



Comune di  
Milano

DIREZIONE MOBILITÀ, AMBIENTE E ENERGIA

ALLEGATO 4  
ALLEGATO ALLA PROPOSTA  
DI DELIBERAZIONE  
ATTI P.G. N. 3925 / 2018  
Composto da pag. 47  
IL DIRETTORE DI SETTORE

arch. Giuseppina Sordi

Milano,

Comune di Milano  
DIR MOBIL AMB  
DIR MOBILITA', AMBIENTE E  
PG 0445997 / 2018  
Del 12/10/2018 14:13:00  
ORIGINALE  
A: DIR MOBIL AMB ENER-SEGR  
DIR

**PIANO DI AZIONE PER L'ENERGIA SOSTENIBILE (PAES)  
DEL COMUNE DI MILANO**

IL SEGRETARIO GENERALE  
(Dott. Fabrizio Dall'Acqua)

**VALUTAZIONE AMBIENTALE STRATEGICA  
PARERE MOTIVATO FINALE**

**L'AUTORITÀ COMPETENTE  
D'INTESA CON L'AUTORITÀ PROCEDENTE**

**Richiamati:**

- la Direttiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 27 giugno 2001 concernente la valutazione degli effetti di determinati Piani e Programmi sull'ambiente;
- il Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n. 152 e successive modifiche, e in particolare il Titolo I "Principi generali per le procedure di VIA, di VAS e per la valutazione d'incidenza e l'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA)" e il Titolo II "La Valutazione Ambientale Strategica";
- la Legge Regionale 11 marzo 2005 n. 12 e successive modifiche, avente ad oggetto "Legge per il governo del territorio", ed in particolare l'art. 4 "Valutazione ambientale dei piani", legge con la quale la Regione Lombardia già dava attuazione alla citata Direttiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 27 giugno 2001;
- la Deliberazione del Consiglio Regionale Lombardia n. 8/351 del 13 marzo 2007, che ha approvato gli "Indirizzi generali per la valutazione ambientale di piani e programmi", in attuazione dell'art. 4, comma 1, della Legge Regionale 11 marzo 2005 n. 12 e successive modifiche;
- la Deliberazione della Giunta Regionale Lombardia n. 8/6420 del 27 dicembre 2007 n. 8/6420, che ha approvato la "Determinazione della procedura di Valutazione Ambientale di piani e programmi - VAS", come modificata dalla Deliberazione della Giunta Regionale Lombardia n. 8/10971 del 30 dicembre 2009 ed entrambe, successivamente, modificate ed integrate dalla Deliberazione della Giunta Regionale Lombardia n. 9/761 del 10 novembre 2010;
- l'Allegato 1 alla citata Deliberazione della Giunta Regionale del 10 novembre 2010 n. 9/761;
- l'art. 107 del Decreto Legislativo del 18 agosto 2000 n. 267;
- l'art. 71 del vigente Statuto del Comune di Milano;



Premesso che:

- con le decisioni del Consiglio dell'8 e 9 marzo 2007, l'Unione Europea, per far fronte alle conseguenze derivanti dai mutamenti climatici, si è posta per il 2020 l'obiettivo di ridurre le proprie emissioni di CO2 di almeno il 20% rispetto ai livelli del 1990, di aumentare del 20% il livello di efficienza energetica rispetto alle previsioni tendenziali e di aumentare la quota di utilizzo delle fonti rinnovabili, giungendo al 20% sul totale del fabbisogno energetico dell'Unione;
- la Commissione Europea, nell'ambito della seconda edizione della Settimana europea dell'energia sostenibile (EUSEW 2008), ha promosso il Patto dei Sindaci (Convent of Mayors), iniziativa mirata a coinvolgere attivamente, su base volontaria, le città europee nella lotta al cambiamento climatico e al raggiungimento degli obiettivi di cui sopra;
- con la Decisione 2009/406/CE del 23 aprile 2009, l'Unione Europea ha fissato specifici obiettivi per gli Stati Membri, nei settori non rientranti nell'Emission Trading System, assegnando all'Italia un obiettivo di riduzione delle emissioni di gas serra del 13% al 2020 rispetto al 2005;
- il Comune di Milano ha approvato con Deliberazione di Giunta Comunale n. 85 del 28 gennaio 2009, successivamente convalidata con Deliberazione di Consiglio Comunale n. 25 del 9 luglio 2012, la formale adesione al Patto dei Sindaci, impegnandosi a promuovere le azioni richieste dall'Unione Europea, fra cui l'elaborazione del Piano d'Azione per l'Energia Sostenibile (di seguito PAES);
- con la suddetta deliberazione il Comune di Milano ha aderito a tale iniziativa, condividendo le finalità e assumendosi gli impegni che la medesima comporta in particolare impegnandosi:
  - ad andare oltre gli obiettivi fissati per l'UE al 2020;
  - a preparare un inventario base delle emissioni;
  - a presentare il PAES;
  - ad adattare le strutture delle città;
  - a mobilitare la società civile nelle proprie aree geografiche al fine di sviluppare il piano di azione;
  - a presentare su base biennale un rapporto sull'attuazione;
  - a condividere la propria esperienza con le altre unità territoriali;
  - a organizzare, in cooperazione con la Commissione Europea ed altri attori interessati, eventi specifici;
  - a partecipare attivamente alla Conferenza annuale UE dei Sindaci;
  - a diffondere il messaggio del Patto;
  - ad accettare le clausole di estromissione dal Patto in caso degli inadempienti dallo stesso previsti;
- a seguito dell'esito del referendum consultivo cittadino del 12 e 13 giugno 2011, quesito n. 4, l'Amministrazione ha preso atto della volontà dei milanesi di dotare la città di Milano di *"un piano per l'energia sostenibile ed il clima che lo impegni negli obiettivi europei di riduzione di almeno il 20% delle emissioni di gas responsabili dell'effetto serra nel dimezzamento delle principali emissioni inquinanti connesse al riscaldamento degli edifici"*;

Dato atto che:

- con Deliberazione di Giunta Comunale n. 135 del 31 gennaio 2014, divenuta immediatamente esecutiva, sono state approvate le linee di indirizzo per l'avvio del procedimento di elaborazione del PAES ed il relativo procedimento di VAS;
- in attuazione della succitata Deliberazione di Giunta Comunale, con Determinazione Dirigenziale n. 20/2014 dell'11 febbraio 2014 (PG n. 97714/2014) del Direttore del Settore Politiche Ambientali ed Energetiche (ora Area Ambiente e Energia):
  - è stato avviato il procedimento di elaborazione del PAES;
  - è stata avviato il relativo procedimento di VAS;
  - è stata individuata l'Autorità Competente per il procedimento VAS nella persona del Direttore della Direzione Centrale Mobilità, Trasporti, Ambiente ed Energia (ora Direzione Mobilità, Ambiente ed Energia);
- il relativo avviso del procedimento è stato pubblicato all'Albo Pretorio del Comune di Milano dall'11 febbraio 2014 al 26 febbraio 2014, sul sito web del Comune di Milano e sul sito web regionale (SIVAS);
- con Determinazione Dirigenziale n. 23/2014 del 19 febbraio 2014 (PG n. 121399/2014) il Direttore del Settore Politiche Ambientali ed Energetiche (ora Area Ambiente e Energia), d'intesa con il Direttore della Direzione Centrale Mobilità, Trasporti, Ambiente ed Energia (ora Direzione Mobilità, Ambiente ed Energia) ha individuato i soggetti competenti in materia ambientale, gli Enti territorialmente interessati, i soggetti funzionalmente interessati e i singoli settori del pubblico interessati all'iter di VAS relativa alla redazione del PAES ed hanno altresì dato atto delle modalità di svolgimento della VAS medesima e delle modalità di informazione e comunicazione, in conformità a quanto previsto dalla D.G.R. n. IX/761 del 10 novembre 2010;
- Di tale provvedimento è stata data pubblicità sul sito web del Comune di Milano e sul sito regionale (SIVAS);
- in data 28 febbraio 2014, fino al 14 aprile 2014, è stato messo a disposizione, al fine consentire la presentazione di osservazioni, pareri e contributi, il Rapporto Preliminare (Documento di Scoping), unitamente al Documento di Indirizzo per lo Sviluppo del Piano, relativi alla procedura di VAS, anche ai fini della prima Conferenza di Valutazione, tramite pubblicazione sul sito web del Comune di Milano e sul sito web regionale (SIVAS), nonché mediante deposito in libera visione presso il Palazzo Comunale. Di tale deposito è stata data comunicazione, attraverso posta elettronica certificata, anche a tutti gli Enti ed i soggetti interessati individuati con Determina Dirigenziale succitata;
- in data 18 marzo 2014, si è svolta la prima Conferenza di Valutazione il cui verbale è allegato, quale parte integrante e sostanziale, al Parere Motivato rilasciato nell'ambito della procedura di VAS in data 7 gennaio 2016, in atti PG n. 4874 pari data. Tale Conferenza è stata convocata mediante posta elettronica certificata inviata a tutti gli Enti ed i soggetti interessati individuati con Determina Dirigenziale succitata;
- nelle date 15 e 16 maggio 2014, nell'ambito delle iniziative volte all'informazione e partecipazione del pubblico, si sono svolti tavoli tematici con i principali portatori di



interesse, i cui verbali sono allegati, quali parti integranti e sostanziali, al Parere Motivato rilasciato nell'ambito della procedura di VAS in data 7 gennaio 2016, in atti PG n. 4874 pari data. I tavoli tematici, aventi quale punto di discussione l'efficientamento energetico rispettivamente degli edifici residenziali, del settore terziario e degli edifici pubblici, hanno dato avvio al percorso di elaborazione e condivisione del Piano;

- con Deliberazione di Giunta Comunale n. 1385 del 30 luglio 2015 la Giunta Comunale ha preso atto dei documenti redatti relativi al Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES): Documento di Piano, Rapporto Ambientale e Sintesi non Tecnica; tali documenti hanno tenuto conto delle osservazioni, dei pareri e dei contributi precedentemente pervenuti;
- a seguito della suddetta Deliberazione, in data 31 luglio 2015, fino al 15 ottobre 2015, sono stati messi a disposizione: la proposta di Documento di Piano, il Rapporto Ambientale e la Sintesi non Tecnica, anche ai fini della Conferenza di Valutazione finale, mediante pubblicazione sul sito web del Comune di Milano e sul sito web regionale (SIVAS), nonché mediante deposito in libera visione presso il palazzo comunale. Di tale deposito è stata data notizia alla cittadinanza attraverso pubblicazione dell'avviso su Albo Pretorio, oltre che attraverso comunicazione sul sito web comunale e a tutti i soggetti interessati mediante posta elettronica certificata;
- in data 22 settembre 2015, si è svolta sia la Conferenza di Valutazione finale, convocata mediante posta elettronica certificata inviata a tutti i soggetti interessati sia il forum pubblico, indetto attraverso comunicato stampa apparso sul sito web del Comune di Milano; i verbali della Conferenza di Valutazione finale e del Forum sono allegati, quali parti integranti e sostanziali, al Parere Motivato rilasciato nell'ambito della procedura di VAS in data 7 gennaio 2016, in atti PG n. 4874 pari data.
- entro il termine ultimo previsto, sono pervenuti pareri e contributi, anche da parte degli Enti e dei soggetti competenti e interessati, invitati nella citata Conferenza per gli specifici aspetti di competenza, integralmente allegati al Parere Motivato rilasciato nell'ambito della procedura di VAS in data 7 gennaio 2016, in atti PG n. 4874 pari data;
- tutte le osservazioni ed i contributi pervenuti sono stati esaminati dall'Autorità Competente, d'intesa con l'Autorità Procedente, l'esito della valutazione è contenuto nell'allegato n. 6 ad oggetto "*Controdeduzioni alle osservazioni pervenute nell'ambito del processo di VAS del Piano di Azione per l'Energia sostenibile (PAES)*", allegato al Parere Motivato rilasciato nell'ambito della procedura di VAS in data 7 gennaio 2016, in atti PG n. 4874 pari data;
- in data 07 gennaio 2016, in atti P.G. n. 4874 pari data, l'Autorità Competente d'intesa con l'Autorità Procedente ha espresso, ai sensi dell'art. 11, comma 2, lettera c), e dell'art. 15, comma 1, del Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, così come da ultimo modificato dal Decreto Legislativo del 29 giugno 2010 n. 128, e dell'art. 4, comma 3 quater, lettera c), della Legge Regionale Lombardia 11 marzo 2005 n. 12, così come modificata dalla Legge Regionale n. 3 del 21 febbraio 2011, parere favorevole circa la compatibilità ambientale del Piano di Azione per l'Energia sostenibile (PAES), a condizione che vengano recepite le previsioni ed indicazioni contenute nel Rapporto Ambientale e nella Sintesi non Tecnica, nonché vengano ottemperate le prescrizioni contenute nel documento denominato "*Controdeduzioni alle osservazioni pervenute nell'ambito del processo di VAS del Piano di Azione per l'Energia sostenibile (PAES)*", allegato al Parere Motivato (Allegato 6);



- la documentazione elaborata per il PAES (Documento di Piano e Rapporto Ambientale) è stata successivamente modificata ed integrata per tener conto delle prescrizioni del Parere Motivato sulla compatibilità ambientale ai fini della successiva adozione in Consiglio Comunale;
- ai sensi della normativa vigente sulla VAS, nel gennaio 2016 è stata elaborata la Dichiarazione di Sintesi da parte dell'Autorità Procedente, in atti P.G. 58883 del 3 febbraio 2016, necessaria ai fini del successivo procedimento di adozione in Consiglio Comunale del Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES);
- in data 19 febbraio 2016, è stata inoltrata al Consiglio Comunale, previo esame favorevole della Giunta Comunale, la proposta di deliberazione avente come oggetto l'adozione del Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES) del Comune di Milano. L'iter di adozione in Consiglio Comunale non è stato portato a termine a seguito del rinnovo degli organi comunali, in occasione dello scioglimento naturale dei precedenti, avvenuto nel giugno 2016;
- tenendo conto del tempo intercorso dalla Deliberazione di Giunta Comunale 1385/2015, con cui la stessa ha preso atto dei documenti del piano ai fini dello svolgimento della procedura di VAS, il Documento di Piano e il Rapporto Ambientale sono stati aggiornati in base allo stato di avanzamento delle azioni ivi descritte. Non essendo tali revisioni sostanziali, le medesime non hanno determinato modifiche tali da influire sugli esiti della procedura di VAS;
- a seguito delle revisioni di cui al punto precedente, è stata pertanto aggiornata la Dichiarazione di Sintesi da parte dell'Autorità Procedente, in atti P.G. 61625/2018 del 7 febbraio 2018, necessaria ai fini del successivo procedimento di adozione in Consiglio Comunale del Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES);
- in data 7 giugno 2018, l'Amministrazione comunale, con Deliberazione del Consiglio Comunale n. 25 pari data, ha adottato il Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES) del Comune di Milano, corredato dai documenti inerenti la VAS (Rapporto Ambientale, Parere Motivato, Dichiarazione di Sintesi);
- in data 14 luglio 2018, al fine di consentire la presentazione di osservazioni, pareri e contributi, sono stati messi a disposizione gli atti relativi al Piano di Azione per l'Energia Sostenibile (PAES) del Comune di Milano, tramite pubblicazione sul sito web del Comune di Milano, nonché mediante deposito in libera visione presso la sede dell'Area Ambiente e Energia del Comune di Milano, a far data dal 14 luglio 2018 all'11 settembre 2018, termine prorogato al 1° ottobre 2018 con determinazione dirigenziale n. 59/2018. Di tale pubblicazione è stata data comunicazione alla cittadinanza attraverso il sito web comunale e mediante avviso all'Albo Pretorio comunale, come da documentazione agli atti dell'Area Ambiente e Energia;
- entro il termine ultimo previsto, all'Amministrazione sono pervenuti n. 2 contributi (entrambi integralmente allegati al presente Parere Motivato (Allegato A), presentati dai seguenti osservanti:
  - Assopetroli-Assoenergia, con nota pervenuta via email in data 3 settembre 2018 (Atti Comune di Milano P.G. n. 379721 del 04 settembre 2018)
  - dott. Ing. Antonio Casellato con nota pervenuta via email in data 4 settembre 2018 (Atti Comune di Milano P.G. n. 392086 del 12 settembre 2018)



**Valutato altresì che:**

- il contributo presentato da Assopetroli – Assoenergia, in quanto inerente ad aspetti di VAS, è tenuto in considerazione ai fini del presente Parere e, pertanto, valutato e controdedotto dall’Autorità Procedente, d’intesa con l’Autorità Competente, e che a seguito della suddetta valutazione e controdeduzione, riportata nel dettaglio nell’Allegato B al presente Parere, il contributo stesso non debba essere accolto;
- la nota del dott. Ing. Antonio Casellato non debba essere tenuta in considerazione ai fini dell’elaborazione del presente Parere, in quanto la medesima non presenta carattere di osservazione, riportando in allegato uno stralcio del Rapporto ‘Qualità dell’ambiente urbano – XIII Rapporto – edizione 2017’, redatto da ISPRA, senza tuttavia contenere osservazioni, pareri e/o contributi relativamente alla documentazione di piano e VAS messa a disposizione;
- il precedente Parere Motivato, oggetto di adozione con Deliberazione di Consiglio Comunale n. 25 del 7 giugno 2018, non indicava una tempistica puntuale di avvio delle attività di monitoraggio previste dalla procedura di VAS;

**per tutto quanto esposto**

**DECRETA**

1. di confermare - ai sensi dell’art. 11, comma 2, lettera c), e dell’art. 15, comma 1, del Decreto Legislativo 3 aprile 2006 n.152, così come da ultimo modificato dal Decreto Legislativo del 29 giugno 2010 n. 128, e dell’art. 4, comma 3 *quater*, lettera c), della Legge Regionale Lombardia 11 marzo 2005 n. 12, così come modificata dalla Legge Regionale n. 3 del 21 febbraio 2011 - parere favorevole circa la compatibilità ambientale del Piano di Azione per l’Energia sostenibile (PAES) a condizione che vengano recepite le previsioni e le indicazioni contenute nel Rapporto Ambientale e nella Sintesi non Tecnica,
2. di avviare le attività di monitoraggio previste dalla procedura di VAS, di cui al cap. 8 del Rapporto Ambientale, per consentirne una rendicontazione entro 2 anni dalla data di approvazione del PAES, in coerenza con il monitoraggio e le tempistiche previste dalle Linee Guida del Covenant of Mayors;
3. di prevedere, nell’ambito delle attività di monitoraggio di cui al p.to 2 l’eventuale rimodulazione degli indicatori di monitoraggio previsti nel Rapporto Ambientale, a seguito di:
  - a. coordinamento e integrazione con le attività di monitoraggio di altri piani e/o programmi che hanno influenza sulle previsioni del PAES (quali ad esempio il Piano Urbano della Mobilità Sostenibile e il Piano di Governo del Territorio);
  - b. sopravvenute norme di settore.

**DISPONE**

4. che l’Autorità Procedente provveda alla trasmissione del presente Parere Motivato Finale ai soggetti competenti in materia ambientale, agli Enti territorialmente interessati ed ai soggetti funzionalmente interessati, individuati con Determinazione Dirigenziale del Direttore del



Settore Politiche Ambientali ed Energetiche (oggi Area Ambiente e Energia) n. 23/2014 del 19 febbraio 2014 (PG n. 121399/2014);

5. che l'Autorità Procedente provveda alla divulgazione del presente parere per mezzo di pubblicazione sul sito web del Comune di Milano e della Regione Lombardia (SIVAS), nonché all'Albo Pretorio del Comune di Milano.

IL DIRETTORE DELLA DIREZIONE  
MOBILITÀ, AMBIENTE ED ENERGIA

AUTORITÀ COMPETENTE VAS

Filippo SALUCCI

VISTO D'INTESA

IL DIRETTORE DELL'AREA  
AMBIENTE E ENERGIA

AUTORITÀ PROCEDENTE VAS

Giuseppina SORDI



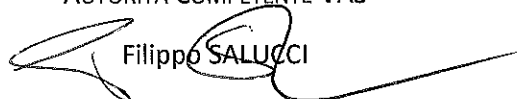


# PARERE MOTIVATO FINALE - PAES

## ALLEGATO A

IL DIRETTORE DELLA DIREZIONE  
MOBILITÀ, AMBIENTE ED ENERGIA

AUTORITÀ COMPETENTE VAS

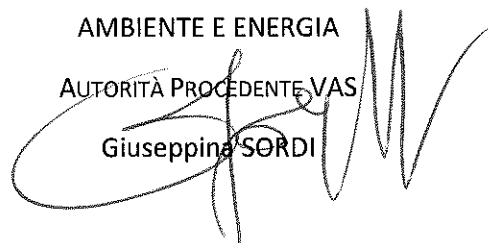
  
Filippo SALUCCI

VISTO D'INTESA

IL DIRETTORE DELL'AREA

AMBIENTE E ENERGIA

AUTORITÀ PROCEDENTE VAS

  
Giuseppina SORDI



# **CONTRIBUTO N. 1**

**Assopetroli-Assoenergia**

**Atti Comune di Milano P.G. n. 379721 del 4 settembre 2018**



**PEC**

---

**Da:** Info Assopetroli <info@assopetroli.it>  
**Inviato:** lunedì 3 settembre 2018 16:24  
**A:** attuazionepoliticheambiente@cert.comune.milano.it  
**Oggetto:** PAES Milano: contributo Assopetroli-Assoenergia  
**Allegati:** Studio Palmer gasolio riscaldamento.pdf; Contributo Assopetroli-Assoenergia al PAES Milano 03 09 2018.pdf

**Alla c.a. del Direttore dell'Area Ambiente ed Energia, Arch. Giuseppina Sordi**

Gentile Arch. Sordi,

trasmettiamo in allegato una nota a firma del Presidente Andrea Rossetti, che riporta alcune osservazioni e proposte riferite al Piano d'Azione per l'Energia Sostenibile del Comune di Milano.

A supporto della nota si allega inoltre uno studio tecnico scientifico realizzato da Pa.L.Mer. Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale e Innovhub- Stazioni Sperimentali per l'Industria. L'occasione ci è gradita per ringraziarLa per l'attenzione e per comunicarLe la piena disponibilità dell'Associazione ad ulteriori confronti.

Cordiali saluti

**Segreteria Generale**  
ASSOPETROLI - ASSOENERGIA  
Via S. Martino della Battaglia 25  
00185 Roma, T. +39 06 6861505  
[info@assopetroli.it](mailto:info@assopetroli.it)  
[www.assopetroli.it](http://www.assopetroli.it)



ASSOPETROLI  
Assoenergia



Roma, 9 Luglio 2018

Regione Lombardia  
Assessore Clima e Ambiente  
**Raffaele Cattaneo**

Comune di Milano  
Assessore a Mobilità e Ambiente  
**Marco Granelli**

**OGGETTO: Consultazione pubblica sul Piano d'Azione per l'Energia Sostenibile (PAES) adottato dal Consiglio Comunale di Milano – contributo di Assopetroli-Assoenergia.**

#### **Premessa**

Assopetroli-Assoenergia è l'associazione di imprenditori italiani che da settant'anni rappresenta e tutela gli interessi delle piccole e medie imprese che operano nei settori del commercio all'ingrosso dei prodotti petroliferi per l'industria, l'agricoltura, la marina, l'aviazione, il riscaldamento e l'autotrasporto; del commercio al dettaglio di carburanti attraverso la rete dei distributori stradali che offrono anche le prestazioni collaterali connesse; dei servizi per il risparmio e l'efficienza energetica degli impianti di climatizzazione; della logistica petrolifera, gestione di depositi di stoccaggio e di flotte per la distribuzione. I nostri associati rispondono complessivamente per il 75% al fabbisogno del mercato nazionale della distribuzione dei prodotti petroliferi ed energetici.

Con la presente nota intendiamo fornire il nostro contributo nell'ambito dei lavori di definizione del Piano d'Azione per l'Energia Sostenibile (PAES), preliminarmente adottato dal Consiglio Comunale di Milano con la delibera n°25 del 7 giugno 2018.

Tra gli annunciati provvedimenti attuativi del Piano, in particolare, ci soffermeremo sulla proposta di vietare l'utilizzo del gasolio da riscaldamento negli impianti termici, a far data dal 2023.





ASSOPETROLI  
Assoenergia



Lo studio "Analisi di emissioni gassose convogliate di una caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio" condotto da Pa.L.Mer. Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale ed Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria (riportato in allegato) ha evidenziato i notevoli benefici che deriverebbero invece dall'impiego nel riscaldamento di gasolio autotrazione EN590, rispetto al gasolio tradizionale da riscaldamento.

Assopetroli-Assoenergia ha voluto con questo studio fornire un contributo tecnico scientifico finalizzato a migliorare lo stato delle conoscenze sulle emissioni dei combustibili liquidi negli impianti termici, in considerazione del fatto che il gasolio è utilizzato attualmente dal 3,7% degli impianti residenziali a livello nazionale e rappresenta la fonte meno utilizzata nel settore (ISTAT "I consumi energetici delle famiglie" - 2015).

Riteniamo che i risultati ottenuti forniscano un importante contributo per l'innovazione delle policy. La sostituzione del gasolio riscaldamento (zolfo 1000 ppm) con il gasolio autotrazione EN590 (zolfo 10 ppm) nella produzione del calore – in luogo di una messa al bando *tout court* del gasolio – permetterebbe una riduzione immediata delle emissioni del macrosettore residenziale, senza penalizzare i Consumatori e le imprese.

Lo studio rappresenta uno strumento utile per consentire ai decisori pubblici di legiferare in modo più accurato. Occorre infatti che la normativa di settore sia orientata alla sostenibilità complessiva, senza prescindere dagli aspetti legati all'innovazione tecnologica e alla competitività generale del sistema paese.

Diversamente, norme di generica interdizione di talune macrocategorie di combustibili impongono costi indebiti e sproporzionati su Consumatori e imprese, senza produrre un miglioramento effettivo del contesto emissivo.

### L'utilizzo del gasolio EN590 negli impianti termici

Lo studio condotto ha innanzitutto evidenziato che le concentrazioni di polveri generate dai due combustibili a confronto (gasolio riscaldamento con tenore di zolfo 1000 ppm e gasolio autotrazione





10 ppm), misurate in termini di PM risultano basse, al limite di rilevabilità strumentale, e si attestano sui valori dello stesso ordine di grandezza delle emissioni del gas naturale su caldaie di analoga potenza e tecnologia.

Anche per quanto riguarda CO e NOx, i valori misurati per entrambi i combustibili risultano statisticamente non differenti rispetto ai valori misurati su impianti di riscaldamento alimentati a combustibili gassosi.

Ciò evidenziato, riteniamo che la sostituzione del gasolio per riscaldamento tradizionale con il gasolio autotrazione EN590 determinerebbe i seguenti benefici in quanto:

- è una soluzione efficace e di immediata attuazione. Il gasolio auto è largamente disponibile sul mercato per la carburazione dei motori e risponde a requisiti ambientali molto più stringenti;
- permette di abbattere fino a cento volte le emissioni di zolfo delle centrali termiche a gasolio, e di oltre cinque volte l'emissione delle frazioni submicrometriche del particolato;
- riduce la produzione di gas a effetto serra in misura proporzionale alla percentuale di biodiesel che contiene in base alla specifica EN590 (ad oggi fino al 7%);
- essendo un prodotto più avanzato rappresenta una valida alternativa rispetto ad altre fonti estremamente diffuse e infinitamente più impattanti come le biomasse legnose. Su base nazionale il consumo di queste ultime nel residenziale è stimato intorno ai 19 milioni di tonnellate/anno (ISTAT - 2015) e contribuisce al 99% alle emissioni di particolato secondario nel settore civile (ENEA "Gli impatti energetici e ambientali dei combustibili nel settore residenziale" - 2015).

A fronte di questi benefici immediati e rilevanti, l'impiego del gasolio autotrazione per il riscaldamento non avrebbe effetti negativi in quanto:

- può essere sostituito nelle centrali termiche a gasolio senza modifica degli impianti, a investimento zero per i Consumatori;
- può essere acquistato a parità di costo industriale e di carico fiscale rispetto al gasolio riscaldamento tradizionale, senza aggravio di spesa: (accisa 403 euro per 1.000 litri; Iva







ordinaria 22%) poiché la tassazione dei prodotti energetici è legata alla finalità di utilizzo che rimarrebbe quella per il riscaldamento ;

- rappresenta una soluzione di facile reperibilità e di utilizzo sicuro, funzionale anche a mantenere la necessaria diversificazione delle fonti energetiche;
- garantisce la pluralità del mercato e il rispetto dei principi di libera circolazione delle merci e tutela della concorrenza;
- salvaguarda le piccole e medie imprese operanti nel settore della distribuzione dei combustibili liquidi e il loro indotto. Negli ultimi 20 anni il consumo del gasolio a livello nazionale è drasticamente calato, da circa 7 milioni di tonnellate a meno di 1,5 milioni di tonnellate;
- per quanto sopra esposto l'utilizzo del gasolio autotrazione EN590, a parità di impatto sulla qualità dell'aria rispetto ai principali vettori gassosi, non avrebbe esternalità negative su consumatori e imprese.
- va infine considerato che il sistema produttivo e distributivo dei combustibili sarebbe in grado di attuare il passaggio al nuovo standard proposto in tempi immediati. Ovvero già dalla prossima stagione termica 2018-2019 con tempestive ricadute positive sul governo delle emissioni da riscaldamento.

## Conclusioni

Assopetroli-Assoenergia ritiene che il PAES e le relative norme attuative debbano perseguire con efficacia gli obiettivi ambientali. Per questo occorre che tengano conto delle conoscenze più avanzate, prevedendo misure neutrali dal punto di vista tecnologico e non sproporzionate.

Diversamente si porrebbero in essere restrizioni della concorrenza lesive degli interessi di Consumatori e imprese che potrebbero rivelarsi non giustificate. Una simile eventualità, infatti, si era già concretizzata nella Regione Lazio, dove il solo divieto di utilizzo dei combustibili liquidi per il riscaldamento, imposto dal Piano di Qualità dell'Aria, aveva sottratto un volume di affari di circa 300 milioni di euro l'anno a un settore economico, senza ottenere nessun effetto positivo sulla qualità dell'aria. A fronte delle evidenze scientifiche sopra richiamate, la Regione Lazio ha infine provveduto all'eliminazione di tale divieto, a partire dal 1° gennaio 2017, quando però, purtroppo, le aziende





ASSOPETROLI  
Assoenergia



rappresentate dalla nostra Associazione avevano già perso nel solo Lazio il 75% del proprio volume di affari (fonte dati Mise).

Auspichiamo pertanto che le norme attuative del PAES possano tenere conto di quanto esposto in precedenza e più diffusamente trattato nel citato studio Pa.L.Mer. Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale (Ente di ricerca partecipato dalla stessa Regione Lazio) ed Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria.

Restiamo a piena disposizione per fornire tutte le ulteriori informazioni che fossero necessarie.

Con osservanza.

Il Presidente

*Andrea Rossetti*



Assopetroli Assoenergia  
Largo dei Fiorentini, 1  
00186 Roma  
c.d. dott. Andrea Rossetti  
Presidente

Ferentino, 15 Luglio 2016

Gent.mo pres. dott. Andrea Rossetti,

nel trasmetterle in allegato il rapporto tecnico "Analisi di emissioni gassose convogliate di una caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio", nel quale vengono dettagliatamente e approfonditamente descritte e commentate le risultanze delle attività di prova svolte a San Donato Milanese dal 21 al 23 Giugno sugli impianti Innovhub opportunamente strumentati, si ritiene opportuno, per una contestualizzazione di questi dati alla realtà regionale del Lazio, corredarli delle seguenti considerazioni tecniche di contesto.

**Differenze non significative**, in prima disposizione, sono state stimate tra le emissioni di polveri di impianti alimentati con gasolio per autotrazione rispetto ai valori tipici degli impianti a gas naturale e GPL (vedi letteratura tecnica citata nella relazione). In realtà tali differenze risulterebbero irrilevabili con i soliti dati massici (polveri totali, PM10, PM2,5) che invece i nostri strumenti di misura delle polveri ultrafini evidenziano con chiarezza. I dati emissivi in tal senso risultano più che positivi, pur provenendo da un gasolio con contenuto di zolfo non al limite delle specifiche, il che fa ipotizzare possibili ulteriori miglioramenti emissivi qualora si puntasse sulla qualità dei combustibili privi completamente di zolfo. A questo va aggiunta la specificità del prodotto "gasolio per autotrazione" di essere miscelato al 7% con biodiesel e che contribuisce al raggiungimento degli obiettivi di decarbonizzazione fissati dalla Regione Lazio.

Infine, alla luce di quanto esposto in precedenza vanno condivise le Vs considerazioni, sia in merito al rischio che nelle condizioni attualmente in vigore l'obbligo di conversione degli impianti alimentati a gasolio verso il gas o il GPL finisca in realtà per favorire l'ulteriore aumento del consumo di biomassa, sia che la struttura attuale di prezzi e incentivi così marcatamente sbilanciata a favore delle biomasse vada ad incoraggiare il passaggio verso questa fonte (ie: esenzione di accisa, IVA al 10% su legna, 50% di economia informale non tassata stimata da ISTAT nel 2014). In tale ottica diventa urgente, sia un aggiornamento dell'Inventario delle Emissioni ovviamente arricchito dei dati sulle polveri ultrafini che forniscono approfondimenti sui contributi delle singole fonti, sia l'istituzione nel Lazio del Catasto Regionale degli Impianti Termici (DPR 74/2013) obbligatorio dal 31/12/2014, strumenti entrambi utili se non necessari a consentire una reale vigilanza sul settore.

Il Presidente

(prof. Paolo Viga)

Pa.L.Mer. società consortile a r.l.

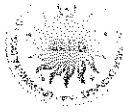
Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale  
Cap. Soc. € 685.020,00 – C.F. e P.IVA 01695130599  
info@parcopalmer.it – Pec: palmer@legalmail.it  
www.parcopalmer.it

Sede Legale

Via Carrara, 12/A – 04100 Latina (LT)  
Tel. 0773.40.36.16 – Fax 0773.63.02.02  
latina@parcopalmer.it

Sede Amministrativa

Via Casilina Nord, 246 (km. 68,200) – 03013 Ferentino (FR)  
Tel. 0775.24.00.13 – Fax 0775.24.51.90  
ferentino@parcopalmer.it



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



PaL.Mer.

PaL.Mer.  
Polo Nazionale per la Ricerca e lo Sviluppo

# Report finale dell'Attività di ricerca

“Analisi di emissioni gassose convogliate di una  
caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio”

Ferentino, 15 Luglio 2016

*Prof. Giorgio Buonanno (Unicas)*

*Ing. Agostino Viola (PaL.Mer.)*

*Ing. Gabriele Migliavacca (Innovhub)*

# Indice

<b>Report dell'Attività di ricerca "Analisi di emissioni gassose convogliate di una caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio"</b>	<b>3</b>
<b>1. Obiettivi della convenzione</b>	<b>3</b>
<b>2. Programma della convenzione</b>	<b>3</b>
<b>3. Introduzione alla problematica delle polveri aerodisperse: l'importanza della misura delle polveri ultrafini</b>	<b>4</b>
<b>4. Metodologia</b>	<b>5</b>
4.1 Descrizione dell'impianto	5
4.2 Descrizione dei combustibili	7
4.3 Descrizione dei test	7
4.4 Misura dei parametri termo-fluidodinamici e dei macroinquinanti	8
4.5 Campionamento e misura delle polveri sub-micrometriche	10
<b>5. Risultati dell'analisi sperimentale</b>	<b>11</b>
5.1 Caratterizzazione chimico-fisica del combustibile	11
5.2 Analisi delle emissioni	11
<b>6. Conclusioni</b>	<b>14</b>
<b>7. Allegato 1: Apparato sperimentale per la misura delle polveri sub-micrometriche</b>	<b>16</b>
7.1 La classificazione delle particelle ultrafini	16
7.2 La carica elettrica dell'aerosol	17
7.3 La distribuzione di carica di equilibrio	19
7.4 L'analizzatore di mobilità differenziale (Differential Mobility Analyzer, DMA)	20
7.5 Conteggio delle particelle: il Condensation Particle Counter (CPC)	28
7.6 Lo spettrometro Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)	33
7.7 Sistemi di termo-diluzione per la misura delle polveri in emissioni da sorgenti	35



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
ELETTRICITA'



# Report dell'Attività di ricerca “Analisi di emissioni gassose convogliate di una caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio”

## 1. Obiettivi della convenzione

Il presente documento è il rapporto conclusivo dei lavori condotti dai ricercatori del **Pa.L.Mer. Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale S.c.a.r.l.** (di seguito PALMER) nell'ambito della convenzione di ricerca stipulata tra lo stesso PALMER, la società **Assopetroli Assoenergia** (di seguito ASSOPETROLI) ed **Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria** (di seguito INNOVHUB) finalizzata alla valutazione comparativa delle emissioni prodotte dall'impiego di due differenti gasoli nell'ambito del riscaldamento civile.

## 2. Programma della convenzione

L'obiettivo della convenzione è stato quello di confrontare le emissioni convogliate al camino di un impianto pilota messo a disposizione da ASSOPETROLI presso il laboratorio dell'Area Combustibili di Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria (Via Galileo Galilei, 1 - 20097 San Donato Milanese (MI)) dotato di caldaia a combustione interna, alimentato sia con **gasolio per autotrazione** che con **gasolio per riscaldamento**. In particolar modo:

- ASSOPETROLI si è fatta carico di mettere a disposizione il quantitativo necessario di combustibile (entrambe le tipologie) al fine di garantire la completezza delle prove;
- INNOVHUB si è fatta carico, in entrambe le modalità di alimentazione della caldaia, di effettuare delle analisi chimico-fisiche sui campioni di combustibile impiegati e delle analisi al camino dei principali **macroinquinanti** ( $SO_2$ ,  $CO_2$ ,  $NO_x$ ,  $O_2$ , vapor d'acqua, velocità e portata al camino, polveri totali sospese,  $PM_{10}$  e  $PM_{2.5}$ ).
- PALMER si è fatto carico, in entrambe le modalità di alimentazione della caldaia, del monitoraggio delle emissioni in termini di **polveri ultrafini**. Nello specifico sono state condotte misure di concentrazione totali e distribuzione dimensionali in numero di particelle sub-micrometriche. Misure che non sono ancora oggetto di regolamentazione normativa e che forniscono, se affiancate alle precedenti, un ulteriore approfondimento del tutto in linea con la più attuale ricerca scientifica nel settore. La rilevanza tecnico-scientifica della misura delle polveri sub-micrometriche ed ultrafini è evidenziata di seguito (paragrafo 3).



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA

INNOVATION & RESEARCH



STAZIONE SPERIMENTALE  
FERTILITÀ



### 3. Introduzione alla problematica delle polveri aerodisperse: l'importanza delle misura delle polveri ultrafini

Nell'ambito della complessa tematica dell'impatto ambientale, negli ultimi anni, la comunità scientifica internazionale ha dedicato una grande attenzione all'**esposizione della popolazione** alle concentrazioni di polveri aerodisperse. In particolare, la ricerca nel campo ambientale ha avuto modo di approfondire la correlazione tra le concentrazioni di particelle misurate in diversi microambienti o in emissione da impianti e la salute della popolazione esposta. In realtà, non c'è ancora unanime accordo nella comunità scientifica su quale composizione chimica o taglia dimensionale (polveri ultrafini, fini o grossolane) delle particelle possa causare le conseguenze più dannose alla salute dell'uomo, ma è ormai noto che l'**esposizione** alle polveri (ossia il prodotto tra la concentrazione di polveri in un determinato ambiente ed il tempo di esposizione alle stesse) ha effetti di breve e lungo periodo. Ad ogni modo, le nuove frontiere della ricerca in campo epidemiologico e tecnico-scientifico hanno indotto a ridefinire, nel tempo, gli standard di qualità dell'aria spostando l'interesse dei legislatori dalle polveri totali sospese (PTS) al  $PM_{10}$  e, probabilmente, in un futuro ormai prossimo, dalle polveri fini ( $PM_{2.5}$ ) alle ultrafini (UFP).

Se dal punto di vista legislativo la qualità dell'aria è ancora associata alle polveri fini e grossolane, sono ormai molteplici gli studi scientifici atti alla caratterizzazione delle polveri sub-micrometriche ed ultrafini in diversi microambienti *outdoor* quali, ad esempio, le aree urbane ed industriali.

Una delle principali sorgenti emissive di polveri in ambito urbano e rurale è senza dubbio rappresentata dalle caldaie per il riscaldamento invernale. Sul territorio nazionale le caldaie per riscaldamento domestico sono ad oggi preponderatamente alimentate con gas naturale ma è ancora presente una percentuale non trascurabile di impianti alimentati a gasolio. Va quindi evidenziato che, se nell'ambito dei trasporti il gasolio ha subito negli anni una stringente regolamentazione volta ad una riduzione delle emissioni, ad oggi, il gasolio utilizzato nelle caldaie per riscaldamento domestico non è stato assoggettato a particolari normazioni. Nello specifico, il gasolio EN590 per autotrazione è privo di zolfo ed è, inoltre, miscelato con biodiesel (oggi fino al 7%, nel prossimo futuro fino al 10%). Le emissioni di polveri aerodisperse prodotte dalla combustione di diversi combustibili sono riportate nella letteratura scientifica del settore, tuttavia pochi dati sono ad oggi disponibili in termini di emissioni di polveri ultrafini.

Le attività svolte dall'unità di ricerca si collocano in questo contesto sopra descritto prefiggendosi come obiettivo la caratterizzazione (oltre che dei principali macroinquinanti) dell'emissione di polveri aerodisperse da una centrale termica alimentata con le due diverse tipologie di gasolio presenti sul mercato di seguito definite come "gasolio da riscaldamento" e "gasolio da autotrazione". Si sottolinea che:

- la misura delle polveri sub-micrometriche non è, ad oggi, regolamentata da una norma tecnica specifica;



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER I COMBUSTIBILI



- la metrica di interesse nel caso di polveri sub-micrometriche non è la massa, come per le frazioni di PM, ma il numero delle stesse.

Nel paragrafo 7 sono descritte strumentazione, principi di misura e criticità della misura nella caratterizzazione delle polveri sub-micrometriche.

## 4. Metodologia

### 4.1 Descrizione dell'impianto

Le prove, come definite all'inizio della relazione, sono state condotte su un impianto sperimentale realizzato appositamente presso i laboratori dell'Area Combustibili di Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria (Via Galileo Galilei, 1 - 20097 San Donato Milanese (MI)) al fine di condurre prove e misure per la valutazione delle prestazioni energetiche ed ambientali dei diversi combustibili in condizioni controllate, ma al contempo simulando le reali condizioni di esercizio di un impianto termico. Lo schema dell'impianto utilizzato è riportato in Figura 4.1. Il circuito dell'acqua calda è del tipo a vaso aperto, con smaltimento del calore prodotto mediante scambiatore di calore a piastre, alimentato dal lato freddo con acqua industriale. L'acqua in caldaia è regolata in due differenti modalità:

- regolazione della temperatura dell'acqua in ingresso alla caldaia;
- regolazione della temperatura dell'acqua in uscita dalla caldaia.



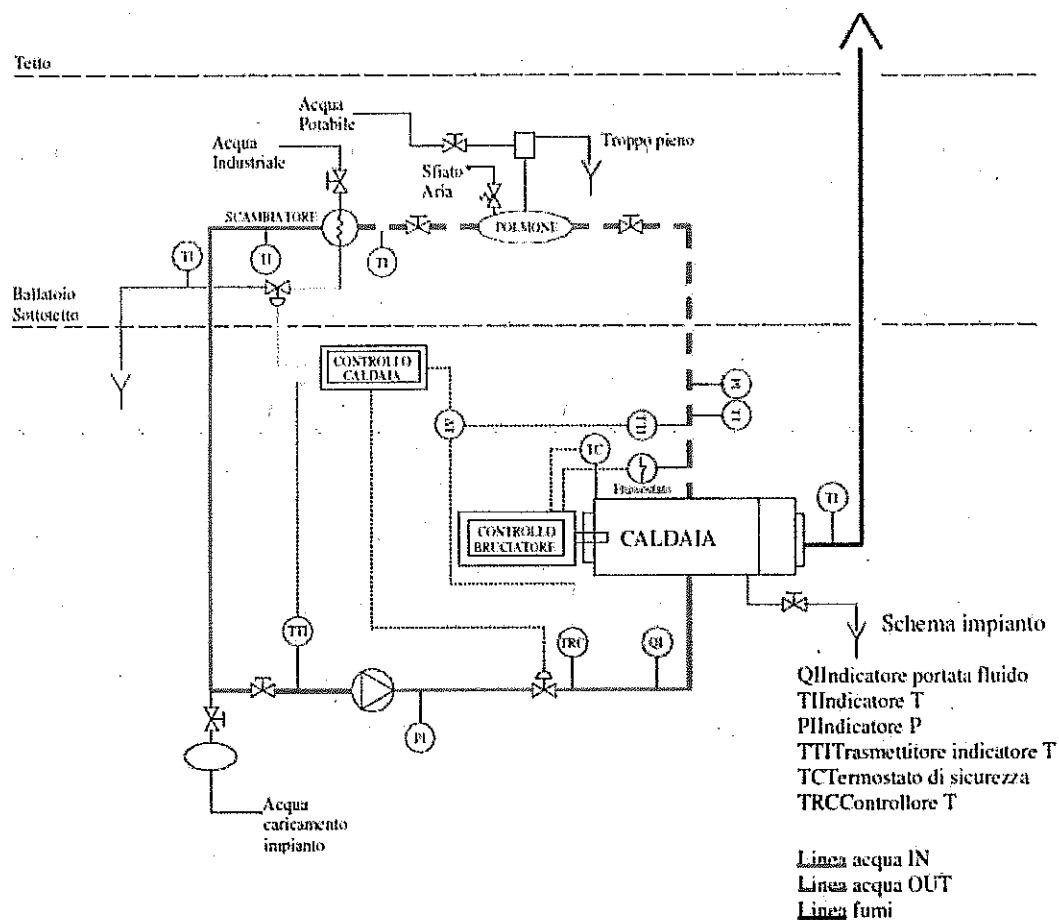


Figura 4.1 – Schema dell'impianto termico utilizzato.

Tutte le regolazioni e i controlli sono governati da un PLC, per la supervisione generale dell'impianto: in particolare il sistema agisce su due valvole di regolazione, l'una posta sul circuito primario, nel quale l'acqua è mantenuta in circolazione da una pompa, l'altra sul circuito secondario di raffreddamento.

Dal punto di vista della sicurezza, l'impianto è dotato di un flussostato, di un pressostato e di un termostato sul circuito dell'acqua calda, che interrompono l'alimentazione elettrica al bruciatore in caso di anomalie di funzionamento, oltre ad essere presidiato da personale tecnico qualificato.

Per la particolare tipologia della sperimentazione non è possibile utilizzare un normale serbatoio per liquidi, data la necessità di variare il tipo di combustibile e di evitare al tempo stesso possibili inquinamenti di un tipo di combustibile ad opera di un altro. Il gasolio è stato quindi alimentato da fusti della capacità di 200 litri. La caldaia utilizzata è del tipo a due giri di fumo, adatta all'impiego di combustibili diversi; essa rappresenta una variante largamente adottata rispetto ai sistemi a fiamma inversa. Il bruciatore adottato per l'impiego dei combustibili liquidi è di tipo standard ad aria soffiata, ampiamente diffuso negli impianti di riscaldamento esistenti. Le caratteristiche tecniche della caldaia e del bruciatore impiegati sono riportati in Tabella 4.1.



Tabella 4.1 – Caratteristiche tecniche della caldaia e del bruciatore.

<b>CALDAIA</b>	
Costruttore	Ravasio
Modello	TRM 150 - <i>Omologata per gas naturale, gasolio, olio combustibile</i>
Tipologia	A 2 giri di fumo
Potenza termica nominale	175 kW
Rendimento utile stimato	86-89%
Pressione di esercizio	Atmosferica
Pressione di esercizio max.	5 bar
<b>BRUCIATORE</b>	
Costruttore	Cuenod
Modello	C24 H 201
Tipologia	Monoblocco ad aria soffiata
Regolazione	Bistadio
Potenza termica min-max	120-240 kW

#### 4.2 Descrizione dei combustibili

I combustibili utilizzati nell'analisi sperimentale sono:

1. “**gasolio da riscaldamento**”, rappresentativo di un prodotto tipicamente distribuito in Italia in quanto conforme alle specifiche previste dalla normativa per questo tipo di prodotto;
2. “**gasolio autotrazione**” normalmente impiegato per l'uso come carburante che rispetta le specifiche della normativa in questo settore.

La caratterizzazione chimico-fisica dei combustibili è stata condotta da INNOVHUB secondo le metodiche riportate nella normativa di riferimento e riassunte in Tabella 4.2.

Tabella 4.2 – Metodiche e normative considerate nell'analisi chimico-fisica dei combustibili.

<b>Parametro</b>	<b>u.m.</b>	<b>Metodo</b>
Punto Di Infiammabilità	°C	UNI EN ISO 2719:2005 PROC.A
Massa Volumica (Densità) a 15 °C	Kg/m <sup>3</sup>	UNI EN ISO 12185:1999
Viscosità a 40 °C	Mm <sup>2</sup> /s	UNI EN ISO 3104:2000
Acqua E Sedimenti	% V/V	UNI 20058:1997
Limite Di Filtrabilità; a Freddo (CFPP)	°C	UNI EN 116:2000 /COR. 1:2014
Punto Di Scorrimento (Automatico)	°C	ISO 3016:1994
Zolfo	% m/m	UNI EN ISO 8754:2005
Residuo Carbonioso (10% Residuo)	% peso	UNI EN ISO 10370:1998
Esteri Metilici (FAME)	% V/V	UNI EN 14078:2014
Potere Calorifico Inferiore	MJ/kg	ASTM D240-14

#### 4.3 Descrizione dei test

Le prove sull'impianto sono state condotte sia controllando che le variazioni delle condizioni al contorno fossero contenute entro limiti ininfluenti in relazione alle finalità delle prove condotte. Si è proceduto, infatti, alla regolazione della quantità di aria comburente (mediante la misura dell'ossigeno nei fumi) e degli altri parametri funzionali del bruciatore in modo da garantire che le condizioni di funzionamento del sistema fossero ottimali. Fissate tali condizioni si è portato l'impianto a regime sono state eseguite le



prove in condizioni stazionarie. In parallelo sono stati acquisiti i dati degli analizzatori automatici. L'impianto è stato impostato perché mantenesse a regime una temperatura dell'acqua in mandata a circa 70°C e in ritorno a circa 65°C. In Tabella 4.3 sono riportate le prove condotte in regime stazionario di funzionamento dell'impianto termico.

Tabella 4.3 – Elenco delle prove condotte in regime stazionario.

Data	Ora	Parametri misurati
<b>Gasolio da riscaldamento</b>		
21/06/2016	12.34-13.30	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
21/06/2016	14.00-15.00	Distribuzione dimensionale in numero di particelle
21/06/2016	15.10-16.10	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
22/06/2016	09.43-10.43	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
<b>Gasolio da autotrazione</b>		
22/06/2016	13.34-14.34	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
22/06/2016	14.40-15.10	Distribuzione dimensionale in numero di particelle
22/06/2016	15.14-16.14	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
22/06/2016	16.15-16.40	Distribuzione dimensionale in numero di particelle
23/06/2016	09.56-10.56	Umidità fumi, Temperatura fumi, Velocità dei fumi, O <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub> , CO, NO <sub>x</sub> , SO <sub>2</sub> , PM tot, PM <sub>2.5</sub> , Concentrazione totale in numero di particelle
23/06/2016	11.15-11.45	Distribuzione dimensionale in numero di particelle

#### 4.4 Misura dei parametri termo-fluidodinamici e dei macroinquinanti

Immediatamente a valle della caldaia, nel canale da fumo orizzontale che collega la caldaia medesima al camino è stata posta una sonda di campionamento gas consistente in un tubo in acciaio da 6 mm inserito nel canale stesso, a valle del quale si trovava un filtro riscaldato in materiale ceramico per prevenire che il materiale particellare potesse raggiungere e danneggiare gli analizzatori continui, collegati attraverso una sonda riscaldata in modo da evitare la condensazione dell'umidità presente nei fumi. Questi ultimi sono quindi stati pretrattati mediante una unità frigorifera (STA modello Chilly) che garantisce un *dew point* dei gas in uscita pari a 4°C, in modo tale da eliminare l'umidità prima dell'ingresso negli analizzatori. Per l'analisi in continuo della composizione dei fumi si è utilizzato uno strumento multi-parametrico (Horiba PG 250) operante secondo i principi funzionali specificamente definiti nelle pertinenti norme di riferimento, come riportato in Tabella 4.4. Sempre sulla stessa linea di campionamento, ma su una diramazione a monte del sistema frigorifero di trattamento fumi è stato installato un analizzatore continuo (Mess und Analysentechnik GmbH - THERMO FID ES) per la determinazione degli idrocarburi incombusti totali presenti nei fumi. Due punti di prelievo, dotati di tronchetti e flange, posti rispettivamente a 5 e 10 diametri a valle della curva di uscita della caldaia lungo il condotto fumi, sono

stati impiegati per i campionamenti discontinui degli inquinanti previsti (PM tot, PM<sub>10</sub>-PM<sub>2.5</sub>, SO<sub>2</sub>; Figura 4.2); per questi campionamenti sono state impiegate idonee strumentazioni conformi alle metodiche di riferimento riportate in Tabella 4.4.

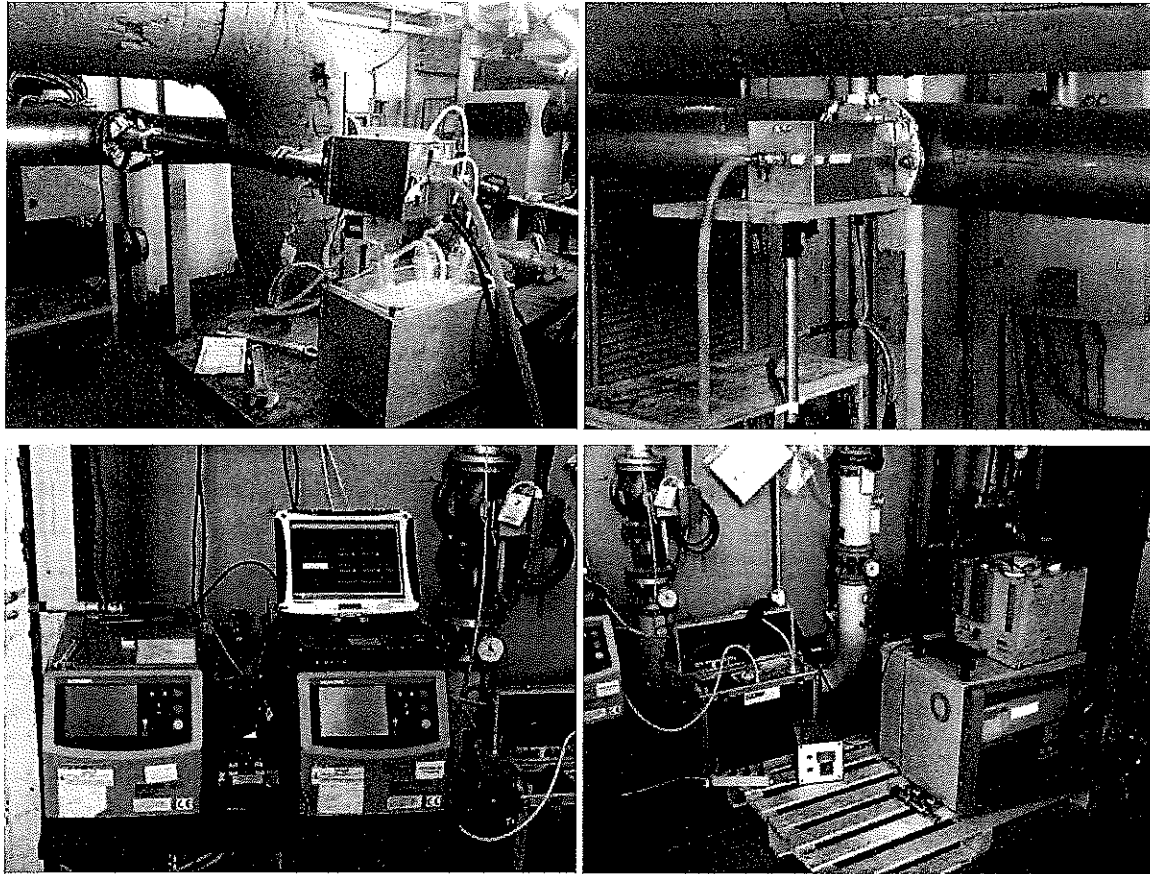


Figura 4.2 – Dettagli della linea di campionamento dei macroinquinanti.

Tabella 4.4 – Strumentazione conforme alle metodiche di riferimento utilizzate nella misura dei macroinquinanti in emissione dalla caldaia.

Parametro		Strumentazione	Principio di funzionamento	Metodo
Ossigeno	O <sub>2</sub>	HORIBA PG 250	Paramagnetico	UNI EN 14789:2006
Monossido di Carbonio	CO	HORIBA PG 250	NDIR	UNI EN 15058:2006
Diossido di Carbonio	CO <sub>2</sub>	HORIBA PG 250	NDIR	
Ossidi di Azoto	NO <sub>x</sub>	HORIBA PG 250	Chemiluminescenza	UNI EN 14792:2006
Carbonio Organico Totale	COT		Ionizzazione di fiamma (FID)	UNI EN 12619:2013
Particolato Totale	PM tot	TCR Tecora campionatori e sonde	Gravimetrico	UNI EN 13284-1:2003
Frazione del PM con diametro inferiore a 10 µm e 2.5 µm	PM <sub>10</sub> /PM <sub>2.5</sub>	TCR Tecora campionatori e impattore	Gravimetrico	UNI EN ISO 23210:2009
Vapore acqueo	H <sub>2</sub> O	TCR Tecora campionatori e sonde	Gravimetrico	UNI EN 14790:2006
Diossido di zolfo	SO <sub>2</sub>	TCR Tecora campionatori e sonde	Gorgogliamento e analisi IC	UNI EN 14791:2006

#### 4.5 Campionamento e misura delle polveri sub-micrometriche

Al fine di misurare le concentrazioni totali e le distribuzioni dimensionali delle polveri sub-micrometriche in emissione dalla centrale termica sono stati condotti diversi test campionando polveri al camino direttamente con il sistema di termo-diluizione secondo lo schema di Figura 4.3. Dettagli del sistema di campionamento e di misura approntato durante la campagna sperimentale sono riportati in Figura 4.4.

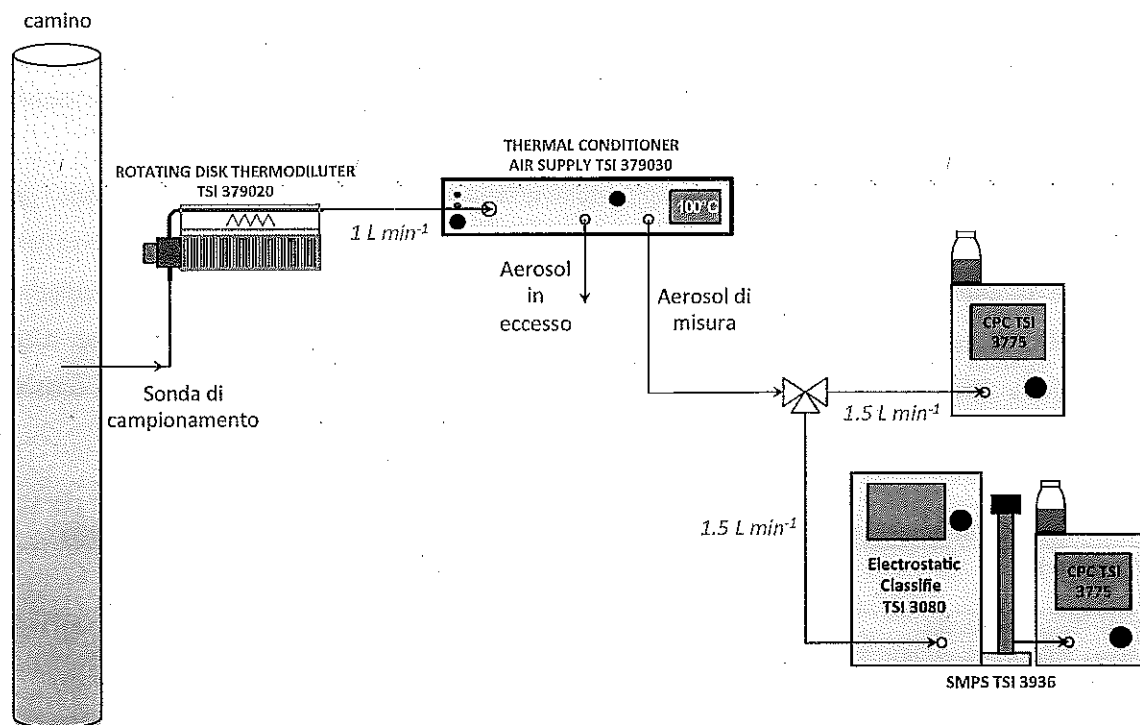


Figura 4.3 - Schema di campionamento al camino e misura dell'aerosol.



Figura 4.4 – Dettagli del sistema di campionamento e misura delle polveri sub-micrometriche al camino.

Nella misura della concentrazione totale mediante CPC 3775 la portata di campionamento è stata impostata pari a 1.5 L/min. Per la misura della distribuzione dimensionale mediante SMPS è stata utilizzata una portata di campionamento dell'aerosol di 1.5 L/min ed una portata di aerosol di ricircolo



("sheath flow") pari a 15 L/min: l'intervallo dimensionale analizzato dallo spettrometro SMPS in tale configurazione è pari a 6-220 nm in grado di misurare le tipiche particelle emesse dalle sorgenti considerate.

## 5. Risultati dell'analisi sperimentale

### 5.1 Caratterizzazione chimico-fisica del combustibile

In Tabella 5.1 sono riportati i dati della caratterizzazione chimico-fisica dei due combustibili considerati: "gasolio da riscaldamento" e "gasolio da autotrazione".

Le principali differenze fra i due prodotti consistono nella maggior presenza di zolfo nel prodotto "gasolio da riscaldamento" (0.056% in peso, rispetto ad un valore di soglia pari a 0.1% in peso) rispetto al prodotto "gasolio da autotrazione" che deve rispettare il ben più stringente limite di 0.001% in peso sempre riferiti allo zolfo. Il gasolio "gasolio da autotrazione" contiene inoltre il 4.9% di biodiesel, sempre al fine di rispettare le specifiche per il settore autotrazione che ne richiedono la presenza sino ad un massimo del 7% e mediamente si attesta in Italia a valori compresi tra il 4 e il 6%.

Tabella 5.1 – Caratterizzazione chimico-fisica dei combustibili oggetto di investigazione.

Parametro	Gasolio da Riscaldamento	Gasolio da Autotrazione	u.m.	Metodo
Punto Di Infiammabilità	66.0	60.0	°C	UNI EN ISO 2719:2005 PROC.A
Massa Volumica (Densità) a 15 °C	841.2	839.9	kg/m <sup>3</sup>	UNI EN ISO 12185:1999
Viscosità a 40 °C	3.161	2.613	mm <sup>2</sup> /s	UNI EN ISO 3104:2000
Acqua E Sedimenti	0.005	<0.005	% V/V	UNI 20058:1997
Limite Di Filtrabilità; a Freddo (CFPP)	-18	-9	°C	UNI EN 116:2000 /COR. 1:2014
Punto Di Scorrimento (Automatico)	-27	-15	°C	ISO 3016:1994
Zolfo	0.056	0.00087	% m/m	UNI EN ISO 8754:2005
Residuo Carbonioso (10% Residuo)	0.06	0.05	% peso	UNI EN ISO 10370:1998
Esteri Metilici (FAME)	----	4.9	% V/V	UNI EN 14078:2014
Potere Calorifico Inferiore	45.885	45.470	MJ/kg	ASTM D240-14

### 5.2 Analisi delle emissioni

In Tabella 5.2 sono riportati i dati delle concentrazione in emissione dei diversi parametri termo-fluidodinamici ed inquinanti misurati secondo la metodologia riportata nei paragrafi 4.4 e 4.5. I ricercatori sottolineano che i due combustibili messi a confronto possiedono caratteristiche sufficientemente simili da renderli interscambiabili su un tipico impianto di riscaldamento senza richiedere particolari regolazioni o una specifica messa a punto dell'impianto medesimo nel passaggio dall'uno all'altro. In termini di condizioni di combustione l'impianto non mostra alcuna variazione nella temperatura e portata dei fumi, né nella concentrazione di ossigeno e biossido di carbonio: i risultati ottenuti per tali parametri sono statisticamente non differenti con un livello di confidenza del 99% (t-Student test,  $p < 0.01$ ).



Tabella 5.2 – Sunto dei parametri di funzionamento e delle concentrazioni di inquinanti in emissione dall'impianto termico misurate durante i diversi test condotti con i due tipi di gasolio.

Data	Umidità fumi (%)	Temp fumi (° C)	Vel. fumi (m/s)	O <sub>2</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	CO (mg/Nm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	NOx (mg/Nm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	COT (mg/ Nm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	SO <sub>2</sub> (mg/Nm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	PM tot (mg/Nm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	PM <sub>2.5</sub> (%)	Conc in numero (part/cm <sup>3</sup> ) rif 3% di O <sub>2</sub>	Moda (nm)
<b>Gasolio da riscaldamento</b>													
21/06/2016 12.34-13.30	8.6	173.7	3.80	8.37	9.1	13.4	123.1	1.9	51.2	0.1	100	5.81±0.61×10 <sup>7</sup>	22
21/06/2016 14.00-15.00												4.60±0.04×10 <sup>7</sup>	
21/06/2016 15.10-16.10	8.0	173.2	3.90	8.43	9.0	12.7	121.8	2.1	74.4	0.2	100	4.97±0.37×10 <sup>7</sup>	
22/06/2016 09.43-10.43	8.2	172.5	3.80	8.55	9.0	13.2	117.6	0.5	67.8	<0.1	90	7.18±0.18×10 <sup>7</sup>	
<b>Media±SD</b>	<b>8.3±0.3</b>	<b>173.1±0.6</b>	<b>3.8±0.1</b>	<b>8.5±0.1</b>	<b>9.0±0.1</b>	<b>13.1±0.4</b>	<b>120.8±2.9</b>		<b>64.5±12.0</b>	<b>0.1</b>		<b>5.64±1.15×10<sup>7</sup></b>	<b>22</b>
<b>Gasolio da autotrazione</b>													
22/06/2016 13.34-14.34	8.3	171.3	3.80	8.68	8.9	13.4	121.3	<0.5	1.5	0.1	100	1.71±0.15×10 <sup>7</sup>	11
22/06/2016 14.40-15.10												1.32±0.05×10 <sup>7</sup>	
22/06/2016 15.14-16.14	8.0	171.3	3.80	8.73	8.8	13.6	120.0	<0.5	0.5	0.1	50	1.18±0.06×10 <sup>7</sup>	9
22/06/2016 16.15-16.40												1.18±0.08×10 <sup>7</sup>	
23/06/2016 09.56-10.56	8.3	169.6	3.70	9.00	8.7	15.5	113.0	<0.5	1.0	<0.1	100	0.81±0.03×10 <sup>7</sup>	10
23/06/2016 11.15-11.45												0.49±0.04×10 <sup>7</sup>	
<b>Media±SD</b>	<b>8.2±0.2</b>	<b>170.7±1.0</b>	<b>3.8±0.1</b>	<b>8.8±0.2</b>	<b>8.8±0.1</b>	<b>14.2±1.2</b>	<b>118.1±4.5</b>		<b>1.0±1.2</b>	<b>0.1</b>		<b>1.11±0.42×10<sup>7</sup></b>	<b>10±1</b>

Questa invarianza nelle condizioni di combustione si riflette sulle emissioni inquinanti di monossido di carbonio, ossidi di azoto e particolato totale, che risultano anch'esse statisticamente non differenti; per entrambi i combustibili il particolato risulta essere costituito in misura predominante da PM<sub>2.5</sub>. Va sottolineato che le concentrazioni di polveri misurate in termini di PM risultano basse, al limite di rilevabilità strumentale, e comunque si attestano sui valori dello stesso ordine di grandezza delle emissioni tipiche prodotte dal gas naturale su caldaie di potenza e tecnologia confrontabile. Anche per quanto riguarda CO ed NOx i valori misurati per entrambi i combustibili risultano statisticamente non differenti con i valori tipici misurati su impianti di riscaldamento alimentati a combustibili gassosi.

Delle considerazioni a parte vanno fatte per quanto concerne i dati relativi alle emissioni di diossido di zolfo (SO<sub>2</sub>). Questo inquinante è, infatti, strettamente legato alla presenza di zolfo nel combustibile, in quanto quest'ultimo nelle condizioni fortemente ossidanti tipiche della combustione è convertito in misura pressoché totale in SO<sub>2</sub> indipendentemente dalla tecnologia di combustione. È, pertanto, la sola qualità/tipologia del combustibile ad influenzare le emissioni complessive di SO<sub>2</sub>: in questo senso, come già sottolineato in precedenza, il gasolio da autotrazione deve rispettare specifiche ben più stringenti di quello per riscaldamento con un limite massimo consentito 100 volte inferiore. Ciò si ripercuote linearmente sulle emissioni prodotte, infatti, confrontando i risultati sperimentali si evidenzia una



concentrazione di SO<sub>2</sub> nei fumi prodotti dal gasolio da riscaldamento circa 40 volte superiore a quella prodotta dal gasolio da autotrazione, perfettamente in linea con le attese.

In Tabella 5.3 sono confrontati i dati di emissione dei principali inquinanti misurati nel presente studio, espressi come fattore d'emissione (valutati sulla base delle concentrazioni misurate e del potere calorifico dei gasoli analizzati), con i dati di letteratura per differenti combustibili.

Tabella 5.3 – Confronto dei fattori d'emissione dei principali inquinanti con dati di letteratura scientifica.

Combustibile	Riferimento	Potenza nom. (kW)	PM tot (g/GJ)	NO <sub>x</sub> (g/GJ)	CO (g/GJ)	SO <sub>2</sub> (g/GJ)	COT (g/GJ)
Gasolio da riscaldamento	Questo studio	175	0.03	34	3,7	19.3	0.4
Gasolio da autotrazione	Questo studio	175	0.03	33	4.0	0.3	-
Gas naturale	SSC 2005*	25-300	0.1 – 0.4	9 - 97	1 - 31	--	0.2 - 2,2
Gas naturale	Cal 2010**	17 - 29	--	16 - 37	0.4 - 36	--	--
Gas naturale	Polimi 2013***	-	0.5 (PM <sub>10</sub> )	57	31	0.5	10.5
Combustibili gassosi	EEA 2013****	-	0.7 – 1.7 (PM <sub>10</sub> )	31 - 71	18 - 42	0.2 – 0.4	1.1 – 2.6
Gasolio/acqua	SSC 2005*	116-349	0.1 - 1	38 - 47	0.6 - 17	12 - 15	0.1 – 0.6
Biodiesel	SSC 2005*	75 - 378	0.1 – 0.2	35 - 46	0.8 - 67	--	0.1 – 3.5

\*SSC = "Analisi comparativa dei combustibili ad uso civile" realizzata negli anni 2003-2005 dal Consorzio IPASS e dalla Stazione Sperimentale per i Combustibili, per conto del Comitato Tecnico-Scientifico per lo Studio dell'impatto causato dai combustibili per uso civile sull'ambiente, sulla sicurezza e sul trasporto, costituito nel 2002 presso il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, con la partecipazione della Regione Lombardia, della Regione Piemonte, di ENEA, del Comitato Termotecnico Italiano (CTI) ed alcune Associazioni, quali Assocostieri, Unione Petrolifera e Assopetroli.

\*\* Natural gas variability in california: environmental impacts and device performance experimental evaluation of pollutant emissions from residential appliances; Lawrence Berkeley National Laboratory.

\*\*\* Aste et al., 2013. Energy and environmental impact of domestic heating in Italy: Evaluation of national NO<sub>x</sub> emissions. Energy Policy Volume 53, 353-360 2013.

\*\*\*\* EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013

Se in termini di concentrazioni totali in massa delle polveri aerodisperse (PM<sub>10</sub> e PM<sub>2.5</sub>) non si riscontrano differenze di concentrazione statisticamente significative, una differenza rilevante nell'emissione di polveri aerodisperse tra i due differenti gasoli è stata rilevata in termini di concentrazioni di polveri sub-micrometriche. Nel caso di gasolio da riscaldamento la concentrazione di polveri in emissione in termini di numero di particelle risulta più di 5 volte maggiore di quella relativa al gasolio da autotrazione ( $5.64 \pm 1.15 \times 10^7$  vs.  $1.11 \pm 0.42 \times 10^7$  part/cm<sup>3</sup>). Questa differenza (assolutamente importante dal punto di vista della esposizione dei singoli) è legata alla maggiore concentrazione di SO<sub>2</sub> nei fumi. Il biossido di zolfo rappresenta, infatti, un tipico gas precursore nel processo termodinamico di formazione per nucleazione di polveri sub-micrometriche/ultrafini che risultano quindi esaltate dalla presenza di SO<sub>2</sub>. Nella valutazione dell'esposizione a tali polveri aerodisperse, un dato fondamentale è la dimensione tipica delle stesse: in tal senso gli esperimenti condotti hanno mostrato che per entrambi i combustibili testati la distribuzione in numero di particelle presenta una moda nel range ultrafine (10-20 nm; Figura 5.1).



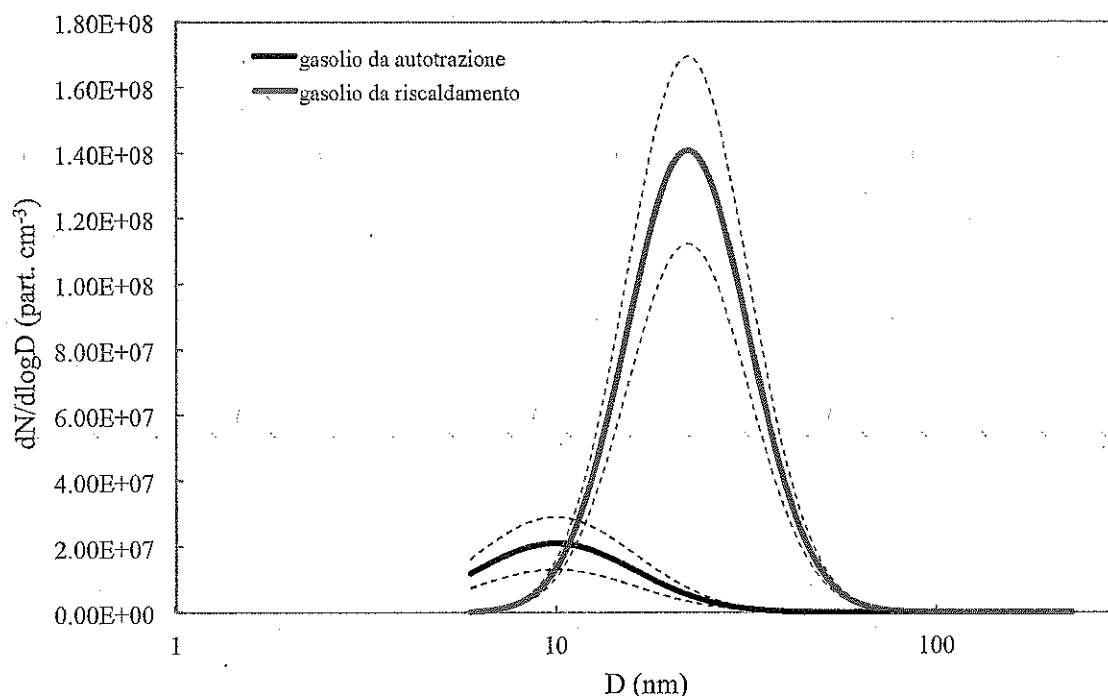


Figura 5.1 – Distribuzioni dimensionali di polveri sub-micrometriche misurate per i due combustibili testati.

## 6. Conclusioni

Il gruppo di ricerca composto dall'Università degli Studi di Cassino e del Lazio Meridionale, dal laboratorio PaLMer e dal laboratorio Innovhub ha condotto prove sperimentali per confrontare le emissioni in ambiente outdoor da un impianto termico alimentato con due differenti tipologie di gasolio opportunamente analizzati: **gasolio da riscaldamento** con contenuto di zolfo pari a 0.056% in peso e **gasolio da autotrazione** con contenuto di zolfo inferiore a 0.001% ed una percentuale del 4.9% di biodiesel.

Le misure in emissione hanno riguardato i tipici macroinquinanti regolamentati dalla normativa di settore ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{PM}_{10}$ ,  $\text{PM}_{2.5}$ ) e le polveri sub-micrometriche. Queste ultime rappresentano un inquinante ancora non limitato, in termini di emissione, da parte del legislatore ma sono universalmente note nella comunità scientifica come inquinante caratteristico dei processi di combustione.

I risultati della campagna sperimentale hanno evidenziato:

- una differenza non significativa nei parametri termo-fluidodinamici misurati al camino (temperatura, velocità ed umidità dei fumi, contenuto di  $\text{O}_2$ ) indice di un effetto trascurabile della tipologia di gasolio sul funzionamento dell'impianto e, quindi, di una immediata sostituzione di combustibile per gli impianti termici, ad oggi, ancora alimentati con gasolio da riscaldamento;



- una differenza non significativa nell'emissione di macroinquinanti gassosi (ad esempio gli NO<sub>x</sub>) al variare del gasolio utilizzato;
- un'emissione trascurabile in termini delle diverse frazioni di PM (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>) per entrambi i gasoli considerati (<0.1 mg/Nm<sup>3</sup>). Tale valore è in linea con le tipiche emissioni di PM da impianti alimentati a gas naturale e sensibilmente inferiore a quelle caratteristiche di combustione da biomassa convenzionale e pellet in impianti di riscaldamento residenziale (Zosima et al., 2016);
- un'emissione di SO<sub>2</sub> significativamente maggiore nel caso di gasolio da riscaldamento (64.5 mg/Nm<sup>3</sup> contro 1.0 mg/Nm<sup>3</sup> del gasolio da autotrazione) dovuta al maggiore contenuto di zolfo nel combustibile stesso;
- un'emissione di polveri sub-micrometriche (espresse in termini di concentrazione in numero di particelle) statisticamente superiore nel caso di combustione di gasolio da riscaldamento rispetto al gasolio da autotrazione ( $5.64 \times 10^7$  e  $1.11 \times 10^7$  part./cm<sup>3</sup>, rispettivamente). La concentrazione da gasolio da autotrazione risulta, inoltre, inferiore alle tipiche concentrazioni in numero di particelle misurate in emissione da impianti alimentati a biomassa convenzionale (Ozgen et al., 2013).

In conclusione, i ricercatori dell'Università degli Studi di Cassino e del Lazio Meridionale, del laboratorio PaLMer e dal laboratorio Innovhub evidenziano che l'utilizzo del gasolio da autotrazione negli impianti termici, oggi ancora alimentati con gasolio da riscaldamento convenzionale, oltre che tecnicamente immediatamente realizzabile, porterebbe una riduzione delle emissioni di polveri sub-micrometriche e di SO<sub>2</sub> riducendo, potenzialmente, l'esposizione dei singoli individui nelle aree circostanti i punti di immissione.



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER I COMUSTIBILI



## 7. Apparato sperimentale per la misura delle polveri sub-micrometriche

Dal punto di vista legislativo, attualmente, caratterizzare la presenza di polveri aerodisperse in un ambiente significa misurare la **concentrazione in massa** delle particelle mediante tecnica gravimetrica. In particolare, i parametri caratteristici della concentrazione in massa delle particelle sono rappresentati dalle diverse frazioni di PM (PM<sub>1</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub>; dove i pedici indicano il diametro di "taglio" delle particelle espresso in micrometri) rispetto alle quali l'apporto delle particelle nanometriche è nei fatti trascurabile. Qualora si desideri caratterizzare la frazione dimensionale più piccola dell'aerosol occorre ricorrere ad una misura non più in termini di massa ma in termini di **concentrazione in numero delle particelle**. Lo sviluppo di tecniche di rilevamento ottico ed il contemporaneo affinamento delle metodologie di classificazione dimensionale delle particelle hanno permesso di sviluppare strumentazione in grado di misurare la concentrazione totale in numero di particelle e la distribuzione dimensionale delle particelle stesse.

In questa sezione è descritto il funzionamento dei dispositivi di misura dedicati alla caratterizzazione dimensionale delle particelle in grado di valutare, in maniera quasi-istantanea, la concentrazione totale e la distribuzione dimensionale in termini di numero, area superficiale e volume dell'aerosol.

### 7.1 La classificazione delle particelle ultrafini

La classificazione delle particelle ultrafini è realizzata applicando una forza elettrostatica alle particelle e controllandone, in tal modo, la traiettoria. L'utilizzo di tecniche di *sizing* diretto delle particelle ultrafini per via ottica è, infatti, reso problematico a causa sia del debole segnale di diffrazione ottica della luce caratteristico di oggetti di dimensioni molto minori della lunghezza d'onda della luce stessa, sia dalla non diretta proporzionalità delle proprietà ottiche ad una particolare proprietà delle particelle su tutto l'intervallo dimensionale di interesse. Allo stesso modo, tecniche di classificazione che sfruttino metodi inerziali e gravimetrici possono essere utilizzate solo a pressioni molto inferiori di quelle atmosferiche.

Al fine di poter correttamente classificare le particelle ultrafini contenute in un volume di aerosol opportunamente campionato, occorre impartire una carica elettrica nota alle particelle stesse e, una volta cariche, il loro campo di moto può essere alterato variando l'intensità di un campo elettrico esterno. Tecniche di classificazione dell'aerosol basate su carica elettrostatica funzionano meglio per particelle sub-micrometriche in quanto le particelle più grandi hanno una probabilità troppo elevata di acquisire cariche multiple. Nel caso di particelle sub-micrometriche la probabilità di cariche multiple è minore e comunque stimabile mediante distribuzioni di probabilità di carica d'equilibrio al variare della taglia delle particelle stesse. L'errata stima del numero di cariche presenti sulla particella comporterà un'inesatta valutazione della mobilità elettrica della particella  $Z_p$ : particelle di uguale dimensione ma con distribuzione di carica differente hanno una differente velocità di migrazione elettrica e, quindi, una traiettoria differente nel campo elettrico applicato e, in conclusione, sono classificate come particelle di differenti dimensioni.



La classificazione mediante tecniche che sfruttano la mobilità elettrica è, ai fini pratici, utilizzabile solo per particelle sub-micrometriche anche per la loro elevata velocità di migrazione che rende questo metodo di *sizing* rapido. D'altro canto, le particelle in esame sono anche quelle che più facilmente tendono a depositare per via diffusiva compromettendo la misura. Il tempo ( $\tau$ ) richiesto affinché una particella sottoposta a forze di campo elettrico percorra una distanza  $b$ , sulla base della definizione di velocità di migrazione elettrica, si valuta come

$$\tau = \frac{b}{Z_p E} \quad (12.1)$$

dove  $E$  rappresenta l'intensità del campo elettrico. Una stima dello spostamento delle particelle per effetto della diffusività è, invece, fornita dallo spostamento quadratico medio delle particelle definito come  $\langle x^2 \rangle = 2Dt$ . Una semplice valutazione della risoluzione della classificazione secondo la mobilità elettrica può essere ottenuta mediante il rapporto

$$\frac{b}{\langle x^2 \rangle^{1/2}} = \sqrt{\frac{qV}{2kT}} \quad (12.2)$$

dove  $V$  rappresenta la differenza di potenziale applicata per ottenere l'intensità del campo elettrico  $E$ . Da tale relazione si evince che la risoluzione è proporzionale alla radice quadrata del rapporto tra energia potenziale elettrica ed energia termica. Pertanto, in corrispondenza di più bassi valori della differenza di potenziale applicata il termine diffusivo domina su quello elettrostatico e ciò è sintomatico di più elevate perdite di particelle nanometriche.

## 7.2 La carica elettrica dell'aerosol

Le principali tecniche convenzionali utilizzate per caricare elettricamente le particelle di aerosol sono classificabili come segue: mediante elettrificazione statica (*static electrification*), mediante utilizzo di una fiamma (*flame charging*), mediante diffusione di ioni (*diffusion charging*) e per effetto di un campo elettrico esterno (*field charging*).

La *static electrification* descrive il possibile fenomeno di carica della particella qualora essa venga separata meccanicamente da un materiale di *bulk*. Tale metodo può produrre materiale fortemente carico elettricamente ma, in realtà, non è solitamente utilizzato come tecnica di carica delle particelle di aerosol. Il *flame charging* descrive il fenomeno di carica elettrica delle particelle che attraversano una fiamma. Le elevate temperature di fiamma possono produrre elevate concentrazioni di ioni a partire dalle molecole di gas e l'emissione termoionica di elettroni da parte delle particelle: la combinazione dei due effetti produce un aerosol carico elettricamente.



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER L'INDUSTRIA



La carica per diffusione (*diffusion charging*) è dovuta alla collisione tra le particelle e ioni il cui moto è di tipo Browniano. Qualora l'ambiente sia caratterizzato da ioni di una sola polarità il fenomeno di carica è noto come *unipolar diffusion charging*. Al contrario, la contemporanea presenza di ioni positivi e negativi permette di impartire una carica bipolare alle particelle secondo un fenomeno di *bipolar diffusion charging*. In realtà, in presenza di un ambiente ad elevate concentrazioni di ioni bipolari si possono verificare due possibili situazioni: la già citata carica bipolare delle particelle per effetto dell'esposizione delle particelle a nuvole di carica netta neutra contenente ioni positivi e negativi, oppure, qualora l'aerosol abbia già una carica elettrica, la neutralizzazione delle particelle al fine di raggiungere una distribuzione di carica di equilibrio.

La carica per effetto di un campo elettrico esterno (*field charging*) è un fenomeno di carica unipolare delle particelle in presenza di un forte campo elettrico esterno che provoca una forte accelerazione al moto degli ioni causando, quindi, frequenti collisioni tra particelle e ioni stessi.

La tecnica di carica delle particelle sub-micrometriche sfruttata nei dispositivi di classificazione e misura di seguito descritti è il *bipolar diffusion charging* (neutralizzazione) ottenuto mediante generazione di ioni per effetto del decadimento radioattivo (*radiation decay*) delle particelle. I fenomeni di *bipolar diffusion charging* e neutralizzazione necessitano di un'elevata presenza di ioni bipolari che il classico metodo di *corona discharging*, utilizzabile solo nel caso di produzione di ioni unipolari, non è in grado di fornire.

Il decadimento radioattivo permette di produrre ioni positivi e negativi che saranno poi attratti da particelle cariche in maniera opposta al fine di ottenere, dopo un sufficiente tempo di residenza, una distribuzione di carica di equilibrio. La radioattività di un certo materiale è rappresentata dalla presenza, e successiva disintegrazione, di atomi radioattivi. Nell'unità di tempo si disintegrerà una determinata percentuale di atomi presenti nel materiale considerato e, qualora fenomeni esterni non intervengano per formarne di nuovi, il numero di atomi radioattivi presenti diminuisce continuamente. Il tempo con cui avviene il processo di decadimento è caratteristico di ogni singolo radioisotopo: il parametro caratteristico utilizzato è il tempo di dimezzamento fisico, ovvero, il tempo trascorso il quale la quantità di un certo isotopo radioattivo si dimezza. Dispositivi di produzione di ioni (e di neutralizzazione) di aerosol sono costituiti da una camera contenente una piccola sorgente radioattiva che sfrutta radiazioni  $\alpha$ ,  $\beta$  o  $\gamma$  secondo il tipo di isotopo considerato. In particolare, la strumentazione di seguito descritta impiega un neutralizzatore di carica *Aerosol Neutralizer 3077*, TSI Inc. (Figura 7.1) che prevede il  $^{85}\text{Kr}$  (radiazioni beta) quale sorgente radioattiva il cui tempo di dimezzamento è 10.76 anni.

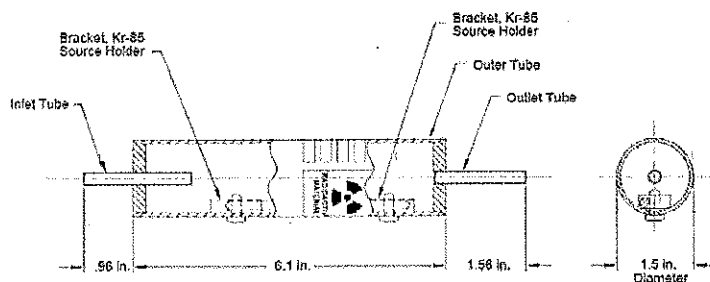


Figura 7.1 – Caratteristiche costruttive del neutralizzatore di carica prodotto da TSI Inc. (modello 3077).

### 7.3 La distribuzione di carica di equilibrio

La quantità di carica minima che un aerosol può possedere è teoricamente nulla. In realtà, in un cm<sup>3</sup> di aria vi sono circa 10<sup>3</sup> ioni (pressoché equamente distribuiti tra ioni positivi e negativi) che collidono con le particelle impartendo una distribuzione di carica non nota all'aerosol; allo stesso modo, particelle cariche attraggono ioni di carica opposta perdendo, quindi, la loro carica. I due fenomeni in competizione tendono, all'equilibrio, a conferire una distribuzione di carica stazionaria che, nell'ipotesi di uguale concentrazione di ioni positivi e negativi, è definita distribuzione di equilibrio di Boltzmann o, anche, distribuzione di carica di equilibrio bipolare. Essa stima la probabilità ( $f_n$ ) che particelle di una data taglia dimensionale  $d_p$  possiedano  $n$  cariche elettriche elementari  $e$

$$f_n = \frac{\exp\left(\frac{K_E n^2 e^2}{d_p kT}\right)}{\sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left(\frac{K_E n^2 e^2}{d_p kT}\right)} \quad (12.3)$$

Tabella 7.1 – Distribuzione della carica di equilibrio di particelle di aerosol valutata da Wiedensohler (1988).

$d_p$ (μm)	Probabilità della particella di possedere $n$ cariche elementari												
	-6	-5	-4	-3	-2	-1	0	+1	+2	+3	+4	+5	+6
0.01						5.14	90.75	4.11					
0.02					0.02	10.96	80.57	8.64	0.01				
0.04					0.54	19.50	64.79	14.86	0.31				
0.06				0.02	1.92	24.32	54.13	18.51	1.09	0.01			
0.08				0.11	3.73	26.81	46.75	20.46	2.10	0.05			
0.10				0.37	5.63	27.31	42.28	20.91	3.30	0.17			
0.20		0.05	0.53	3.40	12.38	25.49	29.66	19.51	7.26	1.53	0.18	0.01	
0.40	0.27	1.14	3.60	8.54	15.24	20.46	20.65	15.66	8.93	3.83	1.24	0.03	0.05
0.06	1.21	3.00	6.19	10.53	14.82	17.25	16.60	13.20	8.69	4.73	2.13	0.79	0.24
0.08	2.42	4.64	7.71	11.12	13.90	15.06	14.15	11.53	8.15	4.99	2.65	1.22	0.49
1.00	3.56	5.84	8.53	11.13	12.96	13.45	12.46	10.30	7.59	5.00	2.93	1.54	0.92



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER I COMPOSTI



La distribuzione di Boltzmann è simmetrica rispetto alla condizione  $n = 0$  e ciò è dovuto all'ipotesi di ioni positivi e negativi presenti in uguale concentrazione nell'ambiente di carica. In realtà, ioni positivi e negativi hanno una differente mobilità a causa del loro differente peso molecolare e della differente propensione a formare una fase condensata intorno ad essi. Pertanto, ioni di differente polarità tendono a legarsi con le particelle in maniera differente. Gli effetti della differente mobilità degli ioni e della loro capacità di legarsi alle particelle di aerosol sono stati studiati da Gunn (1955), Fuchs (1963), Hoppel and Frick (1986, 1990) e le risultanti distribuzione di carica all'equilibrio presentano una leggera asimmetria. Nel particolare caso di *Aerosol Neutralizers 3077* (TSI Inc.) la distribuzione di carica di equilibrio utilizzata è quella proposta da Wiedensohler sulla base delle formule di Gunn (Tabella 7.1).

#### 7.4 L'analizzatore di mobilità differenziale (Differential Mobility Analyzer, DMA)

La classificazione delle particelle secondo la mobilità elettrica permette di misurare la distribuzione dimensionale dell'aerosol semplicemente predisponendo uno strumento in grado di contare le particelle a seguito della loro classificazione.

La classificazione dell'aerosol, la cui carica è il processo preliminare, è praticata in un classificatore elettrostatico costituito da un *Aerosol Neutralizer* ed una colonna di campionamento delle particelle meglio nota come analizzatore di mobilità differenziale (*Differential Mobility Analyzer, DMA*).

Pionieri nell'applicazione della tecnica di classificazione per mobilità elettrica dell'aerosol sono stati Knutson and Whitby (1975) i quali hanno sviluppato la teoria di funzionamento di una colonna DMA cilindrica commercializzata dalla TSI Inc. (St. Paul, Minnesota, USA) a partire dagli anni '70; ad oggi i modelli di DMA commercializzati da TSI Inc., leader del settore nella misura di polveri ultrafini, sono: il *Long-DMA 3080* e il *nano-DMA 3085*.

Il DMA, nella sua versione cilindrica (Figura 7.2), è costituito da due elettrodi coassiali in acciaio, uno esterno collegato a terra e l'altro, interno, cui è applicato un elevato voltaggio tale da creare un campo elettrico radiale la cui intensità ( $E$ ) varia lungo il raggio del cilindro secondo la legge

$$E(r) = \frac{V}{r \ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (12.4)$$

dove  $V$  è il voltaggio applicato variabile da 0 a -11 kV ed  $r_1$  e  $r_2$  rappresentano, rispettivamente, le coordinate polari dell'elettrodo interno ed esterno.

Una portata di aerosol dimensionalmente polidisperso ( $Q_a$ ) viene campionata e, prima di entrare nel Classificatore Elettrostatico (EC3080, TSI Inc.), fatta passare in un impattore in grado di rimuovere particelle più grandi di una data dimensione mediante impatto inerziale. La rimozione di particelle di diametro aerodinamico sufficientemente elevato è importante, in quanto, esse presentano un'elevata

probabilità di trasportare cariche multiple. All'ingresso del Classificatore Elettrostatico la portata  $Q_a$  viene fatta passare in un neutralizzatore di carica che è in grado di impartire all'aerosol una distribuzione di carica di equilibrio. L'aerosol polidisperso con una distribuzione di carica di equilibrio viene flussato dall'alto ed immesso nella regione di classificazione tra i due elettrodi, secondo un moto laminare, dove viene in contatto, senza mescolarsi, con un flusso di aria filtrata ( $Q_s$ , *sheath flow*), anch'essa caratterizzata da un moto laminare, che guida la portata  $Q_a$  verso il basso della regione di classificazione confinandola in una zona prossima al cilindro esterno.

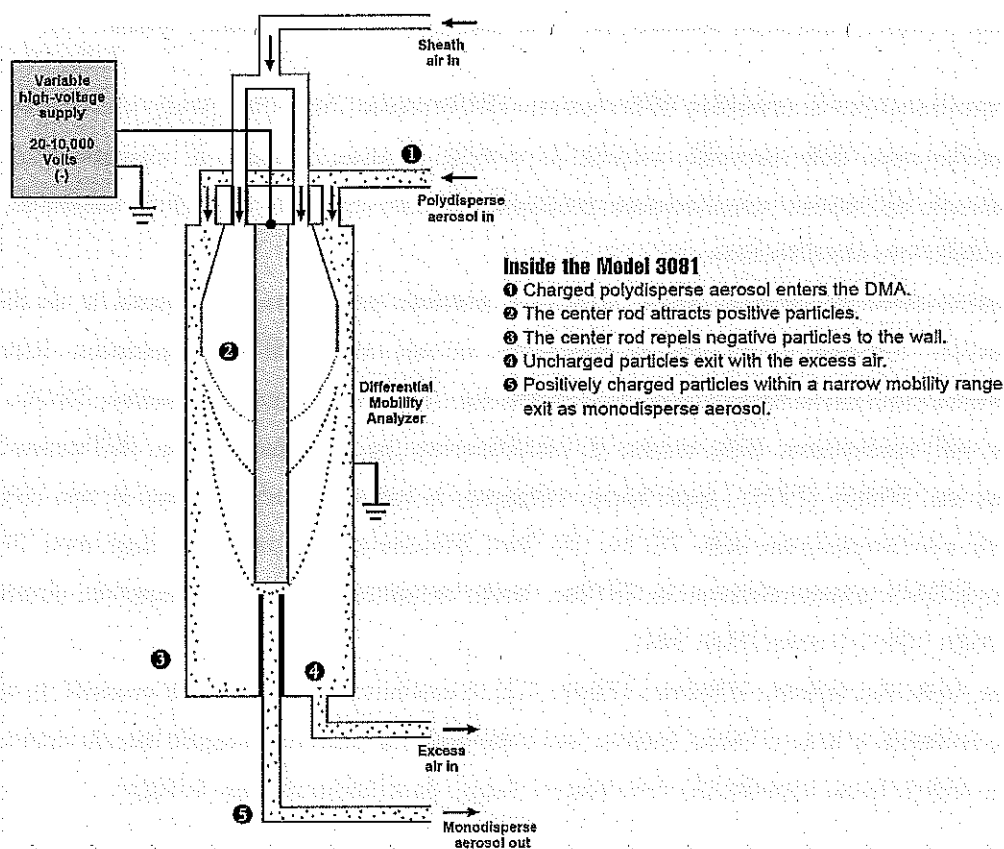


Figura 7.2 – Schema di funzionamento del DMA (Long-DMA 3081, TSI Inc.).

Il campo elettrico applicato attrae le particelle cariche positivamente verso l'elettrodo interno. L'abilità delle particelle di muoversi in tale campo elettrico è, per definizione, espressa mediante la mobilità elettrica delle particelle

$$Z_p = \frac{qC_c}{3\pi\eta d_p}$$

e dipende, inoltre, dalla portata di aerosol presente nella regione di classificazione e dalla geometria del classificatore. In particolare, particelle di minori dimensioni, caratterizzate da una mobilità elettrica elevata, sono attratte più rapidamente verso l'elettrodo negativo, mentre, particelle più grandi, con



inferiore mobilità elettrica, sono influenzate maggiormente dalle forze del campo di moto riuscendo, pertanto, a compiere una traiettoria più lunga nella regione di classificazione. In particolare, data la geometria della regione di classificazione e le portate  $Q_a$  e  $Q_s$ , ad ogni voltaggio ( $V$ ) assegnato corrisponde una mobilità elettrica caratteristica e, quindi, una dimensione caratteristica delle particelle la cui traiettoria (compromesso tra le forze elettriche e quelle di moto) termina in una fessura (*exit slit*) disposta immediatamente a valle dell'estremità inferiore dell'elettrodo centrale. La portata di aerosol costituita da particelle di una desiderata taglia (aerosol monodisperso,  $Q_m$ ) così collezionata può essere inviata ad un contatore. La rimanente portata di aerosol (portata in eccesso,  $Q_e$ ), caratterizzata da particelle di dimensioni superiori a quelle selezionate, viene raccolta pulita e riutilizzata come *sheath flow* ( $Q_s$ ) come descritto nello schema di funzionamento del Classificatore Elettrostatico (EC 3080, TSI Inc.) di Figura 7.3.

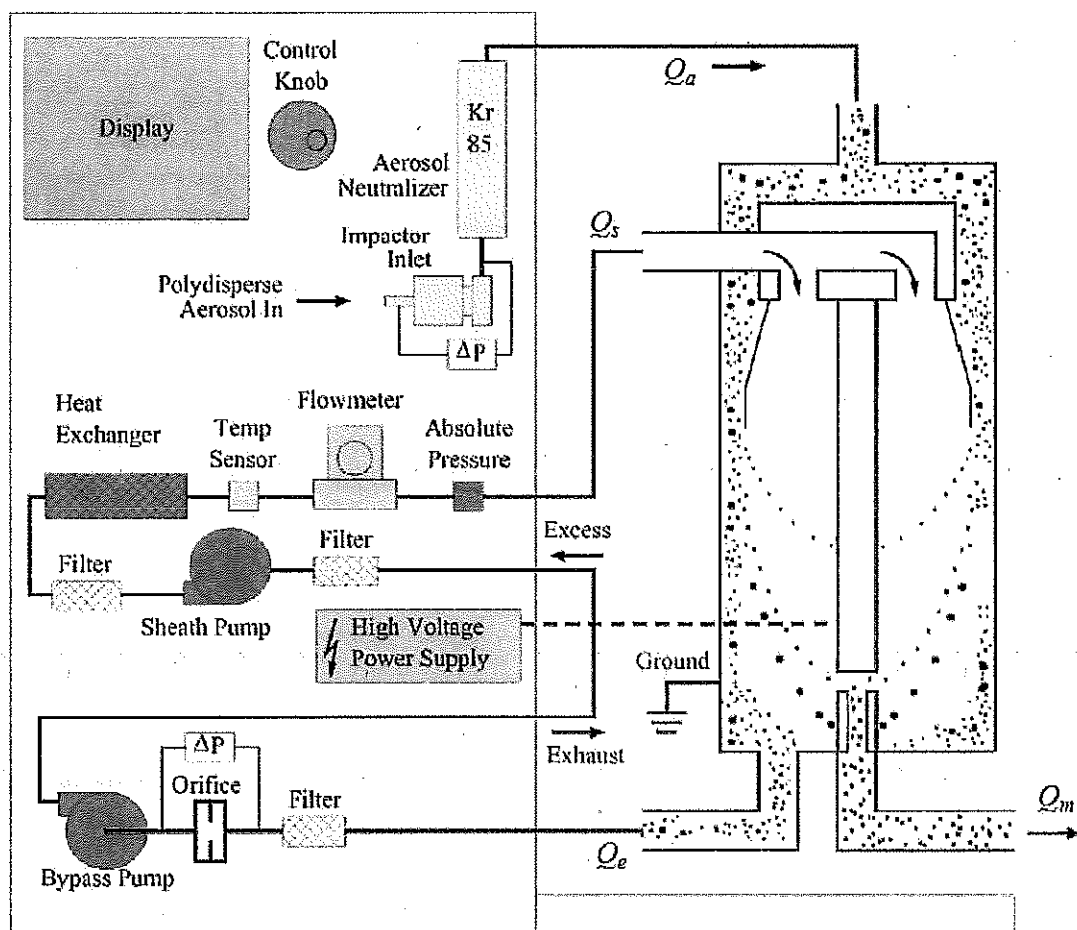


Figura 7.3 – Schema di funzionamento del Classificatore Elettrostatico (EC 3080, TSI Inc.).

L'analisi della traiettoria della particella nella regione di classificazione è stata affrontata da Knutson and Whitby (1975) che, mediante opportune ipotesi semplificative, riuscirono a modellare il campo di moto



delle particelle mediante un'equazione differenziale del primo ordine in forma chiusa. Una trattazione semplificata del calcolo della traiettoria delle particelle è qui proposta. Come prima approssimazione si ritiene che il flusso sia perfettamente parallelo agli elettrodi e, quindi, la componente di velocità verso il basso nella regione di classificazione  $u(z,r) = u(r)$ . Trascurando i contributi inerziali e diffusivi nell'equazione del moto delle particelle, la velocità di migrazione verso l'elettrodo centrale,  $v(r)$ , si valuta come

$$v(r) = Z_p E(r) = \frac{Z_p V}{r \ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (12.5)$$

La traiettoria della particella nella regione di classificazione si ottiene mediante la relazione

$$\frac{dr}{dz} = \frac{dr}{dt} = \frac{v(r)}{u(r)} = \frac{Z_p V}{u(r) r \ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (12.6)$$

da cui, l'equazione differenziale del primo ordine da risolvere per ottenere la traiettoria della particella, è

$$r u(r) dr = \frac{Z_p V}{\ln \frac{r_2}{r_1}} dz \quad (12.7)$$

Moltiplicando ambo i membri per  $2\pi$  ed integrando la (12.7) si ottiene

$$\int_{r_1}^{r_2} 2\pi r u(r) dr = 2\pi \int_0^L Z_p \frac{V}{\ln \frac{r_2}{r_1}} dz \quad (12.8)$$

L'integrale del primo membro della (12.8) è pari alla differenza tra la portata volumetrica associata alla posizione della particella in ingresso alla regione di classificazione ( $Q_{in}$ ) e quella associata alla posizione della particella in uscita ( $Q_{out}$ )

$$Q_{out} - Q_{in} = Z_p \frac{2\pi V L}{\ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (12.9)$$



La mobilità delle particelle selezionate  $Z_p^*$  per l'assegnato voltaggio  $V$  si valuta assumendo che la particella entri in corrispondenza del raggio intermedio della regione anulare di ingresso ed esca in corrispondenza del punto intermedio della regione di classificazione dell'aerosol monodisperso

$$Q_{in} = Q_s + \frac{Q_a}{2} = \frac{Q_s + Q_e + Q_m}{2} \quad (12.10)$$

$$Q_{out} = \frac{Q_m}{2}$$

da cui, combinando le (12.9) e (12.10), la mobilità  $Z_p^*$  si valuta come

$$Z_p^* = \frac{(Q_s + Q_e)}{4\pi VL} \ln \frac{r_2}{r_1} \quad (12.11)$$

Nell'ipotesi di poter trascurare le perdite diffusive, le particelle classificate come aerosol monodisperso ( $Q_m$ ) sono comprese in un intorno ( $\Delta Z_p$ ) più o meno esteso, secondo la qualità della misura, di centro  $Z_p^*$  che, nel caso di flussi bilanciati ( $Q_s = Q_e$  e  $Q_a = Q_m$ ) si scrive come

$$\Delta Z_p = \frac{(Q_a + Q_m)}{2\pi VL} \ln \frac{r_2}{r_1} \quad (12.12)$$

Si definisce risoluzione (R) della classificazione del DMA il rapporto tra la mobilità selezionata  $Z_p^*$  rispetto all'ampiezza dell'intorno  $\Delta Z_p$

$$R = \frac{Z_p^*}{\Delta Z_p} = \frac{Q_s + Q_e}{Q_a + Q_m} \quad (12.13)$$

La risoluzione del DMA nel classificare particelle di una desiderata mobilità elettrica è fortemente compromessa dalle perdite diffusive. Tali fenomeni diffusivi, importanti per particelle di piccole dimensioni, tendono a deviare le particelle dalla loro traiettoria teorica determinando una diminuzione della risoluzione nei più bassi intervalli dimensionali. Possibili soluzioni alle perdite diffusive possono essere: l'utilizzo di un elevato rapporto tra la portata di aerosol polidisperso ( $Q_a$ ) e portata di aerosol pulito ( $Q_s$ ) e la riduzione del tempo di residenza delle particelle nella zona di classificazione.

La probabilità che una particella di aerosol con mobilità elettrica  $Z_p^*$ , trascinata nella regione di classificazione dal flusso di aerosol polidisperso ( $Q_a$ ), lasci tale regione come flusso di aerosol

monodisperso ( $Q_m$ ) è definita *funzione di trasferimento*  $\Omega$ ; l'introduzione di tale parametro è dovuta a Knutson and Whitby (1975). Nel caso di flussi bilanciati ( $Q_a = Q_m$ ) la funzione di trasferimento ideale presenta una forma triangolare ed una probabilità unitaria in corrispondenza di  $Z_p^*$  (Figura 7.4); la base del triangolo rappresentante la funzione di trasferimento ideale è proporzionale alla risoluzione del classificatore mentre l'altezza è proporzionale all'abilità di rilevare particelle di una data mobilità elettrica.

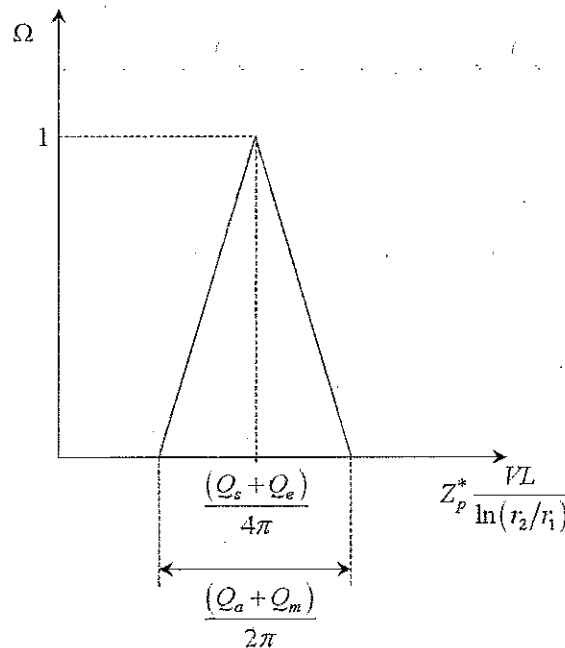


Figura 7.4 – Funzione di trasferimento ideale di un DMA.

Le perdite diffusive possono modificare fortemente la funzione di trasferimento provocando una dilatazione della base (a causa della riduzione di risoluzione) e un abbassamento dell'altezza del triangolo a causa delle perdite nella regione di classificazione come riportato qualitativamente in Figura 7.5 (Martinsson *et al.*, 2001).

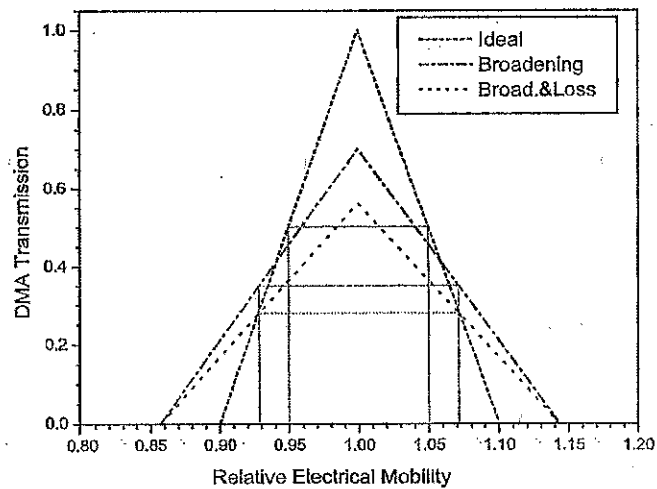


Figura 7.5 – Effetto della diffusione sulla funzione di trasferimento ideale di un DMA (Martinsson et al., 2001).

Dalla definizione di risoluzione (12.13) si evince che grossa importanza ha la scelta di un elevato rapporto tra la portata volumetrica di aerosol polidisperso ( $Q_a$ ) e quella di gas filtrato ( $Q_s$ ). In realtà, nel caso di *Long-DMA*, il rapporto utilizzato è  $Q_s:Q_a = 10$ . Mediante analisi sperimentali e numeriche, diversi ricercatori hanno dimostrato che l'utilizzo di più elevati rapporti di portate volumetriche comportano la formazione di zone di ricircolo nella regione dove l'aerosol polidisperso entra in contatto con la portata filtrata. Tali ricircoli hanno un effetto deleterio sulla risoluzione del DMA aumentando il tempo di residenza delle particelle nella regione di fusione tra i due flussi e, di conseguenza, anche le perdite diffusive, inoltre, la presenza di zone vorticosi ha l'effetto di diminuire la regione utile alla classificazione delle particelle. Un'ulteriore criticità nella classificazione delle particelle mediante DMA è dovuta alla penetrazione del campo elettrico nell'*exit slit* dell'aerosol selezionato ( $Q_m$ ) che comporta una distorsione delle linee di campo elettrico in prossimità di tale passaggio e, quindi, un'alterazione nella classificazione delle particelle.

Al fine di ottenere una classificazione ottimale anche per particelle di pochi nanometri occorre, pertanto, minimizzare le perdite diffusive. A tal scopo, Chen *et al.*, 1997 hanno progettato e costruito una versione più compatta del DMA (*nano-DMA*) al fine di migliorare gli aspetti critici della versione *Long-DMA*. In particolare, a valle di un approfondito studio numerico del campo di moto dell'aerosol, del campo elettrico e della traiettoria delle particelle, essi hanno ridisegnato la regione di classificazione, riducendola a soli 5 cm (a dispetto dei 44 cm del *Long-DMA*) in modo da ridurre i tempi di residenza delle particelle nella colonna DMA. Inoltre, hanno riprogettato la distribuzione dell'aerosol monodisperso in ingresso ottimizzando il campo di moto nella zona in cui le portate di aerosol e di gas filtrato vengono in contatto permettendo, quindi, l'utilizzo di rapporti  $Q_s:Q_a > 10$  (Figura 7.6). Tali ottimizzazioni hanno permesso di ridurre le perdite diffusive nel DMA con conseguente estensione nella classificazione a diametri inferiori a 10 nm.

Prima di giungere alla versione *nano-* della colonna DMA, erano state messe a punto delle versioni migliorate del *Long-DMA* nel tentativo, al solito, di ridurre le perdite diffusive delle particelle di pochi nanometri. Una menzione merita il Vienna DMA – Hauke 3/150 (Winklmayr *et al.*, 1991) sviluppato presso l'Università di Vienna, esso è caratterizzato da un ingresso tangenziale dell'aerosol allo scopo di ridurre le perdite per diffusione e riprogettare la regione di classificazione (Figura 7.7). Allo stesso scopo Zhang *et al.* (1995) hanno sviluppato un DMA ad ingresso radiale dell'aerosol (Radial-DMA, RDMA – Spectromètre de Mobilité Electrique Circulaire, SMEC) (Figura 7.7). Oltre alle versioni ad ingresso radiale, è stata anche sviluppata una versione più corta del *Long-DMA*, nota come TSI Short-DMA, con regione di classificazione di 11 cm precursore, di fatto, del *nano-DMA* (Figura 7.7).

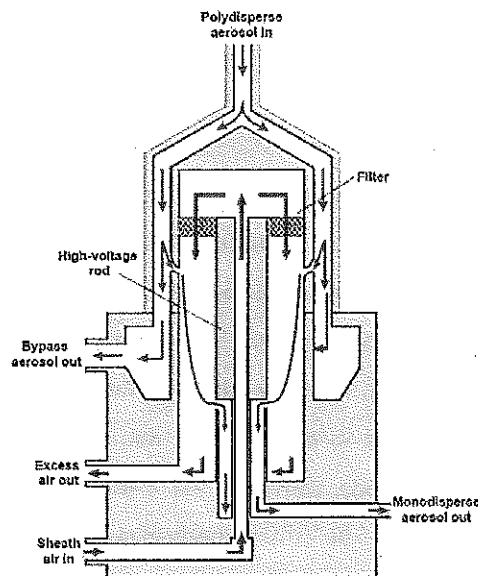


Figura 7.6 – Schema di funzionamento del *nano-DMA* (*nano-DMA 3085*, TSI Inc.).

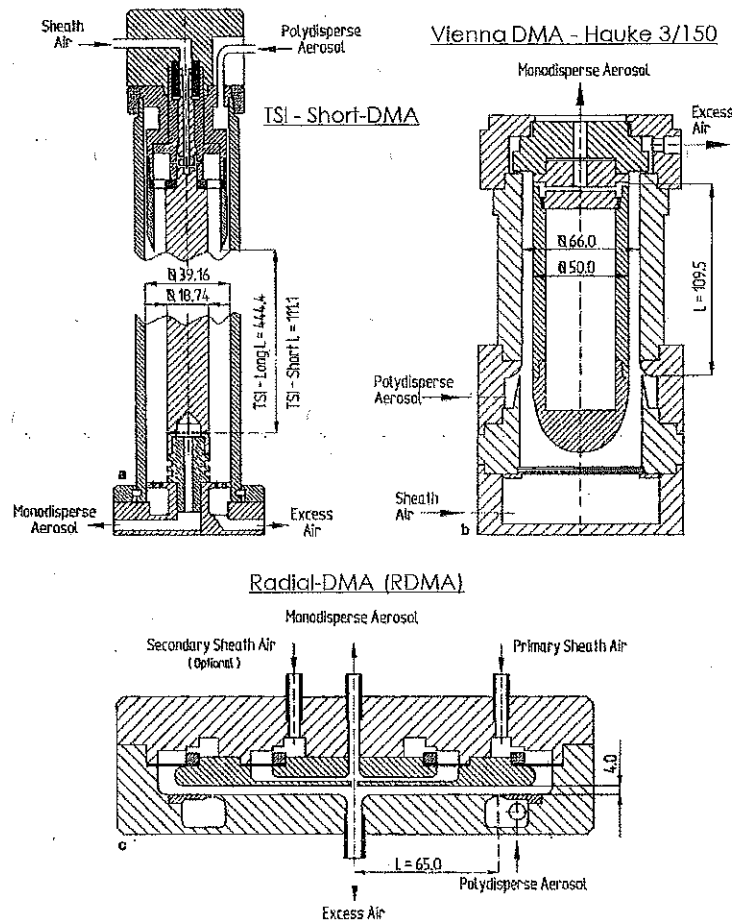


Figura 7.7 – Geometrie di versioni alternative di DMA: TSI Short-DMA, Radial-DMA (RDMA) e Hauke 3/150 (Vienna DMA).

### 7.5 Conteggio delle particelle: il Condensation Particle Counter (CPC)

Il conteggio delle particelle mediante condensazione di vapori, che ha come obiettivo l'accrescimento delle particelle stesse, fu introdotto da Aitken già alla fine del XIX secolo per sopperire ai limiti di soglia di rilevabilità delle particelle dal punto di vista ottico. Nonostante i passi in avanti nel campo dell'ottica, la difficoltà nel rilevare particelle di dimensioni inferiori alla lunghezza d'onda della luce è un problema ancora attuale. Pertanto, nel corso degli anni, le tecniche di conteggio per condensazione sono state affinate e sono ancora oggetto di attività di ricerca.

Il conteggio mediante tecniche di condensazione è effettuato in appositi contatori, meglio noti come *Condensation Particle Counter* (CPC) o *Condensation Nuclei Counter* (CNC), attraverso tre processi: la realizzazione di un ambiente supersaturo rispetto ad un fluido di lavoro, la crescita delle particelle per condensazione dei vapori e il rilevamento di particelle mediante tecnica ottica. Esistono tre differenti tecniche utilizzate per attivare la condensazione: l'espansione adiabatica, il raffreddamento (o riscaldamento nel caso di CPC ad acqua) e il mescolamento di flussi di aria calda e fredda.



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER I CONTAMISABILI



Viene di seguito descritto il funzionamento del CPC a raffreddamento in quanto è, ad oggi, la tipologia più diffusamente utilizzata a valle di un dispositivo di classificazione delle particelle (Classificatore Elettrostatico) in una configurazione nota come *Scanning Mobility Particle Sizer* (SMPS) ed adibita alla determinazione di distribuzioni dimensionali di aerosol.

Il CPC a raffreddamento è costituito da un saturatore, un condensatore ed un rilevatore ottico; quale fluido di lavoro viene tipicamente utilizzato un alcool (butanolo, etanolo e metanolo). Una portata volumetrica di aerosol viene continuamente flussata mediante una pompa di aspirazione posta nella sezione di uscita dello strumento in modo tale che l'aerosol passi dapprima in un saturatore che, nel caso di butanolo, deve essere mantenuto ad una temperatura di 39°C in modo tale che l'aria diventi satura di vapori di butanolo. In seguito, la portata di aerosol viene inviata in un condensatore, cioè in un condotto mantenuto a bassa temperatura (14°C) raffreddando per conduzione la superficie esterna. In questa sezione l'aerosol diventa supersaturo di vapori di butanolo e, quanto maggiore risulta il grado di supersaturazione ( $S$ ) raggiunto, tanto più facilmente si riesce ad ingrandire la singola particella per condensazione. Le particelle, avendo raggiunto una dimensione di qualche micrometro, sono facilmente rilevabili da un contatore ottico che, nel caso di basse concentrazioni, conta individualmente le particelle producendo un segnale al singolo passaggio (*single particle counting*) mentre, nel caso di elevate concentrazioni, utilizza una tecnica di conteggio di tipo fotometrico grazie alla quale la luce totale diffusa (*total light scattering*) dalle particelle viene convertita in concentrazione totale sulla base di un opportuno fattore di calibrazione.

A titolo esemplificativo, in Figura 7.8 è riportato lo schema di funzionamento del CPC 3775 TSI Inc. Seguendo il percorso che l'aerosol compie in tale dispositivo, si nota che a valle della sezione d'ingresso, l'aerosol campionato viene diviso in due portate: una portata di aerosol che effettivamente subisce le trasformazioni termodinamiche precedentemente descritte, ed una portata che viene ripulita dell'aerosol mediante filtri HEPA ed utilizzata, eventualmente, come portata di by-pass affinché la pompa lavori ad una portata costante.

Il CPC può lavorare secondo due diverse modalità di portata in ingresso: a basse portate (*low-flow*) o alte portate (*high-flow*). Nel caso di *high-flow mode* la portata in ingresso è di 1.5 L min<sup>-1</sup> di cui 1.2 L min<sup>-1</sup> vengono utilizzati come by-pass e i restanti 0.3 L min<sup>-1</sup> vengono analizzati. Nel caso di *low-flow mode* la portata in ingresso è di 0.3 L min<sup>-1</sup> e questa viene inviata interamente al saturatore, la rimanente portata di 1.2 L min<sup>-1</sup> richiesta dalla pompa viene aspirata separatamente (*make-up air*) e filtrata anch'essa mediante filtro HEPA. La possibilità di lavorare in condizioni di *high-flow mode* permette di ridurre i tempi di risposta e minimizzare le perdite diffusive nei condotti. Tale regime di moto è, quindi, utilizzato nel caso di funzionamento disgiunto da un classificatore quando, cioè, si è interessati al valore integrale di concentrazione totale. Nel caso in cui il CPC venga utilizzato a valle di un classificatore, l'utilizzo dell'una o dell'altra condizione di portata dipende dall'intervallo dimensionale che si desidera monitorare.



Oltre ai modelli da laboratorio, quali CPC 3775, sono stati prodotti dei contatori a condensazione portatili particolarmente adatti per il monitoraggio in campo. Ad esempio, un modello dalle ottime performance metrologiche nonostante le ridotte dimensioni è il CPC 3007 (TSI Inc.) il cui principio di funzionamento è analogo a quello del CPC 3775 e sfrutta come fluido di lavoro l'alcool isopropilico.

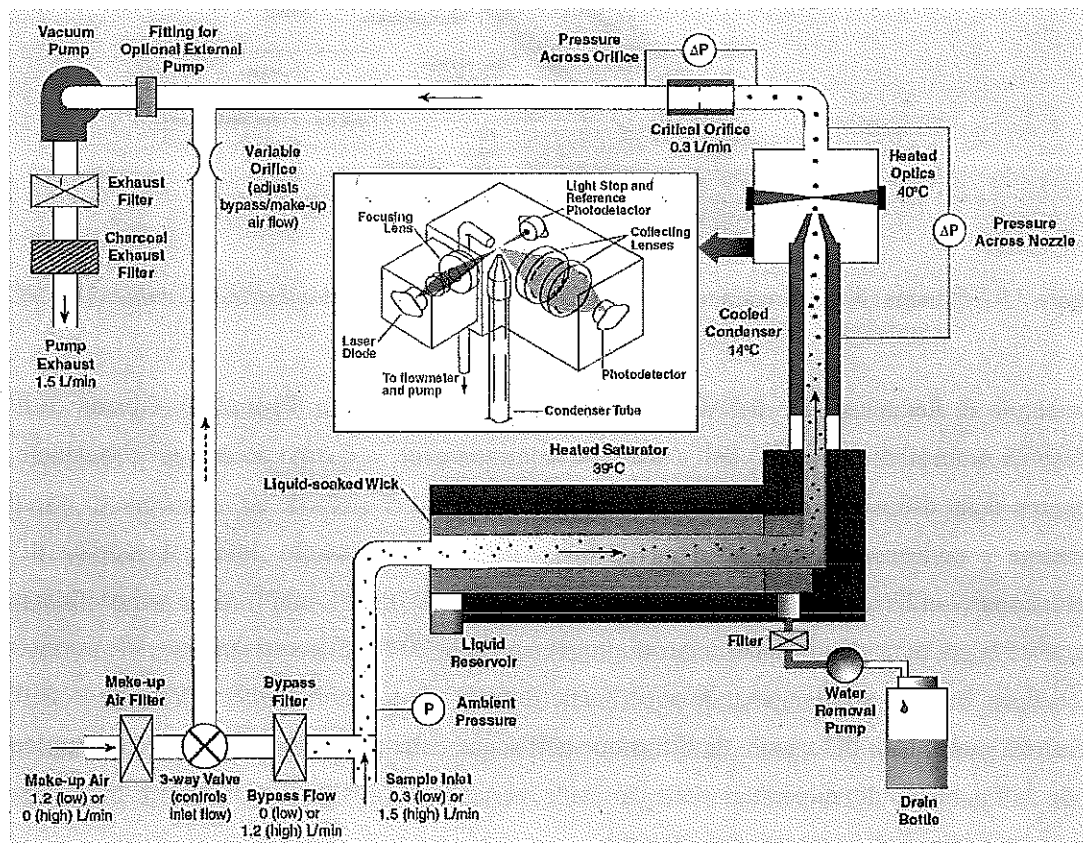


Figura 7.8 – Schema di funzionamento di un *Condensation Particle Counter* (CPC3775 TSI Inc.).

Il CPC ad acqua è stato studiato e proposto da Hering *et al.*, (2005a, b) e commercializzato da TSI Inc. come *Water-based Condensation Particle Counter* (WCPC, Model 3781).

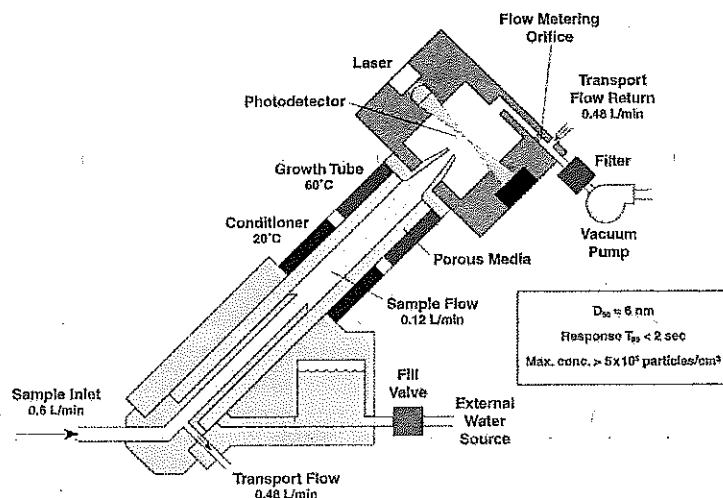


Figura 7.9 – Schema di funzionamento di un *Water-based Condensation Particle Counter* (WCPC 3781, TSI Inc.).

Il principio di funzionamento del WCPC, il cui schema è riportato in Figura 7.9, è basato sull'elevata diffusività molecolare (massica) dell'acqua che, contrariamente a quanto accade per il butanolo, risulta maggiore della diffusività termica dell'aria. Questa caratteristica richiede un'inversione di posizione tra saturatore e condensatore rispetto a quella tipica del CPC a butanolo. Infatti, la portata di aerosol effettivamente utilizzata per il campionamento (*sample flow*,  $0.12 \text{ L min}^{-1}$ ) viene prima flussata in un saturatore la cui temperatura superficiale di progetto è pari a  $20 \text{ }^\circ\text{C}$ . Successivamente, tale portata entra in un condotto bagnato con temperatura superficiale di  $60 \text{ }^\circ\text{C}$  detto "growth tube". Per effetto dell'elevata diffusività molecolare del vapore, la diffusione dell'acqua dalla parete verso il centro del condotto è più rapida dell'aumento di temperatura delle particelle, pertanto, si verifica una condizione di condensazione ( $S > 1$ ) lungo l'asse di simmetria del condotto.

In Figura 7.10 è riportato il confronto dell'andamento della pressione parziale di butanolo ed acqua ( $p_v$ ) in funzione della temperatura ( $T$ ) in corrispondenza dell'asse di simmetria del condotto quando una portata di aerosol satura calda ( $40 \text{ }^\circ\text{C}$ ) è introdotta in un condotto a temperatura inferiore ( $10 \text{ }^\circ\text{C}$ ) (○) e, al contrario, quando una portata di aerosol satura fredda ( $10 \text{ }^\circ\text{C}$ ) è introdotta in un condotto a temperatura superiore ( $40 \text{ }^\circ\text{C}$ ) (●) (Hering *et al.*, 2005a).

Il cammino della trasformazione seguito da un CPC a butanolo è tracciato dalla curva descritta dal simbolo vuoto (○) di Figura 7.10a. All'ingresso del condensatore il flusso è saturo alla temperatura di  $40 \text{ }^\circ\text{C}$  per poi seguire la curva di raffreddamento tale da garantire la condensazione del vapore di butanolo. La variazione di pressione parziale al diminuire della temperatura è inizialmente minima garantendo un rapporto di saturazione elevato. Tale fenomeno è da imputare alla diffusività massica del butanolo ( $0.081 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ) che risulta molto più bassa della diffusività termica dell'aria ( $0.215 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ). Nel caso dell'acqua non si verifica lo stesso fenomeno in quanto la diffusività massica del vapore ( $0.265 \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ ) è maggiore della diffusività termica dell'aria (curva con simbolo pieno, ●). Se, però, una

portata di aria satura viene introdotta in un condotto bagnato con acqua a temperatura maggiore, la diffusione di vapor d'acqua dalle pareti del condotto verso l'asse di simmetria è più rapida del riscaldamento della portata d'aria ed è garantito, in tal modo, il grado di saturazione necessario per la condensazione di vapor d'acqua sulle particelle (simbolo pieno, ● di Figura 7.10b).

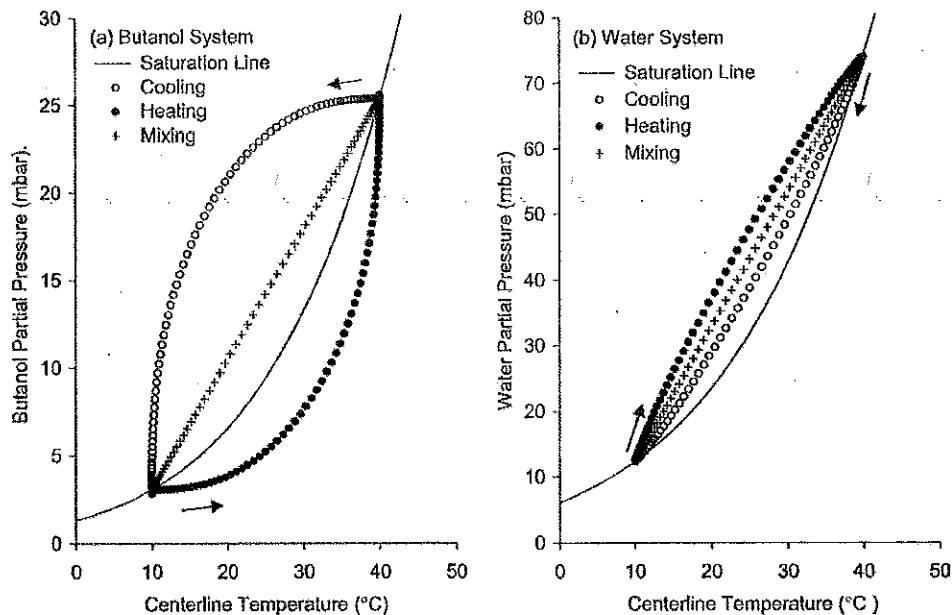


Figura 7.10 – Confronto della pressione parziale del butanolo (a) e dell'acqua (b) quando una portata di fluido saturo è introdotta in un condotto a temperatura inferiore (10 °C) (○) o in un condotto bagnato a temperatura superiore (40 °C) (●) (Hering *et al.*, 2005a).

Uno degli aspetti critici del conteggio delle particelle è dato dalla non-omogenea distribuzione della temperatura, e quindi del rapporto di saturazione  $S$ , lungo il raggio del condensatore. Il diametro minimo per il quale il processo di condensazione può essere attivato dipende, quindi, anche dalla posizione radiale delle particelle lungo il condotto condensatore, comportando una minore efficienza di conteggio in corrispondenza delle particelle di diametro inferiore. La definizione di un diametro minimo rilevabile dal CPC e la diminuzione di efficienza del conteggio di particelle di più piccole dimensioni è dovuto, inoltre, al più elevato rapporto di saturazione richiesto per realizzare un fenomeno di condensazione nel caso di particelle dal più elevato raggio di curvatura. Nel caso del CPC 3775 (TSI Inc.) il minimo diametro rilevabile è di circa 4 nm; quanto all'efficienza di conteggio in funzione della taglia dimensionale, i software di gestione dello strumento correggono i dati di misura sulla base di curve di efficienza riportate in diversi studi scientifici (Hameri *et al.*, 2002; Mertes *et al.*, 1995; Petaja *et al.*, 2006; Stolzenburg *et al.*, 1991; Banse *et al.*, 2001; Liu *et al.*, 2006; Hermann *et al.*, 2007): in Figura 7.11 è riportata la curva di efficienza di conteggio tipica del CPC 3775.

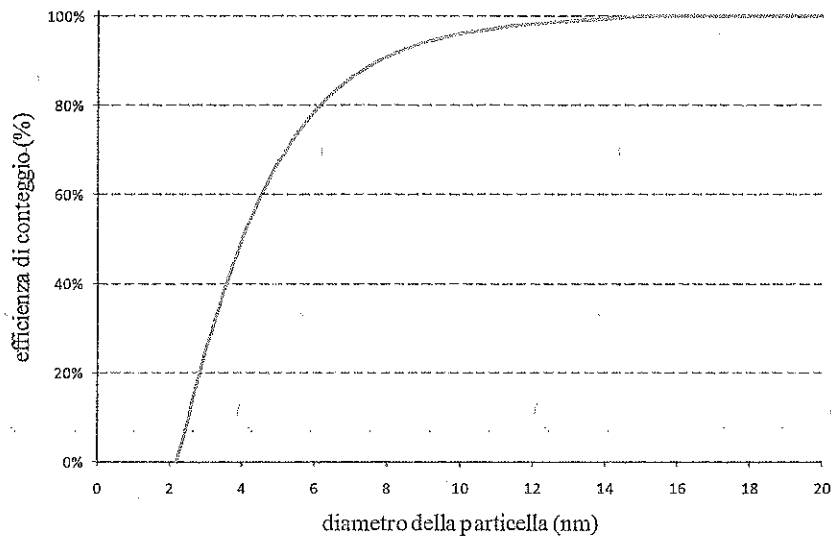


Figura 7.11 – Efficienza di conteggio del CPC 3775 (TSI Inc.).

Un'altra criticità nella misura della concentrazione di particelle mediante CPC è rappresentata dall'errore statistico nel conteggio qualora si misurino concentrazioni di particelle molto basse. L'incertezza associata a tal errore statistico è valutata mediante una distribuzione di Poisson (Bevington and Robinson, 1992) come  $\sqrt{n}/n$  avendo indicato con  $n$  la concentrazione totale di particelle.

Errori di misura della concentrazione dell'aerosol possono presentarsi anche nella misura di concentrazioni troppo elevate, in tal caso, infatti, aumenta la probabilità di coincidenza delle particelle, ovvero di presenza simultanea di più particelle nella regione di rilevamento ottico. Il CPC riesce a correggere per errori di coincidenza mediante una correzione "live-time". Il *live-time* è il tempo che intercorre tra due impulsi elettrici, ovvero l'intervallo di tempo della misura totale eccetto il tempo durante il quale il contatore è impegnato con una o più particelle nel campo di misura del sensore ottico (*dead time*). La correzione per coincidenza è effettuata nel CPC rapportando il numero di particelle contate al solo *live-time* e la portata di aerosol.

## 7.6 Lo spettrometro Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)

L'evoluzione della tecnica di classificazione delle particelle proposta da Knutson and Whitby (1975), congiuntamente ai miglioramenti nel campo del rilevamento ottico delle particelle (l'introduzione del primo CNC è dovuta a Agarwal and Sem, 1978), ha permesso lo sviluppo di tecniche di misura della distribuzione di aerosol. In particolare, il primo sistema costituito da Classificatore Elettrostatico e CPC, commercializzato da TSI Inc., è stato il *Differential Mobility Particle Sizer* (DMPS 3932). Tale dispositivo permetteva di misurare la distribuzione di aerosol in maniera automatica applicando differenti *step* di voltaggio dovendo, però, aspettare che l'aerosol campionato raggiungesse una nuova condizione di stazionarietà ad ogni voltaggio. Ciò richiedeva tempi di misura troppo lunghi (oltre dieci minuti) e,

pertanto, non si era in grado di valutare le effettive variazioni temporali dell'aerosol. Un ulteriore e decisivo sviluppo nella misura automatica della distribuzione dimensionale di aerosol è dovuto a Wang and Flagan (1990) che migliorarono il sistema mediante l'utilizzo di uno *scan* dinamico del voltaggio che riduceva le instazionarietà permettendo misure più rapide: tale strumento è noto come *Scanning Electrical Mobility Spectrometer* e, dal 1993, è stato commercializzato (TSI Inc.) come *Scanning Mobility Particle Sizer (SMPS)*.

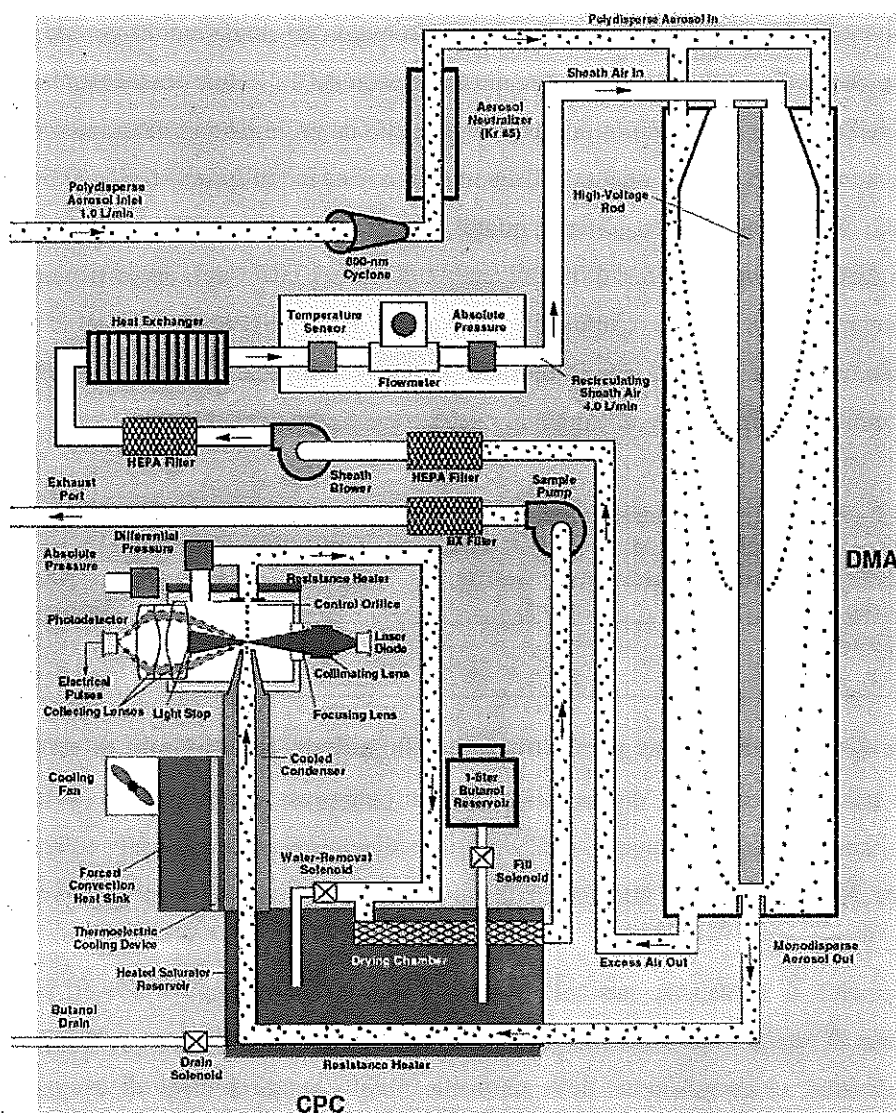


Figura 7.12 – Schema di funzionamento dello spettrometro SMPS 3936 (TSI Inc.) costituito da Long-DMA (DMA 3081, TSI Inc.) e CPC 3775 (TSI Inc.).

In Figura 7.12 è riportato lo schema di funzionamento dello spettrometro SMPS 3936 (TSI Inc.) costituito da un Long-DMA 3081 (TSI Inc.) e CPC 3775 (TSI Inc.). Gli schemi di funzionamento del classificatore



elettrostatico e del CPC sono stati descritti, rispettivamente, in Figura 7.3 e Figura 7.8, pertanto, in Figura 7.12 è illustrata meramente la connessione tra il classificatore e contatore.

Nelle sezioni relative al funzionamento dell'Electrostatic Classifier e del CPC (7.4 e 7.5) è stata sottolineata la dipendenza della risoluzione dello strumento dal tempo di residenza dell'aerosol nei condotti e, quindi, dalle portate. In particolare, nella regione di classificazione del *Long-DMA*, deve essere assicurato un rapporto tra le portate di aerosol monodisperso e aria filtrata di 1:10. Il CPC, invece, può lavorare secondo due differenti modalità di flusso: *low-flow* ( $0.3 \text{ L min}^{-1}$ ) e *high-flow* ( $1.5 \text{ L min}^{-1}$ ). Ne deriva, quindi, che un SMPS 3936 può operare secondo due condizioni di portate: portata di aerosol  $0.3 \text{ L min}^{-1}$  e *sheath flow*  $3.0 \text{ L min}^{-1}$ , oppure, portata di aerosol  $1.5 \text{ L min}^{-1}$  e *sheath flow*  $15.0 \text{ L min}^{-1}$ . Il controllo della portata di aerosol in ingresso è garantito da un impattore meccanico mediante la caduta di pressione a valle dello stesso impattore. Tale impattore è anche utilizzato al fine di rimuovere particelle troppo grandi che potrebbero trasportare, quindi, cariche elettriche multiple. Possono essere utilizzati impattori di differenti diametri (fori di  $0.0457 \text{ cm}$ ,  $0.0508 \text{ cm}$  e  $0.071 \text{ cm}$ ), in particolare, in Tabella 7.2 è riportato l'intervallo di misura esaminabile al variare delle portate di aerosol e di *sheath flow* e dell'impattore utilizzato. Si nota che utilizzando portate più elevate si possono classificare diametri di dimensioni minori ma, in tal caso, il campo di misura si restringe notevolmente.

Tabella 7.2 – Intervallo di misura in funzione della portata di aerosol e di sheath flow e dell'impattore utilizzato per SMS 3936 (con *Long-DMA* 3081 e CPC 3775).

Intervallo di misura teorico (nm)	Portata di aerosol, $Q_a$ ( $\text{L min}^{-1}$ )	Sheath flow, $Q_s$ ( $\text{L min}^{-1}$ )	Dimensione dell'impattore (cm)
13 – 838	0.3	3.0	0.0457
5.7 – 239	1.5	15.0	0.071

### 7.7 Sistemi di termo-diluzione per la misura delle polveri in emissioni da sorgenti

Nel caso di misura di polveri in emissioni da sorgenti (emissione motori, camino di impianti di potenza fissi, ecc.) il semplice campionamento dell'aerosol mediante sonde direttamente collegate agli strumenti di misura (es. SMPS, CPC) può comportare degli artefatti di misura tali da inficiare la qualità del dato in maniera non trascurabile.

Il campionamento di aerosol da gas caldi e con elevate concentrazioni di polveri può comportare: a) condensazione di vapori sulle particelle preesistenti, b) nucleazione di nuove particelle a partire da fase vapore condensata, c) coagulazione delle particelle. Infatti, lungo la linea di campionamento (se non opportunamente riscaldata) la portata di aerosol campionata si raffredda dando origine a fenomeni di nucleazione e condensazione, inoltre, la riduzione di volume a cui l'aerosol è costretto nei condotti di campionamento comporta un aumento delle concentrazioni di polveri con innescando dei fenomeni di coagulazione. Nucleazione, condensazione e coagulazione modificano sensibilmente la curva di distribuzione dimensionale delle polveri e la relativa concentrazione totale.

Per ovviare a tali problemi occorre diluire la portata di aerosol campionata e riscaldare la linea di campionamento, tale tecnica è praticata mediante dei termo-dilutori caratterizzati dalla possibilità di variare il fattore di diluizione e la temperatura della linea permettendone, quindi, l'applicabilità a diverse condizioni di misura. Un valido esempio di termo-dilutore nel campo della misura dell'aerosol è il sistema (Figura 7.13) commercializzato da TSI Inc. costituito dal *Rotating Disk Thermodiluter* (Model 379020, Matter Engineering AG) e dal *Thermal Conditioner* (Model 379030, Matter Engineering AG).

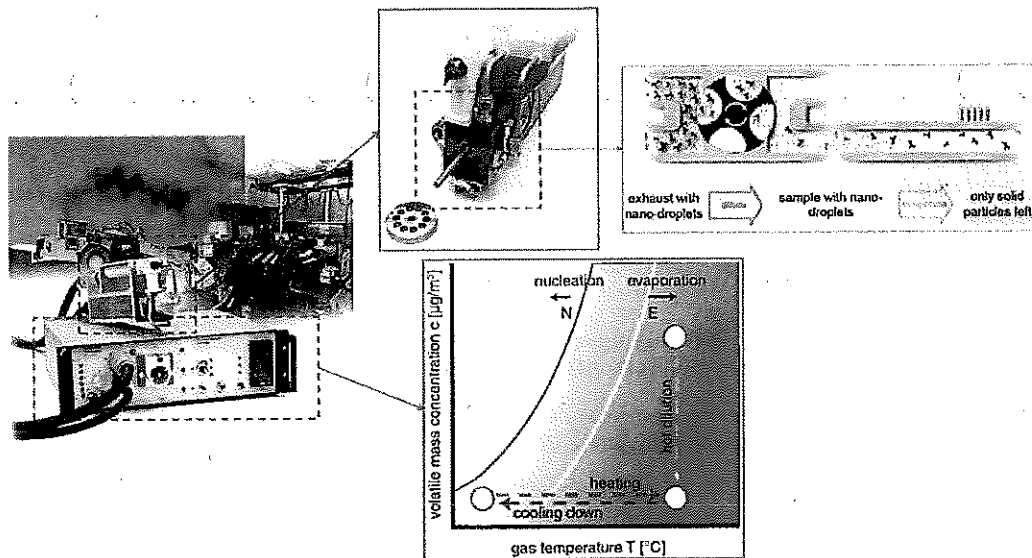


Figura 7.13 – Principio di funzionamento del sistema Rotating Disk Thermodiluter (Model 379020, Matter Engineering AG) - Thermal Conditioner (Model 379030, Matter Engineering AG).



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
ENTE CONSUMATORI



## Bibliografia

- Aitken, J., 1889. On the Number of Dust Particles in the Atmosphere. Proceedings of the Royal Society, Edinburgh 26, 207-235.
- Anastasio, C. and Martin, S.T., 2001, Atmospheric nanoparticles. In Nanoparticles and the Environment, mineralogical Society of America, Washington, 44, 293-349.
- Asbach C, Kaminski H, Fissan H, Monz C, Dahmann D, Mülhopt S, Paur HR, Kiesling HJ, Herrmann F, Voetz M, et al., 2009. Comparison of four mobility particle sizers with different time resolution for stationary exposure measurements. Journal of Nanoparticle Research; 11 1593-609.
- Baron, P. A., and Willeke, K., 2001. Aerosol Measurement. John Wiley, New York.
- Agarwal, J.K., and Sem, G.J., 1978. Generating Submicron Monodisperse Aerosol for Instrument Calibration. TSI Quarterly IV(2), 3-8.
- Agarwal, J.K., and Remiarz, R.J., 1981. Development of an Aerodynamic Particle Sizer Analyzer. USDHEW-NIOSH Contract Report No. 210-80--0800. Cincinnati, OH: NIOSH.
- Banse, D.F., Esfeld, K., Hermann, M., Sierau, B., and Wiedensohler, A., 2001. Particle Counting Efficiency of the TSI CPC 3762 for Different Operating Parameters. Journal of Aerosol Science 32, 157-161.
- Bevington, P.R., and Robinson, D.K., 1992. Data Reduction and Error Analysis for the Physical Sciences. WCB McGraw-Hill, Boston.
- Buonanno G, Lall A., Stabile L., 2009. Temporal size distribution and concentration of particles near a major highway, Atmospheric Environment, 43, 1100-1105.
- Buonanno, G., Dell'Isola, M., Stabile, L., Viola, A., 2011a. Critical aspects of the uncertainty budget in the gravimetric PM measurements. Measurement 44(1), 139-147.
- Buonanno G., Giovinco G., Morawska L., Stabile L., 2011b. Tracheobronchial and alveolar dose of submicrometer particles for different population age groups in Italy, Atmospheric Environment 45(34), 6216-6224.
- Buonanno G., Fuoco, F, Stabile L, 2011 Buonanno G., Fuoco, F, Stabile L, 2011c. Influential parameters on particle exposure of pedestrians in urban microenvironments, Atmospheric Environment 45 (7), 1434-1443.
- Buonanno G., Morawska L., Stabile L., Wang L., Giovinco G., 2012. A comparison of submicrometer particle dose between Australian and Italian people, Environmental Pollution 169, 183-189.
- Bureau International des Poids et Mesures. The International System of Units 8th Ed. 2006
- Chen, B.T., Cheng, Y.S., and Yeh, H.C., 1985. Performance of a TSI Aerodynamic Particle Sizer, Aerosol Science and Technology 4(1), 89-97.
- Chen, D.R. and Pui, D.Y.H., 1997. Numerical modeling of the performance of differential mobility analyzer for nanometer aerosol measurements. Journal of Aerosol Science 28, 985-1004.
- Chen, D.R., Pui, D.Y.H., Hummes, D., Fissan, H., Quant, F.R., Sem, G.J., 1997. Design and evaluation of a nanometer aerosol Differential Mobility Analyzer (Nano-DMA). Journal of Aerosol Science 29(5-6), 497-509.
- Crawford M., 1986. Air Pollution Control Theory, McGraw-Hill Company, New York.
- D.P.C.M. 28-03-1983. Limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno. Gazzetta Ufficiale 28 maggio 1983, n.145.
- Decreto Ministeriale del 25/11/1994. Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinamenti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti di cui al decreto ministeriale 15 aprile 1994. Pubblicato sulla Gazzetta Ufficiale Italiana - Supplemento Ordinario n 290 del 13/12/1994.
- Decreto 15 marzo 1999, n.104. Regolamento recante criteri e modalità per la concessione di contributi ai sensi della legge 29 ottobre 1954, n. 1083, e dell'articolo 22, comma 1, del decreto legislativo 31 marzo 1998, n. 143. Gazzetta ufficiale n.92 del 21/04/1999.
- Decreto Ministeriale 2 aprile 2002, n. 60. Recepimento della direttiva 1999/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di





INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PERTURBINGHUB



INNOVATION & RESEARCH

azoto, le particelle e il piombo e della direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene ed il monossido di carbonio.

Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n. 155. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa. Supplemento Ordinario alla Gazzetta Ufficiale n. 216 del 15-9-2010.

Dockery DW, Pope, CAIII, Xu, X., Spengler JD, et al (1993). An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *The New England Journal of Medicine* 329:1753-1759.

Fissan, H., Neumann, S. Trampe, A. Pui D.Y.H., Shin W.G., (2006). Rationale and Principle of an instrument measuring lung deposited nanoparticle surface area. *Journal of Nanoparticle Research* 9, 53-59.

Friedlander, S.K., 2000. *Smoke, dust, and haze: fundamentals of aerosol behavior*, 2nd ed, Oxford University Press, New York.

Fuchs, N.A., 1963. On the stationary charge distribution on aerosol particles in a bipolar ionic atmosphere. *Geofisica Pura e Applicata* 56, 185-193.

Fuchs, N.A., 1964. *The Mechanics of Aerosol*. Pergamon Press, New York.

Glinianaia, S.V., Rankin, J., Bell, R., Pless-Mullooli, T., Howel, D., 2004. Particulate air pollution and fetal health: a systematic review of the epidemiologic evidence. *Epidemiology*, 15(1):36-45.

Gunn, R., 1955. The statistical electrification of aerosols by ionic diffusion. *Journal of Colloid and Interface Science* 10, 107-119.

Hameri, K., Koponen, I.K., Aalto, P.P., and Kulmala, M., 2002. The Particle Detection Efficiency of the TSI-3007 Condensation Particle Counter. *Journal of Aerosol Science* 33(10), 1463-1469.

Hauser, R., Godleski, J.J., Hatch, V., and Christiani, D.C., 2001. Ultrafine particles in human lung macrophages. *Archives of Environmental Health* 56, 150-156.

Heitbrink, W.A., Baron, P.A., and Willeke, K., 1991. Coincidence in Time-of-Flight Aerosol Spectrometers: Phantom Particle Creation. *Aerosol Science and Technology* 14, 112-126.

Hering, S., and Stolzenburg, M., 2005a. A Method for Particle Size Amplification by Water Condensation in a Laminar, Thermally Diffusive Flow. *Aerosol Science and Technology* 39(5), 428-436.

Hering, S.V., Stolzenburg, M.R., Quant, F.R., Oberreit, D.R., Keady, P.B., 2005b. A Laminar-flow, Water-Based Condensation Particle Counter (WCPC). *Aerosol Science and Technology* 39, 659-672.

Hermann, M., Wehner, B., Bischof, O., Han, H.S., Krinke, T., Liu, W., Zerrath, A., and Wiedensohler, A., 2007. Particle Counting Efficiencies of New TSI Condensation Particle Counters. *Journal of Aerosol Science* 38, 674-682.

Hinds, W.C., 1999. *Aerosol technology – Properties, behavior and measurement of airborne particles*. John Wiley & Sons, New York.

Hoppel, W.A., and Frick, G.M., 1986. Ion attachment coefficients and the steady state charge distribution on aerosol in a bipolar ion environment. *Aerosol Science and Technology* 5, 1-21.

Hoppel, W.A., and Frick, G.M., 1990. The nonequilibrium character of the aerosol charge distribution produced by neutralizer. *Aerosol Science and Technology* 12, 471-496.

International Commission on Radiological Protection, 1994. Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. *Annals Of The ICRP* 24, Oxford: Elsevier Science.

ISO/IEC Guide 98-3:2008 Uncertainty of Measurement – Part 3: Guide to the Expression of Uncertainty in Measurement.

Johnson T, Caldow R, Pöcher A, Mirme A, Kittelson D., 2004. A new electrical mobility particle sizer spectrometer for engine exhaust particle measurements. *SAE Technical Papers*.

Knutson, E.O. and Whitby, K.T., 1975. Aerosol Classification by Electric Mobility: Apparatus, Theory, and Applications. *Journal of Aerosol Science* 6, 443-451.

Künzli, N., Medina, S., Kaiser, R., Quénel, P., Horak Jr, F., and Studnicka, M., 1999. Health costs due to road traffic-related air pollution. An impact assessment project of Austria, France and Switzerland: air pollution attributable cases. Third Ministerial Conference for Environment and Health, London.



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONE SPERIMENTALE  
PER I COMBUSTIBILI



- Leskinen J, Joutsensaari J, Lyyränen J, Koivisto J, Ruusunen J, Järvelä M, Tuomi T, Hämeri K, Auvinen A, Jokiniemi J., 2012. Comparison of nanoparticle measurement instruments for occupational health applications. *Journal of Nanoparticle Research*; 14.
- Liu, W., Kaufman, S., Osmondson, B., Sem, G., Quant, F., and Oberreit, D., 2006. Water-Based Condensation Particle Counters for Environmental Monitoring of Ultrafine Particles. *Journal of Air & Waste Management Association* 56(4), 444-455.
- Maisonet, M., Correa, A., Misra, D., and Jaakkola, J.J.K., 2004. A review of the literature on the effects of ambient air pollution on fetal growth. *Environmental Research*, 95(1), 106-115.
- Martinsson, G., Karlsson, A., and Frank, G., 2001. Methodology to Estimate the Transfer Function of Individual Differential Mobility Analyzers. *Aerosol Science and Technology*, 35(4), 815-823.
- Mertes, Š., Schroder, F., and Wiedensohler, A., 1995. The Particle Detection Efficiency Curve of the TSI-3010 CPC as a Function of the Temperature Difference between Saturator and Condenser. *Aerosol Science and Technology* 23(2), 257-261.
- Ozgen, S.; Cernuschi, S.; Giugliano, M. Experimental evaluation of particle number emissions from wood combustion in a closed fireplace. *Biomass and Bioenergy*. 50:65-74; 2013
- Pekkanen, J., Timonen, K.L., Ruuskanen, J., Reponen, A., and Mirme, A., 1997. Effects of ultrafine and fine particles in urban air on peak expiratory flow among children with asthmatic symptoms. *Environmental Research* 74, 24-33.
- Pereira, L.A., Loomis, D., Conceição, G.M., Braga, A.L., Arcas, R.M., Kishi, H.S., Singer, J.M., Böhm, G.M., Saldiva, P.H., 1998. Association between air pollution and intrauterine mortality in Sao Paulo, Brazil. *Environmental Health Perspectives*, 106(6), 325-329.
- Petaja, T., Mordas, G., Manninen, H., Aalto, P.P., Hämeri, K., and Kulmala, M., 2006. Detection Efficiency of a Water-Based TSI Condensation Particle Counter 3785. *Aerosol Science and Technology* 40(12), 1090-1097.
- Peters, A., Wichmann, H.E., Tuch, T., Heinrich, J., and Heyder, J., 1997. Respiratory effects are associated with the number of ultrafine particles, *American Journal of Respiratory and Critical Care Medicine* 155, 1376-1383.
- Pope, C.A., 2000. What do epidemiologic findings tell us about health effects of environmental aerosols? *Journal of Aerosol Medicine* 13, 335-354.
- Pope, C.A., Dockery, D.W., and Schwartz, J., 1995b. Review of epidemiological evidence of health effects of particulate air pollution. *Inhalation Toxicology* 7, 1-18.
- Rader, D.J., Brockmann, J.E., Ceman, D L., and Lucero, D.A., 1990. A Method To Employ the Aerodynamic Particle Sizer Factory Calibration Under Different Operating Conditions. *Aerosol Science and Technology* 13(4), 514-521.
- Remiarz, R.J., Agarwal, J.K., and Johnson, E.M., 1982. Improved polystyrene latex and vibrating orifice monodisperse aerosol generators. *TSI Quarterly* 8, 3-12.
- Ritz, B., Yu, F., Chapa, G., and Fruin, S., 2000. Effect of air pollution on preterm birth among children born in Southern California between 1989 and 1993. *Epidemiology*, 11(5), 502-511.
- Stabile, L., Arpino, F., Buonanno, G., Russi, A., Frattolillo, A., 2015. A simplified benchmark of ultrafine particle dispersion in idealized urban street canyons: A wind tunnel study. *Building and Environment* 93, Part 2, 186-198.
- Stabile, L., Fuoco, F.C., Buonanno, G., 2012. Characteristics of particles and black carbon emitted by combustion of incenses, candles and anti-mosquito products. *Building and Environment* 56, 184-191.
- Stabile, L., Vargas Trassierra, C., Dell'Agli, G., Buonanno, G., 2013. Ultrafine particle generation through atomization technique: the influence of the solution. *Aerosol and Air Quality Research* 13, 1667-1677.
- Stein, S.W., Gabrio, B.J., Oberreit, D.R., Hairston, P.P., Myrdal, P.B., and Beck, T.J., 2002. An Evaluation of Mass-Weighted Size Distribution Measurements with the Model 3320 Aerodynamic Particle Sizer. *Aerosol Science and Technology* 36, 845-854.
- Stein, S.W., Myrdal, P.B., Gabrio, B.J., Oberreit, D.R., and Beck, T.J., 2003. Evaluation of a New Aerodynamic Particle Sizer® Spectrometer for Size Distribution Measurements of Solution Metered Dose Inhalers. *Journal of Aerosol Medicine* 16, 107-119.



INNOVHUB  
STAZIONI SPERIMENTALI  
PER L'INDUSTRIA



STAZIONI SPERIMENTALI  
PLASTICOMER/STB



- Stolzenburg, M.R., and McMurry, P.H., 1991. An Ultrafine Aerosol Condensation Nucleus Counter. *Aerosol Science and Technology* 14(1), 48–65.
- Tammet H, Mirme A, Tamm E., 2002. Electrical aerosol spectrometer of Tartu University. *Atmospheric Research*; 62 315-24.
- Tritscher T, Beeston M, Zerrath AF, Elzey S, Krinke TJ, Filmundi E, Bischof OF., 2013 NanoScan SMPS-A novel, portable nanoparticle sizing and counting instrument. *Journal of Physics: Conference Series*; 429. 364-73.
- TSI Incorporated. (2003). *Aerosol Neutralizers — Model 3077/3077A: Instruction Manual. Revision M.*
- TSI Incorporated. (2004). *Aerodynamic Particle Sizer® Spectrometer — Model 3321: Instruction Manual. Revision E.*
- TSI Incorporated. (2006). *Condensation Particle Counter® — Model 3775: Operation and Service Manual. Revision C.*
- TSI Incorporated. (2008). *Scanning Mobility Particle Sizer™ (SMPS™) — Model 3936: Operation and Service Manual. Revision M.*
- TSI Incorporated. (2006). *Water-based Condensation Particle Counter (WCPC) — Model 3781: Operation and Service Manual. Revision A.*
- UNI EN 12341:2001 Qualità dell'aria - Determinazione del particolato in sospensione PM10. Metodo di riferimento e procedure per prove in campo atte a dimostrare l'equivalenza dei metodi di misurazione rispetto al metodo di riferimento.
- UNI CEI ENV 13005:2000 - Guida all'espressione dell'incertezza di misura.
- UNI EN 13284-1:2003. Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di polveri in basse concentrazioni - Metodo manuale gravimetrico.
- UNI EN 14907:2005 Qualità dell'aria ambiente. Metodo normalizzato di misurazione gravimetrico per la determinazione della frazione massica PM2,5 del particolato in sospensione.
- ISO/IEC 17025:2005 Requisiti generali per la competenza dei laboratori di prova e di taratura.
- US-EPA 40-CFR. Protection of environment part 50-51 1997 (attualmente in revisione).
- Volckens, J., and Peters, T.M., 2005. Counting and Particle Transmission Efficiency of the Aerodynamic Particle Sizer. *Journal of Aerosol Science* 36(12), 1400-1408.
- Wang, S.C., and Flagan, R.C., 1990. Scanning Electrical Mobility Spectrometer. *Aerosol Science and Technology* 13, 230–240.
- Wang, X., Chancellor, G., Evenstad, J., Farnsworth, J.E., Hase, A., Olson, G.M., Sreenath, A., Agarwal, J.K., 2009. A Novel Optical Instrument for Estimating Size Segregated Aerosol Mass Concentration in Real Time, *Aerosol Science and Technology*, 43:9, 939-950.
- Wiedensohler, A., 1988. An approximation of the bipolar charge distribution for particles in the submicron size range. *Journal of Aerosol Science* 19(3), 387-389.
- Wilson, J.C., and Liu, B.Y.H., 1980. Aerodynamic particle size measurement by laser-doppler velocimetry. *Journal of Aerosol Science* 11, 139–150.
- Winklmayr, W., Reischl, G.P., Lindner, A.O., and Berner A., 1991. A new electromobility spectrometer for the measurement of aerosol size distribution in the size range from 1 to 1000 nm. *Journal of Aerosol Science* 22, 289-296.
- Zhang, S.H., Okutsu, L.M., Russel, M., Flagan, C. and Seinfeld, J.H., 1995. Radial differential mobility Analyzer. *Aerosol Science and Technology* 23, 357-372.
- Zosima, A.T.; Tzimou-Tsitouridou, R.D.; Nikolaki, S.; Zikopoulos, D.; Ochsenkuhn-Petropoulou, M.T. PM10 emissions and PAHs: The importance of biomass type and combustion conditions. *Journal of environmental science and health Part A, Toxic/hazardous substances & environmental engineering*. 51:341-347; 2016.



**CONTRIBUTO N. 2**

**Dott. Ing. Antonio Casellato**

**Atti Comune di Milano P.G. n. 392086 del 12 settembre 2018**



**Diego Mora**

---

**Da:** Pier Antonio Casellato <pierofmilan@hotmail.com>  
**Inviato:** martedì 4 settembre 2018 16:28  
**A:** attuazionepoliticheambiente@cert.comune.milano.it  
**Oggetto:** PAES 2018  
**Allegati:** 5\_Qualita dellaria.pdf

Invio in allegato alcune mie osservazioni  
Grazie per l'attenzione

Dott ing Pier Antonio Casellato

 o





## 5 QUALITÀ DELL'ARIA



### SENTESI

A cura di Giorgio Cattiani

L'Organizzazione Mondiale della Sanità stima che ogni anno 4,3 milioni di decessi siano attribuibili nel mondo all'esposizione, prevalentemente in ambienti *indoor*, nei paesi a basso e medio reddito, ad inquinanti emessi nelle 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, 30.530 morti premature possano essere attribuiti all'esposizione a lungo termine al  $PM_{2,5}$ , 17.290 all' $NO_2$ , e 2.900 all' $O_3$ .

In questo quadro si inserisce il paragrafo 5.1 che descrive lo stato della qualità dell'aria nei capoluoghi di provincia italiani nel 2016, riportando anche alcuni indicatori relativi ai primi mesi del 2017.

La lenta riduzione dei livelli di  $PM_{10}$  e  $NO_2$  in Italia, coerente con quanto osservato in Europa nell'ultimo decennio, è il risultato della riduzione congrua delle emissioni di particolato primario e dei principali precursori del particolato secondario (ossidi di azoto, ossidi di zolfo, ammoniaca). L'andamento generalmente decrescente delle emissioni è dovuto principalmente alla forte penetrazione del gas naturale sul territorio nazionale in sostituzione di combustibili come carbone e olio, all'introduzione dei catalizzatori nei veicoli, all'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione nella produzione energetica e di tecniche di abbattimento dei fumi. Tuttavia, continuano a verificarsi superamenti del valore limite giornaliero del  $PM_{10}$  in molte aree urbane e, per quanto riguarda l' $NO_2$ , del limite annuale, nelle stazioni di monitoraggio collocate in prossimità di importanti arterie stradali.

Nel 2016, il valore limite giornaliero del  $PM_{10}$  è stato superato in 33 aree urbane; gran parte di queste sono localizzate al Nord, ma anche al Centro-Sud e in Sicilia si registrano superamenti. Il maggior numero di superamenti giornalieri (85) si è avuto a Frosinone. Il valore limite giornaliero del  $PM_{10}$ , nel primo semestre del 2017 è superato in 18 aree urbane mentre in 35 aree urbane è stato registrato un numero di giorni di superamento dei  $50 \mu g/m^3$ , tra 10 e 35; si tratta di città dove è alto il rischio che, a fine 2017, il limite giornaliero sarà superato. Nel 2016 il valore limite annuale per l' $NO_2$  è stato superato in almeno una delle stazioni di monitoraggio di 21 aree urbane, si sono pot registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 38 aree urbane su 91 per le quali erano disponibili dati e il superamento del valore limite annuale per il  $PM_{2,5}$  ( $25 \mu g/m^3$ ) in 7 aree urbane su 80.

Nel paragrafo 5.2 viene proposta l'analisi degli indicatori rilevanti ai fini della valutazione dell'esposizione della popolazione urbana agli inquinanti atmosferici in *outdoor*.

Secondo criteri adottati a livello UE, per gli indicatori relativi al particolato atmosferico ( $PM_{10}$  e  $PM_{2,5}$ ), al biossido di azoto ( $NO_2$ ) e al benz(a)pirene (BaP) sono utilizzati i valori di concentrazione media annua rilevati in stazioni di fondo urbano o in stazioni ritenute comunque rappresentative dei livelli medi di esposizione della popolazione. Emergono chiaramente la notevole distanza dagli obiettivi dell'OMS: l'82% della popolazione nei Comuni considerati risulta infatti esposto a livelli medi annuali superiori al valore guida per il  $PM_{10}$  ( $20 \mu g/m^3$ ), il 79% a quello del  $PM_{2,5}$  ( $10 \mu g/m^3$ ), il 32% a quello dell' $NO_2$ . Non sorprende dunque il fatto che nelle stime recentemente elaborate dall'Agenzia Europea per l'Ambiente l'Italia figuri tra le nazioni con gli indici di rischio sanitario più elevati.

Il Consiglio Europeo ha previsto nuovi limiti alle emissioni nazionali (*National Emission Ceiling*) con previsione di riduzione dei massimi consentiti in due step (a partire dal 2020 e dal 2030) per il  $PM_{2,5}$  e i principali precursori del particolato secondario ( $SO_2$ ,  $NO_x$ , NMVOC, NH<sub>3</sub>) che dovranno essere adottati a breve dagli stati membri. L'auspicio è che l'adozione delle misure necessarie per raggiungere gli obiettivi di medio e lungo termine possa determinare un significativo avvicinamento ai valori guida dell'OMS.

Un altro tema di grande interesse sono le pollinosi, ovvero le allergie da polline, e lo studio nelle aree urbane dell'effetto sinergico sulla salute umana, tra l'allergene presente nei granuli pollinici e l'inquinamento atmosferico. Il paragrafo 5.3 riporta l'analisi dei dati della rete di monitoraggio aerobiologico POLLINET del SNPA e di quelli dell'Associazione Italiana di Aerobiologia che consentono di tener conto anche della componente aerobiologica nelle valutazioni della qualità dell'aria. Per la descrizione generale del fenomeno pollini allergenici aerodispersi, sono stati identificati due indicatori: uno quantitativo (indice pollinico allergenico, IPA) e uno temporale (stagione pollinica allergenica, SPA). Il primo può essere soggetto a

## 5.1 QUALITÀ DELL'ARIA

Giorgio Cattani, Alessandro Di Menno di Bucchianico, Alessandra Gaeta, Gianluca Leone  
ISPRA - Dipartimento per il monitoraggio e la tutela dell'ambiente e per la conservazione della biodiversità

variabilità stagionali anche molto pronunciate, ma le aree caratterizzate da una relativamente alta (o bassa) presenza di pollini aerodispersi mantengono in ogni caso questa loro caratteristica. I valori più alti si registrano quasi sempre a Lecco, Ferrara, Firenze, Bolzano e Trento, mentre quelli più bassi a Genova, Torino, Ravenna o Pescara. Confrontando i dati del 2016 con quelli dei due anni precedenti, si riscontra un incremento medio nazionale della durata delle SPA di circa 4 o 5 giorni rispetto ai valori del 2014 e 2015. Tale incremento riguarda in parti uguali sia l'antico dell'inizio che il posticipo della fine della stagione pollinica allergenica. Questo dato è interessante perché indica una variabilità del valore dell'indicatore di certo rilievo non rilevata nell'indice pollinico allergenico (a variare in modo significativo è quindi la sola distribuzione nel tempo dei granuli pollinici e non la loro quantità totale).

Il capitolo è completato dal paragrafo 5.4 che tratta di un altro tema di particolare rilevanza in tema di inquinamento atmosferico indoor ed effetti sulla salute: l'esposizione al radon.

Il radon è un gas naturale radioattivo considerato essere la seconda causa di tumore polmonare dopo il fumo di tabacco. Avendo origine principalmente dal suolo, può introdursi negli ambienti confinati (abitazioni, scuole, luoghi di lavoro) raggiungendo in alcuni casi concentrazioni tali da rappresentare una fonte di rischio rilevante per la salute degli occupanti. In Italia si stima che circa 3.400 casi annui di tumore polmonare (su un totale di oltre 30.000) siano attribuibili al radon.

Nel presente Rapporto vengono riportate, per diversi Comuni italiani, le stime dei valori medi di concentrazione di radon ottenute tramite campagne di misura condotte in abitazioni. I Valori medi più alti (oltre 100 Bq/m<sup>3</sup>) sono stati registrati nelle campagne di misura condotte nelle abitazioni di Udine, Pordenone, Viterbo, Latina, Napoli e Lecce. Tali valori sono utili per scopi di pianificazione territoriale (i valori medi a livello amministrativo - Comune, Provincia, Regione - sono ritenuti essere approssimativamente stabili nel tempo) ma non possono essere usate per stimare la concentrazione di radon in una specifica abitazione a causa della notevole variabilità che si riscontra tra un'abitazione e l'altra anche nello stesso Comune.

L'Italia dovrà recepire entro l'inizio del 2018 la Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio in materia di radioprotezione aggiornando l'attuale D.Lgs. 230/95, prevedendo dei livelli di riferimento per la concentrazione media annua di radon non superiori a 300 Bq m<sup>-3</sup> sia per le abitazioni che per i luoghi di lavoro. Contestualmente dovrà essere aggiornato il Piano Nazionale Radon (Ministero della Salute, 2002) elaborato nel 2002 - che affronti tutti gli aspetti connessi ai rischi di lungo termine dovuti alle esposizioni al radon nelle abitazioni e nei luoghi di lavoro.

L'obiettivo a lungo termine del Piano Nazionale Radon è quello di ridurre l'incidenza di tumori polmonari attribuibili all'esposizione al radon della popolazione. Tale obiettivo può essere raggiunto attraverso l'adozione combinata di azioni di riduzione della concentrazione di radon negli edifici esistenti, agendo prioritariamente, ma non esclusivamente, nelle aree ove risulta essere più alta la probabilità di avere concentrazioni elevate, e azioni di prevenzione in nuovi edifici, introducendo in fase di costruzione semplici ed economici accorgimenti finalizzati a ridurre l'ingresso del radon. Inoltre, tenendo conto dell'effetto combinato del radon e del fumo di sigaretta - che fa sì che a parità di esposizione al radon il rischio di un fumatore sia molto più elevato di quello di un non fumatore -, l'obiettivo si può raggiungere anche con azioni volte a ridurre il numero di fumatori nella popolazione.

Completa il capitolo un interessante approfondimento che riguarda l'inquinamento dell'aria indoor dovuto all'uso delle vernici da interno e i criteri adottati per limitare l'uso di solventi organici nei preparati messi in commercio.

### Riassunto

È qui riportato lo stato della qualità dell'aria in 119 Comuni italiani nel 2016 e nei primi 6 mesi del 2017 descritto attraverso i dati delle centraline di monitoraggio delle reti regionali e trasmessi dalle ARPA/APPA. Le mappe e tabelle proposte consentono il confronto tra indicatori statistici e valori limite ed obiettivo previsti dalla normativa.

I dati del 2016 mostrano il mancato rispetto del valore limite giornaliero del PM10 in 33 aree urbane tra le 102 per le quali erano disponibili dati (l'agglomerato di Milano contiene i Comuni di Monza e Como e figura come una singola area urbana). Nel 2016 il valore limite annuale per l'NO<sub>2</sub> è stato superato, in almeno una delle stazioni di monitoraggio di 21 aree urbane, si sono poi registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 38 aree urbane su 91 per le quali erano disponibili dati e il superamento del valore limite annuale per il PM2.5 (2.5 µg/m<sup>3</sup>) in 7 aree urbane tra 80.

Nei primi sei mesi del 2017 in 18 aree urbane sono stati registrati oltre 35 giorni di superamento della soglia di 50 µg/m<sup>3</sup> per il PM10 e si sono infine registrati più di 25 giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per l'ozono in 65 aree urbane su 96.

### Parole chiave

Qualità dell'aria, superamento del valore limite, ambiente urbano

### Abstract - Air quality

Here the status of the air quality in 119 Italian municipalities in 2016 and during the first 6 months of 2017. The air quality is described by the data from the regional monitoring stations and transmitted by the ARPA/APPA. Maps and tables allow the comparison between statistical indicators and limit and target values foreseen by the Italian legislation.

Data from 2016 show that PM10 daily limit value was exceeded in 33 urban areas among the 102 for which data was available (the agglomeration of Milan contains the municipalities of Monza and Como and is reported as a single urban area). In 2016, the NO<sub>2</sub> annual limit value was exceeded in at least one of the AQ monitoring stations of 21 urban areas, more than 25 days of exceedance of the Ozone long-term objective (LTO) for the protection of human health were recorded in 38 urban areas among 91 for which data was available and the annual limit value for PM2.5 (2.5 µg/m<sup>3</sup>) was exceeded in 7 urban areas of 80.

In the first six months of 2017, over 35 days of exceeding the threshold of 50 µg/m<sup>3</sup> for PM10 were recorded in 18 urban areas, and more than 25 days had elapsed since the long-term objective ozone in 65 urban areas of 96.

### Keywords

Air quality, exceedances of limit value, urban environment

## PM10 – PARTICOLATO AERODISPERSO

Per materiale particolato aerodisperso s'intende l'insieme delle particelle atmosferiche solide e liquide sospese in aria ambiente. Il termine PM10 identifica le particelle di diametro aerodinamico inferiore o uguale ai 10 µm. Si tratta di un inquinante dalla natura chimico-fisica complessa, alla cui costituzione contribuiscono più sostanze. In parte è emesso in atmosfera come tale direttamente dalle sorgenti (PM10 primario) e in parte si forma in atmosfera attraverso reazioni chimiche fra altre specie inquinanti (PM10 secondario). Il PM10 può avere sia origine naturale sia antropica, tra le sorgenti antropiche un importante ruolo è rappresentato dal traffico veicolare.

Tra gli inquinanti atmosferici il particolato è quello con il maggior impatto sulla salute umana. Vari studi epidemiologici sugli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle, hanno evidenziato associazioni tra le concentrazioni in massa del PM10 e un incremento sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. I soggetti ritenuti maggiormente sensibili a tali effetti sono in particolare, gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche e affette da influenza o asma; su di essi si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. Ulteriori evidenze sono emerse considerando gli effetti sanitari a lungo termine conseguenti all'esposizione a basse concentrazioni di PM10. Tali effetti riguardano la mortalità ed altre patologie croniche come la bronchite e la riduzione della funzione polmonare. Anche l'incremento di tumore polmonare è stato associato recentemente all'inquinamento ambientale, ed in particolare alla frazione fine dell'aerosol: il materiale particolato aerodisperso è stato inserito dall'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) tra i cancerogeni di gruppo 1 (agenti sicuramente cancerogeni per l'uomo).

La direttiva 2008/50/CE e il D.Lgs 155/2010 stabiliscono per il PM10, ai fini della protezione della salute umana, un valore limite annuale di 40 µg/m<sup>3</sup> e un valore limite giornaliero di 50 µg/m<sup>3</sup> da non superare più di 35 volte in un anno.

I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 102 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza). I dati relativi alle singole aree urbane, espressi come numero di giorni con concentrazione media giornaliera superiore ai 50 µg/m<sup>3</sup> e come media annuale (µg/m<sup>3</sup>), sono riportati nella Tabella 5.1.1 nel file Excel allegato, mentre nella Tabella 5.1.2 sono elencati i dati delle singole stazioni.

La Mappa tematica 5.1.1 illustra la situazione delle aree urbane rispetto al valore limite giornaliero del D.Lgs. 155/2010 per il 2016.

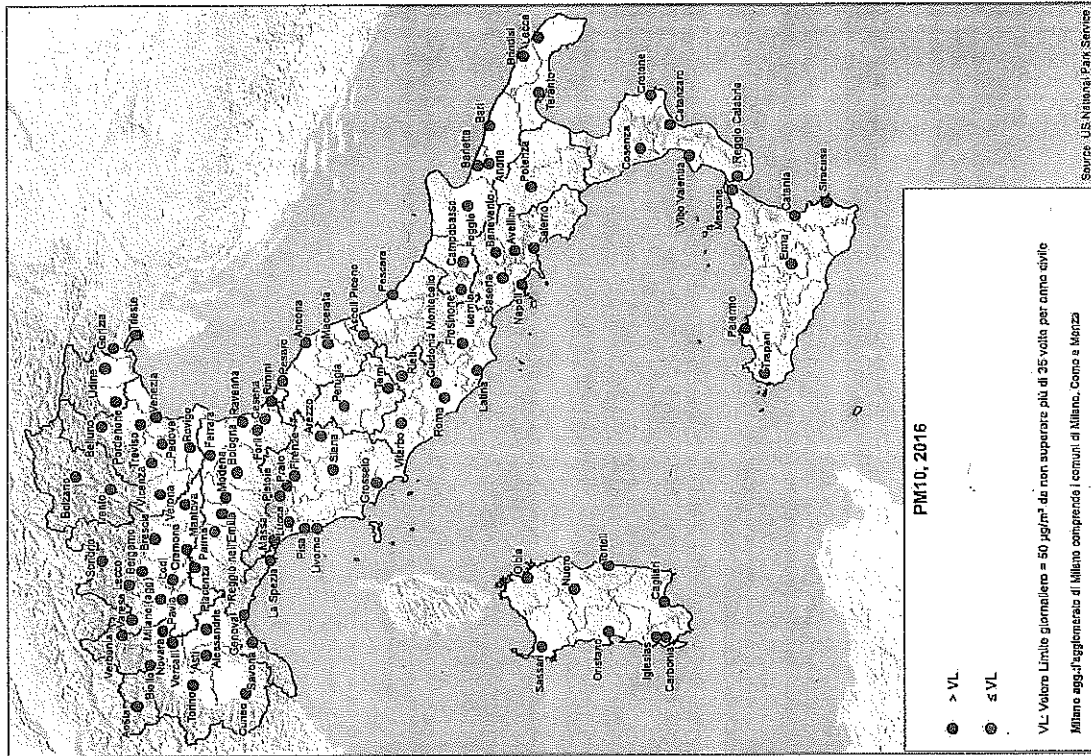
Nel 2016, il valore limite giornaliero del PM10 è stato superato in 33 aree urbane. Gran parte di queste sono localizzate al Nord, ma anche al Centro-Sud e in Sicilia si registrano superamenti. Il maggior numero di superamenti giornalieri (85) si è avuto a Frosinone.

L'analisi dei trend, effettuata su osservazioni di medio-lungo termine, analoga a quella riportata in una precedente edizione del presente rapporto per il periodo 2003 - 2012, potrà fornire indicazioni sulla effettiva continuità nel tempo delle tendenze generali di riduzione delle concentrazioni di PM10 osservate in Italia nell'ultimo decennio (ISPRA, Rapporti 203/2014).

Per l'anno 2017, sono riportati il numero dei giorni di superamento dei 50 µg/m<sup>3</sup>, registrati dal 1° gennaio al 30 giugno in 101 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza). I dati provvisori per singola area urbana, sono riportati in Tabella 5.1.3 nel file Excel allegato, mentre nella Tabella 5.1.4 sono elencati i dati delle singole stazioni. I dati relativi al I semestre 2016 sono illustrati graficamente nella Mappa tematica 5.1.2.

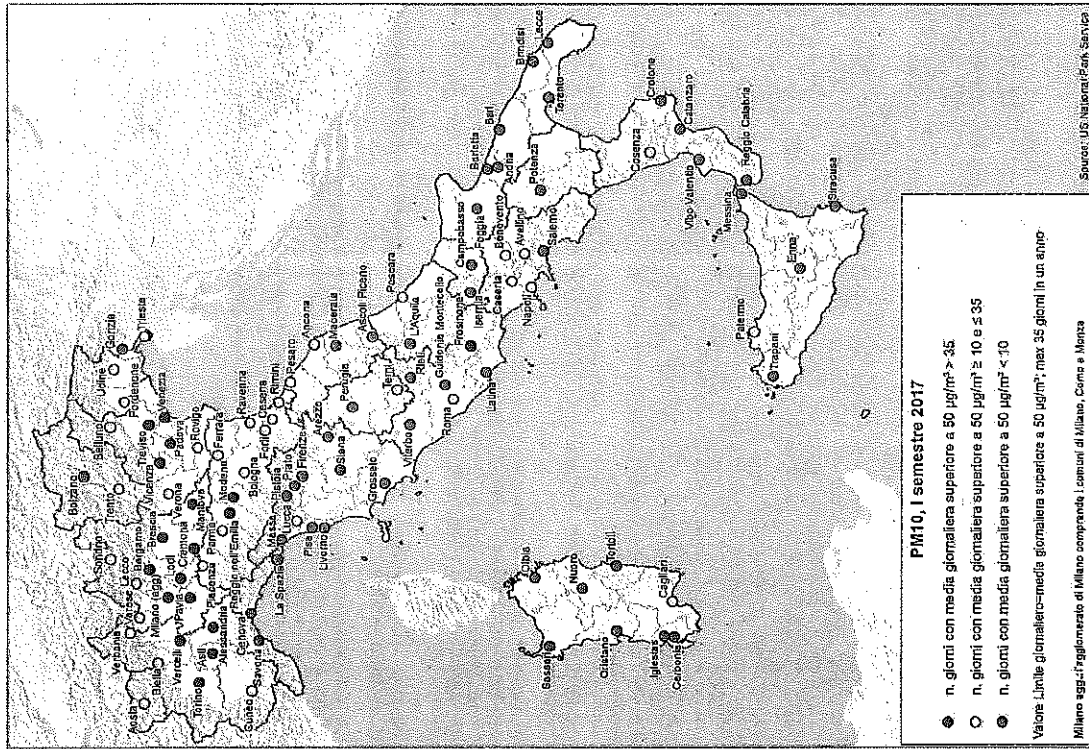
Il valore limite giornaliero del PM10, nel primo semestre del 2017 è superato in 18 aree urbane mentre in 35 aree urbane è stato registrato un numero di giorni di superamento dei 50 µg/m<sup>3</sup>, tra 10 e 35 giorni: si tratta di città dove è alto il rischio che, a fine 2017, il limite giornaliero sarà superato.

Mappa tematica 5.1.1 - PM10, 2016: superamenti del valore limite giornaliero.



Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA

Mappa tematica 5.1.2 - PM10. I semestre 2017. Superamenti del valore limite giornaliero nelle aree urbane<sup>16</sup>



Fonte: Elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA  
 Dati provvisori

**PM2.5**

Il D.Lgs. 155/2010 ha introdotto un valore limite per la protezione della salute umana anche per la frazione fine o respirabile del materiale particolato (PM2.5), tenuto conto delle evidenze sanitarie che attribuiscono un ruolo determinante alle particelle più piccole: si tratta dell'insieme delle particelle aerodisperse aventi diametro aerodinamico inferiore o uguale a 2,5 µm. Date le ridotte dimensioni esse, una volta inalate, penetrano in profondità nel sistema respiratorio umano e, superando la barriera tracheo-bronchiale, raggiungono la zona alveolare.

Come il PM10, anche il particolato PM2.5 è in parte emesso come tale direttamente dalle sorgenti in atmosfera (PM2.5 primario) ed è in parte formato attraverso reazioni chimiche fra altre specie inquinanti (PM2.5 secondario).

La concentrazione di massa del PM2.5 è dominata dalle particelle del modo di accumulazione, ovvero quelle particelle nell'intervallo dimensionale da circa 0,1 µm a circa 1 µm. Il particolato secondario, formato in atmosfera a partire da gas precursori o per fenomeni di aggregazione di particelle più piccole, o per condensazione di gas su particelle che fungono da coagulo, può rappresentare una quota rilevante della concentrazione di massa osservata.

L'emissione diretta di particolato fine è associata a tutti i processi di combustione, in particolare quelli che prevedono l'utilizzo di combustibili solidi (carbone, legna) o distillati petroliferi con numero di atomi di carbonio medio-alto (gasolio, olio combustibile). Particelle fini sono dunque emesse dai gas di scarico dei veicoli a combustione interna, dagli impianti per la produzione di energia e dai processi di combustione nell'industria, dagli impianti per il riscaldamento domestico, dagli incendi boschivi.

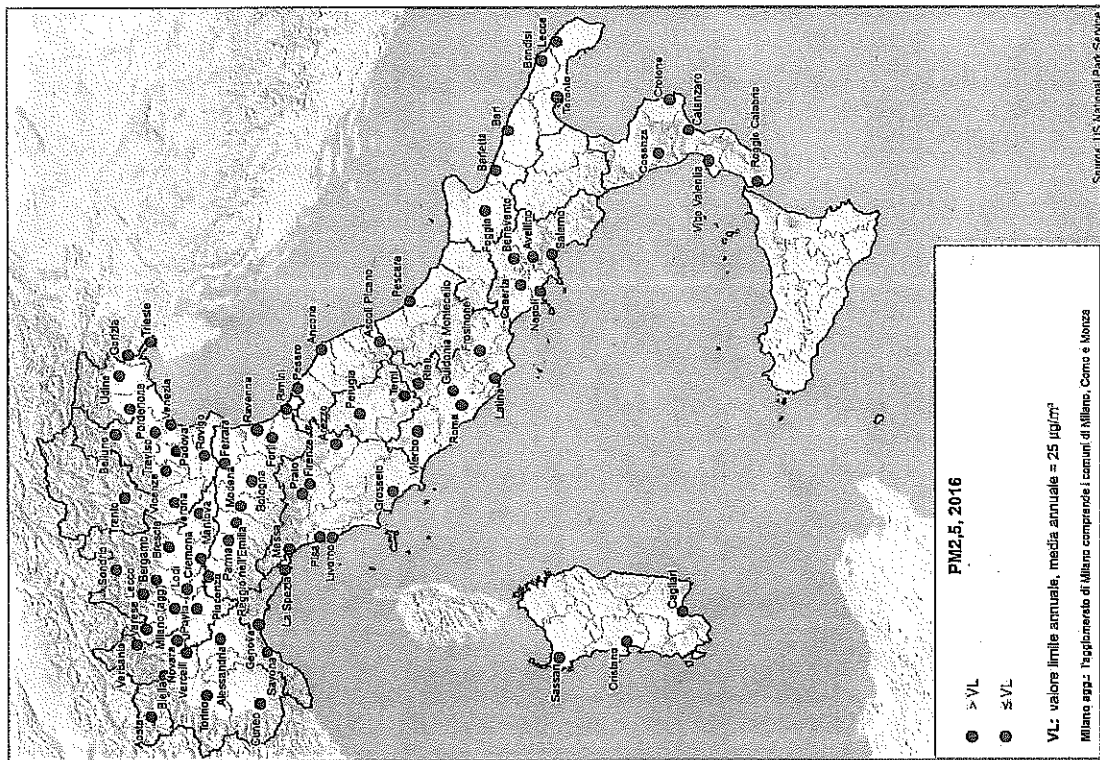
La normativa attualmente in vigore stabilisce per il PM2.5 un valore limite di 25 µg/m³ da raggiungere entro il 1° gennaio 2015.

I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 80 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza). I dati relativi alle singole aree urbane, espressi come media annuale (µg/m³), sono riportati nella Tabella 5.1.5 nel file Excel allegato mentre nella Tabella 5.1.6 sono elencati i dati delle singole stazioni.

La Mappa tematica 5.1.3 illustra la situazione delle aree urbane rispetto al valore limite annuale del D.Lgs. 155/2010. Il valore limite è superato in 7 aree urbane, tutte localizzate al Nord tranne Terni. Il valore più elevato, 30 µg/m³, è stato registrato a Padova.



Mapa Tematica 5.1.3 - PM2.5 (2016) - Superamenti del valore limite annuale nelle aree urbane



## NO<sub>2</sub> - BISSIDO DI AZOTO

Il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) è un inquinante a prevalente componente secondaria prodotto dall'ossidazione del monossido di azoto (NO) in atmosfera, solo in parte è emesso direttamente da fonti antropiche (combustioni nel settore dei trasporti, negli impianti industriali, negli impianti di produzione di energia elettrica, di riscaldamento civile e di incenerimento dei rifiuti) o naturali (suoli, vulcani e fenomeni temporaleschi). L'NO<sub>2</sub> ha effetti negativi sulla salute umana e insieme all'NO contribuisce ai fenomeni di smog fotochimico (è precursore per la formazione di inquinanti secondari come ozono troposferico e particolato fine secondario), di eutrofizzazione e delle piogge acide.

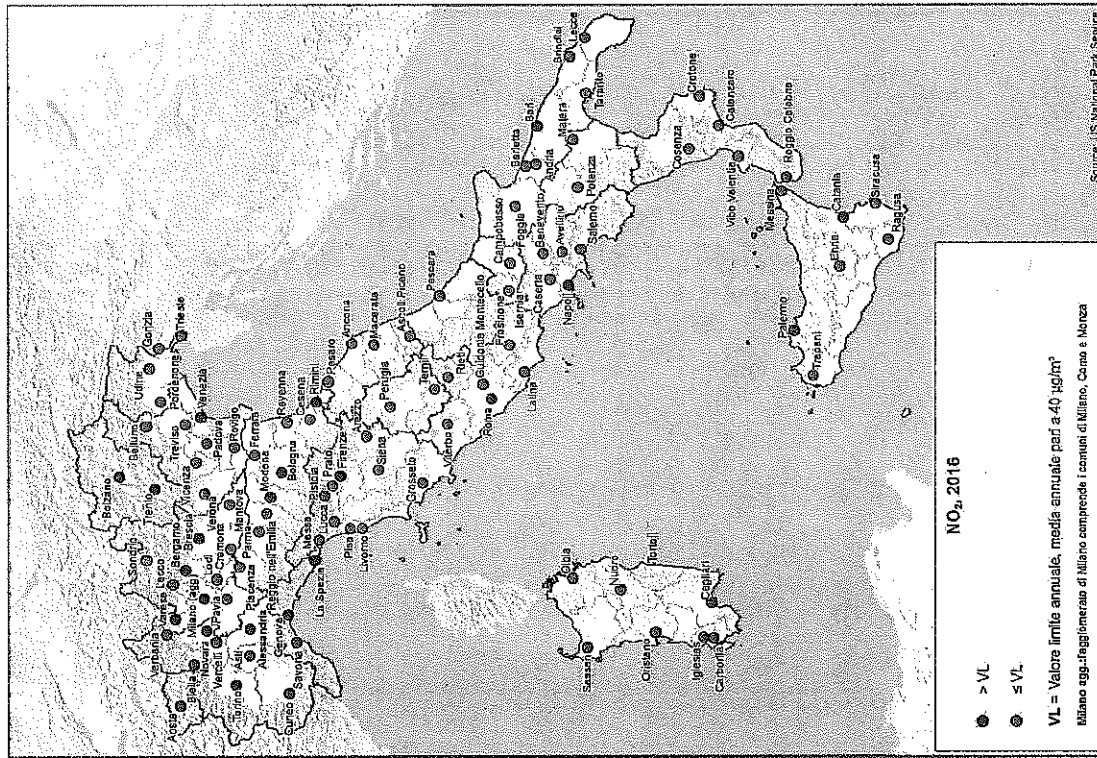
Per il biossido di azoto, il D. Lgs. 155/2010 stabilisce per la protezione della salute umana un valore limite orario (200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  di concentrazione media oraria da non superare più di 18 volte in un anno) e un valore limite annuale (40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 102 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza). I dati relativi alle singole aree urbane, espressi come numero di ore con concentrazione oraria superiore a 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  e come media annuale ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), sono riportati nella Tabella 5.1.7 nel file Excel allegato, mentre nella Tabella 5.1.8 sono elencati i dati delle singole stazioni.

La Mappa tematica 5.1.4 illustra la situazione delle aree urbane rispetto al valore limite annuale del D.Lgs. 155/2010.

Il limite orario (non più di 18 superamenti di 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) è stato rispettato in tutte le aree urbane, proprio 18 superamenti sono stati registrati a Trento e Venezia. Il valore limite annuale di 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  è stato superato in 21 aree urbane e la concentrazione media più alta (70  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) è stata raggiunta a Torino.

Mappa Tematica S.1.4 – NO<sub>2</sub> 2016: superamenti del valore limite annuale nelle aree urbane



Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPARPA

## O<sub>3</sub> – OZONO TROPOSPFERICO

L'ozono troposferico<sup>1</sup> (O<sub>3</sub>) è un inquinante secondario che si forma attraverso processi fotochimici in presenza di inquinanti precursori (quali gli ossidi d'azoto e i composti organici volatili). Dopo il particolato, l'ozono è l'inquinante atmosferico che, per tossicità e per i livelli di concentrazione che possono essere raggiunti, incide maggiormente sulla salute umana. Può causare seri problemi anche all'ecosistema, all'agricoltura e ai beni materiali.

Il D.Lgs. 155/2010 definisce per l'ozono ai fini della protezione della salute umana un obiettivo a lungo termine (OLT), pari a 120 µg/m<sup>3</sup>, calcolato come valore massimo giornaliero della media della concentrazione di ozono su 8 ore consecutive), una soglia di informazione (180 µg/m<sup>3</sup>) e una soglia di allarme (240 µg/m<sup>3</sup>) entrambe come media oraria.

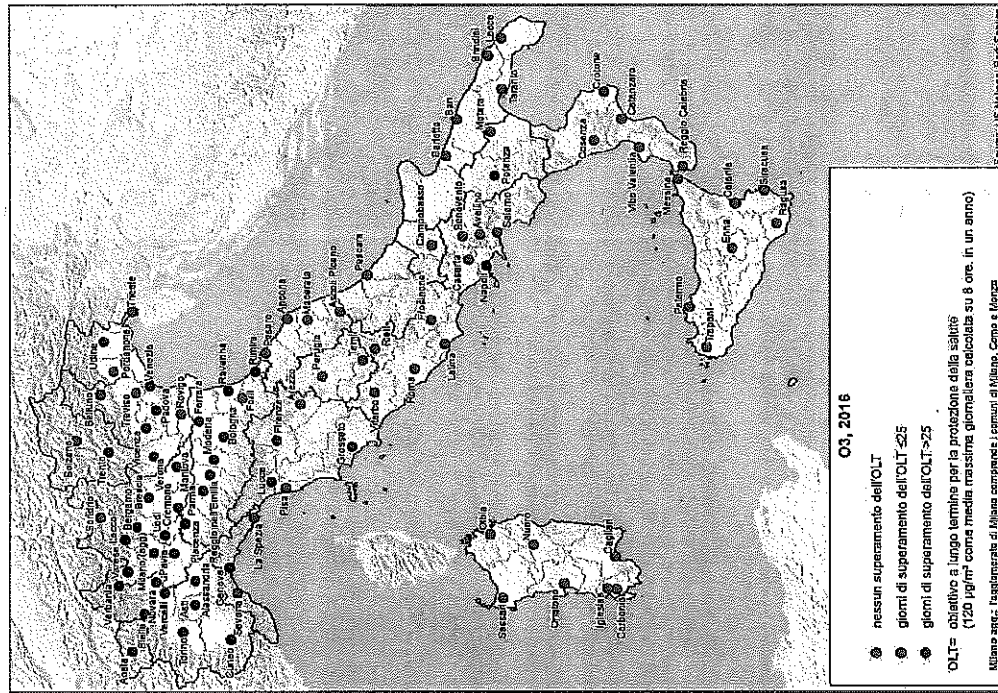
I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 91 aree urbane; i dati relativi al periodo estivo 2017 sono relativi a 96 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza). I dati del periodo estivo 2017 sono da considerare provvisori.

I dati delle singole aree urbane riferiti all'anno 2016 e al periodo estivo 2017 sono riportati rispettivamente nelle Tabelle S.1.9 e S.1.11 nel file Excel allegato (mentre, per gli stessi periodi, nelle Tabelle S.1.10 e S.1.12 sono elencati i dati delle singole stazioni).

La Mappa tematica S.1.5 illustra la situazione delle aree urbane rispetto all'obiettivo a lungo termine (OLT) del D.Lgs. 155/2010. L'OLT è superato in 80 aree urbane su 91. In 42 aree urbane l'OLT è stato superato per meno di 25 giorni, mentre in 38 aree urbane (per lo più nel Nord Italia) si è registrato un numero di giorni di superamento dell'OLT superiore a 25. Nel 2016 sono stati registrati superamenti della soglia di allarme in 5 aree urbane: Genova, Varese, Lecco, Bergamo e l'agglomerato di Milano. La Mappa tematica S.1.6 mostra i risultati provvisori relativi al periodo aprile-settembre 2017.

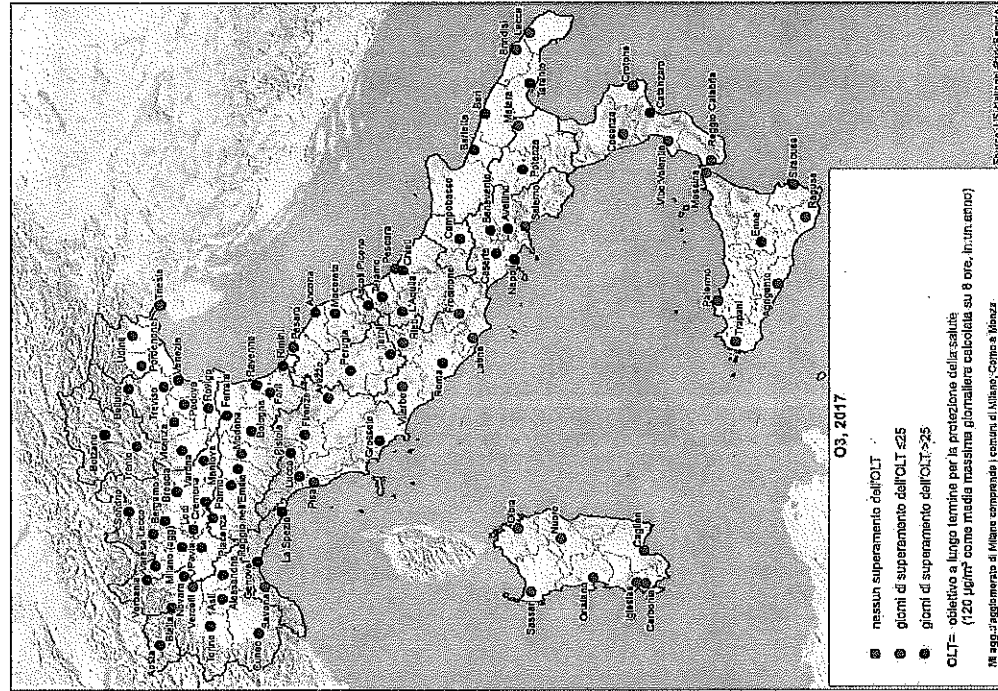
<sup>1</sup> Ozono troposferico: ozono presente nella zona compresa tra il suolo e circa 15 km di altitudine, formato in larga parte da reazioni fotochimiche che coinvolgono inquinanti gassosi precursori di origine naturale o antropica. L'O<sub>3</sub> stratosferico è presente nella zona tra circa 15 km e 50 km, in conseguenza di un equilibrio dinamico tra formazione e dissociazione, governato dalle reazioni che coinvolgono l'ossigeno atomico e la radiazione UV a lunghezza d'onda inferiore a 242 nm. Nella stratosfera l'O<sub>3</sub> svolge un'azione protettiva in quanto rappresenta uno schermo alle radiazioni UV ad alta energia dannose per gli esseri viventi.

Mapa tematica 5.1.5 - Ozono, 2016: superamenti dell'obiettivo a lungo termine (120 µg/m³) come media massima giornaliera calcolata su otto ore nell'arco di un anno civile nelle aree urbane.



Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA

Mapa tematica 5.1.6 - Ozono, aprile - settembre 2017: superamenti dell'obiettivo a lungo termine (120 µg/m³) come media massima giornaliera calcolata su otto ore nell'arco di un anno civile nelle aree urbane.



Fonte: elaborazione ISPRA su dati APPA/ARPA

1) Dati provvisori

### BaP, As, Cd e Ni - benzo(a)pirene, arsenico, cadmio e nichel nel PM10

Gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) sono prodotti nei processi di combustione incompleta di materiali organici e sono emessi in atmosfera quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato. Molti composti sono cancerogeni, anche se l'evidenza di cancerogenicità sull'uomo relativa a singoli IPA è estremamente difficile, poiché in condizioni reali si verifica sempre una esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA. La IARC (IARC, 2012) ha classificato in particolare il benzo(a)pirene (BaP), come cancerogeno per l'uomo (categoria 1).

Il BaP è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100.000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di 1 ng/m<sup>3</sup> di BaP. L'OMS ha quindi raccomandato un valore guida di 1 ng/m<sup>3</sup> per la concentrazione media annuale di BaP. Questo valore coincide con il valore obiettivo fissato dal D.Lgs 155/2010.

Oltre agli IPA, assumono particolare rilevanza igienico-sanitaria per l'accertata cancerogenicità il cadmio, il nichel e l'arsenico e i loro composti, che possono essere liberati in atmosfera veicolati dal materiale particolato. Anche per questi inquinanti la normativa vigente fissa un valore obiettivo e l'obbligo di valutazione e gestione della qualità dell'aria su tutto il territorio nazionale.

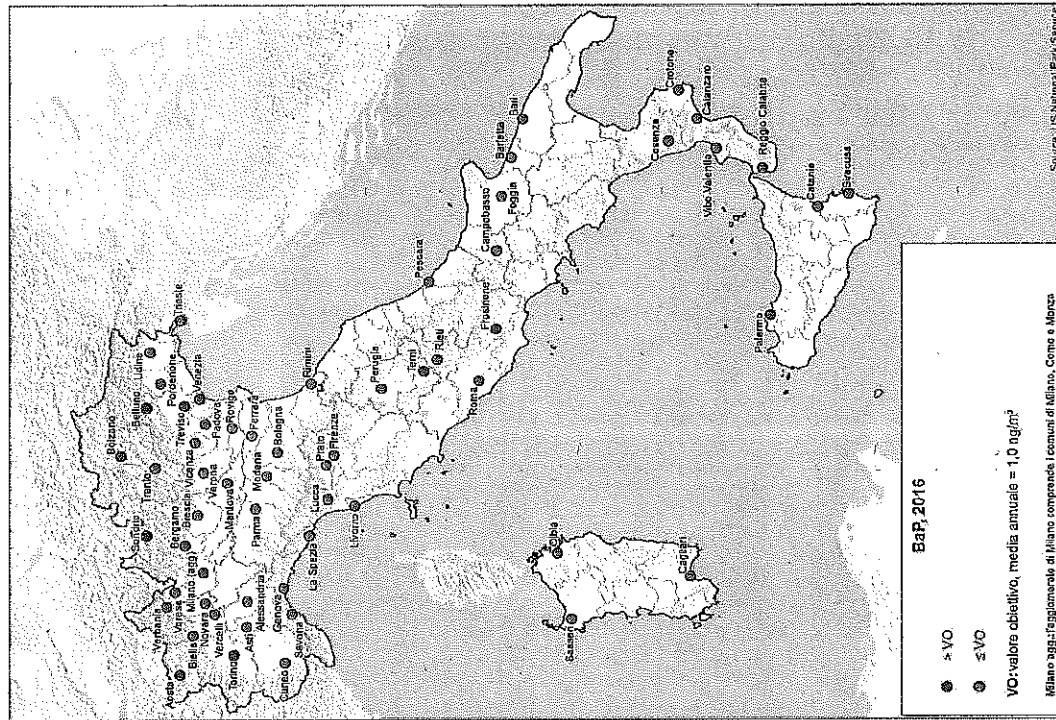
I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 60 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza).

I dati relativi alle singole aree urbane, espressi come media annuale (contenuto totale di BaP, As, Cd e Ni nel PM10 espresso in ng/m<sup>3</sup>) sono riportati nella Tabella 5.1.13 nel file Excel allegato.

La Mappa tematica 5.1.7 illustra la situazione relativa al 2016 per il BaP. La prima informazione che emerge dalla mappa è la minore rappresentazione delle aree urbane del centro e del Sud (nessun dato per le regioni, Marche, Campania e Basilicata). Il valore obiettivo per il BaP è stato superato in 11 aree urbane; la gran parte dei superamenti sono localizzati in aree urbane del Nord, cui si aggiungono Frosinone e Terni. Il valore più elevato (1,9 ng/m<sup>3</sup>) è stato registrato a Frosinone. In generale le principali sorgenti di BaP sono, oltre al trasporto su strada, le combustioni industriali (esempio tipico, le acciaierie) e il riscaldamento domestico, qualora il combustibile usato sia legna o carbone. Ad Aosta e Terni, l'elevato livello di BaP è dovuto prevalentemente alle ricadute industriali. Nelle altre città, è ragionevole ipotizzare che il traffico veicolare e il riscaldamento domestico a biomassa concorrano insieme a determinare livelli elevati di BaP.

Anche ad As, Cd e Ni, il Centro, il Sud e le Isole sono scarsamente rappresentati. Per arsenico e cadmio i livelli sono ovunque inferiori al valore obiettivo (rispettivamente 6,0 ng/m<sup>3</sup>, 5,0 ng/m<sup>3</sup>), mentre il valore obiettivo del nichel (20,0 ng/m<sup>3</sup>) è stato superato ad Aosta e Terni e, come per il BaP, la causa di questi superamenti è da ricercarsi nelle ricadute industriali.

Mappa Tematica 5.1.7 - BaP 2016 - Superamenti del valore obiettivo nelle aree urbane





## C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> - BENZENE

Il benzene (C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>) fa parte della classe dei composti organici volatili, per la relativa facilità di passare in fase vapore a temperatura e pressione ambiente. Le principali sorgenti di emissione sono i veicoli a motore (gas di scarico e vapori di automobili e ciclomotori), gli impianti di stoccaggio e distribuzione dei combustibili, i processi di combustione che utilizzano derivati dal petrolio e l'uso di solventi contenenti benzene.

Il benzene è uno di quegli inquinanti per i quali le politiche adottate nel corso dei decenni passati hanno avuto successo nell'abbattere fortemente le emissioni ed anche i livelli nell'aria ambiente: le azioni fondamentali realizzate in particolare per la riduzione del benzene sono state l'introduzione della catalizzazione del parco auto e la riduzione del contenuto di benzene nei carburanti.

La tossicità del benzene per la salute umana risiede essenzialmente nell'effetto ortogeno. In conseguenza di una esposizione prolungata nel tempo sono stati accertati effetti avversi gravi quali ematossicità, genotossicità e cancerogenicità. In conseguenza della accertata cancerogenicità (gruppo I della *International Agency for Research on Cancer* - IARC, carcinogeno di categoria I per l'UE), per il benzene non sono definiti livelli di esposizione al di sotto dei quali non c'è rischio di sviluppo degli effetti avversi citati.

La normativa italiana (D.Lgs. 155/2010) definisce per il benzene ai fini della protezione della salute umana un valore limite annuale di 5,0 µg/m<sup>3</sup>.

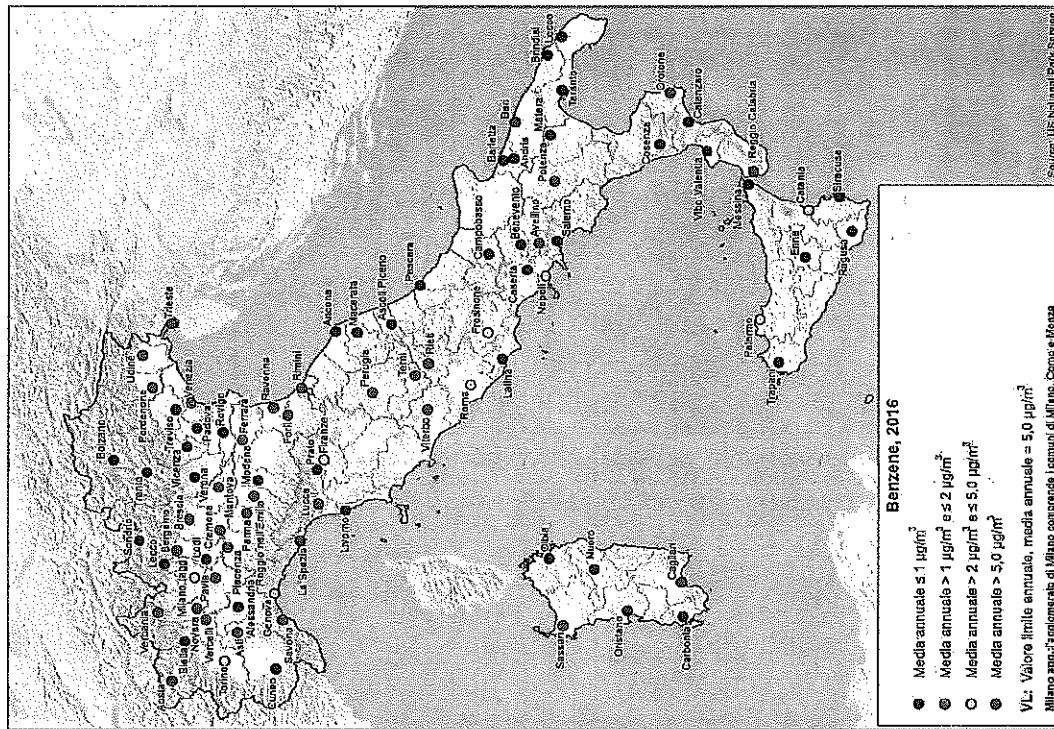
I dati disponibili per il 2016 sono relativi a 87 aree urbane (i dati riferiti all'agglomerato di Milano sono rappresentativi anche di Como e Monza).

I dati relativi alle singole aree urbane, espressi come media annuale, sono riportati nella Tabella 5.1.15 nel file Excel allegato, mentre nella Tabella 5.1.16 sono elencati i dati delle singole stazioni.

Nella Mappa tematica 5.1.8 è illustrata la situazione relativa al 2016: il valore limite è rispettato in tutte le aree urbane. Valori particolarmente bassi, non superiori a 1,0 µg/m<sup>3</sup> si riscontrano in 44 aree urbane.

La riduzione dei livelli di benzene a valori inferiori al valore limite, si osserva da diversi anni sia in Italia che nel resto d'Europa, è particolarmente importante in considerazione dei noti gravi effetti sulla salute associati all'esposizione inalatoria.

Mappa Tematica 5.1.8 - C<sub>6</sub>H<sub>6</sub> (2016) - Superamenti del valore limite annuale nelle aree urbane



Fonte: Elaborazione ISPRA su dati ARPA/APPA

## DISCUSSIONE

L'analisi riportata in questo paragrafo consente una visione sintetica dello stato della qualità dell'aria nel 2016 per le principali aree urbane italiane.

Resistendo alla tentazione di suggestivi, ma sterili, confronti tra i valori di un anno con quelli del precedente o dell'immediatamente successivo, rimandiamo la valutazione della tendenza dell'inquinamento atmosferico agli studi più recenti sulle analisi del *trend* in Italia (ISPRA, 2014) e in Europa (EEA, 2016). Esse evidenziano che negli ultimi 10 anni è in atto una significativa tendenza alla riduzione dell'inquinamento atmosferico, in particolare per i livelli di PM10 e NO<sub>2</sub>. Dalle analisi di medio-lungo periodo non si evidenzia tuttavia una significativa riduzione dei livelli di ozono troposferico.

La lenta riduzione dei livelli di PM10 e NO<sub>2</sub> in Italia, coerente con quanto osservato in Europa nell'ultimo decennio, è il risultato della riduzione congiunta delle emissioni di particolato primario e dei principali precursori del particolato secondario (ossidi di azoto, ossidi di zolfo, ammoniaca). L'andamento generalmente decrescente delle emissioni è dovuto principalmente alla forte penetrazione del gas naturale sul territorio nazionale in sostituzione di combustibili come carbone e olio, all'introduzione dei catalizzatori nei veicoli, all'adozione di misure volte al miglioramento dei processi di combustione nella produzione energetica e di tecniche di abbattimento dei fumi. Tuttavia, continuano a verificarsi superamenti del valore limite giornaliero del PM10 in molte aree urbane e, per quanto riguarda l'NO<sub>2</sub>, del limite annuale, nelle stazioni di monitoraggio collocate in prossimità di importanti arterie stradali traffico veicolare.

Il numero di superamenti della soglia di 50 µg/m<sup>3</sup> del PM10 è particolarmente soggetto a fluttuazioni interannuali, legate alle condizioni meteorologiche della stagione invernale, che possono essere più o meno favorevoli all'accumulo di inquinanti in relazione alla durata e alla frequenza dei periodi di stagnazione atmosferica.

Riguardo al PM2,5 pur se le concentrazioni medie annuali sono nella larga maggioranza dei casi inferiori al valore limite di legge, sussistono casi di superamento in particolare nel bacino padano.

La concentrazione di massa del PM2,5 è dominata dalle particelle nel *modo di accumulazione* ovvero dalle particelle nell'intervallo dimensionale da circa 0,1 µm a circa 1 µm. Il particolato secondario, formato in atmosfera a partire da gas precursori o per fenomeni di aggregazione di particelle più piccole, o per condensazione di gas su particelle che fungono da coagulo, può rappresentare una quota rilevante della concentrazione di massa osservata. Di conseguenza, in presenza delle condizioni meteorologiche favorevoli all'accumulo delle particelle, nelle zone pianeggianti e nelle valli, i livelli di PM2,5 risultano piuttosto omogenei spazialmente, anche a distanza rilevante dalle principali sorgenti di PM primario e dei precursori della componente secondaria.

Occorre pertanto continuare a perseguire obiettivi di riduzione delle emissioni di PM primario e dei precursori del PM secondario, con un'azione concertata e sinergica su scala nazionale, regionale e locale.

Le politiche potenzialmente più efficaci sono quelle strutturali, di lungo orizzonte temporale e ricaduta sovranazionale, ma è importante che siano realizzate anche politiche locali per il miglioramento della qualità dell'aria, integrate nei piani regionali, indirizzate a specifiche sorgenti (ad esempio industrie o aree portuali) e adeguatamente supportate da strumenti per la valutazione preventiva della loro efficacia, nel contesto specifico, per indirizzare gli interventi sulle priorità.

## BIBLIOGRAFIA

- Direttiva 2008/50; Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe.  
 Direttiva 2004/107; Directive 2004/107/EC of the European Parliament and of the Council of 15 December 2004 relating to arsenic, mercury, nickel and polycyclic aromatic hydrocarbons in ambient air.  
 EEA, 2016. Report 28/2016 -- *Air quality in Europe* -- 2016 report. <http://www.eea.europa.eu/publications/air-quality-in-europe-2016>. Consultazione del 7 dicembre 2017.  
 ISPRA, 2014. Rapporto 203/2014. *Analisi del trend dei principali inquinanti atmosferici in Italia 2003-2012*. <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/rapporti/analisi-delle-serie-storiche-dei-principali-inquinanti-atmosferici-in-italia-2003-2012>. Consultazione del 7 dicembre 2017.

## 5.2 ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE URBANA AGLI INQUINANTI ATMOSFERICI OUTDOOR

Jessica Tuscano  
ISPRA - Centro Nazionale per il Ciclo dei Rifiuti<sup>3</sup>

### Riassunto

L'esposizione della popolazione agli inquinanti presenti in atmosfera in ambito urbano è stimata mediante una serie di indicatori, sviluppati originariamente nell'ambito del progetto EU/OMS - ECOEHIS e adoperati successivamente anche dall'Agenzia Europea per l'Ambiente e da Eurostat per le statistiche di Sviluppo sostenibile - Salute Pubblica. ISPRA annualmente elabora questi indicatori con progressivo perfezionamento di metodologie e criteri per far fronte, sulla base dei dati disponibili, alle necessità informative delle politiche ambientali. Secondo criteri adottati a livello UE, per gli indicatori relativi al particolato atmosferico (PM10 e PM2.5), al biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) e al Benzo(a)Pirene (BaP) sono utilizzati i valori di concentrazione media annua d'inquinante come proxy di esposizione per la popolazione in ambito urbano. Per l'ozono troposferico (O<sub>3</sub>) si è fatto riferimento ai giorni di superamento dell'obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana. I dati scelti per rappresentare l'indicatore (mappe tematiche) sono valori provenienti quando possibile da stazioni di fondo urbano. I dati ambientali utilizzati sono stati forniti direttamente dalle Agenzie Regionali o Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA), e sono generalmente riferibili al Comune di appartenenza, in pochi casi essi sono relativi all'agglomerato urbano. In Italia le percentuali di popolazione urbana esposta a valori superiori a quelli consigliati dall'OMS, ha un andamento per lo più altalenante, ma sembra delinearci una lievissima tendenza al decremento nei quattro anni considerati.

### Parole chiave

Esposizione, popolazione, particolato atmosferico, ozono, benzo(a)pirene, biossido di azoto

### Abstract - Urban population exposure to outdoor air pollutants

We estimated the population's exposure to ambient air pollutants in urban areas via a set of indicators, originally developed as part of the EU/WHO project ECOEHIS and later used by the European Environmental Agency and Eurostat - Statistics for Sustainable Development - Public Health. ISPRA annually processes these indicators with progressive improvement of methodologies and criteria, to meet, based on the available data, the information needed by the environmental policies. According to criteria adopted at EU level, indicators related to particulate matter (PM10 and PM2.5), nitrogen dioxide (NO<sub>2</sub>) and benzo(a)pyrene (BaP) are processed using the pollutant's annual mean concentration as a proxy of the exposure concentration for urban populations. For ground-level ozone (O<sub>3</sub>), the "days exceeding the long-term protection value for human health" (120 µg/m<sup>3</sup>, average maximum daily 8-hour mean within a calendar year) have been used. The data used to represent the indicators in the thematic maps come preferably from urban background stations and, only if these are not available, from other urban stations. Environmental data used are provided directly by the Regional Environmental Agencies (ARPA/APPA), and are usually related to the municipality boundaries, in a few cases they are related to the extended urban area. In Italy, the percentage of urban population exposed to values higher than WHO guidelines values is fluctuating, and a slightly decreasing trend seems to emerge over the four years considered.

### Keywords

Exposure, urban population, particulate matter, ozone, nitrogen dioxide, benzo(a)pyrene

<sup>3</sup> ISPRA - Dipartimento per la Valutazione, i Controlli e la Sostenibilità Ambientale

## QUALITÀ DELL'ARIA NELLE AREE URBANE E POPOLAZIONE ESPOSTA

L'inquinamento atmosferico è ormai da anni riconosciuto come un importante determinante di salute per la popolazione, e sempre più studi continuano a dimostrarne la pericolosità per la salute umana (e non solo) e valutare metodi di risanamento e monitoraggio, quest'ultimo anche in tempo reale per fornire alle fasce più vulnerabili un'informazione sempre aggiornata. Il Focus su inquinamento atmosferico nelle aree urbane ed effetti sulla salute<sup>3</sup>, che accompagna il XII Rapporto sulla qualità dell'ambiente urbano, ha trattato estensivamente questo tema, calandolo nella realtà italiana.

In questo contributo l'esposizione della popolazione agli inquinanti presenti in atmosfera in ambito urbano è stimata mediante un set d'indicatori, sviluppati originariamente nell'ambito del progetto Comunitario ECOEHIS<sup>4</sup>, successivamente entrati nelle statistiche dell'Agenzia Europea per l'Ambiente, e nelle Statistiche di Sviluppo sostenibile - Salute Pubblica di Eurostat. In ISPRA sono elaborati annualmente anche per l'Annuario dei Dati Ambientali<sup>5</sup>, ma con un focus di livello nazionale. Negli anni si è conseguito con progressivo perfezionamento di metodologie e criteri per far fronte, sulla base dei dati disponibili, alle necessità informative delle politiche ambientali.

Secondo criteri adottati a livello comunitario, e ricorrenti nella letteratura scientifica internazionale, per la stima di questi indicatori sono utilizzati valori di concentrazione media annua d'inquinante (eccezion fatta per l'ozono). Sono utilizzati i dati di monitoraggio delle stazioni di fondo urbano, generalmente considerati come proxy di concentrazione ai fini della stima dell'esposizione media annuale della popolazione. Qualora per l'intera area urbana non siano disponibili dati di fondo urbano, sono impiegati i rimanenti dati fruibili (traffico urbano, fondo suburbano, ecc.) al fine di evitare che porzioni di popolazione e territorio siano escluse dalle stime. Laddove siano presenti più valori, per la stessa area urbana, da stazioni con le stesse caratteristiche, (ad es. due valori di fondo urbano) ne è stata effettuata la media aritmetica, per associare un indice unico all'intera area. Per l'ozono troposferico (O<sub>3</sub>) si fa riferimento invece ai giorni di superamento, nel corso dell'anno, della soglia dei 120 µg/m<sup>3</sup>. Questo valore è utilizzato nella normativa come obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana<sup>6</sup>. Da tener presente che i valori scelti in questa sede, per la valutazione dell'esposizione media, possono non considerare situazioni locali in cui le stazioni di zona riportano valori superiori a quelli richiesti dalla normativa. I dati ambientali sono stati forniti direttamente dalle Agenzie Regionali/Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA/APPA), e sono riferiti al Comune, è stata quindi considerata la popolazione comunale residente (dati ISTAT). Laddove è individuato formalmente un agglomerato urbano (Milano-Como-Monza, Firenze e Cagliari), i dati forniti sono relativi ad esso e si è quindi considerata la relativa popolazione afferente. Le percentuali di popolazione esposta ai diversi valori considerati (Tabella 5.2.1 nel file Excel allegato e relativo grafico) sono computate considerando l'intera popolazione afferente a Comuni che rientrano in quelle fasce di esposizione, sul totale della popolazione di tutti i Comuni considerati. Mentre nelle mappe a seguire viene invece visualizzata la percentuale di popolazione che ogni comune rappresenta sul totale della popolazione di tutti i Comuni considerati.

Dal Grafico 5.2.1 (Tabella 5.2.1 nel file Excel allegato) è possibile notare un generale decremento della percentuale di popolazione esposta ai diversi inquinanti, nel confronto con l'anno 2015, rispetto ai valori di riferimento dell'Organizzazione Mondiale della Sanità e a valori di riferimento presenti in limiti o soglie L'unica eccezione è rappresentata dalla percentuale di popolazione esposta a valori superiori a 40 µg/m<sup>3</sup> di biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), che nel 2016 è superiore a quella dell'anno precedente.

<sup>3</sup> <http://www.isprambiente.gov.it/publicazioni/stato-dell-ambiente/qualita-dell-ambiente-urbano-stato-dell-ambiente-urbano-2017>

<sup>4</sup> <http://ec.europa.eu/health/eurostat-ecdc/indicators/ecoehis> (Visitato il 01/08/2017)

<sup>5</sup> <http://www.isprambiente.gov.it> (Visitato il 01/08/2017)

<sup>6</sup> Determinato come media massima giornaliera calcolata su 8 ore nell'arco di un anno civile.

## PM10-PM2,5 - ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE

Il particolato atmosferico (PM) grossolano può essere fonte d'irritazione per occhi, naso e gola. Il particolato sotto i 10 micrometri di diametro è facilmente inalabile\* e più le particelle sono piccole maggiormente possono arrivare in profondità nei polmoni. Le particelle fini (PM2,5) possono raggiungere le profondità degli alveoli polmonari, potenziando quelli che sono i possibili effetti tossici e sistemici associabili al particolato atmosferico.

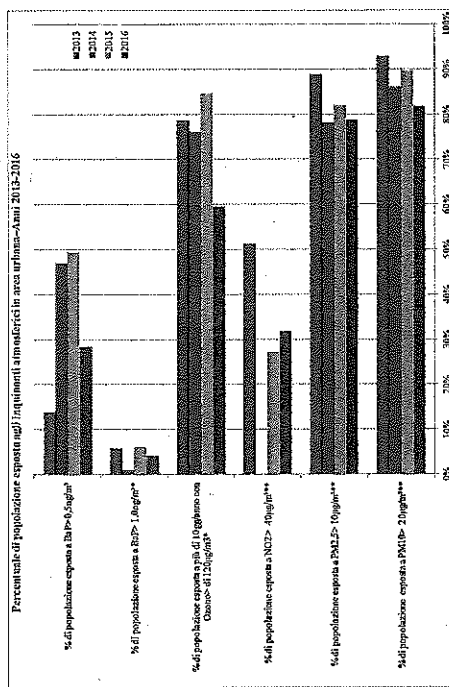
Numerosi studi scientifici hanno da tempo collegato l'esposizione al PM, sia a breve che a lungo termine, a una serie di problematiche legate alla salute della popolazione. I soggetti più vulnerabili ai rischi connessi all'esposizione sono quelli con malattie cardiache o polmonari, gli anziani e i bambini. Per soggetti con malattie cardiache, cardiovascolari o polmonari l'inalazione del particolato può aggravare i sintomi di queste patologie. Gli anziani, per la maggiore probabilità di avere patologie cardio-polmonari non diagnosticate ma anche portatori di numerose patologie croniche, appartengono alla categoria di popolazione più vulnerabile, classe cui appartengono anche i bambini. Per questi ultimi l'aumento del rischio è dovuto a diversi motivi, ad esempio un apparato respiratorio non ancora completamente sviluppato; livelli di attività più elevati e maggiore frequenza di respirazione; maggiori probabilità di avere l'asma o malattie respiratorie acute, in più hanno un sistema immunitario non ancora del tutto maturo. Studi recenti suggeriscono che l'esposizione a lungo termine al particolato può anche essere associata con il rischio di parto pre-terminale e basso peso dei neonati alla nascita. È comunque d'obbligo ricordare che il PM, così come l'inquinamento atmosferico in generale, è stato ufficialmente inserito dalla IARC (International Agency for Research on Cancer) nei composti cancerogeni (Gruppo 1) per gli esseri umani (IARC, 2015).

La Mappa tematica 5.2.1 (relativa alla Tabella 5.2.2 nel file Excel allegato), mostra l'indicatore per il PM10 e il PM2,5, rappresentato come concentrazione annuale a cui la popolazione è stata mediamente esposta nel 2016, nei Comuni considerati. La scelta della colorazione delle fasce di concentrazione è rappresentativa del livello di rischio per la salute umana, considerati i valori consigliati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) per la protezione della salute umana di 20µg/m<sup>3</sup>, nel caso del PM10, e di 10µg/m<sup>3</sup> nel caso del PM2,5.

Per entrambi gli inquinanti, la percentuale di popolazione urbana esposta mediamente nelle aree urbane a valori superiori a questa soglia è ancora del 82% nel caso del PM10 e del 79% nel caso del PM2,5.

Toscana 1 / Qualità dell'ambiente urbano - XII Rapporto (2017) ISPRA Stato dell'Ambiente 7417 pag. 304-314

Gráfico 5.2.1 - Percentuale di popolazione mediamente esposta agli inquinanti atmosferici, per fasce di Comuni considerati - Copertura anni 2013-2016



\* concentrazione massima da valore limite annuale per la protezione della salute umana (D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010 e s.m.i.)  
 \*\* il valore consigliato per la protezione della salute umana (D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010 e s.m.i.)  
 \*\*\* il valore consigliato per la protezione della salute umana (D.Lgs. n. 155 del 13 agosto 2010 e s.m.i.)  
 Fonte: elaborazione ISPRA su dati AIRPA/ANPA e ISTAT

\* Tra 10 micrometri e 2,5 micron di diametro è infatti chiamato "particolato grossolano inalabile". Inferiore a 2,5 micrometri di diametro è denominato "particolato fine".

## NO<sub>2</sub> e OZONO - ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE

Il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>) è un gas irritante delle vie respiratorie e degli occhi, e in combinazione con il particolato e altri inquinanti prodotti dal traffico veicolare è stato associato in molti studi epidemiologici con disturbi respiratori e cardiovascolari. Studi scientifici hanno anche compreso l'esposizione a breve termine all'NO<sub>2</sub> con sintomi respiratori, come l'infiammazione delle vie aeree, anche in persone sane nonché un aumento dei sintomi respiratori in persone asmatiche.

In ambito urbano le maggiori concentrazioni di NO<sub>x</sub> e NO<sub>2</sub> sono generalmente rilevate vicino le strade trafficate nonché all'interno delle auto stesse, e la concentrazione va riducendosi, avvicinandosi ai livelli del fondo, a partire dai 50m dal bordo della strada. Ragioni per cui una certa percentuale di popolazione, che vive o lavora nelle vicinanze delle principali arterie di traffico urbano sarà, in media, esposta a valori superiori a quelli di fondo urbano. Tuttavia in questa sede non è possibile analizzare dettagliatamente questo fenomeno e si considererà un'esposizione media di tutta la popolazione.

L'ozono troposferico (O<sub>3</sub>) è un inquinante tossico per l'uomo, irritante delle mucose delle vie respiratorie anche a livelli relativamente bassi e può causare disturbi respiratori e cardiovascolari. I soggetti più vulnerabili ai rischi connessi all'esposizione sono i bambini, gli anziani e i soggetti asmatici, ma anche chi lavora all'aperto. Studi scientifici hanno dimostrato come l'inhalazione di ozono può essere causa di: tosse, irritazione della gola, infiammazione delle vie respiratorie, riduzione della funzionalità respiratoria, aumento della suscettibilità alle infezioni e dolore toracico. Nei soggetti con patologie respiratorie può peggiorare le condizioni di bronchite, enfisema e asma, nonché aumentare il rischio di morte prematura nei soggetti con malattie cardio-polmonari. Per valutare la popolazione esposta a livelli di ozono che possano rappresentare un rischio sarebbe opportuno utilizzare un indicatore come il SOMO35. Esso, infatti, consiste nella somma annuale<sup>8</sup> delle eccedenze di Ozono da una soglia (considerato *cut-off level*) sopra il quale esiste uno statistico incremento del rischio relativo di mortalità<sup>9</sup> per la popolazione vulnerabile. Questa soglia è di 70µg/m<sup>3</sup> (media massima giornaliera su 8-h). Tuttavia in questa sede è utilizzato il numero di giorni di superamento del 120µg/m<sup>3</sup>. Questo indicatore, impiegato nella normativa come obiettivo<sup>10</sup> a lungo termine per la protezione della salute umana, anche se meno cautelativo, consente una maggiore comprensibilità per l'utente non esperto.

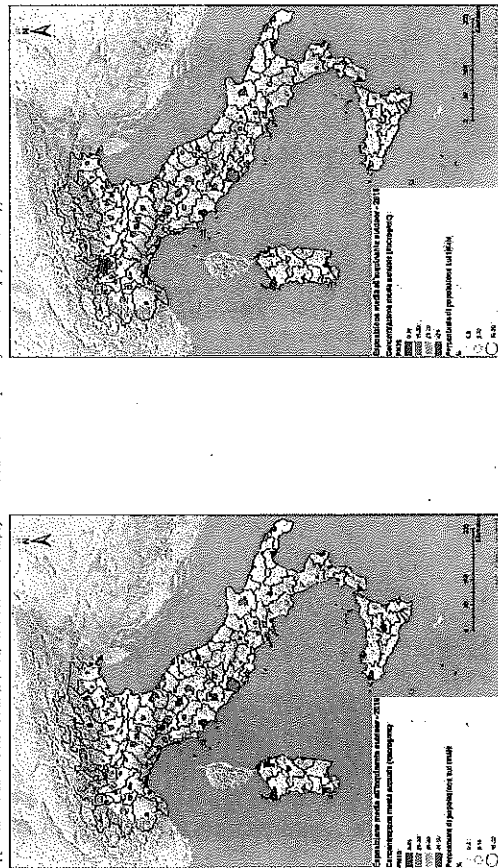
La Mappa tematica 5.2.2a (Tabella 5.2.2 nel file Excel allegato), riassume i valori di NO<sub>2</sub> considerati ai fini dell'esposizione media annua nelle aree urbane, per l'anno 2016. Nella grande maggioranza dei casi i valori medi di esposizione si mantengono entro i 40µg/m<sup>3</sup> (valore consigliato da OMS), ad eccezione di 2 grandi aree urbane che lo superano di poco (Roma e l'agglomerato di Milano entrambe con 42µg/m<sup>3</sup>), con una popolazione pari al 32% della popolazione totale considerata.

La Mappa tematica 5.2.2b (Tabella 5.2.2 nel file Excel allegato), mostra il numero di giorni per Comune in cui la popolazione è stata mediamente esposta a valori superiori ai 120µg/m<sup>3</sup>. Nel 2016, in 56 Comuni su 91 (62%), corrispondenti al 60% della popolazione considerata, si è stati esposti a valori superiori alla soglia per più di 10 gg l'anno. Dalla mappa è evidente la presenza di un elevato numero di giorni di esposizione a valori non salubri soprattutto al nord.

<sup>8</sup> Somma delle eccedenze della soglia di 35 ppb (35 parti per bilione, equivalenti a 70µg/m<sup>3</sup>) della media massima giornaliera su 8-h, suddivisa per tutti i giorni dell'anno.  
<sup>9</sup> Risultato di un'analisi di regressione trascurando l'effetto dell'ozono.  
<sup>10</sup> Calcolato come media massima giornaliera calcolata su 8 ore nell'arco di un anno civile.

Toscana I / Qualità dell'ambiente urbano - XIII Rapporto (2017) ISPRA, Stato dell'Ambiente 74/17 pagg. 304-314

Mappe tematiche 5.2.1 - PM10 e PM2.5 (2016) - valori annui a cui la popolazione è mediamente esposta e percentuale di popolazione superante la soglia del Comune



Fonte: elaborazione ISPRA su dati AIR/AIQA e ISTAT

## BENZO(A)PIRENE - ESPOSIZIONE DELLA POPOLAZIONE

Il Benzo(a)pirene è un idrocarburo policiclico aromatico (IPA). Quest'inquinante ha un notevole valore sanitario, essendo un noto composto mutageno e cancerogeno (IARC, 2005).

Cottura alla brace, affumicatura di alimenti e fumo di tabacco sono le vie di esposizione che, in generale, possono portare a un'assunzione di IPA quantitativamente maggiore, ma sono anche strettamente legati ai comportamenti individuali. Le concentrazioni di IPA nell'aria ambiente (generalmente associate al particolato atmosferico, soprattutto al PM<sub>2.5</sub><sup>1)</sup> provengono invece prevalentemente da fonti diffuse. L'estensione e la copertura territoriale della rete di rilevazione del BaP non sono ancora sufficientemente estese se correlate all'importanza sanitaria di questo microinquinante.

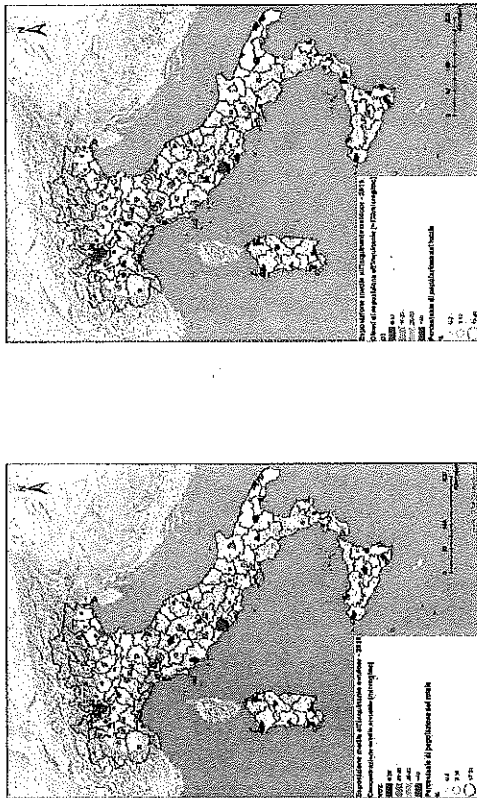
La Mappa tematica 5.2.3, (Tabella 5.2.2 nel file Excel allegato), riassume i valori del BaP (in aria outdoor) considerati, in questa sede, ai fini dell'esposizione media annua nelle aree urbane, per l'anno 2016. Il valore obiettivo medio annuo da osservare per legge<sup>2)</sup> è 1,0ng/m<sup>3</sup>, ma in quanto composto cancerogeno sarebbe opportuno osservare il valore più basso possibile.

La colorazione delle fasce di concentrazione della mappa è arbitraria, ma è tuttavia paragonabile al livello di rischio per la salute umana, e per il benzo(a)pirene si è scelto conservativamente la metà del valore utilizzato nella normativa<sup>3)</sup>.

Dalla mappa sono evidenti le criticità del nord est della penisola e di alcune aree industrializzate. Per il 2016, il 4% della popolazione totale considerata è stata mediamente esposta ad un valore superiore a 1,0ng/m<sup>3</sup>, mentre il 29% della popolazione è stata mediamente esposta a valori superiori alla metà del limite. Queste percentuali aumentano (si arriverebbe rispettivamente al 6% e al 37%) se si considera come riferimento la sola popolazione dei Comuni per cui sono disponibili dati sul BaP.

<sup>1)</sup> La maggior parte del BaP è presente nel PM<sub>2.5</sub> e non nella frazione grossolana del PM<sub>10</sub>, mentre la frazione gassosa del totale BaP è piuttosto piccola (EPA, 2016). Il valore target in EU è fissato a 1 ng/m<sup>3</sup>, questo implica che tutte le concentrazioni fino a 1,49 possono essere arrotondate a 1 (EPA, 2016). Come gli altri anni, in questa sede, per la valutazione è considerato il valore di 1,0ng/m<sup>3</sup>, (come da D.Lgs. 155/2010 ed anni) quindi un valore uguale o inferiore a 1,1 è considerato superiore al valore target.  
<sup>2)</sup> Il limite di esposizione media annua per il benzo(a)pirene è fissato a 1,0 ng/m<sup>3</sup> (art. 10, comma 1, lettera a) del D.Lgs. 155/2010). In altre parole un valore di concentrazione corrispondente a un'unità di rischio di tumore di almeno 1 su 100mila abitanti. Un'Unità di Rischio è intesa come il rischio addizionale di tumore che può verificarsi in una popolazione nelle quale tutti gli individui sono costantemente esposti, per tutta la durata di vita a una concentrazione dell'agente di rischio (in questo caso il BaP) nell'aria che respirano.

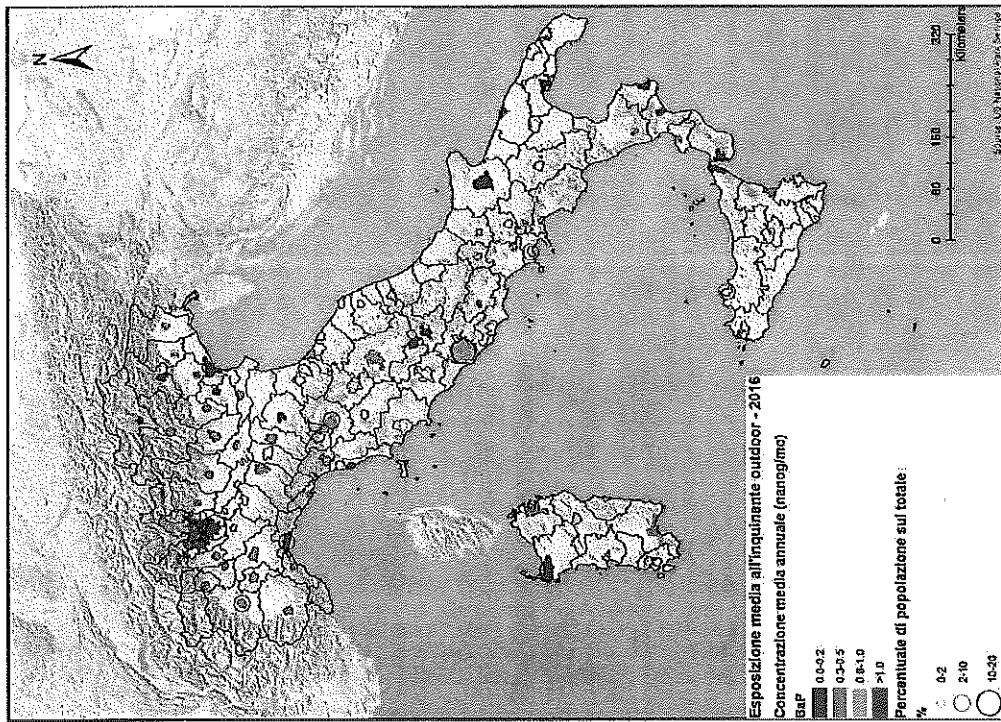
Mappa tematica 5.2.2 - a) NO<sub>2</sub> (2016); valori orari e cui la popolazione è mediamente esposta nelle aree urbane; b) BaP (2016) - valori di esposizione della popolazione all'abitato a lungo termine per la previsione delle esposizioni alla popolazione a seconda delle aree urbane e percentuali di popolazione esposte nei Comuni



Fonte: elaborazione ISPRA su dati ARP, ARPA e ISTAT



Mappa tematica 5.2.4 - BarP (2016): valori annui a cui la popolazione è mediamente esposta nelle aree urbane e percentuale di popolazione rappresentata dal Comune



Fonte: elaborazione ISPRA su dati ARPA/APPA e ISTAT

## DISCUSSIONE

Negli ultimi decenni gli sforzi per ridurre le concentrazioni di inquinanti nell'aria delle nostre città, luoghi in cui la maggior parte della popolazione usualmente vive e lavora, sono stati molteplici e hanno portato a un generale miglioramento. Tuttavia, la situazione attuale non sembra ancora raggiungere in molti casi, valori considerati salubri nelle indicazioni e linee guida dell'Organizzazione Mondiale della Sanità.

A parità di quantitativi di inquinanti emessi in atmosfera, le concentrazioni finali di questi (primari e secondari) nell'aria delle nostre città, sono poi influenzate dalle condizioni meteorologiche (stagiazione dell'aria, pioggia, irradiazione solare). Importanti possono essere anche le caratteristiche strutturali dell'ambiente urbano, la disponibilità di verde urbano, il traffico autoveicolare, il tessuto urbano stesso.

In Italia la percentuale di popolazione esposta nei Comuni/agglomerati considerati, rispetto ai valori considerati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità come protettivi per la salute umana<sup>4</sup>, è altrettanto nei quattro anni considerati dal Grafico 5.2.1. E da tenere presente che spesso le condizioni meteorologiche giocano un ruolo importante. Rispetto ai dati relativi al 2013, sembra comunque delinearsi un lievissima tendenza al decremento.

Le percentuali di popolazione urbana esposta a valori di PM10 e PM2.5 superiori ai valori soglia OMS, sono rispettivamente dell'82% e del 79%, del totale di popolazione considerato.

Per quanto riguarda i valori di NO<sub>2</sub>, considerati ai fini dell'esposizione media annua nelle aree urbane, per l'anno 2016, ad eccezione delle due grandi aree urbane di Roma e Milano entrambe con 42µg/m<sup>3</sup>, (32% della popolazione totale considerata), i valori medi di esposizione si mantengono entro i 40µg/m<sup>3</sup> (valore OMS nonché limite di legge).

Per valutare l'esposizione all'ozono è stato utilizzato il numero di giorni di superamento dei 120µg/m<sup>3</sup>, valore impiegato nella normativa come obiettivo a lungo termine<sup>5</sup> per la protezione della salute umana. Nel 2016, nel 62% dei Comuni considerati, pari al 60% della popolazione del totale dei Comuni, si è stati esposti a valori superiori alla soglia per più di 10gg l'anno. Un elevato numero di giorni di esposizione a valori non salubri si riscontra soprattutto al nord, dove la stagiazione degli inquinanti è generalmente superiore rispetto ad esempio a zone che beneficiano di una maggiore ventilazione.

Infine ma non per importanza, è valutata l'esposizione media annua nelle aree urbane al Benzo(a)pirene (BaP). Il valore obiettivo annuo da osservare per legge è 1,0ng/m<sup>3</sup>, ma in quanto composto cancerogeno sarebbe opportuno raggiungere il valore più basso possibile. Nel 2016 il 4% della popolazione totale considerata è stato mediamente esposto ad un valore superiore al corrispondente limite di legge, mentre il 29% a valori superiori alla metà del limite. Queste percentuali aumentano (si arriverebbe rispettivamente al 6% e al 37%) se si considera come riferimento la sola popolazione dei Comuni per cui sono disponibili dati sul BaP. Questi valori sono comunque positivamente inferiori a quelli registrati per il 2015.

Il monitoraggio di questo inquinante richiede ancora uno sforzo, non coprendo tutti i capoluoghi di provincia, come auspicabile vista la rilevanza per la salute della popolazione.

<sup>4</sup> Il valore soglia medi annui per OMS: PM10 - 20 µg/m<sup>3</sup>, PM2.5 - 10 µg/m<sup>3</sup>, NO<sub>2</sub> - 40µg/m<sup>3</sup>, per ozono e BaP si sono utilizzati valori assimilabili ai limiti di legge.  
 Calcolato come media massima giornaliera calcolata su 8 ore nell'arco di un anno civile.

## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano tutti i colleghi delle ARPA/APPA che hanno collaborato, non solo alla fornitura dei dati, ma anche e soprattutto a migliorare, con osservazioni e suggerimenti, questo prodotto.

## BIBLIOGRAFIA

- EEA, 2016. *Air Quality in Europe 2016 report*. EEA report n. 28/2016.
- IARC, 2015. *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Outdoor Air Pollution*. Volume 109.
- Eurostat, 2015. Sustainable development in the European Union - 2015 monitoring report of the EU sustainable development strategy. Publications Office of the European Union, 2015 <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/6975281/KS-GT-15-001-EN-N.pdf> (ultimo accesso 08/11/2016).
- Richard W. Atkinson, Inga C. Mills, Heather A. Walton, H. Ross Anderson, 2015. *Fine particulate components and health - a systematic review and meta-analysis of epidemiological time series studies of daily mortality and hospital admissions*. Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology (2015) 25, 208 - 214.
- Jessie A. Gleason, Leonard Bielory, Jerald A. Flagliano, 2014. *Associations between ozone, PM 2.5, and four pollen types on emergency department pediatric asthma events during the warm season in New Jersey: A case-crossover study*. Environmental Research 132 (2014) 421-429.
- Petersen, et al. 2013. *Ambient air pollution and low birthweight: a European cohort study (ESCAPE)*. Lancet Resp Med 2013;1:695 - 704.
- Alessandrini et al., 2013. *Inquinamento atmosferico e mortalità in ventiniquattro città italiane: risultati del progetto EpiAir2*. Epidemiol. Prev 2013; 37 (4-5): 220-229 <http://www.epirev.it/>
- REVIHAAP Project. Technical report. World Health Organization 2013 [http://www.euro.who.int/\\_data/assets/pdf\\_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf](http://www.euro.who.int/_data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report-final-version.pdf)
- Scarizzi et al. 2013. *Inquinamento atmosferico e ricoveri ospedalieri urgenti in 25 città italiane: risultati del progetto EpiAir2*. Epidemiol. Prev 2013; 37 (4-5): 230-241 <http://www.epirev.it/>
- IARC, 2012. *A review of human carcinogens. Part F: Chemical agents and related occupations / IARC Working Group on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans (2009: Lyon, France) IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans ; v. 100F.*
- HEI Panel on the Health Effects of Traffic-Related Air Pollution. 2010. *Traffic-Related Air Pollution: A Critical Review of the Literature on Emissions, Exposure, and Health Effects*. HEI Special Report 17 Health Effects Institute, Boston, MA.
- EEA, 2009. *Assessment of ground-level ozone in EEA member countries, with a focus on long-term trends*. Technical report n. 7/2009.
- AQC, 2008. *NO<sub>2</sub> Concentrations and Distance from Roads* <http://laqm.defra.gov.uk/tools-monitoring-data/no2-falloff.html>
- WHO-Euro, 2008. *Health risks of ozone from long-range transboundary air pollution*. <http://www.environment.ucla.edu/reportcard/article1700.html>
- WHO/Europe, 2006. *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution - Joint WHO / Convention Task Force on the Health Aspects of Air Pollution*. <http://www.euro.who.int/document/E88189.pdf>
- WHO-Euro, 2006. *Health impact of PM10 and Ozone in 13 Italian cities*.
- IARC, 2005. *Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans. Some Non-heterocyclic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons and Some Related Industrial Exposures*, v 92.
- WHO/Europe, 2004. *Environmental Health Indicators for Europe - a pilot indicator-based report*. ECOEHIS. WHO/Europe.
- J.E. Andrews et al., 2004. *An introduction to environmental chemistry /- 2nd ed. Blackwell Science Ltd* ISBN 0-632-05905-2
- National Center for Biotechnology Information. PubChem Compound Database [http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/beizo\\_a\\_pyrene#section=Top](http://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/beizo_a_pyrene#section=Top) (ultimo accesso 08/09/2017)

## 5.3 POLLINI AERODISPERSI

Vincenzo De Gironimo

ISPRAP - Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale

### Riassunto

L'aria in Italia è ricca di pollini aerodispersi a causa della notevole biodiversità vegetale che caratterizza il suo territorio. In ciascuna stagione, infatti, riscontriamo fioriture di specie anemofile i cui pollini, spesso allergenici, vengono rilasciati in grandi quantità e si disperdono in atmosfera. Rimangono esclusi da questo fenomeno solo i periodi invernali più freddi. Le pollinosi, ovvero le allergie da polline, sono in continuo aumento e risultano in crescita maggiore nelle aree urbane in conseguenza dell'effetto sinergico, sulla salute umana, tra gli allergeni presenti nei granuli pollinici e l'inquinamento atmosferico (specialmente polveri sottili). In conseguenza di ciò è quindi indispensabile, per gran parte dell'anno, tener conto anche della componente aerobiologica nelle valutazioni della qualità dell'aria.

Per la descrizione generale del fenomeno pollini allergenici aerodispersi, sono stati identificati due indicatori: uno quantitativo (indice pollinico allergenico, IPA) e uno temporale (stagione pollinica allergenica, SPA). Anche se non è sufficientemente coperto dal monitoraggio tutto il territorio nazionale e i valori disponibili dei due indicatori riguardano solo gli ultimi anni, sono possibili alcune prime valutazioni sulla presenza e persistenza di pollini allergenici nell'aria delle nostre città.

### Parole chiave

Polline, allergeni, pollinosi, aerobiologico

### Abstract - Airborne pollen quality

Italy is rich of airborne pollen because of the remarkable plant diversity that characterizes its territory. In fact, in each season the pollen, often allergenic, of anemophilous species in bloom disperses into the atmosphere. Only the coldest winter months are excluded from this phenomenon. Consequently, pollinosis (pollen allergies) are continuously increasing, indicating an higher growth in urban areas as a result of the synergistic effect on human health of the allergens present in pollen grains and air pollution (especially particulate matter). Therefore, it is essential to consider, for most time of the year, also the aerobiological component in the assessments of air quality.

For a general description of the airborne allergenic pollen phenomenon, two indicators have been identified, a quantitative indicator for the revealed amount of allergenic pollen (IPA) and a temporal one representing the allergenic pollen season (SPA). Despite the insufficient monitoring coverage throughout the country and the fact that the indicator values are available only for recent years, some initial assessments on the presence and persistence of allergenic pollen in the air of our cities are possible.

### Keywords

Pollen, allergen, pollinosis, aerobiological



## IPA - INDICE POLLINICO ALLERGENICO

Il Sistema Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (SNPA) ha una propria rete di monitoraggio aerobiologico denominata POLLnet (<http://www.pollnet.it>). Ad essa partecipano attualmente 18 delle 21 Agenzie costituenti il Sistema per 59 stazioni di monitoraggio (lo scorso anno erano rispettivamente 16 e 54). Per ciascuna stazione, per tutto l'anno solare, vengono emessi bollettini settimanali sulle concentrazioni in atmosfera di pollini (e spore fungine di *Alternaria*) e le previsioni sui loro andamenti per la settimana successiva. Anche l'Associazione Italiana di Aerobiologia (AIA) ha una propria rete di monitoraggio aerobiologico (RIMA <http://www.ilpolline.it>) che, per le stazioni ad essa afferenti, fornisce un servizio analogo. Entrambe le reti hanno messo a disposizione i propri dati per le elaborazioni degli indicatori riferibili alle aree urbane oggetto del presente Rapporto.

L'Indice Pollinico Allergenico (IPA) è la somma annuale delle concentrazioni giornaliere dei pollini aerodispersi delle seguenti sette famiglie botaniche che rappresentano la quasi totalità dei pollini allergenici monitorati sul territorio italiano: *Betulaceae* (*Betula*, *Alnus*), *Corylaceae* (*Corylus*, *Carpinus*, *Ostrya*), *Oleaceae* (soprattutto *Olea*, *Fraxinus* spp.), *Cupressaceae-Taxaceae*, *Graminaceae*, *Compositae* (soprattutto *Asteris* e *Ambrosia*), *Urticaceae* (*Parietaria*, *Urtica*).

L'Indice Pollinico Allergenico (IPA) è un numero che dipende dalla quantità di pollini allergenici aerodispersi nella zona di monitoraggio. Maggiore è l'indice pollinico allergenico, maggiori sono le quantità medie di pollini aerodispersi, maggiore è l'attenzione da prestare a questo fenomeno. Si tratta comunque di un indicatore molto sintetico che dà una dimensione complessiva del fenomeno senza evidenziare il contributo che ad esso danno i pollini di ciascuna famiglia botanica (variabile secondo l'andamento stagionale e la località considerata).

L'illustrazione cartografica dei dati dell'IPA, 2016 (Mappa tematica 5.3.1 e Tabella 5.3.1 nel file Excel allegato) conferma, in primo luogo, la distribuzione non uniforme, sul territorio italiano, delle stazioni di monitoraggio aerobiologico attive che risultano quasi tutte concentrate nel Centro-Nord.

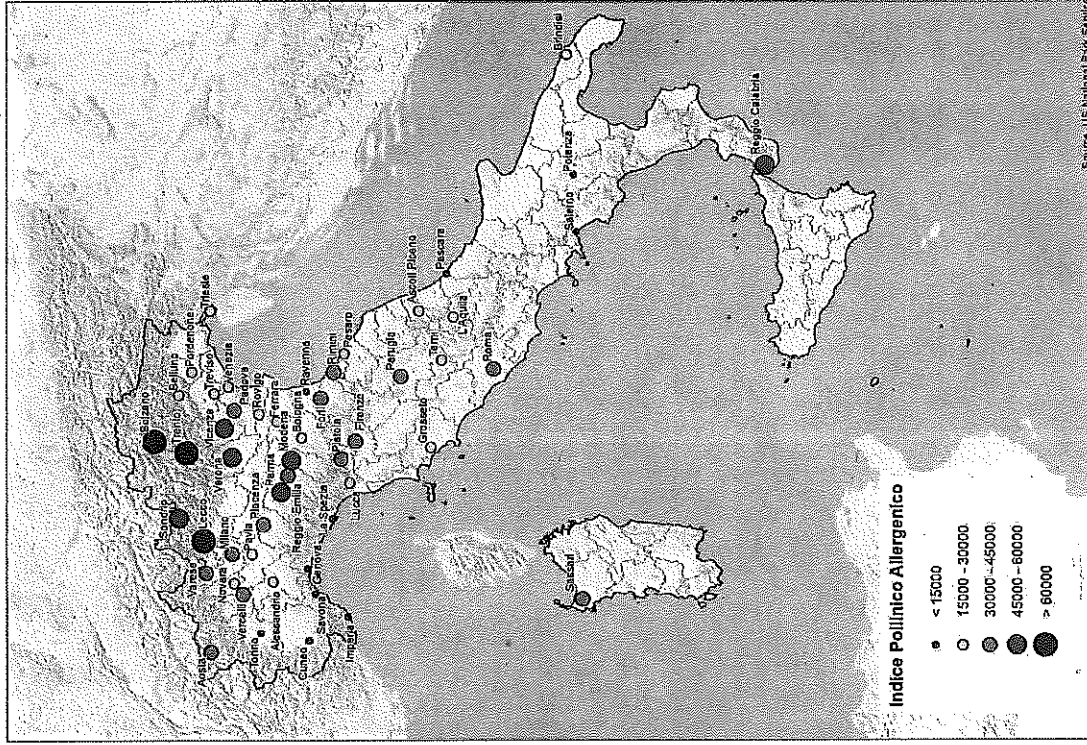
La distribuzione dei valori dell'IPA mostrati nella Mappa ci permette di vedere quanto poco il fenomeno pollini aerodispersi sia uniforme sul territorio nazionale e quanto sia ampia la forbice tra i valori massimi e i valori minimi. Si possono individuare comunque alcune zone circoscritte, spesso accomunate dalle medesime caratteristiche geografiche (altitudine, altitudine, posizione rispetto ai rilievi e al mare, etc.), in cui troviamo, nell'anno, un analogo andamento della quantità di granuli pollinici aerodispersi (come ad esempio nella costiera ligure o nella zona prealpina che comprende Lecco, Sondrio, Trento e Bolzano).

Dall'analisi comparata dei dati degli anni 2013-2016, si riscontra poi che il valore dell'indicatore può essere soggetto a variabilità stagionali anche molto pronunciate, ma che le aree caratterizzate da una relativamente alta (o bassa) presenza di pollini aerodispersi mantengono in ogni caso questa loro caratteristica. Troviamo così, ad esempio, che città come Lecco, Perugia, Firenze, Bolzano e Trento, registrano spesso valori tra i più alti di IPA mentre quelli più bassi li troviamo, con la stessa frequenza, a Genova, Torino, Ravenna o Pescara.

I dati del 2016 registrano in molte località un aumento dell'IPA rispetto agli anni precedenti.

Su 21 delle 55 città monitorate (concentrate prevalentemente in Emilia Romagna, Lombardia, Trentino Alto Adige e Veneto), infatti, registriamo nel 2016 per questo indicatore il dato più alto dell'ultimo quadriennio mentre soltanto in 5 quello più basso (interessanti in particolare i dati di Firenze e Roma condizionati da una minore presenza di pollini di *Cupressaceae-Taxaceae*).

Mappa tematica 5.3.1 - Indice Pollinico Allergenico (IPA), Anno 2016



Fonte: elaborazione SNPA/AIA  
 Nota: i dati di Roma sono forniti dal Centro di Monitoraggio Aerobiologico dell'Università di Roma Tor Vergata

## SPA - STAGIONE POLLINICA ALLERGENICA

Ciascuna famiglia botanica ha una sua stagione pollinica ovvero un periodo di tempo in cui disperde in atmosfera quantità significative di polline anemofilo. Se consideriamo le sette famiglie che rappresentano la quasi totalità dei pollini allergenici monitorati sul territorio italiano (*Betulaceae*, *Corylaceae*, *Oleaceae*, *Cupressaceae-Taxaceae*, *Graminaceae*, *Compositae*, *Urticaceae*) avremo sette diverse stagioni polliniche che si susseguono e sovrappongono l'una all'altra senza soluzione di continuità (esistono diversi metodi di calcolo della stagione pollinica, in questo caso si segue il metodo pubblicato da Jäger *et al.* nel 1996 richiamato in bibliografia). Per ciascuna stagione di monitoraggio, il periodo di tempo compreso tra l'inizio della stagione pollinica della famiglia più precoce e la fine di quella più tardiva, è caratterizzato, quindi, dalla presenza costante di pollini allergenici aerodispersi appartenenti ad almeno una delle famiglie in esame. Tale periodo, che serve a dare una dimensione temporale complessiva del fenomeno, lo definiamo Stagione Pollinica Allergenica (SPA).

Come per quanto annotato in merito all'IPA, anche la stagione pollinica allergenica è un indicatore molto sintetico che serve a dare una dimensione generale, in questo caso temporale, del fenomeno pollini allergenici aerodispersi ma non ci indica i contributi che ad esso dà ciascuna famiglia botanica.

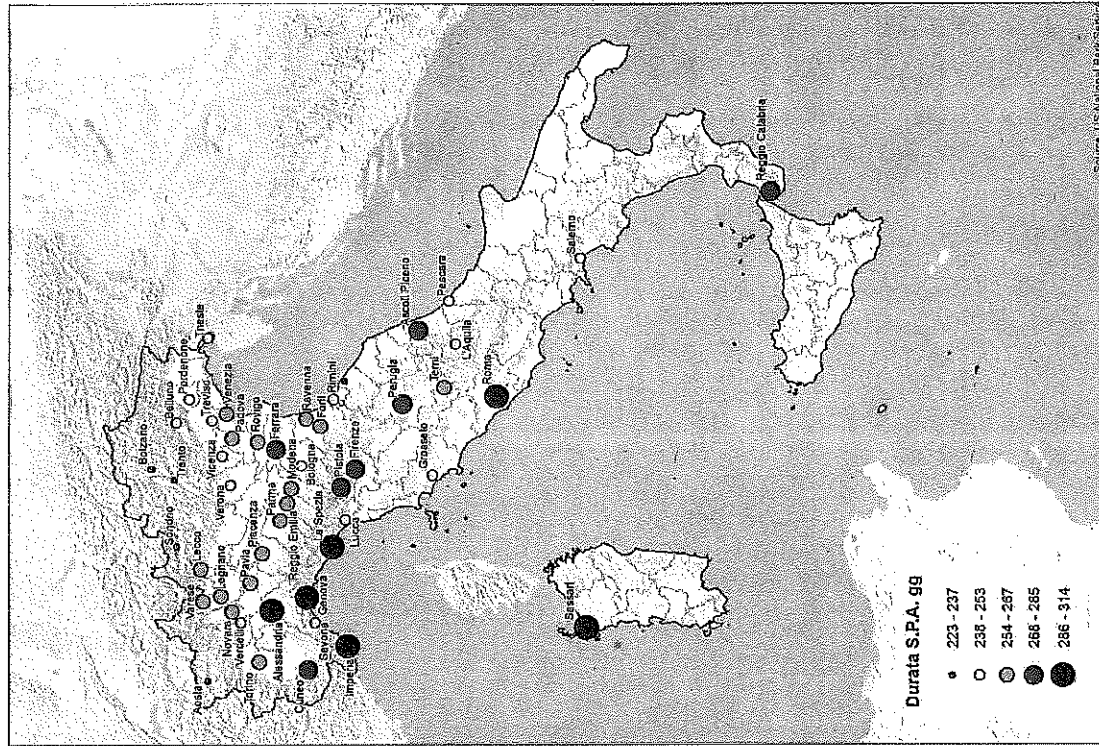
La rappresentazione cartografica dei dati dell'anno 2016 (Mappa tematica 5.3.2 e Tabella 5.3.2 nel file Excel allegato), mette in evidenza in particolare la durata della "stagione pollinica allergenica" ed è significativo vedere quali sono le città in cui la presenza di pollini allergenici aerodispersi dura più a lungo.

A proposito di quest'ultimo aspetto, confrontando a livello nazionale i dati del 2016 con quelli dei tre anni precedenti, si riscontra un valore analogo a quello del 2015 confermando l'incremento medio nazionale della durata della SPA di circa 4 o 5 giorni rispetto ai valori del 2013 e 2014.

Parallelamente è interessante notare che i valori medi nazionali dell'Indice Pollinico Allergenico relativi al triennio 2013-2015 sono rimasti costanti, mentre si è registrato un sensibile incremento (dell'ordine del 15%) nel 2016.

Le città con SPA più lunga nel 2016 risultano Imperia (314 giorni), Alessandria e La Spezia (entrambe 308 giorni) quelle con SPA più breve sono Pesaro (223 giorni), Trento (233 giorni) e Bolzano (235 giorni).

Mappa tematica 5.3.2 - Durata Stagione Pollinica Allergenica (SPA), Anno 2016



Fonte: elaborazione SNPA/AIA

Nota: i dati di Roma sono forniti dal Centro di Monitoraggio Aerobiologico dell'Università di Roma Tor Vergata

## DISCUSSIONE

L'IPA e la SPA dipendono dalle specie/famiglie botaniche presenti sul territorio, dal periodo della loro fioritura (SPA), dalla quantità di polline prodotto ed emesso (IPA). Variano entrambi con il variare delle condizioni meteo (essenzialmente temperatura e precipitazioni) ma la loro risposta è diversa perché sensibile a differenti modalità e temporalità di queste variazioni: per la SPA sono importanti principalmente le temperature e le precipitazioni nel periodo autunnale e invernale, per l'IPA quelle primaverili e estive. La SPA, inoltre, a differenza dell'IPA, è indipendente dal numero di piante allergizzanti presenti sul territorio.

Si tratta perciò di due indicatori indipendenti necessari entrambi per descrivere macroscopicamente il fenomeno pollini aerodispersi, utili a individuare i luoghi sul territorio nazionale dove esso è più intenso o più duraturo nel tempo.

Per il 2016 sono particolarmente interessanti i dati delle città di Trento e Bolzano. In entrambi i casi abbiamo dei valori molto alti di IPA (anche rispetto agli anni precedenti) insieme a durate di SPA tra le più brevi. Il significato complessivo di questi dati è che i valori medi di concentrazione giornaliera di pollini aerodispersi nelle due località nel 2016 sono stati particolarmente alti.

Se si volesse entrare più nel dettaglio (e questo è necessario, per esempio, per studiare analiticamente gli effetti dei pollini sulla salute), questi due indicatori non sarebbero più utilizzabili, ma si dovrebbero analizzare i pollini famiglia per famiglia ricorrendo per ciascuna di esse stagione pollinica e indice pollinico (dati ed elaborazioni disponibili nell'Annuario dei dati ambientali: <http://annuario.isprambiente.it/> di ISPRA, in cui si è preferito effettuare un'analisi città per città).

Dalla distribuzione geografica delle stazioni di monitoraggio attive, risulta ancora evidente la carenza di dati disponibili al Sud e sulle Isole per cui restano escluse dal rilevamento dei pollini aerodispersi aree urbane anche molto importanti. La situazione è comunque in evoluzione positiva con la recente attivazione di stazioni di monitoraggio a Napoli, Caserta e Bari.

## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano tutti i colleghi del SNPA aderenti a POLLnet, l'Associazione Italiana di Aerobiologia e il Centro di Monitoraggio Aerobiologico dell'Università di Roma Tor Vergata.

## BIBLIOGRAFIA

- García-Mozo H., Galán C., Jato V., Belmonte J., Díaz de la Guardia C., Fernández D., Gutiérrez M., Aira M.J., Roure J.M., Ruiz L., Mar Trigo M. e Dominguez-Vilches E., 2006. *Quercus pollen season dynamics in the Iberian peninsula: response to meteorological parameters and possible consequences of climate change*. *Annals of agricultural and environmental medicine*, 13 (2): 209-224.
- Jäger S., Nilsson S., Berggren B., Pessi A.M., Helander M. e Kamfjord H., 1996. *Trends of some airborne tree pollen in the Nordic countries and Austria, 1980-1993. A comparison between Stockholm, Trondheim, Turku and Vienna*. *Grana*, 35: 171-178.
- Legge 28 giugno 2016, n. 132 "Istituzione del Sistema nazionale a rete per la protezione dell'ambiente e disciplina dell'Istituto superiore per la protezione e la ricerca ambientale". Pubblicata in GU Serie Generale n.166 del 18/07/2016.
- Pérez-Badía R., Rapp A., Morales C., Sardinero S., Galán C. e García-Mozo H., 2006. *Pollen spectrum and risk of pollen allergy in central Spain*. *Annals of agricultural and environmental medicine*, 17 (1): 139-151.
- Tormo-Molina R., González-Carrijo M.A., Silva-Palacios I. e Muñoz-Rodríguez A.F., 2010. *General Trends in Airborne Pollen Production and Pollination Periods at a Mediterranean Site (Badajoz, Southwest Spain)*. *Journal of Investigational Allergology and Clinical Immunology*, 20 (7): 567-574.

**BOX: LE VERNICI DA INTERNO - UNA FONTE DI INQUINAMENTO INDOOR**

Arianna Lepore, Giuliana Giardi, Silvia Brini  
 ISPRA - Dipartimento per la valutazione, i controlli e la sostenibilità ambientale

La qualità dell'aria in ambiente confinato è oggetto di sempre maggiore interesse, poiché le persone - soprattutto in ambiente confinato - trascorrono la maggior parte del tempo in ambienti chiusi e di recente sono stati messi in commercio semplici strumenti per la rilevazione dei principali inquinanti indoor. Le fonti di inquinamento indoor sono esterne o interne e derivano anche dalle abitudini e attività svolte dagli occupanti. Esempi di sorgenti interne sono: materiale da costruzione e arredamento, fumo di tabacco (diffusa fonte di inquinamento indoor legata alle abitudini). Altra importante fonte di inquinamento indoor sono le vernici da interni: una parete dove vengono applicate vernici costituite da una sorgente emissiva continua-irregolare che genera flussi emissivi che diminuiscono nel tempo anche in relazione alle variazioni microclimatiche, ossia velocità dell'aria, umidità e temperatura (ISS, 2013). I principali inquinanti emessi sono i Composti Organici Volatili (COV) come formaldeide, benzene, toluene e naftalene (Gilbert, 2006; WHO, 2010; Kolarik, 2012), presenti nei prodotti vernicianti perché utili per aumentare la spalmabilità o aggiunti come biocidi e fungicidi (Greene, 2000). Alcuni di questi composti sono cancerogeni per l'uomo, come la formaldeide (IARC, 2006) e il benzene (IARC, 2012). In generale si tratta di composti che possono provocare effetti acuti sulla salute a breve termine, come irritazione a occhi, gola o polmoni, mal di testa, vertigini e problemi alla vista (U.S. EPA, CPSC, Montgomery County-Maryland, 2000; Mendel, 2007).

Le vernici di vecchia produzione possono essere fonti anche di piombo (Lucas, 2012), soprattutto se le pareti su cui sono state stese sono ormai deteriorate. Nella normativa italiana un primo segnale di attenzione alla vernice come fonte di inquinamento è costituito dalla Circolare n. 57 del 22/06/1983 del Ministero della Sanità su "Usi della formaldeide - Rischi connessi alle possibili modalità d'impiego", che fissa come limite massimo di esposizione all'inquinante il valore di 0,1 ppm negli ambienti nei quali siano stati utilizzati schiume di urea-formaldeide, compensati, truciolati, conglomerati di sughero, ma anche manufatti da settori diversi dall'edilizia, quali il settore tessile, quello della carta, delle vernici, degli abrasivi, della moquette, ecc.

Il resto di riferimento nella normativa italiana in merito all'inquinamento negli ambienti chiusi, ossia l'Accordo tra il Ministro della Salute, le Regioni e le Province autonome sul documento concernente: "Linee-guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati" (Conferenza Stato-Regioni, 2001), cita tra gli inquinanti indoor di tipo chimico i COV e il benzene come derivanti da fonti di inquinamento costituite, tra le altre, da solventi e vernici. Successivamente il D.Lgs. 161/2006 impone l'immissione sul mercato dei prodotti di verniciatura soltanto se provvisti di un'etichetta che indichi il tipo di prodotto, il relativo valore limite di contenuto di COV, espresso in g/l, e il contenuto massimo di composti organici volatili, espresso in g/l, nel prodotto pronto all'uso.

L'Accordo tra Governo, Regioni, Province Autonome di Trento e Bolzano, Province, Comuni e Comunità montane, concernente "Linee di indirizzo per la prevenzione nelle scuole dei fattori di rischio indoor per allergie ed asma" (18 novembre 2010), inserendo i COV tra i principali inquinanti indoor nelle scuole, raccomanda di "effettuare qualsiasi intervento di manutenzione e di ristrutturazione dell'edificio solo nei periodi di lunga vacanza scolastica, principalmente durante il periodo estivo. L'inquinamento da materiali costruttivi si verifica soprattutto durante gli interventi di manutenzione ordinaria-straordinaria degli edifici, con elevate emissioni di VOC da vernici e adesivi e rilascio di particolato nelle fasi di demolizione e rimozione".

In tempi recenti è di rilievo l'adozione, nell'ambito del Piano d'Azione Nazionale sul Green Public Procurement, dei "Criteri Ambientali Minimi" per l'"affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici per la gestione dei cantieri della pubblica amministrazione" (DM del 24 dicembre 2015). Il documento prevede una sezione riguardante l'inquinamento indoor e l'emissione dei materiali con l'indicazione di specifici limiti di emissione a 28 giorni per diversi composti, facendo riferimento ad alcune categorie di materiali considerate "critiche" (come pitture e vernici, adesivi e sigillanti, ecc.).

Sul mercato è presente una gran varietà di vernici e solventi. Gli effetti sulla salute dovuti al loro uso dipendono da numerosi fattori: quantità di sostanze inquinanti rilasciate, tempo di esposizione, età e condizioni di salute, e suscettibilità individuale. Per minimizzare i rischi possono essere adottati alcuni accorgimenti: scegliere, innanzitutto, vernici per interno; leggere sempre le etichette per selezionare prodotti a bassa emissione e seguire le istruzioni e le precauzioni di sicurezza; garantire un'adeguata

ventilazione durante la verniciatura; ventilare dopo le operazioni di verniciatura (alcune componenti possono essere rilasciate per giorni); pulire adeguatamente pennelli e attrezzature; comprare la quantità di prodotto necessaria; nel caso in cui mananga del prodotto, chiudere bene i barattoli, ossia in residua; pianificare la verniciatura in periodi in cui le finestre sono facilmente apribili, ossia in primavera o autunno (U.S. EPA, CPSC, Montgomery County-Maryland, 2000). Vale la pena soffermarsi sul primo accorgimento: per scegliere un prodotto a bassa emissione di inquinanti, uno strumento di cui si può avvalere un consumatore è il marchio ecologico conseguito dalle aziende che si propongono sul mercato in maniera "sostenibile", promuovendo prodotti a ridotto impatto ambientale per l'intero ciclo di vita (LCA, Life Cycle Assessment). Il marchio di qualità ecologica sulle confezioni dei prodotti immessi sul mercato offre ai consumatori un'informazione immediata, basata su evidenze scientifiche. Le certificazioni ambientali volontarie di prodotto associate a specifici marchi o etichette possono essere classificate per differenti criteri e categorie. Le certificazioni riconducibili allo standard ISO sono di TIPO I-II-III. Nel caso dei marchi di TIPO I (ISO 14024), l'attribuzione del marchio avviene in base al rispetto di criteri specifici elaborati da parte terza (pubblica o privata), che prevedono il rispetto di valori soglia e sono definite etichette prestazionali. Per i marchi di TIPO II (ISO 14021), l'attribuzione del marchio si basa su auto-dichiarazioni dei produttori, che ne è esclusivo responsabile; non richiedono di per sé una verifica da parte di enti terzi, ma la norma ISO ne disciplina le modalità di diffusione e i requisiti sul contenuto dell'informazione. Per le etichette di TIPO III (ISO 14025), l'attribuzione del marchio avviene sulla base di una dichiarazione degli impianti ambientali associati al ciclo di vita del prodotto, quantificati tramite analisi del ciclo di vita (LCA), fatta sulla base di specifiche di prodotto di riferimento che ne consentono la comparabilità. Le etichette di TIPO I e II sono rivolte al consumatore o utente finale, mentre le etichette ambientali di TIPO III sono indirizzate prevalentemente per i clienti industriali. Di seguito si ripropongono alcuni esempi di marchio ecologico più diffusi a livello europeo.

L'etichetta ecologica di TIPO I riconosciuta a livello europeo è l'Etichetta UE; creata dalla Commissione dell'Unione Europea nel 1992, si fonda su criteri scientifici in relazione all'intero ciclo di vita dei prodotti (dall'estrazione delle materie prime allo smaltimento del prodotto finale, seguendo un approccio di tipo LCA). I criteri riguardano i principali impatti ambientali di ogni categoria di prodotto, e mirano a limitare il consumo energetico (favorendo l'uso di energie rinnovabili), idrico e la produzione di rifiuti (incentivano riutilizzabilità e riciclabilità), e favoriscono l'utilizzo di sostanze chimiche meno pericolose per l'ambiente e per l'uomo (sistema multiterza). Al contempo però non dimenticano di fissare severi requisiti anche sulla qualità del prodotto e sulle sue prestazioni e tengono in conto, ove possibile, anche degli aspetti etici e sociali. Tale etichetta è sottoposta a certificazione esterna, indipendente, e viene attribuita da un organismo competente sulla base di specifici criteri di riconoscimento dell'eccellenza ambientale, diversi per ogni categoria di prodotti. Per i prodotti vernicianti i criteri sono definiti dalla Dec. 2014/512/UE del 28.05.2014 e smi (Dec. 2015/886/UE dell'8.06.2015; Dec. 2016/397/UE del 16.03.2016) e prevedono limiti stringenti sul contenuto di sostanze pericolose (ad. es. metalli pesanti, formaldeide, COV e SCOV, ossia Composti Organici Semivolatili), al contempo richiedendo elevate prestazioni al prodotto finito (resa, resistenza al lavaggio, agli agenti atmosferici ecc.).

Negli ultimi anni, alcuni Stati europei hanno portato avanti una politica puntuale di regolamento sulle emissioni indoor. Per esempio la Francia dal 1° gennaio 2012 ha obbligato i produttori di prodotti per la costruzione e la decorazione destinati all'uso indoor, compresi le vernici, ad identificare il livello di emissioni di COV sulle etichette dei prodotti commercializzati (ANSES, 2016). Il livello di emissione del prodotto è indicato da una classe che va da A+ (emissioni molto basse) a C (emissioni elevate), secondo il principio già utilizzato per gli elettrodomestici o veicoli. In Germania un marchio ecologico diffuso è Der Blauer Engel (anche in questo caso marchio di TIPO I, creato nel 1978) che per le vernici da interno garantisce un livello particolarmente basso di solventi e formaldeide, un contenuto plastificante inferiore allo 0,1%, conservanti limitati al minimo e la possibilità di una consulenza personale per persone allergiche (Der Blaue Engel, 2017). Il Nordic Ecolabel (o Nordic Swan Ecolabel) è il marchio di qualità ecologica di prodotto dei Paesi scandinavi (Danimarca, Finlandia, Islanda, Norvegia e Svezia). Istituito nel 1989, è un marchio di TIPO I (ISO 14024). Le vernici per interni dotate di marchio Nordic Swan Ecolabel contengono un basso numero di sostanze nocive per l'ambiente e un basso numero di sostanze con effetti sanitari. Per ottenere il marchio, le vernici da interno devono rispondere a diversi requisiti tra cui rigorosi vincoli per i solventi (COV e SCOV), per le sostanze pericolose per l'ambiente e per i conservanti (Nordic Ecolabeling, 2015).



## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano i colleghi Francesca De Maio e Gianluca Cesarei (ISPRA).

## BIBLIOGRAFIA

- ANSES (French Agency for Food, Environmental and Occupational Health & Safety), *Labelling of building and decoration products with respect to VOC emissions*, 24/08/2016. Consultazione del 13 luglio 2017 del sito: <https://www.anses.fr/en/content/labelling-building-and-decoration-products-respect-voc-emissions>
- Conferenza Stato-Regioni, Accordo tra il Ministro della salute, le regioni e le province autonome sul documento concernente: "Linee guida per la tutela e la promozione della salute negli ambienti confinati" (G.U. 27 novembre 2001, n. 276, suppl. ord.).
- Conferenza Unificata, Accordo tra il Governo, le Regioni e le Province autonome di Trento e Bolzano ai sensi degli articoli 2, comma 1, lett. b) e 4, comma 1, del decreto legislativo 28 agosto 1997, n. 281, sul documento recante "Linee guida per la prevenzione ed il controllo della legionellosi". Rep. Atti n. 79/Conferenza Stato-Regioni del 7 maggio 2015.
- Decisione (UE) della Commissione 2014/312/UE che stabilisce i criteri ecologici per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica ai prodotti vernicianti per esterni e per interni.
- Decisione (UE) della Commissione 2015/886/UE dell'8 giugno 2015 recante modifica della decisione 2014/312/UE che stabilisce i criteri ecologici per l'assegnazione di un marchio comunitario di qualità ecologica ai prodotti vernicianti per esterni e per interni.
- Der Blauwe Engel, Consultazione del 13 luglio 2017 del sito: <https://www.blauweengel.de/en/products/construction/wandfarben/innenwandfarbe>
- Di Cesare L., *Marchi ed etichette di qualità nell'edilizia*, lo Roma - Rivista dell'ordine degli ingegneri della Provincia di Roma, n. 3/2016, disponibile al link: [http://rivista.ordineingegneriroma.it/wp-content/uploads/2017/01/Rivista\\_IOrama\\_11\\_LowVOC\\_OK.pdf](http://rivista.ordineingegneriroma.it/wp-content/uploads/2017/01/Rivista_IOrama_11_LowVOC_OK.pdf).
- D.Lgs. del 27/9/2006 n. 161, Attuazione della direttiva 2004/42/CE, per la limitazione delle emissioni di composti organici volatili conseguenti all'uso di solventi in talune pitture e vernici, nonché in prodotti per la carrozzeria. (G. U. 2 maggio 2006, n. 100).
- DM del 24 dicembre 2015, Adozione dei criteri ambientali minimi per l'affidamento di servizi di progettazione e lavori per la nuova costruzione, ristrutturazione e manutenzione di edifici per la gestione dei cantieri della pubblica amministrazione e criteri ambientali minimi per le forniture di ausili per l'incontinenza. (G. U. 21 gennaio 2016, n. 16).
- Greene LA, *Healthy Indoor Painting Practices*. Environ Health Perspect, 2000 Dec;108(12):A552.
- IARC, *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans - VOLUME 88 Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol*, 2006.
- IARC, *Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans. Vol. 100. F. Review of Human Carcinogens*, 2012.
- ISS, *Strategie di monitoraggio dei composti organici volatili (COV) in ambiente indoor*. 2013. ISTISAN 13/4.
- U.S. EPA, CPSC, Montgomery County-Maryland, *Healthy Indoor Painting Practices*. 2000.
- Mendell MJ, *Indoor residential chemical emissions as risk factors for respiratory and allergic effects in children: a review*. Indoor Air. 2007 Aug;17(4):259-77.
- Kolarik B, Gunnarsen, A. Legadottir, L.W. Funch, *Concentrations of Formaldehyde in new Danish Residential Buildings in Relation to WHO Recommendations and CEN Requirements*. Indoor and Environment Vol 21, Issue 4, 2012.
- Gilbert NL et al. *Housing characteristics and indoor concentrations of nitrogen dioxide and formaldehyde in Quebec City, Canada*. Environmental Research, 2006, 102:1-8.
- Jean-Paul Lucas, Barbara Le Bot, Philippe Glorenneac, Anne Etchevers, Philippe Bretin, Francis Douay, Véronique Sébille, Lise Bellanger, Corinne Mandina, *Lead contamination in French children's homes and environments*. Environmental Research 116 (2012) 58-65.
- Lepore A., Ubaldi V., Brini S., 2010. *Inquinamento Indoor: aspetti generali e casi studio in Italia*. Rapporti 117/2010. Roma: ISPRA.
- Nordic Ecolabelling, *Nordic Ecolabelling of Indoor paints and varnishes*. Version 3.3 05 November 2015 - 31 December 2019.
- Tacca F., *Progettare l'arredo eco sostenibile*, U&C n°10 novembre/dicembre 2014, disponibile al link <http://www.pr.camcon.it/promozione/innovazione-tecnologica/materiale-innovazione-tecnologica-2014/dossier-15-n-10-2014-arredo-ecosostenibile>.
- World Health Organization, *WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants*. 2010.

## SITOGRAFIA

Istituto Nazionale per la protezione dell'ambiente <http://www.isprambiente.gov.it/it/certificazioni/ecolabel-ue>

Associazione italiana produttori di vernici <http://assovernici.it/>

Agenzia europea per le sostanze chimiche <https://echa.europa.eu/it/home>

Istituto Superiore di Sanità <http://www.iss.it>

International Organization for Standardization <https://www.iso.org/home.html>



## ESPOSIZIONE AL GAS RADON INDOOR

Il radon è un gas radioattivo di origine naturale proveniente principalmente dal suolo e, in misura minore, dai materiali da costruzione e dall'acqua, il quale si accumula negli ambienti chiusi (abitazioni, scuole, ambienti di lavoro). Il radon è considerato essere la seconda causa di tumore polmonare dopo il fumo di tabacco. Fin dal 1988 l'Organizzazione Mondiale della Sanità, attraverso l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro, lo ha dichiarato agente in grado di indurre il tumore polmonare (IARC 1988, IARC 2011). In Italia, l'Istituto Superiore di Sanità (ISS) ha stimato che circa 3.400 casi annui di tumore polmonare (su un totale di oltre 30.000) siano attribuibili ai radon (Bohicchio et al., 2013); in Europa, l'esposizione al radon è stimata essere responsabile di circa il 9% dei decessi per tumore polmonare (Darby et al., 2005). Per tali motivi molti Paesi hanno attivato programmi finalizzati a diminuire l'impatto sanitario.

In questo quadro si inserisce la Direttiva 2013/59/Euratom in materia di radioprotezione, che l'Italia dovrà recepire entro l'inizio del 2018 aggiornando l'attuale D.lgs. 230/95, e che contiene per la prima volta disposizioni finalizzate a ridurre la presenza del radon nelle abitazioni. La direttiva prevede che ciascuno Stato Membro dell'Unione Europea stabilisca dei livelli di riferimento per la concentrazione media annua di radon non superiori a 300 Bq m<sup>-3</sup>, sia per le abitazioni che per i luoghi di lavoro. La direttiva stabilisce, inoltre, che gli Stati Membri definiscano un piano di azione nazionale - l'Italia dovrà pertanto aggiornare il Piano Nazionale Radon (Ministero della Salute, 2002) elaborato nel 2002 - che affronti tutti gli aspetti connessi ai rischi di lungo termine dovuti alle esposizioni al radon nelle abitazioni e nei luoghi di lavoro.

I dati riportati per ciascun Comune inserito in Tabella 5.4.1 (nella sezione Tabelle) sono: i) il numero di indagini di misura della concentrazione di radon (media annuale) effettuato all'interno del Comune; ii) il numero complessivo di abitazioni in cui sono state effettuate le misure nell'ambito di tali indagini; iii) la media aritmetica delle concentrazioni di radon misurate.

I dati mostrati sono stati ottenuti nell'ambito dell'indagine nazionale (1989-1998) promossa da ISPRA, ISS e dal Sistema delle Agenzie Ambientali Regionali e Provinciali (Bohicchio et al., 2005) e delle successive indagini regionali sull'esposizione al radon nelle abitazioni. I valori medi annui a livello comunale (o per altre aggregazioni) sono ritenuti essere approssimativamente stabili nel tempo rendendo generalmente affidabili le stime ottenute anche in tempi non recenti.

La metodologia di elaborazione dei dati è la stessa utilizzata nel Rapporto sulla Qualità dell'Ambiente Urbano 2014 (Salvi et al., 2014) con l'eventuale aggiornamento dei dati comunali già presenti in edizioni passate e l'inserimento di nuovi Comuni.

## 5.4 ESPOSIZIONE AL GAS RADON INDOOR

Francesco Salvi, Giancarlo Torri  
ISPRA - Centro Nazionale per la Rete Nazionale dei Laboratori  
Gennaro Venoso, Francesco Bohicchio  
ISS - Centro Nazionale per la Protezione dalle Radiazioni e Fisica Computazionale

### Riassunto

Il radon è un gas radioattivo prodotto dal decadimento dell'uranio presente in natura, in particolare nel suolo, nelle rocce e in alcuni materiali da costruzione. Può accumularsi negli ambienti chiusi (abitazioni, scuole, luoghi di lavoro) raggiungendo in taluni casi concentrazioni molto elevate. L'esposizione al radon è considerata dall'Organizzazione Mondiale della Sanità il secondo fattore di rischio per il tumore polmonare dopo il fumo di tabacco. Per questo motivo, molti Stati hanno avviato da tempo programmi per diminuire l'impatto sanitario e l'Italia, in particolare, è impegnata nel recepimento della Direttiva europea 2013/59/Euratom in materia di radioprotezione che include anche disposizioni relative al radon.

Nel presente Rapporto sono riportate, per diversi Comuni italiani, le stime dei valori medi annuali di concentrazione di radon ottenute tramite campagne di misura condotte in abitazioni. Tali valori medi comunali sono utili per scopi di pianificazione territoriale ma non possono essere usati in alcun modo per prevedere il valore di concentrazione di radon in una specifica abitazione a causa della sua notevole variabilità, che si riscontra tra un'abitazione e l'altra, anche nello stesso Comune. Per conoscere il valore di concentrazione di radon presente in una specifica abitazione è necessario effettuare una misurazione diretta al suo interno usando semplici ed economici dispositivi di misura.

### Parole chiave

Radioattività, esposizione al radon, normative, qualità dell'aria indoor, peso sanitario

### Abstract - Exposure to indoor radon

Radon is a radioactive gas produced by the decay of naturally occurring uranium, mainly in soil and building materials. It can accumulate in enclosed spaces (dwellings, schools, workplaces) reaching, in some cases, very high concentrations. According to WHO, radon is the second leading cause of lung cancer after smoking. Worldwide, many Countries have initiated programs to reduce the health impact from exposure to radon. Italy is committed to implementing the Council directive 2013/59/Euratom on radiation protection including radon. Arithmetic means of annual radon concentrations in dwellings of several municipalities are shown in this Report. These values are useful for purposes of planning but not indicative of the concentration of radon in a specific dwelling, due to the high spatial variability of radon concentration among buildings, also within the same municipality. In order to know the indoor radon concentration of any specific dwelling, it is necessary to perform a direct measurement using simple and inexpensive devices.

### Keywords

Radioactivity, radon exposure, regulations, indoor air quality, health burden

## DISCUSSIONE

L'indicatore riportato per ciascuno dei Comuni presenti in Tabella 5.4.1 rappresenta una stima della media aritmetica delle concentrazioni di radon presenti nelle abitazioni del Comune. Nel caso di indagini rappresentative dell'esposizione della popolazione, la media aritmetica è un indicatore importante in quanto consente di stimare l'impatto sanitario complessivo attribuibile al radon presente nel territorio in esame (Bohicchio *et al.*, 2013). Le differenze tra i valori medi fra un Comune e l'altro sono solitamente attribuibili alla diversa tipologia dei suoli, alle differenti caratteristiche costruttive e al differente clima.

Indagini effettuate campionando una maggiore frazione di abitazioni ai piani più bassi degli edifici (ad esempio al piano rialzato ed al piano terra) rispetto alla reale distribuzione tendono a sovrastimare la concentrazione media a cui è esposta la popolazione del Comune, in quanto i valori di concentrazione di radon ai piani più bassi sono generalmente più elevati di quelli ai piani superiori. Si è comunque deciso di riportare i risultati di queste indagini, con una nota esplicitiva, in quanto danno comunque un contributo informativo di tipo cautelativo.

Occorre inoltre ricordare che l'elevata variabilità della concentrazione di radon tra le diverse abitazioni, anche di uno stesso Comune, non consente di utilizzare il valore della media comunale come indicatore affidabile del valore della concentrazione di radon in una specifica abitazione situata nello stesso Comune. L'unico modo per avere una stima affidabile della concentrazione di radon in una specifica abitazione (ad esempio la propria) è quello di effettuare una misura diretta, che costa indicativamente, esclusi eventuali sopralluoghi, alcune decine di euro.

Va segnalato, infine, che, per avere un quadro completo sulla distribuzione della concentrazione di radon in un Comune, oltre alla media è necessario conoscere altri parametri, che possono essere utili, ad esempio, a stimare la probabilità di trovare abitazioni che presentano valori di concentrazione superiori al livello di riferimento. Ciò può essere utile anche per la definizione di zone in cui indirizzare prioritariamente risorse per l'individuazione delle abitazioni con valori di concentrazione elevati.

## BIBLIOGRAFIA

- Bohicchio F., Campos Venuti G., Piematteti S., Nuccetelli C., Risica S., Tommasino L., Torri G., Magnoni M., Agnesod G., Sgorbati G., Bonomi M., Minach L., Trotti F., Malisan MR., Maggiolo S., Gaidolfi L., Giannardi C., Rongoni A., Lombardi M., Cherubini G., D'Osilio S., Cristofaro C., Pugliese MG., Marucci V., Crispino A., Cuzzocrea P., Sansone Santamaria A., Cappai M., 2005. *Annual average and seasonal variations of residential radon concentration for all the Italian regions*. Radiation measurements, 40(2-6): 686-694.
- Bohicchio F., Antignani S., Venoso G., Forastiere F., 2013. *Quantitative evaluation of the lung cancer deaths attributable to residential radon: a simple method and results for all the 21 Italian Regions*. Radiation measurements, 50: 121-126.
- Darty S., Hill D., Auvinen A., Barros-Dios J M., Baysson H., Bochicchio F., Dso H., Faik R., Forastiere F., Hakama M., Heid L., Kreienbrock L., Kreuzer M., Lagarde, F., Mäkeläinen I., Muirhead C., Oberaigner W., Pershagen G., Ruano-Ravina A., Ruosteenoja E., Schaffrath Rostiro A., Tirmarche M., Tomáček L., Whitley E., Wichmann H E., Doll R., 2005. *Radon in homes and risk of lung cancer: collaborative analysis of individual data from 13 European case-control studies*, BMJ 330:223.
- DLgs 230/95. Decreto Legislativo del Governo 17 marzo 1995 n° 230. Attuazione delle direttive 89/618/Euratom, 90/641/Euratom, 92/3/Euratom e 96/29/Euratom in materia di radiazioni ionizzanti.
- Euratom, 2013. Direttiva 2013/59/Euratom del Consiglio, del 5 dicembre 2013, che stabilisce norme fondamentali di sicurezza relative alla protezione contro i pericoli derivanti dall'esposizione alle radiazioni ionizzanti. Gazzetta Ufficiale europea, L 13 del 17 gennaio 2014.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, 1988. *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, Man-made mineral fibres and radon*, Volume 43.
- IARC, International Agency for Research on Cancer, 2011. *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans, A review of human carcinogens*, Volume 100D.
- Ministero della Salute, 2002. *Il Piano Nazionale Radon*. 127 pp. (scaricabile alla pagina: <http://www.iss.it/radon/index.php?lang=1&anno=2016&tipo=3>)
- Salvi F., Torri G., Venoso G., Bohicchio F., 2015. *Esposizione della popolazione urbana agli inquinanti atmosferici outdoor, Qualità dell'ambiente urbano - XI Rapporto (2015)*. ISPRA Stato dell'Ambiente 63, pp. 578-583.

TABELLE

Tabella 5.4.1 - Concentrazioni medie annue di ozono nelle 69 aree urbane

Comuni	N. Abitazioni (N. Abitazioni / Media (Bq m <sup>3</sup> ))	Comuni	N. Indagini	N. Abitazioni	Media (Bq m <sup>3</sup> )
Torino	1 100	Grosseto	2	138	46
Novara	1 10	Pesigra	1	14	29
Cuneo	1 8	Terni	1	10	59
Verbania	1 26	Arcana	1	19	23
Aosta	1 80	Viterbo	1	89	145
Genova	1 76	Rieti	1	50	81
La Spezia	1 12	Guidonia Montecelio	1	18	86
Milano	1 156	Roma	2	323	87
Monza	1 11	Latina	1	57	105
Bergamo	1 11	Frosinone	1	23	128
Brescia	1 20	Pescara	1	11	25
Bolzano	1 10	Napoli	1	36	124
Trento	1 17	Salerno	1	30	54
Verona	2 74	Foggia	1	11	58
Vicenza	2 20	Bari	1	26	29
Belluno	2 51	Taranto	1	19	41
Treviso	1 10	Lecco	1	9	127
Venezia	1 33	Cosenza	1	9	10
Padova	1 23	Catanzaro	1	8	18
Rovigo	1 10	Reggio Calabria	1	14	15
Pordenone	1 23	Palermo	1	51	27
Udine	1 21	Messina	1	21	30
Gorizia	1 29	Catania	1	27	30
Trieste	1 57	Reggio	1	112	45
Piacenza	1 11	Siracusa	1	10	25
Parma	1 16	Sassari	1	8	45
Reggio Emilia	1 13	Cagliari	1	17	57
Modena	1 17				
Bologna	1 47				
Ferrara	1 14				
Ravenna	1 13				
Forlì	1 11				
Rimini	1 11				
Massa	1 11				
Lucca	1 12				
Pistoia	1 9				
Firenze	2 48				
Prato	2 28				
Livorno	2 25				
Pisa	1 18				
Arezzo	1 14				
Siena	1 13				

Fonte: Elaborazione ISPRA-ISS su dati ISPRA/ISS/ARPA/APPA (1) Abitazioni campionate in gran parte tra quelle al piano terra ed al primo piano, quindi la media è probabilmente sovrastimata. (2) Abitazioni campionate esclusivamente tra quelle al piano terra o piano rialzato, quindi la media è probabilmente sovrastimata.



# PARERE MOTIVATO FINALE - PAES

## ALLEGATO B

IL DIRETTORE DELLA DIREZIONE  
MOBILITÀ, AMBIENTE ED ENERGIA

AUTORITÀ COMPETENTE VAS

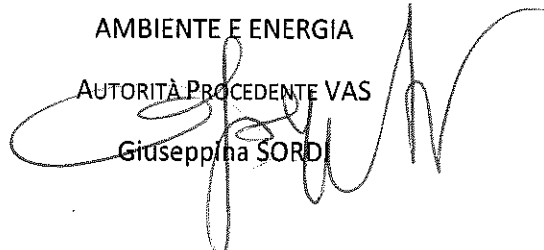
  
Filippo SALUCI

VISTO D'INTESA

IL DIRETTORE DELL'AREA

AMBIENTE E ENERGIA

AUTORITÀ PROCEDENTE VAS

  
Giuseppina SORDI

<b>Soggetto</b>	Assopetroli-Assoenergia
<b>n. prot.</b>	PG 379721/2018
<b>data</b>	3 settembre 2018
<b>Sintesi del contributo con valore puramente indicativo</b> <b>(si veda contributo integrale riportato nell'Allegato A)</b>	<p>L'osservante fornisce un contributo in riferimento al provvedimento attuativo del Piano, che propone il divieto di utilizzo del gasolio da riscaldamento negli impianti termici, a far data dal 2023.</p> <p>Viene proposto, in alternativa, l'impiego nel riscaldamento di gasolio autotrazione EN590 in sostituzione al gasolio tradizionale da riscaldamento.</p> <p>A tal fine viene allegato lo studio "Analisi di emissioni gassose convogliate di una caldaia alimentata con differenti tipologie di gasolio" condotto da Pa.L.Mer. Parco Scientifico e Tecnologico del Lazio Meridionale ed Innovhub Stazioni Sperimentali per l'Industria, nel quale vengono evidenziati i notevoli benefici che deriverebbero dall'impiego nel riscaldamento di gasolio autotrazione EN590, rispetto al gasolio tradizionale da riscaldamento.</p> <p>L'osservante ritiene che i risultati ottenuti forniscano un importante contributo per l'innovazione delle policy. La sostituzione del gasolio riscaldamento (zolfo 1000 ppm) con il gasolio autotrazione EN590 (zolfo 10 ppm) nella produzione del calore – in luogo di una messa al bando <i>tout court</i> del gasolio – permetterebbe una riduzione immediata delle emissioni del macrosettore residenziale, senza penalizzare i consumatori e le imprese.</p>
<b>Documento oggetto dell'osservazione</b>	Allegato A 'Relazione sullo stato di avanzamento e proposte operative' della Relazione tecnica
<b>Valutazione del contributo</b>	Contributo non accolto
<b>Motivazione</b>	<p>Il PAES propone quali misure prioritarie per il raggiungimento dell'obiettivo di riduzione delle emissioni di anidride carbonica nel territorio comunale (-20% al 2020 rispetto al 2005) la promozione dell'efficienza energetica sia nel settore residenziale (misura E2) sia nel settore terziario (misura E3). A tal fine, in attuazione delle suddette misure, il piano propone ulteriori iniziative al fine di potenziare e accelerare le azioni già avviate.</p> <p>Il divieto dell'utilizzo del gasolio nel riscaldamento, da attuare attraverso uno specifico Regolamento, rappresenta un'ulteriore proposta operativa, in affiancamento al bando (BE2), pubblicato dal Comune lo scorso 24 maggio 2018, finalizzato a promuovere ed agevolare progetti di riqualificazione energetica e sostituzione caldaie a gasolio degli edifici privati (residenziali e non residenziali).</p> <p>La promozione di interventi di sostituzione delle caldaie a gasolio prevista dal bando e, in affiancamento, la proposta del divieto di utilizzo del gasolio per alimentare gli impianti termici di riscaldamento, oltre che a concorrere alla riduzione delle emissioni di anidride carbonica, derivano dalla necessità di far fronte al ricorrente superamento dei limiti di concentrazione in atmosfera delle polveri, degli ossidi di azoto e, più in generale, del deterioramento della qualità dell'aria della Città di Milano.</p> <p>Il Comune sta infatti predisponendo un Regolamento che disciplinerà limitazioni alle attività che generano emissioni in atmosfera con l'obiettivo di</p>

ridurre il degrado ambientale dell'aria. Il divieto di utilizzo del gasolio per alimentare gli impianti termici di riscaldamento è una proposta in fase di studio che potrebbe essere adottata all'interno del regolamento.

Tale misura si fonda sul fatto che, secondo i dati pubblicamente disponibili nelle linee guida europee per la stima delle emissioni atmosferiche (European Environment Agency – EEA, Air Pollutant Emission Inventory Guidebook), i fattori di emissione relativi ad impianti di riscaldamento alimentati a gasolio sono superiori rispetto a quelli alimentati a gas naturale. Nonostante il miglioramento dei carburanti e delle tecniche di combustioni degli ultimi anni abbiano fatto sì che le differenze in emissione tra i due combustibili si siano sempre più assottigliate le citate linee guida europee, aggiornate a luglio 2017, riportano per esempio per una caldaia per riscaldamento di potenza non superiore a 50 kWh i seguenti fattori di emissione:

	PM10 (g/GJ)	NOx (g/GJ)
Gasolio	1,5	69
Gas Naturale	0,2	42

In riferimento allo studio allegato alla nota dell'osservante, in particolar modo alla tabella di sintesi dei risultati ottenuti (Tabella 5.3), si rileva che i valori di emissione di PM totale relativi ai due tipi di gasolio (da autotrazione e da riscaldamento), raggiunti nel corso della prova sperimentale di laboratorio, sono risultati talmente bassi da essere considerati come "valori al di sotto della soglia di rilevabilità", quindi valori inferiori o comunque sullo stesso ordine di grandezza delle emissioni tipiche prodotte dal gas naturale. Anche per quanto riguarda le emissioni di NOx nella tabella di sintesi si nota che i valori misurati in entrambi i combustibili risultano statisticamente non differenti dai valori tipici misurati su impianti di riscaldamento alimentati con combustibili gassosi.

Si fa presente che ad un tale conclusione era già arrivato un precedente studio condotto nel 2005 dalla Stazione Sperimentale per i Combustibili per conto del Ministero dell'Ambiente denominato "Analisi comparativa dei combustibili ad uso civile". In quell'ambito era emerso come in laboratorio le prestazioni ambientali di gasolio e gas naturale non erano significativamente diverse né per la massa di particolato né per gli ossidi di azoto.

Tuttavia, le misure condotte "a campo", cioè in condizioni reali, avevano evidenziato differenze più marcate tra i due combustibili del tutto analoghe a quelle riportate nelle linee guida europee.

Si ritiene pertanto non esaustiva una ricerca basata esclusivamente su prove di laboratorio, in quanto una caldaia, seppur sottoposta ad una corretta conduzione ovvero sottoposta a regolare manutenzione con periodicità determinate dalla normativa nazionale e regionale, risulta fortemente influenzata dalle condizioni di combustione che in campo divergono da quelle ottimali raggiungibili in laboratorio.

Passando poi ad analizzare l'obiettivo dello studio allegato dall'osservante, ovvero quello di confrontare in laboratorio le emissioni gassose prodotte dal gasolio da riscaldamento con quelle del gasolio da autotrazione, dai risultati dello studio non vengono evidenziate sostanziali differenze ambientali tra i due gasoli ad eccezione del numero di particelle ultrafini. Nella relazione infatti, si evince che il gasolio da autotrazione emetta particelle cinque volte

meno rispetto al gasolio per riscaldamento, differenza legata ad una minore concentrazione di SO<sub>2</sub> nei fumi.

Se si può concordare sul fatto che la diminuzione di emissioni di particelle ultrafini (UFP) risultanti nello studio rappresenti un indicatore importante, seppur non regolamentato e quindi di difficile contestualizzazione, si vuole sottolineare che ai fini della tossicità per l'uomo è fondamentale anche la composizione chimica delle particelle e quindi la presenza o meno di composti cancerogeni quali gli IPA (Idrocarburi Policiclici Aromatici) tra cui il benzo(a)pirene, dichiarato cancerogeno di tipo I per l'uomo dallo IARC/WHO. Tali considerazioni potrebbero addirittura assumere caratteristiche di priorità nelle valutazioni complessive o di fattore discriminante data la loro peculiare tossicità.

Anche in questo caso le condizioni di combustione più o meno ottimali (laboratorio vs campo), possono essere determinanti sulla composizione chimica delle particelle ultrafini e quindi potenzialmente sulla presenza di IPA, quali il benzo(a)pirene.

Si riporta inoltre e soprattutto l'attenzione sul fatto che per gli IPA, composti tossici/cancerogeni per l'uomo la letteratura ufficiale (Emission Inventory Guidebook, EEA) riporta differenze molto importanti tra gasolio e gas naturale (da 50 a 190 volte maggiore).

Per quanto riguarda il possibile risparmio in termini di emissione di CO<sub>2</sub>, che deriverebbe dal fatto che il gasolio da autotrazione contiene tra il 5- 7% di biodiesel, riteniamo che anche questo aspetto andrebbe maggiormente approfondito, infatti, la già citata Analisi comparativa del 2005 aveva quantificato, per svariati combustibili, anche la CO<sub>2</sub> sull'intero ciclo di vita del combustibile, evidenziando come la CO<sub>2</sub> dovuta alla produzione di biodiesel era elevatissima, tanto da annullare qualsiasi beneficio a camino.

Sempre riferendosi a inquinanti con effetto sui cambiamenti climatici si tenga presente infine che il Black Carbon, importante Short-Lived Climate Forcers (oltre che nanoparticella tossica tracciante dei processi di combustione incompleta e quindi di IPA), costituisce una fondamentale forzante positiva nei confronti dei cambiamenti climatici in atto; si stima infatti che un chilogrammo di Black Carbon sia circa 680 volte più potente nel provocare il surriscaldamento globale di una equivalente quantità di CO<sub>2</sub> (UNECE-CLRTAP, 2012). In tal caso il confronto tra emissioni da letteratura ufficiale (Emission Inventory Guidebook, EEA) riporta emissioni di BC maggiori di 2,5 volte nel caso del gasolio rispetto al gas naturale.

In conclusione, si ritiene che le informazioni tecnico-scientifiche contenute nello studio in oggetto siano di chiaro interesse e che le motivazioni ivi riportate siano fondate, ma che, per poter considerare lo stesso a supporto della pianificazione e programmazione di interventi da parte dell'Amministrazione, occorre che siano effettuate anche prove di emissione in condizioni "di utilizzo reale", contemplando anche caldaie a gas naturale, considerando anche fattori di emissione di IPA e BC e il bilancio di CO<sub>2</sub> sull'intero ciclo di vita del combustibile.

<b>Soggetto</b>	<b>Dott. Ing. Antonio Casellato</b>
<b>n. prot.</b>	P.G. n. 392086/2018
<b>data</b>	12 settembre 2018
<b>Sintesi del contributo con valore puramente indicativo</b> <b>(si veda contributo integrale riportato nell'Allegato A)</b>	Stralcio del Rapporto 'Qualità dell'ambiente urbano – XIII Rapporto – edizione 2017', redatto da ISPRA,
<b>Documento oggetto dell'osservazione</b>	PAES - Documento di Piano
<b>Valutazione del contributo</b>	Contributo non valutato in quanto non contiene osservazioni, pareri e/o contributi relativamente alla documentazione di piano e VAS messa a disposizione.

