders Gudmundsson, Mats Bohgard, Anders Ljungman, Göran Blomqvist, e Mats Gustafsson. «Traffic-related emissions of ultrafine particles from pavement-tire interface». *Atmospheric Environment* 40 (1 marzo 2006): 1314–23. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.10.029>.
- [80] Dall'Osto, M., A. Thorpe, D. C. S. Beddows, R. M. Harrison, J. F. Barlow, T. Dunbar, P. I. Williams, e H. Coe. «Remarkable Dynamics of Nanoparticles in the Urban Atmosphere». *Atmospheric Chemistry and Physics* 11, n. 13 (12 luglio 2011): 6623–37. <https://doi.org/10.5194/acp-11-6623-2011>.
- [81] Harrison, Roy M., Alan M. Jones, David C.S. Beddows, Manuel Dall'Osto, e Irina Nikolova. «Evaporation of Traffic-Generated Nanoparticles during Advection from Source». *Atmospheric Environment* 125 (gennaio 2016): 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.10.077>.
- [82] Fujitani, Yuji, Prashant Kumar, Kenji Tamura, Akihiro Fushimi, Shuich Hasegawa, Katsuyuki Takahashi, Kiyoshi Tanabe, Shinji Kobayashi, e Seishiro Hirano. «Seasonal Differences of the Atmospheric Particle Size Distribution in a Metropolitan Area in Japan». *The Science of the Total Environment* 437 (15 ottobre 2012): 339–47. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.085>.
- [83] Kumar, Prashant, Ioar Rivas, Anant Pratap Singh, Vikas Julius Ganesh, Monirupa Ananya, e H. Christopher Frey. «Dynamics of Coarse and Fine Particle Exposure in Transport Microenvironments». *Npj Climate and Atmospheric Science* 1, n. 1 (3 giugno 2018): 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41612-018-0023-y>.
- [84] Heal, Mathew, Prashant Kumar, e Roy Harrison. «Particles, Air Quality, Policy and Health». *Chemical Society reviews* 41 (1 giugno 2012): 6606–30. <https://doi.org/10.1039/c2cs35076a>.

- [85] Heintzenberg, Jost, Birgit Wehner, e Wolfram Birmili. «'How to find bananas in the atmospheric aerosol': new approach for analyzing atmospheric nucleation and growth events». *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology* 59, n. 2 (1 gennaio 2007): 273–82.
<https://doi.org/10.1111/j.1600-0889.2007.00249.x>.
- [88] Habre, Rima, Hui Zhou, Sandrah P. Eckel, Temuulen Enebish, Scott Fruin, Theresa Bastain, Edward Rappaport, e Frank Gilliland. «Short-Term Effects of Airport-Associated Ultrafine Particle Exposure on Lung Function and Inflammation in Adults with Asthma». *Environment international* 118 (settembre 2018): 48–59. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.05.031>.
- [89] Janhall, S, M O Andreae, e U Poschl. «Biomass Burning Aerosol Emissions from Vegetation Fires: Particle Number and Mass Emission Factors and Size Distributions». *Atmos. Chem. Phys.*, 2010, 13.
- [90] Kumar, Prashant, e Lidia Morawska. «Recycling Concrete: An Undiscovered Source of Ultrafine Particles». *Atmospheric Environment* 90 (giugno 2014): 51–58.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.03.035>.
- [91] Kumar, Prashant, Mike Mulheron, e Claudia Som. «Release of Ultrafine Particles from Three Simulated Building Processes». *Journal of Nanoparticle Research* 14, n. 4 (marzo 2012): 771.
<https://doi.org/10.1007/s11051-012-0771-2>.
- [92] Union, Publications Office of the European. «Non-Exhaust Traffic Related Emissions - Brake and Tyre Wear PM : Literature Review.» Website. Publications Office of the European Union, 18 giugno 2014. <http://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/5b788afc-985d-4e7a-82fe-f8b28f283f8d/language-en>.
- [93] Kumar, Prashant, Alan Robins, e Helen ApSimon. «Nanoparticle Emissions from Biofuelled Vehicles—Their Characteristics and Impact on the Number-Based Regulation of Atmospheric Particles». *Atmospheric Science Letters* 11, n. 4 (2010): 327–31. <https://doi.org/10.1002/asl.307>.
- [94] Kumar, Prashant, Alan Robins, e Rex Britter. «Fast response measurements of the dispersion of nanoparticles in a vehicle wake and a street canyon». *Atmospheric Environment* 43 (1 dicembre 2009): 6110–18. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.042>.
- [95] Kumar, Prashant, Allison P. Patton, John L. Durant, e H. Christopher Frey. «A Review of Factors Impacting Exposure to PM_{2.5}, Ultrafine Particles and Black Carbon in Asian Transport

Microenvironments». *Atmospheric Environment* 187 (agosto 2018): 301–16.

<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.05.046>.

- [96] Wubulihairen, Maimaitireyimu, Sabrina Yanan Jiang, e Zhi Ning. «Prototype Development and Laboratory Evaluation of an Aerosol to Hydrosol Sampler». *Aerosol and Air Quality Research* 15, n. 3 (2015): 776–85. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2014.08.0175>.
- [97] Rogula-Kozłowska, W., e Krzysztof Klejnowski. «Submicrometer Aerosol in Rural and Urban Backgrounds in Southern Poland: Primary and Secondary Components of PM₁». *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 27 ottobre 2012. <https://doi.org/10.1007/s00128-012-0868-4>.
- [98] Mishra, Vinit K., Prashant Kumar, Martine Van Poppel, Nico Bleux, Evelien Frijns, Matteo Reggente, Patrick Berghmans, Luc Int Panis, e Roeland Samson. «Wintertime Spatio-Temporal Variation of Ultrafine Particles in a Belgian City». *Science of The Total Environment* 431 (agosto 2012): 307–13. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.054>.
- [99] Zereini, Fathi, e Clare L. S. Wiseman, a c. di. *Urban Airborne Particulate Matter: Origin, Chemistry, Fate and Health Impacts*. Environmental Science. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, 2011. <https://doi.org/10.1007/978-3-642-12278-1>.
- [100] Pedata, P., E. M. Garzillo, e N. Sannolo. «[Ultrafine particles and effects on the body: review of the literature]». *Giornale Italiano Di Medicina Del Lavoro Ed Ergonomia* 32, n. 1 (marzo 2010): 23–31.
- [101] Peng, J. F., M. Hu, Z. B. Wang, X. F. Huang, P. Kumar, Z. J. Wu, D. L. Yue, et al. «Submicron Aerosols at Thirteen Diversified Sites in China: Size Distribution, New Particle Formation and Corresponding Contribution to Cloud Condensation Nuclei Production». Preprint. *Aerosols/Field Measurements/Troposphere/Physics (physical properties and processes)*, 11 giugno 2014. <https://doi.org/10.5194/acpd-14-15149-2014>.
- [102] Zhang, Renyi, Alexei Khalizov, Lin Wang, Min Hu, e Wen Xu. «Nucleation and Growth of Nanoparticles in the Atmosphere». *Chemical Reviews* 112, n. 3 (14 marzo 2012): 1957–2011. <https://doi.org/10.1021/cr2001756>.

- [103] Hudda, Neelakshi, Tim Gould, Kris Hartin, Timothy V. Larson, e Scott A. Fruin. «Emissions from an International Airport Increase Particle Number Concentrations 4-fold at 10 km Downwind». *Environmental Science & Technology* 48, n. 12 (17 giugno 2014): 6628–35. <https://doi.org/10.1021/es5001566>.
- [104] Zhu, Yifang, William C Hinds, Seongheon Kim, Si Shen, e Constantinos Sioutas. «Study of Ultrafine Particles near a Major Highway with Heavy-Duty Diesel Traffic». *Atmospheric Environment* 36, n. 27 (settembre 2002): 4323–35. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00354-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00354-0).
- [105] Formisano F. «Metodologia di Misurazioni Indicative della qualità dell'aria: analisi della strumentazione di valutazione dei gas e confronto sperimentale della strumentazione in moving lab», Tesi di laurea, Politecnico di Torino, Facoltà di ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.
- [106] Renna V. «Studio comparativo statistico della strumentazione di misura del particolato aerodisperso», Tesi di laurea, Politecnico di Torino, Facoltà di ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.
- [107] Donato M. C. «Il particolato aerodisperso: le particelle ultrafini e i loro strumenti di misura. Analisi caso di studio», Tesi di laurea, Politecnico di Torino, Facoltà di ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.
- [108] Bartolini N. «Dinamiche di formazione e nuova formazione ed emissione di particelle ultrafini nel contesto urbano», Tesi di laurea, Politecnico di Torino, Facoltà di ingegneria per l'Ambiente e il Territorio.
- [109] Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks, «Risk Assessment of Products of Nanotechnologies», s.d., 71. https://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scenihr/docs/scenihr_o_023.pdf
- [110] Sanderson, Paul, Juana Maria Delgado-Saborit, e Roy M. Harrison. «A Review of Chemical and Physical Characterisation of Atmospheric Metallic Nanoparticles». *Atmospheric Environment* 94 (1 settembre 2014): 353–65. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.023>.

- [111] Development, Office of Research &. «A Review of Selected Engineered Nanoparticles in the Atmosphere: Sources, Transformations, and Techniques for Sampling and Analysis». https://cfpub.epa.gov/si/si_public_record_report.cfm?Lab=NERL&dirEntryId=222245.
- [112] Rodriguez-Morales, Alfonso J. *Current Topics in Public Health*, 2013. <https://doi.org/10.5772/56648>.
- [113] Manisalidis, Ioannis, Elisavet Stavropoulou, Agathangelos Stavropoulos, e Eugenia Bezirtzoglou. «Environmental and Health Impacts of Air Pollution: A Review». *Frontiers in Public Health* 8 (20 febbraio 2020). <https://doi.org/10.3389/fpubh.2020.00014>.
- [114] Sturm, Robert. «Modelling the Deposition of Fine Particulate Matter (PM2.5) in the Human Respiratory Tract». *AME Medical Journal* 5, n. 0 (25 giugno 2020). <https://doi.org/10.21037/amj.2020.03.04>.
- [115] Pohjola, M. A., L. Pirjola, A. Karppinen, J. Härkönen, M. Ketzel, e J. Kukkonen. «Evaluation of a Coupled Dispersion and Aerosol Process Model against Measurements near a Major Road». Preprint, 23 febbraio 2007. <https://doi.org/10.5194/acpd-7-2819-2007>.
- [116] Stone, Vicki, Bernd Nowack, Anders Baun, Nico van den Brink, Frank von der Kammer, Maria Dusinska, Richard Handy, et al. «Nanomaterials for Environmental Studies: Classification, Reference Material Issues, and Strategies for Physico-Chemical Characterisation». *Science of The Total Environment* 408, n. 7 (1 marzo 2010): 1745–54. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.035>.
- [117] Institute, Health Effects. «Understanding the Health Effects of Ambient Ultrafine Particles». Health Effects Institute, 23 gennaio 2013. <https://www.healtheffects.org/publication/understanding-health-effects-ambient-ultrafine-particles>.
- [118] Spinazzè, Andrea, Giacomo Fanti, Francesca Borghi, Luca Del Buono, Davide Campagnolo, Sabrina Rovelli, Andrea Cattaneo, e Domenico M. Cavallo. «Field Comparison of Instruments for Exposure Assessment of Airborne Ultrafine Particles and Particulate Matter». *Atmospheric Environment* 154 (1 aprile 2017): 274–84. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.054>.

- [119] Zeb, Bahadar, Khan Alam, Armin Sorooshian, Thomas Blaschke, Ifthikhar Ahmad, e Imran Shahid. «On the Morphology and Composition of Particulate Matter in an Urban Environment». *Aerosol and air quality research* 18, n. 6 (28 settembre 2018): 1431–47.
<https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.09.0340>.
- [120] Kgabi, N. A., J. J. Pienaar, e M. Kulmala. «Characterisation of inhalable atmospheric aerosols», 323–33. Skiathos, Greece, 2008. <https://doi.org/10.2495/AIR080331>.
- [121] «Characterization of PM 2.5 by X-ray diffraction and scanning electron microscopy–energy dispersive spectrometer: its relation with different pollution sources | SpringerLink». <https://link.springer.com/article/10.1007/s13762-012-0173-0>.
- [122] Maso, Miikka Dal, Markku Kulmala, Ilona Riipinen, Robert Wagner, Tareq Hussein, Pasi P Aalto, e Kari E J Lehtinen. «Formation and Growth of Fresh Atmospheric Aerosols: Eight Years of Aerosol Size Distribution Data from SMEAR II, Hyytiälä, Finland» 10 (s.d.): 14.
- [123] Coz, Esther, Begoña Artíñano, Lisa M. Clark, Mark Hernandez, Allen L. Robinson, Gary S. Casuccio, Traci L. Lersch, e Spyros N. Pandis. «Characterization of Fine Primary Biogenic Organic Aerosol in an Urban Area in the Northeastern United States». *Atmospheric Environment* 44, n. 32 (s.d.): 3952–62.
- [124] Paasonen, P., A. Visschedjik, K. Kupiainen, Z. Klimont, H. Denier van der Gon, e M. Kulmala. «Aerosol Particle Number Emissions and Size Distributions: Implementation in the GAINS Model and Initial Results». Monograph. IIASA, Laxenburg, Austria: IR-13-020, dicembre 2013.
<http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/10740/>.
- [125] Giechaskiel, Barouch, Matti Maricq, Leonidas Ntziachristos, Christos Dardiotis, Xiaoliang Wang, Harald Axmann, Alexander Bergmann, e Wolfgang Schindler. «Review of Motor Vehicle Particulate Emissions Sampling and Measurement: From Smoke and Filter Mass to Particle Number». *Journal of Aerosol Science* 67 (1 gennaio 2014): 48–86.
<https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.09.003>.
- [126] Heikkilä, Paavo, Jussi Rossi, Antti Rostedt, Janne Huhtala, Anssi Järvinen, Juha Toivonen, e Jorma Keskinen. «Toward elemental analysis of ambient single particles using electrodynamic balance and laser-induced breakdown spectroscopy». *Aerosol Science and Technology* 54, n. 7 (2 luglio 2020): 837–48. <https://doi.org/10.1080/02786826.2020.1727408>.

- [127] Järvinen, A., M. Aitomaa, A. Rostedt, J. Keskinen, e J. Yli-Ojanperä. «Calibration of the New Electrical Low Pressure Impactor (ELPI+)». *Journal of Aerosol Science* 69 (1 marzo 2014): 150–59. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2013.12.006>.
- [128] Krylov, Evgeny, Erkinjon Nazarov, e Raanan Miller. «Differential mobility spectrometer: Model of operation». *International Journal of Mass Spectrometry - INT J MASS SPECTROM* 266 (1 ottobre 2007): 76–85. <https://doi.org/10.1016/j.ijms.2007.07.003>.
- [129] Wang, Jian, Michael Pikridas, Tamara Pinterich, Steven Spielman, Thomas Tsang, Andrew McMahon, e Scott Smith. «A Fast Integrated Mobility Spectrometer for rapid measurement of sub-micrometer aerosol size distribution, Part II: Experimental characterization». *Journal of Aerosol Science* 113 (1 giugno 2017). <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2017.05.001>.

10. Sitografia

https://www.arpa.veneto.it/arpav/chi-e-arpav/file-e-allegati/dap-veneziana/aria/relazione%20finale%20marzo%202014_collaborazione%20ARPAV%20CIVEN%20NANOTECH.pdf

<https://www.sclerodermia.net/rubrica-medica/nanoparticelle-e-ambiente-effetti-sulla-salute-umana-del-nanoparticolato-derivante>

https://archivio2.sitox.org/slides/sitox_relaz_nanopart_mi_210911_piazzalunga.pdf

<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=SWD:2012:0288:FIN:EN:PDF>

https://ec.europa.eu/taxation_customs/dds2/SAMANCTA/IT/Safety/Dust_IT.htm

https://ec.europa.eu/health/scientific_committees/opinions_layman/en/nanotechnologies/1-3/7-exposure-nanoparticles.htm

<https://www.dekati.com/products/elpi/>

https://www.horiba.com/en_en/applications/energy-and-environment/environmental-countermeasures/air-quality-monitoring/

http://tools.retealtatecnologia.it/tools/bylab?lab_id=9&sort=-nome

<https://www.regione.piemonte.it/web/temi/ambiente-territorio/ambiente/aria/piano-regionale-qualita-dellaria-prqa>

https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/69477/WHO_SDE_PHE_OEH_06.02_eng.pdf;jsessionid=78AA02ED3E0F2EF9AE01BBF9F54C3CB5?sequence=1

https://www.isprambiente.gov.it/files2018/pubblicazioni/stato-ambiente/ambiente-urbano/5_Inquinamentodellariaecambiamentoclimatici.pdf

<https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/08/Cap.-5.pdf>

<https://www.isprambiente.gov.it/files2018/pubblicazioni/stato-ambiente/FOCUSStrumentimetodi.pdf>

http://www.villasmunta.it/inquinamento/definizione_delle_classi_di_stab.htm

<https://pselab.chem.polimi.it/wp-content/uploads/2014/03/SDCEDT/Emissione-e-dispersione-di-sostanze-pericolose.pdf>

<http://www.scienze.uniroma2.it/wp-content/uploads/2009/03/FDA-10-Strato-Limite-2.pdf>

http://www.fedoa.unina.it/635/1/Dottorato_Di_Cristo.pdf

<https://www.fondazioneomd.it/single-post/2018/01/31/inversione-termica-di-cosa-si-tratta>

<http://www.scienze.uniroma2.it/wp-content/uploads/2009/03/FDA-07-Stabilita-verticale.pdf>

<https://profcapocci.wordpress.com/2013/03/21/265/>

https://www.unica.it/static/resources/cms/documents/MAU_Fond_Flussi_Atmosferici.pdf

https://www.salute.gov.it/imgs/C_17_opuscoliPoster_283_ulterioriallegati_ulterioreallegato_7_alleg.pdf

<https://www.docenti.unina.it/webdocenti-be/allegati/materiale-didattico/303174>

<http://www.arpamoliseairquality.it/particolato/>

<https://www.tecnosida.it/particolato-e-combustione>

http://accessible.comune.treviglio.bg.it/sites/default/files/inquinamento_atmosferico_-_monitoraggio_del_particolato_fine.pdf

<https://www.issalute.it/index.php/la-salute-dalla-a-alla-z-menu/p/pm10-particolato-atmosferico-o-polveri-sottili#fonti-di-esposizione>

https://www.stefanomontanari.net/wp-content/uploads/2008/09/images_pdf_polveri_fini.pdf

<https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/12/APPROFONDIMENTI.pdf>

<https://www.snpambiente.it/wp-content/uploads/2020/12/PARTE-INIZIALE-STATO-E-TREND.pdf>

<https://pm2020.it/wp-content/uploads/2020/10/Cecinato-Angelo.pdf>

<https://pm2020.it/wp-content/uploads/2020/11/Crova-Federica.pdf>

https://pm2020.it/wp-content/uploads/2020/10/Perrino-Cinzia_keynote.pdf

https://pm2020.it/wp-content/uploads/2020/10/Held-Andreas_Plenary.pdf

<https://learn.kaiterra.com/en/air-academy/particulate-matter-pm?hsCtaTracking=5525b0f8-6c65-44ed-b1fb-b82217ef039f%7C70961c22-de97-4101-b08f-ce3f3d3d5d0c>

<https://www.airthings.com/it/what-is-particulate-matter>

<http://www.arpat.toscana.it/temi-ambientali/aria/qualita-aria/limiti>

<https://www.aerovision.it/non-categorizzato/droni-che-rilevano-inquinamento-da-pm10-a-pm1-in-futuro-anche-i-virus/>

<https://www.epa.gov/pm-pollution/particulate-matter-pm-implementation-regulatory-actions>

<https://www.eea.europa.eu/themes/air/air-quality-concentrations/air-quality-standards>

https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/ET/IP_17_1046

<https://www.snpambiente.it/temi/polveri-pm10-e-pm25/>

<https://www.snpambiente.it/2020/12/01/la-qualita-dellaria-in-europa-2/>

<https://www.snpambiente.it/dati/qualita-dellaria/>

<https://ancler.org/snpa-la-qualita-dellaria-in-italia-ed-2020/>

<https://www.istat.it/storage/rapporti-tematici/sdgs/2020/goal11.pdf>

<https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2008:152:0001:0044:EN:PDF>

https://elearning.uniroma1.it/pluginfile.php/829662/mod_resource/content/1/Materiale%20particolato%20atmosferico%20C%20bioaerosol%20e%20metodi%20di%20campionamento%20e%20analisi_5%20dicembre.pdf

<https://www.enea.it/it/seguici/le-parole-dellenergia/ccs/perche-catturare-la-co2/la-co2-in-atmosfera>

https://ec.europa.eu/clima/change/causes_en

<https://www.arpalombardia.it/Pages/Aria/Inquinanti/Biossido-di-Zolfo.aspx?firstlevel=Inquinanti>

<https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/qualita-dellaria/approfondimenti/inquinanti-atmosferici>

<https://dipbsf.uninsubria.it/qsar/education/Mat%20Didattico/MaterialeCorsi/Corso%20Ch.Ambiente/AmbientexF58/Atmosfera.pdf>

<https://www.eea.europa.eu/help/glossary/eea-glossary/pm0.1>

https://www.isprambiente.gov.it/files/pubblicazioni/statoambiente/9449_FocusQA_aree_urb_VII.pdf

https://www.minambiente.it/sites/default/files/archivio/normativa/inquinamento/dm_05_05_2015_AL_L1.pdf

<https://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/qualita-dellaria/approfondimenti/metodi-di-misura-inquinanti-atmosferici>

<https://www.medicalexpo.it/prod/tsi/product-91893-827331.html>