

Politecnico di Torino

Facoltà di Ingegneria

Corso di Laurea Magistrale in Ingegneria per l'Ambiente ed il Territorio



Tesi di Laurea Magistrale

Valutazione delle emissioni gassose dagli impianti di incenerimento degli RSU

Relatore:

Prof. Deborah Panepinto

Candidato:

Giovanni Gheller

Novembre 2020

Indice

Introduzione	1
1. Struttura del termovalorizzatore analizzato	4
1.1. Descrizione dell'impianto	6
1.2. Il processo di smaltimento rifiuti e la valorizzazione dell'energia	8
1.2.1. Input di processo	8
1.2.2. Trasformazione dei rifiuti: la combustione.....	10
1.2.3. Output di processo.....	12
2. La termovalorizzazione in Italia ed in Europa	18
2.1. Il contesto europeo.....	18
2.2. L'incenerimento dei rifiuti in Italia	21
2.3. Il quadro normativo e legislativo vigente	23
2.3.1. Normative e direttive comunitarie	23
2.3.2. Normative a livello italiano.....	26
2.4. Autorizzazioni e certificazioni ambientali	31
3. Le emissioni di mercurio	34
3.1. Proprietà fisiche e chimiche del mercurio	34
3.2. Fonti emmissive naturali ed antropiche.....	36
3.3. Emissioni a livello globale ed europeo	40
3.4. Il mercurio nei rifiuti	43
3.4.1. Il comportamento del mercurio nel processo di incenerimento.....	46
3.5. Le anomalie emmissive di mercurio dell'impianto analizzato.....	49
3.5.1. Sistema di monitoraggio delle emissioni di mercurio.....	50
3.5.2. Analisi quantitativa dei superamenti del limite normativo	54
4. Metodi di abbattimento degli inquinanti presenti nei fumi di combustione	58
4.1. Controllo e gestione delle emissioni atmosferiche	58
4.1.1. Filtrazione del particolato	59
4.1.2. Rimozione dei gas acidi	63
4.1.3. Rimozione degli ossidi di azoto.....	67
4.1.4. Rimozione dei micro-inquinanti.....	70

4.2. Tecnologie utilizzate dall'inceneritore analizzato	73
4.2.1. Elettrofiltro	74
4.2.2. Reattore a secco	75
4.2.3. Filtro a maniche	76
4.2.4. Reattore catalitico SCR	77
4.3. Temperature di processo	79
5. La rimozione del mercurio dalle correnti gassose	81
5.1. Analisi della collocazione dei dispositivi e delle modalità di campionamento	81
5.1.1. Soluzioni sperimentali	82
5.1.2. Esperimento dimostrativo	84
5.2. Valutazione dell'influenza dei parametri di processo sul rapporto di riduzione del mercurio	88
5.2.1. Esperimenti dimostrativi	88
5.2.1.1. Effetto della posizione di alimentazione del carbone attivo	90
5.2.1.2. Effetto della temperatura dei fumi	91
5.2.1.3. Effetto della pressione differenziale	92
5.2.1.4. Effetto della concentrazione di mercurio in ingresso	93
5.2.1.5. Determinazione del valore teorico del rapporto di riduzione di Hg mediante regressione multipla lineare	94
5.2.2. Conclusioni	97
5.3. Valutazione economica dell'iniezione di carbone attivo	97
5.4. Materiali adsorbenti innovativi	101
5.4.1. Polimeri compositi GoreTM	101
5.4.2. TOXECON IITM	102
6. Conclusioni	106
Bibliografia	108
Allegati	110
Allegato A1.1. Analisi merceologiche Amiat Spa	110
Allegato A2.1. Bilanci di massa del mercurio nel sistema di abbattimento	115
Allegato A2.1.1. Linea 2	116
Allegato A2.1.2. Linea 3	118

Allegato A3.1. Confronto tra le emissioni di mercurio a camino ed il flusso di carbone attivo iniettato	121
Allegato A3.1.1. Linea 1	122
Allegato A3.1.2. Linea 2	125
Allegato A3.1.3. Linea 3	127

Introduzione

A partire dall'ultimo secolo, l'uomo ha iniziato ad esercitare una crescente influenza sul clima e sulla variazione della temperatura terrestre, principalmente attraverso attività quali la deforestazione, la combustione di risorse fossili e l'attività industriale.

Tali azioni hanno portato ai cambiamenti climatici, intesi come variazioni del clima della Terra, per cause antropiche e naturali, a diverse scale temporali (regionale, continentale, emisferica e globale) e storico-temporali (decennale, secolare, millenaria) di uno o più parametri ambientali e climatici nei loro valori medi (temperatura, precipitazioni e distribuzione e sviluppo di piante ed animali).

Gli effetti prodotti dai cambiamenti climatici hanno contribuito non solo allo scioglimento dei ghiacci, all'alterazione del regime delle alluvioni e all'innalzamento dei mari, bensì anche al deterioramento della qualità dell'acqua e soprattutto dell'aria. Si tratta quindi di conseguenze dirette ed indirette che interessano l'intero sistema ambientale e i comparti di cui si compone: l'acqua, il suolo e l'aria.

In particolare, con riferimento al comparto aria, le attività antropiche aggiungono elevate quantità di gas serra a quelle naturalmente presenti nell'atmosfera, incrementando l'effetto serra naturale e determinando così il progressivo aumento della temperatura terrestre globale. Oltre alla produzione eccessiva di gas serra, un contributo rilevante all'alterazione della qualità dell'aria è rappresentato dall'emissione di sostanze inquinanti e tossiche nell'ambiente. Alcune di queste sostanze sono difficilmente degradabili e persistono a lungo, possono accumularsi a grande distanza dai luoghi di emissione, oppure concentrarsi nei tessuti adiposi dell'uomo o di animali che si trovano al vertice della catena alimentare. A livello europeo, come riportato dall'*Agenzia Europea dell'Ambiente (AEA)*, desta particolare preoccupazione il progressivo aumento della quantità di mercurio nell'ambiente, poiché elemento altamente tossico.

In questo contesto si inserisce il presente lavoro di tesi, il cui scopo è quello di descrivere la struttura di un impianto di incenerimento di rifiuti solidi urbani ed analizzare le emissioni anomale di mercurio in forma gassosa. Per fare ciò, si è preso come riferimento un termovalorizzatore sul territorio italiano per ricercare le cause ed indagare soluzioni tecnologiche per la riduzione dell'impatto ambientale. Inoltre, al fine di realizzare un quadro più completo è stata effettuata anche una valutazione di carattere economico.

In generale, il termovalorizzatore è un impianto finalizzato al trattamento dei rifiuti solidi urbani (RSU), non altrimenti recuperabili a valle della raccolta differenziata, e dei rifiuti speciali assimilabili agli urbani (RSA). Si identifica quindi come passaggio conclusivo del sistema integrato di gestione dei rifiuti, poiché, bruciando i rifiuti ad

elevate temperatura, permette di valorizzare l'energia in essi contenuta producendo elettricità e calore.

Se da un lato il processo di valorizzazione dei rifiuti permette di risparmiare ogni anno diverse tonnellate di petrolio equivalenti (TEP), con evidenti ricadute positive sull'ambiente, dall'altro incrementa la possibilità di emissione in atmosfera di particelle nocive. Al fine di garantire il massimo controllo sull'impatto ambientale ogni termovalorizzatore necessita di un Piano di Monitoraggio, che prevede rilevazioni continue e periodiche su una serie di parametri, ad opera del Sistema di Monitoraggio delle Emissioni (SME), il quale analizza i flussi gassosi generati della combustione dei rifiuti in tre punti diversi del processo: in caldaia, a monte del sistema di trattamento fumi e a camino.

La necessità di analizzare le emissioni di mercurio emerge dai report ambientali mensili e annuali, attraverso i quali si denota come tale sostanza sia l'unico inquinante a presentare un numero elevato di superi dei valori limite di emissione, stabiliti dal D.Lgs 46/2014 - attuazione della direttiva europea 2010/75/CE relativa alle emissioni industriali (prevenzione e riduzione integrate dell'inquinamento).

Pertanto, la struttura del presente lavoro di tesi è così organizzata:

- Nel *Capitolo 1* viene illustrata la struttura di un termovalorizzatore, partendo dalla definizione di questa tipologia di impianto e proseguendo con la sua descrizione, dal conferimento dei rifiuti alla combustione ed al trattamento dei fumi da essa derivanti. Lo stabilimento viene inoltre presentato come un reattore, in cui si hanno degli input, i rifiuti, una trasformazione che è rappresentata dalla combustione e degli output, tra cui i fumi esausti, i residui solidi e l'energia elettrica e termica.
- Nel *Capitolo 2* si delinea il panorama della termovalorizzazione in Italia ed in Europa, descrivendo il numero di impianti presenti e le quantità di rifiuti smaltiti, secondo le diverse tecnologie. Inoltre, si fa riferimento alle normative europee attualmente vigenti, da cui si articolano quelle italiane.
Nella seconda parte è presente la descrizione delle autorizzazioni e certificazioni ambientali relative agli impianti di incenerimento con valorizzazione energetica.
- Nel *Capitolo 3* ci si focalizza sul mercurio, descrivendo le sue proprietà fisiche e chimiche e le fonti naturali ed antropiche, suddivise secondo le diverse attività umane. Si riportano inoltre le emissioni a livello globale ed europeo e le quantità presenti nei rifiuti. Successivamente si analizza il comportamento del mercurio nei rifiuti e nel processo di incenerimento, con un riferimento particolare alla presenza di esso nelle ceneri volanti.
Infine si descrivono le emissioni anomale dal termovalorizzatore analizzato, attraverso un'analisi quantitativa dei superi del limite normativo.

- Nel *Capitolo 4* si descrivono i diversi metodi di abbattimento degli inquinanti presenti nei fumi di combustione. Si parte dal controllo e gestione delle emissioni atmosferiche tramite la rimozione del particolato, dei gas acidi, degli ossidi di azoto e dei micro-inquinanti, per arrivare a descrivere le tecnologie usate nell'inceneritore in esame.
- Nel *Capitolo 5* vengono analizzati in dettaglio due studi, in cui è stata sperimentata la modalità di alimentazione continua del carbone attivo per l'abbattimento delle emissioni di mercurio dagli impianti di incenerimento rifiuti solidi urbani ed i fattori che potrebbero influenzarla. Inoltre, al fine di stabilire la fattibilità di applicazione delle soluzioni proposte dagli studi al termovalorizzatore in esame, si effettua una valutazione economica.

1. Struttura del termovalorizzatore analizzato

Il termovalorizzatore preso in esame nel presente lavoro di tesi risponde alle caratteristiche e alla struttura definite al Titolo III della Parte quarta del decreto legislativo n. 152 del 3 aprile 2006 ed all'interno del D.Lgs. 4 marzo 2014 n. 46, con particolare riferimento all'Articolo 237-ter. Si definisce termovalorizzatore "qualsiasi unità e attrezzatura tecnica, fissa o mobile, destinata al trattamento termico di rifiuti con o senza recupero del calore prodotto dalla combustione, attraverso l'incenerimento mediante ossidazione dei rifiuti, nonché altri processi di trattamento termico, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione ed il processo al plasma, a condizione che le sostanze risultanti dal trattamento siano successivamente incenerite. Nella nozione di impianto di incenerimento si intendono compresi: il sito e tutte le linee di incenerimento, nonché i luoghi di ricezione dei rifiuti in ingresso allo stabilimento, i luoghi di stoccaggio, le installazioni di pretrattamento in loco, i sistemi di alimentazione in rifiuti, in combustibile ausiliario e in aria di combustione, le caldaie, le installazioni di trattamento o stoccaggio in loco dei residui e delle acque reflue, i camini, i dispositivi ed i sistemi di controllo delle operazioni di incenerimento, di registrazione e monitoraggio delle condizioni di incenerimento. Se per il trattamento termico dei rifiuti sono utilizzati processi diversi dall'ossidazione, quali ad esempio la pirolisi, la gassificazione o il processo al plasma, l'impianto di incenerimento dei rifiuti include sia il processo di trattamento termico che il successivo processo di incenerimento".

L'inceneritore in questione è collocato in una zona industriale, decentrata dal centro urbano abitato, e ricopre un'area di circa 104000 m². I lavori per la realizzazione dell'impianto sono iniziati nel febbraio del 2010 e la loro conclusione è stata nell'aprile del 2013. Successivamente, dopo un periodo di qualche mese per l'esercizio provvisorio ed il collaudo prestazionale, il termovalorizzatore ha avviato il suo esercizio commerciale, a metà 2014.

Lo stabilimento è composto da una serie di edifici di cui i principali sono: portineria, torri di raffreddamento, palazzina staff tecnico, edificio per teleriscaldamento, centro direzionale, stazione gas metano ed edificio centrale (*Figura 1.1.*). Quest'ultimo ha una dimensione di circa 16000 m², un'altezza massima delle coperture di 50 m ed un'altezza del camino di 120 m. Nell'edificio principale ha luogo il processo chiave, ovvero la termovalorizzazione dei rifiuti ed il trattamento dei gas di scarico. Il processo si articola in tre linee parallele ed uguali, sia per quanto riguarda l'incenerimento che l'abbattimento degli inquinanti.

Ognuna delle tre linee di trattamento è progettata per lavorare con una media di 7800 ore di funzionamento all'anno con un fattore di utilizzo del 80% (dati riferiti all'anno

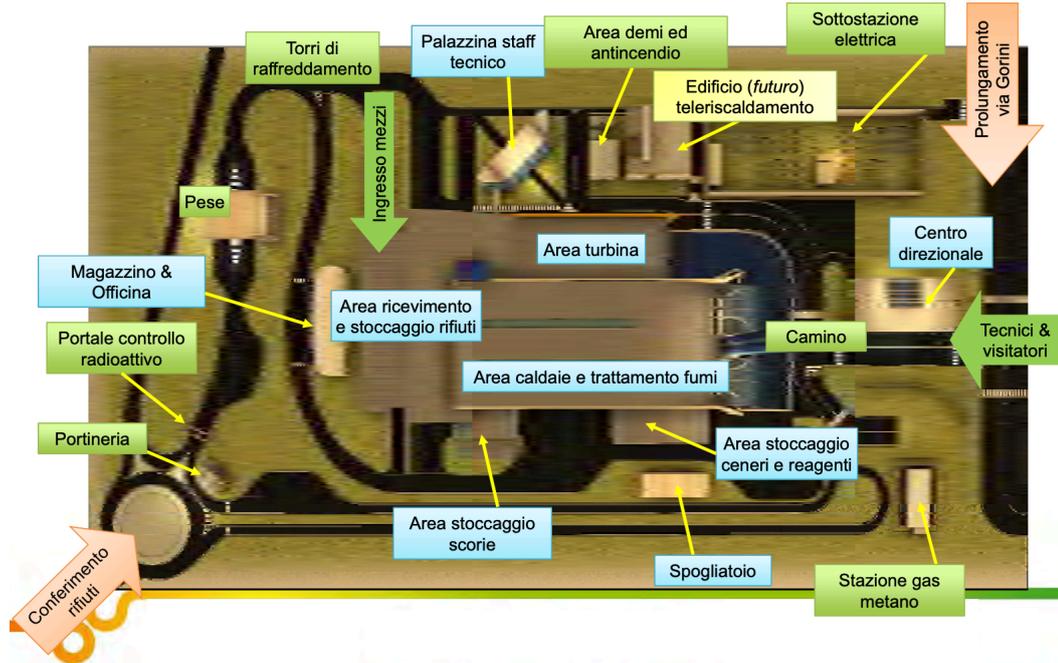


Figura 1.1.: Planimetria generale del termovalorizzatore analizzato (fonte: Ing. V. M. Fasone, Convegno Solvay Unicusano 2015)

2019), mentre la capacità nominale dell'impianto è pari a 67.5 t/h di rifiuti (3 linee da 22.5 t/h), il carico termico nominale dell'impianto è pari a 206 MWt (3 linee da 68.67 MWt) e il PCI di progetto è pari a 11 MJ/kg (la griglia permette il trattamento di rifiuti con potere calorifico compreso tra 6000 e 16000 kJ/kg).

Di seguito viene riportato il diagramma di capacità della griglia per il relativo impianto (Figura 1.2.).

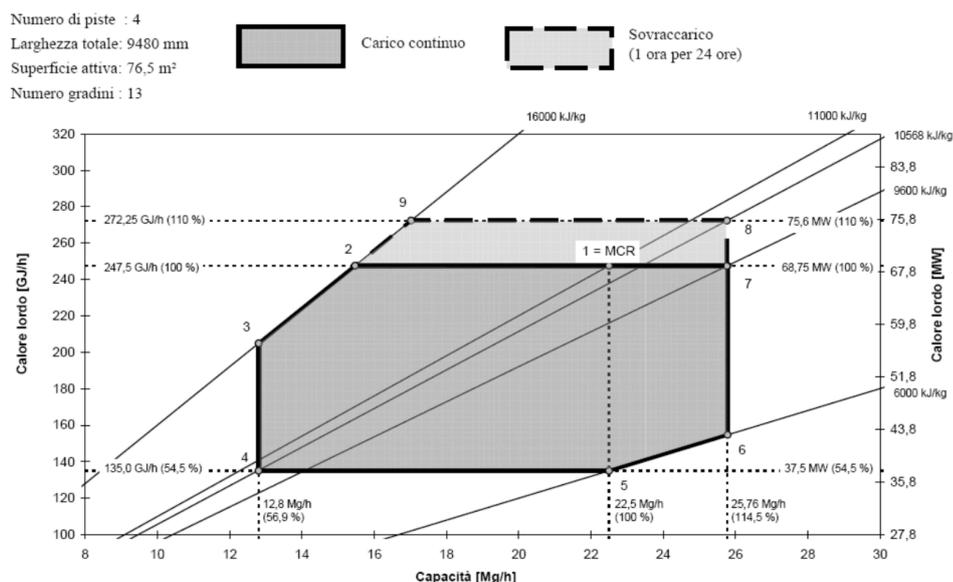


Figura 1.2.: Diagramma di capacità della griglia dell'impianto (fonte: Ing. V. M. Fasone, Convegno Solvay Unicusano 2015)

La quantità di rifiuti conferiti nel corso del 2019 è stata di 562269.53 t e comprende diverse tipologie di rifiuto dalla plastica e gomma all'abbigliamento, dai medicinali ai residui della pulizia delle strade. Nonostante l'obiettivo del termovalorizzatore sia quello di ridurre la quantità di rifiuti, oltre alla produzione di energia, dopo il processo si hanno comunque degli scarti, che ammontano a 139986 t nel 2019.

I rifiuti vengono bruciati a una temperatura di oltre 1000 °C così che il termovalorizzatore possa recuperare energia, producendo elettricità. L'impianto può operare in assetto esclusivamente elettrico oppure in assetto cogenerativo, cioè fornendo sia energia elettrica, che energia termica per il teleriscaldamento. Nel primo caso il termovalorizzatore produce l'energia corrispondente al fabbisogno annuale di circa 175000 famiglie di tre persone; nel secondo caso genera, ogni anno, l'energia termica in grado di scaldare 17000 abitazioni da 100 m² e l'elettricità consumata da circa 160000 famiglie. Il recupero dell'energia contenuta nei rifiuti consente di risparmiare circa 70000 tonnellate l'anno di combustibile fossile, contribuendo a tutelare l'ambiente e a generare un'economia sostenibile.

Per quanto riguarda l'energia, si ha una produzione di 427392 MWh, di cui 361735 MWh ceduti alla rete. Mentre, per quanto riguarda l'assetto cogenerativo si hanno 320000 MWh di energia elettrica e 170000 MWh di quella termica.

1.1. Descrizione dell'impianto

In questo impianto il rifiuto è conferito tramite automezzi dalle aziende che ne curano la raccolta. Prima di entrare in impianto, quando ancora si trova sugli automezzi di conferimento, il rifiuto è sottoposto al controllo radioattività, tramite un sistema di monitoraggio dinamico a portale, ed alla pesatura. Questi due passaggi sono effettuati sui mezzi di trasporto rifiuti sia in ingresso sia in uscita dall'impianto.

Ogni veicolo che conferisce rifiuti è univocamente identificato ed il carico è registrato automaticamente dal software di controllo e gestione dei rifiuti. Gli automezzi di conferimento, dopo la pesatura, raggiungono l'avanfossa, un locale coperto antistante le bocche di scarico. Tale locale rimane in lieve depressione per evitare la fuoriuscita di odori. Tutti i rifiuti vengono scaricati in una fossa chiusa direttamente dagli automezzi, ribaltabili o dotati di mezzi propri di espulsione.

All'interno della fossa i rifiuti sono mescolati per mezzo di due carroponi con benna a polipo della capacità di 12 m³ ciascuna. Le benne servono anche a trasferire il rifiuto dalla fossa alle tre tramogge di carico (una per ciascuna linea di combustione) che convogliano il rifiuto nei forni. Il rifiuto, all'interno della tramoggia e del canale di carico, isola la camera di combustione dal vano fossa evitando ritorni di fiamma.

Anche il vano fossa è in depressione rispetto all'esterno.

Il carroponte e la benna sono manovrati da un gruista, la cui cabina è posta su un lato del vano della fossa, in posizione rialzata e con un'ampia vetrata, in modo da consentire la totale visibilità della fossa. La cabina è dotata anche di monitor a circuito chiuso per dare al gruista un ulteriore grado di sorveglianza sulle tramogge di carico.

Il rifiuto, dopo essere entrato in caldaia dalla tramoggia di carico, è spinto da un alimentatore oleodinamico a cassetto sulla griglia di combustione. Essa è di tipo "mobile", ovvero è composta da piano inclinato di barrotti fissi e mobili alternati, atti a rimestare ed a far scivolare il rifiuto verso il basso durante la combustione.

Le scorie di combustione sono raccolte in fondo alla griglia e convogliate allo spegnimento in apposite "gondole" piene d'acqua; quindi vengono stoccate in una fossa dedicata e inviate a recupero tramite automezzi. Tali scorie sono classificate come non pericolose. Le ceneri più leggere sono invece parzialmente raccolte nella seconda parte della caldaia, sotto gli scambiatori convettivi, attraverso tramogge dedicate e sono stoccate in appositi sili. Queste ultime, al contrario, sono classificate come pericolose.

Il combustibile è costituito dal rifiuto stesso, infatti l'aria primaria di combustione (aspirata dalla fossa rifiuti) è preriscaldata con il vapore spillato dal ciclo e viene insufflata sotto la griglia e, attraverso le sue maglie, raggiunge la prima zona di combustione, dove il rifiuto comincia a bruciare. Successivamente i gas così liberati raggiungono la seconda zona di combustione, sopra la griglia, dove è insufflata l'aria comburente secondaria; essa è prelevata dal locale caldaie, preriscaldata e mandata a completare la combustione.

I fumi attraversano quindi le sezioni radianti della caldaia, costituite da pareti ricoperte da membrane in cui evapora l'acqua del ciclo termico e, dopo una doppia svolta ad U, arrivano nella zona convettiva orizzontale dove scambiano calore con successivi fasci tubieri (surriscaldatore ed economizzatori) sempre percorsi internamente da acqua o vapore. Infine sono avviati alla fase di depurazione.

La norma prevede che i fumi di combustione permangano ad una temperatura superiore ad i 850 °C per un tempo maggiore di 2 secondi nella zona di post-combustione, situata nel primo canale radiante, sopra la griglia di combustione. Per poter rispettare sempre questa condizione sono presenti dei bruciatori ausiliari a gas naturale che entrano in funzione qualora la temperatura dei fumi tenda a scendere al di sotto di 850 °C. La temperatura di esercizio ordinaria è di circa 1000 °C.

1.2. Il processo di smaltimento rifiuti e la valorizzazione dell'energia

L'impianto appena descritto può quindi essere visto come un reattore, ovvero un sistema in cui si parte da determinati input per poi ottenere, attraverso una trasformazione, determinati output. Nelle sezioni successive vengono spiegati e trattati nel dettaglio i tre elementi chiave del processo: i rifiuti conferiti in input, il processo di combustione di questi e la generazione di output, identificati dai residui, dalle emissioni e dall'energia emessa in rete.

1.2.1. Input di processo

Prima di entrare in impianto, quando ancora si trova sugli automezzi di conferimento, il rifiuto è sottoposto al controllo radioattività tramite un sistema di monitoraggio dinamico a portale. Il sistema consente di rivelare la presenza di sorgenti radioattive tramite la rilevazione della radiazione gamma. Esso esegue il monitoraggio in modo dinamico: i veicoli vengono cioè sottoposti a scansione mentre passano attraverso l'area di misura senza fermarsi. È presente, comunque, la possibilità di controlli in modo "statico" con sosta al di sotto del portale. Quando non sono presenti veicoli da monitorare, il sistema esegue continui aggiornamenti del fondo (la radioattività naturale è sempre presente in ogni luogo, ma varia a seconda dell'ubicazione, dell'ora e delle condizioni atmosferiche). Quando i sensori di prossimità segnalano l'arrivo di un veicolo, il sistema interrompe l'aggiornamento del fondo ed attiva la misura. In caso di superamento della soglia prevista, il sistema aziona l'allarme. Anche gli automezzi in uscita dall'impianto sono sottoposti ad un analogo processo.

Oltre al controllo radioattività, è presente, nel ricevimento rifiuti, il sistema di pesatura degli automezzi sia in entrata che in uscita dallo stabilimento. La pesatura riguarda infatti sia i rifiuti che tutti gli altri materiali che entrano ed escono dall'impianto: scorie, residui, reagenti, materiali recuperati, materiali da inviare in discarica, ecc. È stata prevista anche la possibilità di acquisizione del peso senza la necessità di sosta dell'automezzo sulla pesa (modalità di pesatura dinamica).

Un ulteriore strumento previsto dal progetto per mantenere sotto controllo ciò che viene conferito presso l'impianto è costituito dall'analisi a campione sui carichi in arrivo.

Successivamente gli automezzi di conferimento, dopo le verifiche ed i controlli descritti, raggiungono l'avanfossa e tutti i rifiuti solidi non definibili come ingombranti sono convogliati, attraverso bocche di scarico, in una fossa chiusa, direttamente dagli auto-collettori ribaltabili o dotati di mezzi propri di espulsione.

Il conferimento dei rifiuti all'impianto di termovalorizzazione avviene con normali mezzi di raccolta gommati ad opera di vari gestori. Nel corso del 2016 l'impianto ha ricevuto 439405 tonnellate di rifiuti di cui circa 422000 di urbani, provenienti dalla provincia di appartenenza (390000 tonnellate) ed extra-regione (32000 tonnellate), mentre nel 2017 sono state conferite presso l'impianto circa 511000 tonnellate di rifiuti di cui circa 455000 tonnellate di urbani, 3000 t dei quali provenienti da province limitrofe.

In *Tabella 1.2.1.* sono riportati i dati di funzionamento dell'impianto nel periodo 2013-2017.

	2013	2014	2015	2016	2017 ⁽²⁾	
Rifiuti totali conferiti (t)	111395	420503	472750	439405	510971	
Rifiuti urbani - CER 20 (t) D = A + B + C	109590	379610	448918	422397	454616	
% rifiuti urbani sul totale	98.4 %	90.3 %	94.9 %	96.1 %	88.9 %	
Rifiuti urbani Ambito (t) - A	109590 ⁽¹⁾	358312 ⁽¹⁾	409977 ⁽¹⁾	389826	451580	
Rifiuti Liguria - B		21078	38613	32107	0	
Altri rifiuti CER 20 (t) - C		220	328	464	3036 ⁽³⁾	
Rifiuti prodotti (ceneri di fondo polveri, PSR)	20048	108129	118967	112586	129859	
Percentuale di rifiuti prodotti su rifiuti in ingresso (%)	18.0 %	25.7 %	25.2 %	25.6 %	25.4 %	
Ore di funzionamento	Linea 1	1571	6891	7519	7116	7296
	Linea 2	2738	5868	7526	7190	7982
	Linea 3	1216	7020	7496	7214	8337
Energia elettrica prodotta (GWh)	24	294	352	340	397	
Energia elettrica immessa in rete (GWh)	16	246	294	279	333	
% energia immessa in rete su energia prodotta	66.7 %	83.7 %	83.5 %	82.1 %	83.8 %	

(1) Dati Osservatorio Rifiuti Città Metropolitana di Torino

(2) Dati non definiti

(3) 3.017 t da SRT Alessandria, 17 t da ConserVCO e 2 t dal Comune di Pertusio

Tabella 1.2.1.: Dati di funzionamento dell'inceneritore nel periodo 2013-2017 (fonte: Nebiolo A., 2018)

1.2.2. Trasformazione dei rifiuti: la combustione

L'incenerimento è un processo di ossidazione di sostanze organiche, simile alla combustione di combustibili fossili per la produzione di energia, il cui scopo principale quello di convertire sostanze comunque pericolose o potenzialmente patogene in composti gassosi (acqua ed anidride carbonica) e in residui solidi praticamente inerti (le ceneri). Si tratta dunque di una tecnica di smaltimento di rifiuti finalizzata alla distruzione della frazione organica con conseguente notevole riduzione in massa e volume. La sua efficacia può essere misurata in termini di distruzione e rimozione delle sostanze inquinanti.

Il processo di incenerimento può essere realizzato in modi differenti, in particolare si distingue l'incenerimento per combustione (ossidazione in presenza di ossigeno), per gassificazione (ossidazione in presenza di ossigeno e vapore) o per pirolisi (decomposizione termica in atmosfera inerte).

Successivamente al conferimento dei rifiuti ed al loro pretrattamento, questi ultimi servono per alimentare, tramite le benne a polipo (fino a 7 t per volta), le tramogge e quindi i sottostanti canali di carico verso le griglie. Al di sopra di ciascuna griglia, è collocata una caldaia, costituita da tre canali radianti verticali ed una parte convettiva orizzontale, nella quale sono installati banchi scambiatori verticali.

All'interno di questi banchi circola acqua in pressione che, riscaldandosi per effetto dei fumi caldi, sotto forma di vapore alimenta una turbina a vapore.

La combustione dei rifiuti avviene a circa 1000/1200 °C su 3 griglie Martin mobili a spinta inversa, inclinate di 26° verso il piano dal caricatore (*Figura 1.2.2.1*). Ogni griglia, con superficie di 76,5 m², è costituita da quattro treni paralleli, suddivisi in cinque zone trasversali.

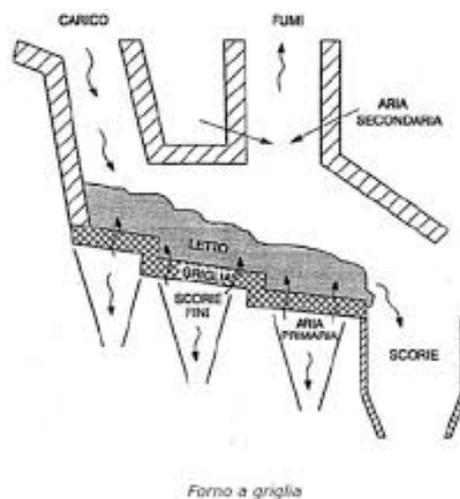


Figura 1.2.2.1.: Schema di funzionamento del forno a griglia (fonte: Di Pietrantonio A., ciclo XIX)

In aggiunta alle griglie sono presenti quattro bruciatori a gas naturale, per ciascuna linea dell'impianto: i due di maggiore taglia sono di supporto alla combustione, qualora la temperatura in camera di post-combustione scenda al di sotto degli 850 °C, mentre gli altri sono di supporto in fase di avviamento o di arresto del forno.

In circa un'ora di permanenza sulla griglia, i rifiuti bruciano grazie all'aria "primaria" comburente, insufflata sotto la griglia all'incirca in quantità stechiometrica necessaria per la combustione. Attraverso l'aspirazione di 'aria primaria' dalla fossa rifiuti, inviata sotto la griglia, viene creata nell'ambiente della fossa una leggera depressione, tale da evitare così la fuoriuscita dall'impianto di cattivi odori.

Al di sopra di ciascuna griglia è collocata una caldaia, costituita da tre canali radianti verticali e da una sezione convettiva orizzontale ove sono collocati banchi di scambiatori verticali. All'interno di questi banchi circola acqua demineralizzata in pressione che, riscaldandosi a vapore, alimenta una turbina a vapore.

La velocità di avanzamento è regolata dal sistema di controllo di movimento alternato dei barrotti, mentre grazie a due tamburi rotanti, azionati ciascuno da un cilindro idraulico, viene regolata l'altezza dello strato finale (0.3 – 0.6 m) di scorie, per garantire la totale copertura della griglia.

Inoltre, per migliorare e completare il processo di combustione secondaria in caldaia, cioè l'ossidazione dei gas incombusti, vengono insufflati aria "secondaria" (aria prelevata all'interno dell'edificio caldaia) e fumi di "ricircolo".

L'impianto può lavorare in assetto solo elettrico, ossia il vapore è inviato ad una turbina che trasforma l'energia termica in energia elettrica attraverso un generatore, oppure in assetto di cogenerazione, in questo caso una parte del vapore prodotto in caldaia viene spillato a metà della turbina e cede il proprio calore ad uno scambiatore per produrre acqua calda da inviare alla rete di teleriscaldamento. Il vapore d'acqua così generato si immette, alla temperatura di 420 °C ed alla pressione di 60 bar, nella turbina a vapore che è accoppiata ad un generatore elettrico di potenza nominale pari a 80 MVA, producendo, in assetto elettrico, una potenza elettrica lorda ai morsetti dell'alternatore di 65 MW.

Il vapore usato dalle turbine viene poi ricondensato in uno scambiatore a fascio tubiero, utilizzando acqua di raffreddamento. L'acqua utilizzata per la condensazione del vapore deve a sua volta essere raffreddata; questo viene effettuato dentro a sei torri di raffreddamento per contatto diretto con aria atmosferica. L'acqua di raffreddamento si raccoglie poi in apposite vasche poste sotto le torri e, dopo essere stata reintegrata della frazione dispersa in atmosfera, è pompata nuovamente nel circuito di raffreddamento.

L'impianto di termovalorizzazione è collegato alla Rete Elettrica di Trasmissione Nazionale 220 kV mediante una sottostazione elettrica, munita di due trasformatori di potenza pari a 80 MVA ciascuno.

Una visione sintetica del sistema forno a griglia/caldaia a recupero è riportata in *Figura 1.2.2.2.*

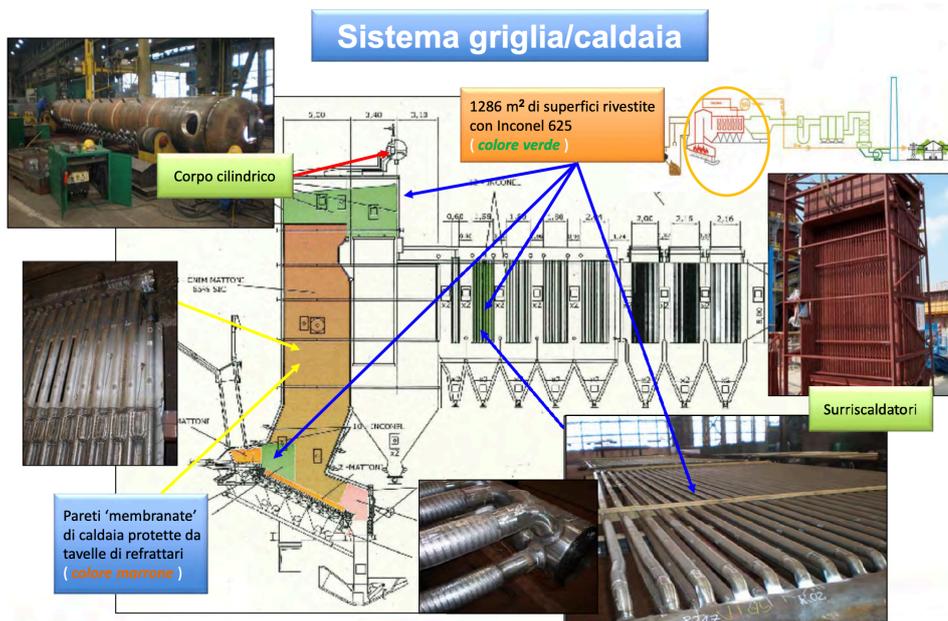


Figura 1.2.2.2.: Schema di dettaglio del sistema griglia/caldaia. L'Inconel 625 è una lega di nichel resistente alle alte temperature ed alla corrosione (fonte: Fasone, 2015).

1.2.3. Output di processo

In uscita dal termovalorizzatore si hanno due tipologie di rifiuti, una frazione solida ed una gassosa. Anche se questo impianto ha l'obiettivo, oltre a quello di produrre energia, quello di ridurre la quantità di rifiuti non smaltibili in discarica, ha sempre in uscita una quantità di residui. Si procede di seguito con l'analisi dettagliata di ogni output di processo.

Fumi esausti

Per quanto riguarda la frazione gassosa si fa riferimento alle emissioni di gas, in particolare quelli monitorati dal SME, ovvero: acido cloridrico, ossido di carbonio, ossido di zolfo, ossido di azoto, acido fluoridrico, ammoniaca, carbonio organico totale, diossine, furani, IPA e metalli pesanti (mercurio, cadmio, ...).

In particolare, il flusso gassoso viene monitorato in tre distinte zone della linea di incenerimento:

- In caldaia;
- A monte del sistema di trattamento dei fumi;
- A camino;

Nelle prime due zone la funzione del monitoraggio è quella di regolazione e controllo del dosaggio dei reagenti. Mentre la terza è dedicata alla verifica del rispetto dei limiti

di legge ed ha la caratteristica di essere ridondante, infatti ci sono due identiche strumentazioni per ogni canna di ciascuna linea.

Prima di essere espulsi in atmosfera i fumi sono analizzati dal Sistema di Monitoraggio delle Emissioni (SME), dove vengono misurati i valori delle sostanze residue per verificare il rispetto dei limiti emissivi. Questo sistema è costantemente collegato via modem con la strumentazione di ARPA, che è l'ente di controllo che ha il compito di monitorare le emissioni dell'impianto.

Per effettuare le diverse misurazioni a camino, si sono installati per ciascuna linea, come fissato dall'AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale):

- Strumenti che misurano la temperatura, la portata e la pressione dei fumi;
- Un sistema per controllo e misura di eventuale radioattività presente nei fumi;
- Due analizzatori per la misura dei parametri in continuo.

Punto che bisogna tenere a mente è che diossine, furani, IPA e metalli pesanti sono monitorati e misurati con prelievi periodici trimestrali. È previsto inoltre il controllo in continuo, con prelievi periodici, di diossine, furani e IPA, che, accumulati in fiale, vengono poi inviati a laboratori specializzati per le analisi.

In *Tabella 1.2.3.1.* si sono riportati i diversi contaminanti con i relativi limiti emissivi autorizzati, in particolare i valori non evidenziati sono riferiti alle misurazioni in continuo, mentre quelli evidenziati in rosso sono riferiti ai prelievi periodici.

Parametro	Unità di misura	Limite di legge (D.Lgs. 133/2005)	Valori autorizzati per i primi due anni di esercizio (Fase iniziale - LIMITE 1)	Valori autorizzati per i primi due anni di esercizio (Fase iniziale - LIMITE 2)
Polveri	(mg/Nm ³)	10	10	5
Acido Cloridrico (HCl)	(mg/Nm ³)	10	10	5
Acido Fluoridrico (HF)	(mg/Nm ³)	1	1	0.5
Ossidi di Zolfo (SO ₂)	(mg/Nm ³)	50	50	10
Ossidi di Azoto (NO _x)	(mg/Nm ³)	200	200	70
Carbonio Organico Totale (TOC)	(mg/Nm ³)	10	10	10
Monossido di Carbonio	(mg/Nm ³)	50	50	50
Ammoniaca (NH ₃)	(mg/Nm ³)	-	5	5
Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)	(mg/Nm ³)	0.01	0.01	0.005
Diossine e Furani (PCDD + PCDF)	(ngTEQ/Nm ³)	0.1	0.1	0.05
Cadmio e Tallio (Cd + Tl)	(mg/Nm ³)	0.05	0.05	0.03
Mercurio (Hg)	(mg/Nm ³)	0.05	0.05	0.05
Zinco (Zn)	(mg/Nm ³)	-	0.5	0.5

Parametro	Unità di misura	Limite di legge (D.Lgs. 133/2005)	Valori autorizzati per i primi due anni di esercizio (Fase iniziale - LIMITE 1)	Valori autorizzati per i primi due anni di esercizio (Fase iniziale - LIMITE 2)
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn)	(mg/Nm ³)	0.5	0.5	0.3

Tabella 1.2.3.1.: Limiti emissivi autorizzati

A seguito di una prescrizione contenuta nell'AIA, a partire a luglio 2015, i limiti emissivi autorizzati di ciascuna linea di combustione sono progressivamente divenuti più stringenti secondo le tempistiche seguenti:

- Linea 1: Limite 2 valido dal 10/07/2015;
- Linea 2: Limite 2 valido dal 29/07/2015;
- Linea 3: Limite 2 valido dal 13/10/2015;

Nella Tabella 1.2.3.2. sottostante sono riportati i nuovi limiti per i prelievi periodici:

Parametro	Unità di misura	Limite autorizzato
Diossine e Furani (PCDD + PCDF)	(ngTEQ/Nm ³)	Limite 1: 0.1 ngTEQ/Nm ³ Limite 2: 0.05 ngTEQ/Nm ³
Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)	(mg/Nm ³)	Limite 1: 0.01 mg/Nm ³ Limite 2: 0.005 mg/Nm ³
Cadmio e Tallio (Cd + Tl)	(mg/Nm ³)	Limite 1: 0.05 mg/Nm ³ Limite 2: 0.03 mg/Nm ³
Mercurio (Hg)	(mg/Nm ³)	Limite 1: 0.05 mg/Nm ³ Limite 2: 0.05 mg/Nm ³
Zinco (Zn)	(mg/Nm ³)	Limite 1: 0.5 mg/Nm ³ Limite 2: 0.5 mg/Nm ³
Metalli pesanti (Sb+As+Pb+Cr+Co+Cu+Mn+Ni+V+Sn)	(mg/Nm ³)	Limite 1: 0.5 mg/Nm ³ Limite 2: 0.3 mg/Nm ³

Tabella 1.2.3.2.: Parametri misurati con prelievi periodici con aggiornamento all'anno 2015

Residui solidi

I residui solidi derivanti dal processo di combustione e depurazione dei fumi sono di quattro tipi:

- Scorie e ferrosi da combustione sotto la griglia (23 % in peso);
- Ceneri leggere da combustione sotto caldaia ed elettrofiltro (2 % in peso);
- Prodotti Sodici residui da depurazione fumi sotto filtro a maniche (1.5 % in peso).

Le scorie vengono raffreddate in “culle” colme d’acqua e successivamente caricate su nastri trasportatori, dove, dopo essere state separate per mezzo di un’elettrocalamita dai residui ferrosi, vengono stoccate in una fossa dedicata, in attesa di essere prelevate dagli operatori individuati.

Le scorie, possedendo proprietà pozzolaniche simili alle rocce magmatiche, come basalto e granito, vengono riutilizzate in alcune nazioni europee secondo le seguenti percentuali:

Nazione	Tipologia	(%)
Italia	Additivo nel cemento, copertura giornaliera delle discariche	20
Germania	Opere civili	72
Francia	Costruzione strade	77
Olanda	Costruzione strade, massicciate	87
Danimarca	Costruzione edifici/strade, massicciate	98

Tabella 1.2.3.3.: Percentuale delle diverse tipologie di scorie per le diverse Nazioni

In particolare, i rifiuti inerti prodotti dal termovalorizzatore vengono trattati presso gli impianti RMB SpA e Officina dell’Ambiente SpA, per la produzione di aggregati destinati ad essere utilizzati nei settori delle infrastrutture, delle costruzioni civili, della produzione di conglomerati cementizi e bituminosi.

Il processo adottato da Officina dell’Ambiente consiste in diverse fasi, qui di seguito riportate:

- Selezione materiali in ingresso: l’impianto ritira solamente scorie da incenerimento RSU acquisendole direttamente dal forno inceneritore a garanzia di ripetibilità e tracciabilità;
- Ricevimento dei rifiuti: messa in riserva delle scorie per un lungo periodo di maturazione/litostabilizzazione;
- Processo di trattamento: trattamenti meccanici di frantumazione e vagliature abbinati ad asportazione di metalli ferrosi (MF) e non ferrosi (MNF);
- Valorizzazione delle frazioni nobili della scoria: ottenimento, dalla frazione minerale della scoria, di una famiglia di aggregati denominati Matrix Family utilizzata per la produzione di cemento ed altri conglomerati dell’industria edilizia. Tutti i prodotti sono in possesso di marcatura CE, Dichiarazione Ambientale di Prodotto (EPD) e registrazione REACH (ai sensi del Reg. 1907/2006/CE).

Grazie al processo di valorizzazione del Matrix si hanno una serie di vantaggi ambientali, infatti si ha un elevato indice di recupero di materia (> 99 %), una riduzione

del ricorso a materie prima di origine naturali (sabbia e ghiaia) ed una sottrazione di un consistente flusso di rifiuti dal tradizionale smaltimento in discarica.

Per quanto riguarda i prodotti sodici residui, un'area dell'impianto è destinata allo stoccaggio dei reagenti (soluzione ureica, carbone attivo e bicarbonato di sodio) e dei residui solidi (ceneri e prodotti sodici residui). Ceneri e prodotti sodici residui, dopo essere stati scaricati in autosili e pesati su di una pesa a ponte, vengono trasferiti ad impianti di trattamento. In particolare, presso la piattaforma SOLVAL SpA, attraverso uno specifico processo, i prodotti sodici residui (PSR) vengono trattati per produrre salamoia, avviata ai cicli industriali di sodiera. Tale processo è suddiviso in cinque fasi:

- Stoccaggio PSR: trasferimento da autosili a sili di stoccaggio per via pneumatica;
- Dissoluzione: dissoluzione in acqua dei componenti solubili (sali di sodio) e precipitazione dei metalli pesanti sotto forma di sali e idrossidi;
- Filtrazione: separazione materie in sospensione dalla salamoia e successiva ulteriore depurazione;
- Rettifica: purificazione in quattro filtri rispettivamente: a "sabbia" per la componente insolubile, a "carbone attivo" per le sostanze organiche e a "resine cationiche" per i metalli pesanti residui;
- Stoccaggio salamoia: salamoia depurata per l'invio ai cicli industriali di sodiera.

Grazie a questo processo si hanno due differenti vantaggi: un elevato tasso di recupero (maggiore del 90-95 %) ed una riduzione della massa (conferimento in discarica minore del 20 % del peso originale del PSR).

I principali rifiuti solidi prodotti dal trattamento di termovalorizzazione nell'anno 2019 sono riportati nella *Tabella 1.2.3.4.*, in cui si specificano le relative quantità prodotte.

Codice CER	Descrizione rifiuto	Quantità (t)
190102	Metalli ferrosi estratti da ceneri pesanti	1377
190107	Rifiuti solidi prodotti dal trattamento dei fumi	8509
190112	Ceneri pesanti e scorie, diverse da quelle di cui alla voce 190111	118969
190113	Ceneri leggere, contenenti sostanze pericolose	11131
Totale		139986

Tabella 1.2.3.4.: Quantità in tonnellate dei rifiuti prodotti dall'impianto di termovalorizzazione analizzato (2019)

Energia elettrica e termica

Il recupero energetico è un aspetto tenuto molto in considerazione nella progettazione

dei moderni impianti di incenerimento e contribuisce fortemente alla loro accettabilità da parte dell'opinione pubblica. L'accoppiamento di questa modalità di recupero dell'energia termica dei rifiuti rende questo processo di smaltimento economicamente più conveniente rispetto al passato, tanto che oggi si preferisce utilizzare per questa tipologia d'impianti il termine "termovalorizzazione".

Ipotizzando infatti di impiegare tutto il residuo della raccolta differenziata in tali impianti, sarebbe possibile generare quasi il 5% dell'attuale fabbisogno energetico nazionale. Tale risultato è realizzabile anche grazie all'aumento del contenuto di energia che ha caratterizzato i rifiuti in questi ultimi anni. Per via delle politiche di raccolta differenziata si è assistito infatti ad una netta diminuzione della frazione organica putrescibile e contemporaneamente ad un aumento del materiale celluloso e plastico. Rispetto al passato il potere calorifico dei rifiuti attuali ha quindi caratteristiche tali da rendere possibile la loro combustione completa, anche in assenza di combustibile supplementare. Lo sfruttamento delle grandi quantità di calore liberate durante questo processo può avvenire attraverso la produzione di energia elettrica e la distribuzione dello stesso per il riscaldamento delle infrastrutture. Nel primo caso, impiegando tecnologie ben consolidate, le elevate temperature in gioco verrebbero utilizzate per il riscaldamento di grandi quantità d'acqua. Il vapore ad alta pressione così generato andrebbe ad alimentare il movimento di grandi turbine che avrebbero la funzione di generatori di corrente elettrica.

La porzione di calore generato non più utilizzabile per questa via verrebbe invece incanalata in una rete di teleriscaldamento, costituita da un sistema di tubazioni internamente coibentate ed allacciate direttamente alle abitazioni di utenza.

In particolare, nel caso del termovalorizzatore analizzato, i dati relativi all'immissione di energia in rete sono riportati in *Tabella 1.2.3.5.*:

Anno	Energia (MWh)
2013	17564
2014	244700
2015	293973
2016	279462
2017	333462
2018	367656
2019	361735
Totale	2146790.89

Tabella 1.2.3.5.: Energia immessa in rete dal termovalorizzatore

2. La termovalorizzazione in Italia ed in Europa

La crescita e l'evoluzione tecnologica degli ultimi anni ha agevolato la gestione dei rifiuti, riducendone il potenziale impatto sull'ambiente. Infatti, il concetto stesso di rifiuto si è trasformato con il tempo e ad oggi rappresenta una risorsa dalla quale è possibile ottenere un beneficio. Le ultime normative, a livello europeo, hanno avuto un ruolo fondamentale per garantire uno sviluppo solido e sostenibile nella gestione integrata dei rifiuti, a partire dalla loro produzione fino al loro smaltimento e distruzione finale. La termovalorizzazione si presenta come una delle migliori e maggiormente affermate tecniche di smaltimento, secondo le Best Available Techniques, e mira, inoltre, all'inertizzazione ed al recupero energetico e termico, tramite la combustione del rifiuto stesso.

2.1. Il contesto europeo

In Europa si contano quasi 500 impianti di incenerimento di rifiuti urbani e speciali, non pericolosi, con recupero di energia, di cui 126 in Francia, 96 in Germania e 41 in Italia. Nel 2016 nell'UE sono state prodotte 5 tonnellate di rifiuti per abitante.

Complessivamente, nell'UE, nel 2017:

- Il 30% dei rifiuti è stato riciclato;
- Il 17% è stato compostato;
- Il 28% incenerito;
- Il 24% conferito in discarica.

Il trattamento dei rifiuti urbani viene effettuato con metodi diversi e bisogna sottolineare che lo smaltimento in discarica è quasi inesistente nei paesi del Nord-Ovest dell'Europa (Belgio, Paesi Bassi, Svezia, Danimarca, Germania, Austria, Finlandia), che gestiscono i rifiuti urbani soprattutto attraverso l'utilizzo di inceneritori e metodi di riciclo.

L'obiettivo europeo è quello di arrivare ad avere, entro il 2035, un riciclo dei rifiuti urbani del 65 % ed una riduzione del conferimento degli stessi in discarica pari al 10% rispetto al totale per peso. Il restante 25% dei rifiuti urbani dovrà trovare sbocco nella termovalorizzazione che permette di evitare il conferimento in discarica e di generare energia. Il ruolo di questa modalità di gestione all'interno dell'economia circolare è stato definito dalla Comunicazione della Commissione del 2017 [COM(2017)934].

A livello europeo i rifiuti sono catalogati attraverso uno specifico elenco e categorizzati attraverso un codice definito dal Catalogo Europeo dei Rifiuti, detto codice CER. A ciascuna tipologia di rifiuto viene affiancato un codice di sei cifre, divise in tre coppie,

per una più rapida ed uniforme identificazione. La presenza dell'asterisco “*”, al termine delle sei cifre, identifica i rifiuti pericolosi.

Grazie al Rapporto Rifiuti Urbani redatto annualmente dall'ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale) è possibile ottenere informazioni riguardanti l'andamento della produzione e conseguente gestione dei rifiuti a livello europeo.

Prendendo in considerazione l'edizione relativa all'anno 2016 (ISPRA, 2016), dal rapporto emerge come negli ultimi anni si stia sempre più consolidando la tendenza alla riduzione della produzione totale e pro capite dei rifiuti urbani nel territorio dell'Unione Europea (UE 28). Tale andamento potrebbe essere legato esclusivamente alla penalizzazione dei consumi dettata dalla crisi economica internazionale, oppure potrebbe avere radici identificabili con l'affermarsi di modelli più virtuosi ed attenti alla prevenzione ed al contenimento della produzione dei rifiuti, in linea con le politiche comunitarie.

In *Figura 2.1.1.* è riportata, per singolo Stato membro, per l'UE 28, per l'UE 15 (paesi fondatori) e per i NSM (Nuovi Stati Membri), la ripartizione percentuale cui sono stati avviati i rifiuti urbani nel 2014 secondo le principali forme di gestione scelte da Eurostat (riciclaggio, compostaggio e digestione anaerobica, incenerimento, discarica). Circa il 28% dei rifiuti urbani gestiti nei 28 Stati membri è stato avviato a riciclaggio, circa il 16% a compostaggio e digestione anaerobica, mentre circa il 27% e il 28% sono stati, rispettivamente, inceneriti e smaltiti in discarica.

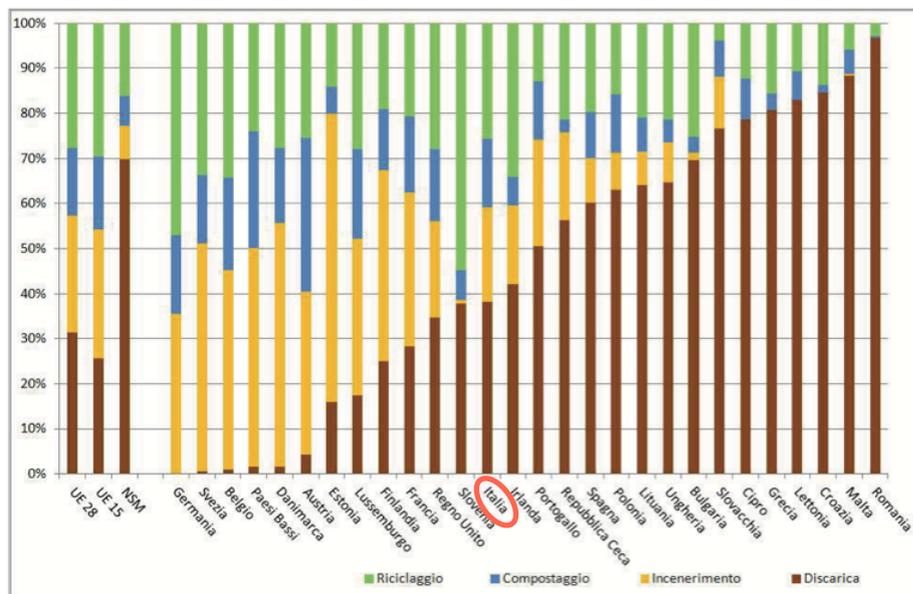


Figura 2.1.1.: Ripartizione percentuale della gestione dei rifiuti urbani nell'UE (2013)

Il 4 dicembre del 2019 sono state pubblicate, dalla UE, le BAT Conclusions (Best Available Techniques), per il settore dell'incenerimento, dopo 5 anni di intensi scambi

e discussioni tra rappresentanti degli stati membri, delle industrie interessate e delle organizzazioni non governative che promuovono la protezione ambientale.

Il documento delinea le BRef sull'incenerimento, riportando le migliori tecniche disponibili in termini impiantistici, e fissa i limiti e le modalità di controllo finalizzate ad evitare o ridurre le emissioni in aria, acqua e suolo. In particolare i principi su cui è basato sono l'applicabilità tecnica ed economica, il bilanciamento costi/benefici e l'approccio ambientale integrato.

Analizzando la termovalorizzazione, è possibile osservare, in *Figura 2.1.2.*, come il quantitativo medio pro capite dei rifiuti urbani inceneriti nei Paesi UE 28 nel 2014 sia pari a 127 kg/abitante per anno. L'uso della tecnologia di incenerimento è specialmente diffuso negli Stati dell'Europa centro-settentrionale, mentre l'Italia si attesta a 97 kg/abitante per anno (-2 kg/abitante per anno rispetto al 2013).

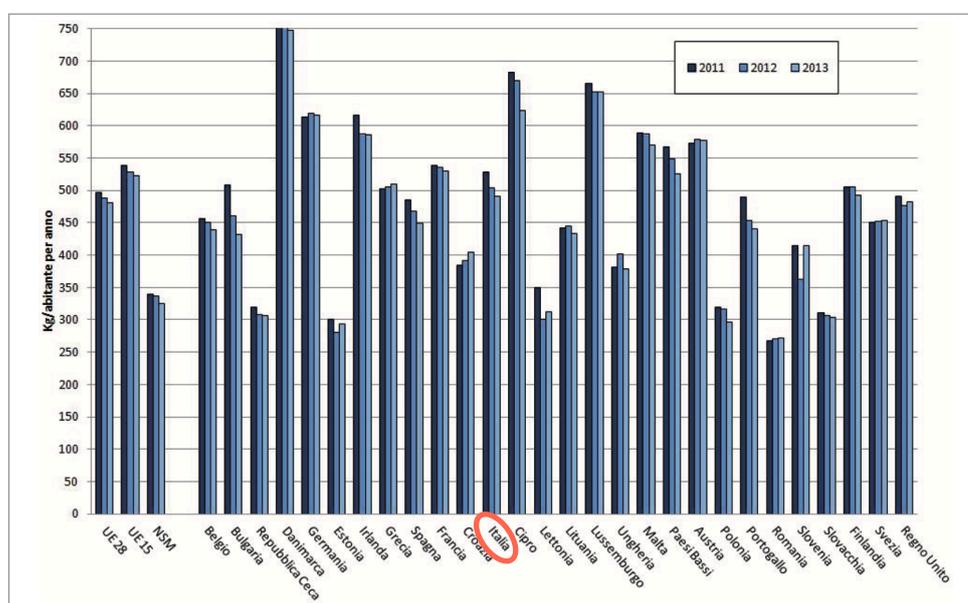


Figura 2.1.2.: Produzione pro capite di RU nell'UE (kg/abitate per anno), anni 2011-2013 (fonte: ISPRA)

È bene sottolineare che molti impianti sono situati all'interno delle città, infatti circa l'80 % dei termovalorizzatori in Europa dista meno di 5 km dal centro, il che consente di fornire con più facilità energia elettrica e calore alle case limitrofe. Dal punto di vista sanitario il caso più eclatante è probabilmente quello di Vienna, dove un termovalorizzatore è presente in piena città dal 1969, senza mai aver causato problemi di ordine sanitario o ambientale, pur essendo dotato di una tecnologia oggi largamente superata.

2.2. L'incenerimento dei rifiuti in Italia

Stando alle stime dell'ISPRA, in Italia ad oggi ci sono circa una quarantina di impianti che bruciano rifiuti, distribuiti non uniformemente sul territorio. Infatti, il 63% di questi è collocato nelle regioni settentrionali: 13 in Lombardia, 8 in Emilia Romagna, 2 in Veneto ed uno ciascuno per il Piemonte, Trentino Alto Adige e Friuli Venezia Giulia. Al centro Italia ne sono presenti 8: 5 in Toscana e 3 in Lazio. Se ne contano 7 al sud. Alcune regioni come la Sicilia e l'Abruzzo ne sono totalmente sprovviste (*Figura 2.2.1.*). I rifiuti urbani inceneriti nel 2017, comprensivi della frazione secca e del CSS (Combustibile Solido Secondario) ottenuto dal loro trattamento, sono stati quasi 5.4 milioni di tonnellate (-3.6 % rispetto al 2015), dei quali il 70% dei rifiuti incenerito in impianti del Nord Italia.

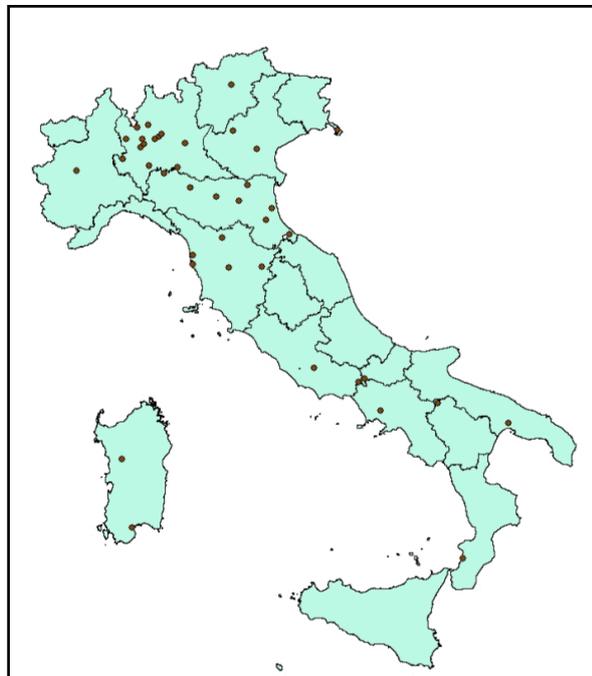


Figura 2.2.1.: Distribuzione degli impianti di termovalorizzazione in Italia (fonte: ISPRA)

Delle 5.4 milioni di tonnellate di rifiuti avviati ad incenerimento circa la metà è costituita da rifiuti urbani, mentre l'altra metà è rappresentata da rifiuti derivanti dal trattamento degli stessi (frazione secca, CSS e, in minor misura, bio-essiccato). Nei medesimi impianti, inoltre, vengono incenerite anche diverse tipologie di rifiuti speciali, per un totale di circa 576000 tonnellate, delle quali 43700 tonnellate di rifiuti pericolosi (ISPRA, 2016).

Contrariamente alla riduzione della produzione totale e pro capite dei rifiuti urbani, la quantità dei rifiuti inviati ad incenerimento segue un andamento opposto, come è mostrato in *Figura 2.2.2.*

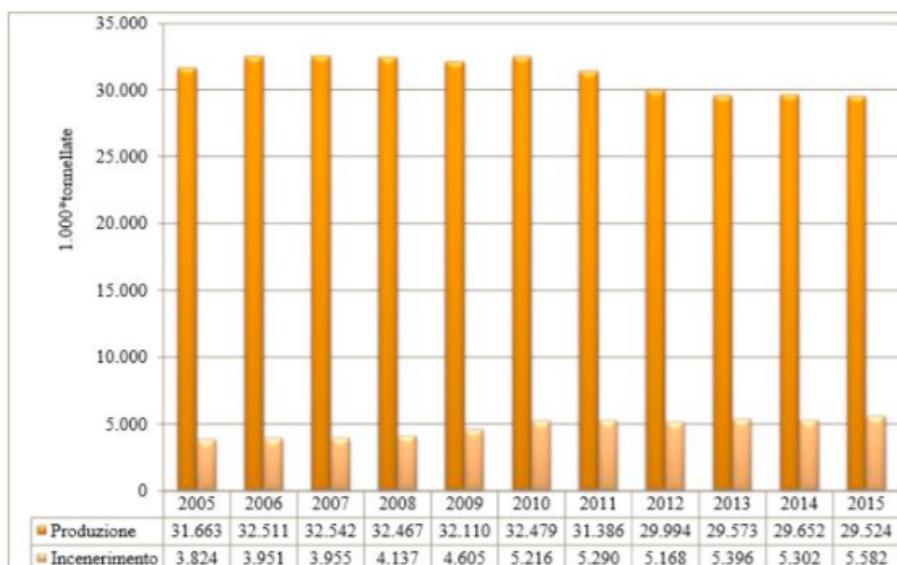


Figura 2.2.2.: Incenerimento in relazione alla produzione di rifiuti urbani in Italia (1000*tonnellate), anno 2005 – 2015 (fonte: ISPRA)

Inoltre, l'analisi dei dati mostra che tutti gli impianti recuperano energia: 28 impianti hanno trattato circa 3.8 milioni di tonnellate di rifiuti ed effettuato il solo recupero energetico elettrico, pari a quasi 2.9 milioni di MWh di energia elettrica, mentre 13 impianti sono dotati di cicli cogenerativi (ovvero di recupero sia di energia che di calore) e hanno incenerito oltre 2.4 milioni di tonnellate di rifiuti con un recupero di energia termica di circa 2.2 milioni di MWh e di energia elettrica di quasi 1.7 milioni MWh. "Inoltre", si legge nel rapporto ISPRA, "il recupero dell'energia elettrica nel periodo 2006-2016, è passato da quasi 2.9 milioni di MWh, prodotta nel 2006, a oltre 4.5 milioni di MWh nel 2016".

La Waste Framework Directive o WFD (Direttiva 2008/98/CE), recepita in Italia attraverso il D.Lgs. n. 205/2010, definisce i concetti basilari relativi alla gestione dei rifiuti, al loro recupero e/o riciclo. Tale direttiva definisce:

- Le condizioni in cui il rifiuto cessa di essere tale e diventa una materia prima secondaria (attraverso il cosiddetto criterio "end-of-waste");
- La distinzione tra le operazioni di recupero e di smaltimento, definendo più precisamente l'attività di incenerimento (recupero di energia, recupero di materia, oppure smaltimento).

Questa distinzione, applicabile solo agli impianti che trattano rifiuti solidi urbani indifferenziati (RSU) e non utilizzabile per gli impianti di co-incenerimento, è introdotta nell'Allegato II della Direttiva 2008/98/CE.

Per quanto riguarda i rischi per la salute e per l'ambiente, secondo il progetto Monitor, il più recente e completo studio che ha esaminato gli effetti degli inceneritori dell'Emilia Romagna, è emerso che il livello di inquinanti nelle emissioni erano al di

sotto delle concentrazioni massime ammesse. Tuttavia, dallo studio è emerso un aumento delle nascite pre-termine, ma nessuna associazione con mortalità o incidenza di tumori.

2.3. Il quadro normativo e legislativo vigente

Lo smaltimento incontrollato dei rifiuti sul suolo determina una serie di impatti negativi sulle componenti ambientali e sulla salute pubblica. Per questo motivo sono state emanate diverse normative per regolamentare la dispersione degli inquinanti, derivanti da attività di incenerimento, nei diversi comparti ambientali: nell'aria, tramite emissioni di gas, nel suolo e nelle acque, attraverso dispersione di liquami.

Nel presente capitolo vengono illustrate le principali normative e direttive presenti ad oggi a livello europeo ed italiano.

2.3.1. Normative e direttive comunitarie

Waste Incineration Directive

In Europa, gli aspetti ambientali associati agli inceneritori sono controllati dalla Waste Incineration Directive 2000/76/EC, entrata in vigore nel 2000. L'obiettivo della direttiva è quello di ridurre l'inquinamento causato dalle emissioni in aria, suolo, acque superficiali e di falda, riducendo di conseguenza i rischi per la salute umana, attraverso l'applicazione di condizioni operative, requisiti tecnici e valori limite di emissioni.

I valori limite ed i requisiti di monitoraggio sono fissati per polveri sottili, NO_x, SO₂, HCl, HF, metalli pesanti e diossine. La direttiva stabilisce inoltre controlli sugli scarichi nelle acque derivanti dal trattamento delle emissioni gassose.

Le condizioni operative basilari, relative all'incenerimento dei rifiuti, indicate nella direttiva sono:

- I fumi di combustione devono raggiungere una temperatura superiore a 850 °C per almeno 2 secondi per evitare la formazione di diossine;
- In caso di rifiuti pericolosi, la temperatura deve essere portata a 1100 °C;
- Il calore generato dall'incenerimento dei rifiuti deve essere recuperato per quanto possibile.

Rispettando queste condizioni, la maggior parte degli impianti di incenerimento rientra nella direttiva, ad eccezione di quelli che trattano esclusivamente biomassa. La direttiva impone inoltre agli Stati membri di riferire alla Commissione Europea in merito all'attuazione della stessa attraverso periodiche compilazioni di questionari.

Purtroppo l'Italia rientra nei pochi casi giudiziari riguardo la corretta messa in atto di

tale direttiva. Nel 2004, insieme a Grecia e Portogallo, è stata accusata di non aver messo in atto la direttiva entro i termini prescritti, e nel 2007 è stata nuovamente ammonita dalla Corte Europea.

Waste Framework Directive

La Direttiva europea Waste Framework Directive 2008/98/EC, entrata in vigore il 17 giugno 2008, definisce la gerarchia dei rifiuti come pilastro portante della politica e della normativa dell'UE e come fattore chiave per la transizione all'economia circolare. Il suo obiettivo principale è stabilire un ordine di priorità che riduca al minimo gli effetti nocivi sull'ambiente e che ottimizzi l'efficienza delle risorse nella produzione e nella gestione dei rifiuti.

Nell'ambito di tale direttiva i principali processi di termovalorizzazione comprendono:

- Co-incenerimento dei rifiuti in impianti di combustione (ad esempio centrali elettriche) e nella produzione di cemento e calce;
- Incenerimento di rifiuti in impianti dedicati;
- Digestione anaerobica di rifiuti biodegradabili;
- Produzione di combustibili solidi, liquidi o gassosi ricavati dai rifiuti;
- Altri processi, compreso l'incenerimento indiretto a seguito di pirolisi o gassificazione.

Questi processi hanno impatti ambientali differenti ed occupano posti diversi nella gerarchia dei rifiuti. Infatti, i processi di termovalorizzazione comprendono operazioni molto diverse: smaltimento, recupero e riciclo. Ad esempio, i processi come la digestione anaerobica, che determinano la produzione di biogas e di digestato, sono considerati un'operazione di riciclaggio dalla normativa dell'UE in materia di rifiuti, mentre l'incenerimento con scarso recupero di energia è considerato una forma di smaltimento. La *Figura 2.3.1.1.* riprodotta qui sotto illustra la collocazione dei differenti processi di termovalorizzazione all'interno della gerarchia dei rifiuti dell'UE.



Figura 2.3.1.1.: Gerarchia dei rifiuti e processi di termovalorizzazione, fonte: Commissione europea

L'adesione alla gerarchia dei rifiuti è delle migliori opzioni per un'adeguata sostenibilità ambientale. È evidente che un aumento di prevenzione è più vantaggioso di uno smaltimento che, per quanto efficiente, è sicuramente meno favorevole ai fini della riduzione delle emissioni dei gas a effetto serra.

Gli stati membri godono di una certa flessibilità nell'applicazione della gerarchia, dato che l'obiettivo ultimo è incoraggiare le opzioni di gestione dei rifiuti che danno il miglior risultato ambientale. Nel caso di alcuni flussi di rifiuti specifici può essere necessario discostarsi dall'ordine predefinito di priorità della gerarchia, ma ciò deve essere giustificato in linea con le disposizioni presenti nell'articolo 4, paragrafo 2, della direttiva. Fanno parte di questi casi specifici i materiali contenenti determinate sostanze estremamente pericolose, per i quali lo smaltimento o il recupero di energia sono preferibili al riciclo.

Convenzione di Minamata

Come ultima, ma non perché meno importante, viene citata la Convenzione di Minamata del 16 agosto 2017. È stata ratificata da 116 Paesi, compresa l'Unione Europea e 23 stati dell'Unione (Austria, Belgio, Bulgaria, Croazia, Danimarca, Estonia, Finlandia, Francia, Germania, Irlanda, Lettonia, Lituania, Lussemburgo, Malta, Olanda, Portogallo, Regno Unito, Repubblica Ceca, Romania, Slovacchia, Slovenia, Svezia, Ungheria). Il processo di ratifica a livello di Unione Europea ha previsto l'adozione di un Regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio (Regolamento (UE) 2017/852) entrato in vigore il 13 giugno 2017, che stabilisce le disposizioni per ottemperare agli obblighi della Convenzione.

L'obiettivo di tale accordo è la protezione della salute e dell'ambiente dalle emissioni e dai rilasci antropogenici di mercurio e dei suoi composti. Pertanto il testo della Convenzione prevede misure per ridurre i livelli di mercurio nell'ambiente e tutelare la salute umana.

La scelta della città di Minamata (Giappone) per la denominazione della convenzione è in omaggio agli abitanti rimasti vittime alla fine degli anni '50 degli effetti dell'inquinamento da mercurio rilasciato in mare da alcuni impianti industriali costieri. Migliaia di persone rimasero intossicate a causa del consumo di pesce contaminato da mercurio e riportarono conseguenze anche molto gravi sul sistema nervoso, che diventarono note come "malattia di Minamata".

La Convenzione di Minamata è composta da 35 articoli e 5 allegati, che possono essere suddivisi in quattro categorie principali:

1. Disposizioni operative: descrivono gli obblighi dei Paesi Parte della Convenzione di ridurre le emissioni antropogeniche e il rilascio di mercurio e dei composti di mercurio nell'ambiente, con controlli su tutte le fasi del ciclo di vita:

- Controlli sulle fonti di approvvigionamento del mercurio e sul commercio;
 - Eliminazione graduale e graduale riduzione dell'uso del mercurio nei prodotti e nei processi;
 - Controlli sulle miniere d'oro artigianali e su piccola scala in cui viene utilizzato il mercurio;
 - Controlli sulle emissioni atmosferiche e sul rilascio nel suolo e nell'acqua;
 - Stoccaggio, rifiuti e siti contaminati.
2. Supporto alle Parti: identificato attraverso il meccanismo finanziario, definito come il Programma Specifico Internazionale per sostenere lo sviluppo di capacità e l'assistenza tecnica, e caratterizzato dall'assistenza tecnica e dal trasferimento tecnologico. In aggiunta è stato istituito un comitato per l'attuazione e la conformità.
 3. Informazione e sensibilizzazione: aspetti sanitari, scambio di informazioni, informazione pubblica, sensibilizzazione e istruzione, ma anche ricerca, sviluppo e monitoraggio.
 4. Questioni amministrative.

Parallelamente all'iter che ha portato alla ratifica della Convenzione di Minamata, il 17 maggio 2017 è stato adottato il regolamento (UE) 2017/852 sul mercurio che abroga il regolamento (CE) n. 1102/2008, ampliandone la portata, anche sviluppando i contenuti della Convenzione di Minamata. Questo regolamento stabilisce le misure e le condizioni relative all'uso, alla produzione, al commercio, allo stoccaggio e alla gestione del mercurio e dei rifiuti di mercurio, al fine di assicurare un elevato livello di protezione della salute umana e dell'ambiente. Il regolamento è stato pubblicato sulla G.U dell'Unione Europea in data 24 maggio 2017 e viene applicato dal 1 gennaio 2018, fatto salvo il divieto di utilizzo del mercurio come elettrodo per la produzione di cloro-alcali che si applica invece a decorrere dall'11 dicembre 2017.

2.3.2. Normative a livello italiano

D.P.R. 915 del 10 settembre 1982

Lo smaltimento dei rifiuti in Italia è stato regolato organicamente dal D.P.R. 915 del 10 settembre 1982, emanato in attuazione delle direttive CEE n. 75/442 (relativa ai rifiuti pericolosi), n. 76/403 (relativa allo smaltimento dei policlorodifenili e dei policlorotrifenili) e n. 78/319 (relativa ai rifiuti in generale). Il DPR 915/82 è un dispositivo "quadro" nel quale sono affermati:

- I principi generali da osservare;

- La classificazione dei rifiuti;
- Le competenze attribuite allo Stato (indirizzo e coordinamento), alle Regioni (pianificazione, rilascio autorizzazioni, catasto rifiuti ed emanazione di norme specifiche), alle Province (controllo) ed ai Comuni (smaltimento dei rifiuti solidi urbani);
- I criteri generali di regolamentazione dell'attività di smaltimento dei rifiuti;
- Le disposizioni fiscali, finanziarie e sanzionatorie.

Il sistema introdotto da tale Decreto si fondava sulla gestione del rifiuto mediante l'attività di eliminazione dello stesso senza valorizzarne la possibilità di riutilizzo e riciclo.

D. Lgs. 22 del 5 febbraio 1997

Il D. Lgs. 5 febbraio 1997, n. 22 (il cosiddetto "Decreto Ronchi") recante disposizione in attuazione delle direttive 91/156/CEE sui rifiuti, 91/689/CEE sui rifiuti pericolosi e 94/62/CE sugli imballaggi e sui rifiuti di imballaggio, il legislatore, prendendo le mosse dall'esigenza di attuare nel nostro ordinamento giuridico le nuove direttive europee, ha tentato un riordino dell'intera normativa.

Il D.Lgs. 22/1997 sembra fondarsi su due principi di ordine generale:

- In primo luogo vieta a chiunque detenga rifiuti di abbandonarli, imponendo di provvedere al loro smaltimento o recupero nelle varie forme previste dal decreto stesso a seconda del tipo di detentore;
- In secondo luogo il Decreto, dopo aver ribadito che la gestione dei rifiuti costituisce attività di pubblico interesse, si preoccupa di indicare la priorità della riduzione della quantità e pericolosità dei rifiuti prodotti e del loro recupero, riutilizzo e riciclaggio, rispetto allo smaltimento.

Art. 5 comma 4 - Smaltimento rifiuti

A partire dal 1° gennaio 1999 la realizzazione e la gestione di nuovi impianti di incenerimento possono essere autorizzate solo se il relativo processo di combustione è accompagnato da recupero energetico con una quota minima di trasformazione del potere calorifico dei rifiuti in energia utile, calcolata su base annuale, stabilita con apposite norme tecniche.

Art. 28 comma 1 - Autorizzazione all'esercizio delle operazioni di smaltimento e recupero

L'esercizio delle operazioni di smaltimento e di recupero dei rifiuti è autorizzato dalla regione competente per territorio entro novanta giorni dalla presentazione della relativa istanza da parte dell'interessato. L'autorizzazione individua le condizioni e le prescrizioni necessarie per garantire l'attuazione dei principi di cui all'articolo 2, ed in particolare:

- I tipi ed i quantitativi di rifiuti da smaltire o da recuperare;
- I requisiti tecnici con particolare riferimento alla compatibilità del sito, alle attrezzature utilizzate, ai tipi ed ai quantitativi massimi di rifiuti ed alla conformità dell'impianto al progetto approvato;
- Le precauzioni da prendere in materia di sicurezza ed igiene ambientale;
- Il luogo di smaltimento;
- Il metodo di trattamento e di recupero;
- I limiti di emissione in atmosfera, che per i processi di trattamento termico dei rifiuti, anche accompagnati da recupero energetico, non possono essere meno restrittivi di quelli fissati per gli impianti di incenerimento dalle direttive comunitarie 89/369/CEE del Consiglio del 8 giugno 1989, 89/429/CEE del Consiglio del 21 giugno 1989, 94/67/CE del Consiglio del 16 dicembre 1994, e successive modifiche ed integrazioni;
- Le prescrizioni per le operazioni di messa in sicurezza, chiusura dell'impianto e ripristino del sito;
- Le garanzie finanziarie;
- L'idoneità del soggetto richiedente.

D.M. 503 del 19 novembre 1997

Regolamento recante norme per l'attuazione delle direttive 89/369/CEE e 89/429/CEE concernenti la prevenzione dell'inquinamento atmosferico provocato dagli impianti di incenerimento dei rifiuti urbani e la disciplina delle emissioni e delle condizioni di combustione degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani, di rifiuti speciali non pericolosi, nonché di taluni rifiuti sanitari.

Il presente decreto disciplina, anche in attuazione delle direttive 89/369/CEE e 89/429/CEE, le emissioni e le condizioni di combustione degli impianti di incenerimento di rifiuti urbani, di rifiuti speciali non pericolosi, nonché di rifiuti sanitari contagiosi, purché non resi pericolosi dalla presenza di altri costituenti elencati nell'allegato II della direttiva 91/689/CEE. A tal fine stabilisce:

- I valori limite di emissione;
- Metodi di campionamento ed analisi;
- I criteri temporali di adeguamento;
- I criteri e le norme tecniche generali riguardanti le caratteristiche costruttive e funzionali.

D.M. 124 del 25 febbraio 2000

Il presente decreto stabilisce le misure e le procedure finalizzate a prevenire e ridurre per quanto possibile gli effetti negativi dell'incenerimento dei rifiuti pericolosi sull'ambiente, in particolare l'inquinamento atmosferico, del suolo, delle acque superficiali e sotterranee, nonché i rischi per la salute umana che ne risultino, in

attuazione della direttiva 94/67/CE del Consiglio del 16 dicembre 1994, e ai sensi dell'articolo 3, comma 2, del decreto del Presidente della Repubblica 24 maggio 1988, n. 203, e dell'articolo 18, comma 2, lettera a), del decreto legislativo 5 febbraio 1997, n. 22.

A tal fine disciplina:

- I valori limite di emissione degli impianti di incenerimento di rifiuti pericolosi;
- I metodi di campionamento, di analisi e di valutazione degli inquinanti derivanti dagli impianti di incenerimento dei rifiuti pericolosi;
- I criteri e le norme tecniche generali riguardanti le caratteristiche costruttive e funzionali, nonché le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento dei rifiuti pericolosi, con particolare riferimento alle esigenze di ridurre i rischi connessi all'inquinamento derivante dai rifiuti pericolosi, di diminuire la quantità ed il volume dei rifiuti prodotti, di produrre rifiuti che possono essere recuperati o eliminati in maniera sicura e di assicurare una protezione integrata dell'ambiente contro le emissioni causate dall'incenerimento dei rifiuti pericolosi;
- I criteri temporali di adeguamento degli impianti di incenerimento di rifiuti preesistenti alle disposizioni del presente decreto.

D. Lgs. 152 del 3 aprile 2006

Parte IV – Titolo III-bis - Incenerimento e co-incenerimento dei rifiuti

Il presente titolo definisce le misure e le procedure atte a prevenire oppure, qualora non sia possibile, a ridurre gli effetti negativi delle attività di incenerimento e co-incenerimento dei rifiuti, ed in particolare le emissioni delle suddette attività nell'aria, nel suolo, nelle acque superficiali e sotterranee, al fine di conseguire un elevato livello di protezione dell'ambiente e di tutela della salute umana.

A tal fine, il presente titolo disciplina:

- I valori limite di emissione degli impianti di incenerimento e di co-incenerimento dei rifiuti;
- I metodi di campionamento, di analisi e di valutazione degli inquinanti derivanti dagli impianti di incenerimento e di co-incenerimento dei rifiuti;
- I criteri e le norme tecniche generali riguardanti le caratteristiche costruttive e funzionali, nonché le condizioni di esercizio degli impianti di incenerimento e di co-incenerimento dei rifiuti, con particolare riferimento all'esigenza di assicurare un'elevata protezione dell'ambiente contro le emissioni causate dall'incenerimento e dal co-incenerimento dei rifiuti;

Il presente titolo si applica agli impianti di incenerimento e agli impianti di co-incenerimento dei rifiuti solidi o liquidi.

Sono inoltre presenti indicazioni in merito:

- All'autorizzazione alla realizzazione ed esercizio degli impianti di incenerimento e coincenerimento;
- Ricezione e consegna dei rifiuti;
- Condizione di esercizio degli impianti;
- Campionamento e analisi delle emissioni;
- Incidenti.

237-duodecies - Emissione in atmosfera

1. Gli effluenti gassosi degli impianti di incenerimento e coincenerimento devono essere emessi in modo controllato attraverso un camino di altezza adeguata e con velocità e contenuto entalpico tale da favorire una buona dispersione degli effluenti al fine di salvaguardare la salute umana e l'ambiente, con particolare riferimento alla normativa relativa alla qualità dell'aria.
2. Gli impianti di incenerimento dei rifiuti e gli impianti di co-incenerimento sono progettati, costruiti, equipaggiati e gestiti in modo che le emissioni nell'atmosfera non superano i valori limite di emissione.
3. I risultati delle misurazioni effettuate per verificare l'osservanza dei valori limite di emissione sono normalizzati alle condizioni descritte nella presente normativa.
4. L'installazione e il funzionamento dei sistemi di misurazione automatici sono sottoposti a controllo e test annuale di verifica.

Parte V – Titolo I - Prevenzione e limitazione delle emissioni in atmosfera di impianti e attività

Il presente titolo, ai fini della prevenzione e della limitazione dell'inquinamento atmosferico, si applica agli impianti, inclusi gli impianti termici civili non disciplinati dal titolo II, ed alle attività che producono emissioni in atmosfera e stabilisce i valori di emissione, le prescrizioni, i metodi di campionamento e di analisi delle emissioni ed i criteri per la valutazione della conformità dei valori misurati ai valori limite.

Legge n. 167 del 20 novembre 2017

Suddetta legge modifica in diversi punti la Parte IV e la Parte V del precedente D. Lgs. 152/2006. In particolare, per quanto riguarda gli impianti di incenerimento rifiuti, introduce l'obbligo di riesame periodico dell'autorizzazione degli impianti ad opera dell'autorità competente. E' stato quindi modificato l'articolo 237-octiesdecies, obbligando il gestore, in caso di anomalia di funzionamento dell'impianto, a informare non solo l'autorità di controllo, ma anche l'autorità competente. Infatti, secondo le modifiche apportate:

- L'autorità competente stabilisce nell'autorizzazione il periodo massimo di tempo durante il quale, a causa di malfunzionamenti, guasti o arresti

tecnicamente inevitabili dei dispositivi di depurazione e di misurazione, le concentrazioni delle sostanze regolamentate presenti nelle emissioni in atmosfera e nelle acque reflue depurate possono superare i valori limite di emissione autorizzati.

- Nei casi di guasto, il gestore riduce o arresta l'attività appena possibile, finché sia ristabilito il normale funzionamento.

Per quanto riguarda le emissioni, anche in questo caso vi è l'obbligo per il gestore di informare tempestivamente l'autorità competente di qualsivoglia variazione delle prescrizioni autorizzative e di violazione delle condizioni di autorizzazione. Pertanto è stata fatta una:

- Modifica dell'articolo 275 sulle emissioni COV (composti organici volatili);
- Modifica dell'articolo 298-bis in merito agli stabilimenti che producono biossido di titanio.

2.4. Autorizzazioni e certificazioni ambientali

Tra i diversi obiettivi che si pongono gli impianti di incenerimento è presente anche quello della sostenibilità ambientale, ossia l'impegno sulla limitazione dell'impatto delle scelte sull'ambiente e sulla popolazione delle comunità coinvolte nella gestione del termovalorizzatore. Coerentemente agli indirizzi stabiliti dal Codice Etico, la progettazione, la costruzione e la gestione dei termovalorizzatori vengono pianificate secondo principi di sicurezza, tutela ambientale e responsabilità sociale a garanzia dei cittadini di oggi e di domani.

Dopo aver presentato lo Studio di Impatto Ambientale (SIA), per poter procedere alla costruzione ed all'attivazione dell'impianto, ogni termovalorizzatore deve ottenere un giudizio positivo nella procedura di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e nell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA), nonché il parere positivo del Consiglio Superiore dei Lavori Pubblici e la certificazione EMAS, di seguito descritte nel dettaglio.

AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale)

L'AIA è il provvedimento che autorizza l'esercizio di un impianto o di parte di esso a determinate condizioni che devono garantire che lo stesso sia conforme ai requisiti del decreto autorizzativo.

Un'azienda rientra nella procedura di AIA quando le sue caratteristiche trovano specifica rispondenza ai requisiti stabiliti nell'Allegato VIII (impianti di competenza regionale) ed nell'Allegato XII (impianti di competenza statale) del D.Lgs. 152/06. Per l'AIA sono individuate le seguenti categorie industriali:

- Attività energetiche;
- Produzione e trasformazione di metalli;
- Industria dei prodotti minerali;
- Gestione dei rifiuti;
- Altre attività (cartiere, allevamenti, macelli, industrie alimentari,...).

L'AIA disciplina "la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento" (IPPC – Integrated Pollution Prevention and Control) e rappresenta la prima applicazione, rispetto al processo produttivo, di un nuovo approccio integrato al controllo e alla prevenzione dell'inquinamento causato dai grandi impianti industriali. Oltre a verificare il rispetto delle prescrizioni contenute nella Valutazione di Impatto Ambientale, nel corso della valutazione sono stati analizzati gli aspetti tecnologici e gestionali in grado di generare potenziali impatti sull'ambiente.

L'Autorizzazione Integrata Ambientale prevede il riesame in base alle frequenze ed alle modalità di seguito riportate:

- a) Entro quattro anni dalla data di pubblicazione nella Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea delle decisioni relative alle conclusioni sulle BAT riferite all'attività principale dell'installazione;
- b) Quando sono trascorsi dieci anni dal rilascio dell'autorizzazione integrata ambientale o dall'ultimo riesame effettuato sull'intera installazione. La domanda di riesame dovrà essere presentata entro tale termine. Nel caso di inosservanza del predetto termine l'autorizzazione si intende scaduta;

Il riesame è inoltre disposto, sull'intera installazione o su parti di essa, dall'autorità competente, anche su proposta delle amministrazioni competenti in materia ambientale, comunque quando:

- a) A giudizio dell'autorità competente ovvero, in caso di installazioni di competenza statale, a giudizio dell'amministrazione competente in materia di qualità della specifica matrice ambientale interessata, l'inquinamento provocato dall'installazione è tale da rendere necessaria la revisione dei valori limite di emissione fissati nell'autorizzazione o l'inserimento in quest'ultima di nuovi valori limite, in particolare quando è accertato che le prescrizioni stabilite nell'autorizzazione non garantiscono il conseguimento degli obiettivi di qualità ambientale stabiliti dagli strumenti di pianificazione e programmazione di settore;
- b) Le migliori tecniche disponibili hanno subito modifiche sostanziali, che consentono una notevole riduzione delle emissioni;
- c) A giudizio di una amministrazione competente in materia di igiene e sicurezza del lavoro, ovvero in materia di sicurezza o di tutela dal rischio di incidente rilevante, la sicurezza di esercizio del processo o dell'attività richiede l'impiego di altre tecniche;

- d) Sviluppi delle norme di qualità ambientali o nuove disposizioni legislative comunitarie, nazionali o regionali lo esigono;
- e) Una verifica di cui all'articolo 29-sexies, comma 4-bis, lettera b), ha dato esito negativo senza evidenziare violazioni delle prescrizioni autorizzative, indicando conseguentemente la necessità di aggiornare l'autorizzazione per garantire che, in condizioni di esercizio normali, le emissioni corrispondano ai "livelli di emissione associati alle migliori tecniche disponibili."

Ai fini del rinnovo dell'autorizzazione, il gestore dovrà presentare un'apposita domanda alla Provincia, almeno sei mesi prima dalla data di scadenza.

In generale, l'AIA comprende:

- La descrizione dell'impianto:
 - Descrizione dello stabilimento;
 - Ricevimento, categorie e tipologie di rifiuti e materie prime ausiliarie;
 - Modalità di stoccaggio;
 - Modalità di gestione acque reflue;
 - Sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni (SME);
 - Condizioni diverse da quelle di normale esercizio.
- Prescrizioni relative all'esercizio dell'impianto:
 - Prescrizioni in materia di rifiuti;
 - Prescrizioni in materia di acque;
 - Limiti in materia di emissioni sonore;
 - Prescrizioni di carattere generale per emissioni in atmosfera;
 - Prescrizioni per le emissioni provenienti dalle caldaie di combustione rifiuti e da ulteriori punti di emissione;
 - Piano di monitoraggio e controllo.

EMAS

La registrazione EMAS (acronimo di Eco-Management and Audit Scheme) indica la conformità di un'impresa o di un sito a quanto disposto dal Regolamento Europeo n.1221/2009. Questo regolamento mira a favorire una gestione più razionale degli aspetti ambientali delle organizzazioni sulla base non solo del rispetto dei limiti di legge, ma anche del continuo miglioramento delle proprie prestazioni ambientali, dell'attiva partecipazione dei dipendenti e della trasparenza con le istituzioni e il pubblico. Ottenere la registrazione EMAS e la possibilità di utilizzarne il logo, attesta l'adesione ai principi espressi nel regolamento ed è indice dello standard di qualità e dell'impegno in materia ambientale da parte dell'impresa o del sito registrato.

Inoltre gli impianti di incenerimento possono adottare le seguenti certificazioni: Certificato ISO 14001:2015, Dichiarazione Ambientale 2017-2019, Certificato ISO 9001:2015 e Certificato BS OHSAS 18001:2007.

3. Le emissioni di mercurio

Il mercurio è presente naturalmente nell'ambiente, ma essendo contenuto in altri minerali non rappresenta un rischio significativo. Il problema nasce a causa delle attività umane, attraverso le quali grandi quantitativi di mercurio vengono rilasciati nell'ambiente, continuando a circolare liberamente per migliaia di anni.

Attualmente i livelli di questo elemento, presenti nell'atmosfera, superano i livelli naturali del 500 %, motivo per cui il mercurio oggi si presenta come una minaccia persistente per l'ecosistema e per la salute umana.

Nel presente capitolo si analizzano le proprietà chimico-fisiche del mercurio, con particolare riferimento alla sua tossicità, e si descrivono le origini e la tipologia delle fonti di emissione presenti a livello globale ed europeo. Infine si analizza il problema del mercurio nei rifiuti, soffermandosi sul processo di incenerimento all'interno di un termovalorizzatore.

3.1. Proprietà fisiche e chimiche del mercurio

Il mercurio è un elemento avente una colorazione tipica bianco-argentea. Si tratta di un metallo pesante unico nel suo genere, poiché si presenta liquido a temperatura ambiente, mentre allo stato solido assume le caratteristiche di un materiale duttile e tenero. Il punto di solidificazione è intorno ai $-38.83\text{ }^{\circ}\text{C}$, mentre il punto di ebollizione si aggira al di sopra dei $357\text{ }^{\circ}\text{C}$, valori che sono insolitamente bassi per un metallo.

Inoltre, rispetto ad altri metalli, è un cattivo conduttore di calore, ma un buon conduttore di elettricità.

In natura ed in ambiente antropico/industriale, il mercurio può presentarsi in tre differenti stati di ossidazione:

- Il mercurio elementare (Hg^0): è la forma metallica del mercurio e non è solubile in acqua;
- Lo ione mercurioso (Hg^+): è instabile e viene rapidamente ossidato o ridotto;
- Lo ione mercurico (Hg^{2+}): è la forma ossidata del mercurio ed è solubile in acqua.

In ragione della sua configurazione elettronica unica, il mercurio tende a comportarsi come un gas nobile formando deboli legami e fondendo a temperature basse. È stabile a temperatura ordinaria e non reagisce con aria, ossigeno, anidride carbonica o biossido di azoto, mentre si combina con alogeni e viene attaccato da acido solforico concentrato a caldo, ma non dall'acido cloridrico.

Una delle proprietà fisiche più importanti del mercurio e di alcuni dei suoi composti è l'elevata volatilità, considerando il suo peso molecolare. Questa caratteristica è la

causa per cui questo contaminante può essere presente, in concentrazioni piccole ma significative, in atmosfera, sotto forma di vapore e nel corpo umano, per inalazione o diffusione cutanea. Questo fenomeno ha suscitato notevole interesse nell'ambito professionale: nelle industrie e nei luoghi di lavoro in cui lo si utilizza.

Un'altra proprietà chimica peculiare di questo elemento è la sua capacità, insieme ad altri metalli, di formare soluzioni stabili che possono essere di natura solida, liquida o plastica: gli amalgami. Questi composti sono formati da stagno, piombo, cadmio, zinco, alluminio, sodio, uranio e, soprattutto, metalli preziosi come: oro, argento e platino. È molto importante sottolineare che negli amalgami il mercurio, nel suo stato puro, non mantiene più la sua elevata pressione di vapore.

Dal punto di vista tossicologico, il mercurio possiede una differente potenzialità tossica in funzione dei suoi stati fisici e di ossidazione:

- In forma metallica, il mercurio si può trovare sia in fase gassosa che in fase liquida. Allo stato puro gassoso Hg^0 il mercurio è assai tossico e se respirato, poiché all'interno dell'organismo viene ossidato a Hg^{2+} , determina seri danni al cervello procurando problemi di coordinazione motoria, di vista e di altri organi di senso. Il mercurio liquido è meno tossico e, se ingerito, viene quasi del tutto eliminato nelle feci e nelle urine;
- Lo ione mercurioso Hg_2^{2+} (numero di ossidazione +1) non è molto tossico in soluzione acquosa, non partecipa alle reazioni biologiche e viene eliminato nelle feci prima di provocare danni alla salute;
- Lo ione mercurico Hg^{2+} (numero di ossidazione +2) è potenzialmente molto tossico, ma non viene assorbito dal sistema nervoso come il mercurio in forma metallica. Nelle sue forme inorganiche, per esempio HgCl_2 o HgS (estratto dalle miniere), il mercurio non viene biologicamente assorbito in grandi quantità. Gran parte del mercurio ambientale è presente come ione Hg_2^{2+} e i suoi livelli attuali sono circa da due a cinque volte i livelli presenti nel periodo pre-industriale.

Alla base biochimica della tossicità del mercurio e dei suoi composti c'è la capacità di formare legami covalenti con lo zolfo. Quando esso è nella forma di un gruppo $-\text{SH}$, lo ione Hg^{2+} sostituisce l'atomo di idrogeno per formare mercaptidi: X-Hg-SR e $\text{Hg}(\text{SR})_2$, dove X è un radicale elettronegativo, mentre R indica una proteina. Infatti, i composti organici con gruppi $(-\text{SH})$ sono chiamati *mercaptani* a spiegazione della loro capacità di catturare il mercurio. Questi composti sono fortemente tossici e possono introdursi nell'organismo tramite: ingestione, inalazione dei vapori o semplice contatto dermico, essendo in grado di attraversare la pelle e di bio-accumularsi. Le interazioni con l'organismo sono più o meno accentuate a seconda dello stato fisico del mercurio.

A livello normativo, nel 2005, l'Unione Europea ha fissato un programma ("EU Mercury Strategy") in cui vengono indicati una serie di provvedimenti volti a diminuire l'uso del

mercurio in ogni sua forma. Successivamente, nel 2013, attraverso la Convenzione di Minamata (UNEP, 2013) è stato sancito un accordo internazionale firmato da più di cento paesi in cui è prevista la messa al bando progressiva entro il 2020 di prodotti contenenti mercurio in grado di compromettere la salute umana e lo stato ambientale.

3.2. Fonti emissive naturali ed antropiche

Il mercurio è uno degli inquinanti più tossici esistenti in natura e viene introdotto nei diversi comparti ambientali (aria, acqua e suolo), come la maggior parte degli altri inquinanti, tramite sia processi naturali che antropogenici.

Le principali fonti naturali di mercurio sono: l'erosione delle rocce contenenti mercurio, la volatilizzazione dall'acqua, dal suolo, dalla flora e dalla fauna ed le eruzioni vulcaniche, che liberano questo elemento sotto forma di Hg⁰. Secondo recenti stime (UNEP, 2013), il 10% del mercurio totale emesso in atmosfera è da accreditare a fonti emissive naturali. I rilasci antropici, invece, derivano principalmente dalla produzione di metalli e dai processi di combustione di carbone, rifiuti urbani, fanghi di depurazione e legno. Pertanto, con un tasso di rilascio stimato compreso tra le 630 e le 6800 t all'anno, con un valore medio di circa 4500 t/anno, le fonti antropiche costituiscono da sole circa il 30% del mercurio immesso nell'atmosfera ogni anno. Nella successiva *Tabella 3.2.1.* si riportano le principali fonti emissive.

Rilasci a causa della mobilitazione di impurità di mercurio	Rilasci a causa di estrazioni intenzionali o usi del mercurio	Rilasci a causa dei trattamenti di rifiuti, cremazioni, ecc.
Impianti di produzione elettrica e di calore alimentati a carbone	Estrazioni di mercurio	Inceneritori di rifiuti
Impianti di produzione di energia alimentati con altri combustibili	Estrazioni minerarie d'oro a livello artigianale	Discariche
Produzione del cemento	Produzione di soda caustica	Forni crematori o cimiteri
Attività minerarie o altre attività metallurgiche	Utilizzo di lampade fluorescenti, riempimenti degli amalgami dentali	
Attività dovute al traffico (Benzina, Diesel, Cherosene, Biocombustibili)	Attività manifatturiere di prodotti contenenti mercurio	

Tabella 3.2.1.: Fonti emissive di mercurio rilasciate annualmente nell'ambiente (fonte: Pirrone et al., 2010)

Complessivamente il rilascio totale di mercurio nella biosfera, comprendente anche l'atmosfera, le acque superficiali e il suolo, è quindi dell'ordine di 10000 t/anno. Per quanto concerne il restante 60% delle emissioni di mercurio a livello globale, la causa è da ricercare nei fenomeni relativi alla rimobilizzazione o re-immissione. Si tratta in generale di fenomeni che liberano nuovamente il mercurio già immobilizzato a livello del terreno e della vegetazione e nell'ambiente acquatico.

Di seguito si riportano le principali attività umane che determinano un rilascio consistente mercurio.

La combustione di carbone e l'uso di combustibili fossili

Limitatamente al carbone utilizzato negli impianti di generazione in Europa, la concentrazione del mercurio al loro interno è compresa tra 0.03-0.35 mg/kg. La variabilità di tale concentrazione è funzione soprattutto della provenienza geografica (talvolta anche della singola miniera) del carbone.

All'atto della combustione il mercurio presente nel carbone si converte completamente a mercurio elementare Hg^0 , il quale, per l'elevata volatilità, si trasferisce quantitativamente nella fase gassosa. Il mercurio elementare Hg^0 può quindi ossidarsi a Hg^{2+} sia in fase omogenea che tramite interazione con il particolato, determinando forme ossidate quali $HgCl_2$, HgO , $HgSO_4$. Il cloruro di mercurio è senz'altro la forma prevalente in quanto anche i tenori più bassi di cloro nel carbone risultano comunque in eccesso e tali da garantire la formazione di $HgCl_2$. Le forme ossidate possono essere in parte adsorbite dal particolato delle ceneri volanti.

Il mercurio può quindi essere emesso in atmosfera come mercurio elementare Hg^0 in fase vapore, mercurio divalente Hg^{2+} in fase gassosa e mercurio associato al particolato. Il carbone non è un composto particolarmente ricco di mercurio, tuttavia i grandi quantitativi utilizzati in tutto il mondo fanno sì che dalla sua combustione vengano liberate ingenti quantità di Hg.

Le attività minerarie di estrazione, di fusione e di produzione di metalli non ferrosi

Come il caso precedente, gli enormi volumi di minerali estratti ed utilizzati in queste applicazioni comportano il rilascio di mercurio in grandi quantitativi. Nei processi di estrazione e di trattamento dei metalli, la maggior parte del mercurio viene stoccata all'interno dei prodotti finali causando successivi rilasci non intenzionali.

La produzione di cemento

In questo contesto l'emissione è dovuta principalmente al tipo di combustibile utilizzato durante il processo. La produzione del cemento richiede grandi quantità di combustibile, come il carbone, il petrolio e i gas, la cui combustione produce grandi quantità di anidride carbonica e libera inoltre vari inquinanti atmosferici, fra cui il

mercurio.

Il contributo relativo di questa fonte emissiva ha subito un forte incremento negli ultimi anni, dal momento che per la produzione del cemento sono stati adottati nel tempo un numero sempre maggiore di combustibili alternativi aventi percentuali di mercurio più o meno elevate, quali oli usati, fanghi di depurazione, legno usato, solventi, pneumatici, grasso e farina animale, materie plastiche e rifiuti provenienti dall'agricoltura e dall'industria.

Le raffinerie di petrolio

Il petrolio, seppur in ridotte quantità, contiene atomi metallici in quantità modeste, sia combinati con i composti organici, sia in sali disciolti in tracce d'acqua, quali metalli pesanti come il mercurio. Pertanto le sue dispersioni costituiscono già una causa inquinante. Sebbene bisogna tener conto della presenza del mercurio per tutta lavorazione in raffineria, la maggior parte delle fonti emissive di mercurio derivante da tale processo è associato all'utilizzo di catalizzatori che vengono inibiti dai metalli pesanti e agli scarti solidi finali che vengono gestiti in discarica.

Estrazione dell'oro a livello artigianale

Il mercurio è impiegato in tale attività per la sua capacità di combinarsi con l'oro formando un amalgama, che consente di separare l'oro presente dal minerale iniziale che lo contiene. Questo tipo di tecnica contribuisce al rilascio di quantitativi piuttosto difficili da quantificare, dal momento che l'estrazione dell'oro non è regolata a livello normativo e rappresenta molto spesso attività illecita. Inoltre le emissioni prodotte sono per di più diffuse e non puntuali.

I rifiuti trattati in discariche od inceneritori

In questo caso la causa inquinante è da ricercare in tutti quei prodotti contenenti mercurio, quali pile, lampade a risparmio energetico, tubi al neon, componenti elettroniche e rifiuti di origine sanitaria, che, a valle di una cattiva raccolta differenziata, sono inviati a processi di smaltimento mediante combustione ad alta temperatura oppure stoccati in discarica, determinando in questo specifico caso la possibilità di emissione di mercurio in seguito all'azione di agenti atmosferici e biologici.

Secondo un'analisi approfondita effettuata da Shaub nel 1993, alla fine del XX secolo la concentrazione di mercurio nei rifiuti era di circa 4 mg/kg. Questa concentrazione può risultare bassa, ma non lo è se si considera il quadro complessivo globale di produzione di rifiuti. La concentrazione è diminuita notevolmente nel corso dell'ultimo decennio, grazie ad una notevole riduzione dell'applicazione del mercurio ed all'introduzione di efficaci sistemi di riciclo delle batterie. Attualmente la concentrazione di mercurio nei rifiuti solidi urbani è di circa 2 mg/kg.

Gli amalgami dentali

L'amalgama dentale è una lega utilizzata in ambito odontoiatrico per realizzare otturazioni definitive. La composizione dell'amalgama è a base di argento, stagno, rame, zinco e mercurio. Oltre ad essere il metallo presente in maggior quantità nel composto (circa il 52% del totale), il mercurio è il metallo più pericoloso.

L'emissione di mercurio dagli amalgami ha luogo durante il periodo di applicazione all'interno della cavità orale, determinando sul lungo periodo una diretta intossicazione, e in corrispondenza dello smaltimento, realizzando un inquinamento diretto sull'ambiente. Nel primo caso la liberazione del mercurio avviene attraverso la progressiva corrosione dell'amalgama a fronte di abitudini umane quotidiane e processi biologici, mentre un errato smaltimento degli amalgami alla fine del loro ciclo di vita comporta un elevato quantitativo di mercurio emesso in atmosfera o disperso al suolo e in acqua.

Rilasci da operazioni di riciclaggio e recupero di metalli

Generalmente questo contributo è considerato inferiore a quello della produzione primaria del materiale ferroso stesso in questione. E' opportuno però citarlo dal momento che le operazioni di riciclo e l'utilizzo delle materie prime secondarie stanno assumendo sempre più importanza e una grande applicazione, soprattutto in ambito Europeo.

Rilasci dovuti alla combustione di biomasse

Come detto in precedenza, il mercurio è presente in natura in diverse forme e in diverse fonti, una di queste è la vegetazione. La biomassa può derivare da numerose sorgenti ed è fondamentale conoscere le proprietà e la composizione chimica di ognuna di esse. Alcuni tipi di biomassa devono essere pretrattati prima che il combustibile possa essere trasferito alla griglia di combustione dove sarà bruciato. Il problema più grande relative alle biomasse è la gestione delle ceneri volatili, che contengono in quantità variabili metalli come il cadmio, il cromo, il rame, il piombo e il mercurio.

Oltre ad operazioni industriali che fanno uso di tali biomasse, questo rilascio è rilevante soprattutto in quelle regioni molto aride dove sono possibili e frequenti incendi naturali.

Rilasci da attività industriali specifiche

Tra le fonti di emissione antropica ritroviamo l'industria della plastica, dove il mercurio viene utilizzato come catalizzatore nella sintesi di poliuretani e del cloruro di vinile, l'industria delle vernici e della carta, dove viene utilizzato come antimuffa, gli impianti cloro-soda, in cui viene utilizzato come catodo nell'elettrolisi del cloruro di sodio, e la

fabbricazione di dispositivi elettrici (lampade a vapori di mercurio, batterie, interruttori a mercurio).

Rilasci legati alla circolazione di veicoli

In quest'ultimo caso rientrano le emissioni delle particelle dai gas di scarico dei veicoli con motori a combustione interna (benzina e diesel), ma anche dall'usura dei pneumatici, dei freni e dell'asfalto. Questo particolato, denominato PM₁₀, rappresenta l'inquinante atmosferico che provoca i maggiori danni alla salute umana in Europa ed è costituito da particelle solide e liquide aventi diametro aerodinamico variabile fra 0,1 e circa 100 µm). Queste particelle possono essere costituite da diversi componenti chimici, di cui i principali sono solfati, nitrati, ammonio, ma anche alcuni metalli pesanti come l'arsenico, il cadmio, il nickel ed il mercurio.

Le concentrazioni di mercurio nella miscela di benzina e diesel sono fortemente differenti e dipendono dalla qualità delle stesse, ossia dai processi di raffinazione che le hanno generate.

3.3. Emissioni a livello globale ed europeo

I risultati riportati nel documento "Global Mercury Assessment, Sources, Emissions, Releases and Environmental Transport" redatto dall'UNEP (2013) consentono di valutare le principali emissioni a livello globale di mercurio (*Figura 3.3.1.*).

Dallo studio emerge come la combustione di carbone rappresenti ancora una delle più rilevanti fonti di rilascio dell'inquinante, responsabile di circa 474 t_{Hg}/anno. Uno degli altri contributi maggiormente rilevanti è senza dubbio essere rappresentato dalle attività di estrazione dell'oro a livello più o meno artigianale (727 t_{Hg}/anno), settore che ha visto un notevole incremento a partire dal 2005 soprattutto con un contributo significativo da parte dei paesi come la Cina. È comunque opportuno considerare che l'estrazione dell'oro può essere in ogni caso effettuata in maniera sostenibile senza l'utilizzo di mercurio o altri composti chimici.

Per quanto riguarda il contributo al rilascio relativo allo smaltimento dei rifiuti (70-90 t_{Hg}/anno), il grado di incertezza risulta essere ancora notevole a livello globale essendo soprattutto influenzato dalla forte eterogeneità dei rifiuti stessi e dall'eventuale gestione o incenerimento di rifiuti pericolosi.

Negli ultimi decenni una serie di ricerche è stata messa in atto al fine di analizzare al meglio la situazione globale legata alla problematica del mercurio. La Cina contribuisce da sola al 50% delle emissioni globali di mercurio, come si può vedere dalle *Figura 3.3.2.* e *Figura 3.3.3.*

È interessante notare, come negli ultimi anni l'andamento delle emissioni di mercurio, nei paesi americani ed europei, sia risultato essere opposto rispetto a quello dei paesi asiatici. Grazie a questi andamenti emissivi opposti si è creata una condizione complessiva relativamente stabile, sebbene le difficoltà nel valutare scenari a livello globale siano rilevanti e molteplici. Le incertezze sono associate alla correttezza dei dati relativi alle attività, alle assunzioni e alle validità riguardanti i fattori di emissione, l'efficacia e l'utilizzo di corrette tecnologie.

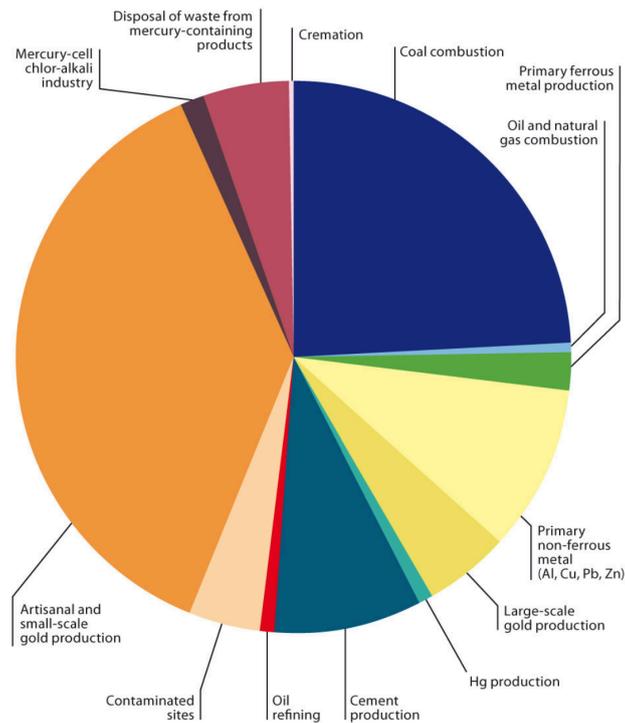


Figura 3.3.1.: Contributo relativo alle emissioni di mercurio stimate in aria da fonti antropogeniche (fonte: UNEP, 2013)

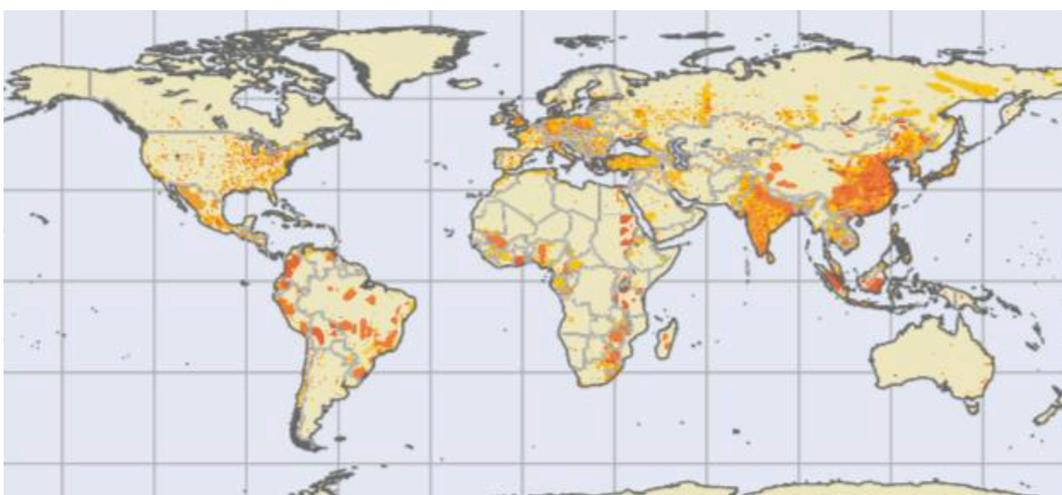


Figura 3.3.2.: Distribuzione globale delle emissioni antropogeniche di mercurio (fonte: UNEP, 2013)

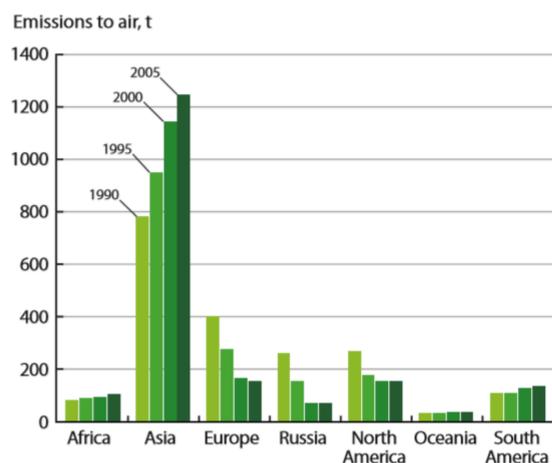


Figura 3.3.3.: Emissioni annue stimate di mercurio dal 1990 al 2005 (fonte: UNEP, 2013)

Attualmente si stima che gli undici paesi mondiali più sviluppati (Danimarca, Francia, Germania, Italia, Giappone, Paesi Bassi, Spagna, Svezia, Svizzera, Regno Unito e Stati Uniti) producano insieme più di 360 milioni di tonnellate di rifiuti urbani all'anno (Whiting & Schwager, 2002). Questo flusso di rifiuti contiene circa 1440 t all'anno di mercurio, quantità che rappresenta una parte significativa del rilascio totale antropogenico globale, stimato circa di 4500 t/anno. Entrando più nel dettaglio, circa il 25 % della produzione mondiale di rifiuti urbani viene trasformata da inceneritori e ciò significa che ogni anno, in questi impianti, arrivano 360 tonnellate di mercurio. Nel 2010, è stato calcolato che il rilascio antropogenico del mercurio, a livello globale, è ammontato a 2320 Mg/anno, ripartito secondo le seguenti categorie:

Categoria di fonte	Emissione di Hg (Mg/anno)
Combustione di olio e carbone	842
Produzione di metalli non ferrosi	310
Produzione di ghisa ed acciaio	43
Produzione di cemento	236
Produzione di soda caustica	163
Produzione di mercurio	50
Estrazione di oro su piccola scala	400
Smaltimento dei rifiuti	187
Produzione del Cloruro di Vinile	24
Altro	65
	2320

Tabella 3.3.4.: Emissioni a livello globale di mercurio da fonti antropogeniche

Per quanto riguarda l'Europa, si può notare, dai dati dell'anno 2000, come il contributo principale dell'emissioni del mercurio sia dato dalla combustione di carbone e fonti fossili, mentre il contributo relativo allo smaltimento dei rifiuti determina solo il 5 % dell'emissione totale annua.

Mentre a livello del bacino del Mar Mediterraneo, le stime relative al 1995 consentono di individuare come principali fonti emissive di mercurio la produzione di cemento, le centrali termoelettriche e gli impianti di incenerimento (*Pirrone et al.*, 2010). In particolare, l'incenerimento di rifiuti urbani contribuisce a circa il 26 % del mercurio emesso annualmente, ma ovviamente le percentuali possono essere fortemente differenti da paese a paese a seconda della specifica gestione dei rifiuti.

L'industria relativa alla produzione del cemento contribuisce a circa il 40 % dell'Hg₀ emesso, mentre gli inceneritori di rifiuti solidi contribuiscono al 46 % del Hg²⁺ rilasciato annualmente nel bacino del Mar Mediterraneo.

3.4. Il mercurio nei rifiuti

Il mercurio è un elemento tradizionalmente impiegato nelle industrie elettroniche ed elettriche, nel settore farmaceutico ed in quello degli inchiostri. La quantità contenuta nel rifiuto è principalmente dovuta alla presenza di batterie (sebbene da circa un decennio tale presenza sia stata molto ridotta), termometri, lampade a fluorescenza ed elementi elettrici contenuti nei rifiuti urbani. Bisogna anche considerare la sua possibile presenza in alcune tipologie di rifiuti speciali, come nei residui dello smaltimento degli autoveicoli ("car-fluff") e nei rifiuti ospedalieri. Tale elemento è presente inoltre in rifiuti da giardinaggio, poiché contenuto nei pesticidi. Tuttavia è bene segnalare come negli ultimi anni si sia notevolmente ridotto l'utilizzo di queste sostanze.

Il Rifiuto Urbano Residuo (RUR) è la parte non riciclabile dei rifiuti solidi urbani che allo stato attuale non è possibile recuperare. Tra le frazioni merceologiche che compongono il RUR, come riportato in *Tabella 3.4.1.*, quelle che presentano le maggiori concentrazioni di mercurio sono: la carta (imballaggi, inchiostro), i tessili e l'organico (sfalci e relativi diserbanti e fungicidi), nonché i residui da demolizione che eventualmente possono essere presenti nel rifiuto domestico. Le batterie e le apparecchiature elettriche ed elettroniche sono generalmente raccolte per via differenziata e, per questo motivo, il loro contributo alla tossicità del rifiuto dovrebbe essere di piccola entità nonostante contengano quantità elevate di mercurio. Pertanto possono essere sufficienti piccoli quantitativi di tali materiali nel RUR per aumentare, anche in maniera importante, la concentrazione di mercurio.

Frazione merceologica	Quantità (mg/kg) ⁽¹⁾	Quantità (mg/kg) ⁽²⁾
Carta	0.131	0.10
Plastica	0.025	0.10
Organico	0.172	0.10
Legno	0.031	-
Tessili	0.049	0.10
Metalli	0.087	< 1.00
Vetro	0.004	< 0.1
Materiali da costruzione leggeri	1.102	< 1.00
Batterie	0.031	-
Piccoli elettrodomestici plastici	0.000	-
Sottovaglio	0.106	-
(1): Riferimento bibliografico a Rigo et al. (1993)		
(2): Riferimento bibliografico a Burnley (2007)		

Tabella 3.4.1.: Presenza di mercurio nelle frazioni merceologiche dei RUR
(fonte: Politecnico di Milano, 2011)

In seguito ai sempre più frequenti processi di sostituzione delle sopracitate apparecchiature obsolete con altre a più basso tenore di mercurio, si prevede un progressivo aumento della frazione di questo elemento nel RUR nei prossimi anni, conseguenza di un possibile incremento di smaltimento errato.

Riferendosi ora ai rifiuti speciali, il relativo processo di caratterizzazione risulta molto complesso per via della elevata eterogeneità di tale categoria di rifiuto. Questa classe comprende infatti i “car-fluff” ed i Rifiuti Sanitari (ROT). La prima classe è costituita da frazioni plastiche e tessili di autovetture demolite, frazioni metalliche e componenti elettriche. La presenza media di Hg è dell’ordine di 1 mg/kg_{car-fluff}, una quantità simile a quella che caratterizza il RUR, giustificata anche dal fatto che negli ultimi anni il contenuto di mercurio nelle automobili è stato ridotto in modo consistente. Relativamente ai ROT, il mercurio risulta essere presente in aghi, siringhe, termometri, amalgami dentali, con una concentrazione media di 8.1 mg/kg_{ROT}.

A partire dall’anno 2000, non sono più state rilevate concentrazioni di mercurio nel RUR superiori ai 3 mg/kg_{RUR} e la concentrazione media si è ridotta da 2 mg/kg_{RUR}, nel periodo 1994-2000, a 1.05 mg/kg_{RUR}, nel periodo 2001- 2008, fino a raggiungere valori di 0.5 mg/kg_{RUR}, nel 2009. Uno dei motivi più importanti di questa riduzione è di sicuro la Direttiva 98/101/CE del 1998, in cui si afferma che: “A partire dal 1° gennaio 2000 al più tardi, gli stati membri vietano la commercializzazione di pile e di accumulatori contenenti più dello 0.0005 % in peso di mercurio, anche nel caso in cui

tali pile ed accumulatore siano incorporati in apparecchi. Tale divieto non si applica alle pile del tipo a bottone, alle pile composte da elementi a bottone con un tenore di mercurio in peso non superiore al 2 %”.

Nella seguente *Tabella 3.4.2.*, si riporta il contenuto di mercurio presente nei rifiuti urbani, relativo a diversi riferimenti geografici.

Riferimento bibliografico	Riferimento geografico	Mercurio (mg/kg _{RSU})
Blinksjerg (1994)	Danimarca	1.2 - 1.8
Schamachermayer et al. (1995)	Austria	1.3 - 1.8
Hasselriis e Licata (1996)	Canada	0.68
Olajire e Ayodele (1998)	Nigeria	0.4 - 1.4
Belevi (1998)	Svizzera	2.9 - 4.2
Oygard et al. (2004)	Norvegia (1996)	1.53
Bergfeldt et al. (2004)	Danimarca	1.05 - 2.5 ⁽¹⁾
Marras e Silvestrini (2004)	Italia	0.9 - 1.46
Riber et al. (2005)	Danimarca (1999-2001)	0-1 (0.6) ⁽²⁾
Grosso et al. (2005)	Italia	0.4-1.6 (1.08) ⁽²⁾
Corno et al. (2005)	Italia	0.39
Morleo (2005)	Italia	1.4 - 2.2
Huang et al. (2008)	Cina	0.07 - 0.11 ⁽¹⁾
Zhang et al. (2008)	Cina	0.1 - 2.3
Cernuschi et al. (2009) Giugliano et al. (2010)	Italia Impianto FEA FRULLO	0.95 - 3.10 (1.32) ⁽²⁾
Media		1.55
Min		0.00
Max		7.00
(1): Calcolati a partire dai valori sul secco ipotizzando un contenuto di umidità del 25 %;		
(2): Media.		

Tabella 3.4.2.: Presenza del mercurio nei rifiuti urbani (fonte: Politecnico di Milano, 2011)

Riferendosi quindi a differenti zone geografiche e paesi europei e mondiali, si denota un contenuto medio di mercurio nei rifiuti pari a 1.55 mg/kg. In particolare si hanno 1.25 mg/kg se si escludono i due valori più elevati, rispettivamente pari a 5 mg/kg (*Chandler et al.*, 1997) e di 7 mg/kg (*Evans & Williams*, 2000), con valori situati principalmente tra 0.3 mg/kg e 3.2 mg/kg.

3.4.1. Il comportamento del mercurio nel processo di incenerimento

Lo smaltimento e la valorizzazione del Rifiuto Solido Urbano e dei rifiuti speciali, precedentemente discussi, avviene principalmente attraverso il processo di incenerimento ad alte temperature in termovalorizzatori.

Le reazioni che coinvolgono il mercurio, lungo la linea fumi di un termovalorizzatore, sono diverse e determinate da una serie di fattori come: la tipologia di combustibile utilizzata (si possono usare di rifiuti oppure carbone, usato come combustibile ausiliario), la configurazione della filiera di trattamento, le condizioni operative di processo ed i composti presenti nei gas di scarico. Nei gas in uscita dall'incenerimento i principali inquinanti inorganici presenti sono: gas acidi come diossido di zolfo, acido cloridrico, acido fluoridrico, ossidi di azoto, metalli pesanti (Pb, Cd, Hg, ecc.) e polveri legate a sostanze incombuste. Oltre a questi composti si ha la generazione, in misura minore, di inquinanti organici quali: diossine, furani, policlorobifenili ed idrocarburi policiclici aromatici.

Focalizzandosi sul caso in esame del presente lavoro di tesi, il mercurio, contenuto nei rifiuti avviati ad incenerimento e nel combustibile ausiliario alimentato, vaporizza ad elevate temperature, intorno a circa 800-1000 °C, in camera di combustione ed è presente nei fumi sotto forma di gas elementare Hg^0 o nella forma divalente Hg^{2+} , come composto chimico ossidato, allo stato gassoso e particolato.

Il mercurio elementare viene progressivamente ossidato lungo la linea fumi: l'ossidazione di Hg^0 a Hg^{2+} è promossa dalla diminuzione della temperatura del gas esausto, da oltre 800 °C a 300 °C, con una parte di Hg^{2+} che viene adsorbita sulla cenere, formando un legame con essa e generando mercurio in forma particolata. D'altra parte per temperature inferiori a 200-250°C, in presenza di ossigeno e in assenza di specie riducenti, i vapori di mercurio sono parzialmente ossidati a HgO .

Analisi condotte su gas esausti di impianti di incenerimento di rifiuti urbani confermano come il mercurio sia presente principalmente nella sua forma ossidata e solo in parte nella sua forma elementare, come Hg^0 . Le quantità di questo elemento in forma ossidata ed in forma elementare risultano essere rispettivamente pari al 70-90 % ed al 10-30 %. Le percentuali variano molto a seconda della nazione e della tipologia del rifiuto trattato. Prendendo come esempio l'Europa e gli Stati Uniti, si riportano i seguenti valori:

- Mercurio elementare: 10-20 % di quello rilasciato dai rifiuti municipali;
- Mercurio ossidato: 75-85 %.

Queste percentuali potrebbero essere spiegate dalla presenza di un'alta concentrazione di HCl nel flusso gassoso. Questi dati sono stati confermati dalle misurazioni effettuate in Corea, dove si è registrata una percentuale di Hg^{2+} , negli inceneritori di rifiuti solidi urbani compresa tra il 78 % e l'89 %. Mentre, negli

inceneritori di rifiuti industriali, tale percentuale è anche più in alta e varia tra il 96.3 % ed il 98.7 %. Inoltre, è stato osservata che la presenza di gas acidi favorisce l'ossidazione del mercurio elementare, specialmente in presenza di ceneri volanti che catalizzano le reazioni.

In *Figura 3.5.1.* vengono schematizzati i flussi di mercurio che si diramano nel processo di incenerimento dei rifiuti.

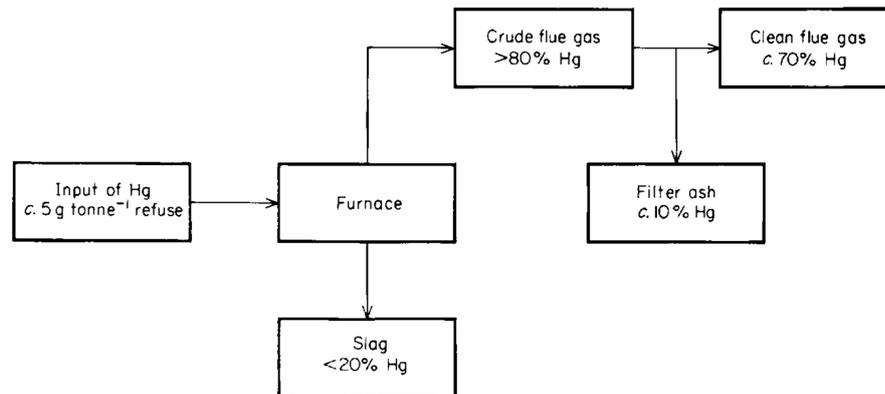


Figura 3.5.1.: Schema del bilancio di massa del mercurio in un processo di incenerimento rifiuti (fonte: H. Vogg et al.)

La tensione di vapore del mercurio e della maggior parte dei suoi composti è elevata e, di conseguenza, durante l'incenerimento la maggior parte passa alla fase vapore. Sulla base di precedenti studi (*Reimann, 1989*) è possibile affermare che solo il 5 % del mercurio presente nei rifiuti si deposita nelle ceneri pesanti, il che significa che il 95 % di questo elemento in ingresso evapora. Successive misurazioni e sperimentazioni hanno mostrato tassi di volatilizzazione ancora più elevati, il che significa che praticamente tutto il mercurio si trasferisce nei fumi (*Giugliano et al., 1991*). A seguito di considerazioni termodinamiche si può concludere che:

- In condizioni di incenerimento a temperature maggiori di 850 °C e contenuti di O₂ tra l'8-10 % in volume, si possa escludere la presenza di composti organici di mercurio;
- I composti come: Hg(NO₃)₂, HgSO₄ e HgO si decompongono rapidamente a 200-300 °C in mercurio elementare;
- Neanche HgS può esistere in un'atmosfera ossidante calda;
- Le specie prevalenti saranno quindi i cloruri di mercurio (I e II) ed il mercurio elementare;
- L'equilibrio chimico calcolato termodinamicamente, per il mercurio in un gas tipico di combustione contenente HCl e SO₂, mostra che il prodotto principale tra 300 e 700 °C è HgCl₂, mentre sopra i 700 °C il mercurio elementare è la specie dominante.

In conclusione, si può affermare che non si è ancora riusciti a determinare, con precisione, quali composti chimici del mercurio siano presenti nel flusso dei fumi, dopo l'incenerimento. La condizione al contorno da includere nella considerazione è che i fumi, nel loro percorso dal forno all'uscita della caldaia, attraversino una zona caratterizzata da un abbassamento di temperatura, da circa 1000 °C a circa 250 °C, in pochi secondi.

Per poter rispondere più in dettaglio sarebbe di particolare importanza determinare quali specie di mercurio siano presenti all'uscita della caldaia, perché da questa conoscenza dipende l'ottimizzazione dei vari metodi di depurazione dei fumi, attualmente applicati al fine di ridurre le emissioni di mercurio. Anche la composizione del mezzo gassoso nel suo complesso ed il tipo di reazioni chimiche che possono avvenire sono fattori di cruciale importanza.

In questo contesto, particolare attenzione deve essere dedicata alle alte concentrazioni di alogeni che, a causa della concentrazione di cloro, dello 0.6-0.7 % nel rifiuto originale, raggiungono valori nel flusso in uscita di circa 1000 mgHCl/m³ alla fine dell'incenerimento.

A valle del processo di incenerimento dei rifiuti, il mercurio si può trovare anche in forma particellare, ovvero in forma solida, in percentuali di circa il 5 % sul totale presente nel flusso gassoso. La formazione primaria di aerosol sub-micrometrici nel gas avviene tramite nucleazione dei vapori di mercurio che sono soggetti a condizioni di sovrasaturazione all'aumentare della temperatura prima della camera di combustione, favorendo la condensazione e la coagulazione. Questo processo può portare all'adsorbimento del mercurio, in forma ossidata (HgCl₂, HgSO₄ e HgO) ed in forma di vapore, sulla superficie delle ceneri volanti, prodotte dalla combustione. Questo fenomeno di accumulo può verificarsi anche su superfici delle particelle solide generate dai processi di trattamento fumi (processi a secco o polveri depositate sui filtri) e su carbone attivo, dosato lungo la linea. Questo comporta la formazione di mercurio particolato. L'adsorbimento è promosso anche da processi che coinvolgono alogeni ed è correlato, in modo positivo, alla superficie specifica.

Le ceneri volanti hanno due caratteristiche principali: svolgono un'azione catalitica nell'ossidazione del mercurio e sono caratterizzate da importanti proprietà assorbenti. In aggiunta, bisogna precisare che la forma ossidata (Hg²⁺) è quella meno volatile e quindi è più facile che si accumuli sulle ceneri depositate in caldaia. Tuttavia, la capacità di rimuovere Hg dipende anche dalla composizione del flusso gassoso e dal contenuto di carbonio nelle ceneri volanti.

L'inquinamento prodotto dal mercurio depositato sulle ceneri volanti sta acquisendo sempre maggiore interesse ed è per questo motivo che bisogna svolgere diversi pretrattamenti per controllare le frazioni di questo elemento, così da evitare che si

disperdano in ambiente.

L'analisi del mercurio contenuto nelle ceneri volanti in termini di concentrazione, speciazione e comportamento alla lisciviazione è stata condotta attraverso la raccolta e la successiva elaborazione applicate a quindici inceneritori di rifiuti urbani in altrettante città della Cina (*Zhou et al.*, 2015). Inoltre, sono state svolte analisi più specifiche utilizzando un metodo basato su tecniche di estrazione selettiva sequenziale (SSE) in fase solida (*Bloom et al.*, 2003). Questo metodo è in grado di distinguere i composti del mercurio sulla base del loro comportamento chimico, piuttosto che sulla base della loro speciazione specifica. Alla luce dei due studi citati, il mercurio estratto dalle ceneri volanti può essere identificato con le seguenti frazioni:

- Mercurio solubile in acqua;
- Mercurio acido solubile;
- Mercurio organo-chelato;
- Mercurio fortemente complessato;
- Mercurio-solfuro.

Generalmente, le prime due frazioni vengono definite insieme come mercurio facilmente solubile in soluzione acquosa, mentre la terza frazione rappresenta la frazione relativa al Hg_2Cl_2 ed il mercurio legato alla materia organica. La frazione quattro comprende Hg(I) e Hg(II) associati agli ossidi di ferro, Hg(II) legato allo zolfo organico amorfo, Hg^0 e amalgami di Hg con Ag. Mentre nei campioni di ceneri volanti raccolti dopo la combustione, quindi dopo il contatto con O_2 , si evidenzia la mancanza di Hg^0 e degli amalgami di Hg-As; questo è dato da due fattori: presenza di un'atmosfera ossidativa e condizioni di elevata temperatura.

Pertanto si può concludere che:

- È possibile il verificarsi della formazione di aerosol sub-micrometrici nel gas tramite condensazione e coagulazione di vapori di mercurio che portano all'adsorbimento del mercurio in forma ossidata sulla superficie di ceneri volanti;
- Tali fenomeni sono favoriti dalla diminuzione della temperatura del gas lungo la linea di trattamento fumi;
- Un'elevata frazione di mercurio fortemente complessato nelle ceneri volanti comporta basse concentrazioni di mercurio nel lisciviato.

3.5. Le anomalie emissive di mercurio dell'impianto analizzato

Il termovalorizzatore presso in esame è dotato, come la maggior parte degli impianti presenti in Europa, di un sistema di monitoraggio in continuo delle emissioni (SME) a camino del mercurio, anche secondo le indicazioni presenti nel documento delle Best Available Techniques Reference (BREFs waste incineration) del 08/2006. D'altra parte

gli stabilimenti che non sono dotati di questo sistema prevedono soltanto controlli discontinui e periodici a camino. È bene precisare che le misurazioni delle emissioni eseguite ad opera del SME non hanno valore fiscale, infatti il metodo ufficiale previsto dal D.Lgs. 46/2014 per il controllo del mercurio è la UNI EN 13211:2003, che prevede il campionamento discontinuo.

Secondo il Decreto Legislativo del 4 marzo 2014, n.46, all'art. 237- quattordicesimo comma 3: negli impianti di incenerimento e di co-incenerimento devono essere misurate e registrate in continuo, nei gas di combustione, le concentrazioni di HCl, SO₂, HF, CO, NO_x, TOC, NH₃ e polveri totali. Inoltre, l'autorità competente può autorizzare che le misurazioni in continuo, dei primi tre contaminanti citati, siano sostituite da quelle periodiche se il gestore dimostra che tali emissioni non possono essere in nessun caso superiori ai valori limite di emissione stabiliti.

Il valore limite viene verificato in modo fiscale dalla ditta di autocontrollo ogni quattro mesi (ogni tre mesi solamente al primo anno di funzionamento) e dall'ARPA (Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale) almeno una volta all'anno.

3.5.1. Sistema di monitoraggio delle emissioni di mercurio

Già dalla sua realizzazione il termovalorizzatore disponeva a camino di uno strumento di misura in continuo del mercurio che misurava ciclicamente le concentrazioni di esso, in uscita dalle tre linee di trattamento fumi. Nel 2015, si procedette all'installazione di due strumenti di misura in continuo per affiancare l'unico allora presente; così a partire dal luglio dello stesso anno, ciascuna linea aveva il proprio strumento di monitoraggio che garantiva una misura dedicata delle concentrazioni.

A settembre del 2016 è stato installato sulla linea 3 il primo analizzatore in continuo di mercurio a processo. Grazie a questo strumento le misure sono risultate attendibili fin da subito, ma per problemi intrinseci di esso la disponibilità dei dati risultava limitata nel tempo. Così furono apportate alcune modifiche dal costruttore che hanno consentito di estendere l'affidabilità dello strumento a valori accettabili, a partire dai primi mesi del 2017.

A fine 2017 si è provveduto a dotare ciascuna linea di un proprio analizzatore in continuo a processo, installato nelle rispettive caldaie; anche se l'attivazione delle misurazioni in caldaia avvenne in modo non simultaneo per le tre linee:

- Linea 1: SME in caldaia attivo dal 19/07/2017;
- Linea 2: SME in caldaia attivo dal 24/03/2017;
- Linea 3: SME in caldaia attivo dal 09/2016.

La decisione, di installare dei misuratori nelle caldaie, fu presa per poter garantire un controllo sui contaminanti in ingresso all'impianto di trattamento fumi, così da poter

prendere precauzioni nel caso di condizioni di sovraccarico e da poter comandare il sistema di alimentazione del carbone attivo.

A partire dalla fine del 2014 si è verificata una criticità legata ad un'anomala presenza di mercurio nelle emissioni che è stata oggetto, nel tempo, di numerosi interventi correttivi che hanno riguardato sia l'aspetto impiantistico che gestionale e che hanno impegnato la società gestore nella ricerca di possibili fonti e rifiuti collegati al mercurio. Si propone di seguito una sintesi dell'evoluzione della problematica fino ad oggi e delle soluzioni adottate per far fronte a tale criticità.

I primi interventi risalgono alla fine del 2014 quando, a seguito di valori anomali di concentrazione del mercurio rilevati dal sistema di monitoraggio, si evidenziò un'anomalia sul sistema di dosaggio del carbone attivo; oltre al ripristino del sistema furono, in quell'occasione, implementati sensori e logiche aggiuntive in grado di verificare la corretta ed effettiva alimentazione del reagente. Nello stesso periodo fu avviata la progettazione e la realizzazione di un sistema di alimentazione di riserva del carbone attivo, per affiancare o sostituire il sistema principale.

A seguito della richiesta da parte delle amministrazioni locali, è stata bloccata l'alimentazione dei rifiuti in tramoggia al verificarsi di valori emissivi superiori a 50 µg/Nm³ per due semi-ore consecutive, con conseguente aumento delle quantità stoccate in fossa, in attesa della risoluzione della problematica. Anche se questa nuova iniziativa ha portato ad una diminuzione della capacità di smaltimento, che è passata da 1400-1600 t/giorno a valori compresi tra 500 ed 800 t/giorno, dal 14/10/2016. In conseguenza di quanto sopra descritto, nello stesso anno, rispetto ai programmi di produzione, si è rilevata una minor produzione di energia elettrica (riduzione del 10.4 %) ed una minore quantità di rifiuti inceneriti (riduzione del 9 %). La situazione ha significativamente condizionato i risultati economici attesi per l'esercizio del 2016. Quanto determinatosi è da imputarsi a conferimenti indebiti di rifiuti contenenti tracce di mercurio.

A metà 2016, si registrarono nuovamente delle criticità emissive che permisero di comprendere come la dinamica del mercurio all'interno della linea fumi non fosse legata esclusivamente all'efficienza di abbattimento tramite carbone attivo, ma dipendesse anche da altri fattori. Così si è proceduto per stadi per identificare i punti critici lungo il sistema: partendo dalla verifica del corretto funzionamento della strumentazione di misura del mercurio, situata a camino.

Beneficiando dei dati raccolti, a seguito dell'installazione del primo analizzatore di mercurio di processo ed alle campagne di misura effettuate, si è cominciata a delineare in maniera più chiara la problematica:

- È stata confermata la presenza di significative quantità di mercurio nei rifiuti in ingresso, periodicamente evidenziata dai rilevamenti sui fumi di processo;

- Si è compreso come il dosaggio del carbone attivo in funzione delle concentrazioni di camino non sia né adeguato né tempestivo;
- Si è identificato che il catalizzatore DeNOx che può alterare le dinamiche emissive attraverso fenomeni di adsorbimento e di rilascio;
- Il termovalorizzatore afferma la presenza di una correlazione tra l'acidità dei fumi nel processo ed il rilascio di mercurio dal catalizzatore DeNOx.

Sulla base di queste considerazioni il gestore dell'impianto ha effettuato diverse operazioni al fine di prevenire queste emissioni anomale e garantire la funzionalità dell'impianto anche in caso di importanti contaminazioni dalla linea fumi. In particolare, si è provveduto a dotare ciascuna linea di un analizzatore di processo, modificando la logica di dosaggio del carbone attivo ed integrando di backup a quella tradizionale. Anche se quello di backup ha manifestato alcuni limiti che hanno portato alla necessità di un'ulteriore modifica del sistema di depurazione a carboni attivi.

Dato che la causa di queste emissioni anomale non è da attribuire solamente al trattamento fumi, è stata effettuata un'analisi riguardante i conferimenti di rifiuti:

- Nell'autunno-inverno 2016 è stata condotta una estesa campagna di controlli sui rifiuti conferiti, che non ha individuato potenziali fonti salvo determinare una non precisa rimozione di RAEE nel circuito della raccolta;
- Si è adottato un limite relativo al contenuto di mercurio nei rifiuti ($\leq 1 \text{ mg/kg}$);
- Si è tentato di tracciare i singoli carichi della tramoggia ma l'attività, svolta si tra aprile e settembre 2017, si è rivelata poco indicativa, a causa della difficoltà operativa nel ricondurre il caricamento della tramoggia al mezzo di conferimento;
- Si è proceduto all'analisi dei mezzi di conferimento per determinare la presenza di vapori di mercurio nel carico;
- L'analisi delle realtà produttive presenti sul territorio (esempio: verniciature industriali).

Sono state inoltre messe in atto alcune azioni (tecniche, di coordinamento, di controllo, di comunicazione ed informazione, ecc.) che hanno consentito di ripristinare già dal mese di gennaio 2017 la normale funzionalità dell'impianto. Per quanto riguarda le tre linee dell'impianto, la situazione complessiva può essere riassunta nel seguente modo:

- Linea 1: da fine novembre 2016 non ha più avuto rallentamenti significativi della produzione, ad eccezione della prima decade di gennaio 2017;
- Linea 2: da fine dicembre 2016 non ha più subito rallentamenti significativi della produzione;
- Linea 3: a dicembre 2016 (dal giorno 12 al giorno 23) ha subito la sostituzione del catalizzatore. A seguito della sostituzione non si sono più verificate anomalie emissive relative al mercurio.

Al fine di sottolineare eventuali collegamenti tra i rifiuti trattati e le emissioni di mercurio, in *Allegato A1.1.* è riportata l'analisi merceologica relativa ad una parte del periodo (dicembre 2016) in cui si sono manifestati i picchi emissivi di mercurio stesso. Siccome nel periodo in cui sono state effettuate le analisi, riportate in *Allegato A1.1.*, (luglio 2017) non si sono manifestati in impianto problemi relativi al mercurio, può essere utile confrontare i risultati delle due analisi merceologiche. La *Tabella 3.5.1.1.* mostra quei parametri che hanno fornito valori percentuali maggiori nel periodo 2016 rispetto al 2017 e che potrebbero pertanto rappresentare eventuali cause di emissioni indesiderate di mercurio.

Frazione	2016	2017	Scarto 2016-2017
Sottovaglio < 20 mm ⁽¹⁾	9.20	6.10	3.10
Putrescibile da giardino ⁽²⁾	20.50	0.53	19.97
Totale putrescibile ⁽³⁾	33.60	32.60	1.00
Cartoncino teso ⁽⁴⁾	3.50	3.37	0.13
Traccianti in film ⁽⁵⁾	0.86	0.57	0.29
CPL fino a 5 l in volume ⁽⁶⁾	3.37	3.36	0.01
Imballaggi poliaccoppiati prevalenza carta ⁽⁷⁾	1.17	0.47	0.7
Imballaggi poliaccoppiati non prevalenza carta	0.78	0.51	0.27
Tessili naturali e sintetici ⁽⁸⁾	11.20	7.00	4.20
Legno non imballaggio ⁽⁹⁾	1.47	0.48	0.99
Metalli ferrosi imballaggio ⁽¹⁰⁾	0.90	0.88	0.02
Metalli ferrosi non imballaggio ⁽¹¹⁾	3.88	0.40	3.48
Totale materiali metallici ⁽¹²⁾	5.40	2.86	2.54
Vetro imballaggio ⁽¹³⁾	2.56	0.41	2.15
Inerti ⁽¹⁴⁾	0.14	0.02	0.12
Totale materiali inerti ⁽¹⁵⁾	5.50	2.49	3.01

Frazione	2016	2017	Scarto 2016-2017
<p>Note:</p> <p>(1): Materiale passante vaglio da 20 mm a luce quadrata. Per l'analisi dell'RSU viene suddivisa al 70% nella frazione putrescibile e per il 30% negli inerti. Per l'analisi dell'organico è invece conteggiata per intero nella frazione putrescibile;</p> <p>(2): Foglie, erba e residui di potatura;</p> <p>(3): Ci si riferisce al contributo complessivo dato da: "Putrescibile da cucina" (alimenti cotti e crudi), "Putrescibile da giardino", "Bioplastica" (sacchetti e oggetti in plastica biodegradabile derivanti da materie prime vegetali), "Altro organico" (organico di diversa origine, come carta da cucina, fazzoletti da naso e simili) ed il 70% della frazione "Sottovaglio < 20 mm";</p> <p>(4): Scatole di cartoncino per prodotti alimentari e non alimentari;</p> <p>(5): Traccianti di imballaggi alimentari e non alimentari in film derivanti da utenze non domestiche; (6) – Il caprolattame (CPL) è il lattame dell'acido 6-amminoesanoico o aminocaproico. È la materia prima per la produzione del nylon 6, che ne è il polimero;</p> <p>(7): Imballaggi costituiti da più materiali;</p> <p>(8): Abiti in cotone e lana, lino e materiali sintetici, collant, borse in stoffa;</p> <p>(9): Legno di arredi vari, bastoni e vassoi;</p> <p>(10): Lattine in acciaio in banda stagnata;</p> <p>(11): Utensili, oggetti vari come viti o tubi;</p> <p>(12): Ci si riferisce al contributo complessivo dato da: "Materiali ferrosi imballaggio", "Materiali ferrosi non imballaggio", "Alluminio imballaggio" (lattine per bevande e barattoli), "Alluminio non imballaggio" (fogli di alluminio, vaschette per alimenti) e "Materiali non ferrosi non alluminio" (oggetti di rame, ottone e piombo, come tubi o particolari di biciclette);</p> <p>(13): Bottiglie per liquidi;</p> <p>(14): Pietre e porcellane;</p> <p>(15): Ci si riferisce al contributo complessivo dato da: "Vetro imballaggio", "Altro vetro" (vetro piatto, pirex e retinato), "Inerti" ed il 30% della frazione "Sottovaglio < 20 mm".</p>			

Tabella 3.5.1.1.: Confronto tra i risultati delle analisi merceologiche svolte da Amiat S.p.A. (Guercio, 2016) per i periodi dicembre 2016 e luglio 2017.

3.5.2. Analisi quantitativa dei superamenti del limite normativo

In questa sezione si procede con l'analisi delle diverse linee di trattamento fumi, focalizzando l'attenzione sul bilancio di massa delle quantità di mercurio all'interno del processo di incenerimento e sulle emissioni di mercurio campionate a camino.

Bilancio di massa interno

Per valutare la quantità del contaminante abbattuta da ogni singola linea di trattamento, è stato effettuato un bilancio tra il flusso del mercurio in uscita dalla caldaia ed il flusso di mercurio in uscita dal camino. Questa analisi è stata applicata al periodo gennaio-giugno 2017, dal momento che si avevano a disposizione i valori semi-orari dei parametri oggetto di studio.

Solo per la Linea 1 non è stato possibile calcolare il bilancio di massa, perché non si disponeva dei valori di flusso del mercurio misurati in caldaia. Tale mancanza è dovuta all'installazione del misuratore avvenuta nel luglio del 2017.

Per quanto riguarda il bilancio di massa della Linea 2 e 3, si riportano nel *Grafico 3.5.2.1.* e nel *Grafico 3.5.2.2.*, i valori di mercurio abbattuti, espressi in grammi, per i mesi di cui si dispongono i dati.

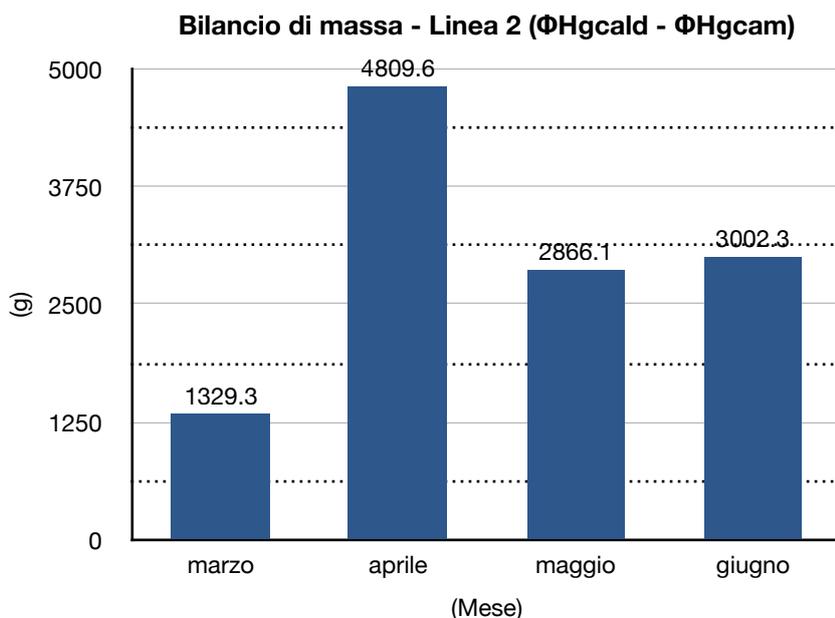


Grafico 3.5.2.1.: Grafico dei grammi di mercurio abbattuti dal sistema di trattamento nei mesi disponibili per la Linea 2

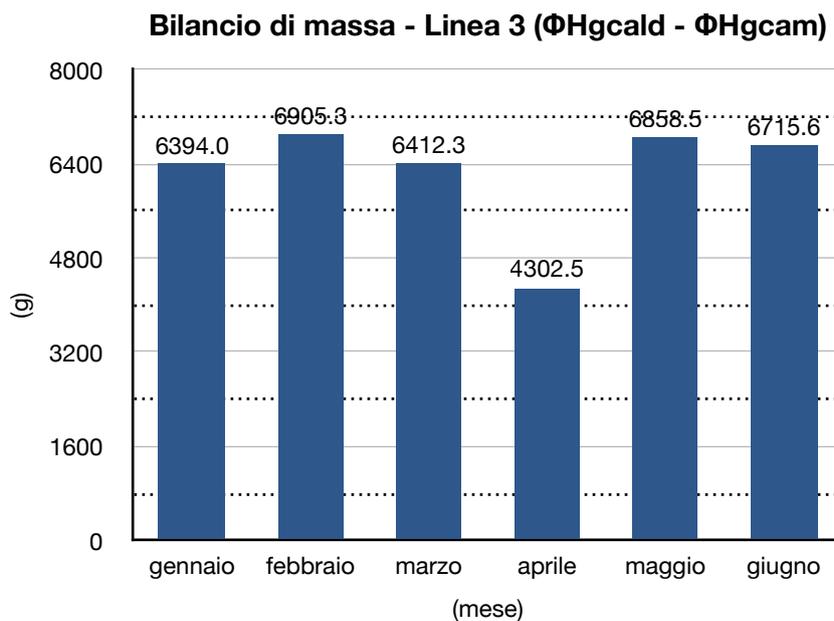


Grafico 3.5.2.2.: Grafico dei grammi di mercurio abbattuti dal sistema di trattamento nei mesi disponibili per la Linea 3

Per un'analisi più approfondita si riportano in *Allegato A2.1.* i singoli grafici relativi ai mesi di marzo, aprile, maggio e giugno del 2017 per la Linea 2. Per i primi tre mesi si può notare come i valori di abbattimento siano sempre positivi per tutti i giorni del periodo considerato. Nel mese di giugno si ha un andamento più irregolare, con valori molto bassi di quantità di mercurio abbattute per i giorni 4 e 26, mentre il giorno 20 sono stati registrati valori negativi.

Volevo approfondire meglio i valori negativi individuati si è calcolata la percentuale del rapporto di riduzione del mercurio per i singoli mesi, con la seguente formula:

$$R = \frac{\Phi H_{g_{cald}} - \Phi H_{g_{cam}}}{\Phi H_{g_{cald}}}$$

Nella *Tabella 3.5.2.1.* sono presenti i risultati calcolati:

	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno
R (%)	94.4	81.1	84.7	67.5

Tabella 3.5.2.1.: Rapporto di riduzione espresso il percentuale per i mesi da marzo a giugno della Linea 2

In particolare per il giorno 20 di giugno si ha un rapporto di riduzione medio giornaliero di -168 % e si registrano 20 superi giornalieri del valore limite di 50 µg/Nm³.

Anche per la Linea 3 si riportano, in *Allegato A2.2.*, i grafici dei mesi da gennaio a giugno. Per i mesi di febbraio, marzo, aprile e maggio non si sono notati valori particolarmente rilevanti della quantità di mercurio abbattuto dalla linea di trattamento. Invece, nei mesi di gennaio e di giugno sono presenti valori di mercurio abbattuti molto bassi ed alcuni sono anche negativi.

Per avere un quadro più chiaro, anche per la Linea 3, è stato calcolato il rapporto di riduzione con l'equazione precedente, ottenendo i risultati presenti in *Tabella 3.5.2.2.:*

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno
R (%)	94.4	96.1	3.2	82.9	94.6	87.2

Tabella 3.5.2.2.: Rapporto di riduzione espresso il percentuale per i mesi da gennaio a giugno della Linea 3

In particolare, per quanto riguarda gennaio si hanno valori negativi per i giorni 6, 7, 8, 9, senza però avere superi giornalieri, e si hanno rispettivamente i seguenti valori del rapporto di riduzione medio giornaliero -252.6 %, -516.8 %, -2768.2 % e -514.9 %. Per il mese di giugno si hanno valori negativi nel bilancio di massa per i giorni 11 e 12,

ma anche qui non si ha il superamento del limite, ed i valori del rapporto di abbattimento sono -336.1 % e - 42.1 %.

Emissioni di mercurio campionate a camino

In *Allegato A3.1.* sono riportate le elaborazioni grafiche relative alle emissioni di mercurio per le tre diverse linee di abbattimento fumi campionate a camino, tramite un analizzatore HM-1400 TRX omologato secondo la EN 15267.

I dati presenti nei grafici sono: la concentrazione di mercurio a camino, espressa in $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, e la quantità di carbone attivo iniettata nel processo per la rimozione dei micro-inquinanti, espressa come kg/h.

Per la Linea 1 si hanno sei grafici, corrispondenti ai mesi da gennaio a giugno, e per ognuno di essi è stato calcolato il numero di superi, ovvero il numero di volte che la concentrazione a camino ha superato il valore limite di legge di $50 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$ (*Tabella 3.5.2.3.*). I valori di concentrazione sono stati campionati con una frequenza di mezz'ora, dalle 00:30 alle 24.

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Totale
n° superi	59	9	18	35	32	20	173

Tabella 3.5.2.3.: Numeri di superi per i mesi gennaio-giugno per la Linea 1 (anno 2017)

Nel caso della Linea 2, invece, il calcolo dei superi è avvenuto solo per i mesi da marzo a giugno, dal momento che solo per tale periodo si disponeva dei dati. Mentre, per quanto riguarda la Linea 3, la disponibilità di dati ricopre nuovamente l'intervallo di tempo gennaio-giugno.

	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Totale
n° superi	0	65	2	109	176

Tabella 3.5.2.4.: Numeri di superi per i mesi gennaio-giugno per la Linea 2 (anno 2017)

	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Maggio	Giugno	Totale
n° superi	0	2	43	31	5	55	136

Tabella 3.5.2.5.: Numeri di superi per i mesi gennaio-giugno per la Linea 3 (anno 2017)

La Linea 2 ha registrato più casi rispetto alle Linea 3, anche se si hanno meno mesi a disposizione, dal momento che in quest'ultima il termovalorizzatore in esame sta sperimentando tecniche di controllo delle emissioni anomale grazie a catalizzatori, che gestiscono l'acidità dei fumi. Inoltre su tale linea è stato installato un nuovo reattore SCR.

4. Metodi di abbattimento degli inquinanti presenti nei fumi di combustione

I principali inquinanti presenti nei fumi di combustione sono: acido cloridrico, ossido di carbonio, ossido di zolfo, ossido di azoto, acido fluoridrico, ammoniaca, carbonio organico totale, diossine, furani, IPA e metalli pesanti, come il mercurio e il cadmio. Inoltre è possibile trovare anche polveri e particolati solidi inquinanti.

Per ridurre le emissioni di questi contaminanti in atmosfera è necessario installare, dopo il processo di combustione, un sistema di abbattimento che permetta di raggiungere e rispettare i valori limite di emissione imposti. I limiti imposti derivano dalla procedura AIA (Autorizzazione Integrata Ambientale), definita in maniera specifica per ogni impianto, e devono essere congruenti con i valori stabiliti nei decreti legislativi e ministeriali in materia di emissione di inquinanti in atmosfera derivanti da attività di incenerimento rifiuti, quali D.Lgs. 152/06, D.M. 60/2002, D.Lgs. 183/2004 e D.Lgs. 155/2010.

La scelta del sistema di abbattimento degli inquinanti è condizionata dalla tipologia di rifiuto trattato e dalle tecnologie disponibili al momento della realizzazione del progetto dell'impianto. In generale, tutte le tecniche ad oggi presenti permettono l'abbattimento delle sostanze a valle del processo di combustione e si differenziano in funzione dello stato fisico e chimico dell'inquinante da rimuovere.

Nel presente capitolo si procede quindi con l'analisi delle tecnologie di rimozione e di riduzione maggiormente presenti negli impianti di trattamento rifiuti, descrivendo in dettaglio il sistema di abbattimento delle sostanze inquinanti adottato dal termovalorizzatore di Torino.

4.1. Controllo e gestione 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 confronti dei micro-inquinanti tossici e con capacità di controllo spinto per alcuni macro-inquinanti, in precedenza poco considerati, come SO₂ e NO_x.

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

- Particolato;
- Gas acidi;
- Ossidi di azoto;
- Micro-inquinanti.

In *Tabella 4.1.1.* vengono riportati i livelli di concentrazione dei principali inquinanti prodotti dall'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
Materiali 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.			

Tabella 4.1.1.: Concentrazione dei principali inquinanti da attività di termodistruzione prima del sistema di riduzione (fonte: Cernuschi, Grosso, Pizzimenti, 2000)

4.1.1. Filtrazione del particolato

Le operazioni di depolverazione sono orientate, oltre che alla rimozione del particolato nel suo complesso, alla separazione ad elevata efficienza del materiale con granulometria più fine che, durante la combustione ed il seguente raffreddamento dei fumi, veicola per condensazione sulla sua superficie gran parte dei micro-inquinanti volatili tossici, come: 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.

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

Processi a secco

Nei processi a secco si usano principalmente i precipitatori elettrostatici (PES) o i filtri

superficiali in tessuto. Si hanno anche dei filtri di ceramica a bassa intensità, ma si tratta di una tecnologia innovativa e poco sperimentata. In *Tabella 4.1.1.1.* si ha un confronto tra i valori dei principali parametri operativi dei sistemi di rimozione a secco del particolato.

Parametro	ESP	Filtri in tessuto	Filtri in ceramica
Temperatura di utilizzo (°C)	130 - 400	20 - 200 (1000)	20 - 750
Temperatura massima (°C)	450	250	1100
Resistenza agli agenti chimici	Buona	Media-scarso	Molto buona
Velocità massima di filtrazione (cm/s)	50 - 200	1.5 - 2	3 - 4
Perdita di carico (mm H ₂ O)	10 - 20	120	120
Efficienza di rimozione (0.5 mm) (%)	99.0	99.5	> 99.9

Tabella 4.1.1.1.: Confronto dei valori dei principali parametri operativi di precipitatori elettrostatici (PES), filtri a tessuto e filtri a ceramica (fonte: Boscak&Andersen, 2000)

Il principio fondamentale su cui si basano i precipitatori elettrostatici è quello di caricare elettrostaticamente le particelle per facilitarne successivamente la rimozione. In questo sistema, il gas contenente le particelle passa attraverso due piastre, in cui sono presenti alcuni elettrodi ad alto voltaggio (tipicamente 15-50 kVolt) che caricano le particelle negativamente, tramite un effetto “a corona”. Le piastre invece, caricate positivamente, creano una forza elettrostatica perpendicolare alla direzione del flusso, che trascina le particelle verso di esse, formando così un ammasso detto “cake”. Successivamente, le piastre vengono fatte vibrare periodicamente per fare cadere le particelle catturate, le quali, una volta cadute, vengono raccolte tramite tramogge. L'effetto di carica è più sentito dalle particelle con diametro maggiore, dato che presentano una maggior sezione al loro ingresso nella corona.

L'efficienza di rimozione può essere incrementata aumentando il voltaggio applicato all'elettrodo, ma il conseguente sviluppo di scintille potrebbe causare abbassamenti del rendimento e fenomeni di erosione elettrica dell'elettrodo. Per evitare questo inconveniente si utilizzano scariche impulsive, di breve durata, che evitano la formazione di scintille nel gas ionizzato. Ad esempio, nella tecnologia COROMAX (Boscak & Andersen, 2000) le frequenze utilizzate sono comprese tra i 20 – 200 impulsi al secondo.

In generale, il rendimento del dispositivo aumenta all'aumentare del numero di zone di ionizzazione. Infatti, 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 Stokes. Con

questo metodo di rimozione si hanno diversi vantaggi, quali: la modesta manutenzione, in termini economici e di tempo, la bassa richiesta di energia e una buona efficienza entro una ragionevole gamma di diametri. Tra i limiti, si riporta una ridotta efficacia nel caso di solidi a bassa o elevata resistività e nei confronti delle particelle di più ridotte dimensioni. Infatti, le particelle solide a bassa resistività non aderiscono alle piastre e vengono facilmente ricatturate dentro il flusso gassoso, motivo per cui si fissa come limite di resistività 107 ohm·cm. Al contrario, per le particelle ad elevata resistività, i PES non si utilizzano in presenza di valori superiori a $2 \cdot 10^{10}$ 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.

Rispetto ai PES, i filtri in tessuto sono in grado di garantire efficienze di captazione globalmente superiori, soprattutto nei confronti delle particelle sub-microscopiche, le quali rappresentano la frazione di particolato avente la maggior importanza nella valutazione dell'emissione di polveri respirabili e di aerosol di composti organici cancerogeni e tossici. I filtri in commercio maggiormente usati sono i filtri a manica a scuotimento ed a getto pulsato, generalmente chiamati anche baghouse in relazione alla struttura metallica che li contiene.

Nel primo caso, la struttura è costituita da un gran numero di borse cilindriche di tessuto chiuse in alto e appese ad un supporto. Il gas passa da una piastra sottostante all'interno delle borse ed attraverso esse, lasciando il materiale solido attaccato alla superficie del tessuto. Nei filtri a getto pulsato, invece, il flusso gassoso da depurare entra lateralmente all'interno della baghouse ed attraversa le colonne di filtri a manica, simili alle precedenti, ma aperte nella zona superiore.

Le periodiche operazioni di pulizia vengono effettuate 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.

I filtri di ceramica, sebbene rappresentino una tecnologia ancora da sviluppare, si stanno rivelando una tecnica di rimozione del particolato estremamente efficiente. Questa tipologia ha superiore resistenza agli agenti chimici ed una maggiore tolleranza alle alte temperature (scintille comprese). In aggiunta, la minore perdita di carico, la maggiore vita media 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 ad umido

Nel campo dei processi di depolverazione ad umido solo i sistemi di tipo Venturi si differenziano per la loro efficacia, seppur generalmente inferiori a quelle dei filtri in tessuto. In questi sistemi la captazione delle polveri fini è resa particolarmente efficace dall'atomizzazione spinta del liquido. Infatti, nello scrubber Venturi la raccolta delle particelle avviene dopo il contatto della corrente gassosa accelerata con una superficie umida, tipicamente costituita da gocce d'acqua.

Il particolato viene catturato mediante tre meccanismi fondamentali:

- Impatto: 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 può essere incrementato dall'aumento della concentrazione delle gocce-bersaglio, dalla differenza di velocità tra particelle e gocce e dalle caratteristiche inerziali delle particelle (*Pittaluga, 1997*).

Una volta catturato il particolato, le gocce contenenti il materiale raccolto vengono fatte passare in un ciclone, nel quale vengono separate dal flusso gassoso depurato. Il ciclone è rappresentato da 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, aventi generalmente un diametro superiore a 5 mm, sono spinte dalla forza centrifuga verso le pareti, 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, ed il rapporto liquido-gas. Quest'ultimo viene generalmente mantenuto entro una fascia di valori compresi tra 0.7 e 2.7 l/m³, mentre la velocità va da 0.5 a 1.2 m/s.

Questo sistema presenta due particolari svantaggi: il trattamento e lo smaltimento degli spurghi liquidi e le perdite di carico elevate richieste. D'altro canto, gli effetti di assorbimento e di saturazione adiabatica del gas rendono questa tecnologia molto interessante per la rimozione simultanea di macro-inquinanti gassosi e soprattutto per la condensazione dei micro-inquinanti più volatili.

La *Tabella 4.1.1.2.* riporta in sintesi le caratteristiche applicative dei diversi sistemi di abbattimento polveri finora presentati.

Polveri			
Trattamento		Vantaggi	Svantaggi
Secco	ESP	Elevata resistenza	Efficienza di rimozione < 99 %
		Ridotti costi di gestione	Efficacia ridotta per particelle con bassa o alta resistività
		Limitata perdita di carico	
	Filtro a maniche	Efficienza di rimozione > 99 %	Ridotta resistenza
		Favorisce i processi di rimozione dei micro-inquinanti	Maggior perdita di carico
			Rischio di infiammabilità
		Maggior costi di gestione	
Umido	Scrubber Venturi	Elevata resistenza	Perdite di carico elevate
			Presenza di spurghi liquidi da smaltire
			Efficienze inferiori ai sistemi a secco

Tabella 4.1.1.2.: Caratteristiche operative dei diversi processi di rimozione polveri

4.1.2. Rimozione 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 ad umido

I processi ad umido rappresentano la tecnologia convenzionale ormai consolidata per la rimozione dei gas acidi, grazie all'affidabilità derivante dalle numerosissime applicazioni e agli elevati rendimenti che ne caratterizzano le prestazioni.

La rimozione degli inquinanti di interesse si basa sul loro trasferimento in fase liquida. Ciò si ottiene mettendo 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 spruzzo. 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. Nel momento in cui il gas raggiunge la testa della colonna, la maggior parte dei componenti, in esso presenti, si è sciolto nel solvente ed il gas pulito passa in atmosfera o ad un altro impiego. Il solvente carico, che contiene la maggior parte delle sostanze inquinanti, può eventualmente essere ricircolato, previo trattamento di stripping.

Nel caso dell' SO_2 , caratterizzata da una solubilità in acqua assai più scarsa, si ricorre di norma ad un assorbimento di tipo chimico con soluzioni alcaline di soda (non si ricorre alla calce, anche se meno costosa, poiché 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.

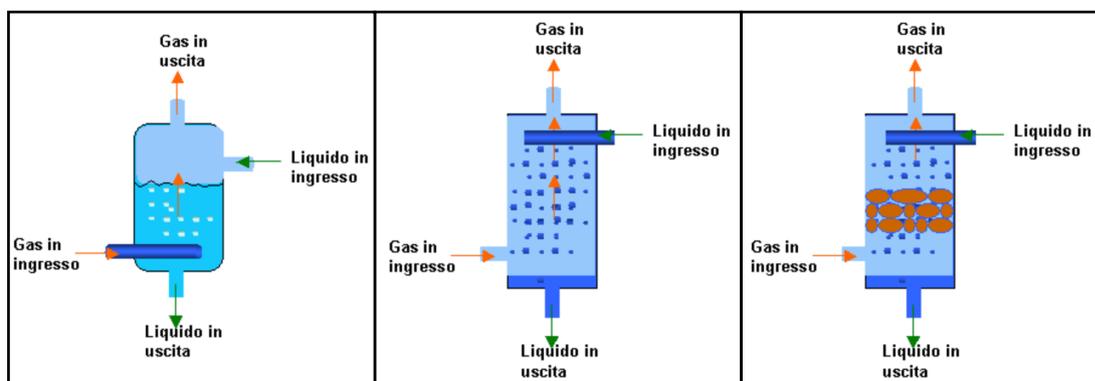


Figura 4.1.2.1.: Schema tre metodi di rimozione, da sinistra: gorgogliatore, torre a spruzzo e colonna ad impaccamento

La Figura 4.1.2.1. mostra 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. Tuttavia, esso ha un elevato salto di pressione. La pressione del gas deve almeno eguagliare la pressione idrostatica del liquido, se no vi è il rischio di avere una pressione tanto grande da risultare dispendiosa. 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, ma caratterizzata dal riempimento dello spazio aperto con un materiale solido che consente al liquido di rivestire la superficie e scorrervi sopra in un film

sottile. 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. Il terzo tipo di dispositivo nominato 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 presentati.

Per quanto riguarda la velocità dei gas, questa varia da circa 0.3 m/s, in una torre a impaccamento, a 3 m/s in una camera a spruzzo.

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. 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 pertanto 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 micro-inquinanti volatili, per effetto dell'abbassamento di temperatura dovuto alla saturazione del gas. A tal proposito, va tuttavia segnalato che, per quanto riguarda le diossine (PCDD) e i furani (PCDF), sono stati rilevati incrementi della concentrazione nei gas in uscita dalle torri di lavaggio. A tale fenomeno è stato dato il nome di effetto memoria (*Cernuschi, 1999*), causato dall'adsorbimento e dal successivo desorbimento di diossine e furani sui rivestimenti plastici delle colonne.

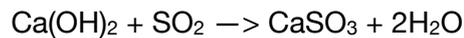
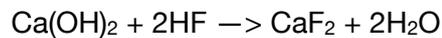
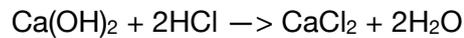
I residui del processo di depurazione sono costituiti dalla soluzione esausta, spurgata dalle torri, che presenta un elevato contenuto salino e richiede, di norma, un trattamento di neutralizzazione e precipitazione chimica, con conseguente produzione di fanghi che, a seguito degli effetti di condensazione, risultano essere caratterizzati da un apprezzabile contenuto di metalli volatili, in particolare dal mercurio (*Cernuschi et al., 2000*).

Processi a secco

Le difficoltà nella gestione dei solidi e nello smaltimento dei fanghi umidi, derivanti dai processi a umido, sono alla base dello sviluppo di processi a secco, i quali determinano un residuo più facile da smaltire. Tali processi si basano sull'iniezione di particelle alcaline nella corrente gassosa. Infatti, la rimozione di SO₂ e gas acidi avviene tramite reazioni di neutralizzazione che si sviluppano sulla superficie del reagente utilizzato, a seguito di fenomeni di adsorbimento, chemiadsorbimento ed assorbimento. Le particelle alcaline possono essere aggiunte sia allo stato secco che come sospensione acquosa concentrata (sistema a semi-secco), ma, in entrambi i

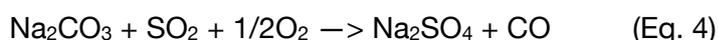
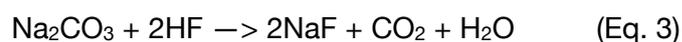
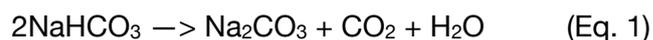
casi, i prodotti delle reazioni si ritrovano sotto forma di polveri nella corrente gassosa e richiedono quindi ulteriori operazioni di depolverazione per completare la rimozione.

Il reagente più usato 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 tale motivo, per limitare il dosaggio di reagente, rispettando nel contempo le caratteristiche funzionali del depolveratore finale, si considera ottimale l'intervallo di temperatura tra i 100 °C e i 150 °C. Operando a temperature intorno a 140 °C, con eccessi di calce consistenti e con rapporti stechiometrici anche superiori a 2, il processo è in grado di consentire concentrazioni nei gas trattati pari a circa 15-20 mg/m³ di HCl e 20-30 mg/m³ 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, ha consentito l'applicazione anche a temperature di 120-135 °C, con un consumo medio di reattivo più ridotto ed al contempo concentrazioni in uscita sino a 10 mg/m³ di HCl e 15 mg/m³ di SO₂. Purtroppo, anche in queste condizioni, 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 quanto, possedendo una grande affinità nei confronti di HCl e SO₂, 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. 1) 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 i 170-180 °C, con una riduzione nella concentrazione di gas acidi, HCl e SO₂, a livelli inferiori a 5 mg/m³, 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 micro-inquinanti volatili.

La *Tabella 4.1.2.1.* mostra un sintetico riepilogo delle caratteristiche dei diversi processi finalizzati alla rimozione dei gas acidi.

		Gas acidi	
Trattamento		Vantaggi	Svantaggi
Secco	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
		Richiede maggiori quantità di reagente	Maggior costo del reagente
		Efficienze paragonabili ai sistemi ad umido	
		Minor produzione di residui	
		Semplicità impiantistica	
Umido	Acqua + Soda	Elevata efficienza	Maggior costi di gestione rispetto ai sistemi a secco
		Basso consumo reattivi (Soda)	Presenza di reflui liquidi da smaltire
			Effetto memoria delle Diossine

Tabella 4.1.2.1.: Caratteristiche applicative dei diversi processi di trattamento dei gas acidi

4.1.3. Rimozione degli ossidi di azoto

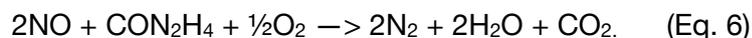
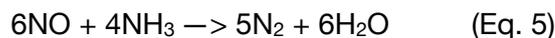
I processi disponibili per la rimozione degli NO_x sono quelli convenzionalmente adottati per i gas di combustione e fanno riferimento a tecnologie di riduzione non catalitica (SNCR = "Selective Non Catalytic Reduction") o catalitica (SCR = "Selective Catalytic Reduction"). In *Tabella 4.1.3.1.* si riportano sinteticamente le caratteristiche dei due processi, mentre di seguito essi vengono più approfonditamente descritti.

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

Tabella 4.1.3.1.: Caratteristiche dei processi SCR e SNCR

Processo SNCR

Il processo SNCR è un metodo di limitazione post-combustione che riduce gli NO_x ad azoto molecolare (N₂) 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:



Come si può osservare, l'urea si decompone in ammoniaca ed anidride carbonica nella fornace. Recentemente essa viene sempre più utilizzata come reagente, per minori problemi di stoccaggio e superiore maneggevolezza.

La temperatura del gas di combustione è fondamentale per l'efficienza del processo di riduzione degli ossidi di azoto. Per l'iniezione di ammoniaca l'intervallo ottimale è tra gli 870-950 °C, mentre 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 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.

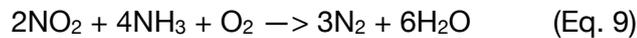
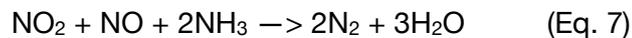
La tecnica è efficace in presenza di monossido di carbonio e con contenuti di ossigeno fino all'1 %, con l'esigenza di un controllo molto stretto dell'aria in eccesso (Botta, 1999).

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, rispettivamente 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 quella 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 ossidi di azoto e l'ammoniaca si combinano sulla superficie del catalizzatore per formare sale d'ammonio intermedio, che successivamente si decomporrà per produrre azoto elementare ed 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, mentre l'efficienza di conversione in condizioni ottimali è estremamente elevata, potendo superare il 90 %. L'intervallo di temperatura utile per le reazioni sopra elencate è compreso tra i 150 °C e i 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 NO_x. 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 di ammonio;
- Deposito di polveri e/o nero fumo;
- Deposito di composti alcalini e alcalino-ferrosi;
- Sinterizzazione;
- Accumulo di metalli pesanti;

I fattori sopra elencati 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, fino a valori di temperatura superiori a quella di condensazione capillare dei sali d'ammonio.

4.1.4. Rimozione dei micro-inquinanti

La presenza di micro-inquinanti nelle emissioni gassose è riconducibile a fenomeni di localizzazione sul particolato di granulometria più fine o di passaggio in fase vapore. Il primo fenomeno avviene per adsorbimento o condensazione sulla sua superficie e 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, ed in particolare si realizzano attraverso:

- Un'efficace captazione del particolato fine, in special modo sub-micronico;
- Sviluppo di effetti di condensazione;
- Utilizzo di additivi adsorbenti;
- Tecniche di conversione catalitica di componenti presenti in fase vapore.

Il primo punto, ovvero la captazione del particolato, si realizza con i sistemi visti in precedenza, in cui la tecnologia più efficace, e di gran lunga la più usata, è quella dei filtri in tessuto. Successivamente, attraverso gli effetti della 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 del trattamento. A tal fine, si può agire abbassando la temperatura o aggiungendo opportuni additivi e procedendo con processi a umido, diversamente da quanto accade nei sistemi a secco a causa delle esigenze connesse al depolveratore. Nel caso di scrubber a condensazione, il raffreddamento consente di raggiungere temperature tra 30-40 °C, che permettono agli elementi volatili di passare con facilità nelle goccioline che si sono generate dal

vapore d'acqua contenuto nei gas. Con questo processo si ha un rendimento elevato per i metalli volatili, in particolare per il mercurio, mentre si possono avere diverse difficoltà per il controllo delle diossine, a causa degli "effetti memoria", illustrati in precedenza. In generale, l'efficacia globale del sistema dipende comunque dalla capacità di rimozione delle particelle e degli aerosol, su cui si concentrano gli inquinanti.

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. In questo senso, il meccanismo agisce sfruttando l'ossidazione del mercurio elementare, caratterizzato da notevoli difficoltà di assorbimento, in mercurio bivalente, il quale può essere assorbito più facilmente nelle condizioni di pH acido, tipiche dei sistemi convenzionali adottati per il controllo dei gas acidi. Nel caso di aggiunta di ipoclorito di sodio, si raggiungono efficienze di rimozione superiori al 99%, con concentrazioni in uscita inferiori a 30 mg/m³ (*Giugliano et al.*, 2000).

Il terzo punto si riferisce ai processi di controllo dei micro-inquinanti con l'utilizzo di additivi adsorbenti. Questi sistemi rappresentano la tecnologia di maggior efficacia e, proprio per questo, di più comune utilizzo nei moderni impianti di termodistruzione dei RSU. L'additivo più diffuso è il carbone attivo, grazie all'ampio spettro di azione ed alle capacità adsorbenti elevate. Questo sistema è realizzato con iniezione dell'adsorbente nel flusso gassoso a monte dell'operazione di filtraggio. Questa configurazione è pensata per aumentare il tempo di contatto tra il mercurio e l'adsorbente, senza causare perdite di carico troppo elevate che si avrebbero con un letto fisso. Si è osservato che il carbone attivo trattiene meglio il mercurio ossidato rispetto a quello in forma elementare e che l'adsorbimento di Hg⁰ è limitato dalla cinetica di adsorbimento mentre quello di Hg²⁺ è limitato dalle collisioni con le particelle di carbone attivo stesso (*Krishnan et al.*, 1994).

Il tempo di residenza è fondamentale in questo processo, soprattutto se il carbone attivo viene iniettato in linea anziché in letti di filtrazione; per questo motivo per temperature di circa 150 °C, si suggeriscono tempi di residenza nell'intorno di 0.5-1 secondi (*Yan et al.*, 2003).

Bisogna sottolineare anche la minore infiammabilità del carbone attivo rispetto ad altri materiali alternativi di minor costo, fattore che lo rende adatto ad un utilizzo in intervalli di temperatura più ampi. Inoltre, per aumentare l'adsorbimento, nel caso particolare del controllo del mercurio, si possono utilizzare carboni attivi trattati termicamente, che permettono, tramite un effetto ossidante o tramite cloro e zolfo, la formazione di cloruri e solfuri di mercurio.

Un parametro determinante ai fini dell'efficienza del processo è la temperatura, infatti la diminuzione delle capacità adsorbenti con essa ed i rischi connessi all'ignizione spontanea del carbone suggeriscono di non oltrepassare i 200 °C, anche se è necessario 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 sono presenti 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.

Il controllo dei micro-inquinanti organici, e delle diossine in particolare, può anche essere fatto tramite processi di conversione catalitica. I catalizzatori attivi nel processo sono gli stessi utilizzati per la riduzione selettiva degli NO_x, costituiti da ossidi di vanadio e tungsteno supportati su platino. Infatti il catalizzatore permette di fissare anche l'O₂ libero, presente nei fumi e di innescare quindi reazioni di ossidazione, con elevati vantaggi, legati alla possibilità di un controllo simultaneo.

Le condizioni operative per la 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 (210-350 °C), conversioni molto elevate (90-98 %) per le diossine ed altri micro-inquinanti organici (Tabella 4.1.4.1.), con concentrazioni in uscita di norma inferiori a 0.1 ngTE/m³ (Giugliano et al., 2000).

Temperatura (°C)	Concentrazione in ingresso (ng/m ³ I-TEQ)	Concentrazione 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

Temperatura (°C)	Concentrazione in ingresso (ng/m ³ I-TEQ)	Concentrazione in uscita (ng/m ³ I-TEQ)
150	55	0.13

Tabella 4.1.4.1.: Prestazioni di sistemi di conversione catalitica nella rimozione di diossine (fonte: Giugliano et al., 2000)

Il processo di conversione catalitica, relativo ai micro-inquinanti, può avvenire anche all'interno del filtro a maniche, previa sostituzione del normale 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 %. Gli aspetti maggiormente problematici legati alla filtrazione catalitica riguardano il costo elevato e la ridotta vita media del materiale catalitico.

La Tabella 4.1.4.2. mostra le caratteristiche dei principali processi di rimozione dei micro-inquinanti.

Micro-inquinanti		
Trattamento	Vantaggi	Svantaggi
Processi a umido	Buona efficacia, soprattutto per Hg	Efficacia subordinata al trattamento di depolverazione
		Effetti memoria per le diossine
		Smaltimento reflui liquidi
Carbone attivo	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

Tabella 4.1.4.2.: Caratteristiche dei sistemi di rimozione dei micro-inquinanti

4.2. Tecnologie utilizzate dall'inceneritore analizzato

Per quanto riguarda il termovalorizzatore preso in esame, il sistema di abbattimento delle sostanze inquinanti presenti nei fumi di combustione è composto da quattro principali stadi, così in successione per ogni linea: un elettrofiltro, un reattore a secco, un filtro a maniche ed un reattore catalitico.

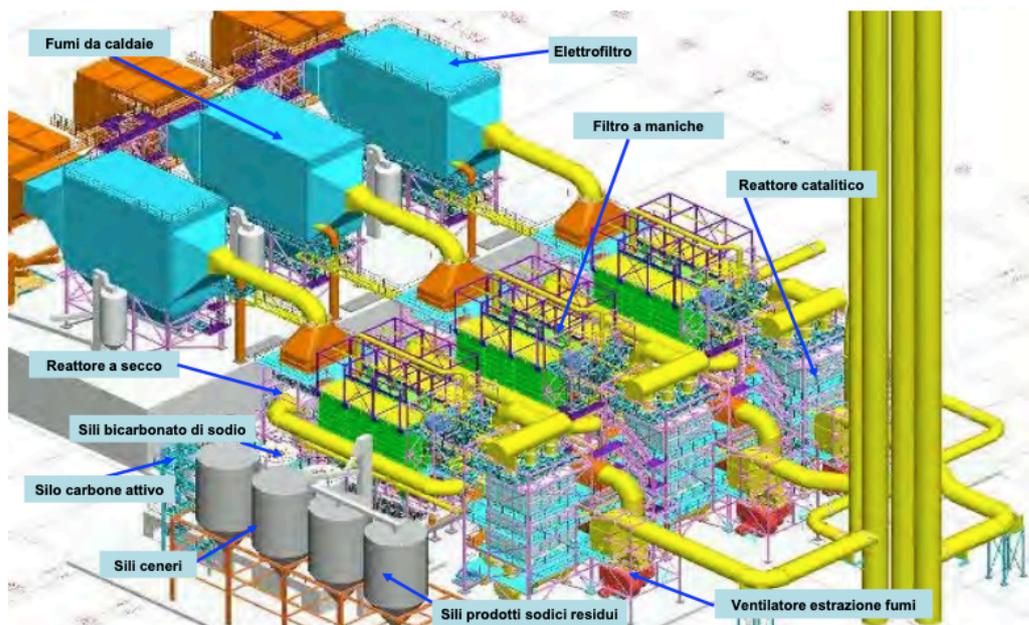


Figura 4.2.1.: Schema illustrativo dell'impianto di trattamento fumi (fonte: Ing. V.M. Fasone, 2015)

4.2.1. Elettrofiltro

I fumi caldi provenienti dalla caldaia entrano direttamente nell'elettrofiltro, passano tra le piastre di raccolta, mentre vengono ionizzati dagli elettrodi ad alto voltaggio. Così facendo le particelle inquinanti vengono rimosse e raccolte in tramogge, al cui fondo è presente un trasportatore che convoglia le polveri verso il sistema di trasporto ceneri. Le tramogge sono dotate di vibratori e misuratori di livello e di temperatura. All'uscita di questo sistema, i fumi sono puliti dalla maggior parte delle polveri.

In questo stabilimento si è scelto di installare un elettrofiltro a tre campi, per garantire un contenuto di polveri sufficientemente basso all'uscita e per ottenere un contenuto basso di assorbente esausto. Il sistema è composto da un ingresso divergente con griglia di distribuzione, per migliorare la diffusione del gas. Ciascun campo è dotato di elettrodi di emissione e elettrodi di raccolta. Successivamente le ceneri vengono raccolte sotto il filtro e trasferite al silo attraverso:

- Un trasportatore a nastro, posizionato sotto la tramoggia del filtro;
- Una valvola a doppia cerniera;
- Un sistema di trasporto meccanico verso il silo.

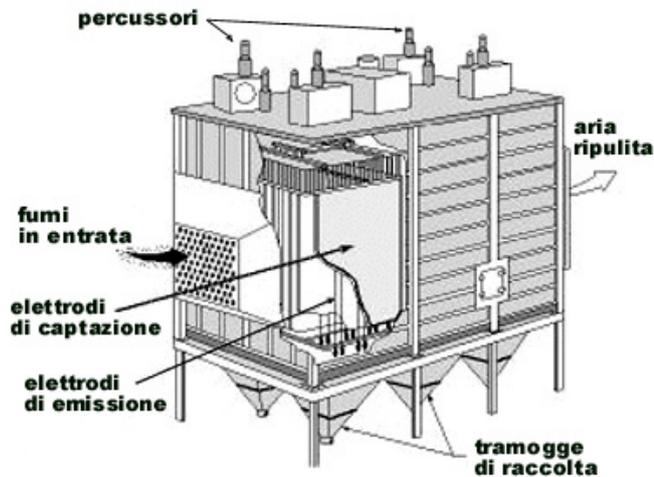


Figura 4.2.1.1.: Schema illustrativo del funzionamento dell'elettrofiltro (fonte US EPA)

4.2.2. Reattore a secco

Nel secondo passaggio, il gas proveniente dall'elettrofiltro viene fatto passare attraverso un economizzatore, ossia una sorta di scambiatore di calore avente come scopo quello di preriscaldare il fluido, così da ottenere una riduzione del consumo di energia recuperando il calore contenuto nei prodotti di combustione.

All'uscita dell'economizzatore, cioè all'ingresso del reattore a secco, vengono iniettati bicarbonato di sodio (NaHCO_3) e carbone attivo in forma di polvere, al fine di abbattere la maggior parte dei gas acidi, delle diossine, dei furani e dei metalli pesanti presenti nei fumi di combustione. Il carbone attivo, essendo altamente poroso, adsorbe i micro-inquinanti, sia quelli inorganici (metalli pesanti) sia organici (diossine, furani, composti clorurati ed idrocarburi policiclici aromatici). In contemporanea, il bicarbonato reagisce chimicamente con i macro-inquinanti gassosi, quali ossidi di zolfo ed acidi (cloridrico, fluoridrico). Per mezzo di queste due reazioni si formano ulteriori composti gassosi che vengono espulsi attraverso il camino sotto forma di anidride carbonica (CO_2) e vapore acqueo (H_2O).

Il reattore a secco è studiato per fornire una buona miscelazione ed un tempo di contatto sufficiente tra reagenti e inquinanti. Questo sistema è dotato di:

- Analizzatore di gas non trattato, che misura l'ingresso di inquinanti gassosi e partecipa al controllo dell'iniezione di bicarbonato, misurando la concentrazione di SO_2 , HCl , NO_x e CO , insieme alla misurazione della portata di gas puliti in uscita dal camino;
- Flange libere: per il campionamento e la misurazione dei fumi;
- Termometro;
- Un ugello per l'iniezione di bicarbonato e carbone attivo in polvere;

- Due passaggi di ispezione;
- Un miscelatore statico: utilizzato per miscelare tra di loro due correnti fluide;
- Due manometri: collegati ad un manometro di delta, utile a controllare il salto di pressione presente nel reattore stesso, situati uno a valle dell'economizzatore, ed uno a valle del reattore a secco.

4.2.3. Filtro a maniche

Dopo aver lasciato il reattore a secco, i fumi entrano nel filtro a maniche. Il filtro partecipa al trattamento dei fumi in due differenti modi:

- Rimuovendo dai fumi le ceneri volanti e le particelle di reagente rimanenti;
- Creando un strato reattivo di reagente, sul quale viene completato l'adsorbimento degli inquinanti gassosi.

I gas contaminati passano attraverso i filtri a manica, sui quali si depositano le particelle che sono composte da ceneri volanti. Questo processo crea uno strato di reagente sulla manica, chiamato agglomerato, che consente il completamento della reazione tra reagente ed inquinanti gassosi, metalli pesanti, diossine e furani. Le membrane delle maniche sono costituite per il 100 % da politetrafluoroetilene (PTFE) che è stato scelto sulla base di condizioni di lavoro e prestazioni previste.

Per garantire un'elevata efficienza, ovvero una buona separazione degli inquinanti gassosi dai fumi, è necessario che sia sempre presente uno strato di reagente. Perché questo avvenga, le maniche vengono pulite in successione secondo un ordine programmato tramite aria compressa. Il processo di pulizia avviene automaticamente, una volta che la differenza di pressione tra esterno ed interno supera un determinato valore, o dopo un periodo prefissato. In particolare, tutte le maniche della stessa fila sono pulite allo stesso tempo.

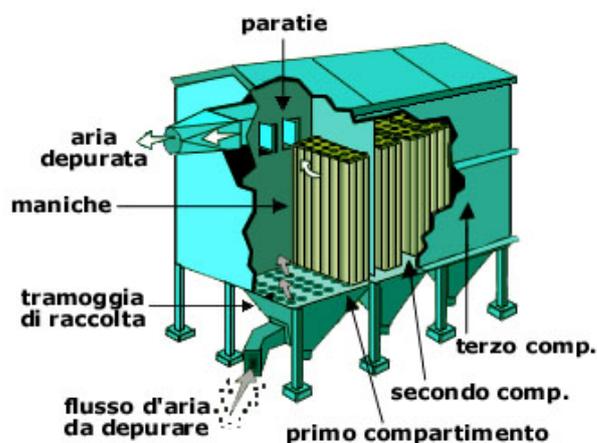


Figura 4.2.3.1.: Disegno schematico di un impianto di abbattimento delle polveri con filtri a maniche (fonte: US EPA)

Successivamente le particelle rimosse cadono in una tramoggia che viene sollecitata termicamente, per evitare che per condensazione si accumulino del sale. Infine, le particelle vengono trasportate per mezzo di una coclea, due per una linea di tre tramogge, e scaricate nel sistema di gestione e stoccaggio residui.

Soffermandosi nel dettaglio sulla struttura del filtro a maniche, questo è dotato di:

- Bypass che protegge il filtro a maniche in caso di eccessivo incremento o decremento della temperatura misurata all'ingresso;
- Smorzatori pneumatici di ingresso-uscita, controllati dalla stanza di controllo, per isolare il filtro a maniche durante il bypass;
- Sistema di aria di tenuta (iniezione di aria calda nello smorzatore di bypass), utilizzato per garantire la tenuta dello smorzatore e impedire la formazione di punti di corrosione;
- Manometro del delta di pressione dell'intero filtro a maniche;
- Manometro del delta di pressione sulle maniche della cella 1, con le valvole automatiche che passano alla cella 6 se la cella 1 è troppo intasata. La misurazione è utilizzata per il controllo del delta di pressione;
- Sequenziatore che controlla il processo di pulizia della manica.

4.2.4. Reattore catalitico SCR

Questo dispositivo ha il compito di abbattere più del 95 % degli NO_x presenti nei fumi, tramite il processo di riduzione catalitica selettiva, meglio conosciuto come "Processo SCR", il quale consente di eliminare in modo quantitativo NO ed NO₂ dai fumi trasformandoli in composti inerti nei confronti dell'ambiente, quali N₂ e vapore acqueo. Per catalisi si intende quel fenomeno chimico attraverso il quale la velocità di una reazione chimica subisce variazioni a causa dell'intervento di una sostanza, o una miscela di sostanze, detta catalizzatore, che non viene consumata durante la reazione stessa.

Grazie ai prodotti che si hanno alla fine di questo processo, il reattore SCR rappresenta la migliore soluzione tra quelle attualmente disponibili, dal punto di vista ambientale, per la riduzione delle emissioni contenenti NO_x. La distruzione catalitica dell'ossido di azoto richiede un reagente, che in questo specifico caso è l'ammoniaca, che viene iniettata nei fumi a monte del catalizzatore. L'ammoniaca viene prodotta per decomposizione termica di urea in soluzione acquosa, in un'unità comprendente due serbatoi di stoccaggio da 80 m³ ciascuno (comuni alle tre linee) e tre reattori di decomposizione (uno per ciascuna linea), con due bruciatori a metano per linea.

Il reattore è composto da tre reattori catalitici in parallelo, ciascuno con catalizzatore del tipo honey comb, costituito da tre strati di cui uno di riserva. L'ingresso è progettato in modo tale da mantenere il più possibile uniforme la distribuzione dei fumi

tra i tre cassoni ed attraverso l'intera sezione trasversale. Per questa ragione, le condotte di entrata di ciascun reattore sono fornite di palette di guida e di una griglia di ripartizione, installata a monte del catalizzatore. Nel sistema il gas miscelato con ammoniaca fluisce attraverso gli strati catalitici, che comprendono diversi moduli che contengono gli elementi catalitici. Questi strati sono installati l'uno adiacente all'altro per coprire tutte le sezioni trasversali del reattore. Ogni elemento catalitico a nido d'ape viene prodotto per estrusione e vulcanizzazione di una pasta di biossido di titanio, drogata con ossidi di tungsteno e vanadio.

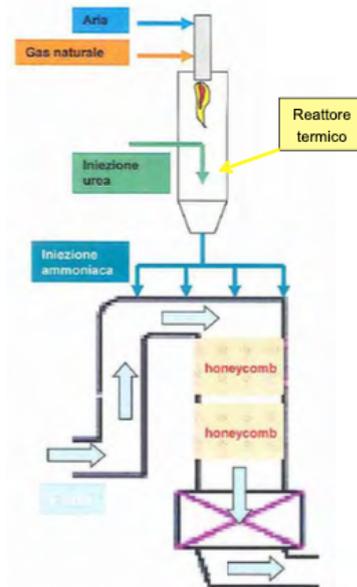


Figura 4.2.4.1.: Schema illustrativo di funzionamento del reattore catalitico (fonte: Fasone, 2015)

L'intervallo di temperatura ottimale del processo SCR è compreso tra i 180 °C ed i 350 °C. A temperature inferiori dei 180 °C, la conversione non è completa e quindi non è possibile garantire le rese di abbattimento richieste, mentre a temperature superiori ai 350 °C iniziano a verificarsi reazioni indesiderate. Grazie a queste condizioni tecniche, i fumi che lasciano il filtro a maniche, aventi una temperatura di circa 180 °C, possono entrare direttamente nel reattore catalitico, senza necessità di scambiatori di calore.

Dato che la temperatura di funzionamento è particolarmente bassa, sulla superficie del catalizzatore, potrebbero formarsi depositi salini che ne diminuirebbero la reattività. Per evitare questo problema deve essere eseguita periodicamente una rigenerazione od un lavaggio, incrementando inoltre la temperatura di uno dei tre reattori, grazie a ventilatori e bruciatori dedicati.

Il sistema di trattamento dei fumi termina con il ventilatore di tiraggio che, mantenendo in depressione l'intera linea, evita fuoriuscite di fumi dai condotti e dalle apparecchiature collocate all'interno dell'edificio. Questo sistema è costituito da un

ventilatore, posizionato prima dell'economizzatore finale, di tipo centrifugo, che è dotato di due motori a frequenza variabile, uno principale ed uno di emergenza.

4.3. Temperature di processo

Un aspetto importante da tenere in considerazione e da analizzare è la temperatura dei fumi, per valutare che non ci siano anomalie lungo il processo. Inizialmente si è prima controllato l'intervallo di utilizzo di ogni stadio e successivamente comparato con la temperatura dei gas in quel punto.

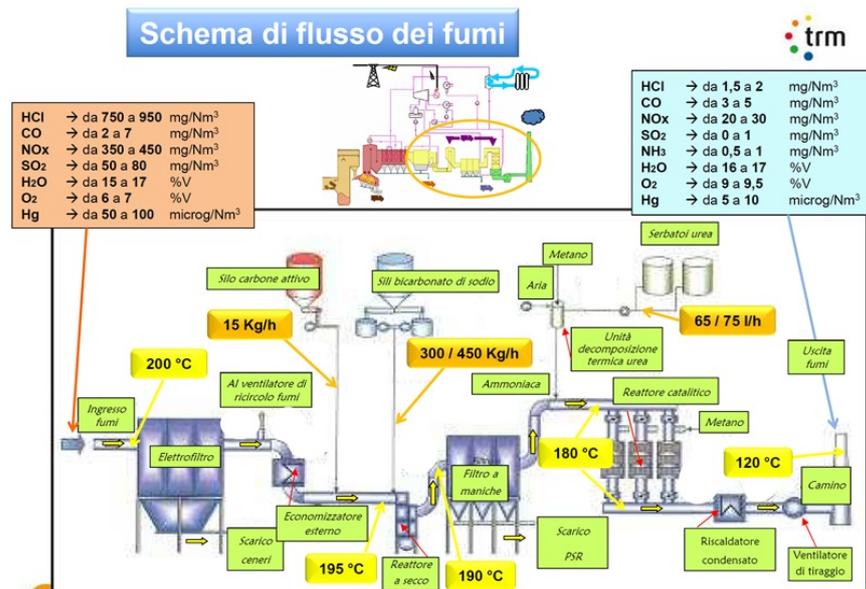


Figura 4.3.1.: Schema di flusso dei fumi (fonte: Ing. V.M. Fasone, 2015)

I dati trovati sono i seguenti:

- Elettrofiltro: può sopportare temperature fino a 250-350 °C ed in questo punto i fumi hanno una temperatura di 200 °C, quindi non ci dovrebbero essere problemi per l'efficienza del filtro;
- Reattore a secco: l'utilizzo del carbone attivo non è particolarmente influenzato dalla temperatura, in particolare quella intorno ai 190 °C;
- Filtro a maniche: a seconda del materiale di cui è composto resiste ad intervalli di temperature differenti, si può prendere come riferimento l'intervallo 240-260 °C. Il gas da trattare arriva ad una temperatura di 190 °C, in linea con quella dell'apparato;
- Reattore catalitico: per quanto riguarda questo punto, l'intervallo per cui si ha la massima efficienza è tra i 180-350 °C. Il flusso in questo stadio si trova a 180 °C.

In Figura 4.3.1. si può vedere lo schema del processo di depurazione dei fumi con le rispettive temperature per ogni passaggio.

Lo studio delle temperature del processo e degli apparati non ha portato ad evidenze particolari e, inoltre, non sono state riscontrate anomalie lungo la linea. Nonostante ciò, in accordo con quanto evidenziato dallo studio "The specific role of Cadmium and Mercury in municipal solid waste incineration" (Vogg *et al.*, 1986), bisognerebbe seguire alcune accortezze nella gestione dei parametri di processo all'interno del sistema di abbattimento degli inceneritori.

Uno degli aspetti più importanti e determinanti è la riduzione della temperatura dei fumi al di sotto dei 150 °C. Infatti, se si mantiene la temperatura al di sotto di tale valore, il mercurio, con particolare riferimento all' HgCl_2 , può essere trasformato in una forma solida e rimosso tramite filtrazione con rendimenti superiori all'80 %, come si può apprezzare in *Figura 4.3.2.*

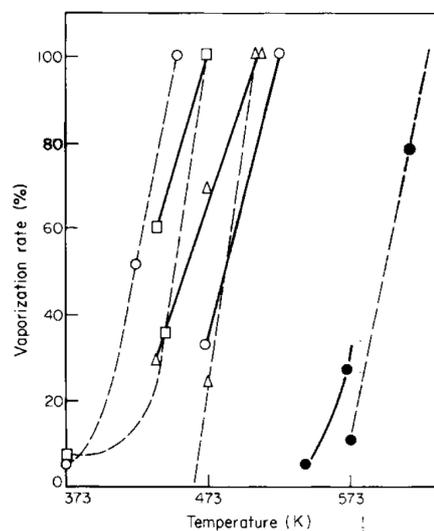


Fig. 3. Vaporization rate ($\Delta\text{Hg}/t$, where time, t , is measured in hours) of mercury and its compounds. \circ , HgCl_2 ; \square , $\text{Hg}^{(0)}$; \triangle , Hg_2Cl_2 ; \bullet , HgS ; ---, pure substance; —, substance in fly ash.

Figura 4.3.2.: Hg durante il processo di incenerimento di RSU (fonte: Vogg et al., 1986)

5. La rimozione del mercurio dalle correnti gassose

La trattazione di questo capitolo si basa su due studi realizzati in Giappone, in cui è sperimentato l'uso del carbone attivo per l'abbattimento delle emissioni di mercurio negli impianti di incenerimento di rifiuti solidi urbani.

Il primo studio "Mercury removal System for MSW Incineration flue gas" (Masato & Naomi et al., 2020) analizza la posizione dei rilevatori della concentrazione del mercurio lungo la linea di trattamento fumi, i quali possono essere installati prima o dopo il sistema di filtraggio, determinando alcuni vantaggi e/o svantaggi.

Nel secondo studio "Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator" (Masaki et al., 2011) si valuta la quantità di carbone attivo da iniettare nel reattore e si cerca di stabilire se un'immissione costante possa incrementare l'azione di abbattimento del mercurio. Inoltre si analizzano gli effetti prodotti a seguito di variazioni della concentrazione di carbone attivo, della temperatura del gas, della pressione differenziale e della concentrazione iniziale del mercurio.

5.1. Analisi della collocazione dei dispositivi e delle modalità di campionamento

A seguito della Convenzione di Minamata (16 agosto 2017) e dell'entrata in vigore della legge sul controllo dell'inquinamento atmosferico (1 aprile 2018) il governo giapponese ha regolamentato le emissioni di mercurio, comprese quelle provenienti dai gas di combustione dell'incenerimento dei rifiuti. Da allora, sia gli impianti di incenerimento dei rifiuti esistenti, che quelli di nuova costruzione, devono conformarsi a queste normative e soddisfare gli standard sulle emissioni di mercurio.

In questo contesto si colloca l'articolo "Mercury removal System for MSW Incineration flue gas" (Masato & Naomi et al., 2020). Tale studio propone soluzioni sperimentali sulla base di un impianto di incenerimento rifiuti il cui schema di processo è descritto in *Figura 5.1.1.* Il gas di combustione prodotto, raffreddato dal sistema di raffreddamento e dalla torre Quench, viene canalizzato in un filtro a manica grazie al quale vengono rimossi i gas acidi e la polvere ed infine, dopo il sistema catalitico DeNO_x, il gas di combustione viene rilasciato nell'atmosfera.

Il mercurio è rimosso mediante l'adsorbimento su carbone attivo e, in questo metodo, la rilevazione preventiva della concentrazione di mercurio e la regolazione della fornitura di carbone attivo sono i fattori chiave per intervenire sul controllo delle emissioni di questo contaminante.

Nonostante sia importante la rilevazione della concentrazione del mercurio all'ingresso del filtro a maniche, la sua misurazione mediante analizzatori convenzionali risulta difficile, a causa dell'elevata concentrazione della polvere in questo punto. Per questo motivo nell'attuale schema di processo, il misuratore è stato posto a monte del camino, anche se questa collocazione non consente sempre una rapida ed immediata immissione del carbone attivo nel flusso gassoso nel caso di un eventuale richiesta di alimentazione.

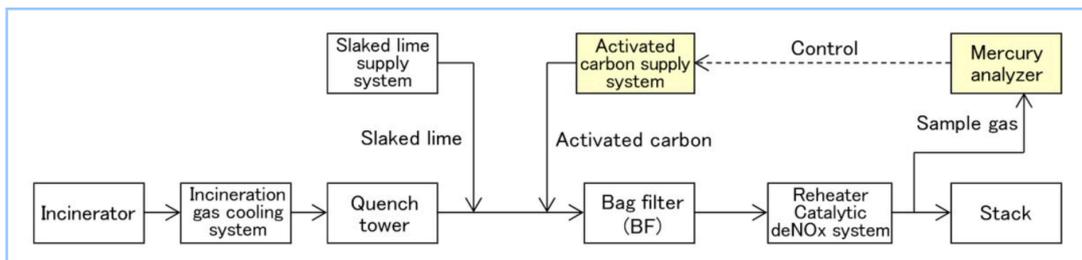


Figura 5.1.1.: Principale processo di trattamento dell'impianto di incenerimento dei rifiuti

5.1.1. Soluzioni sperimentali

Per migliorare l'efficienza di rimozione del mercurio, lo studio in esame propone due tipologie di sistema, come illustrato in Figura 5.1.2.. il primo sistema prevede l'installazione del rilevatore della concentrazione di mercurio prima del filtro a maniche, mentre nella seconda tipologia il rilevatore è posto a valle.

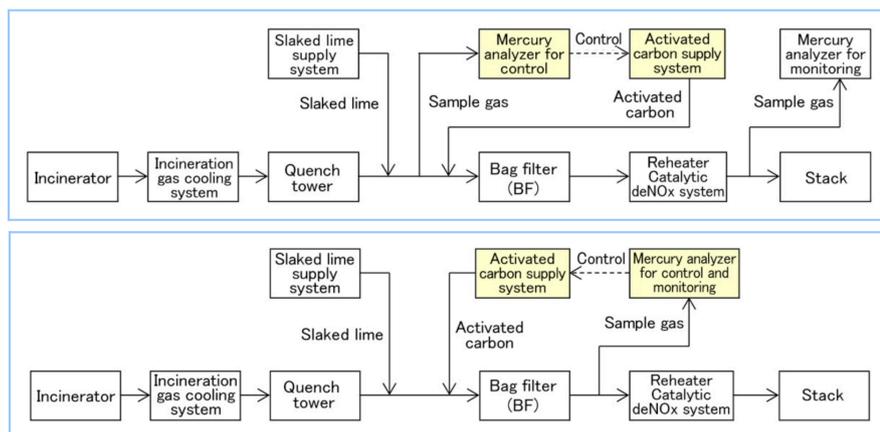


Figura 5.1.2.: Sistemi di trattamento fumi con analizzatori posti a monte ed a valle

Le caratteristiche dell'analizzatore di mercurio utilizzato sono correlate alla tipologie di sistema impegnato. Per tale motivo sono proposti tre analizzatori di mercurio aventi differenti specifiche, come riportato nella seguente Tabella 5.1.1..

Tipologia di analizzatore	I	II	III
Metodo di misura	Spettrometria di assorbimento ultravioletto riducente-vaporizzazione	Spettrometria di assorbimento ultravioletto riducente-vaporizzazione + diluizione	Spettrometria di assorbimento ultravioletto riducente-vaporizzazione
Obiettivo di misura	Mercurio gassoso	Mercurio gassoso	Mercurio gassoso
Intervallo di misura ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	0 - 1 000	1 - 20 000	0 - 1 000
Metodo di riduzione	Agente riducente secco	Agente riducente secco	Agente riducente secco
Tempo di risposta (90 %)	90 s Punto di inizio: analizzatore	30 s Punto di inizio: analizzatore	20 s Punto di inizio: analizzatore
Accuratezza	FS \pm 1 %	FS \pm 2 %	FS \pm 1 %
Applicabilità per l'installazione all'ingresso del filtro a maniche	N/A Richieste misure prevenire contro la polvere	○	N/A Richieste misure preventive contro la polvere
Costo implementazione (Come valore relativo)	1.0	4.0	1.1
Costo manutenzione 10 anni (Come valore relativo)	1.0	3.1	1.0

Tabella 5.1.1.: Comparazione degli analizzatore del mercurio

L'analizzatore di tipo I è il comune analizzatore di mercurio utilizzato negli impianti di incenerimento dei rifiuti. Tuttavia, non è adatto per essere utilizzato in ambienti molto polverosi, come all'ingresso del filtro a maniche, perché la polvere può facilmente bloccare i filtri e le linee di campionamento. Di conseguenza, viene installato all'ingresso del camino per scopi di monitoraggio. Inoltre, dal momento che è caratterizzata da un tempo di risposta lento, non è corretto considerare il suo utilizzo per il controllo ed il dosaggio di iniezione del carbone attivo.

L'analizzatore di tipo II possiede nuove funzioni ausiliarie di diluizione e rimozione della polvere. Grazie a queste caratteristiche migliorativo, il rilevatore di tipo II è in grado di funzionare anche in ambienti molto polverosi, pertanto può essere posizionato per il sistema di controllo a monte del sistema di filtraggio. Tale rilevatore, grazie alla sua rapida risposta, è affidabile nel restituire il valore di carbone attivo da impiegare. Tuttavia, il costo di implementazione è superiore a quello del tipo I, a causa di queste funzioni ausiliarie ed all'elevato costo di manutenzione, poiché, essendo posizionato a monte, il rilevatore è soggetto a fumi con un'elevata acidità.

Per ovviare a questi problemi economici viene proposto anche un sistema di tipo III, a basso costo e con un tempo di risposta più breve, migliorando l'analizzatore di tipo I. Il terzo tipo deve essere installato all'uscita del filtro a manica e non richiede dispositivi

funzionali aggiuntivi per la diluizione e la rimozione della polvere. Questo nuovo dispositivo richiede un costo aggiuntivo minore, fino al 10 % in meno rispetto al primo sistema e, dato che la maggior parte della polvere e del gas acido sono stati rimossi dal filtro a manica, il sistema di tipo III può avere un costo di manutenzione, a lungo termine, uguale al tipo I.

5.1.2. Esperimento dimostrativo

In questa sezione si procede con la sperimentazione delle tre soluzioni proposte in precedenza. L'esperimento dimostrativo è stato condotto in due differenti stabilimenti di incenerimento rifiuti: il primo inceneritore non prevede la fornitura di carbone attivo a monte del filtro a maniche, al contrario del secondo inceneritore. Entrambi gli inceneritori sono però caratterizzati da un sistema di alimentazione di calce artificiale a valle della torre di Quench. Nella seguente *Figura 5.1.2.1.* sono riportati i diagrammi di processo degli inceneritori 1 e 2.

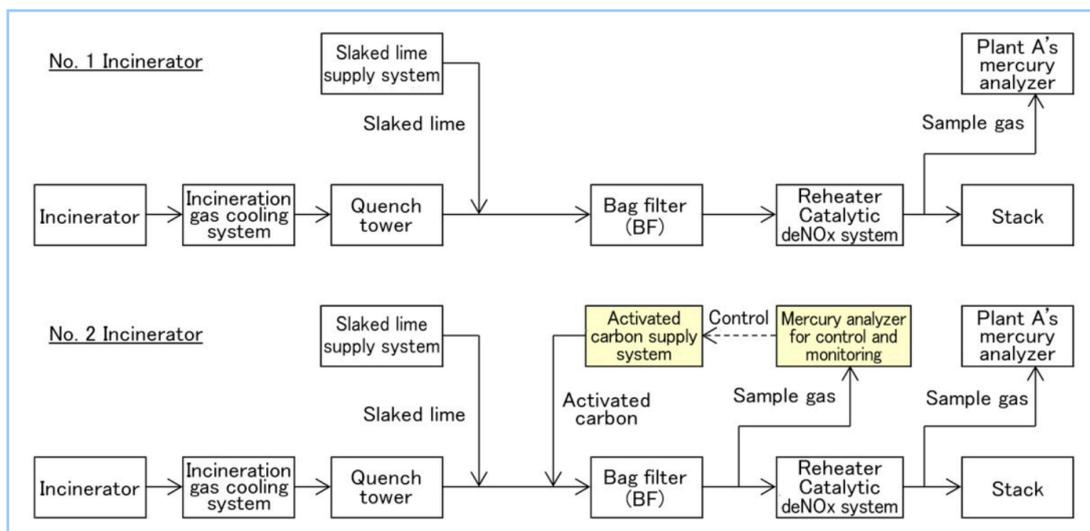


Figura 5.1.2.1.: Schemi di processo degli inceneritori 1 e 2

Il sistema proposto, costituito da un analizzatore di mercurio di tipo III e da un sistema di alimentazione a carbone attivo, è stato installato nell'inceneritore numero 2 e la concentrazione di mercurio all'ingresso è stata misurata da un analizzatore di mercurio già esistente.

La media oraria della concentrazione di mercurio all'ingresso del camino, corretta al 12% di O₂, è stata utilizzata come indicatore. È stata inoltre analizzata la concentrazione di mercurio nel camino per verificare se può soddisfare lo standard di $\leq 30 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Condizioni sperimentali

Nella seguente *Tabella 5.1.2.1.* sono riassunte le condizioni sperimentale adottate.

Condizione test	Carbone attivo (carbone non specifico)				Periodo test	Note
	Quantità fornita		Concentrazione Hg quando inizia la fornitura	Concentrazione Hg quando finisce la fornitura		
	Costante	Picco				
(-)	(mg/Nm ³)	(mg/Nm ³)	(mg/Nm ³)	(mg/Nm ³)	(Giorno)	(-)
I	-	<u>X</u>	<u>a</u>	<u>b</u>	19	
II	-	<u>Y</u>	<u>a</u>	<u>b</u>	7	Modifica della quantità fornita di CA (<u>X</u> > <u>Y</u>)
III	-	<u>Z</u>	<u>a</u>	<u>b</u>	6	Modifica della quantità fornita di CA (<u>Y</u> > <u>Z</u>)
IV	-	<u>X</u>	<u>a/2</u>	<u>b/2</u>	11	Cambio impostazioni ON-OFF
V	-	<u>X</u>	<u>a</u>	<u>b</u>	6	
VI	<u>Z/5</u>	<u>X</u>	<u>a</u>	<u>b</u>	25	Uso combinato di grassello di calce contenente una piccola quantità di CA

Tabella 5.1.2.1.: Riassunto delle condizioni sperimentali adottate

- Condizioni di prova I, II, III e V: la fornitura di carbone attivo viene regolata da un controllo on-off, così da attivarla solo nel caso in cui la concentrazione di mercurio raggiungesse o superasse a µg/Nm³. Al contrario, se tale concentrazione scendesse al di sotto di b µg/Nm³ (dove a > b), la fornitura di carbone attivo verrebbe interrotta. I tassi di alimentazione del carbone attivo sono stati fissati (X > Y > Z mg/Nm³);
- Condizione di prova IV: simile alla condizione di prova I, infatti è stato applicato il controllo on-off, ma i criteri per l'avvio e l'arresto della fornitura di carbone attivo sono stati modificati rispettivamente in a/2 µg /Nm³ e b/2 µg/Nm³;
- Condizione di prova VI: insieme all'alimentazione della calce artificiale, è stata aggiunta con un'iniezione costante una piccola quantità di carbone attivo (equivalente a Z/5 mg/m³).

Questa configurazione è stata applicata sia all'inceneritore 1 che al 2, ma solamente il secondo ha anche un sistema di alimentazione del carbone attivo separato (simile a quello della condizione di prova I) che funziona durante la

condizione di picco della concentrazione del mercurio. Infatti, se la concentrazione raggiunge o supera a $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, viene avviata la fornitura di alimentazione di X mg/Nm^3 , mentre se la concentrazione di mercurio scende al di sotto di b $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ si interrompe.

I risultati sperimentali e un confronto tra il n. 1 e il n. 2 sono forniti nella sezione seguente.

Risultati sperimentali

I valori massimi della media oraria ed il numero di avviamenti del sistema a carbone attivo per l'inceneritore 2 sono riportati in *Tabella 5.1.2.2.*, mentre per ciascuna condizione di prova, i valori della media oraria negli inceneritori 1 e 2 sono confrontati nella *Figura 5.1.2.2.*

Condizione di test		I	II	III	IV	V	VI	
Media oraria	($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$)	26	67	8	8	9	10	
Periodo di test	(giorni)	19	7	6	11	6	25	
Sistema di fornitura del CA	n° di avviamenti	(n°)	39	19	22	31	22	9
	Media giornaliera	(n°/giorno)	2.1	2.7	3.7	2.8	3.7	0.4

Tabella 5.1.3.2.: Valori medi di concentrazione oraria ed in numeri di avviamenti del sistema per l'inceneritore 2

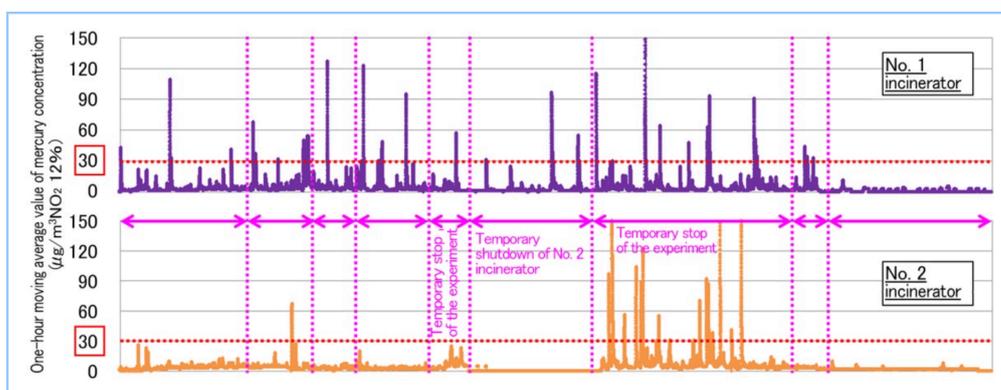


Figura 5.1.3.2.: Comparazione dei valori di concentrazione del mercurio nei inceneritori 1 e 2

Questi risultati indicano che la fornitura di carbone attivo può essere ridotta al minimo regolando l'alimentazione di esso in funzione della concentrazione di mercurio nel gas di combustione.

Nella condizione di prova VI, è costantemente fornita una piccola quantità di carbone attivo è stata costantemente fornita, riducendo in modo significativo i valori della media oraria, sia nell'inceneritore 1 che 2, ed il numero di avviamenti del sistema a

carbone attivo. In questo modo emerge che la combinazione con la fornitura costante di carbone attivo può migliorare la stabilità del processo di trattamento.

D'altro canto applicare un'iniezione costante di carbone attivo, non solo aumenta il costo legato ad una maggior fornitura di esso, bensì aumenta anche il costo del trattamento delle ceneri volanti. Per evitare l'incremento dei costi operativi, è importante mantenere una fornitura costante, anche se minima, in base alle esigenze dell'impianto.

Alla luce di tali considerazioni, nell'inceneritore 2 è stato installato il sistema proposto, il quale, durante il periodo dell'esperimento, ha permesso ai valori medi orari di non superare i $30 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$. Inoltre, il confronto con i risultati dell'inceneritore 1 ed i dati relativi alla sosta temporanea dell'esperimento, hanno confermato l'efficacia del sistema proposto.

È stata eseguita anche una prova in bianco che non utilizzava carbone attivo. Questo ha permesso di dimostrare che esiste una relazione lineare positiva tra la concentrazione massima istantanea di mercurio ed il suo tasso di aumento. Pertanto, maggiore è la concentrazione istantanea di mercurio, maggiore è la sua velocità di incenerimento.

Risulta quindi possibile regolare in anticipo la fornitura di carbone attivo stimando la concentrazione massima istantanea di mercurio in base alla velocità di aumento della concentrazione di esso.

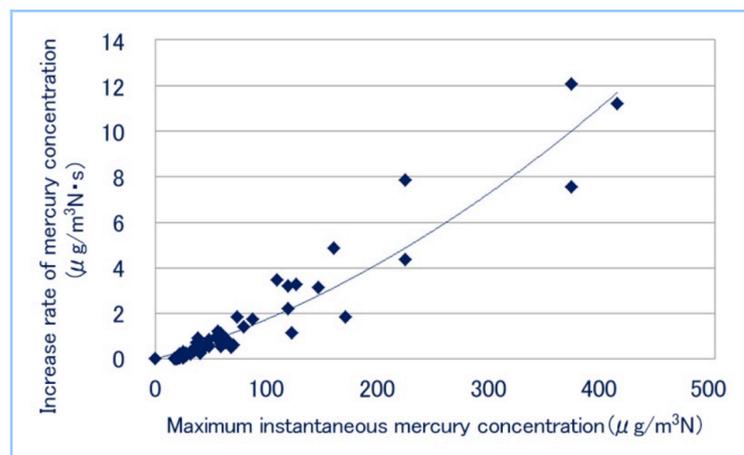


Figura 5.1.3.3.: Relazione tra la concentrazione massima di mercurio e la velocità di incremento della concentrazione del mercurio

Questa tipologia di sistema e la collocazione dell'organo di campionamento del mercurio a valle del filtro a maniche consente di migliorare l'efficienza di rimozione del mercurio, offrendo un sistema stabile con un basso costo di esercizio.

5.2. Valutazione dell'influenza dei parametri di processo sul rapporto di riduzione del mercurio

Sulla base delle soluzioni sperimentali precedentemente trattate, si è deciso di approfondire la trattazione relativa all'alimentazione di carbone attivo (CA) come tecnologia di controllo per le emissioni di mercurio e valutare se i parametri di processo, quali la temperatura, la pressione differenziale dei fumi di incenerimento e la concentrazione di mercurio in ingresso, possano influire sul rapporto di riduzione del mercurio. A tale scopo ci si è basati sullo studio "Control of mercury emissions from a municipal solid waste incinerator" (Masaki et al., 2011), nel quale l'effetto dell'iniezione di CA sulla rimozione di mercurio dai gas di combustione è stato studiato mediante esperimenti che prevedono l'uso del filtro a maniche (BF).

5.2.1. Esperimenti dimostrativi

Nello studio in esame sono condotti esperimenti presso un inceneritore di rifiuti solidi urbani, il cui schema è riportato in Figura 5.2.1.1., avente una capacità di incenerimento di 140 t/giorno. Il filtro a maniche è costituito da 18 filtri a colonna realizzati con fibre di vetro e la sua area totale di filtrazione effettiva è di 10.3 m². La temperatura dei fumi è regolata mediante spruzzo d'acqua o riscaldamento elettrico in una torre di nebulizzazione, all'uscita della quale sono iniettati costantemente 300 g/ora di Ca(OH)₂. L'iniezione di carbone attivo è eseguita all'interno o all'uscita della torre di nebulizzazione per garantire un adeguato tempo di contatto tra esso ed i fumi per un'efficiente rimozione di mercurio. Nello specifico, il tempo di permanenza del gas di combustione dal punto di iniezione del carbone attivo al filtro a maniche è rispettivamente pari a 6.1 e 0.25 secondi.

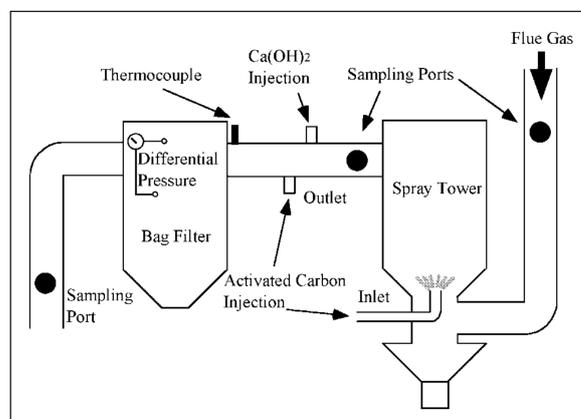


Figura 5.2.1.1.: Schema del sistema di incenerimento degli RSU su cui si basa lo studio "Control of mercury emissions from municipal solid waste incinerator" (Masaki et al., 2011)

Condizioni sperimentali

Al fine di comprendere l'influenza dei parametri di processo sull'efficienza di rimozione del mercurio, gli esperimenti sono stati condotti modificando tre parametri principali (Tabella 5.2.1.1.): la temperatura dei fumi, la concentrazione di alimentazione del CA e la pressione differenziale del gas.

Il primo parametro è stato fissato pari a 150 °C o a 180 °C, mentre sono testati tre valori di concentrazione di alimentazione del CA (nessuna iniezione, 50 mg/Nm³ e 100 mg/Nm³) e due modalità di pressione differenziale (100 mm_{H2O} e 150 mm_{H2O}).

Temperatura della corrente gassosa (°C)	Pressione differenziale (mm _{H2O})	Concentrazione in ingresso di CA (Mg/Nm ³)	n° test (-)	Concentrazione di Hg in entrata (µg/Nm ³)				Concentrazione di Hg in uscita (µg/Nm ³)				Rapporto di riduzione Hg (%)				Note		
				Media	Min.	Max.	D.S.	Media	Min.	Max.	D.S.	Media	Min.	Max.	D.S.			
150	100	0	7	32.1	3.1	153	55.1	11.1	1.8	36.3	14.2	44.6	1.3	76.3	31.2			
			5	6.6	2.9	10.3	3.1	3.1	1.0	1.9	0.3	73.8	51.8	85.9	12.9			
		100	6	29.9	2.0	121.0	44.9	44.9	0.9	11.3	4.0	80.7	38.8	91.1	20.6			
			9	18.7	4.7	34.6	11.8	11.8	1.3	13.5	3.8	72.6	27.8	94.5	24.4			
		50	6	18.2	4.3	49.5	17.2	17.2	0.5	2.7	0.9	86.2	77.2	96.0	8.4	a		
			8	15.1	7.0	29.7	7.9	7.9	0.5	1.4	0.3	91.8	83.0	96.3	5.5	b		
	150	100	100	14	16.4	4.3	49.5	12.3	12.3	0.5	2.7	0.7	89.4	77.2	96.3	7.2	Totale	
				7	54.7	2.7	110	41.0	41.0	0.4	2.2	0.6	89.5	55.6	99.6	16.6	a	
		100	6	91.1	8.4	459	180	180	0.6	1.2	0.2	93.7	85.8	99.8	5.5	b		
			13	71.4	2.7	459	121	121	0.4	2.2	0.4	91.4	55.6	99.8	12.4	Totale		
		150	100	0	4	13.8	6.6	21.4	6.1	6.1	3.4	20.5	8.0	43.8	4.5	61.9	26.9	
					6	47.4	11.9	118	40.2	40.2	0.5	4.4	1.5	87.2	63.9	98.3	13.3	
150	100	100	6	30.4	1.5	86.7	30.8	30.8	0.7	3.0	0.9	86.7	53.1	96.6	16.7			
			7	25.8	5.1	81.5	31.0	31.0	3.3	24.2	8.0	53.6	28.2	74.6	17.1			
	150	100	7	55.0	7.0	189.0	64.6	64.6	3.0	7.8	1.6	76.8	33.1	97.7	24.7			
			6	13.1	6.7	20.4	6.1	6.1	2.3	7.3	1.9	70.6	64.3	81.9	7.1			

Nota: CA è il carbone attivo; D.S. è la deviazione standard; °CA è stato iniettato all'uscita della torre; °CA è stato iniettato all'entrata della torre.

Tabella 5.2.1.1.: Riassunto degli esperimenti per la rimozione di Hg usando un Bf in un impianto pilota

Il campionamento dei gas di combustione all'ingresso ed all'uscita del filtro a maniche ha permesso di effettuare un'analisi della concentrazione di mercurio presente nei fumi, i cui risultati sono riassunti dalla distribuzione cumulativa della frequenza delle concentrazioni di Hg (Figura 5.2.1.2.). Entrando più nel dettaglio, la concentrazione di mercurio all'ingresso del filtro a maniche varia da 1.5 a 459 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, con media aritmetica pari a 32.6 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, mentre la concentrazione di mercurio in uscita varia da 0.4 a 36.3 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, con media aritmetica uguale a 3.8 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

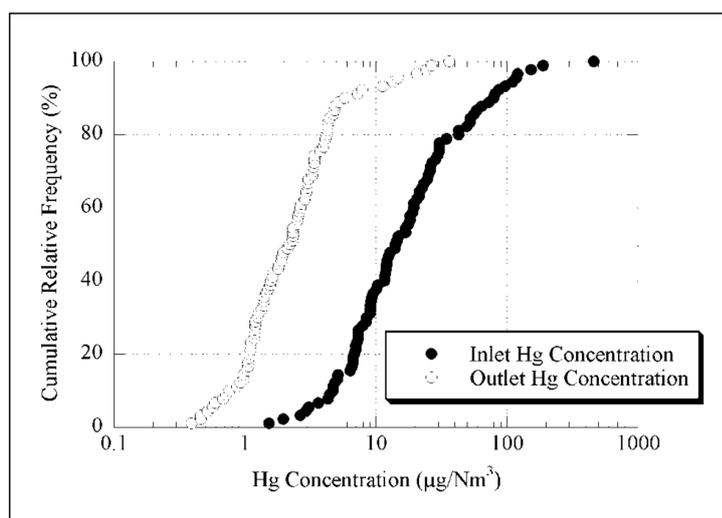


Figura 5.2.1.2.: Frequenza cumulata relativa della concentrazione di Hg

5.2.1.1. Effetto della posizione di alimentazione del carbone attivo

L'effetto della posizione dell'alimentazione del carbone attivo sul rapporto di riduzione del Hg è stato valutato mediante esperimenti eseguiti nelle seguenti condizioni: 150 °C, pressione differenziale di 150 mmH_2O e concentrazione di alimentazione del CA pari a 50 e 100 mg/Nm^3 . Secondo i risultati riportati in *Tabella 5.2.1.1.*, il rapporto di riduzione di Hg è di 86.2 o di 91.8 % quando vengono iniettati 50 mg/Nm^3 di CA all'uscita o all'interno della torre di nebulizzazione, mentre il rapporto è pari a 89.5 o 93.7 % quando si iniettano 100 mg/Nm^3 di CA all'uscita o all'interno della torre. In generale si può affermare che il rapporto di riduzione del mercurio relativo all'iniezione di CA all'interno della torre di nebulizzazione è leggermente superiore a quello relativo all'iniezione di CA all'uscita della torre. La differenza può essere dovuta alla durata del tempo di contatto tra Hg e CA; tuttavia, non vi è alcuna differenza statisticamente significativa tra i rapporti di riduzione del mercurio con le diverse posizioni di alimentazione del CA.

L'effetto della concentrazione di alimentazione del carbone attivo sul rapporto di

riduzione del Hg è mostrato nella *Figura 5.2.1.1.1.*. Quando il carbone attivo è iniettato direttamente nel gas di combustione, l'efficienza di rimozione del mercurio risulta maggiore del 20-30 % rispetto all'alimentazione a posteriori. Pertanto vi è un'evidenza empirica tra il rapporto di riduzione del mercurio e le modalità di iniezione.

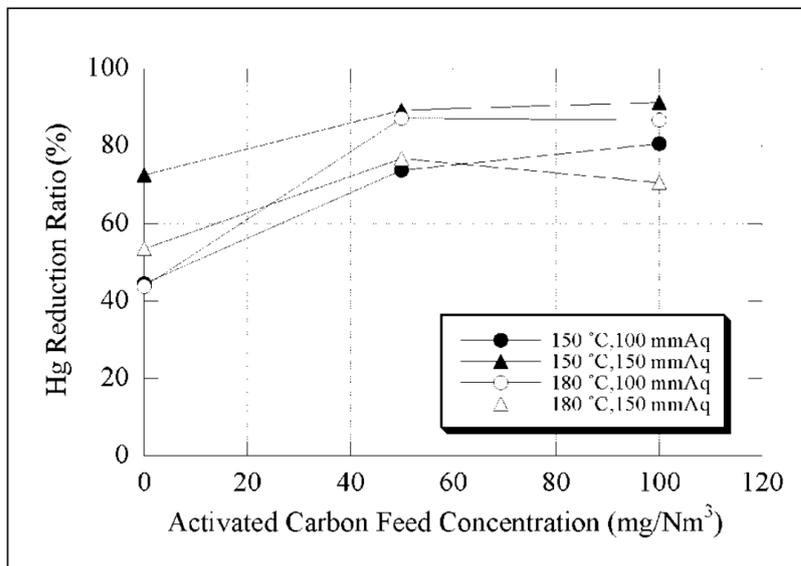


Figura 5.2.1.1.1.: effetto della concentrazione di alimentazione del CA sul rapporto di riduzione del Hg

5.2.1.2. Effetto della temperatura dei fumi

Si procede ora con la valutazione dell'influenza della temperatura sul processo di riduzione del mercurio (vedi *Figura 5.2.1.2.1.*).

Lo studio evidenzia, per tutte le condizioni sperimentali di alimentazione del carbone attivo, che il rapporto di riduzione di Hg a 150 °C è maggiore di quello a 180 °C, senza considerare l'influenza della pressione differenziale. Quando però si considera una pressione differenziale di 150 mmH₂O, vi è un'inversione di tendenza: si ha una diminuzione del rapporto di riduzione di Hg al diminuire della temperatura. Questo comportamento trova spiegazione nel fatto che il rapporto di riduzione è legato alla concentrazione del mercurio in ingresso.

In conclusione si conferma l'esistenza di una differenza statisticamente significativa tra i rapporti di riduzione del mercurio a 150 °C ed a 180 °C, con conseguente dipendenza del rapporto di riduzione di Hg dalla temperatura dei fumi.

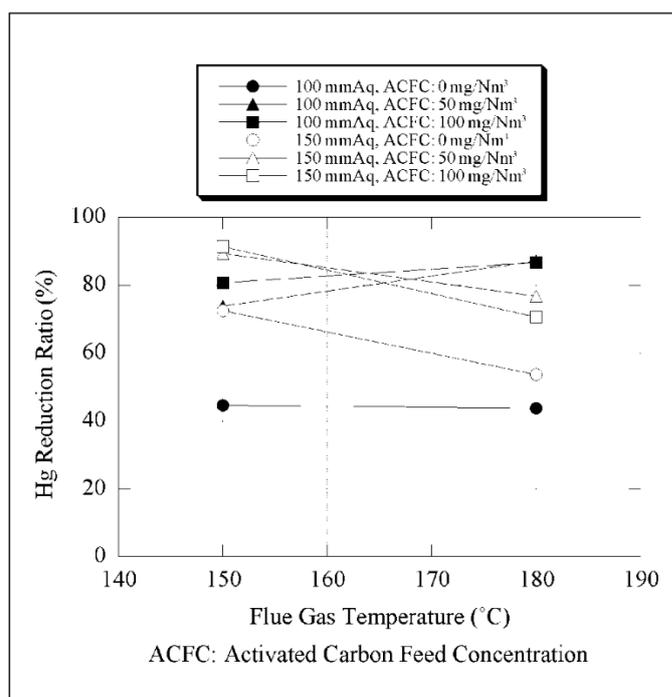


Figura 5.2.1.2.1.: Effetto della temperatura del gas sul rapporto di riduzione

5.2.1.3. Effetto della pressione differenziale

L'effetto della pressione differenziale del gas sul rapporto di riduzione del mercurio è mostrato in *Figura 5.2.1.3.1.* Si può notare che senza l'iniezione di CA tale rapporto a 150 mm_{H2O} è superiore a quello a 100 mm_{H2O}, senza alcuna relazione con la temperatura dei fumi.

La pressione differenziale è strettamente correlata con lo spessore delle strato di cenere volante presente sul filtro, infatti all'aumentare di esso si ha un aumento del parametro considerato. Di conseguenza, il rapporto di riduzione del mercurio aumenta all'aumentare dello spessore dello strato di cenere volante. Si ha però un comportamento opposto quando si ha iniezione di carbone attivo a 180 °C.

La ragione di questo fenomeno di inversione non è così chiara, ma può essere spiegata prendendo in considerazione la temperatura del carbone attivo subito dopo l'iniezione. Il carbone attivo iniettato possiede infatti una temperatura inferiore a quella dei fumi e questa condizione facilita la cattura del mercurio. Al contrario, il mercurio adsorbito comincia ad essere rilasciato quando la temperatura del carbone attivo, sul quale è stato catturato, si avvicina a quella dei fumi; questo fa sì che le ceneri volanti rimangano sul filtro per un determinato periodo di tempo.

Dal momento che il tempo di cattura del mercurio, nello strato di cenere volante, è maggiore alla pressione differenziale di 150 rispetto a quella di 100 mm_{H2O}, una

grande quantità di mercurio viene rilasciata dalla cenere volante, facendo diminuire il rapporto di riduzione del Hg.

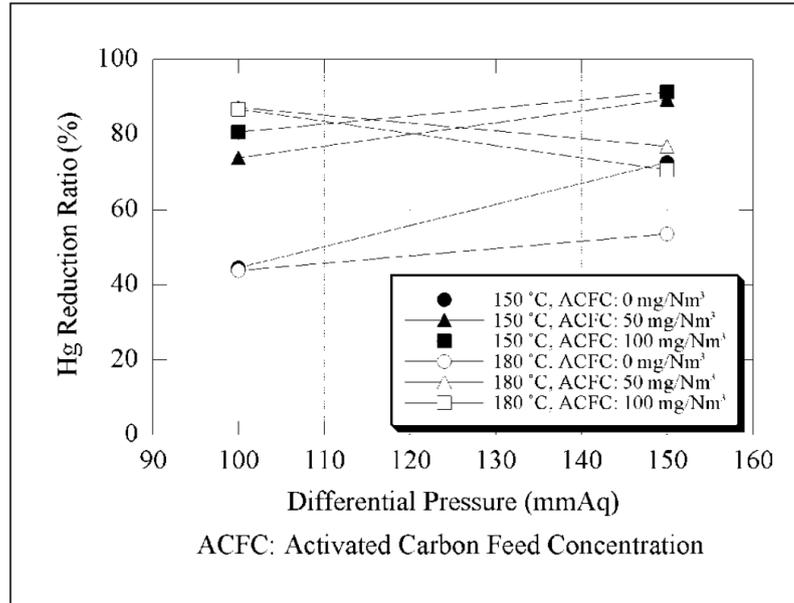


Figura 5.2.1.3.1.: Effetto della pressione differenziale sul rapporto di riduzione del mercurio

5.2.1.4. Effetto della concentrazione di mercurio in ingresso

La concentrazione del mercurio all'ingresso del filtro a maniche è variabile tra i diversi esperimenti ed il suo effetto è apprezzabile in *Figura 5.2.1.4.1.*

Il rapporto di riduzione del mercurio diminuisce rapidamente quando la concentrazione in ingresso dello stesso diventa inferiore a 10 µg/Nm³, in ciascuna condizione sperimentale. Per questo motivo si può affermare che tale rapporto sia strettamente correlato alla concentrazione del Hg in ingresso.

Quando l'adsorbimento del mercurio sulla cenere volante è espresso con un'isoterma di adsorbimento di tipo Langmuir, la relazione tra la concentrazione del Hg in ingresso ed il rapporto di riduzione del Hg è rappresentata dall'equazioni seguenti:

$$\frac{Hg_{in} - Hg_{out}}{FA} = \frac{kqHg_{in}}{1 + kHg_{in}} = \frac{k \frac{Hg_{in}}{Fa} Hg_{in}}{1 + kHg_{in}}$$

$$\frac{Hg_{in} - Hg_{out}}{FA} = \frac{kHg_{in}}{1 + kHg_{in}}$$

$$\eta = \frac{Hg_{in} - Hg_{out}}{Hg_{in}} * 100 = \frac{100kHg_{in}}{1 + kHg_{in}}$$

dove Hg_{in} è la concentrazione in ingresso ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$), Hg_{out} è quella in uscita ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$), FA è la concentrazione di polvere ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$), k è la costante di equilibrio di adsorbimento, q è la quantità di Hg adsorbito sulle ceneri volanti ($\mu\text{g}/\mu\text{g}$) e η è il tasso di riduzione del mercurio (%).

In *Tabella 5.2.1.4.1.* sono riportati i valori di: temperatura dei fumi ($^{\circ}\text{C}$), concentrazione in ingresso del CA (mg/Nm^3), costante di adsorbimento all'equilibrio e coefficiente del fattore di riduzione. Si può notare come si abbiano valori bassi di k per iniezioni nulle di CA, mentre i valori aumentano con l'aumentare della temperatura dei fumi.

Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	Concentrazione in ingresso del CA (mg/Nm^3)	Costante di adsorbimento all'equilibrio - k	Coefficiente del fattore di correlazione - R
150	0	0.148	0.593
180	0	0.0797	0.395
150	50	0.609	0.875
180	50	0.156	0.838
150	100	0.546	0.952
180	100	0.34	0.693

Tabella 5.2.1.4.1.: Valori di temperatura (), concentrazione in ingresso di CA, costante di adsorbimento all'equilibrio e coefficiente del fattore di correlazione

5.2.1.5. Determinazione del valore teorico del rapporto di riduzione di Hg mediante regressione multipla lineare

Per capire meglio come i parametri descritti precedentemente influiscano sul rapporto di riduzione del mercurio, lo studio ha condotto un'analisi statistica di regressione multipla. Tale analisi ha lo scopo di determinare un modello predittivo del rapporto di riduzione del mercurio partendo dalle condizioni presenti in ingresso, in uscita e all'interno del processo di abbattimento.

Pertanto sono state considerate le seguenti variabili predittive: la temperatura dei fumi, la velocità di filtrazione, la pressione differenziale, la concentrazione di alimentazione del CA e la concentrazione del Hg in ingresso. Poiché durante gli esperimenti condotti il rapporto di riduzione (η) non ha mai superato il 100 %, è stata considerata la seguente variabile di risposta: $\ln(100-\eta)$.

L'analisi di regressione multipla è stata condotta sulla base delle seguenti assunzioni:

- Per la temperatura dei fumi, la pressione differenziale e la velocità di filtrazione si è ipotizzato che la relazione fosse lineare;

- La relazione tra $AC^{0.321}$ e $\ln(100-\eta)$ è stata considerata lineare e può essere descritta mediante la seguente equazione:

$$\ln(100 - \eta) = 3.53 - 0.330 * (AC)^{0.321}$$

- La relazione tra la concentrazione di Hg in ingresso e $\ln(100-\eta)$ è stata espressa come nella seguente equazione:

$$\ln(100 - \eta) = 0.916 + 0.873 * \ln \frac{100}{1 + 0.765Hg_{in}}$$

- La pressione differenziale non è così determinante per spiegare il valore di criterio.

Il modello predittivo trovato mediante la regressione multipla è funzione quindi della concentrazione di alimentazione di AC, della concentrazione di Hg in ingresso, della temperatura dei gas di combustione e della velocità di filtrazione ed assume la seguente equazione:

$$\ln(100 - \eta) = -7.62 + 5.02(FR) + 0.0268(Temp.) - 0.292(AC)^{0.321} + 0.782 \ln \left(\frac{100}{1 + 0.765Hg_{in}} \right)$$

dove FR è la velocità di filtrazione (m/min), Temp. è la temperatura dei fumi (°C), AC è la concentrazione di alimentazione di carbone attivo (mg/Nm³) e Hg_{in} è la concentrazione di mercurio in ingresso al filtro a maniche (µg/Nm³).

Per valutare la bontà del risultato ottenuto dalla regressione multipla, in *Figura 5.2.1.5.1.*, si effettua il confronto diretto tra i rapporti di riduzione del mercurio osservati, ossia quelli ottenuti sperimentalmente, e quelli teorici, ottenuti mediante l'applicazione del modello predittivo.

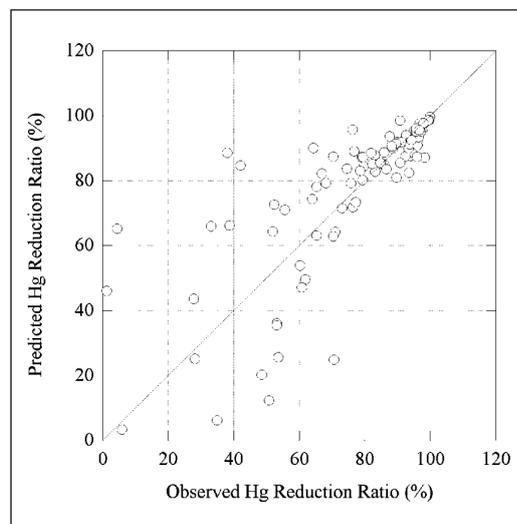


Figura 5.2.1.5.1.: Comparazione dei valori osservati e previsti

Si può notare come la differenza tra i due parametri sia relativamente piccola quando il valore osservato è superiore all'80 %, mentre per rapporti di riduzione inferiori si ha una differenza maggiore. Questo spiega perché il rapporto di riduzione del Hg sia molto variabile quando non si ha iniezione di CA.

I rapporti di riduzione di Hg teorici sono stati ottenuti attraverso l'applicazione del modello predittivo nelle condizioni sperimentali considerate in precedenza, i cui risultati possono essere visualizzati in *Figura 5.2.1.5.2.*. Si può notare come, per un valore di concentrazione di Hg in ingresso pari a 50 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$ di Hg, il rapporto di riduzione stimato è superiore all'80 %, pur essendo presente una temperatura dei fumi uguale a 180 °C e trovandosi nella condizione di assenza di iniezione di CA. Al contrario, quando la concentrazione di Hg in ingresso è di 5 $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, il rapporto di riduzione stimato di Hg diminuisce in modo significativo e, specialmente nel caso di mancata iniezione di CA a 180 °C, il mercurio è rimosso con molta difficoltà e bassa efficienza.

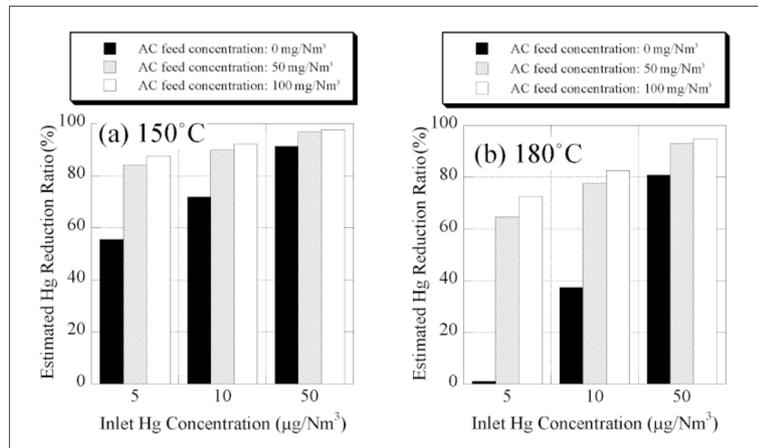


Figura 5.2.1.5.2.: Comparazione dei valori di riduzione del mercurio con quelli della concentrazione di iniezione del carbone attivo

Il rapporto di riduzione del mercurio sale a circa il 60 % con 50 mg/Nm^3 di iniezione di CA e con una temperatura dei fumi inferiore a 150 °C, anche se la differenza tra i rapporti di riduzione di Hg iniettando 50 mg/Nm^3 e 100 mg/Nm^3 di CA non è così grande.

Per capire meglio come e quanto i valori dei singoli parametri influiscano sul rapporto di riduzione, sono stati calcolati i coefficienti di regressione parziale standardizzati relativi alle variabili predittive considerate (vedi *Tabella 5.2.1.5.1.*).

	Temperatura dei fumi	Velocità di filtrazione	Concentrazione di alimentazione di CA	Concentrazione di Hg in ingresso
Coefficienti di regressione parziale standardizzati	0.152	0.0743	-0.208	0.302

Tabella 5.2.1.5.1.: Coefficienti di regressione parziale standardizzati per i diversi parametri

Osservando i valori di tali coefficienti, si può dedurre che il rapporto di riduzione di Hg è maggiormente influenzato dalla concentrazione di alimentazione del carbone attivo e dalla concentrazione di mercurio presente nei fumi in ingresso del filtro a maniche.

5.2.2. Conclusioni

Alla luce dell'impianto pilota su cui si è basato lo studio analizzato e agli esperimenti dimostrativi in esso condotti, è possibile che i risultati derivanti possano essere estesi qualitativamente al termovalorizzatore di Torino, a fine di gestire le anomalie relative all'emissione di mercurio. Le principali conclusioni sono:

- Il rapporto di riduzione del mercurio aumenta notevolmente quando il carbone attivo è iniettato direttamente nei fumi di combustione. Vi è, infatti, una differenza statisticamente significativa tra i rapporti di riduzione del mercurio con o senza iniezione di CA;
- Il rapporto di riduzione del mercurio aumenta al diminuire della temperatura dei fumi ed è strettamente correlato alla concentrazione di mercurio in ingresso al filtro a maniche;
- Per eseguire una rimozione stabile ed efficace del mercurio, è importante diminuire la temperatura dei fumi di combustione ed iniettare un valore costante di carbone attivo, proporzionale alla capacità di smaltimento dell'impianto e al flusso di rifiuti in entrata.

5.3. Valutazione economica dell'iniezione di carbone attivo

Sulla base delle conclusioni derivanti dall'analisi effettuata nel precedente paragrafo, è possibile affermare che sono due i fattori che influenzano maggiormente il rapporto di riduzione del mercurio: la riduzione della temperatura dei fumi di combustione e l'iniezione costante di carbone attivo durante il trattamento.

La temperatura dei fumi di combustione è stata analizzata nel *Paragrafo 4.3.*, in cui sono state analizzate le temperature di ogni sistema di abbattimento senza trovare anomalie, ma constatando che una riduzione della temperatura al di sotto dei 150 °C

aumenterebbe l'efficienza della riduzione dell'inquinante.

Per quanto riguarda l'alimentazione del carbone attivo, all'interno dello schema di processo del termovalorizzatore preso in esame è presente l'iniezione del reagente, durante il funzionamento del reattore a secco, ma questa non è costante nel tempo. Infatti l'alimentazione è discontinua e comandata da un rilevatore di mercurio posto prima delle linee di trattamento. Il sistema così configurato garantisce un'iniezione minima di carbone attivo e, solo quando la concentrazione di mercurio è particolarmente elevata, fornisce una quantità maggiore di esso.

In questo capitolo si vuole valutare il consumo di carbone attivo e l'onere economico derivante dal suo utilizzo, durante il periodo gennaio-giugno del 2017. Inoltre si effettua un confronto con il costo che si avrebbe con un'immissione continua di reagente, al fine di fornire un'eventuale soluzione migliorativa in termini economici e prestazionali.

Come si è fatto precedentemente per il bilancio di massa del mercurio, in questa sezione sono stati realizzati i grafici, per ognuno dei mesi a disposizione, riportanti il confronto fra il valore della concentrazione di mercurio campionata a camino ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$) e la quantità di carbone attivo iniettata (kg/h). Per un maggiore approfondimento, fare riferimento all'*Allegato A3.1.*

Successivamente è stato calcolato il consumo giornaliero di carbone attivo da gennaio a giugno per le singole linee, da cui sono stati ricavati i valori di carbone attivo consumato mensilmente (kg/mese). Questi ultimi sono la base della valutazione economica oggetto di analisi (*Tabella 5.3.1.*).

	Linea 1		Linea 2		Linea 3	
	CA (kg/h)	CA (kg/mese)	CA (kg/h)	CA (kg/mese)	CA (kg/h)	CA (kg/mese)
Gennaio	21.9	16309.1	-	-	17.5	12993.5
Febbraio	18.4	11057.8	-	-	15.2	10228.6
Marzo	20.1 ⁽¹⁾	6749.0 ⁽¹⁾	27.1 ⁽²⁾	5203.2 ⁽²⁾	15.5	11564.7
Aprile	22.3	16084.9	21.3	15331.5	18.4	13245.7
Maggio	25.0	18594.1	19.1 ⁽³⁾	9150.8 ⁽³⁾	19.7	14679.6
Giugno	24.7	17810.9	19.8	12825.9	19.8	14254.7
(1): sono presenti solamente i giorni 1-11 e 29-31 (2): sono presenti solo i giorni 24-31 (3): sono presenti solo i giorni 1-20						

Tabella 5.3.1.: Flusso di carbone attivo medio giornaliero (kg/h) e totale mensile (kg/mese) per le tre linee di trattamento del termovalorizzatore considerato

Per procedere al confronto tra le condizioni economiche attualmente presenti e quelle suggerite, è stato necessario determinare la quantità di carbone attivo da iniettare costantemente nella fase di trattamento.

Nel primo studio analizzato, “Mercury removal System for MSW Incineration flue gas” (Masato & Naomi et al., 2020), si consigliava di usare un'alimentazione costante di carbone attivo pari a 50 mg/Nm³. Tale valore, che è proporzionale alla capacità nominale dell'impianto analizzato pari a 140 t/giorno, risulta troppo basso per la capacità di smaltimento del termovalorizzatore in esame, che varia a 500 a 800 t/giorno. Pertanto, per ottenere un valore di alimentazione di CA, è stato fatto un adattamento del dato fornito dallo studio prendendo come capacità del termovalorizzatore 800 t/giorno, ponendosi nella massima situazione possibile. La concentrazione di carbone attivo ottenuta è pari a 285.7 mg/Nm³.

Stimando il flusso di fumi presente nell'impianto considerato pari a circa 62000 Nm³/h, è stata calcolata la quantità di carbone attivo che potrebbe essere fornita costantemente all'inceneritore: 17.7 kg/h. Tale valore risulta ragionevole se comparato con l'attuale media giornaliera pari a 20.6 kg/h.

Per calcolare il costo mensile del reagente, si è fatto riferimento alla fornitura di carbone attivo in sacchi da 25 kg (marca: AEROFEEL), avente un costo pari a 64 €. Da letteratura, in generale il prezzo del carbone attivo varia da 1 a 3 €/kg, pertanto quello scelto per la valutazione è in linea con il prezzo di mercato.

Nelle seguenti tabelle, per ciascuna linea di trattamento, si effettua il confronto diretto fra il costo mensile attuale (anno 2017), relativo ad un'iniezione discontinua di carbone attivo, e il costo che si avrebbe iniettando in maniera costante il valore di CA trovato (17.7 kg/h). Si specifica inoltre il risparmio economico (%) che si avrebbe adottando quest'ultima soluzione.

Linea 1			
	Costo Immissione discontinua di CA (€/mese)	Costo Immissione costante di CA (€/mese)	Risparmio economico (%)
Gennaio	41751.3	33712.1	+ 19.3
Febbraio	28308.0	30449.7	- 7.6
Marzo	17277.4	15224.8	+ 11.9
Aprile	41177.4	32624.6	+ 20.8
Maggio	47600.9	33712.1	+ 29.2
Giugno	45596.0	32624.6	+ 28.4

Tabella 5.3.2.: Linea 1: Confronto tra il costo mensile di CA con immissione discontinua e con immissione continua. Risparmio economico relativo all'adozione dell'immissione continua (%)

Linea 2			
	Costo Immissione discontinua di CA (€/mese)	Costo Immissione costante di CA (€/mese)	Risparmio economico (%)
Gennaio	-	-	-
Febbraio	-	-	-
Marzo	13320.2	8699.9	+ 34.7
Aprile	39248.6	32624.6	+ 16.9
Maggio	23426.0	21749.8	+ 7.2
Giugno	32834.2	29362.2	+ 10.6

Tabella 5.3.3.: Linea 2: Confronto tra il costo mensile di CA con immissione discontinua e con immissione continua. Risparmio economico relativo all'adozione dell'immissione continua (%)

Linea 3			
	Costo Immissione discontinua di CA (€/mese)	Costo Immissione costante di CA (€/mese)	Risparmio economico (%)
Gennaio	33263.4	33712.1	- 1.3
Febbraio	26185.2	30449.7	- 16.3
Marzo	29605.6	33712.1	- 13.9
Aprile	33909.0	32624.6	+ 3.8
Maggio	37579.9	33712.1	+ 10.3
Giugno	36492.1	32624.6	+ 10.6

Tabella 5.3.4.: Linea 3: Confronto tra il costo mensile di CA con immissione discontinua e con immissione continua. Risparmio economico relativo all'adozione dell'immissione continua (%)

Grazie all'analisi effettuata si è riusciti a calcolare per ciascuna linea di trattamento il risparmio economico sul periodo considerato (gennaio-giugno 2017) che si avrebbe adottando un valore costante di CA (Tabella 5.3.5.).

	Linea 1	Linea 2	Linea 3
Risparmio economico (%)	+ 19.6	+ 15.1	+ 0.1

Tabella 5.3.5.: Riassunto del risparmio economico (%) per le tre linee nel periodo gennaio-giugno

La Linea 1 e la Linea 3 presentano valori molto diversi: per la prima si ha un risparmio economico molto importante, pari quasi al 20 %, mentre nel caso della Linea 3 non si assiste ad alcuna differenza, infatti il risparmio è pressoché nullo.

In generale, dal punto di vista economico, tale soluzione appare migliorativa. Alla luce

di ciò, in futuro sarà necessario valutare se un'immissione costante di CA possa portare benefici anche a livello ambientale, riducendo le emissioni inquinanti a camino e mantenendo elevato il rapporto di riduzione del mercurio.

5.4. Materiali adsorbenti innovativi

Il passo successivo del presente lavoro di tesi è stata la verifica della possibilità di implementazione e supplemento di nuove tecniche, tecnologie e/o funzionalità per aumentare la vita utile di un impianto già esistente. Tale approfondimento è stato condotto sulla base dello studio "Possibilities of mercury removal in the dry flue gas cleaning lines of solid waste incineration units" (Svoboda K. *et al.*, 2016), grazie al quale viene esaminata la fattibilità di applicazione "retrofit".

Occorre specificare che, nel caso in cui i valori limite della normativa dovessero essere ridotti ulteriormente, queste misure di "retrofit" installate nella linea di trattamento fumi garantirebbero ugualmente adeguate prestazioni efficienti dal punto di vista economico e selettivo, ossia con effetti collaterali negativi minimi.

5.4.1. Polimeri compositi Gore™

La prima delle due soluzioni proposte è l'uso di moduli realizzati con polimeri compositi offerti da Gore™, per rimuovere il mercurio tramite adsorbimento.

Grazie a questo sistema si è in grado di catturare i metalli ed il mercurio ossidato emessi da impianti di incenerimento con efficienze di rimozione dichiarate superiori al 90 %; in aggiunta si sono registrate rimozioni di SO_x e di polveri fini, come PM_{2.5}. Alla base di questa tecnologia è presente l'utilizzo di un materiale innovativo a carboni attivi fluoro-polimerici, in grado di adsorbire sia il mercurio elementare sia quello ossidato attraverso meccanismi di adsorbimento chimico.

A seguito di questo processo, si ha la generazione di acido solforico che tende a migrare automaticamente verso gli strati più esterni e superficiali del materiale, grazie alle forze capillari, ed che infine viene espulso e rimosso come liquido, grazie alla forza di gravità. Grazie a questo procedimento non si ha la necessità di un processo rigenerativo e la cattura del mercurio può proseguire senza interruzioni. Inoltre, non essendo presente un materiale polverulento, sono assenti problematiche relative alla produzione di residui contaminati.

I moduli Gore™ si presentano come un insieme di moduli che possono essere installati a valle del sistema di trattamento fumi, dato che sono pensati in modo da avere una struttura a canali unica ed in grado di garantire minime perdite di carico e

quindi assicurare un funzionamento senza necessità di aggiuntivi sistemi di tiraggio, *Figura 5.4.1.1.*

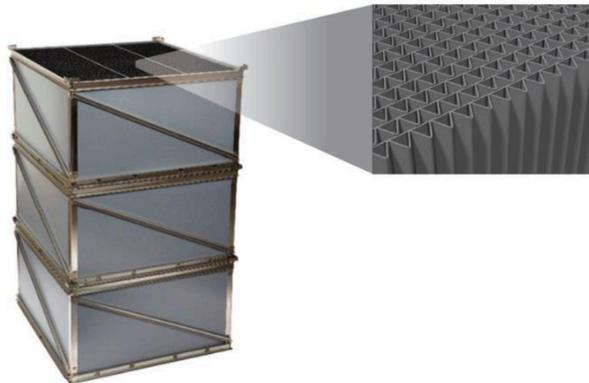


Figura 5.4.1.1.: Illustrazione di un modulo Gore™ (fonte: www.gore.com)

L'operatività di questa tecnologia è garantita per oltre 10 anni e senza bisogno di modifiche o rigenerazioni. Al termine della vita utile del prodotto, ciascun singolo modulo può essere rimosso dalla propria struttura di contenimento, che è realizzata in leghe resistenti alla corrosione, ed essere sostituito con uno nuovo. Il modulo esausto può essere smaltito come rifiuto pericoloso in impianti specializzati, con il vantaggio di ridurre di alcuni ordini di grandezza la produzione di rifiuti rispetto ai sistemi tradizionali che prevedono l'iniezione di carboni attivi in polvere, oltre ad importanti benefici in termini di costi.

Una peculiarità di questa tecnologia è che il materiale può essere modellato in modo tale da essere applicato in forma di moduli cubici, cilindrici, ecc. a seconda delle specifiche esigenze impiantistiche.

Questo sistema garantisce un'efficienza di rimozione del mercurio compresa tra il 60 % ed il 90 % (*Kolde et al., 2013*).

In generale, i vantaggi di questa tipologia sono: il semplice funzionamento unito alla pratica installazione in qualsiasi punto di impianti già attivi, l'assenza di dosaggi di sorbenti specifici e la drastica riduzione della produzione di residui pericolosi.

5.4.2. TOXECON II™

Il secondo metodo preso in considerazione è il sistema statunitense TOXECON II™. Questa soluzione viene applicata in impianti caratterizzati da basse concentrazioni di mercurio e bassi valori del rapporto HCl/SO₂ e permette di ottenere un'efficienza totale di rimozione del mercurio compresa tra il 60 % e l'80 % (*Chang et al., 2010*).

Tale tecnologia utilizza carbone attivo per la rimozione del mercurio con applicazioni a basso impatto in termini di costo. Nello specifico è previsto il dosaggio di carbone adsorbente non in testa, ma verso la parte conclusiva del precipitatore elettrostatico in modo che vengano generate due differenti tipologie di ceneri, raccolte dallo stesso ESP.

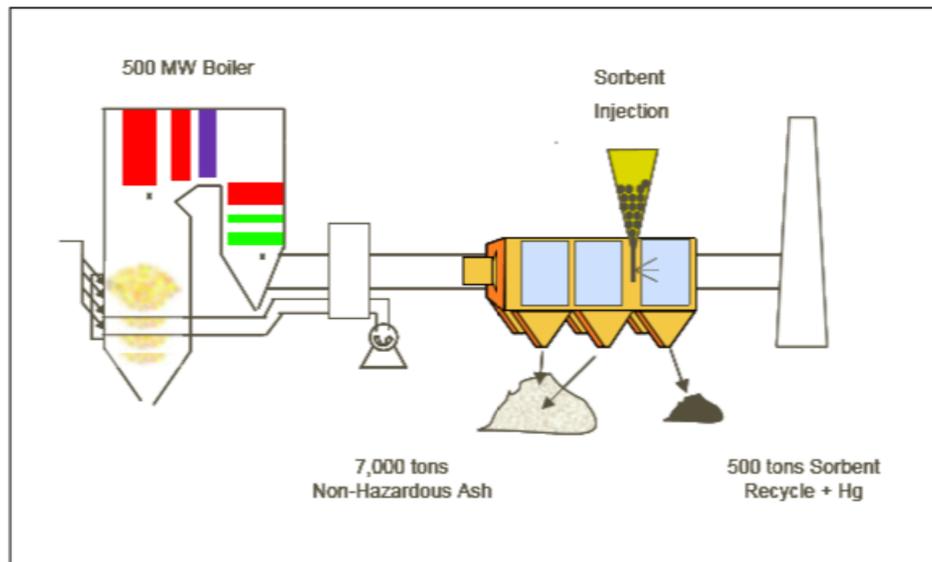


Figura 5.4.2.1.: Schema di funzionamento del metodo di retrofit TOXECON II™ (fonte: Starns et al., 2004)

Così facendo è possibile separare i differenti volumi di ceneri, su cui si è depositato il mercurio, dai volumi complessivi di ceneri raccolte, *Figura 5.4.2.1.*

Inoltre, tale metodo permette una ridotta contaminazione dei residui da processo, garantendo una migliore gestione degli stessi.

In generale il sistema TOXECON II™ è sicuramente una tecnologia di notevole interesse, grazie: ai ridotti costi d'investimento, alla maggiore possibilità di recupero del sorbente ed alla migliore gestione dei residui da processo.

Entrambe le metodologie sopra riportate, Gore™ e TOXECON II™, sono relativamente semplici e promettenti per ottenere concentrazioni basse di mercurio nei fumi, inferiori a $50 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Efficienze maggiori del 99% potrebbero essere ottenute grazie a "retrofit" con letti fissi di adsorbenti di carbone attivo con o senza rigenerazione di adsorbente, iniezioni aggiuntive di carboni attivi impregnati associati a filtri a manica ed adsorbenti inorganici.

Queste soluzioni sono applicate in particolare per concentrazioni di mercurio in ingresso inferiori a $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ed alti rapporti $\text{Hg}^0/\text{HgCl}_2$, anche se per queste condizioni le tecnologie risultano essere spesso molto costose (*U.S. EPA, 1997; Looney et al., 2009*).

La *Tabella 5.4.2.1.* riassume i retrofit e i relativi costi per linee di trattamento fumi esistenti, in grado di assicurare i migliori rendimenti di rimozione del mercurio.

Tecnologia	Costo investimento (Mln€)	Costi O+M (Mln€/y)	Residui (trattamento, proprietà e smaltimento)	Vantaggi, co-benefici	Svantaggi
V1 Retrofit TOXECON rimozione Hg tra ESP e assorbimento a secco o a umido	~ 4	1.0 - 1.5	Rapporto CA/Hg almeno pari a 1000, CA separato con elevati quantitativi di HgCl ₂ e Hg ⁰ adsorbiti, parziale rigenerazione del CA.	Separazione ceneri volanti, PSR e CA contenenti Hg. Possibile rimozione di Hg per concentrazioni inferiori a 10 µg/m ³ .	Costo d'investimento addizionale relativamente alto.
V2 Retrofit TOXECON II Iniezione di CA in ESP per rimozione Hg	~ 1	< 1.0	Richiesto alto rapporto CA/Hg, residui solidi contengono ceneri volanti e CA che ha adsorbito Hg	Semplice separazione parziale di ceneri volanti (> 80 %), investimento contenuto	Efficienza di separazione del Hg tra 50-90% (dipendente dal CA e dal rapporto HCl/SO ₂ nel flusso gassoso). La cenere volante contiene circa il 20% di CA
V3 Retrofit Assorbimento a secco, FM, letto fisso di CA	4-6 A seconda della configurazione e del filtro, dell'efficienza e del prezzo del sorbente	~ 1.0	I residui solidi dalla rimozione del Hg sono separati, la categoria del rifiuto dipende dall'impregnazione del CA	Rimozione di Hg efficiente, rifiuti contenenti Hg separati, possibile recupero di Hg e rigenerazione del sorbente	Costo d'investimento addizionale relativamente alto, rigenerazione dei sorbenti atti a rimuovere Hg relativamente difficoltosa
V4 Retrofit ESP, catalizzatore per ossidazione di Hg, assorbimento a umido	3-4	0.6 - 1.0	Miglioramento della rimozione del Hg nell'assorbimento, CaCl ₂ and CaSO ₄ sono rimossi	Ridotte emissioni di NO _x , maggiori separazioni di Hg nell'assorbimento a umido	Costi addizionali
V5 Retrofit Rifinitura finale con FM con utilizzo di CA	4-5	~ 1.0	I PSR coinvolgono residui del trattamento di assorbimento e del FM	Efficiente rimozione del Hg, adatta per condizioni nelle quali si abbia un rapporto Hg ⁰ /HgCl ₂ > 0.6	Costi addizionali sulla base della speciazione di Hg e sulla base del quantitativo di Hg presente, residui di assorbimento e del FM

Tecnologia	Costo investimento (Mln€)	Costi O+M (Mln€/y)	Residui (trattamento, proprietà e smaltimento)	Vantaggi, co-benefici	Svantaggi
V6 Retrofit Modulo SPC	< 3.0	< 0.7	Tempo di vita del modulo SPC non superiore ai 3 anni, basse perdite di carico, rimozione parziale simultanea di SO ₂	Sistema modulare, temperatura operativa 60-100 °C, adatta per i processi a umido e a secco	Riciclo del modulo non collaudato, difficile recupero del Hg rimosso. Brevi esperienze su larga scala

Tabella 5.4.2.1.: Retrofit di linee di trattamento fumi esistenti per una rimozione di mercurio più efficiente (fonti: Derrene et al. (2009); Chang et al. (2010); Pacyna et al. (2010); US EPA Report (1997); Machalek e Chang (2008); Qu et al. (2015); Ding et al. (2012); Liu et al. (2015); Li et al. (2012); Ghorishi et al. (2005); Kolde e Souder, (2012))

6. Conclusioni

Dopo aver analizzato la struttura di un impianto di incenerimento rifiuti e il relativo sistema di abbattimento dei fumi di combustione, si è arrivati a comprendere come la problematica legata all'emissione di mercurio da un termovalorizzatore abbia molteplici cause. Tali cause si possono identificare inizialmente con l'eccessivo quantitativo di mercurio presente nei rifiuti in ingresso e con il livello di acidità e il valore di temperatura dei fumi derivanti dalla combustione di essi. Inoltre, l'alimentazione non costante di carbone attivo all'interno del sistema di abbattimento determina un'instabilità nell'efficienza di rimozione delle sostanze inquinanti.

Nel presente lavoro di tesi ci si è focalizzati in particolare sull'effetto della variazione della temperatura dei fumi e successivamente sulla risposta del sistema legata alla modalità di iniezione nei fumi del carbone attivo. In questo modo è stato possibile stabilire le seguenti conclusioni.

Per quanto concerne la temperatura, l'analisi condotta, analizzando prima l'intervallo di funzionamento ottimale di ognuna delle apparecchiature presenti nel sistema di monitoraggio e successivamente verificando la temperatura stessa del gas di combustione, ha portato a due risultati sostanziali.

In primo luogo, tutti e quattro i sistemi di abbattimento presenti nel termovalorizzatore in esame lavorano ad un intervallo di temperatura ottimale che va da 180 °C a 200 °C, motivo per cui si può affermare che la causa delle emissioni anomale di mercurio a camino non sia la temperatura di processo degli apparati. L'altro risultato che è stato identificato concerne la variazione della temperatura del gas di combustione lungo la linea di trattamento. Questa infatti decresce passando da 200 °C a 180 °C, ma tale valore risulta essere ancora elevato. Solamente all'uscita del camino la temperatura dei fumi si abbassa ad un valore di 120 °C. La necessità di mantenere una temperatura inferiore a quella attualmente presente deriva dal fatto che, per valori di temperatura inferiori a 150 °C, il mercurio, in particolare quello legato al cloro (HgCl_2), possa essere facilmente depositato sulle ceneri volanti e rimosso tramite filtrazione. Infatti, la filtrazione, classificata come metodo di rimozione a secco, possiede diversi vantaggi, uno dei più importanti è la non produzione di fanghi, i quali determinerebbero ulteriore rifiuti da smaltire o rigenerare.

Per quanto riguarda l'alimentazione del carbone attivo nel sistema di abbattimento, sono state confrontate le due possibili modalità di iniezione: quella discontinua e quella in continuo. Per fare ciò ci si è basati sullo studio di Masato et al. (2020), in cui è stata testata l'iniezione di carbone attivo fornendo una quantità costante pari a 50 mg/Nm³, la quale ha prodotto notevoli miglioramenti. Sulla base di questi risultati si è deciso di applicare tale soluzione anche al termovalorizzatore in esame, stabilendo così un flusso costante di carbone attivo pari a 17.7 kg/h. Questo valore appare

veritiero, dal momento che non si discosta molto dalla media annuale dei dati in possesso (20.6 kg/h). In questi termini, nel periodo considerato, l'iniezione costante permetterebbe di risparmiare in termini di quantità 22145.6 kg di carbone attivo, valore complessivo ottenuto considerando tutte e tre le linee.

Successivamente, per verificare la fattibilità di tale soluzione, è stata condotta un'analisi economica, la quale non solo ha permesso di confermare l'applicabilità di un'iniezione costante di carbone attivo nel termovalorizzatore in esame, bensì ha mostrato, per la Linea 1 e per la Linea 2, un risparmio importante nell'adozione di tale modalità (circa 11.6 %). Per la Linea 3, invece, non sono emerse differenze significative, dal momento che è stato determinato un costo totale di reagente uguale a quello che si ha con l'attuale alimentazione in discontinuo.

È possibile quindi affermare che la modalità indagata nel presente lavoro di tesi possa portare notevoli benefici e determinare un risparmio sia quantitativo che economico, con conseguenti vantaggi anche dal punto di vista ambientale. Infatti, l'adozione di tale modalità permetterebbe di agire a monte del processo di produzione e di distribuzione, determinando una minore produzione di carbone attivo e un minore impatto ambientale derivante dal trasporto di esso.

In conclusione, tra gli obiettivi futuri emerge la necessità di sperimentare la soluzione analizzata in un impianto pilota o nel termovalorizzatore in esame, così da verificare se realmente si possa ottenere una riduzione sostanziale delle emissioni di mercurio.

A seguito delle analisi effettuate, si è capito che un'ulteriore causa che determina un'iniezione non sufficiente e non immediata di carbone attivo potrebbe essere una non corretta misurazione dei livelli di mercurio. Pertanto un ulteriore approfondimento è legato alla verifica delle prestazioni del rilevatore di mercurio una volta installato a valle del filtro a maniche, evitando in questo modo l'attuale problema del deposito delle polveri sul dispositivo.

Inoltre, sarebbe opportuno valutare l'impatto di azioni preventive a monte del sistema di abbattimento, quali un'analisi più selettiva dei rifiuti in ingresso al processo di incenerimento, e indagare eventuali metodi di combustione in grado di produrre meno sostanze inquinanti nei fumi da trattare.

Bibliografia

1. Amadei M. & Monti F., *Abbattimento dei gas acidi e controllo del mercurio nella termovalorizzazione dei rifiuti: analisi del problema e studio di un caso reale*, Tesi di Laurea Magistrale, A.A. 2016/2017, Politecnico di Torino.
2. Amiat Spa (2017), *Analisi merceologico-chimica del rifiuto in ingresso al termovalorizzatore di TRM Spa*, Laboratori Amiat Spa.
3. Bazzoni F. (2014), *Controllo dei gas acidi in un termovalorizzatore mediante calce ad elevata superficie specifica*, Tesi di Laurea, AA 2013-2014, Politecnico di Milano.
4. Bhardwaj R., Chen X., Vidic R.D (2009), *Impact of fly ash composition on mercury speciation in simulated flue gas*, Journal of the Air & Waste Management Association 59, 1331-1338.
5. Chen L., Liu M., Fan R., Ma S., Xu Z., Ren M., He Q. (2013), *Mercury speciation and emission from municipal solid waste incinerators in the Pearl River Delta, South China*, Science of the Total Environment 447, 396-402.
6. Daniel van Velzen, Heinrich Langenkamp & Georg Herb (2002), *Mercury in waste incineration*, Waster Manage Res (2002), 20: 556-568.
7. Di Pietrantonio A., *Simulazione di un forno a griglia mobile per l'incenerimento di rifiuti solidi urbani*, Dottorato di ricerca, Ciclo XIX, Università degli Studi di Roma "La Sapienza".
8. European Commission (2006), *Reference Document on the Best Available Techniques for Waste Incineration*.
9. Guercio M. (2016), *Analisi merceologica del rifiuto in ingresso al termovalorizzatore di TRM SpA*, Relazione tecnica 092/16 del 12 luglio 2016, Laboratori Amiat S.p.A..
10. H. Vogg, H. Braun, M. Metzger and J. Shneider (1986), *The specific role of cadmium and mercury in municipal solid waste incineration*, Waster Management & Research (1986) 4, 65-74.
11. Ing. V. M. Fasone (2015), *Il cantiere dell'energia dai rifiuti: tecnologie ed esperienze*, Università Niccolò Cusano.

12. ISPRA-Federambiente (2014), *Rapporto sul recupero energetico da rifiuti urbani in Italia*, Rapporto 209/2014.
13. Kolde J., Knotts J., Polizzi Ch., Tomanovich J. (2013), *Gas remediation technologies from W.L. Gore and Associates - GORETM mercury control system*, Lecture, 26 agosto 2013.
14. Li G., Wu Q., Wang S., Li Z., Liang H., Tang Y., Zhao M., Chen L., Liu K., Wang F. (2017), The influence of flue gas components and activated carbon injection on mercury capture of municipal solid waste incineration in China, *Chemical Engineering Journal* 326, 561-569.
15. Masaki Takaoka , Nobuo Takeda , Takeshi Fujiwara , Masato Kurata & Tetsuo Kimura (2002), *Control of Mercury Emissions from a Municipal Solid Waste Incinerator in Japan*, *Journal of the Air & Waste Management Association*, 52:8, 931-940.
16. Masato Oda, Naoki Okamoto, Tetsuya Sakuma, Taiji Uchida (2020), *Masatoshi Katsuki, Takumi Suzuki, Mercury removal system for MSW incineration flue gas*, *Mitsubishi Heavy Industries Technical Review* Vol. 57 No. 2 (June 2020).
17. Nebiolo A., *Valutazione della qualità delle emissioni del termo-valorizzatore di Torino, Tesi di Laurea Magistrale*, (2018), Politecnico di Torino.
18. Starns T., Amrhein J., Martin C., Sjostrom S., Bullinger C., Stockdill D., Strohfus M., Chang R. (2004), *Full-scale evaluation of TOXECON IITM on a lignite-fired boiler*, Presented at “US EPA/DOE/EPRI Combined Power Plant Air Pollutant Control Symposium: The Mega Symposium”, Washington, 30 agosto-2 settembre 2004.
19. TRM Spa (2017a), *Dichiarazione ambientale Impianto di Termovalorizzazione del Gerbido Torino redatta ai sensi Reg.to CE 1221/2009 EMAS*, Edizione 1 del 12/05/2017, dati aggiornati al 31/12/2016 - triennio di validità 2017-2019.
20. TRM Spa (2017b), *Progetto di Bilancio al 31 dicembre 2016 - Relazione sulla gestione*.

Allegati

Allegato A1.1. Analisi merceologiche Amiat Spa

Frazione	Data prova: 07/12/2016		Data prova: 26/06/2017	
	Risultato (%)	Incertezza [+/-]	Risultato (%)	Incertezza [+/-]
Sottovaglio < 20 mm	9.2	1.8	6.1	1.2
Putrescibile da cucina	< 0.025		20.6	4.1
Putrescibile da giardino	20.5	4.1	0.53	0.11
Bioplastica	0.248	0.05	0.331	0.066
Altro organico	6.4	1.3	6.9	1.4
Totale putrescibile	33.6	5	32.6	5
Imballaggi in carta	0.7	0.14	1.76	0.35
Giornali ed altra carta non imballaggio	4.28	0.86	8.3	1.7
Cartone da imballo ondulato	5.3	1.1	5.6	1.1
Cartoncino teso	3.5	0.7	3.37	0.67
Altro cartone	< 0.025		0.53	0.025
Totale materiale cellulosico	14.9	3	19.6	3.9
Totale materiale cellulosico imballaggi	10.7	2.1	11.2	2.2
Plastica in film	6.5	1.3	9.1	1.8
Traccianti in film	0.86	0.17	0.57	0.11
CPL fino a 5 l in volume	3.37	0.67	3.36	0.67
Contenitori in plastica rigida	5.5	1.1	7.9	1.6
Altre plastiche	4.09	0.82	4.97	0.99
Gomma naturale e sintetica	0.2	0.04	0.267	0.053
Totale materiali in plastica e gomma	20.6	4.1	26.2	5
Totale materiali in plastica imballaggi	16.3	3.3	20.9	4.2
Imballaggi poliaccoppiati prevalenza carta	1.17	0.23	0.465	0.093
Imballaggi poliaccoppiati non prevalenza carta	0.78	0.16	0.51	0.1
Tessili naturali e sintetici	11.2	2.2	7	1.4
Tessili sanitari	4.21	0.84	5.8	1.2
Legno imballaggio	0.78	0.16	1.46	0.29
Legno non imballaggio	1.47	0.29	0.481	0.096

Frazione	Data prova: 07/12/2016		Data prova: 26/06/2017	
	Risultato (%)	Incertezza [+/-]	Risultato (%)	Incertezza [+/-]
Pelle e cuoio	0.308	0.062	0.46	0.092
Totale materiali combustibili	61	5	68.7	5
Totale materiali combustibili imballaggi	29.1	5	34.9	5
Metalli ferrosi imballaggio	0.9	0.18	0.88	0.18
Metalli ferrosi non imballaggio	3.88	0.78	0.401	0.08
Alluminio imballaggio	0.59	0.12	1.2	0.24
Alluminio non imballaggio	< 0.025		0.38	0.076
Metalli non ferrosi non alluminio	< 0.025		< 0.025	
Totale materiali metallici	5.4	1.1	2.86	0.57
Totale materiali metallici imballaggi	1.49	0.3	2.08	0.42
Vetro imballaggio	2.56	0.51	0.412	0.082
Altro vetro	< 0.025		0.251	0.05
Inerti	0.135	0.027	< 0.025	
Totale materiali inerti	5.5	1.1	2.49	0.5
Totale materiali inerti imballaggi	2.56	0.51	0.412	0.082
Contenitori contaminati da sostanze pericolose	< 0.025		< 0.025	
RAEE R1, R2 e R3	< 0.025		< 0.025	
RAEE R4 e R5	1.22	0.24	0.55	0.11
Altri pericolosi (pile, farmaci, ...)	< 0.025		< 0.025	
Totale materiali pericolosi	1.22	0.24	0.55	0.11
Totale materiali compostabili	49.6	5	53.7	5
Totale materiali compostabili imballaggi	10.5	2.1	12.5	2.5
Totale materiali non compostabili	< 0.025		46.3	5
Totale imballaggi	32	5	35.5	5

Tabella A1.2.1.: Analisi della principali frazioni del rifiuto alimentato al termovalorizzatore di Torino (fonte: Amiat Spa, 2017)

Composto	Data prova: 16/12/2016		Data prova: 03/07/2017	
	Risultato (mg/kg)	Incertezza [+/-]	Risultato (mg/kg)	Incertezza [+/-]
Antimonio	< 10		< 10	
Arsenico	< 10		< 10	
Berillio	< 10		< 10	
Cadmio	< 10		< 10	
Cromo totale	20	4	16	3
Cromo esavalente			< 1	
Mercurio	< 1		0.68	0.14
Nichel	< 10		< 10	
Piombo	< 10		< 10	
Rame	37	7	26	5
Selenio	< 10		< 10	
Tallio	< 10		< 10	
Tellurio	< 10		< 10	
Zinco	146	29	2.53	51
Benzo(a)antracene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(a)pirene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(e)pirene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(b)fluorantene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(k)fluorantene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(j)fluorantene	< 0.1		< 0.1	
Benzo(g,h,i)perilene	< 0.1		< 0.1	
sommatoria Benzo(b, j, k)fluorantene	< 0.1		< 0.1	
Crisene	< 0.1		< 0.1	
Dibenzo(ae)pirene	< 0.1		< 0.1	
Dibenzo(al)pirene	< 0.1		< 0.1	
Dibenzo(ai)pirene	< 0.1		< 0.1	
Dibenzo(ah)pirene	< 0.1		< 0.1	
Dibenzo(a,h)antracene	< 0.1		< 0.1	
Indeno(1,2,3-c,d)pirene	< 0.1		< 0.1	
Pirene	0.4	0.1	< 0.1	

Composto	Data prova: 16/12/2016		Data prova: 03/07/2017	
	Risultato (mg/kg)	Incertezza [+/-]	Risultato (mg/kg)	Incertezza [+/-]
Sommatoria policiclici aromatici	0.6	0.1	< 0.1	
Naftalene	< 0.1		< 0.1	
Antracene	< 0.1		< 0.1	
Fluorantene Acenaftilene	< 0.1		< 0.1	
Acenaftene	< 0.1		< 0.1	
Fluorene	< 0.1		< 0.1	
Fenantrene	0.1		< 0.1	

Tabella A1.2.2.: Analisi dei principali inquinanti del rifiuto alimentato al termovalorizzatore di Torino (fonte: Amiat Spa, 2017)

Proprietà	Risultato		Incertezza	Data prova
Umidità 105°C	34.2	%	3.4	14/12/2016
Sostanza secca	65.8	%	2.7	14/12/2016
Ceneri a 600°C	17.98	%	1.08	16/12/2016
pH	6.9		0.1	16/12/2016
PCS	12851	kJ/kg	643	15/12/2016
PCI	10624	kJ/kg	531	15/12/2016
PCS	3074	kcal/kg	154	15/12/2016
PCI	2542	kcal/kg	127	15/12/2016
Natura del rifiuto: granulare				14/12/2016
Riduzione della pezzatura: con mulino a lame				14/12/2016
Test di cessione su campione: tal quale				14/12/2016
Peso campione test cessione su tal quale	136.7	g	9.57	14/12/2016
Volume acqua test cessione su campione tal quale	869	ml	61	14/12/2016
Frazione > 4mm	100	%	10	14/12/2016
Frazione non macinabile	< 0.1	%		14/12/2016
Rame su eluato da test di cessione in acqua deionizzata	0.144	mg/l	0.029	16/12/2016
Sostanze organiche alogenate espresse come cloro	0.007	% t.q.	0.002	19/12/2016

Proprietà	Risultato		Incertezza	Data prova
Cloro Tot.	0.2629	% t.q.		15/06/2017
Fluoro Tot.	0.0037	% t.q.		15/06/2017
Bromo Tot.	0.0066	% t.q.		15/06/2017
Zolfo Tot.	0.11	% t.q.		15/06/2017

Tabella A1.2.3.: Analisi dei principali inquinanti del rifiuto alimentato al termovalorizzatore di Torino (fonte: Amiat Spa, 2017)

Proprietà	Risultato		Incertezza	Data prova
Umidità 105°C	37.5	%	3.8	29/06/2017
Sostanza secca	62.5	%	2.5	29/06/2017
Ceneri a 600°C	23.4	%	1.4	30/06/2017
pH	8.3		0.1	03/07/2017
PCS	12013	kJ/kg	601	29/06/2017
PCI	9708	kJ/kg	485	29/06/2017
PCS	2874	kcal/kg	144	29/06/2017
PCI	2323	kcal/kg	116	29/06/2017
Natura del rifiuto: granulare				26/06/2017
Riduzione della pezzatura: con mulino a lame				26/06/2017
Test di cessione su campione: tal quale				26/06/2017
Frazione > 4mm	100	%	10	30/06/2017
Frazione non macinabile	< 0.1	%		30/06/2017
Rame su eluato da test di cessione in acqua deionizzata	0.061	mg/l	0.012	04/07/2017
Sostanze organiche alogenate espresse come cloro	0.005	% t.q.	0.001	30/06/2017
Cloro Tot.	0.1928	% t.q.		29/06/2017
Fluoro Tot.	< 0.001	% t.q.		29/06/2017
Bromo Tot.	0.0054	% t.q.		29/06/2017
Zolfo Tot.	0.094	% t.q.		29/06/2017

Tabella A1.2.4.: Analisi dei principali inquinanti del rifiuto alimentato al termovalorizzatore di Torino (fonte: Amiat Spa, 2017)

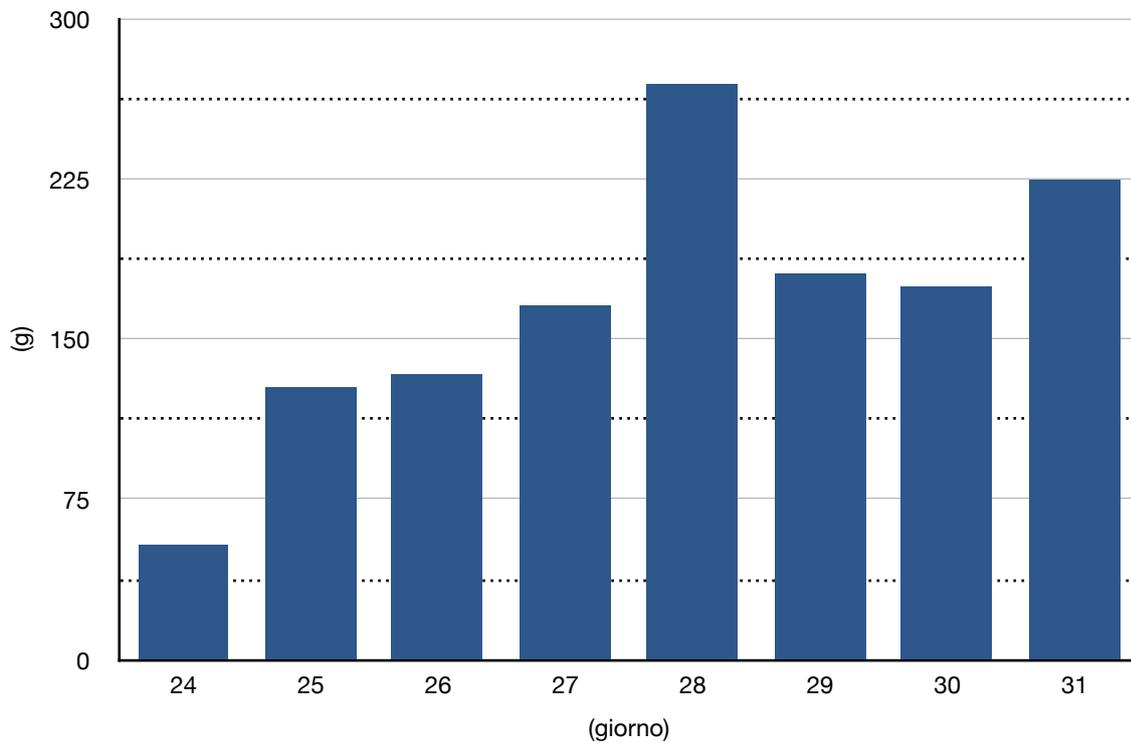
Allegato A2.1. Bilanci di massa del mercurio nel sistema di abbattimento

In questa sezione sono riportati i grafici del bilancio di massa della quantità mercurio abbattuta per le due linee di cui si hanno a disposizione i dati. I valori sono stati ricavati sottraendo al flusso di mercurio in caldaia il flusso di mercurio a camino, espresso in g/30min. In particolare:

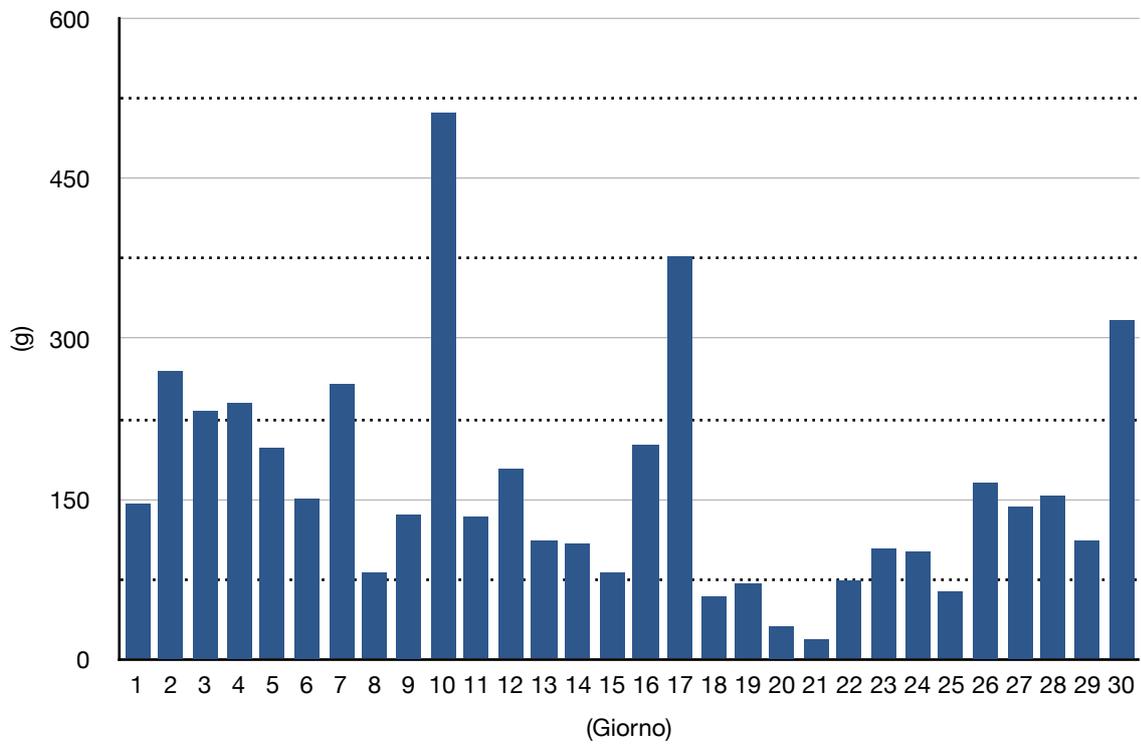
- Linea 1: non sono presenti dati;
- Linea 2: sono presenti i dati per i mesi da marzo a giugno;
- Linea 3: sono presenti i dati per i mesi da gennaio a giugno:

Allegato A2.1.1. Linea 2

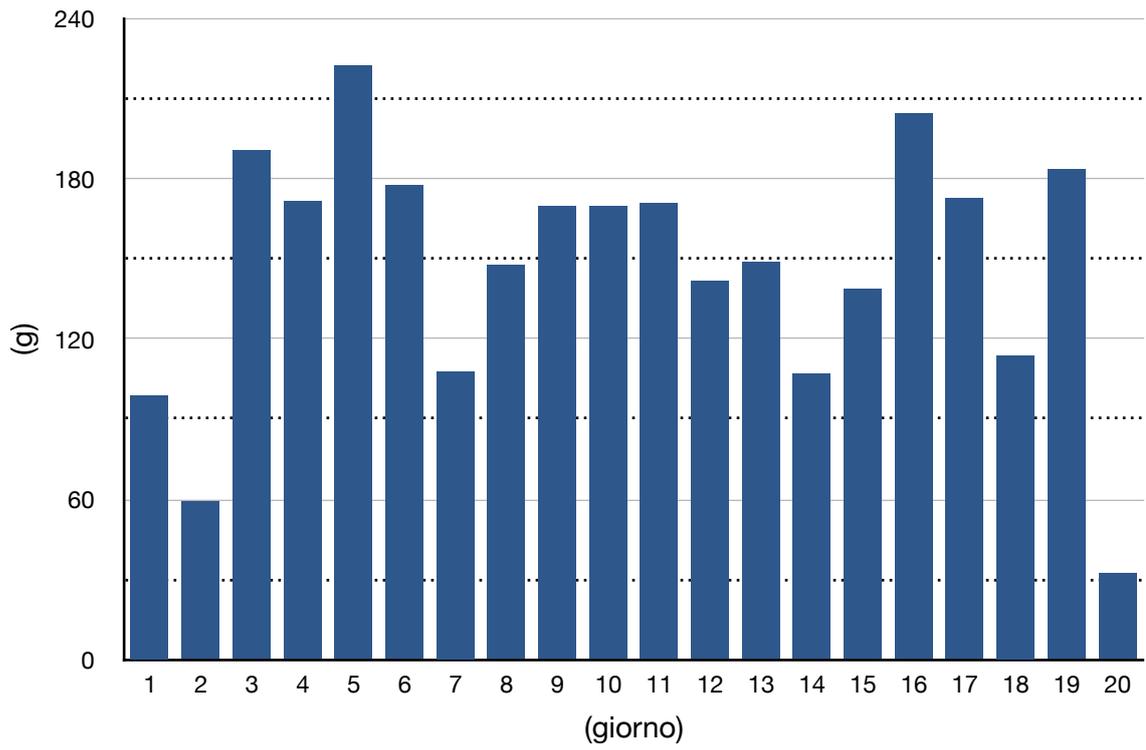
Marzo 2017



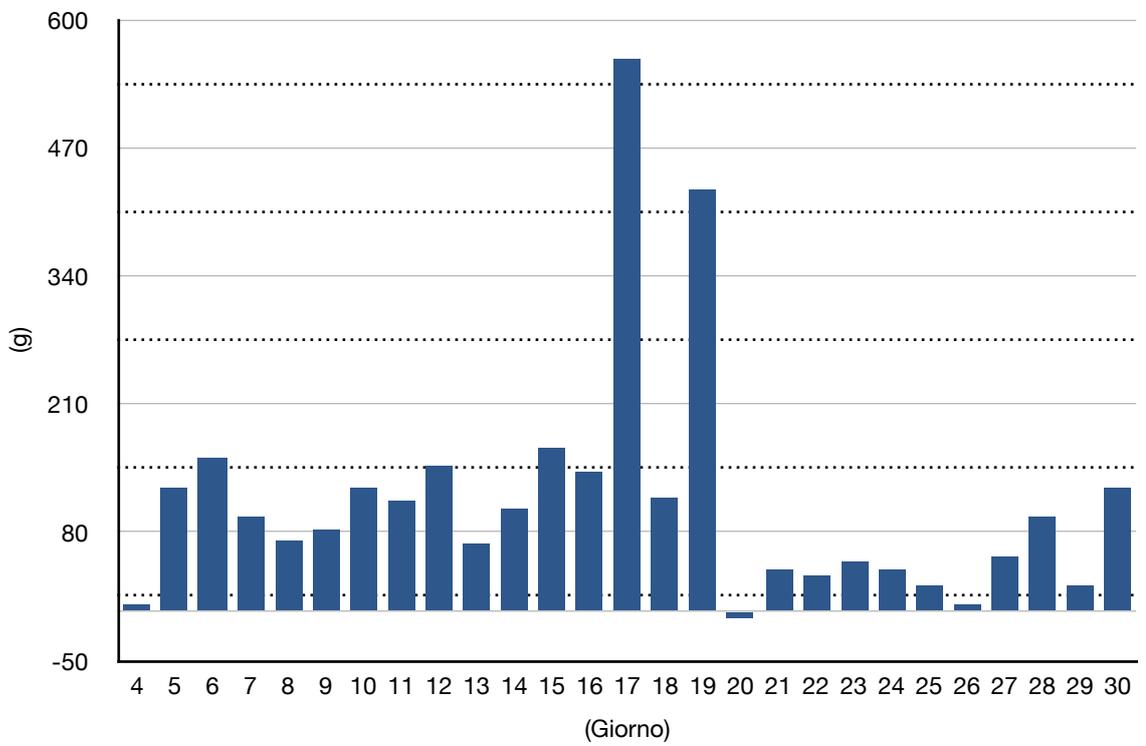
Aprile 2017



Maggio 2017

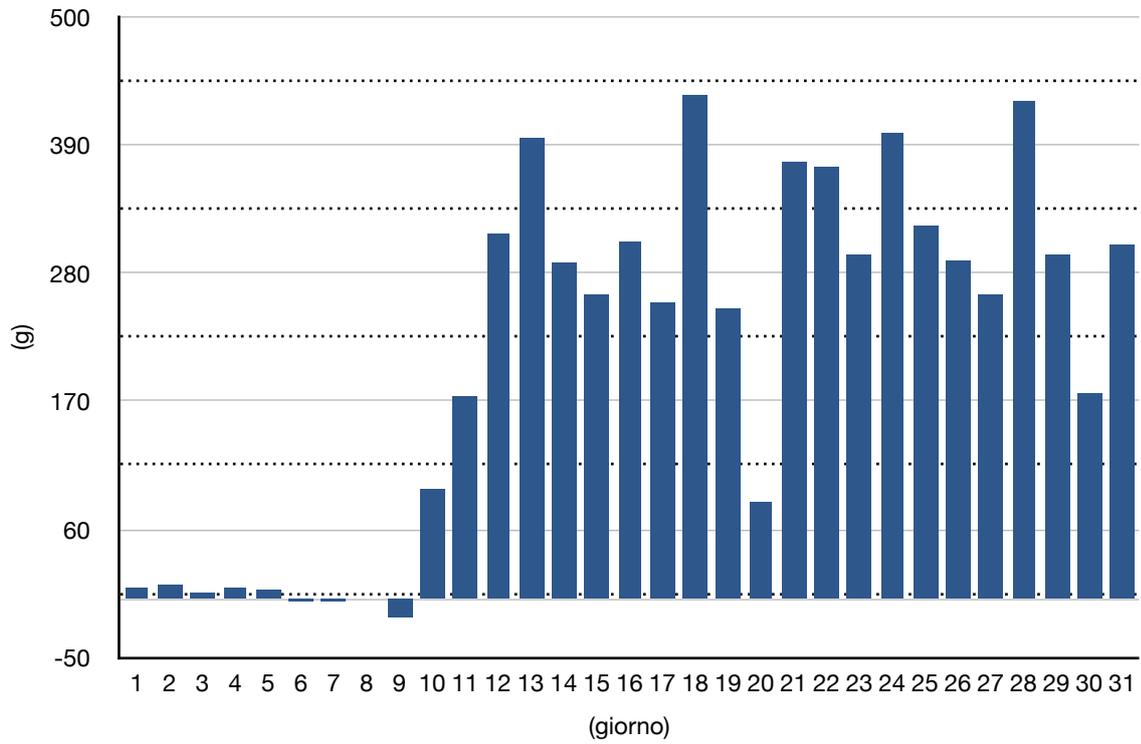


Giugno 2017

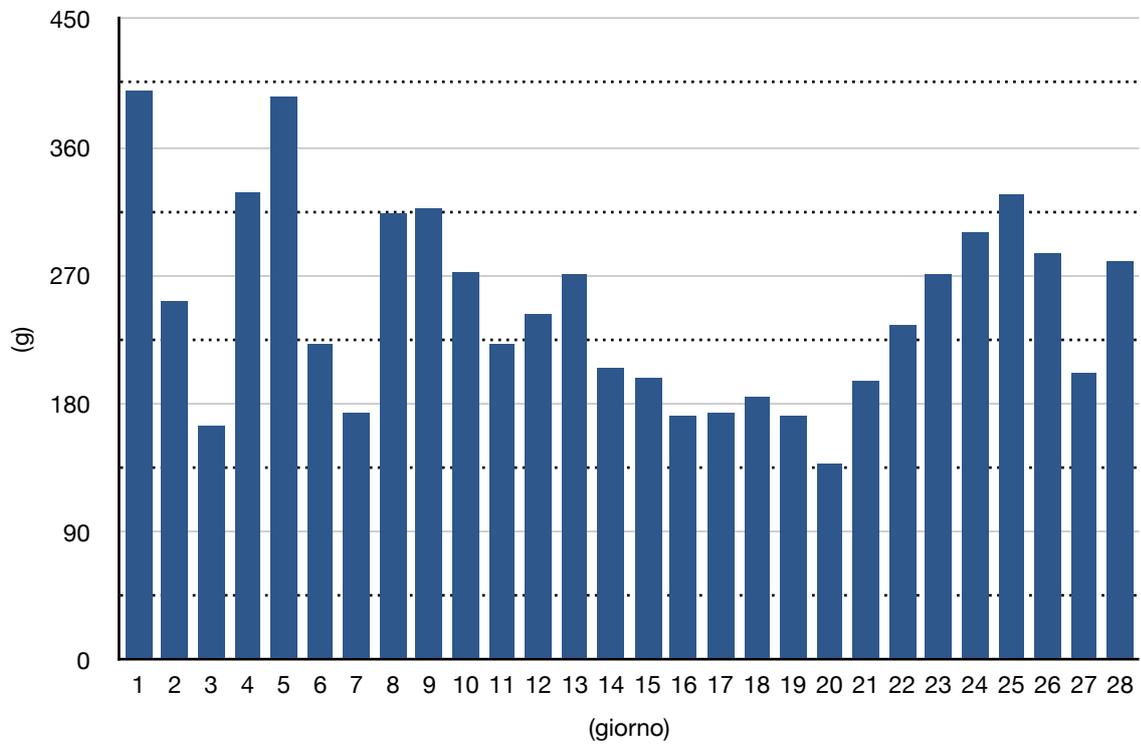


Allegato A2.1.2. Linea 3

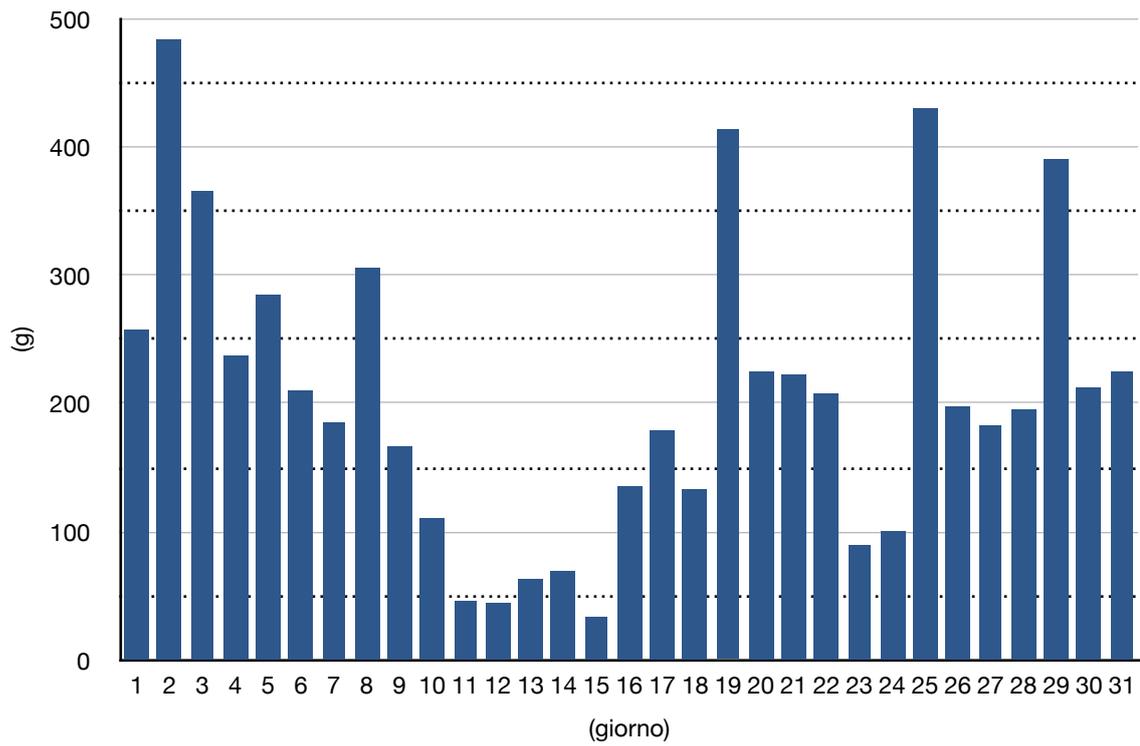
Gennaio 2017



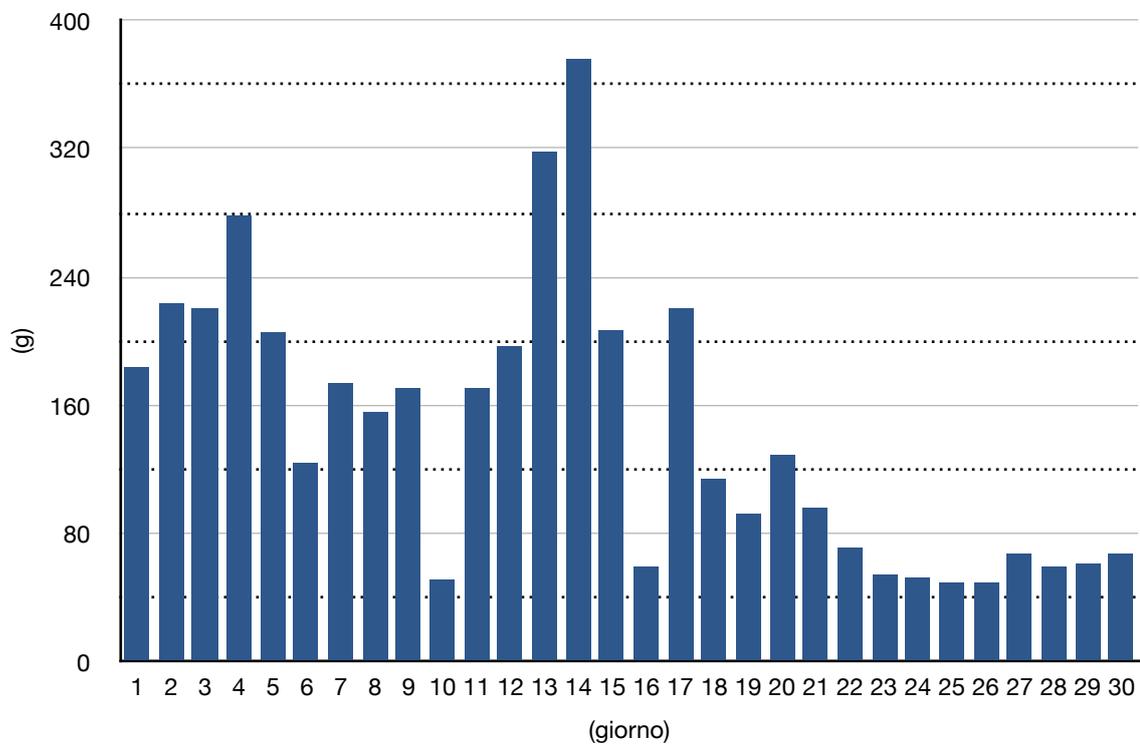
Febbraio 2017



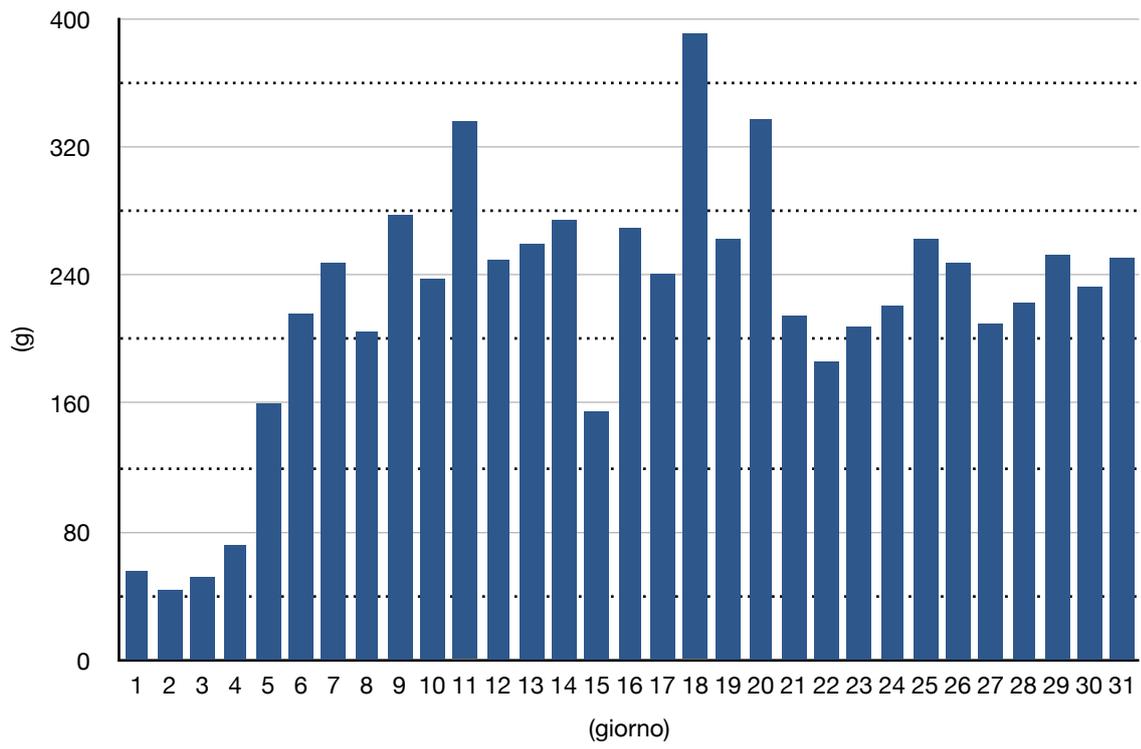
Marzo 2017



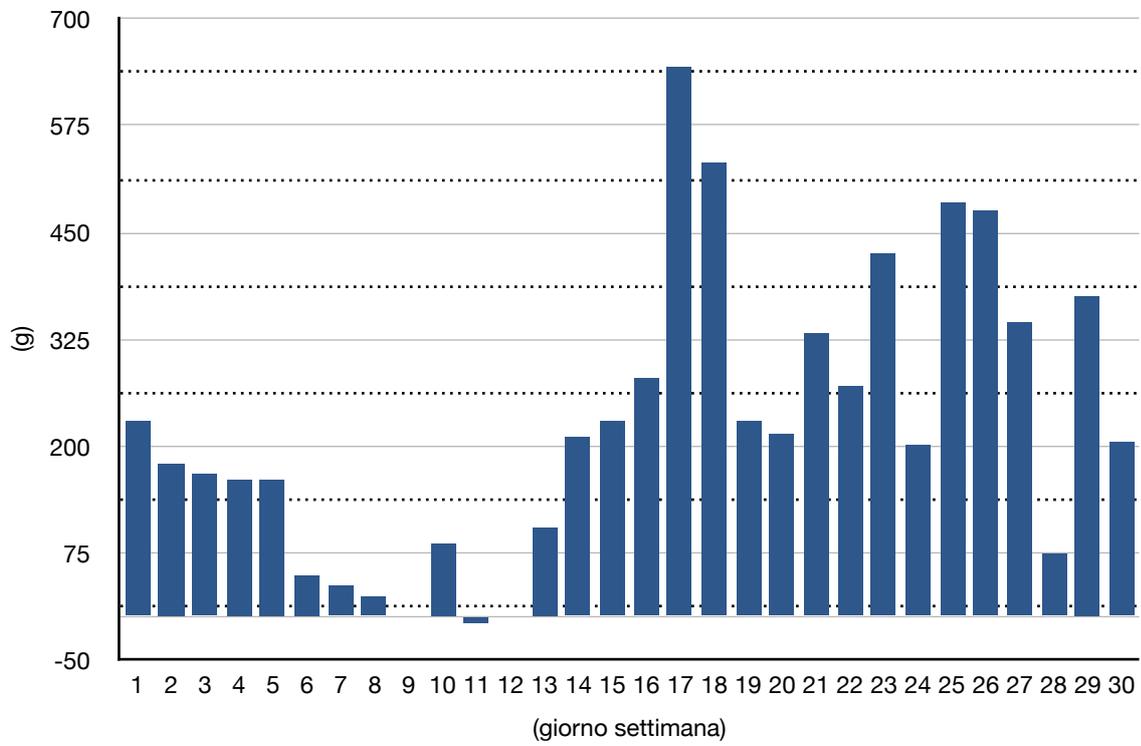
Aprile 2017



Maggio 2017



Giugno 2017



Allegato A3.1. Confronto tra le emissioni di mercurio a camino ed il flusso di carbone attivo iniettato

In questo allegato si riporta, per tutte e tre le linee di trattamento, il confronto tra le emissioni di mercurio a camino, espresse in $\mu\text{g}/\text{Nm}^3$, ed il flusso di carbone attivo iniettato per abatterle (kg/h).

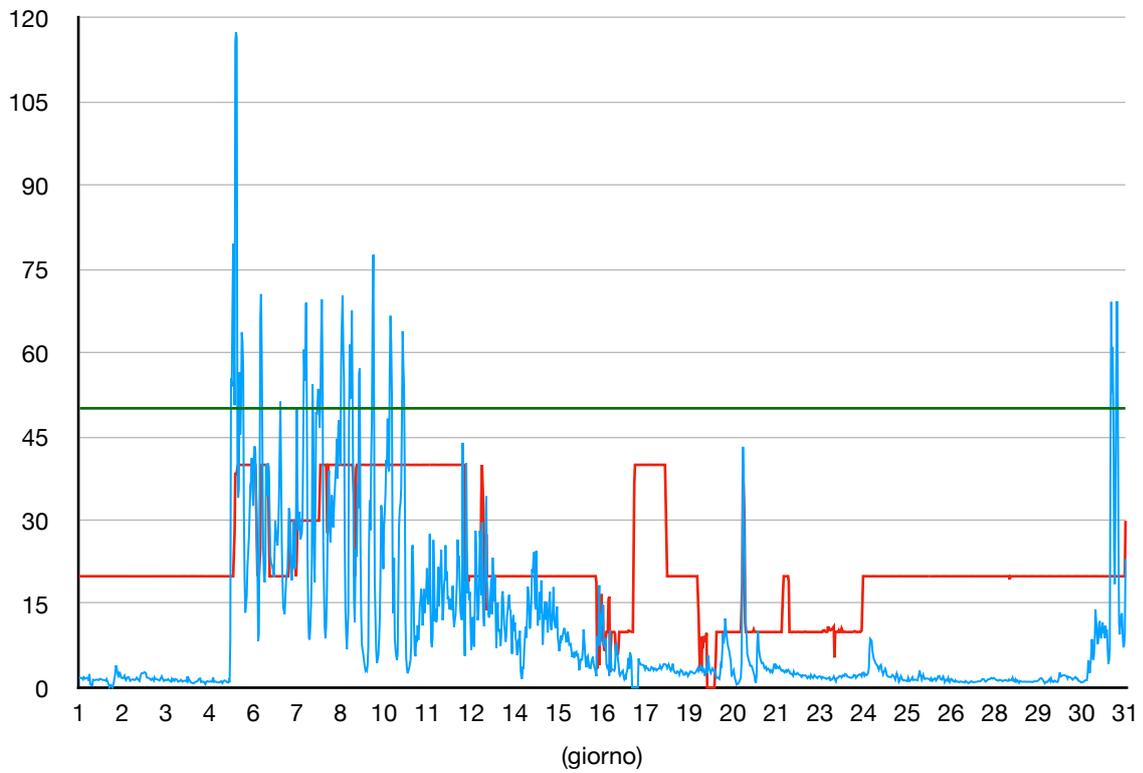
La concentrazione di carbone attivo è stata campionata attraverso un rilevatore ogni 30 minuti, partendo dalle ore 00:30 fino alle 24:00, mentre la quantità di carbone attivo è stata misurata ogni ora. Per completezza, è stato riportato su grafico il valore limite di emissione di mercurio, previsto dal D. Lgs. 152/2006, pari a $50 \mu\text{g}/\text{Nm}^3$.

Legenda:

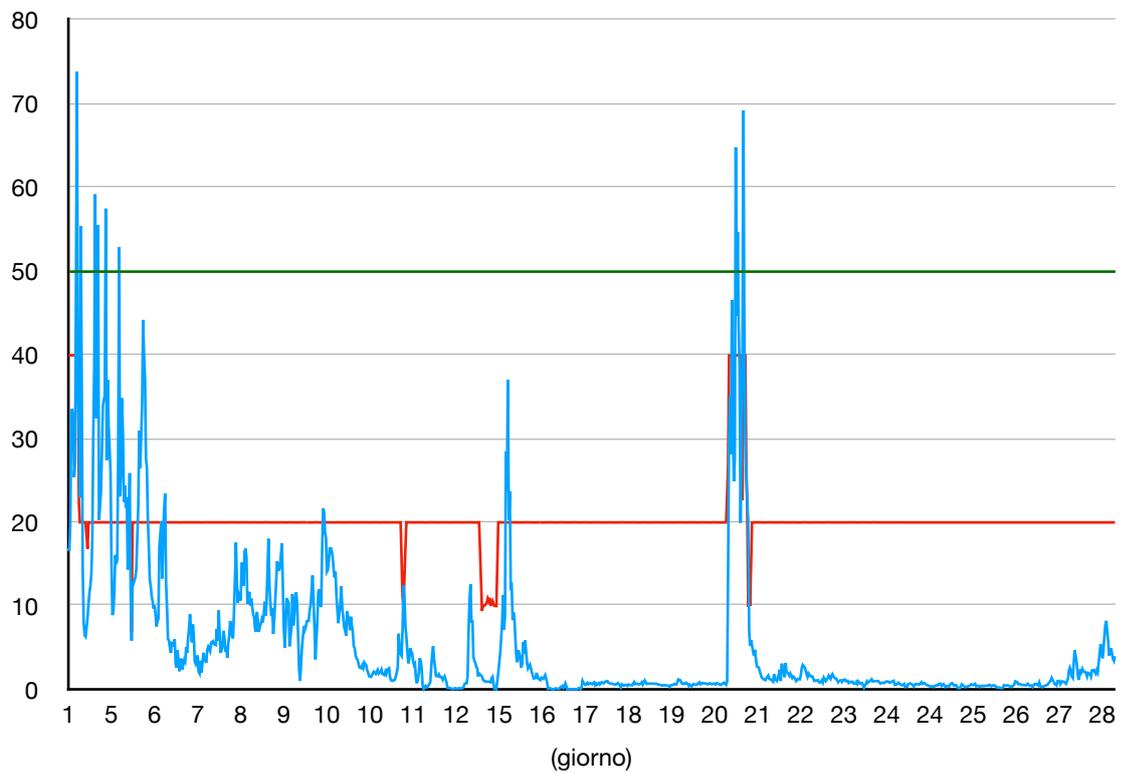
- Linea blu: concentrazione di mercurio a camino ($\mu\text{g}/\text{Nm}^3$);
- Linea rossa: flusso di carbone attivo iniettato nel processo di abbattimento (kg/h);
- Linea verde: limite normativo emissivo del mercurio.

Allegato A3.1.1. Linea 1

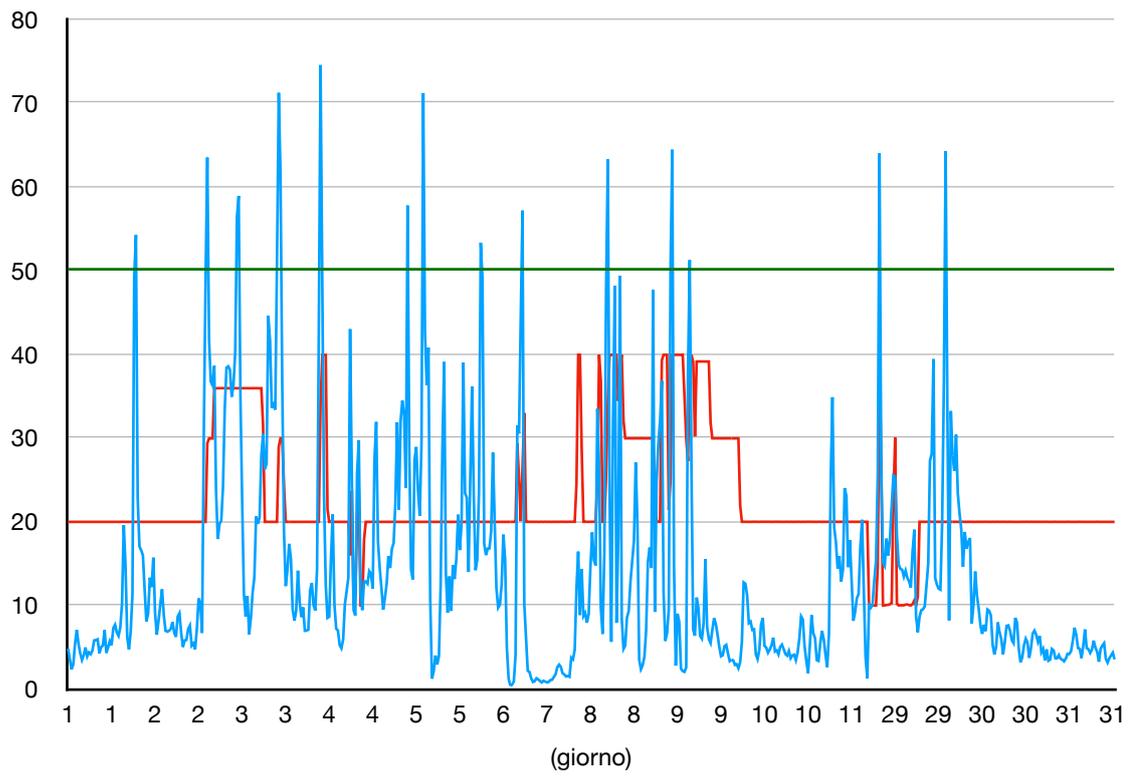
Gennaio 2017



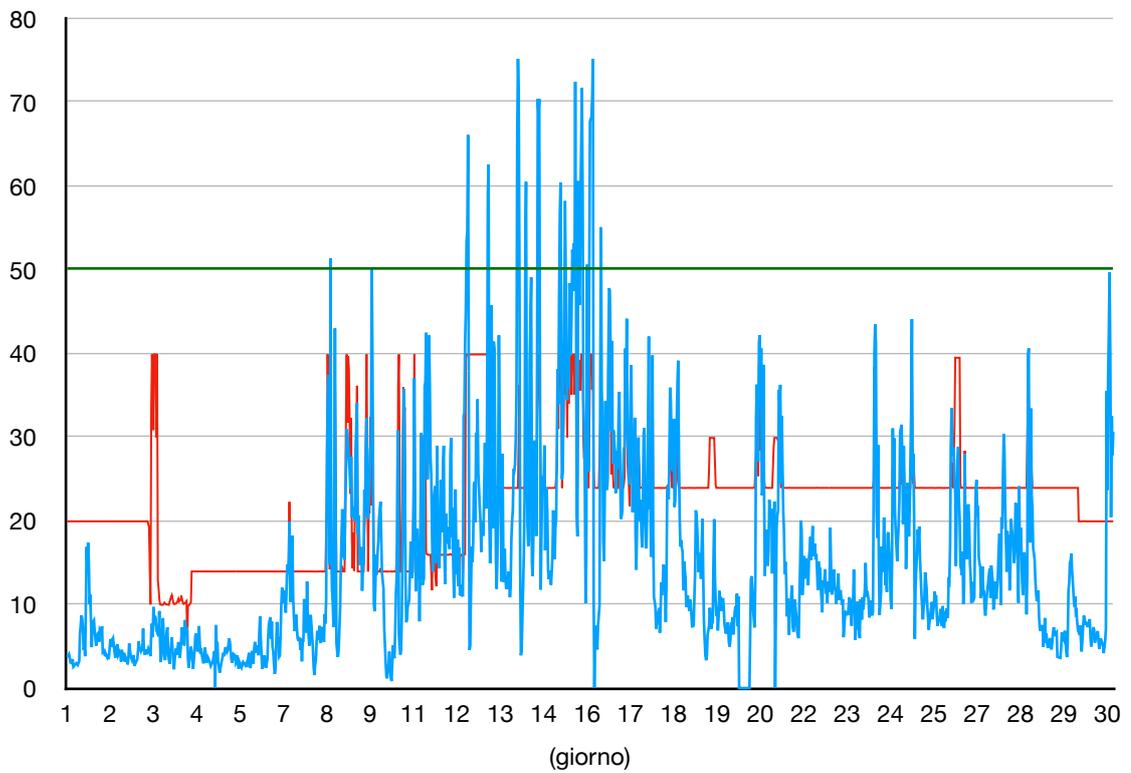
Febbraio 2017



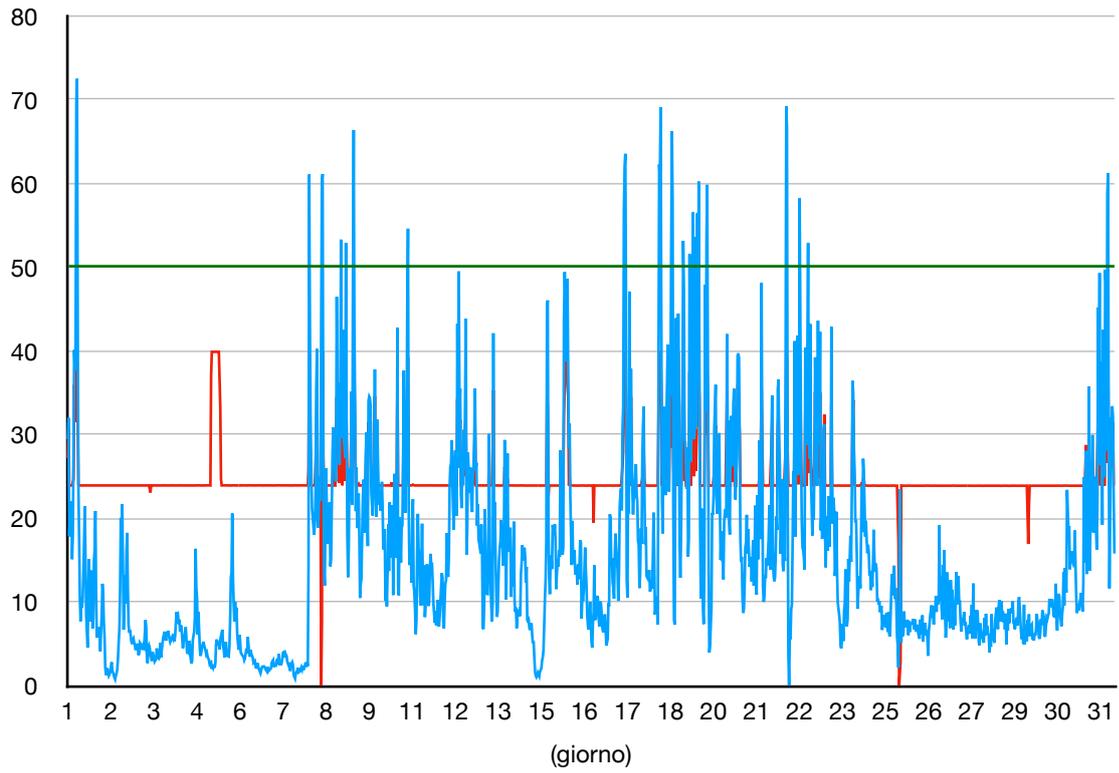
Marzo 2017



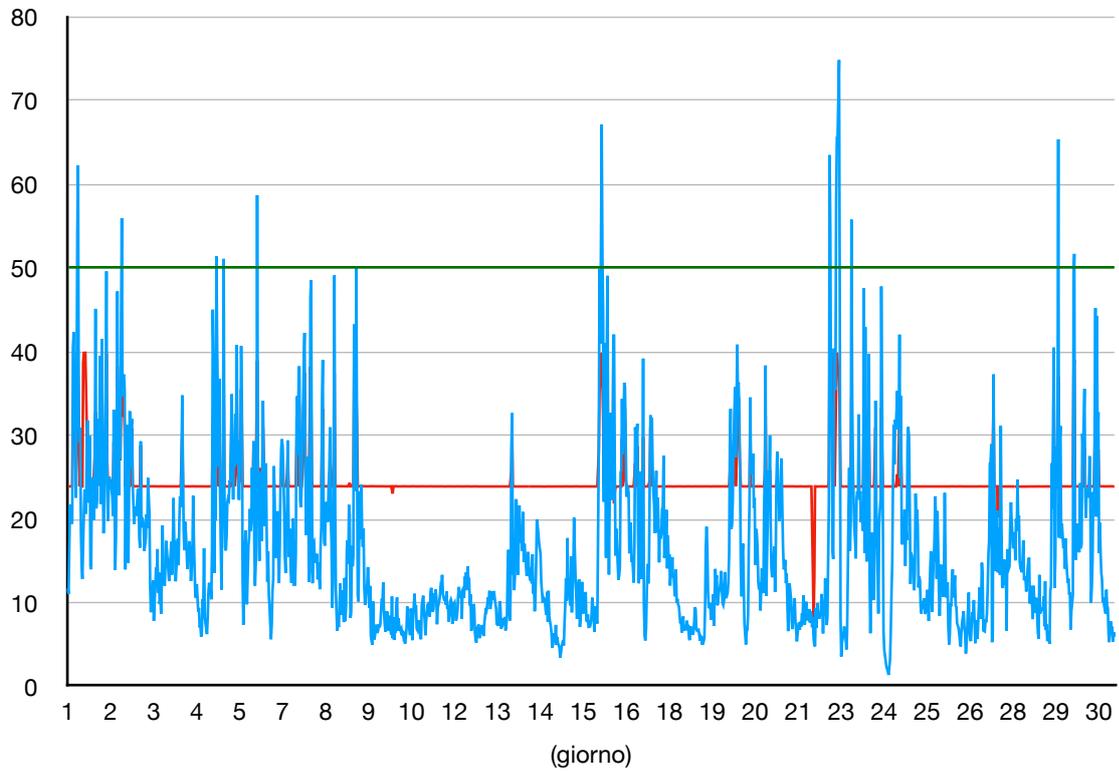
Aprile 2017



Maggio 2017

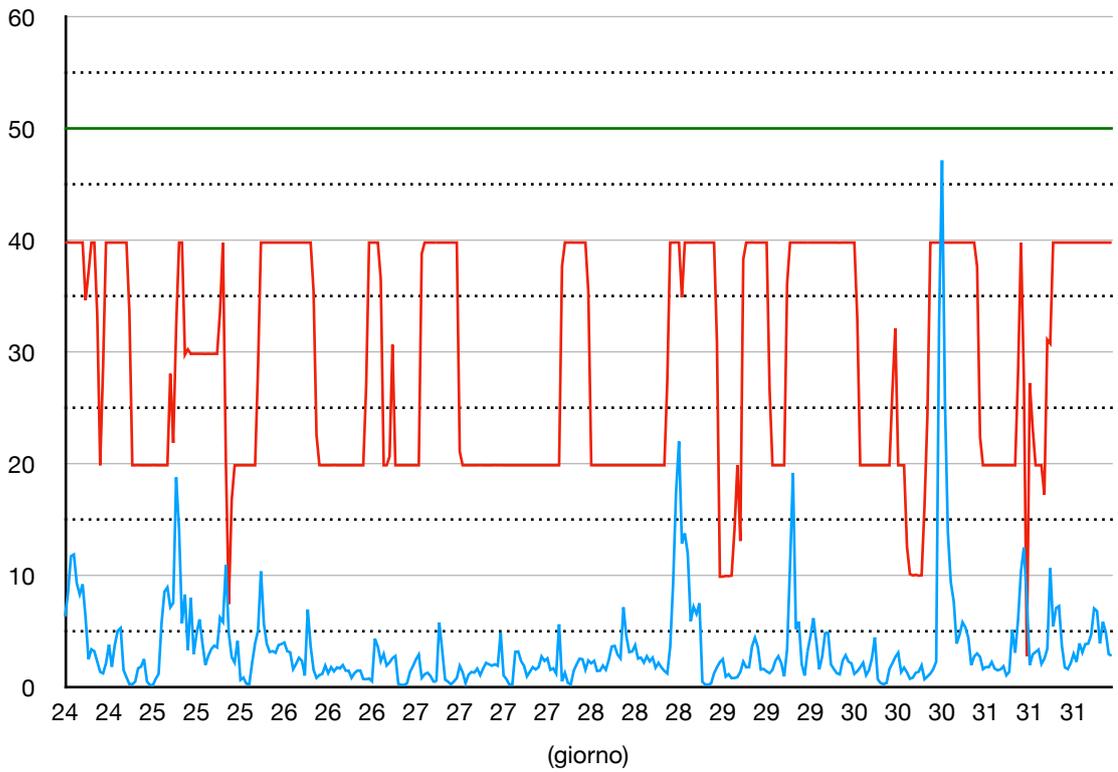


Giugno 2017

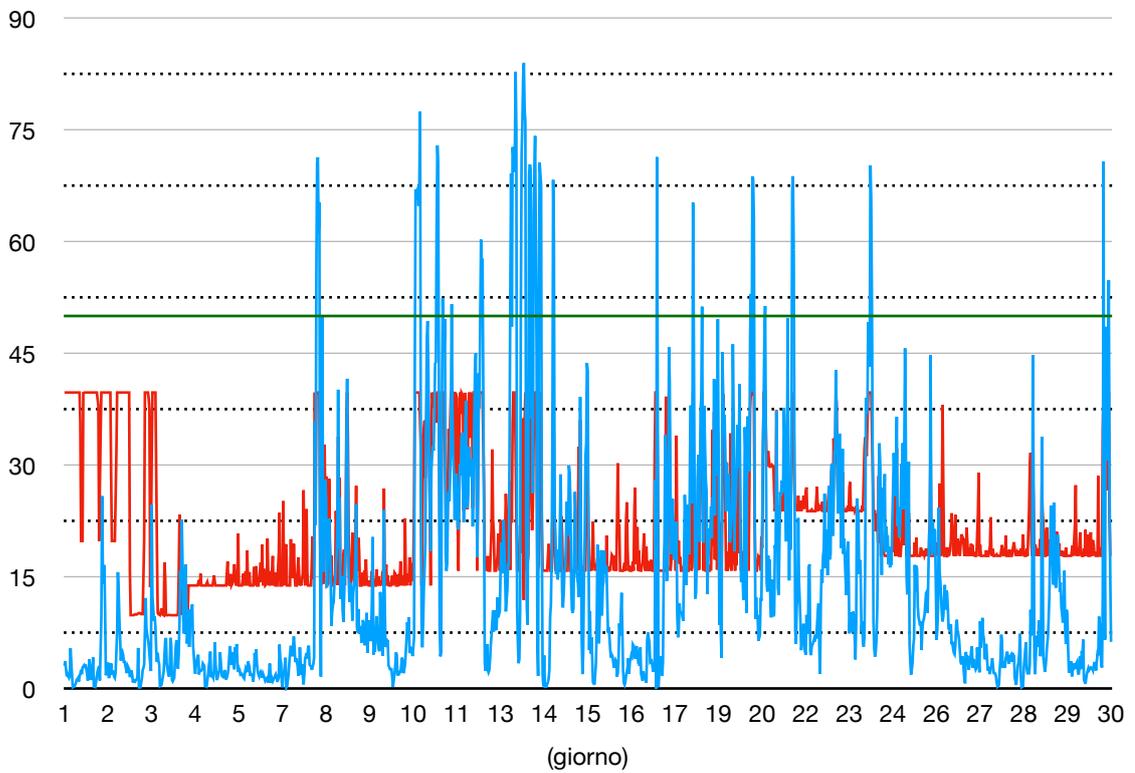


Allegato A3.1.2. Linea 2

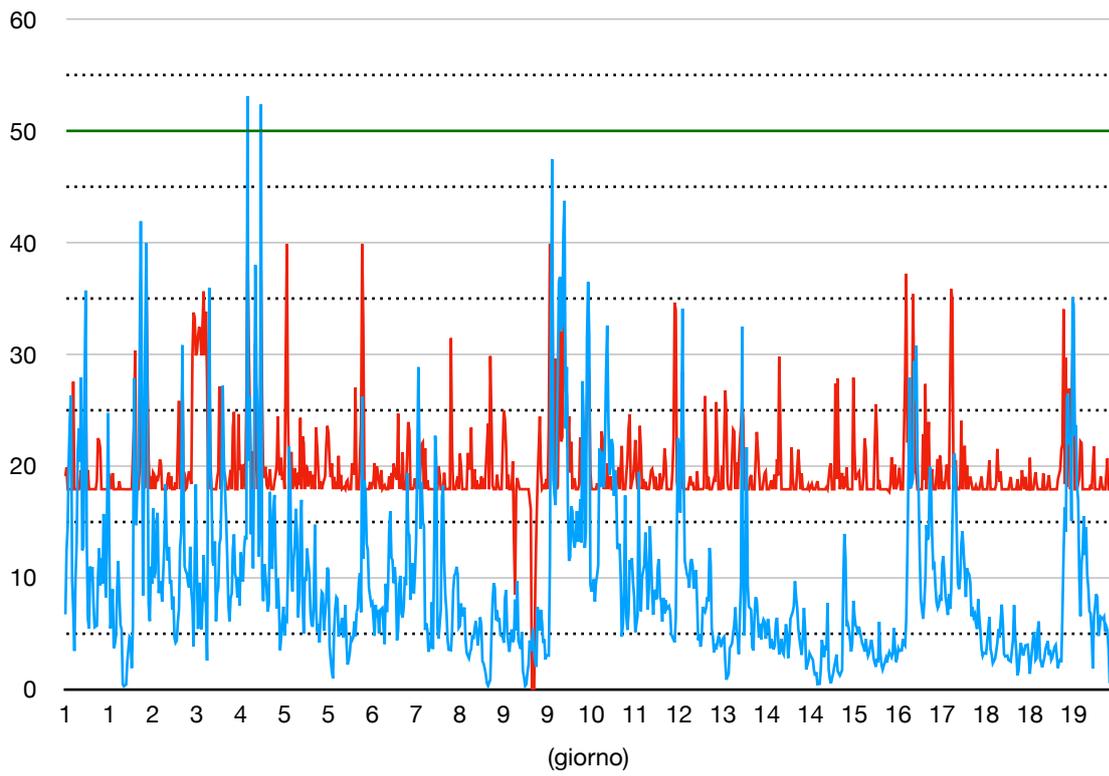
Marzo 2017



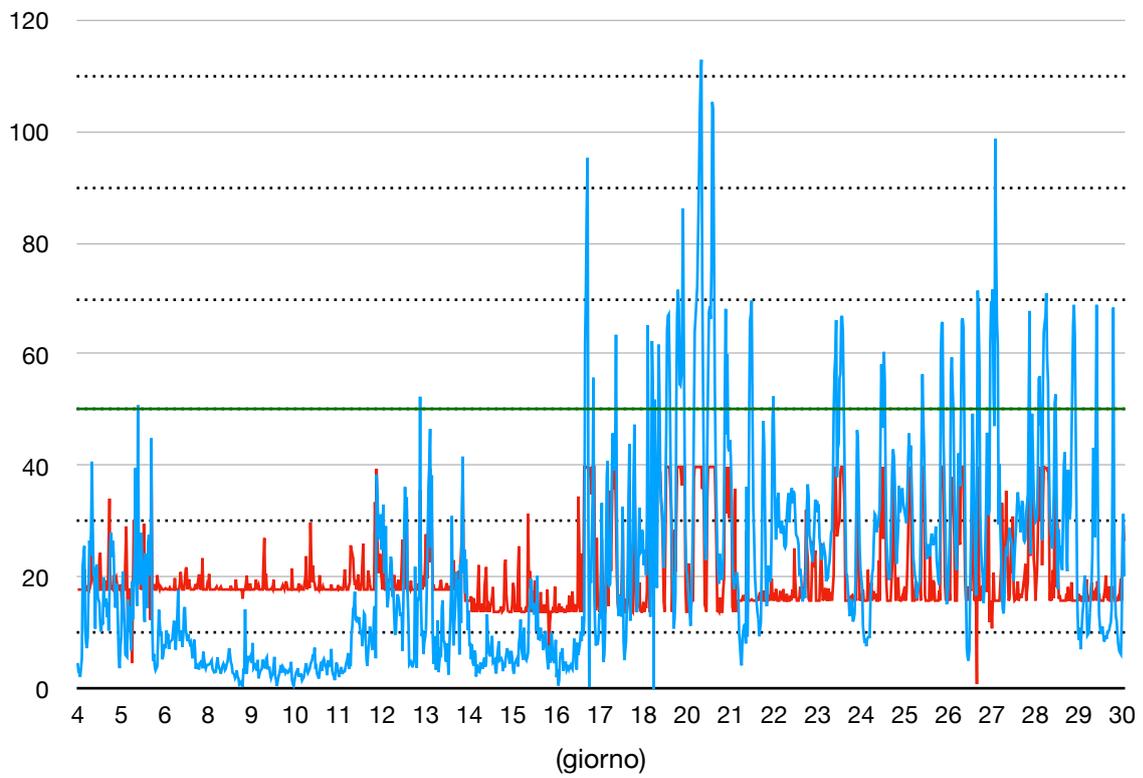
Aprile 2017



Maggio 2017

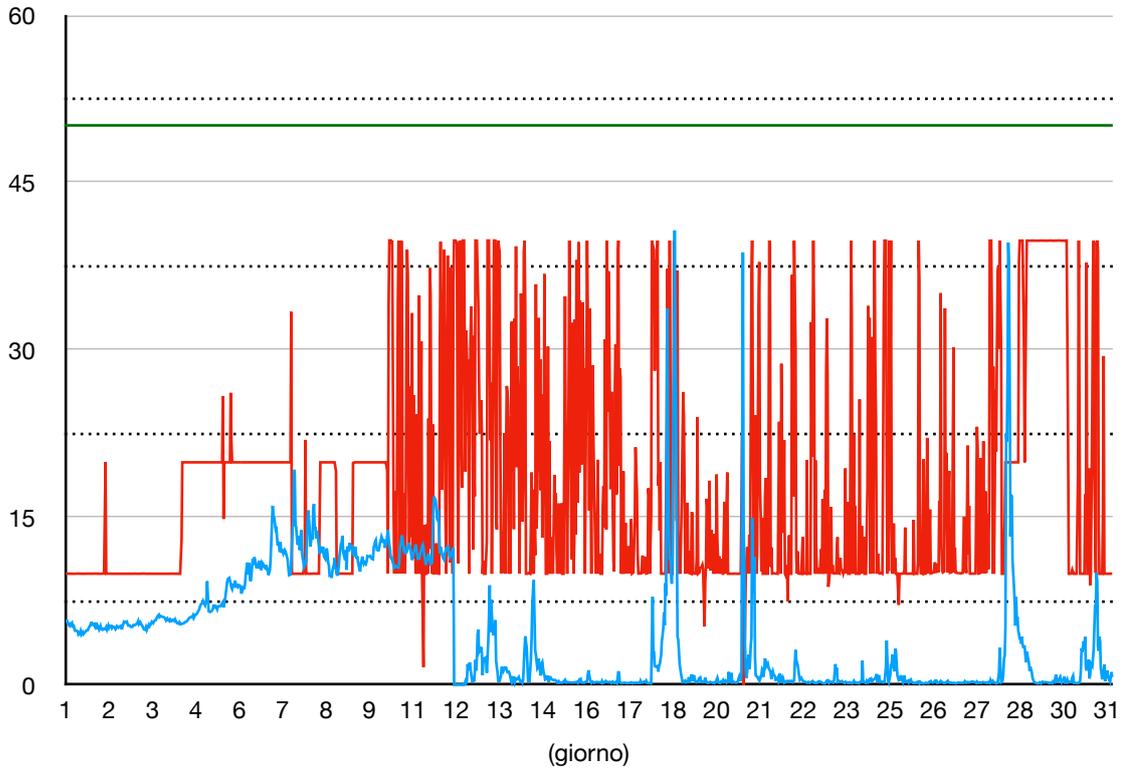


Giugno 2017

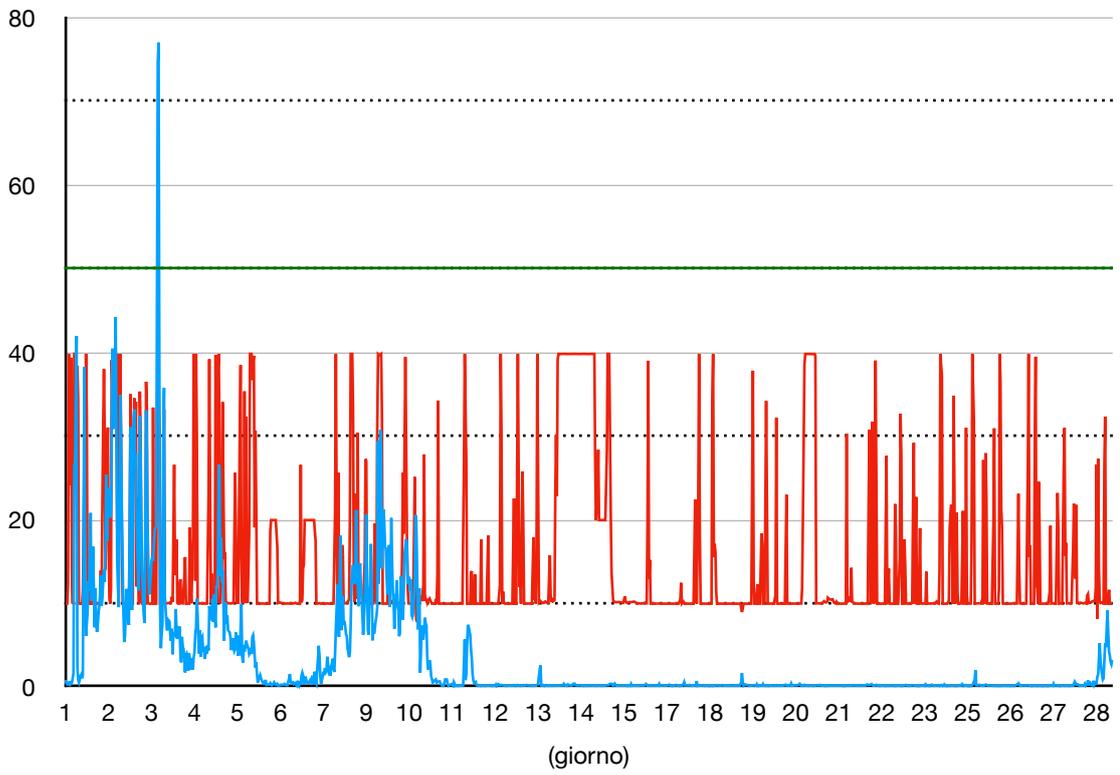


Allegato A3.1.3. Linea 3

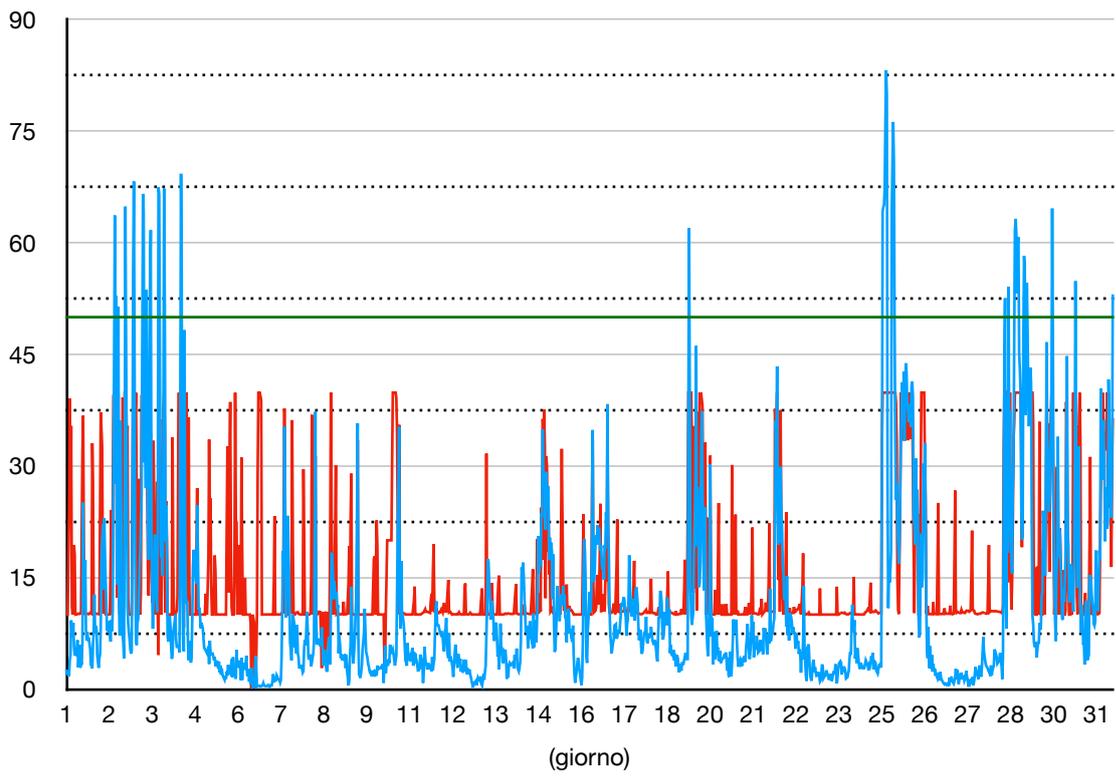
Gennaio 2017



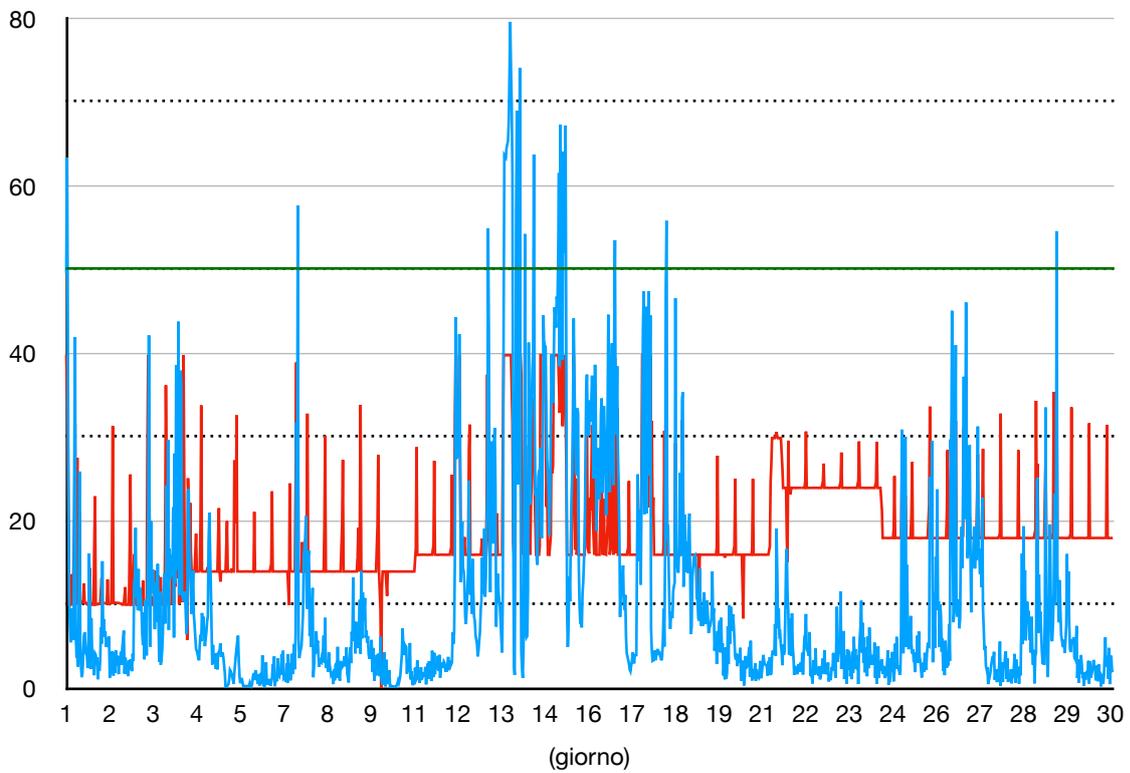
Febbraio 2017



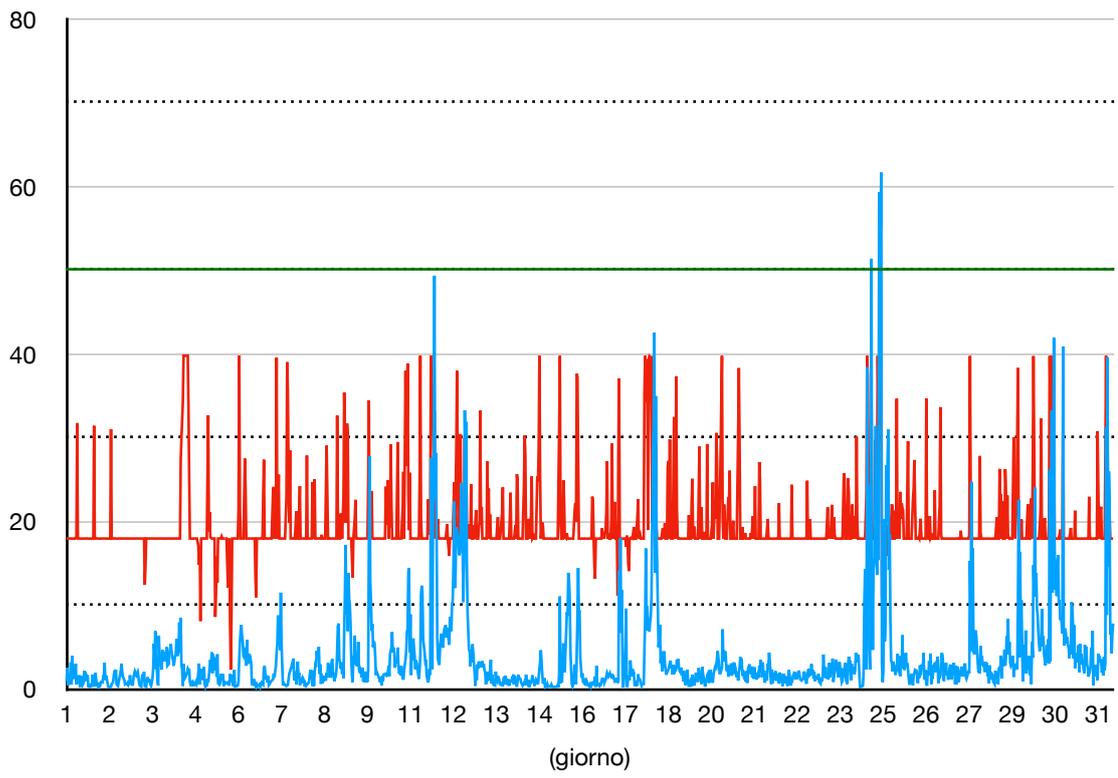
Marzo 2017



Aprile 2017



Maggio 2017



Giugno 2017

