

6.7 Impianti di incenerimento in Lombardia

6.7.1 Situazione generale e panorama sulle tendenze evolutive

Attualmente, il settore dell'incenerimento dei rifiuti in Lombardia prevede, oltre a 9 impianti già presenti negli anni precedenti e adeguatisi, o in via di adeguamento, al DM 503/97, altri 7 impianti di nuova realizzazione che entreranno gradualmente in esercizio prima del 2005. Per tale data, la potenzialità prevista si assesterà intorno a $2.700.000 \text{ t a}^{-1}$, per arrivare a circa $2.900.000 \text{ t a}^{-1}$ nel 2010 a seguito dell'aumento di potenzialità previsto per alcuni impianti già esistenti.

Il Piano Regionale di smaltimento Rifiuti individua sul territorio dodici ambiti territoriali, per ognuno dei quali sono previsti interventi di varia tipologia per lo smaltimento dei RSU (Termovalorizzazione, compostaggio, discarica controllata). Per quanto concerne gli inceneritori, la Tabella 6.23 riporta gli impianti esistenti e quelli previsti suddivisi per ambito territoriale.

Per una analisi più approfondita delle caratteristiche dei singoli impianti si rimanda al paragrafo 6.8.2, mentre di seguito verranno fornite alcune indicazioni sulle tendenze evolutive in atto.

Tipo di combustibile

La maggior parte degli impianti tratta Rifiuti Solidi Urbani (RSU) indifferenziati, cioè provenienti direttamente dalla raccolta stradale. Gli eventuali pretrattamenti consistono generalmente in una vagliatura (per separare la frazione umida) e in una deferriizzazione. Le caratteristiche qualitative del materiale combustibile risultano comunque elevate e costanti, anche a seguito dell'elevata efficienza raggiunta in Lombardia dalla raccolta differenziata, con un PCI prossimo a $2500 \text{ kcal kg}^{-1}$.

Alcuni impianti di recente autorizzazione prevedono l'utilizzo di CDR, sia in forni a letto fluido che a griglia. Questa tendenza appare motivata dalle nuove strategie comunitarie di gestione dei rifiuti recepite dal decreto Ronchi e dal DM 5/2/98, oltre che dalle caratteristiche di mobilità extraregionale che questa tipologia di materiale presenta.

Infine, per molti impianti è prevista la co-combustione di una frazione di *rifiuti ospedalieri trattati* (ROT), che costituiranno invece l'unico combustibile per il forno di Abbiategrasso.

Tabella 6.23 Impianti di incenerimento in base al Piano Regionale di Smaltimento Rifiuti suddivisi per ambito territoriale

AMBITO	TERRITORIO DI RIFERIMENTO	IMPIANTI DI INCENERIMENTO ATTUALI	IMPIANTI DI INCENERIMENTO PREVISTI
1	Provincia di Varese, con aggiunta dei 15 Comuni ACCAM della Provincia di Milano	Busto Arsizio	Busto Arsizio
2	Provincia di Como	Como	Como
3	Provincia di Lecco	Valmadrera ⁽⁴⁾	Valmadrera ⁽⁴⁾
4	Provincia di Sondrio		
5	Provincia di Pavia		Parona ⁽⁵⁾ , Corteolona
6	Provincia di Lodi, con l'aggiunta di sei comuni milanesi		
7	Provincia di Cremona	Cremona ⁽³⁾	Cremona ⁽³⁾
8	Provincia di Mantova		
9	Provincia di Milano, con esclusione dei Comuni inseriti negli ambiti 1 e 6	Milano Silla ⁽¹⁾ , Milano Zama ⁽¹⁾ , Sesto S.G., Desio, Abbiategrosso	Milano Silla 2, Sesto S.G., Desio, Trezzo d'Adda, Abbiategrosso
10	Val Camonica- Fascia Fiume Oglio (87 Comuni della Provincia di Brescia, 72 della Provincia di Bergamo)		Rovato
11	Provincia di Bergamo, con esclusione dei Comuni inseriti nell'Ambito 10	Bergamo	Bergamo, Dalmine
12	Provincia di Brescia, con esclusione dei Comuni inseriti nell'Ambito 10	Brescia ⁽²⁾	Brescia ⁽²⁾ , Lonato
(1) In fase di dismissione (2) A copertura degli ambiti 12, 8 e 10 (3) A copertura degli ambiti 7, 6 (4) A copertura degli ambiti 3, 4 (5) A copertura di parte della provincia di Pavia e della Bassa Milanese			

(fonte: Cernuschi, Grosso, Pizzimenti 2000)

Tipologia del forno

La soluzione impiantistica più utilizzata risulta essere il forno a griglia, sebbene le evoluzioni qualitative riguardanti i RSU abbiano in alcuni casi suggerito modifiche alla tecnologia esistente, come ad esempio il sistema di raffreddamento ad acqua della griglia. La tecnologia a letto fluido, che verrà applicata su tre impianti (due circolante e uno bollente), riscuote un interesse crescente sia in relazione all'aumentato utilizzo di CDR, che alle superiori efficienze di combustione e flessibilità. Per l'impianto di Abbiategrasso alimentato con ROT è previsto l'utilizzo di un forno a tamburo rotante.

Controllo delle emissioni

Per quanto riguarda il particolato, tutti gli impianti utilizzano filtri a maniche, sistema atto a garantire una elevata efficienza di rimozione. In alcuni casi (6 impianti) è presente in aggiunta un precipitatore elettrostatico a monte del sistema di deacidificazione. La finalità del PES è quella di depurare il flusso gassoso in entrata al reattore a secco, ottimizzandone il rendimento e consentendo, in caso di uso di bicarbonato come reagente, il recupero dei prodotti residui. Quest'ultimo punto riveste particolare importanza poiché agevola la fase di smaltimento dei residui, punto nodale nella gestione di un impianto di termodistruzione.

Il sistema di controllo degli ossidi di azoto (NO_x) adottato dalla quasi totalità degli impianti è l'SNCR. L'alternativa è in uso nel solo impianto di Dalmine ed è rappresentata dal sistema catalitico SCR, che garantisce efficienze di rimozione maggiori, ma risente ancora dei superiori costi di installazione e gestione.

Tutti gli impianti utilizzano la tecnologia a secco/semisecco per la rimozione dei gas acidi. Alcuni presentano in aggiunta una colonna di lavaggio che consente la rimozione dell'ammoniaca residua dal trattamento SNCR. La limitazione delle fughe di ammoniaca che così si realizza permette l'impiego di maggiori eccessi di reagente e di conseguenza una rimozione più spinta degli NO_x .

Il controllo dei microinquinanti organici sfrutta, in tutti gli impianti, l'introduzione del carbone attivo in polvere in funzione di adsorbente a monte dei sistemi di depolverazione. L'impianto di Dalmine, in possesso di un sistema SCR, consente inoltre un trattamento ulteriore, per i microinquinanti organici, all'interno del reattore catalitico.

6.7.2 Impianti di incenerimento in Lombardia

Busto Arsizio_Varese

L'impianto di Busto Arsizio attualmente in funzione consta di due linee di recente attivazione con forni a griglia per una potenzialità totale di $500 \text{ t giorno}^{-1}$ calcolata su un rifiuto con PCI pari a $2.200 \text{ kcal kg}^{-1}$.

L'aumento, del PCI dei rifiuti e la soluzione adiabatica, ormai superata, per la camera di combustione, ha portato alla limitazione della potenzialità a circa $360 \text{ t giorno}^{-1}$. Nonostante ciò, i problemi ai rivestimenti refrattari del forno si presentano con una certa regolarità.

La potenza elettrica generata è di circa 9 MW.

Il sistema di abbattimento fumi delle due nuove linee è così composto: denitrificazione SNCR, reattore a semisecco, introduzione di carbone attivo, filtro a maniche, colonna di lavaggio, postriscaldamento (da 55 a 110°C).

La temperatura di filtrazione prevista per il filtro a maniche è di 150 °C. Nella colonna di lavaggio a due stadi viene iniettato il complessante TMT 15.

La Tabella 6.24 riporta le diverse emissioni rilevate sul vecchio impianto e stimate su quello più recente.

Il sistema di denitrificazione termica garantisce una riduzione delle emissioni di ossidi di azoto da 400 a valori inferiori a 120 mg m⁻³, con un dosaggio di ammoniaca (immessa in soluzione al 32%) di 20 kg h⁻¹.

Il consumo di carbone attivo previsto è di circa 7,5 kg h⁻¹, con un dosaggio di 50⁻¹10 mg m⁻³ di fumi. Il consumo di TMT 15 si aggira sui 250 l giorno⁻¹.

Tabella 6.24 Busto Arsizio. Emissioni rilevate nel precedente impianto e stimate in quello recente

INQUINANTE	CONCENTRAZIONI RILEVATE NELLO IMPIANTO PRECEDENTE	CONCENTRAZIONI ATTESE NEL NUOVO IMPIANTO	UNITÀ DI MISURA
Particolato	3	1	mg m ⁻³
HCl	7	5	mg m ⁻³
CO	17	5	mg m ⁻³
SO ₂	20	10	mg m ⁻³
NO _x	280	100	mg m ⁻³
Hg	0,03	0,01	mg m ⁻³
Cd	0,03	0,01	mg m ⁻³
Pb	0,1	0,1	mg m ⁻³
TEQ	0,2	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Como

L'impianto attualmente in funzione consta di due linee, rispettivamente da 110 t giorno⁻¹, risalente al 1989, e da 180 t giorno⁻¹, in servizio dal 1997.

La capacità di smaltimento prevista dal Piano Regionale dei Rifiuti prevede, per la provincia di Como, un tetto massimo di 500 t giorno⁻¹ di rifiuti termodistrutti.

La linea di trattamento fumi attuale è composta da un elettrofiltro con temperatura di filtrazione compresa tra 200 °C e 250 °C, associato ad una colonna di lavaggio finale. Le emissioni risultano al limite dell'Allegato 2 del DM 503/97, mentre l'adeguamento ai termini dell'Allegato 1 è previsto entro la fine del 2005.

La nuova linea fumi comprenderà un filtro a maniche con iniezione a monte di calce e carbone attivo, ed un sistema DeNO_x termico o catalitico (All. tecnico alla delibera autorizzativa regionale del 12/1998).

La Tabella 6.25 riporta il confronto tra le attuali emissioni al camino e i limiti imposti dall'Allegato 1 del DM 503/97.

Tabella 6.25 Impianto di Como. Emissioni attuali e limiti previsti entro il 2005.

INQUINANTE	EMISSIONI RILEVATE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	7	10	mg m ⁻³
HCl	5	10	mg m ⁻³
CO	25	50	mg m ⁻³
SO ₂	53	100	mg m ⁻³
NO _x	275	200	mg m ⁻³
Cd	0,02	0,05	mg m ⁻³
Pb	0,03	0,5	mg m ⁻³
Hg	0,62	0,05	mg m ⁻³
TEQ	4	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Valmadrera _ Lecco

L'impianto situato a Valmadrera (Lc) serve le province di Lecco e Sondrio. L'inceneritore è composto da 2 linee da 120 t g⁻¹ per una potenzialità globale autorizzata di 240 t g⁻¹. La potenza termica generata raggiunge i 26 MWth. Il piano regionale prevede un aumento della potenzialità dell'impianto di incenerimento pari a 400 t d⁻¹, quindi è previsto, nell'ambito dell'adeguamento alle normative vigenti, un potenziamento dell'impianto, al fine di garantire l'autosufficienza e l'interambito con la provincia di Sondrio.

Le due linee attuali sono formate da sistemi di combustione a griglia del tipo a gradini fissi/mobili divise in tre settori: alimentazione, essiccamento/accensione, combustione.

Il trattamento fumi è demandato ad un elettrofiltro per il particolato, con temperatura di filtrazione compresa tra 240 °C e 250 °C, e ad una colonna di lavaggio (wet scrubber), mentre non esiste un sistema di trattamento per gli NO_x. Nella colonna di lavaggio esiste la possibilità di iniettare NaOH per l'abbattimento degli ossidi di azoto.

Le prospettive future sono legate alla necessità di adeguamento all'allegato 1 del DM 503/97. A tal fine, si prevede di ristrutturare una linea ed affiancarla ad un'altra di nuova realizzazione della capacità di 50.000 t anno⁻¹. In particolare, il sistema di abbattimento fumi verrà completamente modificato, con una configurazione finale che utilizzerà un trattamento a secco/umido.

Gli spurghi della colonna verranno inviati ad un impianto di trattamento, mentre è in fase di valutazione la creazione di un impianto di compostaggio per l'umido vagliato in fase di preselezione. In Tabella 6.26 sono indicate le concentrazioni relative all'impianto attuale e quelle attese a ristrutturazione ultimata.

Tabella 6.26 Impianto di Valmadrera. Concentrazioni rilevate nell'impianto esistente e stimate per quello futuro

INQUINANTE	CONCENTRAZIONI RILEVATE NELLO IMPIANTO ESISTENTE (DIAR 1999,B)	CONCENTRAZIONI ATTESE NEL NUOVO IMPIANTO	UNITÀ DI MISURA
Particolato	1	10	mg m ⁻³
HCl	10	10	mg m ⁻³
CO	10	50	mg m ⁻³
SO ₂	15	50	mg m ⁻³
NO _x	200	200	mg m ⁻³
Hg	0,01	0,05	mg m ⁻³
Cd	0,01	0,05	mg m ⁻³
Pb	0,1	0,5	mg m ⁻³
PCDD + PCDF	2000	- -	ng m ⁻³
TEQ	10	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Parona _ Pavia

L'impianto a letto fluido di Parona, entrato in esercizio commerciale definitivo il 1 ottobre 2000, utilizza CDR come combustibile ed è dimensionato per trattare fino a 200.000 t anno⁻¹ di rifiuti. L'impostazione dell'impianto è di tipo integrato, comprendente cioè vari interventi sul rifiuto *tal quale*: separazione dei materiali riciclabili, produzione di CDR, compostaggio della frazione organica umida e generazione di energia tramite combustione del CDR. Una descrizione più accurata del sistema di pretrattamento è contenuta nel Paragrafo 6.4.3.

Tabella 6.27 Impianto di Parona. Prestazioni ambientali durante i test di marzo 2001 – Medie Orarie

INQUINANTE	1° MISURA	2° MISURA	3° MISURA	LIMITI ORARI DI LEGGE	LIMITI GIORNALIERI DI LEGGE	UNITÀ DI MISURA
CO	30	<1	2,0	100	50	mg m ⁻³
Particolato	1,6	1,2	1,9	30	10	mg m ⁻³
COT	3,0	3	2,0	20	10	mg m ⁻³
HCl	2,1	1,9	2,0	40	20	mg m ⁻³
HF	<0,1	<0,1	<0,1	4	1	mg m ⁻³
SO _x	50	20	14	200	100	mg m ⁻³
NO _x	133	138	129	400	200	mg m ⁻³
Cd + Tl	<0,001	<0,001	<0,001	0,05	-	mg

Hg	<0,001	<0,001	<0,001	0,05	-	mg m ⁻³
Sb + Pb + Cu + Sn + Cr	<0,016	<0,014	<0,0016	0,5	-	mg m ⁻³
TEQ	<0,05275	0,04875	-	0,1	-	ng m ⁻³

(fonte: Fava et al. 2001)

La tecnologia di incenerimento impiegata si avvale di un forno a letto fluido ricircolato, caratterizzato da una elevata efficienza di combustione. Anche per questo motivo, la linea di depurazione fumi è relativamente semplice e comprende un reattore a secco con iniezione di calce e carbone attivo, e filtri a maniche per la depolverazione. Al fine di agevolare le reazioni di salificazione nel reattore, a monte dello stesso la temperatura e il grado di umidità dei fumi sono controllati mediante iniezione di acqua nebulizzata in una torre di condizionamento (Fava 1999). É prevista la possibilità di immissione di urea in camera di combustione (870-920°C) per la riduzione degli NO_x, ma i valori di emissione in assenza di sistemi DeNO_x sono comunque al di sotto dei limiti di legge. Questo è possibile grazie alla tipologia di combustione che limita la formazione di ossidi di azoto (Fava 2001).

Corteolona _ Pavia

La costruzione dell'impianto è stata autorizzata di recente. Il combustibile utilizzato è CDR, contraddistinto da un PCI più elevato del RSU tal quale. La tecnologia di combustione utilizzata, consona alle caratteristiche energetiche del materiale, è a letto fluido di tipo bollente. Le ridotte potenzialità previste per l'impianto non giustificano l'impiego a letto ricircolato (*cfr* par. 6.4.3). Una soluzione innovativa adottata nell'impianto in esame è l'immissione di soda all'interno della camera di combustione, al fine di abbattere i gas acidi ad alta temperatura. Oltre a questo, la linea fumi è costituita da: un sistema non catalitico di riduzione degli ossidi di azoto con immissione di ammoniaca, un sistema a secco a bicarbonato per un ulteriore abbattimento dei gas acidi, un'introduzione di carbone attivo, un filtro a maniche finale. La potenzialità dell'impianto è di 200 t d⁻¹ (66000 t anno⁻¹) di CDR.

Tabella 6.28 Impianto di Corteolona. Emissioni attese e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	1	10	mg m ⁻³
HCl	5	10	mg m ⁻³
CO	10	50	mg m ⁻³
SO ₂	3	50	mg m ⁻³
NO _x	150	150	mg m ⁻³
Hg	0,01	0,05	mg m ⁻³
Cd	0,01	0,05	mg m ⁻³
Pb	0,1	0,5	mg m ⁻³
TEQ	0,1	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Cremona

L'impianto di termodistruzione di Cremona, approvato nel 1990 ed entrato in funzione a novembre del 1997, smaltisce i rifiuti provenienti dalle province di Lodi e Cremona. Il materiale conferito viene sottoposto ad una fase di preselezione costituita da deferrizzazione con elettromagneti e vagliatura con fori da 35 mm.

Tale trattamento origina diversi flussi: materiale ferroso da avviare al recupero, intriturbabili e sottovaglio da inviare in discarica, sopravaglio da utilizzare come combustibile nell'impianto.

La combustione dei rifiuti avviene su una griglia mobile del tipo a gradini fissi/mobili e suddivisa in tre moduli. Ogni modulo ha una movimentazione propria e regolabile in funzione della tipologia del rifiuto. La griglia può sostenere la combustione di rifiuti aventi potere calorifico compreso tra 2000 kCal kg⁻¹ e 3500 kCal kg⁻¹.

La linea di trattamento fumi presenta un sistema di riduzione non catalitica (SNCR) con iniezione di urea in camera di combustione, seguito da un ciclone Venturi per una prima depolverazione. Il ciclo prosegue con un sistema a semisecco costituito da un reattore evaporativo ad iniezione di calce, con l'aggiunta di carbone attivo per i microinquinanti, e con un filtro a manica per la depolverazione finale. In ultimo, i fumi in uscita dal filtro a maniche sono inviati ad una colonna di lavaggio a doppio stadio e quindi postriscaldati prima dell'immissione in atmosfera.

La media geometrica dei valori medi giornalieri delle emissioni, per quanto riguarda i macroinquinanti, è riportata in Tabella 6.29, mentre la Tabella 6.30 presenta i dati riferiti alle emissioni di microinquinanti.

Tabella 6.29 Impianto di Cremona. Media dei valori medi giornalieri per i macroinquinanti

INQUINANTE	MEDIA	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	0,9	10	mg m ⁻³
CO	4,6	50	mg m ⁻³
COT	1,7	50	mg m ⁻³
SO ₂	5,1	100	mg m ⁻³
NO _x	148	200	mg m ⁻³
HCl	5,2	20	mg m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Tabella 6.30 Impianto di Cremona. Emissioni di microinquinanti

INQUINANTE	EMISSIONI RILEVATE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Diossine (TEQ)	0,1	0,1	ng m ⁻³
Hg	0,02	0,05	mg m ⁻³
Cd + Tl	0,01	0,05	mg m ⁻³
Pb	0,1	0,5	mg m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Milano _ Silla 2

La potenzialità dell'impianto è fissata in modo tale da garantire per ogni giorno dell'anno una capacità media di smaltimento pari a 1200 t g^{-1} di RSU con PCI fino a $3600 \text{ kCal kg}^{-1}$ alla combustione. La potenzialità giornaliera è stata dimensionata sulla base di un coefficiente pari all'85%, per tenere conto delle fermate per manutenzione programmata e straordinaria. La potenzialità autorizzata tramite accordo con la Provincia di Milano è stata limitata a 900 t g^{-1} .

I rifiuti, convogliati in due fosse di stoccaggio, sono sottoposti a separazione meccanica con vaglio da 60 mm al fine di isolare la frazione secca destinata alla combustione, i materiali ferrosi e la frazione umida, successivamente inviata in discarica o ad altri impianti di trattamento.

L'impianto, articolato su tre linee, utilizza un sistema a griglia orizzontale per un controllo ottimale sull'avanzamento e rimescolamento del rifiuto. La griglia è raffreddata ad aria ma è già predisposta per il raffreddamento ad acqua.

La sezione relativa al recupero energetico si avvale di una turbina a vapore caratterizzata dall'adozione di due corpi con rotori a diverse velocità. Un alternatore interposto tra essi è collegato, tramite riduttore, al rotore di alta pressione e direttamente a quello di bassa pressione (Salimbeni 1999).

La potenza termica generata è pari a 140 MWth. La potenza sviluppata ai morsetti del generatore è di 59 MWe, di cui circa 8 MW destinata agli autoconsumi.

L'efficienza energetica risulta di particolare interesse, con valori che si pongono ai massimi livelli oggi raggiungibili in impianti di incenerimento: il rendimento elettrico lordo raggiunge il 32% e quello netto il 27,6%.

La turbina è inoltre predisposta per l'impianto di teleriscaldamento con produzione di acqua surriscaldata a 120°C , al servizio di una utenza stimata di 100.000 abitanti. Con questo assetto, la potenza elettrica netta scende a 37,5 MW.

La linea di trattamento fumi è composta da un precipitatore elettrostatico a valle del forno per ridurre la concentrazione del particolato, un reattore a secco con immissione di calce e carbone attivo per gas acidi e microinquinanti, e da un filtro a maniche finale. Per il controllo degli ossidi di azoto, è previsto un sistema di riduzione SNCR che consente l'immissione di urea in caldaia a varie altezze.

In questo modo, è possibile iniettare il reagente sempre alla temperatura ottimale, anche in presenza di variazioni delle caratteristiche del rifiuto alimentato (Alberti 2001). La Tabella 6.31 riporta le concentrazioni al camino attese confrontate con i limiti imposti. Le ciminiere, indipendenti, delle tre linee sono alte 120 m e raggruppate in un corpo singolo, questo aumenta la massa termica dei fumi espulsi garantendo agli stessi un innalzamento aggiuntivo.

Tabella 6.31 Impianto Silla 2. Concentrazioni di inquinanti al camino e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	0,3	5	mg m^{-3}
HCl	10	10	mg m^{-3}
CO	12	50	mg m^{-3}
SO ₂	13	50	mg m^{-3}
NO _x	150	200	mg m^{-3}
Hg	0,1	0,05	mg m^{-3}
Cd	0,01	0,05	mg m^{-3}

Pb	0,01	0,5	mg m ⁻³
TEQ	0,1	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Sesto S. Giovanni _ Milano

L'impianto di Sesto risulta fuori servizio dal 1998 per interventi di ristrutturazione. L'assetto definitivo prevede l'articolazione su tre linee, con forni a griglia, per una potenzialità totale di 240 t g⁻¹. La nuova linea di depurazione fumi include, dopo la riduzione termica degli NO_x con urea, l'inserimento di un elettrofiltro seguito da una colonna di lavaggio a due stadi, per un primo abbattimento dei gas acidi. Successivamente, i fumi vengono post-riscaldati ed avviati ad un sistema a secco (calce + carbone attivo), seguito da un filtro a maniche.

In Tabella 6.32 è rappresentato un confronto tra le emissioni attese e i limiti normativi.

Si è quindi prevista l'adozione di un sistema ibrido, con il sistema a secco posto a valle dell'umido: tale soluzione, prevista anche per l'impianto di Bergamo, non appare molto ragionevole in quanto comporta un post-riscaldamento dei fumi uscenti dalla colonna di lavaggio e, soprattutto, rischia di creare problemi gestionali a livello del filtro a maniche (impaccamento). Se si utilizza una buona colonna di lavaggio a doppio stadio con aggiunta di soda, è possibile raggiungere ottime efficienze di rimozione dei gas acidi e del mercurio, rendendo assolutamente ridondante l'introduzione della calce (Giugliano, Grosso Pizzimenti 2000). Per quanto concerne la rimozione dei microinquinanti organici, questa può essere ottenuta mediante additivazione di carbone attivo all'interno del circuito liquido.

Tabella 6.32 Impianto di Sesto S. Giovanni. Concentrazioni di inquinanti al camino e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	1	10	mg m ⁻³
HCl	5	10	mg m ⁻³
CO	15	50	mg m ⁻³
SO ₂	5	50	mg m ⁻³
NO _x	150	200	mg m ⁻³
Hg	0,1	0,05	mg m ⁻³
Cd	0,01	0,05	mg m ⁻³
Pb	0,01	0,5	mg m ⁻³
TEQ	0,1	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Desio

L'impianto di Desio ha una capacità di 240 t g⁻¹ su due linee con forno di combustione a griglia.

La potenza sviluppata è pari a 12000 MWel anno⁻¹ (Malacarne 2001) .

Il sistema di trattamento dei fumi precedente al DM 503/97 comprendeva una colonna di lavaggio per l'abbattimento dei gas acidi e un elettrofiltro per il particolato. In conseguenza alla necessità di adeguamento ai nuovi limiti di emissione è prevista l'aggiunta di un sistema di riduzione non catalitica (SNCR), di un reattore a secco con immissione di bicarbonato e di un filtro a maniche per la depolverazione finale.

La Tabella 6.33 riporta le concentrazioni medie attuali e quelle attese dopo le modifiche previste.

Tabella 6.33 Impianto di Desio. Concentrazioni di inquinanti al camino attuali ed emissioni attese

INQUINANTE	CONCENTRAZIONI MEDIE AL CAMINO	EMISSIONI ATTESE	UNITÀ DI MISURA
Polveri	6	3	mg m ⁻³
HCl	10	5	mg m ⁻³
CO	17	15	mg m ⁻³
NO _x	286	150	mg m ⁻³
SO _x	126	5	mg m ⁻³
Pb	0,3	0,1	mg m ⁻³
Hg	0,03	0,01	mg m ⁻³
Cd	0,03	0,01	mg m ⁻³
PCDD + PCDF		0,1*	ng m ⁻³
TEQ	800*		ng m ⁻³
(*) il fattore di conversione medio TEQ - diossine totali si può assumere pari a 50			

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Abbiategrasso _ Milano

Nel Piano Regionale di smaltimento rifiuti si prevede che l'impianto di Abbiategrasso sia modificato per trattare esclusivamente ROT (Rifiuti Ospedalieri Trattati).

L'impianto originario consta di una linea con forno a tamburo rotante e sistema di abbattimento fumi tramite elettrofiltro più colonna di lavaggio monostadio. Le modifiche già effettuate comprendono l'adozione di un sistema di rimozione dei gas acidi a calce, il dosaggio di carbone attivo e l'inserimento di un filtro a maniche, senza che sia previsto alcun sistema di riduzione degli ossidi di azoto.

La potenzialità autorizzata nel 1999 era di 54 t/g⁻¹, per una quota annuale di 18.000 t, quella prevista a regime è di 50 t/g⁻¹.

La Tabella 6.34 riporta le emissioni attuali e quelle previste dopo la ristrutturazione.

Tabella 6.34 Impianto di Abbiategrasso. Concentrazioni di inquinanti al camino attuali ed emissioni attese

INQUINANTE	CONCENTRAZIONI MEDIE AL CAMINO	EMISSIONI ATTESE	UNITÀ DI MISURA
Polveri	27	3	mg m ⁻³
HCl	22	10	mg m ⁻³
CO	5	5	mg m ⁻³
NO _x	237	200	mg m ⁻³
SO _x	80	15	mg m ⁻³
Pb	1	0,1	mg m ⁻³
Hg	0,05	0,01	mg m ⁻³
Cd	0,05	0,01	mg m ⁻³
PCDD + PCDF	180*	--	ng m ⁻³
TEQ	3,6	0,1	ng m ⁻³
(*) il fattore di conversione medio TEQ - diossine totali si può assumere pari a 50			

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Rovato _ Brescia

L'impianto di Rovato, anch'esso di recente autorizzazione e alimentato a CDR, si avvale di un forno a letto fluido bollente.

La potenzialità prevista è di 18 t h⁻¹, pari a 142650 t anno⁻¹, con un PCI di 15 MJ kg⁻¹.

La linea di depurazione fumi consta di un sistema di abbattimento dei gas acidi a secco con calce, posto a valle di un economizzatore che cede calore all'acqua di alimento del degasatore e di una torre di condizionamento, che raffredda i fumi fino a 130°C. Insieme alla calce, verrà dosato il carbone attivo e i fumi verranno inviati ai filtri a maniche. I consumi previsti sono di 565 kg h⁻¹ di calce e di 10 kg h⁻¹ di carbone attivo.

Tabella 6.35 Impianto di Rovato. Concentrazioni di inquinanti al camino e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	1	10	mg m ⁻³
HCl	10	10	mg m ⁻³
CO	10	50	mg m ⁻³
SO ₂	15	50	mg m ⁻³
NO _x	200	200	mg m ⁻³
Hg	0,01	0,05	mg m ⁻³
Cd	0,01	0,05	mg m ⁻³

Pb	0,1	0,5	mg m ⁻³
TEQ	0,1	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Bergamo

L'impianto attuale ha potenzialità pari a 150 t g⁻¹, ovvero 45000 t anno⁻¹.

L'adeguamento al DM 503/97 prevede la sua trasformazione in impianto a CDR con una potenzialità di 216 t g⁻¹ con PCI pari a 15 MJ kg⁻¹.

Attualmente l'impianto ha due linee con forni a griglia e presenta un sistema di depurazione fumi costituito da un elettrofiltro seguito da una colonna di lavaggio.

La ristrutturazione dell'impianto prevederà invece un'unica linea, con l'inserimento di un sistema di abbattimento delle emissioni ibrido (umido + secco), simile a quello dell'impianto di Sesto S. G., e rimozione termica degli ossidi di azoto (SNCR). La scelta del sistema ibrido deriva dalla volontà di riutilizzare l'elettrofiltro e la colonna di lavaggio esistenti. Il sistema a secco, situato a valle della colonna, richiede un postriscaldamento dei fumi e prevede il dosaggio di calce e carbone attivo, prima dell'immissione in un filtro a maniche finale.

Le emissioni rilevate nel vecchio impianto sono riportate in Tabella 6.36, congiuntamente a quelle stimate per il futuro, dopo la ristrutturazione.

Tabella 6.36 Impianto di Bergamo. Concentrazioni di inquinanti rilevate ed attese

INQUINANTE	CONCENTRAZIONI RILEVATE NEL VECCHIO IMPIANTO	CONCENTRAZIONI ATTESE NEL NUOVO IMPIANTO	UNITÀ DI MISURA
Polveri	7	1	mg m ⁻³
HCl	5	5	mg m ⁻³
CO	10	10	mg m ⁻³
NO _x	372	120	mg m ⁻³
SO _x	110	5	mg m ⁻³
Pb	0,3	0,1	mg m ⁻³
Hg	0,03	0,01	mg m ⁻³
Cd	0,03	0,01	mg m ⁻³
PCDD + PCDF	320*		ng m ⁻³
TEQ		0,1*	ng m ⁻³
(*) il fattore di conversione medio TEQ-diossine totali si può assumere pari a 50			

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Dalmine _ Bergamo

L'impianto di Dalmine ha una potenzialità di 400 t g⁻¹, pari a 132.000 t anno⁻¹, e utilizza due linee con forno a griglia.

Il trattamento degli effluenti gassosi prevede, per ciascuna linea, un sistema a secco con bicarbonato in doppia filtrazione e un reattore catalitico *tail end* per la rimozione degli ossidi d'azoto.

Nel sistema a secco l'introduzione di bicarbonato e carbone attivo avviene separatamente in due reattori operanti a temperature differenti, con un economizzatore per un ulteriore recupero termico. In particolare il reattore del bicarbonato opera a 200°C mentre quello con il carbone opera a 150°C, con benefici effetti sul processo di adsorbimento dei microinquinanti.

Il postriscaldamento dei fumi uscenti dal filtro a maniche, fino alla temperatura di funzionamento del sistema SCR (circa 260°C), avviene tramite rigenerazione interna dei fumi uscenti (con uno scambiatore fumi/fumi), quindi attraverso un bruciatore a metano. Con un dosaggio di 35 kg h⁻¹ (su una portata di fumi pari a circa 50000 m³ h⁻¹) di una soluzione di ammoniacale al 35%, si possono ottenere concentrazioni in uscita di ossidi di azoto minori di 40 mg m⁻³.

Il costruttore garantisce le concentrazioni all'emissione riportate in Tabella 6.37, i limiti imposti sono quelli dell'All.1 del DM 503/97.

Tabella 6.37 Impianto di Dalmine. Concentrazioni di inquinanti al camino e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Polveri	1	10	mg m ⁻³
HCl	3	10	mg m ⁻³
CO	5	50	mg m ⁻³
NO _x	40	200	mg m ⁻³
SO _x	3	50	mg m ⁻³
Pb	0,1	0,5	mg m ⁻³
Cd	0,01	0,05	mg m ⁻³
Hg	0,01	0,05	mg m ⁻³
TEQ	0,01	0,1	ng m ⁻³

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Brescia

L'impianto di Brescia è progettato per trattare fino a circa 500.000 t anno⁻¹ di RSU con potere calorifico compreso tra 9 MJ kg⁻¹ e 14 MJ kg⁻¹.

La potenzialità autorizzata è di 1100 t g⁻¹ con una capacità di smaltimento che, nell'ipotesi di un funzionamento a regime del 90% annuo, si attesta sulle 363000 t anno⁻¹.

L'impianto è costituito da due linee con forno a griglia.

Il sistema di trattamento fumi adottato utilizza l'iniezione di urea in camera di combustione (SNCR) per il controllo degli ossidi di azoto, l'aggiunta di calce e carbone attivo per l'assorbimento dei gas acidi e l'adsorbimento dei microinquinanti, e un successivo filtro a maniche. La temperatura ottimale per il completamento delle reazioni di assorbimento (circa

135°C) viene raggiunta e regolata grazie all'inserimento di un economizzatore in acciaio al carbonio a valle della caldaia.

Nelle Tabella 6.38 e Tabella 6.39 sono rappresentate, rispettivamente, le medie sulle due linee dei rilevamenti in continuo relative al 1999 per i macroinquinanti, e i dati globali di emissione dei microinquinanti. I valori di emissione relativi agli ossidi di azoto sono estremamente bassi se si tiene conto che non si adotta un sistema di riduzione catalitica. Occorre però considerare che il valore medio delle fughe di ammoniaca su entrambe le linee sfiora i 9 mg m^{-3} . Questo deriva dal fatto che, per raggiungere elevate efficienze di rimozione degli NO_x attraverso l'SNCR, è necessario aggiungere alti eccessi di reagente in camera di combustione, con un conseguente aumento della concentrazione di ammoniaca nei fumi.

L'emissione di ammoniaca può essere limitata con l'aggiunta in posizione *tail end* di una colonna di lavaggio (di fatto comune negli impianti più recenti). L'alternativa impiantistica coincide, come già detto, con l'adozione di un sistema catalitico SCR.

Per quanto concerne i gas acidi, le concentrazioni, pur essendo al di sotto dei limiti di legge, sono superiori rispetto a quanto ottenibile con sistemi a bicarbonato o ibridi.

Tabella 6.38 Impianto di Brescia. Medie giornaliere delle emissioni di macroinquinanti relative all'anno 1999.

INQUINANTE	LINEA 1 MEDIA GIORNALIERA EMISSIONI	LINEA 2 MEDIA GIORNALIERA EMISSIONI	LIMITI MEDIA GIORNALIERA EMISSIONI	UNITÀ DI MISURA
Polveri	0,2	0,2	30	mg m^{-3}
HCl	13,3	13,6	20	mg m^{-3}
CO	11,0	15,2	50	mg m^{-3}
NO_x	74,7	76,2	200	mg m^{-3}
SO_x	14,2	13,3	100	mg m^{-3}
COT	0,6	0,7	10	mg m^{-3}

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Tabella 6.39 Impianto di Brescia. Emissioni rilevate di microinquinanti

INQUINANTE	EMISSIONI RILEVATE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Diossine (TEQ)	0,1	0,1	ng m^{-3}
Hg	0,01	0,05	mg m^{-3}
Cd + Tl	0,01	0,05	mg m^{-3}
Pb	0,1	0,5	mg m^{-3}

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Lonato _ Brescia

La regione Lombardia ha recentemente autorizzato la realizzazione a Lonato di un inceneritore alimentato a CDR.

L'impianto di Lonato è costituito da due forni a griglia e prevede una portata massima globale, con PCI pari a 15MJ kg^{-1} (minimo di legge¹ per il CDR), di 45 t h^{-1} , per un totale di $396.000\text{ t anno}^{-1}$.

Il sistema di depurazione fumi prevede, per ciascuna linea, un sistema di abbattimento termico degli NO_x con un reagente non specificato tra urea e ammoniaca. A valle dell'ultimo recuperatore di energia è previsto un primo stadio di filtrazione (elettrofiltro), cui fa seguito il sistema di abbattimento dei gas acidi, presumibilmente a bicarbonato (anche se una decisione definitiva in tal senso non è stata ancora comunicata) con aggiunta di carbone attivo; quindi la filtrazione finale, con filtro a maniche. Il dosaggio di reagenti previsto è di 770 kg h^{-1} di NaHCO_3 e di 30 kg h^{-1} di carbone attivo.

Tabella 6.40 Impianto di Lonato. Concentrazioni di inquinanti al camino e limiti imposti

INQUINANTE	EMISSIONI ATTESE	LIMITI IMPOSTI	UNITÀ DI MISURA
Particolato	1	10	mg m^{-3}
HCl	5	10	mg m^{-3}
CO	10	50	mg m^{-3}
SO_2	3	50	mg m^{-3}
NO_x	150	200	mg m^{-3}
Hg	0,01	0,05	mg m^{-3}
Cd	0,01	0,05	mg m^{-3}
Pb	0,1	0,5	mg m^{-3}
TEQ	0,1	0,1	ng m^{-3}

(fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

¹ DM 5/2/98

6.7.3 L'impianto di Trezzo sull'Adda

Conferimento e stoccaggio rifiuti

La potenzialità autorizzata è di 400 t giorno⁻¹ di rifiuti solidi urbani e assimilabili agli urbani con un PCI minore di 3.200 kCal kg⁻¹ e, in aggiunta, di 100 t giorno⁻¹ di *bricchette* con PCI di circa 4.200 kCal kg⁻¹, prodotte e stoccate nei pressi dello stesso impianto.

Una volta esaurito l'apporto delle bricchette, l'impianto è autorizzato a trattare il materiale in arrivo per una quantità massima di 400 t giorno⁻¹. Considerando un fattore di utilizzo annuale pari al 90%, il periodo di funzionamento risulta essere di 330 giorni, con una quantità di materiale trattato così stimabile:

- 132.000 t anno⁻¹ di RSU
- 33.000 t anno⁻¹ di bricchette

La fossa di stoccaggio dei rifiuti presenta un volume pari a circa 4.100 m³. Il dimensionamento appare adeguato considerando che esso deve permettere il funzionamento in continuo dei forni anche in presenza di eventuali problemi nel conferimento dei rifiuti (festività a ridosso dei fine settimana, scioperi, etc.). In questo senso la capacità della fossa dovrebbe essere in grado di garantire una autonomia di 8 giorni, più che sufficiente in caso di rari, ma pur sempre possibili, interruzioni della raccolta RSU..

Di norma, le fosse sono impermeabilizzate. Per quanto riguarda l'impianto di Trezzo, sebbene non compaiano informazioni riguardo tali interventi, nello SIA si fa riferimento alla presenza di una elettropompa sommersa per il pompaggio dell'eventuale percolato prodotto.

In realtà, mentre la produzione di percolato da parte dei rifiuti stoccati è per lo più estremamente limitata, esistono problematiche, quali la risalita della falda, che pur avendo ridotte probabilità di accadimento potrebbero creare seri inconvenienti ad una fossa non perfettamente isolata.

Il conferimento del materiale mediante automezzi avviene attraverso il passaggio in un'avanfossa, un'area isolata sia dall'ambiente esterno che dalla fossa vera e propria da portoni automatici. Questo, unitamente alla depressione generata nella fossa dall'aspirazione dell'aria verso il forno di combustione, dovrebbe limitare l'emissione di odori all'esterno. A tal riguardo si può aggiungere, comunque, che l'afflusso continuo degli automezzi in realtà potrebbe obbligare il portone esterno a rimanere aperto a lungo, eventualmente riducendone l'efficacia.

Combustione rifiuti

Lo smaltimento avverrà attraverso due linee uguali di capacità pari a 250 t giorno⁻¹. Entrambe utilizzano, per la combustione dei rifiuti, forni a griglia mobile raffreddata ad acqua.

La tecnologia utilizzata per l'incenerimento appare perfettamente in linea con lo stato dell'arte attuale per gli impianti di più recente costruzione o ristrutturazione della Regione Lombardia.

In realtà, per quanto riguarda specificatamente l'utilizzo di un sistema di raffreddamento ad acqua della griglia, l'impianto di Trezzo è il primo impianto in Italia a dotarsi di tale tecnologia. Alla base della sua utilità vi è una diminuzione dell'usura dei barrotti in conseguenza della temperatura più bassa raggiunta sulla superficie degli stessi, e la possibilità di trattare materiale a più elevato PCI (3.000 kCal kg⁻¹ – 4.000 kCal kg⁻¹). Ne deriva una maggiore flessibilità di utilizzo, anche in considerazione di un incremento fisiologico del PCI dei rifiuti (aumento

consumi, recupero dell'umido, etc.) e ad una legislazione comunitaria apparentemente sempre più orientata al CDR.

L'impiego di griglie ad acqua permette inoltre di svincolare la portata d'aria primaria immessa sottogriglia dalle funzioni di raffreddamento della stessa. In questo modo, con un afflusso di aria primaria in quantità substechiometrica, è possibile gassificare il rifiuto sulla griglia e completare la combustione con l'aria secondaria. Il processo di termodistruzione così condotto dovrebbe portare ad una riduzione nella produzione di ossidi di azoto (Basaldella 2000).

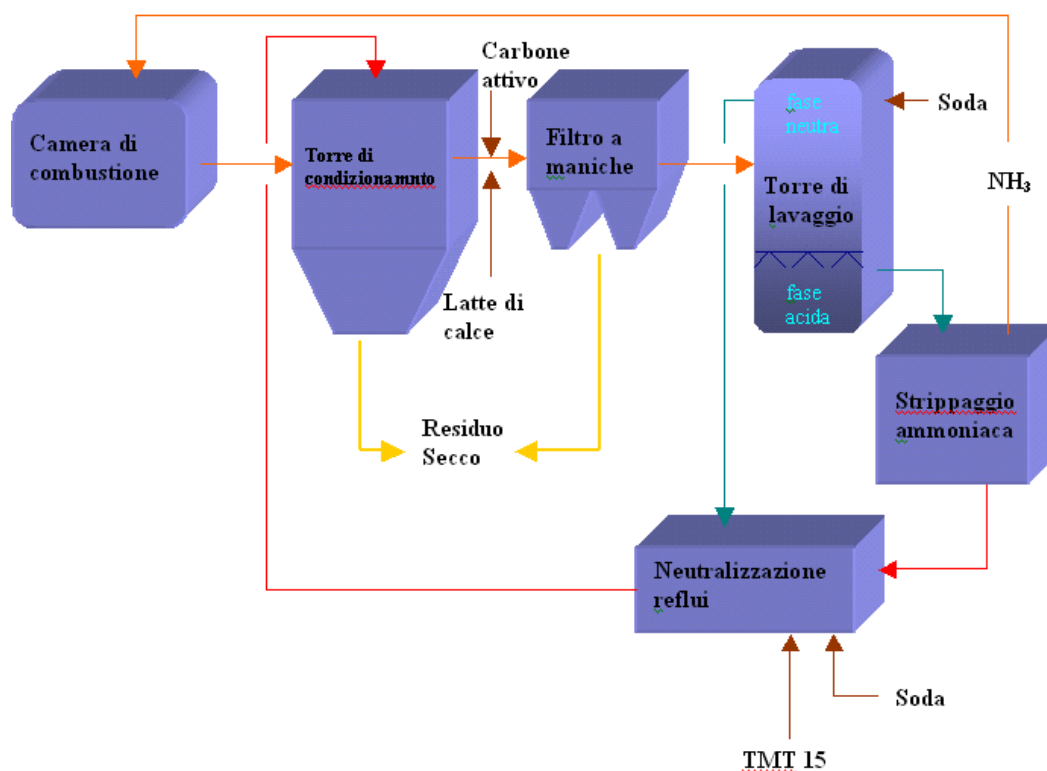
Depurazione fumi

La linea di trattamento fumi dell'impianto di Trezzo è costituita da una torre evaporativa ad acqua seguita da un sistema a secco (reattore ad assorbimento e filtro a maniche) e da una colonna di lavaggio finale. Si tratta di un sistema *ibrido* come illustrato al Paragrafo 0.

Il reattore a secco per l'assorbimento dei gas acidi utilizza calce come reagente, con l'aggiunta di latte di calce di ricircolo dalla colonna di lavaggio per evitare residui liquidi. Il flusso di gas viene quindi avviato al filtro a maniche, previa immissione di carbone attivo per l'adsorbimento dei microinquinanti organici e inorganici. Il trattamento ad umido della colonna di lavaggio prevede due stadi: acido per la rimozione di HCl, HF e ammoniaca, e neutro per l'assorbimento di SO₂ attraverso l'addizione di soda caustica.

La Figura 6.20 a mostra uno schema sintetico della linea descritta.

Figura 6.20 Schema riepilogativo del sistema di trattamento fumi dell'impianto di Trezzo sull'Adda



Gli spurghi, provenienti dalla sezione acida e contenenti eccessi di ammoniaca, sono avviati ad una colonna di strippaggio a vapore dove la stessa ammoniaca è rimossa dal refluo e in seguito reimpressa nel forno.

I residui liquidi formati essenzialmente da latte di calce vengono quindi stoccati in un serbatoio comune per essere poi iniettati nel reattore a secco.

Questo sistema permette di ricircolare gli spurghi della torre di lavaggio, in linea con alcune tendenze normative che impongono l'assenza di scarichi liquidi dal trattamento complessivo delle emissioni.

Al fine di non riportare nella linea di trattamento fumi gli inquinanti inorganici presenti nei reflui liquidi, si addiziona a questi ultimi un composto chiamato TMT 15 (un solfuro organico di precipitazione). Esso ha la proprietà di reagire con i clorocomplessi del mercurio e con i metalli pesanti formando composti estremamente stabili anche a temperature di 180°C–250°C. In questo modo i metalli reimpressi nel reattore a secco non vaporizzeranno e verranno raccolti nel filtro a maniche.

La possibilità di avere una colonna di lavaggio finale senza gli aspetti, per certi versi notevolmente problematici, legati allo smaltimento di effluenti liquidi, risulta fondamentale nel controllo degli NO_x. In questo modo, infatti, è possibile operare con elevati eccessi di reagente, ottenendo sensibili riduzioni degli ossidi d'azoto; le fughe di ammoniaca derivanti da tale sovradosaggio vengono rimosse quasi completamente dalla colonna di lavaggio, a causa dell'elevata solubilità in acqua di tale composto. Questa possibilità è confermata dai risultati forniti dall'impianto di Busto Arsizio (simile per quanto riguarda questo aspetto a quello di Trezzo) che riesce in tal modo a mantenere le emissioni di NO_x al di sotto della soglia di 120 mg m⁻³ (media giornaliera).

Può essere interessante a questo punto confrontare le prestazioni previste per l'impianto di Trezzo sull'Adda con quelle relative all'impianto di Dalmine. Esso infatti è dotato di una tecnologia di controllo delle emissioni in larga parte coincidente con quanto definito come MTD (Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000) nel Paragrafo 5.5.6. Il confronto è reso ancor più interessante dal fatto che le due realizzazioni presentano dimensioni simili.

Come si può notare dai dati riportati in Tabella 6.41, a fronte di un investimento per energia elettrica prodotta sostanzialmente identico, le prestazioni delle emissioni dell'impianto di Dalmine appaiono generalmente superiori, a testimonianza dell'applicabilità e dell'efficienza della MTD.

Resta da aggiungere, in ogni caso, che l'efficienza della linea di trattamento fumi dell'impianto di Trezzo si pone, all'interno del panorama regionale, come una delle più elevate.

Questo emerge chiaramente dal raffronto tra i livelli emissivi degli impianti lombardi di più recente realizzazione presentato in Tabella 6.42, e, con ancor più evidenza, dall'analisi delle emissioni relative ai vecchi impianti, ora in via di adeguamento o dismissione).

Tabella 6.41 Confronto tecnico-economico tra gli impianti di Trezzo sull'Adda e Dalmine

PARAMETRI TECNICI ⁽¹⁾	IMPIANTI	
	TREZZO SULL'ADDA	DALMINE
N° linee	2	2
Potenzialità smaltimento	165.000 t anno ⁻¹	132.000 t anno ⁻¹
Produzione lorda energia elettrica	19,5 MWel	15,3 MWel
Rendimento termoelettrico della produzione di energia elettrica	23,6 %	27,3 %
Investimento attualizzato	135 ^(*) mld	100 mld.
Costo investimento per MWel prodotto	6,92 ^(*) Lit MWel ⁻¹	6,53 Lit MWel ⁻¹
EMISSIONI ⁽²⁾		
Particolato mg m ⁻³	1	1
HCl mg m ⁻³	5	3
CO mg m ⁻³	10	5
SO ₂ mg m ⁻³	5	3
NO _x mg m ⁻³	100	40
Hg mg m ⁻³	0,1	0,01
Cd mg m ⁻³	0,01	0,01
Pb mg m ⁻³	0,01	0,1
TEQ ng m ⁻³	0,1	0,01
(*) costo stimato in quanto il fornitore lo ha considerato riservato		

(1) (fonte: Carminati 2000)

(2) (fonte: Giugliano, Grosso, Pizzimenti 2000)

Tabella 6.42 Confronto dei valori emissivi misurati o attesi negli impianti nuovi vecchi o previsti in Lombardia

Inquinante	Impianti previsti							Impianti Nuovi già in funzione						Impianti vecchi			
	Trezzo	Dalmine	Bergamo	Corteolona	Rovato	Lecco	Lonato	Silla2	Parona	Busto	Cremona ⁽²⁾	Brescia ⁽²⁾	Sesto	Lecco ⁽¹⁾	Abbiateg	Desio	Como ⁽¹⁾
Polveri mg m ⁻³	1	1	1	1	1	3	1	0,3	3	1	0,9	0,2	1	13	3	3	7
HCl mg m ⁻³	5	3	5	5	10	5	5	10	7	5	5,2	13,6	5	8	10	5	5
CO mg m ⁻³	10	5	10	10	10	8	10	12	4	5	4,6	15,2	15	8	5	15	25
NO _x mg m ⁻³	100	40	120	150	200	150	150	150	120	100	148	76,2	150	305	200	150	275
SO _x mg m ⁻³	5	3	5	3	15	3	3	13	2	10	5,1	13,3	5	38	15	5	53
Pb mg m ⁻³	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,01	0,25	0,1	0,1	0,03
Cd mg m ⁻³	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,1	0,01	0,01	0,002	0,01	0,01	0,01	0,01	0,024	0,01	0,01	0,02
Hg mg m ⁻³	0,1	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,1	0,01	0,01	0,02	0,01	0,1	0,036	0,01	0,01	0,62
TEQ ng m ⁻³	0,1	0,01	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	10	0,1	0,1	4

(1) emissioni rilevate prima dell'adeguamento ai limiti dell'Allegato 1 del DM 503/97, previsto entro il 2005

(2) emissioni rilevate

Bibliografia

- Addink R. *et al.* 1990. Surface catalyzed formation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans during municipal waste incineration. In *Chemosphere*, 20.
- Alberti D. 2001. Comunicazione personale. AMSA_Silla 2, Figino.
- Basaldella P. 2000. Processi e tecnologie per la combustione dei rifiuti solidi urbani. In *Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani*. 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 29 maggio – 1 giugno 2000, 315-316.
- Berbenni P., Nobili F. 1997. Tecniche di inertizzazione dei terreni contaminati. In *Trattamento e recupero dei terreni contaminati*, Politecnico di Milano, ANDIS, 3-8.
- Bianchini A., Sacconi C. 2001. Trattamento a caldo delle emissioni di fumo da inceneritore di rifiuti urbani. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 365-374.
- Boos, R. *et al.* 1992. PCDD and PCDF destruction by a SCR unit in a municipal waste incinerator. In *Chemosphere*, 25, 375-382.
- Boscak V., Andersen H.B. 2000. New development in emission control from waste-to-energy plants. In *Innovation in waste management vol. 2*. Proceedings of the IV European Waste Forum, C.I.P.A. Editions, Milano 30 novembre – 1 dicembre 2000, 213-231.
- Botta D. 1999. Idee fondamentali nella combustione. In *Tecnologia e Chimica applicate alla tutela dell'Ambiente*, Politecnico di Milano, Dipartimento di chimica.
- Botta D. 1999. Contaminazione con diossina degli erbicidi e dei preservativi del legno. In *Integrazione al corso di chimica applicata alla tutela ambientale*. Politecnico di Milano, dipartimento di Chimica.
- Brunner M. 1993. Operating experiences with plants conforming to the 17th Federal Immission Control Act (17th BImSchV). In *Intern. Journal of Power Plant and Technology*, 7(93), 1-8.
- Campione *et al.* 2001. Studio di fattibilità per il teleraffrescamento dai rifiuti urbani. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 385-393.
- Carli A., Perego G. 2001. esperienze di applicazione della tecnologia DeNOx SCR nel settore dei rifiuti solidi urbani ed industriali. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 457-463.
- Carminati A. 2000. Spese di investimento relative agli impianti di termocombustione di rifiuti solidi. In *Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani*. 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 29 maggio – 1 giugno 2000, 381-392.

- Cernuschi S. 1999. Il controllo delle emissioni atmosferiche da impianti di termodistruzione di rifiuti. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Cernuschi S. 2000. Processi e tecnologie per il controllo delle emissioni atmosferiche da impianti di termodistruzione di rifiuti. In *Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani*. 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 29 maggio – 1 giugno 2000, 440-441.
- Cernuschi S., Grosso M., Pizzimenti E. 2000. Tecnologie di controllo delle emissioni. In *I riferimenti per la miglior tecnologia disponibile nell'incenerimento dei rifiuti solidi urbani*, Rapporto Finale, Politecnico di Milano, D.I.I.A.R., giugno 2000.
- Cheremisinoff P. 1992. *Waste Incineration Handbook*, Butterworth-Heinemann Ltd, Linacre House, Jordan Hill, Oxford.
- Conca M. 2001. L'incenerimento dei rifiuti urbani e il gas naturale. In *La rivista dei combustibili*
- Consonni S. 1996. Il ruolo del recupero energetico nello smaltimento dei rifiuti solidi urbani e industriali: situazione attuale e prospettive nel contesto internazionale. In *Generazione di energia elettrica e cogenerazione da rifiuti solidi urbani, rifiuti industriali e biomasse*, Corso di Istruzione Permanente, Politecnico di Milano, Dip. di Energetica, 1-4 luglio 1996.
- Consonni S. 1999. Tecnologie del recupero di energia. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Consonni S. 2000. Il recupero di energia da rifiuti solidi urbani. In *Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani*. 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 29 maggio – 1 giugno 2000, 321-370.
- Della Rocca C. 2001. I processi e le tecnologie di gassificazione delle biomasse e dei rifiuti solidi. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 523-533.
- DIIAR 1999B. Impatti attesi sulla qualità dell'aria dall'adeguamento del polo di termoutilizzazione di rifiuti di Valmadrera. *Rapporto interno*. DIIAR, Politecnico di Milano.
- Dinale O., Sciubba E. 1991. L'incenerimento in letto fluido dei rifiuti solidi urbani ed industriali. In *Energia e materie prime*, 78, 1991.
- Fava A. 1999. l'impianto a letto fluido di Parona. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Fava A. 2001. Termovalorizzazione energetica dei RSU: l'esperienza operativa di Lomellina Energia. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 375-383.

- Fell H. et al. 1998. Removal of dioxins and furans from flue gases by non flammable adsorbents in a fixed bed. In *Chemosphere*, 37, 2327-2334.
- Ghezzi U. 1999. Tecnologie correnti della combustione dei rifiuti. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Giugliano et al. 1991. Il flusso dei residui e dei metalli pesanti nell'incenerimento di rifiuti solidi. In *Ingegneria ambientale*, 20, 2, 114-124.
- Giugliano M. 1999. le emissioni atmosferiche da processi di termodistruzione dei rifiuti. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Gullet et al. 1992. Effect of sulfur dioxide on the formation mechanism of polychlorinated dibenzodioxin and dibenzofuran in municipal waste combustors. In *Environmental Science Technology*, 23, 7, 831-840.
- Hunsinger et al. 1996. Experiences gained from the sampling of chlorine aromatics in the raw gas of waste incineration plants. In *Chemosphere*, 32, 109-118
- Hutzinger O., Fiedler P. 1994. Sources of dioxins to environmental impact and human exposure. In *Incineration of hazardous waste 2*, Gordon & Breach Science Publishers.
- Karamanov A., Piscella P., Pelino M. 2000. Glass and glass-ceramics from MSW incinerator ashes. In *Innovation in waste management Vol II*. Proceedings of the IV European Waste Forum, C.I.P.A. Editions, Milano 30 novembre–1 dicembre 2000, 213-231.
- Linak W. L. et al. 1993. Toxic metal emission from incineration mechanism and control. In *Progress Energy Combust Science*, 19.
- Lindquist O. 1995. Waste incineration. In *Proc. 10th World Clean Air Congress*, Helsinki, 28 maggio-2 giugno.
- Malacarne 2001. Comunicazione personale. *Consorzio Nord Milano*, Desio.
- Mangalardi et al. 1997. Sulle possibilità di impiego di ceneri volanti RSU pretrattate per la formulazione di cementi da miscela. In *Congresso ANDIS*, Ravello 3–7 giugno, Tema F, 464–471.
- Mariani E. 1992. Incenerimento. In *Enciclopedia italiana Treccani*, Roma, 1992.
- Marklund, Fangmark & Rappe 1992. Formation and degradation of chlorinated aromatic compounds in an air pollution control device for MSW combustor. In *Chemosphere*, Vol. 25, 139-142.
- Masi S. et al. 2001. La valorizzazione energetica dei rifiuti solidi urbani: influenza delle operazioni di vagliatura delle frazioni indifferenziate. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 335-344.

- Nymann I. 1999. Recupero di Energia dalla combustione dei rifiuti solidi nei paesi Nordici. In *Tecnologie di utilizzo e smaltimento dei rifiuti solidi urbani*, Facoltà di ingegneria di Genova, Villa Cambiaso, 28 ottobre 1999.
- Osada Y. *et al.* 1998. Behaviour of PCDD/Fs homologues at inlet/outlet baghouse under stable MSW combustion. In *Organohalogen Compounds*, 36, 249-252.
- Pinzone G. 2000. Andamento quantitativo e qualitativo nella produzione di rifiuti solidi urbani in Italia e nel mondo. In *Gestione integrata dei rifiuti solidi urbani*. 50° Seminario di aggiornamento in Ingegneria Sanitaria-Ambientale, Milano, 29 maggio – 1 giugno 2000, 70-72.
- Pittaluga *et al.* Sistemi di abbattimento degli inquinanti atmosferici. In *Re-Source*. <http://www.ingegneria.unige.it/oldweb/Resource/HOME.HTM>.
- Ruokojarvi P. *et al.* 1998. Effects of gaseous inhibitors on PCDD/F formation. In *Environmental Science and Technology*, 32, 3099-3103.
- Salimbeni D. 1999. Impianto di termoutilizzazione di RSU – Silla 2. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999.
- Sierhuis *et al.* 1996. PCDD/F emissions related to the operating conditions of the flue gas cleaning system of MWI-Amsterdam. In *Chemosphere*, Vol. 32, N° 1, 159-168.
- Shin D. *et al.* 1998. The effects of operating conditions on PCDD/Fs emission in municipal solid waste incinerators: stack gas measurements and evaluation of operating conditions. In *Organohalogen Compounds*, 36, 143-146.
- Silvestroni P. 1989. Combustioni. In *Fondamenti di chimica*, Veschi editoriale, Milano, 706-709
- Siret B. *et al.* 1997. A new wet scrubbing technology for control of elemental (metallic) and ionic mercury emissions. In *1997 Int. Incineration Conference*, University of California, San Francisco (U.S.A.), 6-10 maggio, 821-824.
- Takacs L. 1993. Development of the ammonia injection technology (AIT) for the control of PCDD/PCDF and acid gases from municipal solid waste incinerators. *J. Air and Waste Mang. Assoc.*, 43, 889-897.
- Tuppurainen *et al.* 1998. Formation of PCDDs and PCDFs in municipal waste incineration and its inhibition mechanisms: a review. In *Chemosphere*, 7, 1493-1511.
- U.S. EPA 1987. National Dioxin Study Tier 4 – Combustion Sources: Engineering Analysis Report. In *EPA – 450/4-84-014h*. Research Triangle Park, North Carolina, Environmental Protection Agency.
- Williams P. T. 1994. Pollutants from incineration: an overview in *Waste Incineration and Environment. Issue in Environment Science & Technology 2*, Hester & Harrison Edts., Royal Society of Chemistry, Cambridge, UK.

- Zagaroli M., De Stefanis P. 1996. Produzione ed utilizzo di RDF. In *Tecnologie di termodistruzione: condizioni di esercizio e recupero energetico*. ENEA, Dipartimento Ambiente, 3-4.
- Zannier S. 1999. Problematiche e stato dell'arte degli impianti con combustore a griglia. In *termoutilizzazione di rifiuti solidi urbani: tecnologie, prestazioni, impatto ambientale, esperienze*, Corso di Aggiornamento, Politecnico di Milano, 14 – 17 giugno 1999, 3-5.
- Zannier S. 2001. Comparazione tra sistemi di recupero energetico dalla combustione di RSU o di CDR. In *Utilizzazione termica dei rifiuti – Relazioni Tecniche*. 3° Convegno Nazionale, Abano Terme, 31 maggio – 1 giugno, 139-148.