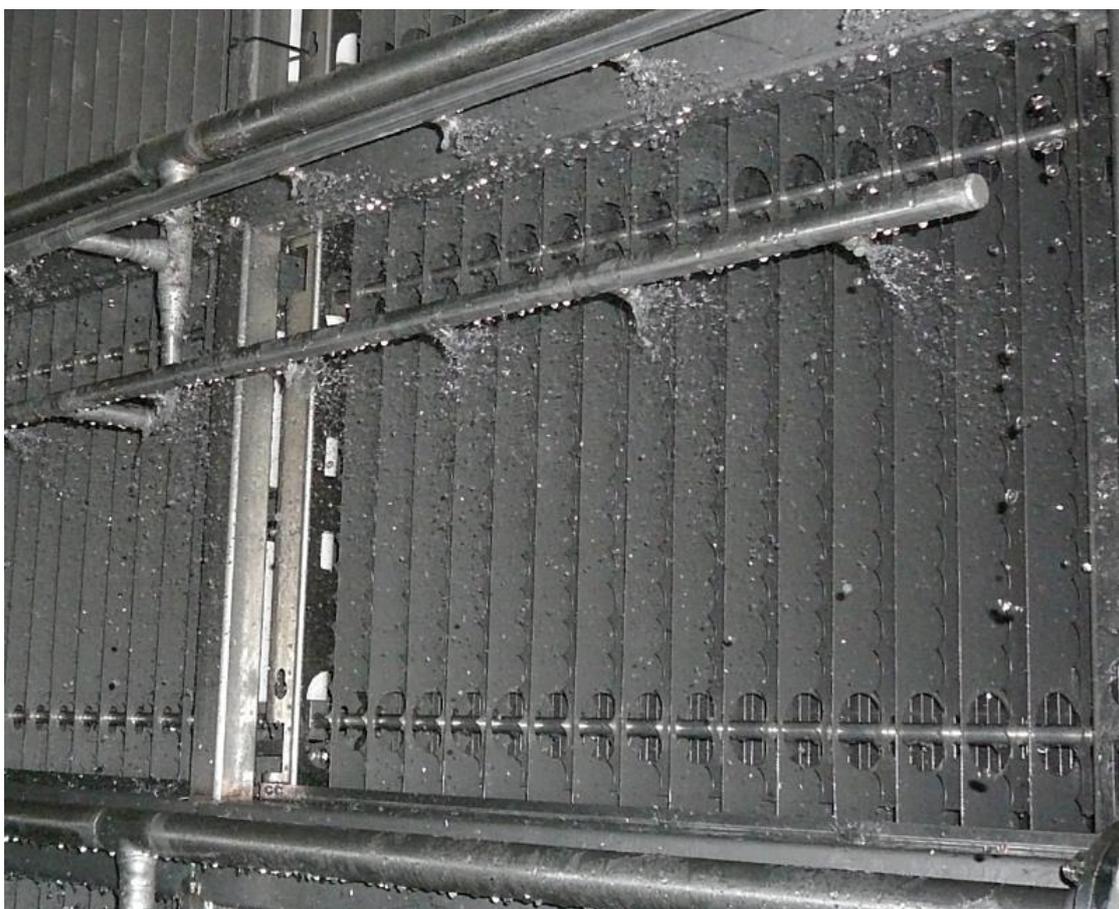




Attività 1 - Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



Fonte: <https://www.filtrontec.de/index.php/en/technologie-en/luftfilter-en> - Cleaning the filter with spray nozzles

Autori:

Laura Tomassetti, Marco Torre, Patrizio Tratz, Paolo Brugnoli, Valerio Paolini, Francesco Petracchini

c/o Area della Ricerca Roma 1

Strada Provinciale 35d, 9 - 00010, Montelibretti (RM), Italia

Tel.: +39.06.90672815/454 - pec: iaa@pec.cnr.it

www.iaa.cnr.it e-mail: segreteria.direzione@iaa.cnr.it



Indice

1	INTRODUZIONE	7
1.1	MATERIALE PARTICOLATO (PM)	8
1.1.1	<i>Definizione e classificazione</i>	8
1.1.2	<i>Composizione chimica</i>	9
1.1.3	<i>Effetti sull'uomo e sull'ambiente</i>	12
1.2	OSSIDI DI AZOTO (NO _x)	14
1.2.1	<i>Definizione e classificazione</i>	14
1.2.2	<i>Effetti sull'uomo e sull'ambiente</i>	15
2	METODOLOGIE DISPONIBILI PER L'ABBATTIMENTO DI INQUINANTI	17
2.1	METODOLOGIE DI ABBATTIMENTO DELLE POLVERI	17
2.1.1	<i>Cycloni</i>	17
2.1.2	<i>Wet scrubber</i>	20
2.1.3	<i>Filtri a maniche</i>	23
2.1.4	<i>Elettrofiltri</i>	25
2.1.5	<i>DPF (Filtri anti-particolato)</i>	33
2.1.6	<i>Filtri a candele ceramiche</i>	25
2.1.6.1	Dettaglio tecnologia di abbattimento - filtri UltraCat.....	Errore. Il segnalibro non è definito.
2.2	METODOLOGIE DI ABBATTIMENTO DEGLI NO _x	35
2.2.1	<i>Selective non-catalytic reduction</i>	Errore. Il segnalibro non è definito.
2.2.2	<i>Selective catalytic reduction</i>	Errore. Il segnalibro non è definito.
2.2.3	<i>Sistemi EGR</i>	41
2.2.4	<i>Vernici fotocatalitiche</i>	45
2.2.5	<i>Sistema GORE® DeNO_x - applicazione catalitica e abbattimento del PM</i>	41
2.3	CONSIDERAZIONI AMBIENTALI ED ENERGETICHE	49
2.3.1	<i>Gestione delle polveri</i>	49
2.3.2	<i>Consumi energetici</i>	51
3	APPLICAZIONI NEL SETTORE DELLE GALLERIE	53
3.1	TECNOLOGIE DI ABBATTIMENTO - PM.....	54
3.2	TECNOLOGIE DI ABBATTIMENTO - NO _x	57
3.2.1	<i>Processi di adsorbimento</i>	Errore. Il segnalibro non è definito.
3.2.2	<i>Fotocatalisi tramite TiO₂</i>	45



4	CASI STUDIO	64
4.1	ABBATTIMENTO DEL PM	67
4.1.1	<i>Caso studio Norvegia</i>	67
4.1.2	<i>Caso studio Giappone</i>	67
4.1.3	<i>Caso studio Madrid</i>	70
4.1.4	<i>Caso studio Australia</i>	72
4.2	ABBATTIMENTO DEGLI NO _x	74
4.3	ANALISI PRELIMINARE DEI COSTI OPERATIVI DEI SISTEMI DI ABBATTIMENTO DEL PM	ERRORE. IL SEGNALIBRO NON È DEFINITO.
4.4	MANUTENZIONE DEI SISTEMI DI ABBATTIMENTO DEL PM.....	49
4.5	EFFICACIA DEI FILTRI PER IL PM.....	57
4.6	EFFICACIA DELLE VERNICI FOTOCATALITICHE	64
5	CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE	76
5.1	ABBATTIMENTO DEL PM	ERRORE. IL SEGNALIBRO NON È DEFINITO.
5.2	ABBATTIMENTO DEGLI OSSIDI DI AZOTO.....	ERRORE. IL SEGNALIBRO NON È DEFINITO.
6	RIFERIMENTI	78



Indice delle figure

Figura 1. Alcuni dei componenti del particolato inorganico e la loro origine.....	10
Figura 2. Schema di funzionamento di un ciclone (EPA South Australia, 2005)	18
Figura 3. Curve di efficienza per cicloni ad alta e moderata efficienza (EPA South Australia, 2005)	19
Figura 4. Spray tower (U.S. EPA, 2018)	21
Figura 5. Wet scrubber venturi con separatore ciclonico ed eliminazione dell'aerosol (U.S. EPA, 2018)	22
Figura 6. Sistemi di filtrazione a maniche con pulizia per scuotimento (a sinistra) e per flusso d'aria invertito (a destra) (U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration, 1987)	24
Figura 7. Impianto con candele ceramiche filtranti	26
Figura 8. Tecnologia di filtrazione.....	26
Figura 9. Meccanismo di filtrazione catalitica di una manica di DTE	27
Figura 10. Sezione del filtro ceramico	27
Figura 11. Filtro Tri-Mer UltraCat (Tri-Mer Corporation)	28
Figura 12. Sistema di abbattimento Aigner - fase di raccolta del particolato e fase di pulizia	29
Figura 13. Schema di funzionamento di un ESP (Hamon Research-Cottrell, Inc., 2016)	32
Figura 14. Fasi relative al processo di adsorbimento di contaminanti gassosi (su matrice solida)	35
Figura 15. Criteri di scelta dei principali sistemi di adsorbimento.....	37
Figura 16. Esempio di sistema SNCR per l'abbattimento di NOx (Jet Inc., 2015)	38
Figura 17. Esempio di sistema SCR per l'abbattimento di NOx (Jet Inc., 2015)	40
Figura 18. Principio di funzionamento del sistema GORE® DeNOx	42
Figura 19. Schema di un sistema EGR (Jääskeläinen & Khair, 2018)	44
Figura 20. Diagramma schematico dell'eccitazione degli elettroni in TiO ₂ (Guo et al., 2019).....	46
Figura 21. Schema del processo di rimozione fotocatalitica degli NOx (Dalton et al., 2002)	46
Figura 22. Schema di reazione del processo di rimozione fotocatalitica degli NOx (Dalton et al., 2002)	47
Figura 23. Applicazioni commerciali con filtri catalizzatori in TiO ₂	47
Figura 32. Rigenerazione ad umido dei filtri del sistema di abbattimento del PM	49
Figura 33. Rigenerazione a secco dei filtri del sistema di abbattimento del PM	50
Figura 24. Esempio di un impianto di trattamento di PM e NO ₂ per assorbimento (capacità di 300 m ³ /s).....	54
Figura 25. Unità singole e in serie di elettrofiltri	56
Figura 26. Dimensioni della sezione di filtrazione	56
Figura 34. Prestazioni del filtro elettrostatico in base alla dimensione del particolato	58
Figura 35. Prestazioni del filtro antiparticolato in relazione al particolato di piccole dimensioni (fonte: informazioni opuscolo pubblicato da Aigner, http://www.aigner.at/).....	58
Figura 27. Caratteristiche pannelli ai carboni attivi per processo denitrificazione	60



Figura 28. Efficienza di rimozione per applicazioni specifiche in galleria	62
Figura 29. Efficienza di rimozione per applicazioni specifiche in ambiente stradale	63
Figura 30. Ventilatore trasversale installato presso il Tunnel Sur (sopra) e punto di scarico in atmosfera (sotto)	71
Figura 31. Schema del sistema di ventilazione - M5.....	73



Indice delle tabelle

Tabella 1. Dispositivi di rimozione basati sull'adsorbimento usati negli impianti HVAC	36
Tabella 2. Parametri unità di filtrazioni singole - dati Mitsubishi	55
Tabella 3. Efficienza di abbattimento dei filtri a carbone attivo.....	60
Tabella 4. Tunnel norvegesi dotati di un sistema di filtrazione del particolato	67
Tabella 5. Principali tunnel giapponesi dotati di sistemi di filtrazione delle particelle	68
Tabella 6. Efficienze di abbattimento filtri antiparticolato - ESP	72



Premessa

Nel corso di questa prima attività è stata svolta l'analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale per l'abbattimento di polveri e gas derivanti dal traffico veicolare in galleria. L'analisi si basa sui dati provenienti da pubblicazioni scientifiche, rapporti tecnici di agenzie ambientali, associazioni del settore stradale, gestori di strade e progettisti.

Oltre ad individuare le tecnologie idonee da applicare in ambito stradale per la riduzione delle concentrazioni di inquinanti in galleria, sono state valutate le applicazioni di queste tecnologie nei diversi casi studio disponibili al livello internazionale.

Nelle fasi successive saranno individuate in via preliminare, a supporto degli elaborati impiantistici, le dimensioni dei sistemi di abbattimento e dei principali sistemi ausiliari connessi (come ad esempio ventilatori e/o corridoio di bypass laterale per il trattamento del flusso d'aria), la loro efficacia nel contesto di analisi nonché i costi di costruzione e manutenzione/gestione associati. Dunque sarà presentato un quadro aggiornato per la potenziale soluzione da applicare nello studio del Passante di Bologna ai fini delle valutazioni tecniche ambientali della soluzione progettuale individuata.



1 Introduzione

In questo primo capitolo sono descritti i principali inquinanti per i quali sono state analizzate le metodologie di abbattimento, ovvero il materiale particolato (TSP e PM₁₀) e gli ossidi di azoto (NO_x e in particolare NO₂). Queste due categorie di inquinanti sono quelli maggiormente rilevanti per le emissioni da traffico veicolare come anche rilevato nel parere espresso dal Comune di Bologna. Altri inquinanti rilevanti emessi dal traffico (esempio metalli pesanti e idrocarburi policiclici aromatici) sono comunque associati al particolato.

1.1 Materiale particolato (PM)

1.1.1 Definizione e classificazione

L'inquinamento atmosferico da particolato è una miscela di particelle solide, liquide o solide e liquide sospese nell'aria. Queste particelle sospese variano in dimensioni, composizione e origine.

È conveniente classificare le particelle in base alle loro proprietà aerodinamiche perché: (1) regolano il trasporto e la rimozione di particelle dall'aria; (2) governano anche la loro deposizione all'interno del sistema respiratorio; e (3) sono associate alla composizione chimica e all'origine delle particelle stesse. Queste proprietà sono convenientemente riassunte dal diametro aerodinamico, che è la dimensione di una sfera di densità unitaria con le stesse caratteristiche aerodinamiche. Le particelle vengono campionate e descritte sulla base del loro diametro aerodinamico, solitamente chiamato semplicemente la dimensione delle particelle.

La massa e la composizione permettono quindi di classificare il particolato in due gruppi principali: particelle grossolane per lo più più grandi di 2,5 µm e inferiori a 10 µm di diametro aerodinamico (PM₁₀) e particelle fini per lo più inferiori a 2,5 µm in diametro aerodinamico (PM_{2,5}).

Le particelle più piccole contengono gli aerosol secondariamente formati (conversione gas-particelle), particelle di combustione, vapori organici e metallici riconsensati.

Le particelle più grandi di solito contengono materiali del suolo e polvere proveniente da strade e industrie. Il particolato può essere organico o inorganico; entrambi i tipi sono contaminanti atmosferici da tenere in considerazione. La frazione fine contiene la maggior parte dell'acidità (ione idrogeno) e dell'attività mutagena del particolato, anche se nella nebbia sono presenti anche goccioline di acido grezzo.

Le particelle più grandi, chiamate frazione grossolana, sono prodotte meccanicamente dalla rottura di particelle solide più grandi. Queste particelle possono includere polvere soffiata dal vento da processi agricoli, suolo scoperto, strade non asfaltate o operazioni minerarie. Il traffico produce polveri stradali e turbolenze d'aria che possono reintrodurre la polvere nell'aria. Vicino alle coste, l'evaporazione di spruzzi marini può produrre particelle di grandi dimensioni. Alcune particelle sono di origine biologica, come virus, batteri, spore batteriche, spore fungine e polline. La quantità di energia richiesta per rompere queste particelle in dimensioni più piccole aumenta con la diminuzione della dimensione, che stabilisce effettivamente un limite inferiore per la produzione di queste particelle grossolane di circa 1 µm.



Le particelle più piccole, chiamate frazione fine, sono in gran parte formate da gas. Le particelle più piccole, meno di 0,1 μm , sono formate dalla nucleazione, cioè dalla condensazione di sostanze a bassa viscosità formate da vaporizzazione ad alta temperatura o da reazioni chimiche nell'atmosfera per formare nuove particelle (nuclei). Le particelle in questo intervallo di nucleazione crescono per coagulazione, cioè la combinazione di due o più particelle per formare una particella più grande, o per condensazione di gas o di molecole di vapore sulla superficie delle particelle esistenti. La coagulazione è la più efficiente per numeri grandi di particelle mentre la condensazione è più efficiente per ampie superfici. Pertanto l'efficienza sia della coagulazione che della condensazione diminuisce all'aumentare delle dimensioni delle particelle, il che produce effettivamente un limite superiore tale che le particelle non si accrescono con questi processi oltre a circa 1 μm .

Le particelle di dimensioni sub-micrometriche possono essere prodotte dalla condensazione di metalli o composti organici che vengono vaporizzati in processi di combustione ad alta temperatura. Possono anche essere prodotti dalla condensazione di gas che sono stati convertiti in reazioni atmosferiche. Le particelle prodotte dalle reazioni intermedie dei gas nell'atmosfera sono chiamate particolato secondario, di solito composto da sostanze a bassa volatilità, che di conseguenza si condensano in fase solida o liquida. Esempi includono solfati e nitrati formati dall'ossidazione del biossido di zolfo (SO_2 , principalmente dalla produzione di energia e dai processi di combustione industriale) e il biossido di azoto (NO_2 , derivato principalmente dal trasporto su strada e dalla produzione di energia) nell'atmosfera in acidi, che vengono poi neutralizzati da ammoniaca atmosferica derivata principalmente da fonti agricole. I particolati carboniosi contengono anche una frazione secondaria (denominata aerosol organico secondario) formata dall'ossidazione di composti organici volatili (VOC). Rispetto alle particelle primarie, i processi chimici coinvolti nella formazione di quelli secondari sono relativamente lenti e la loro persistenza nell'atmosfera è prolungata.

La combustione di combustibili fossili come carbone, petrolio e benzina può produrre particelle grossolane dal rilascio di materiali non combustibili, cioè ceneri, particelle fini dalla condensazione di materiali vaporizzati durante la combustione e particelle secondarie attraverso le reazioni atmosferiche di ossidi di zolfo e ossidi di azoto inizialmente rilasciati come gas.

Il particolato di dimensioni toraciche (ossia particolato fine che arriva a depositarsi fin nei polmoni) può essere emesso da una serie di fonti, alcune delle quali naturali (ad esempio vulcani) e molte altre più diffuse e più importanti per la salute pubblica (ad esempio centrali elettriche e processi industriali, traffico veicolare, riscaldamento domestico, inceneritori industriali e municipali). La maggior parte di queste fonti artificiali è concentrata nelle aree urbanizzate, dove si concentrano anche le popolazioni.

1.1.2 Composizione chimica

In generale, le proporzioni degli elementi nel particolato atmosferico riflettono l'abbondanza relativa di elementi nel materiale d'origine. La fonte di particolato si riflette nella sua composizione elementare, prendendo in considerazione le reazioni chimiche che possono cambiarne la composizione. Tra i costituenti del particolato inorganico presente in



ambienti inquinati vi sono sali, ossidi, composti dell'azoto, composti dello zolfo, vari metalli e radionuclidi. Nelle zone costiere, il sodio e il cloro entrano nelle particelle atmosferiche come cloruro di sodio proveniente dagli spruzzi marittimi. I principali oligoelementi che si verificano tipicamente a livelli superiori a $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ di particelle sono alluminio, calcio, carbonio, ferro, potassio, sodio e silicio; si noti che la maggior parte di questi tendono a provenire da fonti terrestri. Si osservano comunemente quantità minori di rame, piombo, titanio e zinco e livelli ancora inferiori di antimonio, berillio, bismuto, cadmio, cobalto, cromo, cesio, litio, manganese, nichel, rubidio, selenio, stronzio e vanadio.

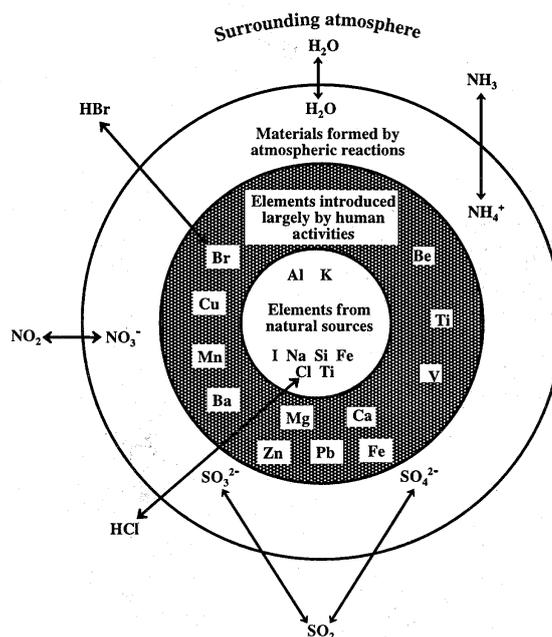


Figura 1. Alcuni dei componenti del particolato inorganico e la loro origine

Le fonti probabili di alcuni di questi elementi sono le seguenti:

- Al, Fe, Ca, Si: erosione del suolo, polvere di roccia, combustione del carbone
- C: combustione incompleta di combustibili carboniosi
- Na, Cl: aerosol marino, cloruro da incenerimento di materiali organici e rifiuti polimerici
- Sb, Se: Elementi molto volatili, possibilmente dalla combustione di petrolio, carbone o rifiuti
- V: Combustione di petrolio residuo
- Pb: Combustione di combustibili al piombo e rifiuti contenenti piombo

Il particolato di carbonio come fuliggine, nerofumo, coke e grafite originato da scarichi di autoveicoli e autocarri, forni, inceneritori, centrali elettriche e operazioni di fonderia, compone uno degli inquinanti atmosferici particolati più visibili e fastidiosi. A causa delle sue buone proprietà adsorbenti, il carbonio può essere un vettore di inquinanti gassosi e di



altri particolati. Le superfici in carbonio del particolato possono catalizzare alcune reazioni atmosferiche eterogenee, inclusa l'importante conversione di SO₂ in solfato.

I metalli pesanti sono presenti in tracce come elemento naturale dei combustibili fossili e della biomassa e di materie prime come ferro, zinco, rame e minerali di piombo. Di conseguenza, la combustione e i processi industriali sono, in linea di principio, importanti potenziali emettitori di metalli pesanti. Inoltre, i metalli sono utilizzati in una varietà di prodotti come pigmenti, batterie, additivi per carburanti e fertilizzanti. Questi prodotti finiscono nel flusso di rifiuti e alla fine possono essere smaltiti mediante incenerimento, dando luogo a emissioni nell'aria. I tassi di emissione dei metalli pesanti sono determinati dal contenuto di oligoelementi nei combustibili o rifiuti bruciati o nelle materie prime lavorate, dalla tecnologia di combustione o di produzione applicata e dall'efficienza delle apparecchiature di controllo delle emissioni (abbattimento polveri e tecniche specifiche di cattura metalli pesanti gassosi). Il contenuto di metalli pesanti (espresso in termini di contenuto energetico del carburante) per piombo, rame e mercurio è in media di un ordine di grandezza più alto nel carbone che nel petrolio.

Le diossine sono emesse da processi termici che coinvolgono materiale organico e sostanze contenenti cloro sono principalmente sottoprodotti di processi industriali ma possono anche derivare da processi naturali, come le eruzioni vulcaniche e gli incendi boschivi. Le diossine sono sottoprodotti indesiderati di una vasta gamma di processi di produzione, tra cui la fusione, lo sbiancamento con cloro della pasta di carta e la produzione di alcuni erbicidi e pesticidi. In termini di rilascio di diossina nell'ambiente, gli inceneritori di rifiuti incontrollati (rifiuti solidi e rifiuti ospedalieri) sono spesso i peggiori colpevoli, a causa della combustione incompleta. Sono disponibili tecnologie che consentono l'incenerimento controllato dei rifiuti con basse emissioni di diossina. Esse vengono emesse per la maggior parte nella fase di vapore, ma possono anche essere in parte assorbiti su particelle di polvere, quindi parte del particolato. Circa l'80% delle diossine viene emesso in fase gassosa a temperature superiori a 300°C, mentre a temperature inferiori al 70 °C il 90% viene adsorbito su particelle di polvere.

È noto che la combustione della benzina emette particolato ultrafine. Questo particolato agisce come vettore di idrocarburi policiclici aromatici (IPA), che in generale sono il risultato di una combustione incompleta di combustibili fossili, materiali di scarto e altri combustibili come la biomassa, trasportandoli nei tessuti molli del corpo e nei flussi sanguigni che il particolato di maggiori dimensioni non può raggiungere. Tra gli IPA il benzo(a)pirene è classificato come cancerogeno di classe 1 dall'IARC e si trova spesso associato al particolato.

I limiti di legge per la concentrazione per le polveri sottili in atmosfera sono stabiliti dal D. Lgs 155/2010 e sono differenti in base al diametro aerodinamico; in particolare, per i PM₁₀ la concentrazione giornaliera media non può superare i 50 µg/m³ per più di 35 volte in un anno civile, mentre la concentrazione media annuale non può superare la concentrazione di 40 µg/m³. Per i PM_{2.5} invece si prende in considerazione solo la media annuale, che non può superare la concentrazione di 25 µg/m³.



1.1.3 Effetti sull'uomo e sull'ambiente

Tra gli effetti ambientali del particolato, la riduzione della visibilità è probabilmente il sintomo più evidente. Il degrado della visibilità è causato dall'assorbimento e dalla dispersione della luce da parte di particelle e gas nell'atmosfera prima che raggiunga l'osservatore. All'aumentare del numero di particelle fini, viene assorbita e dispersa più luce, con conseguente riduzione della chiarezza, del colore e del limite di visibilità. L'assorbimento della luce da parte di gas e particelle è talvolta causa di decolorazioni nell'atmosfera, ma di solito non contribuisce in modo significativo al degrado della visibilità. La dispersione di particelle riduce la visibilità molto più facilmente. Le particelle che sono le più efficaci nel ridurre la visibilità hanno diametri nell'intervallo di 0,1-1,0 μm . Alcuni tipi di particelle come i solfati diffondono più luce, in particolare in condizioni di elevata umidità.

Anche il black carbon, che è costituito da carbonio puro in diverse forme collegate, ha un importante ruolo nell'impatto ambientale del particolato, in particolare ha un'influenza notevole nei processi di cambiamento climatico. Si forma attraverso la combustione incompleta dei combustibili fossili, dei biocarburanti e della biomassa, ed è emessa in fuliggine sia antropogenica che naturale. Mentre tutto il PM può portare ad un maggiore assorbimento e scattering della luce come effetto diretto sul clima, è il black carbon la principale frazione del PM che porta ad un aumento del riscaldamento globale assorbendo la luce. Inoltre, quando si deposita su neve e ghiaccio, il black carbon assorbe la luce solare, rilasciando nuovamente calore, che riscalda sia l'aria sopra che la neve ed il ghiaccio al di sotto, accelerandone così la fusione. Poiché il black carbon rimane nell'atmosfera soltanto dall'una o alle quattro settimane, i suoi effetti climatici sono fortemente regionali. La sua breve vita significa anche che i suoi effetti sul clima si dissiperebbero rapidamente se venissero ridotte le emissioni di anidride carbonica, a vantaggio quindi più direttamente dei paesi o delle comunità che investono in politiche per ridurre le emissioni di black carbon ed in generale di particolato.

Le emissioni di gas di scarico e particelle provenienti dalle navi contribuiscono in modo significativo al carico antropogenico, influenzando in tal modo la composizione chimica dell'atmosfera, la qualità dell'aria e del clima locali e regionali. Secondo le stime globali, il comparto navale emette annualmente tra 0,9 e 1,7 milioni di tonnellate di particolato. Il fatto che quasi il 70% delle emissioni delle navi avvenga entro 400 km dalla terra implica che il potenziale di queste emissioni influenzi significativamente la qualità dell'aria nelle zone costiere.

L'inalazione è l'unica via di esposizione da tenere in considerazione in relazione agli effetti diretti del particolato sospeso sulla salute umana. Una parte dell'aerosol inalato viene depositata per contatto sulle superfici delle vie aeree e il resto viene espirato. Particelle più grandi ($>10 \mu\text{m}$) sono depositate principalmente nella parte extra-toracica delle vie respiratorie (prima della laringe) e la proporzione principale di particelle di 5-10 μm di diametro aerodinamico è depositata nelle vie aeree più grandi. Particelle tra 2,5 μm e 5 μm sono depositate nelle vie aeree più piccole in prossimità delle vie aeree fini (bronchioli respiratori), con la normale respirazione nasale. Con la respirazione attraverso la bocca, il modello di deposizione cambia marcatamente: la deposizione extra-toracica viene ridotta e la deposizione tracheobronchiale e polmonare aumentata. Una volta depositate nel polmone, la maggior parte delle particelle viene



rimossa dai vari meccanismi di pulizia. Le particelle insolubili depositate sulle vie aeree ciliate sono generalmente eliminate dal tratto respiratorio dall'attività mucociliare in 24-48 ore. La pulizia dalla regione polmonare può avvenire attraverso l'azione di macrofagi alveolari o meccanismi alternativi. L'assorbimento di particelle depositate da parte dei macrofagi è rapido, ma la rimozione di questi macrofagi dai polmoni richiede diverse settimane. Complessivamente, la pulizia delle particelle insolubili depositate nella regione polmonare del polmone ha un tempo di dimezzamento che viene misurato in settimane o mesi o addirittura anni.

L'esposizione a tali particelle può influenzare sia i polmoni che il cuore. Numerosi studi scientifici hanno correlato l'esposizione all'inquinamento particolato a una serie di problemi, tra cui: morte prematura nelle persone affette da malattie cardiache o polmonari, attacchi cardiaci non fatali, battito cardiaco irregolare, peggioramento dell'asma, diminuzione della funzione polmonare, aumento dei problemi respiratori, come irritazione delle vie respiratorie, tosse o generiche difficoltà respiratorie. Le persone con malattie cardiache o polmonari, i bambini e gli adulti più anziani sono quelli che hanno maggiori probabilità di essere colpiti dall'esposizione all'inquinamento da particolato.

Recentemente, l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro (IARC) ha classificato l'inquinamento atmosferico esterno come cancerogeno di classe I. Questa valutazione si basava su prove sufficienti per la cancerogenicità dell'inquinamento atmosferico esterno negli studi sull'uomo e sugli animali e su di un forte sostegno meccanicistico; tuttavia, le prove sono state ritenute sufficienti per il cancro del polmone, ma non per il cancro in altri siti. La IARC ha ulteriormente classificato il particolato nell'aria esterna come cancerogeno di classe I basandosi principalmente su prove coerenti di un'associazione tra la concentrazione media a lungo termine di $PM_{2.5}$ nell'aria e l'incidenza del cancro del polmone. Nella valutazione IARC è stato specificamente affermato che l'assegnazione del particolato come cancerogeno per l'uomo non implica che gli inquinanti gassosi non possano avere un effetto aggiuntivo sul cancro.

Un numero considerevole di studi epidemiologici ha dimostrato che l'esposizione a lungo termine al $PM_{2.5}$ può causare danni ai sistemi cardiovascolare, respiratorio ed endocrino. È stato indicato che l'esposizione al $PM_{2.5}$ è associata a una percentuale considerevole di mortalità dovuta a numerose malattie, tra cui il cancro del polmone (23,9%), la malattia polmonare ostruttiva cronica (18,7%), l'ictus (40,3%) e la cardiopatia ischemica (26,8%). In termini di funzionalità endocrina, è stato suggerito che l'esposizione al $PM_{2.5}$ nella prima infanzia può avere un effetto cruciale nel sovrappeso o nell'obesità infantile.

Sono diversi i meccanismi attraverso cui il particolato può danneggiare la funzionalità polmonare fino a provocare il cancro. È stato ad esempio indicato che il $PM_{2.5}$ può innescare l'asma, la malattia polmonare ostruttiva cronica e il cancro del polmone attraverso l'attivazione di varie vie di segnalazione, compresa la subunità catalitica della proteina chinasi AMP-attivata (AMPK) $\alpha 1$ o il trasduttore del segnale e attivatore della trascrizione (STAT)-1. Inoltre, è stato dimostrato che l'esposizione al $PM_{2.5}$ è associata all'apoptosi delle cellule endoteliali e all'infiammazione sistemica. Altri studi hanno collegato il $PM_{2.5}$ all'attivazione di geni oncogeni, ad un incremento della crescita e metastasi di tumori polmonari, mutazione genetica attraverso stimolazioni esogene, processi metabolici e infiammatori, e la soppressione di geni



oncosoppressori attraverso la metilazione del gene p53, coinvolto appunto della regolazione, tra le altre cose, della proliferazione cellulare e dell'apoptosi (Li, Zhou, & Zhang, 2018).

Oltre ai rischi intrinseci del particolato legati al cancro e alla salute, a questi vanno aggiunti quelli legati a inquinanti che vengono trasportati dalle particelle stesse. Ad esempio, l'esposizione a lungo termine alla diossina è legata alla compromissione del sistema immunitario, del sistema nervoso in via di sviluppo, del sistema endocrino e delle funzioni riproduttive. L'esposizione cronica negli animali alle diossine ha provocato diversi tipi di cancro. La TCDD (2,3,7,8-tetraclorodibenzo diossina) è stata valutata dalla Agenzia internazionale dell'OMS per la Ricerca sul Cancro (IARC) nel 1997 e 2012 e, sulla base dei dati animali e ai dati epidemiologici umani, è stata classificata dalla IARC come "cancerogeno per l'uomo". Tuttavia, il TCDD non influenza il materiale genetico e c'è un livello di esposizione al di sotto del quale il rischio di cancro è trascurabile.

A causa dell'onnipresenza delle diossine, tutti gli individui hanno un'esposizione di fondo e un certo livello di diossina nel corpo, portando al cosiddetto carico corporeo. L'attuale normale esposizione di fondo non dovrebbe influenzare in media la salute umana. Tuttavia, una volta che le diossine entrano nel corpo, vi si accumulano a lungo a causa della loro stabilità chimica e della loro capacità di essere assorbite dal tessuto grasso, dove vengono quindi immagazzinate nel corpo. La loro emivita nel corpo è stimata in 7-11 anni. Nell'ambiente, le diossine tendono ad accumularsi nella catena alimentare. Più alto è un animale nella catena alimentare, maggiore è la concentrazione di diossina.

Analogamente, la maggior parte dei metalli pesanti, che può essere trasportata fin nei bronchi dal particolato fine, sono agenti che inducono il cancro. Sebbene diversi metalli pesanti, tra cui rame (Cu) e zinco (Zn), fungano da enzimi essenziali per i processi intracellulari e abbiano domini che legano il DNA, quasi tutti i metalli pesanti inducono vari tumori e malattie. Lo stress ossidativo causato dalle specie reattive dell'ossigeno è un meccanismo ben noto attraverso il quale i metalli pesanti possono arrecare danno alla salute. Arsenico (As), cadmio (Cd), cromo (Cr) e nichel (Ni) sono metalli pesanti classificati come cancerogeni di categoria 1 secondo l'Agenzia Internazionale per la Ricerca sul Cancro. Vari studi hanno dimostrato che l'esposizione a questi composti porta a inibizione nell'espressione dei geni oncosoppressori, nei processi di riparazione del danno genetico e nelle attività enzimatiche coinvolte nel metabolismo a causa di danni da ossidazione (Kim, Kim, & Seo, 2015).

1.2 Ossidi di azoto (NO_x)

1.2.1 Definizione e classificazione

Gli ossidi di azoto sono una miscela di gas composta da azoto e ossigeno. Due dei composti più tossicologicamente significativi sono l'ossido nitrico (NO) e il biossido di azoto (NO₂), comunemente noti come NO_x. Altri gas appartenenti a questo gruppo sono il monossido di azoto (o ossido di azoto, N₂O), il pentossido di azoto (NO₅), o altri composti come N₂O₃ ed N₂O₅.



Gli ossidi di azoto (NO_x) sono una famiglia di gas velenosi altamente reattivi. L' NO_x viene prodotto dalla reazione di azoto e gas di ossigeno nell'aria durante la combustione, specialmente ad alte temperature. I gas NO_x si formano ogni volta che la combustione avviene in presenza di azoto - ad esempio nei motori di auto, camion e vari veicoli non stradali (ad esempio, attrezzature da costruzione, imbarcazioni, ecc.), oppure sono emessi da fonti industriali come centrali elettriche, caldaie industriali, forni per cemento e turbine; sono anche prodotti naturalmente da un fulmine.

Le emissioni di NO_x dalla combustione sono principalmente sotto forma di NO. Secondo le equazioni di Zeldovich, l'NO viene generato al limite di ossigeno disponibile (circa 200.000 ppm) in aria a temperature superiori a 1.300°C. A temperature inferiori a 760°C, l'NO viene generato in concentrazioni molto più basse o non lo è affatto. La combustione di NO è generata in funzione del rapporto aria/carburante ed è più pronunciata quando la miscela si trova in condizioni di povertà di carburante nel rapporto stechiometrico. L' NO_x appare spesso come un gas brunoastro. È un forte agente ossidante e svolge un ruolo importante nelle reazioni atmosferiche con composti organici volatili (VOC) che producono ozono (smog) nelle calde giornate estive.

I limiti di legge per la concentrazione di NO_x in atmosfera sono stabiliti dal D. Lgs 155/2010, in particolare la concentrazione annuale media non può superare i 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, mentre la concentrazione media oraria non può superare per più di 18 volte in un anno la concentrazione di 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

1.2.2 Effetti sull'uomo e sull'ambiente

Quando uno qualsiasi di questi ossidi si dissolve in acqua e si decompone, forma acido nitrico (HNO_3) o acido nitroso (HNO_2). Entrambi gli acidi formano sali quando vengono neutralizzati. Quindi, gli NO_x e i loro derivati esistono e reagiscono come gas nell'aria, come acidi nelle goccioline d'acqua o come sale. Questi gas, i gas acidi e i sali insieme contribuiscono agli effetti dell'inquinamento che sono stati osservati e attribuiti alle piogge acide.

Ad eccezione dell'NO da suolo, fulmini e incendi naturali, l'NO è in gran parte antropogenico. Generalmente si ritiene che le fonti biogeniche rappresentino meno del 10% delle emissioni totali di NO. L'NO produce la stessa incapacità di assorbire ossigeno nel sangue del monossido di carbonio (CO); tuttavia, poiché l'NO è solo leggermente solubile in acqua, non rappresenta una vera minaccia, tranne che per i bambini e gli individui molto sensibili.

Lo smog fotochimico, spesso definito come smog estivo, è la reazione chimica della luce solare, degli ossidi di azoto e dei composti organici volatili nell'atmosfera, che rilascia particelle aerodisperse e ozono a livello del suolo. Lo smog fotochimico dipende dagli inquinanti primari e dalla formazione di inquinanti secondari. Questi inquinanti primari comprendono gli ossidi di azoto e i composti organici volatili. Gli inquinanti secondari rilevanti comprendono i PAN, l'ozono troposferico e le aldeidi. Quando l' NO_2 reagisce con un fotone per trasformare O_2 in O_3 , NO_2 diventa NO. Questo NO viene quindi ossidato in poche ore a NO_2 dai radicali della reazione fotochimica dei VOC. Pertanto, la nostra attuale concentrazione di ozono è il prodotto dell'inquinamento da NO_x e VOC. Poiché gli NO_x sono trasparenti alla maggior parte delle lunghezze d'onda della luce, permettono alla maggior parte dei fotoni di passare e, quindi, hanno una



semivita di almeno diversi giorni. Poiché NO_2 viene riciclato da NO nella reazione fotochimica dei VOC per produrre più ozono, l' NO_2 sembra avere una durata ancora maggiore ed è in grado di percorrere considerevoli distanze prima di creare ozono. I sistemi meteorologici di solito viaggiano sulla superficie terrestre e consentono agli effetti atmosferici di muoversi sottovento per diverse centinaia di chilometri.

La deposizione acida si verifica da composti aerodispersi o acidificanti presenti nell'aria, principalmente solfati (SO_4^{2-}) e nitrati (NO_3^-), che possono essere trasportati su lunghe distanze prima di ritornare sulla terra. Ciò avviene attraverso la pioggia o la neve (deposizione umida), nebbia o acqua delle nuvole (deposizione per nubi) o il trasferimento di gas o particelle (deposizione secca). Mentre la gravità del danno dipende dalla sensibilità del recettore, la deposizione acida e gli NO_x rappresentano una minaccia per le risorse naturali, gli ecosistemi, la visibilità, i materiali e la salute pubblica.

L'effetto principale della respirazione di livelli elevati di biossido di azoto è la maggiore probabilità di problemi respiratori. Il biossido di azoto infiamma il rivestimento dei polmoni e può ridurre l'immunità alle infezioni polmonari. Ciò può causare problemi come respiro sibilante, tosse, raffreddore, influenza e bronchite. L'aumento dei livelli di biossido di azoto può avere un impatto significativo sulle persone con asma perché può causare attacchi più frequenti e più intensi. I bambini con asma e gli anziani con malattie cardiache sono più a rischio.



2 Metodologie disponibili per l'abbattimento di inquinanti

In questo capitolo sono definite le principali metodologie di abbattimento, in particolare viene fornita una preliminare analisi dello stato delle diverse tecnologie disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale con l'analisi di pubblicazioni scientifiche, rapporti tecnici di agenzie ambientali.

2.1 Metodologie di abbattimento delle polveri

Il processo più semplice di rimozione del particolato è la sedimentazione, un fenomeno che si verifica continuamente in natura. Le camere di sedimentazione gravitazionali possono essere impiegate per la rimozione di particelle dai flussi di gas semplicemente sedimentando per effetto della gravità. Queste camere occupano grandi spazi e hanno una bassa efficienza di raccolta, in particolare per le particelle piccole. La sedimentazione gravitazionale delle particelle migliora con all'aumentare della dimensione delle particelle, che avviene spontaneamente mediante coagulazione. Quindi in una certa massa d'aria, nel tempo, la dimensione delle particelle in sospensione tende ad aumentare e il numero a diminuire. Il moto browniano di particelle di dimensioni inferiori a circa $0,1 \mu\text{m}$ è principalmente responsabile del loro contatto, consentendo il verificarsi della coagulazione. Particelle superiori a circa $0,3 \mu\text{m}$ di raggio non si diffondono in modo apprezzabile e agiscono principalmente come recettori di particelle più piccole. I meccanismi inerziali usati per la rimozione delle particelle dipendono dal fatto che il raggio del percorso di una particella in una corrente d'aria curva e in rapido movimento è maggiore del percorso del flusso nel suo insieme. Pertanto, quando una corrente gassosa viene centrifugata da palette, ventole o getto di gas con traiettoria tangenziale, il particolato può essere raccolto su una parete separatrice poiché le particelle sono forzate verso l'esterno dalla forza centrifuga. I dispositivi che utilizzano questa modalità di funzionamento sono chiamati collettori centrifughi a secco.

2.1.1 Cicloni

I cicloni sono dispositivi relativamente semplici per la rimozione di materiale particolato da flussi di gas. I cicloni sfruttano la forza centrifuga per rimuovere il particolato da una corrente di gas e normalmente consistono in un guscio in cui viene introdotto gas ricco di particolato attraverso un ingresso tangenziale. Il gas contenente particolato gira di moto vorticoso che provoca la centrifugazione delle particelle di polvere verso le pareti e le fa scendere verso la base conica. Il gas "depurato" si sposta verso l'uscita in alto salendo nella parte centrale del ciclone. La polvere raccolta deve essere rimossa facendo in modo che non possa rientrare nel ciclone stesso e ridurne l'efficienza. Per ottenere questo risultato si deve:

- scaricare la polvere in una tramoggia o un silo separati;
- assicurare un'adeguata velocità di raccolta della polvere per evitare l'accumulo e ridurre il rischio di bloccare il ciclone;
- utilizzare un dispositivo di scarico a tenuta d'aria (come una valvola rotante) dalla tramoggia di raccolta.

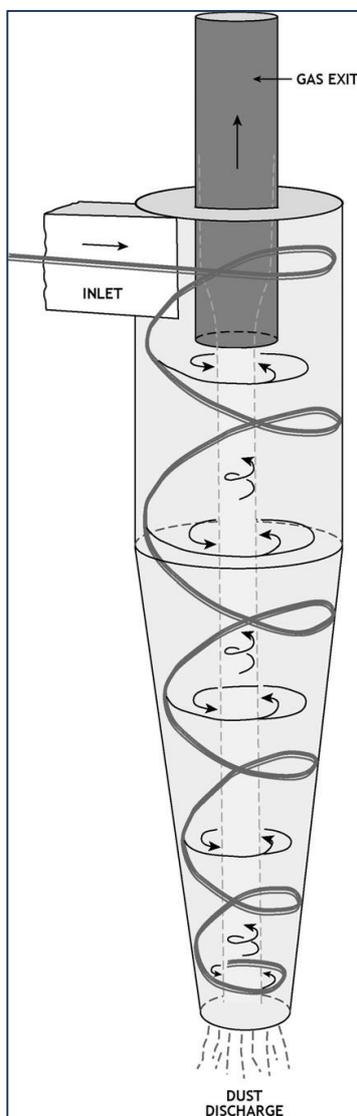


Figura 2. Schema di funzionamento di un ciclone (EPA South Australia, 2005)



I cicloni possono generalmente rimuovere qualsiasi particella maggiore di 50 micron da un flusso di gas ricco di particolato; i cicloni più efficienti possono anche rimuovere particelle più piccole di 50 micron. Perché le particelle dentro un flusso di gas possono essere di dimensioni diverse, ogni modello di ciclone ha una curva di efficienza standard. La curva di efficienza mostra quale percentuale di ciascuna classe di dimensioni verrà rimossa dal gas in arrivo. Queste curve vengono preparate utilizzando una sabbia standard in aria a 20 ° C; devono poi però essere modificate per adattarsi al gas e al solido effettivi. Di seguito è riportata la curva di efficienza tipica per cicloni ad alta e moderata efficienza.

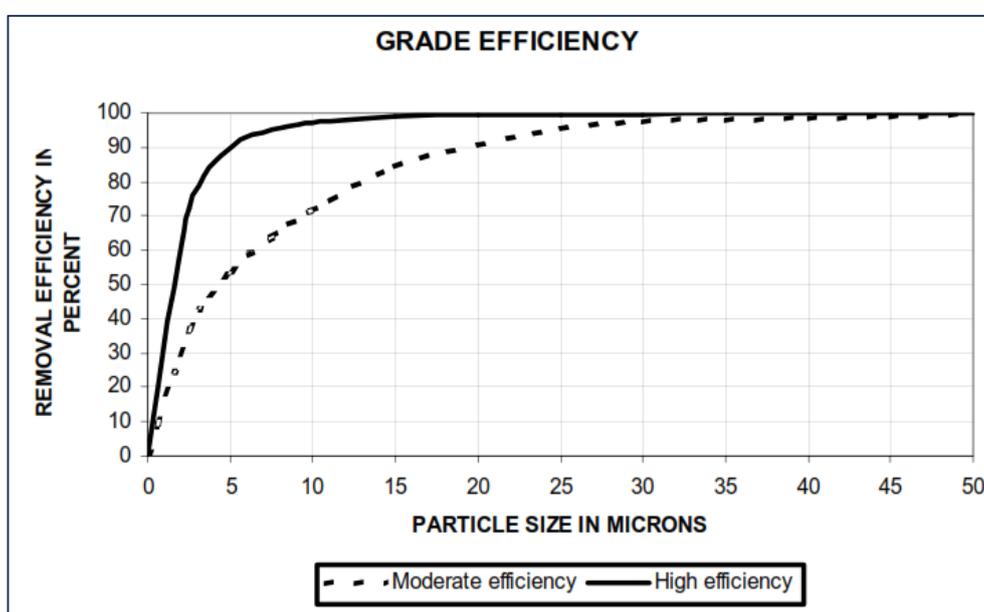


Figura 3. Curve di efficienza per cicloni ad alta e moderata efficienza (EPA South Australia, 2005)

In questo caso, il ciclone ad alta efficienza rimuoverà il 90% di tutta la sabbia di 5 micron nel flusso di polvere, mentre il ciclone a efficienza moderata rimuoverà solo il 54% di tutta la sabbia in arrivo di 5 micron. Quando si seleziona un ciclone, la curva di efficienza standard deve essere modificata per adattarsi al sistema di particelle / gas che viene dedotto. L'efficienza del ciclone è principalmente determinata dalla lunghezza del cono: più lungo è il cono, più efficiente è il ciclone nel rimuovere le particelle fini. L'efficienza del ciclone è anche influenzata da:

- la velocità di ingresso (V)
- il diametro del ciclone (D)
- il diametro dell'uscita del gas pulito rispetto a quella del ciclone (d/D)



- distorsione della configurazione del flusso in uscita per curvature troppo vicine all'uscita del gas pulita
- danni alla sezione del cono dovuti a colpi dall'esterno
- una tenuta o valvola rotante che perde alla base della sezione del cono.

Generalmente, maggiore è l'efficienza del ciclone, maggiori sono le forze centrifughe che si esercitano sul particolato e maggiore è la caduta di pressione richiesta sul ciclone.

2.1.2 Wet scrubber

Nei processi di wet scrubbing, particolato liquido o solido viene rimosso da una corrente di gas trasferendole in un liquido. Il liquido più comunemente usato è l'acqua. L'efficienza di raccolta del particolato di un wet scrubber è direttamente correlata alla quantità di energia impiegata nel mettere in contatto la corrente di gas con il liquido di lavaggio. La maggior parte dei sistemi di wet scrubbing funziona con un'efficienza di raccolta del particolato superiore al 95 per cento. Esistono tre livelli di utilizzo di energia per i wet scrubber: un wet scrubber a bassa energia utilizza cadute di pressione inferiori a 15 centimetri di colonna d'acqua e sono in grado di rimuovere in modo efficiente particelle con diametro superiore a circa 5-10 micrometri. Uno scrubber a media energia ha una caduta di pressione da 15 a 65 centimetri di colonna d'acqua ed è in grado di rimuovere particelle di dimensioni micrometriche, ma non è molto efficiente su particelle sub-micrometriche. Un depuratore ad alta energia impiega più energia e ha una caduta di pressione da 65 a oltre 250 centimetri di colonna d'acqua, necessaria per rimuovere le particelle sub-micrometriche.

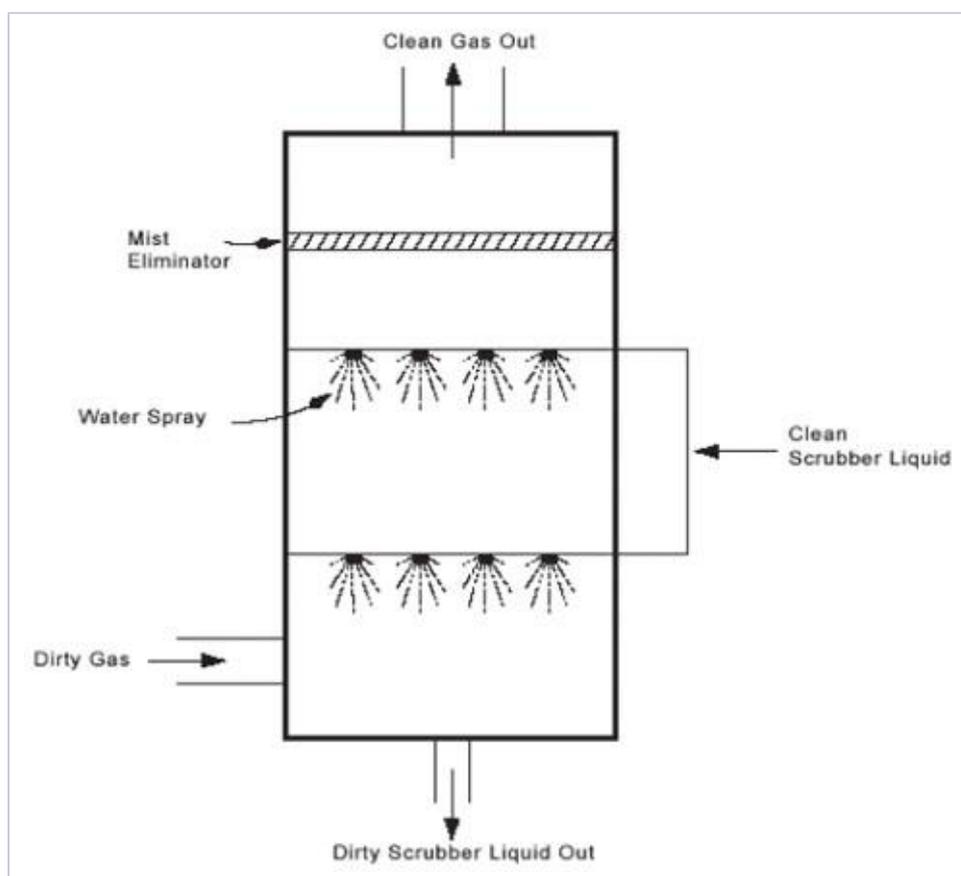


Figura 4. Spray tower (U.S. EPA, 2018)

Uno scrubber a torre ad acqua vaporizzata (*spray tower*) è uno scrubber a bassa energia ed è il sistema più semplice di controllo del particolato tra questi. È costituito da un recipiente aperto con uno o più set di ugelli a spruzzo per distribuire il liquido di lavaggio. Tipicamente, la corrente di gas entra nella parte inferiore e passa attraverso gli spray. Le particelle vengono raccolte quando colpiscono le goccioline. Nello schema descritto in figura il flusso di gas viene operato in controcorrente, ma le *spray tower* possono anche essere impiegate in una disposizione a corrente incrociata. Negli impianti di lavaggio a correnti incrociate, il flusso del gas è orizzontale e gli spruzzi di liquido scorrono verso il basso; generalmente, questa configurazione non è efficiente quanto quella controcorrente.

Gli impianti di lavaggio a torre generalmente non vengono utilizzati per la rimozione del particolato fine, poiché sarebbero richiesti rapporti tra liquido e gas elevati, superiori a 3 l/m^3 . In generale, maggiore è la temperatura del gas, minore è il tasso di assorbimento e viceversa. Temperature del gas troppo elevate possono anche portare a perdite significative di solvente o dell'acqua di lavaggio per evaporazione. Per i gas di scarico da cui deve essere rimosso il particolato, l'intervallo di temperatura è generalmente compreso tra 4 e 370°C (U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards, 1996). L'assorbimento fisico dipende dalle proprietà della corrente gassosa e del solvente liquido, come densità e viscosità, nonché caratteristiche specifiche dell'inquinante o degli inquinanti nel gas e nella corrente liquida



(ad esempio diffusività, solubilità di equilibrio). Queste proprietà dipendono dalla temperatura e le temperature più basse generalmente favoriscono l'assorbimento dei gas da parte del solvente. L'assorbimento è anche migliorato da una maggiore superficie di contatto, rapporti più elevati di gas liquido e concentrazioni più elevate nella corrente di gas.

Lo scrubber ad alta energia più comune è il "sistema Venturi", ma questo sistema può essere utilizzato anche come depuratore a energia media. In un sistema Venturi a gola fissa (*fixed-throat*), la corrente di gas entra in una sezione convergente dove viene accelerata verso la sezione della gola o strettoia. Nella sezione della strettoia, la corrente di gas ad alta velocità colpisce flussi di liquido che vengono iniettati ad angolo retto rispetto al flusso di gas, frantumando il liquido in piccole gocce. Le particelle vengono raccolte quando colpiscono le gocce mobili più lente. Seguendo la sezione della gola, la corrente gassosa attraversa una sezione divergente che ne riduce la velocità.

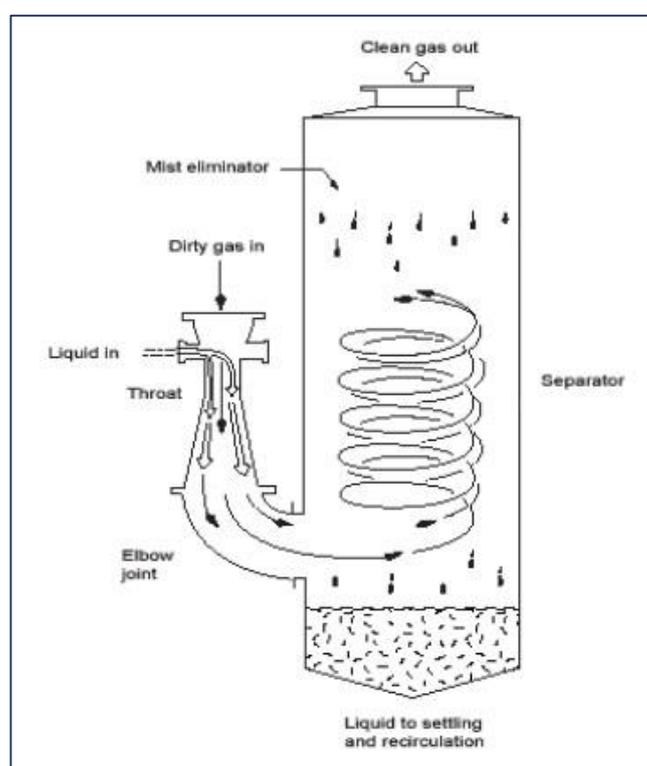


Figura 5. Wet scrubber venturi con separatore ciclonico ed eliminazione dell'aerosol (U.S. EPA, 2018)

Tutti i sistemi di wet scrubbing incorporano eliminatori di nebbia o altri separatori per rimuovere le goccioline che contengono i contaminanti o il particolato a seguito del processo di contatto tra il gas e le correnti liquide. I più comuni eliminatori di nebbia sono galloni (*chevron*), reti e cicloni. I galloni sono semplicemente dei deflettori a zig-zag che fanno girare il flusso del gas più volte mentre passa attraverso l'eliminatore di nebbia. Le goccioline liquide vengono raccolte sulle lame del gallone e drenate nuovamente nello scrubber. I cuscinetti in rete sono realizzati con fibre intrecciate che fungono da area di raccolta. I cicloni vengono in genere utilizzati per le piccole gocce generate in uno scrubber venturi.



La corrente di gas in uscita dal sistema venturi entra tangenzialmente nel fondo di un cilindro verticale. Le goccioline vengono rimosse con la forza centrifuga mentre la corrente gassosa sale verso l'alto fino all'uscita.

I rendimenti delle raccolte di particolato degli impianti di lavaggio venturi variano dal 70 ad oltre il 99%, a seconda dell'applicazione. Le efficienze di raccolta sono generalmente più elevate per il particolato con diametri aerodinamici compresi tra 0,5 e 5 μm . Alcuni scrubber venturi sono progettati con una strettoia regolabile per controllare la velocità del flusso di gas e la caduta di pressione. Per aumentare l'efficienza dello scrubber venturi è necessario aumentare la caduta di pressione che, a sua volta, aumenta il consumo di energia.

I sistemi di wet scrubbing sono suscettibili a diversi problemi operativi. I più comuni tra questi sono un flusso inadeguato del liquido, il reingresso del liquido nel sistema, il cattivo contatto gas-liquido, la corrosione e gli ugelli o gli eliminatori di nebbia ostruiti. Per le applicazioni sul particolato, i wet scrubber generano rifiuti sotto forma di liquami. Ciò crea la necessità sia del trattamento delle acque reflue che dello smaltimento dei rifiuti solidi. Inizialmente, la sospensione viene trattata per separare i rifiuti solidi dall'acqua. Questa può essere trattata e può quindi essere riutilizzata o scaricata. Una volta che l'acqua viene rimossa, i rifiuti residui saranno sotto forma di un solido o di un fango. Se i rifiuti solidi sono inerti e non tossici, possono generalmente essere messi in discarica. In alcuni casi, i rifiuti solidi possono avere un valore e possono essere venduti o riciclati.

2.1.3 Filtri a maniche

I filtri di tessuto, come suggerisce il nome, sono costituiti da tessuti che consentono il passaggio del gas ma trattengono il particolato. Questi sono usati per raccogliere la polvere in sacchi e, periodicamente, il tessuto che compone il filtro viene scosso per rimuovere le particelle e ridurre la contropressione a livelli accettabili. Tipicamente, il sacchetto è in una configurazione tubolare, da cui il nome di filtro a manica, anche se sono possibili numerose altre configurazioni. Il particolato raccolto viene rimosso dai sacchetti mediante agitazione meccanica, aria soffiata sul tessuto o rapida espansione e contrazione dei sacchi. Anche se semplici, questi filtri sono generalmente efficaci nel rimuovere particelle dai gas di scarico. Le particelle piccole fino a 0,01 μm di diametro vengono rimosse e l'efficienza di rimozione è relativamente elevata per particelle fino a 0,5 μm di diametro. Lo strato di polvere raccolto sul tessuto è il principale responsabile di tale alta efficienza formando una barriera con pori tortuosi. Temperature del gas fino a circa 260°C, con picchi a circa 290°C possono essere sistematicamente gestiti in alcune configurazioni. La maggior parte dell'energia utilizzata per il funzionamento del sistema si trasforma nella caduta di pressione tra i sacchi, la struttura e le canalizzazioni associate, che raggiunge fino a 12-50 centimetri di acqua. I filtri di tessuto sono usati dove è richiesta la raccolta di particelle ad alta efficienza. Le limitazioni sono imposte dalle caratteristiche del gas (temperatura e acidità) e delle particelle (principalmente viscosità) che influiscono sul tessuto o sul suo funzionamento e che non possono essere corrette economicamente.

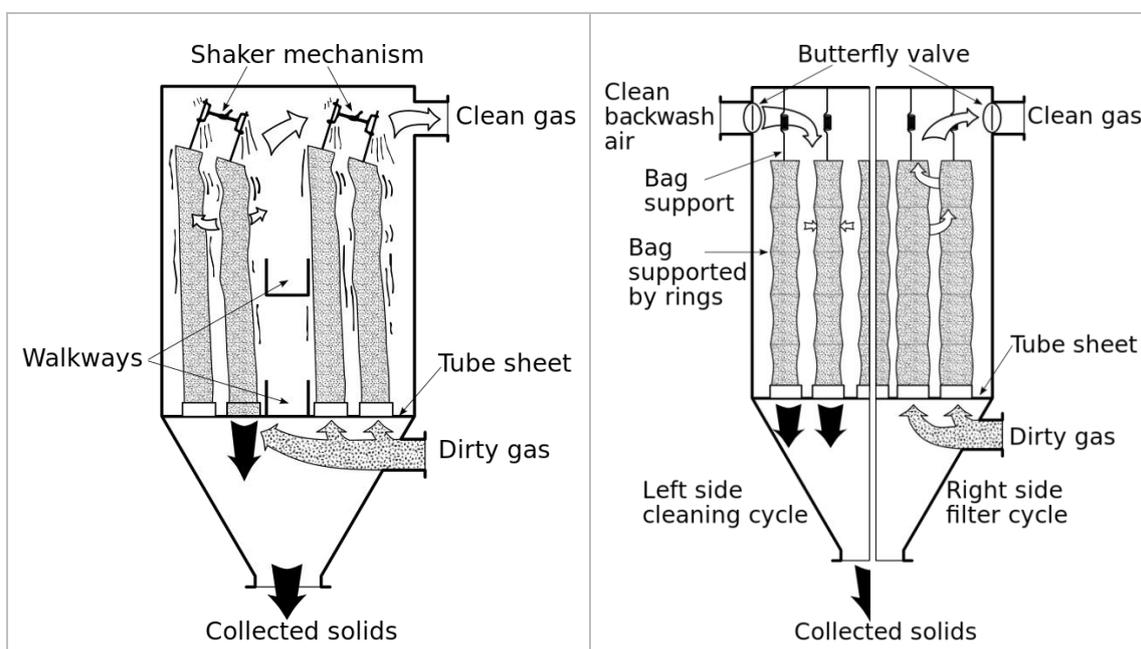


Figura 6. Sistemi di filtrazione a maniche con pulizia per scuotimento (a sinistra) e per flusso d'aria invertito (a destra)

Le variabili di processo più importanti includono le caratteristiche delle particelle, le caratteristiche del gas e le proprietà del tessuto. Il parametro di progettazione più importante è il rapporto aria\tessuto o gas\tessuto (la quantità di gas in m^3 / min che penetra in un m^2 di tessuto) e il normale parametro operativo di interesse è la caduta di pressione attraverso il sistema di filtri. La principale caratteristica operativa dei filtri in tessuto che li distingue dagli altri filtri per gas è la possibilità di rinnovare periodicamente la superficie filtrante mediante pulizia. I filtri di tessuto sono solitamente realizzati con feltri intrecciati o più comunemente cuciti con agugliatura alla forma desiderata, montati in un plenum e utilizzati per un'ampia gamma di concentrazioni di polvere. Per qualsiasi tipo di pulizia, è necessario impartire energia sufficiente al tessuto per superare le forze di adesione che trattengono la polvere nella manica. Nella pulizia con scuotitore il trasferimento di energia si ottiene sospendendo il sacchetto da un gancio o da una struttura motorizzata che oscilla. Il movimento può essere impartito alla sacca in diversi modi, ma l'effetto generale è quello di creare un'onda sinusoidale lungo il tessuto. Mentre il tessuto si muove verso l'esterno dalla linea centrale del sacco durante fasi dell'azione dell'onda, la polvere accumulata sulla superficie si muove con il tessuto. Quando il tessuto raggiunge il limite della sua estensione, i pezzetti di polvere hanno una massa sufficiente per staccarsi dal tessuto e scendere nella tramoggia. Per piccoli contenitori a compartimento singolo, solitamente azionati in modo intermittente, una leva collegata al meccanismo dello scuotitore può essere azionata manualmente a intervalli appropriati, tipicamente alla fine di un turno. In sistemi a più scomparti, solitamente azionati in modo continuo, un timer o un sensore di pressione che risponde alla caduta di pressione del sistema avvia automaticamente lo scuotimento del sacchetto. I compartimenti funzionano in sequenza in modo da pulire un compartimento alla volta. Nella pulizia ad aria inversa, un altro sistema più delicato e che allunga la durata in esercizio delle maniche, il flusso di gas verso i sacchetti viene arrestato nel



compartimento da pulire e il flusso d'aria inverso (da fuori) viene diretto attraverso i sacchetti. Questa inversione del flusso di gas fa collassare delicatamente i sacchetti verso la linea centrale, causando il distacco della polvere dalla superficie del tessuto. Il distacco è causato da forze di taglio sviluppate tra la polvere e il tessuto mentre quest'ultimo cambia forma. I cappucci metallici per sostenere i vertici delle borse sono parte integrante della borsa, così come diversi anelli cuciti che circondano le borse per evitare il loro completo collasso durante la pulizia. Senza questi anelli, la polvere raccolta che cade tende a soffocare la borsa mentre il tessuto collassa su sé stesso durante la pulizia.

L'aspetto più rilevante per progettare una borsa è determinare la velocità del gas in ingresso che produce l'equilibrio ottimale tra caduta di pressione (costo operativo che aumenta all'aumentare della caduta di pressione) e dimensione del sacco (costo capitale che diminuisce con la riduzione della dimensione del sacco). Le dimensioni del sacco sono ridotte al crescere della velocità in ingresso (o del rapporto gas-superficie di tessuto). Tuttavia, rapporti più elevati tra gas e tessuto provocano maggiori cadute di pressione. I principali fattori che influiscono sul rapporto tra gas e tessuto includono le caratteristiche delle particelle e del tessuto e la temperatura del gas. Sebbene l'efficienza di raccolta sia un'altra importante misura delle prestazioni del sacco, una sacca correttamente progettata e ben gestita avrà in genere un'efficienza di raccolta del particolato estremamente elevata (anche il 99,9%); i sacchi sono particolarmente efficaci per la raccolta di piccole particelle.

2.1.3.1 Filtri a candele ceramiche

I filtri a manica ceramici sono spesso chiamati candele a causa della loro forma tubolare. Sono stati un punto fermo per decenni per il controllo di inquinanti. I filtri ceramici erano originariamente costruiti con cristalli refrattari e pressati nella forma base a candela: era un tubo con il fondo arrotondato e chiuso e una flangia nella parte superiore. I filtri a manica in fibra ceramica sono ottimi in quelle applicazioni in cui i gas hanno alte temperature ma possono essere utilizzati anche per applicazioni a bassa temperatura soprattutto per l'abbattimento del solo particolato.

Gli elementi filtranti in ceramica hanno la stessa efficienza dei filtri in tessuto ma resistono a temperature molto più elevate, fino a 650°C, e hanno una durata molto più lunga, dai 5 anni di esercizio continuo fino ai 10 anni in quelle applicazioni in cui le temperature in gioco sono comprese tra 200°C e 480°C. Le temperature delle emissioni navali si trovano all'interno di questo range.

Il limite di temperatura di questi filtri è di 900°C dovuto alla resistenza termica dell'alloggio dei filtri stessi costruito in acciaio al carbonio o in acciaio inossidabile e dalla resistenza termica delle valvole e dei sensori disponibili. La capacità di operare ad alte temperature offre alcuni vantaggi. Uno di essi è la possibilità di lavorare senza l'obbligo di installare uno scambiatore di calore a monte del filtro per raffreddare i fumi prima del loro ingresso nel filtro. Ulteriore vantaggio è il superamento di alcuni problemi operativi come ostruzioni o incrostazioni.

Un parametro che deve essere tenuto sotto controllo durante l'esercizio di questi filtri è la temperatura di condensazione del vapore d'acqua. L'eventuale acqua condensata infatti, nonostante non crei danneggiamenti ai filtri, può comprometterne l'operatività. Figura 7

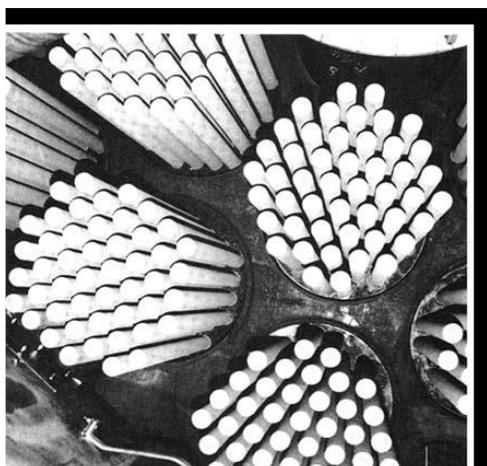


Figura 7. Impianto con candele ceramiche filtranti

Le candele ceramiche costituite da tubi in fibro-ceramica possono essere caricate con sostanze catalitiche in grado di promuovere anche reazioni di ossido-riduzione che permettono la rimozione efficiente degli ossidi di azoto (NO_x) in parallelo alla rimozione del particolato, e di neutralizzazione degli ossidi di zolfo (SO_x).

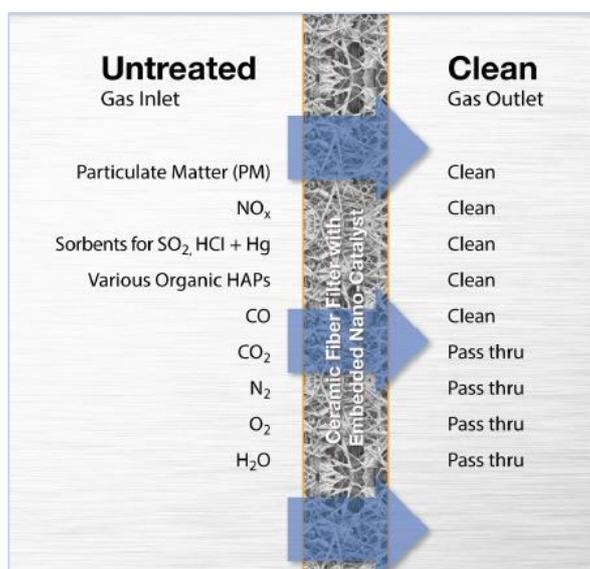


Figura 8. Tecnologia di filtrazione

Lo strato di particolato e di sorbente (cake) fornisce la sede ideale affinché le reazioni tra inquinanti acidi e prodotti chimici aggiunti all'emissione avvengano con una cinetica veloce e nelle giuste condizioni termodinamiche. La figura seguente mostra in modo schematico i meccanismi descritti. Figura 8

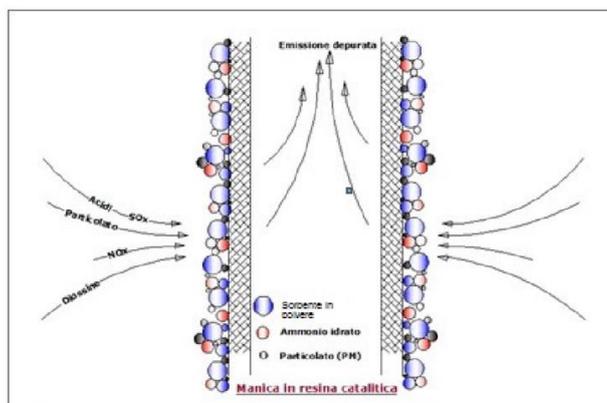


Figura 9. Meccanismo di filtrazione catalitica di una manica di DTE

Le candele ceramiche hanno una durata media che varia dai 3 ai 6 anni. Inoltre, la parte catalizzata della candela ceramica si trova nella parte interna e non direttamente in superficie. Ciò permette al catalizzatore di non subire avvelenamenti o disattivazioni dovuti alla presenza del PM e degli altri followers, come accade comunemente nei letti catalizzati tradizionali perché, in queste maniche, il catalizzatore è isolato, rispetto alle sostanze disattivanti, da uno strato di fibro-ceramica e riceve quindi il contatto delle sole molecole gassose da abbattere per mezzo dei meccanismi di neutralizzazione e Redox che avvengono sul catalizzatore stesso. I meccanismi di neutralizzazione interessano l'abbattimento degli SOx mentre quelli Redox riguardano l'abbattimento catalitico degli NOx.

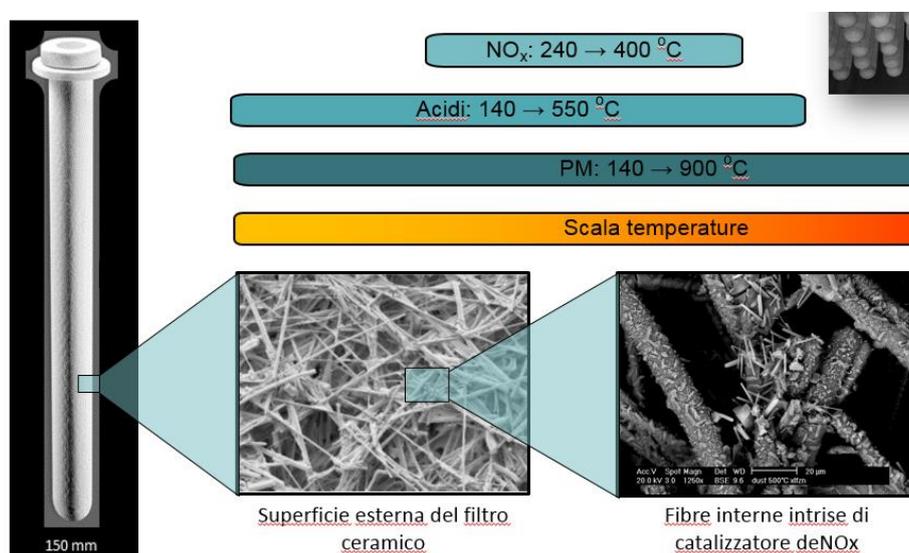


Figura 10. Sezione del filtro ceramico



2.1.3.2 Tri-Mer - UltraCat filter systems

Nel dettaglio sono riportate le caratteristiche di un tipico esempio applicativo di filtro con candele ceramiche ed impiego di catalizzatore, del sistema "UltraCat" sviluppato e messo in commercio dal seguente produttore: <https://tri-mer.com/hot-gas-treatment/ultracat-project-list.html>.

I sistemi UltraCat sono filtri a manica in fibra ceramica, catalitici e all'avanguardia per la rimozione di particolato (PM), SO₂, HCl, mercurio e metalli pesanti ad alte temperature fino a 900°C in un unico sistema. Allo stesso tempo, i filtri ceramici rimuovono gli NO_x, i composti organici volatili (VOC) e diossine. Questo sistema può essere configurato per qualsiasi combinazione di inquinanti.

La caratteristica principale di questo filtro è che non prevede né l'utilizzo di acqua né la produzione di reflui liquidi durante il funzionamento, cioè è un filtro a secco. Lo smaltimento dei rifiuti prodotti a secco è più semplice rispetto ai rifiuti prodotti dalla filtrazione a umido come negli scrubbers.

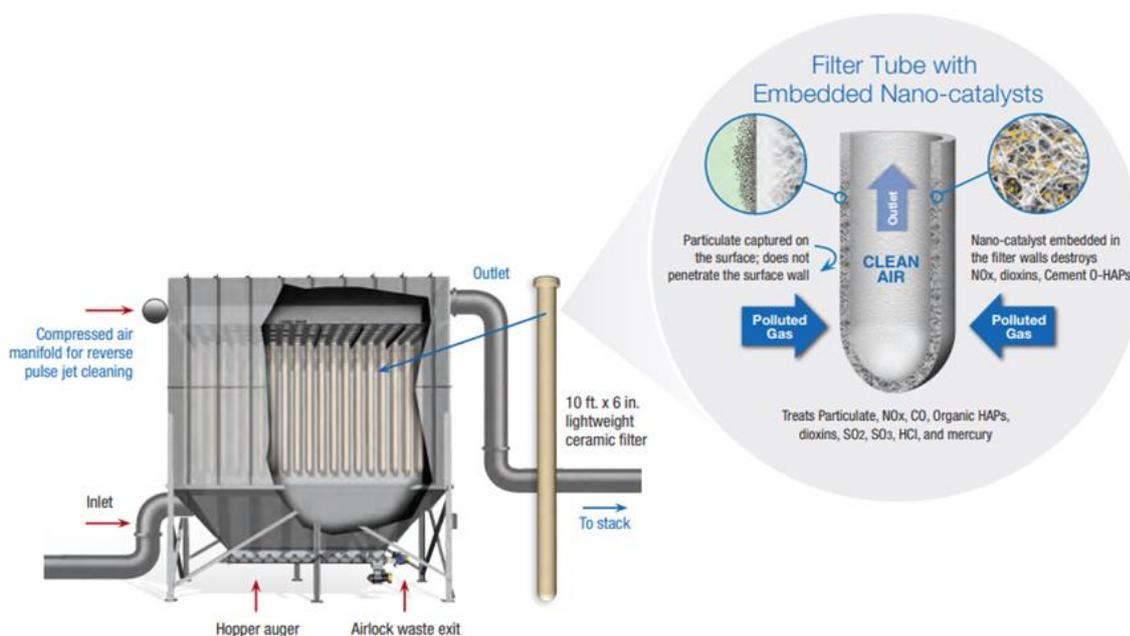


Figura 11. Filtro Tri-Mer UltraCat (Tri-Mer Corporation)

I filtri UltraCat sono molto diversi per design, durata e la funzionalità (configurazioni diverse dei filtri portano ad azioni filtranti su diversi tipi di inquinanti). Questi filtri riescono a controllare efficacemente SO₂, HCl, NO_x e particolato in un unico sistema e possono essere adattati per gestire anche mercurio e diossine Sono filtri robusti e autoportanti e sono collocati in alloggiamenti simili ai filtri a manica.

I filtri UltraCat sono molto leggeri e hanno approssimativamente il 90% di porosità. Ciò comporta una relativamente bassa caduta di pressione nel flusso di gas che li attraversa. La caduta di pressione risulta essere di 1520 Pa.



A seconda delle applicazioni, i filtri possono essere di diversa lunghezza e possono essere provvisti o meno di catalizzatori. Nelle configurazioni con i catalizzatori, l'elemento che funge da catalizzatore si trova integrato lungo lo spessore (di 20 mm) della parete del filtro.

Nei filtri Tri-Mer UltraCat, le particelle di catalizzatore sono microporose e, grazie alla loro piccola dimensione, catalizzano le reazioni in fase gassosa senza diffusioni e limitazioni (si ha quasi il 100% dell'utilizzo dell'attività di catalisi) a differenza dei catalizzatori in granelli che hanno efficienze del 15%.

2.1.3.3 Aigner - ECCOAIRJET

L'Aigner propone ultimamente sistemi di abbattimento del particolato innovativi basati su tecnologia non ESP ma completamente meccanica: <https://aigner-tunnel-airjet.com/> che si propone quindi come sistema che risolve i problemi tipici degli ESP: elevati consumi energetici e complessità costruttiva. Nella figura successiva sono riportati i dettagli delle cartucce di filtrazione:

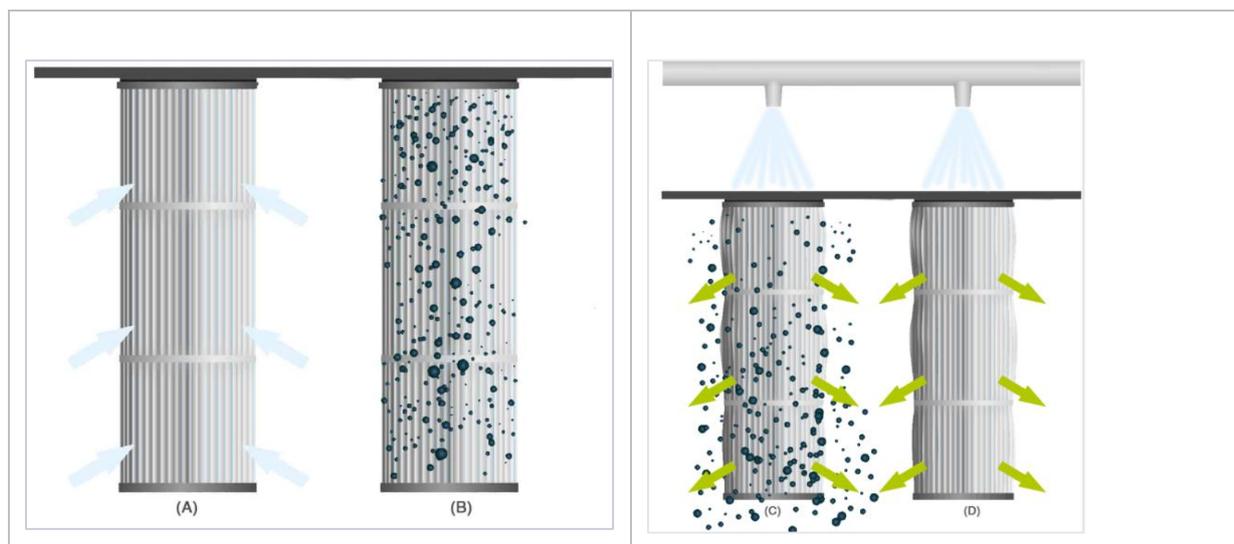


Figura 12. Sistema di abbattimento Aigner - fase di raccolta del particolato e fase di pulizia

La figura (A) mostra il flusso d'aria attraverso una cartuccia filtrante di un ECCOAIRJET, dotata di diversi mezzi filtranti per le migliori prestazioni di filtrazione. Come mostrato sul filtro (B), le particelle di polvere vengono raccolte meccanicamente dal sistema di filtrazione ECCOAIRJET.

Il processo di lavaggio a secco di ECCOAIRJET funziona in modo completamente automatico. Le elettrovalvole comandate da un software intelligente pulsano con aria compressa e la polvere viene efficacemente espulsa dalla cartuccia filtrante (C), finendo nuovamente in un filtro pulito (D). Questo processo avviene durante il funzionamento dell'impianto di filtrazione.



2.1.4 Elettrofiltri

Un precipitatore elettrostatico (*electrostatic precipitator*, ESP) è un dispositivo di controllo delle particelle che utilizza forze elettriche per spostare le particelle fuori dal flusso di gas e per intrappolarle sulle piastre del collettore. Le particelle ricevono una carica elettrica costringendole a passare attraverso una corona, una regione in cui scorrono ioni gassosi. Il campo elettrico che attira le particelle cariche alle pareti proviene da elettrodi mantenuti ad alta tensione nel centro della corsia di flusso. Una volta che le particelle sono state raccolte sulle piastre, devono essere rimosse dalle piastre senza reinserirle nella corrente di gas. Ciò viene in genere ottenuto scuotendo le piastre, permettendo allo strato raccolto di particelle di scivolare verso il basso in una tramoggia attraverso la quale vengono eliminate. Alcuni precipitatori rimuovono le particelle mediante lavaggio intermittente o continuo con acqua.

Gli ESP a piastra metallica sono utilizzati in un'ampia varietà di applicazioni industriali, tra cui caldaie a carbone, forni per cemento, inceneritori di rifiuti solidi, caldaie di recupero per cartiere, unità di cracking catalitico per il petrolio, impianti di sinterizzazione, forni ad arco elettrico, batterie per cokeria e forni per vetro. In un ESP a piastra metallica, il gas scorre tra piastre parallele di lamiera ed elettrodi ad alta tensione. Questi elettrodi sono lunghi fili con un peso e appesi tra le piastre o sono supportati da strutture simili a un albero (strutture rigide). All'interno di ciascun percorso di flusso, il flusso di gas deve passare ciascun filo in sequenza mentre fluisce attraverso l'unità.

L'ESP a piastra metallica consente il funzionamento di molte corsie in parallelo e ogni corsia può essere piuttosto alta. Di conseguenza, questo tipo di precipitatore è adatto per la gestione di grandi volumi di gas. La necessità di scuotere le piastre per rimuovere il materiale raccolto ha promosso la divisione delle lastre in sezioni, spesso tre o quattro in serie l'una con l'altra, che possono essere ripulite indipendentemente. Gli alimentatori sono spesso segmentati allo stesso modo per ottenere tensioni operative più elevate e può essere utilizzato un ulteriore sezionamento elettrico per una maggiore affidabilità. La polvere si deposita anche sui fili dell'elettrodo di scarica e deve essere periodicamente rimossa in modo simile alla piastra del collettore.

Gli alimentatori per ESP convertono la tensione di CA industriale (da 220 a 480 V) alla tensione continua a impulsi nell'intervallo da 20.000 a 100.000 V secondo necessità. La struttura tipo consiste in trasformatore step-up, correttori ad alta tensione e, a volte, filtri condensatori. L'unità può fornire la tensione di corrente continua sia a metà onda che a onda intera. La tensione applicata agli elettrodi fa sì che l'aria tra gli elettrodi si rompa elettricamente, un'azione nota come "corona". Gli elettrodi di solito ricevono una polarità negativa perché una corona negativa può mantenere una tensione più elevata di una corona positiva prima che si verifichino scintille. Gli ioni generati nella corona seguono le linee del campo elettrico dai fili alle piastre di raccolta. Pertanto, ciascun filo stabilisce una zona di carica attraverso la quale le particelle devono passare. Le particelle che attraversano la zona di ricarica intercettano alcuni degli ioni, che rimangono attaccati. Piccole particelle di aerosol (<1 µm di diametro) possono assorbire decine di ioni prima che la loro carica totale diventi abbastanza grande da respingere altri ioni, mentre particelle grandi (>10 µm di diametro) possono assorbirne decine di migliaia. Le forze elettriche sono quindi molto più forti sulle grandi particelle. Mentre le particelle



passano ogni filo successivo, vengono spinte sempre più vicino alle pareti di raccolta. La turbolenza nel gas, tuttavia, tende a mantenerle uniformemente miscelate con il gas. Il processo di raccolta è quindi una competizione tra le forze elettriche e disperdenti. Alla fine, le particelle si avvicinano abbastanza alle pareti in modo che la turbolenza cali a livelli bassi e le particelle vengano raccolte. Se le particelle raccolte potessero essere spostate nella tramoggia senza perdite, l'ESP sarebbe estremamente efficiente. Lo scuotimento che rimuove lo strato accumulato proietta anche alcune delle particelle (tipicamente il 12% per le fly ashes di carbone) nella corrente di gas (U.S. EPA, 2002). Queste particelle reimmesse vengono quindi processate nuovamente da sezioni successive, ma le particelle reimmesse nell'ultima sezione dell'ESP non hanno alcuna possibilità di essere ricatturate e quindi possono sfuggire all'unità.

Considerazioni pratiche su come far passare l'alta tensione nello spazio tra le corsie e consentire un po' di spazio sopra le tramogge per sostenere e allineare gli elettrodi fanno sì che rimanga abbastanza spazio perché una parte del gas possa scorrere intorno alle zone di ricarica. Questo problema è chiamato "*sneakage*" e riguarda fino al 5-10% del flusso totale (U.S. EPA, 2002). I setti *anti-sneakage* di solito sono posizionati per costringere il flusso di *sneakage* a mescolarsi con il flusso di gas principale per la raccolta nelle sezioni successive. Ma, ancora una volta, il flusso di *sneakage* attorno all'ultima sezione può creare dei problemi.

Queste perdite svolgono un ruolo significativo nelle prestazioni generali di un ESP. Un altro fattore importante è la resistività del materiale raccolto: poiché le particelle formano uno strato continuo sulle piastre ESP, tutta la corrente ionica deve passare attraverso lo strato per raggiungere le piastre di massa a terra. Questa corrente crea un campo elettrico nello strato che può diventare abbastanza grande da causare guasti elettrici locali.

Quando ciò accade, nuovi ioni della polarità errata vengono iniettati nello spazio tra piastra e filamento dove vanno a ridurre la carica sulle particelle e possono provocare scintille. Questa condizione di rottura è chiamata "corona posteriore". La corona posteriore è prevalente quando la resistività dello strato è elevata, di solito superiore a 2×10^{11} ohm-cm. Per resistenze più basse, il funzionamento dell'ESP non è compromesso dalle corone posteriori. A resistività inferiori a 10^8 ohm-cm, invece, le particelle sono trattenute sulle piastre in modo così lieve che reimmissione, non solo da scuotimento, diventa molto più grave (U.S. EPA, 2002). Bisogna fare attenzione nel misurare o stimare la resistività perché essa è fortemente influenzata da variabili come temperatura, umidità, composizione del gas, composizione delle particelle e caratteristiche della superficie.

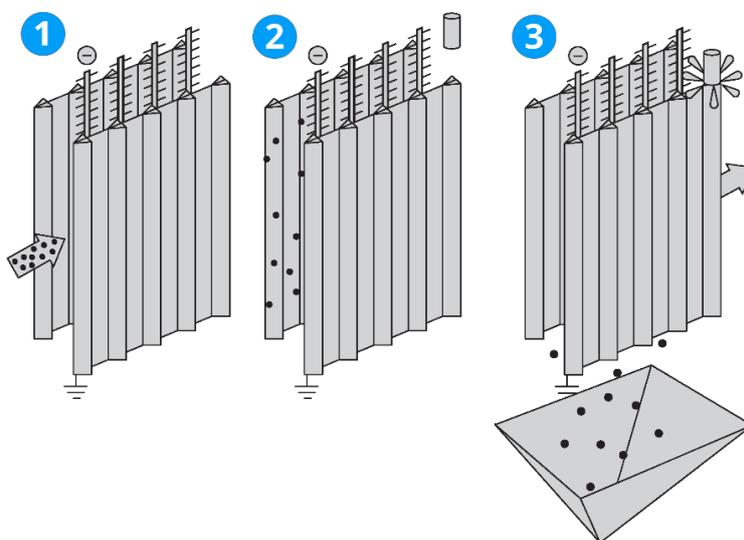


Figura 13. Schema di funzionamento di un ESP (Hamon Research-Cottrell, Inc., 2016)

Un numero significativo di precipitatori più piccoli utilizza piastre piatte anziché fili per gli elettrodi ad alta tensione (*flat plate precipitators*). Le lastre piatte aumentano il campo elettrico medio che può essere utilizzato per raccogliere le particelle e forniscono una superficie maggiore per la raccolta delle stesse. La corona non viene generata su piastre piatte, quindi degli elettrodi generatori di corona sono posizionati prima e talvolta dopo le zone di raccolta. Questi elettrodi possono essere aghi appuntiti attaccati ai bordi delle piastre o filamenti indipendenti. A differenza degli ESP a filo o tubolari, questo design funziona egualmente bene con polarità negativa o positiva, ma in generale è più conveniente utilizzare una polarità positiva per ridurre la generazione di ozono. Un ESP a piastra piastra funziona con poca o nessuna corrente corona che scorre attraverso la polvere raccolta, eccetto che direttamente sotto gli aghi o filamenti.

Questo ha due conseguenze: la prima è che l'unità è relativamente meno suscettibile al fenomeno della corona posteriore rispetto alle unità convenzionali poiché non viene generata alcuna corona posteriore nella polvere raccolta, e le particelle caricate con ioni di entrambe le polarità hanno ampie superfici di raccolta disponibili; la seconda conseguenza è che la mancanza di corrente nello strato raccolto causa una forza elettrica che tende a rimuovere lo strato dalla superficie di raccolta; questo può portare a perdite elevate durante lo scuotimento. Gli ESP a piastre piatte sembrano avere un'ampia applicazione per particelle ad alta resistività con diametri medi di piccole dimensioni (da 1 a 2 μm). Queste applicazioni sottolineano in particolare i punti di forza del design, poiché le forze di spostamento elettrico sono più deboli per le particelle piccole che per quelle grandi. Le fly ashes sono state raccolte con successo con questo tipo di ESP, ma per evitare le perdite elevate sembra essere fondamentale una bassa velocità del flusso.



2.1.5 DPF (Filtri anti-particolato)

I filtri antiparticolato diesel con flusso a parete rimuovono solitamente l'85% o più della fuliggine e, in determinate condizioni, possono raggiungere efficienze di rimozione della fuliggine che si avvicinano al 100%. Alcuni filtri sono monouso, destinati allo smaltimento e alla sostituzione una volta pieni di ceneri accumulate. Altri sono progettati per bruciare il particolato accumulato o passivamente attraverso l'uso di un catalizzatore o con mezzi attivi come un bruciatore di combustibile che riscalda il filtro alle temperature di combustione della fuliggine. Ciò si ottiene eseguendo la programmazione del motore (quando il filtro è pieno) in un modo che eleva la temperatura di scarico, in congiunzione con un iniettore supplementare nel flusso di scarico che inietta combustibile per reagire con un elemento catalizzatore per bruciare la fuliggine accumulata nel Filtro DPF, o altri metodi. Queste procedure sono note come rigenerazione del filtro. La pulizia è necessaria anche come parte della manutenzione periodica e deve essere eseguita con attenzione per evitare di danneggiare il filtro.

Il filtro più comune è fatto di cordierite (un materiale ceramico che viene utilizzato anche come supporto per convertitori catalitici (nuclei)). I filtri in cordierite offrono un'eccellente efficienza di filtrazione, sono relativamente economici e hanno proprietà termiche che li rendono semplici da imballare per l'installazione nel veicolo. Il principale inconveniente è che la cordierite ha un punto di fusione relativamente basso (circa 1200 ° C) e che i substrati di cordierite possono sciogliersi durante la rigenerazione del filtro. Questo è principalmente un problema se il filtro è stato caricato più pesantemente del solito ed è più un problema con i sistemi passivi che con i sistemi attivi, a meno che non si verifichi un'interruzione del sistema.

Il secondo materiale filtrante più popolare è il carburo di silicio o il SiC. Ha un punto di fusione più alto (2700 ° C) rispetto alla cordierite, tuttavia, non è stabile termicamente, rendendo l'imballaggio un problema. I nuclei di SiC piccoli sono fatti di pezzi singoli, mentre i nuclei più grandi sono fatti in segmenti, separati da un cemento speciale in modo che l'espansione di calore del nucleo venga assorbita dal cemento e non dal packaging. I nuclei di SiC sono solitamente più costosi dei nuclei di cordierite, tuttavia sono fabbricati in dimensioni simili e uno spesso può essere usato per sostituire l'altro.

I filtri ceramici fibrosi sono fatti da diversi tipi di fibre ceramiche che vengono mescolate insieme per formare un mezzo poroso. Questo supporto può essere formato in quasi tutte le forme e può essere personalizzato per adattarsi a varie applicazioni. La porosità può essere controllata per produrre un flusso elevato, un'efficienza inferiore o una filtrazione di volume inferiore ad alta efficienza. I filtri fibrosi hanno un vantaggio rispetto al design del flusso a parete, ossia di produrre una contropressione. I filtri di flusso a parete in ceramica rimuovono quasi completamente le particelle di carbonio, comprese le particelle fini con diametro inferiore a 100 nanometri (nm) con un'efficienza superiore al 95% in massa e superiore al 99% in numero di particelle in un'ampia gamma di condizioni operative del motore.

Poiché il flusso continuo di fuliggine nel filtro potrebbe bloccarlo, è necessario "rigenerare" le proprietà di filtrazione del filtro bruciando il particolato raccolto su base regolare. Il particolato di fuliggine per combustione produce acqua e



CO₂ in piccole quantità pari a meno dello 0,05% della CO₂ emessa dal motore. Tutti i sistemi attivi di bordo utilizzano più combustibile, sia semplicemente bruciandolo per riscaldare il DPF, sia per fornire energia extra al sistema elettrico del DPF. In genere un computer monitora uno o più sensori che misurano la contropressione e/o la temperatura e, in base a set point pre-programmati, il computer prende le decisioni su quando attivare il ciclo di rigenerazione. Il carburante aggiuntivo può essere fornito da una pompa dosatrice. L'esecuzione del ciclo troppo spesso mantenendo bassa la contropressione nel sistema di scarico comporta un consumo di carburante elevato. La mancata esecuzione del ciclo di rigenerazione o un suo ritardo aumenta il rischio di danni al motore e/o di rigenerazione incontrollata (fuga termica) e possibili guasti del DPF.



2.2 Metodologie di abbattimento degli NO_x

La rimozione delle sostanze gassose può avvenire principalmente attraverso tre processi specifici:

1. *assorbimento* delle sostanze gassose presenti nel flusso d'aria da depurare in una matrice liquida;
2. *adsorbimento* delle sostanze gassose in una matrice solida;
3. attraverso reazioni chimiche che coinvolgono le sostanze da rimuovere riducendo la loro concentrazione nel flusso gassoso in ingresso.

2.2.1 Processi di adsorbimento

I primi due processi riguardano e coinvolgono la diffusione delle molecole gassose attraverso una superficie sia essa solida o liquida dove hanno luogo i relativi meccanismi di rimozione e cattura. In particolare nel processo di *adsorbimento* le molecole gassose diffondono attraverso la superficie solida ed aderiscono a quest'ultima tramite meccanismi complessi che possono essere attivati da forze fisiche o da particolari reazioni chimiche (chemio-adsorbimento) oppure da una combinazione delle due. La capacità di catturare le molecole gassose da parte della matrice solida deriva dalla particolare caratteristica di determinati materiali di possedere una grandissima microporosità: ad esempio l'alluminia attivata presenta un'area superficiale di circa 200 m^2 per grammo di sostanza considerata, mentre il carbone attivo può raggiungere oltre 1500 m^2 per grammo. I pori microscopici si sviluppano in profondità diminuendo man mano la loro sezione fornendo uno sviluppo superficiale di contatto estremamente vasto (come visibile nella figura seguente).

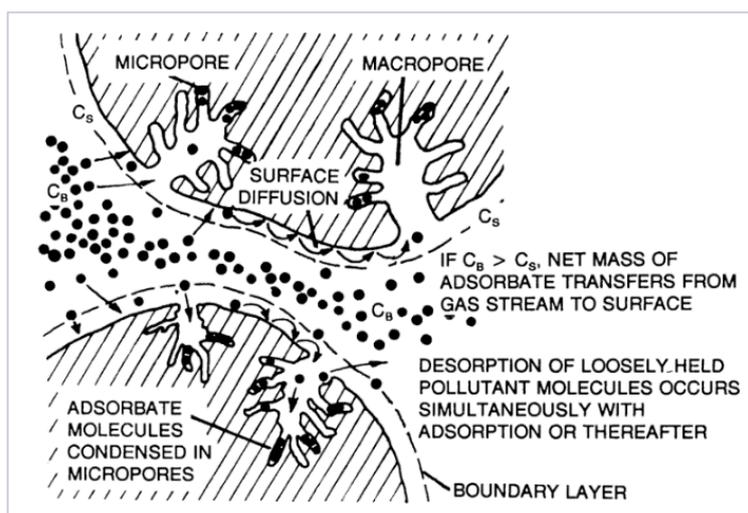


Figura 14. Fasi relative al processo di adsorbimento di contaminanti gassosi (su matrice solida)

Il processo di adsorbimento può essere riassunto nei seguenti punti:

- le molecole gassose presenti nel flusso in ingresso al dispositivo di rimozione diffondono attraverso la superficie solida del materiale adsorbente, questo meccanismo inizialmente casuale poiché le molecole



tendono a diffondere in entrambe le direzioni (dal flusso gassoso alla matrice solida e viceversa), si stabilizza grazie alla differenza di concentrazione (gradiente di concentrazione) tra il flusso contaminato e la matrice solida, per cui la sua efficienza tende a decrescere nel tempo poiché la differenza di concentrazione diminuisce man mano che la matrice solida adsorbe le sostanze contaminanti. L'efficienza di rimozione è inoltre bassa per flussi di gas in ingresso con basse concentrazioni di inquinanti;

- le molecole gassose diffuse nella matrice solida penetrano all'interno dei pori e si depositano sulla loro superficie esposta, la distanza di diffusione è tanto più bassa e l'efficienza del processo di adesione è tanto più alta tanto più le particelle di materiale adsorbente sono di piccole dimensioni. La matrice solida è difatti sempre presente in forma di materiale granulare o fibroso, impacchettata o pellettizzata in modo da fornire un'area superficiale maggiore;
- le molecole gassose penetrate all'interno dei pori si legano alla superficie di questi ultimi, condensando cioè rilasciando energia.

Il processo di adsorbimento è esotermico ma nelle applicazioni comuni riguardanti impianti a basse concentrazioni diventa praticamente isotermo, è inoltre reversibile, per cui è possibile che molecole legate alla superficie dei pori possano sfuggire da questi ultimi e diffondere nuovamente all'interno del flusso gassoso.

Tabella 1. Dispositivi di rimozione basati sull'adsorbimento usati negli impianti HVAC¹

Materiali adsorbenti	Vapori o gas catturati
Carbone attivo	Vapori organici, ozono, gas acidi (H ₂ S)
Alluminia attivata	Composti organici polari come: alcoli, fenoli, ammine alifatiche e aromatiche
Silica gel	Acqua, e composti organici polari
Setacci molecolari (ad esempio: zeoliti)	CO ₂ , composti a base di iodio

Per la scelta dei materiali adsorbenti da utilizzare nei dispositivi di rimozione e filtrazione valgono le seguenti considerazioni espresse e riassunte brevemente nella figura seguente:

¹ Impianti HVAC: *Heating, Ventilation and Air Conditioning*, ovvero impianti per il "riscaldamento, ventilazione e condizionamento dell'aria"

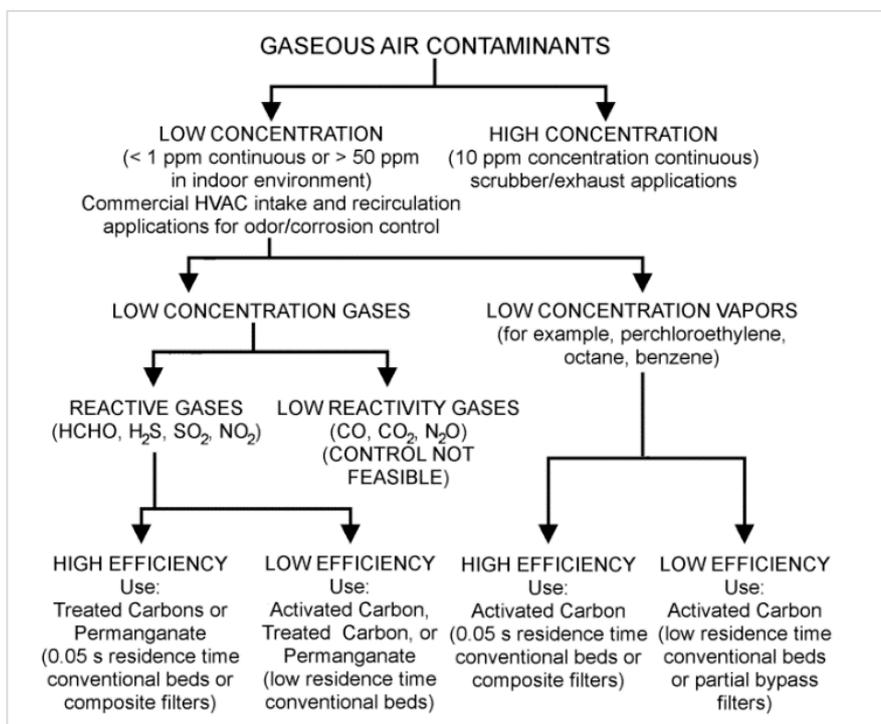


Figura 15. Criteri di scelta dei principali sistemi di adsorbimento

Il carbone attivo utilizzato diffusamente come principale materiale adsorbente è prevalentemente di origine vegetale, opportunamente lavorato e trattato assume forme di granuli, scaglie o cilindretti, questi ultimi aventi dimensioni di qualche millimetro. I filtri/adsorbitori a carboni attivi vengono impiegati nel settore industriale su impianti di processo e di risanamento dell'ambiente di lavoro per la tutela della qualità dell'aria, per esempio, nei settori:

- rimozione/recupero solventi o miscele di solventi;
- depurazione dell'aria da processi produttivi;
- disoleazione di aria compressa;
- deodorazione di aria esausta e gas di sfiato;
- rimozione di sostanze nocive negli impianti di condizionamento.

Il carbone è contenuto in pannelli, tasche, cartucce o semplicemente inserito in contenitori di calcolate dimensioni formanti il letto di attraversamento (*adsorber bed*) del fluido gassoso contenente l'inquinante da adsorbire. Le capacità adsorbenti del carbone attivo sono particolarmente indicate per l'abbattimento di composti organici con peso molecolare compreso tra 50 e 200; composti organici con peso molecolare minore non vengono adsorbiti sufficientemente a causa delle piccole dimensioni. La capacità di adsorbimento viene espressa in peso percentuale ovvero in kg di contaminante organico adsorbito per 100 kg di carbone attivo impiegato. Tale capacità è compresa tra valori minimi di 1% fino a valori massimi del 30%. L'efficienza dei filtri a carbone attivo è condizionata da una serie di parametri quali il peso molecolare e la concentrazione degli inquinanti, la temperatura, l'umidità, la pressione e la



presenza di particolato nel flusso da trattare. La presenza di particolato, andando a ridurre le microporosità del carbone, ne riduce l'efficienza di adsorbimento pertanto esso va catturato a monte con opportuni pre-filtri.

2.2.2 Sistemi SCR e SNCR

Nella riduzione selettiva non catalitica (SNCR) ammoniaca o urea vengono iniettate all'interno di una caldaia o in condotti in una zona in cui la temperatura è compresa tra 900 °C e 1100 °C. Questa tecnologia si basa sulla temperatura che ionizza l'ammoniaca o l'urea invece di utilizzare un catalizzatore o un plasma non termico. Questa "finestra" di temperatura - che viene riportata in modo diverso da vari autori - è importante perché al di fuori di essa viene generata più fuga di ammoniaca o viene generato più NOx di quello che viene ridotto chimicamente. La "finestra" della temperatura è diversa per l'urea e l'ammoniaca. La riduzione di NOx con questa tecnologia può avere una efficienza fino al 70% (U.S. EPA Office of Air Quality Planning and Standards, 1999).

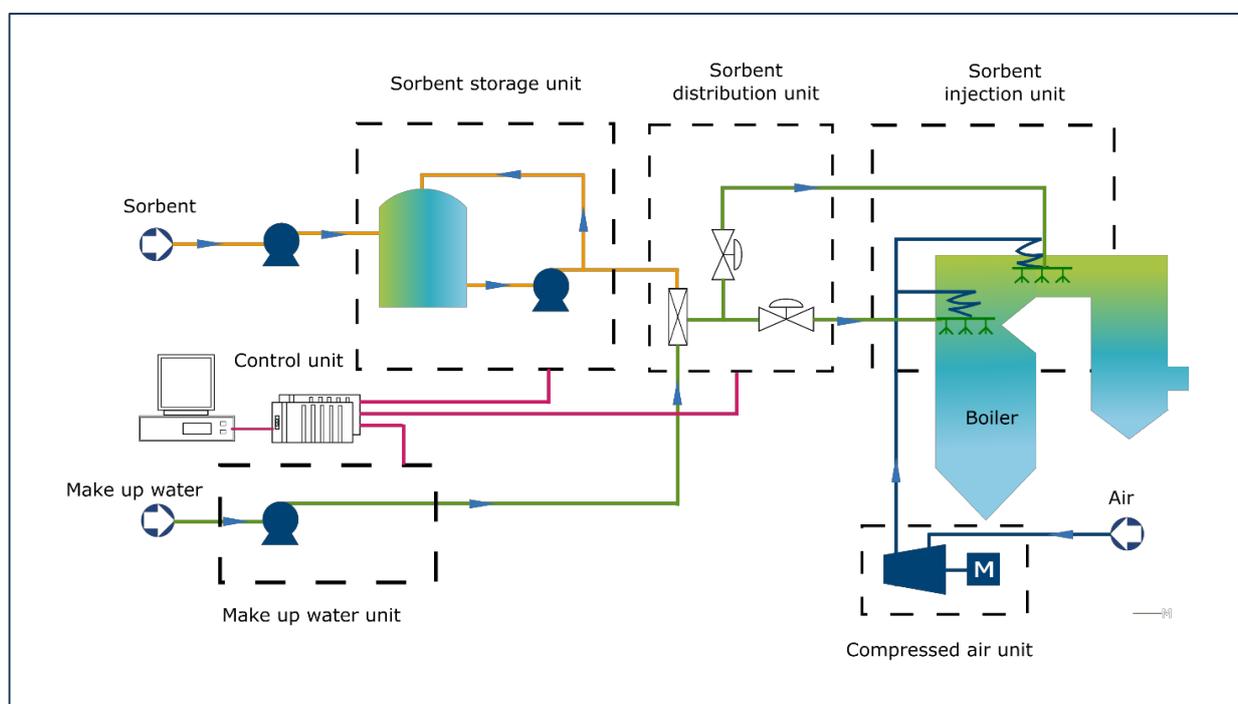


Figura 16. Esempio di sistema SNCR per l'abbattimento di NOx (Jet Inc., 2015)

SNCR si basa sulla riduzione chimica della molecola di NOx in azoto molecolare (N) e vapore acqueo (H₂O). Un agente riducente a base di azoto (reagente), come ammoniaca o urea, viene iniettato nei fumi di post-combustione. La reazione di riduzione con NOx è favorita rispetto ad altri processi di reazione chimica a temperature comprese da 900°C a 1100°C), pertanto, è considerata un processo chimico selettivo (U.S. EPA, 1999). Sia l'ammoniaca che l'urea sono usati come reagenti. I sistemi basati sull'urea hanno vantaggi rispetto ai sistemi basati sull'ammoniaca: l'urea è un liquido non tossico e meno volatile che può essere immagazzinato e manipolato in modo più sicuro, e le gocce di soluzione di urea possono penetrare più lontano nei gas di combustione quando vengono iniettate nella caldaia, migliorando la



miscelazione con i gas di combustione, operazione in generale difficile nelle grandi caldaie. Tuttavia, l'urea è più costosa dell'ammoniaca. Il rapporto stechiometrico normalizzato definisce il rapporto tra reagente e NOx richiesto per ottenere la riduzione mirata di NOx. In pratica, una quantità maggiore di quella teorica di reagente deve essere iniettata nel gas di combustione della caldaia per ottenere un livello specifico di riduzione di NOx.

Nel processo SNCR, l'unità di combustione funge da camera del reattore. Il reagente viene generalmente iniettato all'interno delle regioni radianti e convettive del surriscaldatore e del riscaldatore della caldaia, dove la temperatura del gas di combustione è nell'intervallo di temperatura richiesto. Il sistema di iniezione è progettato per favorire la miscelazione del reagente con i gas di scarico. Il numero e la posizione dei punti di iniezione sono determinati dai profili di temperatura e dagli schemi di flusso all'interno dell'unità di combustione. Alcune applicazioni sono più adatte all'SNCR a causa del design dell'unità di combustione: le unità con temperature di uscita del forno da 840°C a 1065°C, tempi di permanenza superiori a un secondo e alti livelli di NOx incontrollato sono buoni candidati. Durante il funzionamento a basso carico, la posizione della regione di temperatura ottimale si sposta a monte all'interno della caldaia. Sono necessari punti di iniezione aggiuntivi per adattarsi alle operazioni a bassi carichi, ma altrimenti additivi possono essere aggiunti al reagente per ridurre l'intervallo di temperatura a cui si verifica la reazione di riduzione di NOx, riducendo la necessità di ulteriori posizioni di iniezione.

La riduzione selettiva catalitica (SCR) utilizza un catalizzatore per reagire con l'ammoniaca iniettata per ridurre chimicamente l'NOx. Può raggiungere fino al 94% di efficienza di rimozione ed è una delle tecniche di abbattimento degli NOx più efficaci. Tuttavia, questa tecnologia ha un costo iniziale elevato. Inoltre, i catalizzatori hanno una durata limitata nei gas di scarico e una piccola parte (minore rispetto alla riduzione selettiva non catalitica) sfugge senza reagire. L'SCR ha storicamente utilizzato catalizzatori di metalli preziosi, ma ora può anche utilizzare catalizzatori metallo-base e zeolite. I catalizzatori metallo-base e la zeolite operano a temperature molto diverse rispetto ai catalizzatori di metalli preziosi (U.S. EPA Office of Air Quality Planning and Standards, 1999).

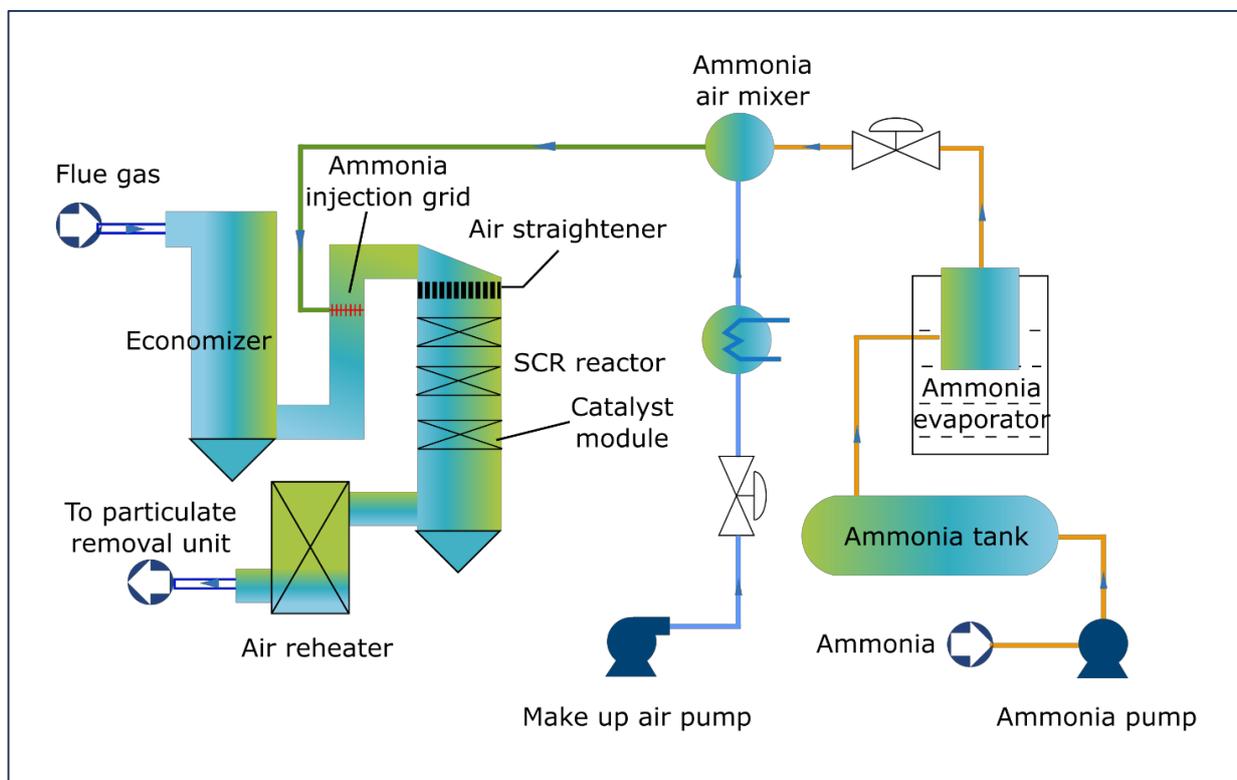


Figura 17. Esempio di sistema SCR per l'abbattimento di NOx (Jet Inc., 2015)

Il processo SCR riduce chimicamente la molecola di NOx in azoto molecolare e vapore acqueo. Un reagente a base di azoto come ammoniaca o urea viene iniettato nella canalizzazione, a valle dell'unità di combustione. Il gas di scarico si mescola con il reagente ed entra in un modulo reattore contenente un catalizzatore dentro al quale si diffondono. Il reagente reagisce selettivamente con l'NOx entro un intervallo di temperatura specifico e in presenza del catalizzatore e dell'ossigeno. La temperatura, la quantità di agente riducente, il disegno della griglia di iniezione e l'attività del catalizzatore sono i fattori principali che determinano l'effettiva efficienza di rimozione. L'uso di un catalizzatore porta a due vantaggi principali del processo SCR rispetto all'SNCR: maggiore efficienza di controllo degli NOx e reazioni entro un intervallo di temperatura più basso e più ampio. I benefici sono accompagnati da un aumento significativo dei costi di capitale e operativi. Il catalizzatore è composto da metalli attivi o ceramiche con una struttura altamente porosa. Le configurazioni dei catalizzatori sono generalmente a nido d'ape in ceramica e placca metallica piegata (monolite). La composizione, il tipo e le proprietà fisiche del catalizzatore influenzano le prestazioni, l'affidabilità, la quantità di catalizzatore richiesta e il costo. I fornitori di sistemi SCR e di catalizzatori generalmente garantiscono la durata e le prestazioni del catalizzatore. Le strutture dei catalizzatori più recenti aumentano l'attività di catalisi, l'area superficiale per unità di volume e l'intervallo di temperatura per la reazione di riduzione. L'attività del catalizzatore è una misura della velocità di reazione alla riduzione degli NOx ed è una funzione di molte variabili, tra cui composizione e struttura



del catalizzatore, velocità di diffusione, velocità di trasferimento di massa, temperatura del gas e composizione del gas. La disattivazione del catalizzatore è causata da:

- avvelenamento di siti attivi da costituenti di gas combustibili,
- sinterizzazione termica di siti attivi a causa di alte temperature all'interno del reattore,
- abbagliamento / ostruzione / incrostazione di siti attivi da sali di ammonio-zolfo e particolato e
- erosione a causa di alte velocità del gas.

Come diminuisce l'attività del catalizzatore, diminuisce la rimozione di NO_x e aumenta la fuga di ammoniaca. Quando la fuga di ammoniaca raggiunge il massimo livello consentito o di progettazione, è necessario installare un nuovo catalizzatore. Rispetto alla tecnologia SNCR, nell'SCR la finestra di temperatura è più ampia e richiede temperature più basse, riducendo di molto il rischio di fuga di ammoniaca. La maggior efficienza del sistema, inoltre, consente di evitare l'aggiunta di reagenti in grande eccesso per assicurare la cattura di tutto l'NO_x emesso, anche in questo caso garantendo minori perdite di ammoniaca a valle.

Ci sono molti siti a valle dell'unità di combustione dove possono essere installati sistemi SCR: la maggior parte delle applicazioni per impianti a carbone localizzano il reattore a valle dell'economizzatore e a monte del riscaldatore d'aria e dei dispositivi di controllo della particella (lato caldo). Il gas di combustione in questa posizione è di solito all'interno della finestra della temperatura ottimale per le reazioni di riduzione NO_x usando catalizzatori di ossidi metallici. L'SCR può essere applicato dopo la rimozione del PM e dello zolfo (lato freddo), tuttavia può essere necessario il riscaldamento del gas di scarico, il che aumenta significativamente i costi operativi. L'SCR è molto conveniente per le unità a gas naturale. È necessaria una quantità minore di catalizzatore poiché il flusso di gas di scarico ha livelli inferiori di NO_x, zolfo e PM. Le turbine a gas naturale a ciclo combinato utilizzano frequentemente questa tecnologia per la riduzione degli NO_x.

2.2.2.1 Sistema GORE® DeNO_x - applicazione catalitica e abbattimento del PM

Nel dettaglio sono riportate le caratteristiche di un tipico esempio applicativo di un sistema di abbattimento degli NO_x con l'impiego di catalizzatore e filtro a maniche per l'abbattimento contemporaneo anche del particolato, sviluppato e messo in commercio dal seguente produttore: <https://www.gore.com/products/nox-and-nh3-filter-bags>.

Gore ha sviluppato un nuovo sistema DeNO_x di abbattimento degli ossidi di azoto, che rappresenta una tecnologia supplementare rispetto ai reattori SCR e SNCR utilizzati comunemente negli inceneritori come sistemi di denitrificazione. La tecnologia proposta consiste nell'utilizzare, nella linea di depurazione fumi, il filtro a maniche contemporaneamente anche come sistema di abbattimento degli NO_x. Il sistema è quindi costituito da una serie di filtri a maniche (come riportato in Figura 18) in cui ogni singola manica filtrante è costituita da due filtri a manica concentrici



in cui il secondo filtro è anche un filtro catalitico (la cui superficie è quindi rivestita tramite un opportuno catalizzatore) in cui le maniche hanno la funzione oltre che di depolverazione anche di abbattimento degli NO_x .

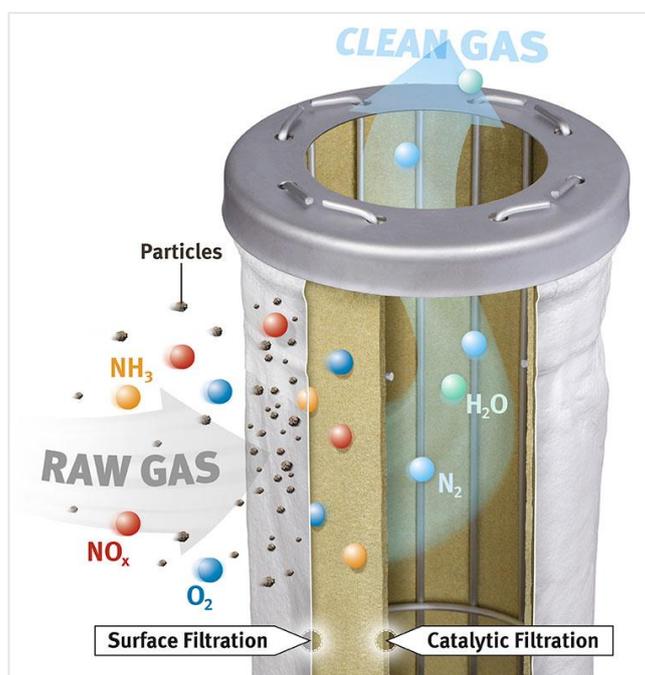


Figura 18. Principio di funzionamento del sistema GORE® DeNOx

Nel dettaglio: il filtro a maniche è costituito da maniche speciali aventi un doppio inserto. All'esterno si trova la manica convenzionale utilizzata come sistema di depolverazione, è cioè un normale filtro per l'abbattimento delle polveri. All'interno, invece, è inserita una manica rigida di tipo catalitico impregnata appunto di catalizzatore per l'abbattimento degli NO_x . A monte del filtro, è iniettata una soluzione acquosa di ammoniaca al 25% che ha lo scopo di reagire con gli NO_x presenti nei fumi da depurare per consentirne l'abbattimento e la liberazione di azoto elementare e vapore acqueo secondo le reazioni solite di un sistema SCR. La manica è costituita da due supporti:

- esternamente: un feltro agugliato in PTFE espanso con trattamento superficiale con una membrana microporosa in PTFE (GORE®);
- internamente: un feltro in PTFE/PI con inglobato il catalizzatore a base di ossido di vanadio, V_2O_5 , utilizzato comunemente anche per un reattore SCR.



2.2.3 Sistemi EGR

Nei motori a combustione interna, il ricircolo dei gas di scarico (EGR) è una tecnica di riduzione delle emissioni di ossidi di azoto (NOx) utilizzata nei motori benzina e diesel. L'EGR funziona ricircolando una parte del gas di scarico del motore ai cilindri del motore. Questo diluisce l'O₂ nella corrente d'aria in entrata e fornisce gas inerti alla combustione per fungere da assorbenti del calore di combustione per ridurre le temperature massime del cilindro. NOx è prodotto in miscele ad alta temperatura di azoto atmosferico e ossigeno che si verificano nel cilindro di combustione, e questo di solito si verifica alla pressione di picco del cilindro. In un motore a benzina, questo scarico inerte sposta una certa quantità di carica combustibile nel cilindro, riducendo efficacemente la quantità di carica disponibile per la combustione senza influire sul rapporto del combustibile dell'aria. In un motore diesel, il gas di scarico sostituisce parte dell'eccesso di ossigeno nella miscela di pre-combustione. Poiché l'NOx si forma principalmente quando una miscela di azoto e ossigeno viene sottoposta ad alte temperature, le temperature inferiori della camera di combustione causate dall'EGR riducono la quantità di NOx generata dalla combustione (sebbene con una certa perdita di efficienza del motore). I gas reintrodotti dai sistemi EGR conterranno anche concentrazioni prossime all'equilibrio di NOx e CO; la piccola frazione inizialmente all'interno della camera di combustione inibisce la produzione totale netta di questi e di altri inquinanti quando campionati su una media temporale.

Il gas di scarico, aggiunto al combustibile, all'ossigeno e ai prodotti di combustione, aumenta la capacità termica specifica del contenuto del cilindro, che riduce la temperatura della fiamma adiabatica.

In un tipico motore automobilistico ad accensione comandata (SI), dal 5% al 15% del gas di scarico viene indirizzato all'aspirazione come EGR. La quantità massima è limitata dalla necessità della miscela di sostenere un fronte di fiamma continuo durante l'evento di combustione; un EGR eccessivo in applicazioni mal impostate può causare mancate accensioni e combustioni parziali. Sebbene l'EGR induca una combustione più lenta, questo può essere ampiamente compensato dall'innalzamento del tempo di accensione. L'impatto di EGR sull'efficienza del motore dipende in gran parte dalla specifica progettazione del motore e talvolta porta a un compromesso tra efficienza e emissioni di NOx. Un EGR correttamente funzionante può teoricamente aumentare l'efficienza dei motori a benzina attraverso diversi meccanismi:

- Perdite di strozzamento ridotte. L'aggiunta di gas di scarico inerte nel sistema di aspirazione significa che per una data potenza erogata, la valvola dell'acceleratore deve essere aperta ulteriormente, con conseguente aumento della pressione del collettore di aspirazione e riduzione delle perdite di strozzamento.
- Riduzione del calore. Le diminuite temperature di combustione massime non solo riducono la formazione di NOx, ma contengono anche la perdita di energia termica nelle superfici della camera di combustione, lasciando disponibile la conversione al lavoro meccanico durante la corsa di espansione.



- Dissociazione chimica ridotta. Le temperature di picco più basse determinano più energia rilasciata come energia sensibile vicino al TDC (Top Dead-Center), piuttosto che essere legate (all'inizio della corsa di espansione) nella dissociazione dei prodotti di combustione. Questo effetto è minore rispetto ai primi due.

Generalmente, l'EGR non viene impiegato con carichi elevati perché ridurrebbe la potenza di picco. Questo perché riduce la densità della carica di aspirazione. L'EGR viene omissa anche al minimo (bassa velocità, a carico zero) perché causerebbe una combustione instabile, con conseguente minimo irregolare.

Poiché il sistema EGR ricircola una parte dei gas di scarico, nel tempo la valvola può ostruirsi con depositi di carbonio che ne impediscono il corretto funzionamento. Le valvole EGR intasate possono a volte essere pulite, ma la sostituzione è necessaria se la valvola è difettosa.

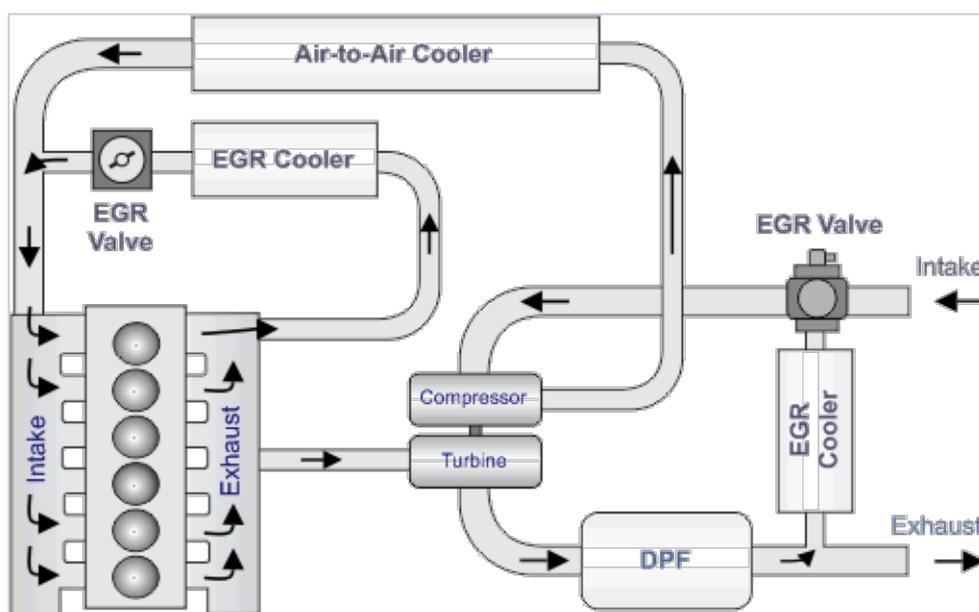


Figura 19. Schema di un sistema EGR (Jääskeläinen & Khair, 2018)



2.2.5 Fotocatalisi tramite TiO_2

Akira Fujishima dell'università di Tokio nel 1990, è stata la prima ad osservare che una pellicola di biossido di titanio sotto l'azione della luce del sole, azionava un processo di **fotocatalisi**. La fotosintesi clorofilliana delle piante è un tipico esempio di fotocatalisi. A differenza della fotosintesi, in cui la clorofilla cattura la luce solare per trasformare acqua e anidride carbonica in ossigeno e glucosio, la fotocatalisi (in presenza di un catalizzatore e di luce) genera un agente ossidante in grado di trasformare le sostanze organiche presenti nell'aria in anidride carbonica e sali (nitrati di sodio e di calcio).

La fotocatalisi del TiO_2 è un processo di reazione guidato da fotoni con più passaggi elementari, a partire da un evento di fotoadsorbimento in superficie o nella massa di TiO_2 . Quando il TiO_2 adsorbe fotoni con un'energia maggiore o uguale al suo gap di banda (E_g), gli elettroni nella banda di valenza riempita saranno eccitati fino alla banda di conduzione vuota, lasciando buchi nella banda di valenza. Il valore di E_g e le posizioni dei limiti di banda determinano la proprietà di assorbimento della luce e la capacità redox del fotocatalizzatore.

Il TiO_2 si trova principalmente in natura sotto forma di uno dei seguenti minerali: rutilo, anatasio e brookite. Tutti e tre i tipi sono, in generale, composti da ottaedri di TiO_6 con diverse distorsioni. Le caratteristiche dei legami Ti - O giocano un ruolo molto importante nelle proprietà delle diverse fasi di TiO_2 (come le proprietà strutturali ed elettroniche). Tra queste tre fasi, la fase rutilica è quella più stabile, mentre le altre due fasi sono quelle metastabili. In base alle diverse caratteristiche delle tre fasi di TiO_2 , queste sono state ampiamente utilizzate in diversi campi. Attualmente, il grande interesse per la fotocatalisi del TiO_2 è ancora concentrato sulle applicazioni di conversione attraverso energia solare, che si svolgono principalmente con fasi a base di rutilo e anatasio. Uno svantaggio del TiO_2 come fotocatalizzatore è il suo ampio gap di banda, tra 3,20 e 3,02 eV (corrispondenti a 384 e 410 nm); ciò vale a dire che il TiO_2 può adsorbire solo il $\approx 5\%$ dello spettro solare.

Le reazioni fotocatalitiche possono essere classificate nelle seguenti due categorie: reazioni "in discesa" e reazioni "in salita". Nelle reazioni "in discesa", l'energia del fotone assorbita dal fotocatalizzatore viene utilizzata per indurre reazioni termodinamicamente favorite (come la decomposizione di composti organici). Nelle reazioni "in salita", l'energia del fotone viene convertita in energia chimica. Le reazioni fotocatalitiche possono verificarsi solo sulla superficie del TiO_2 , il che significa che i portatori di carica prodotti dall'eccitazione dei fotoni devono migrare sulla superficie e trasferirsi ai reagenti per guidare le reazioni.

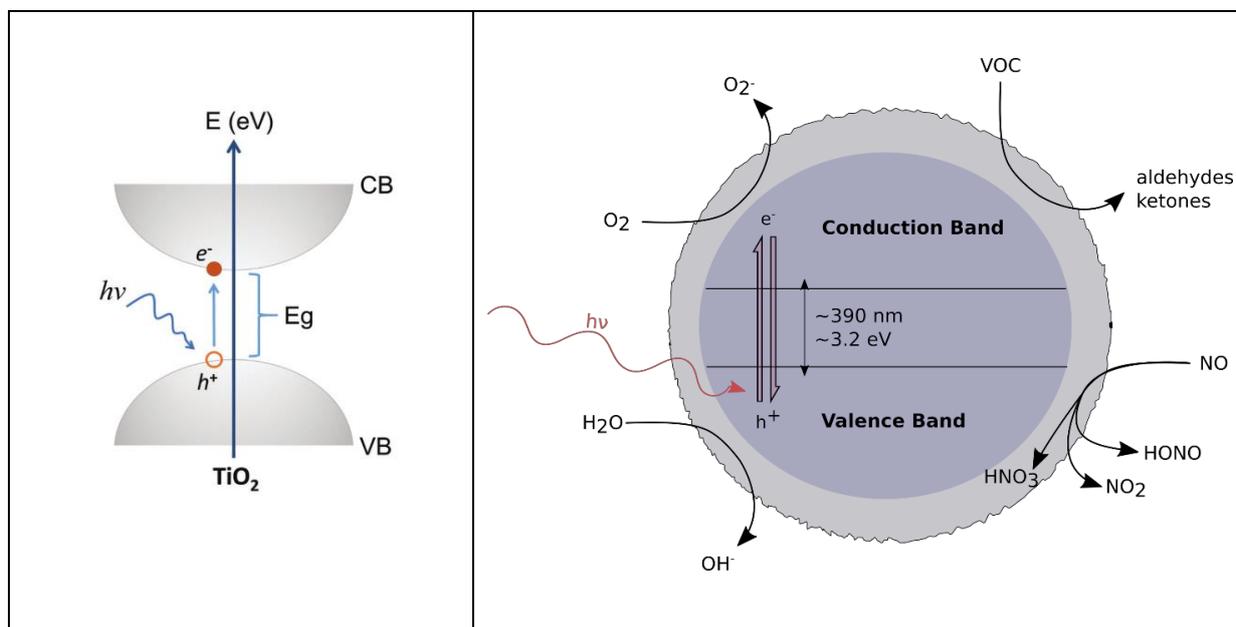


Figura 20. Diagramma schematico dell'eccitazione degli elettroni in TiO_2 (Guo et al., 2019)

Le figure seguenti riassumono il processo di rimozione fotocatalitica specifico per gli NO_x .

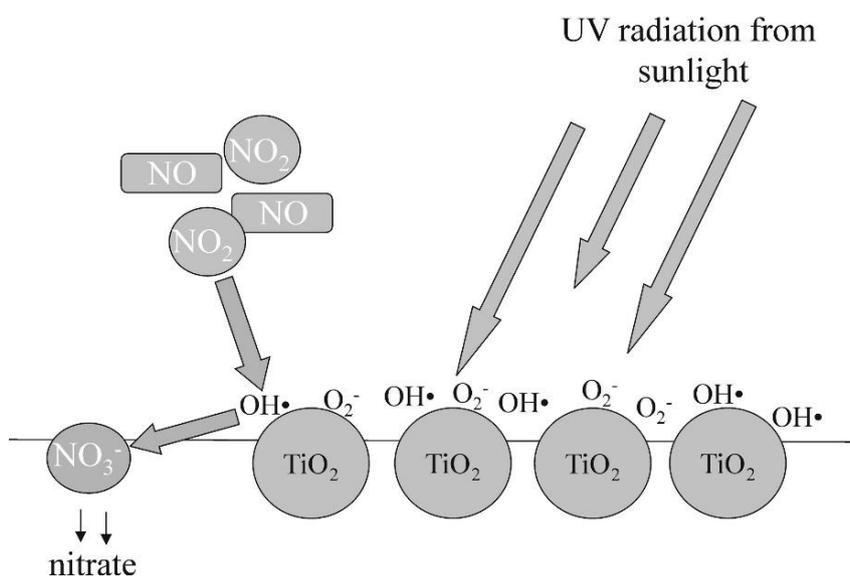
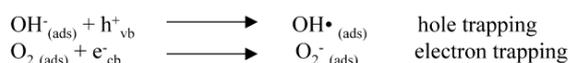
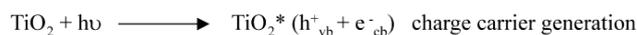


Figura 21. Schema del processo di rimozione fotocatalitica degli NO_x (Dalton et al., 2002)



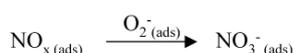
(1) Photocatalysis



(2a) Oxidation using hydroxyl radicals: OH•



(2b) Oxidation using "active oxygen": O₂⁻



(2c) Reaction with Ti-OH via disproportion³



(3) Removal of [HNO₃] complex from surface of block by water



Figura 22. Schema di reazione del processo di rimozione fotocatalitica degli NOx (Dalton et al., 2002)

Per il trattamento di volumi di aria in ambienti confinati (soprattutto del tipo biologico e medico ospedaliero), si può prevedere l'utilizzo di apparecchiature elettroniche che aspirano aria, la depurano facendola passare attraverso una serie di filtri o di camere di reazione (nel caso del filtro/reattore fotocatalitico si ha sempre la presenza del fotocatalizzatore e della sorgente luminosa UV che lo attiva, con una potenza specifica normalmente molto elevata) e che permettono la trasformazione delle sostanze presenti nell'aria con cinetiche variabili in funzione della complessità molecolare e organica delle sostanze stesse, come riportato nella figura seguente.

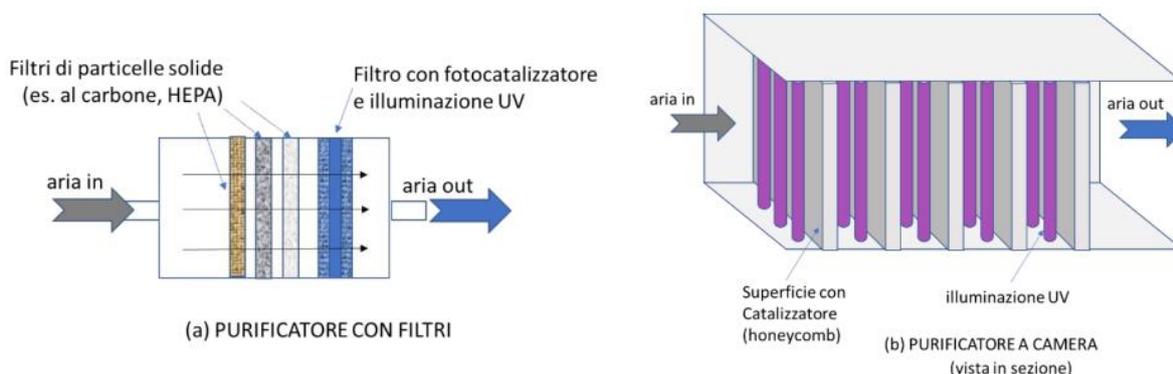


Figura 23. Applicazioni commerciali con filtri catalizzatori in TiO₂



2.2.5.1 Vernici fotocatalitiche

Quando si parla di vernici fotocatalitiche, ci si riferisce a particolari pitture in grado di ripulire determinati inquinanti dall'aria atmosferica. Il processo attraverso cui si realizza questo fenomeno è la fotocatalisi a base di particelle di biossido di titanio (TiO_2) che agiscono principalmente sugli ossidi di azoto (NO_x) presenti nell'aria e su altri inquinanti. Infatti, Tra i vari fotocatalizzatori, il TiO_2 , tra i fotocatalizzatori maggiormente in uso, è stato ampiamente utilizzato nella fotocatalisi eterogenea, grazie alla sua stabilità chimica, non tossicità e basso costo. Negli ultimi due decenni, questa particolare fotocatalisi eterogenea si è espansa molto rapidamente, trovando applicazioni legate a problemi energetici e problemi ambientali, come la scissione solare diretta dell'acqua in idrogeno e la decomposizione di inquinanti nell'aria e nell'acqua a basse concentrazioni. Generalmente, una tipica reazione fotocatalitica con TiO_2 può essere suddivisa in molti processi fondamentali, tra cui formazione di portatori di carica, separazione, rilassamento, intrappolamento, trasferimento, ricombinazione e trasporto e rottura/formazione del legame.

Un'altra applicazione possibile è quindi quella di rivestire i materiali da costruzione con fotocatalizzatori, per rimuovere gli agenti inquinanti dalle strutture. Questo metodo può essere chiamato **passive air purification**. L'obiettivo principale è la riduzione dei livelli di ossido di azoto (**NO_x**). I prodotti fotocatalitici in grado di abbattere l'inquinamento atmosferico, rientrano nelle "Linee Guida per l'utilizzo di sistemi innovativi finalizzati alla prevenzione e riduzione dell'inquinamento ambientale", indicate nel D.M. del 1° aprile 2004, dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

Sono, quindi, materiali fotocatalitici: malte, pavimentazioni, pitture, intonaci e rivestimenti contenenti sostanze fotocatalitiche con biossido di titanio, per la riduzione di ossidi di azoto, VOC, batteri e di altri inquinanti atmosferici. Attualmente sono disponibili numerosi prodotti commerciali in grado di svolgere questa funzione, così come molti recenti studi di laboratorio che tendono a mostrare un miglioramento delle prestazioni effettive che però vengono certificate e valutate in test condotti in condizioni standard molto lontane quindi dalle applicazioni reali.

Va quindi sottolineato che l'esperienza in Europa ha dimostrato che gli esperimenti di ossidazione fotocatalitica su larga scala possono essere costosi e devono quindi essere progettati con cura per ottenere informazioni affidabili². Per avere informazioni affidabili dalle campagne sperimentali c'è difatti bisogno di aree da centinaia fino a migliaia di m^2 coperte con fotocatalizzatori e di effettuare il monitoraggio della qualità dell'aria per una varietà di condizioni di vento, umidità, temperatura e luce solare. La modellazione numerica è vista come uno strumento importante per integrare la sperimentazione su larga scala in quanto i dati provenienti dalle sperimentazioni effettuate non consentono di effettuare valutazioni statistiche sulla efficacia dei materiali fotocatalizzatori in contesti reali e soprattutto in ambienti esterni.

² <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.415.2402&rep=rep1&type=pdf>



2.3 Considerazioni ambientali ed energetiche

All'interno di un progetto di fattibilità, è indispensabile individuare le tecnologie ottimali per ottenere gli scopi prefissati, tenendo ben presenti i seguenti punti chiave:

- modalità e praticabilità della gestione dei rifiuti in particolare delle polveri;
- consumi energetici delle diverse metodologie;

Per questo motivo viene fornita una breve descrizione degli aspetti riguardanti l'impatto dei sistemi di abbattimento in termini di prodotti/reflui da smaltire durante il loro funzionamento e in termini di consumo energetico.

2.3.1 Manutenzione dei sistemi di abbattimento del PM

La manutenzione e la rigenerazione dei filtri sono fattori decisivi perché sono alla base dell'efficacia a lungo termine dei dispositivi. Ciò richiede l'uso di attrezzature ausiliarie. Queste attrezzature variano a seconda che la rigenerazione dei filtri sia basata su un sistema a umido o a secco.

La figura qui sotto illustra il principio della rigenerazione a umido come quella proposta da Mitsubishi. I filtri vengono risciacquati con acqua; l'acqua di trattamento viene poi raccolta e filtrata per estrarre il particolato.

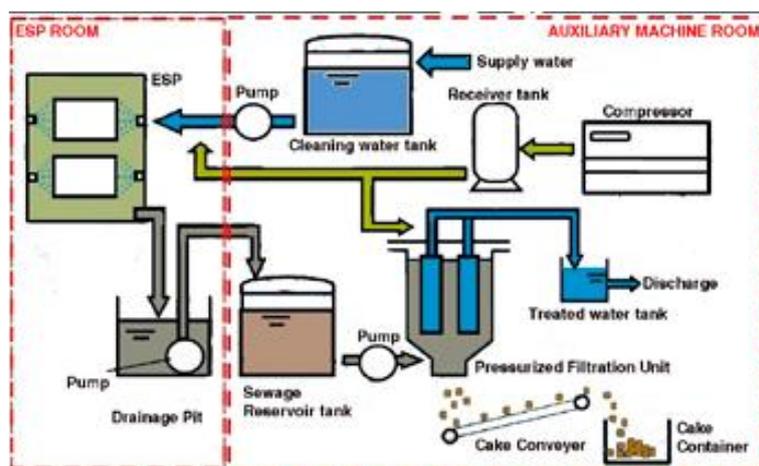


Figura 24. Rigenerazione ad umido dei filtri del sistema di abbattimento del PM

La rigenerazione a secco dei filtri comporta la pulizia a secco con getti d'aria ad alta pressione. La figura seguente illustra il principio proposto dalla società Aigner utilizzando una sezione trasversale e una prospettiva vista.

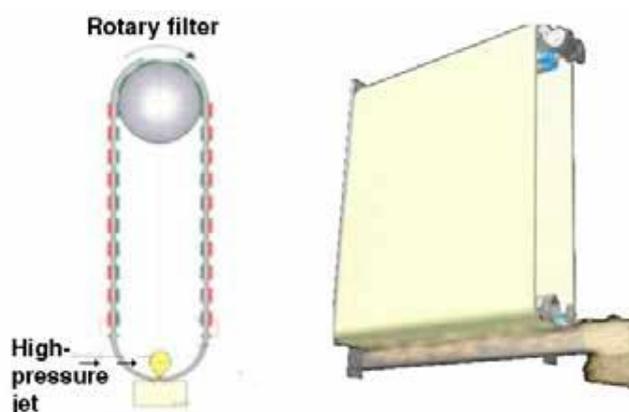


Figura 25. Rigenerazione a secco dei filtri del sistema di abbattimento del PM

Il fondo del filtro viene pulito da un getto d'aria ad alta pressione. Durante i cicli di pulizia, il filtro viene ruotato per assicurare una pulizia completa ed efficace. Il progresso tecnologico ha permesso di ottimizzare le operazioni di pulizia dei filtri. Queste operazioni, che prima venivano effettuate a mano, sono ora automatizzate e programmate secondo criteri appropriati (periodo tra due cicli di pulizia dei filtri, perdita di pressione nel sistema, ecc.)

Il sistema Mitsubishi Heavy Industries ha un ciclo di pulizia di un'ora per i filtri elettrostatici seguito da un tempo di asciugatura di 30 minuti. Le frequenze dei cicli di pulizia variano a seconda del numero di parametri (flusso d'aria, concentrazioni di particolato, ecc.) ma generalmente si aggirano intorno a un ciclo di pulizia ogni 1-5 giorni.

Infine, la manutenzione del sistema richiede anche la pulizia delle attrezzature ionizzanti che può anche essere automatizzata. In generale, le operazioni di pulizia di questi sistemi rimangono un requisito operativo, anche se oggi sono in gran parte automatizzati. Questa pulizia è vitale per assicurare che i sistemi rimangano in buone condizioni di funzionamento.

2.3.2 Gestione delle polveri

I sistemi di abbattimento sopra descritti (cicloni, filtri a maniche) sono applicati in particolar modo nei contesti di produzione industriale (produzione di energia elettrica in centrali a carbone o tramite inceneritori) dove le concentrazioni elevate di polvere e di volumi prodotti dall'rapresentano un problema da trattare per rientrare nei limiti normativi.

L'abbattimento del materiale particolato comporta la raccolta di polveri sul fondo del ciclone, dei filtri a maniche e degli altri sistemi di abbattimento. In questo contesto, è importante discriminare tra due tipologie di polveri:

- **Bottom ash**: la frazione più grossolana, con diametro aerodinamico maggiore, meno soggetta a risollevarimento e pertanto meno pericolosa per gli operatori esposti;



- **Fly ash:** la frazione più fine, con diametro aerodinamico minore, particolarmente soggetta al risollevarsi e pertanto più pericolosa per gli operatori esposti.

Questa distinzione si riflette sulle tipologie di polveri prodotte dai diversi sistemi di abbattimento. Infatti, la polvere raccolta in dispositivi come i cicloni è la frazione più grossolana, e quindi meno pericolosa perché non in grado di penetrare in profondità nelle vie respiratorie umane. Altri sistemi, come i filtri a maniche, catturano invece anche il particolato più fine e più pericoloso per la salute umana. In entrambi i casi si presenta la necessità di smaltire la mole di polvere catturata in modo sicuro. In tutto il mondo, oltre il 65% delle fly ashes prodotte dalle centrali elettriche a carbone viene smaltito in discariche. Il riciclaggio di questi materiali è diventato una preoccupazione crescente negli ultimi anni a causa dell'aumento dei costi delle discariche e dell'attuale interesse per lo sviluppo sostenibile.

2.3.3 Consumi energetici

Nella pratica industriale per quanto riguarda l'abbattimento del particolato, i sistemi basati su cicloni e filtri a maniche non comportano ulteriori consumi energetici da parte dell'impianto, tranne per la necessità di aumentare leggermente la ventilazione per controbilanciare la leggera caduta di pressione che causano durante il funzionamento.

Gli elettrofiltri presentano invece un significativo consumo di energia elettrica per la produzione e il mantenimento della carica necessaria alla cattura del particolato. I filtri anti-particolato con flusso a parete (DPF) necessitano di un consumo maggiore di carburante rispetto al normale funzionamento per assicurare la combustione del particolato catturato sul filtro stesso.

Gli scrubber, in particolare quelli wet, presentano un contenuto consumo energetico legato alla movimentazione di reagenti e soprattutto di liquidi. Per quanto riguarda gli SCR, si rende necessario un consumo di energia termica, possibilmente cogenerata dal motore/impianto stesso, per il mantenimento del catalizzatore alla corretta temperatura di utilizzo.

I sistemi EGR, analogamente ai classici filtri anti-particolato, non comportano un consumo di energia per il ricircolo dell'aria nel motore, ma in alcune condizioni possono portare ad una minore efficienza del motore stesso, con un risultato analogo a quello di un consumo maggiorato.

Oltre i consumi energetici necessari al normale funzionamento dei sistemi di abbattimento devono essere sempre considerati tutti i consumi energetici legati alla gestione dei sistemi ausiliari quali: sistemi di pulizia e controllo nonché tutti gli impatti ambientali legati alla raccolta, trasporto e gestione dei reflui prodotti dall'abbattimento che rientrano nel normale funzionamento degli impianti industriali ma che rappresenterebbero un fattore di impatto aggiuntivo per quanto riguarda l'utilizzo di queste tecnologie in ambito civile (ad esempio negli impianti di ventilazione e climatizzazione degli ambienti residenziali e in contesti infrastrutturali).

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



In considerazione di ciò risulta evidente che ai fini di una valutazione di efficacia e sostenibilità ambientale dei sistemi di abbattimento in contesti diversi da quelli industriali è necessario svolgere valutazioni di impatto ambientale e analisi costi benefici per valutare le specifiche applicazioni dell'intero sistema (non solo quindi valutare l'efficacia di abbattimento) effettuando quindi una LCA sull'intero processo.



3 Applicazioni nel settore delle gallerie

Il traffico stradale e (di conseguenza) le emissioni dei veicoli costituiscono un elemento di attenzione in particolare in spazi ristretti come all'interno delle gallerie di elevate lunghezze in cui sono necessari sistemi di ventilazione che devono garantire condizioni ambientali interne idonee alla presenza umana e la gestione di situazioni di emergenza come gli incendi.

La galleria stradale è difatti per sua natura un condotto aperto su due fronti che trasporta una portata d'aria carica di tutto l'inquinante in esso prodotta. Quando in galleria è presente un sistema di ventilazione del tipo longitudinale, l'aria fuoriesce dalla galleria da uno dei due portali spinta dall'azione dei ventilatori. Quando invece è presente anche un sistema di estrazione puntuale, spesso il punto di emissione in ambiente può essere dislocato lungo il tracciato stesso della galleria. Nel caso di gallerie di elevata lunghezza come nei casi successivamente esaminati (Giappone e Norvegia), l'inquinante emesso può raggiungere concentrazioni rilevanti e il sistema di ventilazione oltre a garantire le condizioni di sicurezza all'interno della galleria (soprattutto in termini di visibilità) consente di convogliare l'aria stessa della galleria in punti concentrati come i portali o camini di espulsione in cui può essere quindi installato un sistema di abbattimento. Il sistema è quindi costituito da un condotto di by-pass, dal sistema di filtrazione/abbattimento vero e proprio ed un sistema di scarico.

L'inquinamento atmosferico deve essere gestito sia all'interno delle gallerie per proteggere la sicurezza e il benessere degli utenti, sia all'esterno delle gallerie in corrispondenza dei punti di scarico per limitare l'impatto ambientale. Questi due aspetti sono regolati da normative che stabiliscono i livelli di inquinamento da rispettare all'interno delle gallerie stesse, che sono molto diversi da quelli specificati per l'ambiente esterno.

Le tecniche di ventilazione sono l'approccio più comune per affrontare questo problema. La ventilazione è utilizzata anche nei processi di estrazione dei fumi in caso di incendio. Si tratta generalmente di ottimizzare un sistema che fornisce una ventilazione "sanitaria" nell'uso standard e l'estrazione dei fumi in caso di incendio.

In generale, il ruolo della ventilazione sanitaria è quello di promuovere la diluizione degli inquinanti all'interno delle gallerie attraverso l'immissione di aria fresca, che diluisce anche la concentrazione di inquinanti agli imbocchi delle gallerie. I sistemi meccanici di estrazione dell'aria possono anche essere utilizzati per evacuare l'aria viziata dalle gallerie in diversi punti di uscita lungo la lunghezza della galleria attraverso uno o più pozzi di ventilazione, garantendo così che gli scarichi inquinanti non siano concentrati agli imbocchi.

Questi diversi meccanismi di ventilazione vengono quindi dimensionati per garantire (in funzione degli scenari di traffico e del regime operativo degli stessi impianti) di rispettare i regolamenti che tutelano la qualità dell'aria all'interno delle gallerie e solo successivamente mediante l'installazione di sistemi di abbattimento e di filtrazione possono essere utilizzati per ridurre l'impatto dell'inquinamento stradale in aree esterne alla galleria (soprattutto urbane) che possono già essere interessate da diverse fonti di inquinamento.



In condizioni di particolare inquinamento, vale a dire gallerie molto lunghe con una copertura significativa che rende difficile l'uso di tecniche di ventilazione convenzionali o nel caso dell'uso degli pneumatici chiodati che aumenta notevolmente l'inquinamento da particolato e ostacola la visibilità all'interno delle gallerie, i sistemi di trattamento e filtrazione dell'aria sono quindi progettati per andare oltre il semplice principio della ventilazione. Questi sistemi sono stati sviluppati in Giappone a partire dagli anni '80 e sono stati utilizzati per la prima volta in Norvegia negli anni '90 a causa delle caratteristiche specifiche di alcune gallerie:

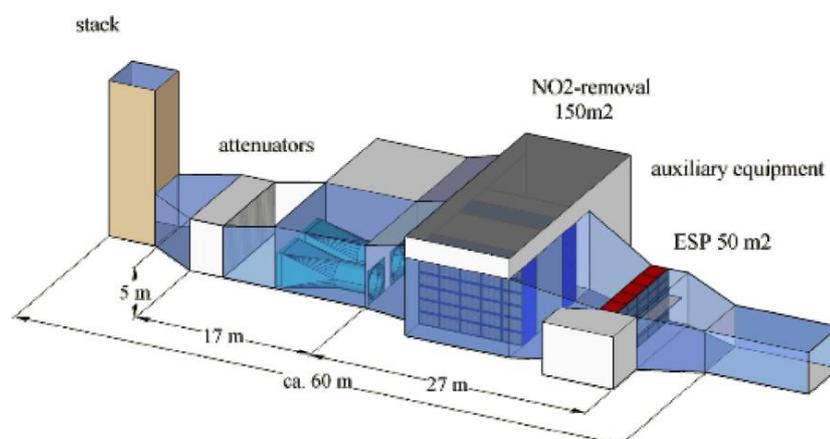


Figura 26. Esempio di un impianto di trattamento di PM e NO₂ per assorbimento (capacità di 300 m³/s)

3.1 Tecnologie di abbattimento - PM

Nello scenario internazionale è raro trovare gallerie dotate oltre dei normali sistemi di ventilazione anche di sistemi di trattamento e filtrazione dell'aria. Nel mondo esistono circa 60 gallerie di questo tipo, di cui 3/4 delle quali si trova in Giappone e 8 in Norvegia. Questo dato si spiega con il fatto che la filtrazione del particolato è normalmente usata in Norvegia o in Giappone per migliorare la visibilità nelle gallerie, fortemente influenzata dall'inquinamento da particolato, soprattutto per consentire il riciclo dell'aria filtrata all'interno della galleria, sopperendo così alla difficoltà di approvvigionamento di aria fresca dall'esterno.

Questi sistemi quindi nascono per rispondere ad esigenze di controllo della qualità dell'aria interna alla galleria. Tuttavia, le maggiori preoccupazioni per l'ambiente e la salute dei cittadini soprattutto in aree densamente popolate come le aree urbane hanno guidato in passato e stanno guidando tuttora l'interesse allo studio e all'uso di tali sistemi, (come indicato da recenti progetti europei) per rispondere a scopi ambientali.

Ad oggi esistono alcuni esempi di gallerie che presentano sistemi di abbattimento e filtrazione installati per rispondere a scopi ambientali (con una percentuale inferiore al 30%) che tuttavia risultano in diversi casi già dismesse o mai entrate in funzione a pieno regime come nell'analisi dei casi studio di seguito riportata.



Nel caso dell'abbattimento polveri, i sistemi che garantiscono la miglior affidabilità unita ad un'ottima efficienza di filtrazione sono oggi basati sulla precipitazione elettrostatica. Il principio di funzionamento dei precipitatori elettrostatici come visto nei paragrafi precedenti consiste nel far fluire l'aria inquinata, contenente il particolato, fra campi elettrici ad alta intensità generati da una corrente continua, in modo da caricare negativamente il particolato che viene a sua volta attirato dai collettori collegati a terra. Si ottiene così il deposito e l'abbattimento della polvere. I giapponesi sono stati i primi a implementare tali sistemi all'interno delle gallerie; la loro prima installazione risale al 1979.

La filtrazione del particolato rappresenta inoltre sia un sistema unico, sia un sistema di pre-trattamento se è prevista un'azione sugli effluenti gassosi. Tuttavia, in quasi il 95% dei casi, i sistemi di filtrazione del particolato sono utilizzati da soli e non in combinazione con il trattamento degli effluenti gassosi proprio perché finalizzati al miglioramento della visibilità all'interno della galleria.

La tecnologia maggiormente utilizzata come descritto precedentemente è quella dei filtri elettrostatici. In particolare, i precipitatori elettrostatici sono generalmente costituiti da singole unità di dimensioni ridotte che, quando vengono combinate in serie, consentono di coprire un flusso d'aria maggiore. Nella tabella seguente sono riportate le caratteristiche di due unità singole di filtrazione:

Tabella 2. Parametri unità di filtrazioni singole - dati Mitsubishi³

N°	Treated flow	Dimensions (L x l x h) in m
1	48.8 m ³ /s	2.16 x 1.7 x 3.23
2	36.6 m ³ /s	2.16 x 1.7 x 2.46

Per trattare un dato flusso d'aria maggiore è quindi necessario allineare un sufficiente numero di unità, in base alla capacità di trattamento di ogni dispositivo di base. Nella figura successiva, Figura 27, le illustrazioni presentano un modulo base (a sinistra di ogni illustrazione) e un esempio del sistema di trattamento di una sezione di flusso d'aria basata su un allineamento di più moduli (a destra di ogni illustrazione) mentre in Figura 28 è riportato lo schema d'installazione dell'impianto con i parametri indicati in Tabella 2 e per un'installazione dei sistemi filtranti che elabora una portata di aria di diluizione pari a circa 750 m³/s.

³ <http://www.arnolddix.com/wp-content/uploads/2012/10/ref-3-Managing-air-outside-tunnels.pdf>



Figura 27. Unità singole e in serie di elettrofiltri

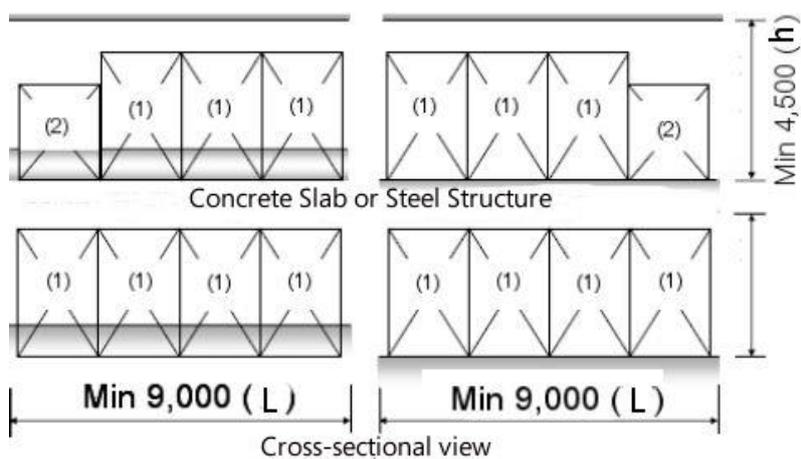


Figura 28. Dimensioni della sezione di filtrazione

Le dimensioni delle singole unità variano comunque a seconda del produttore di riferimento. Alcuni esempi sono riportati di seguito:



- **Kawasaki** propone unità di base che trattano un flusso d'aria di $7,2 \text{ m}^3/\text{s}$ con un flusso d'aria associato di 13 m/s per le seguenti dimensioni: $1,04 \text{ m} \times 0,94 \text{ m} \times 1,7 \text{ m}$ con una perdita di pressione di 250 Pa ;
- **CTA** propone unità che trattano un volume da $3,7$ a $6,25 \text{ m}^3/\text{s}$ con un flusso d'aria associato da 7 a 12 m/s per quanto segue dimensioni: $0,85 \text{ m} \times 0,58 \text{ m} \times 0,61 \text{ m}$; la perdita di pressione non è specificata.

Infine, per completare i dati sulle dimensioni, si noti che un sistema non si limita solo ai suoi filtri. Quando si considerano gli impianti, è necessario tenere conto anche dei sistemi di manutenzione/controllo dei sistemi ausiliari insieme ai sistemi di alimentazione elettrica (cabina elettrica). Basandosi ancora sul caso specifico illustrato sopra, Mitsubishi Heavy Industries riporta che, oltre ai sistemi di filtri elettrostatici, la progettazione deve comprendere anche due stanze con un terreno di superficie rispettivamente di $20 \text{ m} \times 11 \text{ m}$ e $10 \text{ m} \times 11 \text{ m}$ (il riferimento anche in questo caso è rappresentato dalla portata di: $750 \text{ m}^3/\text{s}$).

3.1.1 Efficacia dei filtri per il PM

I filtri elettrostatici non fermano tutto il particolato contenuto all'interno della portata d'aria trattata. La loro efficacia varia in base a parametri quali la velocità del flusso d'aria e la composizione, dimensione e concentrazione del particolato.

L'efficacia di tali sistemi (in termini di abbattimento del PM da parte dei soli filtri ESP) utilizzati in galleria è spesso intorno all'80-90%, che è bassa rispetto all'efficacia raggiunta negli impianti industriali dove i tassi di efficacia possono raggiungere il 99,9%. Un'efficacia del 99,9% significa che solo lo 0,1% della massa totale di particolato non è stato trattato contro il 10% per un'efficacia del 90%, ovvero un fattore 100 tra i due casi. I sistemi di trattamento dell'aria dimostrano effettivamente prestazioni più elevate in presenza di concentrazioni più elevate. Rispetto agli scarichi industriali, le concentrazioni di inquinanti in galleria sono molto basse a causa dell'immissione di aria fresca. I sistemi di trattamento dell'aria diventano meno efficienti con particelle di dimensioni più piccole. In termini di rischi per la salute, tuttavia, è questo particolato di piccole dimensioni, presente nei gas di scarico dei veicoli, che è più importante trattare. La distribuzione del particolato nei motori diesel a iniezione diretta di prima generazione segue una distribuzione log-normale standard centrata a 100 nm ($0,1 \mu\text{m}$).

Aigner propone tuttavia un'analisi delle prestazioni di questi sistemi basata sulla dimensione del particolato utilizzando misurazioni in situ effettuate nel tunnel Plabutsch in Austria. I risultati sono riportati nella tabella sottostante. La seconda colonna fornisce la percentuale di massa di particolato nell'intervallo di dimensioni specificato, mentre la terza colonna mostra le prestazioni.



Size	Content (by weight)	Efficiency ECCO®
< 2.5 µm	30%	54 – 91%
2.5 – 10 µm	60%	94 – 99%
> 10 µm	10%	> 99%

Figura 29. Prestazioni del filtro elettrostatico in base alla dimensione del particolato

La stessa azienda ha anche specificato l'efficacia del proprio sistema per il particolato molto fine, cioè con diametro inferiore a 0,5 µm (500 nm), questa volta in relazione al numero di particelle e non alla loro massa. L'efficacia non supera il 60%.

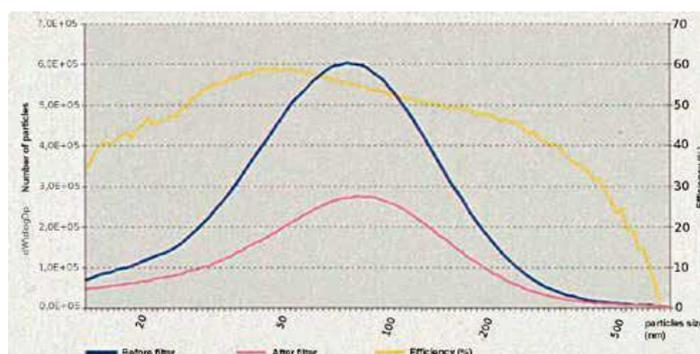


Figura 30. Prestazioni del filtro antiparticolato in relazione al particolato di piccole dimensioni (fonte: informazioni opuscolo pubblicato da Aigner, <http://www.aigner.at/>)

A confronto, nell'ambito di una valutazione delle emissioni inquinanti effettuata su veicoli dotati di filtro antiparticolato (FAP) e utilizzati come taxi per 120.000 km, Ademe ha riferito che “il FAP riduce di quasi il 95% il numero di particelle emesse nei gas di scarico, indipendentemente dalla loro dimensione”.

3.2 Tecnologie di abbattimento - NO_x

Il trattamento dei gas esausti in galleria è stato introdotto solo di recente entrando in fase operativa solo negli ultimi anni. I norvegesi sono stati i primi a installare un sistema di trattamento del gas nel tunnel di Laerdal nel 2000. A differenza della filtrazione del particolato, gli attuali sistemi di abbattimento degli NO_x si basano su una vasta gamma di tecnologie che seppure sperimentate in altri ambiti di applicazione (processi di abbattimento industriale o civili come impianti di climatizzazione) ad oggi risultano ancora non pienamente sperimentate quando applicate in ambienti reali



di infrastrutture stradali. Lo stesso impianto di Laerdal non è stato mai praticamente utilizzato dopo la messa in servizio a causa dei bassi volumi di traffico e di un'efficienza dei sistemi di abbattimento minore del previsto⁴.

3.2.1 Applicazione di sistemi adsorbenti

Il principio di adsorbimento descritto nei paragrafi precedenti può essere implementato utilizzando un normale filtro ai carboni attivi, come effettuato in quattro impianti di trattamento nella galleria Sur sulla M30 a Madrid.

Ci sono due installazioni nel tratto nord (costruito da Aigner) e altre due installazioni nel tratto sud (costruito da CTA). Complessivamente queste 4 installazioni trattano sempre il particolato a monte tramite filtrazione elettrostatica. I filtri a carboni attivi si presentano sotto forma di una struttura metallica con una sezione trasversale a forma di *W*. I pannelli che compongono questa *W* sono spessi cinquanta centimetri.

Questi pannelli sono riempiti con carbone attivo attraverso il quale viene fatta circolare l'aria estratta dalla galleria. Il sistema richiede sezioni del flusso d'aria equivalenti a quelle utilizzate per filtrazione del particolato mentre sono necessari diversi metri di lunghezza per garantire un contatto superficiale sufficiente.

Nel tratto nord del tunnel Sur, i due impianti hanno una rispettiva capacità di trattamento di 520 m³/s (l'impianto PV3) e 450 m³/s (l'impianto PV4). Le perdite di pressione dovute alla denitrificazione sono stimate nel range da 200 a 300 Pa. La velocità del flusso d'aria in prossimità dello strato di carbone attivo è pari a 0,3 m/s per un tempo di permanenza di circa un secondo.

I filtri a carbone attivo richiedono la sostituzione totale alla fine della loro vita utile. Secondo il produttore (Filtrontech⁵), il materiale adsorbente raggiunge la saturazione dopo circa 25.000 ore di funzionamento, cioè dopo circa 3 anni. Nel caso del tunnel di Madrid, questo rappresenta circa 700 tonnellate di carbone attivo (nel caso dell'installazione PV3) da smaltire ogni 3 anni. Il carbone attivo è difatti non riutilizzabile ma deve subire un trattamento specifico di smaltimento.

⁴ <https://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.459.8904&rep=rep1&type=pdf>

⁵ <https://www.filtrontec.de/index.php/en/technologie-en/luftfilter-en>

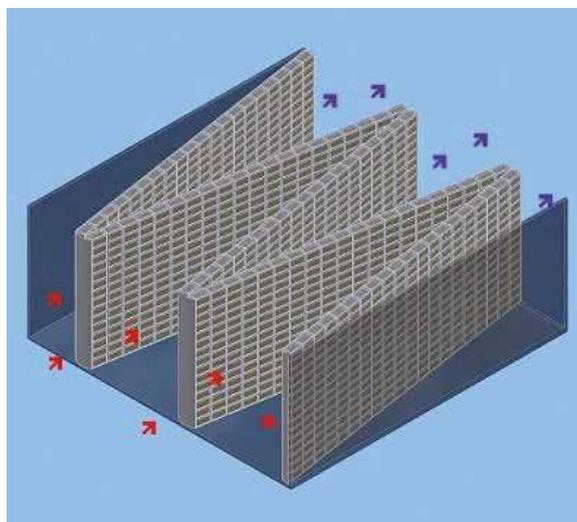


Figura 31. Caratteristiche pannelli ai carboni attivi per processo denitrificazione

Filtrontech, incaricato di implementare all'interno del tunnel M5 East in Australia un sistema di filtrazione e denitrificazione, afferma che ha sviluppato un processo per convertire la maggior parte dell'NO contenuto nell'aria estratta dalla galleria in NO₂ direttamente nello ionizzatore del precipitatore elettrostatico. Utilizzando questa tecnica brevettata, il produttore afferma di essere in grado di rimuovere fino all'80% di NO₂ contenuto nell'aria di estrazione dalla galleria con un'efficienza di rimozione complessiva che varia dall'80% al 90% come riportato nella tabella successiva:

Tabella 3. Efficienza di abbattimento dei filtri a carbone attivo

Retention rate for	Harmful substances	Effectiveness of retention
Particles	PM ₁	80%
	PM _{2,5}	85%

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



Gaseous pollutants	PM ₁₀	90%
	Nitrogen dioxide NO ₂	80%
	Nitrogen oxides NO _x (NO + NO ₂)	60%
	Unburnt hydrocarbons	90%
	Ozone O ₃	90%

Tuttavia anche in questo caso, oggetto di monitoraggio specifico in campo reale (tunnel M5 Est), gli studi per valutare l'efficacia del sistema adsorbente installato presso l'impianto di trattamento hanno mostrato una riduzione pari a solo il 56% delle concentrazioni di NO₂ mostrando quindi prestazioni di cattura ben al di sotto delle affermazioni del produttore, con ogni probabilità a causa della rapida degradazione delle performance di abbattimento del sistema e delle complessità di un'applicazione omogenea dei sistemi adsorbenti all'interno della galleria stessa⁶.

3.2.2 Applicazione di vernici e/o materiali fotocatalitici

Per quanto riguarda invece l'applicazione di vernici fotocatalitiche, fermo restando tutte le considerazioni fatte nel paragrafo 2.2.5, i tunnel in particolare, che hanno un ampio rapporto tra superficie trattata e volume, da una prima analisi potrebbero essere considerati i migliori candidati. Poiché la luce artificiale viene fornita in modo coerente e costante, la rimozione catalitica degli NO_x non si basa su condizioni meteorologiche favorevoli e può operare anche di notte, il che significa che le superfici saranno più efficaci.

⁶ Air filtration plant of M5 Tunnel - *Determination of nitric oxide and nitrogen dioxide removal efficiencies*, CSIRO, November 2011

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



Location	Test Setup/Metric	Test area dimensions	Light	Removal
Umberto Tunnel, Rome	Whole tunnel (9000 m ²) painted, 4 NOx analysers in tunnel, compared to monitoring stations in the city	l = 348 m, w = 17 m, h = 8.5 m	UV and visible: 20 W m ⁻² , UV: 2 mW cm ⁻²	23% NOx, 'real' effect > 50%
Leopold II Tunnel, Brussels	NOx removal normalised with NOx:CO ₂ ratio, comparison of measurements before and after application, up and down wind of active section and in active section with UV on and off	2.5 km long city tunnel, Test section: l = 160 m, w = 8.4 m, h = 4.2 m	UV-A: 1.6 W m ⁻²	<2% NOx
Koningstunnel, Hague, Netherlands	650 m long tunnel, KNOxOUT paint added to walls and ceiling, chemiluminescent monitors at the beginning and end of active section, as well as nitrate accumulation strips	150 m test Section	UV: 1 W m ⁻² (wall) and 0.6 W m ⁻² (ceiling)	'significant' NO removal, at around 20%, 'inconsistent' NO ₂ results
Car park	322 m ² ceiling covered with TiO ₂ paint and car exhaust connected to a sealed section of the car park, photocatalytic rates recorded in µg m ⁻² s ⁻¹	917 m ³ closed area	Total UV: 1 W m ⁻²	0.09–0.16 µg m ⁻² s ⁻¹ NO ₂ removal

Figura 32. Efficienza di rimozione per applicazioni specifiche in galleria

Tuttavia, gli ambienti chiusi presentano anche degli inconvenienti, incluso il rischio potenziale di un rapido accumulo di particelle e VOC che può andare a ricoprire la superficie verniciata degradando le prestazioni di rimozione. A livello di applicazioni stradali esterne l'acqua piovana serve anche a lavare via i nitrati che possono accumularsi sulla superficie fotocatalitica, mentre ciò non si verifica all'interno dei tunnel. L'illuminazione artificiale rappresenta inoltre un costo maggiore e quindi una maggiore richiesta di energia per l'uso di questi materiali all'interno del tunnel rispetto ad applicazioni fuori dal tunnel. I risultati degli studi disponibili riflettono questo mix di fattori concorrenti.



Location	Test Setup	Removal	WS	T	RH	Comment
Gyeongbu expressway, Korea	TiO ₂ paint added to retaining wall, coated section: 150 m × 1.9 m, control section: 200 m × 1.9 m	13% NO _x (daytime)	1–3	4–18	35–99	Quantity of sunlight, was a key variable. Measurements made directly above PC surface
Artworks Elephant, London, United Kingdom	TiO ₂ painted on walls in a courtyard	Negligible	-	-	-	Seasonal variation and changes in traffic complicated the analysis
A1 and A28 motorways, Netherlands	PC coating added to noise barrier on A1 and porous air quality barrier on A28	Negligible	-	-	-	Negligible performance attributed to short contact times and unfavourable meteorology, including high RH and low T
Guerville (near Paris), France	Model street canyons built at a 1:5 scale, reference canyon compared to canyon with walls clad in TiO ₂ mortar panels, artificial pollution source applied	36.7–82.0% NO _x	0.1–4.8	-	-	Conclude that variation is due to differences in wall orientation, wind direction and source emissions. Unrealistic SA/V ratio of around 1 m ⁻¹ is used.
Gaudalupe MRT station, Manila, Philipines	6000 m ² of wall coated in PC paint, NO _x measured at 18 sites with Ogawa passive samplers. Enclosed car park also coated with 9000 m ² of paint	Outdoor: 10% NO ₂ , indoor: -51% NO ₂	Outdoor: 2.4, indoor: 0.34	-	Outdoor: 82, indoor: 48	Questionable method of RE quantification. UV irradiance far lower indoor than outdoor

Figura 33. Efficienza di rimozione per applicazioni specifiche in ambiente stradale

Nel 2012 uno studio è stato svolto nel tunnel Umberto I di Roma per esaminare l'efficacia della vernice fotocatalitica TX-Active di Italcementi (Guerrini, 2012). Le misurazioni di NO_x, volumi di traffico, irraggiamento, velocità del vento e altri parametri meteorologici (umidità, temperatura, pressione) sono state effettuate in giorni feriali dalle 8:00 alle 16:00. Le concentrazioni di NO_x sono state misurate all'imbocco del tunnel (o appena all'esterno) e al centro del tunnel, a 1 m dalla superficie verniciata. Per giudicare il tasso di riduzione degli NO_x lo studio ha confrontato le misurazioni dell'interno del tunnel con le misurazioni delle stazioni di monitoraggio ubicate in altre parti della città, questo sia prima che dopo la ristrutturazione. Per le misure effettuate direttamente in galleria dopo la verniciatura si registra un tasso di riduzione del 20% per gli NO_x, mentre si registra un tasso "teorico" di riduzione superiore al 50% relativamente alla concentrazione registrato per i siti di riferimento ubicati in città nell'arco temporale della sperimentazione. Anche i picchi di concentrazione dell'inquinamento sono stati smorzati, secondo l'analisi della variazione di concentrazione al centro della galleria.

Uno studio analogo, che utilizza le stesse vernici di Italcementi, è stato fatto nel 2015 nel tunnel Leopoldo II in Belgio (Gallus et al., 2015). Questo studio ha utilizzato una serie di metriche per quantificare il tasso di riduzione degli NO_x causato dalla superficie fotocatalitica, incluso il monitoraggio degli NO_x prima e dopo l'applicazione del materiale, nonché il monitoraggio simultaneo sopravento e sottovento della sezione del tunnel verniciata e il monitoraggio sottovento con e senza luci UV accese. Anche i livelli di inquinanti sono stati normalizzati rispetto all'anidride carbonica fotocataliticamente inerte emessa dai veicoli. I risultati dello studio sono tuttavia notevolmente diversi rispetto a quelli di Guerrini, riportando nessun impatto significativo sui livelli di NO_x registrati e tasso di riduzione inferiore al 2%. Questa



scarsa performance è in parte attribuita a elevata velocità del vento, luce UV ad intensità troppo bassa ed elevata umidità relativa, ma anche alla disattivazione della superficie fotocatalitica, dimostrata in studi di laboratorio, e potenzialmente causata da VOC e fuliggine che oscurano la superficie.

In un report tecnico di CristalActiv su una vernice fotocatalitica prodotta da loro, si è analizzato l'effetto del fotocatalizzatore sul Koningstunnel nei Paesi Bassi. Lo studio è svolto con misurazioni di NO_x prima e dopo un'area di prova attiva, così come misure di umidità relativa, temperatura, velocità del vento e frequenza delle auto attraverso il tunnel. Il soffitto e le pareti della sezione di prova sono stati dipinti con vernice attiva a TiO₂ e illuminati con lampade UV. Test di laboratorio hanno dimostrato che le superfici possono ridurre teoricamente i livelli di NO₂ fino al 50%, con la stessa irradiazione UV fornita al soffitto del tunnel. Sul campo lo studio ha riscontrato una rimozione di NO di circa il 20%, ma solo una rimozione scarsa di NO₂. Lo studio conclude che è difficile misurare un impatto dal materiale fotocatalitico quando i livelli iniziali di NO_x sono molto bassi.

Anche per questi sistemi sarebbe opportuno un'analisi costi-benefici per valutare la sostenibilità ambientale del sistema di abbattimento e la durabilità nel tempo considerando che nel complesso, questi studi sul campo illustrano che la vernice fotocatalitica può essere un'opzione praticabile in casi molto specifici, ma che i test del sito, con casi attivi e di controllo comparabili, sono di primaria importanza mentre i dati relativi all'efficacia complessiva di questi sistemi devono ancora essere consolidati essendo molto variabili rispetto a quelli che si ottengono in condizioni standard in prove di laboratorio.

3.2.3 Efficacia delle vernici fotocatalitiche

L'ossidazione fotocatalitica per la rimozione di NO_x è un'opzione interessante per le istituzioni locali, così come per le aziende private, grazie alla sua facilità d'uso, impatto immediato e basso costo rispetto ad altri metodi per la rimozione di NO_x atmosferico. Tuttavia, gli studi sul campo disponibili mostrano risultati molto contrastanti in termini di prestazioni reali.

Il materiale di supporto ha dimostrato di avere un impatto significativo sulle prestazioni complessive, il che significa che lo stesso fotocatalizzatore a base di TiO₂ può funzionare molto meglio nel tempo se applicato al cemento rispetto al vetro o all'asfalto e se applicato con un diverso metodo di incorporazione.

Ad esempio, il supporto può influenzare l'attività avendo una superficie più ruvida che migliora il tasso di deposizione (sebbene ciò possa influire sulla durabilità), o attraverso miglioramenti della superficie e della trasmissione, come l'inclusione di diversi aggregati come frammenti di vetro, che aumentano la trasmissione della luce, o materiali pozzolanici che preservano la porosità. La selettività può a sua volta essere fortemente influenzata dal materiale di supporto. Con il supporto ottimale, la produzione di NO₂ che si verifica durante l'ossidazione di NO può essere soppressa. Ad esempio, il cemento può essere prodotto con un'elevata porosità dell'area superficiale specifica nella



regione delle dimensioni corrette per adsorbire NO_2 e quindi sopprimere l' NO_2 prodotto quando vengono ossidate grandi quantità di NO .

In condizioni ambientali molto umide, ossia con umidità relativa superiore al 70%, le reazioni a catena di fotocatalisi degli NO_x procedono più lentamente, al punto che può avvenire il rilascio di NO_2 , più dannoso dell' NO , prima della sua conversione a HNO_3 . Un eccesso di umidità può anche portare alla formazione di altri sottoprodotti, quali ozono, N_2O o H_2O_2 , dannosi per la qualità dell'aria o per la formazione di ozono troposferico. Inoltre, le reazioni fotocatalitiche non sono selettive per gli NO_x e i radicali coinvolti possono piuttosto reagire con altri inquinanti, quali ad esempio i VOC, la cui ossidazione ad aldeidi può portare all'avvelenamento permanente della superficie fotocatalitica. Alcuni studi hanno trovato una relazione più complessa con l'umidità relativa. È stato riscontrato che abbassare il livello di umidità al di sotto del 10% ha un effetto negativo sul tasso di riduzione dell' NO_x da parte del fotocatalizzatore, ma al di sopra di questo livello l'aumento dell'umidità riduce il tasso di riduzione della superficie. Ciò è attribuito alla competizione per i siti di adsorbimento tra acqua e NO_x a concentrazioni più elevate, nonché al fatto che l'acqua è necessaria per la creazione di radicali idrossilici, un reagente nell'intrappolamento di NO_x , e quindi umidità molto bassa può anche essere limitante. L'esatto livello di umidità in cui cambia dalla promozione all'inibizione della rimozione di NO_x sembra essere correlato alla superficie del materiale fotocatalitico e ad altre condizioni ambientali. L'impatto dell'umidità relativa sembra essere un fattore chiave nelle prestazioni: come descritto in numerosi studi di laboratorio, le prestazioni diminuiscono in modo significativo nell'intervallo 70-80% di umidità relativa.

È stato altresì dimostrato che l'irraggiamento, in particolare nella regione UV, ha un impatto sul tasso di riduzione degli NO_x . Questo può infatti variare anche a seconda di dove sono installate le superfici fotocatalitiche, delle caratteristiche locali del sito, come l'altezza degli edifici circostanti, il grado di copertura e, più in generale, la latitudine.

La verniciatura su superfici verticali risente meno dei problemi di degradazione che possono verificarsi nel caso di asfalto mescolato a biossido di titanio, in quanto meno suscettibili ad abrasione. Analogamente, alte concentrazioni di NO_x possono ridurre, anche se temporaneamente, l'efficacia della verniciatura, che può essere però recuperata anche con semplici lavaggi che permettono la rimozione di nitrati dalla superficie. Il problema può presentarsi maggiormente all'interno delle gallerie, dove la concentrazione di inquinanti può essere in generale maggiore e dove ovviamente non si verificano precipitazioni atmosferiche e quindi non risulta possibile effettuare il lavaggio continuo delle superfici esposte.

La manutenzione per quanto riguarda invece le applicazioni esterne comporterebbe comunque lavaggi necessari nei periodi di minori precipitazioni atmosferiche, ed eventualmente alla sostituzione della vernice esausta alla fine della sua vita utile, tempi che però dipendono strettamente dalla natura del substrato su cui la vernice è applicata ma date le peculiarità di ogni singola applicazione e del diverso tipo di impianti installati una stima generale in questa fase preliminare risulta di difficile realizzazione.



4 Casi studio

Le tecnologie di abbattimento citate nei paragrafi precedenti sono state usate principalmente per il controllo dei livelli d'inquinanti all'interno della galleria al di sotto delle soglie di riferimento (PM_{10} , NO_x , caratteristici delle emissioni da traffico veicolare) in un certo numero di paesi, tra cui: Norvegia, Austria, Germania e Giappone. In Italia si può citare il caso della galleria artificiale "Le Vigne" della lunghezza di circa 1600 metri installata presso il tratto noto come "Secante di Cesena" - bretella viaria che costituisce la variante alla S.S. n°9 Via Emilia nel tratto urbano di Cesena. Nella galleria "Le Vigne", realizzata come uno dei primi tunnel eco-compatibili in Europa in quanto si sviluppa interamente in un tessuto urbano densamente abitato per cui è stata dedicata particolare attenzione all'inquinamento atmosferico e acustico⁷ attualmente gli impianti di filtrazione non risultano attivi.

In generale queste tecnologie hanno incluso precipitatori elettrostatici per rimuovere il materiale particolato e sistemi di abbattimento catalitici ma anche processi biologici⁸ e tecnologie di adsorbimento per rimuovere gli ossidi di azoto.

Le prove ad oggi suggeriscono che i benefici di tali sistemi e metodologie di controllo, quando applicati alle gallerie stradali, sono finalizzati a situazioni specifiche - ad esempio principalmente al miglioramento della visibilità nelle gallerie di elevata lunghezza (superiori anche a 10 km) in Giappone che presenta una percentuale molto alta di veicoli diesel (fino al 50%) e in Norvegia dove i veicoli utilizzano pneumatici chiodati e non presentano quindi come obiettivo primario il controllo dell'inquinamento al di fuori del sistema galleria.

La presenza di una galleria lungo un tratto stradale non altera la natura delle emissioni da traffico veicolare ma muta la conformazione della sorgente di emissione. La presenza del medesimo flusso stradale su un qualunque altro tracciato stradale di simili caratteristiche causerebbe lo stesso livello di emissioni con l'unica differenza che un tracciato stradale aperto si configurerebbe come una sorgente di emissione lineare continua nello spazio, mentre la galleria si configura come una sorgente puntiforme (portale, camino di estrazione).

Le tecnologie di abbattimento e filtrazione sono specifiche per ciascun inquinante, affrontano solo l'inquinamento nel contesto locale (sorgente emissiva locale) e non l'inquinamento dell'aria legato al trasporto stradale a lungo raggio (a livello regionale o nazionale). Inoltre a fronte di un investimento considerevole necessario alla loro installazione possono presentare costi operativi dovuti al mantenimento in esercizio e alla loro manutenzione non trascurabili anche in considerazione di un parco veicolare circolante in continuo miglioramento tecnologico, viste le norme che impongono limiti alle emissioni sempre più stringenti. L'installazione dei sistemi di filtrazione quindi non può prescindere da necessari approfondimenti circa il ciclo di vita di questi sistemi per meglio chiarire l'impatto ambientale di quest'ultimi rispetto ai possibili benefici apportati.

⁷ <https://www.sdaprogetti.it/it-IT/progetto/progetto3>

⁸ <https://www.taylorfrancis.com/books/mono/10.1201/9781315138275/biofiltration-air-pollution-control-joseph-devinny-marc-deshusses-todd-webster>



4.1 Abbattimento del PM

4.1.1 Caso studio Norvegia

La Norvegia conta tra 900 e 1.000 gallerie stradali, circa 115 dei quali sono lunghi oltre 2.000 metri. Il Paese presenta caratteristiche specifiche in termini di visibilità del tunnel, che è deteriorato in modo significativo a causa dell'uso diffuso di pneumatici chiodati che aumentano i fenomeni di abrasione e, di conseguenza, la ri-sospensione del particolato che presenta quindi un effetto significativo sulla visibilità. Di conseguenza, la Norvegia è un pioniere nel campo della filtrazione delle particelle. 8 tunnel sono dotati di sistemi di filtrazione di cui però solo due, Festning e Bragernes, progettati principalmente con l'obiettivo di ridurre l'impatto degli scarichi inquinanti sull'ambiente esterno.

Tabella 4. Tunnel norvegesi dotati di un sistema di filtrazione del particolato

Tunnel	Region	L in km	Year	Traffic (veh/day)	Installation type and tunnelling contractor
Festning	Oslo	1.8	1990	60,000	Extraction (CTA)
Granfoss	Oslo	1	1992	15,000	Lateral bypass passage (CTA)
Ekeberg	Oslo	1.5	1994	45,000	Lateral bypass passage (CTA)
Hell	Trondheim	4	1995	10,000	Bypass passage in ceiling (CTA)
Nygaard	Bergen	0.95	1999	28,000	Bypass passage in ceiling (CTA)
Laerdal	Laerdal	24.5	2000	1,000	Lateral bypass passage (CTA)
Stromsas	Drammen	3.5	2001	12,500	Bypass passage in ceiling (CTA)
Bragernes	Drammen	3.2	2002	20,000	Extraction (Xtor)

Allo stato attuale, tutti i sistemi di filtrazione delle particelle negli 8 tunnel norvegesi finalizzati alla riduzione delle emissioni in ambiente esterno sono stati disattivati a causa di incerte prestazioni e costi operativi elevati derivanti principalmente dall'elevato consumo di energia. Tutti gli impianti di filtrazione che prevedevano sistemi con precipitatori elettrostatici installati in tunnel di bypass laterali o a soffitto per il trattamento delle emissioni in ambiente esterno si sono dimostrati meno efficaci del previsto.

4.1.2 Caso studio Giappone

Per fornire un'analisi del contesto, va notato che il Giappone è un paese densamente popolato in cui l'inquinamento raggiunge livelli allarmanti che hanno spinto le autorità ad accelerare il processo di dotazione dei veicoli di filtri antiparticolato. Il Paese conta 9.000 gallerie stradali che rappresentano una lunghezza lineare di 3.000 km, 40 delle quali sono dotate di sistemi antiparticolato. I sistemi di filtrazione sono generalmente installati per migliorare la visibilità all'interno della galleria e in risposta alle forti esigenze di ventilazione (in termini di portata di diluizione richiesta) per



l'elevata lunghezza delle gallerie stesse. Vengono quindi collocati nei cunicoli di bypass dei sistemi di ventilazione esistenti all'interno delle gallerie.

In Errore. L'origine riferimento non è stata trovata. sono elencati i principali tunnel giapponesi dotati di un sistema di filtrazione elettrostatica e le loro caratteristiche principali. I giapponesi sono stati i primi a utilizzare la filtrazione del particolato con un'installazione nel tunnel Tsuruga (2,1 km) nel 1979. Questi sistemi sono stati quindi come detto utilizzati di norma per fornire una migliore ventilazione longitudinale in gallerie con lunghi tratti rettilinei come il tunnel Kanet'su (11 km) nel 1985.

Solo successivamente considerazioni più specifiche circa l'impatto ambientale hanno portato all'installazione di precipitatori elettrostatici in circa 10 tunnel (sui 46 esistenti) per limitare l'impatto delle emissioni direttamente ai portali delle gallerie. Ad esempio, sono stati installati precipitatori elettrostatici alla bocca dai camini di estrazione dell'aria del tunnel Tennozsan (2 km), Kanmon (3,5 km), Asukayama (0,6 km), Midoribashi (3,4 km) e del tunnel di Hanazonobashi (2,6 km). Il tunnel della baia di Tokyo (9,6 km) è dotato principalmente di precipitatori a soffitto.

Sia in Norvegia che in Giappone il funzionamento dei sistemi di filtrazione installati in galleria avviene solo in determinati periodi di tempo o comunque vengono azionati solo in funzione di determinate esigenze. Queste esigenze sono determinate in Giappone da misurazioni puntuali della qualità dell'aria, cioè misure dell'aria ambiente esterna alla galleria, mentre in Norvegia di solito gli impianti vengono attivati solo nelle condizioni di traffico peggiori corrispondenti all'ora di punta⁹.

Ciò non deve sorprendere in quanto l'effetto netto della tecnologia (accoppiato alla sua maggiore efficacia quando le concentrazioni inquinanti in ingresso ai sistemi di abbattimento sono più alte) impone che la tecnologia venga utilizzata al meglio quando la qualità dell'aria è al suo livello peggiore e quindi il beneficio risulta maggiore. I sistemi di filtrazione funzionano quindi in base alle misurazioni effettive dell'inquinamento esterno alla galleria che, nel caso del tunnel Kan'etsu, si traduce in un tempo medio di operatività di 143 ore al mese (20% del tempo) al portale nord e 40 ore mensili (3% del tempo) al portale sud. Il tunnel "Aqualine" della baia di Tokyo registra da 12 a 13 ore di funzionamento all'anno (ovvero circa 0,15% del tempo). I tempi medi di operatività possono quindi variare in un ampio range di valori. Pertanto questo dato porta ad evidenziare la necessità di un'analisi di sostenibilità dei sistemi per valutare caso per caso il beneficio prodotto rispetto al costo economico-ambientale del sistema installato.

Tabella 5. Principali tunnel giapponesi dotati di sistemi di filtrazione delle particelle

Name	Tunnel length in km	Objective	Max. flow per plant (in m ³ /s)	Architecture
Aioi-cho		exhaust air	80	exhaust station
Asukayama	0,6	exhaust air	375/360	exhaust station
Enasan	8,5	visibility	300/240/255/200	bypass

⁹ <https://tunnelsmanual.piarc.org/en/operation-and-maintenance-environmental-issues/impact-outside-air-quality>

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



Name	Tunnel length in km	Objective	Max. flow per plant (in m ³ /s)	Architecture
Fukuchiyama	3,6	visibility	285/270/285	bypass
Gorigamine	4,45	visibility	105/105/195	bypass
Hakamagashi	5,95	visibility	190	bypass
Han-Na	5,6	visibility	270/285	bypass
Hanazonobashi	2,6	exhaust air		exhaust station
Happusan	4	visibility	225/210/170/190	bypass
Hasumiya		exhaust air		exhaust station
Higashiyama	2,6	exhaust air		
Higo	6,3	visibility	113/90/135/260	bypass
Hihonzaka	2,05	exhaust air		
Hiroshimaseifu	1,25		85	bypass
Ichifuri	3,35	visibility	180/165	bypass
Kakuto	6,25	visibility	170	bypass
Kann-etsu	11,05	visibility	945/810	bypass
Kann-Mon	3,5	visibility and exhaust air	365	exhaust station
Karasuyama		visibility and exhaust air	175	bypass
Kasaijama	3,2	visibility	270/240/225/210/201/210	bypass
Kongosan		visibility	195/285	bypass
Koshirazu	4,55	visibility	300/180	bypass
Maiko	3,4	visibility and exhaust air	180/180	bypass (in ceiling)
Midoribashi	3,4	exhaust air	573	exhaust station
Nihonzaka	2,2	visibility and exhaust air	240/240/680/440	exhaust station + bypass
Nou			165	bypass
Ryugatake	3,65	visibility	270	bypass
Ryu-ohzan	2	visibility and exhaust air	225/210	bypass
Sekido	3,2	visibility	240/240/240	bypass
Shintoshon-nishi			318	exhaust station
Shintoshon			154	exhaust station
Sirubachiyama	4,1	visibility	195	bypass
Suginami-ku		exhaust air	60	exhaust station
Tachitoge	2,15	visibility	225	bypass
Takanomine	3,1	visibility	195	bypass
Taroyama	4,3	visibility	180	bypass
Tennozan	2	exhaust air	1643	exhaust station
Tokyo Bay	9,6	visibility AND exhaust air		bypass (in ceiling)
Tsuruga	2,1	visibility	240	bypass
Uji	4,3	visibility	285/255/210	bypass
Chuo-Kanjo-Shinjuku		exhaust air		
Honmachi		exhaust air		
Nishishinjuku		exhaust air		

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



Name	Tunnel length in km	Objective	Max. flow per plant (in m ³ /s)	Architecture
Yoyogi		exhaust air		
Kanayamacho		exhaust air		
Oohashi		exhaust air		

4.1.3 Caso studio Madrid

La circonvallazione interna a più corsie di Madrid, chiamata Calle 30, è una rete di percorsi con tre incroci, 22 ingressi, 24 uscite e con più tunnel. Circa 50 km di questa tangenziale sono costruiti come gallerie, con due gallerie principali nel tratto sud della M30:

- **Tunnel del Rio (16,4 km compresi i rami principali)**, che costeggia il fiume Manzanares, sotto l'ex tangenziale esterna;
- **Tunnel di By-pass Sur (5,6 km)**, realizzato per ridurre la distanza tra l'area orientale e la zona occidentale della città. Il tratto nord del tunnel By-pass Sur è lungo circa 3,6 km ed è dotato di un sistema di ventilazione trasversale e quattro camini per il ricambio d'aria. Nel 2012 il volume di traffico è stato di 67.750 veicoli/giorno.

Le portate in volume sono comprese tra 400 m³/s e 700 m³/s. Il sistema è composto da un DeNOx e un sistema di filtrazione del PM. Poiché un DeNOx richiede un sistema di filtrazione PM a monte, il consumo di energia per l'attivazione di un sistema completo di trattamento dell'aria (ESP + DeNOx) si avvicina a 350-700 kW per stazione. Questo senza tener conto delle perdite delle vie aeree dal punto di estrazione in galleria all'immissione in ambiente dell'aria trattata.



Figura 34. Ventilatore trasversale installato presso il Tunnel Sur (sopra) e punto di scarico in atmosfera (sotto)¹⁰

¹⁰ <https://www.mc30.es/index.php/inicio/calle-30/instalaciones>

RAPPORTO TECNICO

Analisi dello stato di applicazione delle diverse tecnologie per l'abbattimento di inquinanti nei tunnel disponibili sul mercato a livello nazionale ed internazionale



L'efficienza dei singoli impianti di filtrazione del PM è stata misurata nel 2012 su indicazione del gestore della galleria. I risultati sono mostrati nella tabella seguente dove sono riportate l'efficienza di abbattimento dei soli filtri elettrostatici - ESP installati lungo le gallerie:

Tabella 6. Efficienze di abbattimento filtri antiparticolato - ESP

Efficiency [%]	PM ₁	PM _{2,5}	PM ₁₀
Panasonic	80%	80%	80%
Aigner Tunnerl Technology	95%	90%	90%
CTA/WATMA	85%	90%	90%
Filtrontec	75%	77%	75%
Average	84%	84%	84%

Gli impianti inizialmente funzionavano per 20 ore su 24 a piena potenza. Oggi funzionano solo poche ore alla settimana. Le prestazioni effettive e complessive dell'intero sistema di abbattimento "in situ" possono essere però di gran lunga inferiore a causa sia dei limiti pratici del trattamento della portata d'aria a causa della posizione dei sistemi di filtrazione che non riescono a captare l'intero flusso di diluizione d'aria all'interno della galleria sia perché le prestazioni garantite dai costruttori e riportate in tabella sono legate ad un range molto ristretto di elaborazione della portata in ingresso e decadano molto rapidamente (in termini di efficacia di abbattimento) al di fuori del range ottimale di funzionamento.

4.1.4 Caso studio Australia

In Australia, la questione dell'installazione di sistemi di trattamento dell'aria si ripropone più volte durante lo sviluppo di nuovi progetti. Questo problema è generalmente perseguito dai residenti locali o dalle associazioni di protezione ambientale. Tra i progetti in questione possiamo citare il Lane Cove Tunnel (Sydney), la tangenziale nord-sud a Brisbane e l'Eastlink nella regione di Melbourne. Tutti questi progetti stanno gravitando verso la decisione di non installare un sistema di filtrazione, in particolare, basato su un modello numerico che indica che tali sistemi forniscono un valore aggiunto in termini di riduzione delle concentrazioni inquinanti piuttosto basso.

Tuttavia, di fronte alle crescenti preoccupazioni nel paese, nel 2010 è stato attrezzato un tunnel principalmente per testare l'efficacia dell'effettivo abbattimento di questi sistemi. Questa installazione è stata eseguita su un tunnel esistente sulla M5 East nella regione di Sydney. Il tunnel in questione, lungo 4 chilometri, è a doppia canna con due corsie per canna. È in funzione da dicembre 2001 e ha incontrato principalmente difficoltà dovute alla maggiore densità di traffico prevista dagli studi con un traffico rilevante di mezzi pesanti.

È stato implementato un piano di miglioramento della qualità dell'aria in modo di migliorare la visibilità del tunnel senza danneggiare la qualità dell'aria esterna. Nella sua configurazione precedente, prima dell'installazione del sistema trattamento, il 90% dell'aria nel tunnel viene scaricata tramite un camino di estrazione, il restante 10% viene scaricato ai portali.



Sebbene le campagne di misurazione abbiano indicato che questi scarichi non presentano impatti significativi sulla qualità dell'aria esterna, una decisione del 18 luglio 2007 ha previsto l'installazione di un sistema di filtrazione al portale ovest del tunnel. Per ospitare il sistema di abbattimento è stata realizzata una struttura di 60×40×8 metri composta da un sistema di filtrazione del particolato, un sistema di denitrificazione, uffici e un centro informazioni e un condotto di ventilazione con lunghezza di circa 300 m.

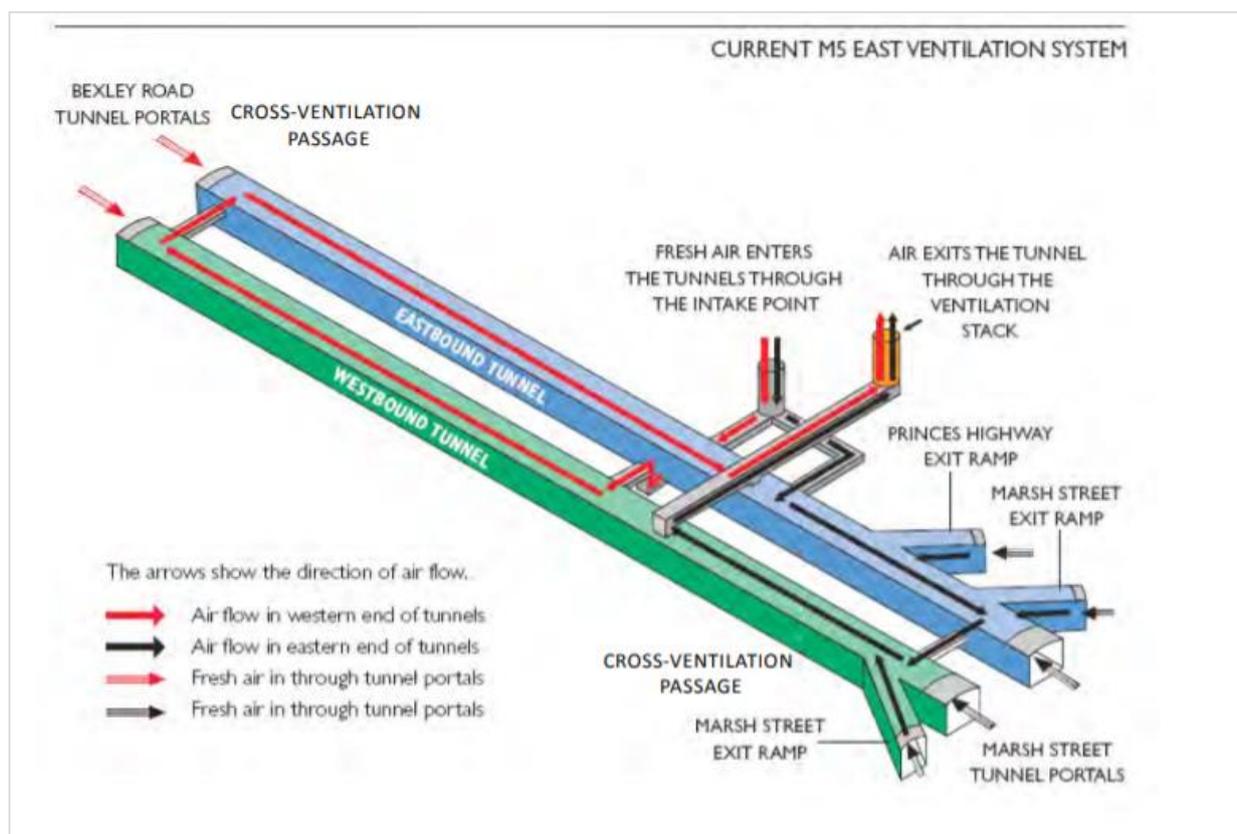


Figura 35. Schema del sistema di ventilazione - M5

Piuttosto che essere portata all'esterno dalla struttura, l'aria viene re-iniettata nel tunnel e poi eventualmente scaricata dal camino esistente o direttamente dai portali della galleria. Secondo le specifiche tecniche, il filtro elettrostatico aveva una capacità massima di trattamento pari ad un flusso d'aria di 200 m³/s mentre all'interno del tunnel per garantire le condizioni di sicurezza relativamente alla concentrazione di inquinanti pericolosi la portata d'aria effettiva era di circa 320 m³/s. L'aria, estratta a 500 metri dal portale di uscita (portale occidentale) del lato sud, raggiunto l'impianto di trattamento, dopo aver percorso 280 metri nel condotto di ventilazione è stata trattata e immediatamente reimpressa in galleria, a valle del punto di estrazione, a 500 metri dal portale occidentale. Durante la valutazione, i sistemi di trattamento sono stati accesi per 6 ore al giorno, dalle 12:00 alle 18:00, dal lunedì al venerdì.



Le misurazioni hanno riscontrato costantemente una riduzione delle particelle PM_{2,5} e PM₁₀ di circa il 65% all'ingresso e all'uscita del filtro antiparticolato (misure direttamente effettuate a monte e valle del filtro ESP quindi per valutare la performance dei precipitatori), rispetto a solo il 60% per le particelle sospese totali (TSP). Questi risultati sono però ben al di sotto delle affermazioni dei produttori.

L'efficacia complessiva del sistema è stata comunque limitata anche in funzione della minore portata d'aria trattata (200 m³/s) inferiore al flusso d'aria effettivo attraverso la struttura (320 m³/s). Infine, l'aria trattata re-iniettata a 500 metri dal portale occidentale accumulava inquinanti mentre si dirigeva verso la fine del tunnel - un fenomeno esacerbato dal rialzo della pendenza di circa l'8% presente nella struttura evidenziando quindi i limiti progettuali di abbattimento legati alla complessità del sistema.

Le misurazioni interne alla galleria in prossimità dell'imbocco hanno invece preso in considerazione l'estremità occidentale del tratto meridionale del tunnel e hanno mostrato solo una differenza limitata tra i livelli di concentrazione quando il sistema di filtrazione era in funzione e quando è stato spento. **Le misurazioni hanno mostrato una riduzione media dell'11%, variabile a seconda dei livelli di traffico¹¹.** Durante il periodo di test di 56 settimane, non c'è stata una sola settimana in cui il sistema ha funzionato correttamente per tutte le 30 ore (5 giorni a 6 ore al giorno). Alla fine, l'autorità locale ha deciso di interrompere l'esperimento con la motivazione che i costi superavano i benefici dovuti alla possibile riduzione dell'inquinamento. L'autorità ha ancora un piano di miglioramento della qualità dell'aria, ma l'obiettivo ora è limitare il traffico dei veicoli più inquinanti nel tunnel e puntare al rinnovamento tecnologico del parco veicolare.

4.2 Abbattimento degli NO_x

In uno studio di Chen e Chu (Chen and Chu, 2011) in cui è stato studiato un tratto un'autostrada rivestita con TiO₂, è stato osservato un rapido accumulo di HNO₃ e composti intermedi parzialmente ossidati sulla superficie fotocatalitica. Esperimenti di laboratorio evidenziano un calo del tasso di rimozione (dal 58,5% al 34,3% per NO₂) e un visibile cambiamento nel colore del materiale da bianco a giallo/marrone dopo ripetute prove di esposizione. Le prestazioni della superficie sono state parzialmente recuperate dopo il lavaggio (salendo al 43%), indicando che le prestazioni possono essere parzialmente rigenerate dal lavaggio o dalla pioggia. È stata anche studiata l'usura artificialmente indotta dalla lucidatura della superficie. Dopo la lucidatura, il tasso di rimozione è sceso dal 58,5% al 25,8%, suggerendo che anche la quantità di usura in un ambiente specifico è fondamentale per le stime di durata.

Uno studio del 2007 su uno street canyon di Parigi (Maggos et al., 2007) ha riportato riduzione nella concentrazione degli NO_x tra il 36% e l'82% rispetto ad un canyon analogo non trattato. In questo specifico caso, piuttosto che una vernice sono stati impiegati pannelli di cemento con un 3% di biossido di titanio, prodotti da Italcementi.

¹¹ Il report di analisi è disponibile al seguente link: https://roads-waterways.transport.nsw.gov.au/documents/about/environment/air/m5e_tunnel_air_filtration_trial_evaluation_amog_report_february_2012.pdf



Uno studio svolto in Corea del Sud (Kim et al., 2018) ha analizzato gli effetti di una vernice a base di biossido di titanio applicata ad una parete di un'autostrada e confrontata ad un tratto stradale analogo non trattato. Lo studio ha evidenziato una riduzione degli NOx pari al 13% considerando l'ora di maggior traffico.

Un altro studio parte di una tesi magistrale (Borlaza 2013) ha coinvolto una sezione di autostrada dove le pareti laterali sono state coperte con vernice contenente il 7.5% di TiO₂. La concentrazione di NOx, misurata nel corso di mesi durante lo stesso anno, è scesa del 3 – 25%, anche se parametri quali il traffico e le condizioni atmosferiche non sono state prese in considerazione nello studio.

D'altro canto, studi svolti a Londra e nei Paesi Bassi hanno evidenziato riduzioni nulle o comunque di scarsa entità (Barratt, 2007; IPL, 2010; Tremper and Green, 2016).

In conclusione dai dati riportati negli esempi precedenti si evince che la tecnologia di abbattimento degli NOx tramite materiali fotocatalitici presenta valori di abbattimento fortemente variabili e dipendenti dalle condizioni del caso specifico (concentrazioni iniziali di NO_x, temperatura e umidità relativa, velocità e direzione del vento) nonché dal degrado legato all'età del materiale che incide sulle prestazioni di abbattimento.

L'applicazione di tale sistema in campo reale necessita quindi di ulteriori campagne sperimentali che valutino la durabilità nel tempo delle performance di abbattimento.



5 Considerazioni conclusive

Lo studio ha descritto i principali inquinanti legati alle emissioni da traffico veicolare - ovvero il materiale particolato (TSP e PM₁₀) e gli ossidi di azoto (NO_x e in particolare NO₂) e le metodologie di trattamento conseguibili con i sistemi di filtrazione e abbattimento attualmente disponibili sul mercato e sperimentati nel contesto internazionale.

Per quanto le tecniche di ventilazione e filtrazione siano l'approccio più comune per affrontare il problema della diluizione delle concentrazioni inquinanti all'interno della galleria, le stesse sono state esaminate anche nell'ottica di un possibile impiego nella riduzione della pressione ambientale verso l'ambiente esterno.

Per quanto riguarda il particolato sono stati riportati diversi casi a livello internazionale in cui si sono applicati sistemi di trattamento dell'aria progettati per andare oltre il semplice principio della ventilazione, dunque abbattere parzialmente gli inquinanti presenti nell'aria estratta dalla galleria e sono principalmente utilizzati per due contesti:

- in gallerie molto lunghe anche fino a 11 km per migliorare visibilità e ridurre le concentrazioni di inquinanti sempre all'interno della galleria stessa, perché difficile l'uso di tecniche di ventilazione convenzionali;
- utilizzo di pneumatici chiodati che generano molto PM e dunque risulta necessario l'applicazione diretta di tecniche di abbattimento del PM stesso.

Questi sistemi non nascono quindi per essere usati per scopi ambientali, tuttavia le maggiori preoccupazioni per l'ambiente e la salute dei cittadini hanno guidato nel corso degli ultimi anni e stanno guidando l'interesse nell'uso di tali sistemi di abbattimento anche in applicazioni in cui l'unico obiettivo è rappresentato dalla riduzione della pressione ambientale all'esterno della galleria o del tratto stradale.

Nel caso di necessità di mantenere elevati requisiti di emissione dell'aria presente all'interno della galleria verso l'esterno e non all'interno della stessa, si applicano sistemi di abbattimento e filtrazione direttamente sul punto di estrazione vicino al portale in maniera da limitare l'impatto degli scarichi nell'ambiente esterno, esempi sono la galleria lungo la M30 a Madrid e il tunnel della secante di Cesena in Italia. I sistemi principalmente utilizzati per l'abbattimento del PM sono gli elettrofiltri che possono essere realizzati come passaggi di bypass laterali o a soffitto per adattarsi ai requisiti dell'ingegneria civile.

I casi studio dimostrano però che alcuni paesi come la Norvegia hanno abbandonato l'uso di tutti i sistemi di filtrazione (a bypass e ad estrazione) a causa di incerte prestazioni e costi operativi elevati derivanti dal consumo di energia.

I tempi medi di operatività possono variare in un ampio range di valori e questo determina una notevole variazione dei costi di gestione dell'infrastruttura. Pertanto questo dato porta ad evidenziare la necessità di un'analisi di sostenibilità dei sistemi per valutare caso per caso il beneficio prodotto rispetto al costo economico-ambientale del sistema installato.



Rispetto le prestazioni definite dal produttore l'analisi dei casi studio ha mostrato che le prestazioni effettive e complessive dell'intero sistema di abbattimento "in situ" possono essere di gran lunga inferiori per via dei limiti pratici del trattamento della portata d'aria a causa sia della posizione dei sistemi di filtrazione che non riescono a captare l'intero flusso di diluizione d'aria all'interno della galleria sia perché le prestazioni garantite dai costruttori sono legate ad un range molto ristretto di elaborazione della portata in ingresso e decadono molto rapidamente (in termini di efficacia di abbattimento) al di fuori del range ottimale di funzionamento.

Questi sistemi hanno difatti un'efficienza di abbattimento più alta negli impianti industriali dove la concentrazione degli inquinanti in emissione è più elevata e puntuale. L'uso di precipitatori elettrostatici e in generale di sistemi di abbattimento degli inquinanti in galleria non è difatti universalmente accettato. Alcuni enti sostengono che questa tecnologia raramente ha effetti scientifici comprovati sull'esposizione della popolazione poiché l'effetto positivo è spesso mascherato dai ridotti livelli di concentrazione da trattare rispetto alle applicazioni industriali che limita considerevolmente i benefici ambientali. Inoltre mentre numerosi progressi sono stati realizzati nello sviluppo di questi sistemi, per quanto riguarda la semplificazione delle operazioni di pulizia in particolare, non ci sono stati progressi tecnologici importanti e questo aspetto influisce sui costi di manutenzione.

Per quanto riguarda l'abbattimento degli ossidi di azoto (processo di denitrificazione) in ambito stradale le vernici fotocatalitiche risultano le più utilizzate poiché sono applicate direttamente sui materiali da costruzione mediante la stesa di particolari elementi foto-catalizzatori. Gli studi sul campo disponibili tuttavia mostrano risultati molto contrastanti e quindi ancora poco attendibili in termini di valutazione delle prestazioni e delle rese di abbattimento reali, con efficienze di rimozione riportate che variano in un ampio range di efficienza in funzione di diversi fattori come le condizioni climatiche (umidità relativa, irraggiamento solare) e l'invecchiamento dello strato di catalizzatore.

Nonostante questa tipologia di sistema di abbattimento quindi possa sembrare facilmente praticabile, occorre effettuare test in situ per verificare l'effettiva efficacia nei singoli contesti perché l'efficienza può variare di molto da sito a sito e sono quindi necessari approfondimenti specifici riguardanti l'effettivo beneficio in termini di riduzioni delle emissioni inquinanti.

Bisogna inoltre considerare che l'evoluzione tecnologica del parco veicolare verso le classi ambientali Euro 6 e superiori, e la maggior penetrazione dei veicoli a trazione elettrica porterà nell'arco del decennio in corso ad una significativa diminuzione delle emissioni di NO_x (completamente assente nei veicoli elettrici) e del PM. Pertanto questa evoluzione dovrebbe essere considerata per valutare l'utilità dei sistemi di abbattimento nel medio-lungo termine.

Ciò premesso, nei casi di applicazione a sistemi infrastrutturali, per un'analisi del sistema coerente e completa è necessario effettuare un'analisi del ciclo di vita (LCA) del caso studio specifico, in particolare per ottenere una visione del consumo energetico e per considerare i costi aggiuntivi per la manutenzione: il concetto di costi del ciclo di vita (costi di investimento + costi operativi per tutta la durata di vita di un dato impianto) è sempre più applicato, in quanto permette di valutare la sostenibilità dell'intervento.



6 Riferimenti

CETU, 2016. The treatment of air in road tunnels. State of the art of studies and works.

World Road Association, 2017. Road tunnel operations: first steps towards a sustainable approach. Technical Committee 3.3 Road Tunnel Operations. 2017R02EN.

Ao. Univ.-Prof. Dr. Peter Sturm, 2018. Technical Paper. TP06: Options for Treating, Road Tunnel Emissions. Advisory Committee on Tunnel Air Quality.

NSW Government, 2014. Initial report on Tunnel Air Quality Advisory Committee on Tunnel Air Quality.

Kevin Walian, 2019. Implementation of air filter technology in road tunnels - A study regarding air purification and health. Master's thesis in civil engineering of Chalmers University of Technology.

Li, R., Zhou, R. & Zhang, J., 2018. Function of PM2.5 in the pathogenesis of lung cancer and chronic airway inflammatory diseases. *Oncology Letters*, p. 7506–7514.

Redecam Group, 2015. [Online]

Available at: http://www.redecam.com/wp-content/uploads/2015/03/DID_RC.jpg

[Accessed December 2018]

ASHRAE Handbook. (1999). Chapter 44. Control of gaseous indoor air contaminants. In *1999 HVAC Applications* (pp. 44.1 - 44.21).

Cordtz, R., Schramm, J., & Rabe, R. (2013). Investigating SO₃ Formation from the Combustion of Heavy Fuel Oil in a Four-Stroke Medium-Speed Test Engine. *Energy & Fuels*, 6279-6286.

Cushman-Roisin, Benoit. (2018). *Flue-gas Desulfurization ("Scrubbers")*. Retrieved December 2018, from <http://www.dartmouth.edu/~cushman/courses/engs37/lectures.html>

DNV GL. (2018). *Alternative Fuels Insight Platform*. Retrieved December 2018, from <https://afi.dnvgl.com/>

EPA South Australia. (2005, Decembrer). *Use of cyclones for removing dust from gas*. Retrieved December 2018, from https://www.epa.sa.gov.au/files/8233_guide_cyclones.pdf

Hamon Research-Cottrell, Inc. (2016). *Electrostatic Precipitators*. Retrieved December 2018, from <http://www.hamonusa.com/hrc/products/esp>

Jääskeläinen, H., & Khair, M. K. (2018). *Exhaust Gas Recirculation*. Retrieved December 2018, from https://www.dieselnet.com/tech/engine_egr.php



- Jet Inc. (2015). Retrieved December 2018, from <http://jet-inc.com/wp-content/uploads/2015/10/SNCR-process-flow.png>
- Jet Inc. (2015). Retrieved December 2018, from <http://jet-inc.com/wp-content/uploads/2015/10/SCR-process-flow.png>
- Kim, H. S., Kim, Y. J., & Seo, Y. R. (2015). An Overview of Carcinogenic Heavy Metal: Molecular Toxicity Mechanism and Prevention. *Journa of Cancer Prevention*, 232-240.
- Li, R., Zhou, R., & Zhang, J. (2018). Function of PM2.5 in the pathogenesis of lung cancer and chronic airway inflammatory diseases. *Oncology Letters*, 7506–7514.
- Redecam Group. (2015). Retrieved December 2018, from http://www.redecam.com/wp-content/uploads/2015/03/DID_RC.jpg
- Srivastava, R. K., Josewicz, W., & Singer, C. (2004). SO2 scrubbing technologies: A review. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, 20(4), 219-228.
- U.S. Department of Labor, Occupational Safety and Health Administration. (1987). *Mechanical-shaker type baghouse filter for controlling air pollution*. Retrieved December 2018, from http://www.osha.gov/SLTC/silicacrystalline/dust/chapter_4.html
- U.S. EPA. (1999). *Air Pollution Control Technology Fact Sheet*. Retrieved December 2018, from <https://www3.epa.gov/ttnecat1/dir1/fsncr.pdf>
- U.S. EPA. (2002). Electrostatic Precipitators. In *EPA Air Pollution Control Cost Manual* (pp. Section 6, Chapter 3). Research Triangle Park, NC: U.S. EPA.
- U.S. EPA. (2018). *Monitoring by Control Technique - Wet Scrubber For Particulate Matter*. Retrieved December 2018, from <https://www.epa.gov/air-emissions-monitoring-knowledge-base/monitoring-control-technique-wet-scrubber-particulate-matter>
- U.S. EPA Office of Air Quality Planning and Standards. (1999, November). *Nitrogen Oxides (NOx), why and how they are controlled*. Retrieved December 2018, from <https://www3.epa.gov/ttnecat1/dir1/fnoxdoc.pdf>
- U.S. EPA, Office of Air Quality Planning and Standards. (1996). *OAQPS Control Cost Manual* (Fifth Edition ed.). Research Triangle Park, NC: U.S. EPA.
- Chen, M., Chu, J.-W., 2011. NOx photocatalytic degradation on active concrete road surface — from experiment to real-scale application. *J. Clean. Prod.* 19, 1266–1272. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.03.001>
- Dalton, J., Janes, P., Jones, N., Nicholson, J., Hallam, K., Allen, G., 2002. Photocatalytic oxidation of NO x gases using TiO 2: a surface spectroscopic approach. *Environ. Pollut.* 120, 415–422. <https://doi.org/10.1016/S0269->



7491(02)00107-0

- Gallus, M., Akylas, V., Barmpas, F., Beeldens, A., Boonen, E., Boréave, A., Cazaunau, M., Chen, H., Daële, V., Doussin, J.F., Dupart, Y., Gaimoz, C., George, C., Grosselin, B., Herrmann, H., Ifang, S., Kurtenbach, R., Maille, M., Mellouki, A., Miet, K., Mothes, F., Moussiopoulos, N., Poulain, L., Rabe, R., Zapf, P., Kleffmann, J., 2015. Photocatalytic depollution in the Leopold II tunnel in Brussels: NO_x abatement results. *Build. Environ.* 84, 125–133. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2014.10.032>
- Guerrini, G.L., 2012. Photocatalytic performances in a city tunnel in Rome: NO_x monitoring results. *Constr. Build. Mater.* 27, 165–175. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2011.07.065>
- Guo, Q., Zhou, C., Ma, Z., Yang, X., 2019. Fundamentals of TiO₂ Photocatalysis: Concepts, Mechanisms, and Challenges. *Adv. Mater.* 31, 1901997. <https://doi.org/10.1002/adma.201901997>
- IPL, 2010. Dutch Air Quality Innovation Programme Concluded.
- Kim, Y.K., Hong, S.J., Kim, H.B., Lee, S.W., 2018. Evaluation of In-Situ NO_x Removal Efficiency of Photocatalytic Concrete in Expressways. *KSCE J. Civ. Eng.* 22, 2274–2280. <https://doi.org/10.1007/s12205-017-0028-9>
- Maggos, T., Plassais, A., Bartzis, J.G., Vasilakos, C., Moussiopoulos, N., Bonafous, L., 2007. Photocatalytic degradation of NO_x in a pilot street canyon configuration using TiO₂-mortar panels. *Environ. Monit. Assess.* 136, 35–44. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9722-2>
- Tremper, A., Green, D., 2016. Artworks D-NO_x Paint Trial Report.