



VALUTAZIONE DELLA POLVEROSITÀ SOLLEVATA DALL'ATTIVITÀ DI SPAZZAMENTO STRADALE MECCANIZZATO IN AMBITO URBANO E VALUTAZIONE DI EVENTUALI MIGLIORIE

Relazione tecnico-scientifica fase a) e b)

STATO DELL'ARTE E INQUADRAMENTO DEL PROBLEMA

Venezia, ottobre 2019

Supervisore Scientifico: Prof. Antonio Marcomini

Responsabile Scientifico della ricerca: Dott.ssa Elena Badetti, PhD

Gruppo di lavoro:

Dott. Andrea Brunelli, PhD

Dott.ssa Silvia Breda, PhD

Dott.ssa Petra Scanferla, *PhD*



INDICE

1.	Premessa	4
2.	La problematica dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane nel contesto europeo e naziona	le 5
2.1	La qualità dell'aria in ambito urbano, aspetti fenomenologici e principali inquinanti di interesse	5
	2.1.1 Esempi di studio delle principali sorgenti di inquinamento atmosferico (casi di studio a ci di ARPAV e ISPRA sul territorio nazionale e regione Veneto) ¹¹	
2.2	Il contributo dei fattori meteoclimatici all'inquinamento atmosferico	14
2.3	La normativa nazionale e comunitaria	16
2.4	Esempi di progetti e casi studio sulla qualità dell'aria	19
2.5	Database disponibili a livello nazionale e comunitario	22
3.	La qualità dell'aria nell'area oggetto di studio	24
3.1	Macro-aree di studio e livelli di concentrazione del particolato fine	24
	3.1.1 Andamento annuale dei livelli di concentrazione di PM ₁₀	26
	3.1.2 Andamento annuale dei livelli di concentrazione di PM _{2.5}	31
	3.1.3 Andamento orario dei livelli di concentrazione di PM ₁₀	34
3.2	Il contributo dei fattori meteoclimatici all'inquinamento atmosferico: analisi statistica dei dati raccinel sito di studio	
4.	Metodologie per la valutazione dell'esposizione umana	43
4.1	Il particolato sospeso	43
4.2	Metodologie di valutazione dell'esposizione umana dirette	44
4.3	Metodologie di valutazione dell'esposizione umana indirette	46
5.	Il servizio di spazzamento stradale fornito da Contarina s.p.a.	47
6.	Identificazione dei potenziali siti di campionamento	50
7.	Bibliografia	54

ALLEGATO 1

Protocollo di campionamento e analisi per la valutazione dell'impatto legato alla polverosità sollevata dall'attività di spazzamento meccanizzato eseguita in ambito urbano



1. Premessa

La società Contarina S.p.A. svolge il servizio di spazzamento stradale nell'ambito dei 49 Comuni facenti parte del Consiglio di Bacino Priula, in taluni casi accoppiando l'attività di una spazzatrice stradale (operante mediante sistema di aspirazione) e un uomo a terra che convoglia il materiale di scarto verso la spazzatrice mediante soffiatori, elettrici o a motore. Tale pratica, efficace dal punto di vista (i) della pulizia, effettuata anche in punti difficili da raggiungere, (ii) dei tempi di lavoro che vengono sensibilmente ridotti e (iii) delle condizioni dell'operatore che viene così dispensato dal più faticoso spazzamento manuale, può presentare delle criticità in relazione alla problematica del sollevamento delle polveri mediante l'uso del soffiatore ad aria. Il getto d'aria, infatti, viene indirizzato verso il manto stradale allo scopo di convogliare i rifiuti di pezzatura maggiore (es. carta, imballi, foglie, ...), verso la spazzatrice, provocando contestualmente la risospensione di particolato fine. Tale materiale movimentato dal soffiatore include quindi polveri di varie dimensioni che, a distanza ravvicinata dall'operatore in azione, potrebbero essere inalate da passanti e/o residenti, con un possibile impatto negativo che può variare a seconda della categoria esposta, ad es. a seconda dell'età, della condizione di salute o dello stato allergico dei soggetti. Queste potenziali criticità del servizio hanno spinto Contarina a richiedere il supporto di Fondazione Università Ca' Foscari (Ente strumentale dell'Ateneo) per lo studio della problematica della "misurazione della polverosità sollevata delle attività di spazzamento meccanizzato eseguito in ambito urbano" rispetto al quale la Società stessa ha individuato specifici obiettivi, cui finalizzare il supporto tecnico scientifico come di seguito elencato:

- a) identificare un metodo di misurazione della polverosità sollevata dal soffiatore;
- b) stabilire un protocollo di campionamento, analisi, elaborazione dei risultati;
- c) analizzare, a seguito del campionamento, i dati raccolti stabilendo l'eventuale superamento di soglie di rischio per la salute umana derivante dalle operazioni suddette;
- d) verificare ed individuare un metodo di lavoro alternativo che eviti eventuali rischi residui;
- e) valutare eventuali mezzi alternativi per eseguire il servizio di spazzamento, qualora il rischio riscontrato sia rilevante e dannoso per i cittadini.

La presente relazione intende illustrare una prima parte dei risultati dello studio, per i punti a) e b) sopra descritti.

Esso è stato condotto inquadrando la problematica alla luce delle conoscenze ad oggi disponibili nel contesto più ampio della qualità dell'aria in ambito urbano (cfr. cap 2) e delle informazioni specifiche dell'area oggetto di studio, cui è stata prestata particolare attenzione (cfr. cap 3).

Lo studio si è poi concentrato sulle diverse metodologie utilizzabili per la valutazione dell'esposizione umana alle polveri (cfr. cap 4) ed è proseguito con l'approfondimento delle specifiche tecniche riguardanti il servizio di spazzamento svolto da Contarina (cfr. cap 5), fino all'individuazione di un'ipotesi di protocollo



di campionamento da utilizzare per i successivi monitoraggi che verranno effettuati durante il servizio stesso (cfr. cap 6 e allegato 1).

2. La problematica dell'inquinamento atmosferico nelle aree urbane nel contesto europeo e nazionale

2.1 La qualità dell'aria in ambito urbano, aspetti fenomenologici e principali inquinanti di interesse

L'Organizzazione Mondiale della Sanità stima che ogni anno 4.3 milioni di decessi nel mondo siano attribuibili all'esposizione, prevalentemente in ambienti indoor, nei paesi a basso e medio reddito, ad inquinanti emessi dalle attività quotidiane a causa dell'utilizzo di combustibili come legna, carbone e residui organici in apparecchi privi di qualsiasi sistema di abbattimento delle emissioni. Altri 3.7 milioni di decessi sono attribuiti all'inquinamento outdoor. In questo caso, il fenomeno riguarda anche i paesi dell'Europa occidentale, gli Stati Uniti e l'Australia, nonostante i progressi ottenuti in queste aree del pianeta nella riduzione delle emissioni di origine industriale e da traffico veicolare. L'Agenzia Europea per l'Ambiente ha stimato che in Italia, nel 2014, 50550 morti premature possano essere attribuibili all'esposizione a lungo termine al PM_{2.5}, ossia materiale in forma particellare in sospensione in aria con diametro aerodinamico medio uguale o inferiore a 2.5 µm, 17.290 decessi legati all'esposizione ad NO₂ e $2.900 \text{ all'}O_3^1$. Inoltre, l'incremento di morbidità (rapporto tra il numero di soggetti malati e la popolazione totale) e mortalità sono dimostrate essere strettamente correlate all'esposizione cronica del particolato fine di diametro inferiore a 2.5 µm². Nel complesso, per quanto riguarda la mortalità naturale, per ogni incremento di 10 μg/m³ della concentrazione di PM_{2.5} è stato stimato un aumento di mortalità a breve termine dello 0.3-0.5% circa e del 6-7% per quella a lungo termine³. All'interno di questo contesto, è quindi evidente la necessità di approfondire quali siano le maggiori sorgenti di inquinamento, soprattutto in aree densamente popolate come quelle urbane, ed il ruolo di ciascuna di esse, nell'ottica di promuovere politiche volte a coniugare sviluppo economico e sociale, tutela delle persone e dell'ambiente⁴.

Come accennato precedentemente, gli effetti sulla salute umana causati dagli inquinanti aerodispersi si dividono in effetti a breve o a lungo termine. I primi sono osservabili a pochi giorni di distanza dai picchi di esposizione e vengono valutati sulla base delle variazioni dello stato di salute della popolazione. Gli effetti a lungo termine invece sono osservabili dopo un periodo di tempo (anni) durante il quale si verifica l'esposizione cronica a una o più sostanze inquinanti. Questi effetti, a differenza dei precedenti, sono

¹ Tutti gli indici numerici in apice presenti nel documento costituiscono un riferimento bibliografico descritto per esteso al capitolo 7.



studiati tramite coorti di individui che vengono monitorati nel tempo, valutandone mortalità e morbidità in relazione a diverse esposizioni ambientali.

Tra i principali inquinanti dell'aria vi è tutto quanto può rientrare nella definizione di particolato atmosferico. Dal punto di vista chimico, esso è una miscela complessa di particelle di diverse dimensioni, che rimangono sospese per un certo intervallo di tempo all'interno di un mezzo gassoso, ossia l'aria. Esso può essere classificato in base all'origine in particolato antropogenico (particelle di natura industriale, da processi di combustione, dalle attività di trasporto, da costruzione o prodotto dalla conversione dei gas generati dalla combustione di materiali fossili) o naturale (spray marino, polveri minerali trasportate dai venti, emissioni vulcaniche, materiali biogenici, fumi derivanti da incendi, prodotti delle reazioni naturali di conversione gas-particella). Un'ulteriore classificazione si basa sulle proprietà chimico-fisiche (solubilità degli elementi costituenti il particolato) e sul tipo di sorgente, che può essere il traffico (sorgente mobile) o gli impianti industriali di varia natura (sorgente fissa). In generale, la classificazione più utilizzata è quella dimensionale, che tiene conto del diametro aerodinamico medio, ossia il diametro medio di una particella sferica di densità unitaria che nel campo gravitazionale ha un comportamento uguale a quello della particella in esame. Per cui si parla di PM₁₀, PM_{2.5} e PM₁ ossia il particolato fine con diametro aerodinamico medio uguale o inferiore a, rispettivamente, 10, 2.5 ed 1 µm. Questa classe di particolato fine presenta dimensioni tali che gli consentono di stazionare più a lungo in aria e subire processi di trasporto a grande distanza. Bisogna tener conto del fatto che le particelle grossolane, fino a 10 μm, sono di origine prevalentemente fisica, mentre le particelle fini ed ultrafini derivano principalmente da processi di combustione, sia industriali che residenziali, e dalle emissioni dei veicoli. La composizione del particolato atmosferico risulta molto variabile e dipende da numerosi fattori, che includono principalmente le sorgenti, il clima e la situazione topografica⁵. In linea generale il particolato atmosferico è composto da:

- metalli di varia natura, compresi quelli pesanti e tossici a determinate concentrazioni (come mercurio, cadmio, cromo, piombo, vanadio e nichel);
- una parte a composizione carboniosa, miscela complessa costituita di carbonio elementare, derivante da combustione incompleta di combustibili fossili e pirolisi di materia organica e una frazione di carbonio organico (OC). Quest'ultimo può derivare da diversi tipi di sorgenti, sia di tipo antropogenico, come il riscaldamento domestico e il traffico, sia di tipo biogenico, e può essere emesso direttamente o formarsi successivamente in atmosfera. Nelle stagioni più calde aumentano le emissioni biogeniche e la formazione secondaria di composti organici mediata da processi di foto-ossidazione di precursori gassosi. In inverno invece aumenta il contributo da parte del riscaldamento domestico e parte del carbonio organico è costituito da specie di origine secondaria derivanti da trasformazioni favorite dalle condizioni meteorologiche invernali. Il carbonio elementare è di origine primaria, deriva dai processi di combustione ed è contenuto nella frazione fine del particolato atmosferico, mentre l'OC, avendo origine da processi di diverso tipo, è presente nelle frazioni più grossolane in quantità variabile a seconda delle stagioni;
- composti organici che comprendono gli idrocarburi poliaromatici (IPA), nitrati e solfati che spiegano la componente acida del particolato, alcuni microinquinanti organici persistenti (POP).



Questi ultimi comprendono PCDD (policlorodibenzodiossine o più comunemente note come diossine), PCDF (policlorodibenzofurani o furani) e i PCB (policlorobifenili).

Per avere un'idea della composizione chimica del particolato atmosferico in funzione della sua dimensione e della stagionalità, prendiamo in esame i risultati del progetto "Supersito", che ha avuto come target le regioni Emilia Romagna⁶ e Lombardia⁷ e del progetto PATOS (Toscana⁸). Tali progetti sono stati attivati con lo scopo di valutare i livelli dell'inquinamento atmosferico secondo la Direttiva 2008/50/CE (vedi paragrafo 2.3), che prevede limiti, soglie e obiettivi da raggiungere. Da tali progetti è emerso che il carbonio organico ed elementare ed i composti ionici costituiscono circa il 55% della massa di PM₁₀ e PM_{2.5} in tutte le stagioni dell'anno nei siti considerati. Per quanto riguarda la composizione del particolato più fine, viene evidenziato che il PM $_{2.5}$ invernale è principalmente composto da carbonio organico (16-37%) e nitrato (19-31%); una frazione minore è costituita dall'insieme di ammonio (7-13%), solfato (4-7%), carbonio elementare (3-7%), e dalla somma degli altri ioni in una percentuale compresa tra il 2 ed il 4%. Durante i periodi estivi invece, il PM_{2.5} è caratterizzato da carbonio organico (16-31%) e solfato (10-25%) ed in misura minore dall'ammonio (7-13%). Considerando la composizione chimica del PM₁₀, la principale differenza tra i siti analizzati è da attribuire ad un elevato aumento della componente crostale (8-15%), a discapito delle altre componenti. Nei siti limitrofi alla costa, come ad esempio Livorno, diventa non trascurabile il contributo del sale marino. Questo tipo di indagini sono quindi fondamentali per lo studio della ripartizione delle sorgenti (source apportionment), poiché permettono di identificare le principali fonti di inquinamento in base a determinati elementi chimici cosiddetti "traccianti", ossia elementi indicativi di una determinata sorgente di inquinamento. Un esempio della stima delle varie sorgenti di inquinamento che concorrono alla composizione del PM₁₀ in Emilia-Romagna è riportato in Figura 1. La linea verde rappresenta il contributo dell'aerosol naturale al particolato. Le linee blu rappresentano i contributi delle emissioni di aerosol primario dai vari settori. Le linee rosse rappresentano i contributi all'aerosol secondario, che si origina per trasformazioni chimico-fisiche dei precursori emessi dai vari comparti.



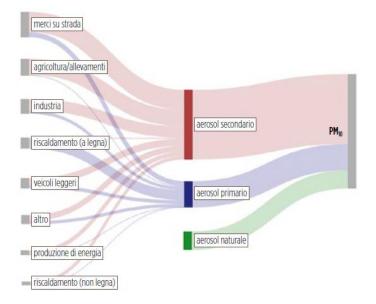


Figura 1 - Stima dei vari contributi alla composizione del PM10 in Emilia-Romagna. Lo spessore delle linee è proporzionale all'apporto di ciascuna attività⁹.

Dallo studio di *source apportionment* svolto in Lombardia, emerge che una delle sorgenti principali di inquinamento è la combustione di biomassa, il cui contributo è stato analizzato attraverso l'analisi del Levoglucosano, composto organico e marker univoco per le combustioni di biomassa, in associazione al potassio, che è anch'esso un marker se pur non univoco per tali combustioni. La conclusione di questo studio mette in luce come la combustione di biomasse risulti essere una sorgente di inquinamento rilevante nella Pianura Padana, al pari del traffico veicolare, anche se con forti differenze stagionali. Gli studi di *source apportionment* in Emilia-Romagna hanno evidenziato una percentuale di massa del PM_{2.5} compresa tra il 15% e il 30% attribuibile alla combustione di legna, pellet o altre biomasse. Queste analisi hanno ulteriormente confermato che la combustione, utilizzata soprattutto in ambiente domestico, ha un ruolo fondamentale, in aggiunta alla sorgente traffico, nella formazione della massa di carbonio organico invernale.

Oltre al particolato aerodisperso, i principali inquinanti che concorrono all'inquinamento dell'aria sono 10 di seguito elencate.

Ossidi di zolfo (SO_x): costituiti principalmente da biossido di zolfo (SO₂) e in minima parte da anidride solforica (SO₃). Gli effetti di questo inquinante sono stati dimostrati mediante test *in vitro*. Esso interagisce con acidi nucleici, proteine, lipidi ed altre componenti biologiche. L'insieme di tali ossidi rappresentano i tipici inquinanti delle aree urbane e industriali, dove se ne verifica l'accumulo soprattutto in condizioni metereologiche che sono caratterizzate da debole ricambio delle masse d'aria. Nella stagione invernale si aggiungono alle normali fonti di combustione anche i contributi del riscaldamento domestico che incrementano le emissioni. L'SO₂ è facilmente solubile in acqua e viene quindi assorbito dalle mucose del naso e del tratto superiore dell'apparato respiratorio. Si manifestano effetti sulla salute a breve e lungo termine per esempio



bronchiti, tracheiti, difficoltà respiratoria negli asmatici, alterazioni delle funzionalità polmonari, bronchiti croniche, asma, enfisema. È necessario evidenziare che nel corso degli anni il contributo degli ossidi di zolfo è notevolmente diminuito grazie alla metanizzazione diffusa degli impianti di riscaldamento.

- Ossidi di azoto (NO_x): comprendono il monossido (NO) e il biossido (NO₂) di azoto. In presenza di altri inquinanti come gli idrocarburi, l'ozono e altri prodotti per reazioni di fotodissociazione, possono innescare una serie di reazioni che portano alla formazione di smog fotochimico, i cui costituenti principali oltre all'ozono sono le aldeidi e i perossiacilnitrati (PAN). La formazione di questo tipo di sostanze dipende quindi dalle concentrazioni atmosferiche degli ossidi di azoto e dagli idrocarburi ed è quindi legata alle emissioni dei veicoli. In condizioni meteorologiche di stabilità e forte insolazione (primavera/estate), le radiazioni possono provocare la dissociazione del biossido di azoto e la formazione di ozono, che può ricombinarsi con il monossido di azoto ristabilendo una situazione di equilibrio. Le principali sorgenti di ossidi di azoto oltre a tutte le reazioni di combustione comprendono principalmente i veicoli, le centrali termoelettriche e il riscaldamento domestico. Sulle piante e i materiali la pericolosità è dovuta principalmente all'effetto di acidificazione delle piogge con conseguenze negative per il terreno e danni alle radici. L'NO₂ è circa quattro volte più tossico dell'NO. Benché i meccanismi con cui l'NO₂ produce effetti tossici sugli organismi non siano ancora stati chiariti, resta comunque noto il fatto che esso sia in grado di provocare gravi danni alle membrane cellulari a seguito dell'ossidazione di proteine e lipidi. Gli effetti possono essere acuti o a lungo termine e riguardano, per esempio, infiammazione delle mucose, edema polmonare, aumento dell'incidenza delle malattie respiratorie e aumento della suscettibilità alle infezioni polmonari. I gruppi a maggior rischio risultano essere gli asmatici e i bambini.
- Monossido di carbonio (CO): gas prodotto dalla combustione incompleta delle sostanze contenenti carbonio. Si accumula più facilmente in prossimità delle sorgenti di traffico, soprattutto nella stagione invernale. Le principali sorgenti di questo inquinante sono quindi da attribuirsi a fonti antropiche quali emissioni da parte di autoveicoli, soprattutto a benzina, dal trattamento e smaltimento dei rifiuti dalle industrie, raffinerie di petrolio e fonderie. Il CO raggiunge facilmente gli alveoli polmonari, riducendo la capacità del sangue di traslocare O₂ ai tessuti. Ne conseguono possibile ipossia e danni al sistema nervoso, cardiovascolare e muscolare. Oltre a questi sintomi, possono manifestarsi anche perdita di memoria, disturbo della capacità di concentrazione, alterazione del comportamento, alterazione della pressione sanguigna, battito cardiaco accelerato. I gruppi più sensibili sono individui con malattie cardiache e polmonari e donne in stato di gravidanza.
- Ozono (O₃): si accumula più facilmente nelle zone rurali, lontano da sorgenti di emissione degli ossidi di azoto. In generale la sua concentrazione tende ad aumentare nei periodi caldi e soleggiati dell'anno. L'ozono varia le sue concentrazioni nell'arco della giornata mostrando livelli bassi al mattino (fase di innesco del processo fotochimico) e raggiungono il massimo nel primo pomeriggio, riducendosi poi nuovamente nelle ore serali, col diminuire della radiazione solare. L'ozono è un inquinante secondario che si forma in atmosfera in seguito alle reazioni fotochimiche



di inquinanti precursori come NO_x, idrocarburi e aldeidi. L'effetto che l'O₃ ha sulla salute umana è quello di ossidare gruppi sulfidrici presenti nelle proteine, coenzimi, proteine e acidi grassi insaturi, interferendo quindi con alcuni processi metabolici fondamentali e danneggiando delle membrane degli organelli cellulari. Gli effetti acuti comprendono tosse, faringiti, bronchiti, diminuzioni della funzionalità respiratoria, dolori toracici, irritazione degli occhi, mal di testa. A lungo termine invece si verificano fibrosi, effetti sulla paratiroide e sul sistema riproduttivo.

- Benzene (C₆H₆): è un idrocarburo aromatico tipico costituente delle benzine, per questo motivo si accumula con più facilità in siti di traffico. La sua presenza si riscontra maggiormente durante il periodo invernale in quanto le condizioni atmosferiche favoriscono il ristagno degli inquinanti. Le principali sorgenti come accennato in precedenza sono da attribuirsi agli autoveicoli (circa l'85% del totale) e il rimanente 15% proviene da evaporazione del combustibile durante le operazioni di rifornimento. Il benzene ha effetti sul sistema nervoso centrale in caso di intossicazione acuta, mentre a moderate concentrazioni i sintomi che si manifestano sono: stordimento, mal di testa, debolezza, respiro affannoso, sonnolenza e nei casi più gravi arresto cardiaco, convulsioni muscolari e in seguito morte. Tra gli effetti a lungo termine è importante citare l'induzione della leucemia nei lavoratori più esposti; infatti, questa sostanza è stata inserita dall'Agency for Research on Cancer (IARC) nel gruppo 1 tra le sostanze che hanno un accertato potere cancerogeno sull'uomo.
- Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA): sono costituiti da due o più anelli aromatici condensati e derivano dalla combustione incompleta di numerose sostanze organiche, dall'uso dell'olio combustibile, gas, carbone e legno nella produzione di energia. Per questi motivi gli IPA sono generalmente sempre presenti in atmosfera, ma sono più abbondanti nel periodo invernale. Infatti, oltre alle emissioni veicolari, ulteriori fonti sono date dagli impianti termici, dalle centrali termoelettriche e dagli inceneritori. Gli IPA sono spesso associati alle polveri sospese che rappresentano il veicolo attraverso cui essi possono accedere all'apparato respiratorio, causandone i relativi effetti tossici. Nell'aerosol urbano sono spesso associati a particelle di diametro minore di 2 μm e quindi possono facilmente raggiungere la regione alveolare, il sangue e i tessuti. Gli IPA presentano inoltre proprietà mutagene e cancerogene, a carico delle cellule del polmone e, per questo, la IARC le ha incluse nel novero dei cancerogeni di gruppo 1.
- Elementi in tracce: arsenico (As), cadmio (Cd) e nichel (Ni) sono inquinanti presenti in tracce nell'aria dovuti a emissioni di diverse attività industriali. La loro presenza è maggiore (fino a 10-100 volte) nelle zone industriali rispetto a quelle rurali ed è favorita nella stagione invernale. Le principali fonti antropiche sono dovute all'attività mineraria, alla presenza di fonderie, raffinerie, ad attività di produzione energetica, incenerimento dei rifiuti e all'attività agricola. La IARC ha attribuito al Ni la qualifica di sospetto cancerogeno e al Cd quella di cancerogeno certo.
- Piombo (Pb): è un elemento in traccia altamente tossico che si trova principalmente nei siti soggetti al traffico o in aree industriali. Le principali fonti sono costituite dagli scarichi dei veicoli alimentati con benzina super, che è stata poi sostituita a favore della benzina senza piombo, con lo scopo di diminuire le concentrazioni nelle zone urbane. Le altre fonti antropiche derivano dalla combustione del carbone e dell'olio combustibile, dai processi di estrazione e lavorazione dei



minerali che contengono Pb, dalle fonderie, dalle industrie ceramiche e dagli inceneritori di rifiuti. Il piombo assorbito dai polmoni entra in circolo e può potenzialmente colpire tutti gli organi interni, causando effetti estremamente vari tra loro. I gruppi più a rischio sono i bambini e le donne in gravidanza. Il livello di piombo nel sangue risulta l'indicatore più attendibile per valutare le esposizioni ambientali.

2.1.1 Esempi di studio delle principali sorgenti di inquinamento atmosferico (casi di studio a cura di ARPAV e ISPRA sul territorio nazionale e regione Veneto)¹¹

Contributo dei trasporti:

Il ruolo dei trasporti risulta fondamentale a livello di emissioni, sebbene ci siano stati dei miglioramenti nella riduzione degli inquinanti atmosferici provenienti dal trasporto su strada, dovuti a progressivi miglioramenti tecnologici. Le percorrenze totali su strada espresse in veicoli-km evidenziano una crescita costante fino al 2007, seguita da un breve calo fino al 2014 (circa il 16%). Negli anni è stata anche registrata una decrescita del numero di veicoli alimentati a benzina (che rappresentano circa il 32% delle percorrenze complessive su strada) a favore di quelli alimentati a diesel (circa il 60% delle percorrenze rispetto al totale); le percorrenze dei veicoli alimentati a metano risulta del 2% circa (nel 2014), mentre le autovetture alimentate a gas di petrolio liquefatto (GPL) risultano circa il 5%. Le autovetture ibride non fanno registrare valori rilevanti (circa lo 0.1%). In un confronto dal 1990 al 2014 si è registrato anche un incremento di circa il 34% nelle percorrenze dei veicoli merce e del 16% per i veicoli passeggeri. Le stime del rapporto ISPRA del 2016 riportano inoltre valori e trend per gli inquinanti atmosferici (ossidi di azoto, particolato e composti organici volatili non metanici). Le emissioni nazionali di ossidi di azoto risultano attribuibili al 92% ai veicoli diesel, e rappresentano nel 2014 circa il 50% delle emissioni totali nazionali. Si registra inoltre una riduzione delle emissioni originate dai veicoli passeggeri e dai veicoli merce (rispettivamente del 69% e del 42% dal 1990). Per quanto riguarda il particolato aerodisperso, le emissioni corrispondono a circa il 13% rispetto al totale nazionale, originato per la maggior parte dai veicoli diesel. I decrementi riguardanti veicoli passeggeri e merci sono simili a quanto riportato sopra (rispettivamente 56% e 58%). Quanto descritto finora evidenzia un decremento di quella che viene definita quota "exhaust" (emissioni dirette dal tubo di scappamento) sul particolato totale emesso, mentre la quota "not exhaust" (particolato prodotto dall'usura di freni, pneumatici, asfalto e polveri risollevate dal passaggio dei veicoli) evidenzia una crescita sul totale dal 15% del 1990 al 37% sul totale emesso nel 2014. Le emissioni di composti organici volatili non metanici sono da imputare principalmente ai veicoli a benzina. Pur essendo diminuite dal 1990 al 2014, rappresentando in quest'anno il 19% circa del totale delle emissioni nazionali, le autovetture a benzina sono responsabili del 37%, i ciclomotori del 32% ed i motocicli del 18% delle emissioni su strada. I veicoli passeggeri registrano invece una decrescita pari all'82% rispetto al contributo totale alle emissioni inquinanti in aria.



Contributo del riscaldamento, stufe a pellet, legna:

Una delle principali sorgenti che contribuisce all'inquinamento dell'aria è il riscaldamento domestico. Uno studio modellistico redatto da ENEA intitolato "Gli impatti energetici e ambientali dei combustibili nel settore residenziale", ha evidenziato l'impatto negativo che le attuali politiche di decarbonizzazione basate, tra l'altro, sull'incentivazione dell'utilizzo delle biomasse hanno sulla qualità dell'aria. Sulla scia di queste considerazioni è stata avviata l'indagine di Innovhub - Stazioni Sperimentali per l'Industria "Studio comparativo sulle emissioni da apparecchi a gas, GPL, gasolio e pellet", nella quale sono state confrontate le emissioni dei diversi combustibili utilizzati, nell'ambito del riscaldamento domestico. Dalla ricerca, in particolare, è emerso come i piccoli apparecchi alimentati a biomassa solida impattino in maniera rilevante sul valore delle emissioni inquinanti nel settore domestico, soprattutto per quanto riguarda sostanze come il benzo[a]pirene e il particolato.

Il riscaldamento a legna è una delle principali fonti di inquinanti atmosferici (Figura 2), quali monossido di carbonio (CO), composti organici volatili (COV), particelle fini (PM_{10} e $PM_{2.5}$), ossidi di azoto (NO_x) e idrocarburi policiclici aromatici (IPA). In regione Lombardia è stato stimato che il riscaldamento domestico a legna e a pellet, in particolare, sia responsabile di quasi la metà delle emissioni totali regionali di polveri sottili primarie (PM_{10} e $PM_{2.5}$), per una buona parte attribuibile agli apparecchi più vecchi, quali caminetti aperti e stufe tradizionali che spesso sono poco efficienti e quindi molto inquinanti. Recentemente, sia in Italia che a livello internazionale, sono state introdotte delle misure atte a regolare la combustione di biomassa in ambito domestico, prediligendo ad esempio la combustione di legna secca stagionata, o pellet di buona qualità, prodotto da legno non trattato.

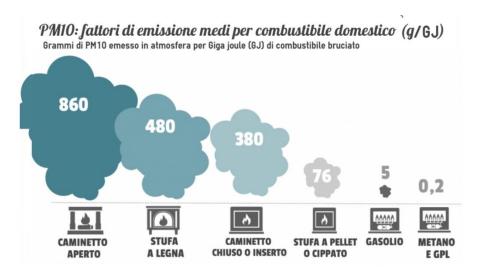


Figura 2 – Aggiornamento dell'inventario delle emissioni in atmosfera⁹ derivanti dal riscaldamento domestico.



Contributo industriale:

Oltre ai trasporti e alla combustione di biomassa, anche le attività industriali rappresentano una fonte di immissione di inquinanti in aria. Tra le varie tipologie di attività industriali, l'industria siderurgica è stata identificata come una di quelle potenzialmente più inquinanti per l'ambiente¹¹. Essa, infatti, contribuisce in maniera significativa all'immissione di particolato, metalli pesanti, PCDD/F, IPA e ossidi di azoto in aria. I prodotti in acciaio sono ampiamente utilizzati in vari ambiti, tra cui l'edilizia, la meccanica, il settore automobilistico, la produzione di elettrodomestici, la cantieristica navale e i trasporti. Secondo i dati raccolti da ISPRA¹¹, il settore siderurgico concorre direttamente alla produzione manifatturiera dell'Italia per il 5% e indirettamente per il 35%, tenendo conto dei settori utilizzatori di prodotti siderurgici. In un'ottica di prevenzione e controllo ambientale, allo scopo di garantirne un'elevata protezione, tramite la Direttiva 2010/75/UE ("direttiva IPPC" ossia Integrated Pollution Prevention and Control) è stata promossa l'applicazione delle migliori tecniche disponibili (BAT- best available techniques) in ambito industriale.

Contributo dell'agricoltura:

Un'ulteriore sorgente di inquinamento atmosferico sono le attività agricole che impiegano specie principalmente gassose che possono stazionare in atmosfera (ad esempio NH₃, N₂O, CH₄), o subire trasformazioni che poi alimentano il particolato cosiddetto secondario (ad esempio l'ammoniaca - NH₄⁺), ossia quello che si forma da processi che avvengono in atmosfera. L'analisi di distribuzione ha identificato il bacino padano come uno delle aree emissive principali con le più alte concentrazioni di ammoniaca in atmosfera. Le stime provenienti dalle raccolte dati ARPA delle varie regioni presenti nella pianura padana (Emilia-Romagna, Friuli-Venezia Giulia, Lombardia, Piemonte, Veneto) identificano l'agricoltura come fonte principale e quasi esclusiva di NH₃. Oltre il 96-98% dell'ammoniaca totale emessa è attribuibile ad attività zootecniche. La percentuale di N₂O attribuibile a questa origine varia tra il 61% e 81%, mentre il contributo di CH₄ è minore, in quanto quest'ultimo è derivato principalmente da attività di trasporto e smaltimento di rifiuti. Per quanto riguarda il PM₁₀, PM_{2.5} e i gas, si considerano significative le emissioni ad opera dei mezzi agricoli, cui sono attribuibili apporti compresi tra il 2% e 11% del totale del particolato e tra l'8% e 16% per gli ossidi di azoto.



2.2 Il contributo dei fattori meteoclimatici all'inquinamento atmosferico

L'attività metereologica interferisce in modo sostanziale e non sempre facilmente interpretabile sugli andamenti delle concentrazioni di sostanze inquinanti e relative misurazioni, rendendo quindi la valutazione della qualità dell'aria estremamente complessa¹². Come evidenziato da Dai et al., 2013¹³ e Lai et al., 2016¹⁴, elevate concentrazioni di PM_{2.5} possono essere attribuite sia a fonti di emissioni antropiche che a fattori naturali, legate alla topografia, alla vegetazione e al clima¹⁵. In meteorologia i fenomeni atmosferici sono caratterizzati da diverse scale spaziali di varie dimensioni (planetaria, sinottica, mesoscala, locale). Oltre a questa suddivisione, occorre tener conto anche della scala nella direzione verticale (troposfera, stratosfera, mesosfera, termosfera, ionosfera ed esosfera). La prima fascia, denominata troposfera, si estende fino a quote di 8-12 km ed è la zona in cui avvengono quasi la totalità dei fenomeni meteorologici. Inoltre, all'interno di questa zona, è presente gran parte della massa gassosa di tutta l'atmosfera. Nella troposfera è possibile distinguere la zona più prossima al suolo, definita lo strato limite atmosferico o planetario (ABL- Atmospheric Boundary Layer o PBL - Planetary Boundary Layer) dove sono molto importanti i moti lungo la verticale e lo strato geostrofico (sopra al PBL). Poiché la stabilità atmosferica influisce sulla dispersione degli inquinanti, è necessario monitorarla in quanto permette di spiegare, a parità di inquinanti emessi, perché le concentrazioni osservate possono essere molto diverse tra loro nei vari periodi dell'anno.

Bisogna tener presente che esiste una relazione tra tempo meteorologico (variazioni a breve termine) e clima (variazioni a lungo termine). Tale relazione è determinata dalla distribuzione dell'energia della radiazione solare. Quest'ultima viene convertita in calore latente tramite l'evaporazione dell'acqua in atmosfera, e in seguito trasferita dagli oceani alla terra a causa della condensazione. Il vapore acqueo presente in atmosfera viene definito come umidità. A determinate temperature, l'atmosfera può trattenere valori diversi di umidità relativa, espressa in percentuale, prima che essa precipiti in pioggia o neve. Perché il vapore si condensi, è necessario che la temperatura dell'aria si raffreddi al di sotto di una temperatura definita dew point (o punto di rugiada), che indica il punto in cui l'aria è satura d'acqua ed è anche indispensabile che avvenga la condensazione attorno ai nuclei (sali, acido solforico, materiali organici, anche batteri) che, in alcune condizioni, è fortemente influenzata dall'inquinamento atmosferico. Anche la formazione delle nuvole, in cui è presente la maggior quantità di vapore acqueo, risulta influenzata dalle sostanze immesse in atmosfera, in particolare il particolato, l'anidride solforosa e l'acido cloridrico.

Le interazioni tra il particolato atmosferico sospeso e i parametri meteoclimatici giocano quindi un ruolo cruciale nell'analisi dell'inquinamento atmosferico. Alcuni studi condotti in Nuova Zelanda¹⁶, nella Green Valley (Arizona) e Juarez (Chihuahua)¹⁷ hanno dimostrato che esiste una correlazione tra l'andamento dei livelli di concentrazione delle polveri sottili e l'umidità relativa. Dai risultati delle analisi condotte nella città di Auckland (Nuova Zelanda), caratterizzata da un clima sub-tropicale, è emerso che l'umidità relativa è direttamente correlata alle concentrazioni di polveri sottili, infatti all'aumentare della prima aumenta la



seconda. Tuttavia, per valori di umidità relativa superiori al 75%, le concentrazioni di PM_{10} calano drasticamente. Questo fenomeno, tuttavia, non può essere generalizzato poiché ci sono casi in cui valori inferiori al 75% sono sufficienti a generare fenomeni di precipitazione che comportano l'abbassamento delle concentrazioni. Per quanto riguarda il particolato con dimensione inferiore o uguale a 2.5 μ m, le concentrazioni relative sono maggiori a bassi livelli di umidità relativa e tendono a diminuire nel momento in cui l'umidità relativa aumenta. Questo fenomeno è dovuto all'accumulo delle particelle che le porta a depositarsi sul terreno¹⁶. Nello studio condotto da Csavina et al., 2014, sono stati correlati i valori di concentrazione di PM_{10} , velocità del vento ed umidità in un clima semi-arido anziché sub-tropicale. Di conseguenza, i risultati di questo studio si discostano notevolmente da quelli riportati nello studio precedente. Infatti, nel range compreso tra 0% e 25% di umidità relativa, la concentrazione delle polveri tende ad aumentare per poi iniziare a diminuire, dopo aver superato il 25%. La città di Juarez presenta caratteristiche simili alla Green Valley ed è soggetta, inoltre, a tempeste di sabbia che contribuiscono alla presenza di elevate concentrazioni di PM_{10} . I risultati confermano che, per valori elevati di umidità relativa, i livelli di concentrazione del particolato sospeso tendono a diminuire¹⁷.

Oltre all'umidità relativa, un altro fenomeno che influisce notevolmente sulla dispersione degli inquinanti atmosferici riguarda la temperatura dell'aria, che tende a decrescere man mano che ci si allontana dalla superficie terrestre. In certe condizioni atmosferiche però può verificarsi l'opposto, ossia che essa aumenti all'aumentare dell'altitudine. Questo fenomeno è noto come inversione termica e può portare alla sovrapposizione di una massa di aria calda ad una di aria fredda. Le inversioni contribuiscono significativamente alla presenza di inquinamento atmosferico poiché mantengono gli inquinanti in zone spaziali circoscritte, favorendone la stagnazione. Gli inquinanti secondari che si sono formati nei vari processi chimici atmosferici, per esempio lo smog fotochimico, raggruppati in una stessa zona possono reagire tra loro o con le radiazioni solari e produrre ulteriori sostanze tossiche.

Uno dei principali fattori meteorologici che influenza i valori di concentrazione del particolato atmosferico è la velocità e direzione del vento, ossia lo spostamento di masse d'aria da zone di alta pressione a zone di bassa pressione. A livello di scala urbana, la turbolenza, ossia il moto di una massa d'aria, costituisce una delle forzanti principali del moto delle particelle. Essa può avere due origini:

- 1) turbolenza di origine meccanica, dovuta all'azione dei venti e dei moti orizzontali (soprattutto in prossimità di ostacoli come edifici, alberi o suolo);
- 2) turbolenza dovuta a moti verticali causati da scambi termici che si sviluppano tra aria e suolo.

Temperatura e venti hanno quindi un ruolo fondamentale poiché la diffusione verticale degli inquinanti risulta essere fortemente influenzata da fenomeni di stratificazione termica dell'atmosfera e dal conseguente sviluppo di moti convettivi che possono interessare il PBL. I moti convettivi che operano il trasporto verticale dell'inquinante tendono a diffonderlo uniformemente in tutto lo strato in cui essi operano, da qui il nome di strato di rimescolamento. Quest'ultimo è influenzato dal fenomeno di inversione sopracitato, il quale si verifica con maggiore frequenza nelle stagioni invernali, in assenza di vento o in presenza di alte pressioni. Oltre alle variazioni stagionali occorre osservare anche la ciclicità del



fenomeno determinato dal variare del giorno e della notte. Durante le ore notturne, infatti, lo strato di rimescolamento si abbassa, provocando un aumento delle concentrazioni. I cicli giornalieri sono il risultato delle interazioni tra le sorgenti, i processi fotochimici e il meteo. Considerando le interazioni tra gli inquinanti atmosferici e le variabili meteoclimatiche, gli ossidi di azoto e monossido di carbonio, ad esempio, sono strettamente influenzati dalla presenza di traffico veicolare e quindi la loro concentrazione risulterà più elevata nei canonici orari di spostamento dei veicoli a motore (8:00-10:00 e 17:00-19:00) e durante i giorni lavorativi della settimana. Una correlazione diretta esiste inoltre tra la presenza di ozono atmosferico e la radiazione solare: l'ozono mostra evidenti picchi giornalieri nelle ore pomeridiane in corrispondenza delle ore di massima radiazione solare. Per quanto riguarda il PM₁₀, in linea generale è stato osservato che le concentrazioni risultano più elevate nelle ore notturne e al minimo nel primo pomeriggio a causa del rimescolamento nel PBL, della temperatura più elevata e dell'abbassamento dei livelli di umidità¹⁸.

2.3 La normativa nazionale e comunitaria

L'Unione Europea ha affrontato il problema dell'inquinamento atmosferico definendo valori limite di concentrazione degli inquinanti presenti nell'aria e norme riguardanti le fonti di emissione di inquinanti. La Direttiva 96/62/CE ha concretizzato lo sforzo intrapreso dalla Comunità Europea nei confronti dell'inquinamento atmosferico. Essa propone di attuare una valutazione e gestione della qualità dell'aria attraverso strategie volte a stabilire obiettivi comuni per la qualità dell'aria nella Comunità Europea, prevenire o ridurre gli effetti dannosi per la salute umana e l'ambiente nel suo complesso. Per fare ciò è prevista una valutazione della qualità dell'aria nei vari stati membri, in base a metodi e criteri comuni, al fine di rendere pubblici i dati ottenuti ponendo particolare attenzione al superamento delle soglie di allarme. La direttiva è stata recepita dall'ordinamento nazionale italiano attraverso il D. Lgs. 351/99. Nel 2008, un'ulteriore direttiva (2008/50/CE) pone l'attenzione sulla qualità ambientale e la volontà di definire e stabilire obiettivi di qualità dell'aria al fine di evitare, ridurre e prevenire gli effetti nocivi per la salute umana e per l'ambiente. Per attuare ciò, essa prevede una valutazione della qualità dell'aria negli stati membri sulla base di metodi comuni con lo scopo di ottenere informazioni sulla qualità ambientale e monitorarla ai fini di mantenere degli standard o migliorali, promuovendo anche una maggiore cooperazione tra i Paesi. Questa direttiva è stata adottata a livello nazionale con il D. Lgs. 155/2010. In tabella 1 si riportano i valori limite degli inquinanti atmosferici normati.



Tabella 1: Valori limite per gli inquinanti normati secondo il D. Lgs. 155/2010.

TABELLA DEI PARAMETRI NORMATIVI	D. Lgs. 155 del 13/8/2010 / Direttiva UE :	D. Lgs. 155 del 13/8/2010 / Direttiva UE 2008/50/CE			a partire dal							
	•		2010	2011	2012	2013	2014	2015	da definire			
SO2 (biossido di zolfo)	mediazione	note										
valore limite	1 ora	da non superare più di 24 volte per anno civile	350							μg/m		
valore limite	1 giorno	da non superare più di 3 volte per anno civile	125							μg/m		
livello critico per la protezione della vegetazione	anno civile		20							μg/m		
livello critico per la protezione della vegetazione	inverno (1 ott - 31 mar)		20							μg/m		
soglia di allarme	1 ora	misurata per tre ore consecutive	500							μg/m		
NO2 (biossido di azoto)					_							
valore limite	1 ora	da non superare più di 18 volte per anno civile	200							μg/m		
valore limite	anno civile		40							μg/m		
soglia di allarme	1 ora	misurata per tre ore consecutive	400							μg/m		
livello critico per la protezione della vegetazione	anno civile	di NOX	30							μg/m		
Benzene					_					-		
valore limite	anno civile		5							μg/m		
CO monossido di carbonio												
valore limite	massima media di 8 ore giornaliera		10		_					mg/m		
valore minte	massima media di 8 die giornaliera	·	10							ingin		
PM10												
valore limite	1 giorno	da non superare più di 35 volte per anno civile	50							μg/m		
valore limite	anno civile		40							μg/m		
		•										
PM2,5												
valore limite	anno civile	in vigore con margine di tolleranza	29	28	27	26	26	25		μg/m		
O3 ozono					_							
soglia di informazione	1 ora		180							μg/m		
soglia di allarme	1 ora	misurato o previsto per tre ore consecutive	240	\rightarrow			\Box	\longrightarrow		μg/m		
valore obiettivo per la protezione della salute umana	massima media di 8 ore giornaliera	non più di 25 volte/anno come media su 3 anni (valutabile nel 2013)	120							μg/m		
valore obiettivo per la protezione della vegetazione	AOT40 da maggio a luglio	come media su 5 anni (valutabile nel 2015)	18000							μg/m		
obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana	massima media di 8 ore giornaliera	calcolata nell'arco dell'anno civile							120	g μg/m		
obiettivo a lungo termine per la protezione della vegetazione/forest	e AOT40 da maggio a luglio (vegetazione) AOT40 da aprile a settembre (foreste)								6000	μg/m		
Metalli e IPA												
valore limite per il Piombo	anno civile	nella frazione PM10	0.5							μg/m		
valore obiettivo per l'Arsenico	anno civile	nella frazione PM10				6				ng/m		
valore obiettivo per il Cadmio	anno civile	nella frazione PM10				5				ng/m		
valore obiettivo per il Nichel	anno civile	nella frazione PM10				20				ng/m		
valore obiettivo per il Benzo(a)pirene	anno civile	nella frazione PM10	_	$\overline{}$	_	20				ng/m		



Una successiva Decisione di esecuzione della Commissione (2011/850/UE6) entra in vigore al fine di supportare e facilitare l'elaborazione dei dati mediante l'utilizzo di avanzati strumenti tecnologici e portali nel web. Vengono inoltre evidenziati i seguenti dettagli: la zonizzazione territoriale e gli agglomerati urbani chiariscono qual è la scala di valutazione e gestione della qualità dell'aria; i punti di campionamento devono essere basati sull'esposizione della popolazione e la tutela dell'ambiente; sono stabiliti i metodi di misurazione e i livelli critici; è prescritto il monitoraggio delle concentrazioni di ozono, biossido di zolfo, biossido di azoto, ossidi di azoto, particelle, piombo, benzene e monossido di carbonio; vengono stabiliti i modelli di diffusione-trasporto che devono essere utilizzati per la valutazione della qualità dell'aria.

Il decreto legislativo 155/2010 indica nella versione più aggiornata del manuale EMEP-EEA la metodologia di riferimento per la realizzazione di un inventario delle emissioni in atmosfera, che contiene metodi di stima per quantificare le emissioni associate a ciascuna attività antropica o naturale. La metodologia evidenzia come dati sulle emissioni che risultano tra loro disgregati dal punto di vista spaziale e temporale siano in realtà necessari ai fini di un'accurata analisi della qualità dell'aria. Se si considera ad esempio un centro urbano la concentrazione degli inquinanti sarà determinata dalla quantità di emissioni, dalle condizioni meteorologiche e dal traffico. Questi aspetti possono risultare variabili all'interno di una città, ma risultano fondamentali ai fini della ricerca. Per questi motivi vengono introdotte tre tipologie di approccio come di seguito descritto:

- Bottom-up: l'indagine viene condotta attraverso l'analisi delle singole sorgenti con l'acquisizione di informazioni dettagliate sugli indicatori di attività, sui processi e le tecnologie, sulle emissioni. Questo tipo di approccio risulta poco realizzabile per l'elevata quantità di dati necessari che risultano difficilmente reperibili.
- 2) Top-down: a differenza dell'approccio precedente, questo viene condotto sulla base di risultati di elaborazioni statistiche di dati disponibili che riguardano generalmente porzioni di territorio ben più ampie di quello che è l'obiettivo dell'inventario. In questo caso occorre quindi suddividere e ripartire le emissioni totali calcolate per una realtà territoriale più ampia rispetto a quanto richiesto; tuttavia, in questo modo si tende ad approssimare eccessivamente per la scala locale e urbana.
- 3) Approccio misto: include entrambi gli approcci sopracitati. Può verificarsi infatti l'esigenza di stimare solo alcuni settori che hanno importante rilevanza per l'area oggetto di studio e per le quali è preferibile un approccio bottom-up, rispetto alle altre attività per il quale si predilige l'approccio top-down. Per poter applicare al meglio questo tipo di approccio è necessario stabilire in fase di pianificazione quali siano le sorgenti chiave.

In definitiva l'approccio migliore dovrà essere comunque quello che trova il giusto compromesso tra le possibilità di raccolta dati, la loro elaborazione e affidabilità, la rappresentatività delle stime che si desiderano ottenere¹⁹.



2.4 Esempi di progetti e casi studio sulla qualità dell'aria

A livello europeo sono stati finanziati numerosi progetti riguardo allo studio della qualità dell'aria e delle possibili azioni da intraprendere per ridurre l'impatto ambientale delle diverse sorgenti di inquinamento. Tra questi, è interessante approfondire il progetto AIRUSE (Testing and development of air quality mitigation measures in Southern Europe, 2012-2016), finanziato dal programma europeo LIFE+ 2011 (LIFE11 ENV/ES/584), che nasce dall'evidenza che, nonostante i numerosi tentativi di riduzione delle emissioni inquinanti, molte zone urbane europee e industriali non raggiungono gli standard fissati dall'UE per i PM. L'obiettivo principale del progetto è stato quindi quello di identificare le sorgenti di emissione e di quantificare i loro contributi in diverse aree urbane dei Paesi del Sud Europa, evidenziando similitudini e differenze rispetto alle città dell'Europa centro-settentrionale. Il progetto AIRUSE si è interessato della qualità dell'aria nelle città di Milano, Firenze, Barcellona, Porto e Atene. Le concentrazioni di PM₁₀ e PM_{2.5} sono risultate in genere maggiori nelle città dell'Europa meridionale e orientale rispetto all'Europa settentrionale, in quanto in queste zone esistono vari fattori che favoriscono le alte concentrazioni di inquinanti atmosferici, per esempio l'elevato numero di sorgenti, le piogge scarse, l'architettura delle città, i venti deboli e l'elevato irraggiamento solare. Anche la vicinanza ai deserti del nord Africa risulta un elemento chiave per la valutazione delle polveri minerali atmosferiche. Il progetto ha previsto campionamenti di PM₁₀ e PM_{2.5} su base giornaliera per un anno (gennaio 2013-gennaio 2014) nei cinque siti urbani citati precedentemente. Uno studio preliminare aveva analizzato i valori di PM per le città selezionate negli anni precedenti, evidenziando una diminuzione delle concentrazioni di PM₁₀ e PM_{2.5} dal 2005, dell'ordine del 49% a Barcellona, del 45% a Porto, di circa il 30% a Firenze, Milano e Atene. Per quanto riguarda i valori misurati nel progetto, si nota che nessun sito ha superato il valore limite annuale (2008/50/EC) per il PM₁₀ (40 μg/m³). Tuttavia, il valore limite giornaliero di 50 μg/m³ è stato superato a Milano (72 μg/m³), Porto (52 μg/m³) ed Atene (52 μg/m³). La soglia annuale europea del PM_{2.5} (25 μg/m³, 2008/50/EC) è stata superata a Porto (26 μg/m³) e Milano (31 μg/m³). Gli elevati valori misurati a Milano sono attribuibili ad una serie di fattori di emissione, combinati a fattori climatici caratteristici della pianura Padana, che favoriscono l'accumulo e la persistenza di inquinanti nell'area di studio. Le principali sorgenti identificate dei PM₁₀ e PM_{2.5} sono state le seguenti³:

- il deserto del Sahara, da cui derivano le polveri minerali, caratterizzate da elementi di origine crostale (Mg, Al, Si, K, Ca, Ti, Fe), e una sorgente distinta legata alla polvere di risollevamento. Quest'ultima è caratterizzata da una maggiore presenza di carbonio elementare (EC) e carbonio organico (OC), solfati e nitrati, ed è quindi associata ad un suolo di tipo urbano. Il contributo della polvere sahariana è particolarmente importante ad Atene, dove è la causa di tutti i superamenti del limite di 50 µg/m³, ma episodi significativi si incontrano anche a Firenze e Barcellona;
- il traffico veicolare exhaust (emissioni dirette dal tubo di scappamento) e traffico non exhaust (particolato prodotto dall'usura di freni, pneumatici, asfalto e polveri risollevate dal passaggio dei veicoli). Queste due componenti forniscono un contributo paragonabile al PM₁₀ misurato in tutti i siti catalogati come fondo urbano;



- la combustione di biomassa contribuisce alla concentrazione di PM in tutti i siti ad eccezione della città di Barcellona, in quanto, in questo caso, quasi la totalità del riscaldamento domestico è alimentato a gas naturale. L'andamento temporale è fortemente influenzato dalla stagionalità;
- i composti secondari che si formano in atmosfera (solfati e nitrati), i quali subiscono una forte variazione stagionale che dimostra l'incremento nella stagione estiva per i solfati e un decremento per i nitrati. Questi ultimi risultano invece molto elevati nella stagione invernale e causano dei superamenti del limite giornaliero di $50 \, \mu g/m^3$ del PM_{10} , in particolare a Milano;
- altre sorgenti meno rilevanti: combustione olii pesanti, aerosol marino, emissione di industrie locali.

Le stesse sorgenti con peso diverso sono state identificate anche per il PM_{2.5}. Quest'ultimo è apparso principalmente di origine secondaria in tutti i siti di fondo urbano.

La causa del superamento dei valori limite giornalieri per il PM₁₀ varia tra le città. Nei giorni maggiormente inquinati, il traffico è la principale sorgente di PM₁₀ e PM_{2.5} in tutti i siti (con l'eccezione di Atene poiché tutti i superamenti sono dovuti ad episodi di intrusione di aerosol dal Sahara), insieme alla combustione di biomasse a Firenze, Milano e Porto. In conclusione, è importante sottolineare come il progetto AIRUSE per la prima volta abbia studiato la composizione e le sorgenti del PM₁₀ e PM_{2.5} in cinque importanti siti europei, utilizzando metodologie di campionamento, analisi dei filtri raccolti e identificazione delle sorgenti analoghe per tutti i siti. Il traffico è risultato una componente importante in tutte le città e dall'analisi dei risultati ottenuti è stato possibile distinguere i contributi diretti provenienti dai tubi di scappamento dal particolato prodotto dall'usura dei freni, degli pneumatici, e delle polveri sollevate dal passaggio dei veicoli. I livelli di polvere depositata sul fondo stradale possono variare notevolmente a causa di molteplici fattori, come i materiali utilizzati per la pavimentazione stradale, i freni, il rifornimento di polvere da fonti non legate al traffico (come ad esempio le opere urbane), ma anche a causa della meteorologia, dal momento che le precipitazioni o l'alta umidità riducono notevolmente la quantità di polvere in grado di essere risospesa in aria. I livelli di polvere stradale rilevati variano tra 0.2-13.4 mg/m². Barcellona mostra i carichi più elevati di polvere (7.1 µg/m² in media), seguita da Firenze (3.6 µg/m²), mentre valori minori sono stati trovati a Porto (0.3 μg/m²) ed Atene (0.8 μg/m²). Tale differenza può essere spiegata da vari fattori locali, fra cui, nel caso di Porto, il clima atlantico che mantiene un'elevata umidità del fondo stradale³.

Un'altra tipologia di progetto finanziato dall'Unione Europea è il progetto Prepair (*Po Regions Engaged to Policies of AIR*, dal 2017 al 2023), che coinvolge le regioni del bacino padano e la Slovenia nel tentativo di risanamento della qualità dell'aria, con misure relative al traffico, all'efficienza energetica, all'industria e alle attività agricole, sensibilizzando cittadini e attori socio-economici. Come riportato nella rivista Ecoscienze n° 1 Febbraio 2017 redatta dall'ARPAE⁹, la scelta dell'area di studio deriva dalla consapevolezza che il bacino padano rappresenta un'area ad elevata criticità per la qualità dell'aria (polveri fini, ossidi di azoto, ozono), fortemente antropizzata e caratterizzata da un'elevata densità abitativa e intensamente industrializzata. L'area del bacino padano presenta, inoltre, condizioni meteoclimatiche che influenzano



negativamente la qualità dell'aria, quali scarsa ventosità e, nel periodo invernale, frequenti inversioni termiche al suolo che limitano fortemente la dispersione degli inquinanti. Prepair si pone come obiettivo la realizzazione delle misure previste dai Piani di qualità dell'aria regionali e dall'accordo di bacino padano negli ambiti della mobilità sostenibile, dell'efficienza energetica, delle biomasse e dell'agricoltura in modo coordinato e sinergico. Inoltre, Prepair mira a sensibilizzare i cittadini e gli attori socio-economici, per creare una comunità consapevole delle criticità legate all'inquinamento atmosferico e dei rischi per la salute umana e per l'ambiente. I quattro settori su cui viene posta l'attenzione sono quelli che possono impattare maggiormente sulla qualità dell'aria, ossia la combustione della biomassa, i consumi energetici nel settore produttivo, lo sviluppo della mobilità sostenibile e la regolamentazione dell'attività agricola. Per quanto riguarda il tema della mobilità sostenibile, il progetto si concentra sulla riduzione dell'impatto dovuto alla mobilità veicolare, sviluppando percorsi di formazione per diffondere le conoscenze sulla mobilità sostenibile (trasporto pubblico, mobilità ciclo pedonale) e sulla mobilità elettrica, indirizzati principalmente a cittadini e addetti ai lavori. Prepair verrà utilizzato come un'infrastruttura permanente nell'ambito del bacino padano per la condivisione dei dati, il monitoraggio e la valutazione della qualità dell'aria alla scala di bacino. Di fondamentale importanza sarà l'integrazione di tale infrastruttura con gli strumenti sloveni. Verrà quindi implementato un sistema comune di monitoraggio delle azioni del progetto e dei piani di qualità dell'aria, un sistema modellistico e di elaborazione dei dati per la valutazione degli effetti del progetto e dei piani di qualità dell'aria e dei costi-benefici delle azioni perseguite.

Oltre agli studi derivanti dai numerosi progetti finanziati, esistono diversi rapporti consultabili pubblicamente legati alla qualità dell'aria. Tra questi, l'Agenzia europea dell'ambiente (AEA), il cui compito è fornire informazioni indipendenti e qualificate sull'ambiente, nel 2018 ha pubblicato un rapporto relativo alla qualità dell'aria in Europa tra il 2000 ed il 2016²⁰. Lo scopo del rapporto è quello di mettere in luce i progressi ottenuti verso il rispetto degli standard di qualità dell'aria presenti nelle direttive UE e le linee guida sulla qualità dell'aria dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS). Il rapporto del 2018 per la prima volta unisce le analisi condotte nei 33 stati membri con quelle di altri sei paesi cooperanti. Da quanto emerge in quest'analisi le concentrazioni di PM₁₀ nel 2016 sono superiori al valore limite giornaliero in ben 27 paesi. Nello stesso anno inoltre le concentrazioni di PM2.5 sono state superiori al valore limite annuale in quattro stati membri e in altri quattro paesi extra UE (Montenegro, Bosnia Erzegovina, Turchia e Macedonia). Il valore del PM₁₀ secondo le linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) è stato superato nel 48% delle stazioni in tutti i paesi, eccetto per Estonia, Islanda, Irlanda e Svizzera. Mentre per il PM_{2.5} il 68% delle stazioni ha registrato un superamento, fatta eccezione per i paesi di Estonia, Finlandia, Ungheria, Norvegia e Svizzera. Si stima che nel 2016 circa il 13% della popolazione dell'UE è stata esposta a livelli di PM₁₀ superiori ai limiti giornalieri previsti dalle direttive e circa il 42% è stato esposto a valori superiori alle soglie OMS (10 μg/m³)²⁰. Per quanto riguardo il PM_{2.5}, il 6% della popolazione totale è stata esposta a livelli superiori a quelli previsti dalle direttive UE e circa il 74% a concentrazioni superiori a quelle indicate dalla guida dell'OMS (20 μ g/m³)²¹.

In merito alla tematica specifica inerente i potenziali impatti sulla salute umana derivanti dall'utilizzo dei soffiatori, si riportano qui di seguito i dettagli di un progetto sviluppato negli Stati Uniti dal Air Resources



Board (ARB) riguardante i soffiatori utilizzati nell'ambito del giardinaggio. I fattori di pericolo indagati hanno riguardato l'impatto derivante dalle emissioni dirette (exhaust emissions), dalla risospensione della polvere stradale e dal rumore, indagando sia l'impatto sulla salute umana che sull'ambiente. Per quanto concerne l'impatto derivante dalla risospensione della polvere, gli autori suggeriscono che 10 minuti di utilizzo di un soffiatore commerciale potrebbe esporre l'operatore ad una significativa quantità di PM. Inoltre, in tale studio si evidenzia che l'esposizione giornaliera potrebbe dar luogo, nel lungo termine, a effetti cronici per la salute umana. In conclusione quindi, i risultati dello studio suggeriscono l'utilizzo di dispositivi di protezione individuale (mascherina adatta alla filtrazione dei PM) sia per gli operatori che utilizzano soffiatori professionali sia per gli operatori che fanno uso di soffiatori domestici.

2.5 Database disponibili a livello nazionale e comunitario

In Italia è l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) a fornire accesso a 64 differenti banche dati, realizzate e gestite dall'istituto stesso, suddivise sulla base dei settori ambientali di riferimento (acque interne, agenti fisici, aree urbane, aria ed emissioni in atmosfera, biodiversità, clima e meteo, mare, rifiuti, rischio industriale, suolo e territorio, sviluppo sostenibile), in base all'obbligo alla diffusione dell'informazione ambientale prevista del Decreto Legislativo 19 Agosto n°195 del 2005. Sul territorio sono inoltre presenti diverse Agenzie Regionali per la Protezione Ambientale (ARPA) che si occupano di monitoraggio e controllo dei diversi comparti ambientali a livello regionale. In particolare, in Veneto l'agenzia viene istituita con la Legge Regionale N°32 del 18 ottobre 1996 ed ha il compito di svolgere attività di prevenzione, controllo, monitoraggio e supporto tecnico alla Pubblica Amministrazione²². Per le province autonome di Trento e Bolzano sono state istituite le Agenzie Provinciali di Protezione dell'Ambiente (APPA), al pari delle ARPA hanno il compito di raccogliere ed elaborare dati ambientali e svolgere attività di consulenza e controllo. Con la Legge N°132 emanata il 28 giugno 2016 è stato istituito il Sistema Nazionale a rete per la Protezione dell'Ambiente (SNPA). Tra i vari compiti riconosciuti al SNPA vi è quello di supportare gli enti statali, regionali e locali. Inoltre, a livello regionale è stato realizzato l'inventario delle emissioni in atmosfera (INEMAR Veneto), che ha stimato le emissioni riferite all'annualità 2015 di 11 macroinquinanti e 5 microinquinanti a livello comunale per 204 attività emissive, includendole secondo le Selected Nomenclature for Air Pollution (SNAP), sviluppate all'interno del progetto EMEP/EEA (Air Pollutant Emission Inventory Guidebook). I macroinquinanti presenti nell'inventario sono: CH4 (metano), CO (monossido di carbonio), CO2 (anidride carbonica), COV (composti organici volatili), N₂O (protossido di azoto), NH3 (ammoniaca), NO_x (ossidi di azoto), PTS (polveri totali sospese), PM₁₀ (polveri fini aventi diametro aerodinamico inferiore a 10 μm), PM_{2.5} (polveri fini aventi diametro aerodinamico inferiore a 2.5 µm), SO₂ (biossido di zolfo). Le stime emissive dei microinquinanti sono relative ad As (arsenico), Cd (cadmio), Ni (nichel), Pb (piombo), BaP (benzo(a)pirene), inquinanti oggetto di regolamentazione da parte della normativa D. Lgs. 155/2010.



A livello internazionale, dal mese di luglio 2019 è accessibile un database sui dati di qualità dell'aria in tempo reale che include 11 mila stazioni di monitoraggio in 1000 città di 90 paesi, grazie al lavoro delle diverse Agenzie di protezione ambientale. I dati accessibili in rete sono relativi ai valori di PM_{10} e $PM_{2.5}$. La mappa di Figura 3 mostra i siti di monitoraggio attualmente attivi.



Figura 3: rappresentazione dei siti di monitoraggio attivi della qualità dell'aria nel mondo (aggiornamento ad Agosto 2018)²¹.



3. La qualità dell'aria nell'area oggetto di studio

3.1 Macro-aree di studio e livelli di concentrazione del particolato fine

L'area oggetto di studio comprende la provincia di Treviso ubicata nella Regione Veneto, nella quale sono presenti molteplici sorgenti che concorrono all'inquinamento dell'aria. In dettaglio, analizzando i dati di emissioni INEMAR Veneto²³ emerge che le emissioni di PM₁₀ a livello regionale sono attribuibili per il 69% alla combustione non industriale, seguita dal trasporto su strada, che contribuisce per il 12%. Il restante 19% deriva dall'insieme di attività agricole, combustione industriale ed altre sorgenti mobili. Per quanto riguarda il trasporto su strada, il 46% delle emissioni è attribuito alle automobili, il 19% ai mezzi leggeri e il 29% ai mezzi pesanti. Viene anche riportata una distinzione in base alle tipologie di strade: le extraurbane contribuiscono per il 49%, le autostrade al 26% e le urbane al 25%. In generale l'84% delle emissioni è dovuto ai veicoli alimentati a gasolio contro il 13% della benzina²⁴. Analogamente, per quanto concerne il particolato più fine, sulla base dei dati dell'inventario INEMAR, il 73% delle emissioni di PM_{2.5} sono dovute a combustione non industriale, seguita dal trasporto su strada per l'11% del totale. Agricoltura, industria, altre sorgenti mobili e macchinari contribuiscono al restante 16% del totale. Infine, focalizzando l'attenzione sulla combustione non industriale, essa risulta attribuibile per il 45% all'utilizzo di stufe di tipo tradizionale a legna²⁵. In sintesi, quindi, la causa di circa il 70% delle emissioni di PM totale è attribuibile alla combustione non industriale, che, secondo i codici SNPA, includono impianti di combustione istituzionali e commerciali, nonché domestici ed agricoli.

Al fine di poter valutare al meglio l'impatto della polverosità sollevata dall'attività di spazzamento stradale meccanizzato per la protezione della salute umana, sono stati ottenuti i dati relativi alla concentrazione di particolato PM_{10} e $PM_{2.5}$ per le diverse stazioni di monitoraggio nella provincia di Treviso tramite ARPA Veneto (ARPAV), che svolge giornalmente il monitoraggio dei principali inquinanti ambientali su tutto il territorio regionale. I dati raccolti tramite questa ricerca si focalizzano sulle centraline di Treviso - Via Lancieri di Novara (PM_{10} e $PM_{2.5}$), Treviso - Strada Sant'Agnese (PM_{10}), Mansuè (PM_{10} e $PM_{2.5}$), Conegliano (PM_{10}) e Pederobba ($PM_{2.5}$), da Gennaio 2016 a Maggio 2019. Secondo quanto riportato nel D. Lgs. 155/2010 all'Allegato III, le stazioni fisse di monitoraggio vengono classificate come segue²³:

- Stazioni di misura di traffico (T): stazioni ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento sia influenzato prevalentemente da emissioni da traffico, provenienti da strade limitrofe con intensità di traffico medio alta;
- Stazioni di misura di fondo/background (B): stazioni ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento non sia influenzato prevalentemente da emissioni derivanti da specifiche fonti (industriale, traffico, riscaldamento residenziale, ecc.) ma dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravento alla stazione rispetto alle direzioni predominanti dei venti nel sito;
- Siti fissi di campionamento urbani (U): siti inseriti in aree edificate in continuo o almeno in modo predominante;
- Siti fissi di campionamento suburbani (S): siti inseriti in aree largamente edificate in cui sono presenti sia zone edificate, sia zone non urbanizzate;



 Siti fissi di campionamento rurali (R): siti inseriti in tutte le aree diverse da quelle precedenti. Il sito fisso si definisce rurale remoto se è localizzato ad una distanza maggiore di 50 Km dalle fonti di emissione.

Secondo questa classificazione, le centraline in provincia di Treviso si differenziano in siti di traffico urbano (TU, Treviso - Strada S. Agnese), background urbano (BU, Treviso - Via Lancieri di Novara, Conegliano, Pederobba) e background rurale (BR, Mansuè).

In parallelo ai dati di particolato atmosferico, sono stati raccolti e analizzati anche i dati relativi ai principali parametri meteoclimatici per il medesimo arco temporale per le centraline di Treviso, Mogliano, Conegliano, Gaiarine, Valdobbiadene e Oderzo, forniti dalla stazione meteorologica di Teolo, al fine di studiare le potenziali relazioni tra il particolato sospeso e i fattori meteoclimatici. L'area di studio è stata suddivisa in quattro macro-aree, ossia l'area di Treviso-Mogliano, di Pederobba-Valdobbiadene, di Mansuè e di Conegliano.

L'analisi dei dati ha previsto due fasi distinte: una prima fase ha riguardato lo studio dell'andamento delle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ per le relative centraline da gennaio 2016 a maggio 2019. In secondo luogo, sono stati raccolti i dati in diverse matrici per ciascuna macro-area, includendo sia i dati del particolato che quelli relativi ai parametri meteoclimatici a disposizione. Qui di seguito si riportano i contenuti delle matrici:

- 1. Zona di Treviso-Mogliano: dati di precipitazioni, temperatura a 2 metri di altezza, umidità relativa e radiazione solare globale della stazione meteo di Treviso (coordinate: 45°40'49"N; 12°13'18.3"E); dati di direzione prevalente e velocità media del vento a 10 metri di altezza della stazione di Mogliano Veneto (coordinate: 45°34'48.3"N; 12°18'28.8"E). La stazione di Mogliano è stata scelta in quanto unica disponibile limitrofa a Treviso e che, secondo ARPAV²⁴, può essere considerata rappresentativa per la misura anemometrica in quanto è collocata a meno di 10 km in linea d'aria da Treviso, in uno spazio sgombro da ostacoli (quota di misura a 10 m). Dati di concentrazione di PM₁₀ per le centraline di Via Lancieri (coordinate: 45°40'18"N; 12°14'16"E) e Strada Sant'Agnese (coordinate: 45°39'32.1"N;12°12'57.9"E) e concentrazione di PM_{2.5} per la centralina di Via Lancieri;
- 2. Zona di Mansuè: media dei dati di precipitazioni, temperatura a 2 metri di altezza e umidità relativa delle stazioni meteo di Gaiarine (coordinate: 45°53'29.4"N; 12°29'37.3"E) e Oderzo (coordinate: 45°45'54.1"N; 12°31'28.1"E); dati di PM₁₀ e PM_{2.5} per la centralina di Mansuè (coordinate: 45°50'12.82"N; 12°30'37.47"E);
- 3. Zona di Conegliano: dati di precipitazioni, temperatura a 2 metri di altezza, umidità relativa, radiazione solare globale, direzione prevalente e velocità media del vento a 10 metri di altezza della stazione di Conegliano (coordinate: 45°52'50.4"N; 12°16'57.1"E); dati di concentrazione di PM₁₀ per la centralina di Conegliano (coordinate: 45°53'22''N; 12°18'25''E).
- 4. Zona di Pederobba-Valdobbiadene: dati di precipitazioni, temperatura a 2 metri e umidità relativa della stazione meteo di Valdobbiadene (coordinate: 45°52'53"N; 12°00'26.3"E); dati di PM_{2.5} della centralina di Pederobba (Via del Cristo località Onigo).



La Figura 4 riporta la localizzazione delle centraline di PM_{10} , $PM_{2.5}$ e parametri meteoclimatici nell'area oggetto di studio. I dati delle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ sono riportati nelle Figure 5-6-7-8-9 e 12-13-14-15-16, rispettivamente.

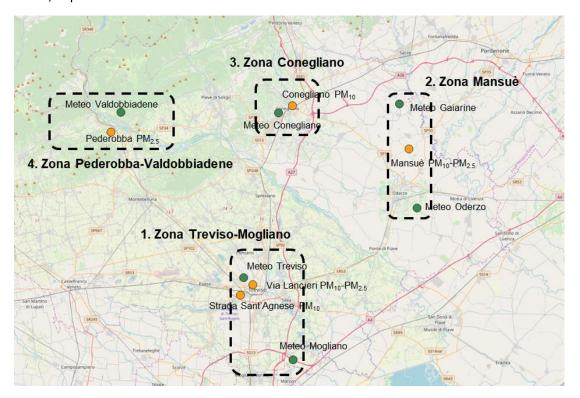


Figura 4: centraline di monitoraggio della qualità dell'aria e parametri meteoclimatici nella provincia di Treviso. I riquadri tratteggiati indicano le quattro marco-aree selezionate: Treviso-Mogliano, Mansuè, Conegliano e Pederobba-Valdobbiadene.

In aggiunta ai dati riguardanti il particolato sospeso e i principali parametri meteo-climatici, riportiamo di seguito la stima della densità abitativa delle città in esame: 1529 ab/km² a Treviso, 964 a Conegliano, 269 a Pederobba e 187 a Mansué (dati aggiornati ad Agosto 2019)²6.

3.1.1 Andamento annuale dei livelli di concentrazione di PM₁₀

Il trend dei valori di PM_{10} compreso tra gennaio 2016 a maggio 2019 per le diverse stazioni di monitoraggio considerate è riportato in Figura 5. Osservando l'andamento nel tempo, la differenza per le diverse stazioni analizzate risulta apprezzabile soprattutto per ciascun periodo invernale, corrispondente ai valori massimi registrati. Come si evince dalle curve in Figura 5, i valori di PM_{10} registrati nelle stazioni di monitoraggio di Treviso risultano sempre maggiori rispetto, in ordine decrescente, ai corrispettivi valori osservati a Mansuè ed infine a Conegliano. I trend annuali per le diverse stazioni di monitoraggio dei PM_{10} sono riportati nelle Figure 6-7-8-9. In entrambe le centraline posizionate a Treviso (Strada S. Agnese e Via Lancieri) sono stati registrati i valori più elevati rispetto alle centraline di Conegliano e Mansuè, con i valori



maggiori registrati durante il periodo invernale. In accordo con la classificazione dei siti di monitoraggio secondo il D. Lgs. 155/2010 Allegato III inoltre, la centralina ubicata a Treviso – Strada Sant'Agnese (TU) ha fatto registrare valori leggermente maggiori rispetto a quella posizionata a Treviso – Via Lancieri di Novara (BU), ad eccezione dei cinque mesi (gennaio-maggio) del 2019.

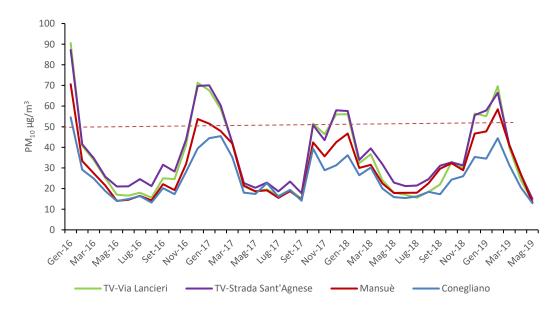


Figura 5: andamento delle concentrazioni di PM₁₀ da Gennaio 2016 a Maggio 2019 per le 4 centraline considerate in provincia di Treviso. Il Valore Limite giornaliero di PM₁₀ secondo la D. Lgs. 155/2010 di 50 μg/m³ è indicato con una linea rossa tratteggiata.

Confrontando i valori registrati tra il 2016 ed il 2018 (il 2019 è stato escluso da questo confronto poiché è ancora in corso) con i valori limite previsti dal D. Lgs. 155/2010 emerge il n° di giorni di superamento del Valore Limite (VL) giornaliero del PM_{10} (50 $\mu g/m^3$) come evidenziato in Figura 10; mentre in Figura 11 è riportato il valore medio annuo di PM_{10} rispetto al VL annuo di 40 $\mu g/m^3$ in tutte le stazioni considerate. Come evidenziato in Figura 10, entrambe le stazioni localizzate a Treviso città sono caratterizzate dal maggior numero di superamenti del VL giornaliero di PM_{10} , soprattutto negli anni 2016 e 2017, seguite in ordine decrescente dalle concentrazioni relative alla centralina di monitoraggio di Mansuè e infine di Conegliano. Al contrario, non si registrano superamenti del VL annuale di PM_{10} in nessuna stazione oggetto di studio.



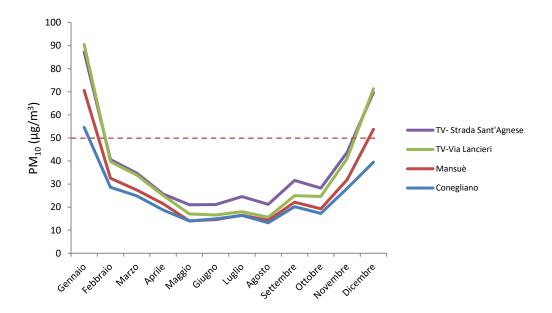


Figura 6: andamento delle concentrazioni di PM_{10} nel 2016 per le 4 centraline considerate in provincia di Treviso. Il Valore Limite giornaliero di PM_{10} secondo la D. Lgs. 155/2010 di 50 μ g/m³ è indicato con una linea rossa tratteggiata.

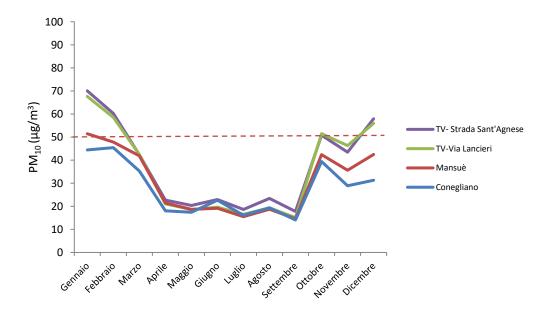


Figura 7: andamento delle concentrazioni di PM_{10} nel 2017 per le 4 centraline considerate in provincia di Treviso. Il Valore Limite giornaliero di PM_{10} secondo la D. Lgs. 155/2010 di 50 $\mu g/m^3$ è indicato con una linea rossa tratteggiata.



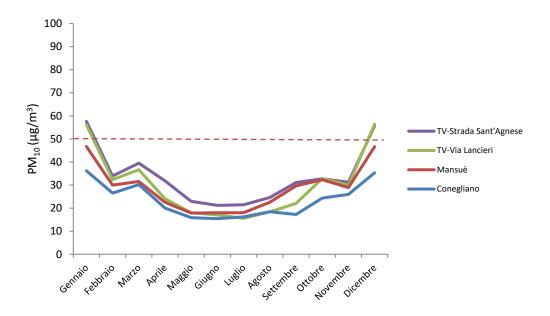


Figura 8: andamento delle concentrazioni di PM_{10} nel 2018 per le 4 centraline considerate in provincia di Treviso. Il Valore Limite giornaliero di PM_{10} secondo la D. Lgs. 155/2010 di 50 μ g/m³ è indicato con una linea rossa tratteggiata.

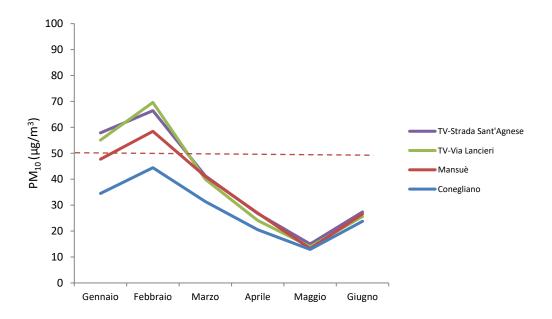


Figura 9: andamento delle concentrazioni di PM_{10} nel 2019 per le 4 centraline considerate in provincia di Treviso. Il Valore Limite giornaliero di PM_{10} secondo la D. Lgs. 155/2010 di 50 $\mu g/m^3$ è indicato con una linea rossa tratteggiata.



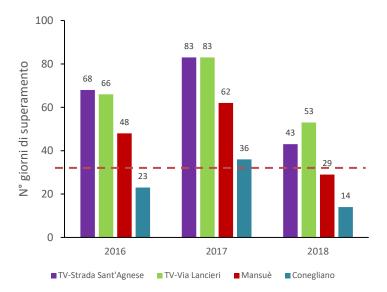


Figura 10: numero di superamenti del Valore Limite giornaliero di 50 μg/m³ (linea rossa tratteggiata) relativo alle concentrazioni di PM₁₀ tra il 2016 ed il 2018 per le diverse stazioni di monitoraggio studiate. La linea tratteggiata corrisponde alla soglia di 35 giorni di superamento ammessi in un anno.

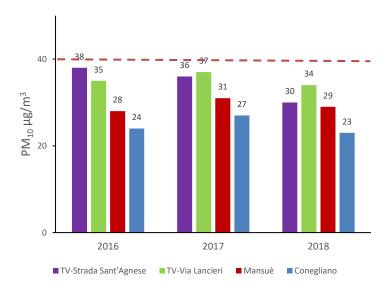


Figura 11: valore medio annuo di PM₁₀ rispetto al Valore Limite annuale di 40 μg/m³ (linea rossa tratteggiata) per le diverse stazioni di monitoraggio studiate.



3.1.2 Andamento annuale dei livelli di concentrazione di PM_{2.5}

Analizzando l'andamento delle concentrazioni di PM_{2.5} da Gennaio 2016 a Maggio 2019 riportato in Figura 12, la stazione di monitoraggio di Treviso (Via Lancieri) presenta ancora le concentrazioni più elevate, mostrando nuovamente i picchi massimi nel periodo invernale.

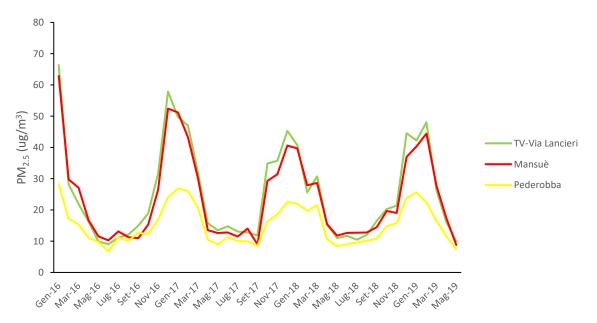


Figura 12: andamento delle concentrazioni PM_{2.5} da Gennaio 2016 a Maggio 2019 per le 3 centraline considerate in provincia di Treviso.

In questo caso però, un trend pressoché analogo è registrato dalla centralina posizionata presso Mansuè. La curva dei valori di $PM_{2.5}$ per la centralina di Pederobba mostra invece valori inferiori per l'intero arco di tempo studiato. I trend annuali delle concentrazioni di $PM_{2.5}$ sono rappresentati nelle Figure 13-14-15-16. Il confronto del Valore medio (VL) annuo del $PM_{2.5}$ nelle tre stazioni analizzate è riportato in Figura 17 e mostra i valori più elevati nella stazione di Treviso (Via Lancieri), seguita da Mansuè ed infine Pederobba. Analogamente al grafico relativo ai valori medio annui dei valori di concentrazione di PM_{10} , anche in questo caso non si registrano superamenti del VL (valore limite) annuale di $25~\mu g/m^3$ di $PM_{2.5}$.



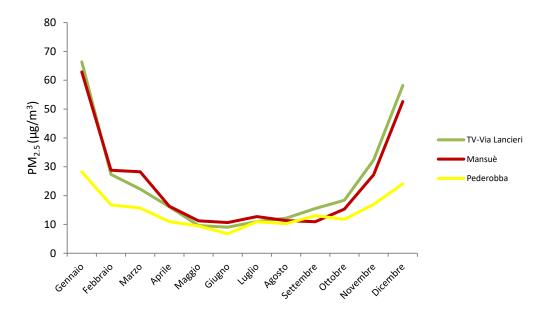


Figura 13: andamento delle concentrazioni PM_{2.5} nel 2016 per le 3 centraline considerate in provincia di Treviso.

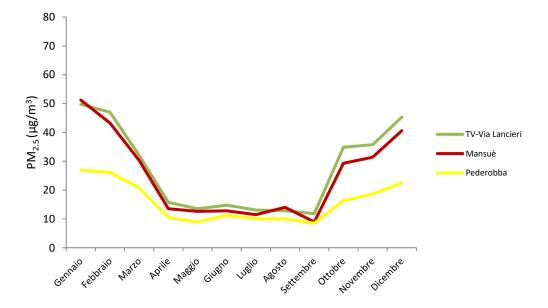


Figura 14: andamento delle concentrazioni PM_{2.5} nel 2017 per le 3 centraline considerate in provincia di Treviso.



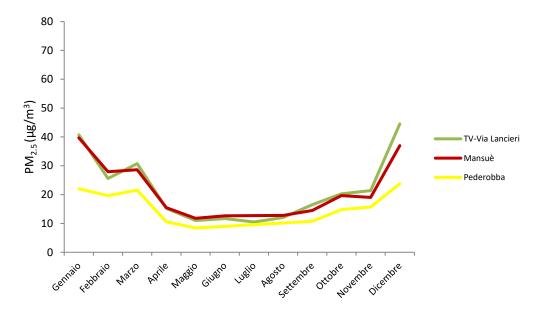


Figura 15: andamento delle concentrazioni PM_{2.5} nel 2018 per le 3 centraline considerate in provincia di Treviso.

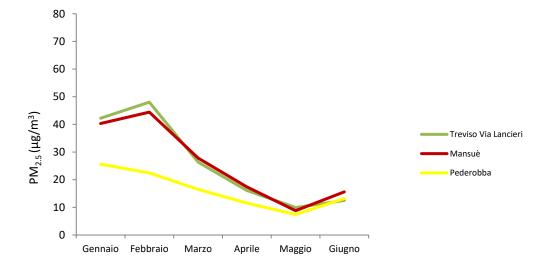


Figura 16: andamento delle concentrazioni di PM_{2.5} fino a maggio 2019 per le 3 centraline considerate in provincia di Treviso.



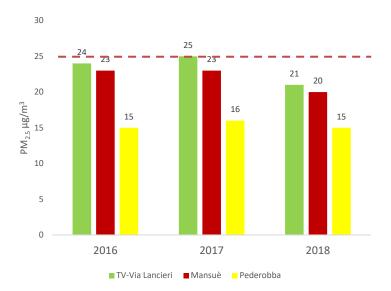


Figura 17: valore medio annuo di PM_{2.5} rispetto al Valore Limite annuale di 25 μg/m³ (linea rossa tratteggiata) per il periodo compreso tra il 2016 ed il 2018.

Da questo primo confronto emerge quindi che sia le concentrazioni di PM₁₀ che quelle di PM_{2.5} risultano più elevate nell'area di Treviso città rispetto alle altre centraline in esame, probabilmente a causa di molteplici fattori: sia legati alla densità abitativa e quindi alle sorgenti di emissione fisse e mobili, sia alle caratteristiche morfologiche del territorio. Inoltre, indipendentemente dall'anno considerato, si nota come il periodo autunno-inverno sia quello più critico per i livelli di concentrazione del particolato, suggerendo quindi che il riscaldamento domestico contribuisca significativamente alla concentrazione finale di particolato. Infine, confrontando gli andamenti di PM₁₀ e PM_{2.5} da gennaio 2016 a maggio 2019 (Figura 5 e 12, rispettivamente), si osserva che il trend riferito alla centralina di Mansuè sia analogo a quello delle centraline di Treviso solo nel caso del PM_{2.5} e soprattutto in ogni periodo invernale analizzato, cosa che non si verifica per il PM₁₀. Questo fenomeno potrebbe essere attribuibile alla tipologia del riscaldamento utilizzato e della biomassa bruciata durante il periodo invernale (vedi Figura 2, pag. 12).

In generale, durante i periodi invernali si nota che i livelli di concentrazione del particolato (Figure 5 e 12) raggiungono i valori più elevati, a causa probabilmente di una sommatoria di componenti, ossia il contributo derivante dal riscaldamento domestico, sommato alla diminuzione dell'altezza di rimescolamento degli inquinanti rispetto al periodo primavera-estate.

3.1.3 Andamento orario dei livelli di concentrazione di PM₁₀

In ultima analisi sono stati analizzati i trend giornalieri di PM_{10} sia durante i giorni feriali che festivi, considerando sia la stagione invernale (gennaio-febbraio 2019, Figura 18 e 19) che quella primaverile (aprile-maggio 2019, Figura 20 e 21), nelle diverse stazioni di monitoraggio. Confrontando le Figure 18 e 19 si nota in entrambe un picco massimo nelle ore serali (dalle ore 19 in poi), fenomeno causato sia dal



traffico veicolare serale, che dal contributo del riscaldamento, che dal valore minimo che assume lo strato di rimescolamento che proprio in queste ore è limitato alla zona più prossima al suolo (vedi paragrafo 2.2). In entrambi i casi (giorni feriali e festivi), i valori minimi di PM $_{10}$ si registrano tra le 12 e le 17, intervallo temporale corrispondente al momento di massima ampiezza dello strato di rimescolamento. Analogamente, in entrambe le figure si osserva un picco meno pronunciato in corrispondenza del traffico veicolare mattutino (ore: 8-10). Il confronto tra gli andamenti in Figura 18 e 19 non evidenzia quindi una chiara differenza di comportamento tra i valori di PM₁₀ per i giorni feriali e festivi nel periodo invernale considerato. Per quanto riguarda la variabilità tra le 4 stazioni indagate tra gennaio e febbraio 2019, si osserva che le stazioni di monitoraggio di Treviso raggiungono sempre i valori più elevati, seguite poi dai dati registrati presso Mansué e infine Conegliano. Analizzando i dati orari dei giorni feriali e festivi durante la stagione primaverile (Figure 20 e 21), innanzitutto si nota una notevole diminuzione del range di concentrazione di PM₁₀ durante le 24 ore, passando da una media di circa 60 μg/m³ a 20 μg/m³. In seconda battuta, in linea con il trend invernale, anche durante i mesi di aprile-maggio osserviamo un aumento della concentrazione di PM₁₀ durante le ore serali rispetto all'intero arco della giornata, probabilmente imputabile, come già commentato precedentemente, alla minima ampiezza dello strato di rimescolamento che non permette una diluizione dei livelli di PM $_{10}$. Infine, osservando il trend di PM $_{10}$ per le quattro stazioni di monitoraggio, durante il periodo primaverile non si notano particolari differenze tra le varie centraline.

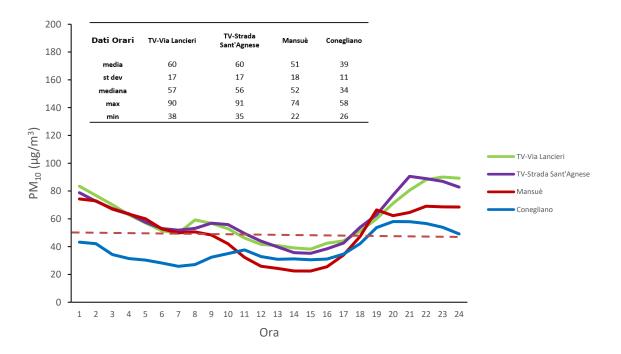


Figura 18: andamento orario medio dei valori di PM₁₀ rispetto al Valore Limite giornaliero di 50 μg/m³ (linea rossa tratteggiata) solo per i giorni feriali di gennaio-febbraio 2019. La tabella riassume alcuni indici statistici del periodo considerato.



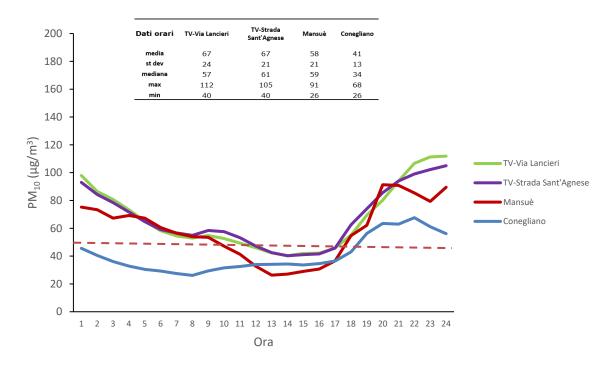


Figura 19: andamento orario medio dei valori di PM₁₀ rispetto al Valore Limite giornaliero di 50 μg/m³ (linea rossa tratteggiata) solo per i giorni festivi di gennaio-febbraio 2019. La tabella riassume alcuni indici statistici del periodo considerato.

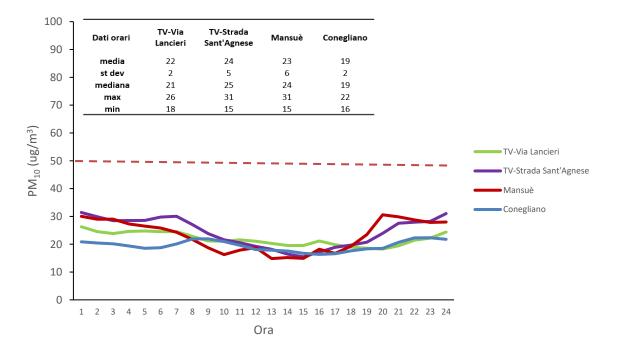


Figura 20: andamento orario medio dei valori di PM_{10} rispetto al Valore Limite giornaliero di $50~\mu g/m^3$ (linea rossa tratteggiata) solo per i giorni feriali di aprile-maggio 2019. La tabella riassume alcuni indici statistici del periodo considerato.



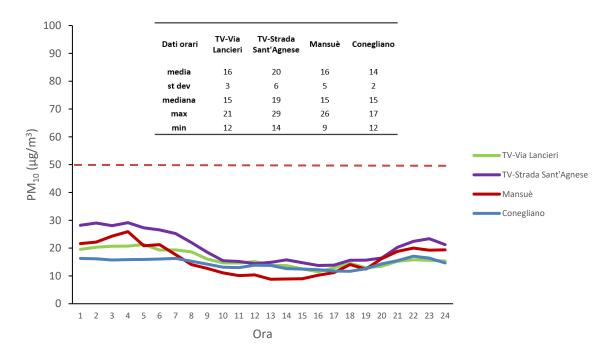


Figura 21: andamento orario medio dei valori di PM_{10} rispetto al Valore Limite giornaliero di 50 μ g/m³ (linea rossa tratteggiata) solo per i giorni festivi di aprile-maggio 2019. La tabella riassume alcuni indici statistici del periodo considerato.

Coerentemente con quanto sopra esposto, si riporta che anche dalle relazioni annuali ARPAV della qualità dell'aria si evince che l'altezza di rimescolamento degli inquinanti nell'area oggetto di studio varia in base alla stagionalità: le altezze maggiori si osservano nei mesi di luglio (circa 1900 m) ed aprile (circa 1600 m), per poi calare nei mesi invernali (circa 1000 m ad ottobre e circa 500 m a gennaio). Osservando il *trend* di mobilità degli inquinanti nelle 24 ore, durante la notte gli inquinanti hanno a disposizione un volume più piccolo di dispersione dovuto all'abbassamento dell'altezza del livello di rimescolamento, che causa un aumento delle loro concentrazioni. Viceversa, nelle ore più calde del giorno (10-18), si nota il fenomeno opposto. In sintesi, i mesi invernali risultano sempre i più critici per la dispersione degli inquinanti, a causa delle condizioni di alta pressione e basso strato di rimescolamento, che ne favorisce il ristagno. Al contrario, durante il periodo estivo si assiste ad un elevato rimescolamento termico che comporta una maggiore dispersione degli inquinanti in atmosfera. Unitamente alle altezze di rimescolamento, le precipitazioni ed il vento influenzano notevolmente i valori di concentrazione di particolato atmosferico. Dall'analisi delle rose dei venti di Mogliano in Figura 22 è evidente la direzione prevalente di provenienza del vento da NE.



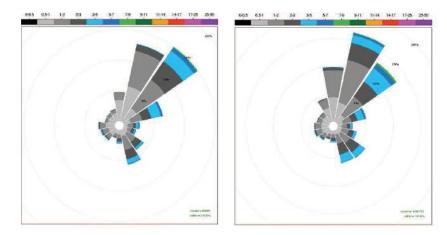


Figura 22: Esempio di rosa dei venti della stazione di Mogliano Veneto dell'anno 2018²³ (a sinistra) e del periodo 2003-2017 (a destra). L'asse x indica la frequenza dei conteggi in base alla direzione prevalente del vento in %.

Al fine di comprendere in modo più approfondito il legame tra le concentrazioni di particolato atmosferico e le variabili meteoclimatiche, nei paragrafi successivi verranno analizzate le modalità di dispersione degli inquinanti in atmosfera nell'area oggetto di studio e verranno indagate le possibili relazioni tra le variabili in gioco.

3.2 Il contributo dei fattori meteoclimatici all'inquinamento atmosferico: analisi statistica dei dati raccolti nel sito di studio

Come già ampiamente illustrato in precedenza, i parametri meteoclimatici sono in grado di influenzare i livelli di concentrazione degli inquinanti aerodispersi, tra cui il particolato atmosferico²⁷. In quest'ottica, i livelli di concentrazione di PM₁₀ e PM_{2.5} sono stati correlati con i parametri meteoclimatici disponibili per ciascuna macro-area di studio, ottenendo quattro matrici numeriche. Non conoscendo a priori quale fosse la distribuzione statistica dei dati, è stato applicato il test di Shapiro-Wilk per verificarne la normalità^b. Esso è uno dei test più utilizzati per confermare o rifiutare l'ipotesi nulla, ossia che la distribuzione dei dati sia di tipo normale. Eseguendo il test per le 4 matrici in esame, i relativi "p-values" sono risultati sempre <0.05, indicando quindi che l'ipotesi nulla è da scartare, ossia i dati non presentano una distribuzione di tipo normale. In accordo con i risultati del test di Shapiro-Wilk, è stato quindi applicato l'indice di correlazione di Spearman, generalmente utilizzato per la determinazione di una correlazione significativa

^bLe caratteristiche principali di una distribuzione di probabilità normale o di Gauss dei dati sono: la forma a campana; la simmetria rispetto al valore medio μ ; il valor medio coincide con la moda e la mediana; è asintotica all'asse x da entrambi i lati; è crescente per x< μ e decrescente per x> μ ; l'area sottesa alla curva = 1.



tra le diverse variabili^{28–30}. La scelta di tale indice deriva dal fatto che esso non necessita di nessuna ipotesi a priori sulla distribuzione dei dati da analizzare. Il coefficiente di correlazione di Spearman assume valori compresi tra -1 ed +1, indicando con il segno +/- il tipo di correlazione (+ indica correlazione diretta; - indica correlazione inversa) ed il valore 1-0 la forza della correlazione (1 indica una correlazione massima; 0 indica assenza di correlazione). Tuttavia, l'evidenza che i valori di correlazione siano statisticamente significativi può essere confermata solo eseguendo un test di significatività. I risultati dei valori di correlazione risultati statisticamente significativi tra le diverse variabili per le 4 matrici considerate del test (*p-value* <0.05) sono stati riportati rispettivamente nelle Figure 23-24, sia riportando i valori delle correlazioni che una loro rappresentazione grafica. Le caselle vuote indicano che la correlazione non è statisticamente significativa.

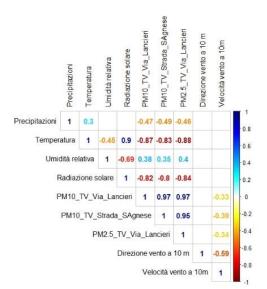


Figura 23: Valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area Treviso-Mogliano.

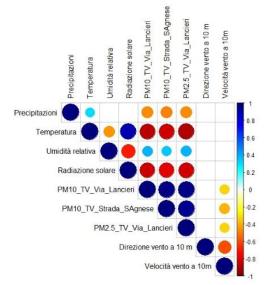
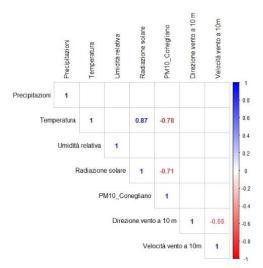


Figura 24: Rappresentazione grafica dei valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area Treviso-Mogliano.

Per quanto concerne i risultati della correlazione per la macro-area di Treviso-Mogliano (Figure 23-24), un'elevata correlazione negativa (r > -0.8) si osserva tra PM e temperatura e PM e radiazione solare, seguita da valori leggermente minori per PM-precipitazioni (-0.46 < r < -0.49) e PM-velocità del vento a 10 metri di altezza (-0.33 < r < -0.39). La correlazione tra i valori di PM e la direzione del vento a 10 metri di altezza non risulta invece statisticamente significativa. La scarsa correlazione (PM-velocità del vento) o statisticamente non significativa (PM-direzione del vento) molto probabilmente deriva dalla differenza nelle altezze di campionamento del PM (2.5 metri di altezza) e del vento (10 m di altezza). È infatti noto che esiste un gradiente della velocità e direzione del vento in funzione dell'altezza della colonna d'aria considerata. Infine, una correlazione moderatamente positiva è osservata tra i valori di PM e l'umidità relativa (0.35 < r < 0.40).







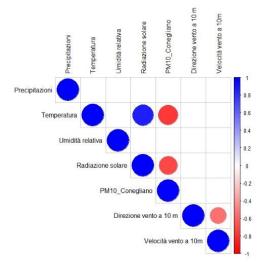


Figura 26: rappresentazione grafica dei valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area di Conegliano.

Analogamente alla macro-area di Treviso-Mogliano, i valori relativi all'area di Conegliano nelle figure 25 e 26 mostrano una correlazione statisticamente significativa (r> -0.7) tra PM₁₀ e temperatura e tra PM e radiazione solare. Come nel caso dell'area di Treviso, sia la correlazione tra PM e direzione del vento a 10 metri di altezza che quella tra PM e velocità del vento a 10 metri di altezza non risultano statisticamente significative, sempre probabilmente a causa della diversa altezza di campionamento dei parametri considerati.

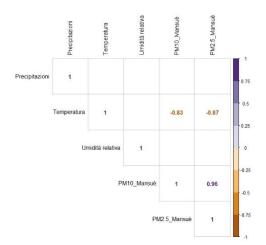


Figura 27: valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area di Mansuè.

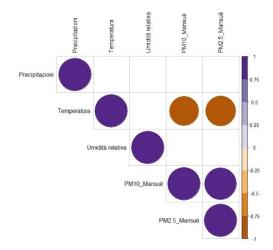
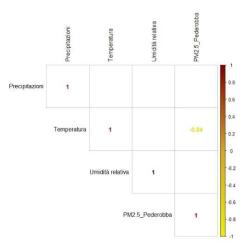


Figura 28: rappresentazione grafica dei valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area di Mansuè.







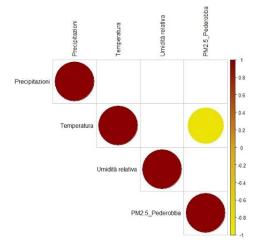


Figura 30: rappresentazione grafica dei valori di correlazione delle variabili indagate per la macro-area di Pederobba-Valdobbiadene.

Analizzando i dati delle zone di Mansuè e di Pederobba Valdobbiadene (Figure 27-28-29-30), si osservano i medesimi valori di correlazione elevati e negativi (r>-0.8) tra i PM e la temperatura. In entrambe queste due aree di studio però non vi è una correlazione statisticamente significativa né tra i PM e le precipitazioni né tra i PM e l'umidità relativa.

In conclusione, si può affermare che, relativamente al caso di studio in oggetto, i fattori meteoclimatici che influenzano maggiormente la concentrazione dei PM sono, in ordine decrescente e in modo inversamente proporzionale: temperatura, radiazione solare, precipitazioni e velocità del vento.

Uno dei motivi per cui i valori di correlazione tra PM e precipitazioni non risultano così elevati o addirittura statisticamente non significativi può derivare da un tempo di ritardo nel manifestarsi dell'abbassamento dei PM a seguito di eventi di precipitazione.

Per meglio indagare tale correlazione, attraverso il grafico presentato in Figura 31 è stato analizzato, a titolo di esempio, l'andamento del PM_{10} e $PM_{2.5}$ nel mese di novembre 2017 per le stazioni di Treviso in corrispondenza degli eventi piovosi dello stesso periodo di tempo. Da questa figura si nota infatti che i valori più bassi dei PM vengono registrati a distanza di qualche giorno dagli eventi piovosi a riprova dell'effetto significativo anche se non contestuale delle precipitazioni sulla presenza di PM_{10} e $PM_{2,5}$ in atmosfera.



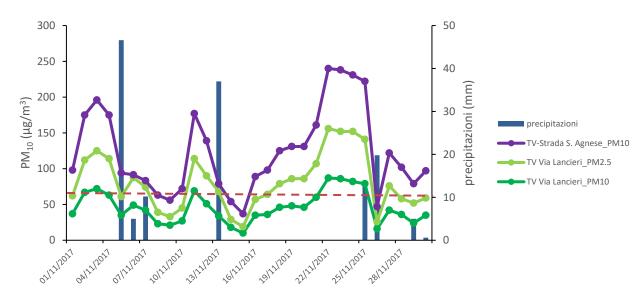


Figura 31: andamento dei valori di concentrazione di PM₁₀ e PM_{2.5} relative al mese di novembre 2017 (data espressa come mm/gg/aaa) per le stazioni di monitoraggio situate a Treviso e dei relativi eventi piovosi (istogramma a barre). Il rispetto Valore Limite giornaliero di 50 μg/m³ è indicato con una linea rossa tratteggiata.



4. Metodologie per la valutazione dell'esposizione umana

4.1 Il particolato sospeso

Particolato atmosferico, particolato sospeso, pulviscolo atmosferico, polveri fini o polveri totali sospese (PTS) sono tutti sostantivi che identificano un insieme eterogeneo di particelle solide e liquide che, a causa delle ridotte dimensioni, restano in sospensione nell'aria. Esistono diversi sistemi di classificazione del materiale particellare. I regolatori hanno scelto di distinguere le diverse classi di polveri a seconda della dimensione del diametro delle particelle (misurato in micrometri) e di quantificarne la presenza in aria in termini di concentrazione (espressa in microgrammi di particelle in sospensione per metro cubo di aria ambiente). Il diametro delle particelle può variare da un valore minimo di $0.005~\mu m$ fino ad un massimo di $100~\mu m$. All'interno di quest'intervallo si definiscono: i) grossolane le particelle con diametro compreso tra $2.5~e~30~\mu m$ (paragonabile a quello di un capello umano, che è compreso tra $50-100~\mu m$); ii) fini le particelle con diametro inferiore a $2.5~\mu m$.

L'organizzazione statunitense che si occupa di salute e sicurezza sui luoghi di lavoro (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, ACGIH) e la norma UNI EN 481 classificano il particolato sospeso in tre frazioni:

- i. <u>Frazione inalabile</u>, data dalla massa del particolato raccolto da un campionatore che ha un'efficienza del 50% per particelle con diametro aerodinamico equivalente (dae) pari a 100 μm. Queste particelle possono depositarsi in qualsiasi tratto delle vie respiratorie.
- ii. <u>Frazione toracica</u>, data dalla massa del particolato raccolto da un campionatore che ha un'efficienza del 50% per particelle con dae pari a 10 μm. Tale frazione penetra e si deposita oltre la laringe e quindi ovunque entro le vie aeree polmonari e le regioni di scambio gassoso.
- iii. <u>Frazione respirabile</u>, data dalla massa del particolato raccolto da un campionatore che ha un'efficienza del 50% per particelle con dae pari a 4 μm. Tale frazione rappresenta le particelle che entrano e si depositano nella regione di scambio gassoso.

In base alle loro dimensioni, l'insieme delle particelle sospese è in grado di raggiungere le diverse parti dell'apparato respiratorio (Figura 32):

- oltre i 7 μm raggiungono la cavità orale e nasale;
- fino a 5.8 μm raggiungono la faringe;
- fino a 4.7 μm raggiungono la trachea e i bronchi polmonari
- fino a 3.3 μm raggiungono i bronchi secondari;
- fino a 2.1 μm raggiungono i bronchi terminali;
- fino a 1.1 μm raggiungono gli alveoli polmonari.



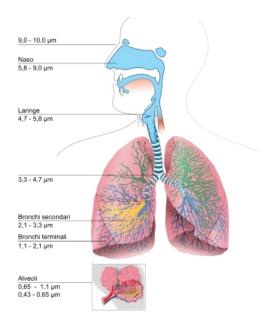


Figura 32: rappresentazione grafica del livello di penetrazione del particolato nell'apparato respiratorio.

La nocività del particolato sospeso dipende sia dal grado di penetrazione nell'apparato respiratorio, sia dal tipo di elementi chimici a cui si può legare (metalli pesanti, IPA, radicali liberi) e che è in grado di rilasciare nel corpo umano.

Le metodologie di valutazione per l'esposizione umana e ambientale vengono suddivisi sulla base di diversi criteri in metodologie dirette e indirette³, descritte nei successivi paragrafi.

4.2 Metodologie di valutazione dell'esposizione umana diretta

I metodi diretti³ si dividono in:

- Monitoraggio personale: i livelli di contaminazione ambientale (es. concentrazioni atmosferiche) sono misurati con campionatori portatili (attivi o passivi) indossati dai soggetti in studio. Il limite di questa metodologia risiede spesso nella scarsa numerosità dei dati acquisibili, che determina una bassa rappresentatività statistica, e nella sensibilità, accuratezza e calibrazione degli strumenti portatili.
- Biomarcatori di esposizione: il contaminante di interesse, o un suo metabolita, viene misurato all'interno di una matrice biologica (es. urine, sangue, tessuti). Il biomonitoraggio fornisce una misura diretta della dose di contaminante (biomarcatori di esposizione) o di cambiamenti biologici precoci (biomarcatori di effetto). Molti biomarcatori riflettono solo esposizioni recenti, mentre altri hanno proprietà di accumulo nell'organismo e sono in grado di fornire informazioni sulle esposizioni croniche.



L'esposizione ad agenti chimici presenti nell'aria viene trattata anche nella norma europea UNI EN 689/18. In particolare, viene valutata la strategia di misurazione degli agenti chimici negli ambienti indoor per poterli confrontare con l'esposizione cui sono soggetti i lavoratori, per inalazione, secondo i valori limite di esposizione professionale (OELV-occupational exposure limit values). Gli OELV sono stabiliti in relazione ad un periodo di lunga esposizione (8 ore) o breve esposizione (15 minuti). La norma impone come e cosa misurare, in che tempistiche, quali agenti chimici prendere in considerazione e come confrontarli con il limite di esposizione professionale. Lo scopo è quello di tutelare i lavoratori e decretare se sia necessario o meno adottare delle misure di protezione e prevenzione. La valutazione dell'esposizione prevede la raccolta di campioni di aria attraverso diverse procedure. La procedura preliminare (basic characterization) inizia con l'analisi del luogo di lavoro e il profilo di esposizione, dati necessari a determinare quali misurazioni effettuare, stabilendo una lista di agenti chimici analizzabili, e la costruzione di un gruppo di esposizione simile, necessario poiché non è sempre possibile misurare l'esposizione di ciascun lavoratore durante la giornata lavorativa. In questo modo si possono ottenere dati quantitativi che consentono la valutazione delle conformità con gli OELV. L'esposizione è misurata nei confronti di un ridotto numero di lavoratori per accertare che gli OELV siano soddisfatti e quindi i lavoratori del gruppo siano tutelati. Al termine delle analisi di misurazione preliminare si possono ottenere i seguenti risultati:

- La misurazione effettuata dimostra un superamento dei limiti imposti dagli OELV: il compito del perito è quello di avviare una procedura per ridurre l'esposizione e successivamente rivalutarne la conformità;
- La misurazione è conforme ai limiti: al perito spetta la decisione di proseguire o meno con le misurazioni;
- Le informazioni disponibili non sono sufficienti a valutare la conformità: il perito dovrà quindi continuare a sviluppare un piano di campionamento.

La misurazione dell'esposizione deve essere effettuata tramite l'utilizzo di dispositivi di campionamento personali sugli indumenti dei lavoratori. Questo tipo di campionamento risulta più efficiente rispetto a quello statico poiché la concentrazione degli agenti chimici in atmosfera è variabile. Il periodo di campionamento può superare le otto ore se questo risulta necessario al fine di ottenere dei dati rappresentativi; tuttavia, la durata è relativa e dev'essere scelta al fine di rappresentare al meglio il tempo di esposizione cui sono soggetti i lavoratori secondo le diverse mansioni che svolgono. È importante tener conto che gli OELV prevedono delle tempistiche di campionamento, per cui la durata dovrà essere il più possibile simile a quella proposta al fine di determinare l'esposizione media. I lavoratori e le tempistiche di campionamento devono essere scelti in modo tale da rendere i dati raccolti rappresentativi per tutto il gruppo, al fine di non dover effettuare ulteriori misurazioni in momenti diversi. Il test preliminare richiede da tre a cinque misurazioni sui lavoratori. Per ottenere la conformità occorre che i risultati siano inferiori al 10% rispetto agli OELV (3 misurazioni su 3), al 15% (4 misurazioni su 4) o al 20% (5 misurazioni su 5). Se una sola delle misurazioni risulta superiore agli OELV allora non viene raggiunta la conformità. Tuttavia, esiste la possibilità di "non decisione" se una delle tre, quattro o cinque misurazioni risulta superare gli



OELV; in questo caso si procede con ulteriori misurazioni (almeno sei) per applicare un test statistico basato sulla confidenza di probabilità di superare gli OELV. In conclusione, viene stilato un rapporto basato su tutte le informazioni precedentemente raccolte. Quest'ultimo sarà necessario anche in seguito alle misurazioni periodiche, raccomandate ad intervalli annuali³¹.

4.3 Metodologie di valutazione dell'esposizione umana indirette

I metodi indiretti³ attraverso i quali si può valutare l'esposizione umana sono:

- Monitoraggio ambientale: i livelli di contaminazione vengono misurati nei comparti ambientali (es. atmosfera, suolo) con cui il soggetto viene a contatto. Tipici esempi sono l'uso delle centraline di monitoraggio della qualità dell'aria, l'uso di campionatori passivi posizionati presso le residenze dei soggetti, l'uso di campionatori all'interno degli edifici. Il monitoraggio ambientale prevede la determinazione di particolari elementi chimici considerati traccianti per determinate sorgenti di inquinamento. In particolare, metalli quali Zn (zinco), Cu (rame), Cr (cromo) risultano traccianti del traffico veicolare; Fe (ferro), Al (alluminio), Mn (manganese) possono derivare dall'usura del manto stradale e del terreno circostante; Co (cobalto), Hg (mercurio), Mo (molibdeno), Sn (stagno) sono invece indicatori di attività industriali quali fonderie, attività minerarie, raffinerie, inceneritori ecc. Un ulteriore marker, che riguarda gli inquinanti organici e nello specifico gli IPA, è il benzo(a)pirene, la cui proporzionalità con gli altri IPA è stata considerata relativamente stabile nell'aria in diverse città.
- Modellistica ambientale: in questa classe ricade una vasta gamma di metodologie basate sull'utilizzo di modelli fisico-matematici per la stima dell'esposizione. Molte metodologie in questa classe si basano sull'utilizzo di Sistemi Informativi Territoriali (GIS) e consentono per esempio di aumentare la risoluzione spaziale dei dati di esposizione, combinando dati di monitoraggio con modelli statistici per ricostruire la variabilità spaziale delle concentrazioni ambientali.
- Questionari e diari: i soggetti vengono intervistati direttamente per raccogliere informazioni sulla loro esposizione. Le domande in genere implicano la distribuzione dell'esposizione rilevata in categorie (ad esempio bassa, media, alta) e possono anche rilevare informazioni sulle attività svolte dai soggetti e i loro stili di vita, le mansioni lavorative, le esposizioni del passato. La validità di questo approccio dipende dall'affidabilità delle risposte fornite dai soggetti e può risentire di alcune forme di distorsione quali l'influenza dell'intervistatore (interviewer bias) o la maggior facilità a ricordare le esposizioni passate per chi è affetto da patologie rispetto ai soggetti sani (recall bias).



5. Il servizio di spazzamento stradale svolto da Contarina

Contarina esegue un servizio di pulizia e spazzamento stradale meccanizzato in tutti i 49 Comuni del Consiglio di Bacino Priula. Tale servizio prevede che il quantitativo standard di metri lineari da spazzare sia di 45 m/ab annui. Per i Comuni di Treviso, Montebelluna, Castelfranco Veneto e Asolo, caratterizzati da un centro storico, il quantitativo raggiunge i 100 m/ab. Inoltre, in tali Comuni è previsto il servizio "Mantenimento e Decoro del Centro Storico", che consiste in diverse attività, tra cui: i) lo svuotamento dei cestini del centro storico, anche due volte al giorno; ii) lo spazzamento manuale di tutte quelle vie dove non è possibile effettuare lo spazzamento meccanizzato; iii) il monitoraggio e la pulizia delle strade del centro storico.

Indipendentemente dalle condizioni meteo-climatiche, la programmazione del servizio di pulizia e spazzamento viene concordata con frequenza che può variare da 6 interventi/anno a cadenza mensile o quindicinale. Per i centri storici o di rilievo, la frequenza di intervento può anche essere giornaliera. I turni di spazzamento del servizio offerto da Contarina si ripetono bimestralmente, a seconda degli accordi tra Contarina e i singoli Comuni. Il servizio di pulizia e spazzamento stradale meccanizzato è svolto attraverso l'impiego di macchine spazzatrici, che possono essere supportate da operatori a terra, i quali, attraverso l'utilizzo di soffiatori, aiutano a convogliare il materiale da raccogliere dalle zone non raggiungibili dai mezzi. Le caratteristiche dei mezzi impiegati sono riportati in Tabella 2 e 3.



Tabella 2: scheda di riepilogo delle caratteristiche delle spazzatrici

TIPO SPAZZATRICE	SIGLA	COMUNI DI INTERVENTO	TIPO SOFFIATORE
I Tipologia: DULEVO aspirazione meccanica con sistema di filtraggio delle polveri sottili con esclusivo filtro in gore	SP09	RIESE PIO X	- MECCANICO / ELETTRICO
	SPI0	VILLORBA, TREVISO	
	SPII	PAESE, MONASTIER, ISTRANA, VILLORBA, SUSEGANA, SILEA	
	SP12	TREVISO	
	SP13	SPRESIANO, TREVISO, PAESE	
2 Tipologia: JOHNSTON sistema	SPI4	TREVISO	MECCANICO / ELETTRICO
aspirato con abbattimento delle polveri sottili ad acqua	SPI5	TREVISO, RONCADE, VILLORBA, PAESE	
F	SP16	RONCADE, SUSEGANA	
	SP21	PREGANZIOL, SILEA	
3 Tipologia: SCHMIDT sistema	SP22	NERVESA, PREGANZIOL	MECCANICO / ELETTRICO
aspirato con abbattimento delle polveri sottili ad acqua	SP23	SPRESIANO, CAERANO, MONFUMO, SUSEGANA, RIESE, VOLPAGO	
	SP26	PAESE, MONTEBELLUNA	
4 Tipologia: JOHNSTON sistema aspirato con abbattimento delle polveri sottili ad acqua	SP24	SPRESIANO, POSSAGNO, PADERNO D.G., PREGANZIOL, VOLPAGO, SILEA	MECCANICO /
	SP25	SUSEGANA, PREGANZIOL	ELETTRICO
5 Tipologia: JOHNSTON (alimentazione a Metano) sistema aspirato con abbattimento delle polveri sottili ad acqua	SP27	MOTEBELLUNA	MECCANICO /
	SP28	CASTELFRANCO	ELETTRICO
6 Tipologia: MINI sistema aspirato con abbattimento delle polveri sottili ad acqua	SPM01	TREVISO	MECCANICO /
	SPM02		ELETTRICO
	SPM03	CASTELFRANCO	
7 Tipologia: Aspiratore GLUTTON Ha un filtro per la polvere 0.5um (EU13) con superficie di 18m², estraibile e lavabile impedisce la reimmissione di polveri nell'aria e la perdita di potenza durante il lavoro.		L'aspiratore Glutton lavora sempre nel centro storico di TREVISO.	

Tabella 3: scheda di riepilogo delle caratteristiche dei soffiatori

SOFFIAT	ALIMENTAZI	PORTATA	VELOCITA'	PORTATA
ORI	ONE	SOFFIATURA (N)	DELL'ARIA (m/s)	ARIA (m³/h)
STIHLa	motore	10÷15	51÷76	630÷810
STIHLb	batteria			840
PELLENC	batteria	13.5÷17.5	55÷69	810÷920



Il criterio che differenzia l'utilizzo della sola spazzatrice dalla modalità spazzatrice + soffiatore si basa sul fatto che siano presenti o meno ostacoli per la spazzatrice (es. piste ciclabili, cordonate in calcestruzzo, ecc.). Esiste anche l'eventualità che l'operatore alla guida sia autorizzato a scendere dal mezzo per soffiare brevi tratti di percorso. Le spazzatrici sono fornite di spazzole a terra, con setole di plastica o metallo, che vengono costantemente irrorate con acqua conservata in una cisterna al fine di evitare l'autocombustione e di limitare il sollevamento di polvere derivante dal manto stradale. I rifiuti umidificati raccolti (fango) vengono convogliati verso il centro del mezzo grazie al movimento delle spazzole e successivamente aspirati e depositati nel vano di raccolta. Il supporto a terra fornito, ove possibile, da un operatore dotato di soffiatore elettrico o a motore ha la funzione di convogliare i rifiuti presenti a terra e non raggiungibili con la spazzatrice. A corollario, tale pratica può causare anche il sollevamento del particellato e pertanto, l'impatto dell'utilizzo di tale strumento a supporto della spazzatrice va approfondito in maniera tale da chiarirne l'eventuale rischio annesso per la popolazione potenzialmente esposta.



6. Identificazione dei potenziali siti di campionamento

L'analisi dell'andamento delle concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2.5}$ da giugno 2016 a maggio 2019 per le quattro macro aree indagate (Treviso-Mogliano, Mansuè, Conegliano e Pederobba-Valdobbiadene), combinata con i dati di densità abitativa (abitanti/km²), evidenzia che l'area nella quale è stata registrata la concentrazione maggiore di particolato sospeso e nella quale vi sia maggiore probabilità di esposizione umana alla polvere risospesa dall'attività di spazzamento meccanizzato tramite soffiatori sia la città di Treviso.

In base a queste considerazioni, la scelta della rosa di aree idonee al campionamento è stata effettuata combinando dati di traffico veicolare giornaliero (ottenuti tramite il comune di Treviso, Figure 33 e 34) con la caratteristica di potenziali situazioni *sensibili* (ad esempio presenza di scuole, università, ospedali, zone a elevata presenza di pedoni). Tali aree sono riportate in Tabella 4.

Tutti i dettagli riguardanti il protocollo di campionamento e analisi sono contenuti nell'allegato 1 "Protocollo di campionamento e analisi per la valutazione dell'impatto legato alla polverosità sollevata dall'attività di spazzamento meccanizzato eseguita in ambito urbano".

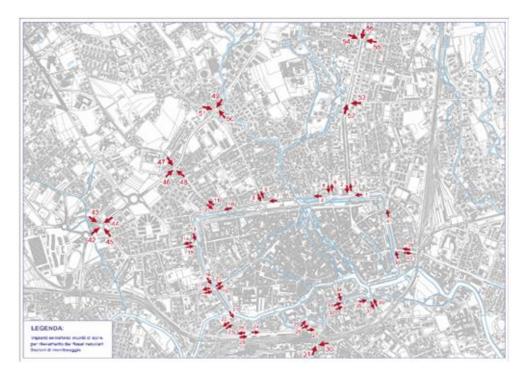


Figura 33: Mappa degli impianti semaforici muniti di spire per il rilevamento dei flussi veicolari nell'area di Treviso centro.



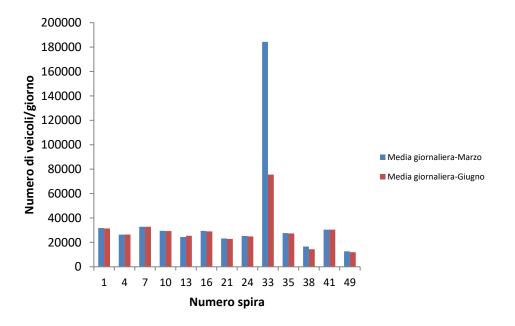


Figura 34: Istogramma relativo ai dati di traffico veicolare raccolti tramite le spire posizionate sugli impianti semaforici indicati in Figura 33 relativi all'anno 2019.

Tabella 4: potenziali aree strategiche di campionamento selezionate nella macro-area di Treviso-Mogliano.

Scuole presenti	scuola primaria "De Amicis";
	Istituti superiori "Duca degli Abruzzi", "Canova", "Besta".
	Istituti comprensivi "Serena" e "Pio X".
Servizi presenti nella zona	ufficio postale, biblioteca comunale di Treviso e biblioteca
	"città giardino", farmacia SS quaranta, museo Bailo.
Trasporti pubblici in zona	fermata SS quaranta (per autobus: 4, 6, 9, 10, 55, 61;
	corriere: 27 a, 104, 108, 109, 115, 116, 117, 118, 119, 120,
	170, 182) fermata viale San Giocondo-varco Caccianiga
	(autobus: 4,6,9,10,11,21,55,61)
	I
	2. Zona Piazza Vittoria



Scuole presenti	Scuola dell'infanzia statale (in via Tezzone);
	Scuola primaria "Aristide Gabelli";
	Istituti Superiori "Riccati", "Fleming", "Paideia".
Servizi presenti nella zona	ufficio postale centrale, supermercato (viale Cadorna), varie
	attività commerciali, cinema Corso, teatro comunale Del
	Monaco, chiesa di San Nicolò
Trasporti pubblici in zona	due fermate (autobus 4,6,9,11,21,55,61), vicinanza alla
	stazione dei treni e delle corriere, svincolo principale per il
	Duomo tramite via Gabriele D'Annunzio, parcheggio
3. Zona sta	zione (treni, autobus, corriere)
Scuole presenti	/
Servizi presenti nella zona	Stazione dei mezzi pubblici, biglietterie, parcheggio della
	stazione, sede INPS
Trasporti pubblici in zona	tutti
4. Zona Viale Fratelli Bandiera	incrocio con Vicolo Santa Margherita (spira 33)
Scuole presenti	Campus universitario Ca' Foscari;
	Università degli studi di Padova
Servizi presenti nella zona	Parcheggio "Dal Negro"
Trasporti pubblici in zona	Fermata via Fratelli Bandiera (autobus: 1, 3, 4, 9, 10, 11, 22,
	27a, 27b, 61, 104, 105)
	5. Zona Borgo Cavalli
Scuole presenti	Istituto comprensivo "Luigi Stefanini";
	Scuola dell'infanzia "Rubinato" (in via S. Girolamo)
Servizi presenti nella zona	Poliambulatorio ULSS, musei civici e chiesa di Santa
	Caterina, mercato in zona piazza del Grano (porta San Tommaso)



Trasporti pubblici in zona	Fermata piazza Matteotti (autobus 1, 7)
	Fermata Borgo Cavalli-Poliambulatorio (autobus 1, 7)
6. Zona Viale della Republ	olica incrocio con Viale Luzzati (spira 49-stazione di background)
Scuole presenti	/
Servizi presenti nella zona	Attività commerciali
Trasporti pubblici in zona	Fermata S. Bona Vecchia- Viale della Repubblica (autobus 55)
	Fermata Viale della Repubblica- Bivio Via Pisa (autobus 4)
	Fermata Viale Luzzati (autobus 115, 116)



7. Bibliografia

- (1) ISPRA. Qualità dell'ambiente urbano XIII Rapporto; 2017.
- (2) Garcia, C. A.; Yap, P.-S.; Park, H.-Y.; Weller, B. L. Association of long-term PM2.5 exposure with mortality using different air pollution exposure models: impacts in rural and urban California. *Int. J. Environ. Health Res.* **2016**, *26* (2), 145–157.
- (3) ISPRA. Focus su inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute; 2016; Vol. XII.
- (4) ISPRA. Qualità dell'ambiente urbano XIV Rapporto; 2018.
- (5) Marconi. Materiale particellare aerodisperso: definizioni, effetti sanitari, misura e sintesi delle indagini ambientali effettuate a Roma. *Ann. Dell Ist. Super. Di Sanita* **2003**, *39*, 329–342.
- (6) ARPAE. https://www.arpae.it/index.asp?idlivello=1459 https://www.arpae.it/index.asp?idlivello=1459.
- (7) ARPA Lombardia. https://www.arpalombardia.it/Pages/ARPA Home Page.aspx.
- (8) ARPAT. Progetto Regionale PATOS Particolato atmosferico in Toscana.
- (9) ARPAE. Ecoscienza Inquinamento dell'aria, analisi e strategie, i rischi per la salute. 1. 2017.
- (10) ARPAV http://www.arpa.veneto.it/temi-ambientali/aria/qualita-dellaria/metodologia/approfondimenti/inquinanti-atmosferici.
- (11) ISPRA. Qualità dell'ambiente urbano XII Rapporto Focus su inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute; 2016.
- (12) Chen, Z.; Xie, X.; Cai, J.; Chen, D.; Gao, B.; He, B.; Cheng, N.; Xu, B. Understanding meteorological influences on PM2.5 concentrations across China: A temporal and spatial perspective. *Atmospheric Chemistry and Physics*. Copernicus GmbH April 19, 2018, pp 5343–5358.
- (13) Dai, W.; Gao, J.; Cao, G.; Ouyang, F. Chemical composition and source identification of PM2.5 in the suburb of Shenzhen, China. *Atmos. Res.* **2013**.
- (14) Lai, S.; Zhao, Y.; Ding, A.; Zhang, Y.; Song, T.; Zheng, J.; Ho, K. F.; Lee, S. cheng; Zhong, L. Characterization of PM2.5 and the major chemical components during a 1-year campaign in rural Guangzhou, Southern China. *Atmos. Res.* **2016**.
- (15) Yang, Q.; Yuan, Q.; Li, T.; Shen, H.; Zhang, L. The relationships between PM2.5 and meteorological factors in China: Seasonal and regional variations. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2017**, *14* (12).
- (16) Hernandez, G.; Berry, T.-A.; Wallis, S. L.; Poyner, D. Temperature and Humidity Effects on Particulate Matter Concentrations in a Sub-Tropical Climate During Winter; 2017; pp 41–49.
- (17) Csavina, J.; Field, J.; Félix, O.; Corral-Avitia, A. Y.; Sáez, A. E.; Betterton, E. A. Effect of wind speed



- and relative humidity on atmospheric dust concentrations in semi-arid climates. *Sci. Total Environ.* **2014**, *487*, 82–90.
- (18) Masiol, M.; Squizzato, S.; Formenton, G.; Harrison, R. M.; Agostinelli, C. Air quality across a European hotspot: Spatial gradients, seasonality, diurnal cycles and trends in the Veneto region, NE Italy. *Sci. Total Environ.* **2017**.
- (19) Kouridis, C.; Samaras, C.; Hassel, D.; Mellios, G.; Mccrae, I.; Hickman, J.; Zierock, H.; Keller, M.; Rexeis, M.; Andre, M.; et al. EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook. **2018**, 1–143.
- (20) European Environmental Agency (EEA). Air quality in Europe 2018 report; 2018.
- (21) World Health Organization. WHO Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. **2005**.
- (22) ARPAV. Norme per l'istruzione ed il funzionamento dell'Agenzia Regionale per la Prevenzione Ambientale del Veneto (ARPAV); 1996.
- (23) ARPAV. Il monitoraggio della qualità dell'aria nella provincia di Treviso. 2018.
- (24) ARPAV. Inventario Regionale delle Emissioni in Atmosfera INEMAR Veneto 2015.
- (25) ARPAV. Indagine sul consumo domestico di biomasse legnose in Veneto. Risultati dell'indagine campionaria e stima delle emissioni in atmosfera. **2015**, 1–35.
- (26) UrbiStat. Densità abitativa provincia di Treviso https://ugeo.urbistat.com/AdminStat/it/it/demografia/dati-sintesi/treviso/26/3.
- (27) Tai, A. P. K.; Mickley, L. J.; Jacob, D. J. Correlations between fine particulate matter (PM2.5) and meteorological variables in the United States: Implications for the sensitivity of PM2.5 to climate change. *Atmos. Environ.* **2010**.
- (28) Kliengchuay, W.; Cooper Meeyai, A.; Worakhunpiset, S.; Tantrakarnapa, K. Relationships between Meteorological Parameters and Particulate Matter in Mae Hong Son Province, Thailand. *Int. J. Environ. Res. Public Health* **2018**, *15* (12).
- (29) Zheng, S.; Zhou, X.; Singh, R. P.; Wu, Y.; Ye, Y.; Wu, C. The spatio temporal distribution of air pollutants and their relationship with land-use patterns in Hangzhou City, China. *Atmosphere (Basel)*. **2017**.
- (30) Zhao, D.; Chen, H.; Yu, E.; Luo, T. PM_{2.5} /PM₁₀ ratios in eight economic regions and their relationship with meteorology in China. *Adv. Meteorol.* **2019**.
- (31) BSI standards publication. Workplace exposure Measurement of exposure by inhalation to chemical agents - Strategy for testing compliance with occupational exposure limit values. 2018, No. April.





VALUTAZIONE DELLA POLVEROSITÀ SOLLEVATA DALL'ATTIVITÀ DI SPAZZAMENTO STRADALE MECCANIZZATO IN AMBITO URBANO E VALUTAZIONE DI EVENTUALI MIGLIORIE

ALLEGATO 1: Relazione tecnico-scientifica fase b

Protocollo di campionamento e analisi per valutare l'impatto legato alla polverosità sollevata dall'attività di spazzamento meccanizzato eseguita in ambito urbano



Supervisore Scientifico: Prof. Antonio Marcomini

Responsabile Scientifico della ricerca: Dott.ssa Elena Badetti, PhD

Gruppo di lavoro:

Dott. Andrea Brunelli, PhD

Dott.ssa Silvia Breda, PhD

Dott.ssa Petra Scanferla, PhD



INDICE

1.	Obiettivo generale	4
2.	Campagne di campionamento	4
3.	Analisi sulla matrice campionata	5



1. Obiettivo generale

L'obiettivo generale è lo sviluppo di una metodica per valutare l'impatto legato alla polverosità sollevata dall'attività di spazzamento meccanizzato in ambito urbano mediante: i) studio del particolato risospeso e del suo tempo di rideposizione; ii) caratterizzazione del particolato risospeso dal punto di vista granulometrico, morfologico e chimico-fisico; iii) determinazione e quantificazione del contenuto di elementi metallici normati a livello sanitario e di ulteriori *marker* significativi del particolato risospeso; iv) determinazione e quantificazione del contenuto di composti organici potenzialmente pericolosi per la salute umana contenuti nel particolato risospeso.

La metodica proposta in questa fase del progetto potrebbe subire delle variazioni in corso di campionamento in base alle esigenze sperimentali richieste.

Nell'arco delle indagini, quindi, la procedura verrà validata e sarà pubblicata nella sua forma definitiva alla conclusione dei lavori¹.

Il protocollo di campionamento comprenderà **3** aree strategiche, selezionate combinando dati di PM₁₀, PM_{2.5}, traffico veicolare, parametri meteoclimatici, zone sensibili (presenza di scuole, università, ospedali, elevata presenza di pedoni) dell'area oggetto di studio. I campionamenti verranno effettuati nell'arco di due/quattro stagioni (**3** campionamenti per area strategica, per ogni stagione) in modo da ottenere dei dati sufficientemente rappresentativi di ciascuna area oggetto di studio

2. Campagne di campionamento

Per ogni area strategica il campionamento sarà così suddiviso:

- 1) campionamento del **particolato** presente sul **sedime stradale** (**road dust**) prima del passaggio del soffiatore (**per analisi qualitativa e quantitativa**); verrà prelevata una quantità di **road dust** compatibile con le analisi da effettuare;
- 2) campionamento del particolato risospeso attraverso 1 campionatore personale (per analisi qualitativa e quantitativa) sull'operatore che utilizza il soffiatore e 1 campionatore personale su un

¹si veda per cfr. relazione definitiva luglio 2020



operatore lontano dal soffiatore (bianco) – da 45min ad un massimo di 4h (per avere una quantità sufficiente per le analisi, considerando un flusso di aria prelevata di 2 l/min);

- 3) campionamento del particolato risospeso attraverso 1 analizzatore portatile di particelle (particles counter) da mantenere in una posizione fissa per misurare la distribuzione dimensionale delle particelle:
 - prima, durante e dopo il passaggio del soffiatore (per studiare soprattutto i processi di risospensione e ri-deposizione), il campionatore rimarrà fisso (fino ad almeno 20 metri di distanza lineare dall'operatore col soffiatore) per un tempo necessario a ricostruire una cinetica di sollevamento-deposizione del particolato.

Durante le attività di campionamento sarà necessario misurare anche i vari **parametri meteoclimatici** che influenzano il comportamento del particolato risospeso, quali direzione e velocità del vento, radiazione solare, temperatura e umidità relativa (queste ultime due potrebbero essere monitorate anche tramite l'analizzatore di particelle portatile).

3. Analisi sulla matrice campionata

Sulla matrice campionata andranno eseguite le analisi di seguito elencate:

- 1. caratterizzazione della granulometria tramite analizzatore di polveri portatile:
 - determinazione del *range* dimensionale mediante "scanning mobility particle sizer", che consente di caratterizzare il campione in base a diverse classi dimensionali (da 0.3 a 10 μm);
 - eventuale determinazione del numero delle particelle campionate, depositate su filtro.
- 2. studio morfologico e chimico-fisico.

Determinazione della morfologia delle particelle tramite microscopia elettronica a scansione (SEM), accoppiata a spettroscopia EDX (*Energy Dispersive X-ray Analysis*) per l'analisi elementare dei campioni raccolti nei filtri dei vari campionatori:

- caratterizzazione chimico-fisica del particolato tramite diffrazione a raggi X (XRD) e spettroscopia infrarossa (FT-IR) (compatibilmente con le quantità di campione prelevate).
- Caratterizzazione chimica della polvere campionata dal punto di vista degli elementi metallici (sia per campionatori mobili che fissi):



- determinazione di As, Cd, Ni, Pb più altri marker del road dust risospeso (e.g. Zn, Cu, Cr perché probabili traccianti del traffico veicolare; Fe, Al, Mn derivanti da usura pavimentazione e terreno circostante; Co, Hg, Mo, Sn, derivanti da altre attività antropiche quali fonderie, attività minerarie, raffinerie, inceneritore, etc.).
- 4. Caratterizzazione chimica della polvere campionata dal punto di vista degli **inquinanti organici** (sia per campionatori mobili che fissi):
 - analisi degli IPA (16 composti ritenuti di maggiore rilevanza tossicologica dall'EPA: acenaftene, acenaftilene, antracene, benzo(a)antracene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, benzo(a)pirene, dibenzo(a,h)antracene, benzo(g,h,i)perilene, crisene, fenantrene, fluorantene, fluorene, indeno(1,2,3-c,d)pirene, naftalene e pirene) contenuti nel PM atmosferico.