

**UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI ROMA
"TOR VERGATA"**

Dipartimento di Ingegneria Civile

**FACOLTA' DI INGEGNERIA
DOTTORATO DI RICERCA IN INGEGNERIA AMBIENTALE
XXII CICLO**

**MATERIALI PARTICELLARI FINI ED
ULTRAFINI PROVENIENTI DA IMPIANTI DI
TRATTAMENTO TERMICO DEI RIFIUTI**

Candidato Dott. GAETANO SETTIMO

ANNO ACCADEMICO 2009/2010

TUTOR
Prof. Ing. FRANCESCO LOMBARDI
Dott. GIUSEPPE VIVIANO

COORDINATORE
Prof. Ing. RENATO GAVASCI

INDICE

INTRODUZIONE	3
CAPITOLO 2 IL MATERIALE PARTICELLARE PM	5
2.1. Cenni sugli effetti sulla salute	12
2.2. Aspetti normativi	12
CAPITOLO 3 ASPETTI NORMATIVI RELATIVI ALL'INCENERIMENTO DEI RIFIUTI.....	17
3.1. RIDUZIONE E PREVENZIONE INTEGRATE DELL'INQUINAMENTO.....	22
CAPITOLO 4 TRATTAMENTO TERMICO DEI RIFIUTI	24
4.1 ANALISI DELLE DIVERSE TECNOLOGIE DI COMBUSTIONE.	25
4.1.1 FORNI A GRIGLIA.....	29
4.1.2. FORNI A TAMBURRO ROTANTE.....	33
4.1.3. I COMBUSTORI A LETTO FLUIDO	37
4.1.4 PIROLISI.....	42
4.1.5. GASSIFICAZIONE	44
4.1.6. LA POST-COMBUSTIONE.....	48
CAPITOLO 5 EMISSIONI DI PM DA IMPIANTI DI INCENERIMENTO	50
5.1. TECNICHE DI RILEVAMENTO DEL PM.....	51
5.2. TECNICHE DI PRELIEVO MANUALI	53
5.3. TECNICHE DI RILEVAMENTO IN CONTINUO DEL PM.....	54
CAPITOLO 6 L'IMPIANTO DI INCENERIMENTO UTILIZZATO PER LO STUDIO SUL CAMPO.....	60
CAPITOLO 7 SISTEMI DI ABBATTIMENTO	64
7.1. EMISSIONI DERIVANTI DA IMPIANTI DEDICATI.....	65
7.2. LA RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI.....	65
7.3. TECNOLOGIE DI CONTROLLO DELLE EMISSIONI ATMOSFERICHE	69
7.4. RIDUZIONE DELLE EMISSIONI DI MATERIALE PARTICELLARE.....	70
7.5. CONTROLLO DEI GAS ACIDI	71
7.6. CICLONE E MULTICICLONI	72
7.7. FILTRI ELETTROSTATICI.....	73
7.8. FILTRI A MANICHE	74
CAPITOLO 8 ATTIVITÀ SUL CAMPO ED ANALISI	78
8.1. PARAMETRI FISICI.....	79
8.2. MATERIALE PARTICELLARE PM ₁₀ E PM _{2,5}	79
CAPITOLO 9 CONSIDERAZIONI E CONCLUSIONI	89
BIBLIOGRAFIA	90

INTRODUZIONE

Per la determinazione ponderale della concentrazione di materiale particellare (PM) da una sorgente convogliata si dispone ormai di una serie di metodiche, collaudate e unificate; va però considerato che gli attuali orientamenti nella ricerca puntano sempre più l'attenzione alle frazioni più fini di PM.

In considerazione delle particolari condizioni dell'effluente nel quale si deve effettuare il rilevamento (pressione, velocità, alta temperatura, umidità, ecc.), si rende necessaria la messa a punto di particolari cautele al fine di non perturbare il sistema, con conseguente scarsa rappresentatività del campione. In particolare questo si ha nel caso in cui si voglia determinare, oltre alla concentrazione in termini ponderali, anche quella in termini di numero di particelle (CNP) a granulometria fine o ultrafine.

Come si dirà in seguito, la presenza di PM in una emissione può subire variazioni quali-quantitative anche consistenti in relazione ai parametri fisici. Infatti va ricordato che un flusso convogliato, ovvero una emissione che esce da un camino, nel momento in cui viene a contatto con l'atmosfera esterna subisce una serie di variazioni chimico-fisiche che comportano una variazione quali-quantitativa della emissione stessa. Per quanto riguarda il PM si possono avere importanti variazioni di numero per formazione di PM "secondarie" (reazioni chimiche, condensazioni) e di qualità (fenomeni di aggregazione, coalescenza, ecc.).

Nel dottorato in oggetto lo studio effettuato ha comportato, come prima azione, la individuazione delle diverse metodiche di rilevamento sperimentali già in corso di validazione per la determinazione del PM_{10} e del $PM_{2,5}$ primario alle emissioni e la loro valutazione dal punto di vista operativo e dei possibili risultati che le stesse possono fornire. Il lavoro svolto sul campo ha quindi riguardato essenzialmente l'utilizzo di due diverse tecniche di campionamento e analisi del PM:

- la prima, che prevede l'utilizzo di una sonda con testa PM_{10} e ciclone $PM_{2,5}$ e successiva determinazione gravimetrica;
- la seconda, che prevede l'utilizzo di una sonda con impattore multistadio ed analisi del campione utilizzando opportuni substrati (filtri in argento), mediante microscopia elettronica a scansione (SEM-*Scanning Electron Microscope*) che consente lo studio della morfologia delle particelle.
- Una prima campagna di misura con strumentazione del tipo *contatore di particelle a*

condensazione (Condensation Particle Counter - CPC) per le CNP.

Considerando le sole sorgenti antropiche, tali particelle originano essenzialmente dai processi di combustione, compresi quelli effettuati da motori a combustione interna. In particolare gli studi effettuati sulle emissioni di PM da motori diesel hanno evidenziato che oltre il 90% del numero di particelle (CNP) emesse risiede nell'intervallo $< 0,1 \mu\text{m}$; queste però costituiscono solo una minima parte (1-20%) della massa totale delle particelle emesse. Nei siti influenzati direttamente dal traffico autoveicolare, un contributo significativo è dato dalle particelle comprese tra circa $0,1$ ed alcuni μm (modo di accumulazione e modo grossolano coarse), mentre nei siti di fondo urbano tipici tale contributo é maggiormente dovuto a particelle con dimensioni maggiori ($> 1 \mu\text{m}$). In termini numerici in ambedue i siti la distribuzione dimensionale appare dominata dalle CNP comprese tra circa 20 nm e $400\text{-}500 \text{ nm}$ (1).

La concentrazione numerica di particelle aerodisperse (CNP) appare dominata da quelle aventi diametro inferiore a $0,1 \mu\text{m}$. Attualmente la misura sistematica di tale parametro risulta ancora molto limitata, tuttavia i dati disponibili indicano una notevole variabilità: circa $10^2/\text{cm}^3$ nel caso dell'aerosol marino, circa $10^3/\text{cm}^3$ nel fondo continentale pulito, e valori anche superiori a $10^5/\text{cm}^3$ nell'aria urbana ad alta intensità di traffico. Tali valori, come riportato in seguito, risultano dello stesso ordine di grandezza di quelli emessi da impianti di incenerimento rifiuti.

Le valutazioni sono state effettuate su due linee di incenerimento rifiuti; una per rifiuti urbani (RU) e l'altra per rifiuti pericolosi (RP) e hanno considerato:

- la quantificazione del PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ e PUF;
- la caratterizzazione morfologica del PM.

CAPITOLO 2

IL MATERIALE PARTICELLARE PM

Le dimensioni delle particelle rappresentano il parametro più importante per la descrizione del loro comportamento e della loro origine. Il tempo di residenza nell'atmosfera, la rimozione e la composizione chimica sono tutte caratteristiche correlate con le dimensioni stesse delle particelle.

Il PM¹ viene in genere definito in base ad una suddivisione in classi a seconda delle dimensioni:

- PM₁₀: la frazione al di sotto di 10 µm;
- PM_{2,5}: la frazione al di sotto di 2,5 µm (PF);
- PM₁: la frazione al di sotto di 1 µm.

Le definizioni, adottate sulla base della capacità di penetrazione delle particelle all'interno dell'apparato respiratorio umano, sono (2):

- La frazione *inalabile*, rappresentativa della porzione di aerosol che effettivamente inalata dal sistema respiratorio, considerato come un campionatore a selezione dimensionale.
- La frazione *toracica* PM₁₀, ovvero la porzione della frazione inalabile che penetra e si deposita oltre la laringe.
- La frazione *respirabile* PM_{2,5}, quella che penetra e si deposita nelle vie aeree non ciliate.

Queste definizioni, accettate e concordate internazionalmente, definiscono anche alcune convenzioni per il campionamento a cui devono conformarsi gli strumenti di prelievo del PM nelle sue diverse frazioni (3, 4, 5, 6).

In particolare, la frazione toracica PM₁₀, che come detto viene definita “frazione in massa delle particelle inalate che penetra oltre la laringe”, dal punto di vista del campionamento è la “*frazione di materiale particellare sospeso in aria ambiente che*

passa attraverso un sistema di ¹separazione in grado di selezionare le particelle con diametro aerodinamico di 10 μm , con una efficienza di campionamento pari al 50%”.

La frazione respirabile $\text{PM}_{2,5}$, che come detto viene definita “frazione in massa delle particelle inalate che penetra nelle vie respiratorie non ciliate”, dal punto di vista del campionamento è la “frazione di materiale particellare sospeso in aria ambiente che passa attraverso un sistema di separazione in grado di selezionare le particelle con diametro aerodinamico di 2,5 μm , con una efficienza di campionamento pari al 50%”.

Le PM cosiddette ultrafini (PUF), aventi dimensioni inferiori a 100 nm, vengono anche definite PUF nanometriche. In particolare nelle aree urbane, caratterizzate da flussi di traffico continui ed intensi, le sorgenti di PUF sono numerosissime e contribuiscono a creare un livello di concentrazione numerica di fondo abbastanza uniforme.

La **figura 1** riporta i diversi tipi di particelle, con particolare attenzione ai meccanismi di formazione delle particelle stesse.

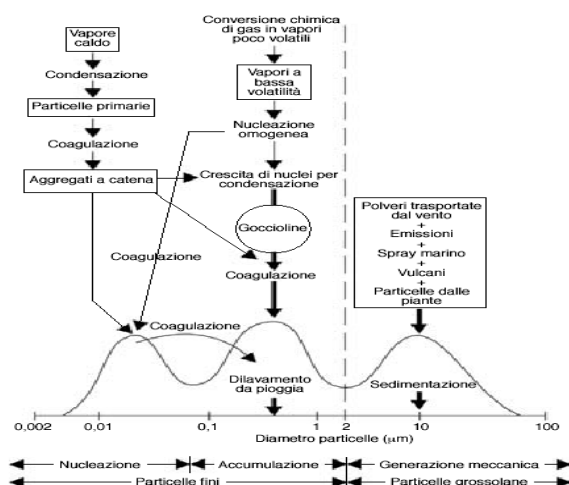


Figura 1: Distribuzione delle particelle in base alle dimensioni e numero

¹ La caratterizzazione del PM necessita della definizione di alcune grandezze molto importanti;

- Diametro geometrico: misurato direttamente.
- Diametro aerodinamico: diametro di una particella che presenta la stessa velocità di sedimentazione di una particella di densità 1 g/cm^3 .
- Diametro di mobilità elettrica: diametro di una particella sferica che sotto le medesime condizioni di carica elettrica ha la stessa mobilità (velocità, traiettoria) della particella sotto osservazione.

Tutti e tre i diametri sono intesi come diametri equivalenti, questo perché la geometria delle particelle prodotte dal processo di combustione non sono perfettamente sferiche, ma assumono forme di diverso tipo, per cui risulta quasi impossibile definire una precisa geometria delle particelle.

Secondo la **figura 1**, è possibile definire 4 classi di particelle:

- Nucleazione *Nucleation mode particles* ($D < 0,01 \mu\text{m}$): sono particelle generate da processi di combustione ed emesse direttamente nell'atmosfera oppure particelle generate dalla condensazione di gas atmosferici in particelle primarie che poi coagulano in aggregati.
- Particelle di Aitken *Aitken mode particles* ($0,01 \mu\text{m} < D < 0,1 \mu\text{m}$).
- Accumulazione *Accumulation mode particles* ($0,1 \mu\text{m} < D < 1 \mu\text{m}$): sono particelle di tipo *nuclei mode* aggregate tra di loro oppure gas atmosferici condensati.
- Coarse *Coarse mode particles* ($D > 1 \mu\text{m}$): particelle generate principalmente da processi meccanici, come le polveri trasportate dal vento, pollini, ecc..

Il processo di formazione del materiale particellare è determinato da numerosi *step* in serie (**figura 2**), che partono dalla formazione di precursori di dimensioni microscopiche fino ad arrivare a particelle di dimensioni $0,1-1 \mu\text{m}$.

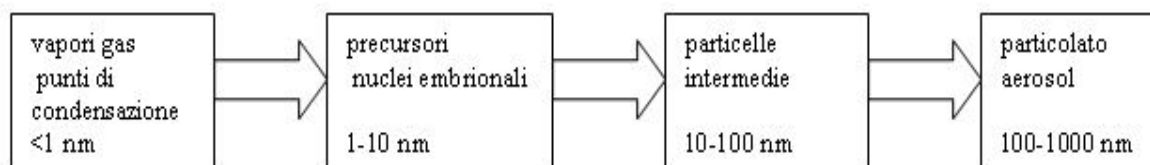


Figura 2: Processo di formazione del materiale particellare

In dettaglio, è possibile caratterizzare ogni *step* del processo di formazione del materiale particellare:

✓ NUCLEAZIONE

La nucleazione consiste nella crescita dei precursori per reazione con molecole di idrocarburi insaturi e di radicali ionizzati, prodotti dalla deidrogenazione degli idrocarburi, per formare strutture policromatiche.

La densità dei nuclei formati è di circa $2,5 \cdot 10^{20}$ nuclei/m³, con dimensione compresa tra 1-10 nm.

✓ **COAGULAZIONE/OSSIDAZIONE/CONDENSAZIONE**

Alcune specie possono aggregarsi sulla superficie dei nuclei, portando ad una crescita superficiale delle particelle. Parallelamente si assiste ad una coagulazione delle particelle per formare agglomerati sempre più grandi, fino a raggiungere una forma sferica. Le particelle si aggregano tra di loro, formando strutture a forma di catena con elevato rapporto superficie/volume.

Il processo di ossidazione avviene nella zona più calda dove è presente un'alta concentrazione di specie ossidanti. Il processo è influenzato dalle condizioni locali di temperatura, concentrazione delle specie presenti e dal tempo di permanenza.

L'ossidazione si realizza contemporaneamente alla crescita e alla coagulazione delle microparticelle, ma in modo molto blando; essa diventa competitiva con il processo di aggregazione.

✓ **MISCELAZIONE CON ARIA AMBIENTE, DISPERSIONE ATMOSFERICA**

In questi ultimi anni gli studi sulle emissioni da impianti di incenerimento si sono estesi anche alla caratterizzazione del PM_{2,5} e PM₁₀.

Nel processo di incenerimento di rifiuti, il materiale particellare totale (*coarse*, *fine*, ultrafine, ecc.) si può formare:

- sia mediante la nucleazione seguita dalla crescita di questi nuclei via agglomerazione e successiva condensazione eterogenea; questo processo dà luogo alla formazione di piccole particelle, inferiori al μm ;
- sia mediante la formazione di particelle incombuste (ceneri volanti); in genere particelle grossolane, tipicamente $> 1 \mu\text{m}$.

I rifiuti in ingresso della camera di combustione contengono già una certa quantità di manufatti metallici che nel processo di combustione vengono emessi come incombusti o evaporano e successivamente possono condensare sulla superficie di particelle già esistenti o possono formare nuove particelle attraverso fenomeni di nucleazione. Questi processi sono sempre concorrenti tra loro, in particolare una estesa superficie specifica del materiale particellare sfavorisce i fenomeni di nucleazione; di conseguenza la crescita delle particelle esistenti privilegia la via della condensazione. In **figura 3** si riporta una schematica ipotetica del meccanismo di formazione di queste particelle (7).

Per descrivere e comprendere meglio questi processi, è necessario avere informazioni circa i meccanismi di base e gli elementi coinvolti. Inoltre sono necessari dati sulle caratteristiche del materiale particellare come ad esempio:

- la forma e le dimensioni,
- la composizione chimica,
- la distribuzione e la concentrazione alle emissioni.

Una ulteriore distinzione prevede la suddivisione in PM primario e secondario:

- il primo comprende il materiale particellare o aerosol emesso direttamente a seguito dei numerosi processi sopra indicati;
- il secondo dipende dai fenomeni di trasformazione gas-particella attraverso reazioni chimiche (es. ossidazione) di gas presenti in atmosfera con differenti specie.

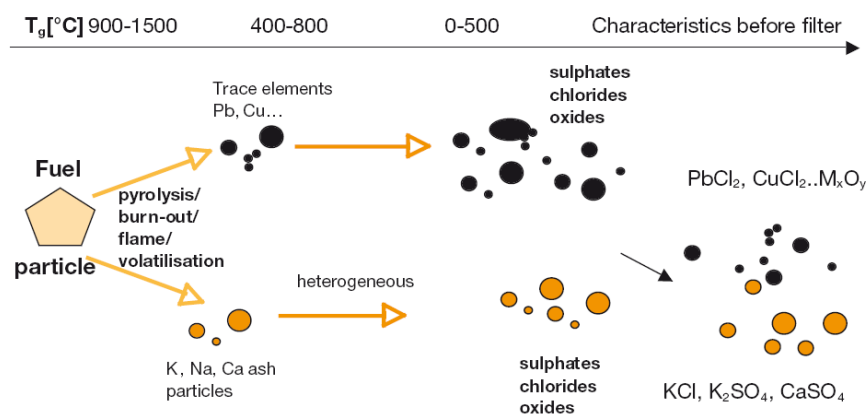


Figura 3: Schematizzazione della sequenza di formazione del materiale particellare durante i processi di combustione di rifiuti (7).

Al fine di avere una indicazione sui livelli di PUF riscontrabili nell'aria ambiente, si riportano alcuni dati rilevati nelle due stazioni di monitoraggio di inquinanti dell'aria urbana dell' Istituto Superiore di Sanità (ISS). Dette Stazioni sono ubicate una presso ISS in zona semicentrale al margine di una strada ampia a libera circolazione, l'altra presso l'Orto Botanico in zona Trastevere, in un'area non direttamente esposta alle emissioni da traffico autoveicolare. In particolare vengono utilizzati campionatori per il prelievo del PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 e uno strumento per la misura della CNP a cella di condensazione (Condensation Particle Counter CPC). Quest'ultimo strumento, grazie a un sistema di accrescimento delle particelle prelevate posto all'interno di una cella di condensazione in atmosfera satura di butanolo, è in grado di determinare il numero di particelle aerodisperse aventi diametro superiore a 10 nm (con una efficienza del 50 % anche fino a 7 nm) (8, 9).

La **tabella 1** riporta i valori medi annuali e le statistiche di base calcolati sulle medie di 24 ore delle CNP riscontrate presso il sito dell'ISS nell'intero periodo compreso tra gli anni 2001 e 2008 (relativamente ai soli primi cinque mesi). Si evidenziano valori di medie annuali delle CNP intorno a 45000 p/cm^3 negli anni 2001 e 2002, con un progressivo decremento negli anni successivi fino ad arrivare a valori di poco inferiori a 30000 p/cm^3 nel 2008. Si osserva, oltre alla tendenza alla riduzione dei valori medi annuali, anche una diminuzione del numero di episodi con valori massimi di CNP.

Le CNP hanno evidenziato un chiaro andamento stagionale e quotidiano, con valori più alti delle medie giornaliere durante l'inverno e valori massimi di concentrazione durante le ore di traffico più intenso. Le concentrazioni più elevate di particelle durante la stagione invernale probabilmente sono attribuibili a fenomeni di nucleazione che si verificano quando le emissioni veicolari si mescolano con l'aria ambiente a bassa temperatura. Queste condizioni favorirebbero la generazione di particelle nell'intervallo dimensionale compreso tra 10 e 100 nm. I due picchi di concentrazione caratterizzanti la stagione invernale mostrano una chiara coincidenza con le ore di punta del traffico (tra le 7 e le 9 del mattino e tra le 18 e le 20 la sera).

La CNP risulta, dunque, un buon indicatore dell'andamento delle emissioni da sorgenti antropogeniche primarie di particelle poiché verosimilmente le dimensioni che caratterizzano questa classe di particelle è meno influenzata dai fenomeni di formazione secondaria di particelle e dalle sorgenti naturali².

Per quanto riguarda i valori del PM₁₀, PM_{2,5}, PM₁, rilevati ponderalmente, in **tabella 2** si riportano i dati rilevati nella Stazione ISS nei diversi anni. I dati relativi al PM₁ comprendono solo gli ultimi anni, in quanto la strumentazione è stata acquisita nel 2005. I dati relativi al 2008 non possono essere considerati rappresentativi della media annuale, poiché coprono soltanto i primi mesi dell'anno.

Nel caso del PM₁ i risultati si riferiscono solo agli anni 2005-2006 e ai primi mesi del 2008 e mostrano che questa frazione dimensionale, costituendo la maggior parte della massa del PM_{2,5}, ha una concentrazione media annuale solo di poco inferiore a quella del PM_{2,5} per gli anni corrispondenti (1).

La situazione che emerge da tali dati e che risulta comune all'andamento generale nazionale è che, malgrado la diminuzione delle emissioni primarie e di precursori del PM registrata dagli inventari, l'andamento delle concentrazioni medie dei PM in molte aree non presentano sostanziali riduzioni nel tempo. Tale andamento è stato registrato anche in molte delle maggiori città europee, come è stato evidenziato anche dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA) (10, 11). La diminuzione delle emissioni, dunque, non risulta avere avuto sostanziale influenza sulla qualità dell'aria; un aspetto da considerare è quello dell'incremento del traffico e in particolare dell'uso di veicoli diesel nelle aree urbane. Si stima che nel periodo 1997–2004 tra 23 % e 45 % della popolazione urbana è stata esposta a concentrazioni superiori al valore limite stabilito dall'Europa per il PM₁₀, a fronte dell'inesistenza di una tendenza alla diminuzione di tale indicatore. Anche per l'Italia le attuali stime sul parco veicolare nazionale registrano una costante crescita e un'incidenza (al 2005) pari a circa 600 veicoli ogni 1000 abitanti, dato che ci pone al secondo posto dopo il Lussemburgo nella classifica tra i 25 paesi europei.

²

Le particelle possono essere immesse direttamente nell'atmosfera (primarie) o generate dalle reazioni gas-solido all'interno dell'atmosfera (secondarie) e la loro dimensione può variare dai pochi nanometri alle decine di micrometri. Una volta in sospensione le particelle possono mutare la loro dimensione e la loro composizione tramite processi di *condensazione* di vapori o *evaporazione*, *coagulazione* con altre particelle, *reazioni chimiche* o *attivazione*, in presenza di vapore supersaturo, per divenire nubi o goccioline.

2.1. Cenni sugli effetti sulla salute

L'esposizione a particelle ultrafini e di dimensioni nanometriche negli ambienti lavorativi e di vita è risultata responsabile di effetti negativi per la salute, anche se alcuni meccanismi di azione biologica non sono ancora sufficientemente noti. Questo ha comportato che su tale tematica si abbiano, ormai da diversi anni, attenzioni e preoccupazioni sia da parte degli operatori sanitari e ambientali che da parte dei cittadini.

Vari studi epidemiologici condotti nell'ultimo decennio hanno riguardato gli effetti sanitari dell'inquinamento atmosferico da particelle con piccolo diametro aerodinamico PM_{10} e $PM_{2,5}$, evidenziando l'associazione tra le concentrazioni in massa di tali particelle ed incrementi sia di mortalità che di ricoveri ospedalieri per malattie cardiache e respiratorie nella popolazione generale. Gli anziani, i bambini, le persone con malattie cardiopolmonari croniche, influenza o asma, sono ritenute maggiormente suscettibili e a carico di esse si concentrano incrementi di mortalità e seri effetti patologici a seguito di esposizioni acute a breve termine. In genere detti effetti dipendono dalla natura delle particelle stesse e si assume che gli eventuali effetti patologici siano proporzionali alla massa delle particelle con determinato diametro aerodinamico (Da). Alcuni studi nei quali sono state misurate le diverse frazioni dimensionali e/o i costituenti del PM_{10} suggeriscono che gli effetti osservati sono largamente associati alle particelle più fini, o ultrafini e non alle frazioni più grossolane (*coarse*, ovvero $PM_{10-2,5}$). Anche la presenza di forte acidità o di solfati nell'aerosol è stata ipotizzata come la causa degli effetti associati alle PUF. Probabili fattori rilevanti sono: l'elevatissima area superficiale, la maggiore efficienza di deposizione nelle vie respiratorie profonde, la presenza di metalli (specialmente Fe e/o metalli di transizione) e di composti acidi sulla superficie delle particelle stesse. (12).

2.2 Aspetti normativi

In questo contesto l'Unione Europea (UE) aveva già affrontato il problema con la Direttiva 1999/30/EC nella quale venivano indicati i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il PM_{10} , mentre per il $PM_{2,5}$ non veniva fissato un valore limite, ma si richiedeva agli stati membri di effettuare campionamenti e fornire informazioni anche

su questo parametro. Detta Direttiva veniva recepita in Italia con il DM 2/4/02 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 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 azoto*, che ha aggiornato i limiti, introducendo anche un diverso approccio alla gestione della qualità dell'aria. In **tabella 3** si riassumono i limiti contenuti nel DM 60/02 relativamente al materiale particolare.

A livello nazionale si era già iniziato, per alcune aree urbane *a maggiore concentrazione di traffico e di attività produttive*, un rilevamento di PM₁₀, a seguito dell'emanazione del DM 25/11/1994 *Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di inquinamenti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti di cui al decreto ministeriale 15 aprile 1994*. Per dette aree urbane, in numero di 23 ed aventi una popolazione superiore a 150.000 abitanti, si introducevano gli “*obiettivi di qualità*”, intesi come “*valore medio annuale di riferimento da raggiungere e rispettare*” relativamente a: *materiale particolato fine* (PM₁₀: materiale particolato con diametro aerodinamico $\leq 10 \mu\text{m}$, prelevato con efficienza di campionamento del 50 %), benzene, Benzo[a]pirene; tale DM in seguito veniva abrogato dal citato DM 2/4/2002 n. 60.

Un allargamento dei parametri normati si è avuto con la Direttiva 2004/107/CE “*concernente l'arsenico, il cadmio, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell'aria ambiente*”, che si riferisce a inquinanti già presenti nell'allegato I della direttiva 96/62. La direttiva tiene conto dell'obbligo di applicare il principio secondo il quale l'esposizione a tali inquinanti debba essere al livello più basso che si possa ragionevolmente raggiungere. Si introduce quindi il *valore obiettivo* definito come: *concentrazione nell'aria ambiente fissata per evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi per la salute umana e l'ambiente nel suo complesso che dovrà essere raggiunta per quanto possibile nel corso di un dato periodo*. Tale Direttiva è stata recepita con il DLgs 3/8/2007 n. 152. La **tabella 4** riporta il *valore obiettivo* per Arsenico, Cadmio, Nichel, Benzo[a]pirene, nella frazione PM₁₀ calcolata come media annuale, così come previsto dalle suddette normative.

Più recentemente con la Direttiva 2008/50/CE del 21/5/2008 *relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa*, ha aggiornato i limiti per l'aria ambiente e ha introdotto limiti per il PM_{2,5}, che andranno in vigore nel 2020; nella **tabella 5** si riportano detti limiti.

Si ritiene utile ricordare, anche se non hanno valenza di legge, quanto indicato dalla Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) nelle sue Linee Guida. Infatti, in relazione agli effetti sulla salute, considerando le evidenze scientifiche sugli effetti sanitari dell'esposizione della popolazione generale al PM, la OMS ha, per la prima volta, indicato valori numerici di riferimento per tale inquinante, nell'ultima revisione delle linee guida (13).

Per il PM_{2,5} si indica un valore limite di riferimento come concentrazione media annuale di 10 µg/m³, che rappresenta l'estremità inferiore dell'intervallo per il quale sono stati osservati effetti significativi sulla mortalità. Inoltre, considerando tale valore e gli studi sulla mortalità a breve termine effettuati in diverse città europee e degli USA, è stato individuato anche un valore limite di 25 µg/m³ riferito al periodo di 24 h. Al fine di mantenere un adeguato livello di protezione per gli effetti del PM con dimensioni più grossolane (*coarse*), anche per il PM₁₀ sono stati indicati valori di riferimento per il breve termine (20 µg/m³), e per il lungo termine (50 µg/m³).

Per quanto riguarda le PUF nanometriche, il cui rilevamento deve essere effettuato determinandone la concentrazione numerica per unità di volume, in considerazione dell'attuale insufficienza di evidenze epidemiologiche da cui derivare una conclusione sul rapporto esposizione-risposta, non vengono forniti dalla OMS, per il momento, specifici valori di concentrazione.

Una sintesi dei valori-guida raccomandati dalla OMS per PM₁₀ e PM_{2,5} e gli obiettivi provvisori con i relativi effetti attesi, viene riportata in **tabella 6**.

Tabella 1: Valori medi annuali e statistiche di base calcolati sulle medie di 24 ore delle CNP presso il sito dell'ISS. Anni 2001 - 2008. CNP in numero di particelle per cm⁻³ di aria (p/cm³)

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Media	42189	45827	38805	30675	30944	32534	28935	29606
Dati validi	245	317	293	314	365	365	365	158
Copertura (%)	67	87	80	86	100	100	100	43
5 PERC	16816	12330	16494	11944	14449	14401	13765	13271

25 PERC	27133	25561	24491	18347	21779	21693	19437	15913
Mediana	37275	42419	34275	24119	27751	26913	22358	24053
75 PERC	52057	59026	48918	38330	37023	38246	33767	40940
95 PERC	89486	98337	73406	69827	59061	62966	61567	58928
> 50000	66	117	71	46	38	35	43	25
> 50000 (%)	27	37	24	15	10	10	12	16
> 75000	21	45	14	14	3	5	2	0
> 75000 (%)	9	14	5	4	1	1	1	0

Tabella 2: Valori medi annuali e statistiche di base calcolati sulle medie di 24 ore delle concentrazioni di massa di PM₁, PM_{2,5} e PM₁₀ rivelati presso il sito dell'ISS. Concentrazioni espresse in µg/m³

		Media	Dati	Copertura	5 PERC	25 PERC	Mediana	75 PERC	95 PERC	> 30	> 30	> 50	> 50	> 75	> 75
			validi	(%)							(%)		(%)		(%)
PM1	2005	16.9	151.0	41.4	7.1	11.1	15.7	20.5	30.4	9	6.0	2	1.3		
	2006	18.5	264.0	72.3	7.1	12.0	16.8	22.8	36.5	33	12.5	1	0.4		
	2008	13.7	139.0	38.1	5.2	9.3	11.8	15.4	31.6	8	5.8	2	1.4		
	2001	21.6	266.0	72.9	10.9	15.8	20.0	25.2	37.4	37	13.9	4	1.5		
	2002	26.1	365.0	100.0	11.4	17.8	23.4	30.3	53.3	93	25.5	23	6.3		
PM2,5	2003	24.8	365.0	100.0	9.1	16.1	22.1	30.9	47.9	98	26.8	16	4.4		
	2004	23.8	366.0	100.0	9.1	15.0	20.9	29.0	49.9	84	23.0	19	5.2		
	2005	20.1	365.0	100.0	7.6	12.8	18.2	23.9	43.0	48	13.2	10	2.7		
	2006	20.7	365.0	100.0	7.8	12.6	18.1	25.7	44.0	64	17.5	9	2.5		
	2007	24.6	365.0	100.0	10.4	16.2	21.8	28.8	51.5	79	21.6	19	5.2		
	2008	19.7	123.0	33.7	8.2	12.4	16.2	25.5	37.9	20	16.3	3	2.4		
	2001	37.8	266.0	72.9	20.3	29.1	36.1	43.8	59.8			33	12.4	6	2.3
	2002	40.4	365.0	100.0	17.9	28.0	36.6	47.5	75.3			76	20.8	19	5.2
PM10	2003	39.7	365.0	100.0	18.0	29.1	37.2	47.1	71.0			76	20.8	13	3.6
	2004	38.8	364.0	99.7	19.1	26.0	34.7	46.4	72.3			71	19.5	16	4.4
	2005	36.8	365.0	100.0	17.7	26.2	34.5	43.0	67.4			60	16.4	10	2.7
	2006	41.2	365.0	100.0	19.2	29.9	37.7	49.7	72.8			90	24.7	13	3.6
	2007	38.7	365.0	100.0	19.0	27.7	35.7	46.4	70.6			68	18.6	10	2.7
	2008	28.9	125.0	34.2	17.3	24.0	29.4	33.1	40.5			0	0.0	0	0.0

Tabella 3: Valori limite per il PM₁₀ previsti dal DM 60 del 2 aprile 2002

limite/decorrenza	1/1/2005	1/1/2010
Media 24 ore (µg/m ³)	50	50
numero di superamenti ammessi	35	7
Media anno civile (µg/m ³)	40	20

Tabella 4: Valori Obiettivo riportati nella Direttiva 2004/107/CE e DLgs 152/2007

Inquinante	Valore Obiettivo (ng/m ³)
Arsenico	6
Cadmio	5
Nichel	20
Benzo[a]pirene	1

Tabella 5: Valori limite per PM_{2,5} (media anno civile) presente nella Direttiva 2008/50/CE

limitazione		anno di applicazione
valore obiettivo	25 µg/m ³	1/1/2010
valore limite (fase 1)	25 µg/m ³	1/1/2015
valore limite (fase 2)	20 µg/m ³	1/1/2020

Tabella 6: Valori-guida raccomandati dalla OMS per PM₁₀ e PM_{2,5} e i relativi effetti attesi

Media annuale (lungo termine)			
	PM₁₀ µg/m³	PM_{2,5} µg/m³	Note:
Obiettivo 1	70	35	valore associato all'incremento del rischio di mortalità relativa del 15% rispetto alla AQG;
Obiettivo 2	50	25	in aggiunta agli altri benefici sulla salute, questo valore riduce il rischio di mortalità approssimativamente del 6% rispetto al valore dell'obiettivo 1;
Obiettivo 3	30	15	in aggiunta agli altri benefici sulla salute, questo valore riduce il rischio di mortalità approssimativamente del 6% rispetto al valore dell'obiettivo 2;
AQG	20	10	livello più basso di incremento della mortalità, per cause polmonari e per cancro al polmone, per esposizione a lungo termine a PM _{2,5} .
Media 24 ore (breve termine)			
	PM₁₀ µg/m³	PM_{2,5} µg/m³	note:
Obiettivo 1	150	75	incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 5% al di sopra della AQG;
Obiettivo 2	100	50	incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 2,5% al di sopra della AQG;
Obiettivo 3	75	37,5	incremento del rischio di mortalità a breve termine di circa il 1,2% al di sopra della AQG;
AQG	50	25	valore basato sulla relazione tra i livelli di concentrazione di PM annuali e giornalieri.

CAPITOLO 3

ASPETTI NORMATIVI RELATIVI ALL'INCENERIMENTO DEI RIFIUTI

Tra la normativa tecnica vigente in materia di prevenzione dell'inquinamento atmosferico da impianti di incenerimento occorre richiamare, per quanto riguarda la Unione Europea ed il nostro Paese:

- la direttiva **89/369/CEE** concernente la prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei Rifiuti Solidi Urbani (RSU) e la disciplina delle emissioni e delle condizioni di combustione degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani, speciali non pericolosi, nonché di taluni rifiuti sanitari.
- La direttiva **94/67/CE** sull'incenerimento dei rifiuti pericolosi.
- Il **DM n. 503** del 19 novembre **1997**, regolamento recante norme per l'attuazione delle Direttive 89/369/CEE e 89/429/CEE concernenti la prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani e la disciplina delle emissioni e delle condizioni di combustione degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani, di rifiuti speciali non pericolosi, nonché di taluni rifiuti sanitari.
- Il **DM n. 124** del 25 febbraio **2000** recante anche i valori limite di emissione e le norme tecniche riguardanti le caratteristiche e le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento e di coincenerimento dei rifiuti pericolosi, in attuazione della Direttiva 94/67/CE.
- La direttiva **2000/76/CE** sull'incenerimento dei rifiuti.
- Il **DLgs n. 133** del 11 maggio **2005** Attuazione della Direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti recepita il 15 luglio del 2005.
- La direttiva **2008/98/CE** relativa ai rifiuti e che abroga alcune direttive.
- Inoltre l'Unione Europea ha emanato la direttiva **2006/12/CE**, che ribadisce la necessità di impegno degli Stati Membri ad adottare una serie di misure primarie

(es.: prevenzione e riduzione della produzione e la nocività dei rifiuti) e secondarie (es.: l'uso di rifiuti come fonte di energia).

Questi decreti e direttive considerano, oltre allo smaltimento dei rifiuti mediante incenerimento, anche aspetti tecnologici di emissione di inquinanti e di recupero energetico.

La direttiva IPPC **96/61/CE**, recepita integralmente con il DLgs 18/2/05 n. 59, ha inoltre definito il concetto di *Best Available Techniques* (BAT); nei lavori del *Bureau IPPC BREF* di Siviglia sono state predisposte linee guida (*BAT Reference*) per le varie filiere industriali. In ambito italiano, considerando il *Reference Document on the Available Techniques for Waste Incineration* (agosto 2006), è stato predisposto l'equivalente BRef nazionale pubblicato nella Gazzetta Ufficiale di giugno 2007 "Emanazione di linee guida per l'individuazione e l'utilizzazione delle migliori tecniche disponibili in materia di gestione dei rifiuti, per le attività elencate nell'Allegato I del DLgs 18 febbraio 2005, n.59".

Di seguito si approfondiscono alcuni punti della Direttiva 2000/76 come *la distinzione tra rifiuti pericolosi e non pericolosi si basa essenzialmente sulle loro diverse caratteristiche prima dell'incenerimento o del co-incenerimento, e non sulle diverse emissioni provocate. All'incenerimento o al co-incenerimento dei rifiuti, pericolosi o meno, dovrebbero applicarsi gli stessi valori limite di emissione, pur prevedendo tecniche e condizioni di incenerimento o co-incenerimento diverse e misure di controllo diverse al momento della ricezione dei rifiuti.*

Occorre rifondere in un'unica direttiva le norme in materia d'incenerimento e co-incenerimento di rifiuti pericolosi e non pericolosi tenendo pienamente conto della forma e della sostanza della Direttiva 94/67/CE del Consiglio, del 16 dicembre 1994, sull'incenerimento dei rifiuti pericolosi. Occorre pertanto abrogare la direttiva 94/67/CE.

Sulle condizioni di combustione la Direttiva 2000/76/CE stabilisce che (Art.6):

1. "Gli inceneritori di rifiuti debbono essere progettati, attrezzati e gestiti in modo che i gas prodotti dall'incenerimento di rifiuti , siano portati, dopo l'ultima immissione di aria di combustione, in modo controllato ed omogeneo e anche nelle condizioni più sfavorevoli previste, ad una temperatura di almeno 850 °C, raggiunta nella parete

interna della camera di combustione o vicina ad essa, per almeno 2 secondi in presenza di un tenore volumetrico superiore al 6% di ossigeno libero nei fumi.

Se vengono inceneriti rifiuti contenenti oltre l'1% di sostanze organiche alogenate, espresse in cloro, la temperatura deve essere portata ad almeno 1100°C. Quando la camera di combustione è alimentata soltanto con rifiuti liquidi o con particolari miscele gassose e solide polverizzate il tenore minimo di ossigeno si riduce al 3%.”

2. L'impianto deve inoltre essere dotato di un sistema di blocco dell'alimentazione dei rifiuti pericolosi, in caso di mancato rispetto di:

Temperatura minima di combustione;

Valori limite di emissione al camino.

Inoltre gli impianti di incenerimento “devono essere gestiti in modo da ottenere il più completo livello di incenerimento possibile”.

La direttiva fissa i valori limite di emissione in atmosfera riportati nella **tabella 7**.

Tabella 7: Limiti alle emissioni di inquinanti (mg/Nm³ s all'11% O₂*) per gli impianti di incenerimento secondo la Direttiva 2000/76/CE

Inquinante	2000/76/CE (rifiuti)
Polveri	10-30
HCl	10-60
HF	1-4
SO ₂	50-200
NO ₂	200-400
CO	50-100
Composti organici	10-20
Cd, Tl, Hg	0,05 **
Totale altri metalli	0,5
IPA	-
PCDD/F (ng/Nm ³)	0,1 ***

* valori medi giornalieri e valori medi di punta (orari o semiorari); ** il limite si riferisce al Cd e Tl come somma e al Hg separatamente

*** espresso in termini di tossicità equivalente riferita alla 2,3,7,8 T₄CDD.

Le misure devono sempre essere normalizzate alle seguenti condizioni:

temperatura 273 K;

pressione 101,3 kPa;

gas secco.

I valori limite sono rispettati:

- a) se tutti i valori medi giornalieri non superano i valori limite di emissioni stabiliti nella tabella 1.2;
- b) se tutti i valori medi su 30 minuti rilevati nel corso dell'anno non superano i valori limite di emissioni stabiliti ovvero il 97% dei valori medi su 30 minuti rilevati nel corso dell'anno non superano i valori limite di emissioni stabiliti;
- c) se tutti i valori medi rilevati nel periodo di campionamento non superano i valori limite di emissioni.

Nell'Art. 11 il decreto stabilisce che le sostanze inquinanti NO_x , CO , *polveri totali*, TOC , HCl , HF , SO_2 nonché il tenore volumetrico di ossigeno, la temperatura, la pressione, il tenore di vapore acqueo e la portata volumetrica devono essere misurate e registrate in continuo.

Il DLgs 133/05 riporta i valori limite di emissione e le norme tecniche riguardanti le caratteristiche e le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento e di coincenerimento dei rifiuti, in attuazione della Direttiva 2000/76/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 4 dicembre 2000. I valori limite di emissione sostanzialmente sono quelli già indicati negli ultimi decreti sull'incenerimento, si ha per la prima volta i limiti per le acque di scarico dall'impianto di incenerimento ovvero "valori limite di emissione negli scarichi di acque reflue derivanti dalla depurazione degli effluenti gassosi". Si riportano indicazioni sui controlli da effettuare alle emissioni e sulla loro periodicità:

- *Misurazioni continue delle seguenti sostanze: NO_x , purchè siano stabiliti i valori limite di emissione, CO , *polveri totali*, TOC , HCl , HF , SO_2 .*
- *Misurazione continue dei seguenti parametri di processo: temperatura vicino alla parete interna o in un altro punto rappresentativo della camera di combustione, secondo quanto autorizzato dalla autorità competente, concentrazione di ossigeno, pressione, temperatura e tenore di vapore acqueo dei gas di scarico.*
- *Almeno due misurazioni l'anno per i metalli pesanti, le diossine e i furani; per i primi dodici mesi di funzionamento è tuttavia effettuata una misurazione almeno ogni tre mesi. Gli stati membri possono stabilire periodi di misurazione qualora*

abbiano fissato valori limite di emissione per gli idrocarburi policiclici aromatici o altri inquinanti.

- *Nell'autorizzazione l'autorità competente può consentirele misurazioni periodiche ...per HCl, HF, SO₂ anziché la misurazione continua se il gestore può dimostrare che le emissioni di tali inquinanti non possono in nessun caso essere superiori ai valori limite di emissione stabiliti.*
- *Nell'autorizzazione l'autorità competente può consentire la riduzione della frequenza delle misurazioni periodiche da due all'anno a una ogni due anni per i metalli pesanti e da due all'anno a una all'anno per le diossine e i furani, purché le emissionisiano inferiori al 50 % dei valori limite....*
- *Il DLgs 133/05 attualmente in vigore sull'incenerimento riporta:*
- *misurazioni continue delle seguenti sostanze: CO, polveri totali, TOC, HCl, HF, SO₂, NO₂, nonché il tenore volumetrico di ossigeno, temperatura, pressione, tenore di vapore acqueo e la portata volumetrica. Deve inoltre essere misurate registrata in continuo la temperatura dei gas vicino alla parete interna o in altro punto rappresentativo della camera di combustione.*
- *La frequenza delle misurazioni periodiche delle concentrazioni delle sostanze inquinanti di cui alla lettera A, punti 8, 9, 10, 11, 12 nonché degli altri inquinanti per i quali l'autorità competente all'autorizzazione prescriva misurazioni periodiche viene stabilita dalle regioni e dalle province autonome competenti, tale frequenza deve essere al massimo annuale. Per i primi 12 mesi di funzionamento le misurazioni devono essere trimestrali.*

I valori limite alle emissioni per inceneritori di rifiuti secondo il DLgs n. 133 del 11 maggio 2005 sono riportate nelle **tabella 8**.

Tabella 8: Limiti alle emissioni di inquinanti (mg/Nm³ s all'11% O₂*) per gli impianti di incenerimento secondo il DLgs 133/2005

Inquinante	DLgs 133/2005
Polveri	10-30
HCl	10-60
HF	1-4
SO ₂	50-200
NO ₂	200-400
CO	50
Composti organici	10-20

Cd, Tl, Hg	0,05 **
Totale altri metalli	0,5
IPA	0,01
PCDD/F (ng/Nm ³)	0,1 ***

* valori medi giornalieri e valori medi di punta (orari o semiorari); ** il limite si riferisce al Cd e Tl come somma e al Hg separatamente

*** espresso in termini di tossicità equivalente riferita alla 2,3,7,8 T₄CDD.

3.1. RIDUZIONE E PREVENZIONE INTEGRATE DELL'INQUINAMENTO

La suddivisione delle normative ambientali per i vari comparti acqua, aria e suolo e la trattazione a livello legislativo, amministrativo e di controllo separata non consente una visione globale del problema e una capacità ottimale di intervento. Per ovviare a tali problemi l'Unione Europea (UE) ha emanato la direttiva **96/61/CE sulla riduzione e la prevenzione integrate dell'inquinamento**, che è stata recepita in Italia con il DLgs **n. 59 del 18 febbraio 2005**. Tale direttiva, secondo i principi che regolano la politica ambientale comunitaria, tende a prevenire, ridurre, e per quanto possibile intervenire alla fonte delle cause di inquinamento nel rispetto del principio "chi inquina paga".

La definizione di emissione assume, in questo modo, un significato più ampio, in quanto comprende tutto il ciclo tecnologico nel suo complesso: *scarico diretto o indiretto da fonti puntiformi o diffuse dell'impianto, di sostanze, vibrazioni, calore o rumore nell'aria, nell'acqua o nel terreno*. Mentre il valore limite di emissione dall'impianto sarà quello che dovrà garantire *un livello equivalente di protezione dell'ambiente nel suo insieme e di non portare a carichi inquinanti maggiori nell'ambiente*.

Si dovrà garantire l'applicazione delle migliori tecnologie disponibili (BAT), evitando fenomeni di inquinamento significativo, eliminando o diminuendo la produzione di rifiuti, utilizzando al meglio l'energia, prevedendo incidenti e limitandone le conseguenze, eliminando i rischi di inquinamento alla cessazione definitiva dell'attività e ripristino del sito.

In questa ottica si pone anche la direttiva 2000/76/CE per gli impianti di incenerimento, che considera oltre ai limiti delle emissioni in atmosfera anche limiti sullo scarico delle acque della sezione di lavaggio fumi riportate in **tabella 9**.

Tabella 9: Limiti sullo scarico delle acque (mg/L) per gli impianti di incenerimento secondo la normativa nazionale e comunitaria (DLgs 133/2005, direttiva 2000/76)

Inquinante	Valore limite di emissione (mg/L)
Solidi sospesi totali	35
Mercurio e suoi composti (Hg)	0,02
Cadmio e suoi composti (Cd)	0,075
Tallio e suoi composti (Tl)	0,075
Arsenico e suoi composti (As)	0,15
Piombo e suoi composti (Pb)	0,15
Cromo e suoi composti (Cr)	0,75
Rame e suoi composti (Cu)	0,75
Nichel e suoi composti (Ni)	0,75
Zinco e suoi composti (Zn)	0,2
Diossine e furani espressi (PCDD+PCDF) TEQ ng/L	0,5

CAPITOLO 4

TRATTAMENTO TERMICO DEI RIFIUTI

La scelta della tecnologia di recupero energetico tramite combustione va fatta principalmente in funzione della tipologia del rifiuto da trattare ed in particolare in base al suo contenuto energetico, associato al potere calorifico inferiore ed alle sue caratteristiche chimico-fisiche (densità, pezzatura, contenuto di umidità, di inerti, ecc.).

In tema di combustione di rifiuti le principali tecnologie impiegabili, che coprono la stragrande maggioranza delle applicazioni, sono:

- forni a griglia;
- forni a tamburo rotante;
- combustori a letto fluido.

Esistono inoltre altre tecnologie meno diffuse, sviluppate per impieghi specifici (forni statici per liquidi e gas, forni a piani multipli, inceneritori a raggi infrarossi, semi-pirolitici, ecc.) che saranno descritte in seguito in quanto la loro applicazione è ristretta a particolari tipologie di rifiuti speciali e/o pericolosi (rifiuti industriali, rifiuti sanitari, fanghi, ecc.).

Un quadro completo delle possibili tecnologie di combustione e delle loro applicazioni è riportato nella **tabella 10** nella quale sono confrontate, alcune tecnologie innovative quali gassificazione, pirolisi, trattamenti all'arco-plasma (**14,15**).

Tabella 10: Quadro sintetico delle tecnologie di incenerimento di rifiuti

Tecnologia forno	Tipologia rifiuto					
	RU	CDR Speciali	Fanghi	RS	Industria Chimica	Scarti animali
A griglia mobile	+	+/--	+/-- ⁽¹⁾	+	--	--
A tamburo rotante	+	+	+	+	+	+
A letto fluido	+/--	+	+	+/--	+/--	+/--
A griglia fissa	+	--	--	+	--	--
Statici	--	--	--	+	--	+
A raggi infrarossi	--	+/--	--	+/--	+/--	--
A camera statica	--	--	--	--	+	--

(per liquidi e/o gas)						
A piani multipli	+/--	--	+	--	+/--	--
Semi-pirolitico	+/--	+/--	--	+/--	--	--
Combustore ciclonico	--	+/--	--	--	+/--	--
Gassificazione	--	+	+/--	+/--	+/--	+/--
Pirolisi	+/--	+	+/--	--	+/--	--
Trattamenti all'arco-plasma	+/--	+	+/--	+/--	+/--	--

(1) In co-incenerimento con i RU che costituiscono il rifiuto principale trattato.

Legenda:

+ = idoneo

+/-- = idoneo con limitazioni

-- = non idoneo

4.1 ANALISI DELLE DIVERSE TECNOLOGIE DI COMBUSTIONE.

Nella **tabella 11** viene riportato, in forma sintetica, un confronto fra le tre principali tecnologie di combustione di rifiuti (**13, 14**). La scelta della tecnologia da impiegare dipende principalmente dalla tipologia di rifiuto che costituisce, in maniera preponderante od esclusiva, il materiale da trattare e, in misura minore, da quale aspetto tra la termodistruzione dei rifiuti ed il recupero energetico si intende privilegiare (**14, 15**). Come si rileva dall'esame delle **tabelle 11, 12 e 13** non è possibile definire a priori la tecnologia da applicare, né esiste tanto meno una tecnologia la cui applicazione può essere generalizzata a tutte le tipologie di rifiuti disponibili. I dati in esse riportati costituiscono solo un'indicazione di base nella selezione della tecnologia da impiegare, che dovrà tenere conto di tutta una serie di parametri (tecnici, economici, ambientali, gestionali ecc.) specifici del singolo caso, alla luce del fatto che gli sviluppi tecnologici in corso e l'evoluzione della normativa comunitaria (in particolare l'emanazione della Direttiva 2000/76/CE sull'incenerimento dei rifiuti e la Direttiva 2008/98/CE sui rifiuti), stanno via via portando ad una maggiore sovrapposibilità delle varie tecnologie di combustione dei rifiuti. Gli sviluppi normativi nel settore della gestione negli ultimi anni hanno portato alla presenza di frazioni combustibili che, in modo schematico, possono essere classificate come:

- RU indifferenziati che residuano a valle delle operazioni di raccolta differenziata (RD);

- “Frazione secca”o “secco”, ricavata dai RU indifferenziati tramite operazioni di selezione meccanica e di separazione (eventuale) dei metalli;
- Combustibili derivati da rifiuti (CDR), ottenuti dalla frazione secca tramite successive operazioni di raffinazione.

Nella **tabella 13** viene riportata l’applicabilità delle due principali tecnologie al trattamento di frazioni derivate da rifiuti di origine urbana. Si tratta di informazioni indicative, la cui effettiva realizzazione dovrà essere verificata caso per caso, in funzione delle caratteristiche del rifiuto e della specifica apparecchiatura selezionata.

Tabella 11: Confronto fra le principali tecnologie di combustione dei rifiuti

Apparecchiatura	Vantaggi	Svantaggi
A griglia mobile	Apparecchiatura collaudata ed affidabile Esistono migliaia di applicazioni a livello mondiale Consente buoni livelli di recupero energetico Idoneo per rifiuti di diversa pezzatura Non richiede il pretrattamento dei RU	Non particolarmente idonea per rifiuti ad alto pci (>20 MJ/kg) Non idonea per rifiuti pulverulenti, pastosi e melme Fattibilità economica ristretta a taglie d’impianto medio-grandi
A tamburo rotante	Possibilità di trattare rifiuti in qualsiasi stato fisico (solidi, liquidi, pastosi), anche in combinazione Scarsa sensibilità al variare di composizione, umidità e pezzatura dell’alimentazione Semplicità di costruzione ed elevata affidabilità di funzionamento	Presenza di parti in movimento, con problemi di tenuta ed usura Incompleta ossidazione dei fumi nella camera primaria, necessita di camera di post-combustione Eccessi d’aria elevati Consumo di refrattario piuttosto rapido; Ridotte efficienze di recupero energetico
A letto fluido	Elevata efficienza di combustione (grado di turbolenza, maggiori tempi di residenza, temperatura più uniforme) Basso contenuto di incombusti nelle scorie (0,2-0,3 %) Unità più compatte (maggiori carichi termici specifici applicabili) Ridotti tempi di avviamento e possibilità di funzionare anche in discontinuo Ridotto numero di parti meccaniche in movimento	Rischio di defluidizzazione del letto conseguente a possibili fenomeni di agglomerazione Necessità di pretrattamenti dei rifiuti (riduzione pezzatura, omogenizzazione, ecc.), con conseguente aumento dei costi globali di gestione Necessità di aumentare i punti di alimentazione o di incrementare la velocità di fluidizzazione a causa di insufficiente mescolamento trasversale

	Possibilità di operare con ridotti eccessi d'aria, con conseguenti migliore rendimento di recupero e minori dimensioni dei sistemi di depurazione dei fumi Parziale rimozione di gas acidi in fase di combustione, tramite l'iniezione di sorbenti alcalini	Difficoltà di alimentazione dei rifiuti leggeri (es.: CDR fluff) soprattutto in corrispondenza di velocità di fluidizzazione elevate (letti circolanti) Ridotte esperienze applicative in scala industriale per l'impiego con rifiuti urbani, soprattutto per i letti circolanti Maggiori carichi di polveri da captare nell'impianto di trattamento fumi.
--	---	---

Tabella 12: Campo di prestazioni per gli impianti di incenerimento

Dati generali impianto		RU/CDR	Altre tipologie di rifiuti
Quantità rifiuti trattati	t/a	47.000-940.000	6.000-160.000
Potenzialità impianto	t/g	150-3000	20-500
Capacità termica impianto	MW	15-300	4-100
Produzione scorie,	kg/t di rifiuto	200	50-100
Produzione ceneri	kg/t di rifiuto	50-100	100-150

Apparecchiatura di combustione		Griglia	Tamburo rotante	Letto fluido
Rifiuti trattabili (primari)		RU, CDR	RS, RSS, RP, RI	CDR, RS, fanghi
(secondari)		Fanghi, sanitari	RU, fanghi, CDR	RI
Flessibilità (su capacità carico di progetto)	%	60-100	60-100	60-100
Carico termico specifico,	kW/m ²	800-1200	1000-1500 (sez.)	1200-1800
Carico termico volumetrico,	kW/m ³	150-300	100-200	150-300
Carico di massa specifico,	Kg/m ² /h	200-400	200-400	200-400
Temperatura operativa,	°C	850-1250	850-1400	850-950
Camera di post-combustione separata (CPC)		No	Si	No
Tempo di permanenza fumi (inclusa CPC)	S	> 2	> 2	> 2
Eccessi d'aria	%	50-100	80-150	40-70
Tenore di O ₂ nei fumi umidi	%	6-9	8-14	5-8
Portata fumi,	Nm ³ /h/t rifiuto	5-8	7-10	4-7
Ricircolo fumi	%	0-20	n.a.	0-20
Tenore di incombusti nelle scorie,	% s.s.	1-3	1-3	0,5-1,5
Rendimento termico combustore/caldaia,	%	75-85	65-75	75-85
Capacità termica max per linea	MW	120	30	90
Temperatura fumi uscita generatore	° C	180-220	250-300	180-220

Ciclo termico		Griglia (RU/CDR)	Tamburo rotante (RS/RP)	Letto fluido (CDR/RS)
Tipo generatore di vapore		Integrata, passi radianti+passo convettivo orizz./vert.	Integrata, passi radianti+passo convettivo orizz.	Integrata, passi radianti+passo convettivo vert.
Capacità termica	MW	15-300	4-80	12-240
Pressione operativa	bar	40-80	10-40	35-60
Temperatura operativa	° C	360-500	200-385	320-450
Produzione specifica vapore	t/t rifiuto	3,5-4	4-5	4-5
Rendimento termico generatore di vapore	%	80-90	70-80	80-90
Rendimento elettrico lordo ⁽¹⁾	%	18-32	14-20	20-28
Rendimento elettrico netto ⁽¹⁾	%	14-27	10-16	16-24
Autoconsumi elettrici sulla potenza prodotta ⁽²⁾	%	12-20	20-28	14-18 ⁽³⁾

(1) Impianti di nuova generazione, in funzione della taglia

(2) In funzione della configurazione e della taglia dell'impianto

(3) Esclusi i pretrattamenti dei rifiuti

Sistema Trattamento Fumi, tipo:		A secco		A semisecco	Ad umido
Tipologia		CT (o ECO+ Ca(OH) ₂ +CA	NaHCO ₃ + CA	Ca(OH) ₂ (sol.)+CA	Soluzione Na(OH)+CA
Temperatura operativa in/out	° C	200-140	300/300-140	200-140	200-120
Consumi specifici di reagenti	kg/t rifiuto	15-25	10-15	15-25	n.d. ⁽⁵⁾
Produzione residui solidi, ⁽⁴⁾	kg/t rifiuto	40-60	8-12 ⁽⁶⁾	40-60	n.d. ⁽⁵⁾
Produzione reflui liquidi,	m ³ /t rifiuto	--	--	--	n.d. ⁽⁵⁾
Efficienze di abbattimento	%	⁽⁷⁾	⁽⁷⁾	⁽⁷⁾	⁽⁷⁾

(4) A monte del trattamento di stabilizzazione

(5) Non sono stati resi disponibili dati di dettaglio sulla situazione nazionale

(6) I valori riportati sono relativi alla sola produzione di sali sodici raccolti, di norma, separatamente dalle ceneri leggere tramite un sistema di doppia filtrazione. Essi costituiscono, mediamente, il 30-40% dei residui solidi totali da trattamento dei fumi a secco.

(7) E' funzione della tipologia di inquinante e delle relativa concentrazione in ingresso

CT = Torre di condizionamento

ECO = economizzatore esterno al generatore di vapore

RH = riscaldamento finale dei fumi

SOL = in soluzione e/o sospensione

CA = impiego di carboni attivi

Tabella 13: Tecnologie di combustione RU, frazioni derivate e assimilabili

Rifiuto	pci (MJ/kg)	Apparecchiatura	
		Griglia	Letto fluido
RU indifferenziato	8 – 11	+	--
Frazione secca	12 - 15	+	+ ⁽¹⁾

CDR (ex DM 5.2.1998)	15 min	+ ⁽²⁾	+
Rifiuti a elevato pci	> 20	--	+

Previa triturazione

Può essere richiesto l'impiego di griglia raffreddata ad acqua (in funzione del pci)

Legenda:

+ = idoneo

+/- = idoneo con limitazioni

-- = non idoneo

4.1.1 FORNI A GRIGLIA

Questi sistemi possono venire impiegati con materiale idoneo a formare un letto sulla griglia con un'adeguata copertura dovuta anche alla presenza di ceneri ed inerti. In pratica possono venire utilizzati senza eccessivi problemi con poteri calorifici fino a 3500-4000 kcal/kg quando venga assicurato un adeguato raffreddamento. Attualmente vengono impiegate anche griglie raffreddate ad acqua che permettono una estensione del campo del potere calorifico. I forni a griglia sono utilizzati per il tal quale e possono ricevere senza problemi anche materiali provenienti dalla raccolta differenziata e dalla selezione. In alcuni specifici casi, ad esempio combustibile sotto forma di fluff, la griglia non appare indicata. In altre situazioni, con combustibile addensato anche con potere calorifico elevato, è possibile individuare condizioni operative soddisfacenti adottando una opportuna configurazione del sistema di combustione. Si può affermare che la griglia trova le sue maggiori applicazioni con combustibili che non si discostano molto dal tal quale. I forni a griglia costituiscono la tecnologia più consolidata e, come tale, di più largo impiego nella combustione di rifiuti, in particolare di quelli urbani, grazie alla flessibilità che ne caratterizza il funzionamento ed all'affidabilità derivante dalle numerosissime applicazioni. La loro caratteristica (**figura 3**) consiste appunto in una griglia (fissa o mobile) su cui viene formato un letto di rifiuti dello spessore di alcune decine di centimetri. I forni a griglia mobile, invece, sono composti da una camera, alla cui base si trova una suola di combustione costituita da una griglia, di norma inclinata e formata da una serie di gradini mobili.

I rifiuti vengono immessi mediante una tramoggia nella parte più alta della griglia, dalla quale uno spintore li spinge verso i gradini inferiori. Lungo lo sviluppo longitudinale della griglia i rifiuti subiscono dapprima un processo d'essiccamento che avviene nella zona prossima all'alimentazione: le sostanze volatili che si liberano sono in gran parte costituite dall'umidità evaporata ed il rilascio di calore risulta modesto.

Successivamente, nella parte centrale della griglia il materiale essiccato, tramite fenomeni di combustione e gassificazione della componente organica, viene convertito in una frazione gassosa ed in un residuo solido.

L'aria di combustione viene iniettata sia sotto la griglia (aria primaria, grossomodo nella quantità stechiometrica necessaria per la combustione) sia nella parte alta della camera di combustione (aria secondaria, corrispondente in prima approssimazione all'eccesso d'aria necessario per la combustione); quest'ultima viene utilizzata anche per il controllo della temperatura. Il tempo di permanenza del rifiuto sulla griglia deve essere ovviamente tale da garantire il completamento delle diverse fasi del processo di combustione ed è in genere compreso tra 30 e 60 minuti. Le scorie residue del processo vengono scaricate dalla parte finale della griglia con opportuni sistemi in vasche di accumulo a bagno d'acqua, che provvedono anche al loro raffreddamento. Per garantire maggior flessibilità al processo, per fare fronte ad inevitabili variazioni qualitative dell'alimentazione, è possibile regolare le condizioni di combustione tramite la modulazione delle velocità degli elementi mobili e/o della portata di aria di combustione alimentata nelle varie zone della griglia. Il parametro di maggior interesse per la valutazione delle prestazioni complessive della griglia è costituito dal carico termico superficiale, che deve essere idoneo ad assicurare un'elevata efficienza di combustione con tempi di residenza ragionevoli. Esso rappresenta, in pratica, la quantità di calore, sviluppata dalla combustione del rifiuto per unità di tempo, che l'unità di superficie della griglia è in grado di sopportare: i valori medi di più comune adozione pratica si collocano nell'intervallo $350-1000 \text{ kW/m}^2$.

Il completamento dell'ossidazione dei prodotti di gassificazione e pirolisi presenti nella fase gassosa proveniente dal letto di materiale posto sulla griglia avviene nella zona immediatamente superiore alla griglia stessa, che costituisce la camera di combustione del forno. Essa deve fornire un buon mescolamento tra i gas provenienti dal letto e l'aria secondaria, assicurando quindi contemporaneamente adeguate condizioni di turbolenza e disponibilità di ossigeno.

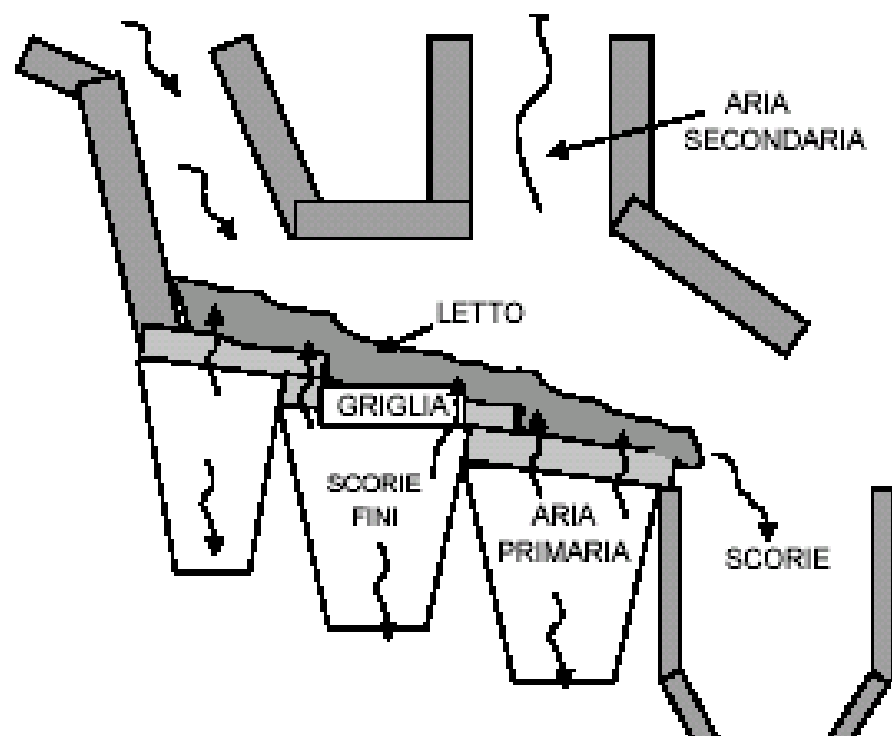


Figura 3: Schema di funzionamento del forno a griglia.

Anche i tempi di residenza dei gas devono essere idonei: in generale si adottano valori compresi tra 2 e 5 s. Il volume totale della camera è in genere tale da assicurare carichi termici volumetrici di combustione compresi di norma, tra 70 e 300 kW/m³.

Nella tabella di seguito sono riassunti i valori dei principali parametri costruttivi dei forni a griglia di norma adottati.

Parametro	Intervallo
Carico termico specifico volumetrico, kW/m ³	70-300
Carico termico superficiale, kW /m ²	350 – 1.000
Carico di massa specifico sulla griglia, kg/m ² h	200 - 400

Per quanto concerne gli sviluppi di tale tecnologia, essi riguardano principalmente le modifiche impiantistiche necessarie per adeguare il funzionamento della griglia e contenere i fenomeni di usura legati ad eventuali surriscaldamenti derivanti da combustibili con modesto contenuto di ceneri (inferiore al 15-20%) e con pci piuttosto elevati come nel caso dei CDR.

Le modifiche di più recente introduzione prevedono:

- l'adozione di idonee configurazioni della griglia, al fine di limitare il trascinamento di materiale particellare (minori salti);
- il miglioramento della distribuzione dell'aria primaria sotto griglia ai fini sia del conseguimento di condizioni ottimali di combustione sia della riduzione del trascinamento di materiale particellare;
- la verifica della lunghezza della griglia in relazione alla più elevata combustibilità dei rifiuti, onde evitare zone non completamente coperte dal letto di materiale e quindi soggette a maggiore usura;
- l'impiego di griglie raffreddate ad acqua per diminuire l'usura degli elementi che la costituiscono con rifiuti ad elevato potere calorifico (superiore a 15 MJ/kg), nonché ottimizzare i flussi di aria primaria svincolandoli dalla funzione di raffreddamento della griglia stessa;
- la possibilità di scaricare le scorie con estrattori a secco, al fine di ridurre il loro contenuto di umidità.

Livelli di temperatura dell'ordine degli 850-900°C sono ritenuti sufficienti in corrispondenza di adeguati tenori di ossigeno (6-8%) e turbolenza, a garantire il completamento pressoché totale dell'ossidazione dei componenti organici nei processi

di combustione, minimizzando in tal modo le emissioni di macro e microinquinanti. Di recente sperimentazione risultano inoltre alcune tecniche finalizzate alla riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto. Le più semplici prevedono una modifica nella ripartizione dell'aria alimentata, riducendo quella primaria ed incrementando quella secondaria, in modo da limitare la presenza di ossigeno nelle zone a temperatura più elevata: ciò richiede un accurato controllo del processo, per evitare peggioramenti nell'efficienza complessiva di combustione ed aumenti nelle emissioni di incombusti.

I combustori a griglia mobile possono raggiungere capacità molto elevate e sono caratterizzati da una elevata flessibilità e affidabilità; non necessitano di particolari trattamenti del materiale e possono accettare rifiuti eterogenei con potere calorifico da 5 MJ/kg fino a circa 20 MJ/kg (per le griglie raffreddate ad acqua); costituiscono la tecnologia più referenziata a livello europeo. Si può associare ad essa un sistema di controllo della combustione, eventualmente dotato di sistema ottico ad infrarossi.

4.1.2. FORNI A TAMBURO ROTANTE

I forni rotanti hanno in generale una notevole elasticità di funzionamento in relazione al materiale alimentato. Possono quindi venire utilizzati con combustibili solidi tradizionali derivanti da processi di pretrattamento ed anche con CDR, pure sotto forma di fluff (es. alimentazione pneumatica). Le problematiche connesse con l'utilizzo del forno rotante non sono quindi in generale tanto connesse al tipo di materiale in alimentazione ma alle caratteristiche operative stesse del forno. I forni a tamburo rotante sono costituiti da una camera cilindrica leggermente inclinata (in genere 1-3%) che ruota lentamente attorno al proprio asse (**figura 4**). Essi sono impiegati principalmente per lo smaltimento di rifiuti di origine industriale (solidi, liquidi, pastosi), anche pericolosi. A fronte di una semplicità costruttiva e di un'elevata flessibilità per quanto riguarda la tipologia e le caratteristiche dell'alimentazione, i forni a tamburo presentano degli svantaggi legati essenzialmente al ridotto volume della camera di combustione (che deve essere integrata con una apposita camera di post-combustione separata per il completamento della combustione in fase gassosa) ed al fatto che la combustione avviene con modalità pressoché adiabatiche per cui, specie in presenza di rifiuti ad alto potere calorifico, il controllo della temperatura può essere realizzato solo aumentando

l'eccesso di aria di combustione e, se necessario, iniettando acqua di raffreddamento. Entrambi questi fattori rendono tale apparecchiatura non adatta a conseguire elevati livelli di recupero energetico dall'incenerimento di rifiuti. Questi fattori danno una chiara spiegazione del perché tale apparecchiatura abbia avuto scarsa diffusione per il trattamento dei RU; alcuni esempi presenti sul nostro territorio sono, infatti, riconducibili ad unità di capacità molto ridotta. La combustione del letto di rifiuti avviene direttamente a contatto con la parete del forno, nella maggior parte dei casi rivestita di materiale refrattario; l'alimentazione del materiale avviene tramite opportune testate, collocate in corrispondenza di una estremità del forno, mentre lo scarico delle scorie e dei residui avviene all'estremità opposta.

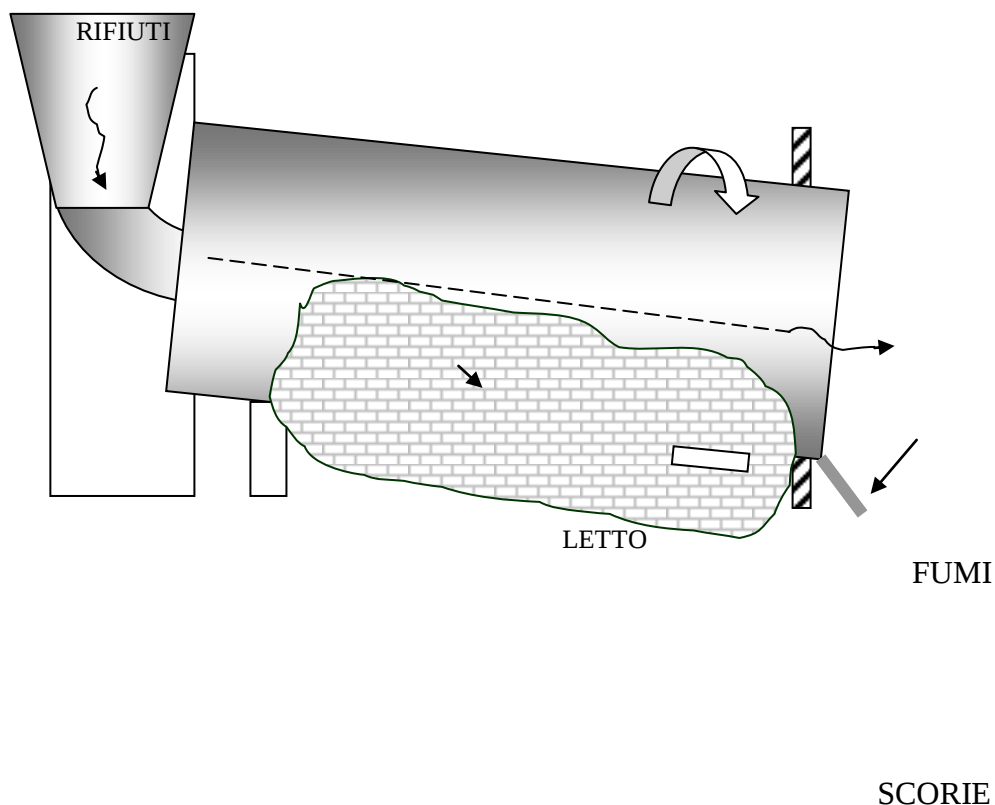
I forni a tamburo rotante, in quanto tipici forni a suola, sono caratterizzati da una maggior difficoltà di interazione tra combustibile e comburente rispetto a quella ottenibile con altre tipologie di installazioni (ad es. forni a griglia, nei quali l'aria viene insufflata direttamente attraverso il letto); l'efficienza del contatto può tuttavia essere incrementata mediante l'introduzione di strutture interne al tamburo, quali, ad esempio, palettature che trascinano il materiale verso l'alto e poi lo lasciano ricadere, che intensificando la movimentazione del letto di rifiuti ne migliorano il contatto con il comburente.

I forni a tamburo rotante possono operare tanto con configurazioni in equicorrente che in controcorrente, a seconda che il flusso dei gas e del letto di combustibile avvenga nella stessa direzione o nella direzione opposta.

Nella maggior parte dei casi, ed in particolare nelle applicazioni relative alla termodistruzione di rifiuti, la configurazione adottata è in equicorrente, in quanto costruttivamente più semplice e consente, al tempo stesso, di evitare maggiormente il trascinamento, tipico del flusso in controcorrente, di sostanze volatili ed il loro scarico assieme ai fumi caldi. I principali parametri per il dimensionamento e la valutazione delle prestazioni dei forni a tamburo rotante sono l'intensità volumetrica di combustione (kW/m^3) e l'intensità di combustione riferita alla sezione del tamburo (kW/m^2). Il primo tiene conto del volume globale del tamburo, e quindi anche della sua lunghezza, ed è legato al tempo di permanenza necessario alla conversione del materiale, strettamente correlato alla natura e tipologia del rifiuto alimentato. Sul tempo di

permanenza è possibile peraltro intervenire anche con altri parametri costruttivi, quali il diametro del forno, la sua inclinazione ed il numero di giri del tamburo.

Il secondo parametro, rappresentativo del carico termico per unità di sezione, è collegato alle massime sollecitazioni termiche locali. Nei forni attualmente in esercizio l'intensità volumetrica di combustione è, in genere, compresa tra 60 e 250 kW/m³, mentre l'intensità per unità di sezione varia in genere nell'intervallo 600-1200 kW/m². Per quanto riguarda il rapporto lunghezza/diametro esso è in generale compreso nell'intervallo 2-5 (nella maggior parte dei casi dell'ordine di 3-4), mentre la velocità di rotazione varia tra 0,2 e 1-1,2 giri/minuto. Nella **tabella 14**, sono riassunti i valori dei principali parametri costruttivi dei forni a tamburo rotante di norma adottati. Dal punto di vista operativo le già accennate difficoltà di contatto combustibile/comburente rendono necessaria l'adozione di elevati eccessi d'aria, di norma compresi nell'intervallo 100-150%.



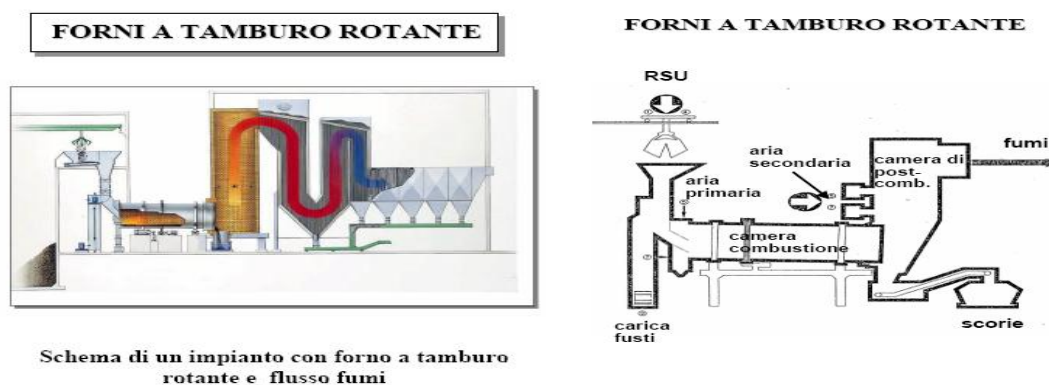


Figura 4: schema di funzionamento di un forno a tamburo rotante.

Tabella 14: Principali parametri costruttivi dei forni a tamburo rotante

Parametro	Intervallo
Carico termico specifico volumetrico, kW/m^3	60-250
Carico termico specifico per unità di sezione, kW/m^2	600-1200
Diametro, m	1,5-5,0
Rapporto lunghezza/diametro del tamburo	2-5
Tempo di permanenza dei solidi, min	> 60
Inclinazione del tamburo, %	1-3
Velocità di rotazione del tamburo, giri/min	0,2-1,2

I forni a tamburo rotante possono inoltre operare a livelli di temperatura sia al di sotto del punto di rammollimento delle scorie sia al di sopra di esso, con modalità dette appunto “a scoria fusa”. Fenomeni di deformazione e fusione delle scorie cominciano a verificarsi attorno a temperature dell’ordine di $1100\text{-}1200^\circ\text{C}$; tuttavia, data la variabilità del punto di rammollimento, le condizioni di esercizio nei forni del primo tipo prevedono temperature non superiori ai $900\text{-}950^\circ\text{C}$, mentre le installazioni a scoria fusa possono raggiungere anche i $1400\text{-}1600^\circ\text{C}$.

L’esercizio a scoria solida è più semplice e sollecita meno i refrattari mentre quello a scoria fusa garantisce migliori condizioni di combustione ma richiede, ovviamente, criteri di progettazione e di gestione di molto più accurati.

4.1.3. I COMBUSTORI A LETTO FLUIDO

Il combustore a letto fluido è costituito da una camera di combustione all'interno della quale viene mantenuto un certo quantitativo di materiale inerte il "letto", di solito sabbia, tenuto in sospensione "fluido" da una corrente ascendente di aria (che funge anche da comburente), immessa attraverso una griglia di distribuzione posta sul fondo.

Il movimento del letto di sabbia garantisce un intimo contatto comburente-combustibile, oltre ad una notevole uniformità di temperatura e di miscelazione, che contribuiscono a garantire una combustione costante e completa (14, 15). Questo combustore, messo a punto inizialmente nell'industria petrolchimica, è stato adattato successivamente alla combustione di combustibili piuttosto omogenei e di pezzatura ridotta quali appunto i CDR. Non si presta tanto alla combustione di rifiuti urbani indifferenziati, che devono subire un pretrattamento, costituito, come minimo, da operazioni di triturazione e vagliatura. Questa tecnologia si è inoltre largamente affermata in altri Paesi per il trattamento di fanghi da depurazione di acque reflue (rifiuti già per loro natura omogenei e di pezzatura ridotta), soprattutto per trattamenti combinati di essiccamento termico-incenerimento, nei quali il calore recuperato è principalmente destinato alla fase di essiccamento, evitando così l'impiego di combustibili fossili. In linea generale i combustori a letto fluido, sulla base della pressione d'esercizio, si differenziano in letti fluidi a pressione atmosferica e letti in pressione; questi ultimi applicati a diversi processi in campo industriale, presentano particolare interesse per la loro potenzialità nel consentire l'integrazione fra la fase di trattamento termico e quella di recupero energetico, tramite il loro inserimento come combustori in cicli di turbina a gas. Tuttavia le attuali problematiche nel trattamento dei gas prodotti prima dell'invio in turbina ne limitano ancora l'applicazione al caso dei rifiuti, per i quali si adottano quasi esclusivamente letti a pressione atmosferica. Nel campo dei letti a pressione atmosferica sono disponibili le due varianti di letto fluido bollente (**figura 5**) e di letto fluido ricircolato (**figura 6**), in funzione della velocità di efflusso dell'aria che individua due modalità di funzionamento in cui, rispettivamente, il letto rimane in sospensione statica sotto le azioni contrastanti del peso e della spinta ascensionale ovvero viene trascinato con la corrente gassosa e ricircolato sul fondo dopo essere stato separato meccanicamente (tramite, ad esempio, un ciclone) dai fumi di combustione. La distinzione si basa sui valori della velocità superficiale dell'aria

(velocità di fluidizzazione), definita come rapporto tra la portata d'aria alimentata (riferita, ad esempio, alle condizioni di temperatura e pressione al di sopra del letto) e la sezione del letto stesso, che costituisce il parametro che condiziona significativamente il regime di funzionamento dell'apparecchiatura.

Nei letti fluidi bollenti, nei quali l'aria viene insufflata dal basso ed il combustibile iniettato dall'alto o lateralmente, si riscontrano velocità di fluidizzazione fino a circa 3 m/s mentre nei letti circolanti tale parametro raggiunge anche valori di 8-10 m/s (comunque superiori ai 4-5 m/s), determinando un consistente trascinamento del materiale costituente il letto in uscita dalla camera di combustione, sul fondo della quale viene reimpresso dopo la separazione dalla fase gassosa.

A fronte di una configurazione impiantistica più complessa i letti ricircolati presentano turbolenze più elevate, con conseguenti miglioramenti nell'efficienza di combustione e di scambio termico, nella riduzione delle disomogeneità trasversali. Essi garantiscono inoltre un tempo di contatto molto prolungato (grazie al ricircolo) che ne consente il funzionamento con carichi termici specifici più elevati rispetto al letto bollente; i costi maggiori rispetto a questi ultimi ne giustificano tuttavia l'adozione solo per potenzialità piuttosto significative.

La combustione in sospensione rappresenta un sistema che richiede di essere alimentato con combustibile omogeneo (in pezzatura, densità e potere calorifico). Le applicazioni di questo sistema con tal quale e/o materiale derivante direttamente da raccolta differenziata o da processi di selezione che non intervengono molto incisivamente sulle caratteristiche del materiale, sono molto limitate ed in genere caratterizzate da risultati non sempre ottimali. Si presta invece molto bene alla combustione del CDR (specie se di tipo *fluff*), la cui configurazione può essere specializzata per tale tipo di sistema. I tipi di letto fluido esistenti (bollenti, ricircolati, in pressione o atmosferici), offrono in questo settore ampie possibilità di scelte ai fini della ottimizzazione del processo.

Il combustibile viene iniettato e bruciato in un letto di materiale minuto e ben miscelato, costituito da sostanze inerti, eventuali reagenti e materia combustibile. Il letto è sostenuto da una corrente ascendente di gas avente velocità superiore a quella detta "di minima fluidizzazione" necessaria per produrre sulle particelle una spinta aerodinamica pari alla risultante delle forze di massa delle particelle e delle forze di attrito.

Nella parte inferiore del combustore una camera a vento (*windbox*) convoglia l'aria, attraverso gli ugelli nella zona di fluidizzazione dove il flusso gassoso incontra il solido e vi si mescola. Il gas attraversa quindi la camera di combustione, perdendo progressivamente i solidi che per gravità ricadono sulla superficie libera del letto a velocità di fluidizzazione compresa tra 1 e 3 m/s (*Bubbling Fluidized Bed*, o BFB). A valle del sistema vengono separati dal flusso gassoso tramite ciclone e ricircolati nel letto (*Circulating Fluidized Bed*, o CFB).

In generale i letti fissi, bollenti, turbolenti, ricircolati sono caratterizzati da una decrescente velocità dell'aria e del rimescolamento interno. Le scorie vengono scaricate dal fondo del combustore, previo raffreddamento con acqua. La camera di combustione è in genere costituita da pareti protette da rivestimento refrattario.

A valle della zona di combustione i gas entrano in quella di post-combustione ove avviene l'immissione dei flussi di aria secondaria. Per grandi taglie sono consigliati i CFB in quanto consentono di ottimizzare dimensioni e costi, date le superiori velocità di fluidizzazione.

Il sistema di combustione a letto fluido bollente utilizza un letto di materiale costituito essenzialmente da sabbia riscaldata e mantenuta in sospensione (fluidizzata) da una colonna ascendente di aria. Combustibili di caratteristiche e tipologie diverse sono introdotti nel letto dove avviene la combustione. L'azione di continuo sfregamento esercitata dal materiale del letto sulle particelle di combustibile ed il flusso dell'aria di fluidizzazione favoriscono il processo di combustione asportando continuamente le molecole di biossido di carbonio e gli strati di materiale carbonizzato che normalmente si formano attorno alle particelle. Ciò consente all'ossigeno di raggiungere nuovo materiale combustibile molto velocemente ed incrementa l'efficienza del processo di combustione. Durante l'esercizio normale, un sistema di ricircolo consente un'uniforme asportazione dal basso del materiale grossolano (pietre ed altri materiali inerti che sono introdotti con il combustibile) mentre il processo di combustione prosegue senza interruzioni. L'elevata temperatura può causare processi di *clinkering* di alcuni materiali presenti nel letto e a lungo andare formazione di agglomerati che, se non allontanati, potrebbero influire sulle proprietà di fluidificazione del letto causandone una perdita di efficienza. La turbolenza nella parte del combustore al di sopra del letto, combinata con il tumultuoso effetto di strofinio e con l'inerzia termica del materiale del letto determina

una completa, controllata ed uniforme combustione. Questi fattori sono basilari per massimizzare l'efficienza termica, minimizzare la formazione di residui carboniosi e controllare le emissioni.

I sistemi a letto fluido hanno raggiunto un'alta efficienza di combustione; il fine di assicurare una completa ed efficiente combustione, sono stati adottati diversi accorgimenti e miglioramenti:

1. Combustione di rifiuti di diversa natura.

Uno dei vantaggi dei sistemi a letto fluido rispetto ai sistemi a griglia è l'elevata versatilità rispetto al rifiuto da incenerire. I sistemi di combustibili sono ancora utilizzati per bruciare miscele di combustibili di varie caratteristiche e consistenza.

2. Adeguato tempo di permanenza del materiale da incenerire nel combustore.

L'altezza del combustore sopra il letto è utilizzata per completare il processo di combustione. Tipicamente è assicurato un tempo di residenza di 2-3 s dipendente dalla granulometria e dalle caratteristiche del rifiuto da incenerire.

3. uniforme distribuzione dell'aria comburente suddivisa in più stadi.

L'aria primaria necessaria per la fluidizzazione del letto e per la combustione, è immessa nel forno attraverso un plenum di distribuzione mentre l'aria secondaria, necessaria per assicurare la completa combustione soprattutto delle particelle fini, è immessa attraverso una serie di ugelli inseriti nelle pareti del forno a varie quote.

4. Uniforme distribuzione del combustibile nel letto.

Il sistema di alimentazione del combustibile nel letto, costituito da tramogge, doppia vite a coclea a giri variabili ed alimentatore a spinta, consente un'uniforme distribuzione del combustibile sopra il letto. Il continuo mescolamento del letto

consente poi di mantenere un'uniforme distribuzione di temperatura ed un contatto continuo e prolungato tra aria e combustibile.

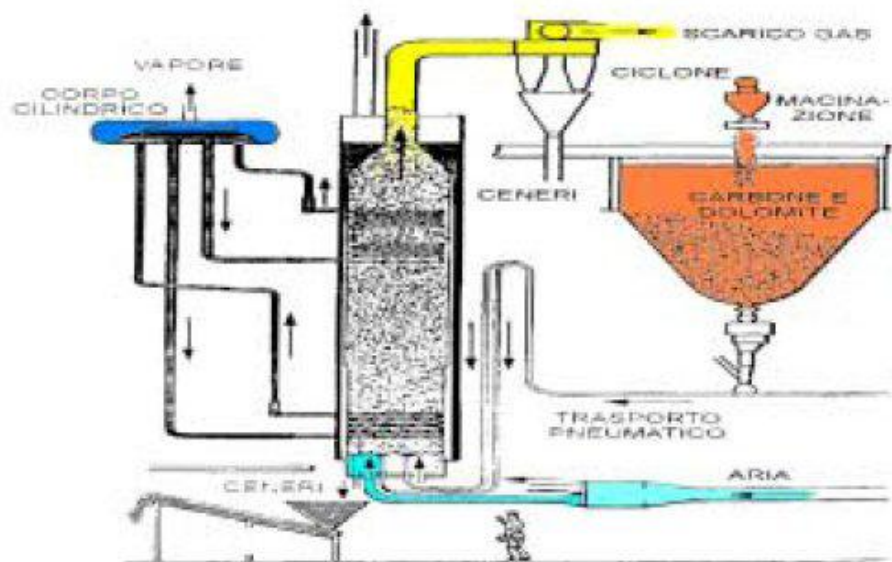


Figura 5: Schema di funzionamento di un combustore a letto fluido bollente.

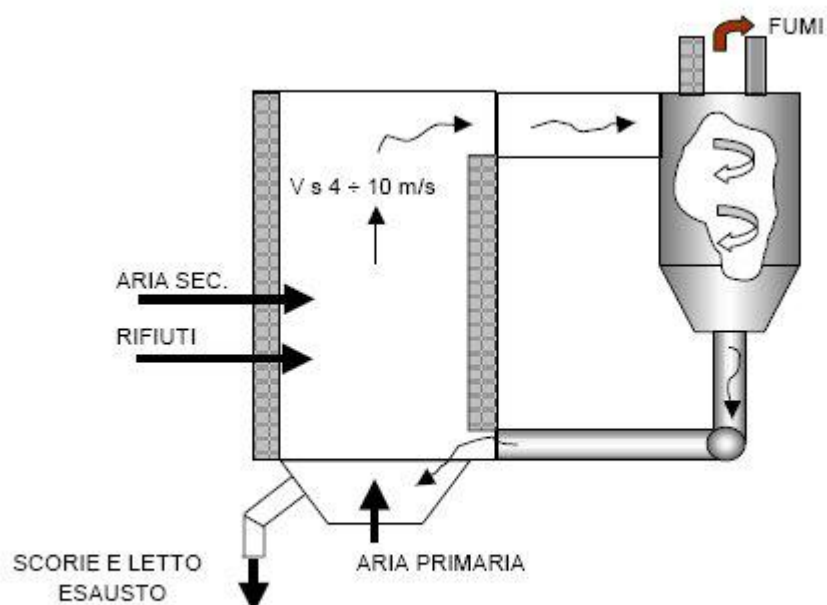


Figura 6: Schema di funzionamento di un combustore a letto fluido circolante.

4.1.4 PIROLISI

Il processo di pirolisi consiste nella degradazione termica di un materiale, condotta in totale assenza di agente ossidante. In pratica essa consiste in una sorta di estremizzazione del processo di gassificazione, anche se l'eliminazione completa dell'ossigeno risulta alquanto difficoltosa da ottenere (si pensi anche al fatto che molti rifiuti contengono quantità rilevanti di ossigeno) per cui durante la pirolisi si assiste anche all'ossidazione di alcuni composti. Il processo, in quanto tale, è complessivamente endotermico e richiede pertanto apporto di calore dall'esterno, in genere ottenuto attraverso la combustione di parte dei prodotti ottenuti, con particolare riguardo alla frazione gassosa.

Il processo di pirolisi viene, di norma, condotto in un campo di temperature comprese tra 400-800°C. In pratica l'azione del calore su di un rifiuto si esplica attraverso la rottura delle molecole complesse con formazione di composti più leggeri; il risultato del trattamento è quindi la produzione di un gas (gas di pirolisi), di una frazione liquida a temperatura ambiente (olio) e di un residuo solido ancora combustibile (*char*). In linea generale i prodotti gassosi rappresentano dal 15 al 30% in peso del prodotto iniziale, con un'incidenza percentuale crescente con la temperatura del processo, e sono costituiti essenzialmente da idrogeno, monossido di carbonio, anidride carbonica, idrocarburi leggeri (metano, ecc.) ed altri costituenti minori.

Il residuo liquido ottenibile dalla condensazione della fase vapore rappresenta, mediamente, il 50-60% in peso del materiale di partenza; esso contiene notevoli tenori di umidità (sino al 60-80%) ed è costituito da sostanze organiche complesse quali alcoli, chetoni ed idrocarburi condensabili di varia natura.

I residui solidi rappresentano circa il 20-30% in peso del materiale iniziale, ed hanno un potere calorifico mediamente compreso tra 5000 e 6000 kcal/kg: essi sono costituiti da sostanze a base carboniosa, simili ai carboni bituminosi alle basse temperature di pirolisi (400-500°C) ed a quelli di tipo antracitico a temperature più elevate (800-900°C).

I prodotti di pirolisi possono avere diversi impieghi, in funzione del tipo di materiale trattato, anche se per il trattamento di rifiuti l'utilizzo più frequente è l'impiego come combustibile per la produzione di energia. Le caratteristiche dei materiali ottenuti e le loro quantità relative dipendono, oltre che dal tipo di materiale trattato, dalle condizioni operative con le quali viene condotta la pirolisi, in particolare la temperatura ed il tempo di esposizione del materiale a tale trattamento.

Tempi lunghi di esposizione a temperature moderate favoriscono la produzione di *char*, mentre un'esposizione limitata a temperature medio-alte massimizza la produzione delle frazioni liquide. Ad esempio con tempi di esposizione molto brevi (< 1 s) a temperature dell'ordine dei 500°C è possibile ottenere una resa in liquidi fino all'80% della carica; per fare ciò è necessario "congelare" le reazioni e favorire la condensazione delle frazioni gassose formatesi, attraverso un brusco raffreddamento *quenching* che consente di evitare la formazione di composti più leggeri che resterebbero allo stato gassoso a temperatura ambiente.

Se lo scopo principale invece è la formazione di un gas, è possibile ottenere un combustibile di buon potere calorifico (di norma compreso fra 3500 e 5000 kcal/Nm³), molto più elevato di quello producibile attraverso la gassificazione; in quest'ultimo processo una parte delle frazioni gassose finiscono per essere ossidate e, qualora sia impiegata aria, si ha la presenza di notevoli quantitativi d'azoto nel gas di sintesi prodotto.

Le diverse condizioni operative attraverso le quali viene condotto il processo di pirolisi vengono principalmente individuate attraverso il tempo di permanenza del materiale nelle condizioni caratteristiche del trattamento.

Ciò consente di classificare tale processo secondo le seguenti categorie:

- *slow pyrolysis* o carbonizzazione, caratterizzata da basse velocità di reazione e temperature limitate (300-500°C), in modo da massimizzare la resa in prodotti solidi (*char*);
- pirolisi "convenzionale", in grado di fornire prodotti gassosi, solidi e liquidi, in quantità variabili in funzione soprattutto della temperatura operativa;
- pirolisi *fast* o *flash*, finalizzata a massimizzare la produzione di composti leggeri (gassosi o liquidi), suscettibili di ulteriori successivi trattamenti per l'impiego come combustibili o materia prima per l'industria chimica.

Per quanto riguarda le apparecchiature di pirolisi esse sono più o meno le stesse impiegate per la gassificazione (letto fisso, letto mobile, letto fluido a tamburo rotante); le esperienze più significative hanno riguardato tuttavia l'impiego del tamburo rotante con riscaldamento indiretto.

4.1.5. GASSIFICAZIONE

Il processo di gassificazione consiste nella conversione di un materiale solido o liquido in un gas combustibile, ottenuta tramite un'ossidazione parziale condotta sotto l'azione del calore (14, 15).

Al contrario della combustione, nella quale l'ossidazione viene condotta con un eccesso di comburente rispetto al valore stechiometrico, la gassificazione viene condotta con quantitativi di agente ossidante (normalmente aria, ma anche aria arricchita con ossigeno o addirittura ossigeno puro) inferiore a quello stechiometrico.

I prodotti derivati della gassificazione dei rifiuti sono costituiti essenzialmente da:

- una corrente gassosa (gas derivato o *SYNGAS*), costituente il prodotto principale, che può contenere frazione condensabili (TAR) a temperatura ambiente;
- un residuo solido costituito dagli inerti e dalla frazione organica non convertita (*char*).

Per materiali a matrice organica, che includono una grande varietà di rifiuti, il gas prodotto consiste in una miscela di ossido di carbonio, anidride carbonica, idrogeno, metano, acqua, azoto, con quantità minori (in dipendenza dalle condizioni operative) di idrocarburi più pesanti.

Esso presenta un potere calorifico inferiore piuttosto ridotto, che è funzione delle caratteristiche del materiale trattato e delle condizioni operative del processo, in genere compreso tra 4 e 10 MJ/Nm³ (il gas naturale ha mediamente un potere calorifico di circa 35 MJ/Nm³), nel caso di gassificazione con aria; nel caso di impiego di ossigeno si ha la produzione di un vero e proprio gas di sintesi con poteri calorifici maggiori ed in genere compresi fra 10 e 17 MJ/Nm³.

Tale gas può essere impiegato come combustibile in un generatore di vapore ovvero come carburante per motori a combustione interna o per turbine a gas.

Nella maggior parte dei casi il gas prodotto dalla gassificazione di rifiuti contiene composti condensabili e particelle solide, che debbono essere rimosse prima del suo successivo impiego. Il contenuto di tali composti dipende, oltre che dal rifiuto, soprattutto dalle condizioni operative di gassificazione.

Nel processo di gassificazione il calore necessario al processo viene fornito, in toto o parzialmente, dalle reazioni di ossidazione parziale che riducono le esigenze di apporti di calore dall'esterno. La temperatura e la sua distribuzione all'interno del reattore influenzano le caratteristiche del gas ottenuto e la ripartizione percentuale fra i vari prodotti ottenibili.

Anche se il processo può essere condotto in un ampio campo di temperature, di norma la formazione del gas ha luogo a temperature dell'ordine dei 750°C o superiori. La temperatura operativa risulta di norma compresa fra 800-1100°C nella gassificazione con aria e tra 1000-1400° C in caso di impiego di ossigeno.

Attualmente i migliori risultati nell'applicazione del processo di gassificazione sono stati ottenuti su rifiuti aventi caratteristiche piuttosto omogenee. Per questo nel caso di RU si preferisce applicarla ad un CDR ovvero ad un rifiuto che ha subito un processo di pretrattamento, ad esempio attraverso una pirolisi.

Per l'applicazione industriale dei processi di gassificazione (e pirolisi) dei rifiuti sono state proposte differenti configurazioni impiantistiche, anche molto diversificate fra loro, che possono essere raggruppate secondo i seguenti parametri:

- la tipologia dell'apparecchiatura di conversione;
- le condizioni operative adottate nel ciclo completo di produzione ed utilizzo del gas derivato e di eventuali altri sottoprodotti.

Riguardo alle tipologie di apparecchiature adottate è possibile, in linea generale, raggruppare le apparecchiature impiegate nelle seguenti tipologie, riferibili sia alla gassificazione sia alla pirolisi: reattori a letto fisso; reattori a letto fluido; reattori a letto mobile; reattori di tipo particolare.

Per quanto riguarda specificatamente la gassificazione, con riferimento alle diverse tipologie di apparecchiature precedentemente individuate, vengono riportati sinteticamente nella **tabella 15** i vari tipi di configurazione attualmente messi a punto per la realizzazione del contatto solido-gas. Ciascuna tipologia presenta vantaggi e

svantaggi e va selezionata in funzione delle caratteristiche del materiale da trattare e di quelle desiderate per il gas derivato.

Tabella 15: Tipologie di reattori di gassificazione

Tipo di Reattore	Modalità di Contatto
Letto Fisso:	Il solido ed il gas si muovono verso il basso, in equicorrente.
Downdraft	Il solido si muove verso il basso e il gas si muove verso l'alto, in controcorrente.
Updraft	Il solido e il gas si muovono nella stessa direzione, ad es. come nel caso downdraft oppure entrambi verso l'alto.
Equicorrente	Il solido e il gas si muovono in direzioni opposte (ad es. come nel caso "updraft" ma i flussi delle correnti possono anche essere invertiti).
Contro corrente	Il solido si muove verso il basso, il gas si muove perpendicolarmente, cioè con moto orizzontale.
Correnti incrociate	Letto mescolato, gassificazione in due stadi.
Varianti	
Letto Fluido:	Velocità gas relativamente bassa, il solido inerte resta all'interno del reattore.
Bollente	Il solido inerte viene trascinato con la corrente gassosa, separato e ricircolato.
Circolante	Presenta elevate velocità della fase gassosa più leggera, può essere realizzato in un reattore di tipo ciclonico.
Trascinato	La pirolisi (e/o la gassificazione con vapore) avviene nel 1° reattore, il char prodotto viene trasferito nel 2° reattore, dove è combusto per riscaldare l'elemento fluidificante la ricircolazione. Come combustore viene di norma impiegato un letto bollente.
Reattori accoppiati	
Letto Mobile:	Il solido è trasportato meccanicamente di norma orizzontalmente. Esso è tipicamente usato per processi a bassa temperatura quali la pirolisi.
Varianti	Piani multipli, letto mobile orizzontale, piani inclinati, cilindro con coclea.
Altro:	
Tamburo Rotante	Garantisce un buon contatto gas-solido, tramite la rotazione.
Reattori di tipo ciclonico o Vortex	Sfruttano i fenomeni di attrito e abrasione derivanti dall'alta velocità delle particelle per conseguire elevate velocità di reazione.

Nella **Tabella 16** vengono invece riassunti i principali vantaggi e svantaggi dei gassificatori maggiormente impiegati per il trattamento termico di rifiuti. Per la gassificazione sono stati sperimentati sistemi con aria o con ossigeno (o anche con aria arricchita di ossigeno), operanti sia a pressione atmosferica sia in pressione.

L'impiego di ossigeno (o di aria arricchita), porta come conseguenze a portate inferiori di gas, con migliori poteri calorifici, ma necessita di costi aggiuntivi per il suo approvvigionamento e può dare luogo a problematiche di gestione supplementari legate a questioni di sicurezza.

Tabella 16: Vantaggi, svantaggi dei vari tipi di gassificatori (Fonte: ENEA).

Gassificatore	Vantaggi	Svantaggi
Downdraft	Alta conversione del carbonio. Bassa produzione di catrame (tar). Limitato trascinamento di ceneri. Elevato tempo di residenza dei solidi. Semplicità costruttiva.	Bassa capacità specifica. Necessità di pezzatura uniforme in ingresso. Formazione di scorie sulla griglia. Richiede materiali piuttosto secchi. Limitata flessibilità di carico.
Updraft	Alta efficienza termica. Può trattare materiali di differente pezzatura. Può trattare materiali molto umidi (fino al 50%). Non esistono problemi di scale-up"	Alto contenuto di tar nel syngas. Contenuto energetico del tar >20%. Basse produzioni di H ₂ e CO. Richiede un successivo trattamento di cracking del tar.
Letto Fluidico Bollente	Mescolamento e contatto gas-solido elevati. Elevati carichi termici specifici. Buon controllo della temperatura. Può trattare materiali con caratteristiche variabili. Buona flessibilità di carico. Semplicità di avvio e fermata.	Perdita di carbonio con le ceneri. Necessità di pretrattamento dell'alimentazione. Limitazioni sulla taglia.
Letto trascinato	Bassissime produzioni di tar. Basso contenuto di CH ₄ nel syngas. Elevate conversioni.	Possibile fusione delle ceneri. Perdita di carbonio con le ceneri. Richiede la riduzione della pezzatura e la preparazione dell'alimentazione (slurrying). Mediocre contatto gas-solido. Necessita di materiali particolari. Funzionamento in pressione. Problemi di sicurezza.

L'utilizzo di sistemi in pressione consentirebbe, in linea di principio, l'alimentazione diretta del gas prodotto in una turbina a gas. Questa soluzione risulta essere particolarmente interessante per la possibilità di ottenere elevati rendimenti di conversione in energia elettrica anche tramite l'eventuale accoppiamento con cicli convenzionali a vapore basati sul recupero del calore dei fumi di scarico della turbina.

Allo stato attuale, tuttavia, le già citate non eccellenti caratteristiche qualitative del gas ottenuto rendono necessari trattamenti preventivi di depurazione che determinano consistenti riduzioni sia di temperatura, sia di pressione, attenuando di molto i vantaggi applicativi di tali soluzioni.

4.1.6. LA POST-COMBUSTIONE

La camera di post-combustione consiste in un volume (non necessariamente fisicamente separato) messo a disposizione dei fumi a valle della zona di combustione primaria, allo scopo di permettere il conseguimento di condizioni di combustione controllate che permettano il completamento, in fase gassosa, delle reazioni di ossidazione iniziate precedentemente. In quest'ottica la camera di post-combustione risulta essere necessaria solo quando le condizioni operative della camera primaria, soprattutto nel caso di incenerimento di rifiuti solidi, sono tali da lasciare dubbi circa le possibilità del completamento delle reazioni di ossidazione come è, ad esempio, il caso dei forni a tamburo rotante.

L'esigenza della sua presenza è invece meno sentita nelle apparecchiature di recente concezione, dotate di soluzioni progettuali ed operative (volumi disponibili ridondanti, adeguate immissioni dell'aria di combustione, ecc.).

Sino all'emanazione dell'attuale normativa nazionale (DLgs 133/2005) che regola l'incenerimento di rifiuti, tutti gli impianti di incenerimento dovevano essere dotati di una camera di post-combustione, separata dalla camera primaria e funzionante in condizioni adiabatiche. Attualmente la camera di post-combustione è stata in pratica sostituita da una zona (in continuità con la camera primaria) a combustione controllata posta a valle della ultima immissione di aria secondaria in cui deve essere mantenuta una temperatura di almeno 850 °C per un tempo superiore a due secondi.

Nelle recenti configurazioni è possibile inoltre installare delle superfici di scambio termico per il raffreddamento dei fumi, che permettono di conseguire i seguenti vantaggi:

- ✓ una migliore integrazione del sistema forno-caldaia e quindi apparecchiature più compatte e funzionali;
- ✓ la possibilità di controllo della temperatura dei fumi per mezzo dello scambio termico con conseguente riduzione dei loro volumi e delle dimensioni degli impianti di trattamento posti a valle.

Tuttavia nella zona di post-combustione si tende a non eccedere con lo scambio termico sia limitando le superfici di scambio sia ricoprendole con materiale refrattario di

opportuno spessore; questo non solo per ragioni connesse con il limite minimo di temperatura che deve essere mantenuto, ma anche per problematiche generali connesse alla stabilità del processo di combustione, specie in presenza di rifiuti aventi ridotto potere calorifico. Il rivestimento con materiale refrattario si rende necessario anche per la protezione delle superfici esterne dei tubi da fenomeni di corrosione ad alta temperatura.

CAPITOLO 5

EMISSIONI DI PM DA IMPIANTI DI INCENERIMENTO

Le emissioni atmosferiche da impianti di incenerimento di rifiuti contengono elementi e sostanze in qualità e quantità diverse in relazione ai componenti del combustibile ed alla tecnologia utilizzata. Essenzialmente gli inquinanti presenti nei fumi emessi sono costituiti da incombusti e prodotti che si formano durante il processo di combustione. Per la maggiore parte i cosiddetti macroinquinanti, (PM, HCl, COT, CO, CO₂, NO_x, SO₂) e, in misura minore, i microinquinanti organici (IPA, PCDD/PCDF, PCB, ecc.) ed inorganici (metalli). Il PM primario, nella sua frazione più fine, contiene la maggior parte dei microinquinanti organici e inorganici di cui sopra.

Gli impianti di ultima generazione, in linea con le *Best Available Techniques* (BAT), presentano un doppio sistema di filtrazione in serie, elettrofiltro/filtro a maniche o filtro a maniche/filtro a maniche, questo in aggiunta con gli altri presidi di contenimento delle emissioni a umido o a secco, riducono in maniera consistente le emissioni di inquinanti ed in particolare di PM. In tali impianti la quantità di PM emesso è in genere dell'ordine del mg/Nm³ o frazione di mg/Nm³; per un impianto di media potenzialità tali valori comportano una emissione giornaliera nell'ordine del kg.

L'attuale normativa impone l'installazione di apparecchiature di rilevamento in continuo di inquinanti nelle emissioni (PM, CO, COT, composti inorganici del cloro sotto forma di gas o vapore, SO_x, NO_x) e di apparecchiature di controllo dei parametri di funzionamento (temperatura dei gas in camera di combustione, concentrazione di ossigeno, temperatura e tenore di vapore acqueo). A questi obblighi si aggiungono procedure di blocco dell'attività e rapida informazione all'autorità competente per garantire la sicurezza di operatività degli impianti e trasparenza nella comunicazione e nella valutazione dei dati.

5.1. TECNICHE DI RILEVAMENTO DEL PM

In questi ultimi anni sono stati messi a punto diversi metodi manuali per la determinazione del PM alle emissioni anche nelle sue frazioni più fini (CEN/ISO). Essenzialmente tali metodi ricalcano quelli già esistenti per il PM totale e consistono essenzialmente in un prelievo isocinetico, con sonda in opportuno materiale (es. vetro o titanio) fornita di un all'alloggiamento per il sistema di filtrazione del PM (in genere fibra di quarzo). Come riferimento per il metodo attualmente in uso a livello europeo per il PM totale, si rimanda alla specifica norma UNI EN 13284-1 (16), e a livello internazionale al metodo l'ISO 9096 (17).

La normativa nazionale prescrive il rilevamento in continuo del parametro *polveri* su diverse tipologie di impianti; a tale proposito è stata pubblicata la norma UNI EN 13284-2 che descrive le procedure di assicurazione della qualità relative ai sistemi di misurazione automatici (AMS) per la determinazione del PM nelle emissioni (18).

Sempre su questo tema, gli attuali orientamenti internazionali espressi in sede CEN e ISO hanno portato alla creazione di un *working group*, ISO/TC 146/SC 1, che ha preparato un metodo per la determinazione del materiale particolato, PM₁₀ e PM_{2,5} primario, alle emissioni (ISO 23210). Detto metodo consente una separazione del PM, analogamente a quanto già indicato per il PM₁₀ e il PM_{2,5} in aria ambiente (ISO 7708 *Air quality-Particle size fraction definitions for health-related sampling* 1995).

A tale proposito si riportano nella **figura 8** le curve di separazione del PM₁₀ e del PM_{2,5} secondo quanto specificato da detta norma.

La prima norma approvata da parte del gruppo congiunto ISO/CEN è la *EN ISO 23210-Part 1* (19).

La misurazione del materiale particolato può essere distinta secondo tre caratteristiche fisiche quali:

- concentrazione in massa (es. PM totale, PM₁₀, PM_{2,5}) e la distribuzione in massa;
- morfologia delle particelle (es. forma, colore, proprietà ottiche);
- numero e distribuzione dimensionale delle particelle.

Una ulteriore distinzione fra le possibili tecniche di misura può essere fatta tra le tecniche che necessitano di una fase di prelievo e quelle che non lo richiedono, misurando in tempo reale in continuo alcune caratteristiche fisiche. Le prime tecniche necessitano di una fase di campionamento con successiva diluizione e/o raffreddamento,

prima della misura (**figura 9**); mentre le tecniche in continuo, principalmente di tipo ottico eliminano tutti i possibili artefatti della fase di campionamento o diluizione, semplificando notevolmente la misura.

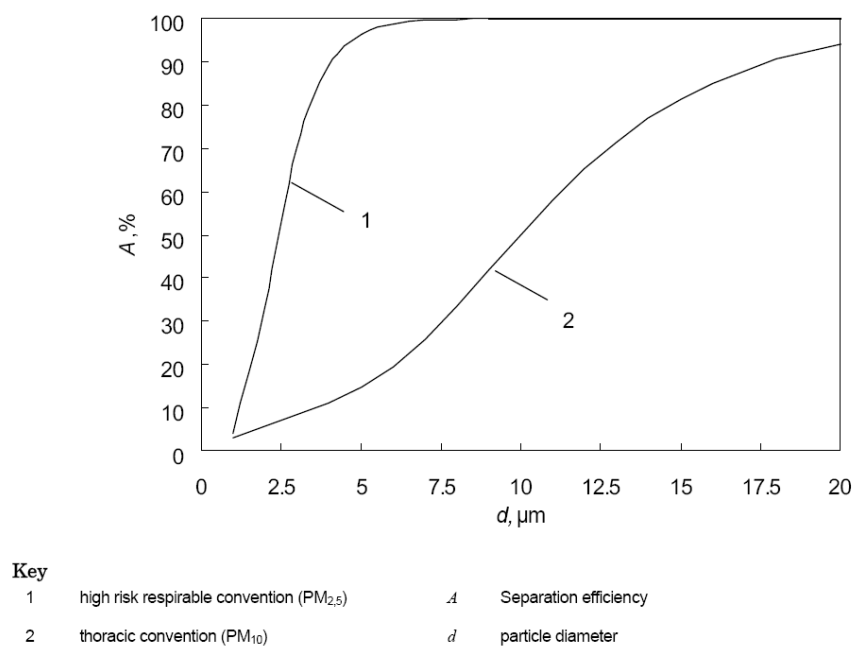


Figura 8: Curve di separazione del materiale particellare PM₁₀ e PM_{2,5} secondo la norma ISO 7708:1995.

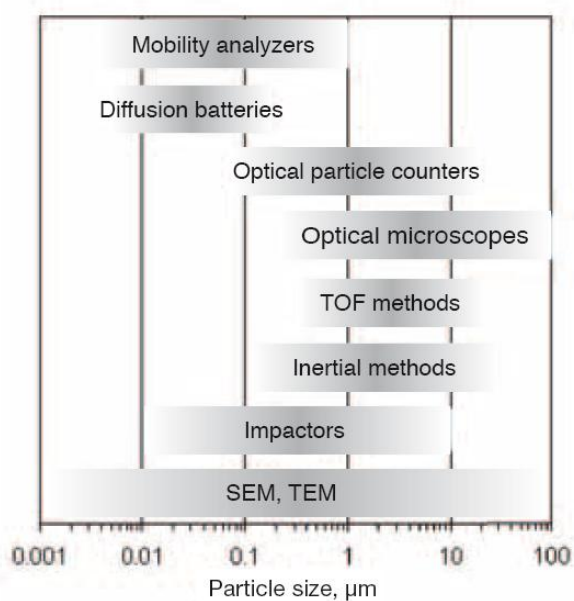


Figura 9: Principali tecniche di campionamento e misura del materiale particellare PM.

5.2. TECNICHE DI PRELIEVO MANUALI

In generale sono utilizzati due differenti metodi che assicurano un accurato campionamento del PM (PM_{10} e $PM_{2,5}$), che possono essere distinti in:

- sistemi dotati di impattori;
- sistemi dotati di cicloni.

I sistemi che utilizzano gli impattori sono impiegati per la determinazione di materiale particellare in basse concentrazioni, mentre i cicloni sono applicati per le determinazioni di PM ad alte concentrazioni ($< 40 \text{ mg/Nm}^3$ a 273 K, 1013 hPa, gas secco). Il PM presente nell'effluente viene campionato in condizioni isocinetiche; le particelle a più piccola granulometria vengono separate attraverso un ciclone o impattore (**figure 10 e 11**), e raccolte, a seconda delle successive analisi, su un filtro in fibra di vetro, quarzo o argento nel caso di misurazioni morfologiche al SEM.

A tale proposito, nell'ambito del programma di attività dell'*International Organization for Standardization* (ISO) e del Comitato Europeo di Normalizzazione (CEN), è stato messo a punto una prima norma EN ISO 23210 "*Stationary source emissions-Determination of $PM_{10}/PM_{2,5}$ mass concentration in flue gas*" costituito da 2 parti:

- *Stationary source emissions - Determination of $PM_{10/2,5}$ mass concentration in flue gas - Part 1: Measurement at low concentrations by use of impactors.*
- *Stationary source emissions - Determination of $PM_{10/2,5}$ mass concentration in flue gas - Part 2: Measurement at high concentrations by use of cyclones.*

La prima parte della EN ISO 23210 è stata recepita in Italia dall'UNI nel dicembre 2009: *Emissioni da sorgente fissa Determinazione della concentrazione in massa di $PM_{10}/PM_{2,5}$ negli effluenti gassosi Misurazione a basse concentrazioni mediante l'uso di impattatori UNI EN ISO 23210.*

Durante il campionamento il PM viene suddiviso in tre gruppi a seconda del diametro aerodinamico (D):

- a) Materiale particellare con $D > 10 \mu\text{m}$;
- b) Materiale particellare con D tra i $10 \mu\text{m}$ e $2,5 \mu\text{m}$;
- c) Materiale particellare con $D < 2,5 \mu\text{m}$.

Il principio di funzionamento della fase di separazione e le principali parametri che disciplinano le prestazioni sono mostrati in **figura 12**.

5.3. TECNICHE DI RILEVAMENTO IN CONTINUO DEL PM

Le strumentazioni per il rilevamento in continuo del PM utilizzano tecniche ottiche (tecniche di scattering, di estinzione, mobilità elettrica e ecc.), che consentono anche una misura della distribuzione granulometrica. Questi sistemi non sono in grado di effettuare misure sul PM con diametri $< 0,1 \mu\text{m}$. Attualmente alcuni nuovi sistemi di rilevamento in fase di sviluppo permettono di effettuare misure di concentrazioni di materiale particellare con diametri $< 0,1 \mu\text{m}$. Per esempio strumenti ottici basati sulla *Electrostatic Low Pressure Impactor* (ELPI), permettono misure in termini di numero e di distribuzioni granulometriche superiori ai 10 nm; il Low Pressure Impactor permette di ottenere una distribuzione granulometrica in termini di massa sulla base del diametro aerodinamico medio delle particelle (meccanismo di deposizione inerziale)

La misura della distribuzione in massa delle particelle prevede:

- l'impattore viene aperto e su ciascun piatto di ogni stadio è posizionato un foglio di alluminio di forma opportuna, prevalentemente pesato, che blocca le particelle di un determinato diametro; nella parte alta dell'impattore si trovano le particelle a maggior granulometria, in quella bassa le particelle più piccole;
- l'impattore viene montato e collegato ad una sonda isocinetica di campionamento situata nel tunnel di diluizione e a una pompa di aspirazione posta a valle; le particelle, contenute nel flusso, entrano nell'impattore e si depositano sui fogli di alluminio secondo le dimensioni decrescenti;
- a fine test, ciascun foglio di alluminio è pesato nuovamente per determinare la massa di materiale particellare raccolto su esso; per differenza con i risultati precedenti si determina la quantità di materiale particellare depositato su di esso. Ad ogni foglio corrisponde quindi una precisa dimensione di particelle e il loro rispettivo peso.

Gli strumenti che si basano sullo *Scanning Mobility Particle Sizer* (SMPS) raggiungono diametri compresi tra 3 e 1000 nm. Lo strumento è costituito da un

classificatore elettrostatico (colonna DMA Differential Mobility Analyzer) e da un *contatore di particelle a condensazione* (Condensation Particle Counter - CPC). La misura della distribuzione in numero delle particelle prevede le seguenti fasi:

- L'aeriforme viene campionato tramite prelievo isocinetico posta nel tunnel di diluizione; il flusso di aria miscelata ai gas provenienti dal camino va all'apparecchiatura ed incontra un impatore che, in funzione delle portate impostate e dell'ugello prescelto, provvede ad eliminare le particelle al di sopra di un certo valore di diametro (tipicamente 1 μm ; questo pre-trattamento del gas è richiesto dall'algoritmo di calcolo utilizzato dal sistema). L'aerosol attraversa quindi una camera in cui si trova una piccola sorgente radioattiva che provvede a caricare elettricamente per ionizzazione le particelle trasportate dal gas. L'aeriforme, entra nel classificatore dove un campo elettrico di intensità variabile modifica la traiettoria delle particelle in funzione della loro dimensione; pertanto, per un dato valore del campo elettrico, solo una certa classe di particelle caratterizzata da una certa dimensione avrà una traiettoria tale da permetterle l'ingresso nel condotto che va al contatore di particelle a condensazione (CPC). Il tempo minimo necessario a completare una scansione è di circa 60 s; aumentando il tempo di scansione si migliora la risoluzione e l'accuratezza della misura. Per quanto i tempi di scansione siano in assoluto piuttosto brevi, non è però possibile effettuare misure in tempo reale di fenomeni che variano rapidamente nel tempo. Pertanto, con tale tipo di strumento, è possibile misurare la distribuzione granulometrica di aerosol *solamente in condizioni stazionarie* o comunque che variano molto lentamente. Alla fine della scansione si ottengono delle curve che forniscono il numero di particelle/ cm^3 , in base alle loro dimensioni.

A seconda delle dimensioni del PM (PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ e PUF) che si desidera studiare è necessario scegliere tecniche analitiche appropriate.

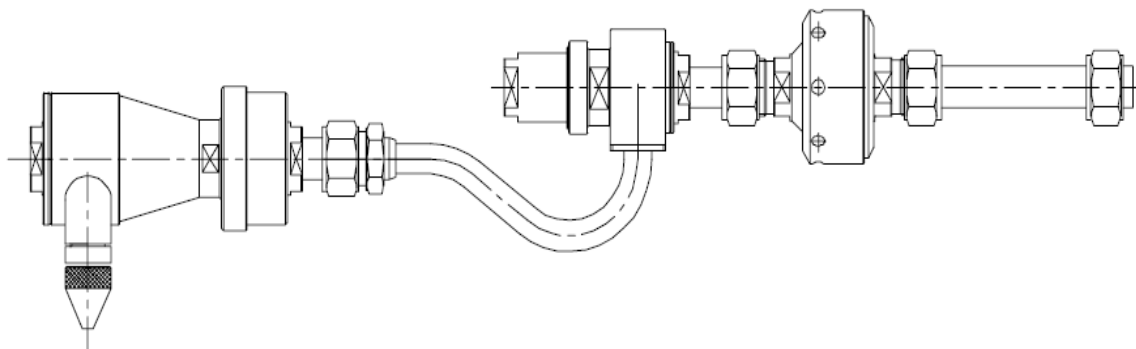


Figura 10: Ciclone per il prelievo del PM₁₀ e del PM_{2,5}.

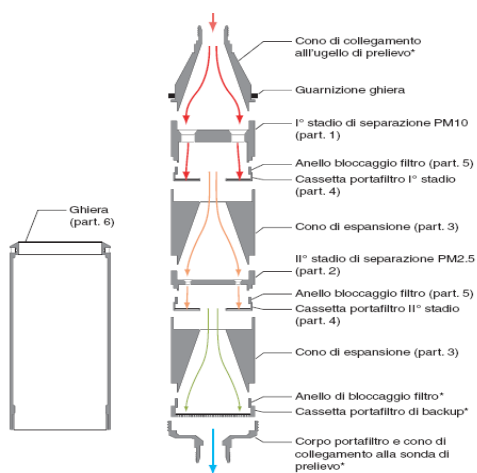
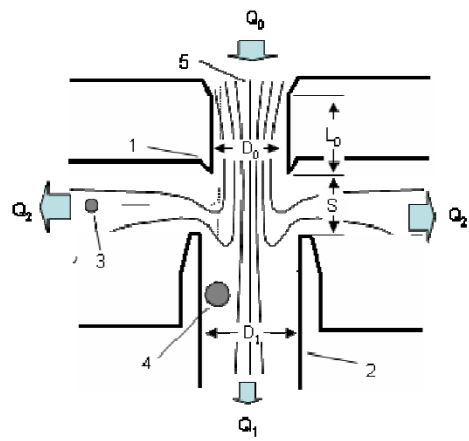


Figura 11: Impattore per il prelievo del PM₁₀ e del PM_{2,5}.



Key

- | | | | |
|---|--|-------|--|
| 1 | acceleration nozzle | D_0 | acceleration nozzle diameter |
| 2 | collection nozzle | D_1 | collected nozzle diameter |
| 3 | trajectory of particle too small to be collected | L_0 | impactor nozzle length |
| 4 | trajectory of collected particle | S | distance between the end of the nozzle and the top of collecting nozzle |
| 5 | streamlines | Q_0 | total flow |
| | | Q_1 | minor flow |
| | | Q_2 | major flow |

Figura 12: Principio di funzionamento dell'impattore virtuale.

5.4. LO STUDIO EFFETTUATO DAL POLITECNICO DI MILANO SULLE PF E SULLE PUF

Un studio del Politecnico di Milano (20) sul PF e sulle PUF nanometriche, ha evidenziato le differenze di emissione di PM primario da diversi impianti di combustione e diversi combustibili; tra questi anche gli impianti di incenerimento di rifiuti urbani. Nello studio i diversi impianti considerati sono:

- **caldaie per riscaldamento domestico a:**

- a) biomasse;
- b) gasolio;
- c) gas naturale;

- **inceneritori di rifiuti urbani di grande taglia:**

- a) Bologna
- b) Brescia
- c) Milano

Gli inceneritori erano dotati di sezioni di trattamento fumi di seguito riportate:

impianto	sistema di trattamento fumi	concentrazione particelle/cm ³		< 0,1 µm (%) < 0,05 µm (%)
Bologna	reattore a secco filtro a maniche lavaggio a umido SCR DeNO _x	a caldo diluizione	25000 41496-70026	96/78 95-97/84-88
Brescia	SNCR DeNO _x lavaggio a umido filtro a maniche	a caldo diluizione	- 3916-7035	- 91-94/71-82
Milano	elettrofiltro reattore a secco filtro a maniche SCR DeNO _x	a caldo diluizione	4958 10637-17228	97/74 95-97/79-93

La strumentazione utilizzata per il rilevamento delle emissioni di PUF nanometriche consentiva la misura di un intervallo granulometrico tra 7 e 100 nm; tali valori risultano inferiori a quelli rilevati in area urbana (21). Da notare che l'impianto di Bologna, dotato di una sezione di lavaggio a umido ha evidenziato valori di PUF superiori agli altri; l'impianto di Milano con doppio sistema di filtrazione elettrofiltro/filtro a maniche, ha evidenziato un numero di PUF notevolmente inferiore.

La misura delle concentrazioni di PUF nanometriche nelle emissioni di una caldaia a gasolio per usi termici civili, ha fornito valori superiori di circa due ordini di grandezza rispetto alle concentrazioni rilevate agli inceneritori. In entrambi i casi la componente condensabile presenta consistenti effetti nell'aumento delle emissioni di

PUF nanometriche; le distribuzioni dimensionali sono in larga prevalenza costituite dalla frazione PUF e PUF nanometrica per tutti gli impianti presi in esame.

CAPITOLO 6

L'IMPIANTO DI INCENERIMENTO UTILIZZATO PER LO STUDIO SUL CAMPO

L'impianto in studio, è costituito da due linee con recupero di energia, una linea con forno a griglia per i rifiuti urbani (RU) di potenzialità nominale di 100 t/d, la seconda linea con forno a tamburo rotante per rifiuti liquidi, melme e fanghi, (RS, RP, ecc.) di potenzialità nominale di 150 t/d.

La quantità di rifiuti conferiti è di circa 65.000 t/a, ripartite per il 46% (30.000 t/a) in rifiuti solidi assimilabili agli urbani e per il 54% (35 t/a) in rifiuti industriali.

Complessivamente ogni linea dell'impianto è costituita dalle seguenti sezioni:

- **Area di stoccaggio e movimentazione** dei rifiuti mediante benna.
- **Area di prettrattamento** (tritatore).
- **Sezione di combustione (forno)** costituita, a seconda delle due linee, da un combustore a griglia o da combustore a tamburo rotante con annessa camera di post-combustione. Le scorie nella fossa di spegnimento, vengono raffreddate in un bagno d'acqua e trasportate meccanicamente in un cassone esterno.
- **Sezione di recupero termico**; costituita da una caldaia a tubi d'acqua a circolazione naturale, costituita da una sezione ad irraggiamento immediatamente a valle della post-combustione e da una sezione a convezione.
- **Sezione trattamento fumi comprendente:**
raffreddamento dei fumi;
filtro a maniche per la separazione del materiale particellare;
trattamento ad umido, mediante *scrubber* Venturi ad acqua seguito da una seconda fase ad umido con NaOH in torre a riempimento;
- **DENOX SCR** per la rimozione degli NOx e delle PCDD/F con dosaggio di acqua ammoniacale.
- **Sezione di inertizzazione del materiale particellare** abbattuto che, mediante un processo a freddo con additivi tradizionali (calce, cemento e silicato di sodio),

consente la immobilizzazione chimico-fisica dei metalli pesanti per l'avvio in discarica residuale.

Area di stoccaggio e movimentazione rifiuti: sono presenti due diverse aree di stoccaggio.

La zona riguardante il forno a griglia riceve esclusivamente rifiuti solidi urbani, questi tramite una benna vengono mandati nella zona di triturazione.

Lo stoccaggio dei rifiuti della linea del tamburo rotante invece presenta diverse vasche nelle quali vengono depositate le varie tipologie di rifiuti, assimilabili ad urbani, industriali, e pericolosi in particolare clinici. I rifiuti vengono, prima di essere mandati al forno, miscelati in opportune proporzioni al fine di mantenere un certo livello per quanto riguarda il potere calorifico. Anche in questo caso è prevista una riduzione di pezzatura dei rifiuti effettuata in maniera più efficiente rispetto al caso del forno a griglia.

Sezione di combustione: sono previste due linee di termodistruzione.

Il forno a griglia riceve i rifiuti solidi pretrattati nella zona di stoccaggio, questi vengono inceneriti all'interno del forno e mandati in camera di post-combustione. Alla fine della camera di post-combustione e prima della caldaia avviene la separazione tra fumi e scorie. Le scorie prodotte vengono convogliate in un condotto all'interno del quale subiscono raffreddamento, quindi sono trasportate meccanicamente in un cassone collocato all'esterno.

La potenzialità di questa linea è di 30.000 t/a, e una produzione di energia di circa 15.000.000 kcal/h.

Il forno rotante adibito allo smaltimento di RS e RP, dopo aver incenerito i rifiuti provenienti dalla zona di stoccaggio, invia i fumi alla camera di post-combustione. Il percorso e i trattamenti subiti dalle scorie sono simili a quelli della linea a griglia. La potenzialità di questa linea è di 35.000 t/a, e una produzione di energia di circa 16.000.000 kcal/h.

Sezione di inertizzazione: in questa zona vengono convogliate sia le ceneri volanti provenienti dalla depurazione dei fumi, sia gli eventuali fanghi di depurazione prima dell'invio in discarica. I metalli pesanti vengono immobilizzati per via chimico-fisica,

quello che si utilizza è un processo a freddo con additivi tradizionali quali calce e cemento.

Sezione di recupero termico: L'impianto produce energia elettrica che vende all'ENEL; il rapporto tra energia venduta e comprata è favorevole in quanto l'energia prodotta da fonti rinnovabili viene valutata economicamente in maniera maggiore rispetto a quella prodotta con altri tipi di combustibili.

Il recupero dell'energia contenuta nei fumi di combustione avviene in un ciclo termico costituito da due caldaie a recupero con la produzione di vapore surriscaldato (40 t/h, 35 bar, 350°C). Successivamente il vapore viene espanso in una turbina collegata ad un alternatore per la produzione di energia elettrica (7,2 MWe).

Dalla turbina parte dell'energia prodotta viene spillata a 6 bar ed utilizzata per le utenze tecnologiche ed il riscaldamento della piattaforma stessa.

Sezione di depurazione fumi: ogni linea di incenerimento ha la propria sezione di depurazione. Le due sezioni hanno la stessa struttura, differiscono soltanto per la potenzialità di trattamento. I fumi arrivano in questa zona dopo essere passati attraverso la caldaia per il recupero del calore, entrano in una torre dove è presente lo *spray-drier* per il raffreddamento. Quindi sono immessi all'interno del filtro a maniche (2 sezioni per la linea del forno a griglia, 3 sezioni per la linea del forno rotante) per il processo di depolverazione; la pulizia dei filtri avviene mediante un sistema denominato "*pulse jet*" che consiste nell'inviare periodicamente impulsi d'aria in controcorrente, per brevissima durata. Nello stadio successivo i fumi vengono inviati ad uno *scrubber* a umido tipo Venturi per la rimozione degli inquinanti acidi HF e HCl. I reagenti utilizzati sono soda e ammoniaca, il dosaggio di questi è pilotato dal tenore di HCl strumentalmente rilevato in continuo al camino (SME). Gli ossidi di zolfo e gli altri gas acidi vengono ulteriormente rimossi all'interno di una torre a riempimento tramite reazione con NaOH, nella parte inferiore della torre si ha un vano di raccolta del refluo liquido. Questo viene ricircolato; in tal modo l'impianto minimizza la produzione di rifiuti/reflui dovendo smaltire esclusivamente residui solidi. L'ultimo stadio prevede il passaggio dei fumi in un reattore catalitico (SCR) per la rimozione degli ossidi di azoto e di PCDD/F.

Sezione di uscita dei fumi depurati: dopo aver subito il trattamento di depurazione i fumi vengono immessi in atmosfera alla temperatura di circa 160 °C. Il camino è costituito da due canne di espulsione, una per ogni linea di trattamento, con diametro di

140 cm e altezza 50 m per la linea del forno rotante e 130 cm di diametro e 50 m di altezza per la linea del forno a griglia.

Dopo l'intera linea di trattamento si avranno diverse tipologie di flussi in uscita dall'impianto:

- ✓ Scorie (circa 11.000 t/a): conferite in discarica di II categoria tipo B;
- ✓ Ceneri volanti (circa 9.000 t/a): conferite in discarica di II categoria tipo B dopo inertizzazione;
- ✓ Fanghi da trattamento acque di scarico (circa 100 t/a): conferite in discarica di II categoria tipo B dopo eventuale inertizzazione;
- ✓ Acque di scarico (circa 20 m³/h): conferite in fognatura consortile ASI dopo pretrattamento.

CAPITOLO 7

SISTEMI DI ABBATTIMENTO

L'impatto derivante dalla combustione di rifiuti è costituito principalmente dall'emissione di materiale particolato e di sostanze inquinanti nell'atmosfera in fase gassosa o sotto forma di vapore e classificabili come macro e microinquinanti. Alla prima categoria appartengono inquinanti tradizionali dei processi di combustione quali monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO_x), ossidi di zolfo (SO₂), acidi alogenidrici (HCl, HF) e materiale particolato (PM); i microinquinanti si dividono invece in inorganici, costituiti essenzialmente da alcuni metalli pesanti (Pb, Cd, Hg, Ni), e organici, quali policlorodibenzodiossine (PCDD), policlorodibenzofurani (PCDF), idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorobifenili (PCB) e composti organici volatili (COV). I valori limite per le emissioni dei macroinquinanti è dell'ordine dei mg/Nm³, mentre quelli dei microinquinanti si collocano nell'ordine dei µg/Nm³, o addirittura dei ng/Nm³ per alcuni composti (tipicamente le PCDD/F) di particolare pericolosità per la salute dell'uomo (possono costituire un rischio ambientale per la loro tossicità e persistenza). E' con l'inizio degli anni '80 che si afferma l'esigenza di rimuovere, per via meccanica, il materiale particolato e, per via chimica i macroinquinanti presenti nei fumi degli impianti di incenerimento. Contemporaneamente sono state attuate misure di contenimento preventivo delle emissioni, attraverso il miglioramento sia delle caratteristiche costruttive dei forni sia del processo stesso (temperature di combustione più alte, maggiori tempi di permanenza, mantenimento di regimi di alta turbolenza, adeguati eccessi di aria in grado di garantire la presenza del quantitativo di ossigeno necessario all'ossidazione completa dei prodotti di combustione, ecc.).

Lo sviluppo tecnologico attuato dalle aziende del settore negli ultimi anni ha condotto ad un mercato di sistemi di depurazione dei fumi piuttosto complessi che, nel caso di molti inquinanti, consentono di raggiungere valori di concentrazione delle emissioni al limite della rivelabilità.

7.1. EMISSIONI DERIVANTI DA IMPIANTI DEDICATI

Vengono di seguito riportati in **tabella 17** i valori tipici rilevati nelle emissioni di impianti di incenerimento presenti nel *Reference Document on the Available Techniques for Waste Incineration* (agosto 2006).

Tabella 17: valori tipici di emissioni da impianti di incenerimento RU

Parametro	Misura	Medie giornaliere (mg/Nm ³)		Medie semi-orarie (mg/Nm ³)		Medie annuali (mg/Nm ³)
		Valori tipici	Direttiva 2000/76	Valori tipici	Direttiva 2000/76	Valori tipici
HCl	C	0,1-10	10	0,1-80	60	0,1-6
HF	C/D	0-1	1	0-1	4	0,01-0,1
SO ₂	C	0,5-50	50	0,5-250	200	0,2-20
NO _x	C	30-200	200	30-450	400	30-180
PM	C	0,1-10	10	0,1-15	20	0,1-4
SOV	C	0,1-10	10	0,1-25	20	0,1-5
CO	C	1-50	50	1-150	100	2-30
Hg	D/C	0,0005-0,03	0,05	-	n.a	0,0002-0,05
Cd+Tl	D	0,0005-0,05	0,05	-	n.a	0,0002-0,03
Σ Metalli pesanti	D	0,0013-0,5	0,5	-	n.a	0,0002-0,05
PCDD/F ng-TEQ/Nm ³	D	0,002-0,1	0,1	-	n.a	0,0002-0,08

7.2. LA RIMOZIONE DEGLI INQUINANTI

I processi più utilizzati per la depurazione degli inquinanti contenuti nei fumi possono essere classificati, in funzione del principio chimico-fisico di trattamento che li caratterizza (9, 10, 20), in:

- ✓ Processi di filtrazione/adsorbimento (a secco, a semisecco);
- ✓ Processi di assorbimento (ad umido, eventualmente senza scarichi liquidi e/o con l'impiego di reagenti specifici);
- ✓ Processi di adsorbimento specifici (a secco o a semisecco con iniezione di carbone attivo o coke, e filtrazione, a valle di un sistema ad umido);
- ✓ Processi riduttivi/ossidativi, quali la riduzione degli ossidi di azoto effettuata per via catalitica (DeNO_x SCR) o non catalitica (DeNO_x, SNCR).

Nella **tabella 18**, viene riportata una classificazione schematica dei vari processi di

trattamento e dei relativi sistemi attraverso i quali essi vengono applicati, nonché un'indicazione dei rispettivi vantaggi e svantaggi.

Tabella 18: Classificazione e prestazioni dei sistemi di trattamento dei fumi.

Processo	Trattamento	Inquinanti	Note
Filtrazione/assorbimento	A secco	Polveri, metalli pesanti adsorbiti, gas acidi	Prestazioni medio-buone, in funzione del reagente impiegato
	A semisecco	Polveri, metalli pesanti adsorbiti, gas acidi	Buone prestazioni, consumi medi di reagenti
Assorbimento	Ad umido	Polveri, Hg ed altri metalli pesanti, gas acidi, aerosols.	Alte prestazioni, ridotti consumi di reagenti
	Ad umido con additivi specifici.	Polveri, metalli pesanti, gas acidi, aerosols, PCDD/F	Come ad umido, ma con rimozione anche di PCDD/F
Adsorbimento	Iniezione di carbone attivo".	Hg, PCDD/F, altri microinquinanti organici	Efficiente rimozione di PCDD/F e Hg
Ossidazione/riduzione	DeNO _x SNCR	NO _x	Rimozione e distruzione di NO _x .
	DeNO _x SCR	NO _x , PCDD/F	Efficiente rimozione e distruzione di NO _x e PCDD/F

Nella **tabella 19** viene riportata invece, in forma qualitativa, l'applicabilità e l'efficacia dei vari sistemi di trattamento alle varie tipologie di inquinanti presenti nella corrente gassosa degli impianti di incenerimento.

Di seguito verranno brevemente descritti i vari sistemi di trattamento dei fumi, riguardo alla loro applicabilità, efficacia ed idoneità a costituire, da soli o in combinazione fra di loro, possibili BAT (*Reference Document on the Available Techniques for Waste Incineration* agosto 2006).

I sistemi a secco si basano sull'assorbimento dei gas acidi su un reagente iniettato nella corrente gassosa, costituito da calce idrata o da bicarbonato di sodio (9, 10, 20, 43, 44); sono i sistemi più semplici e di facile gestione, anche se, nel caso di impiego di calce, per raggiungere buone efficienze di rimozione necessitano di un elevato ricircolo del reagente; tali sistemi prevedono la presenza di un reattore di neutralizzazione dei gas acidi nel quale avviene l'iniezione del reagente alcalino in fase solida, cui segue un sistema di abbattimento dei sali di reazione e delle polveri trascinate (spesso un filtro a maniche su cui avviene il completamento delle reazioni). Generalmente non necessitano di acqua; in tal modo si ha assenza di effluenti liquidi, garantendo buone rese di rimozione degli inquinanti. Nel caso di utilizzo della calce

idratata, può essere richiesto l'impiego di una torre di condizionamento dei fumi con la funzione di controllare le condizioni ottimali di temperatura e l'umidità dei fumi. In generale i trattamenti a secco producono una quantità più elevata di residui solidi rispetto ai trattamenti ad umido, in funzione del tipo di reagente impiegato o del grado di ricircolo di reagenti applicato. Tale effetto può essere parzialmente limitato tramite l'alimentazione di reagente alcalino direttamente in camera di combustione (possibile solo nel caso del letto fluido); i vantaggi conseguibili sono comunque limitati.

Tabella 19: Applicabilità dei sistemi di trattamento alle varie tipologie di inquinanti.

Inquinante Trattamento	PM	Gas acidi	Metalli (adsorbiti)	Metalli (vapori)	Gas tossici Cl₂, Br₂	NO_x	PCDD/F	Odori	Aerosol
Secco	+++	++ ⁽¹⁾	+++				+		+
Semisecco	+++	++	+++	+			+		++
Umido	+++	+++	+++	+++	++		+	+	+++
Umido con additivi	+++	+++	+++	+++	+++	(+)	++	++	+++
Secco/semisecco+iniezione carboni attivi	+++	++	+++	+++			++(+)	+	++
SNCR						++	+		
SCR					+	+++	+++	+	

(1) In funzione del reagente impiegato

Legenda

+ = prestazioni medie

++ = prestazione buone

+++ = prestazioni ottimali

I sistemi a semisecco sono schematicamente costituiti da un reattore di neutralizzazione seguito da un filtro a maniche. L'iniezione del reagente avviene sottoforma di soluzione/sospensione acquosa opportunamente nebulizzata al fine di favorirne la dispersione nella corrente gassosa; l'evaporazione dell'acqua ha inoltre la funzione di consentire un abbassamento della temperatura dei fumi. L'efficienza di questi sistemi è funzione di molti parametri, tra i quali si possono citare la temperatura (temperature più basse favoriscono la rimozione degli inquinanti), il contenuto di umidità dei fumi, l'eccesso ed il grado di atomizzazione del reagente (in genere latte di calce). L'efficienza di rimozione degli inquinanti acidi è comunque paragonabile a quella dei sistemi ad umido, anche se la risposta ad eventuali picchi inquinanti è più lenta. Necessitano di una quantità di acqua nettamente inferiore rispetto ai sistemi ad

umido (non dando luogo a scarichi liquidi), di un sistema di abbattimento dei sali di reazione (solitamente filtri a maniche che garantiscono elevata efficienza e semplicità).

Di solito insieme al reagente alcalino vengono iniettati carboni attivi che garantiscono la rimozione anche di Hg e PCDD/F. Sono sistemi semplici, necessitano solo di un buon controllo della temperatura dei fumi e della concentrazione del reagente sia per ottimizzare le reazioni di neutralizzazione, sia per non rischiare corrosioni e/o formazione di agglomerati indesiderati. Sono applicabili preferibilmente ad impianti con rifiuti di caratteristiche abbastanza omogenee e costanti (rifiuti pre-trattati, particolari tipologie di rifiuti speciali). I sistemi ad umido consentono di raggiungere rendimenti particolarmente elevati nella rimozione degli inquinanti gassosi, accoppiati ad un consumo di reagenti relativamente basso e ad una ridotta produzione di residui (con produzione di residui liquidi da trattare) e riducono i livelli di recupero energetico conseguibile. Si tratta di sistemi che sfruttano l'azione di colonne di lavaggio *scrubber* solitamente a più stadi (acqua, soda ed eventuale primo stadio acido) per neutralizzare gli inquinanti contenuti nei fumi. Sono i sistemi che garantiscono la migliore efficienza di rimozione, ma hanno bisogno di elevati quantitativi di acqua e della possibilità di trattarla a valle del processo, prima di poterla scaricare. Riescono ad abbattere le polveri solo in parte e quindi necessitano spesso di un filtro depolveratore a monte (filtro elettrostatico, a maniche, cicloni).

I sistemi misti sono del tipo multistadio e si basano su una combinazione di quelli a semisecco con quelli ad umido. Tale configurazione permette di raggiungere elevate efficienze di depurazione. Un aspetto senza dubbio interessante riguarda la possibilità di eliminare gli scarichi liquidi, tramite un'eventuale loro ricircolazione nella sezione di preparazione del latte di calce. Il sistema SNCR consiste invece in un'iniezione di una soluzione acquosa di reagente (urea o ammoniaca) all'interno del generatore di vapore, in un campo di temperature comprese, di norma, tra 850-1050°C; esso è caratterizzato da una minore complessità impiantistica e gestionale rispetto al sistema SCR, con costi oltretutto accettabili. I livelli di abbattimento riscontrati variano tra il 50 ed il 70% (sufficienti per il rispetto degli attuali limiti normativi), con eccessi di reagenti variabili tra il 20 e l'80%. Riguardo ai metalli pesanti occorre ricordare che essi sono presenti sia in fase solida che vapore; la maggior parte condensano durante il trattamento dei fumi, concentrandosi nel materiale particellare. La loro rimozione

dipende quindi, principalmente, dall'efficienza del depolveratore, soprattutto nei confronti delle particelle submicroniche. Gli attuali sistemi di depurazione consentono di raggiungere efficienze di rimozione dei metalli del 96-99%, fatta eccezione per il mercurio che, a causa della sua elevata volatilità, è presente nei fumi prevalentemente in fase vapore. Il crescente interesse dimostrato verso il controllo di tale inquinante, anche a seguito delle preoccupazioni sui potenziali effetti negativi sulla salute, ha portato a fissare il limite, a livello europeo, di $0,05 \text{ mg/Nm}^3$, fatto proprio, a livello nazionale. Conseguentemente si rende necessaria l'adozione di sistemi di trattamento ad umido ovvero ricorrere all'iniezione di carboni attivi nei sistemi a secco e semisecco; alcune esperienze europee, fatte sull'impiego di tali accorgimenti, hanno dimostrato che è possibile raggiungere efficienze di abbattimento del mercurio fino al 97%.

7.3. TECNOLOGIE DI CONTROLLO DELLE EMISSIONI ATMOSFERICHE

La gamma delle emissioni atmosferiche prodotte dall'incenerimento di rifiuti è di norma più complessa e variegata rispetto ai normali processi di combustione che utilizzano combustibili fossili, a causa della forte eterogeneità del materiale bruciato. Nelle emissioni, oltre alla presenza degli inquinanti caratteristici delle combustioni convenzionali, si trovano forme ossidate di sostanze organiche o inorganiche già presenti nei rifiuti e composti inorganici vaporizzati o mobilizzati per adsorbimento sul materiale particellare emesso. In aggiunta a questi vanno poi considerati i processi di riformazione che, a partire da sostanze elementari e/o precursori, attraverso reazioni eterogenee a bassa temperatura che coinvolgono il materiale particellare. Il controllo preventivo delle emissioni, motivato dall'esigenza di limitare la produzione di inquinanti, si ottiene ottimizzando le caratteristiche costruttive dei forni e migliorando il processo di combustione.

In questi ultimi anni, i sistemi di controllo degli inquinanti sono stati migliorati, anche in considerazione dei limiti normativi sempre più restrittivi. Le configurazioni impiantistiche risultano particolarmente potenziate nei riguardi dei microinquinanti tossici e per alcuni macroinquinanti in precedenza poco considerati (SO_2 ed NO_x).

7.4. RIDUZIONE DELLE EMISSIONI DI MATERIALE PARTICELLARE

La scelta dei metodi per l'abbattimento del materiale particellare contenuto nei fumi è determinata principalmente da: concentrazione delle polveri nei fumi grezzi; dimensioni medie delle particelle e loro distribuzione granulometrica; portata e temperatura dei fumi; compatibilità con altri componenti del sistema di depurazione dei fumi; quest'ultima può essere influenzata anche dalla disponibilità locale di sistemi di trattamento e smaltimento dei residui separati (materiale particellare leggero, di caldaia, sali di reazione).

A riguardo i sistemi maggiormente impiegati risultano essere:

- i filtri elettrostatici, a secco e ad umido, la cui efficienza dipende dalla resistività delle polveri, piuttosto variabile nei fumi di incenerimento;
- i filtri a maniche, per l'abbattimento del materiale particellare trascinato dalle aspirazioni localizzate; di largo impiego negli impianti di incenerimento, a causa della loro elevata efficienza di filtrazione, cui fanno riscontro maggiori perdite di carico nei fumi e temperature di esercizio piuttosto contenute (indicativamente 180-220°C, a seconda del materiale filtrante).
- cicloni e multicicloni (un idrociclone quale classificatore dinamico per il materiale particellare e due scrubber, ad asse verticale o di struttura compatta (cross-flow), per ogni linea, di cui, il primo effettua un lavaggio acido per l'abbattimento delle sostanze alcaline, ed il secondo un lavaggio alcalino per l'abbattimento delle sostanze acide.

Occorre inoltre ricordare che anche l'impiego di sistemi di lavaggio ad umido, anche se il loro scopo principale risulta essere la rimozione dei composti acidi (in fase gassosa o vapore) tramite neutralizzazione con opportuni reagenti, può contestualmente contribuire all'abbattimento di particelle solide sospese nella corrente gassosa. Questo processo di lavaggio delle correnti gassose con soluzioni acide e basiche/ossidanti, che vengono continuamente riciclate, assicura la completa captazione di sostanze odorigene di diversa natura, senza peraltro comportare consumi di reagenti e acqua significativi, viste le concentrazioni molto basse (ppm e/o ppb) delle sostanze da abbattere. Le caratteristiche delle varie apparecchiature sono riportate in forma sintetica nella **tabella 20 (14, 15)**.

Tabella 20: Sistemi di rimozione del materiale particellare.

Apparecchiatura	Livelli di concentrazioni	Vantaggi	Svantaggi
Ciclone e multicicloni	Cicloni: 200-300 mg/Nm ³ Multicicloni: 100-150 mg/Nm ³	Semplici ed affidabili. Impiegati da sempre come depolveratori.	Utilizzabili solo come apparecchiatura primaria. Consumi elevati di energia.
Precipitatore elettrostatico (ESP)	A secco: < 25 mg/Nm ³ Ad umido: < 5 mg/Nm ³	Consumi ridotti Possibilità di trattare fumi in ampio campo di temperature (150-350°C) Numerose applicazioni nel campo dell'incenerimento Bassi livelli di concentrazioni in uscita	Non sufficiente da solo a rispettare i limiti vigenti. Limitate applicazioni per l'incenerimento. Produzione di acque di scarico.
Filtro a maniche	< 5 mg/Nm ³	Largamente applicato per l'incenerimento. Partecipa anche all'abbattimento degli inquinanti.	Consumi relativamente alti (rispetto a ESP). Influenzato negativamente dalla condensazione dell'umidità

7.5. CONTROLLO DEI GAS ACIDI

Anche per il controllo degli ossidi di zolfo (SO₂) e dei gas acidi (HCl e HF) sono disponibili processi del tipo a secco o ad umido. I *processi ad umido* si basano sul trasferimento in fase liquida delle componenti inquinanti. Ciò si ottiene ponendo in contatto la corrente gassosa con opportuni liquidi assorbenti, in installazioni in grado di ottimizzare il contatto stesso (14, 15).

I *processi a secco* si basano sull'iniezione a secco di particelle alcaline (calce o bicarbonato di sodio) nella corrente gassosa. La rimozione di SO₂ e dei gas acidi viene ottenuta tramite le reazioni di neutralizzazione che si sviluppano. La **tabella 21**, mostra un sintetico riepilogo delle caratteristiche dei diversi processi finalizzati alla rimozione dei gas acidi.

Tabella 21: Tecniche di riduzione dei gas acidi.

PROCESSO		VANTAGGI	SVANTAGGI
SECCO	Calce	Realizzazione impiantistica semplice	Gestione poco flessibile: operazione di iniezione calce delicata; regolazione difficile; basso margine di variazione della temperatura.
		Basso costo di investimento	Alto eccesso stechiometrico.

		Assenza di effluenti liquidi.	Bassa reattività per singolo passaggio: necessità di effettuare ricircoli.
		Manodopera ridotta.	In caso di regolamentazioni più severe, non offre margini di evoluzione.
		Facilità di inertizzazione dei residui.	Notevole produzione di residui solidi da conferire in discarica (previa inertizzazione).
	Bicarbonato di sodio	Realizzazione impiantistica e gestione dell'impianto semplici.	Apprezzabile consumo massiccio del reattivo (anche se si utilizza un debole eccesso in confronto allo stechiometrico: $K \approx 1,2$).
		Investimenti e gestione ridotti.	Costo del reattivo elevato (anche se l'insieme delle voci del costo di gestione risulta ridotto).
		Manodopera ridotta.	
		Assenza di effluenti liquidi.	Residui solidi più solubili: in assenza di valorizzazione, la stabilizzazione diventa più difficile (se si usano leganti idraulici tradizionali).
Possibilità di recupero dei residui sodici (minore richiesta di discarica) Ampio campo di temperature operative.			
SEMI-SECCO	Assenza di effluenti liquidi.	Investimenti limitati (intermedi tra il processo a secco e quello ad umido).	Consumo di acqua.
		Produzione significativa di residui (anche se inferiore ai processi a secco). Consumo isignificativo di reagente (anche se inferiore ai processi a secco); possibilità di ricircolo. Gestione delicata dovuta alla fase di preparazione del reagente.	
UMIDO	Basso consumo di reattivi (soda).	Necessità di un trattamento acque.	
		Grande produzione di effluenti liquidi.	
	Bassa produzione di residui solidi e residui separati (ceneri volanti).	Costi di investimento elevati (legati al trattamento delle acque).	
	Lisciviazione dei metalli pesanti minimizzata.	Notevoli consumi di acqua e di elettricità.	
	Possibilità di evoluzione facile (basta aggiungere una seconda torre).	Manodopera supplementare in rapporto agli altri processi (sorveglianza e mantenimento della catena di condizionamento degli effluenti).	
Grande flessibilità di funzionamento.			

Fonte: CITEC, modificata dal GTR.

7.6. CICLONE E MULTICICLONI

Il ciclone è un'apparecchiatura di depurazione centrifuga di tipo statico. La corrente gassosa entra tangenzialmente nella parte superiore, venendo in tal modo sottoposta all'azione di una forza centrifuga che tende a portare le particelle sospese verso la periferia della camera. Il moto a spirale del fluido impartisce alla particella un'accelerazione radiale verso le pareti dell'apparecchiatura mentre, simultaneamente, la forza di gravità la spinge verso il basso; ne risulta un movimento discendente a spirale fino a quando la particella, per urto contro le pareti si separa dalla corrente gassosa che esce dall'alto attraverso un condotto centrale. Essendo la velocità radiale

inversamente proporzionale al raggio del ciclone, si tende a realizzare delle batterie formate da tanti piccoli cicloni posti in parallelo, di alcune decine di centimetri di diametro ciascuno, o gruppi di cicloni posti in serie (multicicloni). Tali apparecchiature non consentono di captare le particelle di diametro inferiore ai 5-10 μm , lasciando così passare la maggior parte dei metalli pesanti condensati sulle particelle di diametro inferiore. Sono comunque apparecchiature semplici ed affidabili, anche se è sempre presente il rischio di intasamento e quello di perdita di efficienza a causa della variazione della portata dei fumi. Attualmente vengono per lo più utilizzati per una fase di pre-depolverazione.

7.7. FILTRI ELETTROSTATICI

Si basano sul fenomeno fisico della precipitazione elettrostatica che si ottiene facendo passare la corrente aeriforme tra due elettrodi:

- uno emissivo (di carica negativa) filiforme;
- uno ricettivo (di carica positiva) costituito da una superficie di ricezione.

Le particelle vengono caricate dagli ioni prodotti per effetto corona dall'elettrodo emittente che è sottoposto ad alta tensione (circa 50 kV). Grazie all'effetto del campo elettrico che viene ad instaurarsi tra i due elettrodi, le particelle caricate sono attratte dall'elettrodo ricettore e fatte cadere in una tramoggia di raccolta tramite scuotimento. Questi filtri possono essere costituiti da uno o più campi di captazione disposti in serie. La maggior parte degli elettrofiltri è costituito da almeno due campi fino ad un massimo di quattro o cinque, ciascuno costituito da elettrodi emissivi e ricettivi, posizionati verticalmente in modo che le direzioni dei campi risultino alternate. Il rapporto tra la lunghezza e l'altezza degli elettrodi è generalmente compresa tra 0,9 e 1,5 al fine di garantire una migliore efficienza del singolo campo.

L'efficienza degli elettrofiltri aumenta all'aumentare del numero di campi. Per quanto riguarda il funzionamento, i parametri che influenzano l'esercizio di un elettrofiltro sono:

- la resistività delle particelle; le condizioni ottimali prevedono una resistività compresa indicativamente nel campo 100-1000 ohm/cm, tipica della maggior parte delle polveri. Resistività inferiori provocano un facile “scaricamento” delle particelle sulle placche ricettrici e la loro reimmissione in circolo causata dalla

velocità dei fumi. Resistività maggiori provocano un fenomeno di contro emissione in seguito all'aumento di resistenza dello strato di materiale particellare sugli elettrodi ricettori;

- l'umidità dei fumi;
- il tenore in zolfo;
- le dimensioni delle particelle.

Per ovviare a valori di resistività troppo alti o troppo bassi si gioca sulla velocità dei gas: normalmente questa si attesta intorno a 1-1,2 m/s, ma può arrivare fino a 1,8 m/s per particelle più resistenti. Gli elettrofiltri, costruiti in acciaio, possono sopportare temperature dei fumi superiori ai 400°C, ma la temperatura di esercizio si attesta normalmente in un intervallo compreso tra 200 e 300°C. Le perdite di carico sono relativamente basse il valore tipico è compreso tra 1 e 3 mbar.

L'efficienza di un elettrofiltro diminuisce all'aumentare del tenore del materiale particellare presente nella corrente dei fumi. Ne consegue che, data una superficie di captazione ed un numero di campi, l'efficacia dell'elettrofiltro è funzione della portata di fumi trattata. E' da citare il rischio di esplosioni dovute ad elevate concentrazioni di CO; per questo motivo è opportuno prevedere una sonda con soglia di allarme e relativo blocco di alimentazione degli elettrodi, anche se il rischio, nel caso di incenerimento è piuttosto ridotto, a causa dei ridotti tenori di CO nei fumi.

7.8. FILTRI A MANICHE

Sono costituiti da un tessuto tubolare sostenuto tramite un cestello portante interno, solitamente in acciaio. Il filtro a maniche si divide generalmente in tre zone:

- la zona di filtrazione, in cui i fumi, lambendo dall'esterno le maniche, attraversano il tessuto depositandovi le particelle;
- la zona superiore o di evacuazione, in cui i fumi vengono raccolti dopo essere stati aspirati dall'alto delle maniche;
- la zona inferiore o tramoggia, in cui vengono raccolte le particelle precipitate per scuotimento tramite getti periodici di aria compressa in controcorrente.

Il processo di separazione del materiale particellare, contenuto nei gas, mediante tessuto filtrante, dipende da numerosi fattori: le forze di massa (inerzia); l'effetto di sbarramento; la diffusione; le forze elettrostatiche; l'adesione.

Nel caso di diametri delle particelle ridotti e basse velocità dei fumi sono prevalenti i fenomeni di diffusione, mentre nel caso velocità più elevate e particelle di maggiori dimensioni prevalgono gli effetti meccanici. Il grado di separazione è influenzato dallo spessore dello strato filtrante, dal diametro delle fibre e dal grado di separazione della fibra singola, influenzato a sua volta dalle dimensioni e dalla velocità della particella. La filtrazione non consiste semplicemente in una setacciatura del materiale particellare trascinato nel flusso gassoso, ma è frutto anche di altri fenomeni. Ad esempio, una particella di dimensioni di pochi μm che attraversa il feltro di cui è composta la manica, ha, relativamente alle sue dimensioni, un percorso lunghissimo da compiere: più piccoli e tortuosi sono i canali che deve percorrere, più è bassa la sua velocità, più alta è la probabilità che essa interferisca, meccanicamente o attraverso gli altri meccanismi citati, con il mezzo filtrante. Per un mezzo filtrante, sia feltro che tessuto, la permeabilità all'aria, definita come la portata che causa, sulla superficie unitaria, la perdita di carico di 20 mm di colonna d'acqua è un indice abbastanza significativo della capacità di trattenimento: a minore permeabilità corrisponde una maggiore capacità di captazione. La capacità di filtrazione dipende da: le caratteristiche del materiale particellare da filtrare; la velocità di attraversamento del filtro; il tipo di filtro; le caratteristiche del mezzo filtrante.

Le prestazioni del filtro non risultano quindi definibili né con le dimensioni della più piccola particella filtrabile, (ad esempio 10 μm), né con una efficienza ponderale, (ad esempio 99,9%), dato che la quantità di polvere che esce dipende poco dalla concentrazione in ingresso; le prestazioni di un filtro sono definibili tramite la concentrazione di polvere in uscita espressa in mg/Nm^3 . Una indicazione sulla concentrazione di materiale particellare in uscita può essere fornita quindi solo conoscendo la natura e l'analisi granulometrica del materiale particellare, nonché la velocità di filtrazione, intesa come rapporto tra portata e superficie, che risulta essere il parametro di progetto ai fini della scelta del mezzo filtrante più appropriato.

La scelta del mezzo filtrante è molto vasta. Si impiegano sia tessuti che feltri: i tessuti agiscono come un supporto sul quale il materiale particellare, depositandosi,

forma uno strato microporoso capace di fermare le particelle più fini; i feltri sono essi stessi uno strato di fibre che, intrecciandosi, formano dei micropori.

I feltri permettono rapporti di filtrazione più elevati ma richiedono sistemi di pulizia più sofisticati, mentre i tessuti vengono usati con velocità di attraversamento più basse e necessitano di cicli di pulizia meno frequenti.

Le caratteristiche chimico-fisiche del mezzo filtrante (feltro o tessuto) influenzano enormemente l'efficienza e la stabilità del mezzo. La conoscenza della stabilità delle varie fibre è essenziale nella scelta del mezzo filtrante più adatto a un determinato processo di filtrazione. Un'indicazione di massima delle caratteristiche dei vari tessuti è riportata nella **tabella 22**.

Tabella 22: Principali caratteristiche dei tessuti impiegati per i filtri a manica.

	T° max (°C)	Resistenza a			
TIPO DI FIBRA	Cont./punta	Idrolisi	Acidi	Alcali	Ossidazione
Polipropilene	90/100	Ottima	Ottima	Ottima	Cattiva
Poliolfina per alta T°	125/130	Ottima	Ottima	Ottima	Cattiva
Poliammide	110/115	Cattiva	Moderata	Buona	Moderata
Poliacrilonitrile cop.	110/115	Buona	Moderata	Moderata	Buona
Poliacrilonitrile omo	125/140	Buona	Buona	Moderata	Buona
Poliestere	140/150	Cattiva	Moderata	Cattiva	Buona
M-aramide	180/220	Moderata	Moderata	Moderata	Buona
Polifenilensolfuro	190/200	Ottima	Ottima	Ottima	Buona
Poliimide	240/260	Buona	Buona	Moderata	Buona
Politetrafluoroetilene	250/280	Ottima	Ottima	Ottima	Ottima

Fonte: Linee guida CITEC (2002).

Si noti che la temperatura di esercizio di un filtro deve essere sempre superiore al punto di rugiada *Dew point* della miscela di gas da depolverare: se la temperatura scende a livelli inferiori l'acqua in fase vapore contenuta nel gas condensa. Le gocce di acqua in fase liquida non solo inumidiscono lo strato di materiale particellare depositato sulle maniche aumentandone così la resistenza al passaggio dell'aria (e quindi la perdita di carico attraverso il filtro), ma disciolgono anche eventuali composti acidi causando corrosione su maniche.

In passato la scelta tra un filtro a maniche ed un elettrofiltro era delicata e avveniva su considerazioni di natura economica che, a seconda della tipologia impiantistica, poteva premiare ora l'una ora l'altra tecnologia. Attualmente i limiti di emissione richiesti per il materiale particellare sono tali da impedire pressoché completamente l'utilizzo dell'elettrofiltro come unico mezzo di abbattimento del materiale particellare.

La sua funzione è comunque sempre di primo piano soprattutto nel caso sia previsto l'impiego unicamente di tecnologie di depurazione dei fumi a secco che fanno uso di composti altamente reattivi (es.: bicarbonato di sodio). Infatti tramite una filtrazione in due stadi successivi è possibile mantenere separati due flussi di residui, di cui il primo contenente la quasi totalità del materiale particellare (separate tramite elettrofiltro o filtro a maniche) e la seconda (separata tramite filtro a maniche) costituita essenzialmente da sali (sodici) di reazione e da carbonato di sodio (eccesso di reagente impiegato) che, come si è visto, può essere oggetto di recupero per impieghi industriali in una piattaforma dedicata.

CAPITOLO 8

ATTIVITÀ SUL CAMPO ED ANALISI

Nel corso del dottorato sono state effettuate delle campagne sperimentali di rilevamento delle emissioni di impianti di trattamento termico dei rifiuti, si è proceduto alla misura dei parametri maggiormente significativi quali quelli fisici e alcuni inquinanti chimici. Il rilevamento dei parametri fisici e dell'ossigeno libero nei fumi è stato effettuato al fine di calcolare correttamente le portate, effettuare le opportune correzioni e standardizzazioni dei flussi e poter operare, nel caso del prelievo del PM, in isocinetismo.

Nell'ambito dello studio sono stati utilizzati per il rilevamento del materiale particellare una teste di prelievo PM₁₀ seguite da cicloni per il campionamento del PM_{2,5} secondo le indicazioni sia ISO che USEPA.

Alcune prove hanno visto l'utilizzo anche di un impattore multistadio inerziale del tipo *Mark III*. L'impattore è costituito da un insieme di 8 piastre forate e calibrate (**figura 13**).

L'aspetto morfologico delle particelle così raccolte è stato valutato mediante l'utilizzo di un SEM dotato di un sistema EDAX DX4 per la microanalisi a raggi X.

E' stata inoltre effettuata una prima serie di prove per il rilevamento del numero di particelle (CNP) con un analizzatore a cella di condensazione *Condensation Particle Counter*, *CPC*, basato sul principio dello *scattering* di una sorgente laser. Tale strumento, grazie a un sistema di accrescimento delle particelle prelevate, che avviene all'interno di una cella di condensazione in atmosfera satura di butanolo, è in grado di determinare il numero di particelle aerodisperse aventi diametro superiore a 10 nm (con una efficienza del 50% anche fino a 7 nm); le prime prove sono state effettuate realizzando un sistema di campionamento in vetro dotato di tre uscite; l'effluente gassoso lungo la linea in vetro si raffredda prima di arrivare al sistema ottico CPC. In **figura 14** è riportato il principio di misura del CPC (**22, 23**).

I camini dei due impianti di incenerimento hanno un diametro interno di 1,40 m (forno a tamburo rotante) e 1,20 m (forno a griglia).

Di seguito si riepilogano le campagne sperimentali di rilevamento effettuate nel corso del dottorato alle emissioni delle due linee di incenerimento dell'impianto:

I campagna	Rilevamento: parametri fisici, materiale particellare fine e ultrafine
II campagna	Rilevamento: parametri fisici, materiale particellare fine e ultrafine
III campagna	Rilevamento: parametri fisici, materiale particellare fine e ultrafine

8.1. PARAMETRI FISICI

Nel predisporre i rilevamenti delle emissioni è sempre necessario prevedere l'effettuazione di una serie di misure complementari indispensabili in sede di elaborazione e valutazione dei risultati.

Il rilevamento dei parametri fisici viene effettuato in ogni campagna di monitoraggio al fine di calcolare correttamente le portate, effettuare le opportune correzioni e standardizzazioni sui flussi e sulle concentrazioni rilevate e poter operare, nel caso del prelievo del materiale particellare, in isocinetismo. Per le indicazioni relative alla scelta dei punti di misura o di campionamento e al rilevamento dei parametri fisici di emissione, ci si è riferiti alle norme riportate nel metodo UNI 10169 e UNI EN 13284-1.

Una serie di misure, effettuate in diversi periodi, di velocità dell'effluente, corredate da dati di temperatura e dalle relative portate desunte mediante calcolo vengono riportate nella **tabella 24 e 25**.

8.2. MATERIALE PARTICELLARE PM_{10} E $PM_{2,5}$

Il metodo previsto per il rilevamento del materiale particellare PM_{10} e $PM_{2,5}$ primario alle emissioni è quello definito nell'ambito del programma di attività dell'ISO/CEN e secondo le indicazioni dell'USEPA (metodo 201A-*Determination of PM_{10} Emissions*, pubblicato nel *Federal Register* (Volume 54, n. 107)).

Sono state condotte tre campagne di misura alle emissioni per la caratterizzazione del PM_{10} e $PM_{2,5}$.

Il PM presente nell'effluente è stato campionato in condizioni isocinetiche. Le particelle più piccole separate attraverso un ciclone, seguono il loro cammino e vengono raccolte su un filtro in fibra di vetro, quarzo o argento.

Alcune prove hanno visto l'utilizzo anche di un impattore multistadio inerziale del tipo *Andersen Mark III* (**figura 13**). L'impattore *Andersen Mark III* si basa sulla separazione del PM presente nel flusso campionato, ed è costituito da un insieme di 8 piastre forate calibrate con diametro decrescente da piatto a piatto e numerate da 0, 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7 più un filtro di backup, su ogni piastra è alloggiato un particolare filtro in fibra di vetro. I fori di ciascun piatto sono sfalsati rispetto a quello successivo. La separazione delle varie frazioni granulometriche è dovuta alla accelerazione che si esercita sulle particelle. L'impatto si verifica quando l'inerzia della particella supera la resistenza aerodinamica. In caso contrario, la particella rimane nel flusso e procede alla fase successiva. In tal modo si avrà su ciascun filtro una deposizione del PM, suddiviso in gruppi a granulometria simile. L'impattore permette il campionamento del PM con diametro aerodinamico (D) $>10\text{ }\mu\text{m}$ e $D <0,4\text{ }\mu\text{m}$. Il materiale particellare con $D > 2\text{ }\mu\text{m}$ è raccolto sui filtri in fibra di vetro delle piastre numerate da 1, 2, 3, e 4. Il materiale particellare con $D < 2\text{ }\mu\text{m}$ viene raccolto sui filtri delle piastre numerate 5, 6, 7. La somma del PM con D superiore ai $2\text{ }\mu\text{m}$ e inferiore ai $2\text{ }\mu\text{m}$ consente una misura del PM totale.

Nella prima campagna, si è proceduto ad un rilevamento, sulle due linee di incenerimento, mirato alla determinazione gravimetrica del PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$, alla verifica dell'efficienza di rilevamento delle frazioni fini (PF) ed ultrafini (PUF), utilizzando sia cicloni ISO/CEN che USEPA, sia impattori multistadio inerziali *Mark III*, e utilizzando come supporto filtrante dei filtri in fibra di vetro.

Nella seconda campagna, l'attenzione è stata rivolta alla caratterizzazione morfologica del PF ed PUF. Infatti rispetto alla prima campagna sono stati utilizzati i cicloni di prelievo con taglio PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ e filtri in argento. I campioni ottenuti, sono stati sottoposti ad analisi mediante microscopio elettronico a scansione (SEM) dotato di un sistema EDAX DX4 per la microanalisi a raggi X (**figure 15, 16**).

L'analisi al SEM ha evidenziato per il PM strutture fortemente irregolari, composte da microsfele di diametro variabile tra 1 e $2\text{ }\mu\text{m}$, agglomerate tra di loro. La presenza di questi agglomerati di particelle rende estremamente complessa la

caratterizzazione fisica del PM, in particolar modo la definizione delle dimensioni della particella stessa. L'analisi della composizione chimica di queste particelle ha individuato la presenza di solfati di sodio e di potassio oltre a tracce di alluminio silicati.

Nella terza campagna, l'attenzione è stata rivolta sia alla caratterizzazione morfologica del PF e del PUF e sia alla conta delle CNP con strumentazione a lettura ottica. L'analisi sulla CNP risulta dominata dalla frazione ultrafine in particolare da quelle aventi diametro 0,3-1 μm sia sul forno rotante che sul forno a griglia con un numero doppio di particelle nel forno a griglia che brucia rifiuti urbani e assimilabili.

La **tabelle 26** riporta i dati relativi al rilevamento del PM. I prelievi di PM totale ha presentato valori compresi tra $< 1-3,7 \text{ mg/Nm}^3$

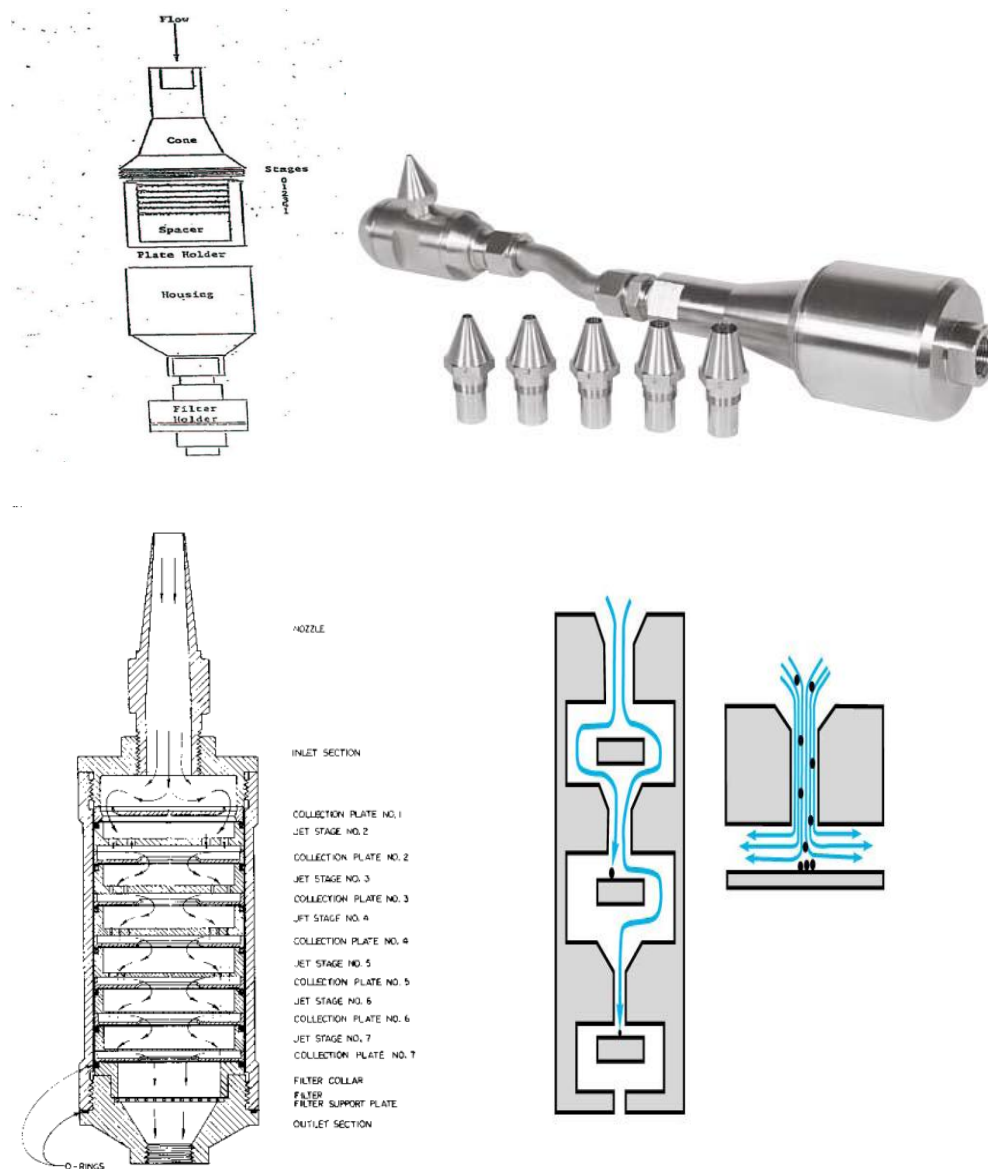


Figura 13: Impattore a cascata Mark III.

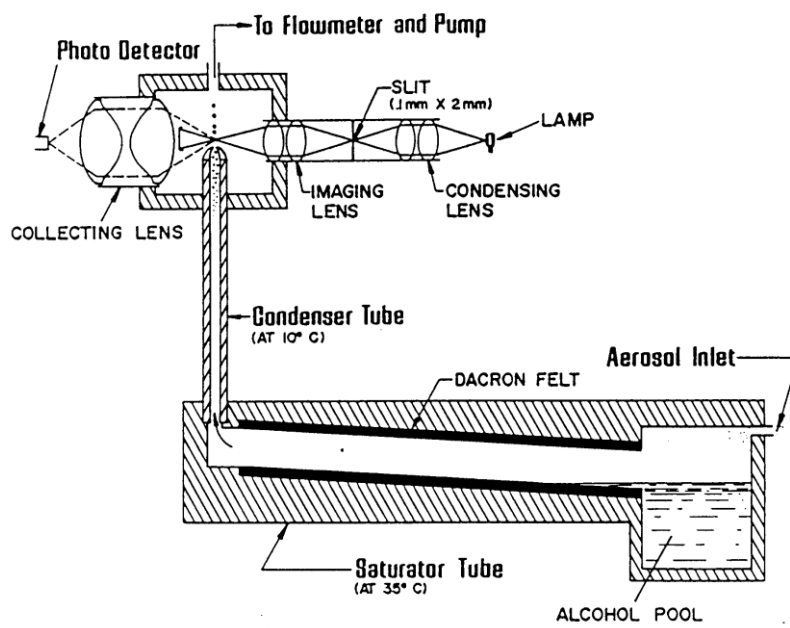


Figura 14: Principio di funzionamento di un CPC ottico

Tabella 24: Impianto di incenerimento Forno a tamburo rotante. Rilevamento dei dati di velocità dell'effluente al camino (misura della pressione differenziale con tubo di Pitot e della temperatura con termocoppia) e calcolo della relativa portata. Diametro del camino: 140 cm; quota di rilevamento: 34 m circa.

I campagna

Distanza dalla parete del camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,20	138	10,9	45909
0,30	138	12,2	
0,40	138	13,2	
0,50	135	12,0	
0,60	140	12,2	
0,70	137	12,7	
0,80	135	12,6	
0,90	135	12,8	
1,00	139	13,4	

II campagna

Distanza dalla parete del Camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,20	135	13,9	53860
0,30	133	15,5	
0,40	133	15,5	
0,50	135	14,5	
0,60	135	14,5	
0,70	134	13,8	
0,80	134	15,6	
0,90	136	14,5	
1,0	134	13,7	
1,1	134	13,7	

III campagna

Distanza dalla parete del Camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,10	145	7,1	62813
0,20	145	8,2	
0,30	143	10,2	
0,40	143	9,1	
0,50	144	9,3	
0,60	143	9,6	
0,70	146	10,1	
0,80	145	9,9	
0,90	145	12,6	

1,0	146	10,1	
1,10	145	9,7	

Tabella 25: Impianto di incenerimento Forno a griglia. Rilevamento dei dati di velocità dell'effluente al camino (misura della pressione differenziale con tubo di Pitot e della temperatura con termocoppia) e calcolo della relativa portata. Diametro del camino: 120 cm; quota di rilevamento: 34 m circa.

I campagna

Distanza dalla parete del Camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,20	154	17	45736
0,30	153	16,5	
0,40	151	16,8	
0,50	151	18,4	
0,60	152	18,5	
0,70	151	18	
0,80	154	18	
0,90	152	17,5	
1,0	152	17,3	

II campagna

Distanza dalla parete del Camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,10	155	14,1	43098
0,20	153	15,2	
0,30	158	16,0	
0,40	158	16,4	
0,50	159	17,3	
0,60	160	17,2	
0,70	157	17,7	
0,80	160	18,3	
0,90	158	18,8	
1,0	158	17,0	
1,10	158	16,1	

III campagna

Distanza dalla parete del Camino (m)	Temperatura (°C)	Velocità (m/s)	Portata (Nm ³ /h)
0,10	160	13,1	
0,20	162	14,1	
0,30	163	13,8	

0,40	163	14,8	36580
0,50	162	15,7	
0,60	164	15,3	
0,70	162	14,5	
0,80	164	15,1	
0,90	161	13,8	
1,0	162	12,7	
1,10	162	11,1	

Tabella 26: Rilevamento del PM totale, PM₁₀ e PM_{2,5} e calcolo della portata. Riepilogo dei dati ottenuti.

Analiti	tamburo rotante	tamburo rotante	tamburo rotante	griglia	griglia	griglia
Campagna	I	II	III	I	II	III
Portata Nm ³ /h	45909- 53908	53860- 48989	62000- 65000	45736- 42700	43098- 34922	34900- 36600
Ossigeno %*	12,12*	13,69*	12,4*	12,52*	11,52*	11,7*
PM totale mg/Nm ³	n.v.	1,2	1,1	2,2	n.v.	3,7
PM ₁₀ mg/Nm ³	n.v.	n.v.	n.v.	1,2	n.v.	1,3
PM _{2,5} mg/Nm ³	n.v.	n.v.	n.v.	1,1	n.v.	1,0

n.v. = < 1 mg/Nm³ di PM totale.

* valore di ossigeno rilevato dal sistema di monitoraggio in continuo SME.

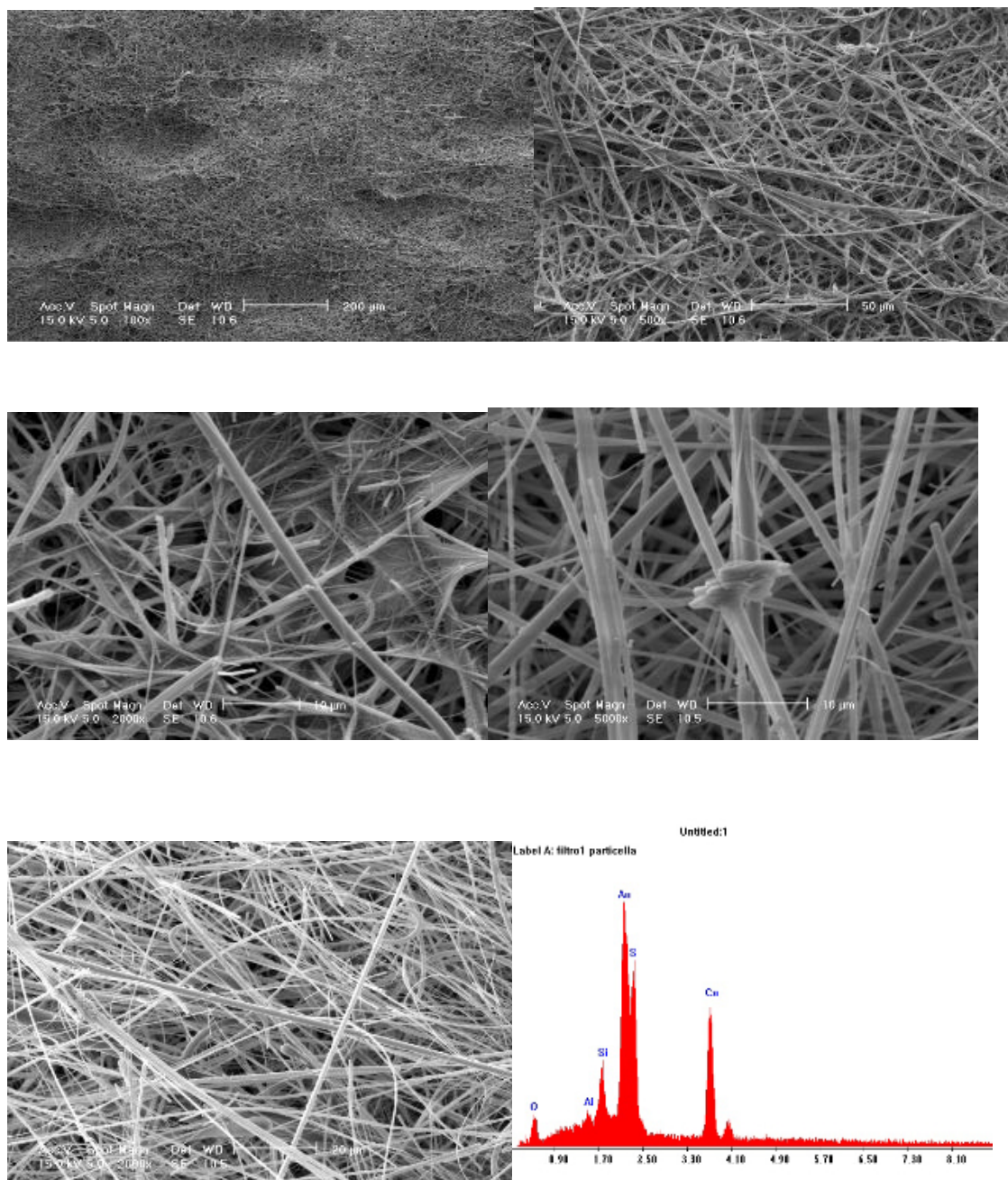


Figura 15: prelievi con filtri in fibra di vetro-impattore inerziale *Mark III* e ciclone PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ e analisi qualitativa al SEM

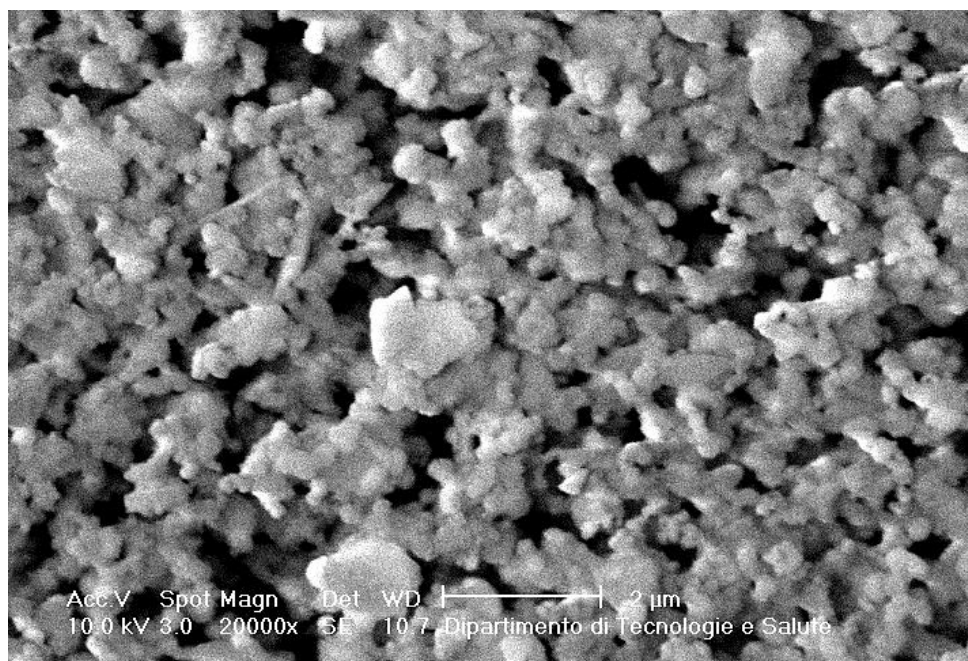


Figura 16: filtro in argento-dopo campionamento con ciclone $PM_{2,5}$

CAPITOLO 9

CONSIDERAZIONI E CONCLUSIONI

Al termine di questo ciclo di dottorato si possono trarre una serie di conclusioni sugli aspetti principali che sono stati trattati in questi tre anni:

- La prima norma ufficiale per il rilevamento del PM_{10} e $PM_{2,5}$ primario alle emissioni, è stata definita a livello ISO/CEN. Le prove, sul campo hanno consentito di definire i diversi sistemi di prelievo e di analisi. Chiaramente questi metodi meritano degli ulteriori approfondimenti.
- Verifica del metodo per il prelievo del PM_{10} e $PM_{2,5}$ primario e della CNP con strumentazione a lettura ottica (CPC).
- I parametri rilevati alle emissioni, le analisi effettuate, i dati riscontrati relativi ai parametri di marcia dell'impianto, hanno consentito di elaborare delle prime considerazioni. Inoltre si è rilevato come le concentrazioni di PM_{10} e $PM_{2,5}$ misurati nella sperimentazione, sono confrontabili con quelli di altri impianti europei e nazionali di incenerimento di RSU e/o RP, desunti da dati di bibliografia.
- Alcune prove preliminari effettuate con sistemi di raffreddamento hanno evidenziato la formazione di particelle secondarie. Infatti queste misure devono considerare l'emissione primaria, la successiva formazione secondaria in atmosfera viene rilevata con metodi utilizzati per la qualità dell'aria ambiente. Utilizzare sistemi che possono perturbare l'emissione può comportare una difficoltà di uniformare il metodo a causa di reazioni non standardizzabili e questo non consentirebbe l'imposizione di un limite a carattere normativo.

BIBLIOGRAFIA

1. Stazione di rilevamento dell'Istituto Superiore di Sanità per lo studio della qualità dell'aria: anni 2003 e 2004. Rapporti ISTISAN, 06/13, 2006.
2. UNI ISO 7708. *Norma Italiana. Qualità dell'aria. Definizioni delle frazioni granulometriche per il campionamento relativo agli effetti sanitari*. Milano: Ente Italiano di Unificazione; 1998.
3. CAFE (Clean Air For Europe) Working Group on Particulate Matter. *Second position paper on particulate matter*. Final draft. Brussels: Unione Europea; 2004.
4. Italia. 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 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. *Gazzetta Ufficiale – Suppl. n. 77 n. 87*, 13 aprile 2002.
5. Unione Europea (UE), Commissione Europea. Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio sulla Qualità dell'Aria ed un'Aria più Pulita per l'Europa. *COM (2005) 447 final*, 21 settembre 2005.
6. Commissione delle Comunità Europee. *Comunicazione della Commissione al Consiglio e al Parlamento europeo. Strategia tematica sull'inquinamento atmosferico*. Brussels: Unione europea; 2005.
7. Mikael Ohlström, Jorma Jokiniemi, Jouni Hokkinen, Pasi Makkonen, Jarkko Tissari. Combating Particulate Emissions in Energy Generation and Industry .Edited by Peter Herring VTT Technical Research Centre of Finland. Tekes 2006.
8. Agarwald JK. Sem GJ. Continuous flow, single-particle-counting condensation nucleus counter, *J Aerosol Sci* 11: 343-357, 1980.
9. Sem GJ. Design and performance characteristics of three continuous-flow condensation particle counters: a summary. *Atmos Res* 62: 267–294, 2002.
10. EEA (2006) Agenzia Europea per l'Ambiente. La sovraccrescita urbana in Europa. Briefing 2006/04.
11. EEA (2009) Agenzia Europea per l'Ambiente Rapporto tecnico n.1/2009.

12. World Health Organization (WHO). Health aspects of air pollution results from the WHO project "Systematic review of health aspects of air pollution in Europe". WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark, WHO, 2004.
13. WHO (2006) "Air quality guidelines for particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide – Global update 2005 – Summary of risk assessment". who/sde/phe/oeh/06.02.
14. Italia. Linee Guida per l'individuazione delle migliori tecniche disponibili per gli impianti di incenerimento dei rifiuti. Disponibile all'indirizzo: <http://www.provincia.savona.it/temi/ambiente04/Bat>.
15. Unione Europea (UE), European IPPC Bureau. "Reference Document on Best Available Techniques for Waste Incineration" (BREF on Waste Incineration), August 2006. Disponibile all'indirizzo: <http://eippcb.jrc.es>.
16. UNI EN 13284-1 Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di polveri in basse concentrazioni. Metodo gravimetrico
17. UNI EN 13284-2 Emissioni da sorgente fissa - *Determinazione della concentrazione in massa di polveri in basse concentrazioni Parte 2: Sistemi di misurazione automatici*.
18. ISO 9096: 2003, *Stationary source emissions-Manual determination of the mass concentration of particulate matter*.
19. UNI EN ISO 23210-1 Emissioni da sorgente fissa - Determinazione della concentrazione in massa di PM₁₀/PM_{2,5} negli effluenti gassosi - Misurazione a basse concentrazioni mediante l'uso di impattatori.
20. Cernuschi Stefano, Giugliano Michele, Consonni Stefano, Coghe Aldo, Bergamaschi Enrico, Gambarotta Agostino, Apostoli Pietro. Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione. LEAP, Politecnico di Milano, Federambiente. Rapporto finale. Maggio 2009. <http://www.federambiente.it>.
21. Marconi A, M Inglessis, M. Ferdinandi, L. Palumbo, D. Dina. Caratterizzazione dell'Inquinamento da particelle fini ed ultrafini a Roma (aggiornamento delle misure di particelle fini e ultrafini nella stazione dell'ISS: 2002-2008). In atti Convegno ECOMONDO, Rimini 2008.
22. Agarwald JK. Sem GJ. Continuous flow, single-particle-counting condensation nucleus counter, *J Aerosol Sci* 11: 343-357, 1980.
23. Sem GJ. Design and performance characteristics of three continuous-flow condensation particle counters: a summary. *Atmos Res* 62: 267–294, 2002.