



Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione

Sintesi finale

Ottobre 2010

Autori dello studio

Prof. Stefano Cernuschi e Prof. Michele Giugliano

DIAR del Politecnico di Milano

Prof. Stefano Consonni

Dipartimento di Energia del Politecnico di Milano

con il contributo di:

Prof. Aldo Coghe

Dipartimento di Energia del Politecnico di Milano

Prof. Pietro Apostoli

Dipartimento di Medicina Sperimentale ed Applicata, Università degli Studi di Brescia

Prof. Agostino Gambarotta

Dipartimento di Ingegneria Industriale, Università degli Studi di Parma

Prof. Enrico Bergamaschi

Dipartimento di Clinica Medica, Nefrologia e Scienze della Prevenzione
Università degli Studi di Parma

hanno collaborato allo studio

AGSM VERONA
A2A BRESCIA
AMSA MILANO
ACEGAS-APS TRIESTE
IREN PARMA
VEOLIA ROMA
HERA BOLOGNA
TRM TORINO





Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione

Sintesi finale

Piacenza
26 ottobre 2010

INDICE

1	Premessa	3
	1.1 <i>Articolazione e gruppo di lavoro</i>	3
2	Il quadro delle conoscenze	4
3	Caratteristiche del particolato ultrafine	4
4	La realtà e la percezione	7
5	Particolato ultrafine in atmosfere caratterizzate	7
6	Sorgenti di emissione	9
	6.1 <i>Ambienti confinati di tipo non industriale</i>	9
	6.2 <i>Ambienti industriali</i>	9
	6.3 <i>Combustione negli autoveicoli</i>	9
	6.4 <i>Combustione in impianti fissi</i>	11
7	Tecnologie di controllo	13
	7.1 <i>Impianti fissi</i>	13
	7.2 <i>Autoveicoli</i>	14
8	Effetti sulla salute	15
	8.1 <i>L'approccio epidemiologico</i>	15
	8.2 <i>L'approccio tossicologico</i>	16
9	L'indagine sperimentale	17
10	Campagne di misura	18
	10.1 <i>Strumentazione</i>	18
	10.2 <i>Emissioni misurate</i>	19
11	Risultati	20
	11.1 <i>Impianti termici civili</i>	20
	11.2 <i>Impianti di termovalorizzazione di rifiuti urbani</i>	22
	11.3 <i>Efficienza di cattura del depolveratore a tessuto</i>	24
	11.4 <i>Caratterizzazione chimica di PU da termovalorizzatore</i>	25
	11.5 <i>Emissioni da sorgenti mobili</i>	28
	11.5.1 <i>Motori Diesel</i>	28
	11.5.2 <i>Motori a benzina</i>	29
12	Considerazioni conclusive	30

1. PREMESSA

Questo documento sintetizza i risultati dello studio commissionato da Federambiente al laboratorio LEAP, un Consorzio promosso e partecipato dal Politecnico di Milano, sul tema delle *Emissioni di polveri fini e ultrafini da impianti di combustione*.

Lo studio si proponeva di inquadrare e valutare criticamente la fenomenologia, la consistenza e le potenziali implicazioni delle emissioni di particolato fine ed ultrafine da impianti di combustione, per tutto lo spettro dimensionale delle polveri emesse: dal minimo rilevabile di alcuni nano-metri (1 nanometro = 1 milionesimo di millimetro) fino al limite di 10 micron (1 micron = 1 millesimo di millimetro), oltre il quale le polveri perdono rilevanza igienico-sanitaria poiché, essendo grossolane e sedimentabili, sono in larga misura bloccate dalle vie aeree superiori.

Il particolato ultrafine e le nano-particelle, oggetti particolari dello studio, per le loro microscopiche dimensioni e per il contributo trascurabile alla massa totale dell'emissione non possono essere misurate con la strumentazione normalmente impiegata per la misura delle polveri fini. Una nano-particella ha dimensioni simili a quelle di un virus, ed è migliaia di volte più piccola di un capello umano. Per poterne rilevare la presenza è stato necessario ricorrere a strumentazione e tecniche avanzate, messe in campo solo di recente in seguito allo sviluppo delle nanotecnologie. Sono stati acquisiti per la ricerca strumenti oggi disponibili solo in pochi esemplari, non solo in Italia ma in Europa, la cui applicazione ai processi di combustione di impianti fissi conta scarsissimi precedenti nella letteratura scientifica. I risultati dello studio offrono quindi un importante contributo all'avanzamento delle conoscenze su fenomeni e realtà ancora poco conosciute, sui quali nel nostro Paese si è recentemente speculato senza alcun riferimento a dati scientificamente attendibili.

1.1 Articolazione e gruppo di lavoro

Lo studio ha comportato tre anni di lavoro ed ha affrontato gli aspetti più significativi dell'argomento:

- 1) analisi critica delle conoscenze di letteratura sulla fenomenologia della formazione ed emissione di polveri fini, nonché sul loro potenziale effetto sulla salute umana;
- 2) indagine sperimentale per la valutazione delle emissioni da processi di combustione in impianti fissi, nella fattispecie di utenze civili per il riscaldamento ed impianti di termovalorizzazione di rifiuti;
- 3) indagine sperimentale per la valutazione dell'efficienza di cattura della componente ultrafine da parte di filtri a tessuto;
- 4) indagine sperimentale per la caratterizzazione chimica del particolato ultrafine e nanoparticolato emesso dalla termovalorizzazione di rifiuti.

Data la varietà delle competenze necessarie per affrontare una problematica così variegata e complessa, il gruppo di lavoro ha incluso specialisti di discipline e affiliazione accademica notevolmente diverse tra loro:

- prof. Stefano Cernuschi e Michele Giugliano, Ordinari di *Ingegneria Sanitaria-Ambientale e di Trattamento delle emissioni in atmosfera* presso la Facoltà di Ingegneria Civile e Ambientale del Politecnico di Milano;
- prof. Stefano Consonni, Ordinario di *Sistemi per l'Energia e l'Ambiente* e prof. Aldo Coghe, Ordinario di *Propulsione* presso la Facoltà di Ingegneria Industriale del Politecnico di Milano;
- prof. Agostino Gambarotta, Ordinario di *Macchine a Fluido* presso la Facoltà di Inge-

- gneria dell'Università degli Studi di Parma;
- prof. Enrico Bergamaschi, Ordinario di *Medicina del Lavoro* presso la Facoltà di Medicina dell'Università degli Studi di Parma;
 - prof. Pietro Apostoli, Ordinario di *Medicina del Lavoro* presso la Facoltà di Medicina dell'Università degli Studi di Brescia.

Ad essi si sono aggiunti giovani ricercatori e collaboratori LEAP e del Politecnico di Milano: Senem Ozgen, Matteo Perotti, Giovanna Ripamonti, Giovanni Sghirlanzoni, Ruggero Tardivo.

Il coordinamento del gruppo e delle attività sperimentali è stato curato dai proff. S. Cernuschi, S. Consonni e M. Giugliano.

2. IL QUADRO DELLE CONOSCENZE

Obiettivo della prima fase dello studio è stata la formulazione di un quadro organico delle conoscenze su un tema che per molti aspetti è oggi ancora inesplorato e, certo anche per questo, oggetto di equivoci e malintesi. Ciò è stato perseguito con un'ampia indagine bibliografica degli studi e delle esperienze disponibili nel contesto scientifico di riferimento nazionale ed internazionale, esaminando ed analizzando criticamente le molteplici implicazioni e problematiche associate alle emissioni di polveri ultrafini:

- fenomenologia delle presenze emissive ed atmosferiche;
- tecniche di misura;
- tecnologie di controllo;
- fonti ed inventari;
- effetti sulla salute.

Il quadro che ne risulta evidenzia, da un lato, la complessità e l'estrema difficoltà nel descrivere la fenomenologia dei processi di formazione, di diffusione, trasporto e conversione atmosferica, nonché di impatto sulla salute del particolato ultrafine. Dall'altro, la notevole carenza di dati, modelli e tecniche di misura che, anche solo precauzionalmente, possano giustificare interventi atti a limitare le attività di particolari sorgenti di polveri ultrafini.

È noto da tempo che la combustione è una delle tante attività antropiche che, assieme ad una serie di fonti naturali, emette anche particolato ultrafine. Non esistono tuttavia al momento indicazioni documentabili sulla connessione tra specifiche tecnologie di combustione fissa e la presenza di particolato ultrafine in atmosfera, né con l'esposizione della popolazione. Analogamente a quanto si verifica per la quasi totalità degli inquinanti che condizionano la qualità dell'aria nei grandi centri urbani, al momento è possibile esprimere una sola generica indicazione sul traffico veicolare, che rappresenta certamente una fonte significativa.

3. CARATTERISTICHE DEL PARTICOLATO ULTRAFINE

La Figura 1 illustra l'intervallo dimensionale caratteristico di diverse tipologie di particelle e corpi solidi. Per quanto non completamente assestata, si va affermando nella comunità scientifica la convenzione che definisce particelle ultrafini (PU) gli agglomerati solidi o liquidi di dimensione inferiore a 100 nanometri ($1 \text{ nanometro} = 10^{-9} \text{ m}$) e nanoparticelle (NP) gli agglomerati di dimensione inferiore a 50 nanometri (Figura 2). Trattasi di una distinzione del tutto arbitraria, dal momento che non c'è alcuna solu-

Figura 1
Campo dimensionale coperto da diverse tipologie di particelle ed agglomerati solidi di varia natura ed origine.

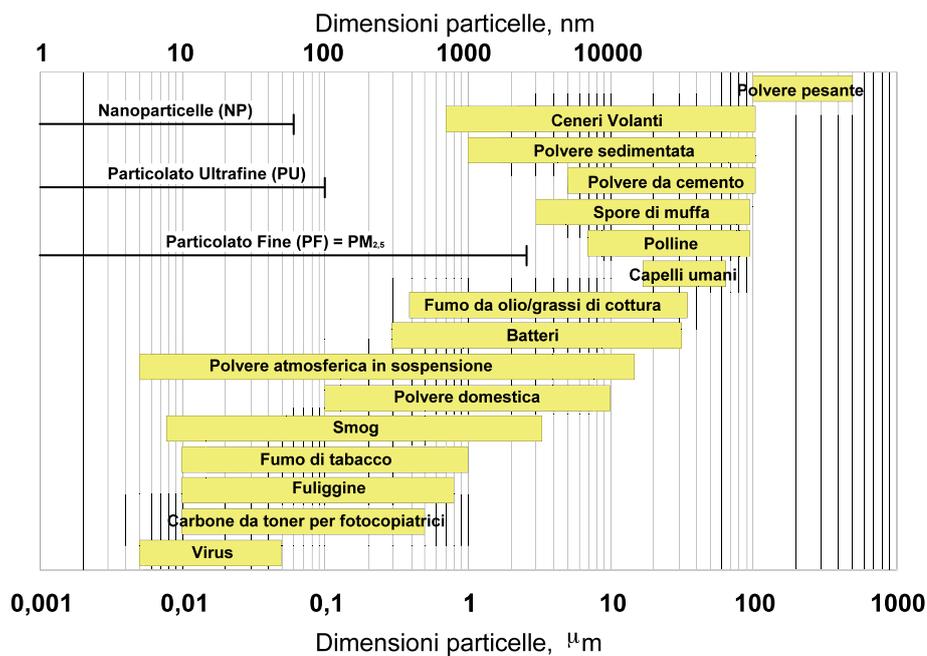
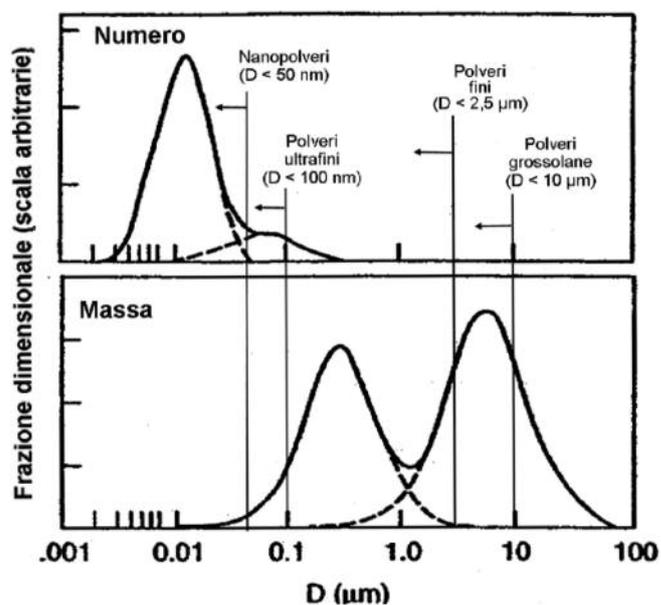


Figura 2
Caratteristiche tipiche delle distribuzioni dimensionali in massa ed in numero del particolato atmosferico

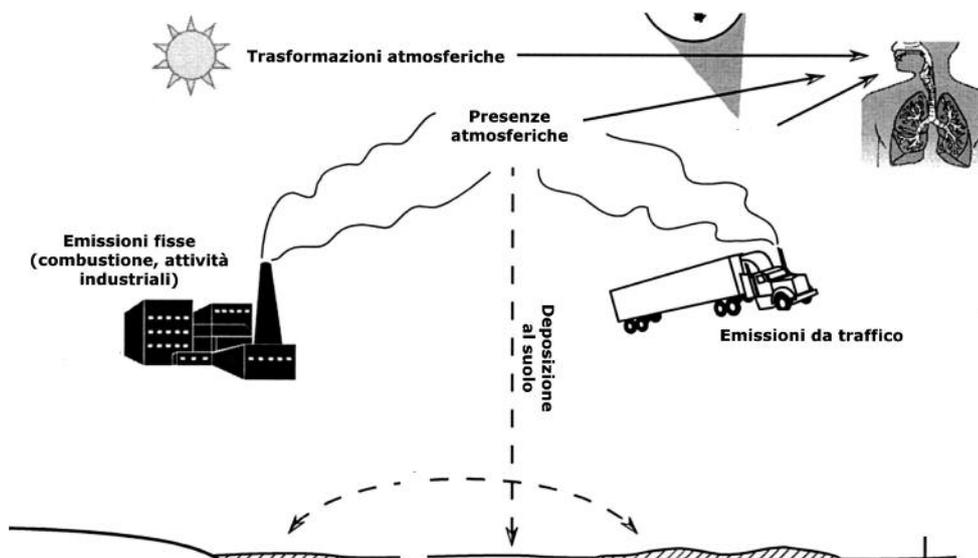


zione di continuità tra le dimensioni del singolo atomo o molecola ed agglomerati via via sempre più grandi. Altri autori con questi termini intendono intervalli granulometrici diversi, pur fissando il limite superiore di 100 nm per le ultrafini.

In sospensione nell'atmosfera terrestre si apprezzano quote significative di particelle ultrafini provenienti da processi naturali e da attività umane (Figura 3). Sia le presenze naturali che quelle antropiche si avvalgono di contributi cosiddetti primari, vale a dire particolato emesso come tale dalla sorgente, e secondari, risultanti da processi di formazione in atmosfera che coinvolgono precursori emessi dalle sorgenti allo stato gassoso.

L'interesse per le frazioni ultrafini nasce dal fatto che quest'ultime, per le loro ridottissime dimensioni, mostrano proprietà molto differenti da quelle della massa totale (costituita pressoché unicamente dalle granulometrie maggiori), soprattutto per il numero e la superficie specifica molto più elevati. E come questo particolare stato della materia si riflette in comportamenti del tutto peculiari sfruttati nel settore delle nanotecnologie, è presumibile che anche gli effetti sulla salute possano essere differenti da quelli ben noti associati alle polveri più grossolane. L'epidemiologia del particolato sospeso, e gli attuali riferimenti normativi che ne derivano, sono tutti basati sulla presenza in atmosfera valutata in termini di concentrazione in massa che, viste le robuste relazioni tra livelli di concentrazione ed effetti sulla salute, costituisce indubbiamente un ragionevole indicatore della tossicità. Tuttavia, esiste il legittimo dubbio che la concentrazione in massa non sia il parametro adeguato per rappresentare gli effetti della componente ultrafine, che agirebbe non in proporzione alla massa, che è trascurabile, ma al numero e alla superficie specifica. In tal caso, gli effetti sulla salute non sarebbero compiutamente rappresentati dalle misure convenzionali di particolato, e di conseguenza le strategie messe in campo per la riduzione delle emissioni della componente grossolana (PM_{10}) e fine ($PM_{2.5}$) potrebbero essere inefficaci per la componente ultrafine.

Figura 3
Fenomenologia delle presenze ambientali del particolato ultrafine e delle nano-polveri.



4. LA REALTÀ E LA PERCEZIONE

Per quanto sia da tempo ben noto che la combustione possa generare PU costituite da agglomerati carboniosi o da componenti delle ceneri del combustibile, l'attenzione per le implicazioni sanitarie delle PU è stata principalmente concentrata su ambienti di lavoro con processi ad alta temperatura (tipicamente la saldatura). Ciò fino a quando l'imponente sviluppo delle nanotecnologie, che fa presupporre la produzione, la manipolazione e la circolazione di grandi quantità di nanomateriali, non ha portato alla ribalta il tema, facendo emergere le inevitabili preoccupazioni sulle implicazioni ambientali ed i potenziali rischi coinvolti nella diffusione di sostanze sintetiche di nuova tipologia. Tali preoccupazioni, peraltro lecite e giustificate, hanno suscitato in alcuni settori del pubblico paure catastrofiste poco razionali, sfociate addirittura nella richiesta di una moratoria nello sviluppo di questo importante settore scientifico e tecnologico. A differenza di tutti gli altri Paesi, in cui il dibattito è motivo di approfondimento da parte della ricerca, in Italia alcune componenti dell'ambientalismo hanno indirizzato l'attenzione al riguardo sul trattamento termico dei rifiuti, postulando una connessione diretta tra combustione dei rifiuti e presunti effetti sulla salute del PU. Al pari di tutte le altre combustioni, l'incenerimento di rifiuti avrà certamente un ruolo nella problematica dell'ultrafine: tuttavia, il contesto conoscitivo che emerge da questo studio evidenzia come non esistano allo stato attuale elementi scientifici, né probanti né sospetti, per escludere a priori questa tecnica di smaltimento e recupero di energia a causa del ruolo presunto delle emissioni sulle presenze atmosferiche del particolato fine e delle nanopolveri.

5. PARTICOLATO ULTRAFINE IN ATMOSFERE CARATTERIZZATE

Il contenuto di PU in atmosfera è intrinsecamente instabile a causa di una serie di complessi processi che modificano numero e dimensioni delle particelle: nucleazione, coagulazione, condensazione ed evaporazione. Oltre che le immissioni primarie, ovvero le PU già presenti in quanto tali all'atto dello scarico in atmosfera, giocano un ruolo fondamentale la meteorologia, la quantità di particelle preesistenti e le emissioni di gas precursori, ovvero di quei componenti che precorrono la formazione di nuove particelle. Come già citato, le PU sono solitamente quantificate in termini di concentrazione numerica; il loro contributo alla massa totale del particolato solido è infatti poco rilevante, mentre molto più consistente appare quello sul numero totale di particelle (orientativamente, il numero di PU può essere più dell'80% del totale numero di particelle solide).

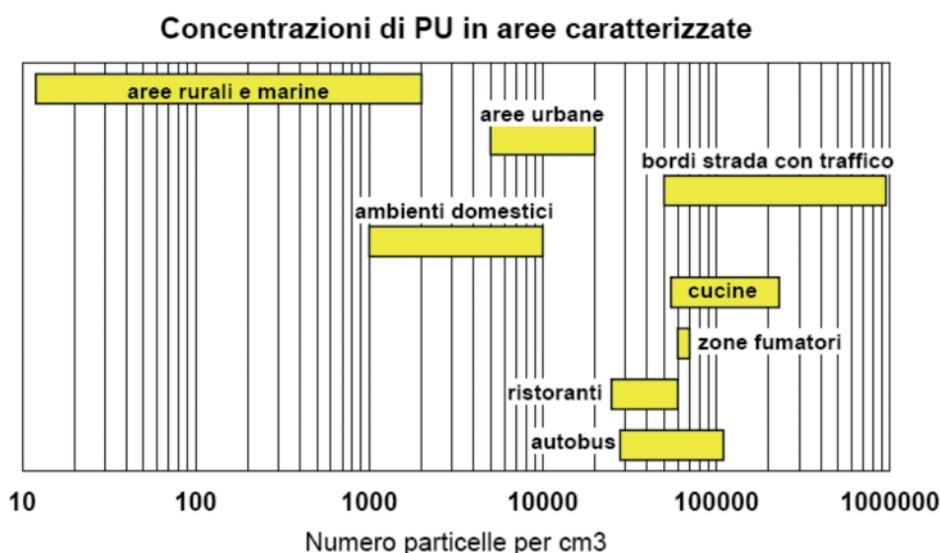
Tipiche concentrazioni di PU rilevate in aree caratterizzate sono comprese negli intervalli $10-10^3$ particelle/cm³ in aree rurali e marine, 10^4 particelle/cm³ in aree urbane e 10^6 particelle/cm³ ai bordi delle strade ad elevata densità di traffico (Figura 4). Nell'atmosfera esterna, il numero di PU mostra chiaramente andamenti stagionali e giornalieri caratteristici. Le concentrazioni invernali sono solitamente più elevate di quelle estive. Durante l'arco della giornata si osserva un aumento durante le ore del mattino e della sera, prevalentemente associato alle punte di traffico. Un altro picco a volte osservato poco dopo le 12.00 suggerisce un contributo delle reazioni fotochimiche. Singoli "episodi" di durata variabile mostrano per alcune frazioni dimensionali un aumento di numero di un ordine di grandezza o più. I pochi studi disponibili sulla composizione chimica indicano il carbonio organico quale specie dominante (30-75%); in funzione del quadro emissivo e delle condizioni meteorologiche, ad esso si aggiun-

gono carbonio elementare (3-15%), nitrati (1-20%), solfati (1-20%), ossidi di elementi metallici (10-20%). I processi di formazione secondaria fotochimica potrebbero cambiare questo quadro in modo significativo a seguito della condensazione di sostanze organiche su nuclei di altra natura.

Nelle grandi aree urbane, dove si registra la massima esposizione della popolazione, la fonte più significativa di PU è generalmente la combustione mobile (traffico); ad essa si aggiunge, in alcune zone, l'utilizzo di biomasse nelle piccole installazioni per il riscaldamento domestico. Il tipico intervallo medio della moda dei diametri è 0,02-0,04 μm , simile a quello tipico da traffico ma con una moda meno marcata per la simultanea presenza di più sorgenti.

Negli ambienti domestici interni la presenza di PU è stimata in 10^3 - 10^4 particelle per cm^3 . In assenza di sistemi di filtrazione o di trattamento dell'aria esterna, esiste un apporto sostanziale di particelle provenienti dall'atmosfera esterna. Tuttavia, l'ambiente interno è generalmente sigillato rispetto agli inquinanti in forma particolata cosicché, in assenza di importanti sorgenti interne, la concentrazione di PU è inferiore a quella rilevata all'esterno. Ciò è evidenziato da indagini condotte in alcuni siti urbani e rurali, che mostrano livelli interni molto variabili ma sistematicamente inferiori alle concentrazioni esterne, con presenze superiori nei contesti urbani rispetto a quelli rurali e con i valori più elevati registrati nelle situazioni più direttamente interessate dalle emissioni da traffico. La distribuzione dimensionale delle particelle presenti all'interno è inoltre sostanzialmente diversa da quella esterna, con la concentrazione delle particelle più piccole che diminuisce più significativamente e la massima concentrazione che si sposta verso i diametri maggiori. Tutto ciò può cambiare in modo significativo nel caso di sorgenti interne di rilievo, quale fumo di sigaretta, cottura cibi, riscaldamento a legna, fiamme di candela, procedimenti di pulizia.

Figura 4
Presenza di PU in atmosfere caratterizzate.



6. SORGENTI DI EMISSIONE

Per quanto esistano numerose sorgenti naturali di polveri che possono arrivare a dimensioni micrometriche, le particelle di più piccole dimensioni sembrano originate principalmente da attività umane. Le sorgenti individuate sono classificabili come segue.

6.1 Ambienti confinati di tipo non industriale

La presenza di PU in vari micro-ambienti interni appare assodata, con valori più elevati dove sussistono processi di combustione. Le dimensioni tipiche, in termini di diametro d , per sorgenti in ambienti interni sono: $d \sim 0,01-1 \mu\text{m}$ (fumo di sigaretta), $d \sim 0,03-3 \mu\text{m}$ (accensione di candele), $d \sim 0,3-0,6 \mu\text{m}$ (utilizzo di spray), $d \sim 0,02-0,5 \mu\text{m}$ e $d \sim 30-100 \mu\text{m}$ (frittura di carni).

6.2 Ambienti industriali

In ambiente di lavoro, la maggior parte delle PU si forma per nucleazione in prodotti di combustione o in vapori saturi generati da processi quali saldatura, fusione e trattamento di metalli, taglio al laser, fumi di polimeri, riscaldamento ceranti. PU possono altresì generarsi nel corso di processi meccanici, quali molatura ad elevata velocità, taglio, pulitura. È presumibile che l'incremento delle applicazioni di nanotecnologie (anche per scopi biomedicali) comporti un aumento dell'esposizione a PF e PU.

6.3 Combustione negli autoveicoli

Le emissioni di NP e PU da fonti mobili sono fortemente dipendenti dalla tipologia e configurazione del motore, dalle caratteristiche del combustibile utilizzato, dalle modalità di utilizzo del veicolo e dalla presenza e tipologia degli interventi motoristici e dei dispositivi di depurazione dei gas di scarico. Le principali indicazioni sui livelli emissivi attesi, ricavabili dalle informazioni disponibili e dalle numerose indagini e misure sperimentali condotte in particolare sui veicoli diesel, sono sintetizzabili come segue.

- L'evoluzione della tecnologia motoristica ha portato significative modifiche nella natura del particolato emesso, in particolare un aumento della frazione volatile. La maggior parte di PU e NP sono costituite da specie volatili condensate, con lo zolfo e gli idrocarburi più pesanti che costituiscono i principali precursori nei processi di formazione dei nuclei di condensazione.
- Il particolato emesso da un motore a combustione interna è intrinsecamente bimodale. La variazione della concentrazione (in numero) di particelle con la dimensione delle stesse è esprimibile come combinazione lineare di due distribuzioni lognormali: una centrata a $0,08-0,12 \mu\text{m}$ (particelle di accumulazione) e l'altra a $0,02-0,03 \mu\text{m}$ circa (particelle di nucleazione). Il peso relativo delle due distribuzioni dipende dalla tecnologia motoristica, le caratteristiche del combustibile e del lubrificante, le condizioni di utilizzo ed il grado di usura del motore, le condizioni atmosferiche e, non ultimi, la procedura di campionamento ed il metodo di misura.
- I dispositivi di controllo delle emissioni di polveri adottati nei veicoli con motori Diesel (filtri antiparticolato) possono ridurre di oltre due ordini di grandezza le particelle

ultrafini (Tabella 1, Figura 5) mentre non mostrano analoghe prestazioni nei confronti delle nano particelle. La filtrazione cattura infatti, con elevatissima efficienza, le particelle solide che agirebbero da superfici di condensazione degli elementi volatili più pesanti, contribuendo in tal modo alla formazione per nucleazione di nuove nanoparticelle e ad un loro conseguente incremento;

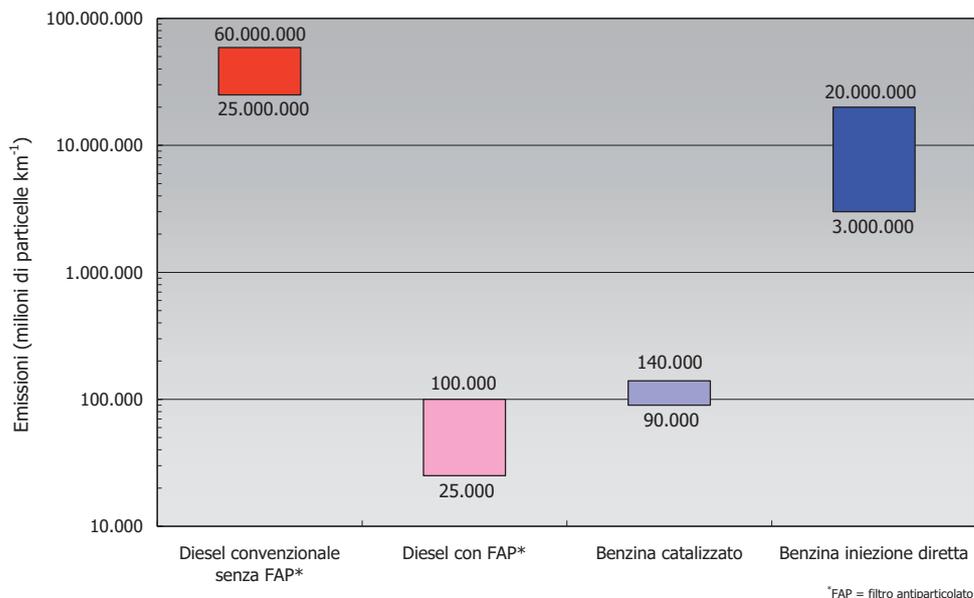
- Durante la rigenerazione del filtro, che dura 20-30 minuti, si assiste ad un sensibile aumento delle emissioni di NP. Il fenomeno ha comunque un peso limitato sulle emissioni complessive, in quanto la rigenerazione avviene mediamente ogni 500 km circa.
- I motori a benzina ad iniezione diretta (GDI) emettono livelli di nanoparticelle superiori di quasi due ordini di grandezza sia rispetto ai motori ad iniezione indiretta che ai motori diesel con filtro antiparticolato.

Tabella 1: Intervallo delle emissioni di polveri ultrafini e nano particelle da veicoli con motorizzazione benzina e diesel in cicli di prova rappresentativi

Tipologia veicolo	Emissioni (numero di particelle per cm ³)
Diesel convenzionale senza filtro antiparticolato	21'000'000 - 43'000'000
Diesel con filtro antiparticolato	10'000 - 500'000
Benzina convenzionale catalizzato	90'000 - 270'000
Benzina ad iniezione diretta	4'000'000 - 17'000'000

Le principali caratteristiche dell'emissione mostrano, per i motori Diesel, particolato costituito da materiale carbonioso generato per pirolisi del combustibile, su cui vengono adsorbiti composti organici di varia natura. Le dimensioni cadono in intervalli diversi a seconda del meccanismo di formazione prevalente: nucleazione o accumulazione. Le particelle da nucleazione sono le più piccole ($d \sim 0,007-0,04 \mu\text{m}$), con una modesta frazione costituita da ceneri carboniose e metalliche originate dal lubrificante, mentre quelle da accumulazione sono costituite da nuclei di carbonio solido su cui condensano idrocarburi, solfati, nitrati e ceneri metalliche, con diametri tipici tra $0,04$ ed $1 \mu\text{m}$ ed un picco di concentrazione tra $0,1$ e $0,2 \mu\text{m}$. Alle particelle organiche originate in camera di combustione per nucleazione o accumulazione si aggiungono poi quelle metalliche originate dall'usura degli organi meccanici e trascinate dagli oli di lubrificazione. I motori Otto a benzina ad iniezione indiretta danno luogo ad emissioni di particelle con distribuzione tendenzialmente asimmetrica e diametro medio $0,04-0,08 \mu\text{m}$. Per quanto con una distribuzione granulometrica diversa, analoghe sono le emissioni dei motori ad iniezione diretta quando operanti con carica omogenea, mentre i motori con iniezione diretta e carica stratificata sembrano emettere un numero di particelle circa 100 volte superiore (Figura 5). Le motorizzazioni a gas naturale generano particelle primarie di dimensioni $0,02-0,03 \mu\text{m}$ del tutto simili a quelle generate nei motori Diesel; il numero di particelle da accumulazione di dimensioni $0,1 \mu\text{m}$ è dello stesso ordine di grandezza di quelle emesse da un motore Diesel dotato di filtro anti particolato, mentre il numero di PU sembra addirittura superiore. Nei motori a due tempi, infine, le particelle emesse allo scarico sono costituite principalmente da oli condensati, con la formazione delle particelle da accumulazione ($0,06 \div 0,09 \mu\text{m}$), originate in camera di combustione a temperatura elevata, che sembra essere condizionata dalla presenza del lubrificante.

Un'elevata frazione dei precursori gassosi generalmente condensa o si adsorbe sulla superficie delle particelle carboniose primarie, contribuendo quindi alla fase di accu-

Figura 5
Presenze emissive di particolato rilevate allo scarico di motori automobilistici per veicoli leggeri.


mulazione. Tuttavia, se la concentrazione di particelle carboniose primarie è bassa e quindi è ridotta la superficie disponibile per l'adsorbimento, le sostanze volatili danno luogo a nucleazione in fase omogenea, generando così NP volatili. Il fenomeno è esaltato nei motori diesel dotati di filtri antiparticolato, in cui l'accumulazione è fortemente ridotta dalla filtrazione delle particelle; di qui un aumento della nucleazione. L'elevata presenza di particelle di accumulazione ha invece un effetto opposto, cosicché i veicoli più vecchi ed usurati, che generano elevate quantità di particolato primario, mostrano fenomeni di nucleazione meno marcati.

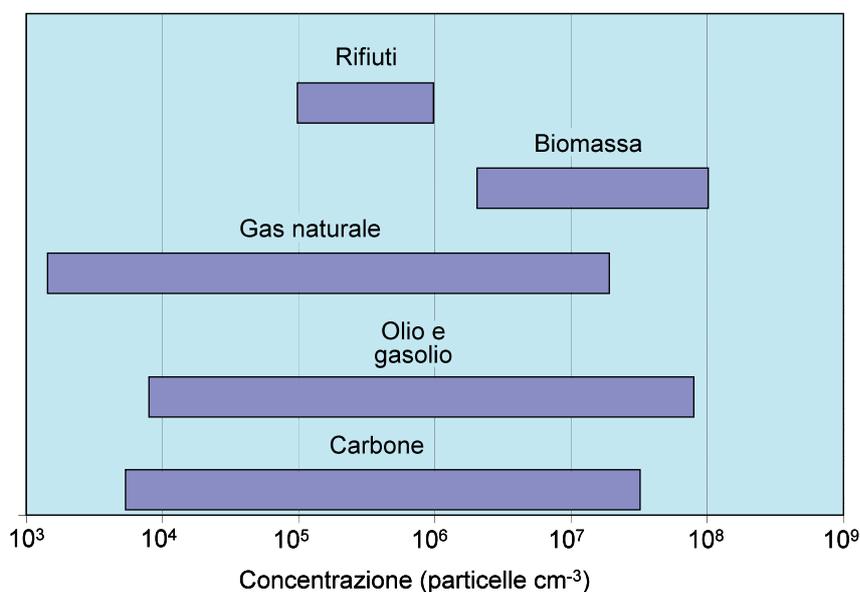
Un maggior numero di NP si forma nelle partenze a freddo e ai carichi elevati, ovvero in corrispondenza di forti accelerazioni o elevate velocità del veicolo. In corrispondenza di accelerazioni di piccola o media intensità, le emissioni di un motore ad iniezione indiretta di benzina sono circa la metà di quelle di un Diesel con filtro anti particolato. Quando tuttavia si passa ad accelerazioni più intense o velocità elevate, il motore a benzina emette anche più del Diesel a causa della condensazione degli incombusti volatili presenti nel funzionamento con miscela più ricca.

6.4 Combustione in impianti fissi

I dati oggi disponibili indicano concentrazioni medie di PU allo scarico comprese nell'intervallo 10⁶-10⁸ particelle/cm³ per caldaie a combustibili solidi (carbone, biomasse) e liquidi; 10⁵-10⁶ particelle/cm³ per i limitatissimi studi finora condotti su inceneritori; circa 10³ particelle/cm³ per turbine a gas (Figura 6). Il confronto è del tutto indicativo, poiché le emissioni sono fortemente influenzate dal tipo di combustibile, dalla tecno-

logia di combustione, dal sistema di rimozione delle polveri (filtri) e dalle condizioni di esercizio dell'impianto. A tutto ciò si aggiungono le caratteristiche del sistema di campionamento e di conteggio delle particelle, in particolare la capacità di cogliere e misurare le componenti semivolatili condensabili. La distribuzione dimensionale ed il numero delle particelle sono condizionate dalla presenza di SO_2 e dal carico termico. Nella combustione di gas naturale, il numero delle particelle di dimensioni minori di $0,01 \mu m$ diminuisce di 3 ordini di grandezza dimezzando il carico termico della caldaia rispetto alle condizioni nominali, mentre non si osserva una variazione corrispondente per il particolato di dimensioni maggiori di $0,1 \mu m$. Per l'olio combustibile, viceversa, la riduzione del carico riduce il numero di particelle di $d \sim 0,1 \mu m$, senza apparenti variazioni in quelle di diametro inferiore a $0,01 \mu m$, che si mantengono pressoché costanti in tutte le condizioni operative. La combustione di legna in caminetti domestici produce una distribuzione dimensionale unimodale con il massimo intorno a $0,17 \mu m$, mentre dimensioni inferiori a $0,1 \mu m$ sono state osservate in caldaie domestiche a legna. Dalla composizione delle biomasse dipende la quantità e la tipologia di sali di metalli alcalini generati durante la combustione, da cui la possibile generazione di PU.

Figura 6
Intervalli indicativi delle presenze emissive di PU da attività di combustione fissa. (Non sono compresi i dati della presente sperimentazione)



7. TECNOLOGIE DI CONTROLLO

I dispositivi per il controllo delle emissioni di particolato sono oggi un corredo usuale della maggior parte dei sistemi e degli impianti sede di processi di combustione. Ciò vale in particolare per gli impianti fissi di grande taglia per i quali, con l'eccezione degli impianti alimentati con un combustibile estremamente "pulito" come il gas naturale, è sempre obbligatoriamente presente un sistema per l'abbattimento delle polveri.

7.1 Impianti fissi

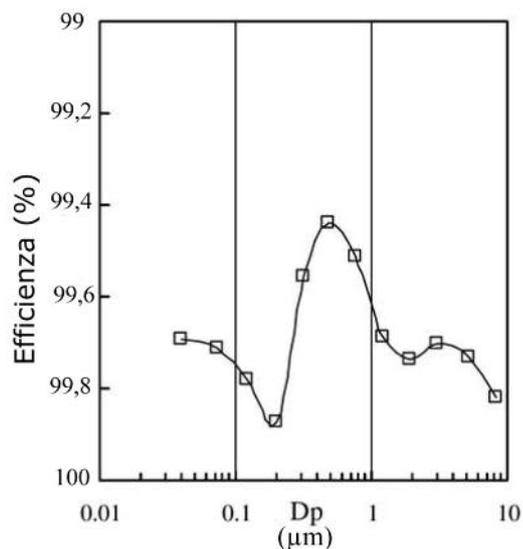
Per gli impianti di combustione fissi, le migliori tecnologie commerciali oggi disponibili per il controllo delle emissioni di polveri sono i filtri a tessuto e i depolveratori elettrostatici, che possono garantire efficienze di rimozione superiori al 99%. Le prestazioni rilevate per il particolato fine evidenziano la superiorità dei mezzi filtranti nel garantire il rispetto dei limiti più restrittivi, con possibilità di scendere a concentrazioni anche inferiori al mg m^{-3} .

La rimozione delle frazioni ultrafini e delle nanopolveri, seppur ampiamente descritta tramite modelli teorici che evidenziano il ruolo dei principali meccanismi elementari attivi nella captazione, non sono ancora del tutto documentate. Le indagini sono generalmente confinate al settore della combustione di solidi in centrali termoelettriche ed utenze termiche di varia tipologia. Limitatissime informazioni sono disponibili per la termodistruzione di rifiuti. Le efficienze osservate sono inoltre spesso riportate in termini di massa e non di numero delle particelle, rendendo particolarmente difficoltosa la valutazione delle prestazioni dei diversi apparati. Ciò nonostante, le indicazioni generali che emergono per le migliori tecnologie disponibili confermano, nella sostanza, i ben noti andamenti delle efficienze granulometriche di separazione, con una riduzione nei livelli di rimozione per le classi dimensionali tra $0,1 \mu\text{m}$ ed $1-2 \mu\text{m}$. Per tale finestra dimensionale, la riduzione dell'efficienza di captazione è direttamente riconducibile ai meccanismi inerziali e diffusionali responsabili della cattura delle particelle. Per le frazioni ultrafini e le nanopolveri, collocate al di sotto del limite inferiore di tale intervallo, sia i depolveratori elettrostatici sia i filtri a tessuto mantengono elevate capacità di cattura. I rendimenti di separazione, almeno per dimensioni sino a qualche decina di nm, appaiono così allineati a quelli ottenibili per il materiale grossolano, con livelli di captazione che, per unità dimensionate e gestite correttamente, si collocano tra 97 e 99% del numero totale delle particelle.

L'andamento generale osservabile per le efficienze mostra altresì come i filtri a tessuto siano potenzialmente meno soggetti alla riduzione nell'entità della separazione nel già citato intervallo $0,1-1 \mu\text{m}$, con rimozioni che risultano così molto più uniformi e consistenti nell'intero spettro dimensionale rispetto a quelle tipiche degli elettrofiltri. Un esempio di tale comportamento è illustrato in Figura 7 che evidenzia rendimenti di separazione per PU e nanopolveri superiori al 99,5%, senza apprezzabili variazioni rispetto ai valori misurati per le frazioni più grossolane ($d > 2,5 \mu\text{m}$).

Le informazioni disponibili non evidenziano infine particolari sviluppi di apparecchiature innovative, mentre si registrano apprezzabili sforzi verso il potenziamento di tecnologie già consolidate con interventi sulla configurazione degli apparecchi (sistemi ibridi, elettrofiltri ad umido) e/o sulle modalità di esercizio (sistemi centrifughi a bassa pressione, tensioni di alimentazione negli elettrofiltri).

Figura 7
Efficienza di rimozione in numero del particolato rilevata per un filtro a tessuto, in funzione della dimensione delle particelle.



Yi H. et al., *Fuel* (2008)

7.2 Autoveicoli

Nel settore delle combustioni mobili, i costruttori di motori e le case automobilistiche hanno sviluppato negli ultimi anni sistemi di abbattimento degli inquinanti sempre più efficienti. Essendo i limiti di emissione degli inquinanti espressi in termini di massa scaricata (e non di numero delle particelle) tutti gli sforzi di ricerca e sviluppo in ambito industriale sono stati rivolti al contenimento della massa di materiale particellare scaricato. Come già citato, per le PU ciò è poco significativo. A oggi non esistono quindi soluzioni specifiche finalizzate alla riduzione della formazione di PF e PU nei motori a benzina o Diesel. Le tecnologie commerciali proposte per contenere le emissioni di particolato carbonioso e di NO_x non sono particolarmente efficaci nel ridurre le emissioni di nanoparticelle (in particolare per dimensioni inferiori ai 0,01 μm); d'altro canto, esse mostrano risultati assolutamente incoraggianti nella rimozione delle particelle di dimensioni superiori e dei precursori del particolato.

Gli interventi proposti operano contestualmente in tre direzioni: sviluppo di tecnologie motoristiche innovative (in particolare per il processo di ricambio della carica, l'iniezione e la combustione), adozione di sistemi di post trattamento e interventi sul combustibile. L'utilizzo di combustibili virtualmente privi di zolfo comporta una diminuzione dei precursori dei processi di nucleazione e quindi di NP, soprattutto a carichi elevati. Attualmente, però, il maggior contributo all'abbattimento del particolato è garantito da sistemi di post-trattamento dei gas di scarico, che possono raggrupparsi in due macro-categorie: convertitori catalitici e trappole per particolato.

I convertitori catalitici sono in grado di agire solo parzialmente sul particolato ultrafine, se non per quanto riguarda l'abbattimento della frazione organica (catalizzatori

ossidanti) e degli NO_x , che rappresentano uno dei più importanti precursori di particolato secondario. Sebbene siano evidenti i vantaggi derivanti dall'uso di sostanze catalizzatrici, è stato possibile evidenziare alcune problematiche ad esse correlate. La rimozione delle particelle carboniose presenti nei gas di scarico può essere effettuata mediante filtrazione in dispositivi di post-trattamento denominati "filtri anti particolato". Le particelle vengono trattenute nelle porosità del filtro e successivamente ossidate (per via termica o catalitica), "rigenerando" il filtro. La rigenerazione consiste nella combustione delle particelle di carbonio, innescata da una post-iniezione di combustibile che ha lo scopo di aumentare temporaneamente la temperatura dei gas (usualmente oltre 600°C) e permettere l'ossidazione del carbonio. Il processo è controllato dal sistema di gestione del motore, che avvia la rigenerazione a percorrenze prestabilite (ogni 400-500 km) oppure quando viene rilevata un'eccessiva contropressione allo scarico.

8. EFFETTI SULLA SALUTE

Le evidenze circa i possibili effetti sulla salute conseguenti od associati all'esposizione a PF e PU derivano principalmente da studi epidemiologici e tossicologici. I primi si concentrano sull'associazione fra concentrazione di particelle in atmosfera (che non corrisponde necessariamente all'esposizione personale) ed effetti critici: mortalità, morbilità, effetti acuti, effetti in categorie suscettibili (bambini, anziani), etc. I secondi, per lo più sperimentali, puntano alla comprensione dei meccanismi biologici attraverso i quali l'esposizione a particelle può determinare effetti nocivi sull'organismo.

8.1 L'approccio epidemiologico

Le evidenze più autorevoli sulla mortalità prematura, sia generale che per cause specifiche, derivano da studi USA, Europei ed Italiani. Tra questi, tuttavia, solamente lo studio compiuto ad Erfurt in Germania, ha misurato le PU ($0,01-0,1 \mu\text{m}$), pervenendo ad una stima di rischio (RR) di mortalità totale 1,029-1,031 per mortalità cardio-respiratoria per un aumento medio del numero di PU di $9748/\text{cm}^3$.

Gli studi di serie temporali hanno indagato effetti acuti correlabili a variazioni giornaliere nei livelli di PF ($\text{PM}_{2,5}$) e PU ($\text{PM}_{0,1}$). Le principali evidenze possono essere così riassunte: (i) esiste un debole effetto delle PF/PU sia sulla mortalità totale che sulla mortalità per cause respiratorie e cardiovascolari; (ii) le PF sono tendenzialmente associate a effetti immediati (latenza di 0-1 giorni) prevalentemente respiratori, mentre le PU a effetti relativamente ritardati (latenza di 4-5 giorni) prevalentemente cardiovascolari; (iii) gli effetti delle due frazioni, ove misurate, appaiono indipendenti. Da quest'ultima osservazione consegue che la misura delle PF non può essere utilizzata come indicatore di esposizione a PU.

Benché non sia possibile isolare gli effetti delle PU da quello di altri inquinanti, alcuni effetti a breve termine in categorie di individui suscettibili (in particolare pazienti con malattie cardio-polmonari croniche) sembrano associati o casualmente correlati all'esposizione a PU: aggravamento di malattie respiratorie e cardiovascolari; aumento del consumo di farmaci per l'asma nei giorni successivi ad aumenti della concentrazione di PU; aumento dei sintomi (tosse) ed alterazioni dei parametri funzionali respiratori negli adulti asmatici, modificazioni del ritmo cardiaco; aumentato rischio di ischemia cardiaca durante l'esercizio fisico in pazienti con malattia coronaria stabile; al-

terazioni della coagulazione e di markers biochimici; riduzione delle giornate attive; variazioni della frequenza cardiaca di pazienti con malattia coronarica cronica. Studi compiuti a Roma hanno evidenziato associazioni statisticamente significative fra mortalità coronarica, in particolare negli anziani, e numero di PU, PM₁₀ e CO derivanti da sorgenti mobili. Lo studio Europeo "ULTRA" suggerisce infine come le PU non sembrano spiegare gli effetti acuti attribuibili al PF; esse invece spiegherebbero, in parte, gli effetti del traffico.

Il ruolo più evidente delle PU rispetto alle PF nell'associazione con la mortalità e morbilità cardiovascolari è in accordo con le attuali conoscenze circa il loro meccanismo d'azione, che comprende l'attivazione di recettori sensibili agli irritanti e la genesi di una risposta infiammatoria a livello respiratorio, l'ipotesi del passaggio delle PU attraverso gli epitelii, l'attivazione endoteliale vascolare. Tuttavia, i (tre) principali studi che hanno valutato specificamente il ruolo del PU espresse numericamente indicano un ruolo non trascurabile dell'esposizione ai co-inquinanti, specie gassosi (CO ed NO₂).

In ultima analisi, l'assenza di misure di esposizione su popolazioni sufficientemente vaste e la difficoltà a ricostruire esposizioni personali (includendo le sorgenti indoor) attendibili, fanno concludere che le indicazioni sopra richiamate sono in definitiva molto deboli e che le stime di rischio (che includono, senza superarlo, il valore unitario) hanno significatività statistica limitata. In ogni caso, in nessuno dei pochi studi dedicati alle PU si fanno riferimenti specifici all'attività di combustione e di recupero di energia dei rifiuti, né se ne segnala il ruolo di particolare pericolosità rispetto alle altre combustioni o fonti di emissione in genere.

8.2 L'approccio tossicologico

Esistono ormai evidenze consolidate circa gli effetti prodotti da particelle generate da motori Diesel, fumi di saldatura, nerofumo e nanoparticelle di ceneri volatili. Gli studi tossicologici disponibili considerano lo stress ossidativo della produzione di intermedi reattivi dell'ossigeno, il principale meccanismo responsabile degli effetti tossici delle PU inalate. La cascata di eventi può presentare differenze in relazione al tipo di particelle, ma l'effetto finale è comunque rappresentato da un processo flogistico.

Le sole caratteristiche dimensionali non sono di per sé in grado di condizionare la tossicità, pur producendo una risposta flogistica polmonare di maggior entità rispetto a PF aventi la stessa composizione chimica a parità di massa. Poiché a parità di massa la superficie complessiva di un aerosol costituito da PU è molto maggiore, le particelle hanno una maggiore probabilità di adsorbire e veicolare sulla loro superficie sostanze tossiche di natura organica od inorganica. La composizione chimica, in particolare l'abbondanza in composti aromatici ed elementi metallici di transizione, la presenza di contaminanti di origine batterica o virale, la reattività chimica, la solubilità dei componenti (che a sua volta condiziona la persistenza) appaiono essenziali nella modulazione della tossicità. La variabilità di tali caratteristiche spiegherebbe la variabilità negli effetti sanitari osservati in zone diverse.

Gli studi sperimentali condotti sugli animali e quelli clinico-sperimentali controllati sull'uomo suggeriscono che la capacità delle PU di indurre effetti nocivi è maggiore di quella osservata a seguito dell'esposizione a particelle di dimensioni maggiori. Questi studi non hanno peraltro dimostrato con chiarezza un passaggio di particelle insolubili attraverso la barriera polmonare ed una diffusione nella circolazione sistemica, che si ritiene quantitativamente assai modesta.

Il legame fra esposizione al particolato atmosferico e la mortalità cardiovascolare coin-

volge un processo patogenetico che comprende la flogosi polmonare indotta dalle particelle, la flogosi sistemica, l'accelerazione del processo aterosclerotico e l'alterazione del controllo del sistema nervoso autonomo sul ritmo cardiaco. Unitamente alle osservazioni epidemiologiche, si sta affermando l'evidenza che l'esposizione a particolato, non importa di quale frazione dimensionale, sia associato non solo con l'aggravamento di malattie preesistenti, ma rappresenti un vero e proprio fattore di rischio per lo sviluppo di patologie cronico-degenerative. In questo contesto sarebbe estremamente desiderabile isolare l'effetto delle particelle da quello di altri inquinanti, ma ciò è generalmente impossibile. Nella maggior parte degli studi l'effetto delle PU è inscindibilmente legato a quello degli altri co-inquinanti generati dal traffico (NO, NO₂, e CO) nonché a quello delle PF.

Essendo l'inquinamento da PU solo un aspetto del più complesso problema delle emissioni in ambiente legate ad attività antropiche, appare riduttivo focalizzarsi sulla presenza o sugli effetti di una singola classe di inquinanti. Senza contare che alcuni studi condotti anche nel nostro Paese indicano il concorso di variabili meteo-climatiche che favorirebbero il passaggio gas-sol, l'aggregazione e il trasporto a distanza delle PU.

In sintesi, ferma restando la doverosa attenzione al ruolo ambientale del particolato ultrafine ed ai suoi componenti, dall'analisi delle implicazioni tossicologiche degli studi nel settore non emergono indicazioni di rischi particolari, attribuibili alle PU provenienti da attività di combustione dei rifiuti che recuperano energia, purchè in linea con la migliore tecnologia disponibile.

9. L'INDAGINE SPERIMENTALE

L'analisi dello stato delle conoscenze è stata condotta in parallelo all'acquisizione della strumentazione e alla progettazione delle campagne sperimentali previste per la fase successiva dello studio. Con le misure eseguite sono state rilevate le concentrazioni di Particelle Ultrafini (PU) e Nano Particelle (NP) nei prodotti di combustione generati da:

- caldaie per riscaldamento domestico a biomassa;
- caldaie per riscaldamento domestico a gasolio;
- caldaie per riscaldamento domestico a gas naturale;
- caminetto chiuso a legna di piccola potenzialità;
- termo-utilizzatori di grande taglia, nella fattispecie tre impianti realizzati nell'ultimo decennio, con caratteristiche tecnologiche in linea con la migliore tecnologia disponibile.

L'indagine ha altresì interessato la valutazione dell'efficienza di cattura delle componenti ultrafine e nanoparticolata da parte di filtri a tessuto e la caratterizzazione chimica delle stesse frazioni emesse dalla termovalorizzazione di rifiuti.

In linea con le caratteristiche del materiale da determinare, la presenza di particelle nei prodotti di combustione è stata rilevata in termini del loro numero per unità di volume (numero di particelle per cm³), anziché della usuale concentrazione in massa (mg per m³). La concentrazione in massa è infatti, in questo caso, poco significativa poiché:

- la quantità in peso di materiale presente all'emissione è di norma trascurabile, con livelli generalmente inferiori ai limiti di rilevabilità dei protocolli di campionamento ed analisi disponibili per il particolato fine: ciò rende molto problematica la misura con precisione accettabile;
- i presunti impatti sulla salute sembrano correlarsi non tanto alla massa, che è trascurabile, quanto al numero di particelle che possono, per le loro dimensioni, penetrare in profondità nell'apparato respiratorio.

I fumi emessi in atmosfera da impianti di combustione alimentati con combustibili fos-

sili, legna e più in generale con qualsiasi materiale contenente carbonio e idrogeno (come i rifiuti) contengono specie chimiche allo stato gassoso che, una volta raffreddate e diluite dall'aria ambiente, danno origine a processi di nucleazione e condensazione che generano ulteriori polveri ultrafini e nanoparticelle. Questi processi avvengono tipicamente in atmosfera, a valle dell'espulsione dei fumi dal camino dell'impianto. Le polveri ultrafini da essi generate costituiscono la frazione condensabile o "secondaria", che si aggiunge a quella "primaria" costituita dalle particelle già presenti al punto di emissione. La quantità di polveri ultrafini di origine secondaria può essere estremamente rilevante, da cui la necessità di tenerne debito conto per valutare correttamente le emissioni di un dato impianto o processo. Ciò richiede un sistema dedicato di campionamento e analisi con modalità di prelievo specifiche, orientate a simulare i fenomeni di nucleazione e/o condensazione di specie volatili e semivolatili all'atto dell'immissione in atmosfera, abbinate a dispositivi in grado di misurare il numero delle particelle sino a dimensioni prossime alle decine di nm.

Naturalmente le PU, una volta immesse in atmosfera e dopo che si sono esauriti i processi di formazione secondaria in prossimità della sorgente, sotto l'azione di trasporto e diffusione atmosferica iniziano un viaggio in cui possono continuare i processi di nucleazione e condensazione. Ad essi si possono aggiungere in varia misura fenomeni di coagulazione, agglomerazione, trasformazione ed interazione con altre specie e rimozione da parte di ostacoli. Questa complessa fenomenologia rende così particolarmente complicato stabilire il ruolo delle sorgenti sull'effettiva presenza di ultrafine in atmosfera. Su quest'ultimo, difficile tema, che esula dagli obiettivi di questo studio, le conoscenze sono ancora molto parziali e frammentarie, cosicché la (eventuale) connessione tra emissioni e presenza in atmosfera è al momento estremamente vaga e incerta.

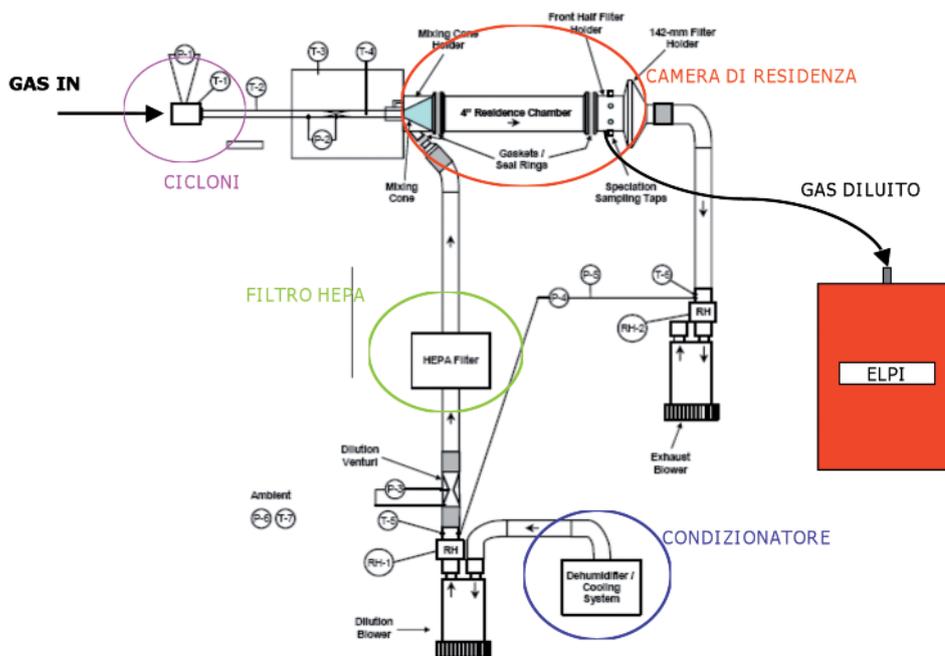
10. CAMPAGNE DI MISURA

10.1 Strumentazione

In linea con le esigenze del rilevamento precedentemente illustrate, la strumentazione di campionamento adottata nell'indagine è stata studiata ed assemblata per l'esecuzione di misure di particolato ultrafine nei gas di combustione tal quali e diluiti. Le misure effettuate su gas di combustione tal quali sono convenzionalmente definite "a caldo", mentre quelle eseguite su gas diluiti sono convenzionalmente definite "a freddo". Ciò significa che la valutazione "a caldo" misura le PU tal quali così come vengono emesse dal processo, mentre con la misura "a freddo" si apprezza il numero di PU dopo che sono intervenuti i processi di nucleazione e condensazione delle frazioni semivolatili in seguito al raffreddamento e diluizione con aria ambiente, preventivamente trattata con un filtro assoluto.

L'indagine ha così richiesto l'assemblaggio di un complesso sistema di prelievo e misura di seguito brevemente descritto. La linea presenta una struttura modulare (Figura 8) costituita da un apparato di campionamento che, configurato secondo il metodo EPA CTM-039, comprende una sonda equipaggiata con separatori centrifughi per trattenere il materiale di dimensione superiore a $2,5 \mu\text{m}$ ed una sezione di diluizione dove i fumi, miscelati con aria opportunamente filtrata e condizionata, permangono per tempi adeguati in una camera di residenza. L'intero sistema è monitorato e gestito da un software, che ne regola il funzionamento attraverso un'unità di controllo.

Figura 8
Schema della linea di campionamento e diluizione



La linea è integrata con un impattore elettrico multi-stadio a bassa pressione ELPI (Electrical Low-Pressure Impactor) fornito da Dekati Ltd (Finlandia) per la misura in tempo reale della distribuzione dimensionale e della concentrazione in numero delle particelle aerodisperse nell'intervallo compreso tra $0,007 \mu\text{m}$ e $10 \mu\text{m}$.

10.2 Emissioni misurate

Le indagini sulle emissioni da termovalorizzazione di rifiuti urbani hanno interessato i tre impianti di Milano, Brescia e Bologna, rappresentativi delle più moderne installazioni di grande potenzialità nell'attuale contesto tecnologico ed equipaggiati con sistemi di depurazione allineati alla migliore tecnologia disponibile (MTD) di settore per il controllo spinto di inquinanti convenzionali (particolato, gas acidi, ossidi di azoto) e sostanze in traccia (metalli, diossine). Le campagne sulle utenze per la produzione di energia termica ad uso civile, sviluppate presso i laboratori della Stazione Sperimentale per i Combustibili, hanno valutato la combustione di legna, gasolio e gas naturale in impianti di media taglia (100 - 150 kW di potenzialità termica nominale) utilizzando, rispettivamente, una caldaia a pellet di tipo avanzato dotata di un depolveratore centrifugo assiale, un caminetto chiuso a legna di piccola potenzialità (11 kW) ed un'unità con bruciatore alimentabile a gasolio e gas naturale, rappresentativa del parco caldaie attualmente in uso nel settore civile. Il complesso delle prove comprende rilevamenti a freddo, condotti con rapporti di diluizione variabili su tutto l'intervallo consentito dalla sonda, integrati con campionamenti a caldo, finalizzati all'identificazione

del contributo della componente condensabile e condotti con una sonda di prelievo riscaldata. Quest'ultima, con configurazione identica a quella utilizzata per le prove a freddo, convoglia i gas di combustione all'impattore senza alcuna diluizione preliminare. La valutazione è stata anche estesa alle presenze di ultrafine nell'area dove gli impianti sono ubicati, con misure dei livelli di concentrazione delle particelle nell'atmosfera di fondo per inquadrarne il ruolo sui valori rilevati all'emissione degli impianti. Tali concentrazioni sono indicate nelle tabelle alla voce "aria ambiente".

La valutazione dell'efficienza di cattura del filtro a tessuto è stata condotta su una linea sperimentale costituita da un apparato a scala pilota alimentato con un flusso gassoso derivato dalla linea principale di un impianto di termodistruzione di rifiuti industriali, a valle del dosaggio della miscela di additivi di neutralizzazione ed adsorbimento e prima dell'ingresso nel depolveratore a tessuto dell'impianto stesso. L'acquisizione dei dati è stata realizzata in condizioni di esercizio nominale dell'impianto con prelievi a freddo, sia a monte che a valle del filtro, per identificare l'efficienza di cattura non solo sulle particelle primarie già presenti nei fumi ma anche sul "potenziale di formazione" di particolato secondario, inteso come particolato di nuova formazione in seguito al raffreddamento ed alla diluizione in atmosfera.

La caratterizzazione chimica del particolato ultrafine e delle nanopolveri emessi dalla termovalorizzazione di rifiuti è stata condotta con una serie di prelievi protratti per tempi idonei alla raccolta di adeguate quantità di materiale su supporti diversificati, collocati nei singoli piatti dell'impattore ELPI e dedicati alla determinazione analitica degli ioni, degli elementi in traccia, del carbonio e della massa del materiale.

11. RISULTATI

Le principali acquisizioni del complesso dell'indagine sono illustrate nei paragrafi seguenti, con i livelli di concentrazione e le distribuzioni dimensionali di PU ed NP disaggregate per tipologia di utenza (impianti termici civili, termovalorizzatori). Nella descrizione dei risultati ottenuti per le distribuzioni dimensionali in numero del particolato, con il termine di frazione ultrafine e nanoparticolato si sono indicate, rispettivamente, le particelle di diametro aerodinamico inferiore a $0,1 \mu\text{m}$ (100 nm) ed a $0,05 \mu\text{m}$ (50 nm).

11.1 Impianti termici civili

Le principali acquisizioni ricavate dal complesso delle prove eseguite sulle utenze termiche civili sono sintetizzate comparativamente in Tabella 2, che riassume i livelli di concentrazione e delle principali caratteristiche dimensionali rilevati in tutto l'intervallo di diluizioni adottato nelle prove a freddo e nelle corrispondenti prove a caldo.

I risultati delle prove sulla caldaia a pellet in regime di carico nominale mostrano valori medi di concentrazione pari a $4,5 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ a bassi rapporti di diluizione ($RD=15-20$), $4,1 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per rapporti di diluizione intermedi ($RD = 25-35$) e $5,2 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per quelli più elevati ($RD=40-50$). La moda delle distribuzioni è localizzata in corrispondenza del diametro pari a $0,072 \mu\text{m}$, con la frazione granulometrica del particolato ultrafine che costituisce circa il 95% della concentrazione totale misurata. Le misure non appaiono particolarmente influenzate dall'entità della diluizione applicata, con presenze emissive del tutto confrontabili tanto in termini di concentrazioni che delle caratteristiche dimensionali delle distribuzioni. Rispetto al regime nominale di funzionamento, i rileva-

Tabella 2: Sintesi comparativa dei risultati dell'indagine sulle utenze termiche civili.

Utenza	Condizione di campionamento-regime di esercizio caldaia	Concentrazione (cm ⁻³)	Fraz. <0,1µm(%) / Fraz. <0,05µm(%)	Moda (µm)
Pellet	Diluizione-carico nominale	41'000'000 - 52'000'000	93-95 / 19-28	0,072
	Diluizione-carico ridotto	24'000'000	39 / 0	0,204
Caminetto chiuso	A caldo-carico nominale	51'000'000 - 81'000'000	48-70 / 9-19	0,02-0,12
	Diluizione-carico nominale	60'000'000 - 78'000'000	54-72 / 8-19	0,02-0,12
Gasolio	Diluizione-carico nominale	8'600'000 - 67'000'000	> 99 / 89 - 97	0,021
	Diluizione-carico ridotto	11'000'000 - 17'000'000	92 - 95 / 40 - 56	0,072
	A caldo-carico nominale	1'300'000	97 / 74	0,054
	A caldo-carico ridotto	6'000'000	94 / 64	0,054
Gas naturale	Diluizione-carico nominale	4'500	89 / 68	0,021
Aria ambiente	-	15'000 - 28'000	88 / 64	0,021

menti a carico termico ridotto mostrano una leggera riduzione delle concentrazioni, collocate su un valor medio di $2,4 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$, ed un corrispondente apprezzabile spostamento delle distribuzioni dimensionali verso granulometrie più elevate: la frazione di particolato ultrafine si riduce sino al 39%, con un contestuale aumento della moda sino a valori collocati intorno a $0,2 \mu\text{m}$. L'esercizio della caldaia in queste condizioni sembra pertanto generare un minor numero di particelle ultrafini, riconducibile alla presenza di consistenti frazioni di materiale grossolano di origine primaria, derivanti da condizioni di combustione non ottimale ed in grado di comportarsi da superfici di condensazione ed agglomerazione: l'ingrossamento delle polveri già esistenti risulta in tal modo favorito rispetto alla formazione di nuove particelle, in accordo con la riduzione osservata nei livelli di concentrazione e con l'incremento delle caratteristiche dimensionali delle distribuzioni. In linea con quanto atteso dalla tipologia del combustibile, le concentrazioni misurate durante le prove a caldo, eseguite sul gas tal quale senza diluizione, sono risultate superiori al limite di rilevabilità strumentale dell'impattore (circa $6 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$). Com'era ragionevole attendersi, i livelli di particolato risultano infine decisamente superiori rispetto a quelli rilevati nell'aria comburente, che presentano un valor medio pari a $2,9 \cdot 10^4 \text{ cm}^{-3}$.

Le analoghe acquisizioni ricavate per il caminetto chiuso mostrano concentrazioni medie di $6,4 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ nelle prove a caldo e di circa $7 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ in quelle con diluizione a freddo, con variazioni poco significative tra le diverse condizioni di prelievo e con il livello di diluizione che non sembra riflettersi in modo apprezzabile sui valori ottenuti a freddo. Il contributo al numero totale delle particelle della componente ultrafine è compreso nell'intervallo tra il 50% ed il 70% circa, tanto nella prova a caldo che in quelle a freddo, con un modesto incremento al crescere del rapporto di diluizione per le prove a freddo, mentre quello delle nanoparticelle passa da circa 10% a circa 20% con il crescere della diluizione: quest'ultima, pur non agendo in modo significativo sulla concentrazione in numero, sembra quindi influire sul contributo delle nanoparticelle incrementandone la presenza. Tale comportamento appare confermato dalle distribuzioni dimensionali, che mostrano chiaramente per tutte le condizioni di prova un andamento bimodale, con la prima moda posizionata attorno a $0,02 \mu\text{m}$ e la seconda attorno a $0,12 \mu\text{m}$. In termini generali, livelli di concentrazione e distribuzioni dimen-

sionali risultano confrontabili con quelli osservati nella caldaia a pellet, con le emissioni che, anche in questo caso, sono largamente superiori rispetto all'aria comburente. Contrariamente al caso della combustione della legna, i livelli di particolato misurati allo scarico della caldaia a gasolio in condizioni di carico nominale mostrano un' apprezzabile dipendenza dal rapporto di diluizione utilizzato. Le concentrazioni crescono da un valor medio di $8,6 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$ per i rapporti di diluizione più elevati ($RD=40-50$), a $2,2 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per rapporti di diluizione intermedi ($RD=25-35$) fino a $6,7 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ per le diluizioni più ridotte ($RD=15-20$), mentre non si osservano analoghe variazioni nella distribuzione dimensionale del particolato, con le particelle ultrafini che incidono per oltre il 99% sul totale e la moda localizzata in corrispondenza di un diametro di circa $0,02 \mu\text{m}$ per tutte le diluizioni esplorate. Le differenze rilevate nelle concentrazioni appaiono riconducibili all'effetto dell'entità della diluizione nel ridurre progressivamente la pressione parziale delle componenti semivolatili, sfavorendo in tal modo la formazione di nuove particelle per fenomeni di nucleazione. Le acquisizioni dei prelievi a caldo, che mostrano concentrazioni medie pari ad $1,3 \cdot 10^6 \text{ cm}^{-3}$, evidenziano altresì il ruolo della frazione condensabile sulle emissioni del particolato, con un incremento nelle presenze rilevate nelle prove a freddo compreso tra circa 7 volte per le diluizioni più elevate sino a 52 volte per quelle più ridotte. Le prove in condizioni di carico ridotto presentano concentrazioni sostanzialmente indipendenti dalla diluizione applicata, con valori medi pressoché costanti tra $1,1 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$ e $1,7 \cdot 10^7 \text{ cm}^{-3}$; le distribuzioni dimensionali mostrano uno spostamento verso granulometrie più elevate, con un contributo delle frazioni ultrafini che si riduce al 92% - 95% ed un corrispondente leggero incremento della moda sino a $0,07 \mu\text{m}$. I risultati paiono così confermare le acquisizioni della caldaia a pellet nell'indicare, in condizioni di combustione non ottimale, una maggior presenza di particelle primarie che fa prevalere fenomeni di condensazione eterogenea su nuclei già presenti rispetto a quelli di nucleazione omogenea di specie semivolatili. Come già illustrato per il regime a carico nominale, anche in condizioni di carico ridotto le prove a caldo evidenziano l'incremento delle concentrazioni associato alla componente condensabile, peraltro collocato su livelli più modesti. In linea con quanto atteso dalla tipologia della combustione, in tutte le condizioni di prova e per entrambi i regimi di esercizio della caldaia le concentrazioni rilevate sono infine largamente superiori ai valori misurati nell'aria comburente.

Le acquisizioni della combustione del gas naturale risultano, ovviamente, in livelli emissivi decisamente inferiori rispetto a quelli degli altri combustibili. I risultati indicano una concentrazione media di $4,5 \cdot 10^3 \text{ cm}^{-3}$ per un rapporto di diluizione pari a 15 volte, un ordine di grandezza inferiore rispetto a quella presente nell'aria comburente, mentre per diluizioni superiori si registrano valori inferiori ai limiti di rilevabilità strumentale. La distribuzione dimensionale appare fortemente caratterizzata dalla presenza di particelle ultrafini e nanopolveri, con una moda collocata in corrispondenza di $0,02 \mu\text{m}$. Le modestissime presenze rilevate durante le prove con diluizione hanno suggerito di non procedere con le misurazioni a caldo sul gas tal quale.

11.2 Impianti di termovalorizzazione di rifiuti urbani

Le principali acquisizioni delle campagne sugli impianti di termovalorizzazione sono riassunte in Tabella 3, sempre in termini dei livelli di concentrazione e delle principali caratteristiche dimensionali rilevati in tutto l'intervallo di diluizioni adottato nelle prove a freddo e nella corrispondente prova a caldo.

Il complesso delle misure effettuate sull'impianto Silla 2 di Milano mostra livelli di con-

Tabella 3: Sintesi comparativa dei risultati acquisiti nell'indagine sugli impianti di termovalorizzazione rifiuti.

Impianto	Condizione di campionamento	Concentrazione (cm ⁻³)	Fraz.<0,1µm(%)/ Fraz.<0,05µm(%)	Moda (µm)
Milano	Diluizione	10637 - 17228	95 - 97 / 79 - 93	0,021 - 0,072
	A caldo	4958	97 / 74	0,017
	Aria ambiente	32059	96 / 77	0,021
Brescia	Diluizione	3916 - 7035	91 - 94 / 71 - 82	0,021 - 0,072
	Aria ambiente	13529	91 / 70	0,021
Bologna	Diluizione	41496 - 70026	95 - 97 / 84 - 88	0,021
	A caldo	25000	96 / 78	0,021
	Aria ambiente	19594	97 / 86	0,021

concentrazione non particolarmente influenzati dall'entità della diluizione, con valori medi pressoché costanti di circa 11000 cm⁻³ per rapporti di diluizione medio-bassi (RD = 15-35) ed un lieve incremento sino a 17000 cm⁻³ per le diluizioni più elevate (RD = 40-55). Il prelievo a caldo fornisce un valore di concentrazione pari a circa 5000 cm⁻³, leggermente inferiore rispetto ai livelli medi rilevati nelle prove con diluizione e conferma, come già per le utenze civili, la formazione di polveri di origine condensabile ad opera della diluizione e il raffreddamento stessi: gli incrementi osservati, in termini dei rapporti tra le rispettive concentrazioni, variano tra circa 2 volte per le basse diluizioni (RD=15-20) e 3,5 volte per quelle più elevate (RD=40-55). Ciò nonostante, le concentrazioni medie rilevate appaiono collocate su livelli inferiori a quelli misurati nell'aria comburente, caratterizzata da presenze pari a circa 32000 cm⁻³: tale risultato rappresenta un'acquisizione particolarmente importante, soprattutto se inquadrato comparativamente con il contesto rilevato per le caldaie civili a pellet e gasolio che mostrano, a tal proposito, risultati diametralmente opposti. Le distribuzioni dimensionali mostrano frazioni di particelle ultrafini pari al 95% - 97%, senza particolari variazioni con il rapporto di diluizione né rispetto al prelievo a caldo: le presenze di nanoparticelle appaiono relativamente consistenti, con frazioni comprese tra il 79% ed il 93% circa passando dai bassi agli alti rapporti di diluizione e del 74% nel prelievo a caldo. Le distribuzioni sono generalmente caratterizzate da una moda collocata nell'intervallo delle nanoparticelle, anche se non mancano situazioni di bimodalità con la presenza di una seconda moda più grossolana. Le variazioni appaiono riconducibili alla notevole sensibilità che presentano le caratteristiche modali delle distribuzioni rispetto ad oscillazioni anche molto modeste nelle caratteristiche dei gas emessi, tipiche del regime di esercizio degli impianti a piena scala alimentati con materiali relativamente eterogenei come i rifiuti.

L'indagine sull'impianto di Brescia conferma livelli di concentrazione che non mostrano significative dipendenze con l'entità della diluizione applicata. I valori medi sono compresi tra circa 4000 cm⁻³ per rapporti di diluizione bassi e medi (RD=15-35) e 7000 cm⁻³ per le diluizioni più elevate. Le analisi dell'aria comburente indicano concentrazioni medie di circa 13500 cm⁻³ che, collocandosi su livelli superiori rispetto a quelle misurate alle emissioni dall'impianto, confermano l'analoga e significativa acquisizione dei rilevamenti sull'impianto Silla2. Le distribuzioni dimensionali appaiono sempre fortemente caratterizzate dalla presenza delle frazioni di particolato ultrafine, che

rappresentano oltre il 90% del numero complessivo, senza particolari variazioni con la diluizione: la frazione di nanoparticelle risulta ancora relativamente consistente, compresa tra il 71% per le diluizioni medie l'82% per quelle più elevate. Anche per l'impianto di Brescia le distribuzioni confermano la presenza generale di una moda principale nell'intervallo delle nanoparticelle, talvolta accompagnata da una o più mode in corrispondenza delle granulometrie più grossolane. Analogamente al caso dell'impianto di Milano, le variazioni rilevate sono anche in questo caso riconducibili alla sensibilità delle distribuzioni rispetto alle oscillazioni nelle caratteristiche dei gas emessi. La prova con prelievo a caldo, pur essendo stata eseguita, non ha fornito risultati utilizzabili per alcune problematiche tecniche nel funzionamento dell'impianto ELPI che hanno reso impossibile la misura delle concentrazioni.

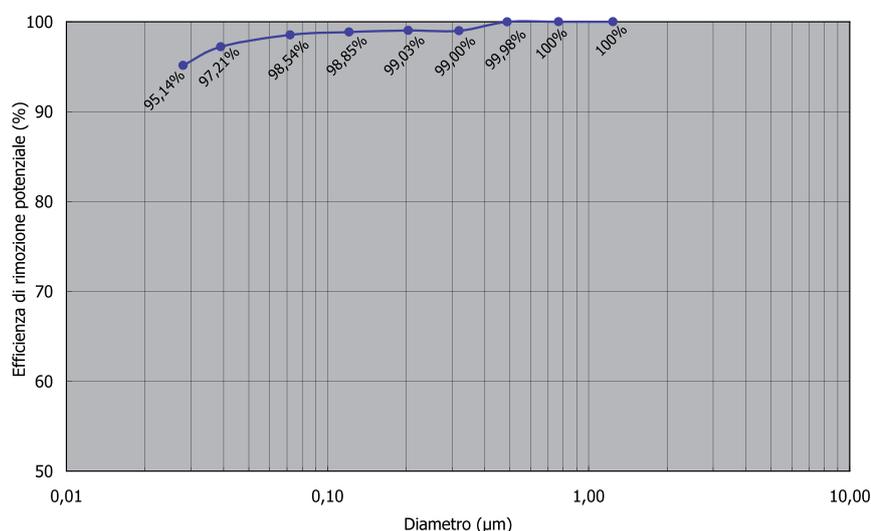
La campagna eseguita sull'impianto di Bologna ha rilevato presenze nel complesso superiori rispetto a quelle acquisite per gli altri due impianti, indicando altresì una modesta tendenza all'incremento per rapporti di diluizione progressivamente crescenti. Le concentrazioni medie passano da circa 46000 cm⁻³ per bassi rapporti di diluizione (RD=15-20) a 63000 cm⁻³ per rapporti medi (RD=25-35) fino a 71000 cm⁻³ per le diluizioni più elevate (RD=40-50). Il prelievo a caldo fornisce valori di concentrazione di circa 25000 cm⁻³, anch'essi superiori rispetto all'altro dato disponibile relativo all'impianto di Milano; il confronto con i prelievi a freddo con diluizione evidenzia gli incrementi già osservati per l'impianto di Milano, con rapporti tra le corrispondenti concentrazioni pari a 2 per le basse diluizioni ed a circa 3 per quelle più elevate, confermando ulteriormente la formazione di polveri di origine condensabile. Rispetto alle misure dell'aria comburente, che forniscono valori medi di circa 20000 cm⁻³, le acquisizioni indicano inoltre un incremento osservabile delle corrispondenti concentrazioni all'emissione, non registrato negli altri due impianti. Pur nella complessità dei processi di formazione delle frazioni ultrafini di origine condensabile, un'importante caratteristica degli impianti indagati in grado di differenziare i risultati acquisiti risiede nella presenza di unità di depurazione ad umido dei fumi che, determinando incrementi anche modesti nell'umidità dei gas, potrebbe favorire maggiormente i fenomeni di nucleazione di specie residue presenti nel flusso depurato. Alcuni riscontri in tal senso sono reperibili da indagini sperimentali che evidenziano un'aprezzabile tendenza alla formazione di particolato ultrafine nei sistemi di abbattimento ad umido, attribuibile a processi di nucleazione che coinvolgono le specie ossidate dello zolfo. Per ciò che si riferisce alle distribuzioni dimensionali, anche per l'impianto di Bologna le frazioni ultrafini appaiono largamente prevalenti, con frazioni superiori al 95% sia nelle prove con diluizione sia nella prova a caldo; la frazione di nanoparticelle risulta sempre relativamente consistente, crescendo dal 78% nella prova a caldo sino all'88% nelle prove a diluizione più elevata, in linea con l'incremento osservato nelle presenze complessive di particolato di origine condensabile. Le distribuzioni granulometriche appaiono viceversa più uniformi, generalmente caratterizzate da un'unica moda nell'intervallo delle nanopolveri, localizzata intorno a 0,021 µm sia nelle prove con diluizione sia in quella a caldo.

11.3 Efficienza di cattura del depolveratore a tessuto

I risultati delle misure sul flusso in ingresso al filtro, rappresentative dell'emissione attesa in atmosfera senza alcun trattamento di depolverazione, mostrano una concentrazione media totale di particelle di 7,6 · 10⁶ cm⁻³, con una distribuzione dimensionale che, in accordo con le condizioni di diluizione operate durante il prelievo, è fortemente

caratterizzata dalle presenze di materiale ultrafine e di nanopolveri di origine condensabile. Le corrispondenti misure in uscita rilevano concentrazioni medie pari a $2,4 \cdot 10^5 \text{ cm}^{-3}$, inferiori di oltre un ordine di grandezza a quelle misurate in ingresso e con una distribuzione dimensionale praticamente analoga: la presenza del depolveratore si traduce in tal modo in una rimozione dell'ultrafine e del nanoparticolato (20-100 nm) con un'efficienza media del 97% e delle submicroniche (100-1000 nm) con efficienza compresa nell'intervallo 98-99,99% (Figura 9). Il filtro a manica si conferma quindi un potente strumento di depolverazione anche per le componenti ultrafini sia già presenti nel flusso gassoso sia derivanti da processi di nucleazione, condensazione e coagulazione per raffreddamento e diluizione del flusso stesso.

Figura 9
Efficienza di rimozione potenziale del filtro a maniche per classi dimensionali.



11.4 Caratterizzazione chimica di PU da termovalorizzatore

La composizione della componente nanoparticolata ed ultrafine ottenuta nell'indagine è riportata in Figura 10, ove ogni spicchio della torta rappresenta il contributo percentuale del componente identificato. La composizione riflette le caratteristiche del combustibile e le vicende del processo di combustione con presenza di cloruri e metalli, fra cui, in particolare, zinco, ferro e cromo, in linea con i contenuti tipici caratteristici del rifiuto alimentato.

Dal confronto con la composizione del particolato, campionato in questo caso nell'aria ambiente di un sito rappresentativo del fondo urbano di Milano (Figura 11), il complesso delle particelle ultrafini (> 100 nm) emesse dal termovalorizzatore, rispetto alla corrispondente frazione dell'aria ambiente, risulta più ricco nella componente metallica, in particolare ferro, zinco, cromo e nichel e nella presenza di cloruri, è invece minore il contenuto di componente carboniosa e ammonio, con una sostanziale assenza di solfati ed un contenuto piuttosto analogo di nitrati.

Figura 10
Composizione media della componente nanoparticolata ed ultrafine emessa dalla termovalorizzazione di rifiuti.

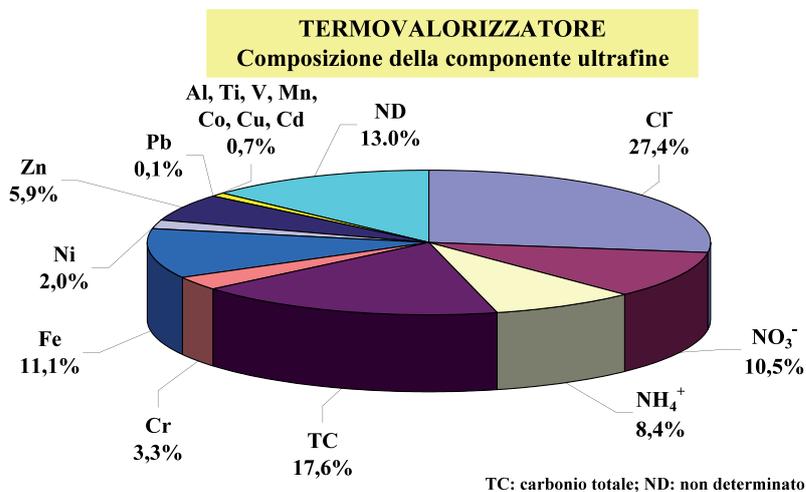
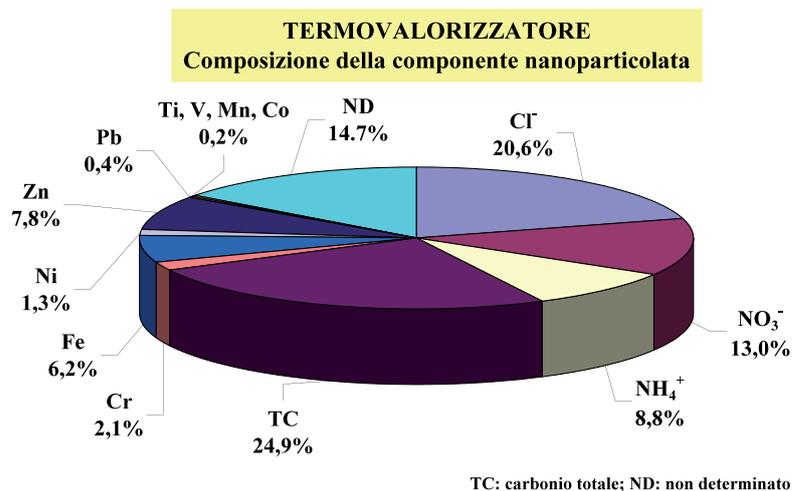
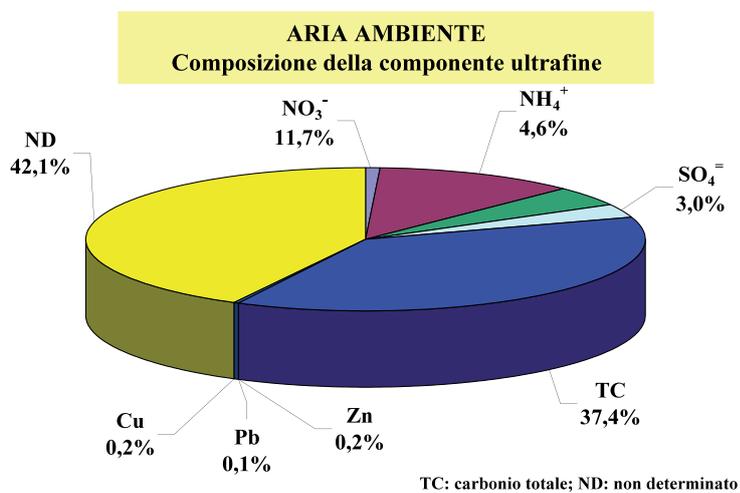
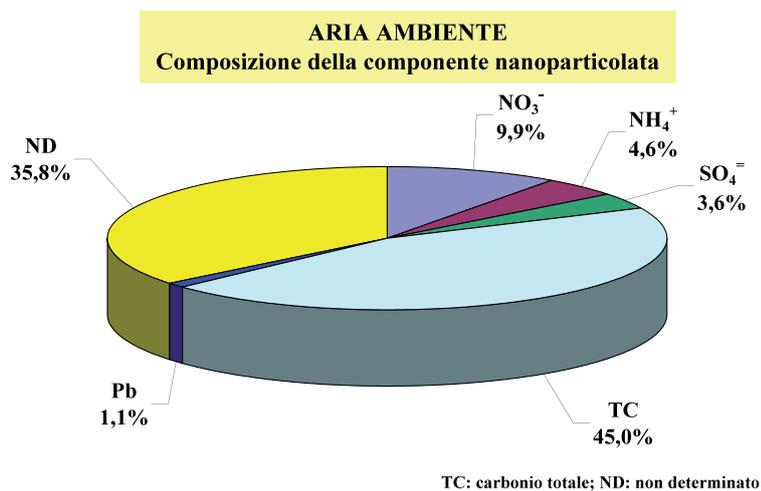


Figura 11
Composizione media della componente nanoparticolata ed ultrafine
in aria ambiente



11.5 Emissioni da sorgenti mobili

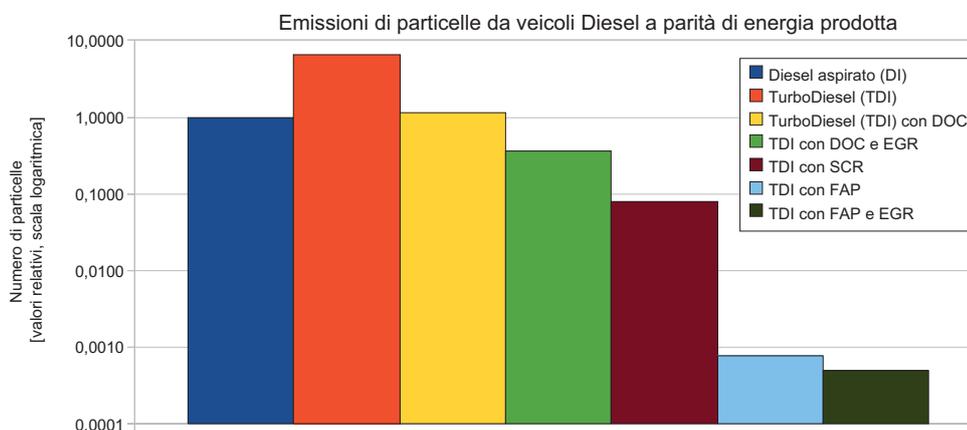
Data l'estesa letteratura e la relativa abbondanza di dati sperimentali circa le emissioni di PU e NP da motori per propulsione automobilistica, nel corso dello studio non sono state effettuate specifiche campagne di misura su fonti mobili. Dall'estesa analisi bibliografica è emersa la situazione riepilogata nelle Figure 12 e 13. Ferma restando la scarsa ripetibilità e riproducibilità delle misure di NP su motori funzionanti a regime e carico variabili nel tempo, l'analisi evidenzia le considerazioni seguenti.

11.5.1 Motori Diesel

Rispetto ad un motore Diesel ad iniezione diretta privo di qualsiasi dispositivo di abbattimento delle emissioni, l'utilizzo di un catalizzatore di sola ossidazione (DOC) comporta una riduzione del numero di NP e PU di quasi un'ordine di grandezza. Il beneficio è ancora maggiore se il DOC è accoppiato al ricircolo dei gas di scarico (EGR) previamente raffreddati.

Figura 12

Motori Diesel - Confronto fra tecnologie di abbattimento delle emissioni di inquinanti. Le emissioni rilevate sono state normalizzate rispetto alle emissioni di un tipico motore Diesel aspirato ad iniezione diretta (DI) che si collocano nell'intervallo 2-5 milioni di particelle per grammo di combustibile.



Prove su veicoli pesanti conformi alle norme Euro V, hanno evidenziato che, ai carichi elevati, il numero di NP e PU a valle di un catalizzatore SCR per gli ossidi di azoto è di un ordine di grandezza minore di quello a monte. Ai carichi molto bassi la differenza non è invece rilevabile.

Il dispositivo di gran lunga più efficace per l'abbattimento di NP e PU è però il filtro anti particolato (FAP o anche DPF, Diesel Particulate Filter) che permette di ridurre di circa tre ordini di grandezza il numero complessivo di particelle; il FAP si dimostra efficacissimo nel trattenere le particelle solide di accumulazione mentre, come già segnalato, le particelle volatili di nucleazione tendono ad aumentare a valle del filtro

proprio a seguito della riduzione del numero di particelle più grandi su cui le particelle volatili condenserebbero.

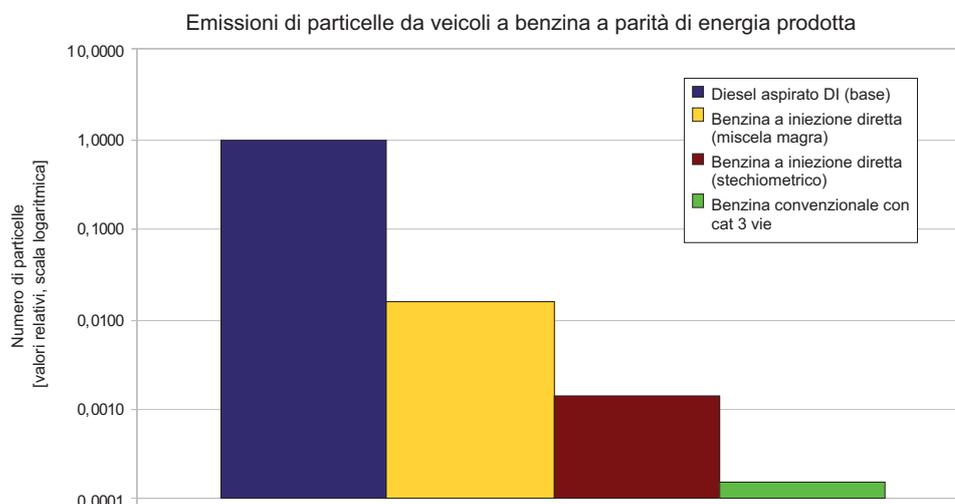
11.5.2 Motori a benzina

I motori a ciclo Otto convenzionali ad iniezione indiretta di benzina (MPI) dotati di catalizzatore a tre vie emettono un numero di particelle confrontabile con i più moderni motori Diesel dotati di FAP e EGR raffreddato. I dati disponibili in letteratura mostrano invece che i motori ad iniezione diretta di benzina (GDI) dotati di catalizzatore emettono un numero di NP e PU nettamente superiore. In particolare i motori GDI funzionanti con carica omogenea in condizioni stechiometriche hanno emissioni di NP e PU di circa un ordine di grandezza superiori mentre quelli funzionanti con carica stratificata e miscela globalmente magra emettono un numero di NP e PU di due ordini di grandezza più grande di quello misurabile in un motore a iniezione indiretta.

Figura 13

Motori a benzina - Confronto fra diverse tecnologie motoristiche.

Le emissioni rilevate sono state normalizzate rispetto alle emissioni di un tipico motore Diesel aspirato ad iniezione diretta (DI) che si collocano nell'intervallo 2-5 milioni di particelle per grammo di combustibile.



12. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

La combustione è una delle tante attività antropiche che, assieme ad una serie di fonti naturali, emette anche particolato ultrafine. Per ciò che riguarda le combustioni fisse gli elementi che regolano l'emissione di PU sono principalmente la qualità del combustibile (si va dalla legna con emissioni importanti fino al gas che mostra i valori più bassi) e l'esistenza di apparati per la rimozione del particolato fine che, se si tratta soprattutto di filtri a manica, mostrano ottime prestazioni anche per le PU. Al momento non esistono tuttavia indicazioni documentate sulla connessione tra specifiche attività di combustione fissa, presenza di particolato ultrafine in atmosfera e conseguente esposizione della popolazione. Per quanto riguarda le combustioni mobili, è possibile individuare nel traffico veicolare una fonte certamente significativa, nel senso che in prossimità di flussi rilevanti di traffico si apprezzano presenze elevate di PU rispetto al fondo urbano. Le iniziative in atto per il controllo del particolato fine mostrano risultati apprezzabili anche nella riduzione del numero totale di particelle emesse dai motori Diesel.

Le principali indicazioni emerse dall'indagine sperimentale, sintetizzate in forma grafica nelle Figure 14 e 15, evidenziano quanto segue:

- le emissioni di particolato ultrafine (PU), inteso come il materiale di dimensioni tra 0,007 e 0,1 μm , sono influenzate in modo cruciale dalla qualità del combustibile, le modalità di combustione e la presenza e configurazione delle linee di depurazione;
- le concentrazioni in numero rilevate per la combustione di legna sono dell'ordine di 10^7 - 10^8 cm^{-3} , 3-4 ordini di grandezza superiori alle concentrazioni riscontrabili in aria ambiente; non si rilevano apprezzabili differenze tra caldaie a pellet e caminetto chiuso;
- le concentrazioni in numero rilevate per la combustione di gasolio in caldaia sono dell'ordine di 10^6 - 10^8 cm^{-3} , paragonabili a quelle della legna;
- le concentrazioni in numero rilevate per la combustione di gas naturale ($4,5 \cdot 10^3$ cm^{-3}) sono simili, se non apprezzabilmente inferiori, alle concentrazioni rilevate in aria ambiente;
- le concentrazioni di PU rilevate all'emissione dei termovalorizzatori risultano generalmente collocate sugli stessi livelli, quando non addirittura inferiori, a quelli presenti nell'aria ambiente dei siti di localizzazione. L'unica eccezione è rappresentata dall'impianto dotato di unità di depurazione ad umido dei fumi, nel quale il leggero incremento appare attribuibile al pur modesto aumento nel contenuto di umidità del flusso gassoso. Per tutti gli impianti indagati le concentrazioni misurate risultano sistematicamente inferiori di almeno due ordini di grandezza rispetto a quelle rilevate per la combustione di legna e gasolio in caldaie civili e di poco superiori a quelle prodotte dalla caldaia a gas naturale;
- analoghe considerazioni sono ricavabili dai fattori di emissione derivanti dalle misure e valutati in termini di numero di particelle per unità di massa del combustibile utilizzato, riportati in Figura 13. I valori attesi dai termovalorizzatori appaiono collocati su livelli allineati, quando non inferiori, a quelli tipici dei veicoli a benzina catalizzati e diesel con filtro antiparticolato;
- tanto nel settore delle utenze termiche civili che in quello dei termovalorizzatori, la componente condensabile presenta apprezzabili effetti nell'incrementare i livelli emissivi delle PU;

Figura 14
Sintesi dei risultati ottenuti nell'indagine.

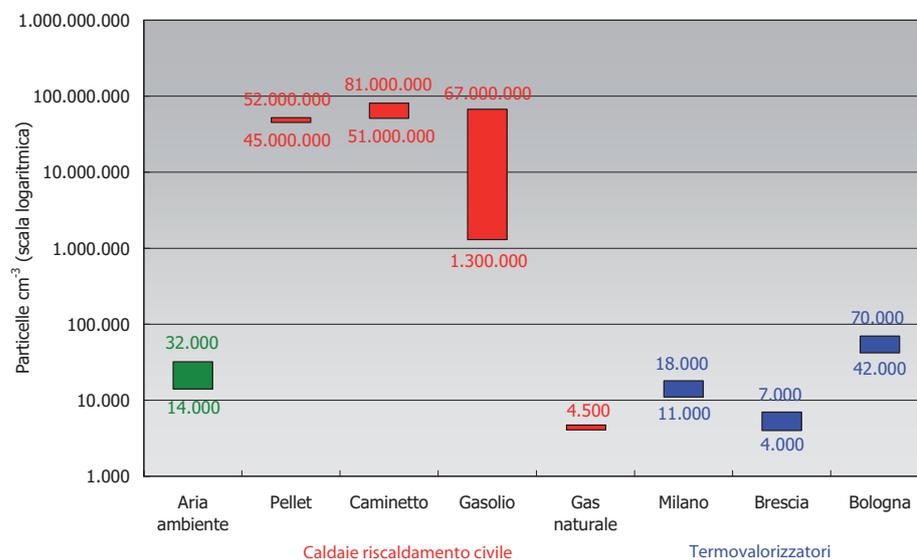
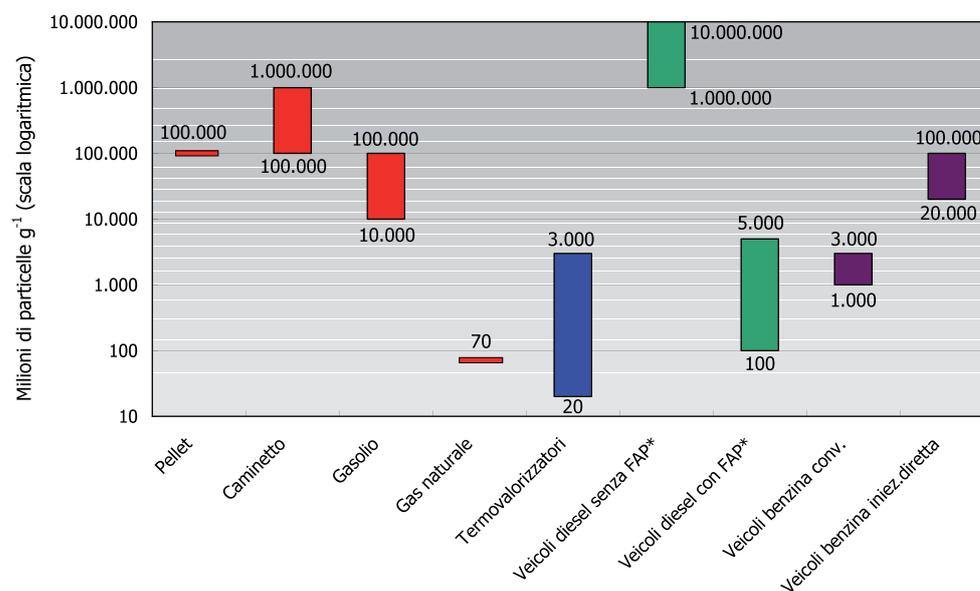


Figura 15
Fattori di emissione di PU da caldaie e termovalorizzatori (milioni di particelle per g. di combustibile) stimati dai risultati dell'indagine sperimentale, in confronto con valori tipici di veicoli con motorizzazione diesel e benzina.



*FAP = filtro antiparticolato

- le distribuzioni dimensionali in numero appaiono caratterizzate dalla larga prevalenza di frazioni ultrafini e nanopolveri per tutto il complesso degli impianti indagati;
- il depolveratore a tessuto si conferma un potente strumento di depolverazione anche per le componenti ultrafini, mostrando di poter controllare efficacemente tanto le particelle primarie già presenti nel flusso che quelle derivanti da processi di nucleazione, condensazione e coagulazione per raffreddamento e diluizione del flusso stesso;
- la composizione chimica della componente nanoparticolata ed ultrafine emessa dalla termovalorizzazione di rifiuti urbani risulta del tutto congruente con le caratteristiche del combustibile e le vicende del processo di combustione, con una presenza di cloruri e metalli, fra cui, in particolare, zinco, ferro e cromo, in linea con i contenuti tipici caratteristici del rifiuto alimentato.

Pertanto, il complesso delle valutazioni che emergono dallo studio evidenziano come l'attività di termovalorizzazione di rifiuti, pur contribuendo come tutte le combustioni alle emissioni di PU, non mostra allo stato attuale elementi scientifici, né probanti né sospetti, per escludere a priori questa tecnica di smaltimento e recupero di energia in quanto fonte particolarmente importante di nano polveri. Per ciò che riguarda il fronte dell'esposizione e degli effetti sulla salute, ferma restando la doverosa attenzione al ruolo ambientale del particolato ultrafine e dei suoi componenti, dall'analisi delle implicazioni epidemiologiche e tossicologiche degli studi nel settore non emergono indicazioni di rischi particolari attribuibili alle PU provenienti da combustione dei rifiuti, purché si tratti di impianti in linea con la migliore tecnologia disponibile.



federambiente

Federazione Italiana Servizi Pubblici Igiene Ambientale

lungotevere dei mellini, 27

00193 roma

tel. +39 06.95944.100

fax +39 06.95944.110

comunicazione@federambiente.it

www.federambiente.it