

6.4 Tecnologie di controllo delle emissioni atmosferiche

La gamma delle emissioni atmosferiche prodotte dalla termodistruzione dei rifiuti è di norma più complessa e variegata rispetto ai normali processi di combustione accennati al paragrafo 6.1.1. Questo è da ricondursi sostanzialmente alla forte eterogeneità del combustibile.

Nelle emissioni, oltre alla presenza degli inquinanti caratteristici delle combustioni convenzionali, si trovano forme ossidate di sostanze organiche o inorganiche già presenti nei rifiuti (Tabella 6.8) e composti inorganici vaporizzati o mobilizzati per adsorbimento sul particolato emesso.

In aggiunta a questi vanno poi considerati i processi di riformazione che, a partire da sostanze elementari e precursori, attraverso reazioni eterogenee a bassa temperatura che coinvolgono il particolato e i gas di combustione, originano microinquinanti organoclorurati quali le diossine (Hutzinger e Fielder 1994, Addink *et al.* 1990).

In linea generale, si suole distinguere il complesso delle emissioni atmosferiche in due classi: i **macroinquinanti**, presenti in concentrazioni rilevanti (mg m^{-3}), ed i **microinquinanti** che, pur se presenti in livelli molto più modesti ($\mu\text{g m}^{-3}$ o ng m^{-3}) possono costituire un rischio ambientale per la loro tossicità e persistenza (Cernuschi 1999).

Alla prima categoria appartengono inquinanti tradizionali dei processi di combustione quali monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO_x), biossido di zolfo (SO_2), gas acidi (HCl, HF) e materiale particolato.

I microinquinanti si dividono invece in inorganici, costituiti essenzialmente da alcuni metalli pesanti (Pb, Cd, Hg), e organici, quali diossine, idrocarburi policiclici aromatici (IPA), PCB.

Tabella 6.8 Intervalli di presenza di sostanze d'interesse ambientale in rifiuti solidi urbani europei tal quali e selezionati

SOSTANZA	CONCENTRAZIONE	
Ceneri	15 – 20	%
N	0,5 – 2	%
S	0,1 – 0,5	%
Cl	0,7 – 0,8	%
F	0,01 – 0,002	%
Diossine (TEQ)	8 – 25	$\mu\text{g t}^{-1}$
PCB	300 – 700	mg t^{-1}
Clorobenzeni	100 – 200	mg t^{-1}
Clorofenoli	600 – 2400	mg t^{-1}
Arsenico	4 – 5	g t^{-1}
Cadmio	3 – 40	g t^{-1}
Cromo	73 – 849	g t^{-1}
Mercurio	0,2 – 7	g t^{-1}
Manganese	175 – 411	g t^{-1}
Piombo	268 – 2500	g t^{-1}
Rame	93 – 2500	g t^{-1}
Zinco	634 - 3500	g t^{-1}

(fonte: Giugliano 1999)

Macroinquinanti

Comprendono ossidi di azoto, ossidi di zolfo e gas acidi, oltre a monossido di carbonio e particolato.

La formazione di ossidi di azoto, NO e NO_2 , nella combustione dei RSU è dovuta principalmente alla ossidazione dei composti azotati presenti nei rifiuti. Infatti, l'azoto atmosferico (N_2) è estremamente stabile rispetto ai legami carbonio-azoto presenti nelle molecole di combustibile e questo si traduce in una energia di attivazione più alta perché avvenga la reazione con l'ossigeno. Ad ogni modo, temperatura elevata ed elevati eccessi di aria sono le condizioni più favorevoli alla formazione di NO_x .

Lo zolfo presente nei RSU è di norma dell'ordine di quello presente in oli distillati. Durante la combustione si ha formazione di biossido di zolfo (SO_2), anche se, in presenza di basse temperature, una parte peraltro contenuta di esso può essere ossidata ad SO_3 (Williams 1994).

L'emissione di gas acidi, acido cloridrico (HCl) e acido fluoridrico (HF) nei processi di combustione è da correlare alla presenza di cloro e fluoro nel combustibile. Nei rifiuti tale presenza è quantitativamente consistente e superiore ai combustibili tradizionali. In particolare le fonti principali di cloro sono costituite da polivinilcloruro (PVC), polivinilidencoloro (PVDC) e dai cloruri di calcio e sodio, mentre il fluoro è presente sotto forma di plastiche fluorurate.

Il particolato fine (indicato con il termine **PM10** in quanto caratterizzato da particelle con diametro aerodinamico inferiore a 10 μm) è costituito da particelle minute solide o liquide, sospese nell'aria e non visibili ad occhio nudo. Il PM10 rappresenta un serio problema sia dal punto di vista ambientale che dal punto di vista del controllo delle emissioni. Alla base della sua problematicità si possono evidenziare:

- La velocità di deposizione estremamente ridotta, al punto che queste particelle permangono nell'aria quasi indefinitamente se non entrano in contatto con qualche superficie, che ne aumenta il periodo di esposizione per inalazione;
- L'incapacità da parte dei filtri naturali delle vie respiratorie di captarle prima che arrivino ai polmoni e vengano quindi adsorbite sulla superficie delle cellule;
- La elevata area superficiale per unità di massa che incrementa la capacità di trasportare le molecole gassose adsorbite in ogni parte del sistema respiratorio e ivi catalizzare reazioni chimiche e biochimiche;

In aggiunta, va considerato che dispositivi come i precipitatori elettrostatici e i filtri a manica, normalmente utilizzati per rimuovere il particolato, sono molto meno efficaci per le particelle fini che non per quelle grossolane. Così, benché un dispositivo possa rimuovere il 99 % della massa totale del particolato, l'efficienza di rimozione riferita al PM10 risulta essere sensibilmente minore (Botta 1999).

Microinquinanti inorganici

Sono costituiti prevalentemente da **metalli pesanti** che, oltre a ritrovarsi nei residui solidi (scorie, ceneri e fanghi), possono essere vaporizzati e dunque emessi in fase gas con i fumi di combustione. Il fenomeno si origina dalla vaporizzazione dei metalli in camera di combustione cui fa seguito un processo di condensazione sul materiale particolato più fine (Linak *et al.* 1993).

La mobilitazione dei metalli pesanti risulta inoltre correlata alla disponibilità di cloro nei rifiuti che favorisce la formazione di cloruri volatili, tipicamente di cadmio e piombo, e alla presenza di temperature elevate in camera di combustione (Giugliano M. 1999).

In particolare il **mercurio**, così come i suoi composti, si contraddistingue per l'elevatissima volatilità. Alle alte temperature vaporizza e permane in questa forma nei gas di combustione, rendendo il trattamento di questi ultimi ancor più problematico. La particolare attenzione rivolta al trattamento del mercurio è dovuta al fatto che esso, pur essendo presente nei RSU in concentrazioni relativamente modeste, tende a trasferirsi in misura pressoché totale nei fumi, raggiungendo negli effluenti gassosi concentrazioni di $50 \mu\text{g m}^{-3}$.

Microinquinanti organici

A questa categoria appartengono composti quali clorobenzene (PCBz), clorofenoli (PCPh), idrocarburi policiclici aromatici (IPA), policlorodibenzodiossine (PCDD), policlorodibenzofurani (PCDF) e policlorobifenili (PCB).

La loro presenza negli effluenti gassosi è da ricercarsi, essenzialmente, nei processi di formazione da precursori o nelle reazioni di sintesi *de novo* da sostanze elementari.

L'interesse risulta concentrato principalmente sugli IPA, sulle PCDD e sui PCDF.

I processi di formazione degli **IPA** interessano sia quantitativi già presenti nei rifiuti e non completamente distrutti dalla combustione, che precursori presenti in zone favorevoli alla sintesi. Alle condizioni garantite dagli attuali trattamenti di termodistruzione dei RSU, le emissioni di IPA risultano largamente inferiori a quelle delle normali combustioni ad olio e carbone, come evidenziato nella

Tabella 6.9.

Le **PCDD** sono formate da due anelli benzenici clorurati legati tra loro da due atomi di ossigeno. Gli eccessi d'aria, la turbolenza e le elevate temperature garantite dai moderni inceneritori rendono il contributo fornito dalla presenza di queste sostanze nel materiale combustibile trascurabile rispetto ai seguenti processi di formazione:

- ad *alta temperatura* da precursori presenti nei rifiuti per reazione omogenea in fase gassosa in camera di combustione;
- a *bassa temperatura* per sintesi *de novo* da sostanze elementari e per sintesi da precursori attraverso reazioni eterogenee che coinvolgono il particolato e i gas di combustione.

La produzione di diossine in camera di combustione (**alta temperatura**) avviene per sintesi da precursori, costituiti principalmente da clorobenzene, clorofenoli e policlorobifenili.

La Figura 6.8 mostra la reazione tra due anioni triclorofenossidici a formare la 2,3,7,8 – TCDD. Quest'ultima risulta la più tossica tra tutte le molecole di PCDD/F, oltretutto una delle sostanze più tossiche attualmente conosciute. La "fama" della 2,3,7,8-TCDD è legata all'incidente di Seveso del 1976.



Figura 6.8 Formazione di 2,3,7,8-TCDD a partire da due anioni triclorofenossidici

Il miglioramento della tecnica di combustione ha comunque limitato il contributo dei processi di formazione ad alta temperatura, evidenziando, di contro, la quota emissiva legata ai processi di sintesi a *bassa temperatura* (Giugliano 1999).

Riguardo a questa tipologia di formazione sono stati individuati, in generale, due percorsi base:

- **Sintesi da precursori** sulla superficie del materiale captato e non captato. I precursori non devono necessariamente presentare anelli aromatici, più o meno clorurati. Composti alifatici, monociclici e policiclici aromatici con e senza gruppi funzionali possono ricoprire lo stesso ruolo.
- **Sintesi de novo** delle macromolecole organiche da carbonio elementare presente sulla superficie del particolato captato e non captato. L'intervallo di temperatura ottimale per la sintesi *de novo* è compresa tra i 300 °C e i 350 °C, sebbene essa presenti una certa attività anche per intervalli più ampi.

In entrambi i casi, sono due gli elementi essenziali del processo di sintesi: la *superficie utile della fase solida* e la *presenza di catalizzatori*.

Per quanto riguarda la *superficie utile* alle reazioni, il contributo maggiore è dato dalla superficie costituita dal particolato adeso lungo le pareti delle linee di recupero del calore e di trattamento dei fumi. Infatti, il tempo di permanenza che esso presenta in tali ambienti favorevoli alla sintesi è dell'ordine di ore, diversamente dai secondi impiegati dal particolato trascinato dai gas. Quando il flusso gassoso, uscente dalla camera di combustione, rimuove e capta parte di questo materiale, si arricchisce di microinquinanti organici.

In aggiunta vanno considerate le superfici fornite da ossidi di alluminio, silice, silicati ed alluminati, materiali in lana di vetro e refrattari argillosi. Su queste superfici la concentrazione dei reagenti è molto superiore rispetto a quella che si ha nel flusso gassoso, e questo provoca un incremento nella velocità delle reazioni che portano alla formazione dei composti organici complessi.

L'*attività catalitica* è svolta da una serie di metalli presenti in tracce nei rifiuti: i cloruri di metalli come il magnesio, lo zinco, il ferro, il nichel, il manganese, il mercurio, il cadmio, lo stagno, il piombo e soprattutto il rame, sono risultati attivi nel processo (Gullet *et al.* 1992). Un ruolo particolare sembra svolto dal cloruro rameico, tanto che in assenza di CuCl_2 , alla temperatura di 300 °C, la presenza di cloro gassoso elementare non comporta alcuna formazione di PCDD o PCDF. La presenza di appena lo 0,08% di Cu^{2+} determina un significativo aumento nella formazione di diossine e furani, mentre nel caso in cui la quantità di rame bivalente presente raggiunga lo 0,24% la formazione cresce in maniera vistosa (Giugliano 1999).

I processi di sintesi a bassa temperatura, in definitiva, non possono dirsi particolarmente influenzati dalla composizione del rifiuto. Questo vale, in particolar modo, per la sintesi *de novo*, che prende le mosse dai processi di pirolisi di composti del carbonio, sempre presenti in esso, in presenza di un qualsiasi donatore di cloro.

Gli stessi catalizzatori, necessari in quantità esigue, risultano comunque presenti all'interno della massa dei rifiuti.

Tra i possibili interventi, il controllo del particolato carbonioso, in quanto superficie di reazione, può essere utile, ma va comunque considerato che esso contribuisce, attraverso l'adsorbimento e il successivo fissaggio nei residui solidi, a sottrarre i microinquinanti organici dal flusso gassoso. L'emissione finale di diossine avviene in fase vapore o adsorbita sulle ceneri volanti di granulometria più fine, notevolmente arricchite per l'elevata superficie specifica. Le rispettive percentuali osservate sono state del 10 – 30% per la fase vapore e del 90 – 70% per l'adsorbimento su ceneri volanti (Giugliano 1999).

Tabella 6.9 Fattori di emissione di diossine (TEQ) in confronto

ATTIVITÀ	FATTORE	UNITÀ DI MISURA	RIFERIMENTI E NOTE
Termodistruzione			
RSU impianti vecchi	120-300	µg/t RSU	DIIAR, 1996
RSU impianti attuali	0,6-50	µg/t RSU	DIIAR, 1996
RSU impianti avanzati	<0,6	µg/t RSU	Standard 0,1 ngm ⁻³
Combustioni fisse			
Carbone industria	0,04-4,8	µg/t	Eduljee e Dyke, 1996
Legno industria (1)	1,0-19	µg/t	Eduljee e Dyke, 1996
Legno domestico (1)	1,0-50	µg/t	Eduljee e Dyke, 1996
Paglia	17-50	µg/t	Eduljee e Dyke, 1996
Combustibili mobili			
Auto benzina verde	0,0003-0,02	µg/km	Eduljee e Dyke, 1996
Auto diesel	0,001-0,01	µg /km	Eduljee e Dyke, 1996
Varie			
Incendi di foreste	1,0-2,0 1,0-28	µg/t biomassa µg/t biomassa	di di Thomas e Spiro, 1996 Eduljee e Dyke, 1996
(1) Legno trattato e non trattato			

(fonte: Giugliano 1999)

6.4.1 Il controllo preventivo delle emissioni atmosferiche

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 particolare, si cerca di intervenire sia sui processi di formazione primaria in camera di combustione che nei processi di formazione secondaria a valle della stessa. Per quanto riguarda i processi di **formazione primaria**, gli interventi sono tesi a garantire il completamento del processo d'ossidazione termica. Questo, come precedentemente discusso, richiede adeguati valori di temperatura, disponibilità di ossigeno, tempo di contatto e miscelazione. Temperature dell'ordine di 850 °C con tempi di contatto di 2s e tenore di ossigeno del 7–8% sono considerati sufficienti per la completa distruzione di gran parte dei composti organici. Detti valori sono agevolmente raggiungibili dai moderni impianti e con gli attuali poteri calorifici dei rifiuti, ma soprattutto garantiti da una normativa che fa esplicito riferimento ai livelli minimi di temperatura e concentrazione di ossigeno nei gas.

In queste condizioni assume quindi particolare rilevanza il livello di turbolenza nel forno, poiché il grado di miscelazione aria/combustibile diventa il fattore limitante nel processo di conversione della sostanza organica.

Come ricordato precedentemente, le reazioni di riformazione, che costituiscono i processi di **formazione secondaria**, presentano condizioni ideali nell'intervallo di temperatura compreso tra 300 °C e 350 °C. In tal senso, le zone maggiormente critiche sono rappresentate dalle sezioni più fredde della caldaia di recupero energetico e dall'eventuale depolverazione a secco dei fumi, soprattutto in presenza di depositi di particolato. Gli interventi sono quindi finalizzati a limitare la presenza delle specie coinvolte e delle condizioni favorevoli alle reazioni.

Le possibili alternative comprendono:

- Ottimizzazione della combustione per minimizzare la presenza di precursori incombusti nei fumi.
- Inibizione dell'attività catalitica delle ceneri attraverso il dosaggio di opportuni additivi. In particolare sono state rilevate le potenzialità di composti amminici, tra cui l'ammoniaca, nel ridurre i processi di riformazione (Takacs, 1993; Ruokojarvi *et al.*, 1998; Tuppurainen *et al.*, 1998). Tali effetti sono da ricondursi alla capacità di queste sostanze di formare complessi stabili con i metalli di transizione, rame in particolare, impedendo che operino da catalizzatori nelle reazioni di riformazione.
- Interventi progettuali a livello di caldaia per limitare la formazione di depositi di ceneri volanti e ridurre il tempo di permanenza dei gas in zone a temperatura favorevole ai processi di riformazione (surriscaldatori, economizzatori).
- Riduzione della temperatura dei fumi in uscita dalla caldaia: valori compresi tra 200 °C e 300 °C riducono considerevolmente le emissioni di PCDD/F (Shin *et al.*, 1998).
- Mantenere livelli di temperatura non superiori ai 180°C-190°C nelle apparecchiature di depolverazione e di trattamento a secco dei gas. Già per valori superiori a 170°C si sono osservate consistenti riduzioni nelle efficienze di rimozione delle PCDD/F in filtri a tessuto (Hunsinger *et al.*, 1996; Osada *et al.*, 1998), con valori che passano da oltre il 95% a 140°C sino a meno dell'85% a 200°C.
- Rimozione di HCl e Cl₂ dalla fase gassosa tramite il dosaggio di sorbenti solidi a base di calce. Il livello di temperatura ottimale delle reazioni di neutralizzazione (800°C) rende tale alternativa potenzialmente interessante per i forni a letto fluidizzato.

Per limitare la formazione degli ossidi di azoto (NO_x), una parte del gas di scarico, dopo essere passata attraverso i sistemi di trattamento, può essere rimandata nel forno attraverso la gola del bruciatore. Il ricircolo, che interessa una quota orientativamente compresa tra il 10% e il 20% del flusso totale, abbassa la temperatura massima della fiamma e riduce contestualmente il contenuto di ossigeno disponibile per la reazione con l'azoto. Questo intervento agisce sul processo di formazione degli NO_x termici e risulta quindi utile soprattutto in presenza di combustibili a basso tenore di azoto. Nei processi di combustione dei RSU la sua efficacia di rimozione risulta compresa tra il 15% e il 20%.

6.4.2 Processi di depurazione delle emissioni atmosferiche

In questi ultimi anni, i sistemi di controllo degli inquinanti sono stati potenziati, anche in considerazione dei limiti normativi sempre più restrittivi. Le esigenze di depurazione che ne derivano richiedono, infatti, configurazioni impiantistiche particolarmente potenziate nei riguardi dei microinquinanti tossici e con capacità di controllo spinto per alcuni macroinquinanti in precedenza poco considerati (SO_2 ed NO_x).

Nello specifico le sostanze verso cui si focalizzano i processi di rimozione sono:

- Particolato;
- gas acidi;
- Ossidi di azoto;
- Microinquinanti.

La Tabella 6.10 riassume gli intervalli di concentrazione dei principali inquinanti riscontrabili a monte dei sistemi di controllo.

Controllo del particolato

Le operazioni di depolverazione sono orientate, oltre che alla rimozione del particolato nel suo complesso, alla separazione ad elevata efficienza del materiale di granulometria più fine che, durante la combustione e il seguente raffreddamento dei fumi, veicola, per condensazione sulla sua superficie, gran parte dei microinquinanti volatili tossici (As, Cd, Pb, PCDD/F). Per i composti organoclorurati, al fenomeno di trasporto va aggiunto il processo di riformazione favorito dall'elevato rapporto superficie/volume del particolato fine (Cernuschi, Grosso, Pizzimenti 2000).

Le esigenze del rispetto dei limiti impongono rimozioni spesso superiori al 99%, ottenibili attraverso due tipologie di processo: a secco e ad umido.

Tabella 6.10 Livelli di concentrazione dei principali inquinanti da attività di termodistruzione di rifiuti solidi a monte dei sistemi di depurazione.

INQUINANTE	CONCENTRAZIONE (mg m ⁻³ _n gas secco a 11%O ₂)	LIMITE DI EMISSIONE (DM 1997) (mg m ⁻³ _n gas secco a 11%O ₂)	
		Medie giornaliere	Medie orarie
Materiale particolato	1000 - 5000	10	30
HCl	600 - 1500	20	40
HF	5 - 25	1	4
SO ₂	250 - 600	100	200
NO _x (come NO ₂)	200 - 500	200	400
Pb	10 - 25	-	0,5 ⁽¹⁾
Cd	0,5 - 5	-	0,05 ⁽²⁾
Hg	0,3 - 1,5	-	0,05 ⁽³⁾
PCCD/F (ng m ⁻³ _n I-TEQ)	1 - 10	0,1 ⁽⁴⁾	-

⁽¹⁾ Media oraria della somma di Pb, As, Sb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V e Sn sotto forma di gas, vapore o polvere.
⁽²⁾ Media oraria della somma di Cd e Tl sotto forma di gas, vapore o polvere.
⁽³⁾ Media oraria dell'inquinante sotto forma di gas, vapore o polvere.
⁽⁴⁾ Media su 8 ore espressa in termini di tossicità equivalente di 2,3,7,8-TCDD.

(fonte: Cernuschi, Grosso, Pizzimenti 2000)

Processi a secco

Nei processi a secco si fa ricorso principalmente a *precipitatori elettrostatici* (PES¹) o a *filtri superficiali in tessuto*, mentre una tecnologia innovativa fa riferimento ai *filtri di ceramica* a bassa densità. La Tabella 6.11 mostra un confronto tra i valori dei principali parametri operativi dei sistemi di rimozione a secco del particolato.

Nei PES l'idea fondamentale è quella di dare alle particelle una carica elettrostatica e poi di introdurle in un campo elettrico che le conduca verso una parete di raccolta. La forma più semplificata è costituita da due piastre collegate a terra. Le particelle vengono caricate elettricamente facendole passare attraverso una zona detta corona, che è uno spazio interno al PES nel quale è presente un gas altamente ionizzato. La corona può essere costituita da ioni positivi o negativi ma per i comuni scopi industriali viene normalmente usata quella a ioni negativi. Il campo elettrico che guida le particelle cariche viene generato applicando una corrente continua ad alto voltaggio (tipicamente 15-50 kVolt) tra l'elettrodo che crea la corona e la superficie di raccolta. L'efficienza di rimozione può essere incrementata aumentando il voltaggio applicato all'elettrodo, ma il conseguente sviluppo di scintille causa abbassamenti nel rendimento e fenomeni di erosione elettrica dell'elettrodo. Per ovviare a questo inconveniente si utilizzano scariche impulsive di breve durata che evitano la formazione di scintille nel gas ionizzato. Ad esempio, nella tecnologia COROMAX (Boscaj, Andersen 2000) le frequenze utilizzate sono comprese tra i 20 – 200 impulsi s⁻¹.

¹ in letteratura anglosassone noto come ESP: *Electro Static Precipitator*

Tabella 6.11 Confronto dei valori dei principali parametri operativi di precipitatori elettrostatici (PES), filtri a tessuto e filtri a ceramica

PARAMETRO	ESP	FILTRI A TESSUTO	FILTRI A CERAMICA
Temperatura di utilizzo (°C)	130 – 400	20 – 200 (1000)	20 – 750
Temperatura massima (°C)	450	250	1100
Resistenza agli agenti chimici	Buona	Medio – scarsa	Molto buona
Velocità massima di filtrazione	0,5 – 2 m s ⁻¹	1,5 – 2 cm s ⁻¹	3 – 4 cm s ⁻¹
Perdita di carico (mm acqua)	10 – 20	120	120
Efficienza di rimozione (0,5 µm) (%)	99,0	99,5	> 99,9

(fonte: Boscak, Andersen 2000)

L'effetto di carica è più sentito dalle particelle più grandi poiché presentano una maggior sezione al loro ingresso nella corona (Pittaluga *et al.* 1997). Una volta entrate in contatto con la superficie delle piastre le particelle perdono la loro carica e aderiscono l'una all'altra e alla piastra stessa, formando un ammasso di materiale chiamato *torta*. Le torte solide vengono rimosse battendo le piastre a intervalli regolari con un martello azionato meccanicamente o elettromagneticamente che provoca una corrente d'aria verticale od orizzontale sullo spigolo della piastra (Botta 1999).

In generale, il rendimento del dispositivo aumenta all'aumentare del numero di zone di ionizzazione. In teoria una particella che si sposta all'interno di un campo elettrico viene accelerata proporzionalmente al livello della sua carica e all'intensità del campo, e viene rallentata dalla resistenza aerodinamica secondo la legge di Stoke.

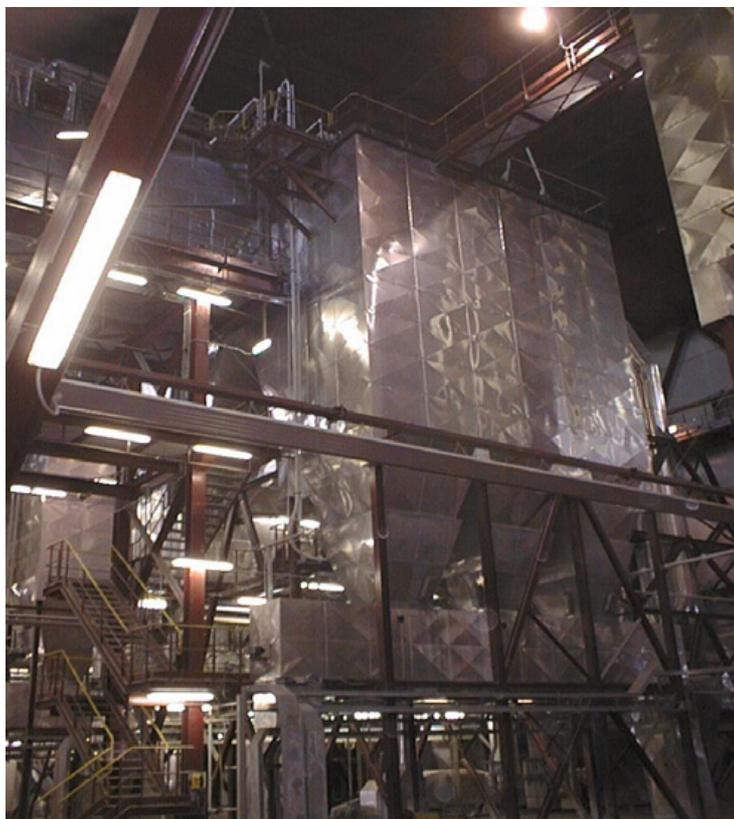
Vantaggi legati a questo sistema di raccolta sono la modesta manutenzione, la bassa richiesta di energia e una buona efficienza entro una ragionevole gamma di diametri. Tra i limiti, viceversa, si rileva la ridotta efficacia con i solidi a bassa o elevata resistività e nei confronti delle particelle di più ridotte dimensioni. Nel caso di un solido a bassa resistività, il materiale forma una torta che è un buon conduttore di elettricità. Ne deriva un gradiente di tensione, nella torta, limitato. Nel momento in cui raggiungono, la piastra le particelle si scaricano e di conseguenza vi è una forza elettrostatica molto piccola che mantiene sulla piastra le particelle raccolte. Esse non aderiscono e vengono facilmente ricatturate entro il flusso gassoso. Solitamente i PES non vengono usati per raccogliere particelle con una resistività minore di 10⁷ ohm cm. Per le particelle ad elevata resistività, il problema è dato dallo svilupparsi all'interno della torta di una energia che soffia via il materiale dalla piastra rendendone impossibile la raccolta. Il fenomeno interessa particelle con resistività maggiore di 2 10¹⁰ ohm cm. In questo caso specifico è possibile intervenire aumentando la temperatura del gas in ingresso, infatti alcuni materiali presenti nelle ceneri migliorano la conducibilità a temperature più elevate. Tra i fenomeni legati all'uso dei PES, un incremento consistente nella concentrazione di diossina è stato riscontrato (Sierhuis 1996) nell'impianto di termodistruzione di RSU di Amsterdam (Boscak, Andersen 2000). Tale aumento è stato osservato nella maggior parte delle condizioni operative in cui il precipitatore è stato posto, anche a temperature sensibilmente inferiori ai 200 °C. Il meccanismo di formazione ipotizzato è la sintesi *de novo* favorita dall'alta tensione e catalizzata dalla presenza della cenere volante.

Rispetto ai PES, i filtri superficiali a tessuto sono in grado di garantire efficienze di captazione globalmente superiori, soprattutto nei confronti delle particelle submicroscopiche.

Queste, peraltro, rappresentano la frazione di particolato di maggior importanza nella valutazione dell'emissione di polveri respirabili e di aerosol di composti organici cancerogeni e tossici.

Le entità di rimozione, già piuttosto elevate, ottenibili attraverso l'utilizzo di tessuti in fibra sintetica (polipropilene, Teflon, Rylon) sono state ulteriormente aumentate con l'adozione delle fibre microporose (Goretex[®] e simili). Nello specifico, benché di rado i filtri per aria industriali abbiano fori minori delle più piccole particelle catturate, essi funzionano come se li avessero. Infatti, non appena le particelle fini vengono adsorbite sul perimetro dei fori di un filtro, esse tendono a formare dei ponti sopra i buchi e a rimpicciolirli. All'aumentare della quantità di particelle raccolte, la torta del materiale diventa il filtro, e il tessuto filtrante ne costituisce il supporto. I progetti più ampiamente usati sono rappresentati dai filtri a manica *a scuotimento* e *a getto pulsato*. Questi tipi di filtro sono generalmente chiamati anche *baghouse* in relazione alla struttura metallica che li contiene (Figura 6.9). Nel primo caso sono costituiti da un gran numero di borse cilindriche di tessuto chiuse in alto e appese ad un supporto. Il gas filtra da una piastra sottostante all'interno delle borse e attraverso esse, lasciando il materiale solido adeso alla superficie del tessuto. Nei filtri a getto pulsato il flusso gassoso da depurare entra lateralmente all'interno della baghouse e attraversa le colonne di filtri a manica, simili alle precedenti, ma aperte nella zona superiore. Durante le periodiche operazioni di pulizia il materiale viene allontanato dalla superficie di captazione tramite scuotimento nel primo caso e con getti di aria all'interno delle maniche nel secondo. Cicli di pulizia troppo energici o frequenti possono danneggiare e/o ridurre la vita media dei filtri aumentando eccessivamente i costi di manutenzione (Botta 1999).

Figura 6.9 Filtri a manica di una delle tre linee di depurazione fumi dell'impianto Silla 2



Riguardo ai *filtri di ceramica*, sebbene rappresentino una tecnologia ancora da sviluppare, si stanno rivelando come una tecnica di rimozione del particolato estremamente efficiente. Gli aspetti positivi dei filtri ceramici nei confronti dei filtri a tessuto sono la superiore resistenza agli agenti chimici e la tolleranza alle alte temperature, scintille comprese. In aggiunta, va considerata la vita media generalmente ridotta dei filtri a tessuto dovuta all'usura causata dagli interventi di pulizia, mentre gli elementi dei filtri a ceramica sono, in questo senso, molto più resistenti. Infine la minore perdita di carico e la velocità di filtrazione più elevata portano a unità filtranti di dimensioni più ridotte, compatte e ad un costo spesso inferiore (Boscak, Andersen 2000).

Processi a umido

Nel campo dei processi di depolverazione ad umido solo i sistemi di tipo Venturi, nei quali la captazione delle polveri fini è resa particolarmente efficace dall'atomizzazione spinta del liquido, presentano efficienze adeguate, seppur generalmente inferiori a quelle dei filtri a tessuto.

Uno scrubber *Venturi* è un tipo di dispositivo che raccoglie le particelle facendo venire a contatto la corrente gassosa accelerata con una superficie umida, tipicamente costituita da gocce d'acqua. Il particolato viene catturato mediante tre meccanismi fondamentali:

- *Impatto*: quando le particelle colpiscono direttamente la superficie umida.
- *Intercettazione*: quando le particelle vengono a trovarsi tanto vicino alla superficie umida da venir catturate.
- *Diffusione*: quando le particelle, sospinte dal moto browniano, colpiscono la superficie umida e vengono catturate.

Il rendimento di tutti e tre i meccanismi è incrementato dall'aumento della concentrazione delle gocce-bersaglio, dalla differenza di velocità tra particelle e gocce e dalle caratteristiche inerziali (massa) delle particelle (Pittaluga 1997).

Le gocce contenenti il materiale da raccogliere vengono fatte passare in un ciclone nel quale vengono separate dal flusso gassoso depurato.

Il ciclone è un separatore a forza centrifuga nel quale il flusso in ingresso descrive una spirale all'interno di un corpo cilindrico. Durante il percorso, le gocce con diametro superiore a 5 μm sono spinte dalla forza centrifuga verso le pareti da dove scivolano raccogliendosi sul fondo di una tramoggia.

Il gas, depurato dalle gocce, esce da un condotto generalmente situato nella parte superiore del dispositivo. I parametri chiave che influenzano il rendimento di un depuratore Venturi sono la caduta di pressione, correlata all'efficacia con cui la pressione statica è convertita in velocità, e il rapporto liquido-gas. Quest'ultimo viene generalmente mantenuto entro una fascia di valori compresi tra 0,7 e 2,7 l m^{-3} , mentre la velocità va da 0,5 a 1,2 m sec^{-1} .

Resta da considerare che le elevate perdite di carico richieste e la presenza di spurghi liquidi da trattare e smaltire costituiscono uno svantaggio per l'utilizzo di questa tecnologia, mentre gli effetti di assorbimento e di saturazione adiabatica del gas la rendono di particolare interesse per la rimozione simultanea di macroinquinanti gassosi e soprattutto per la condensazione dei microinquinanti più volatili (Cernuschi, Grosso, Pizzimenti 2000).

La Tabella 6.12 riporta in sintesi le caratteristiche applicative dei diversi sistemi di abbattimento polveri presentati.

Tabella 6.12 Caratteristiche operative dei diversi processi di rimozione polveri

<i>Polveri</i>			
Trattamento		Vantaggi	Svantaggi
S E C C O	PES	Elevata resistenza	efficienza di rimozione < 99,0 %
		Ridotti costi di gestione	Efficacia ridotta per particelle con bassa o alta resistività
		Limitata perdita di carico	
	Filtro a maniche	efficienza di rimozione > 99,0 %	Ridotta resistenza
		Favorisce i processi di rimozione dei microinquinanti	Maggiore perdita di carico
			Rischio di infiammabilità
			Maggiori costi di gestione
U M I D O	Scrubber Venturi	Elevata resistenza	Perdite di carico elevate
			Presenza di spurghi liquidi da smaltire
			Efficienze inferiori ai sistemi a secco

Controllo dei gas acidi

Anche per il controllo degli ossidi di azoto (SO₂) e dei gas acidi (HCl e HF) sono disponibili processi del tipo a secco o ad umido.

Processi a umido

I processi ad umido rappresentano la tecnologia convenzionale ormai consolidata per applicazioni di questo tipo grazie all'affidabilità derivante dalle numerosissime applicazioni e agli elevati rendimenti che ne caratterizzano le prestazioni.

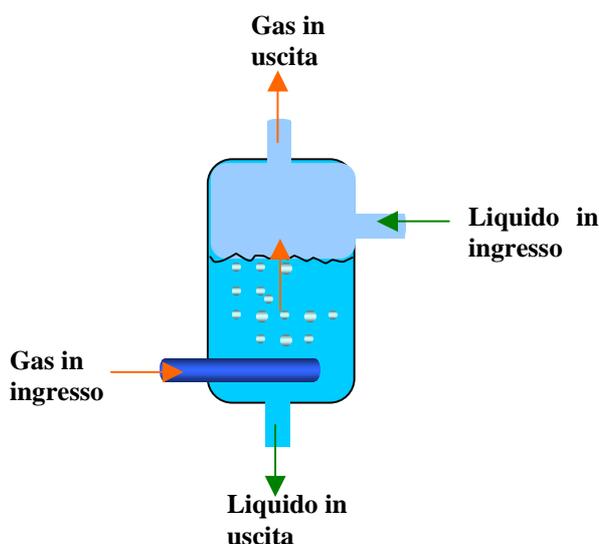
La rimozione delle componenti inquinanti d'interesse si basa sul loro trasferimento in fase liquida. Ciò si ottiene ponendo in contatto il gas con opportuni liquidi assorbenti, in installazioni in grado di ottimizzare il contatto stesso e massimizzare le cinetiche di scambio. La scelta del liquido di lavaggio e della configurazione delle apparecchiature è legata alle caratteristiche di solubilità dell'inquinante.

Per gli acidi alogenidrici (HCl ed HF), composti altamente idrofili, si utilizza di norma acqua come solvente in semplici torri a spruzzo¹. Queste sono costituite da una colonna verticale, chiamata assorbitore, in cui il gas di alimentazione entra dal basso e fluisce verso l'alto mentre il liquido solvente, iniettato dall'alto, scorre verso il basso in controcorrente. Normalmente tappi a bolla, piatti a griglia o a impaccamento vengono usati all'interno della colonna per favorire un buon contatto tra il solvente e il gas. Nel momento in cui il gas ha raggiunto la testa della colonna, la maggior parte dei componenti che si desidera eliminare si è sciolto nel solvente e il gas pulito passa nell'atmosfera o ad un altro impiego. Il solvente carico, che contiene la maggior parte del componente che si vuole rimuovere dal gas, può eventualmente essere ricircolato previo trattamento di strippaggio. In questo caso, esso viene avviato alla *torre di strippaggio*, che normalmente funziona a una temperatura molto più elevata e/o a una pressione molto più bassa rispetto a quella dell'assorbitore. In queste condizioni, la solubilità del componente nel solvente selettivo risulta molto diminuita cosicché esso esce dalla soluzione in forma gassosa. Il solvente strippato, o povero, viene rimandato alla colonna di assorbimento.

Nel caso dell' SO_2 , che presenta una solubilità in acqua assai più scarsa, si ricorre di norma ad un assorbimento di tipo chimico con soluzioni alcaline di soda (la calce, meno costosa, presenta maggiori problemi di manipolazione e di formazione di incrostazioni ed occlusioni). Tale processo è condotto tramite installazioni che consentano adeguati tempi di permanenza per lo sviluppo delle reazioni di neutralizzazione.

La Figura 6.10, la Figura 6.11 e la Figura 6.12 mostrano schematicamente tre versioni plausibili di questi dispositivi. La prima di queste è un semplice gorgogliatore, nel quale il gas viene forzato sotto pressione lungo tubi forati immersi nel liquido di lavaggio. Quando le bolle salgono lungo il liquido, esse si avvicinano all'equilibrio chimico. Se il liquido è abbastanza profondo e le bolle abbastanza piccole, questo tipo di dispositivo porterà il gas vicino all'equilibrio con il liquido. Tuttavia, esso ha un elevato salto di pressione. La pressione del gas deve almeno eguagliare la pressione idrostatica del liquido. Il rischio è di avere una pressione tanto grande da risultare dispendiosa.

Figura 6.10 Gorgogliatore



¹ generalmente note anche come *colonne di lavaggio*.

Il secondo dispositivo schematizzato è una torre a spruzzo analoga a quelle previste per il controllo dei gas acidi. In essa il gas fluisce verso l'alto attraverso una camera aperta, mentre il liquido di lavaggio attraversa il gas cadendo da ugelli posti nella parte superiore.

Con questa sistemazione il salto di pressione è piccolo, ma è difficile avvicinarsi all'equilibrio perché il gas non ha un contatto altrettanto buono con il liquido come nel gorgogliatore. Tuttavia, è ampiamente usata per la sua semplicità, il basso salto di pressione e la resistenza alle incrostazioni e all'occlusione.

La terza versione è una colonna a impaccamento, simile alla torre a spruzzo tranne che lo spazio aperto è riempito con un materiale solido che consente al liquido di rivestire la superficie e scorrervi sopra in un film sottile. Il gas passa tra i pezzi di materiale solido e viene a contatto con i film liquidi. I sistemi più avanzati utilizzano forme speciali di ceramica, plastica o metallo che sono lavorate per fornire una distribuzione ottimale della superficie liquida a contatto con il gas. Questo terzo tipo di dispositivo può essere progettato in modo tale da raggiungere un migliore trasferimento di massa per unità di salto di pressione del gas rispetto a ciascuno degli altri due. In questi dispositivi, la velocità dei gas va da circa $0,3 \text{ m s}^{-1}$, in una torre a impaccamento, a 3 m s^{-1} in una camera a spruzzo.

Figura 6.11 Torre a spruzzo

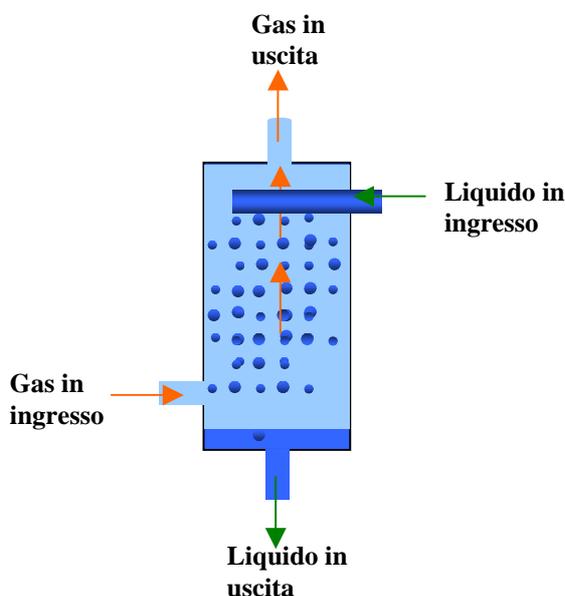
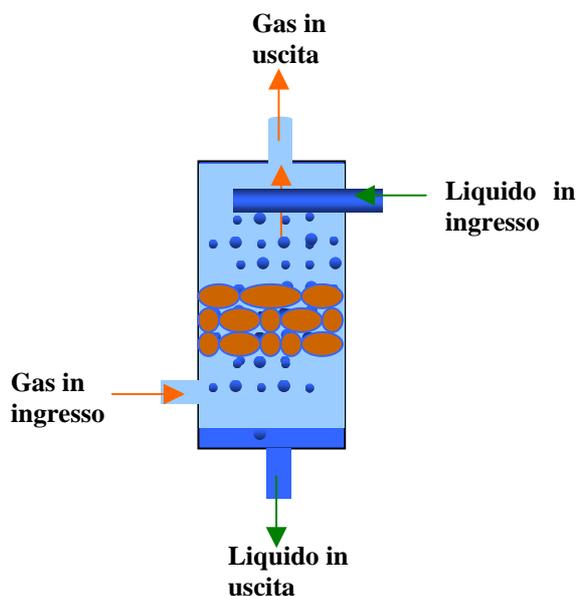


Figura 6.12 Colonna a impaccamento



Nelle realizzazioni più recenti il sistema utilizzato è rappresentato da una colonna di assorbimento a due stadi *neutro-acido*. La colonna, in pratica, risulta suddivisa in due sezioni, di cui quella superiore alimentata con soda, quella inferiore con acqua.

La Figura 6.13 rappresenta i silos di stoccaggio dei reagenti impiegati nella colonna bistadio dell'impianto di Busto Arsizio (sistema ibrido).

Prestazioni più elevate sono raggiungibili con la presenza di piatti disposti lungo la torre ad aumentare la superficie di interscambio liquido/gas.

Le efficienze conseguibili con processi ad umido risultano estremamente elevate, con valori che, in condizioni ottimali, consentono concentrazioni in uscita assai contenute ($< 5 \text{ mg m}^{-3}$ sia per l'HCl che per l'SO₂) e con effetti di condensazione potenzialmente molto interessanti per i microinquinanti volatili, per effetto dell'abbassamento di temperatura dovuto alla saturazione del gas.

Figura 6.13 Stoccaggio dei reagenti (soda e TMT 15) impiegati nella colonna di lavaggio bistadio (Busto Arsizio)



A proposito di ciò, va tuttavia segnalato che, per quanto riguarda diossine (PCDD) e furani (PCDF), sono stati rilevati incrementi della concentrazione nei gas in uscita dalle torri di lavaggio (Tabella 6.13). A tale fenomeno è stato dato il nome di *effetto memoria* (Cernuschi 1999) ed è causato dall'adsorbimento, e dal successivo desorbimento, di diossine e furani sui rivestimenti plastici delle colonne. Se nel flusso in ingresso al trattamento la concentrazione di PCDD/F presenta valori ridotti, innescherà il processo di desorbimento degli inquinanti accumulatisi nella torre durante il normale ciclo di funzionamento, presentandosi arricchito all'uscita dello stesso.

I residui del processo di depurazione sono costituiti dalla soluzione esausta spurgata dalle torri, in quantitativi variabili con le efficienze richieste, il tipo di colonna e l'entità dei ricircoli adottati: gli scarichi prodotti presentano un elevato contenuto salino e richiedono, di norma, un trattamento di neutralizzazione e precipitazione chimica, con conseguente produzione di fanghi che, a seguito degli effetti di condensazione, risultano caratterizzati da un apprezzabile contenuto di metalli volatili, mercurio in particolare (Cernuschi *et al.* 2000).

Tabella 6.13 Concentrazioni di PCDD/F rilevate in ingresso e uscita da sistemi di lavaggio ad umido

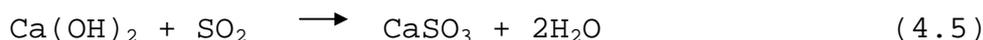
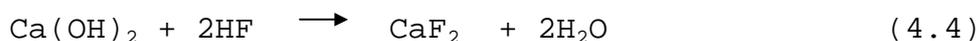
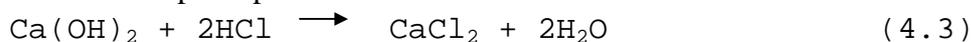
TIPO DI IMPIANTO	INGRESSO (ng m ⁻³ I-TEQ, 11% O ₂)	USCITA (ng m ⁻³ I-TEQ, 11% O ₂)
Lavaggio a 2 stadi + Venturi elettrodinamico	0,4 – 1,5	1,1 – 2,8
Torre a spruzzo	0,02 – 0,03	1,2 – 2,5

(fonte: Cernuschi 1999)

Processi a secco

Le difficoltà nella manipolazione dei solidi e nello smaltimento dei fanghi umidi, impliciti nei processi a umido a perdere, sono alla base dello sviluppo di processi a secco. Nello specifico, si cercava un trattamento che avesse minori difficoltà di corrosione e incrostazione e producesse un residuo molto più facile da smaltire. Tutti questi processi si basano sull'iniezione a secco di particelle alcaline nella corrente gassosa. La rimozione di SO₂ e gas acidi viene ottenuta tramite reazioni di neutralizzazione che si sviluppano, a seguito di fenomeni di adsorbimento, chemiadsorbimento ed assorbimento, sulla superficie del reagente utilizzato. Tal reagente può essere additivato sia allo stato secco che come sospensione acquosa concentrata (sistema a semisecco): in entrambi i casi, i prodotti delle reazioni si ritrovano sotto forma di polveri nella corrente gassosa e richiedono quindi ulteriori operazioni di depolverazione per completare la rimozione.

Il reagente di più comune utilizzazione è costituito dalla *calce* che neutralizza i gas secondo le seguenti reazioni principali:



I rendimenti delle reazioni sono negativamente influenzati dall'aumento della temperatura di esercizio. Per limitare il dosaggio di reagente rispettando nel contempo le caratteristiche funzionali del depolveratore finale, si considera ottimale l'intervallo di temperatura tra 100 °C e 150 °C.

Operando a temperature intorno a 140°C ma con eccessi di calce piuttosto consistenti, con rapporti stechiometrici anche superiori a 2, il processo è in grado di consentire concentrazioni nei gas trattati pari a circa 15-20 mg m⁻³ di HCl e 20-30 mg m⁻³ di SO₂ (Cernuschi *et al.* 2000). Recentemente, lo sviluppo di sistemi di controllo innovativi della temperatura e dell'umidità del gas, che agiscono sulle caratteristiche operative del filtro a tessuto, consente l'applicazione anche a temperature di 120 °C – 135 °C con un consumo medio di reattivo più ridotto e al contempo concentrazioni in uscita sino a 10 mg m⁻³ di HCl e 15 mg m⁻³ di SO₂. Anche in queste condizioni, tuttavia, le prestazioni si mantengono inferiori rispetto a quelle ottenibili con sistemi ad umido.

In alternativa alla calce, come reagente neutralizzante può essere usato anche il *bicarbonato di sodio* (NaHCO₃). In particolare esso dimostra una maggiore affinità nei confronti di HCl e SO₂,

il che consente di operare con eccessi di reagente più contenuti. La sua maggiore efficacia è però bilanciata da un costo maggiore, solo in parte compensato dalla minore produzione di residui solidi e quindi da un minor costo di smaltimento. La stechiometria delle reazioni coinvolte prevede una prima fase di decomposizione termica del bicarbonato con formazione di carbonato di sodio (Eq. 6.6) ad elevata superficie specifica, responsabile dell'azione di neutralizzazione.

Lo schema complessivo delle reazioni può così riassumersi:



Le condizioni ottimali di reazione prevedono una temperatura compresa tra 170 °C e 180 °C, con una riduzione nella concentrazione di gas acidi, HCl e SO₂, a livelli inferiori a 5 mg m⁻³, e quindi paragonabili a quelli ottenibili con processi a umido. Di contro l'utilizzo di temperature così elevate diminuisce l'efficacia del sistema nei confronti dei microinquinanti volatili.

La Tabella 6.14 mostra un sintetico riepilogo delle caratteristiche dei diversi processi finalizzati alla rimozione dei gas acidi.

Tabella 6.14 Caratteristiche applicative dei diversi processi di trattamento dei gas acidi

<i>Gas Acidi</i>			
Trattamento		Vantaggi	Svantaggi
S E C C O	Calce	Nessun refluo liquido	Efficienze ridotte rispetto ai sistemi ad umido
		Minor costo del reagente	Richiede maggiori quantità di reagente
		Semplicità impiantistica	
	Bicarbonato di sodio	Nessun refluo liquido	Prestazioni inferiori ai sistemi ad umido
		Efficienze paragonabili ai sistemi ad umido	Maggior costo del reagente
Richiede minori quantità di reagente			
Minor produzione residui			
	Semplicità impiantistica		
U M I D O	Acqua + Soda	Elevata efficienza	Maggiori costi di gestione rispetto ai sistemi a secco
		Basso consumo reattivi (soda)	Presenza di reflui liquidi da smaltire
			Effetto memoria delle diossine

Controllo degli ossidi di azoto

I processi disponibili per la rimozione degli NO_x sono quelli convenzionalmente adottati per i gas di combustione e fanno riferimento a tecnologie di riduzione non catalitica (SNCR = “selective non catalytic reduction”) o catalitica (SCR = “selective catalytic reduction”). In Tabella 6.15 si riportano brevemente le caratteristiche dei due processi, mentre di seguito essi vengono più approfonditamente descritti.

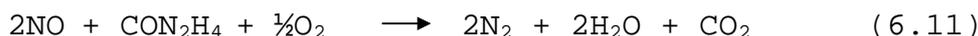
Tabella 6.15 Caratteristiche dei processi SCR e SNCR

NO_x		
Trattamento	Vantaggi	Svantaggi
SNCR	Minor complessità impiantistica	Ridotta efficienza (< 70%)
	Minor costo di installazione	Elevato consumo di reagente
	Minor costo di gestione	Maggiori fughe di NH_3
SCR	Elevata efficienza (> 90%)	Maggior complessità impiantistica
	Efficace anche per altri inquinanti	Necessità di preriscaldamento fumi in ingresso
	Ridotto consumo di reagente	Maggior costo di installazione
		Maggior costo di gestione

Il processo SNCR

Il processo SNCR è un metodo di limitazione post-combustione che riduce gli NO_x ad azoto molecolare (N_2) e acqua tramite l’iniezione di ammoniaca o urea nella parte superiore della camera di combustione o in una posizione termicamente favorevole a valle.

Le reazioni globali possono essere così schematizzate:



L’urea si decompone in ammoniaca e anidride carbonica nella fornace. Recentemente essa viene sempre più utilizzata come reagente, per i minori problemi di stoccaggio e la superiore maneggevolezza.

La temperatura del gas di combustione è fondamentale per l’efficienza del processo di riduzione degli NO_x . Per l’iniezione di ammoniaca l’intervallo ottimale è tra gli 870 °C e i 950 °C, per l’urea è tra i 537 °C e i 1037 °C. Al crescere della temperatura l’ammoniaca reagisce più con

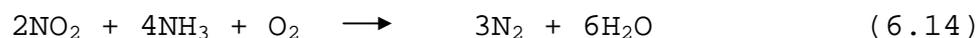
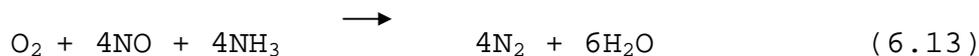
l'ossigeno che con l'NO, formando più NO_x. Mentre a temperature del gas di combustione al di sotto dell'intervallo ottimale la velocità di reazione diminuisce, con una conseguente diminuzione della riduzione degli NO_x e una maggior quantità di NH₃ non reagita che sfugge nell'effluente. La riduzione degli NO_x che si raggiunge è dell'ordine del 60 – 70%, con una fuga di NH₃ nell'intervallo di 20 – 30 ppm. La tecnica è efficace in presenza di monossido di carbonio e con contenuti di ossigeno fino all'1%, con l'esigenza di un controllo molto stretto dell'aria in eccesso (Botta 1999).

Il processo SCR

I sistemi di riduzione catalitica selettiva rappresentano la migliore tecnologia disponibile per la riduzione degli NO_x. Essa comporta l'iniezione di ammoniaca nel gas di combustione a monte di un letto catalitico.

I catalizzatori del processo possono essere costituiti da una composizione a base di TiO₂, ossido di titanio (materiale di supporto), V₂O₅ e WO₃, ossidi di vanadio e tungsteno (elementi attivi). La forma dei catalizzatori può essere varia, comprendendo piatti a nido d'ape, piatti paralleli a spigolo, anelli o palline. Generalmente la composizione e la geometria del materiale catalitico vengono specificatamente studiati in base all'applicazione in esame.

Le reazioni complessive sono così schematizzabili:



La prima reazione è caratterizzata dalla cinetica più rapida (fino a 10 volte superiore), mentre la seconda può essere considerata la più importante, in quanto gli ossidi di azoto sono tipicamente composti per il 90-95% da NO e solo per il 5-10% da NO₂.

Gli NO_x e l'NH₃ si combinano sulla superficie del catalizzatore formando un sale d'ammonio intermedio che successivamente si decompone per produrre azoto elementare e acqua. Il catalizzatore abbassa l'energia di attivazione della reazione di decomposizione degli NO_x, consentendo in questo modo l'uso della tecnologia con temperature più basse dei gas di combustione. L'intervallo ottimale di temperatura va da 250 °C a 350 °C. L'efficienza di conversione in condizioni ottimali è estremamente elevata, potendo superare il 90%.

L'intervallo utile per le reazioni sopra elencate è compreso tra 150 °C e 450 °C. La minima temperatura operativa per il reattore catalitico è limitata dalla presenza di SO₃ nei gas da trattare (che dipende essenzialmente dal contenuto di zolfo nel combustibile). L'SO₂, infatti, può reagire con l'ammoniaca presente nei gas formando bisolfato d'ammonio, che precipita e aderisce facilmente alle superfici metalliche al di sotto di una certa temperatura.

Per questo motivo è necessario controllare, in particolare a livello di design della composizione del catalizzatore, una delle possibili reazioni secondarie del processo:



Affinché le reazioni di riduzione degli ossidi di azoto possano avvenire, i siti attivi sulla superficie del catalizzatore, dove si diffondono le specie reagenti, devono essere disponibili. La

diminuzione del numero di questi siti attivi coincide con una diminuzione dell'attività del catalizzatore, con una conseguente riduzione dell'efficienza di abbattimento degli NOx.

Questo fenomeno di deterioramento delle prestazioni è legato all'ostruzione dei pori del catalizzatore, dovuto sia a cause rimovibili (reversibili) che a vere e proprie trasformazioni di materia (irreversibili).

In generale le cause alla base del deterioramento del catalizzatore sono:

- *Formazione dei sali d'ammonio.* Operando a basse temperature possono avvenire fenomeni di condensazione capillare nei pori del catalizzatore dovuti alla presenza di acqua (condensa) o di composti quali il bisolfato d'ammonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$) e il solfato d'ammonio (NH_4HSO_4) che sono prodotti dalla reazione tra ammoniaca e anidride solforica (SO_3).
- *Deposito di polveri e/o nerofumo.* Questo deposito contribuisce considerevolmente alla riduzione dei centri attivi e porta a un sensibile aumento degli *slip* di ammoniaca e delle perdite di carico del sistema. Per ripristinare l'attività del catalizzatore può rendersi necessaria l'installazione di una soffiante ad aria finalizzata a rimuovere i depositi di polvere.
- *Deposito di composti alcalini e alcalino-ferrosi.* Questi composti possono penetrare nei pori del catalizzatore mediante condensazione a seguito degli abbassamenti di temperatura durante le fermate e le ripartenze. Il fenomeno è in grado di portare alla disattivazione chimica del catalizzatore.
- *Sinterizzazione.* Il biossido di titanio (TiO_2) è presente nel catalizzatore come composto base nella forma cristallina *Anatase*. Questa forma cristallina ha la caratteristica di avere una estesa area superficiale a disposizione sia per il trasporto di materia, sia per favorire il contatto tra le specie chimiche reagenti. Temperature elevate possono portare alla trasformazione cristallina del TiO_2 dalla forma *Anatase* alla forma *Rutile* caratterizzata da una minor area superficiale e quindi minor attività. Il fenomeno prende il nome di *Sinterizzazione* e si sviluppa lentamente intorno ai 400 °C arrivando a poter distruggere il catalizzatore sopra i 450 °C.
- *Accumulo di metalli pesanti.* I metalli pesanti eventualmente contenuti nel flusso gassoso da trattare possono aumentare la velocità di conversione dell'anidride solforosa ad anidride solforica e indirettamente promuovere la formazione dei sali d'ammonio.

Questi fattori (Carli 2001) impongono di localizzare l'SCR a valle dei trattamenti di depolverazione e rimozione dei gas acidi, con il risultato di avere un costo aggiuntivo per il riscaldamento del flusso da trattare sino a valori di temperatura superiori a quella di condensazione capillare dei sali d'ammonio.

Attualmente si sta valutando la possibilità di migliorare i supporti catalitici aumentandone la resistenza alla disattivazione. Al riguardo rimane da aggiungere che i recenti processi di rigenerazione (come ad esempio il ReCat™), che comportano un semplice lavaggio in soluzioni apposite, consentono di avere un catalizzatore di attività paragonabile ad uno nuovo ad un costo pari al 30 – 50% di quello relativo alla sostituzione.

Controllo dei microinquinanti

La presenza di microinquinanti nelle emissioni gassose è riconducibile a fenomeni di localizzazione sul particolato di granulometria più fine o di passaggio in fase vapore. Il primo, per adsorbimento o condensazione sulla sua superficie, veicola la maggior parte dei metalli

pesanti, Cd e Pb in particolare, e i composti organici clorurati di maggior peso molecolare. Il mercurio e gran parte dei composti organici a minor peso molecolare sono invece presenti in fase vapore.

Le tecnologie di trattamento devono intervenire efficacemente su entrambe le tipologie, e in particolare si realizzano attraverso:

- efficace captazione del particolato fine, in special modo submicronico;
- sviluppo di effetti di condensazione;
- utilizzo di additivi adsorbenti;
- tecniche di conversione catalitica di componenti presenti in fase vapore.

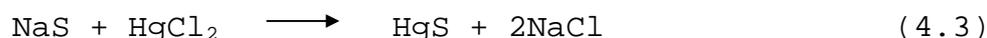
La **captazione** del particolato si realizza con i sistemi visti precedentemente. La tecnologia più efficace, e di gran lunga la più usata, fa riferimento ai filtri a tessuto.

Attraverso gli effetti di **condensazione** si cerca di favorire il passaggio dell'inquinante dalla fase vapore ad una fase liquida o sulla superficie delle polveri, aumentando in tal modo la facilità di trattamento. A questo scopo, si può agire *abbassando la temperatura o aggiungendo opportuni additivi*.

L'*abbassamento della temperatura* può essere realizzato efficacemente nei processi a umido, diversamente da quanto accade nei sistemi a secco per le esigenze connesse al depolveratore, arrivando a valori inferiori a quelli di saturazione del gas (60 °C – 70 °C). Nel caso di Scrubber a condensazione, il raffreddamento consente di raggiungere i 30°C–40°C. A queste temperature, gli elementi volatili passano con facilità nelle goccioline originatesi dal vapore d'acqua contenuto nei gas.

Il rendimento appare elevato per i metalli volatili, mercurio in particolare, mentre qualche difficoltà si ha nel controllo delle diossine, a causa degli *effetti memoria* illustrati in precedenza. In realtà l'efficacia globale del sistema è comunque subordinata alla capacità di rimozione delle particelle e degli aerosol, su cui sono concentrati gli inquinanti, dal flusso gassoso.

L'*aggiunta di additivi* è finalizzata al controllo del mercurio attraverso la formazione di prodotti stabili. Tra gli additivi più usati vi sono soluzioni a base di solfuri organici ed inorganici che, formando solfuro di mercurio, ne riducono la volatilità. Un esempio di comune adozione è rappresentato dal solfuro di sodio:



Le efficienze possono raggiungere il 90% ma anche in questo caso è fondamentale avere un sistema di captazione efficace. Nei sistemi di lavaggio ad umido esiste la possibilità di abbinare al liquido agenti ossidanti in grado di incrementare la rimozione. Il meccanismo agisce sfruttando la ossidazione del mercurio elementare, caratterizzato da notevoli difficoltà di assorbimento, in mercurio bivalente, più facilmente assorbibile nelle condizioni di pH acido tipiche dei sistemi convenzionali adottati per il controllo dei gas acidi (Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000). Nel caso di addizione con ipoclorito di sodio si sono raggiunte efficienze di rimozione superiori al 99%, con concentrazioni in uscita inferiori a 30 µg m⁻³.

I processi di controllo dei microinquinanti basati sull'utilizzo di **additivi adsorbenti** rappresentano la tecnologia di maggior efficacia e, proprio per questo, di più comune utilizzo nei moderni impianti di termodistruzione dei RSU. Il carbone attivo, grazie all'ampio spettro di azione ed alle superiori capacità adsorbenti, è l'additivo più diffuso. A suo favore va citata anche

una minore infiammabilità rispetto ad altri materiali alternativi di minor costo, che lo rendono adatto ad un utilizzo in intervalli di temperatura più ampi.

In Tabella 6.16 sono riportate, in riferimento alle diossine, le prestazioni ottenute tramite dosaggio di calce e carbone attivo in impianti con *sistemi a secco e semisecco*.

Per aumentare l'adsorbimento, nel caso particolare del controllo del mercurio, si possono utilizzare carboni attivi trattati termicamente, che favoriscono un effetto ossidante, o con cloro e zolfo, per la formazione di cloruri e solfuri di mercurio.

Un parametro determinante ai fini dell'efficienza del processo è la temperatura. La diminuzione delle capacità adsorbenti con la temperatura e i rischi connessi all'ignizione spontanea del carbone suggeriscono di non oltrepassare i 200 °C, mentre è necessario comunque rimanere sufficientemente sopra il punto di rugiada del gas per evitare fenomeni di saturazione superficiale da parte dell'umidità.

È anche possibile utilizzare miscele di carbone attivo e materiali inerti per ridurre sensibilmente l'eventualità di ignizione spontanea.

Tra le alternative più interessanti si possono citare le zeoliti, materiali dalle capacità adsorbenti paragonabili al carbone ma con caratteristiche tali da limitare i problemi di ignizione, adsorbimento dell'umidità e rischi di corrosione e disattivazione prematura. Per alcune di esse è stata anche dimostrata, in laboratorio, la possibilità di procedere ad una rigenerazione in loco tramite ossidazione con ozono, particolarmente interessante per contenere i problemi legati allo smaltimento finale dell'adsorbente esausto.

Tabella 6.16 Concentrazioni di diossine rilevate su impianti a secco e semisecco con calce e dosaggio di carbone attivo

TIPO DI IMPIANTO	DOSAGGIO		TEMPERATURA (°C)	DIOSSINE (Ng m ⁻³ I-TEQ)	
	QUANTITÀ	UNITÀ DI MISURA		INGRESSO	USCITA
Secco_elettrofiltro	18	mg m ⁻³	140	7,5	0,8
Secco_filtro a maniche	250-400	mg m ⁻³	n.d.	1,9-9,3	0,06-0,09
	59	mg m ⁻³	120	6	0,09
Semisecco_filtro a maniche	1,8	kg h ⁻¹	150	2,5	0,06
	2,7	kg h ⁻¹	150	1,4	0,025
	5,9	kg h ⁻¹	140-150	1-1,8	0,02-0,03
Semisecco_filtro a maniche	50	mg m ⁻³	120	0,2	<0,03
	500	mg m ⁻³	120	0,14	<0,03
	5.000	mg m ⁻³	120	0,12	<0,03

(fonte: Cernuschi 2000)

Il controllo dei microinquinanti organici, e delle diossine in particolare, può anche fare ricorso a processi di *conversione catalitica*. I catalizzatori attivi nel processo sono gli stessi di norma utilizzati per la riduzione selettiva degli NO_x, costituiti da ossidi di vanadio e tungsteno supportati su platino: il catalizzatore è infatti in grado di fissare anche l'O₂ libero presente nei fumi e di innescare quindi reazioni di ossidazione, con innegabili vantaggi legati alla possibilità di un controllo simultaneo.

Le condizioni operative per una conversione ottimale delle PCDD/F sono sostanzialmente le stesse richieste per gli NO_x. Dati rilevati alla scala pilota e su alcuni impianti reali indicano, negli usuali intervalli di temperatura del processo (210°C-350°C) conversioni assai elevate (90-98%) per le diossine ed altri microinquinanti organici (Tabella 6.17), con concentrazioni in uscita di norma inferiori a 0,1 ngTE m⁻³ (Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000).

Tabella 6.17 Prestazioni di sistemi di conversione catalitica nella rimozione di diossine

TEMPERATURA (°C)	CONCENTRAZIONI IN INGRESSO (ng m ⁻³ I-TEQ)	CONCENTRAZIONI IN USCITA (ng m ⁻³ I-TEQ)
245	0,5 – 32	< 0,03 – 0,1
230	0,6 – 1,9	0,01 – 0,06
210	0,7 – 9,2	0,07 – 0,5
150	55	0,13

Il processo di conversione catalitica relativo ai microinquinanti può avvenire anche all'interno del filtro a maniche, previa sostituzione del normale filtro a tessuto con un materiale di rivestimento catalitico. Questo procedimento viene definito *filtrazione catalitica* e le sue applicazioni su impianti reali hanno mostrato elevate efficienze nel trattamento delle PCDD/F, con rimozioni anche superiori al 99%. Effetti rilevanti si sono ottenuti anche nella limitazione dei processi di sintesi *de novo* sulla superficie del particolato filtrato.

Gli aspetti maggiormente problematici legati alla filtrazione catalitica riguardano il costo elevato e la ridotta vita media del materiale catalitico.

La Tabella 6.18 mostra le caratteristiche dei principali processi di rimozione dei microinquinanti.

Tabella 6.18 Caratteristiche dei sistemi di rimozione dei microinquinanti

Microinquinanti		
Trattamento	Vantaggi	Svantaggi
Processi a umido	Buona efficacia, soprattutto per il mercurio	Efficacia subordinata al trattamento di depolverazione
		Effetti memoria per le diossine
		Smaltimento reflui liquidi
Carboni attivi	Elevata efficienza	Risultati variabili con la temperatura
	Basso costo di gestione	Necessità di stabilizzazione delle polveri residue
	Semplicità impiantistica	
Conversione catalitica	Degradazione chimica degli inquinanti e non semplice trasferimento	Costo di gestione elevato
	Simultaneo controllo degli NOx	Costo di installazione elevato
	Elevata efficienza	Bassa resistenza e vita media

6.4.3 Configurazioni impiantistiche dei processi di depurazione

I singoli processi di depurazione degli effluenti visti precedentemente possono essere combinati tra loro in vario modo, al fine di ottenere il rispetto dei limiti all'emissione. Le configurazioni impiantistiche così formatesi possono comprendere uno o due stadi in cui sono concentrati i diversi trattamenti, oppure più stadi ognuno dei quali dedicato a un obiettivo specifico. La scelta tra le varie opzioni risulta fortemente influenzata non solo dai limiti emissivi, ma anche dalle caratteristiche attese dei rifiuti da trattare e dalle problematiche relative allo smaltimento dei residui del trattamento. In generale le varie tipologie impiantistiche dei sistemi di depurazione si dividono, a seconda dell'intervento o meno di fasi liquide, in:

- Sistemi a secco
- Sistemi a semisecco
- Sistemi a umido
- Sistemi ibridi

A questi vanno aggiunti i sistemi per l'abbattimento degli ossidi di azoto, ormai presenti nei nuovi impianti di incenerimento rifiuti. I limiti richiesti dalle normative in vigore, infatti, non possono essere rispettati con il solo controllo della combustione, ma richiedono l'adozione di misure secondarie.

Nel seguito analizzeremo più approfonditamente ognuna di queste tipologie di sistemi.

Sistemi a secco

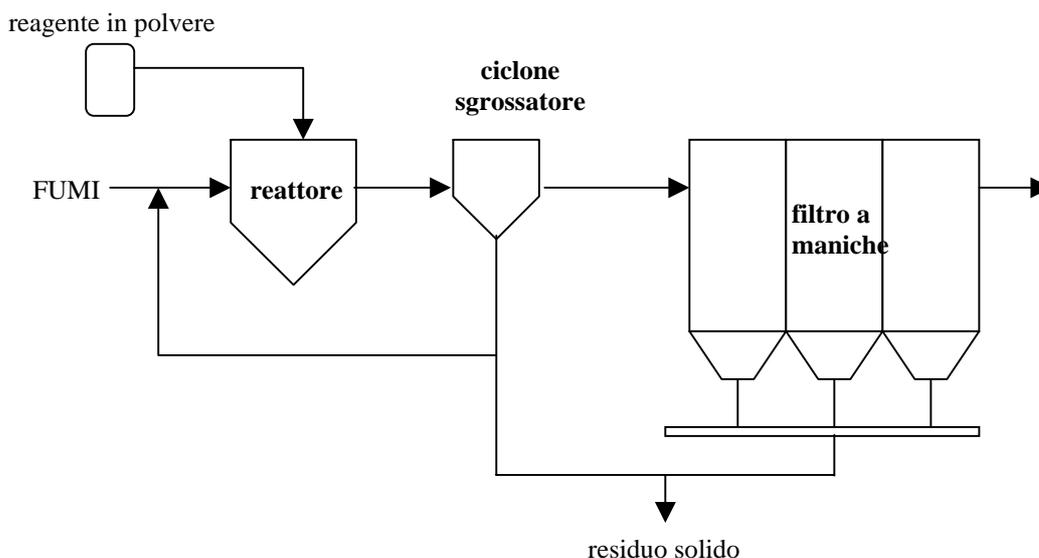
Sono costituiti generalmente da un reattore di assorbimento dei gas acidi e da un sistema di depolverazione, in associazione all'utilizzo di adsorbenti per il controllo dei microinquinanti. Uno schema sintetico è riportato in Figura 6.14.

Nella fase di assorbimento si possono utilizzare come reagente calce o in alternativa bicarbonato di sodio, polverizzati e opportunamente macinati al fine di ridurre la granulometria.

La calce viene immessa, separatamente o in miscela con carbone attivo in funzione di adsorbente, a monte del depolveratore tramite alette sagomate poste all'interno della tubazione di alimentazione per favorire il contatto gas/solido.

Il bicarbonato di sodio, anch'esso di norma additivato con carbone attivo, prevede sistemi a singolo o a doppio stadio. Nel primo caso viene immesso in un Venturi a secco, con i prodotti finali della reazione che vengono separati insieme alle ceneri volanti mediante filtri a maniche. Nel secondo caso l'immissione avviene invece a valle di un impianto di depolverazione, tipicamente un precipitatore elettrostatico, che rimuove la maggior parte delle ceneri volanti. I sali di sodio che si formano vengono raccolti dai filtri a maniche e grazie alla ridotta presenza di ceneri volanti possono essere avviati al processo di rigenerazione di bicarbonato.

Figura 6.14 Schema di sistema a secco



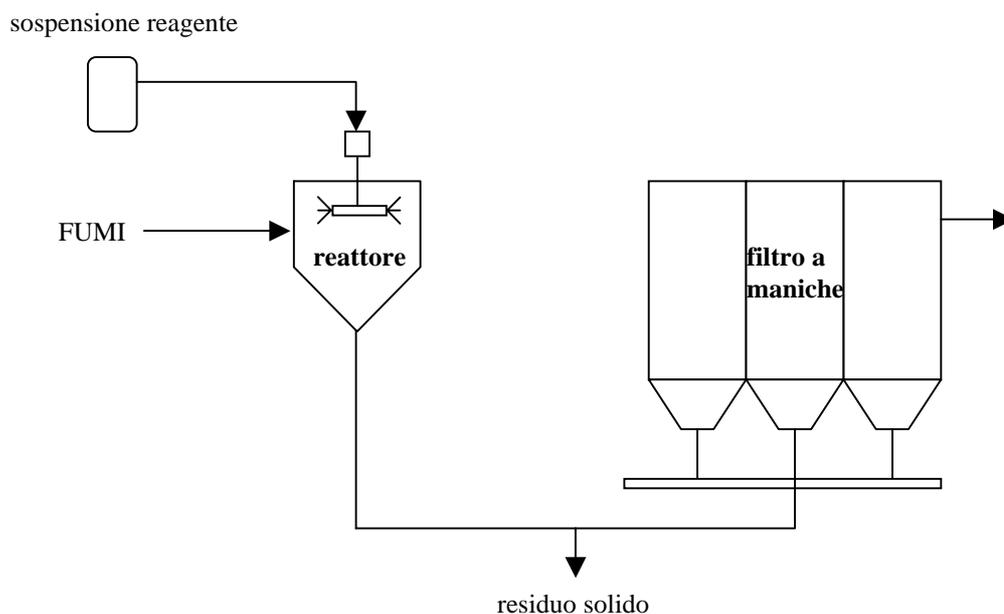
Le ragioni a favore dell'utilizzo di bicarbonato di sodio in sostituzione della calce sono, oltre alle superiori efficienze di rimozione, la maggiore facilità di manipolazione e uno smaltimento dei residui più agevole, soprattutto in presenza di sistemi a doppio stadio. Di contro i livelli di temperatura ottimali per il suo utilizzo sono più elevati e questo determina un minor recupero di energia e maggiori difficoltà nel controllo dei microinquinanti tramite adsorbimento.

Una possibile soluzione consiste nell'iniezione di bicarbonato e carbone attivo in due momenti separati. Un economizzatore posto tra queste due fasi consente la riduzione della temperatura di 30 – 50 °C, in modo tale da creare le condizioni più favorevoli alla fase di adsorbimento.

Sistemi a semisecco

A differenza degli impianti a secco, negli impianti di questo tipo il reagente utilizzato è in sospensione acquosa concentrata. L'immissione di adsorbente si effettua separatamente a valle del reagente e prima del sistema di depolverazione, costituito da un filtro a maniche. La Figura 6.15 mostra lo schema dei processi..

Figura 6.15 Schema di sistema a semisecco



Sistemi ad umido

Nella loro configurazione di base (Figura 6.16) sono composti da un sistema di depolverazione e da un sistema di lavaggio fumi. Il primo è rappresentato, generalmente, da un filtro a maniche, anche se è possibile l'utilizzo di depolveratori ad umido Venturi per ridurre, oltre al particolato, anche il carico di gas acidi in ingresso all'assorbitore.

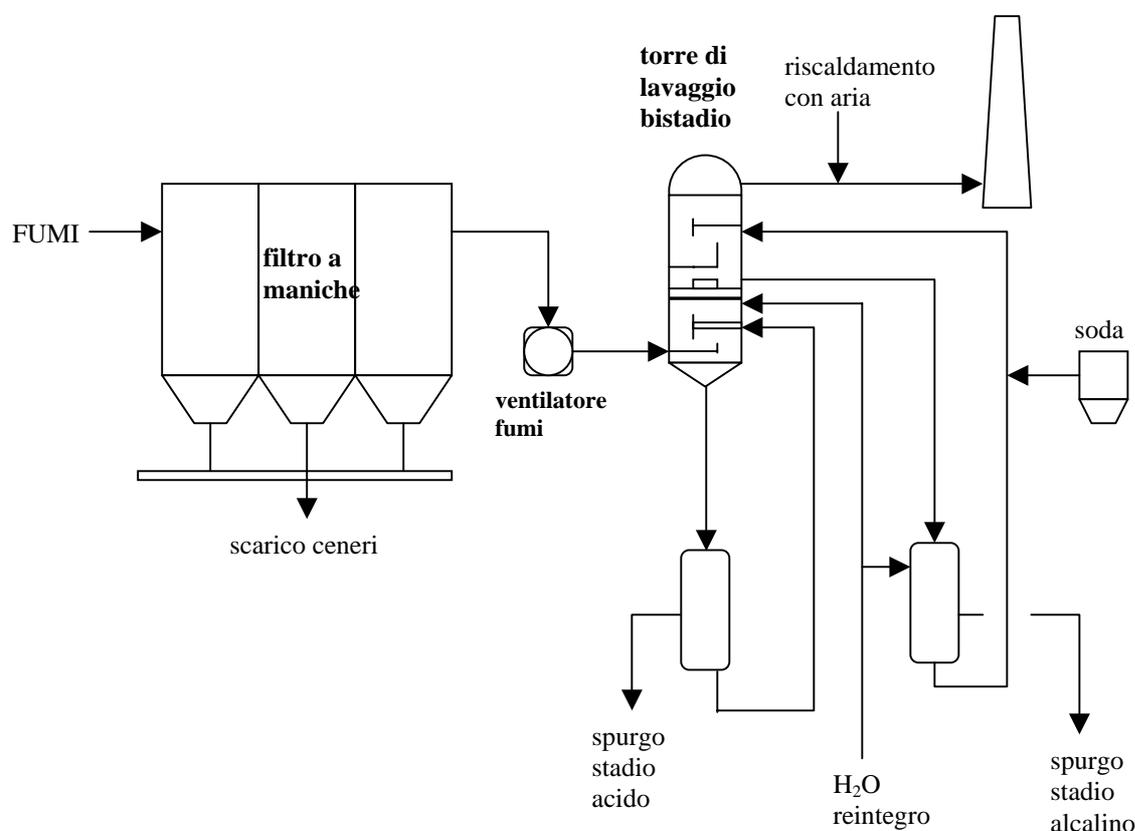
Per il lavaggio dei fumi si utilizzano normalmente torri a spruzzo suddivise in due stadi, di cui quello inferiore alimentato ad acqua per la rimozione degli acidi alogenidrici, e quello superiore con una soluzione di soda per la rimozione di SO_2 . Il flusso gassoso da trattare fluisce dal basso in controcorrente rispetto al liquido, che viene immesso attraverso più ugelli distribuiti lungo l'altezza della torre. All'interno della stessa possono essere presenti dei piatti orizzontali per favorire il contatto gas/liquido ed aumentare in tal modo l'efficacia del trattamento.

I residui del processo di depurazione sono costituiti dalla soluzione esausta spurgata dalle torri in quantità variabile con le efficienze di rimozione richieste, il tipo di colonna e l'entità dei ricircoli adottati. Gli scarichi, in conseguenza dell'elevato contenuto salino e della significativa presenza di metalli volatili (mercurio in particolare) richiedono di norma un trattamento di neutralizzazione e precipitazione chimica.

Rispetto ai trattamenti a secco, i sistemi ad umido presentano una configurazione impiantistica più complessa, sebbene compensata dalla possibilità di operare con quantità molto inferiori di reagente e di evitare rigorosi controlli della temperatura. Le efficienze ottenibili con sistemi ad umido nella rimozione dei macroinquinanti gassosi sono estremamente elevate, con valori superiori al 99% per gli acidi alogenidrici e al 95% per gli ossidi di zolfo in condizioni ottimali e con concentrazioni in uscita difficilmente raggiungibili dalle tecnologie a secco e semisecco. La rimozione del particolato, strettamente correlata al tipo di depolveratore adottato, raggiunge valori confrontabili con quelli dei sistemi a secco dotati di analoghe installazioni di depolverazione (Cernuschi 1999).

I microinquinanti volatili vengono efficacemente rimossi mediante effetti di condensazione dovuti all'abbassamento di temperatura durante il lavaggio. Per potenziare ulteriormente il trattamento può essere utile ricorrere ad immissioni di carbone attivo, che possono essere operate direttamente nel liquido di assorbimento senza l'aggravio di apparecchiature supplementari. Questo può risultare necessario in presenza di fenomeni di assorbimento/desorbimento delle PCDD/F sui materiali plastici costituenti le torri a spruzzo, che provocano i cosiddetti *effetti memoria* (Hunsinger et al. 1998). Tali effetti causano un incremento delle concentrazioni di PCDD/F in uscita dalla torre e, dove i limiti sono rispettati con minimi scarti a monte del trattamento, possono provocare il superamento degli stessi a livello di camino.

Figura 6.16 Schema di sistema ad umido



Sistemi ibridi

Sono del tipo a multistadio e si basano sulla combinazione di semisecco e umido (Figura 6.17).

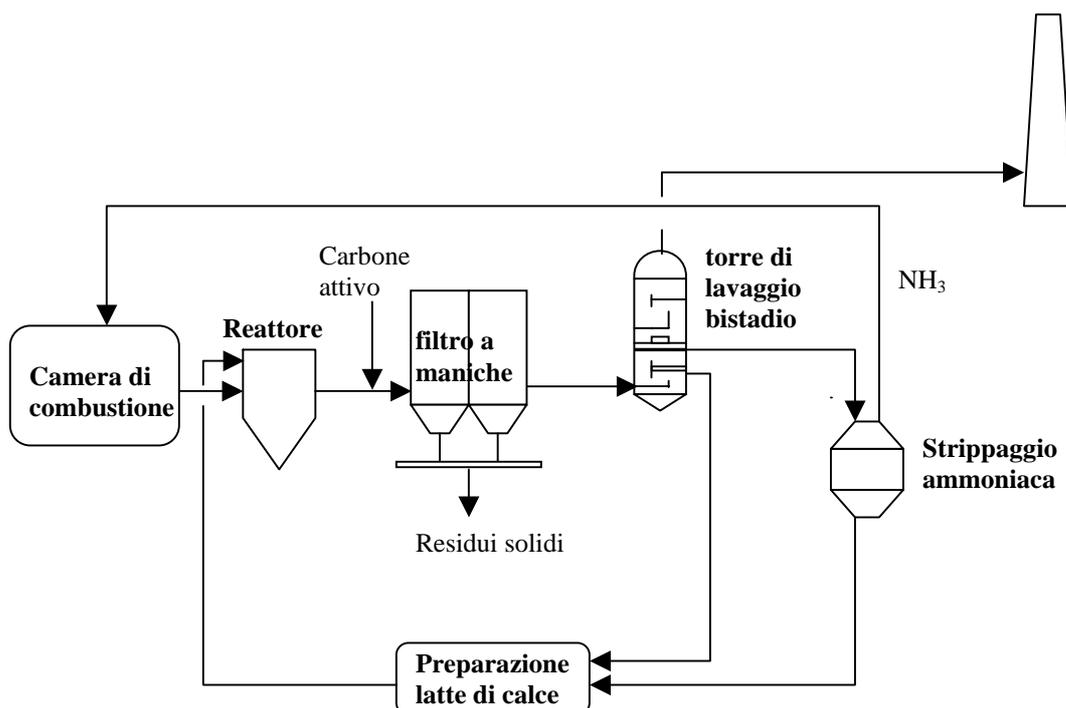
La caratteristica principale di tali sistemi è la possibilità di utilizzare una configurazione che, pur ricorrendo a trattamenti in fase liquida (per ottimizzare la rimozione dei gas acidi), produce solo residui solidi, in linea con alcune tendenze normative che impongono l'assenza di scarichi liquidi dal trattamento complessivo delle emissioni (Cernuschi 2000).

In condizioni di funzionamento normali, il processo non ha scarico liquido, in quanto lo spurgo è ricircolato al sistema di preparazione del latte di calce.

I sistemi sono costituiti da un'unità a semisecco con filtro a maniche collocata a monte di un processo ad umido: il primo stadio rimuove il particolato ad elevata efficienza e funge da evaporatore degli spurghi liquidi del secondo stadio, finalizzato al controllo dei gas acidi e dei microinquinanti volatili.

Per evitare accumuli di questi ultimi (mercurio in particolare) nel circuito di ricircolo e far fronte anche ai problemi dello stadio finale ad umido nei confronti delle diossine, il trattamento comprende di norma l'iniezione di carbone attivo a monte del depolveratore (Cernuschi 1999).

Figura 6.17 Schema di sistema ibrido



Sistemi di controllo degli NO_x

Le recenti normative sui limiti alle emissioni hanno reso indispensabile l'adozione di sistemi che rendessero le linee di trattamento efficaci anche nella rimozione degli ossidi di azoto. I sistemi utilizzati possono essere, come abbiamo descritto nel paragrafo precedente, i processi di riduzione selettiva non catalitica (SNCR) o di riduzione selettiva catalitica (SCR).

IL sistema SNCR è meno complesso del sistema SCR, anche se molta attenzione deve essere riservata al posizionamento degli ugelli di iniezione del reagente. Una certa attenzione va altresì riposta nel dosaggio del reagente, al fine di limitare le fughe di ammoniacale. Se la linea di

depurazione comprende un lavaggio a umido, l'ammoniaca residua del processo può essere recuperata a valle.

Le efficienze di rimozione degli NO_x raggiunte da questo sistema si aggirano attorno al 70%, mentre la riduzione nell'emissione di diossine, derivante dall'inibizione dell'attività catalitica delle ceneri volanti ad opera dell'ammoniaca in camera di combustione, è compresa tra 47% e 85%.

Limitazioni nella formazione di NO_x si possono ottenere attraverso il ricircolo di una parte dei fumi, come accennato precedentemente.

I sistemi SCR consentono efficienze di rimozione ben maggiori, soprattutto per le diossine, con valori compresi tra 90% e 98%. Le problematiche maggiori sono di natura impiantistica e gestionale. Per evitare la disattivazione del catalizzatore occorre posizionarlo a valle di un trattamento di depolverazione ed assorbimento, ma ciò comporta la necessità di un intervento di riscaldamento del gas appena a monte del letto catalitico al fine di raggiungere le temperature ottimali di esercizio. Questa fase implica oneri di esercizio e complicazioni costruttive non indifferenti. Recentemente per ovviare a questi inconvenienti si stanno sviluppando configurazioni del catalizzatore più resistenti ai fumi non trattati e substrati catalitici in grado di operare a temperature inferiori (Brummer 1993). I processi di riduzione catalitica selettiva vengono inseriti in sistemi a secco, ad umido o ibridi, con l'unica differenza di rilievo legata alla maggior entità richiesta dal riscaldamento dei fumi in presenza di apparecchiature a umido immediatamente a monte del catalizzatore.

6.5 La MTD per il controllo delle emissioni atmosferiche

MTD è l'acronimo di *Miglior Tecnologia Disponibile*.

La prima definizione era presente nel DPCM dell'88. Oggi si fa riferimento alla definizione contenuta nell'art. 2 del Dlgs 372/99 in recepimento della direttiva 96/61/CE che a differenza del DPCM dell'88 al termine tecnologia predilige il termine tecnica, intendendo con questa l'insieme tecnologia-gestione. Al punto 12, in particolare, si legge che essa rappresenta: "la più efficiente e avanzata fase di sviluppo di attività e relativi metodi di esercizio indicanti l'idoneità pratica di determinate tecniche a costituire, in linea di massima, la base dei valori limite di emissione intesi ad evitare oppure, ove ciò si riveli impossibile, a ridurre in modo generale le emissioni e l'impatto sull'ambiente nel suo complesso". Gli elementi di cui si deve tenere conto nello stabilire la migliore tecnologia disponibile vengono riportati nell'allegato IV del decreto.

Al fine di comprendere appieno il significato e le implicazioni del concetto di MTD, è opportuno analizzare le interpretazioni che nel decreto legislativo vengono date alle componenti del termine.

Per tecnologie, o *tecniche*, si intendono non solo le modalità di progettazione e costruzione di un impianto, ma anche i criteri di manutenzione, esercizio e chiusura dello stesso. L'aggettivo *disponibili*, invece, indica: "le tecniche sviluppate su una scala che ne consenta l'applicazione in condizioni economicamente e tecnicamente valide nell'ambito del pertinente comparto industriale, prendendo in considerazione i costi e i vantaggi, indipendentemente dal fatto che siano o meno applicate o prodotte in ambito nazionale, purché il gestore possa avervi accesso a condizioni ragionevoli". Infine con *migliori* si intendono le tecniche più efficaci per ottenere un elevato livello di protezione dell'ambiente nel suo complesso.

Il processo di identificazione della MTD non può, quindi, passare esclusivamente attraverso la minimizzazione delle emissioni in atmosfera, poiché esistono altri fattori che devono essere presi in considerazione. Innanzitutto gli aspetti tecnico-economici correlati alla implementazione delle diverse tecnologie. Ma anche le emissioni negli altri comparti ambientali, in osservanza alle strategie di prevenzione e riduzione integrate delle emissioni nell'ambiente perseguite dalla normativa attuale¹. Così come la necessità di arrivare ad un recupero energetico più spinto dei rifiuti, che spesso mal si concilia con l'obiettivo di minimizzare le emissioni. Anche il contesto particolare, in cui è inserito ogni impianto concorre ad influenzare l'individuazione della MTD. Infine, notevole importanza va attribuita alla gestione, intesa come conduzione e manutenzione dell'impianto: tecnologie eccellenti accoppiate a gestioni inefficienti non raggiungeranno il massimo rendimento depurativo.

In considerazione a queste premesse, l'individuazione della miglior tecnologia disponibile nel trattamento delle emissioni atmosferiche si è svolta su due livelli:

- miglior tecnologia disponibile tale da minimizzare le emissioni atmosferiche, fatte salve le considerazioni precedenti: *MTD assoluta*;
- definizione delle principali classi tipologiche all'interno del panorama impiantistico e individuazione della MTD specifica per ciascuna di esse, scelta in modo tale da richiedere un numero limitato di modifiche impiantistiche: *MTD ragionevole*.

Nel seguito verranno illustrate entrambe, con particolare riferimento alle singole tipologie di inquinanti trattati. Infine si proporranno gli schemi delle MTD relative ad impianti a griglia di grossa taglia e di taglia medio-piccola.

¹ Direttiva 96/91/CE recepita dal DL 372/99

6.5.1 Monossido di carbonio (CO)

Il livello delle emissioni di CO viene controllato attraverso l'ottimizzazione della combustione. Tra le soluzioni utilizzabili a questo scopo ricordiamo:

- ripartizione ottimale delle differenti arie, primarie e secondarie, in camera di combustione;
- termografia a raggi infrarossi attraverso una telecamera che misura la temperatura della superficie di combustione nella zona primaria;
- installazione di sistemi esperti.

Un esempio è il processo SYNCOM elaborato dalla MARTIN[®]. Il rilevamento delle temperature della superficie del letto di combustione viene effettuato da una telecamera a raggi infrarossi posta nel cielo della caldaia. Questi segnali vengono elaborati con software per l'elaborazione delle immagini che utilizzano speciali algoritmi matematico-statistici nonché sistemi di controllo Fuzzy. I risultati dell'elaborazione matematica vengono integrati nel controllo della combustione sotto forma di grandezze regolanti. L'andamento della regolazione risulta in tal modo uniforme e molto stabile.

6.5.2 Ossidi di azoto (NO_x)

Un primo intervento è costituito dal ricircolo dei fumi in camera di combustione, con una potenzialità di riduzione delle emissioni attorno al 15% - 20%. Prestazioni superiori richiedono l'adozione di sistemi di riduzione non catalitica (SNCR) o catalitica (SCR). La Tabella 6.19 evidenzia i parametri di funzionamento delle due tecnologie.

MTD assoluta

Come miglior tecnologia disponibile assoluta la scelta ricade sul trattamento SCR. Esso infatti garantisce efficienze di rimozione estremamente elevate ed in ogni caso superiori ai sistemi non catalitici. In aggiunta vanno considerati sia una notevole efficacia nell'abbattimento dei microinquinanti organici clorurati, sia la ridotta possibilità di fughe di ammoniaca grazie all'utilizzo di un minor eccesso di reagente. Gli svantaggi del sistema SCR sono di tipo impiantistico-economico. Innanzitutto, vi è la necessità di inserire il trattamento a valle di un sistema di depolverazione e deacidificazione abbastanza spinto, per evitare l'inattivazione del catalizzatore. Ciò comporta l'esigenza di riscaldare i fumi pretrattati, tipicamente a 150 °C - 180 °C, prima dell'ingresso nel SCR al fine di portarli alla temperatura ottimale di funzionamento compresa tra 250 °C e 350 °C. Ne deriva un maggior costo di installazione e di esercizio, unitamente ad un incremento della complessità impiantistica nei confronti del sistema SNCR. Periodicamente, inoltre, si rende necessaria la sostituzione del letto catalitico, e anche nel caso di interventi di sola rigenerazione, i costi da sostenere rimangono comunque rilevanti.

Riguardo al sistema SNCR occorre precisare che esso è attualmente in grado di garantire efficienze elevate, ben al di sotto dei limiti di legge, sebbene non paragonabili al sistema SCR. Ulteriori incrementi nella rimozione di NO_x si scontrano con gli elevati eccessi di reagente necessari e con le relative, ingenti fughe di NH₃ dai sistemi a secco.

MTD ragionevole

Nella definizione della MTD ragionevole sono state considerate le seguenti soluzioni:

- Impianti di taglia più elevata: installazione sistemi SCR. Questo sia per questioni di economia di scala, sia per il maggiore impatto sull'emissione globale che si avrebbe con una riduzione della emissione specifica.

- Impianti dotati di combustione a letto fluido: installazione sistema SNCR non particolarmente spinto (efficienza di rimozione del 50% circa). Questo perché il sistema di combustione utilizzato limita notevolmente la frazione di NO_x, rendendo superflue prestazioni superiori del SNCR.
- Impianti a griglia di taglia media e medio-piccola: installazione sistema SNCR con l'aggiunta, nei sistemi a secco, di una colonna di lavaggio finale per limitare le fughe di ammoniaca. La presenza di un sistema di strippaggio dell'NH₃ dagli spurghi della colonna è consigliato, al fine di permettere il recupero e il successivo riutilizzo dell'ammoniaca.

Tabella 6.19 Caratteristiche operative dei sistemi di riduzione non catalitica selettiva (SNCR) e riduzione catalitica selettiva (SCR) applicati ad attività di termodistruzione dei rifiuti

PARAMETRO	SNCR	SCR
Temperatura (°C)	850-950	200-350
NO _x ingresso (mg m ⁻³ _n)	250-600	250-600
NO _x uscita (mg m ⁻³ _n)	75-150	5-40
Rendimento conversione NO _x (%)	60-70	80-99
Fughe NH ₃ (mg m ⁻³ _n)	5-15	0,7-4

(fonte: Cernuschi, Grosso, Pizzimenti 2000)

6.5.3 Gas acidi (SO₂, HCl, HF)

Le alternative per la rimozione dei gas acidi sono rappresentate dai sistemi a sistemi ad umido e dai sistemi secco/semisecco, con una ulteriore distinzione tra l'uso di calce e l'uso di bicarbonato come reagente.

I sistemi a umido presentano, nella configurazione dotata di colonna di lavaggio a doppio stadio, efficienze di rimozione estremamente elevate per HCl e SO₂ e ragguardevoli anche per il mercurio. Questa configurazione è caratterizzata dall'aver la parte inferiore della colonna funzionante in condizioni di pH acido ed in grado quindi di assorbire la maggior parte dell'acidità dei fumi (HCl, HF), la parte superiore, alimentata con soluzione di soda caustica, abbate l'acidità residua, in particolare l'anidride solforosa. Tra le problematiche legate al processo, si evidenziano la minor efficienza energetica globale dell'impianto, per la necessità di riscaldare i fumi, la possibile criticità nei confronti dei microinquinanti organoclorurati (effetti memoria) e la presenza di reflui liquidi dall'impianto. A causa di tali problematiche, i costruttori privilegiano i sistemi a secco, sebbene, in questo caso, solo con l'utilizzo di bicarbonato sia possibile raggiungere prestazioni simili a quelle degli impianti a umido.

MTD assoluta

Alla luce delle considerazioni di cui sopra, la MTD proposta è rappresentata da un sistema a secco con bicarbonato di sodio, nella configurazione a doppia filtrazione per il recupero dei prodotti sodici residui, e con l'aggiunta di carbone attivo per il controllo del mercurio. La depolverazione finale viene effettuata mediante un filtro a maniche ad alta efficienza e a bassa

velocità di attraversamento ($< 1 \text{ m s}^{-1}$), che garantisce l'ulteriore tempo di permanenza necessario al completamento delle reazioni di assorbimento.

MTD ragionevole

Sono state considerate le seguenti modifiche impiantistiche:

- Impianti dotati di sistema a secco con calce: conversione all'utilizzo di bicarbonato. In aggiunta, la presenza di un elettrofiltro a monte del reattore è in grado di permettere il recupero dei prodotti di reazione, con una semplificazione notevole a livello di smaltimento dei residui.
- Impianti dotati di sistemi ibridi (secco + umido): mantenimento della configurazione attuale. Se però la colonna di lavaggio è monostadio, è opportuno il passaggio ad una colonna a 2 stadi o ricorrere all'aggiunta di NaOH nel circuito liquido della monostadio. Questo scelte sono adottate al fine di aumentare la altrimenti ridotta efficienza di rimozione nei riguardi dell' SO_2 .

6.5.4 Polveri

Per questa tipologia di inquinanti la miglior tecnologia disponibile risulta ampiamente consolidata. Ne deriva che la MTD assoluta coincide con la MTD ragionevole. Nello specifico, si assume l'utilizzo di filtri a maniche ad alta efficienza e bassa velocità di attraversamento ($< 1 \text{ m s}^{-1}$) che, negli impianti più moderni, consentono di raggiungere livelli di concentrazione al di sotto di 1 mg m^{-3} .

6.5.5 Diossine e mercurio

Per quanto riguarda i microinquinanti organici, le tecnologie consolidate sono rappresentate dai processi di adsorbimento su carbone attivo e dal trattamento mediante ossidazione catalitica. In linea generale, si può osservare che quest'ultimo sarebbe preferibile in quanto realizza la distruzione dei composti e non, come nell'adsorbimento, un semplice trasferimento di fase. Riguardo al mercurio la classica tecnica di rimozione fa riferimento, nei sistemi a secco, al processo di adsorbimento mediante carbone attivo.

MTD assoluta

La scelta tra i due sistemi risulta condizionata dalle alternative impiantistiche adottate in precedenza. Avendo proposto uno schema di rimozione dei gas acidi completamente a secco come MTD assoluta, non è possibile prescindere dall'introduzione del carbone attivo, funzionale al controllo del mercurio. La MTD proposta fa quindi riferimento alla additivazione di carbone attivo. La presenza del catalizzatore a valle di questo sistema di trattamento non deve essere considerata ridondante per quanto concerne il controllo delle PCDD/F, in quanto costituisce un importante presidio finale nei confronti di possibili anomalie di funzionamento delle unità poste a monte che potrebbero causare dei rilasci indesiderati di queste sostanze.

MTD ragionevole

Le considerazioni riguardano gli impianti dotati di colonna di lavaggio a doppio stadio, per i quali l'utilizzo di carbone attivo per il controllo del mercurio potrebbe essere evitato. Resterebbe però il problema delle diossine, infatti sussistono dubbi sulla capacità dei sistemi bistadio (filtro elettrostatico e colonna a doppio stadio) di attuare una riduzione adeguata di questi composti. In particolare, si fa riferimento alla scarsa solubilità delle diossine in acqua e alle alte resistenze alle soluzioni acide e alcaline, unitamente alla scarsa efficienza di questi sistemi a captare le polveri submicroniche.

6.5.6 Schema di impianto attrezzato con le MTD

La Figura 6.18 rappresenta lo schema della MTD ragionevole per la linea di depurazione fumi di un impianto a griglia di grossa taglia. Essa coincide con la MTD assoluta e, a dimostrazione della fattibilità tecnico-economica di quest'ultima, corrisponde a quanto proposto per il futuro impianto di Dalmine. Il sistema di controllo delle emissioni è costituito da un sistema a secco con bicarbonato di sodio e carbone attivo, seguito da un SCR a valle del trattamento di depolverazione. Riguardo al rendimento energetico, esso si rivela superiore a quello degli impianti tradizionali dotati di sistema ad umido o ibrido.

In

Figura 6.19 è invece riportato uno dei possibili schemi di MTD ragionevole per gli impianti dotati di tecnologia ibrida.

Figura 6.18 Rappresentazione schematica del processo di depurazione fumi proposto come MTD assoluta e coincidente con la MTD ragionevole per impianti a griglia di taglia elevata

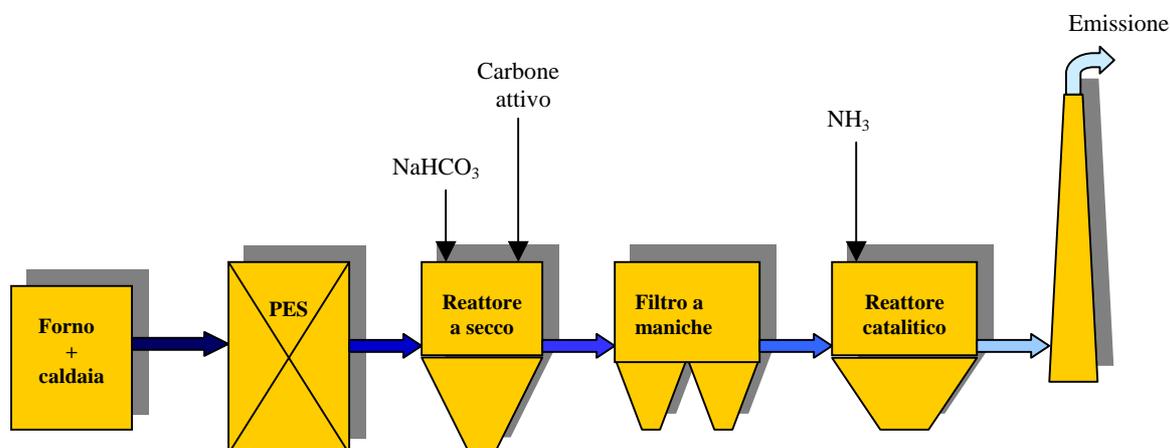
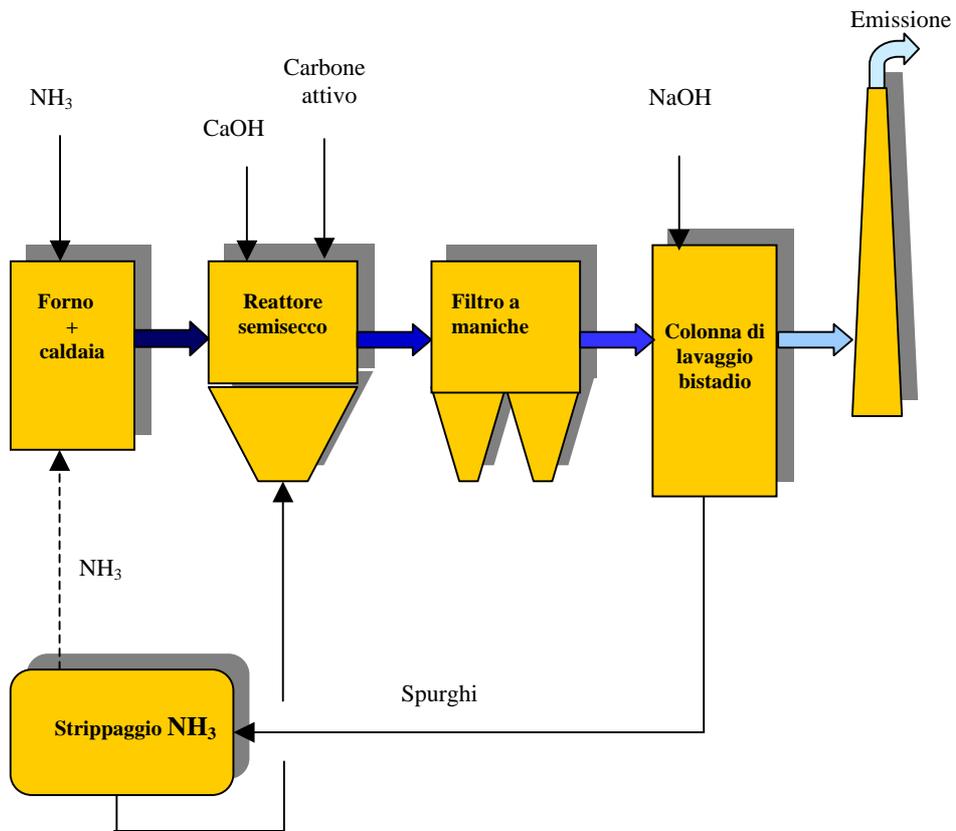


Figura 6.19 Schema di MTD ragionevole proposta per sistemi ibridi



6.6 Caratteristiche e trattamento dei residui solidi prodotti

6.6.1 Caratteristiche dei residui solidi prodotti

I residui solidi/liquidi di un moderno impianto di incenerimento di RSU possono essere distinti in tre diverse categorie:

- Scorie
- Ceneri volanti
- Residui derivanti dal controllo dei gas acidi

Le scorie

Le scorie rappresentano la frazione più rilevante dei residui e consistono nel materiale, di varia pezzatura, raccolto sul fondo della camera di combustione. Sono formati dalle sostanze inerti originariamente presenti nel rifiuto e da residui metallici minerali, con un limitato contenuto di composti organici incombusti. La loro quantità e qualità dipende dalla composizione del rifiuto alimentato e in particolar modo dalle modalità di raccolta e preselezione dello stesso.

Nel caso di camere di combustione a griglia, che rappresentano l'alternativa impiantistica più comune, la produzione di scorie si aggira tra il 15% e il 25% in peso del rifiuto alimentato.

Le ceneri volanti

Le ceneri volanti, quantitativamente comprese tra l'1% e il 3% in peso del rifiuto alimentato, sono costituite da particelle di piccole dimensioni formate quasi esclusivamente dai residui inorganici del processo di combustione. Vengono separate dal flusso gassoso tramite i dispositivi di depolverazione (PES o filtri a tessuto).

I residui derivanti dal controllo dei gas acidi

I residui derivanti dai sistemi di controllo dei gas acidi dipendono in larga misura dalla tipologia di trattamento utilizzata.

La Tabella 6.20 mostra i valori indicativi delle produzioni specifiche relative ai diversi sistemi di controllo utilizzabili.

Negli impianti a secco e semisecco i residui sono costituiti essenzialmente dai sali prodotti dalle reazioni di neutralizzazione, dagli eccessi di reagente e dalle ceneri volanti captate nel depolveratore a valle del trattamento. L'utilizzo di bicarbonato di sodio come reagente porta ad una riduzione nella produzione di residui compresa tra il 25% e il 40%. Questo è dovuto alla maggiore affinità del bicarbonato, rispetto alla calce, nei confronti di HCl e SO₂, che permette l'impiego di eccessi minori di reagente.

Nelle configurazioni impiantistiche ad umido, il residuo prodotto è costituito dai fanghi prodotti dalla depurazione degli spurghi delle colonne di lavaggio. Le sue caratteristiche variano in relazione al tipo di torre utilizzata, all'entità del ricircolo adottato e alla tecnologia di depurazione impiegata. Considerando le tecnologie di depurazione più comunemente utilizzate si

possono stimare produzioni di fango su base secca comprese tra 2 kg t⁻¹ e 8 kg t⁻¹ di rifiuto trattato.

Tabella 6.20 Produzione specifica di residui da trattamento dei gas acidi in funzione del sistema utilizzato

TIPOLOGIA DI SISTEMA	RESIDUI DELL'ASSORBIMENTO (kg t ⁻¹ rifiuto)	RESIDUI + CENERI VOLANTI (kg t ⁻¹ rifiuto)
Secco (calce)	20 – 30	30 – 60
Secco (bicarbonato)	15 – 20	25 – 50
Semisecco (calce)	15 – 35	25 – 65
Umido ⁽¹⁾	2 – 8	3 – 40
(1) base secca		

(fonte: Cernuschi et al. 2000)

Caratteristiche dei residui

Dal punto di vista qualitativo i residui del processo di incenerimento dei RSU si distinguono tra loro per le diverse concentrazioni di metalli tossici e di microinquinanti organo-clorurati presenti in essi.

Per quanto riguarda i metalli, il fenomeno più rilevante riguarda l'arricchimento delle frazioni più fini del particolato, che avviene a seguito del processo di volatilizzazione e successiva condensazione sulla superficie di quest'ultimo.

La Tabella 6.21 evidenzia le concentrazioni di metalli nelle diverse tipologie di residui. Il cadmio e il mercurio, contraddistinti da una spiccata volatilità, si ritrovano rispettivamente condensati sulle ceneri volanti, che veicolano il cadmio, e nei fanghi, poiché il mercurio vaporizza facilmente ed è quindi in fase vapore che deve essere controllato.

La presenza di microinquinanti organici, in particolare diossine, nei residui sono da collegare ai fenomeni di adsorbimento superficiale e riformazione per sintesi *de novo*. In questo senso le maggiori concentrazioni, come evidenziato nella Tabella 6.22, sono rilevabili nelle ceneri volanti e nei prodotti dell'assorbimento. Nei fumi, in particolare, i valori elevati sono da imputare alla rimozione del particolato residuo, estremamente fine e quindi particolarmente ricco di composti organici adsorbiti, nella colonna di lavaggio. A questi valori contribuisce peraltro anche l'effetto memoria già citato in precedenza.

Tabella 6.21. Concentrazione su base secca di metalli nei residui dell'incenerimento ($\text{g kg}_{\text{RSU}}^{-1}$)

ELEMENTO	SCORIE	CENERI VOLANTI	RESIDUI ASSORBIMENTO		FANGHI LAVAGGIO AD UMIDO
			<i>Secco</i>	<i>Umido</i>	
Cd	0,008-0,004	0,3-0,8	0,14	0,11	0,31-0,65
Cr _{tot}	0,4-2	0,3-1,1	0,15	0,08	0,47-1
Cu	1,3-2	1,6-3,2	0,45	0,46	2,4-3,6
Hg	< 0,003	< 0,003	n.d.	n.d.	0,4-0,8
Mn	0,6-1	0,6-1	0,21	0,21	0,6-1
Ni	0,2-0,5	0,3-2,9	0,06	0,06	0,2-0,4
Pb	1-3,3	5,5-19	4,4	3,6	7,9-14,5
Zn	1,9-5	15-27	5,5	4,4	23-29,4

(fonte: Pittaluga et al.)

Tabella 6.22 Concentrazione di diossine e furani nei residui solidi da incenerimento di RSU

COMPOSTI		SCORIE	POLVERI CALDAIA	CENERI VOLANTI	FANGHI
PCDD (ng kg-1)		75	1400 – 5815	890	3940
PCDF (ng kg-1)		60	1080 – 4235	4890	1800
PCDD + PCDF	tal quali	135	2480 – 10050	5780	5740
	I-TEQ	0,05	55 – 180	154	66

6.6.2 Trattamento dei residui solidi prodotti

Lo smaltimento dei residui prodotti dai trattamenti di depurazione dei fumi rappresenta una problematica rilevante nell'ambito della gestione dei rifiuti mediante combustione.

Attualmente, circa il 7% dei RSU prodotti in Italia sono trattati mediante incenerimento. Questo si traduce nella necessità di smaltire, solo in ceneri volanti, una quantità annua compresa tra 500.000 t a⁻¹ e 1.300.000 t a⁻¹ (Mangalardi *et al.* 1997). A complicare ulteriormente il problema intervengono sia la presenza di sostanze tossiche, quali metalli e composti organici clorurati, sia la mobilità degli stessi all'interno del residuo.

Gli interventi applicabili possono essere divisi in due gruppi a seconda della finalità perseguita:

- ridurre la mobilità degli elementi tossici all'interno del residuo: *inertizzazione*;
- estrarre gli elementi tossici dal residuo e recuperare una frazione inerte: *detossificazione*.

Inertizzazione

I processi di inertizzazione hanno lo scopo di innocuizzare i contaminanti legandoli chimicamente in una matrice cristallina, ad esempio di silicati, e limitare al contempo la superficie esposta a liquidi percolanti, minimizzando il rilascio in fase di discarica. Fra questi processi vanno annoverati i trattamenti di stabilizzazione-solidificazione con leganti idraulici, così definiti in quanto realizzano l'immobilizzazione di sostanze tossiche all'interno di una matrice solida. Come materia prima per il consolidamento dei residui di incenerimento si utilizzano i seguenti tipi di leganti idraulici:

- cementi normali ad alta resistenza;
- cemento Portland;
- cemento pozzolanico;
- cemento d'altoforno;
- cementi speciali, sia per composizione chimica (cementi alluminosi, cementi solfato-resistenti, etc.), sia per caratteristiche fisiche (microcementi).

Tra i vari componenti della miscela formata dai leganti e dai residui dei trattamenti si sviluppano reazioni che comprendono i seguenti fenomeni:

- precipitazione: i metalli, favoriti dall'ambiente alcalino creato dal legante idraulico, precipitano sotto forma di specie a bassa solubilità quali idrossidi, silicati, solfuri, e, meno frequentemente, carbonati, fosfati o complessi vari;
- adsorbimento: l'idratazione dei leganti cementizi si accompagna ad un notevole incremento della loro superficie specifica (fino a 100-200 m² g⁻¹), che si trova in condizioni di attivazione per la presenza della silice e che rende pertanto possibile il verificarsi di reazioni di adsorbimento con formazione, in genere, di composti a bassa solubilità;
- scambio ionico: tale meccanismo consente il legame tra i metalli pesanti e la matrice silicea della struttura cementizia, a seguito dell'interazione tra i metalli stessi e i gruppi silanolici che si formano sulla superficie dei granuli di silice;
- incapsulamento: è un meccanismo di tipo fisico perché non modifica la struttura chimica del rifiuto; tutte le sostanze, comprese quelle non reattive, vengono intrappolate all'interno della matrice cementizia, che assume così la funzione di barriera antiliscivante tanto più efficace quanto minore è la sua permeabilità.

A favore dell'impiego di processi con leganti idraulici si possono rilevare i seguenti aspetti:

- efficacia nel trattamento dei fanghi derivanti da sistemi a umido;
- mantenimento delle capacità leganti anche in presenza di quantità elevate di aggregati minerali;
- riduzione della solubilità di molte specie inorganiche e rallentamento della velocità di reazione delle specie organiche;
- Formazione di sali insolubili con molti cationi e anioni potenzialmente tossici.
- Semplicità impiantistica e di gestione;
- costo inferiore rispetto a sistemi alternativi.

Gli aspetti problematici di questo trattamento riguardano invece:

- le incertezze connesse alle proprietà fisiche e meccaniche delle paste indurite;
- l'aumento volumetrico del materiale finale destinato alla discarica rispetto all'originale;
- le incognite legate alla durata delle miscele cementizie.

In particolare, alcuni metalli quali rame, zinco, piombo, cromo, ferro e nichel influiscono sulla distribuzione dei diametri dei pori all'interno delle paste indurite. Nello specifico, il rame aumenta il volume totale dei pori, lo zinco favorisce la formazione di pori di maggior diametro e il piombo aumenta sia il volume totale dei pori sia il loro diametro. Le resistenze meccaniche ed alcune proprietà fisiche della pasta indurita, in particolare l'impermeabilità, sono favorevolmente influenzate da un ridotto volume dei pori oltre che da una distribuzione delle dimensioni dei pori orientata verso piccoli diametri.

La presenza dei metalli sopra indicati nelle paste cementizie porta di conseguenza ad un abbattimento delle caratteristiche fisico-meccaniche delle paste stesse e ad un incremento della permeabilità (Berbenni, Nobili 1997).

I trattamenti di inertizzazione comprendono anche alcuni processi nei quali l'immobilizzazione degli inquinanti viene ottenuta attraverso reazioni di precipitazione degli elementi tossici, sotto forma di sali altamente insolubili, senza tuttavia provvedere allo sviluppo di fenomeni di solidificazione. Generalmente i tempi di immobilizzazione sono più brevi rispetto a quelli richiesti dai fenomeni di indurimento del legante idraulico, ma il prodotto finale ha la consistenza di un fango e non quella di un manufatto solido (Cernuschi 1999).

Detossificazione

Alla categoria degli interventi di detossificazione appartengono quei trattamenti orientati alla riduzione della nocività dei residui tramite l'estrazione degli elementi tossici, con produzione di un solido altamente innocuizzato e di una frazione contenete i metalli separati potenzialmente riutilizzabile. Le tecnologie di questo tipo, in qualche caso ancora ad uno stadio di sviluppo sperimentale, comprendono sia processi di tipo chimico che di tipo termico (Cernuschi et al. 2000).

Nelle tecnologie di tipo chimico, l'estrazione dei metalli dal residuo avviene generalmente tramite un'eluizione con soluzione acida, dal cui successivo trattamento viene separata una frazione concentrata di metalli tossici.

A questa tipologia di trattamenti, appartiene il processo *3R*, messo a punto in Germania e finalizzato all'innocuizzazione delle ceneri volanti in impianti dotati di sistemi di lavaggio ad

umido dei fumi. Nelle prove sperimentali condotte si sono osservati rendimenti di estrazione pari al 90% per il cadmio, tra il 60% - 70% per lo zinco e di circa il 20% per piombo e rame.

Nei trattamenti termici, i metalli sono separati dal residuo tramite un processo di volatilizzazione ad alta temperatura, condotto tra i 1200 °C ed i 1500 °C.

La contestuale fusione e successiva solidificazione della massa del materiale comportano la produzione finale di granuli inerti di un conglomerato vetroso altamente innocuizzato e, come tale, facilmente riutilizzabile, ad esempio come materiale di riporto.

La sintesi di materiali vetrosi e vetro-ceramici è una pratica ampiamente utilizzata per varie tipologie di rifiuti, soprattutto tossici, di origine industriale, e al contempo rappresenta una promettente possibilità per il trattamento delle ceneri volanti derivanti dall'incenerimento dei RSU. I punti problematici riguardano l'elevato consumo energetico richiesto e la complessa tecnologia impiantistica necessaria, che si traducono in un costo di trattamento relativamente alto. Lo smaltimento del materiale vetroso in discarica non giustificherebbe economicamente l'adozione di questo processo, che invece richiede di poter arrivare a prodotti di qualità tale da presentare un proprio mercato (Karamanov *et al.* 2000).