

Allegato 12

Chiarimenti allo Studio di Impatto Ambientale.
Riunione della Cabina di Regia del 12 Marzo
2007.

INDICE

1	INTRODUZIONE	1
2	EMISSIONI DI NOX, PM10 E SUOI PRECURSORI	2
2.1	INCREMENTO DELLA CAPACITÀ DI LAVORAZIONE DELLA RAFFINERIA DI TARANTO	3
2.2	POTENZIAMENTO DELLA CENTRALE ENIPower	4
2.3	TECNOLOGIA LOW NOX	5
3	CONTRIBUTO DELLA RAFFINERIA ALLA PRESENZA DI PM10	10
4	APPROVVIGIONAMENTO DI COMBUSTIBILI E PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA	14
4.1	UTILIZZO DI FUEL OIL E FUEL GAS	14
4.2	UTILIZZO DI GAS NATURALE	15
4.3	PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA	16

ELENCO ALLEGATI

ALLEGATO 1A Il Particolato

Il presente documento fornisce un contributo per chiarire alcuni dei quesiti che sono stati sollevati nel corso dell'incontro presso la Prefettura Taranto del 12 Marzo 2007, con particolare riferimento a:

- Approfondimenti sulla previsione di emissione futura di NOx e PM10;
- Contributo della Raffineria e della Centrale Enipower alla presenza di Particolato fine nell'area di Raffineria;
- Approvvigionamento di combustibili e produzione di energia elettrica.

Quanto esposto nel seguito riprende e amplia quanto riportato nel SIA relativo alla Raffineria al *Paragrafo 5.3.1.2*.

La Raffineria e la Centrale Enipower contribuiscono alla concentrazione di PM10 nell'area tarantina attraverso emissioni dirette di particolato e precursori di particolato secondario (si veda l' *Allegato 1A, al Paragrafo 1*, per le definizioni e una descrizione generale del problema PM10).

Le emissioni di Raffineria e della Centrale Enipower in condizioni ante operam e post operam sono riportate nelle seguenti *Tablelle 2a e 2b*, dove sono riassunte le emissioni delle Polveri e quelle di Ossidi di Azoto e Anidride Solforosa che, come descritto nell' *Allegato 1A*, assieme ai composti organici volatili possono considerarsi i precursori principali del particolato secondario. Si sottolinea che le emissioni ante operam riportate nelle seguenti *Tablelle* comprendono anche le emissioni dei nuovi impianti previsti dal progetto Hydrocracking, attualmente in fase di autorizzazione.

Si deve notare che, per quanto riguarda le emissioni di particolato dalla Centrale elettrica EniPower, che sarà alimentata a gas naturale, si sono considerate emissioni trascurabili, come ampiamente discusso al *paragrafo 1.4 dell' Allegato 1A*.

Tabella 2a

Sommario Emissioni Polveri Ante Operam e Post Operam

Camino	Ante Operam ¹		Post operam	
	mg/Nm ³	kg/h	mg/Nm ³	kg/h
E1	46,1	6,8	46,1	6,8
E2	48,6	11,2	48,6	11,2
E3 ²	40,0	24,7	trascurabile	trascurabile
E4	29,3	0,2	29,3	0,2
E7	-	-	-	-
E8	3,2	0,2	3,2	0,2
E9	4,0	0,4	4,0	0,4
E10	14,2	0,2	14,2	0,2
E11			4,0	0,3
A ²			-	-
B ²			-	-
Totale orario di sito		43,7		19,3
		t/a		t/a
Totale annuo di sito³		383,7		170,3

1) *Comprensivo del Progetto Hydrocraker, attualmente in fase di autorizzazione*
2) *Centrale EniPower*

Tabella 2b

Sommaro Emissioni di SO₂ e NO_x Ante Operam e Post Operam

Camino	Ante Operam ¹				Post operam			
	SO ₂		Nox		SO ₂		Nox	
	mg/Nm	kg/h	mg/Nm	kg/h	mg/Nm	kg/h	mg/Nm	kg/h
E1	1.012,0	150,3	340,4	50,6	1.012,0	150,3	340,4	50,6
E2	825,4	190,2	222,2	51,2	825,4	190,2	222,2	51,2
E3 ²	360	222,3	136,0	84,0	18,0	6,7	50,0	18,7
E4	34,8	0,3	197,9	1,4	34,8	0,3	197,9	1,4
E7	14,7	0,02	102,7	0,2	14,7	0,02	102,7	0,2
E8	4,4	0,3	92,1	5,3	4,4	0,3	92,1	5,3
E9	28,0	3,1	10,0	1,1	28,0	3,1	10,0	1,1
E10	1.500,0	22,8	100,0	1,5	1.500,0	22,8	100,0	1,5
E11	-	-	-	-	28,0	2,4	160	13,7
A ²					0	0	40	25,7
B ²					0	0	40	25,7
Totale orario di sito		589,3		195,3		376,1		195,1
		t/a		t/a		t/a		t/a
Totale annuo di sito³		5.161,9		1.711,2		3.294,6		1709,1

1) Comprensivo del Progetto Hydrocraker, attualmente in fase di autorizzazione

2) Centrale EniPower

Come si può notare, nonostante il previsto aumento della capacità di lavorazione della Raffineria e l'incremento della potenza elettrica della Centrale EniPower, l'installazione di nuovi forni, e quindi di nuovi camini necessari ai nuovi impianti di desolfurazione gasoli e benzine, le emissioni complessive di area diminuiranno sostanzialmente.

Tali diminuzioni sono possibili a seguito delle misure e dei motivi brevemente descritti nel seguito.

2.1

INCREMENTO DELLA CAPACITÀ DI LAVORAZIONE DELLA RAFFINERIA DI TARANTO

La realizzazione del progetto Hydrocracker, attualmente in fase di autorizzazione, consentirà una produzione di un quantitativo maggiore di prodotti finiti leggeri, a discapito della produzione di prodotti finiti pesanti. Tale nuovo assetto di Raffineria consentirà di utilizzare come combustibile nei forni degli impianti maggiori quantitativi di fuel gas a fronte di una riduzione dell'utilizzo di fuel oil.

Nel progetto di incremento della capacità di lavorazione della Raffineria di Taranto è prevista la realizzazione di 3 nuovi forni che costituiranno nuove sorgenti di emissioni continue di Raffineria.

In questi nuovi forni sarà utilizzato come combustibile solo fuel gas.

Il fuel gas, essendo un combustibile gassoso, garantirà emissioni poco significative di PM10 e decisamente inferiori alle rispettive emissioni determinate dall'utilizzo di fuel oil.

I forni, inoltre, saranno dotati di bruciatori a bassa emissione di azoto (low-NO_x, descritti in dettaglio nel seguito) e saranno quindi allineati alle Best Available Technologies (BAT) relativamente alla *gestione globale della combustione e dei combustibili utilizzati per la riduzione delle emissioni convogliate in atmosfera di NO_x*, come indicato nel documento “*Linee guida per l’identificazione delle Migliori Tecniche Disponibili, Categoria IPPC 1.2: Raffinerie di petrolio e di gas*”.

I due nuovi forni degli impianti di distillazione primaria (Topping e Vacuum) saranno dotati di una unità di preriscaldamento dell’aria comburente tramite i fumi caldi di combustione; anche questa tecnica è allineata con quanto previsto nelle BAT per il miglioramento dell’efficienza energetica.

2.2

POTENZIAMENTO DELLA CENTRALE ENIPOWER

Il piano di intervento sulla CTE EniPower prevede l’installazione di un impianto a Ciclo Combinato che utilizza due turbine a gas di ultima generazione accoppiate a due caldaie a recupero. Le nuove apparecchiature prevedono l’utilizzo delle più evolute tecnologie che rappresentano la Best Available Technology (BAT) attuale, secondo i criteri di massimo contenimento delle emissioni in atmosfera di inquinanti e ottenimento della massima efficienza termodinamica.

Con la realizzazione del nuovo impianto sarà possibile la dismissione di due caldaie ad olio combustibile a bassa efficienza della Centrale EniPower esistente.

Il progetto, in particolare, prevede l’installazione di:

- due nuove turbine alimentate a gas naturale, ciascuna da 75 MWe, con i rispettivi camini denominati A e B;
- due caldaie a recupero le quali, sfruttando il calore prodotto dai gas combusti ad alta temperatura delle turbine a gas, generano vapore ad alta pressione che viene convogliato alla turbina a vapore;
- una turbina a vapore da 90 MWe ad estrazione e condensazione.

Oltre all’installazione dell’impianto a Ciclo Combinato, è prevista anche l’ottimizzazione del sistema di abbattimento di NO_x sulla turbina a gas esistente (TG7501-G5 da 39 MWe), con conseguente considerevole riduzione delle emissioni dal camino denominato E3.

Nel complesso, tali modifiche comporteranno, rispetto alla configurazione esistente:

- un considerevole incremento dell’efficienza della centrale nell’assetto futuro;

- una consistente riduzione delle emissioni di SO₂, NO_x e polveri grazie all'utilizzo di tecnologie di combustione a bassa emissione (bruciatori DLN nei turbogas) e all'impiego di gas naturale come combustibile.

2.3 *TECNOLOGIA LOW NOX*

2.3.1 *Tecnologia Dry-Low NOx per Caldaie e Forni della Raffineria*

In un combustore tradizionale la miscela di aria e combustibile è iniettata in un solo punto della camera di combustione. La fiamma risultante è quindi composta da una prima zona molto calda di forte ossidazione alla base della fiamma e da una seconda zona più fredda nella parte periferica della fiamma. La prima zona, dove la combustione avviene in condizioni stechiometriche, avviene la maggiore produzione di NO_x a causa della temperatura molto elevata. Nella seconda zona, dove la temperatura è meno elevata, il contributo alla formazione di NO_x risulta invece modesto.

Nel combustore di nuova concezione Low Nox l'aria e il combustibile sono introdotti in camera di combustione in modo da ridurre la disponibilità di ossigeno nella combustione e ridurre quindi i picchi di temperatura nella fiamma. Nel combustore Low NO_x è quindi ritardata la conversione in NO_x dei componenti dell'azoto presenti nel combustibile e la formazione di NO_x termico, mantenendo nello stesso tempo un'alta efficienza di combustione. I bruciatori Low NO_x possono essere:

- con immissione graduale di aria (*air staged*);
- con ricircolo dei gas di combustione (*flue gas recirculation*);
- con immissione graduale di combustibile (*fuel staged*).

Bruciatori Low NOx con Immissione Graduale di Aria

Il principio di funzionamento di tali bruciatori è il seguente:

- l'aria comburente in ingresso è frazionata in un flusso primario e uno secondario. L'aria primaria immessa è in quantità inferiore a quella stechiometrica;
- il combustibile viene iniettato interamente nella gola del bruciatore e combinato con l'aria primaria; in questa zona il combustibile in eccesso brucia parzialmente e l'azoto contenuto viene convertito in ammoniaca e ossidi di azoto, che successivamente vengono trasformati in azoto elementare abbassando in questo modo gli NO_x da combustione;
- la temperatura di picco di fiamma si abbassa nella zona di combustione primaria ricca di combustibile;
- nella zona di combustione secondaria viene aggiunta aria per completare la combustione.

Questa tipologia di bruciatori viene impiegata essenzialmente per applicazioni con combustibili liquidi in pressione; la riduzione attesa del contenuto di ossidi di azoto è pari al 40÷65% rispetto a bruciatori tradizionali. Una possibile controindicazione nell'utilizzo di tali bruciatori è la formazione di fiamme più lunghe e larghe rispetto ai bruciatori convenzionali, che possono provocare tensioni termiche e fatica dei metalli.

Bruciatori Low NOx con Ricircolo dei Gas di Combustione

In questo tipo di bruciatori Low NOx una parte dei gas di scarico è ricircolata in camera di combustione. Questo accorgimento abbassa la temperatura massima della fiamma e di conseguenza riduce la formazione degli NOx termici. L'aggiunta di gas di scarico riduce inoltre la pressione parziale dell'ossigeno nell'aria di combustione, limitando in questo modo la quantità di ossigeno disponibile per la reazione con l'azoto.

Bruciatori Low NOx con Immissione Graduale di Combustibile

Il principio di funzionamento di tali bruciatori è il seguente:

- una parte del combustibile viene iniettato nell'aria di combustione e brucia in una zona di combustione molto magra, cioè ricca d'aria (come nel caso dei bruciatori con immissione graduale di aria, questa combustione magra, abbassando la temperatura di picco, riduce la formazione di NO_x termici);
- il resto del combustibile viene iniettato in una zona secondaria e bruciato;
- i prodotti di combustione e gli inerti della zona primaria riducono le temperature di picco e la formazione degli NO_x.

I bruciatori con immissione graduale di combustibile possono ridurre le emissioni di azoto sino al 50÷70%; inoltre sono in grado di funzionare con una lunghezza di fiamma minore, limitando la fatica dei metalli.

Nella seguente *Tabella* si riporta inoltre un estratto del *Paragrafo 3.4* del documento "Reference Document on Best Available Techniques- Large Combustion Plants" della Commissione Europea.

Tale *Tabella* riportano le performances delle diverse misure primarie di abbattimento delle emissioni di NOx. Come è possibile notare, l'utilizzo di bruciatori Low NOx risulta una delle tecniche che consente il maggiore abbattimento delle emissioni di NOx, che possono essere ridotte fino al 70 % rispetto a quelle tipiche dei bruciatori tradizionali.

3.4.1.7 General performance of primary measures for reducing NOx emissions

Primary measure	General NOx reduction rate*	General applicability	Applicability limitations	Remarks
Low excess air	10 – 44 %	All fuels	• incomplete burnout	• NOx reduction strongly depends on the emission level of the uncontrolled plant • it might be necessary to seal the furnace, the mills and the air preheater in order to allow application of low excess air firing.
Air staging in the furnace	10 – 70 %	Generally restricted to gas and oil fired plants for retrofit only	Incomplete burn-out (and thus high CO and unburned carbon levels) is valid for 'BOOS', 'BBS' and 'OFA'	• problems may arise maintaining the fuel input, because the same amount of thermal energy has to be supplied to the furnace with fewer operating burners.
		All fuels for retrofit only		
		All fuels		
Flue-gas recirculation	<20 % for coal-fired boilers and from 30 – 50 % for gas-fired plants combined with overfire air	All fuels	• flame instability	• retrofitting an existing boiler with flue-gas recirculation presents some adaptation difficulties, mostly due to efficiency losses of both the boiler and the burners, except when recirculating very small amounts of flue-gas • this NOx abatement measure can be used for retrofitting when combined with air staging • recirculation of flue-gas results in additional energy consumption due to the recirculation fan
Reduced air preheat	20 – 30 %	Not suitable for coal-firing wet bottom boilers		• the amount of emission reduction achievable mainly depends on the initial air preheat temperature and on the temperature that is achieved after this measure has been implemented.

* Notes:

- if different primary measures to reduce nitrogen oxide emissions are combined the reduction rate can, in general, neither be added nor be multiplied. The combined reduction rate depends on a number of site-specific factors and needs to be validated on a plant-by-plant basis
- not all of the primary measures can be applied to all existing boilers, depending on the combustion configuration and the fuel
- new plants are already fitted with primary measures as part of their basic design.

Table 3.11: General performance of primary measures for reducing NOx emissions [33, Ciemat, 2000]

Primary measure	General NOx reduction rate *	General applicability	Applicability limitations	Remarks	
Fuel staging (reburning)	50 – 60 % (70 – 80 % of the NOx formed in the primary combustion zone can be reduced)	all fuels		• reburning offers some advantages, such as compatibility with other primary NOx emission reduction measures, simple installation of the technique, use of a standard fuel as the reducing agent, and very small amounts of additional energy. The additional energy consumption by reburning coal over coal can be higher than using natural gas as a reburning fuel • combustion downstream of the primary zone also produces nitrogen oxides • when using natural gas as the reburning fuel, particulate matter, SO2 and CO2 are also reduced in direct proportion to the amount of coal replaced.	
Low-NOx burner (LNB)	Air-staged LNB	25 – 35 %	all fuels	• flame instability • incomplete burn-out	• low NOx burners can be used in combination with other primary measures such as overfire air and reburning of flue-gas recirculation • low NOx burners with overfire air can achieve reduction rates of 35 – 70 % [33, Ciemat, 2000]. • a drawback of first generation low NOx burners is the space requirement of the flame separation: the diameter of low NOx flames is about 30 to 50 % larger than for conventional flames.
	Flue-gas recirculation LNB	up to 20 %	all fuels	• flame instability	
	Fuel-staged LNB	50 – 60 %	all fuels	• flame instability • incomplete burn-out	

* Notes:

- when combining different primary measures to reduce nitrogen oxide emissions the reduction rate can in general neither be added nor be multiplied. The combined reduction rate depends on a number of site specific factors and needs to be validated on a plant-by-plant basis
- not all of the primary measures can be applied to all existing boilers, their application depends on the combustion configuration and the fuel
- new plants are already fitted with primary measures as part of their basic design.

Table 3.12: General performance of primary measures for reducing NOx emissions [33, Ciemat, 2000]

2.3.2

Tecnologia Dry Low NOx per i nuovi Turbogas:

Nella seguente Tabella sono riportate le “Best Available Technologies (BAT)” per la riduzione delle emissioni di NOx e CO relative agli impianti di combustione a gas.

Nel successivo riquadro, si riporta una descrizione della tecnologia Dry Low NOx (DLN), che sarà adottata nei nuovi Turbogas della Centrale EniPower.

Plant type	Emission level associated with BAT (mg/Nm ³)		O ₂ level (%)	BAT options to reach these levels	Monitoring
	NO _x	CO			
Gas turbines					
New gas turbines	20 - 50	5 - 100	15	Dry low-NO _x premix burners (standard equipment for new gas turbines) or SCR	Continuous
DLN for existing gas turbines	20 - 75	5 - 100	15	Dry low-NO _x premix burners as retrofitting packages if available	Continuous
Existing gas turbines	50 - 90 ⁽¹⁾	30 - 100	15	Water and steam injection or SCR	Continuous
Gas engines					
New gas engines	20 - 75 ⁽²⁾	30 - 100 ⁽³⁾	15	Lean burn concept low-NO _x tuned and oxidation catalyst for CO or SCR and oxidation catalyst for CO	Continuous ⁽⁴⁾
New gas engine with HRSG in CHP mode	20 - 75 ⁽²⁾	30 - 100 ⁽³⁾	15	Lean burn concept low-NO _x tuned and oxidation catalyst for CO or SCR and oxidation catalyst for CO	Continuous ⁽⁴⁾
Existing gas engines	20 - 100 ⁽²⁾	30 - 100 ⁽³⁾	15	Low-NO _x tuned	Continuous ⁽⁴⁾
1	Industry and one Member State claimed that the amount of water or steam that can be injected in an existing gas turbine is limited. Injection high amounts of water or steam may lead to damage of gas turbine components. Therefore, they claimed that the range needs to be substituted by 80 - 120 mg/Nm ³ .				
2	Industry claimed that these ranges are not according the BAT approach. The reason given was that the range given as BAT is the same as the one given by the American LAER approach (lowest achievable emission rate). Industry proposed an environmental quality driven approach taking the surrounding (urban/other areas) into account. That means that small plants situated in rural areas shall have lower BAT levels than large plants in city areas. Industry claimed that levels of 190 mg/Nm ³ (15 % O ₂) in gas mode represented the overall emission optimum considering the lowest possible fuel consumption and unburned gaseous emission of CO, VOC etc. for spark-ignited (SG) and dual fuel engines (DF) in gas mode.				
3	Industry mentioned that due to technical reasons (fuel composition impact), CO should be at a level of 110 - 350 mg/Nm ³ (15 % O ₂) in order to represent BAT.				
2	Another industry representative claimed that the ranges should be changed to:				
3	90 - 190 mg/Nm ³				
3	100 mg/Nm ³				
	because the emission levels associated with BAT for gas engines are only applicable for burning natural gas and not for renewable gases like landfill gas, biogas or purification gas. Moreover, they claimed that such levels would create disadvantages for competitiveness in the market for such gases.				
4	One industry representative proposed changing to discontinuous monitoring because continuous engine emission monitoring is not common practice for stationary internal combustion engines.				

Table 7.36: BAT for the reduction of NO_x and CO emissions from some gas-fired combustion plants

Plant type	Emission level associated with BAT (mg/Nm ³)		O ₂ level (%)	BAT options to reach these levels	Monitoring
	NO _x	CO			
Gas-fired boilers					
New gas-fired boilers	50 - 100 ⁽¹⁾	30 - 100	3	Low-NO _x burners or SCR or SNCR	Continuous
Existing gas-fired boiler	50 - 100 ⁽²⁾	30 - 100	3	Low-NO _x burners or SCR or SNCR	Continuous
CCGT					
New CCGT without supplementary firing (HRSG)	20 - 50	5 - 100	15	Dry low-NO _x premix burners or SCR	Continuous
Existing CCGT without supplementary firing (HRSG)	20 - 90 ⁽³⁾	5 - 100 ⁽⁵⁾	15	Dry low-NO _x premix burners or water and steam injection or SCR if the required space has already been foreseen in the HRSG	Continuous
New CCGT with supplementary firing	20 - 50	30 - 100	Plant spec.	Dry low-NO _x premix burners and low-NO _x burners for the boiler part or SCR or SNCR	Continuous
Existing CCGT with supplementary firing	20 - 90 ⁽⁴⁾	30 - 100 ⁽⁶⁾	Plant spec.	Dry low-NO _x premix burners or water and steam injection and low-NO _x burners for the boiler part or SCR if the required space has already been foreseen in the HRSG or SNCR	Continuous
1,2	Industry claimed that the ranges need to be changed to:				
3	upper end to 120 mg/Nm ³				
3	80 - 120 mg/Nm ³				
	because gas fired boilers depend on the firing temperature, the type of burners, the size of the boiler, the heating surfaces, the air temperature and the load factor of the power plant. In case the boiler is equipped with flue-gas recycling it is possible to decrease the NO _x emission to a level of 100 mg/Nm ³ . However, retrofitting an existing boiler with flue-gas recycling will require high (not cost effective) investment costs.				
2	One Member State proposed that for existing gas fired boilers, which have been converted recently from heavy fuel oil to burn natural gas, after full modification with primary measures to reduce NO _x (flue-gas recirculation, fuel and air staging), the BAT achievable emission levels should be modified to 10 - 150 mg/Nm ³ .				
4	Industry mentioned that due to the large wall burners which are used for supplementary firing of the HRSG the NO _x emission of the gas turbine may increase in 10 - 20 mg/Nm ³ . This increase is caused by local high temperatures of these duct burners. Therefore, the level associated with BAT in the case of supplementary firing should be 80 - 140 mg/Nm ³ .				
3,4	One Member State claimed that the upper BAT levels for CCGT plants >50 MW cannot be over 80 mg/Nm ³ and for plants over 200 MW the upper BAT level should be below 35 mg/Nm ³ because these levels have already been fixed as ELVs in the Member State in question.				
5	One Member State claimed that the upper levels of CO for CCGT plants >50 MW cannot be over 35 mg/Nm ³ because this level has already been fixed as ELV in the Member State in question.				

Table 7.37: BAT for the reduction of NO_x and CO emissions from some gas-fired combustion plants

Segue una breve di questa tipologia di combustori relativamente alle turbine a gas:

Combustori DLN

La nuova centrale a ciclo combinato sarà realizzata con turbine a gas alimentate a gas naturale e dotate di bruciatori Dry Low NO_x (DLN o DLE), che consentono una bassa emissione di inquinanti gassosi (NO_x, CO, VOC) adottando una tecnologia ampiamente diffusa e consolidata disponibile sul mercato.

La tecnologia consente di abbattere le emissioni di inquinanti gassosi mediante sistemi a secco basati sull'ottimizzazione del sistema di combustione e di controllo della macchina, ovvero senza il contributo di iniezioni di acqua o vapore che rappresentano una forma di controllo delle emissioni poco efficiente.

La formazione di inquinanti gassosi (NO_x, CO e VOC) nelle turbine a gas è strettamente legata al carico elettrico; l'ottimizzazione del sistema in termini di efficienza e controllo della combustione viene definita ai carichi elettrici elevati (base load). In particolare, a carichi elettrici elevati è predominante la formazione di NO_x a causa della temperatura di fiamma elevata, mentre ai bassi carichi è predominante l'effetto dello scadimento dell'efficienza di combustione che comporta la formazione di CO e VOC.

La formazione di CO deriva principalmente da bassi tempi di permanenza ad alta temperatura, mentre la formazione di VOCs deriva da particelle di combustibile dovute a combustione incompleta.

La formazione di NO_x è legata a 3 meccanismi:

- NO_x termici, dipendente dalla temperatura di fiamma e dal tempo di residenza
- NO_x dal processo di reazione di idrocarburi presenti nel combustibile con ossigeno ed azoto presenti nell'aria comburente (meccanismo "prompt")
- NO_x derivati da azoto organico presente nel combustibile (trascurabile nel gas naturale)

I nuovi sistemi di controllo della temperatura di fiamma ottimizzano il processo di combustione regolando il rapporto stechiometrico aria/combustibile, per mantenere la temperatura di fiamma alle temperature di minima formazione di NO_x compatibili con la stabilità di combustione. Tale sistema viene realizzato nei combustori tipo DLN mediante un controllo della miscela aria/combustibile sottostechiometrica (miscela povera) in modalità "premix" ai carichi elettrici medio/alti (tipicamente 60% - 100%), mentre ai bassi carichi viene spesso utilizzato il tradizionale sistema a diffusione, in cui il processo di miscelazione aria/combustibile e la combustione avvengono simultaneamente. La premiscelazione di aria e combustibile gassoso permette di evitare formazioni locali di zone ad alta temperatura ("hot spot") che causano la formazione di NO_x.

La formazione delle miscele "povere" richiede particolare attenzione alla progettazione delle camere di combustione delle turbine a gas nelle camere di premiscelazione e negli ugelli, per evitare fenomeni di "flash back" o di instabilità acustica della fiamma.

La progettazione dei combustori diventa parte integrante con la turbina a gas e con il proprio sistema di controllo.

I limiti di emissione di NO_x attualmente raggiungibili nelle turbine a gas alimentate a gas naturale di taglia commerciale con combustori DLN rientrano nel campo tra 15 – 25 ppm (@ 15% di O₂ nei fumi secchi), valori che vengono normalmente conseguiti in un campo di funzionamento tra 60% ed il 100% del carico elettrico.

Come analizzato in dettaglio nello SIA al *Paragrafo 5.3.1.2*, le emissioni dirette di polveri contribuiscono in modo non significativo alla concentrazione di PM10 nei dintorni della Raffineria, che è invece da ricondursi in gran parte alla presenza delle altre attività antropiche (industriali e traffico) presenti sul territorio.

Nella *Tabella* seguente si è riportato infatti a titolo esemplificativo il valore di concentrazione media annua e massima di Polveri calcolato con i modelli di calcolo descritti nello SIA (ISC3) alle centraline più rappresentative (per ubicazione) in confronto ai valori medi di qualità dell'aria determinati nel periodo 2003-2005 in entrambi gli scenari ante operam e post operam, ricordando che le polveri comprendono (nel senso che sono sicuramente maggiori) il PM10 che ne costituisce una frazione (generalmente non superiore all'80%).

Tabella 3a

Confronto Concentrazioni Medie Annue Misurate e Stimate dal Modello ISC3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Recettore	Concentrazioni medie misurate PM10		Concentrazioni da modello Polveri			
	Media	Massima	Scenario Ante Operam ¹		Scenario Post Operam	
	(media 03/04/05)		Media	Massima	Media	Massima
Palagiano	-	-	0,04	4,5	0,016	2,5
Crispiano	-	-	0,06	7,8	0,035	3,9
Montemesola	-	-	0,04	9,8	0,027	5
Talsano	-	-	0,08	2,3	0,048	0,57
Leporano	-	-	0,09	3,2	0,050	0,16
Statte	-	-	0,09	15,4	0,060	10
Massafra	-	-	0,07	12,0	0,041	4,4
Piazza Garibaldi	52,5	113,5	0,11	3,9	0,075	1,9
Via Orsini	48,1	341	0,04	5,1	0,025	2,4
San Vito	-	-	0,04	2,8	0,025	1,2
Paolo VI	50,5	510	0,05	8,9	0,028	2,1
Villa Peripato	68,1	663	0,09	3,5	0,066	1,1
Via Dante	40,5	191	0,10	3,2	0,070	1,4
Nuove Centraline Attive da 2005 (rif anno 2005)						
Via Ancona	38,3	339,0	0,11	2,9	0,075	2,6
Dep. Gennarini	38,4	342,0	0,092	2,5	0,047	2,8
Camuzzi	40,8	360,0	0,058	4,6	0,04	1,2
Osp. Testa	41,7	451,0	0,056	5,65	0,053	1,4
Stadio Mazzola	37,2	321,0	0,088	3,06	0,06	0,7
Talsano-Via Mediterraneo	35,3	441,0	0,074	2,9	0,047	1,3

1) *Comprendivo del Progetto Hydrocraker, attualmente in fase di autorizzazione*

Oltre alla componente primaria di Polveri, che è quella emessa direttamente in atmosfera, vi è una componente secondaria, che si forma a seguito di

processi chimico-fisici anche a grande distanza dal punto di emissione. La componente secondaria è caratterizzata dall'essere costituita da particelle di piccole dimensioni (inferiori a 1-2 micrometri).

Precursori del Particolato secondario sono gli SO_x, gli NO_x, i COV e l'NH₃.

La chimica dell'ozono è accoppiata alla chimica del particolato, e quest'accoppiamento è di grande importanza per comprendere i processi che controllano i livelli di ambedue gli inquinanti.

Come riportato in maggior dettaglio in *Allegato 1A*, la trasformazione di SO₂ in solfati avviene in presenza di nebbia o nelle nubi per opera del perossido di idrogeno o dell'ozono disciolti (un altro meccanismo è quello in fase gassosa che porta alla formazione tramite OH di H₂SO₄, che rapidamente si trasferisce nella fase particolato per nucleazione o condensazione su superfici di aerosol esistenti).

La formazione di HNO₃ dall'NO₂ tramite OH è una reazione di terminazione del ciclo fotochimico (insieme alla formazione di PAN), e in presenza di ammoniaca porta alla formazione di nitrato di ammonio (fase particolato); HNO₃ si forma pure a partire dal radicale NO₃⁻ (alla cui origine c'è l'O₃) tramite reazioni con composti organici o in goccioline d'acqua.

Aerosol organico secondario si forma allorché una molecola organica reagisce con OH⁻, O₃ o NO₃⁻ per produrre prodotti semivolatili che si ripartiscono tra la fase gassosa e la fase aerosol.

Non è possibile conoscere con certezza la percentuale di conversione, sebbene si possa fare la seguente considerazione: a livello generale la maggior parte del particolato secondario è costituito da solfati mentre i nitrati ne costituiscono una frazione più limitata; viceversa i livelli di concentrazione di ossidi di zolfo, in atmosfera, sono ovunque (in Europa) ben inferiori a quelle di azoto. La percentuale di conversione degli ossidi di azoto in nitrati dovrebbe quindi risultare bassa mentre dovrebbe risultare più alta quella di conversione dei composti dello zolfo. In *Allegato 1A*, al *Paragrafo 1.8* sono riportate delle stime dalle quali si dimostra che nell'area di riferimento la conversione di entrambi Solfati e Nitrati dovrebbe essere ben inferiore al 10%.

A livello assoluto l'incidenza di un'installazione industriale come una Raffineria sulle emissioni di precursori all'interno di un'area vasta come quella dell'intera Puglia (che è la più piccola regione di riferimento per la valutazione delle concentrazioni) è comunque limitata essendo comunque bassa l'emissione di ossidi di zolfo e di ossidi di azoto se riferita agli ossidi di zolfo e di azoto emessi dal traffico e dalle altre attività industriali nell'intera area di riferimento.

Qualora volessimo quindi ipotizzare una trasformazione degli ossidi di zolfo e di azoto in PM₁₀ nell'area di Raffineria dovremmo ipotizzare una conversione bassissima.

Anche ipotizzando una conversione molto alta e non realistica nell'area di riferimento, il contributo alla formazione di PM₁₀ sarebbe comunque

modesto e, passando dallo scenario attuale a quello futuro, comunque in miglioramento.

A titolo puramente indicativo possiamo ipotizzare una conversione della concentrazione di SO_x a PM₁₀ del 60% e di ossidi di azoto del 10%, in accordo con quanto indicato nel *Paragrafo 1.8.3 dell'Allegato A*.

Considerando la seguente *Tabella 3b*, che riporta le concentrazioni al suolo medie annue di SO₂, NO_x e Polveri nella situazione ante operam e in quella post operam (media sui ricettori che hanno rilevato NO_x, SO₂ e Polveri nel triennio 2003-2005 e riportati nella precedente *Tabella 3a*) con le conversioni sopra indicate, sulle concentrazioni medie annue si otterrebbero i risultati nella successiva *Tabella 3c*.

Si sottolinea tuttavia che il calcolo effettuato è puramente indicativo in quanto il particolato secondario si forma in seguito a processi che avvengono anche a grande distanza dal punto di emissione. Pertanto, la modellizzazione del processo di formazione e ricaduta al suolo risulta notevolmente complesso e dovrebbe fare riferimento a un'area molto vasta (livello regionale).

Tabella 3b

Confronto tra le Concentrazioni Medie Annue Calcolate dal Modello ISC3 nella Situazione Ante Operam e Post Operam (µg/m³)

	Scenario Ante Operam ¹			Scenario Post Operam		
	SO ₂	NO _x	Polveri	SO ₂	NO _x	Polveri
Media sui ricettori	1,09	0,35	0,07	0,91	0,46	0,04

1) Comprensivo del Progetto Hydrocraker, attualmente in fase di autorizzazione

Tabella 3c

Scenari Ante Operam e Post Operam: Confronto tra un'Ipotesi di Conversione di Gas Acidi a PM₁₀ ai Principali Recettori. Concentrazioni Mediate (µg/m³)

Scenario	Concentrazioni di PM ₁₀ medie annue totali indotte nelle ipotesi (cautelative) di cui sopra	Concentrazioni medie annue	
		SO ₂ media	NO _x media
Ante Operam ¹	0,69	1,09	0,35
Post Operam	0,59	0,91	0,46

1) Comprensivo del Progetto Hydrocraker, attualmente in fase di autorizzazione

Con il passaggio alla situazione post operam si osserva una riduzione della concentrazione al suolo media di PM₁₀ indotta rispetto alla situazione ante operam nelle aree limitrofe alla Raffineria, a cui si deve aggiungere una concentrazione inferiore rispetto a quella ante operam del particolato, di cui alla *Tabella 3b*.

Nello scenario post operam si osserva dunque una diminuzione della concentrazione di polveri al suolo rispetto allo scenario ante operam.

A ciò si deve aggiungere che la modifica di Raffineria determina, a parità di produzione, la riduzione del tenore di zolfo nei prodotti di Raffineria che verranno utilizzati come carburanti per autotrazione e come combustibili liquidi. Questo comporterà quindi, con le stesse ipotesi di cui sopra, la riduzione della formazione in atmosfera di particolato secondario.

4.1 UTILIZZO DI FUEL OIL E FUEL GAS

L'esercizio attuale del sito di Raffineria prevede l'utilizzo di fuel oil e fuel gas come combustibile nei forni degli impianti e nelle caldaie per la produzione di energia elettrica e vapore.

Nella seguente *Tabella* si riporta il consumo di combustibile negli anni 2001-2006.

Tabella 4.1a *Consumo di Combustibile della Raffineria e della Centrale EniPower. Anni 2001-2006*

Combustibile	Consumo					
	2001	2002	2003	2004	2005	2006
<i>Raffineria</i>						
Fuel Gas (t)	171.487	169.601	197.423	217.327	254.900	252.400
Fuel Oil (t)	109.007	96.214	71.439	77.136	71.100	59.512
<i>Centrale EniPower</i>						
Fuel Gas (t)	85.635	90.943	75.810	71.856	83.831	97.382
Fuel Oil (t)	62.202	57.123	56.115	46.126	56.176	47.842

I nuovi impianti previsti dal progetto Hydrocracking, attualmente in fase di autorizzazione, prevedono l'utilizzo dei combustibili riportati nella seguente *Tabella*.

Tabella 4.1b *Consumo di Combustibile nei nuovi Forni previsti dal Progetto Hydrocracking (in Fase di Autorizzazione)*

Combustibile	Impianto	Combustibile	Consumo (kg/h)
Fuel Gas	Hydrocracking	Fuel Gas	21
Fuel Gas + Off Gas*	Idrogeno	Fuel Gas + Off Gas*	97
Fuel Gas	Zolfo (TGT)	Fuel Gas	4

(*) Off Gas: riciclo gas di scarto

Nello scenario Post Operam, è prevista la realizzazione di tre nuovi forni di Raffineria, che saranno tutti alimentati mediante fuel gas. I consumi previsti per questi nuovi impianti sono riportati nella seguente *Tabella 4.1d*.

Per quanto riguarda la Centrale EniPower, con la realizzazione del ciclo combinato, sarà eliminato il consumo di fuel oil riportato nella precedente *Tabella 4.1a*.

Tabella 4.1c

Consumo di Combustibile nella Centrale EniPower a seguito del progetto di potenziamento

Combustibile	Impianto	Consumo (t/a)
Fuel Gas	Turbogas TG7501-G5	82.006
Gas naturale	Turbogas TG7501-G5 e nuovi Turbogas	285.584

Tabella 4.1d

Consumo di Combustibile nei nuovi Forni previsti dal Progetto di Ampliamento della Capacità di Lavorazione della Raffineria (Progetto Taranto Plus)

Combustibile	Impianto	Consumo (kg/h)
Fuel Gas	Topping & Vacuum	5.102
Fuel Gas	Desolforazione Gasolio (HDS3)	698

Si sottolinea inoltre che con la realizzazione del progetto Hydrocracking e del progetto Taranto Plus si avrà un miglioramento qualitativo della raffinazione nel sito di Taranto, che porterà a una maggiore produzione di fuel gas e a una riduzione della produzione di fuel oil. Nell'assetto futuro, quindi, si prevede un aumento percentuale dell'utilizzo come combustibile di fuel gas a fronte di una conseguente riduzione dell'utilizzo di fuel oil.

4.2

UTILIZZO DI GAS NATURALE

Con la realizzazione del progetto Hydrocracking, attualmente in fase di autorizzazione, è prevista la costruzione di un gasdotto di collegamento all'esistente rete Snam RG che rifornisce il mercato italiano, attraverso i collegamenti con i maggiori produttori mondiali di gas.

Il gasdotto si collegherà alla rete Snam nei pressi della stazione ferroviaria Bellavista situata a circa 4 km dalla Raffineria.

Tale gasdotto permetterà l'approvvigionamento di gas naturale al nuovo impianto di produzione idrogeno, che lo utilizzerà come materia prima in ingresso nel ciclo di produzione.

Il gasdotto sarà utilizzato anche dalla Centrale Enipower per l'approvvigionamento del gas naturale come combustibile necessario al funzionamento del nuovo ciclo combinato in progetto.

I consumi di gas naturale previsti sono riportati nella seguente *Tabella 4.2a*.

Tabella 4.2a

Consumo di Gas Naturale Previsto dall'Impianto di Produzione Idrogeno (Progetto Hydrocracking) e dal Potenziamento della Centrale EniPower (Progetto Taranto Plus)

Combustibile	Impianto	Consumo (Nm ³ /h)
Gas Naturale	Impianto Idrogeno*	45.000
Gas naturale	Centrale EniPower	41.677

* Utilizzato come materia prima per la produzione di Idrogeno

4.3

PRODUZIONE DI ENERGIA ELETTRICA

Nell'anno 2005 la Centrale EniPower di Taranto ha prodotto circa 437 GWh/anno di energia elettrica.

Di questi sono stati consumati all'interno del sito (dalla Raffineria e dalla Centrale) circa 327 GWh, mentre sono stati destinati al mercato esterno 110 GWh.

Nell'assetto Post Operam si prevede una produzione annua di energia elettrica pari a 2.156 GWh, di cui 730 GWh saranno consumati all'interno del sito (dalla Raffineria e dalla Centrale), mentre saranno destinati al mercato esterno circa 1.426 GWh.

La trasmissione dell'energia elettrica nella Rete Nazionale sarà garantita attraverso la realizzazione di un nuovo elettrodotto da 150 kV della lunghezza di 12,7 km che si collegherà alla Rete di Trasmissione Nazionale (RTN) tramite due tratti di linea sia all'elettrodotto "Pisticci - Taranto Nord", "Palagiano - Taranto Nord" e sia all'elettrodotto a 150 kV "Palagiano - Sural".

Allegato A

Il Particolato

INDICE

1	STATO DELLE CONOSCENZE SUL PROBLEMA "POLVERI"	1
1.1	IL PARTICOLATO	1
1.2	ORIGINE DEL PARTICOLATO PRIMARIO	4
1.3	ORIGINE DEL PARTICOLATO SECONDARIO	5
1.4	FATTORI DI EMISSIONE DI PARTICOLATO PER LE CENTRALI ELETTRICHE	6
1.5	METODI DI MISURA DEL PARTICOLATO AL PUNTO DI EMISSIONE	9
1.6	METODI DI MISURA DEL PARTICOLATO AMBIENTALE	10
1.7	RISULTATI DEI TEST DI MISURA AMBIENTALE	12
1.8	STIMA DELLE CONCENTRAZIONI AMBIENTALI DI PARTICOLATO	14
1.9	LIMITI DI CONCENTRAZIONE E METODI DI MISURA PREVISTI DALLA NORMATIVA	20
1.10	RISULTATI DI TEST DI MISURA AMBIENTALE INDOOR	21
1.11	STUDI SULLA PERICOLOSITÀ DEL PARTICOLATO SULLA SALUTE UMANA	22
1.12	SOLUZIONI PROPOSTE PER LA RIDUZIONE DELLE CONCENTRAZIONI DI PM₁₀	27
2	GLOSSARIO	29
3	BIBLIOGRAFIA	32

In questo documento sono sintetizzati alcuni studi inerenti il problema dell'inquinamento atmosferico da polveri e polveri fini con particolare riferimento alla frazione granulometrica definita PM_{10} e quelle inferiori. Le polveri di granulometria più grossolana hanno un comportamento ormai ben conosciuto, sono chimicamente stabili e danno luogo a concentrazioni significative solo nelle immediate prossimità della sorgente emissiva in quanto sono soggette a deposizione gravimetrica. L'argomento PM_{10} è trattato nel modo più ampio possibile, onde fornire una adeguata base di conoscenze, ampia ed esaustiva.

1.1

IL PARTICOLATO

Con il termine *Particolato* o *Polveri Totali Sospese (PTS)* si intende l'insieme di particelle disperse in atmosfera, solide e liquide, con diametro compreso fra 0,1 e 100 μm . Le *PTS* sono costituite da una complessa miscela di sostanze organiche e inorganiche, tra cui le principali sono sabbia, sostanze silicee di varia natura, sostanze vegetali, composti metallici, fuliggine, sali ecc.

Le particelle più grandi (con diametro maggiore di 10 μm) possono essere considerate le meno pericolose perché si depositano al suolo rapidamente e, se inalate, sono trattenute dalle prime vie respiratorie. Con il diminuire della loro dimensione, le particelle divengono via via più pericolose perché rimangono più a lungo in sospensione e perché riescono a penetrare più profondamente nell'organismo umano.

La classificazione delle particelle è effettuata in base al diametro aerodinamico, definito come il diametro equivalente di una sfera di densità unitaria e con le medesime caratteristiche aerodinamiche. L'utilizzo del diametro aerodinamico per la classificazione del particolato è generalmente il metodo più diffuso, in quanto esso è indicativo delle modalità di trasporto e rimozione in atmosfera, delle modalità di assunzione attraverso la respirazione da parte degli organismi viventi e, in parte, della sua composizione chimica e della sua origine.

Le particelle con diametro inferiore a 10 μm (PM_{10}) sono definite anche *polveri inalabili*, in quanto sono in grado di penetrare nel tratto superiore dell'apparato respiratorio (dal naso alla laringe). Le particelle con diametro inferiore a 2,5 μm ($PM_{2.5}$) costituiscono circa il 60% del totale di PM_{10} (in peso) e sono denominate *polveri toraciche* o *respirabili*, in quanto in grado di penetrare nel tratto inferiore dell'apparato respiratorio (dalla trachea agli alveoli polmonari). Queste ultime sono costituite anche da aerosol dovuto alla conversione di gas in particelle solide, a particelle derivanti dalla combustione e a vapori organici e metallici ricondensati.

Il *Particolato* può essere suddiviso, oltre che per la dimensione delle particelle che lo compongono, anche in funzione dei processi che lo hanno generato. Mediante questa seconda metodologia esso è generalmente suddiviso in *Particolato Primario* e *Particolato Secondario*.

Il *Particolato Primario* è costituito dalle particelle originatesi direttamente da processi meccanici di erosione, dilavamento e rottura di particelle grossolane, da processi di evaporazione dello spray marino in prossimità delle coste e da processi di combustione. Esso è costituito sia da particelle fini che grossolane.

Il *Particolato Secondario* è costituito dagli aerosol generatisi dalla conversione dei gas in particelle solide. Esso si forma attraverso processi di condensazione di sostanze a bassa tensione di vapore, precedentemente formatesi attraverso evaporazione ad alte temperature, o attraverso reazioni chimiche dei gas presenti in atmosfera. Il *Particolato Secondario* è formato esclusivamente da particelle fini, generalmente con diametro inferiore a 1 µm.

Occorre tenere presente che, per ovvi motivi geometrici, le particelle più piccole contribuiscono in modo più rilevante al numero totale di particelle che alla massa totale del particolato. Poiché, come descritto in seguito, le particelle più pericolose per la salute umana sono quelle più piccole, ne deriva la possibile scelta di stabilire limiti di concentrazione, espressi in termini di peso per unità di volume di aria, differenziati per classe granulometria (ad esempio per il PM_{2,5}, PM₁₀ e PTS).

La composizione del particolato dipende dall'area di provenienza e dalla tipologia della sorgente di emissione. Come si può notare dalle seguenti *Figure 1.1a-c* il particolato analizzato in aree urbane e rurali presenta caratteristiche non troppo diverse: ciò si spiega tenendo conto che il particolato secondario costituisce una parte rilevante del particolato totale e che il particolato secondario ha una natura chimica abbastanza costante, indipendente dalla tipologia di sorgente che ne emette i precursori. Inoltre, il particolato secondario ha una lenta velocità di formazione, per cui le variazioni di concentrazione e natura chimica sono piccole all'interno di regioni della dimensione tipica di un centro urbano, in quanto la turbolenza ed il vento atmosferico tendono ad uniformare gli inquinanti (questo concetto è approfondito nel seguito).

Per contro, il particolato di origine naturale ha una composizione significativamente diversa, soprattutto in termini di carbonio elementare e solfati.

Figura 1.1a *Composizione Media del Particolato di Origine Urbana (sito Internet Ministero dell'Ambiente e per la Tutela del Territorio – 2003)*

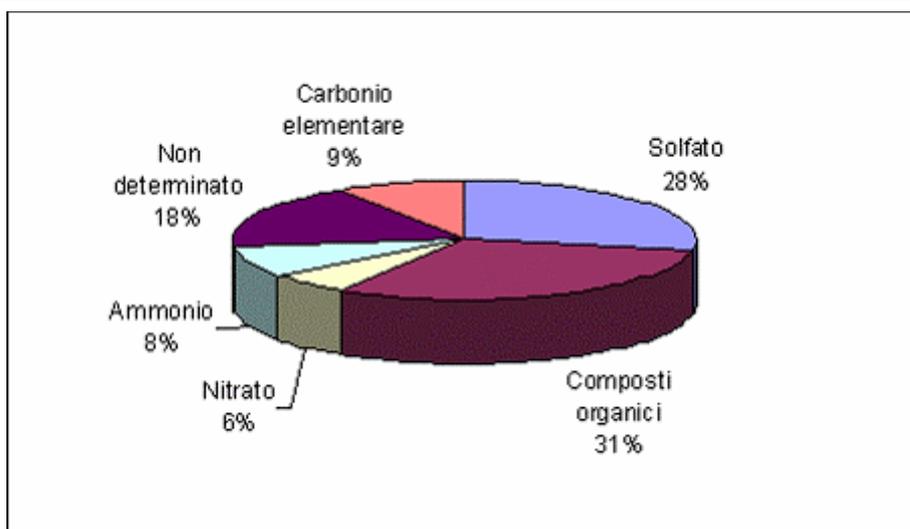
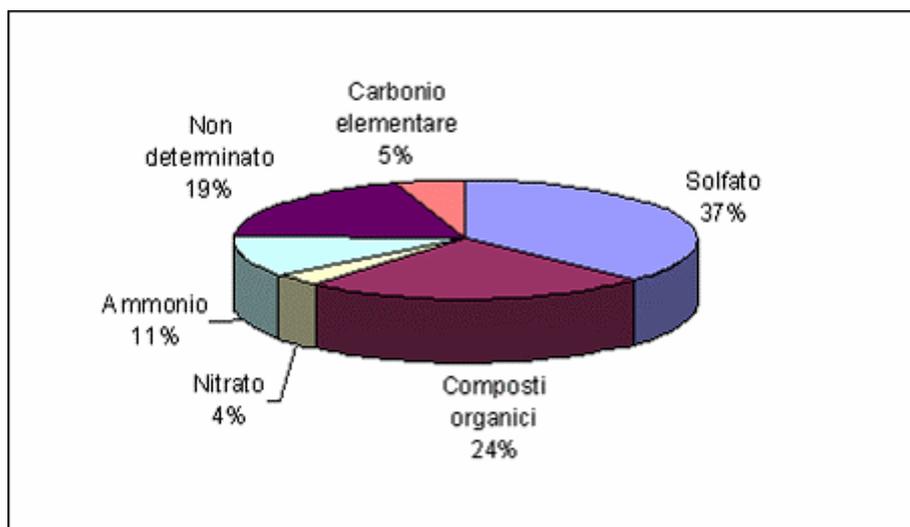
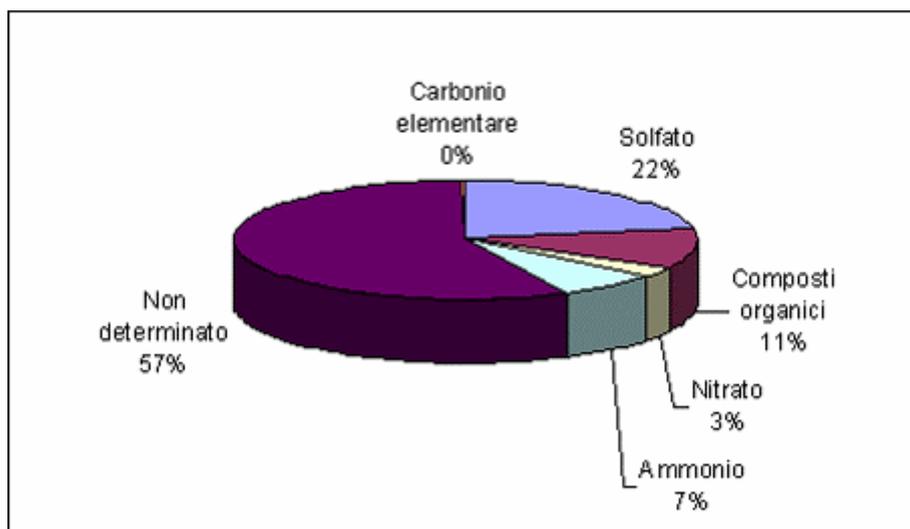


Figura 1.1b *Composizione Media del Particolato di Origine Rurale (sito Internet Ministero dell'Ambiente e per la Tutela del Territorio – 2003)*





Come riportato nel documento “*Air Quality Guidelines*” dell’Organizzazione Mondiale per la Sanità¹⁰, un recente studio effettuato sulla fenomenologia del particolato atmosferico ha individuato nei solfati e nelle sostanze organiche i maggiori componenti, in peso, del PM₁₀ e del PM_{2.5}, a cui si aggiungono i nitrati, generalmente significativi solo nei giorni con concentrazioni di PM₁₀>50 µg/m³.

Una porzione significativa del particolato organico è prodotta da motori e in processi chimici complessi. Anche gli oli lubrificati e i loro additivi possono produrre particolato organico. Alcuni studi sul particolato emesso da auto da benzina (con e senza marmitta catalitica) e camion diesel hanno misurato quantitativamente più di 100 composti inorganici (n-alcani, loro derivati acidi, benzaldeidi, acidi benzoici). Tra questi, i prodotti di maggiore interesse sono gli *idrocarburi policiclici aromatici*^G (IPA, in inglese PAH), sospetti cancerogeni.

1.2

ORIGINE DEL PARTICOLATO PRIMARIO

Le principali origini del particolato primario sono le seguenti:

- polveri fuggitive, provenienti da attività di costruzione, attività agricole e, in generale, dal suolo. Le polveri fuggitive sono costituite principalmente da ossidi di alluminio, silicio, calcio, titanio, ferro e altri ossidi metallici. La loro combinazione dipende dalla geologia dell’area di interesse, dalla presenza di processi industriali come acciaierie, fonderie, miniere e cementifici;
- polveri di pollini, spore di muffe, parti di piante e insetti;
- polveri legate ai processi di combustione, come il riscaldamento domestico, produzione industriale, funzionamento di motori diesel, ecc.;

- polveri depositate sulle strade e riportate in sospensione da veicoli, polveri di erosione delle superfici stradali, dei pneumatici e di degradazione di parti dei veicoli (in particolare ferodi dei freni).

Per quanto riguarda le polveri originatesi per frazionamento meccanico di particelle più grossolane bisogna rilevare che l'energia di volta in volta necessaria per ridurne la dimensione aumenta con il diminuire del diametro delle particelle stesse. Questo porta a stabilire un limite naturale oltre al quale solitamente non si originano polveri per frazionamento, pari a circa 1 µm.

1.3

ORIGINE DEL PARTICOLATO SECONDARIO

Come anticipato, il *Particolato Secondario* si genera dalla conversione dei gas in particelle solide, attraverso processi di condensazione o attraverso reazioni chimiche dei gas presenti in atmosfera.

Il documento "*Strategic Workplan for Particulate Matter Research: 2000 to 2004*" del U.S. Department of Transportation⁶ e il documento "*Air Quality Guidelines*¹⁰" redatto nell'anno 2000 dall'Organizzazione Mondiale della Sanità indicano che la sua origine è dovuta, in particolare, alle seguenti classi di sorgenti:

- *Metalli pesanti* (vaporizzati attraverso combustione). Generalmente di provenienza industriale o veicolare; tra questi il Piombo è tra gli elementi in traccia più abbondanti e certamente quello di maggiore attenzione dal punto di vista sanitario, soprattutto in passato, quando l'origine principale del piombo era la combustione della benzina;
- *Carbonio organico* ed elementare (da molecole corte di idrocarburi generate attraverso la combustione). Nel particolato il carbonio può essere presente sia come carbonio organico, quindi legato ad altri componenti, sia come carbonio elementare. Nel primo caso è spesso in forma instabile e semi-volatile, nel secondo forma materiali solitamente non volatili;
- *Solfati*. Le forme più comuni di solfati presenti nel particolato sono il solfato ammonio, l'ammonio bisolfato e l'acido solforico. Questi composti derivano dalla conversione di SO_x gassoso in particelle, sono solubili in acqua e hanno un diametro solitamente inferiore a 2,5 µm;
- *Nitrati*. Tra i nitrati il più abbondante nel particolato è il nitrato di ammonio, che deriva da una reazione di equilibrio gas - particelle tra ammoniacca (NH₃), acido nitrico allo stato gassoso e particolato di nitrato di ammonio.

Le particelle solide, dopo che si sono originate, crescono attraverso meccanismi di *coagulazione*, cioè attraverso la loro unione, o attraverso meccanismi di *condensazione*, cioè mediante la condensazione di gas o particelle sotto forma di vapore sulla superficie di particelle solide già formate.

L'efficienza della coagulazione è maggiore in presenza di un'alta densità di particelle, quella della condensazione in presenza di grandi quantità di

superfici di condensazione. L'efficienza di entrambe, quindi, diminuisce con il crescere della dimensione delle particelle. Il limite superiore all'accrescimento delle particelle mediante questo processo è pari a circa 1 µm.

1.3.1 *Considerazioni Conclusive*

Dalle precedenti osservazioni si ricava che il PM₁₀ è in realtà composto da due frazioni abbastanza distinte per forma chimica e granulometria: un particolato molto fine (< 1-2 µm), fondamentalmente dovuto a processi di formazione in atmosfera, ed un particolato più grossolano, prevalentemente dovuto ad emissione diretta. Dal punto di vista chimico, nel primo prevalgono composti chimici quali i solfati o nitrati, mentre nel secondo si hanno maggiori presenze dei normali costituenti il terreno.

1.4 *FATTORI DI EMISSIONE DI PARTICOLATO PER LE CENTRALI ELETTRICHE*

La combustione del gas naturale, e dunque le emissioni da turbogas, non è esente da emissioni di particolato sottile, in particolare nel range di granulometria che riguarda le polveri fini (PM_{2.5}) e ultrafini (PM_{0.1}), tutte comprese nella categoria PM₁₀.

Nel corso degli ultimi anni si sono sviluppate numerose ricerche sulle fonti di inquinamento da polveri sottili. In ogni caso tutti gli autori concordano nell'identificare il gas naturale come il combustibile più pulito anche in termini di produzione di polveri fini, se posto in confronto con altri combustibili. Inoltre i risultati di tali studi evidenziano la trascurabilità del fenomeno in relazione ai turbogas di ultima generazione: tutte le ricerche sinora eseguite concordano nel definire la tecnologia delle turbine alimentate a gas metano con combustione premiscelata a secco (DLN) la migliore presente sul mercato, che garantisce produzioni quasi nulle di polveri sottili (Macchi, 2004).

In particolare, se è vero che la distribuzione granulometrica del particolato emesso dalla combustione di gas naturale è spostata verso le granulometrie più fini, tutte nel range delle polveri fini (PM_{2.5}) o ultra-fini (PM_{0.1}) e quindi del cosiddetto particolato inalabile, il quantitativo emesso (anche in termini di densità in numero di particelle e non solo di densità in massa) è sicuramente inferiore a quanto emesso nello stesso range granulometrico da impianti alimentati con altri combustibili fossili, alcuni dei quali, in aggiunta, presentano anche un'emissione di particolato più grossolano (super coarse >10 µm), come si evince da uno studio Alstom Power (Klippel et al. 2003) basato sul confronto tra le emissioni di impianti alimentati con differenti combustibili.

Tali risultati sono stati ripresi da un recente studio del Politecnico di Milano (E. Macchi DIIAR, 2004) che afferma, sulla base di dati sperimentali ottenuti su centrali turbogas italiane, che le concentrazioni di particolato nei gas di

scarico delle turbine a gas alimentate con gas metano e dotate di combustori DLN, siano significativamente inferiori rispetto a quelle dell'aria ambiente in ingresso alla stessa. L'effetto di depurazione è dovuto principalmente ai seguenti fattori:

- Sistema di filtraggio dell'aria che nelle turbine a gas trattiene una parte significativa delle polveri presenti nell'aria;
- Durante il passaggio dell'aria nel compressore assiale si depositano ulteriori frazioni delle polveri totali (effetto *fouling*);
- Nei combustori DLN, che operano una combustione premiscelata con grandi eccessi d'aria non si verifica alcuna formazione di solidi di natura carboniosa, si offrono le condizioni ideali per l'ossidazione delle frazioni carboniose del particolato aspirato, e quindi la sua eliminazione.

Lo studio conclude che, allo stato attuale dell'arte, la tecnologia con combustione a secco premiscelata rappresenta di gran lunga la soluzione a minore impatto ambientale.

In termini di valori di concentrazione rilevati, lo stesso studio riporta valori di concentrazione di polveri totali (sostanzialmente coincidenti con PM10) misurate all'emissione di centrali turbogas italiane, tutte dotate di sistemi di premiscelazione a secco DLN, pari ad alcune decine di microgrammi/Nm³.

Alle stesse conclusioni di irrilevanza del contenuto in polveri dei rilasci da turbogas, purchè dotati di sistemi a secco DLN, giunge uno studio condotto recentemente dalle sezioni provinciali di Ferrara e Piacenza dell'ARPA Emilia-Romagna, che ha condotto misure su centrali turbogas presenti sul territorio, tutte dotate di sistemi DLN a secco, rilevando sempre concentrazioni di polveri all'emissione dell'ordine dei decimi di mg/Nm³.

Questo studio, sulla base delle evidenze sperimentali, indica valori di concentrazione all'emissione sempre inferiori al mg/Nm³, mentre valori più elevati sono da attribuire a centrali turbogas che utilizzano sistemi di abbattimento degli ossidi di azoto come gli SCR (Selective Catalytic Reduction), nei quali l'uso di ammoniaca può incrementare la produzione di polveri.

Anche le fonti internazionali, compresa l'EPA, sebbene riportino *fattori emissivi*^G che differiscono di oltre un ordine di grandezza, sono concordi nell'affermare che le emissioni di polveri da turbine alimentate gas naturale possano essere considerate trascurabili.

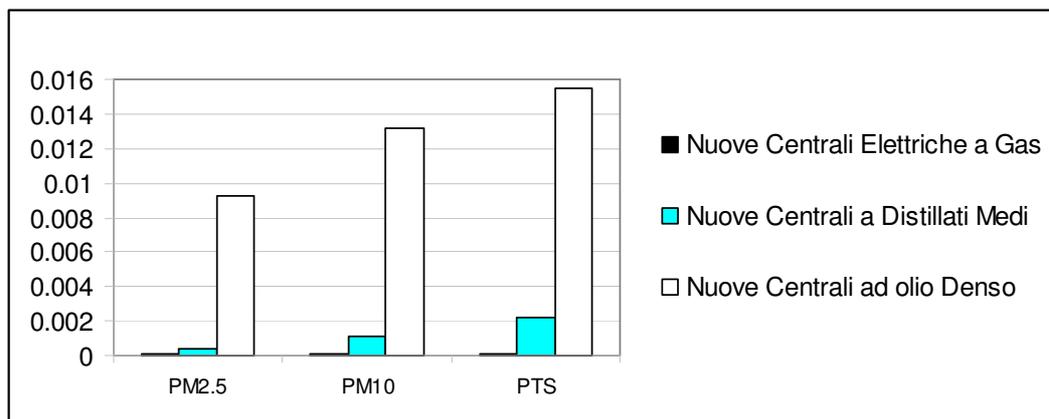
Il valore proposto a livello europeo, ed utilizzato come input ai modelli di calcolo RAINS (Regional Air Pollution INformation and Simulation) e GAINS (GHG-Air pollution INteraction and Synergies), come fattore emissivo di polveri nella combustione di gas naturale (e quindi applicabile anche ai turbogas) è pari a 0,0001 kt/PJ.

Tale valore è indicato nella seguente *Tabella* elaborata da IIASA (*International Institute for Applied System Analysis*). La *Tabella*, inoltre, permette un confronto

tra fattori di emissione da centrali elettriche alimentate a gas e altri tipi di impianti. Come si può osservare, il particolato primario dovuto alla combustione di gas naturale risulta molto inferiore a quella dovuta alla combustione di Distillati Medi e Pesanti.

Figura 1.4a *Fattori di Emissione Proposti da IIASA (kt/PJ)*

Sorgente	PM _{2.5}	PM ₁₀	PTS
Nuove Centrali Elettriche a Gas	0,0001	0,0001	0,0001
Nuove Centrali a Distillati Medi	0,0004	0,0011	0,0022
Nuove Centrali ad olio Denso	0,0093	0,0132	0,0155



A conclusione di quanto sopra indicato, si sottolinea che nelle turbine a gas, come indicato dalle principali fonti di letteratura, con la combustione di gas naturale rispetto a oli distillati, sono notevolmente ridotte anche le emissioni specifiche di NO_x e SO₂. Tali inquinanti, come indicato nel precedente *Paragrafo 1.3*, risultano i principali precursori del particolato secondario.

Bibliografia:

ARPA Emilia Romagna, sezioni di Piacenza e Ferrara –Emissioni in atmosfera da Centrali Turbogas-, sintesi delle valutazioni ARPA da www.arpa-emr.it

EPA (2000) Air pollutants emission factors, AP-42.

Klippel et al. -On-line measurement Of Ultrafine Particle Emission from Gas Turbines, Alstom Power- Matter Engineering, 2004

Macchi, E. Impatto Ambientale dei cicli combinati alimentati a gas naturale, con particolare riferimento alle emissioni di polveri sottili, DIAR Politecnico di Milano, 2004

Kupiainen K. and Klimont Z. (2004) *Primary Emissions of Submicron and Carbonaceous Particles in Europe and the Potential for their Control*. Interim Report IR-04-079 – sito internet: www.iiasa.ac.at.

Al punto di emissione è misurabile il solo particolato primario. Esso può tuttavia dividersi in filtrabile e condensabile. A tal proposito è importante citare integralmente la definizione fornita da US-EPA⁹ (Environmental Protection Agency United States):

PM emissions can be classified as "filterable" or "condensable" PM. Filterable PM is that portion of the total PM that exists in the stack in either the solid or liquid state and can be measured on a EPA Method 5 filter. Condensable PM is that portion of the total PM that exists as a gas in the stack but condenses in the cooler ambient air to form particulate matter. Condensable PM exists as a gas in the stack, so it passes through the Method 5 filter and is typically measured by analysing the impingers, or "back half" of the sampling train. The collection, recovery, and analysis of the impingers is described in EPA Method 202 of Appendix M, Part 51 of the Code of Federal Regulations. Condensable PM is composed of organic and inorganic compounds and is generally considered to be all less than 1.0 micrometers in aerodynamic diameter.

Il particolato condensabile è quindi granulometricamente e chimicamente simile al particolato secondario, di cui in effetti costituisce in parte la causa.

Lo stato dell'arte relativo alla conoscenza ai fattori di emissione della speciazione del particolato primario, secondario e degli aerosol è basato sulle linee guida EPA 1998 e sui protocolli di misura raccomandati dalla medesima agenzia statunitense.

I metodi tradizionali di campionamento delle emissioni al camino sono dunque basati sullo standard EPA PRE-4/202⁸. I protocolli statunitensi prevedono l'utilizzo di una sonda, posta all'interno del camino e riscaldata in modo da evitare la condensazione di umidità e/o aerosol acidi. Questi metodi definiscono il particolato primario come quello filtrabile alla temperatura della sonda e del filtro.

Il particolato condensabile è invece costituito come la somma del materiale raccolto in una serie di *impinger* immersi in una soluzione di acqua e ghiaccio e include sia le particelle fini che hanno attraversato i filtri sia i vapori che condensano alla temperatura del gas che esce dagli *impinger* (circa 20 °C).

Un'alternativa a tali metodi è costituita dai sistemi di campionamento che utilizzano il principio della diluizione con aria depurata a temperatura ambiente e la successiva analisi dei composti. La maggiore attrattiva di questi metodi è che i risultati sono direttamente confrontabili con le concentrazioni misurate in atmosfera. Infatti le modalità di raffreddamento contribuiscono in modo più che significativo nel determinare i risultati: un raffreddamento per diluizione in aria è allora molto rappresentativo del processo cui è sottoposto l'inquinante dopo l'emissione del camino; viceversa un raffreddamento senza diluizione mediante scambio di calore attraverso una parete fredda determina la formazione di stati di forte sovrassaturazione.

La bassa temperatura del campione dopo diluizione (anziché sul campione caldo) permette inoltre l'utilizzo di varie e diversi mezzi di filtraggio, semplificando e estendendo lo spettro di specie chimiche rilevabili.

Il metodo prevede il prelievo dei gas caldi in uscita dal camino e il passaggio degli stessi in un tunnel di diluizione ed in una camera di residenza, dove permangono per circa 80 secondi, in modo da permettere la formazione degli aerosol ed in special modo di quelli presenti a bassa concentrazione come gli organici. In seguito il gas viene passato in una serie di filtri ed analizzatori che forniscono ai laboratori i campioni della sostanza voluta.

I metodi descritti pervengono quindi ad una stessa temperatura finale nel campione, ma nel metodo tradizionale il raffreddamento avviene per mezzo di un *quenching* del gas, mentre nel metodo alternativo il gas viene lentamente raffreddato dalla miscelazione con altra aria.

I due metodi di misura forniscono risultati assai diversi. Rimandando al paragrafo successivo per una trattazione quantitativa, le differenze riscontrate sono dovute essenzialmente ad una sovrastima del metodo tradizionale, rispetto a quello a diluizione, del condensabile in forma di solfati.

Occorre inoltre precisare che nelle stime dei valori complessivi di emissione dei vari inquinanti da impianti industriali, un aspetto generalmente molto dibattuto è legato alle performance degli impianti stessi nel corso dei transitori, soprattutto di avvio. Nel caso delle polveri emesse da impianti di combustione alimentati a gas, si deve considerare che le polveri primarie sono costituite, oltre che da residui di idrocarburi incombusti, anche da particelle contenute nell'aria comburente e nel gas naturale, da solidi disciolti o sospesi contenuti nelle acque in quegli impianti che utilizzano acqua o vapore per abbattere le emissioni di ossidi di azoto, da particelle abrase da vari parti strutturali; le polveri secondarie sono dovute anche alle emissioni di NO_x e soprattutto di SO_x, queste ultime limitatissime. Le citate fonti di polveri al camino sono tali da rendere le emissioni proporzionali alla quantità di combustibile immesso in turbina: ne risulta che, come nel caso delle emissioni di zolfo dagli impianti privi di linea trattamento fumi, le emissioni sono sostanzialmente proporzionali alla massa di combustibile immessa.

1.6

METODI DI MISURA DEL PARTICOLATO AMBIENTALE

Il dibattito e lo studio delle metodologie per la valutazione e la comparazione di differenti sistemi di misura del PM_x ai fini dell'armonizzazione dei metodi è attualmente in corso. Di seguito è proposta una breve rassegna sulle principali tecniche adottate a livello normativo e sulle conclusioni dei principali studi condotti a livello europeo.

Allo stato attuale dell'arte, oltre al metodo gravimetrico divenuto riferimento delle normative comunitarie, sono in uso altri due sistemi di misurazione del

particolato basati sull'assorbimento di radiazione beta e sulla microbilancia ad elemento oscillante (TEOM).

Il metodo gravimetrico è costituito da una testa di prelievo, dal sistema di accumulo e dal sistema di misura. Tale metodo prevede un'operazione di pesata per ottenere il valore di concentrazione, quindi è molto importante sia la fase preliminare di condizionamento del filtro, sia la fase di campionamento, nella quale occorre limitare le perdite delle particelle volatili raccolte.

La testa di prelievo è responsabile del taglio delle particelle a 10 micron ed è quindi di assoluta importanza per selezionare tale frazione dal particolato totale; le teste di campionamento sono certificate in base allo standard europeo EN12341 (CEN) o americano (EPA).

Alcuni studi sembrano evidenziare delle differenze tra teste di prelievo CEN ed EPA; la variazione percentuale nei valori di concentrazione di massa è stimabile nell'ordine del 5-20%, in funzione della distribuzione granulometrica dei campioni prelevati (Febo, 2002³).

E' importante inoltre assicurare la possibilità di pulire periodicamente la testa di campionamento, in modo da rendere la misura ripetibile ed affidabile. Il sistema di accumulo ha invece il compito di adsorbire il PM₁₀ sul filtro; l'inconveniente è quello che tale sistema genera calore e ciò può portare all'evaporazione della frazione volatile e quindi ad una sottostima del materiale particolato misurato. Per ridurre questo problema il sistema di campionamento dovrebbe funzionare a temperatura ambiente o con un sistema aggiuntivo di raffreddamento. Il sistema di rilevazione è invece quello che permette la misura della concentrazione del PM₁₀ in aria. Nel metodo gravimetrico tale sistema è una pesata del filtro sul quale è stato adsorbito il particolato. I metodi automatici si basano, invece, sull'attenuazione di raggi beta o sulla bilancia oscillante.

I metodi basati sul principio della bilancia oscillante hanno come necessità strutturale quella di produrre una certa quantità di calore per eliminare l'umidità dal particolato e funzionano quindi ad una temperatura di circa 50 °C e possono quindi portare ad una sottostima della concentrazione di PM₁₀. Nel rapporto *"Guidance to members states on PM₁₀ monitoring and intercomparison with the reference method"* (sito Internet della Comunità Europea) si evidenzia come il metodo TEOM tende a sottostimare le concentrazioni di PM₁₀ di circa il 15% a causa della perdita di composti semi-volatili dovuta al riscaldamento della testa e del sistema di aspirazione. Ciò si riflette in una perdita di dati soprattutto riguardo al particolato secondario, la cui frazione semivolatile è sicuramente molto elevata. Anche le caratteristiche meteorologiche influenzano le misure di particolato, in generale le misurazioni effettuate nei mesi estivi mostrano un maggior grado di accordo con il metodo di riferimento, rispetto a quelle eseguite nei mesi invernali.

I metodi basati sul principio della attenuazione di *radiazione beta*^G funzionano invece a temperatura ambiente ed il calore generato proviene soltanto dal motore di funzionamento del sistema di accumulo. Tuttavia, sempre secondo le stesse linee guida comunitarie questo metodo mostra una sottostima media pari a circa il 13%, rispetto al sistema gravimetrico e dovuta appunto al riscaldamento del sistema di aspirazione. Dai risultati di varie campagne di misura europee la variazione è evidente soprattutto nei mesi invernali, mentre è quasi trascurabile in quelli estivi.

Un fattore di correzione di 1,3 è proposto a livello cautelativo al fine di riportare le misure di PM₁₀ effettuate tramite metodo TEOM o oscillazione β , al metodo gravimetrico di riferimento.

Altri fenomeni che possono portare ad una variazione del campione di particolato raccolto, comuni a tutti i sistemi, sono quelli dovuti alla rimozione dell'acqua, in fase liquida, liquida effettuata durante il processo di accumulazione. Infatti, insieme all'acqua si perdono specie ad alta volatilità, sia inorganiche (cloruro e nitrato di ammonio) sia organiche. Inoltre il campionamento di particelle acide insieme a quelle basiche (generalmente più grandi) provoca la neutralizzazione del campione. Un altro problema consiste nella possibile interazione fra gas e particelle che può essere evitato solo rimuovendo la componente gassosa a monte del sistema di accumulo delle particelle.

Il campionatore ideale dovrebbe essere in grado di caratterizzare il diametro delle particelle con risoluzione ottima, di lasciare inalterate le proprietà fisiche e chimiche del campione raccolto e di determinare in tempo reale la concentrazione e la natura chimica delle particelle.

Condizioni della Rete Italiana di Monitoraggio PM₁₀

Secondo lo Studio MISA del 2001, la rete di misurazione italiana mostra forti lacune nella misura del PM₁₀, considerando che molte stazioni di rilevamento misurano solo il PTS. Il metodo di misura del PM₁₀, quando presente, molto spesso non è adeguato, tendendo ad una sottostima delle misure (misura basata sul metodo TEOM anziché su quello gravimetrico a pesata manuale).

Infine, per alcune città la concentrazione di PM₁₀ è stimata a partire da quella di PTS, ma tale metodo ingenera una stima molto grossolana dato che la variabilità spaziale delle PTS è molto elevata se confrontata con quella del PM₁₀.

1.7

RISULTATI DEI TEST DI MISURA AMBIENTALE

Dati preliminari di uno studio condotto su 28 località europee nell'inverno tra il 1993 e il 1994 hanno dato i seguenti risultati:

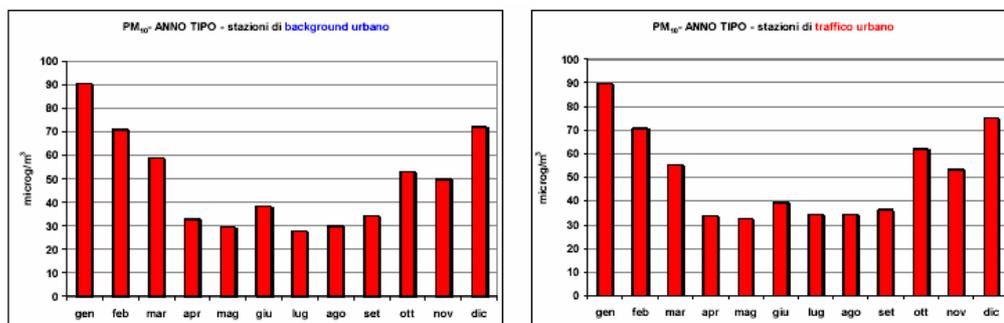
- Basse concentrazioni di PM₁₀ nel Nord Europa, con valori medi urbani di circa 20 µg/m³ e concentrazioni maggiori in aree più popolate e a maggior densità di traffico come Amsterdam e Berlino, intorno a 45-50 µg/m³;
- Concentrazioni elevate intorno ai 57 µg/m³ in città dell'Europa Centrale come Budapest;
- Concentrazioni ancora maggiori nel Sud Europa, in città come Pisa (61 µg/m³) e Atene (98 µg/m³).

I contrasti tra aree urbane e rurali all'interno dei singoli paesi sono risultati spesso piccoli o trascurabili anche a distanze di 100 km, a meno che non fossero presenti montagne tra città e località rurali. Tale risultato appare ben confermato ed accettato sia a livello Europeo che Internazionale (ad esempio da OMS, si veda sito Internet). Il comportamento è ben spiegato dalla precedenti considerazioni: oltre il 60% del PM₁₀ è costituito da PM_{2.5} e questo è a sua volta costituito da particolato secondario, che quindi si forma a lunghe distanze dalle sorgenti dei precursori. La concentrazione è quindi determinata da quelle medie dei precursori e dalle condizioni meteorologiche medie a larga scala.

Anche lo studio MISA (2001)² rileva che le variazioni di concentrazione di PM₁₀ sono piccole nell'ambito di molti chilometri, diversamente dalle concentrazioni di PTS che, a causa della deposizione gravimetrica, subiscono forti variazioni nell'arco anche di un solo km.

Infine, le stesse conclusioni sono condivise da molti strumenti di pianificazione della qualità dell'aria, tra i quali il *Piano Regionale di Tutela e Risanamento dell'Atmosfera, della Regione Veneto*, che riporta i seguenti grafici di concentrazioni medie di un anno tipo in stazioni rurali e urbane: i due grafici sono perfettamente sovrapponibili.

Figura 1.7a: *Concentrazione di PM₁₀ in Stazioni Rurali e Urbane: Anno Tipo (Piano Regionale di Tutela e Risanamento dell'Atmosfera, della Regione Veneto, sito Internet della Regione Veneto)*



Stessa situazione in Regione Lombardia, per la quale, all'interno del *Piano Regionale di Risanamento della Qualità dell'Aria (Arpa Lombardia)*, sono riportate le concentrazioni medie annue di PM₁₀ di 3 stazioni distanti molti km (Cantù,

Erba, Olgiate Comasco): la variazione del valore misurato è dell'ordine del 10% (minimo: 39,3; massimo: 43,7 $\mu\text{g}/\text{m}^3$).

Comunque, in aree estremamente remote del Nord America (aree altrettanto remote non sono presenti in Europa, dove l'antropizzazione del territorio è assai diffusa) la concentrazione di fondo del PM_{10} oscilla tra 5 e 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$; quella del $\text{PM}_{2,5}$ tra 1 e 5. Questi valori possono considerarsi come rappresentativi di un fondo prevalentemente od esclusivamente naturale.

1.8 *STIMA DELLE CONCENTRAZIONI AMBIENTALI DI PARTICOLATO*

1.8.1 *Dispersione del Particolato Grossolano*

Il particolato primario di maggiore diametro aerodinamico subisce una rapida deposizione gravimetrica nei pressi della sorgente. La distanza di potenziale spostamento delle particelle dipende dalla quota di emissione, dalla velocità di sedimentazione e dal grado di turbolenza dell'atmosfera.

Alcuni studi sulla azione del vento su una certa gamma di particelle di dimensione diversa dimostrano che la velocità del vento, a cui ciascuna particella diventa trasportabile, varia da 3 a 7 m/s per particelle secche di circa 10÷100 μm di diametro; per rimuovere le particelle umide o bagnate occorrono venti di velocità superiore.

Dalla letteratura si possono ricavare valori teorici del raggio di influenza delle polveri in funzione del diametro delle particelle e della velocità media del vento. Questi risultati indicano che alla velocità media del vento di 4 m/s le particelle di dimensione superiori a 100 μm , attendibilmente, si depositano a una distanza compresa fra 6 e 10 metri dalla fonte della emissione.

La maggior parte delle particelle il cui diametro è compreso tra 30 e 100 μm sedimentano entro un centinaio di metri dalla sorgente.

Le particelle più piccole, in particolare quelle con diametro compreso tra 15 e 30 μm , hanno velocità di sedimentazione molto più basse e depositano a distanza maggiori.

Particelle al di sotto di 15 μm non sono soggette a marcata sedimentazione gravitazionale ed in aria assumono distribuzioni di concentrazione di tipo gaussiano.

1.8.2 *Dispersione del Particolato Primario*

La dispersione del particolato primario fine PM_{10} avviene in modo analogo a quello degli inquinanti gassosi, in quanto la deposizione gravimetrica non è particolarmente rilevante. La concentrazione in atmosfera può quindi essere stimata a partire da *modelli di tipo gaussiano, lagrangiano od euleriano*^G di

uso comune ed è quindi proporzionale a quella della emissioni di altri inquinanti dalla stessa sorgente, quali ossidi di azoto, zolfo o composti organici, con fattore di proporzionalità dato dal fattore emissivo.

E' assolutamente importante ricordare che gli effetti sulla salute umana dovuti alla presenza di un inquinante atmosferico sono connessi alla concentrazione dell'inquinante nell'aria respirata, ma non alla quantità complessiva di inquinante emesso dalla sorgente, alla concentrazione al punto di emissione o alla forma geometrica della sorgente stessa. Questi ultimi tre fattori concorrono tuttavia a determinare la concentrazione atmosferica. Per fare un esempio, è assolutamente evidente che la concentrazione di "fumo" nelle immediate prossimità di una sigaretta accesa è molte volte superiore a quella dovuta alle emissioni di una centrale termoelettrica, a qualunque distanza al suolo ci si trovi rispetto al camino della centrale, nonostante la evidente superiore emissione di una centrale. A questo proposito appare interessante presentare un confronto tra la concentrazione di un inquinante primario (quale il PM₁₀ primario) indotta al suolo da un grande impianto di combustione e da una sorgente diffusa e prossima al suolo stesso, quale il traffico. Per una migliore comprensione del fenomeno, non sarà fatto uso di modelli sofisticati, ma solo di semplici considerazioni semiquantitative, volte a chiarire l'ordine di grandezza del problema.

Concentrazione Dovuta al Traffico

Si consideri una strada in ambiente urbano, a due corsie per senso di marcia, larga complessivamente 30 metri (tenendo conto di eventuale marciapiede, separazione delle corsie etc.), limitata da edifici su entrambi i lati. Gli edifici siano alti 20 metri. Si consideri un tratto di strada privo di intersezioni laterali (e quindi gli edifici costituiscano un canyon ininterrotto), per una lunghezza complessiva di 100 metri (molto limitata, quindi). Il traffico sia caratterizzato da una velocità media di 20 km/h, con una densità, per corsia di marcia, di un'auto ogni 10 metri. All'interno della tratto considerato si trovano quindi:

numero auto: $4 \text{ [corsie]} * 100 \text{ [metri]} / 10 \text{ [auto/metro.corsia]} = 40 \text{ auto.}$

Si ammetta che ogni auto sia caratterizzata da una emissione, alla velocità considerata, di 220 mg/km di PM₁₀ (di cui circa il 10% dovuti a combustione ed il rimanente a interazione pneumatici/suolo (Johansson,2003⁴), corrispondenti a circa 1,2 mg/s.

Complessivamente l'emissione all'interno della strada risulta quaranta volte superiore a questo ultimo valore (essendo 40 le auto all'interno della strada), cioè uguale a 48 mg/s.

Consideriamo adesso che vi sia un vento, di circa 1 m/s che spiri all'interno della strada e che immetta aria perfettamente pulita: l'aria entra quindi pulita da un estremo della strada ed esce inquinata dall'altro.

Ammettiamo, in modo semplicistico ma non troppo lontano dal vero, che l'inquinante non esca dalla parte superiore del canyon determinato dall'altezza degli edifici e, all'estremo sottovento della strada, esca da essa perfettamente ed uniformemente miscelato con l'aria all'interno della sezione stradale, la cui superficie è calcolata moltiplicando la larghezza stradale con l'altezza degli edifici (pari quindi a 600 m²).

La concentrazione in uscita sarà quindi data da:

Concentrazione: $\text{emissione [g/s]} / (\text{Sezione [m}^2\text{]} \cdot \text{Vento [m/s]}) = 80 \mu\text{g/m}^3$.

Come si osserva la concentrazione può risultare molto alta, anche trascurando l'apporto di polveri presenti nell'aria di ingresso alla strada e considerando una lunghezza della strada molto limitata.

Concentrazione dovuta ad un grande impianto di combustione e/o Centrale Termoelettrica Alimentata a Gas

A causa dell'altezza dei camini e della grande massa di fumi caldi che da esso fuoriescono, gli inquinanti tendono a portarsi molto in alto: la tendenza all'innalzamento dei fumi è manifesta osservando il comportamento del pennacchio che si libera da una qualunque fonte di combustione. L'altezza a cui il pennacchio giunge è determinata da vari fattori: nel caso di una centrale termoelettrica può cautelativamente essere assunta in 500 metri (ai lettori esperti in dispersione atmosferica si ricorda che nel caso l'altezza dello strato di miscelamento sia inferiore a 500 metri, il pennacchio ha generalmente sufficiente margine di galleggiamento per determinarne lo sfondamento, con conseguenti concentrazioni nulle al suolo). Ad una sufficiente distanza dalle fonti emmissive l'inquinante risulta uniformemente distribuito in altezza: da calcoli complessi che non è qui il caso di riportare, tale distanza risulta generalmente dell'ordine dei 10 km: in questa sede, cautelativamente, si ammette che essa sia di soli 5 km (generalmente a tale distanza l'inquinante è ancora maggiormente concentrato in quota piuttosto che al suolo).

I valori di concentrazione di particolato primario derivanti dalla Raffineria e dalla centrale EniPower sono riportati nella seguente *Tabella 1.8.2a*.

Tabella 1.8.2a Confronto Concentrazioni Medie Annue Misurate e Stimate da Modello ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

Recettore	Concentrazioni medie misurate PM10		Concentrazioni da modello Polveri			
	Media (media 03/04/05)	Massima	Scenario Attuale		Scenario Futuro	
			Media	Massima	Media	Massima
Palagiano	-	-	0,04	4,2	0,016	2,5
Crispiano	-	-	0,05	7,7	0,035	3,9
Montemesola	-	-	0,04	9,5	0,027	5
Talsano	-	-	0,07	2,1	0,048	0,57
Leporano	-	-	0,08	2,9	0,050	0,16
Statte	-	-	0,09	15	0,060	10
Massafra	-	-	0,07	11,8	0,041	4,4
Piazza Garibaldi	52,5	113,5	0,10	3,8	0,075	1,9
Via Orsini	48,1	341	0,03	5	0,025	2,4
San Vito	-	-	0,04	2,8	0,025	1,2
Paolo VI	50,5	510	0,05	8,4	0,028	2,1
Villa Peripato	68,1	663	0,08	3,4	0,066	1,1
Via Dante	40,5	191	0,09	3,1	0,070	1,4
Nuove Centraline Attive da 2005 (rif anno 2005)						
Via Ancona	38,3	339,0	0,12	2,9	0,075	2,6
Dep. Gennarini	38,4	342,0	0,8	2,4	0,047	2,8
Camuzzi	40,8	360,0	0,06	4,5	0,04	1,2
Osp. Testa	41,7	451,0	0,065	4,75	0,053	1,4
Stadio Mazzola	37,2	321,0	0,1	3	0,06	0,7
Talsano-Via Mediterraneo	35,3	441,0	0,08	2,1	0,047	1,3

Conclusioni

Nonostante il fattore emissivo della raffineria sia nettamente superiore a quello delle 40 auto in precedenza considerate, è stata stimata, in prima approssimazione, una concentrazione al suolo (massima) derivante dal complesso Raffineria Centrale ben inferiore a quella derivante dal traffico.

L'esempio considerato, troppo semplicistico, non può ovviamente essere utilizzato per la stima effettiva delle concentrazioni al suolo dovuta alle sorgenti qui considerate, ma fornisce utili elementi di valutazione.

1.8.3

Dispersione del Particolato Secondario

Il particolato secondario si origina a causa di reazioni chimiche: per la stima delle concentrazioni occorre quindi conoscere le modalità di trasporto su lunga distanza (anche transfrontaliera) e la cinetica della reazione chimica, ovvero la *velocità*^G di quest'ultima ed il suo meccanismo.

I modelli di previsione utilizzati a livello europeo generalmente fanno uso delle seguenti reazioni per i nitrati e i solfati, considerati tra i principali componenti del particolato secondario generato dalle emissioni in atmosfera di tipo antropico.

Tabella 1.8.3a Reazioni di Produzione di Particolato Secondario in Atmosfera sotto Forma di Nitrati e Solfati (IIASA, cit., sito Internet)

Reazione	Velocità di Reazione (k_i [298° K])	U.M.
$2\text{NO}_2 + \text{O}_3 > 2\text{NO}_3$ (aerosol)	k_1	$\text{cm}^3 \text{ molecole}^{-1} \text{ s}^{-1}$ *
$\text{SO}_2 + \text{OH} > \text{SO}_4$ (aerosol)	$1,35 \cdot 10^{-12}$	$\text{cm}^3 \text{ molecole}^{-1} \text{ s}^{-1}$
$\text{HNO}_3 > \text{NO}_3$ (aerosol)	$5,00 \cdot 10^{-6}$	s^{-1} **
$\text{SO}_2 > \text{SO}_4$ (aerosol)	$1,39 \cdot 10^{-6}$	s^{-1} ***

* k_1 rappresenta la velocità di reazione che descrive le reazioni di formazione di NO, NO₂, NO₃, N₂O₅ e HNO₃. Il valore è assai variabile in funzione di temperatura, irraggiamento, presenza di altri inquinanti etc;
 ** velocità di reazione pari a $5,00 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ con U.R.= 90% o a $1,0 \cdot 10^{-4} \text{ s}^{-1}$ con U.R. > 90%;
 *** velocità di reazione pari a $1,39 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ con U.R.= 90% o a $4,17 \cdot 10^{-6} \text{ s}^{-1}$ con U.R. > 90%.

Come si osserva dalla tabella, alcuni ratei sono relativamente bassi e da ciò deriva che, nel caso di una sola sorgente emissiva di precursori, la concentrazione massima di particolato secondario si manifesta a grandi distanze dalla sorgente.

Per mostrare la lentezza del fenomeno di conversione e quindi confermare che il problema delle polveri secondarie non è un problema locale ma di area vasta, si riporta la seguente tabella, in cui è fornita la percentuale di conversione cui è sottoposta una massa di biossido di zolfo emessa istantaneamente da un camino, che subisce un processo di conversione alla velocità media indicata in *Tabella 1.8.3a, ultimo rigo*.

Tabella 1.8.3b Percentuale di Conversione di una Massa di Biossido di Zolfo Emessa da un Camino

Tempo dall'Emissione (s oppure h)	Sostanza Primaria, SO ₂ (%)	Sostanza Secondaria, SO ₄ ⁻ (%)
0 s	100,0	0,0
10 s	100,0	0,0
60 s	100,0	0,0
120 s	100,0	0,0
360 s	99,9	0,1
1 h	99,5	0,5
2 h	99,0	1,0
4 h	98,0	2,0
8 h	96,1	3,9
16 h	92,3	7,7
24 h	88,7	11,3
36 h	83,5	16,5
48 h	78,6	21,4
60 h	74,1	25,9
72 h	69,7	30,3

Come si osserva la percentuale di conversione è del 30% dopo 3 giorni, quando il pennacchio ha percorso, alla media di 2 m/s, ben 500 km.

La determinazione della velocità di conversione degli ossidi di azoto in nitrati e quindi polveri è molto complessa perché dipende in modo maggiormente significativo dall'equilibrio di numerose specie chimiche. In generale la velocità di conversione degli ossidi di azoto è maggiore di quella degli ossidi di zolfo ma, poiché è molto veloce anche la loro rimozione, la concentrazione in aria dei nitrati (quali ad esempio il nitrato di ammonio) si mantiene sostanzialmente bassa mentre quella di solfati (quali ad esempio il solfato di ammonio) tende ad accumularsi: è stato precedentemente osservato che la composizione chimica del particolato secondario rileva una netta preponderanza dei solfati rispetto ai nitrati.

La maggiore velocità di rimozione dei nitrati rispetto a quella dei solfati deriva da una loro maggiore solubilità in acqua. E' infatti necessario specificare che il processo di rimozione dall'atmosfera del particolato fine avviene prevalentemente per deposizione umida ad opera delle nubi o della pioggia. La *solubilità* è la quantità di sostanza che può essere sciolta in un litro di soluzione acquosa; la solubilità del nitrato di ammonio, a 20 °C è di 192 g/l, contro i soli 75,4 g/l del solfato di ammonio (*Robert H. Perry et alii, Perry's Chemical engineers' handbook*).

Come nel caso del paragrafo precedente, relativo al particolato primario, è molto interessante valutare quale può essere, ammettendo un calcolo molto semplificato e cautelativo, l'ordine di grandezza della concentrazione di particolato secondario indotto al suolo dalle emissioni di ossidi di azoto. Il calcolo è effettuato in riferimento a due diverse posizioni: nel punto di massima concentrazione al suolo degli ossidi di azoto e ad una distanza alla quale si può ritenere che tutti gli ossidi siano convertiti in nitrati.

Punto di Massima Concentrazione al Suolo di Ossidi di Azoto

La massima concentrazione media annua al suolo di ossidi di azoto dal complesso di Raffineria è dell'ordine del $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e si manifesta a distanze dell'ordine dei 5 km dal camino: distanze che sono raggiunte dall'inquinante mediamente in meno di un'ora dal momento dell'emissione (velocità media annua del vento dell'ordine del m/s). Cautelativamente si trascuri la deposizione al suolo all'interno di questo intervallo e si consideri un valore della velocità di trasformazione che assicuri la conversione del 90% della massa in 24 ore ($k=0,000027 \text{ s}^{-1}$; si veda ad esempio, il sito dell'Università di Toledo, <http://www.utoledo.edu>). L'assunzione è fortemente cautelativa perché si ammette che in 24 ore tutti gli ossidi azoto siano rimossi dal solo processo di conversione a nitrati, mentre questo è solo uno dei processi in gioco. In queste ipotesi, dopo circa un'ora solo il 9% della massa risulta convertita. Ammettendo, ancora una volta in modo cautelativo, che la deposizione di nitrati sia nulla, la concentrazione media annua di particolato secondario risulta dell'ordine di:

$$\text{concentrazione} = \text{concentrazione biossido} * 0,09 * \text{PM} = 0,15 \mu\text{g}/\text{m}^3.$$

dove PM rappresenta il rapporto tra il peso molecolare dei nitrati (assunto uguale a quello del nitrato d'ammonio, il nitrato più comune) e quello del biossido di azoto cioè una conversione del 15%.

Punto di Totale Conversione degli Ossidi in Nitrati

Si ammetta che la conversione totale di tutte le emissioni di ossidi in nitrati avvenga in circa 24 ore; ipotizzando una velocità media annua del vento di 1 m/s, la conversione totale è raggiunta quindi, mediamente, a poco meno di 90 km di distanza dal camino. A tale distanza la concentrazione massima istantanea calcolata da ogni modello di dispersione atmosferica è già assai inferiore al $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e la concentrazione media annua assolutamente al di sotto di ogni ragionevole valore apprezzabile. Anche la concentrazione di nitrati dovuta alla singola sorgente è quindi del tutto trascurabile. Solo la somma di tutte le sorgenti vicine e lontane distribuite nel territorio possono determinare concentrazioni significative.

Conclusioni

Nonostante il calcolo svolto nei precedenti paragrafi sia volutamente speditivo (nella speranza di raggiungere un adeguato livello di chiarezza e cautelatività), la massima concentrazione media annua di particolato secondario dovuta alle emissioni di raffineria è modesta.

Nel caso reale di una moltitudine di sorgenti, la conseguenza di un processo di conversione lento è che la concentrazione indotta dalle singole sorgenti è poco significativa, ma lo è assai di più la concentrazione media (nello spazio e nel tempo) indotta dalla distribuzione di sorgenti sul territorio e dalle situazioni meteorologiche medie.

I modelli di simulazione della diffusione di particolato fine devono quindi considerare grandi territori, anche a bassa risoluzione spaziale, senza necessità di definire, con accuratezza, l'uso del suolo: urbano o rurale.

1.9

LIMITI DI CONCENTRAZIONE E METODI DI MISURA PREVISTI DALLA NORMATIVA

I limiti di concentrazione per il PM₁₀ ad oggi vigenti in Italia derivano da quelli fissati dalla Comunità Europea. In particolare il DM 60/2002 fissa i seguenti limiti:

- 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ come valore medio annuo, che dal 2010 è ridotto a 20;
- 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ come media giornaliera da non superare oltre 35 volte in un anno (7 volte dal 2010).

Il Metodo di riferimento per il campionamento e la misurazione del PM₁₀ è quello gravimetrico stabilito nella citata EN 12341 "Air quality - Determination of the PM₁₀ fraction of suspended particulate matter - Reference method and field test procedure to demonstrate reference equivalence of measurement methods".

Alcuni paesi hanno proposto limiti differenziati per il PM₁₀ e PM_{2.5}. Ad esempio in Canada è stato proposto (ma non è attualmente operativo) un limite di concentrazione del PM₁₀ che a regime risulta superiore a quello proposto in Europa (25 µg/m³) sebbene sia mediato su periodi più brevi (i due limiti quindi sostanzialmente si equivalgono), e un limite al PM_{2.5} di 15 µg/m³ come media giornaliera.

1.10

RISULTATI DI TEST DI MISURA AMBIENTALE INDOOR

Poiché l'uomo moderno, e soprattutto gli abitanti di aree fortemente urbanizzate, trascorrono buona parte delle 24 ore in ambienti confinati (abitazione, uffici, locali pubblici, etc) è interessante valutare la concentrazione indoor di polveri e polveri sottili e soprattutto la variabilità di tale concentrazione al variare di abitudini di vita, quali il fumo di sigaretta. A tale scopo si riportano i risultati di uno studio, avente per titolo *“La misurazione in tempo reale del particolato fine prodotto da fumo di sigaretta negli ambienti indoor: risultati di uno studio pilota”*, condotto da Giovanni Invernizzi, Ario Ruprecht, Roberto Mazza, Edoardo Majno, Edoardo Rossetti, Paolo Paredi, Roberto Boffi, del Task Force contro il Fumo, SIMG (Società Italiana di Medicina Generale), TECNIC - Tecnologie Analisi Polveri s.a.s, Milano, Istituto Senza Fumo, Istituto Nazionale dei Tumori, Milano, Respiratory Unit, Brompton Hospital, Londra

Una situazione sperimentale per osservare il contributo del fumo di sigaretta alla concentrazione indoor di polveri è stata realizzata in un locale dell'Istituto Nazionale dei Tumori di Milano nel mese di novembre 2001. Il locale, di 30 m³, era dotato di impianto di aerazione, con un ricambio d'aria di 60 m³/ora. Sono stati rilevati in continuo i livelli di polveri basali (alle ore 9 del mattino con locale vuoto) e durante e dopo che era stata fumata una sola sigaretta. L'analizzatore veniva situato a parete all'altezza di circa 1,5 metri, al centro del locale e distante 2 metri dal fumatore. I rilievi nel locale pubblico sono stati effettuati all'interno di un ristorante nel mese di ottobre 2001, situato nella zona centrale della città. Il locale, con una capacità complessiva di circa 80 persone, è suddiviso in due ampie sale di 270 m³ e 300 m³ rispettivamente fumatori e non-fumatori, separate da una zona centrale di ricevimento e buffet freddo di 110 m³. Le sale hanno impianto di aerazione indipendente. La cucina si trova decentrata e dotata di impianto di aerazione indipendente. Le condizioni climatiche erano buone, con clima leggermente ventilato, la temperatura esterna di 25°C, con 60 % di umidità relativa. Le misure sono iniziate con locali vuoti che si sono progressivamente riempiti fino alla loro massima capacità dopo l'ora di apertura. Il numero minimo di sigarette accese nella sala fumatori variava da una a un massimo di 5 – 6 contemporaneamente. L'analizzatore veniva situato a parete all'altezza di 1,5 metri e al centro dei locali di rilevazione.

Nelle tabelle sottostante sono riportati, così come presentati nello studio, i risultati ottenuti. Si osservi l'allarmante effetto dovuto al fumo di sigaretta: i

livelli di concentrazione dovuti al fumo sono di alcuni ordini di grandezza superiori a quelli misurati all'esterno o indicati dalla normativa per l'aria outdoor (è indicata la media di diverse misure e, tra parentesi, la standard deviation delle misure).

Intervallo	TSP	PM ₁₀	PM ₇	PM _{2,5}	PM ₁
basale	120,64 (18,24)	107,05 (17,03)	91,27 (12,85)	43,85 (3,33)	24,71 (1,38)
dopo sigaretta	2285,72 (2158,85)	2181,08(2122,55)	2065,69 (2094,61)	1836,70 (2077,47)	338,98 (170,50)
valori picco	5310,76	5140,43	4975,40	4657,76	434,03

Tabella 1. Rilevazione del particolato prodotto dal fumo di una sigaretta in un ufficio di 30 m³ provvisto di aerazione. I valori sono espressi in mcg/m³ come medie (SD).

Intervallo orario	TSP	PM ₁₀	PM ₇	PM _{2,5}	PM ₁
medie ore 9.45-21.35	199,80 (82,12)	122,38 (43,42)	87,78 (21,75)	61,00 (8,86)	31,23 (4,37)
medie ore 23.15- 23.55	176,08 (23,98)	112,40 (11,41)	94,85 (6,94)	64,99 (2,00)	36,46 (0,67)
valori picco	218,12	149,10	119,73	94,43	62,59

Tabella 2. Rilevazione del particolato nell'area non-fumatori. I valori sono espressi in mcg/m³ come medie (SD).

Intervallo orario	TSP	PM ₁₀	PM ₇	PM _{2,5}	PM ₁
medie ore 21.45-23.05	302,30 (46,48)	230,75 (45,42)	200,71 (55,58)	189,67 (66,27)	138,66 (54,67)
valori di picco	391,51	319,28	291,24	293,04	221,90

Tabella 3. Rilevazione del particolato nell'area fumatori. I valori sono espressi in mcg/m³ come medie (SD).

1.11

STUDI SULLA PERICOLOSITÀ DEL PARTICOLATO SULLA SALUTE UMANA

L'importanza del nesso tra inquinamento atmosferico (di ogni genere) e mortalità e/o morbosità è estremamente evidente ai fini di sanità pubblica. Infatti i risultati ottenuti negli studi scientifici sono spesso tradotti in norme di contenimento e controllo dell'inquinamento.

La coerenza dell'associazione tra inquinamento atmosferico e *mortalità*^G o *morbosità*^G a breve termine è alta, essendo numerosi gli studi che hanno prodotto risultati simili, benché condotti su popolazioni diverse utilizzando metodiche ed *end-point* diversi.

1.11.1

Studi e Piani

Un'ampia serie di studi ha dimostrato una relazione tra mortalità per cause naturali e la concentrazione atmosferica di particolato come indicatore dell'inquinamento atmosferico. e quindi come una delle componenti dello stesso inquinamento. Nel seguito di questo paragrafo, sono analizzati i seguenti studi:

- APHEA- *Air Pollution and Health - a European Approach* (Katsouyanni K . et al., 1997)⁵: studio di *metanalisi*^G che ha raccolto gli sforzi di 11 gruppi di ricerca in 10 diversi paesi europei per studiare l'impatto dell'inquinamento atmosferico sugli oltre 25 milioni di persone che vivono in 15 città europee. A questo è seguito, nel 1998, APHEA-2, che ha esteso le ricerche a 34 città. APHEA-2 si è concluso lo scorso anno e i dati sono attualmente in corso di pubblicazione;

- MISA (*Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico*)²: lo studio, pubblicato nel 2001, è stato condotto nell'ambito di un progetto di ricerca di rilevanza nazionale finanziato dal Ministero dell'università e della ricerca scientifica e tecnologica. L'analisi del MISA è stata possibile grazie alla pubblicazione curata dall'Associazione italiana di epidemiologia;
- Piano Sanitario Nazionale: approvato con D.P.R. del 23/05/2003, riguardante disposizioni sanitarie generali.

APHEA e OMS Air Quality Guidelines

Nel 1996 furono pubblicati i risultati del primo studio APHEA (*Air Pollution and Health: a European Approach*) che coinvolse, a cavallo del 1990, 15 città europee (Amsterdam, Atene, Barcellona, Bratislava, Colonia, Cracovia, Helsinki, Lione, Lodz, Londra, Milano, Parigi, Poznan, Rotterdam, Breslavia), caratterizzate da condizioni climatiche e di inquinamento molto diverse tra loro, per un totale di 25 milioni di abitanti.

Al fine di supportare lo sviluppo della politica dell'Unione Europea sul programma *Clean Air For Europe* (CAFE), l'OMS ha avviato una revisione sistematica dell'evidenza scientifica più recente sugli effetti nocivi alla salute del particolato, dell'ozono e del diossido di azoto. In particolare, è stato posto l'accento sulla necessità di adottare il particolato fine (PM_{2.5}) come indicatore degli effetti sulla salute indotti dal particolato (tenendo conto dell'aumentato rischio di mortalità in Europa), ad integrazione del più usato PM₁₀.

Le fonti di informazione per questo processo vanno dalle osservazioni epidemiologiche all'*esposizione*^G, controllata, dell'uomo agli inquinanti, dagli studi in vitro agli effetti tossicologici sugli animali, per cui tale revisione è basata non solo sull'evidenza epidemiologica, ma anche sulle ultime conclusioni degli studi clinici e tossicologici. L'individuazione di nuovi elementi come l'identificazione di ulteriori conseguenze nocive alla salute, l'esistenza di effetti significativi sulla salute a livelli inferiori a quelli che venivano precedentemente considerate le "*soglie*^G", la migliore comprensione dei meccanismi, con conseguente riduzione dell'incertezza, hanno reso necessario aggiornare le esistenti linee guida sulla qualità dell'aria.

In assenza di un valore soglia, che in epidemiologia rappresenta il valore specifico di concentrazione di particolato al di sotto del quale non si osservano effetti né sulla popolazione né sulle categorie a rischio, si ricorre all'evidenza di relazioni rischio-esposizione o rischio-concentrazione per identificare standard che forniscono un accettabile livello di rischio. Si può parlare di "*soglie*" in relazione a determinate conseguenze, ovvero in funzione dell'*endpoint* (morte, ridotta funzione polmonare o cambiamenti molecolari), della popolazione (dalla più sana a quella più malata) e del tempo a cui viene misurata la risposta (immediato, con ritardo o accumulato).

Infine, occorre considerare la possibilità di effetti combinati dovuti all'interazione di un inquinante con altri presenti nell'aria, per cui gli effetti

attribuiti ai singoli inquinanti possono essere influenzati dalla tossicità dell'intera miscela, oltre al fatto che ci sono sorgenti che emettono miscele di inquinanti, come il traffico veicolare e le centrali termoelettriche, e che avvengono processi di trasformazione nell'atmosfera (formazione di inquinanti secondari a partire dai precursori).

Analisi della Mortalità

La prima metanalisi effettuata su 12 (delle 15) città mostrò nelle città dell'Europa occidentale un effetto lineare con un incremento di rischio nella mortalità pari al 2% per incrementi di 50 µg/m³ di particolato di diametro inferiore a 10 µm (PM₁₀), associato ad altri inquinanti, per le morti per malattie cardiorespiratorie.

I risultati del secondo progetto APHEA-2, che ha visto coinvolte ben 29 città europee fra le quali Torino, Milano e Roma, riguardo alla relazione osservata tra inquinamento da PM₁₀ e/o nerofumo e mortalità, mostrano un incremento medio di rischio significativo pari a 0,6% per incrementi di PM₁₀ di 10 µg/m³, ma con importanti differenze tra città.

L'analisi aveva tenuto conto dell'NO₂ come possibile *confondente*^G. Tra i fattori indagati come possibili modificatori di effetto l'NO₂, il rapporto PM₁₀/NO₂, la temperatura media e il tasso di mortalità generale.

Complessivamente quindi, dalle prime metanalisi di metà degli anni novanta alle ultime pubblicate dopo il 2000, la stima dell'effetto si è precisata e collocata su valori inferiori all'1% di incremento per incrementi di 10 microgrammi per metro cubo di PM₁₀.

Morbosità per cause Cardiache e Respiratorie

Nel progetto APHEA sono stati analizzati gli effetti dell'inquinamento sui ricoveri per cause cardiorespiratorie e sul ricorso al pronto soccorso.

Tre studi in particolare riassumono i risultati e documentano l'esistenza di associazioni tra inquinamento e ricoveri per cause respiratorie. *Anderson et al.* riportano un'associazione tra malattia polmonare cronica ostruttiva (COPD) e particolato totale o nerofumo, ozono e NO₂; *Spix et al.* studiando tutte le cause respiratorie riportano un effetto significativo per l'ozono e per il nerofumo (particolarmente nei giorni con alto NO₂); *Sunyer et al.* trovano una associazione tra NO₂ e ospedalizzazione per asma, pur con differenze tra adulti e bambini.

I risultati del progetto APHEA-2 hanno mostrato un'associazione statisticamente significativa tra i livelli giornalieri di particolato e/o nerofumo (come indicatore associato ai normali inquinanti dell'aria) e i ricoveri ospedalieri per cause respiratorie.

Patologie cardiache

APHEA-2 ha incluso in una metanalisi gli effetti dell'inquinamento sui ricoveri per cause cardiovascolari. I risultati di questo studio mostrano

un'associazione positiva tra livelli di PM₁₀ e ricoveri per cause cardiache in tutte le età, maggiore nella popolazione sopra i 65 anni.

MISA

Lo studio MISA (*Metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico*) riporta i risultati di uno studio pianificato di metanalisi relativo agli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici (in generale) in otto città italiane nel periodo 1990-1999.

Considerando le città nel loro complesso, appare chiaro che all'aumentare delle concentrazioni aumenta la frequenza di tutti gli esiti considerati, mortalità e ricoveri, in misura non riconducibile a fluttuazioni casuali, con la sola eccezione del rapporto tra ozono e mortalità per cause respiratorie e/o ricoveri per cause cardiache.

Per un incremento delle concentrazioni degli inquinanti di 10 µg/m³ (1 mg/m³ per il CO), tutti gli esiti in studio presentano aumenti percentuali tra l'1 e il 5%. Tale effetto è maggiore per le cause respiratorie, raggiungendo per esempio 4,7% per mortalità e SO₂ e 4,2% per ricoveri e CO (*MISA cap. 6 pg. 48*).

La relazione tra PM₁₀ e mortalità è risultata più forte tra gli anziani, in particolare tra i soggetti con più di 75 anni, tra i quali la prevalenza di patologie croniche cardiache e respiratorie è più alta. Ciò è in linea con l'ipotesi che vi siano gruppi di popolazione più suscettibili.

In generale, gli effetti delle polveri e degli inquinanti in generale sono più contenuti nei mesi invernali, mentre gli incrementi stimati durante l'estate sono assai pronunciati. L'osservazione è emersa già in studi precedenti anche italiani. Essa potrebbe essere dovuta a uno o più dei seguenti motivi:

- durante il periodo estivo, le concentrazioni atmosferiche di inquinanti rappresentano in modo più attendibile il livello di esposizione della popolazione perché, a causa del clima, le persone passano più tempo all'aperto, il ricambio d'aria nelle abitazioni è molto più elevato che d'inverno e l'esposizione agli inquinanti atmosferici è dunque maggiore;
- la miscela di inquinanti, di cui le polveri sono il tracciante, è particolarmente nociva nel periodo estivo. Si può ipotizzare una diversa composizione e dimensione delle particelle e una diversa combinazione tra particelle e gas, specie di natura ossidante come O₃ e NO₂;
- esiste un'interazione, a livello di popolazione, tra l'effetto degli inquinanti ambientali e quello dell'aumento della temperatura;
- durante il periodo estivo, aumenta la suscettibilità individuale agli effetti dell'inquinamento atmosferico (e la prevalenza di suscettibili nella popolazione): per esempio, nei mesi estivi aumenta l'effetto delle polveri sul sistema di regolazione della viscosità plasmatica;

- vi è una selettiva migrazione della popolazione dalle città durante il periodo estivo, con una maggiore permanenza degli anziani in condizioni di salute più compromesse.

E' possibile che i dati sui ricoveri siano più soggetti di quelli di mortalità a differenze di qualità e completezza da città a città. In ogni caso, molte combinazioni città-specifiche tra inquinanti ed esiti suggeriscono effetti maggiori per le città del Centro-Sud rispetto a quelle del Nord, a volte secondo un marcato gradiente Nord-Sud.

Dato che i rischi stimati per le città del Nord sono più in linea con quelli stimati in altre città nordeuropee, si può formulare l'ipotesi che fattori di tipo climatico e/o sociale o demografico, rendano gli effetti dell'inquinamento più marcati nelle città del Centro-Sud.

Per quanto riguarda il PM_{10} , i maggiori modificatori di effetto sulla mortalità sono il tasso di mortalità e, in minor misura, l'indice di deprivazione. Questo suggerisce una maggiore vulnerabilità delle popolazioni più esposte ad altri fattori di rischio, per esempio il fumo di sigaretta. L'indice di deprivazione modifica anche l'effetto del PM_{10} sui ricoveri per malattie respiratorie, mentre l'effetto sui ricoveri per malattie cardiache è modificato in modo significativo soltanto dal rapporto NO_2/PM_{10} .

E' possibile che l'impatto sanitario dell'inquinamento atmosferico sia maggiore nelle città in cui il traffico veicolare, specialmente da veicoli diesel, rappresenta la sorgente più importante delle concentrazioni complessive di particolato (come riflesso dal rapporto NO_2/PM_{10}).

1.11.2

Sintesi dei Risultati e Confronto con il Limiti Normativi

In base ad analisi di laboratorio condotte su animali si ipotizza che le polveri a granulometria fine ($PM_{2.5}$ e $PM_{0.1}$) siano la principale causa di mortalità e di disagio. Inoltre le correlazioni epidemiologiche tra mortalità e concentrazioni di $PM_{2.5}$ risultano ancor più accurate di quelle tra mortalità e concentrazione di PM_{10} .

I limiti di legge dovrebbero quindi essere riferiti alle polveri fini, sebbene il limite sul PM_{10} sia comunque rappresentativo poiché sussiste di fatto un'elevata correlazione tra concentrazione di $PM_{2.5}$ e di PM_{10} .

In assenza di una soglia inferiore di pericolosità è dunque opportuno limitare quanto più possibile l'esposizione o introdurre limiti differenziati per granulometria.

Le soluzioni proposte per la riduzione dell'inquinamento da PM₁₀ consistono ovviamente nel controllo separato delle emissioni di particolato primario e dei precursori del secondario.

A livello regionale italiano sono state emanate numerose proposte di intervento, al fine di ridurre sia il particolato primario che secondario. Tra tutte quelle inserite nel Piano Regionale di Tutela e di Risanamento dell'Atmosfera della Regione Veneto sono espresse in modo sintetico, come sotto riportato.

- Presenza nella rete di distribuzione solo di gasolio a basso tenore di zolfo
- Incentivi alla metanizzazione degli impianti di riscaldamento e di centrali termiche industriali e disincentivazione all'uso di combustibili fossili a medio-alto tenore di zolfo (es. oli pesanti, nafta), se non dotati di idonei sistemi di abbattimento delle polveri;
- Intensificazione delle verifiche in strada dei livelli di opacità dei veicoli diesel con particolare riguardo ai mezzi pesanti e commerciali;
- Intensificazione delle verifiche in strada delle prestazioni dei ciclomotori a due tempi ("cinquantini");
- Trasformazione dei veicoli di enti o aziende pubbliche alimentati a gasolio verso combustibili più eco-compatibili (metano-GPL- elettrici);
- Alimentazione con biodiesel o gasolio a basso tenore di zolfo dei veicoli di enti o aziende pubbliche alimentati a gasolio (autobus, veicoli trasporto rifiuti, autovetture, etc.);
- Incentivi alla trasformazione dei taxi verso combustibili gassosi, in primis il metano;
- Alimentazione con biodiesel o gasolio a basso tenore di zolfo dei taxi alimentati a gasolio;
- Incentivi alla trasformazione dei mezzi commerciali a prevalente azione locale, verso combustibili gassosi, in primis il metano;
- Riduzione dei livelli di emissione di polveri e IPA delle attività produttive esistenti nel territorio anche mediante accordi volontari (es. EMAS e ISO 14000) e regolamentazione del sistema delle autorizzazioni di nuovi insediamenti, al fine di migliorare complessivamente il bilancio di area;
- Attivazione di campagne di sensibilizzazione, educazione e informazione partendo dalle scuole fino a raggiungere il singolo cittadino;
- Realizzazione di barriere sempreverdi ad elevata ramificazione lungo le principali direttrici di traffico;
- Esecuzione frequente delle operazioni di lavaggio delle strade soprattutto durante i periodi di stabilità atmosferica delle stagioni autunnali, invernali e primaverili;
- Verifica del rispetto del divieto di combustione all'aperto di ramaglie e altri residui vegetali (al fine di favorirne il conferimento a centri di riutilizzo).

Al di là della modalità di formulazione, anche le altre regioni hanno previsto strumenti simili. La Regione Lombardia, ad esempio, ha intrapreso un'importante serie di iniziative, tra le quali appare interessante un limite

superiore imposto alla temperatura interna degli edifici riscaldati con combustibili solidi o liquidi.

In ogni caso sono quindi previste misure per la riduzione delle emissioni di particolato primario e di ossidi di zolfo, principale precursore delle polveri sottili.

Confondente: si dice di un fattore (o combinazione di fattori) diversi da quelli oggetto di studio, che è responsabile, almeno in parte, del fenomeno osservato. Quando è presente un fattore di confondimento, i dati grezzi mostrano un quadro sbagliato della correlazione tra causa ed effetto.

Esposizione: negli studi epidemiologici è un termine genericamente, salvo diversa ma frequente definizione, simile a quello di *dose assorbita* utilizzato in campo radiologico, che tiene quindi conto del tempo e della modalità a cui un soggetto è esposto ad un certo inquinante. Fattori determinanti per la stima dell'esposizione ad un inquinante atmosferico sono quindi la concentrazione dell'inquinante in aria, il tempo in cui il soggetto è esposto a tale concentrazione, il rateo di respirazione (che può subire notevoli cambiamenti a seconda dell'attività svolta), la presenza di eventuali mezzi di protezione individuale. Poiché la concentrazione di molti inquinanti è assai variabile tra ambienti esterni ed interni ad edifici, il calcolo dell'esposizione è generalmente assai complicato e fortemente dipendente anche dallo stile di vita delle persone. E' anche da questa considerazione che nasce la necessità di cercare eventuali correlazioni tra indici di deprivazione (si veda sotto) ed effetti dell'inquinamento.

Fattore emissivo: Il fattore di emissione rappresenta l'emissione riferita all'unità di attività della sorgente, espressa ad esempio come quantità di inquinante emesso per unità di prodotto processato, o come quantità di inquinante emesso per unità di combustibile consumato, ecc. Nel caso di impianti energetici si usa generalmente un fattore emissivo riferito all'unità di energia primaria consumata (quindi sostanzialmente alla massa di combustibile consumata). Per ottenere il fattore emissivo in funzione dell'energia prodotta, occorre dividere per il rendimento dell'impianto (che oscilla tra lo 0,35 degli impianti di metà anni '60 sino a quasi lo 0,6 degli impianti attuali).

Idrocarburi policiclici aromatici (IPA): sono compresi in questo gruppo gli idrocarburi che contengono due o più anelli benzenici. Si generano per processi di combustione incompleta e ne viene ipotizzata la sintesi biochimica da parte di molti vegetali. Sono presenti naturalmente nel petrolio e nel carbon fossile.

Indice di deprivazione : Indice associato al concetto di *deprivazione*, ossia ad uno stato di svantaggio in relazione alle condizioni di vita della comunità alle quali un individuo, una famiglia o un gruppo appartengono. Ad esempio, nel caso specifico appare interessante valutare se ad uno svantaggio di tipo socioeconomico (di un gruppo di popolazione) corrisponda una maggiore sensibilità all'inquinamento atmosferico.

Metanalisi: tecnica clinico-statistica quantitativa che permette di combinare i dati di più studi condotti su di uno stesso argomento, generando un unico dato conclusivo per rispondere a uno specifico quesito clinico.

Modello euleriano: modello tridimensionale non stazionario che in generale considera il moto di un fluido rispetto ad un sistema di riferimento fisso nello spazio. Tali modelli sono i più adatti ad affrontare problemi complessi, come ad esempio, la dispersione di inquinanti su larga scala o la diffusione di inquinanti non inerti.

Modello gaussiano: modello dispersivo di tipo lagrangiano (si veda sotto) in grado di stimare le concentrazioni medie sul breve periodo e sul lungo periodo di inquinanti non reattivi emessi da un numero limitato di sorgenti puntiformi o areali, in presenza di terreno piatto o moderatamente complesso. Ipotesi di base del modello è che la concentrazione sia distribuita nello spazio secondo la funzione di gauss (si veda anche la voce: σ di dispersione).

Modello lagrangiano: Modello tridimensionale non stazionario che in generale studia il moto delle particelle all'interno di un fluido seguendone l'evoluzione secondo un sistema di riferimento solidale al baricentro delle singole particelle. La diffusione di inquinanti viene simulata tramite l'integrazione della traiettoria delle particelle.

Morbosità : condizione definita attraverso il rapporto esistente tra il numero di malati e la popolazione. Tale rapporto può essere riferito a tutte le malattie nel loro complesso, e allora è detto quoziente di morbosità generale, ma solitamente è riferito a una specifica malattia, e in questo caso è detto quoziente di morbosità per causa.

Peta

(P): prefisso per unità di misura del Sistema Internazionale (SI), corrispondente ad un fattore moltiplicativo di 10^{15} . Nelle analisi in campo energetico è assai utilizzato il PJ, 10^{15} Joule, corrispondente a $2,8 \cdot 10^5$ MWh.

Velocità di Reazione: Si definisce *velocità* di un processo chimico il rapporto tra la variazione di concentrazione di un reagente o di un prodotto all'interno di un intervallo temporale e il valore di quell' intervallo di tempo. Nei casi qui di interesse le reazioni sono tutte del *primo ordine*, cioè le concentrazioni variano secondo la seguente equazione:

$$V = - \frac{dA}{dt} = K[A][B]$$

in cui [A] e [B] sono le concentrazioni dei reagenti e k è la *costante di velocità* ed indica la misura della velocità di reazione quando i reagenti sono in concentrazione unitaria. Dall'equazione si ricava che:

$$[A] = A_0 e^{-kt} \quad \text{ovvero} \quad [A] = A_0 e^{-k[B]t}$$

a seconda che esistano uno o due reagenti. Si osservi che nel primo caso k ha le dimensioni inverse a quelle di un tempo (e quindi si misura, ad esempio, in s^{-1}), mentre nel secondo caso ha le dimensioni dell'inverso di un tempo e di una concentrazione.

Radiazione beta: forma di radiazione ionizzante emessa da alcuni tipi di nuclei radioattivi.

Soglia o Valore Soglia: una relazione tra il livello di esposizione (o di dose) e il conseguente danno subito può manifestare un effetto soglia: ovvero l'assenza di effetti negativi (o in generale di alcun effetto) al di sotto di un certo limite di esposizione oppure, all'opposto (assenza di effetto soglia), il manifestarsi di effetti, comunque generalmente tendenti a zero, anche a dosi molto basse. Nel caso specifico del PM_{10} e dei conseguenti effetti sulla salute, allo stato attuale della ricerca, sembra che la relazione dose danno non manifesti un effetto soglia.

Tasso di mortalità: valore che in epidemiologia deriva dal rapporto tra numero di decessi e popolazione totale.

σ di dispersione: nei modelli lagrangiani di tipo gaussiano la concentrazione di inquinante è ritenuta avere una distribuzione (nello spazio) di tipo normale (di Gauss), sia nella direzione verticale che in quella orizzontale. Le standard deviation di tale distribuzione, diverse sul piano verticale ed orizzontale, sono espresse in funzione della distanza dalla sorgente emissiva.

¹Armaroli N., et al., "Emissioni da centrali termoelettriche a gas naturale. La letteratura corrente e l'esperienza statunitense". *La chimica e l'industria*, n. 85, maggio 2003

²Biggeri A., et al., "MISA, metanalisi italiana degli studi sugli effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico". *Epidemiol. Prev.* 2001; 25 (Suppl. 1): 1-72., 2001.

³Febo A., et al., "Tecniche di misura per il materiale particolato: attuazione della normativa nazionale e comunitaria", CNR II A, Roma, 7 Marzo 2002.
www.iiia.mlib.cnr.it/Meetings/WSRomePm10/PDF/febo.ppt

⁴Johansson C. "Will Sweden reach set Sweden reach set targets in 2005 & 2010?" Institute of Applied Environmental Research ITM Stockholm university Research ITM Stockholm university & EHPA, Stockholm EHPA, Stockholm, 2003.
www.itm.su.se/dokument/CAFE_dokument/Presentations/stockholm_johansson_cafe_oct_2003.pdf

⁵Katsouyanni K., et al., "Short-term effects of air pollution on health: a European approach using epidemiologic time series data. The APHEA Project. Air Pollution Health Effects--A European Approach.", *Public Health Rev.* 1997;25(1):7-18; discussion 19-28, 1997.

⁶U.S. Department of Transportation, Federal Highway Administration, "Strategic Workplan for Particulate Matter Research: 2000 to 2004"
www.fhwa.dot.gov/environment/pm/stratwkp/pmstr1.htm;

⁷US. EPA. 1996. Method 202- "Determination of Condensable Particulate Emissions from Stationary Sources". US. Environment protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle, N.C.
www.epa.gov/ttnemc01/promgate

⁸US. EPA. 1999b. "EPA Preliminary Method PRE-4 – Draft Method for Determination of PM10/PM2.5". U.S. Environmental Protection Agency. Office of Air Quality Planning and Standards. Research Triangle Park, NC.
www.epa.gov/ttn/emc/prelim.html

⁹US. EPA. 2000a. Supplement F to the Fifth Edition of AP-42. "Compilation of Air Pollutant Emission Factors Volume I: Stationary Point and Area Sources", US. Environment protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle, N.C.
www.epa.gov/ttn/chief

¹⁰WHO Regional Publications, *“The WHO Air Quality Guidelines for Europe”* , European Series, No. 91, 2000. www.who.dk/air/Activities/20020620_1;

Indirizzi dei Siti Internet

Ministero dell’Ambiente e Tutela del Territorio	www.minambiente.it
Arpa Lombardia	www.arpalombardia.it
WHO- OMS	www.who.int
EPA	www.epa.gov
IIASA	www.iiasa.ac.at
Unione Europea	europa.eu.int