

Titolo

Studio ed analisi comparativa di differenti sistemi scrubber per la rimozione di particolato delle emissioni di una caldaia di piccola taglia alimentata a biomassa

Autori

Augusto Bianchini, Francesco Cento, Luca Golfero, Marco Pellegrini, Cesare Saccani.

Abstract

A causa del crescente utilizzo di impianti a biomassa di bassa e media potenza termica (sotto i 50 kW), in particolare per il riscaldamento domestico, si assiste ad un incremento delle emissioni di PM_{2,5} dalla combustione di biomassa raggiungendo, particolarmente nel contesto urbano, livelli allarmanti. Attualmente sono impiegate diverse tecnologie industriali per la filtrazione di particolato ad alta efficienza (oltre il 99%), ma il costo elevato non ne ha permesso la loro applicazione in impianti di piccola e media taglia. Il documento mostra un innovativo sistema di filtrazione per particolato che è stato progettato per essere applicato ad a caldaie di piccola taglia alimentate a biomassa e testato in laboratorio in un impianto in scala. Il documento mostra inoltre come il processo di ottimizzazione del sistema di filtrazione sia stato condotto attraverso la definizione di un modello teorico e con lo scopo finale di realizzare un dispositivo semplice, di facile manutenzione, con un'elevata integrazione, anche con una piccola caldaia non alimentata a biomassa, con efficienza paragonabile con i sistemi di filtraggio attuali, sostenibile e affidabile. All'interno del laboratorio del Dipartimento di Ingegneria Industriale (DIN) sono stati sviluppati, testati e ottimizzati diverse prototipi: i risultati sperimentali sono riportati nell'articolo, dimostrando così il raggiungimento di risultati confrontabili con tecnologie normalmente impiegate.

1. Introduzione

Negli ultimi decenni la biomassa ha rappresentato una interessante alternativa ai combustibili fossili, soprattutto per il riscaldamento domestico. Infatti, la biomassa può essere bruciata in sistemi di combustione relativamente semplici con emissioni neutre di gas serra. D'altra parte la combustione della biomassa produce elevate emissioni di particolato [34,35], in funzione delle caratteristiche della biomassa (come dimensioni, umidità, contenuto di ceneri) e dell'efficienza del processo di combustione (aria in eccesso, turbolenza in camera di combustione, la geometria della camera di combustione) [36,37]. Una volta che il particolato è prodotto attraverso il processo di combustione, una parte deve essere rimossa dai fumi, arrivando così a rispettare i limiti di emissione fissati dall'UE e dalle autorità nazionali e locali. In Italia, le caldaie con una potenza superiore a 150 kW hanno diversi limiti di emissione in funzione della potenza termica nominale dell'impianto. Per caldaie inferiori a 150 kW il limite di emissione di polveri totali è di 200 mg/Nm³, che è un valore sufficientemente elevato da non rendere necessario l'impiego di un sistema di filtrazione; per le caldaie con potenza inferiore a 35 kW non sono definiti limiti di emissione (decreto legislativo italiano 152, 2006, derivato dal 2001/80 CE). Secondo quanto compare nel rapporto del 2014 inerente la qualità dell'aria in Europa [33], il 25% dei cittadini UE respira un'aria con una quantità di inquinanti superiore ai limiti imposti. La figura 1 mostra le fonti di particolato delle emissioni della regione Emilia-Romagna (Italia), la regione in cui sono state condotte le sperimentazioni [32]. Il traffico urbano risultata come la fonte principale di emissioni, mentre il riscaldamento domestico riscaldamento (caldaie inferiori a 35 kW) è la seconda fonte: così, senza un sistema di filtraggio, il maggiore impatto dato dalle emissioni di particolato si stima essere prodotto proprio dalle caldaie con potenza inferiore a 35 kW che non prevedono filtro. D'altra parte, il riscaldamento domestico è solitamente attivo solo per un periodo limitato, circa 4-6 mesi all'anno: in tal senso il suo impatto è maggiormente significativo.

*Autore di riferimento. Tel: 00390512093403; Fax: 00390512093404. E-mail: augusto.bianchini@unibo.it

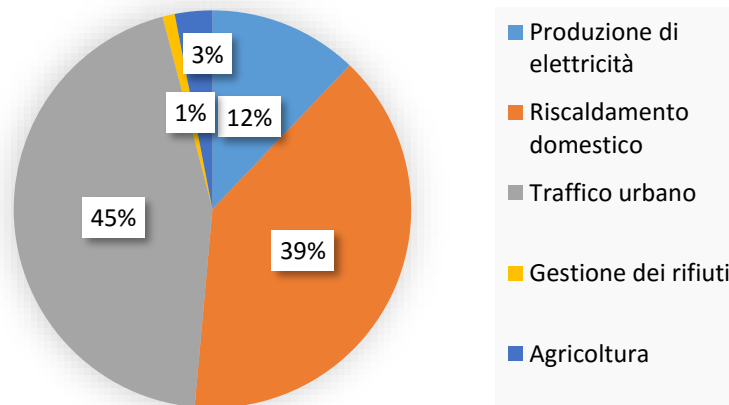


Figura 1 Emissioni in Emilia Romagna, valore totale: 14 kt/anno [32]

Le emissioni di polveri sottili originate dalla combustione di biomassa consistono principalmente in particelle con un diametro aerodinamico inferiore a $2.5 \mu\text{m}$ (PM_{2.5}) [1,2]. Il PM_{2.5} può rimanere sospeso in aria per un lungo periodo di tempo e venire trasportato per lunghe distanze; può inoltre causare seri problemi per l'ambiente e la salute umana a causa della profondità di penetrazione nel sistema respiratorio, con possibile causa di tumori e malattie. Il PM_{2.5} è anche il principale trasportatore di diossine e il maggiore responsabile dell'oscuramento globale.

Per queste ragioni, il controllo delle emissioni di particolato dalla combustione di biomassa è diventato un problema immediato. La figura 2 mostra l'efficienza di separazione dei diversi sistemi di filtrazione, efficienza definita in accordo con [23] come:

$$\eta = \frac{C_{IN} - C_{OUT}}{C_{IN}} * 100$$

Dove C_{IN} è la concentrazione di PM all'ingresso del sistema di pulizia e C_{OUT} è la concentrazione all'uscita del sistema; ogni concentrazione è espressa in mg/Nm^3 .

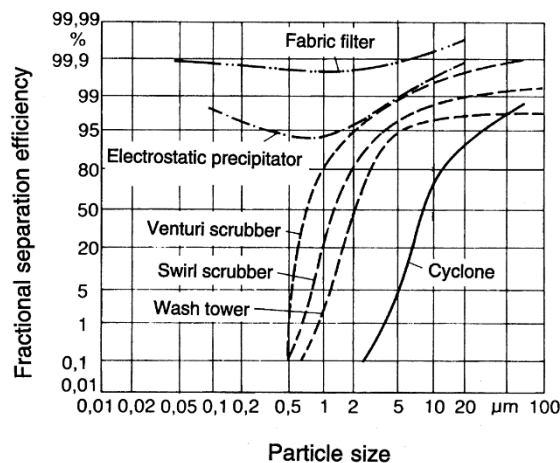


Figura 2 Efficienza di filtrazione dei convenzionali sistemi di pulizia impiegati [23]

I filtri a tessuto [20-27] ed i filtri elettrostatici (ESP) [7-8, 26-28] hanno una efficienza di cattura superiore al 95% per gli intervalli di particelle submicroniche. Tuttavia, i filtri in tessuto hanno un alto costo di manutenzione e così sono economicamente sostenibili solo in applicazioni industriali, al contrario i filtri elettrostatici sono caratterizzati da bassi costi di manutenzione, ma elevati costi di investimento e di gestione.

I cicloni [4-6] presentano un costo molto basso, ma funzionano bene con particelle di dimensione maggiore di 10 μm . Gli studi si sono indirizzati verso la filtrazione ad umido, come torre di lavaggio [29,30] o scrubber Venturi [3]: una torre di lavaggio presenta elevati rendimenti soltanto per le dimensioni del particolato superiori a 8 μm e sono inoltre economici e facili da controllare; gli scrubber Venturi mostrano una buona efficienza per una dimensione particellare maggiori di 2 μm , ma hanno elevati costi di manutenzione a causa della elevata pressione raggiunta dall'acqua.

Recentemente, sono state sviluppate soluzioni ibride, combinando i principi innovativi e quelli noti della filtrazione. La condensazione, soprattutto la condensazione eterogena dove il vapore condensa sulla superficie del particolato incrementandone le dimensioni ed aiutando così la filtrazione, sembra essere una buona soluzione per catturare PM2.5 [13,14]: di aumenta la dimensione del particolato attraverso l'iniezione di acqua/vapore. Lo svantaggio della tecnica di condensazione è il costo elevato di installazione, compreso il circuito supplementare acqua / vapore

2. Materiali e metodi

Come punto di partenza è stata scelta la tecnologia Scrubber grazie alla semplicità costruttiva e affidabilità. In aggiunta la sua capacità di lavorare con acqua ed altri tipi di fluidi ne fanno una tecnologia flessibile per verificare condizioni e soluzioni diverse.

2.1 SCRUBBER, MODELLAZIONE TEORICA

Una singola goccia può catturare le particelle di particolato utilizzando uno o più meccanismi di lavaggio: la diffusione, l'intercettazione e l'impatto inerziale [9,10]. L'efficienza del sistema scrubber dipende principalmente dalla dimensione delle particelle e dalla velocità relativa fra particelle e fluido.

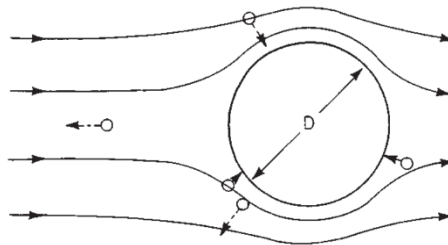


Figura 3 Rappresentazione del meccanismo di diffusione

L'equazione 1 mostra l'espressione dell'efficienza di raccolta per diffusione riferita ad una singola sfera liquida [30] in cui:

$$\eta_{diff} = 0,7 \left\{ \frac{4}{\sqrt{3}} \left(\frac{1-\alpha}{J+\sigma K} \right)^{\frac{1}{2}} Pe^{-\frac{1}{2}} + 2 \left(\frac{\sqrt{3}\pi}{4Pe} \right)^{\frac{2}{3}} \left[\frac{(1-\alpha)(3\sigma+4)}{J+\sigma K} \right]^{\frac{1}{3}} \right\} \quad (1)$$

- σ è il rapporto di viscosità liquido/gas.
- $J = 1 - \frac{6}{5} \alpha^{\frac{1}{3}} + \frac{1}{5} \alpha^2$
- $K = 1 - \frac{9}{5} \alpha^{\frac{1}{3}} + \alpha + \frac{1}{5\alpha^2}$,
- α è il grado di pieno, ovvero il rapporto dello spazio riempito dalle particelle e dalle goccioline nello scrubber. La densità di riempimento può essere espressa, come nell'equazione 2,

attraverso il modello a tre parametri in accordo con [31] che considerano un mix binario composto da goccioline e particelle, dove le particelle sono più dominanti, i e j sono le dimensioni della classe delle particelle e le goccioline rispettivamente r_i e r_j sono la frazione di volume, α_i e α_j sono la densità di riempimento, b_{ij} e c_{ij} sono due parametri definiti come nell'equazione 3.

- Pe è il numero di Peclet, definito come in Equazione 4.
- K_B è la costante di Boltzmann.
- T è la temperatura assoluta.
- μ è la viscosità dinamica dell'aria.
- d_p è il diametro della particella.
- C è il fattore correttivo di Cunningham.
- D è il diametro della goccia d'acqua.
- U_r è la velocità relative fra gas (fumi) e goccia.

L'equazione (2) è usata in questo caso perché le particelle di particolato sono inferiori in numero e dimensione rispetto alle gocce, infatti, come si può vedere in Figura 4 la configurazione è descritta nell'immagine a sinistra, dove ci sono poche particelle di piccole dimensioni con un peggiore effetto di inserimento, definita come una cattiva adesione tra le superfici delle particelle, in conformità con [38]

$$\frac{1}{\alpha_j^*} = \left(\frac{r_i}{\alpha_i} + \frac{r_j}{\alpha_j} \right) - (1 - b_{ij}) \frac{r_i}{\alpha_i} [1 - c_{ij}(3,8^{r_i} - 1)] \quad (2)$$

$$b = 1 - (1 - s)^{3,3} - 2,6s(1 - s)^{3,6} \quad c = 0,33 \tanh(11,9s) \quad s_{ij} = \frac{d_i}{d_j} \quad (3)$$

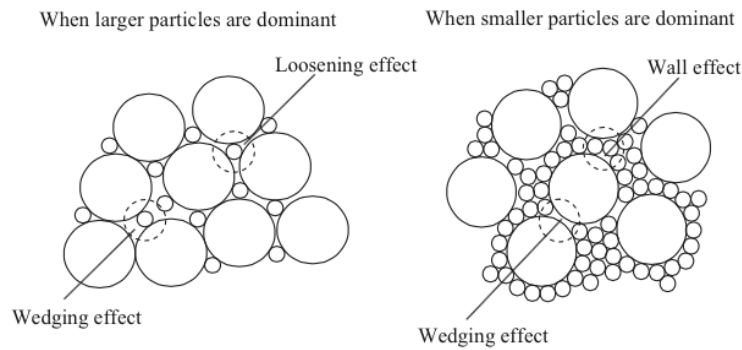


Figura 4 Rappresentazione della distribuzione delle particelle ed effetto di inserimento [38].

$$Pe = \frac{DU_r}{D_{diff}}, \quad (4)$$

$$D_{diff} = \frac{k_B T C}{3\pi\mu d_p} \quad (5)$$

In accordo con Lee e Liu (1980), C è stato valutato nelle Equazioni 6 e 7, dove λ è il passaggio medio libero delle molecole e Kn è il numero di Knudsen.

$$C = \frac{2(1,664)\lambda}{d_p} \quad \text{For } Kn > 2.6 \text{ or } d_p < 0.05 \mu m \quad (6)$$

$$C = \frac{2,609\sqrt{2\lambda}}{d_p^{\frac{1}{2}}} \quad \text{Per } 0.15 < \text{Kn} < 2.6 \text{ o } 0.05 < d_p < 1 \mu\text{m} \quad (7)$$

L'efficienza dovrebbe diminuire con l'aumentare della velocità della gocciolina di acqua secondo la definizione del numero di Peclet. Per calcolare la dimensione delle gocce, conformemente con [19], si è adoperata l'espressione del diametro medio di Sauter D per l'atomizzazione con sola pressione calcolata attraverso l'espressione di Radcliffe nell'Equazione 8, dove p è la tensione superficiale e "1" si riferisce al vapore.

$$D = 7,3 \times 10^6 \rho^{0,6} v_1^{0,25} \dot{m}_1^{0,25} p_1^{-0,4} \quad (8)$$

Per calcolare la velocità relativa U_r , in accordo con [10], è più corretto utilizzare un'altra media aritmetica, per stimare la velocità relativa in una diversa zona di lunghezza, dz , come mostrato nell'equazione 10, dove U_{wt} è la velocità finale della goccia.

$$\overline{U_r} = \frac{1}{2} [(v_g + v_{D,y}) + (v_g + U_{wt})] \quad (10)$$

La velocità terminale della goccia d'acqua dipende dall'equilibrio tra la forza gravitazionale e la forza di resistenza che agisce sulla goccia d'acqua a causa del flusso d'aria, che può essere definita dal numero di Reynolds (Re). In diverse condizioni, la velocità terminale di goccia d'acqua può essere determinata secondo la definizione del numero di Reynolds [15,16] come nelle seguenti equazioni 10, 11 e 12, dove ρ_g è la densità del gas.

$$Re < 2, \quad U_{wt} = \frac{gD^2(\rho_l - \rho_g)}{18\mu_g} \quad (11)$$

$$2 < Re < 500, \quad U_{wt} = D \left[\left(\frac{4}{225} \right) \frac{gD^2(\rho_l - \rho_g)}{18\mu_g} \right]^{1/3} \quad (12)$$

$$Re > 500, \quad U_{wt} = D \left[\frac{3gD(\rho_l - \rho_g)}{\rho_g} \right]^{1/2} \quad (13)$$

Anche se la traiettoria di una particella non si allontana dalle linee di flusso, la particella può ancora essere catturata attraverso il meccanismo di intercettazione se la particella passa ad una distanza dalla superficie gocciolina pari al raggio della particella. L'intercettazione è il metodo principale per la cattura delle particelle con dimensioni nell'intervallo $0,1 \div 1 \mu\text{m}$, anche se con l'efficienza si mantiene abbastanza bassa [9, 10].

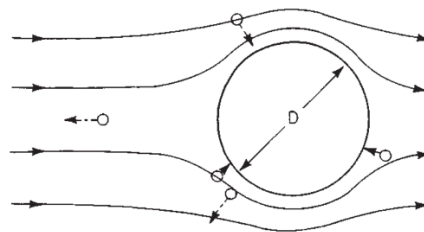


Figura 5 Rappresentazione del meccanismo di intercettazione

L'efficienza del meccanismo di intercettazione può essere descritta in accordo il modello di Jung e Lee come appare nella seguente Equazione 14, dove $R = \frac{d_p}{D}$ è definito come "parametro di intercettazione":

$$\eta_{int} = \frac{1-\alpha}{J+\sigma K} \left[\left(\frac{R}{1+R} \right) + \frac{1}{2} \left(\frac{R}{1+R} \right)^2 (3\sigma + 4) \right] \quad (14)$$

L'efficienza di intercettazione aumenta con l'aumentare del diametro della particella e del grado di pieno, e con il diminuire del diametro della goccia.

Il diametro della goccia d'acqua può essere assunto come molto maggiore del diametro della particella, attraverso l'equazione 15

$$\frac{R}{1+R} \cong R \quad (15)$$

L'efficienza di intercettazione è relativamente indipendente dalla velocità di una data gocciolina, e questa caratteristica può essere in contrasto con la dipendenza dalle caratteristiche del flusso per i meccanismi di diffusione e di impatto.

L'impatto è il meccanismo di cattura predominante per scrubber con velocità superiori a 0,3 m/s (Perry, 1973) o per particelle con diametro maggiore di 5 µm (Kim, Jung 2001). Il più importante parametro adimensionale che descrive questo effetto è il numero Stokes Stk definito come in Equazione 16, dove ρ_p è la densità delle particelle, e U_{wt} è la velocità di sedimentazione della goccia.

$$Stk = \frac{\rho_p d_p^2 (U_{wt} - U_{si})}{18\mu D} \quad (16)$$

La velocità di sedimentazione della goccia è spesso molto più grande della velocità di sedimentazione della particella. La possibilità di impatto cresce se le particelle sono più grandi e la velocità relativa è superiore a causa della loro bassa attitudine a seguire le linee di flusso del gas. L'impatto aumenta inoltre il suo effetto con il diminuire delle dimensioni della goccia di liquido e diminuisce a per la presenza di più goccioline.

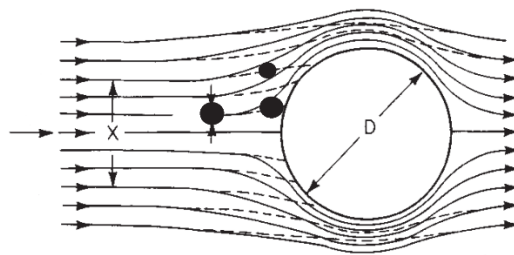


Figura 6 Rappresentazione del meccanismo di impatto

Un numero di Stokes elevato implica una maggiore probabilità di raccolta per impatto, e vice-versa. L'efficienza di raccolta per impatto è stata calcolata per la prima volta da Licht (1988), per particelle negli scrubber a umido, con la seguente Equazione 17:

$$\eta_{imp} = \left(\frac{Stk}{Stk+0,35} \right)^2 \quad (17)$$

L'efficienza di raccolta per impatto può essere approssimativamente stimata ipotizzando la proporzionalità con Stk^i :

$$\eta_{imp} = 0,6(Stk) = 0,6 \left[\frac{\rho_p U}{18\mu D} \right] d_p, \text{ per } Stk \leq 1 \quad (20)$$

$$\eta_{imp} = 0,11(Stk) + 0,49 = 0,11 \left[\frac{\rho_p U}{18\mu D} \right] d_p + 0,49d_p^0, \text{ per } 1 < Stk \leq 3 \quad (21)$$

$$\eta_{imp} = 0,02(Stk) + 0,79 = 0,02 \left[\frac{\rho_p U}{18\mu D} \right] d_p + 0,79d_p^0, \text{ per } Stk \geq 10 \quad (22)$$

L'efficienza complessiva degli scrubber è la somma dei tre contributi separati calcolati precedentemente:

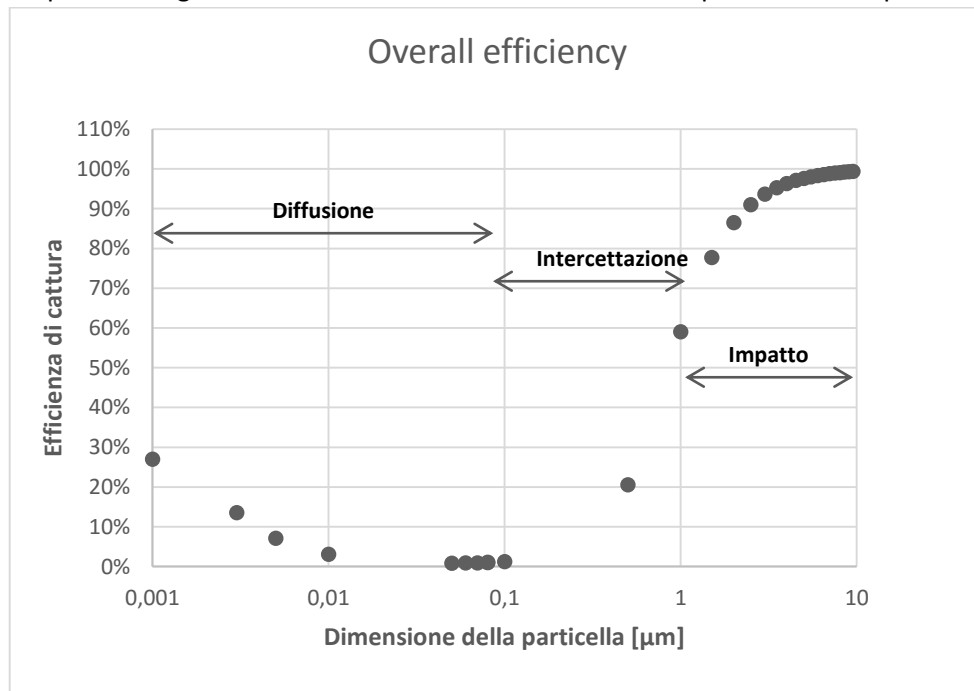


Figura 7 Efficienza globale in funzione del diametro della particella (scala logaritmica) con le condizioni operative descritte nel seguente capitolo

L'efficienza di raccolta di particelle aumenta all'aumentare della velocità delle gocce perché aumenta la velocità relativa tra le gocce ed il fumo. Tuttavia, l'efficienza di raccolta prevista per le particelle di grandi dimensioni è di poco inferiore al crescere della velocità della gocciolina. Poiché la velocità del gas aumenta, aumenta l'efficienza di cattura. Solitamente, poiché le goccioline hanno dimensioni minori e differenti distribuzioni dimensionale monodisperse, l'efficienza di cattura aumenta, questo perché la superficie di raccolta delle particelle aumenta con la diminuzione della dimensione delle gocce. Tuttavia, ci possono essere problemi sulla rimozione delle piccole gocce dalla corrente di gas di scarico per effetto del trascinamento. Un'altra importante considerazione per la raccolta delle particelle è la quantità di liquido iniettato nel scrubber per dato volume di flusso di gas (rapporto liquido/gas). Tuttavia, il rapporto liquido-gas deve essere controllato per ridurre il trascinamento di nebbie, o gocce, dalla corrente di fumi puliti. Inoltre, il rapporto deve essere ottimizzato perché le gocce di liquido possono contenere contaminanti secondari e quindi bisogna ridurre la loro emissione in atmosfera.

2.2 Impianto sperimentale

É stato progettato un impianto di prova sperimentale per verificare le tecniche descritte nel capitolo precedente e per valutare come i diversi componenti progettati ed i parametri impostati possano influenzare le prestazioni del sistema scrubber. Il test sul campo è fondamentale dal momento che molti parametri

vengono da esperienze pratiche e sono difficili da determinare matematicamente a priori; questi risultati saranno quindi impiegati per implementare il modello matematico che si vuole realizzare.

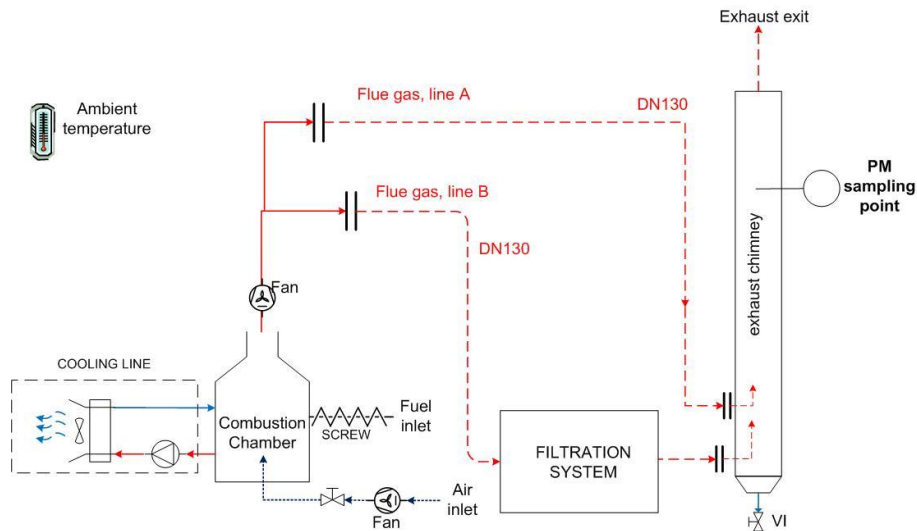


Figura 8 Schema dell'impianto di test

L'impianto sperimentale è costituito principalmente da:

- Una caldaia con una potenza nominale di 25 kW termici alimentata con granella di mais attraverso una coclea regolabile. Al fine di mantenere condizioni costanti all'interno della camera di combustione della caldaia, la caldaia è collegata ad un sistema di raffreddamento che controlla la temperatura dell'acqua di circolazione mantenendola tra i 50 ed i 55 ° C; quindi la linea è dotata di uno scambiatore di calore la cui accensione è controllata dal sistema Labview. Lo scopo principale di questo circuito è quello di realizzare una emissione di fumi controllati in termini di temperatura, portata e concentrazione di particolato (funzione delle condizioni di combustione).

- La linea A collega l'uscita dei fumi di scarico dalla caldaia direttamente al camino. Questa linea è cruciale durante il transitorio di avvio dell'impianto per evitare di sporcare il sistema di filtrazione. Una volta che la temperatura nella camera di combustione viene stabilizzata sempre attraverso questa linea è possibile eseguire un campionamento dei fumi in modo da misurare la concentrazione di polvere emessa tal quale.

- La linea B conduce invece i fumi al sistema di filtrazione e quindi al camino per poter procedere allo scarico in atmosfera ed al campionamento del gas stesso.

I tubi sono collegati tra loro mediante flange, inserendo dei piattelli tra le flange è possibile interrompere il passaggio del fumo; in questo modo abbiamo la sicurezza di convogliare completamente i gas di scarico verso la linea A o B.

Al fine di garantire condizioni di funzionamento costanti e rilevabili, l'impianto è dotato di termocoppie e termoresistenze per la misura delle temperature di:

- Acqua in ingresso e in uscita dalla caldaia
- Aria ambiente
- Fumi all'uscita dalla caldaia e all'ingresso del camino
- Camera di combustione

Vengono inoltre rilevate le portate d'aria comburente all'ingresso della caldaia e dei fumi dopo la filtrazione. Per concludere per mezzo di tre inverter possiamo controllare i seguenti motori

- ventilatore caldaia
- Pompa Scrubber
- Aspiratori all'uscita del circuito

In questo modo può agire per garantire la costanza di alcuni parametri (come la portata di aria / fumi circolante nella linea A e B) e allo stesso tempo si ha un sistema flessibile per testare facilmente condizioni differenti.

È il sistema Labview della National Instruments, software e hardware, acquisisce e memorizza tutti i dati dai dispositivi di misura e controlla la temperatura dell'acqua circolante nella caldaia.

A valle del sistema di filtrazione è posto un sistema di misura della portata dei fumi, con lo scopo di capire se e quanta aria sia entrata nel circuito rispetto a quella misurata dal misuratore di flusso posto prima della caldaia.

Al momento del campionamento è necessario aumentare la temperatura dei fumi zona precedente al punto di campionamento (PM in figura), per evitare il rischio di condensazione in punti indesiderati (quali i filtri di campionamento).

Il camino verticale è realizzato in acciaio inossidabile (diametro 250mm) e ospita il punto di campionamento delle polveri, poste in modo da avere a monte ed a valle, rispettivamente, 750 e 500 mm (secondo la normativa UNI EN 13284-1 2003). Per quanto riguarda le misure delle concentrazioni di PM contenuta nei fumi abbiamo a disposizione sia un multi-impattore per il frazionamento delle polveri in polveri grossolane ($> 10 \mu\text{m}$), PM10 ($\leq 10 \mu\text{m}$), PM2.5 ($\leq 2.5 \mu\text{m}$) (secondo la norma UNI EN ISO 23210), e uno strumento semplice per la misurazione della sola polvere totale senza frazionamento; entrambi gli strumenti sono stati forniti dalla società Tecora; questi strumenti utilizzano un metodo gravimetrico manuale per determinare la concentrazione di massa di polveri nei fumi di scarico:

Un campione di fumi attraversa quindi un filtro di campionamento (fibra assoluta quarzo); in condizioni di umidità costanti il filtro viene pesato prima e dopo il campionamento determinando così la massa della polvere catturata.

Attraverso un flussometro, la misura della temperatura e della pressione, si conosce il volume di fumo che ha attraversato il filtro, e si può portare a condizioni standard (273 K; 101 325 Pa).

Eseguendo il rapporto tra la massa di polvere di catturate ed il volume normalizzato è possibile calcolare la concentrazione di PM nei fumi.

Infine è molto importante misurare il contenuto di ossigeno nei fumi, e riportare le concentrazioni calcolate alla stessa concentrazione (11%); per esempio una concentrazione rilevata in condizioni di elevata eccesso di ossigeno (max 18%) indica che i fumi sono altamente diluiti con aria ambiente.

Riferendosi al carburante utilizzato per le prove (granella di mais) si vede che più del 95% della polvere contenuta nelle emissioni è costituita da PM2.5; per questo motivo, le prove sono sempre state condotte sempre sulla concentrazione di polveri totali, questa scelta ha permesso di procedere più velocemente commettendo un errore accettabile.

Condizioni di funzionamento standard durante i test

- Altezza Scrubber: $H = 2\text{m}$
- Diametro Scrubber: $D_{scrubber} = 240$ millimetri
- Diametro ugello: $D_{nozzle} = 1,99$ mm
- Altezza inerziale scrubber: 1,5 m
- Diametro inerziale scrubber: 200 mm
- Densità del gas: $\rho_g = 0,970$ kg / m³
- Diametro medio delle goccioline: $D = 100 \mu\text{m}$
- $V_g = 0,522$ m / s
- Portata di aria stechiometrica: 8,2 kg / h
- Temperatura fumi ingresso scrubber: 120°C
- Temperatura fumi uscita scrubber 30°C

Tutti i test sono stati condotti con granella di mais, la composizione elementare del carburante (database Phyllis) e le corrispondenti portate molari degli elementi sono:

	% [secco]	N [mol/h]
C	41,7	175
H	6,4	323
O	49,2	
N	1,1	
S	0,1	0,16

Le portate molari del reagente C, H e S corrispondono ai seguenti portate molari:

	N [mol/h]
CO ₂	175
H ₂ S	0,16
H ₂ O	161,18

Durante le prove è necessario prevedere un campionamento dei gas di combustione per determinare la concentrazione di PM in secondo UNI EN 13284-1 (2003), metodo gravimetrico manuale.

Questo valore, tuttavia, rimane indicativo se non viene riferito alla percentuale di O₂ nei fumi: indice del fatto che i fumi potrebbero essere diluiti. Per realizzare questa misura ci si è avvalso di un analizzatore di ossigeno. Ora è quindi possibile riportare le concentrazioni misurate ad un valore comune pari al 11% attraverso la formula seguente dove O_{2,m} indica la concentrazione di ossigeno misurata.

$$C_{p\%O_2} = \frac{21 - 11}{21 - O_{2,m}} \cdot C_{pO_2,m}$$

Per calcolare l'efficienza di filtrazione della soluzione sperimentale testata è sufficiente utilizzare la seguente formula:

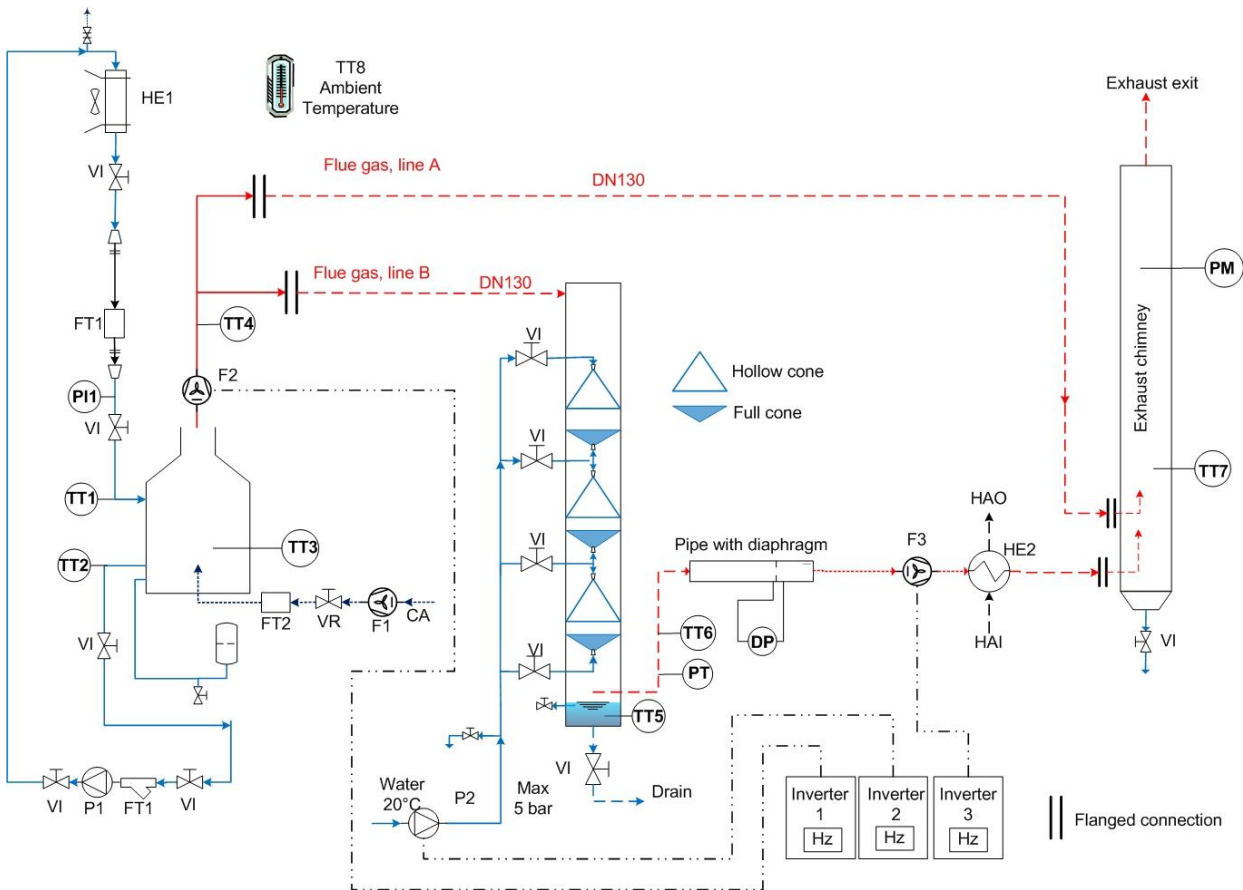
$$\eta = 1 - \frac{C_{p\%O_2_filtrato}}{C_{p\%O_2_caldaia}}$$

Il termine a numeratore indica la concentrazione dei fumi dopo aver subito la filtrazione mentre invece il termine a denominatore indica la concentrazione delle emissioni direttamente dalla caldaia senza alcun sistema di filtrazione; entrambe le concentrazioni sono rapportate alla stessa concentrazione di ossigeno.

Durante le prove si sono sempre mantenute invariati la caldaia, il suo sistema di raffreddamento e la linea A; durante le prove abbiamo agito solo sul sistema di filtrazione nella linea B, modificandolo per verificare l'effetto sulla filtrazione dei fumi, come descritto nel seguito.

2.1 Torre di lavaggio

Questa configurazione è costituita da sei ugelli, di questi tre sono detti a cono vuoto e tre a cono pieno; i getti dei primi sono direzionati in equicorrente con la direzione dei fumi mentre e i getti dei secondi sono in controcorrente. Con il termine “cono” ci si riferisce al tipo di nebulizzazione generata: nel cono pieno nell'intero volume del getto sono presenti delle gocce mentre nel cono vuoto è interessata solo la superficie esterna.



Simbolo	Descrizione	Simbolo	Descrizione
FT	Trasmittitore di portata	FT1	Filtro per l'acqua
HE	Scambiatore di calore	PM	Punto di campionamento per il particolato
TT	Trasmittitore di temperatura	DP	Trasmittitore di pressione differenziale
F	Aspiratore	VR	Valvola di regolazione
P	Pompa	VI	Valvola di intercettazione
CA	Aria comburente	HAI	Ingresso aria calda
HAO	Uscita aria calda		

Figura 9 P&I Configurazione torre di lavaggio

La torre di lavaggio è dotata di tre coppie di ugelli contrapposti, uno dei quali è un ugello a cono pieno ed l'altro è a cono vuoto. Essendo la torre di lavaggio verticale, l'ugello superiore della coppia è a cono cavo (3 bar, 1,7 l / min), mentre il secondo è a cono pieno (3 bar, 2,94 l / m).

La torre è in grado di operare sia con un solo ugello o tutti e sei ugelli simultaneamente.

2.2 Scrubber Venturi

Dai risultati ottenuti con la configurazione precedentemente testata, presentati di seguito nella sezione risultati, si è deciso di incrementare la velocità dell'acqua, infatti, come si può vedere dalle previsioni del modello l'aumento dell'efficienza è proporzionale con l'aumento della velocità relativa.

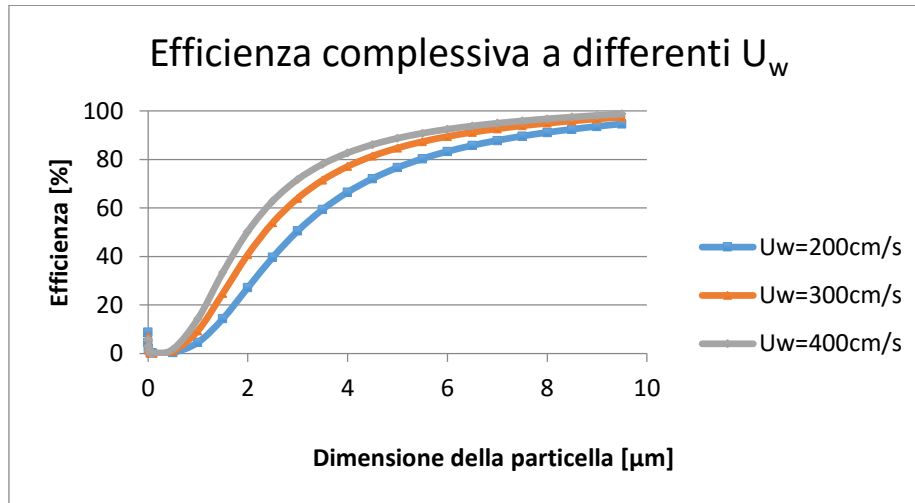


Figura 10 Efficienza globale in funzione del diametro della particella e della velocità dell'acqua

Con l'obiettivo di utilizzare questo sistema di filtraggio per applicazioni domestiche si è impiegata una pompa con un assorbimento pari a 1.5 kW, la potenza tipica per un elettrodomestico. Si è scelto di impiegare una pompa ad alta pressione, con una pressione nell'ugello di circa 120 bar, che generi una velocità iniziale dell'acqua di circa 2000 cm/s con una portata di circa 0,3 m³/h. La caratteristica principale di questo sistema è quello di realizzare un trasporto di fumi (carichi di particelle) tramite l'effetto Venturi generato dal getto d'acqua. In questo modo si aumenta la miscelazione tra i gas e l'acqua. Questo effetto viene amplificato se gli stessi fumi entrano dal fondo della torre di lavaggio e risalgono attraverso una colonna d'acqua verso la parte superiore della torre stessa: nel superamento del battente d'acqua avviene quindi un ulteriore lavaggio. Con questa configurazione le particelle pari a 1μm sono già catturate attraverso dal getto generato, per filtrare le particelle più piccole si è deciso di aumentare l'efficienza di diffusione e l'intercettazione. Per fare questo, in accordo con le formule sopra presentate, si è aumentata la densità di riempimento: si è cioè inserito un battente d'acqua, ovvero uno scrubber inerziale (cilindrico, 0,25 m di diametro e 1,5m in altezza). Questo scrubber ha agito come ostacolo al passaggio del fumo di combustione, ostacolo superato grazie all'elevata pressione della pompa stessa. Considerando l'impossibilità di regolare la potenza della pompa si è agito sulle perdite di carico generate dal battente d'acqua che è stato impostato ad un valore costante (assicurata dal tubo di scarico di salita) per avere a valle del sistema di filtrazione una portata pari a circa 40 kg/h, somma della portata di aria comburente (36-37 kg/h) e della portata di combustibile (3 kg/h); in fase di campionamento si è anche misurata la quantità di ossigeno nei fumi utilizzando un rilevatore di ossigeno.

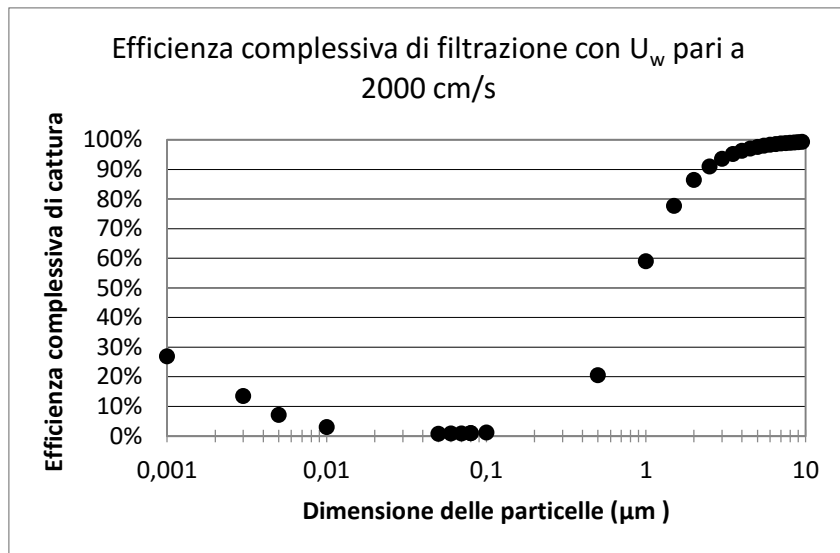
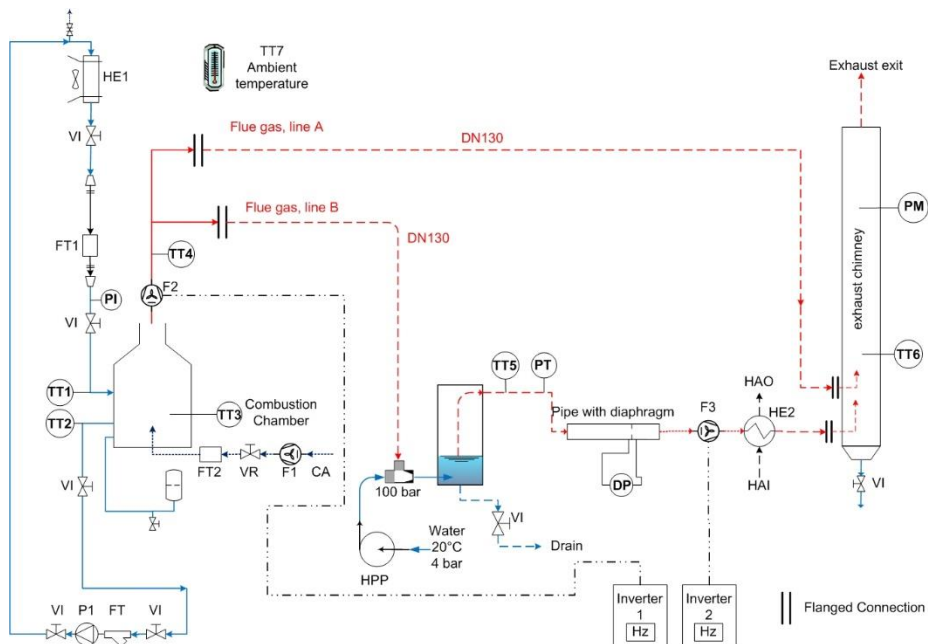


Figura 11 Efficienza complessiva in funzione della dimensione della particella (scala logaritmica) e con una velocità iniziale dell'acqua pari a 2000 cm/s



Simbolo	Descrizione	Simbolo	Descrizione
FT	Trasmettitore di portata	PM	Punto di campionamento per il particolato
HE	Scambiatore di calore	DP	Trasmettitore di pressione differenziale
TT	Trasmettitore di temperatura	VR	Valvola di regolazione
F	Aspiratore	VI	Valvola di intercettazione
P	Pompa	HAI	Ingresso aria calda
CA	Aria comburente	HAO	Uscita aria calda
FT	Filtro per l'acqua	HP	Pompa per alta pressione

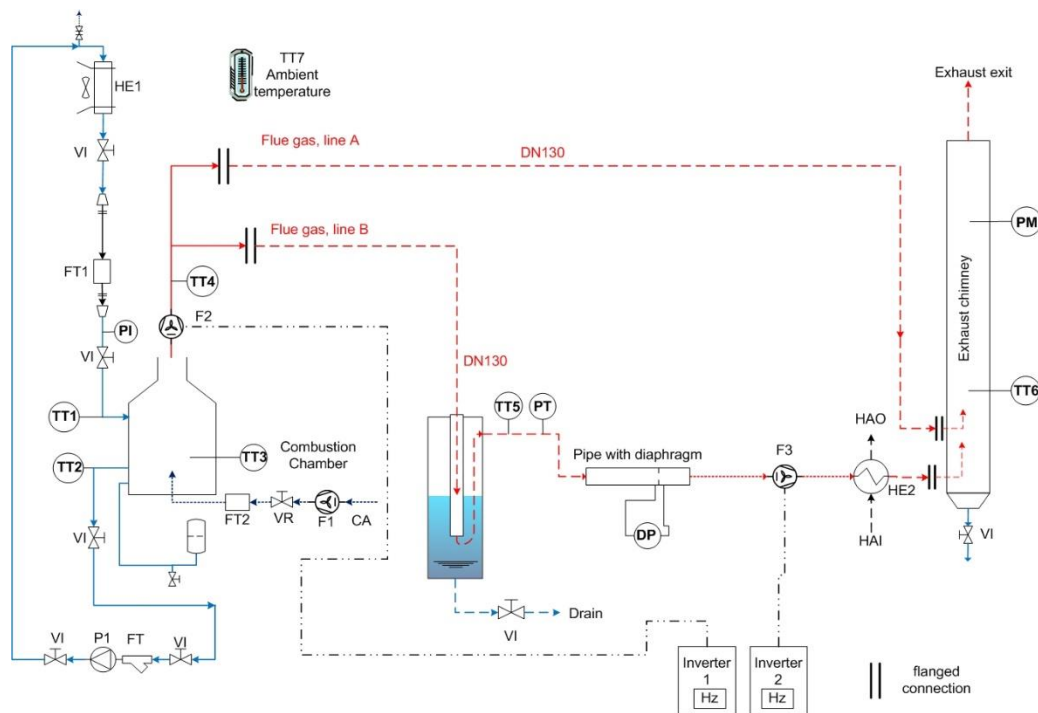
Figura 12 Configurazione scrubber Venturi

2.3 Scrubber con battente d'acqua

Con l'obiettivo di diminuire la potenza assorbita dal sistema di filtrazione precedente si è testata una soluzione che preveda il solo impiego del battente d'acqua.

In questa soluzione i fumi sono veicolati in un tubo che entra assialmente dalla cima dello scrubber, l'uscita del tubo è posta sotto un battente d'acqua.

Come si può vedere nella figura seguente il passaggio dalla seconda alla terza configurazione consiste soltanto nelle modifiche dello scrubber. Infatti nella terza configurazione si è impiegato lo stesso scrubber inerziale di 0,2 x 1,5 m con un diverso ingresso dei fumi, facendo sì che il fumo di scarico proveniente dalla caldaia entri superiormente, risalga gorgogliando ed esca lateralmente.



Simbolo	Descrizione
FT	Trasmettitore di portata
HE	Scambiatore di calore
TT	Trasmettitore di temperatura
F	Aspiratore
P	Pompa
CA	Aria comburente
FT	Filtro per l'acqua

Simbolo	Descrizione
PM	Punto di campionamento per il particolato
DP	Trasmettitore di pressione differenziale
VR	Valvola di regolazione
VI	Valvola di intercettazione
HAI	Ingresso aria calda
HAO	Uscita aria calda

Figura 13 P&I scrubber con battente d'acqua

Abbiamo scelto un scrubber inerziale con l'intento di aumentare il più possibile la densità, l'efficienza è proporzionale a tale coefficiente, quindi se aumentare l'aumento complessivo dell'efficienza troppo. Per aumentare l'acqua-fumi superficie di scambio, all'ingresso dei fumi in acqua due piastre sono stati collocati con lo scopo di aumentare il più possibile il numero di bolle per ridurre le dimensioni. Abbiamo attivato solo i fan della caldaia e i fan del circuito di raggiungere un battente d'acqua di 150 mm, siamo arrivati dell'efficienza aumento a valori prossimi al 60%.

3. RISULTATI E DISCUSSIONI

3.1.1 test 1.A

La prima sperimentazione ha riguardato lo studio dell'efficienza della torre di lavaggio in condizioni di elevata eccesso d'aria (1000%), con una portata d'aria di circa 80 m³/h. L'aumento della portata d'aria causa una diminuzione della temperatura in camera di combustione, un aumento del parametro di impatto (in base a quanto detto in precedenza il rendimento dell'impatto dipende da Stokes, parametro proporzionale alla differenza di velocità) ed infine un incremento della quantità di particolato trascinato a causa della maggiore forza di trascinamento del flusso. Con una temperatura nella camera di combustione al di sotto di 300 ° C e una maggiore velocità del gas abbiamo rilevato che la dimensione del particolato prodotto è principalmente all'interno dell'intervallo 5-10 µm. Variando le condizioni di funzionamento, in particolare la portata di acqua nella torre, abbiamo raggiunto un'efficienza vicina al 80%, in accordo con il modello studiato in precedenza. Si è arrivato a filtrare fino ad una concentrazione di circa 300 mg/Nm³ partendo da una concentrazione iniziale del circuito di bypass di mg/Nm³.

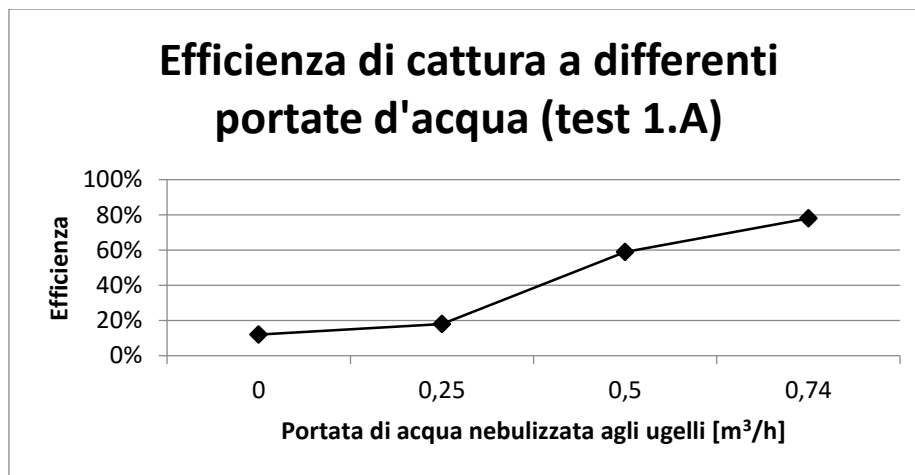


Figura 14 Efficienza di filtrazione della prima sperimentazione in funzione delle portate dell'acqua e di fumo (1.49kg/h)

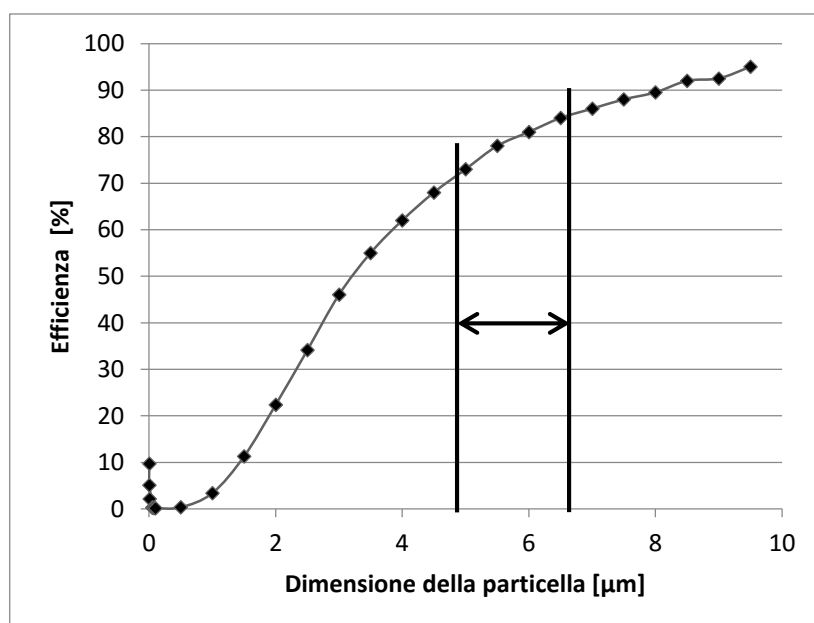


Figura 15 Previsione del modello in funzione della dimensione della particella. L'efficienza è stata calcolata nelle seguenti condizioni: portata d'acqua 0.74 m³/h, portata dei fumi 80 m³/h ed una dimensione delle gocce pari a 100µm

3.1.2 Test 1.B

La seconda sperimentazione riguarda lo studio dell'efficienza della torre di lavaggio in condizioni di buona combustione, con un eccesso di aria pari al 100%, in questo caso la combustione avviene in buone condizioni, cioè una corretta aria in eccesso e con una temperatura nella camera di combustione superiore a 550°C. I risultati ottenuti attraverso il multi-impattore e, in accordo con la letteratura [1-2], mostrano che circa il 99% delle particelle emesse sono PM2.5. I risultati sperimentali mostrano una bassa efficienza, in accordo con il nostro modello, per particelle di dimensioni inferiori a 2,5 µm. Si arrivava ad una concentrazione di 230 mg/Nm³ partendo da una concentrazione di 300 mg/Nm³.

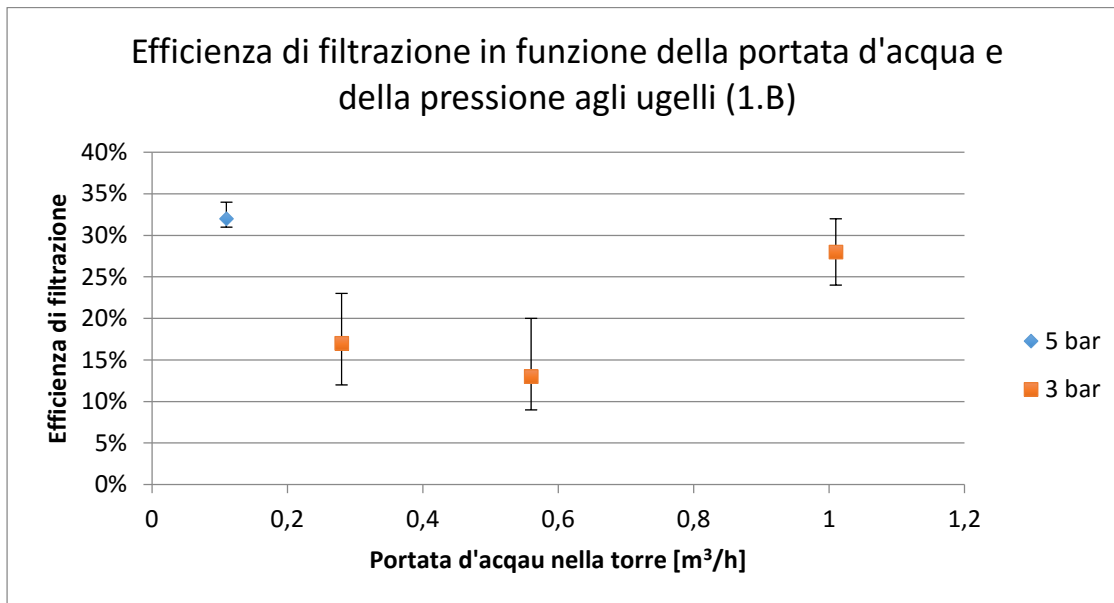


Figura 16 Efficienza in funzione della portata dell'acqua durante la seconda sperimentazione in condizioni di buona combustione e con una portata di combustibile pari a 2.996 kg/h

Si può notare come i risultati migliori derivino da un'elevata portata di acqua nella torre e per pressioni maggiori. Ciò è dovuto probabilmente al maggior riempimento (densità di riempimento) dato dall'incremento della portata d'acqua e dal fatto di avere gocce più piccole per aumento della pressione.

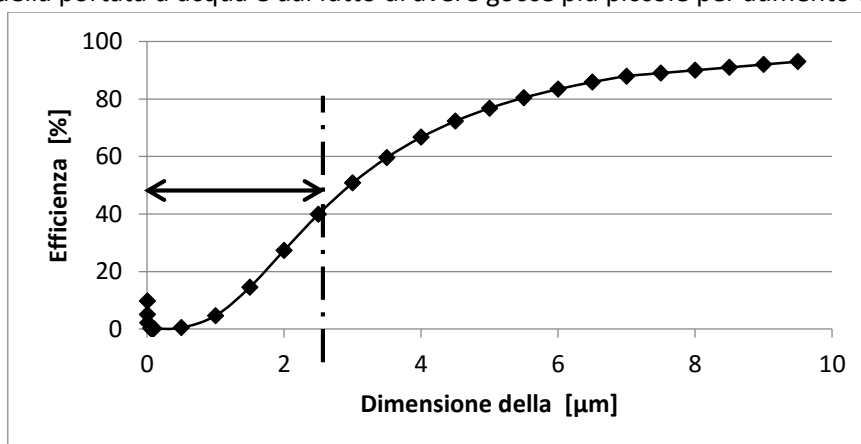


Figura 17 Previsione del modello in funzione della dimensione delle particelle. Le condizioni di esercizio sono le seguenti: portata d'acqua 0.74m³/h, portata dei fumi 36 kg/h e dimensione supposta delle gocce pari a 100µm.

Possiamo vedere che non esiste una correlazione tra l'efficienza e il flusso dell'acqua, questo è dovuto ai diversi tipi di meccanismi di cattura che prendono parte al processo, infatti sotto 2.5 μm il fattore impatto perde la sua importanza, assumendo valori modesti rispetto ai parametri di intercettazione e diffusione. In questo intervallo, è molto difficile ottenere valori superiori al 30%.

Il passaggio dei fumi da 120°C a 30°C favorisce la condensazione dell'acqua contenuta in essi. Se il valore di sovrasaturazione, definito come il rapporto tra la pressione effettiva del gas e la pressione che il gas avrebbe se fosse saturo a tale temperatura, ha un valore compreso tra 1,03 e 2 la condensazione che avviene è eterogenea. Questo accade perché le molecole d'acqua non hanno sufficiente energia per condensare su sé stesse ma solo su altre particelle che fungono da centro di nucleazione. Come già affermato in precedenza [13,14], questa condensazione favorisce la cattura di particelle con conseguente filtraggio dei fumi.

Teoricamente i fumi alla temperatura di 120°C, quando bagnati, dovrebbero essere in grado di far evaporare una certa quantità di acqua saturandosi, questa acqua successivamente ritorna al sistema abbassandone la temperatura. In pratica si è visto che questo non accade, in quanto il coefficiente di scambio termico dell'acqua è molto maggiore di quello dell'aria, a causa di questa differenza, infatti, i fumi vengono raffreddati quasi istantaneamente senza poter evaporare l'acqua.

Non essendo in grado di inserire un sistema di iniezione di vapore seguito da un condensatore per non aumentare eccessivamente il costo dell'impianto, i valori massimi di condensa sono dati dalla quantità di acqua presente nei fumi.

Questo valore dell'acqua è dato da tre diversi contributi:

1. H₂O prodotta mediante ossidazione dell'idrogeno nel combustibile [161 (mol / h) x 0,018 (kg / mol) = 2,9 (kg / h)]. Dove 18 g/mol è la massa molecolare dell'acqua.
2. H₂O presente nella biomassa sotto forma di umidità. Le informazioni dichiarate dal fornitore assumono un valore di umidità del grano pari al 12%.
3. H₂O presente in forma di umidità dell'aria. Con una temperatura dell'aria di circa 20°C è ragionevole di un rapporto kg_{vap}/kg_{air} di circa 0,014.

Con una temperatura dei fumi pari a 30°C sia un gas saturo con un rapporto di 0,027 kg_{vap}/kg_{aria secca}. Quindi, data una portata dei fumi di 1,49 kg/h con un eccesso d'aria del 100%, un flusso di aria e fumi di 19,46 kg / h ed un rapporto di vapore è 0,17 a 120 ° C e 0,027 a 30 ° C vengono prodotti 3.355 kg/h di acqua, quindi la quantità massima di condensazione sarà:

$$\Delta G_{H_2O} = (0,17 - 0,027) \times (19,46 - 3,355) = 2,30 \text{ kg / h}$$

La condensazione di questa acqua e le numerose perdite aumentano l'efficienza della filtrazione generando una variazione dei risultati rispetto al modello studiato di circa il 10%, di cui si terrà conto nei risultati.

3.2 Test 2

Con l'obiettivo di aumentare l'efficienza fino ad un valore superiore al 99%, abbiamo scelto di aumentare il battente d'acqua. In quei casi, come nel precedente abbiamo misurato il flusso di gas al diaframma (portata di fumi a valle del sistema scrubber) e il livello di ossigeno al camino.

Riassumendo e determinare la relazione tra l'altezza della colonna d'acqua e l'efficienza si sono testate tre differenti configurazioni:

- 1) La pompa ad alta pressione lavora senza un battente d'acqua, in questo caso siamo arrivati a valori di filtrazione pari a 60% per particelle di 1 μm , con qualche problema riguarda l'instabilità della caldaia causato

dall'eccessiva depressione creata dalla pompa stessa. La sperimentazione è molto simile alla prima configurazione, abbiamo usato un solo ugello, ma ad una pressione di 120 bar. Questa pressione ha l'effetto di aumentare l'efficienza per impatto e l'efficienza d'intercettazione aumentando la superficie di scambio acqua-fumi e la velocità dell'acqua. I risultati ottenuti sono in accordo con il nostro modello.

2) Aggiungiamo un battente d'acqua nel lavaggio, ma con l'aspiratore di estrazione della caldaia spento, l'unica forza al flusso è data per effetto Venturi dalla pompa. L'altezza della colonna d'acqua è pari a 25 cm dal ingresso del flusso, con questa configurazione abbiamo ottenuto un'efficienza del 89-90%.

3) Nella terza sperimentazione, si sono accesi gli aspiratori dell'impianto ed l'aspiratore della caldaia con l'obiettivo di aumentare l'altezza del battente d'acqua, come sospettato l'efficienza raggiunge un livello del 94-95% con una maggiore altezza del battente, circa 36 cm.

Nella seguente tabella è possibile vedere i valori del rendimento in funzione dell'altezza del battente d'acqua:

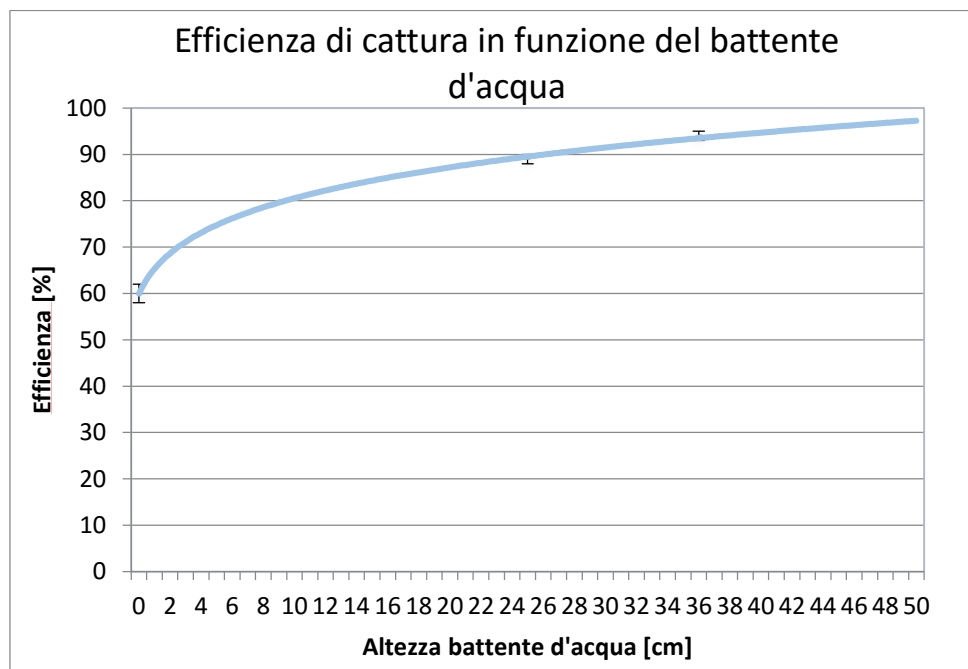


Figura 18 Efficienza di filtrazione in funzione dell'altezza del battente d'acqua

4. CONCLUSIONE

Il sistema di pulizia basato sul solo battente (scrubber inerziale) costituisce una soluzione efficiente, compatta e facilmente integrabile con qualsiasi tipo di caldaia. Nel caso di una sua industrializzazione è necessario prevedere un sistema di pulizia dell'acqua. Grazie alla seconda configurazione si è ottenuto un rendimento superiore al 95% ma con assorbimenti energetici eccessivi, infatti, anche se il sistema filtrante stesso comporta un basso costo di investimento, l'alimentazione elettrica dei motori installati può superare i 2 kW (consumi per pompaggio, aspirazione ed ausiliari della caldaia), a causa della elevata pressione raggiunta dalla pompa e dal sistema di filtrazione per la circolazione dell'acqua. Questi elevati consumi energetici non consentono quindi di impiegare questa soluzione per un uso domestico, al contrario potrebbe trovare applicazioni nell'industria.

Dai risultati di questa sperimentazione si è capito che per ottenere una buona efficienza di filtrazione bisogna massimizzare il contatto tra i fumi e il liquido di lavaggio.

Per ottenere una filtrazione più spinta, a valle dello scrubber si potrebbe installare un sistema con un filtro a tessuto che realizzi un ulteriore lavaggio dei fumi. Il materiale da utilizzare per questo secondo tipo di filtrazione, tuttavia, deve presentare una buona resistenza all'umidità e basse perdite di carico; attualmente diverse aziende stanno studiando diversi tessuti per applicazioni di questo tipo, le prove potranno quindi proseguire testando anche queste ulteriori soluzioni.

NOMENCLATURA

α = Densità di riempimento

λ = Cammino libero medio delle molecole [m]

C = Fattore di correzione di Cunningham

C_{IN} = Concentrazione di particolato all'ingresso [mg/Nm³]

C_{OUT} = Concentrazione di particolato all'uscita [mg/Nm³]

D = Diametro della goccia [m]

D_w = Coefficiente di resistenza aereaodinamica

d_p = Diametro della particella [m]

g = Accelerazione di gravità [m/s²]

M_w = Peso molecolare [kg/kmol]

m_d = Massa di una goccia [kg]

ρ = densità [kg/m³]

P = Pressione [Pa]

Pe = Numero di Peclet

Q = Portata di liquido [m³/h]

Rd = Resistenza aerodinamica

Re = Numero di Reynolds

Rv = Costante universale dei gas 8,31 [J/molK]

r_p = Raggio della particella [m]

S_n = Superficie dell'ugello

Stk = Numero di Stokes

σ = Rapporto di viscosità liquido / gas

T = Temperatura assoluta [K]

K = Fattore idrodinamico

K_b = Costante di Boltzmann $1,38 \times 10^{23}$ [J/K]

J = Fattore idrodinamico

U = Velocità della goccia [m/s]

U_r = Velocità relativa fra gas e goccia [m/s]

U_w = Velocità della goccia [m/s]

U_{wt} = Velocità terminale della goccia [m/s]

U_{si} = Velocità di sedimentazione della particella [m/s]

V = Volume [m³]

v_g = Velocità del gas [m/s]

v_d = Velocità della goccia [m/s]

v_{pf} = Velocità di formazione [m/s]

W = Variazione della massa totale per condensazione o evaporazione [kg]

μ = Viscosità dinamica [Pa s]

δ = Diametro principale [m]

θ = Angolo di contatto [°]

τ = Tensione superficiale [N/m]

ρ = Concentrazione della massa [mg/Nm³]

PEDICI

pf = particelle con condensazione sulla propria superficie

p = particella

g = gas

d = goccia

l = liquido

l = vapore

5. BIBLIOGRAFIA

- [1] EHRlich, CHR., NOLL, G., KALKOFF, W.D (2007), *Determining PM-emission fractions (PM10, PM2.5, PM1.0) from small-scale combustion units and domestic stoves using different types of fuels including bio fuels like wood pellets and energy grain*, Saxony-Anhalt Environment Agency (Landesamt für Umwelt- schutz Sachsen- Anhalt), Germany. **Dustconf**
- [2] C. EHRlich, G. NOLLA, W.-D. KALKOFF, G. BAUMBACH, A. DREISEIDLER (2007), *PM10, PM2.5 and PM1.0—Emissions from industrial plants—Results from measurement programmes in Germany*, **Atmospheric Environment**, volume 41, pages 6236-6254
- [3] RENU SINGH A, ASHISH SHUKLA (2014). *A review on methods of flue gas cleaning from combustion of biomass*, **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, volume 29, pages 854-864
- [4] MOHAMED GABRA;B; ANDERS NORDINC, MARCUS OHMANB (2001); *Alkali retention/separation during bagasse gasification: a comparison between a fluidised bed and a cyclone gasifier*, **Biomass and Bioenergy**, volume 21, pages 461-476.
- [5] C. SYRED*, W. FICK, A.J. GRIFFITHS, N. SYRED DIVISION (2004): *Cyclone gasifier and cyclone combustor for the use of biomass derived gas in the operation of a small gas turbine in cogeneration plants*, Division of Mechanical Engineering, Cardiff University, Queens Buildings, The Parade, Newport Road, Cardiff CF24 0YF, UK . **Fuel**, volume 83, pages 2381-2392.
- [6] VANIA CHIBANTEA, ANA FONSECAB, ROMUALDO SALCEDO (2007): *Dry scrubbing of acid gases in recirculating cyclones*, **Journal of Hazardous Materials**, volume 144, pages 682-686
- [7] K.DARCOVICH, K. A. JONASSON, C. E. CAP (1997): *Developments in the control of fine particulate air emission*, **Advanced Power Technology**, volume 8, pages 179-215
- [8] DIPL.-ING. DR. CHRISTOPH MANDL (2011): *Survey on the present state of particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50 kW in IEA Bioenergy Task32 member countries*.

- [9] K.S. LIM, S.H. LEE, H.S. PARK (2006) : *Energy Prediction for particle removal efficiency of a reverse jet scrubber*, **Journal of Aerosol Science**, volume 37, pages 1826-1839
- [10] H. T. KIM, C. H. JUNG, S. N. OH, AND K. W. LEE (2001) : *Particle Removal Efficiency of Gravitational Wet Scrubber Considering Diffusion, Interception, and Impaction*, **Environmental Engineering Science**, volume 2001. Pages 125-136
- [11] M.I. SHILYAEV AND E.M. KHROMOVA (2006), Department of heating and ventilation, Tomsk State University of Architecture and Building Russia: *Condensation Capture of Fine Dust in Jet Scrubber*.
- [12] N.H. FLETCHER (1958): *Size Effect in Heterogeneous Nucleation*, **The Journal of Chemical Physics**, volume 29, pages 572
- [13] YAN JIN-PEI, YANG LIN-JUN, ZHANG XIA, SUN LU-JUAN, ZHANG YU, SHEN XIANG-LIN (2008), *Separation of PM_{2.5} from combustion based on vapor condensation and scrubbing*, **Journal of Fuel Chemistry and Technology**, volume 36, pages 267-272
- [14] MARCO TAMMAROA, FRANCESCO DI NATALE , ANTONIO SALLUZZO, AMEDEO LANCIA (2012) : *Heterogeneous condensation of submicron particles in a growth tube* , **Chemical Engineering Science**, volume 74, pages 124-134
- [15] TAWATCHI CHARINPANITKUL, WIWUT TANTHAPANICHAKOON (2008) *Deterministic model of open-space dust removal system using water spray nozzle: Effects of polydispersity of water droplet and dust particle* , **Separation and Purification Technology**, volume 77 issue 3, pages 382-388
- [16] W.C. HINDS, JOHN WILEY & SONS *Aerosol Technology: Properties, Behavior and Measurement of Airborne Particles*, 2nd ed., , New York, 1999.
- [17] B. RAJ MOHANA, R.K. JAINB, B.C. MEIKAP(2008) *Comprehensive analysis for prediction of dust removal efficiency using twin-fluid atomization in a spray scrubber* **Separation and Purification Technology**, volume 63, pages 269-277
- [18] S. NUKIYAMA, Y. TANASAWA, *Experiment on atomization of liquid by mean so fair stream*, *Trans. Soc. Mech. Eng. Jpn.* 4 (1938) 86–93
- [19] RALF WIKSTEN, MAMDOUH EL HAJ ASSAD(2007), *Heat and mass transfer characteristics in a spray chamber*, Helsinki University of Technology, Laboratory of Applied Thermodynamics, Finland, **International journal of refrigeration**, volume 30, pages 1207-1214
- [20] BURAGOHAJAIN B, MAHANTA P, MOHOLKAR VS (2010). Biomass gasification for decentralized power generation: the Indian perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**;14(1):73–92.
- [21] CUMMERA KR, BROWN RC. Ancillary equipment for biomass gasification. **Biomass and Bioenergy** 2002;23:113–28.

- [22] FINO D, RUSSO N, SARACCO G, SPECCHIA V. A (2004) multi functional filter for the simultaneous removal of fly-ash and NO_x from incinerator flue gases. **Chemical Engineering Science**;59:5329–36.
- [23] HASLER P, NUSSBAUMER TH (1999). Gas cleaning for IC engine applications from fixed bed biomass gasification. **Biomass and Bioenergy**;16:385–95.
- [24] HAN J, KIM H. (2008).The reduction and control technology of tar during biomass gasification/pyrolysis: an overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**;12:397–416.
- [25] JONG WDE, UNAL O, ANDRIESA J, HEINA KRG, SPLIETHO H. 2003Biomass and fossil fuel conversion by pressurised fluidised bed gasification using hot gas ceramic filters as gas cleaning. **Biomass and Bioenergy**;25:59–83. 864
- [26] PASIC H. 2011 Membrane based electrostatic precipitation. **Filtration Separation**;38(9):28–31.
- [27] BAYLESS DJ, ALAM MK, RADCLIFF R, CAINE J. (2004).Membrane-based wet electrostatic precipitation. **Fuel Processing Technology**;85:781–98.
- [28] MYCOCK JC, MCKENNA JD, THEODORE L. (1995) Handbook of air pollution control engineering and technology. **Lewis Publishers**;
- [29] BHAVE AG, VYAS DK, PATEL JB. (2008) A wet packed bed scrubber-based producer gas cooling–cleaning system. **Renewable Energy**;33:1716–20.
- [30] LEE BK, JUNG KR, PARK SH. (2008) Development and application of a novel swirl cyclone cyclone scrubber. **Experimental Aerosol Science**;39:1079–88.
- [31] A.K.H. KWAN, V. WONG, W.W.S. Fung 3-parameter packing density model for angular rock aggregate particles.
- [32] RAFFAELLI K, RAMPONIL (2013). Piano regionale integrato per la qualità dell'aria. Bologna
- [33] EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (2014). Air quality in Europe – 2014 report. Copenhagen
- [34] M. OBAIDULLAH (ET AL.): A review on particle emissions from small scale biomass combustion, International Journal of renewable energy research, vol.2, no. 1, 2012
- [35] O. SIPPULA, Fine particle formation and emission in biomass combustor. Report series on aerosol science, University of Eastern Finland (2010)
- [36] L.S.JOHANSSON (ET AL.), Particle emissions from biomass combustion in small combustor. **Biomass & Bioenergy** 25 (2003)

[37] S. GHAFGHAZI (ET AL.), Particulate matter emissions from combustion of wood in district heating applications. Renewable and Sustainable Energy Reviews

[38] A.K.H. Kwan, V. Wong, W.W.S. Fung A 3-parameter packing density model for angular rock aggregate particles