



Laboratorio Mobile
Campagna di Misura Inquinamento Atmosferico
ed analisi degli IPA
Comune di Monza
Viale Lombardia

27/06/2006 – 27/07/2006



Agenzia Regionale
per la Protezione dell'Ambiente
della Lombardia

Campagna di Misura Inquinamento Atmosferico

Comune di Monza

Viale Lombardia

MONZA, 18/10/2006

Rif. 180/ALM

Gestione e Manutenzione Tecnica del Laboratorio Mobile

p.i. Davide Paladini

p.i. Valter Meda

Analisi di Laboratorio

dott. Silvia della Mora

p.i. Sabrina Serri

Il Responsabile del Procedimento

dott. Raffaella Marigo

Il Responsabile dell'U. O. Sistemi Ambientali

dott. geol. Madela Torretta

Premessa

Monza è un centro abitato che conta circa **117.068** abitanti distribuiti su una superficie di circa **33 Km²** e dista circa 15 Km dal capoluogo in direzione Nord Est.

Monza confina a sud con Brugherio, Cinisello Balsamo e Sesto S.G., a est con Concorezzo e Villasanta a nord con Biassono, Veduggio, Lissone e ad ovest con Muggiò.

Nel presente lavoro si discutono i risultati relativi alla campagna di misura dell'inquinamento atmosferico condotta in periodo estivo con Laboratorio mobile tra il *27 giugno* ed il *27 luglio 2006*, nel comune di Monza lungo viale Lombardia sulla direttrice Lecco – Milano, in prossimità dell'incrocio con via Tiro a segno e via Cavallotti.

Scopo della campagna di misura, unitamente a quella condotta nel medesimo periodo estivo dell'anno precedente (28 giugno - 3 agosto 2005), è la raccolta di un'ulteriore base di dati al fine di ottenere una migliore caratterizzazione della qualità dell'aria lungo tale tratto viario, in previsione dei lavori di interrimento della strada finalizzata alla verifica dell'efficacia del futuro risanamento.



Introduzione

Il Laboratorio Mobile è stato posizionato, in accordo con i tecnici dell'Amministrazione Comunale, in viale Lombardia nel medesimo punto delle precedenti campagne, rispettando i criteri di rappresentatività indicati per il posizionamento delle cabine fisse di rilevamento (Allegato VIII del D.M. 60/02).

La strumentazione montata sul furgone permette il rilevamento dei seguenti inquinanti:

- Ossidi di azoto (NO_x);
- Monossido di carbonio (CO);
- Ozono (O_3);
- Particolato fine (PM10);

Tale strumentazione è del tutto simile a quella presente nelle stazioni fisse della Rete di Rilevamento della Qualità dell'Aria permettendo così un confronto diretto delle misure rilevate nel sito di misura con i dati raccolti dalle centraline della rete fissa di monitoraggio.

L'apparecchiatura in dotazione risponde alle caratteristiche previste dalla normativa vigente (D.P.C.M. 28/3/83, D.P.R. 24/5/88, D.M. 60/02).

Anche per le altezze delle sonde di prelievo sono fornite indicazioni nazionali e regionali:

- il monossido di carbonio viene prelevato a 1.6 m dal suolo (altezza uomo) e a non più di 5 metri dal ciglio della strada;
- la sonda per il prelievo di NO_x e O_3 è posta a tra 1.5 e 4 m di quota;
- i sensori meteorologici sono posizionati all'altezza di circa 8 m dal suolo.

E' stato possibile poi attraverso analisi di laboratorio determinare da campioni di PM10 gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA).

Normativa

Per i principali inquinanti atmosferici, al fine di salvaguardare la salute e l'ambiente, la normativa stabilisce limiti di concentrazione, a lungo e a breve termine, a cui attenersi.

Per quanto riguarda i limiti a lungo termine, viene fatto riferimento agli standard di qualità e ai valori limite di protezione della salute umana, della vegetazione e degli ecosistemi (D.P.C.M. 28/3/83 – D.P.R. 24/5/88 – D.M. 25/11/94 – D.M. 16/5/96 – D.M. 2/4/02) allo scopo di prevenire esposizioni croniche; per gestire episodi d'inquinamento acuto vengono invece utilizzate le soglie di attenzione e allarme (D.M. 16/5/69 – D.M. 2/4/02 - D.L. 21/5/04).

E' importante sottolineare che il D.M. 60 del 2/4/02 ha introdotto, oltre ad una serie di valori limite, anche le date alle quali tali valori devono essere raggiunti; esso prevede inoltre un percorso nel tempo che porta ad un graduale raggiungimento dei limiti, stabilendo un margine di tolleranza che si riduce negli anni. Nella tabella seguente tra parentesi sono indicati i margini di tolleranza validi per l'anno 2006.

Nota: tra parentesi sono indicati i margini di tolleranza validi per l'anno 2006.

Biossido di Zolfo	Valore Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Valore limite protezione salute umana (da non superare più di 24 volte per anno civile)	350	1 h	D.M. 2/4/02
Valore limite protezione salute umana (da non superare più di 3 volte per anno civile)	125	24 h	D.M. 2/4/02
Valore limite protezione ecosistemi	20	Anno civile e inverno (1 ott – 31 mar)	D.M. 2/4/02
Soglia di allarme	500	1 h (rilevati su 3 ore consecutive)	D.M. 2/4/02

Biossido di Azoto	Valore Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Standard di qualità (98° percentile rilevato durante l'anno civile)	200	1 h	D.P.R. 24/5/88
Valore limite protezione salute umana (da non superare più di 18 volte per anno civile)	200 (+40)	1 h	D.M. 2/4/02
Valore limite protezione salute umana	40 (+8)	Anno civile	D.M. 2/4/02
Soglia di allarme	400	1 h (rilevati su 3 ore consecutive)	D.M. 2/4/02

Ossidi di Azoto	Valore Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Valore limite protezione vegetazione	30	Anno civile	D.M. 2/4/02

Monossido di Carbonio	Valore Limite (mg/m^3)	Periodo di mediazione	Legislazione
Standard di qualità	40	1 h	D.P.C.M. 28/3/83
Standard di qualità	10	8 h	D.P.C.M. 28/3/83
Valore limite protezione salute umana	10	8 h	D.M. 2/4/02
Soglia di attenzione	10	8 h	D.G.R. 28/10/02

Ozono	Valore Limite ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Valore bersaglio per la protezione della salute umana	120	8 h	D.L. 21/5/04
Valore bersaglio per la protezione della vegetazione	18000	AOT40 (mag – lug) su 5 anni	D.L. 21/5/04
Soglia di informazione	180	1 h	D.L. 21/5/04
Soglia di allarme	240	1 h	D.L. 21/5/04

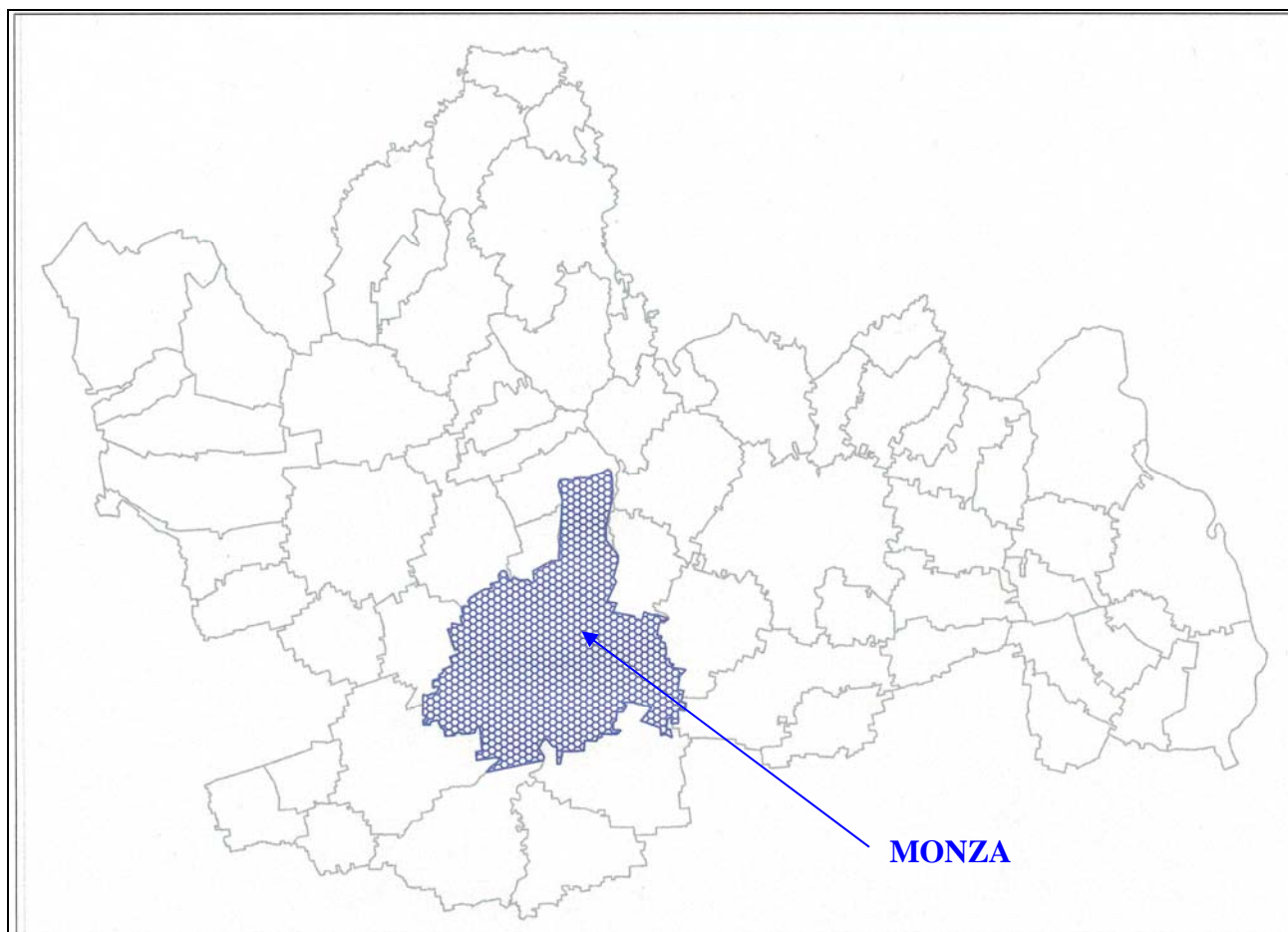
Particolato Fine PM10	Valore Obiettivo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Valore limite protezione salute umana (da non superare più di 35 volte per anno civile)	50	24 h	D.M. 2/4/02
Valore limite protezione salute umana	40	Anno civile	D.M. 2/4/02

Idrocarburi non metanici	Valore Obiettivo ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Periodo di mediazione	Legislazione
Totali	Valore obiettivo 200	3 h consecutive*	D.P.C.M. 28/3/83
Benzene	Valore obiettivo 5 (+2)	Anno civile	D.M. 2/4/02
Benzo(a)pirene	Valore obiettivo 0.001	Anno civile	D.M. 25/11/94

Gli obiettivi di qualità su base annua delle concentrazioni di IPA fanno riferimento alle concentrazioni di benzo(a)pirene (D.M. 25/11/94)

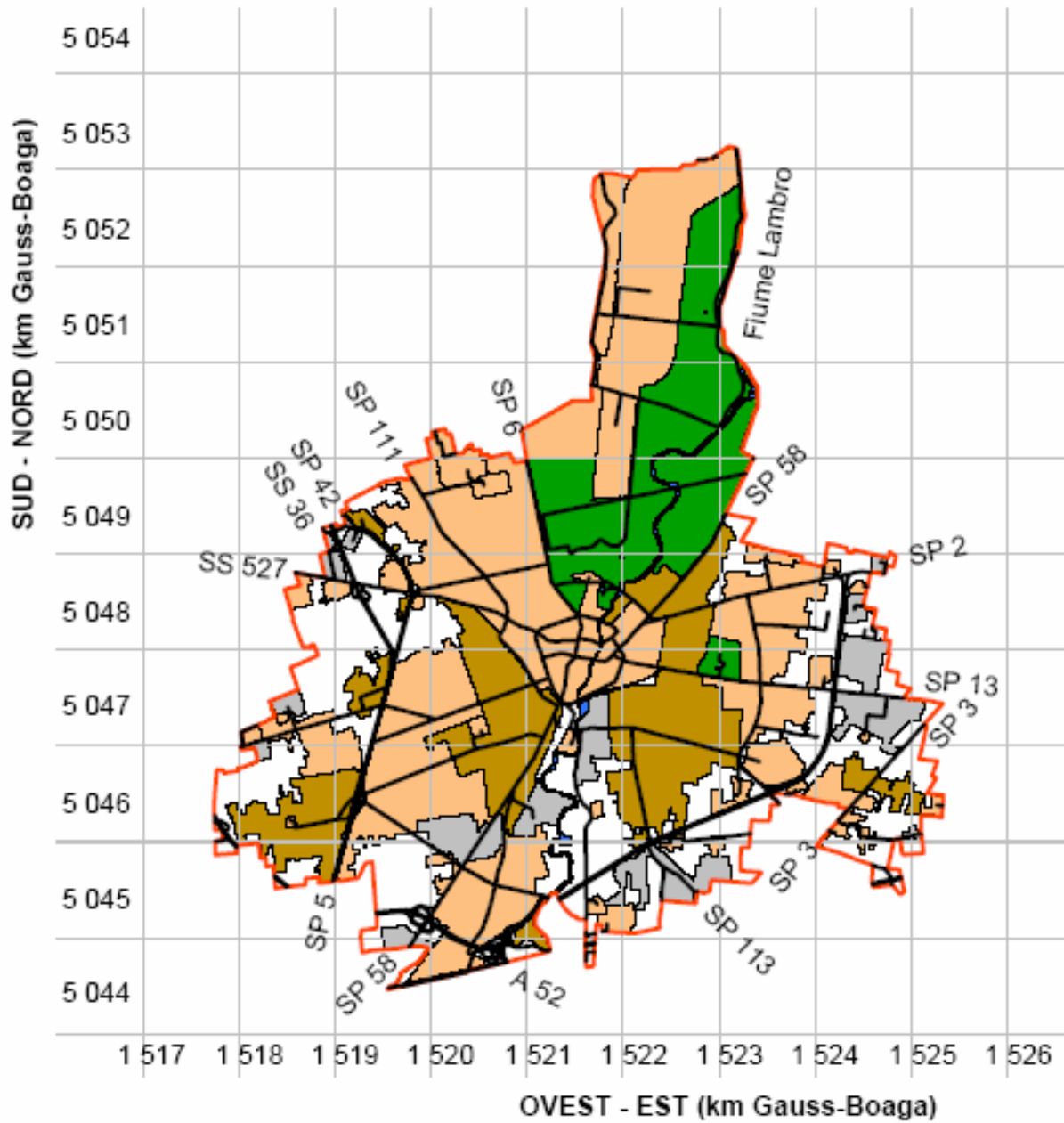
* Da adottarsi soltanto nelle zone e nei periodi dell'anno nei quali si siano verificati superamenti significativi dello standard dell'aria per l'ozono

Sito di Misura



Periodo di misura	27 giugno – 27 luglio 2006
Sito di misura:	Viale Lombardia sulla direttrice Lecco - Milano
Assi stradali provinciali:	S.S. 36 Valassina Monza – Lecco S.P. 5 (Viale Lombardia) Monza – Milano S.P. 6 V.le Brianza
Assi stradali comunali	Via Marconi – Viale Fermi – Viale delle Industrie – Viale Stucchi Via Borgazzi Via Lecco Via Amati – Viale Sicilia
Autostrade e tangenziali:	A4 – Milano-Venezia Tangenziale Nord

MAPPA DEL TERRITORIO CITTADINO



- area residenziale
- area mista (*residenziale e produttiva*)
- area produttiva
- parchi e giardini
- aree idriche naturali e artificiali

Caratterizzazione del sito di misura

Lo scenario analizzato è illustrato in figura 1.

La postazione di misura è caratteristica di una *situazione di traffico urbano ed extraurbano*, si trova infatti a ridosso di uno dei principali tratti viari che attraversano il territorio cittadino lungo la direttrice Nord – Sud e, confluenndo nella S.S. 36, permette il collegamento della città di Milano con i comuni a Nord della regione.

A circa un chilometro dal punto di misura poi, lungo viale Lombardia, vi sono gli accessi per la tangenziale Nord ed i raccordi per l'autostrada A4, due delle principali arterie viarie della zona Nord-Est della Provincia di Milano, interessate da ingenti volumi di traffico durante tutta la settimana.

Il punto di misura insiste pertanto su un tratto viario a quattro corsie (due per senso di marcia) interessato da volumi di traffico di tipo locale e di attraversamento, sia leggero che pesante.

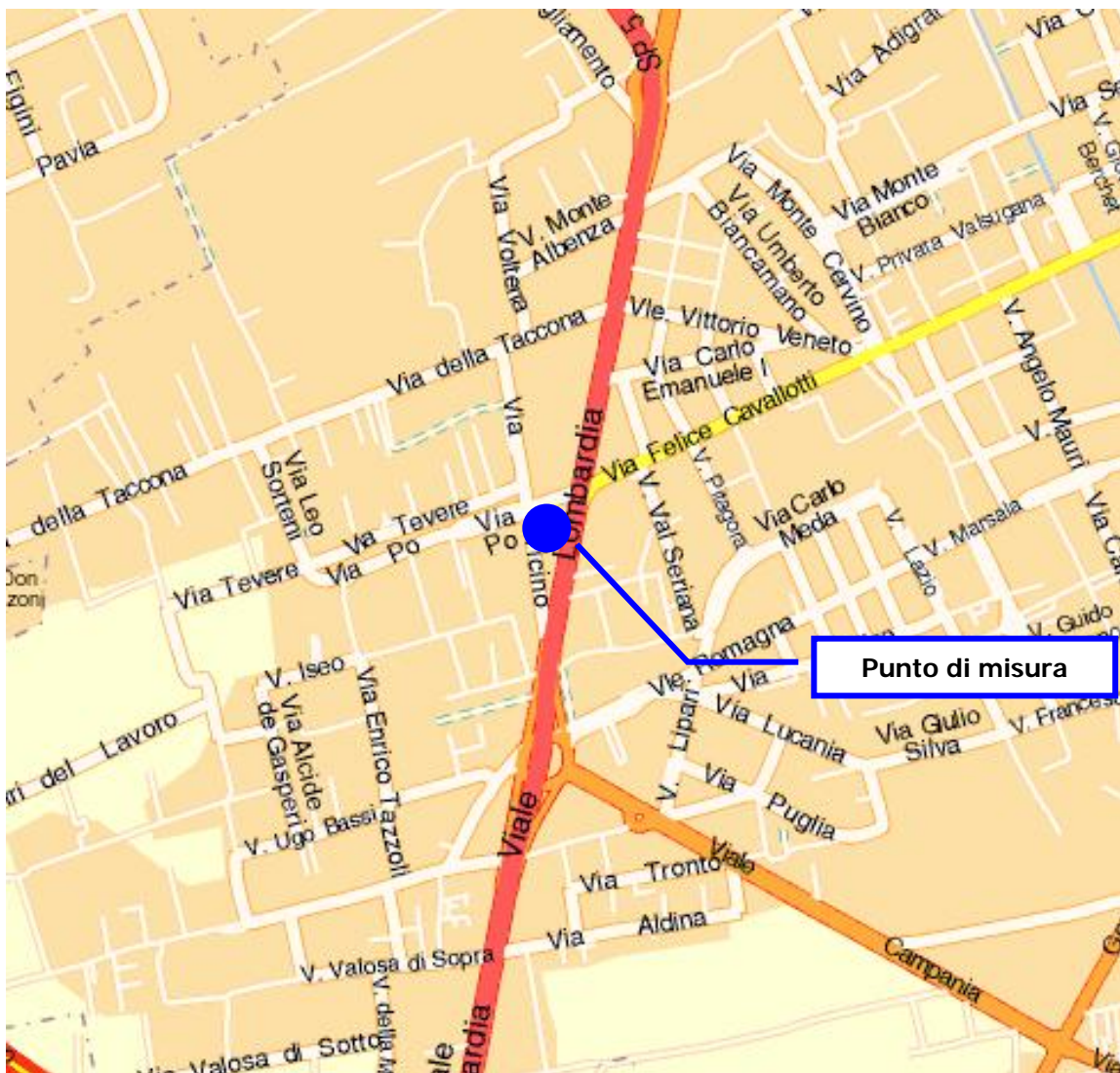


Figura 1: punto di posizionamento del Laboratorio mobile nel Comune di Monza

Principali sorgenti emissive

Per la stima delle principali sorgenti emissive all'interno del territorio comunale di Monza è stato utilizzato l'inventario regionale INEMAR (Inventario Emissioni Aria), nella sua versione più recente, **riferita all'anno 2003**.

Nell'ambito di tale inventario la suddivisione delle sorgenti avviene per attività emissive: la classificazione utilizzata fa riferimento ai macrosettori relativi all'inventario delle emissioni in atmosfera dell'Agenzia Europea per l'Ambiente CORINAIR (Cordination Information Air).

- Combustione non industriale
- Combustione nell'industria
- Processi produttivi
- Estrazione e distribuzione combustibili
- Uso di solventi
- Trasporto su strada
- Altre sorgenti mobili e macchinari
- Agricoltura
- Altre sorgenti e assorbimenti

Per ciascun macrosettore vengono presi in considerazione diversi inquinanti: sia quelli che fanno riferimento alla salute, sia quelli per i quali è posta particolare attenzione in quanto considerati gas ad effetto serra:

- Biossido di Zolfo (SO₂)
- Ossidi di azoto (NO_x)
- Composti organici volatili non metanici (NMCOV)
- Metano (CH₄)
- Monossido di carbonio (CO)
- Biossido di carbonio (CO₂)
- Ammoniaca (NH₃)
- Protossido di azoto (N₂O)
- Polveri totali sospese (PTS) o polveri con diametro inferiore ai 10 µm (PM10)

Maggiori informazioni e una descrizione più dettagliata in merito all'inventario regionale sono disponibili sul sito web: <http://www.ambiente.regione.lombardia.it/inemar/inemarhome.htm>.

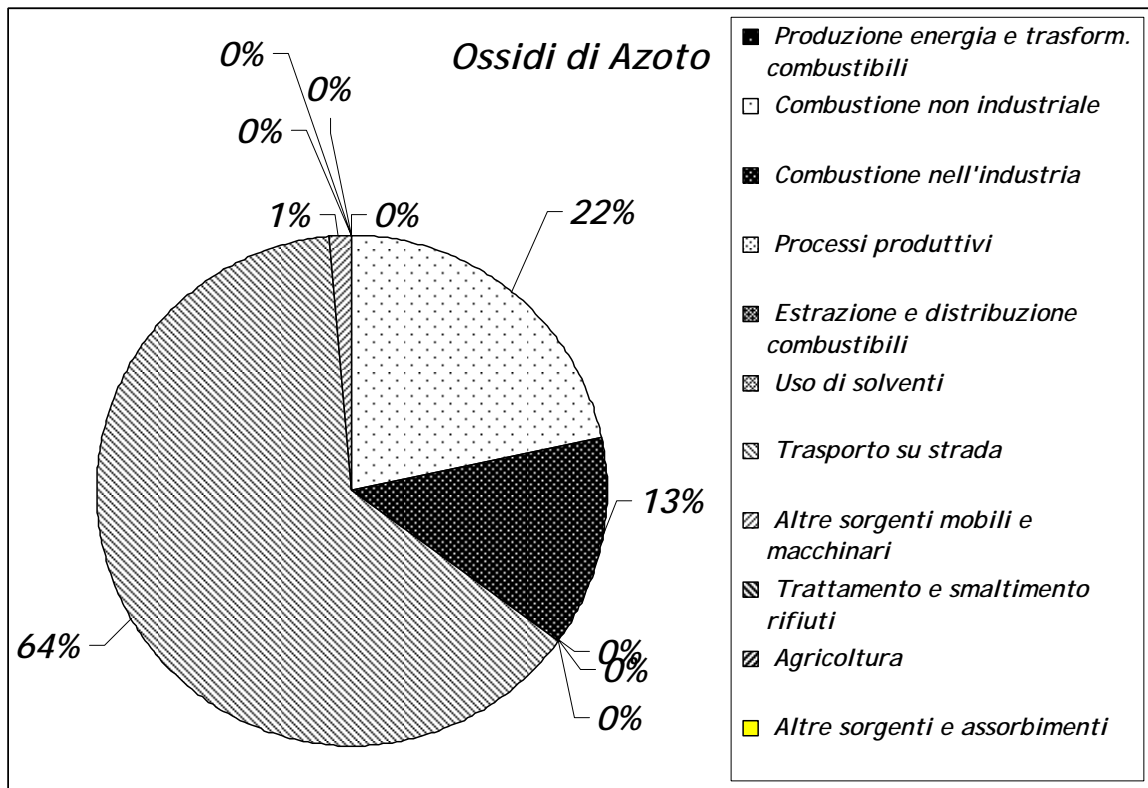
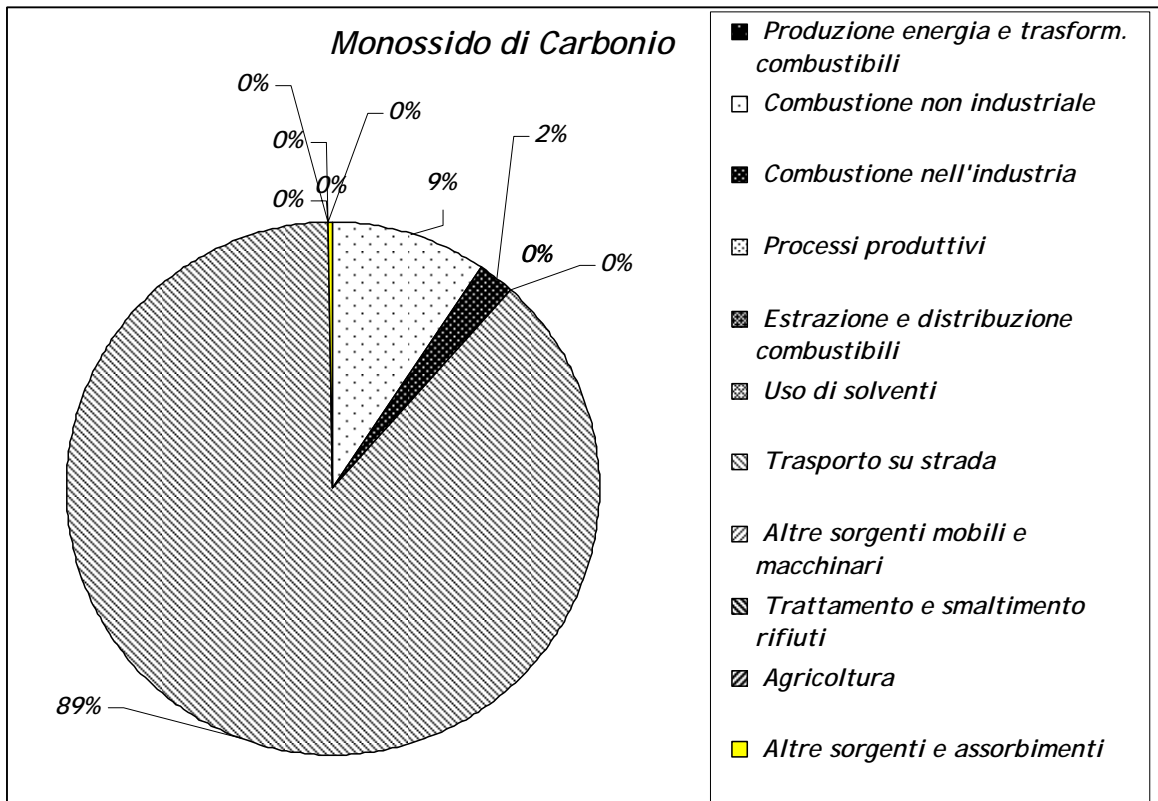
I dati di INEMAR sono stati elaborati al fine di definire i contributi delle singole sorgenti all'inquinamento atmosferico all'interno del Comune di Monza.

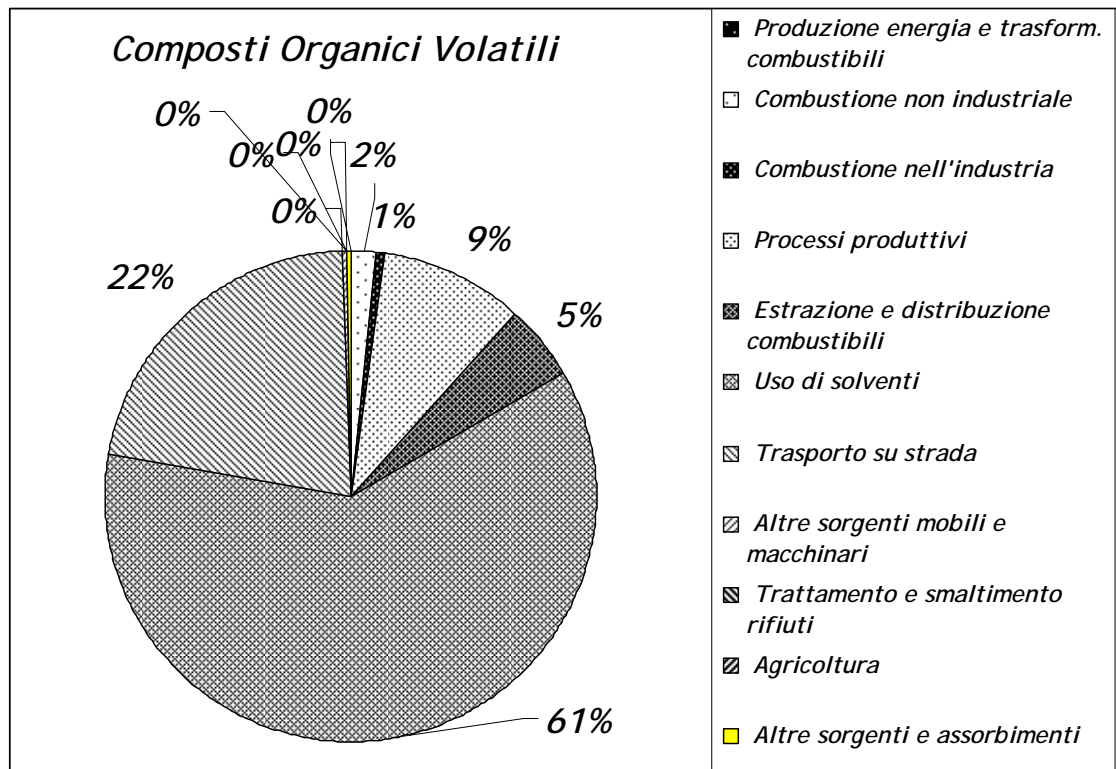
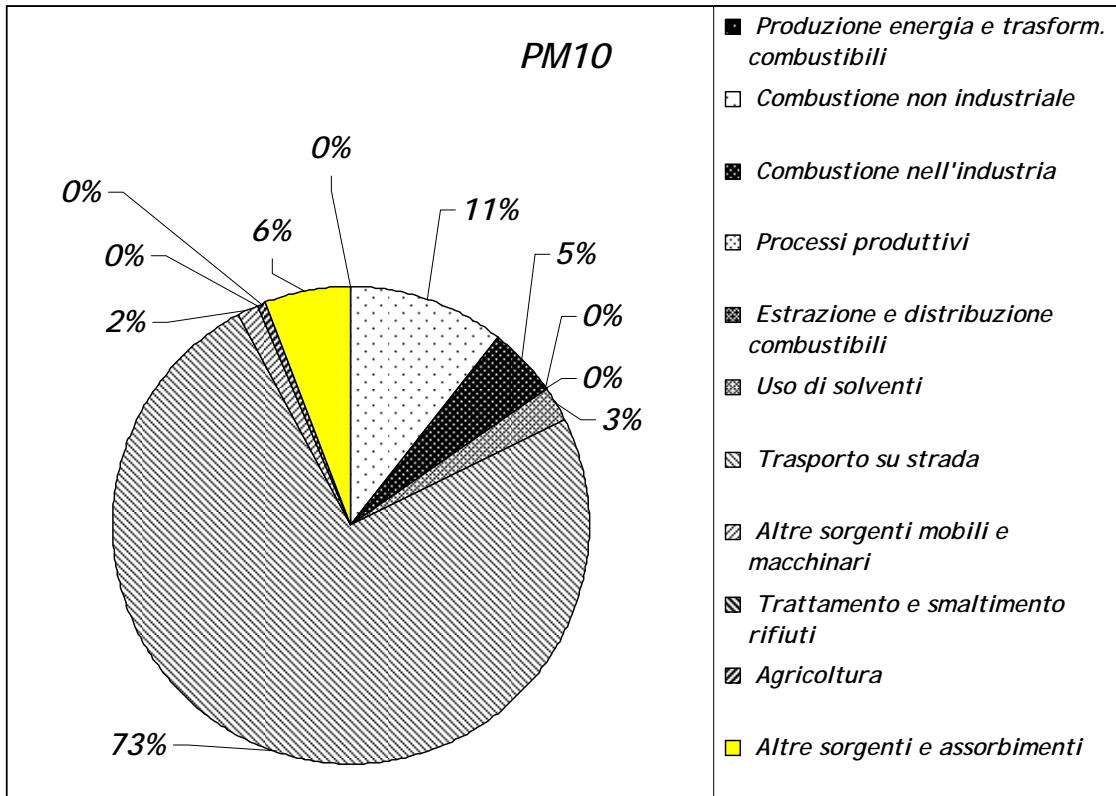
Come è possibile osservare in allegato 1 la principale fonte di inquinamento è dovuta al **traffico veicolare**.

Data infatti l'alta densità abitativa e il passaggio di assi viari comunali ed intercomunali trafficati, **i carichi emissivi di PM10, NOx e CO** risultano significativi in tutto il territorio comunale, incidendo rispettivamente per il **73%**, **64%** e **l'89%** del totale.

La combustione nell'industria non incide in modo preponderante sulla qualità dell'aria, contribuendo con il 4.7% all'emissione in atmosfera di PM10 (5.1 t/anno) ed il 13.3% di NOx (146.1 t/anno), per quanto riguarda le emissioni di CO queste influiscono con il 2.2% (97.5 t/anno).

Si riportano in tabelle (valori assoluti) e grafici (valori percentuali) le stime relative ai principali inquinanti emessi dai diversi tipi di sorgente all'interno del comune di Monza. Per un confronto si riportano anche le stime riferite all'intera Provincia di Milano.





Allegato 1

DESCRIZIONE MACROSETTORE	Monza				
	SO2 t/anno	NOX t/anno	COV t/anno	CO t/anno	PM10 t/anno
Combustioni per produzione energia e trasformazione dei combustibili	-	-	-	-	-
Combustione non industriale	54.9	239.6	46.6	417.8	11.6
Combustione nell'industria	4.3	146.1	16.6	97.5	5.1
Processi produttivi	-	-	253.6	-	-
Estrazione e distribuzione di combustibili fossili / Geotermia	-	-	133.1	-	-
Uso di solventi	-	-	1646.6	-	2.8
Trasporto su strada	29.5	702.8	585.3	3869.9	81.6
Altre sorgenti mobili e macchinari	1.0	13.9	1.9	4.8	1.7
Trattamento e smaltimento rifiuti	-	-	-	-	-
Agricoltura	-	0.3	0.1	-	0.5
Altre sorgenti e assorbimenti	-	-	10.4	10.8	6.4

DESCRIZIONE MACROSETTORE	Provincia di Milano				
	SO2 t/anno	NOX t/anno	COV t/anno	CO t/anno	PM10 t/anno
Combustioni per produzione energia e trasformazione dei combustibili	3363	5317	210	1776	58
Combustione non industriale	2221	6484	1716	17195	532
Combustione nell'industria	1633	7681	1240	5273	453
Processi produttivi	0	60	8228	257	66
Estrazione e distribuzione di combustibili fossili / Geotermia	-	-	4463	-	-
Uso di solventi	0.3	0.1	65555	1	242
Trasporto su strada	1101	26272	18955	124900	3507
Altre sorgenti mobili e macchinari	200	1572	527	1209	147
Trattamento e smaltimento rifiuti	39	823	13	59	28.5
Agricoltura	-	210	168	3312	293
Altre sorgenti e assorbimenti	1	6	635	517	207

Fattori meteorologici

I livelli di concentrazione degli inquinanti atmosferici in un sito dipendono, come è evidente, dalla quantità e dalle modalità di emissione degli inquinanti stessi nell'area, ma la situazione meteorologica influisce sia sulle condizioni di dispersione e di accumulo degli inquinanti, sia sulla formazione di alcune sostanze nell'atmosfera stessa.

E' pertanto importante che i livelli di concentrazione osservati, soprattutto durante una campagna di breve durata, siano valutati alla luce delle condizioni meteorologiche verificatesi nel periodo del monitoraggio.

Le caratteristiche diffusive dell'atmosfera fanno sì che le polveri e gli inquinanti in generale risentono fortemente della meteorologia del momento. I maggiori processi atmosferici che condizionano l'inquinamento sono:

- ✓ sistemi sinottici: tipi di masse d'aria, passaggi frontali, presenza di strutture cicloniche o anticicloniche che favoriscono il ricambio o la stagnazione dell'aria alla mesoscala (300 Km);
- ✓ l'intensità e la direzione del vento che determinano trasporto e diffusione degli inquinanti;
- ✓ precipitazioni e nebbie che agiscono sul dilavamento degli inquinanti, le prime, e sulla rimozione umida, le seconde;
- ✓ l'altezza dello strato di rimescolamento che indica l'altezza del "contenitore" aria nel quale vengono dispersi i vari inquinanti emessi dalla superficie;
- ✓ la temperatura che è un indicatore dei processi turbolenti in prossimità della superficie.

Vedremo di seguito in dettaglio come tali elementi siano correlati con l'andamento dell'inquinamento atmosferico nel sito di misura.

Andamento stagionale e caratteristiche dello strato rimescolato

Lo strato di rimescolamento è influenzato da processi sinottici e alla mesoscala che producono moti verticali e avvezioni orizzontali ove si diffondono tutti gli inquinanti e particolarmente le polveri che possono essere viste come un buon indicatore dello stato di inquinamento.

I processi che influenzano il rimescolamento sono: la turbolenza meccanica determinata dal vento negli strati più vicini alla superficie e la turbolenza termica risultato del trasferimento di calore dalla superficie o del raffreddamento radiativo di strati d'aria più elevati dell'atmosfera.

L'altezza di rimescolamento o mixing height risente della struttura verticale dell'atmosfera che presenta variazioni nelle 24 ore (ciclo giorno-notte) e stagionali (stagione calda-fredda).

Tale altezza agisce come parete mobile di un contenitore: in corrispondenza di basse altezze del mixing layer, polveri ed altri inquinanti hanno così a disposizione un volume più piccolo per la loro dispersione e ciò favorisce di conseguenza un aumento della loro concentrazione.

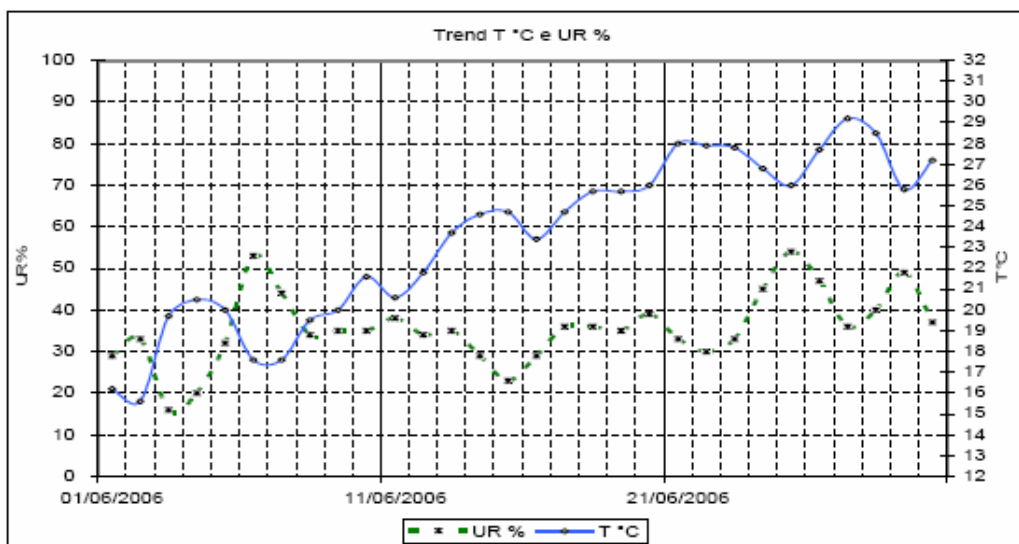
Si riportano di seguito i dati salienti della situazione meteorologica relativa al periodo di misura.

Situazione meteorologica nel periodo di misura

Le caratteristiche meteorologiche del mese di **Giugno** del 2006 sono state improntate alla siccità ed al caldo, anche se meno intenso rispetto a quello del 2005.

Le precipitazioni, sono quasi tutte distribuite in 3 eventi temporaleschi, di cui due nel corso della terza decade.

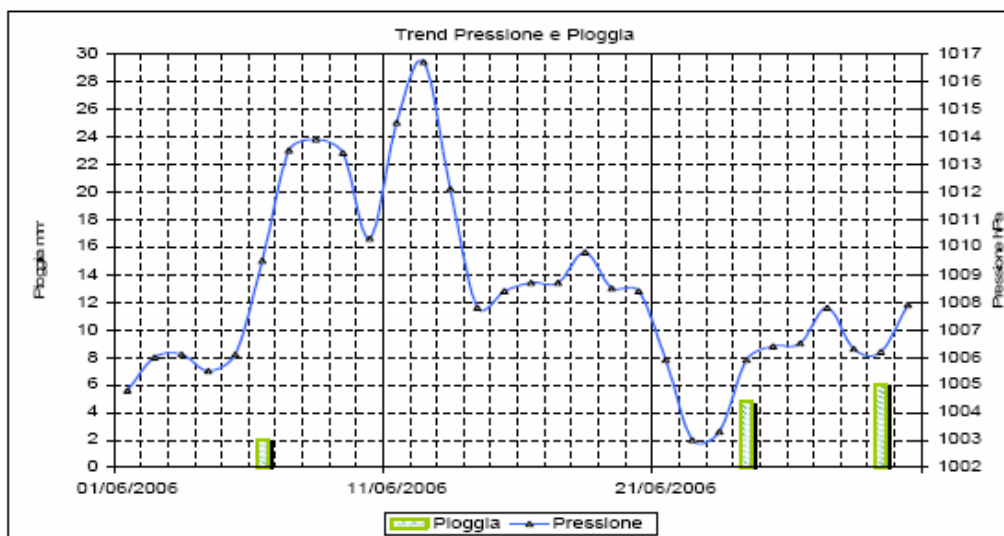
La temperatura media mensile, di 23.5 °C, è stata superiore di 1.5 °C alla media stagionale di 22.0 °C. L'ondata di caldo, con temperature che hanno localmente superato i 34 °C, ha interessato tutta la seconda metà del mese.



Il perdurare della siccità, l'elevata temperatura, unitamente alla prevalenza di situazioni anticicloniche, hanno fatto in modo che l'umidità relativa, con il valore di 36%, è stata inferiore alla media stagionale del 60%.

A causa della scarsità di giornate perturbate poi l'insolazione è stata di 291 W/m², e quindi superiore alla media di 258 W/m².

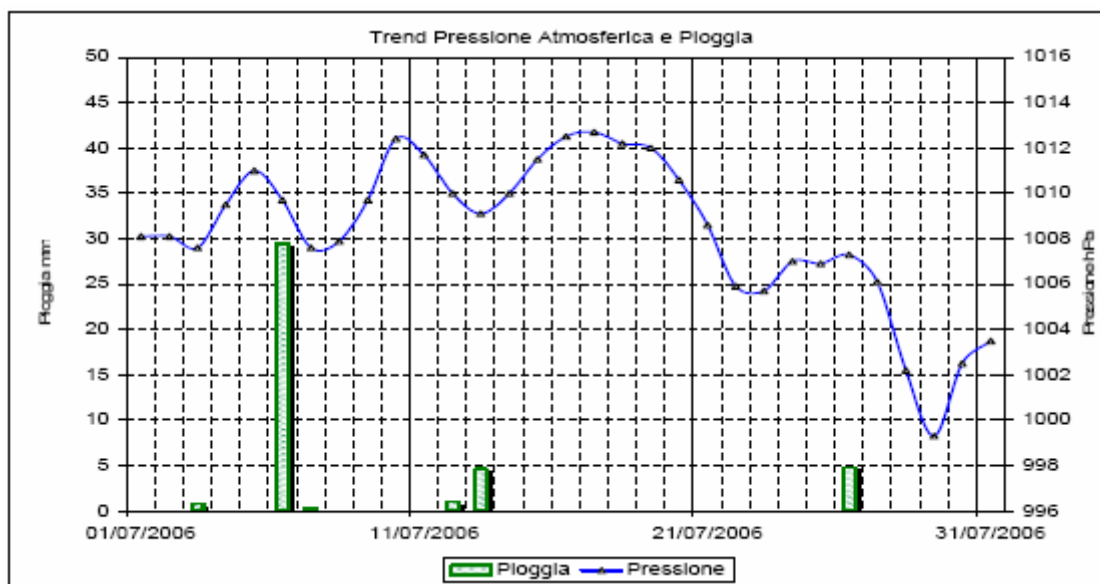
In questo mese l'attività anemologica è stata poco vivace, alternando a periodi di calme, alcuni casi di vento forte, come il tempestoso episodio della sera di sabato 24, nella terza decade del mese, con raffiche di vento di 5.9 m/s.



Dal punto di vista sinottico, la pressione, superiore alla media di quasi 6 hPa, ha interessato con promontori di origine africana quasi tutto il mese, mentre deboli saccature, generata da impulsi di aria umida atlantica, alla fine del mese hanno dato luogo a precipitazioni irregolari, a carattere di rovescio temporalesco, con locali grandinate.

Le caratteristiche meteorologiche del mese di **Luglio**, come per il precedente mese di Giugno, sono state improntate al caldo ed alla siccità: infatti, le precipitazioni sono state di 41 mm, inferiori ai 70 mm del periodo 1956-2005 e distribuite in 6 eventi piovosi, di cui solo uno, quello del giorno 6, di una certa rilevanza, con 30 mm di pioggia caduta.

All'inizio della prima decade infatti un'infiltrazione di aria fredda in quota ha favorito la formazione di precipitazioni irregolari, a carattere di rovescio temporalesco, mentre il giorno 26 il transito di una perturbazione temporalesca ha provocato brevi ma violenti rovesci di pioggia, accompagnati da impetuose raffiche di vento.



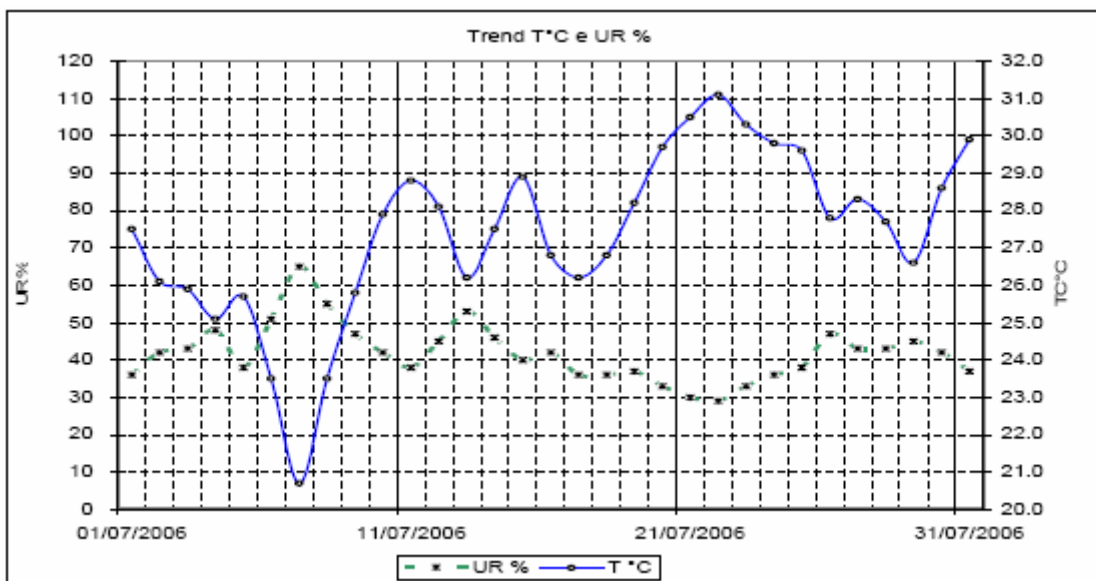
L'ondata di caldo, con temperature che hanno localmente superato i 36 °C, ha interessato tutta la prima metà del mese.

A causa delle numerose giornate serene che hanno caratterizzato il mese, la radiazione solare, con 296 W/m², è stata superiore alla media di 265 W/m², inoltre.

Per quanto riguarda gli altri parametri meteorologici, l'umidità relativa si è mantenuta su una media mensile pari al 42%, inferiore alla media del 59% registrata negli ultimi diciotto anni.

Dal punto di vista sinottico, l'alta pressione ha interessato con promontori di origine africana quasi tutto il mese, dando luogo ad un prolungato periodo di caldo prevalentemente torrido, ma intervallato da condizioni di caldo afoso, specie nell'ultima decade.

A causa della situazione di alta pressione, l'attività anemologica non è stata particolarmente vivace facendo registrare una media mensile di 1.6 m/s anche se vi sono stati alcuni casi di vento forte, come i due episodi del 6 e del 26 del mese in cui è stata registrata una media oraria di 6.7 m/s.

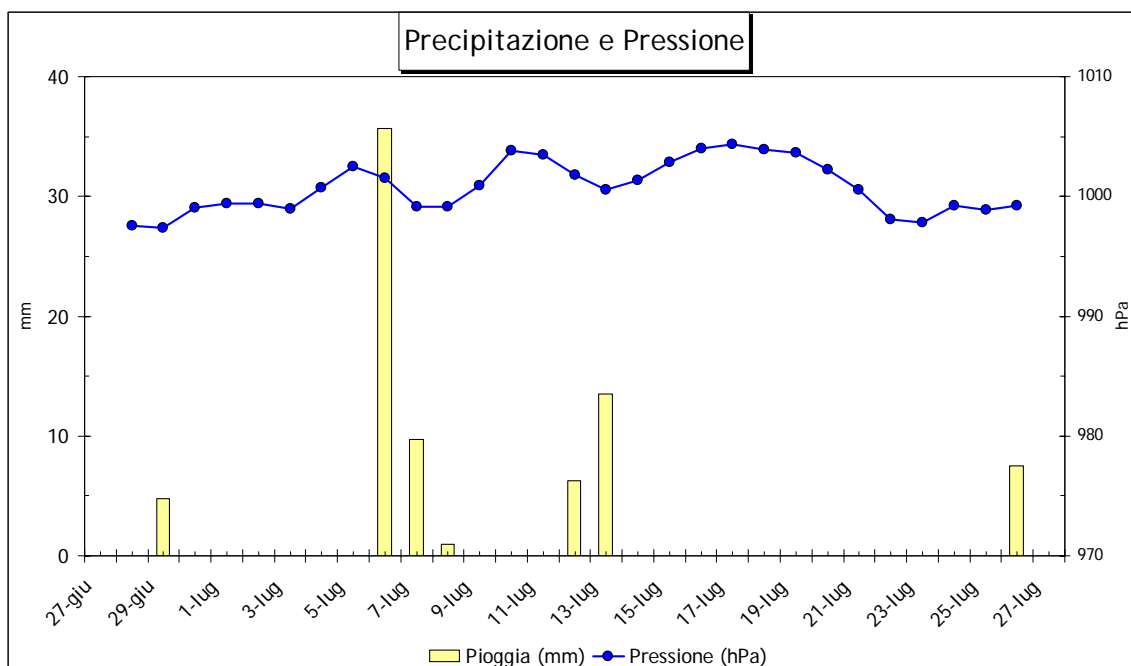


Situazione meteorologica nel periodo di misura rilevata dalla stazione meteo del Laboratorio Mobile

I livelli di concentrazione degli inquinanti osservati, sono stati valutati anche alla luce delle condizioni meteorologiche registrate nel periodo del monitoraggio dalla stazione meteo del Laboratorio Mobile.

L'andamento anemologico registrato dalla stazione meteo del Laboratorio Mobile, mostra come la direzione del vento abbia interessato principalmente le zone S-SE del territorio della provincia di Milano (fig. 2).

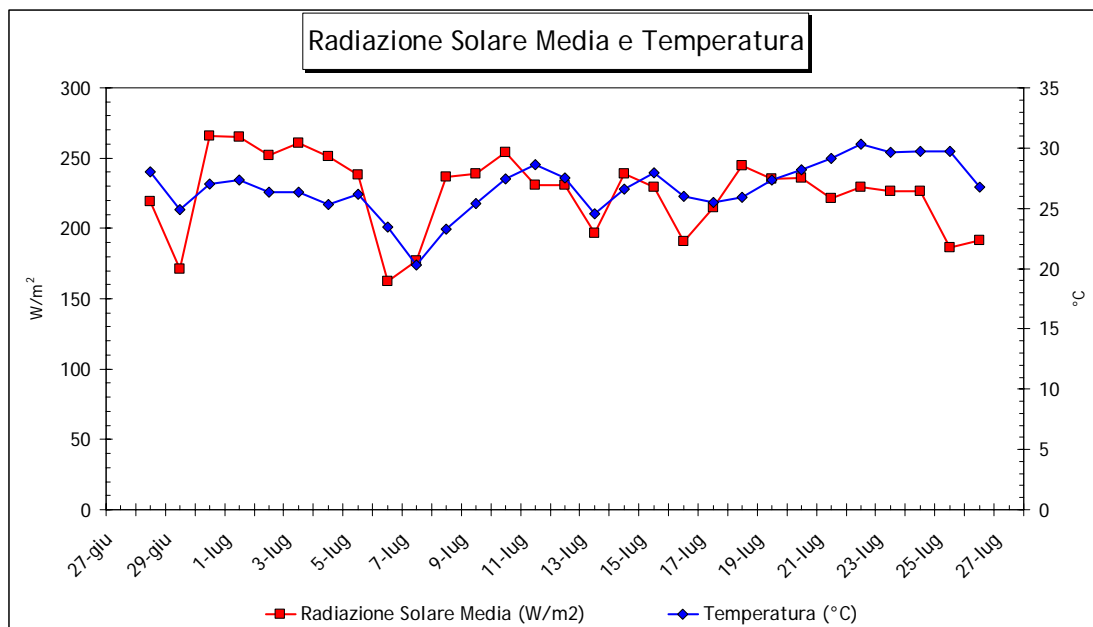
Gli episodi anemologici più intensi si sono verificati domenica 2 e 16 Luglio facendo registrare una media giornaliera di 1.2 m/s ed una massima oraria di 1.7 m/s (S-SE) alle 14.00 il giorno 2 e di 1.8 m/s (SE) alle 7.00 del mattino il giorno 16.



Per quanto riguarda le precipitazioni sono stati registrati 7 giorni piovosi su 30 giorni di campagna. Il fenomeno di maggiore intensità si è verificato giovedì 6 Luglio con quasi 36 mm di pioggia caduti durante la giornata.

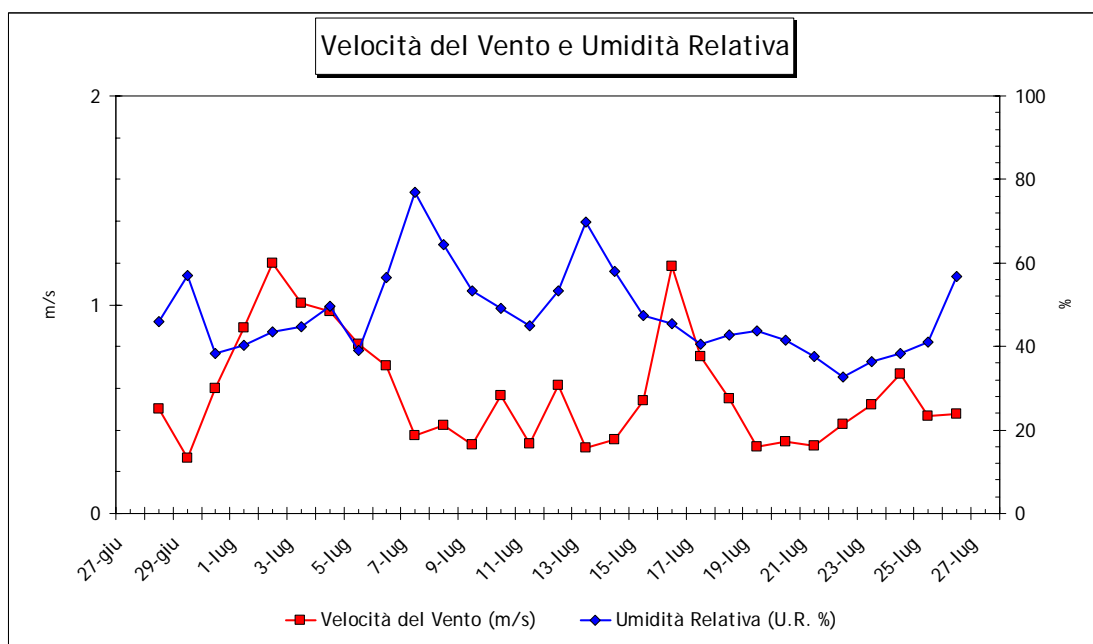
L'andamento barico ha fatto registrare nel periodo di misura un valore medio di 1001 hPa, un valore massimo di circa 1004 hPa lunedì 17 Luglio ed un minimo di 997 hPa giovedì 29 Giugno.

La temperatura media del periodo è stata di 27 °C con un massimo di 30 °C sabato 22 Luglio ed un minimo di 20 °C venerdì 7 Luglio.



A causa delle numerose giornate serene che hanno caratterizzato il periodo di misura, la radiazione solare, con 266 W/m², è risultata in linea con la media del periodo pari a 265 W/m².

L'umidità relativa si è mantenuta su una media pari al 48%, principalmente per l'assenza di precipitazioni importanti, unitamente alla prevalenza di situazioni anticicloniche.



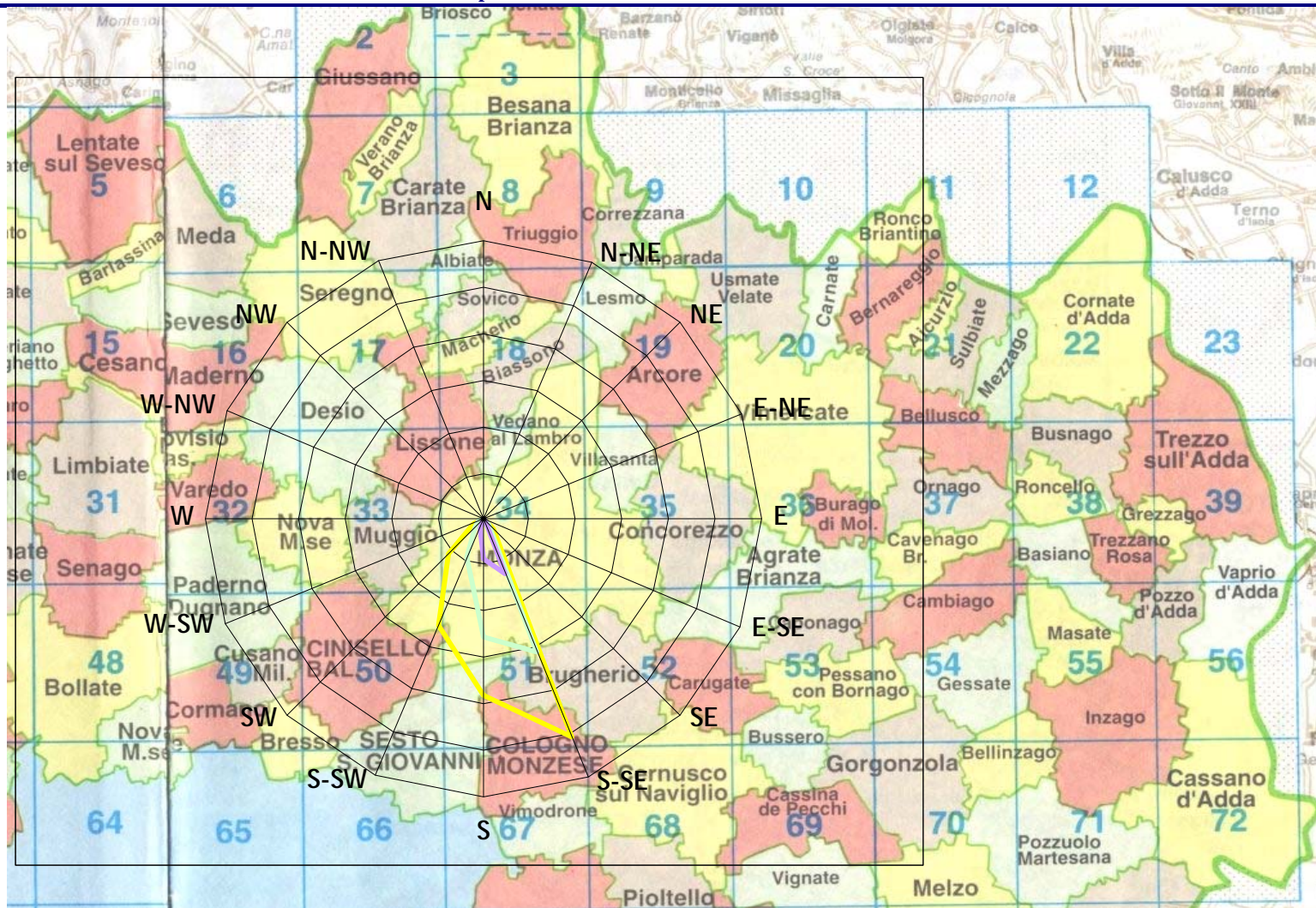
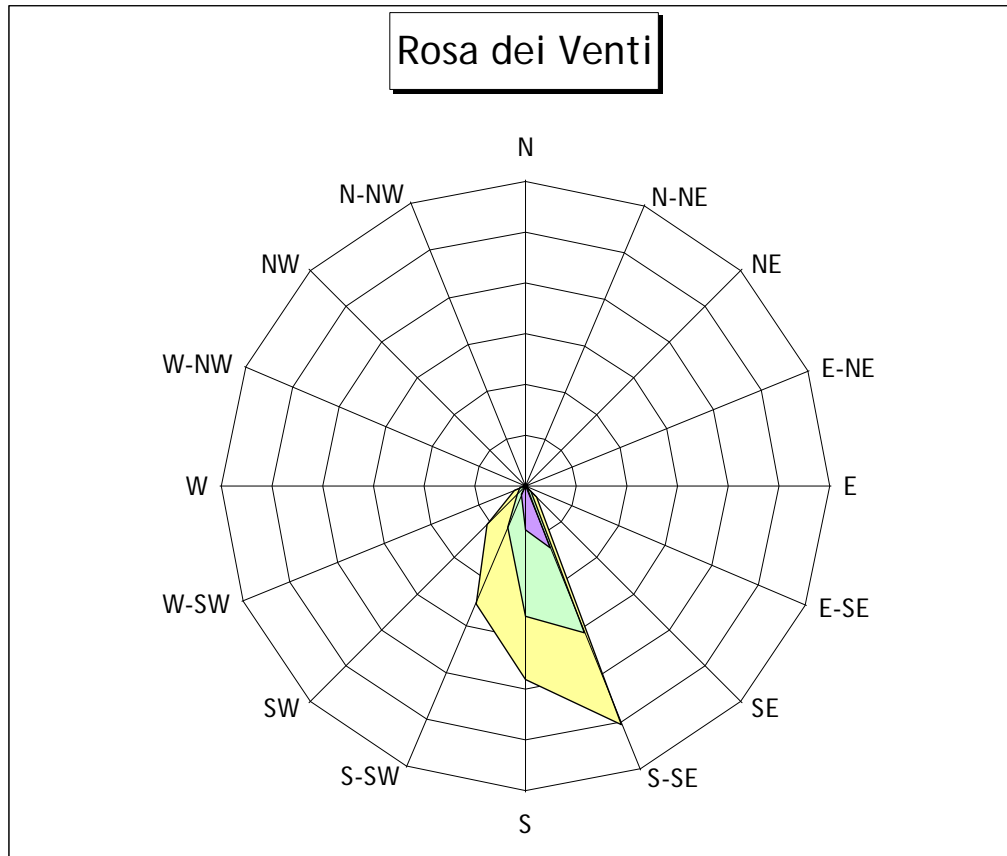


Figura 2



	0.2 < VV < 1	1 < VV < 1.5	1.5 < VV < 2	2 < VV < 3	VV > 3
N	0	0	0	0	0
N-NE	0	0	0	0	0
NE	0	0	0	0	0
E-NE	0	0	0	0	0
E	0	0	0	0	0
E-SE	0	0	0	0	0
SE	6	3	1	0	0
S-SE	101	62	26	0	0
S	76	51	17	0	0
S-SW	50	18	4	0	0
SW	21	5	0	0	0
W-SW	5	2	0	0	0
W	0	0	0	0	0
W-NW	0	0	0	0	0
NW	0	0	0	0	0
N-NW	0	0	0	0	0

VV = Velocità del Vento (m/s)

Numero totale di casi **723**
Percentuale di casi di calma **38%**

Sito di misura:
Periodo di misura:

Comune di Monza - Viale Lombardia
Dal 27.06.2006 al 27.07.2006

Inquinanti atmosferici monitorati con laboratorio mobile

I principali inquinanti che si trovano nell'aria possono essere divisi schematicamente in due gruppi: *inquinanti primari* ed *inquinanti secondari*. I primi vengono emessi nell'atmosfera direttamente da sorgenti di emissione antropogeniche o naturali, mentre gli altri si formano in atmosfera in seguito a reazioni chimiche che coinvolgono altre specie, primarie o secondarie.

Gli **ossidi di azoto (NO e NO₂)** vengono emessi direttamente in atmosfera a seguito di tutti i processi di combustione ad alta temperatura (impianti di riscaldamento, motori dei veicoli, combustioni industriali, centrali di potenza, ecc.), per ossidazione dell'azoto atmosferico e, solo in piccola parte, per l'ossidazione dei composti dell'azoto contenuti nei combustibili utilizzati.

Nel caso del traffico autoveicolare, le quantità più elevate di questi inquinanti si rilevano quando i veicoli sono a regime di marcia sostenuta e in fase di accelerazione, poiché la produzione di NO_x aumenta all'aumentare del rapporto aria/combustibile, cioè quando è maggiore la disponibilità di ossigeno per la combustione.

Al momento dell'emissione gran parte degli ossidi di azoto è in forma di NO, con un rapporto NO/NO₂ decisamente a favore del primo. Si stima che il contenuto di NO₂ nelle emissioni sia tra il 5 e il 10% del totale degli ossidi di azoto.

Il monossido di azoto non è soggetto a normativa, in quanto, alle concentrazioni tipiche misurate in aria ambiente, non provoca effetti dannosi sulla salute e sull'ambiente. Se ne misurano comunque i livelli in quanto, attraverso la sua ossidazione in NO₂ e la sua partecipazione ad altri processi fotochimici, contribuisce alla produzione di O₃ troposferico.

Il **monossido di carbonio (CO)** ha origine da processi di combustione incompleta di composti contenenti carbonio. E' un gas la cui origine, soprattutto nelle aree urbane, è da ricondursi prevalentemente al traffico autoveicolare, soprattutto ai veicoli a benzina, in particolare quando sono in fase di decelerazione e di traffico congestionato. Le sue concentrazioni pertanto sono strettamente legate ai flussi di traffico in prossimità della zona in cui avviene il prelievo e gli andamenti giornalieri rispecchiano quelli del traffico, raggiungendo i massimi valori in concomitanza delle ore di punta a inizio e fine giornata, soprattutto nei giorni feriali. Durante le ore centrali della giornata i valori tendono poi a calare, grazie anche ad una migliore capacità dispersiva dell'atmosfera.

L'**ozono (O₃)** è un inquinante secondario, che non ha sorgenti emissive dirette di rilievo. La sua formazione avviene in seguito a reazioni chimiche in atmosfera tra i suoi precursori (soprattutto ossidi di azoto e composti organici volatili), reazioni che avvengono in presenza di alte temperature e forte irraggiamento solare e che causano la formazione di un insieme di diversi composti, tra i quali, oltre all'ozono, si trovano nitrati e solfati (costituenti del particolato fine), perossiacetilnitrato (PAN), acido nitrico e altro ancora, che nell'insieme costituiscono il tipico inquinamento estivo detto smog fotochimica. A differenza degli inquinati primari, le cui concentrazioni dipendono direttamente dalle quantità emesse delle sorgenti presenti nell'area, la formazione di ozono è quindi più complessa. Le concentrazioni di ozono raggiungono i valori più elevati nelle ore pomeridiane delle giornate estive soleggiate. Inoltre, dato che l'ozono si forma durante il trasporto delle masse d'aria contenenti i suoi precursori, emessi soprattutto nelle aree urbane, le concentrazioni più alte si osservano soprattutto nelle zone extraurbane sottovoventi rispetto ai centri urbani principali.

La chimica dell'ozono ha come punto di partenza la presenza di ossidi di azoto, che vengono emessi in grande quantità nelle aree urbane. Sotto l'effetto della radiazione solare (rappresentata di seguito con $h\nu$), la formazione di ozono avviene in conseguenza della fotolisi del biossido di azoto: $\text{NO}_2 + h\nu \rightarrow \text{NO} + \text{O}^*$

L'ossigeno atomico O^* , reagisce rapidamente con l'ossigeno molecolare dell'aria, in presenza di una terza molecola che non entra nella relazione vera e propria ma assorbe l'eccesso di energia vibrazionale e pertanto stabilizza la molecola di ozono che si è formata: $\text{O}^* + \text{O}_2 + \text{M} \rightarrow \text{O}_3 + \text{M}$

Una volta generato l'ozono reagisce con l'NO e rigenera NO₂: $\text{NO} + \text{O}_3 \rightarrow \text{NO}_2 + \text{O}_2$

Le tre reazioni descritte formano un ciclo chiuso che da solo non sarebbe sufficiente a causare gli alti livelli di ozono che possono essere misurati in condizioni favorevoli alla formazione di smog fotochimico. La presenza di altri inquinanti, quali ad esempio gli idrocarburi, fornisce una diversa via di ossidazione del monossido di azoto, che provoca una produzione di NO₂ senza consumare O₃, di fatto spostando l'equilibrio del ciclo visto sopra e consentendo l'accumulo di O₃.

Il **particolato fine (PM10)** è considerato uno dei "nuovi inquinanti", la cui misura è stata introdotta a partire dal 1998; esso è costituito da particelle con diametro aerodinamico inferiore a 10 µm, in grado quindi di penetrare nelle prime vie respiratorie (naso, faringe, laringe). Le particelle di polvere presenti in aria possono avere origine primaria, cioè emesse direttamente in atmosfera da processi naturali o antropici, o secondaria, cioè formate in atmosfera a seguito di reazioni chimiche e di origine prevalentemente umana. Nei centri urbanizzati le fonti dovute ad attività umane sono da ricondursi al trasporto, al riscaldamento e a processi di combustione per la produzione di energia.

Gli **Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)**¹ sono comuni inquinanti dell'atmosfera di origine antropica e derivano dai processi di combustione incompleta di materiale organico. In ambiente urbano le elevate concentrazioni di IPA in atmosfera sono principalmente legate al traffico autoveicolare (in ambiente urbano ~ 80%) ed agli impianti di riscaldamento alimentati con combustibili liquidi e solidi laddove non è diffusa in modo capillare la metanizzazione. In particolare la loro presenza nei gas di scarico degli autoveicoli, alimentati sia a gasolio che a benzina, è dovuta in parte, alla quantità di IPA già presente nel carburante, in parte alla loro formazione durante la combustione per piro sintesi fra radicali derivanti dai componenti paraffinici e composti aromatici. Diversi studi hanno messo in evidenza fattori di emissione crescenti di IPA, per autoveicoli, all'aumentare del grado di usura del veicolo e del tenore di aromatici totali nel carburante.

Gli **idrocarburi policiclici aromatici nitrati** (Nitro-IPA) sono composti organici caratterizzati dalla presenza di uno o più gruppi nitro (NO₂) che sostituiscono gli idrogeni presenti nelle strutture degli idrocarburi policiclici aromatici. Le sorgenti atmosferiche dei Nitro-IPA sono le reazioni di combustione in presenza di ossidi di azoto e le reazioni radicaliche tra gli IPA e gli agenti nitranti prodotti durante i fenomeni di smog fotochimico. La presenza in atmosfera dei Nitro-IPA costituisce quindi un indice dei fenomeni di inquinamento fotochimico

Pur non appartenendo alla categoria degli inquinanti le cui concentrazioni in atmosfera o nelle emissioni sono regolamentate, tuttavia la loro presenza diffusa nell'ambiente e la relazione dimostrata con alcune sorgenti specifiche ha stimolato l'identificazione e quantificazione di N-IPA in atmosfera e nelle emissioni antropiche (in primis, il traffico autoveicolare). La loro concentrazione all'interno del particolato atmosferico è inferiore, rispetto a quello degli IPA, di un fattore 10.

Andamento inquinanti nel periodo di misura

Esaminando gli indicatori proposti dalla normativa, appare subito evidente che la scala temporale adeguata per una valutazione della qualità dell'aria è generalmente quella annuale. Una campagna di misura condotta per un periodo più breve può essere utile in un'ottica di approccio preliminare alla caratterizzazione dei livelli di immissione nel luogo soggetto all'indagine, in rapporto alle informazioni provenienti dal resto della Rete di Rilevamento della Qualità dell'Aria.

Gli inquinanti considerati nello studio sono quelli usualmente monitorati nelle aree urbane: monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NO, NO₂), ozono (O₃) e polveri sottili (PM₁₀).

E' stata inoltre svolta l'analisi degli IPA su alcuni campioni di filtri di PM₁₀.

La strumentazione presente sul Laboratorio mobile ha permesso il monitoraggio a cadenza oraria degli inquinanti gassosi (NO, NO₂, CO, O₃), per quanto riguarda il PM₁₀, la misura ha

¹ Informazioni più dettagliate sono disponibile in Appendice I.

permesso di avere un valore medio giornaliero. Sono stati inoltre rilevati campioni di Ipa

I dati sono stati raccolti alla migliore risoluzione temporale permessa dagli strumenti. Ove i dati fossero disponibili su base oraria, si è provveduto a calcolare le medie giornaliere a condizione che fosse presente almeno il 75% dei dati per ogni giorno.

Come descritto nel capitolo Normativa (vedi Tab. pagg 5 - 6), il D.M. 60 del 02.04.02 stabilisce, per NO₂, CO e PM₁₀ i valori limite per la protezione della salute umana e i margini di tolleranza che si riducono progressivamente negli anni. Per gli inquinanti monitorati tale margine di tolleranza è attualmente nullo ad eccezione di quello relativo al biossido di azoto.

I livelli di concentrazione degli inquinanti elencati sono stati pertanto di seguito confrontati con i rispettivi limiti a "regime", cioè con margini di tolleranza zero, anche per quanto riguarda il biossido di azoto, adottando così le condizioni più cautelative anche per questo inquinante.

Per "giorno tipo" o "giorno medio" si intende l'andamento delle concentrazioni medie orarie mediate su tutti i giorni feriali (o su tutti i giorni pre-festivi o festivi) del periodo in questione.

I giorni feriali, pre-festivi e festivi sono stati considerati separatamente nel calcolo del giorno tipo per mettere in evidenza le eventuali diverse caratteristiche emissive, legate al traffico o alle attività produttive.

Le caratteristiche del sito di misura poi e le condizioni meteorologiche sono elementi essenziali per l'interpretazione dei dati. La **concentrazione degli inquinanti in atmosfera**, soprattutto in ambiente urbano, è infatti **influenzata da diversi fattori legati alla meteorologia**.

A causa della stabilità dovuta alla subsidenza anticiclonica, in particolare nel mese di Luglio le condizioni climatologiche sono state solo parzialmente favorevoli al mantenimento di una qualità dell'aria accettabile.

Analizzando infatti la situazione meteorologica nel periodo di misura si osserva come la presenza di una situazione anemologica moderatamente vivace (caratterizzata da periodi di calma con alcuni casi di vento moderato), unitamente alla scarsa presenza di precipitazioni (sette episodi su 30 giorni di campagna) ed alle numerose giornate serene, abbia permesso solo un parziale sblocco atmosferico favorendo l'accumulo di alcuni inquinanti come l'NO₂, l'O₃ ed il PM₁₀ per i quali sono stati registrati superamenti dei limiti.

Nei paragrafi seguenti vengono riportati i risultati dell'analisi degli andamenti temporali degli inquinanti ricavati da un mese di osservazioni presso la postazione di viale Lombardia².

Ossidi di Azoto

Nel caso del traffico autoveicolare, le quantità più elevate di ossidi di azoto si rilevano quando i veicoli sono a regime di marcia sostenuta o in fase di accelerazione. La postazione del Laboratorio Mobile in viale Lombardia era a ridosso della carreggiata e si trovava ad un centinaio di metri da un incrocio semaforizzato che porta i veicoli, quando il traffico non è eccessivamente congestionato, ad accelerare in tale tratto viario, pertanto le concentrazioni di ossidi di azoto rilevate durante la campagna, sono da considerarsi principalmente riconducibili ad una situazione di tipo locale.

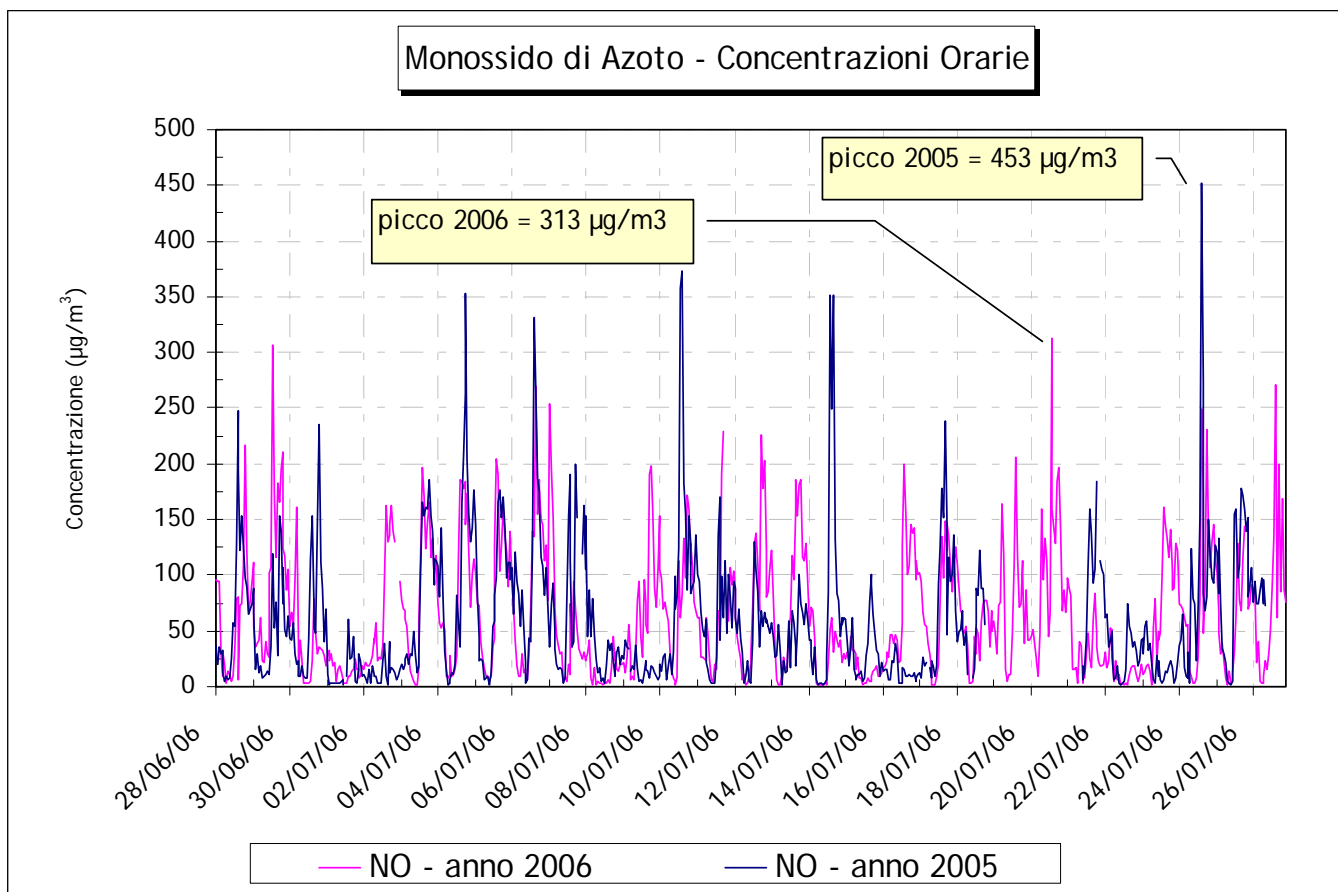
NO

Relativamente al **monossido di azoto** i valori delle concentrazioni orarie hanno fatto

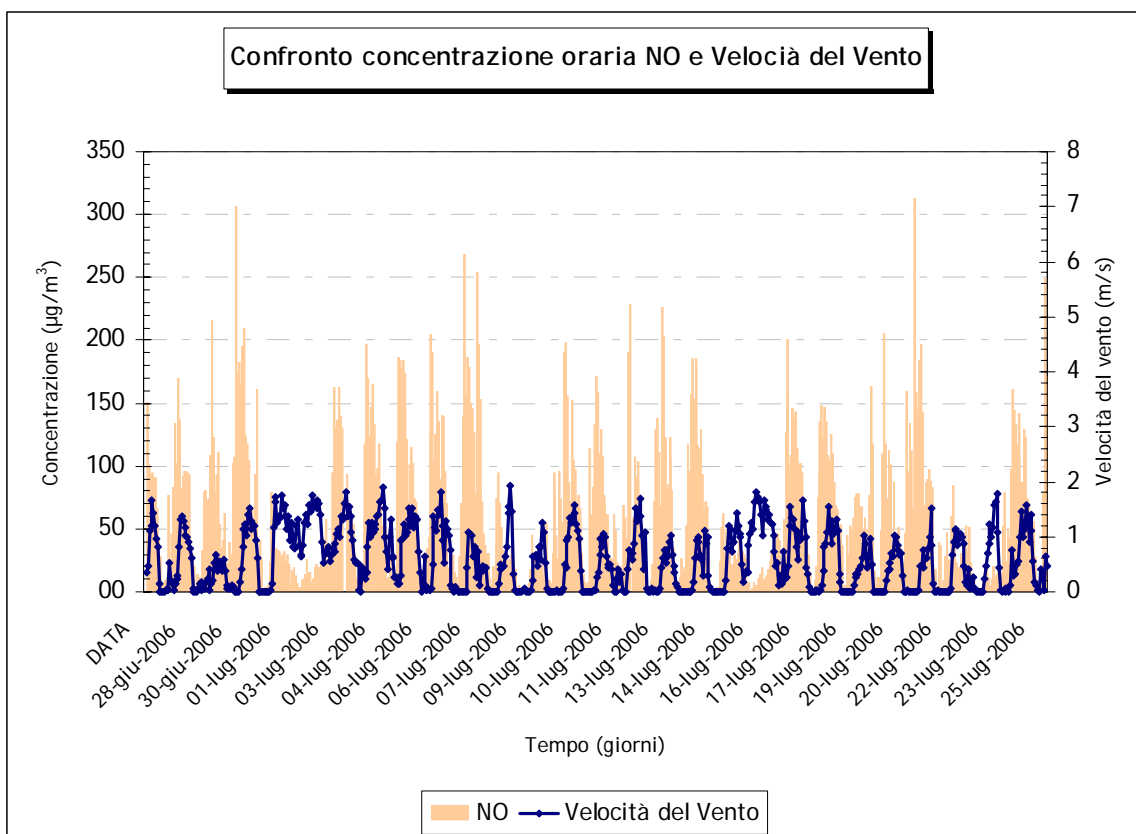
² L'ora a cui sono associati i dati si riferisce all'ora solare

registrare nel periodo di misura un valore medio di $64 \mu\text{g}/\text{m}^3$ superiore dell' 8% ($59 \mu\text{g}/\text{m}^3$) alla media dello stesso periodo dell'anno precedente ed un valore massimo di concentrazione oraria pari a $313 \mu\text{g}/\text{m}^3$ venerdì 21 luglio alle 05.00 del mattino, inferiore alla massima oraria della campagna estiva del 2005, in cui è stato registrato un valore di $453 \mu\text{g}/\text{m}^3$ il giorno lunedì 25 luglio.

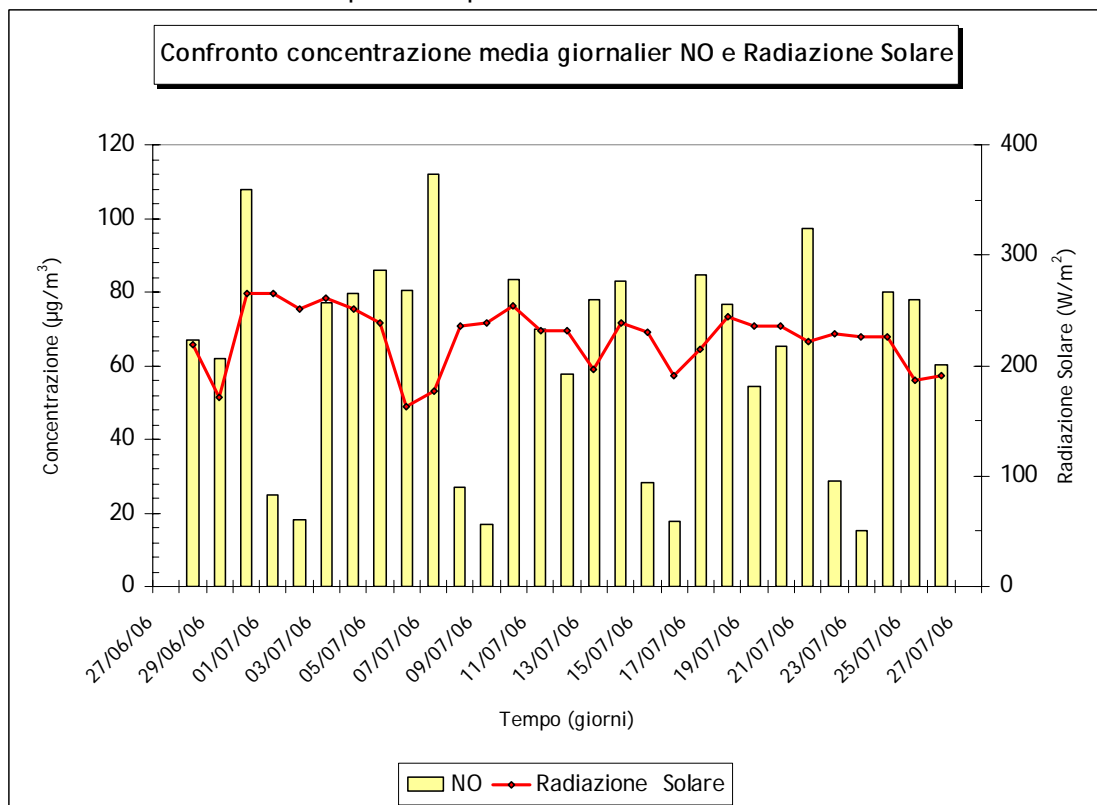
Tale valore di picco è dovuto principalmente in entrambe le circostanze ad una situazione di calma di vento che ha fatto registrare per quel giorno il minimo del periodo, con una media giornaliera della velocità del vento di 0.3 m/s.



Dal confronto tra monossido di azoto e velocità del vento è possibile infatti osservare come valori minimi di concentrazione di NO si trovino in corrispondenza di picchi di vento, a conferma del fatto che la presenza di questo inquinante nel sito è dovuta principalmente a fenomeni di tipo locale e non di trasporto.

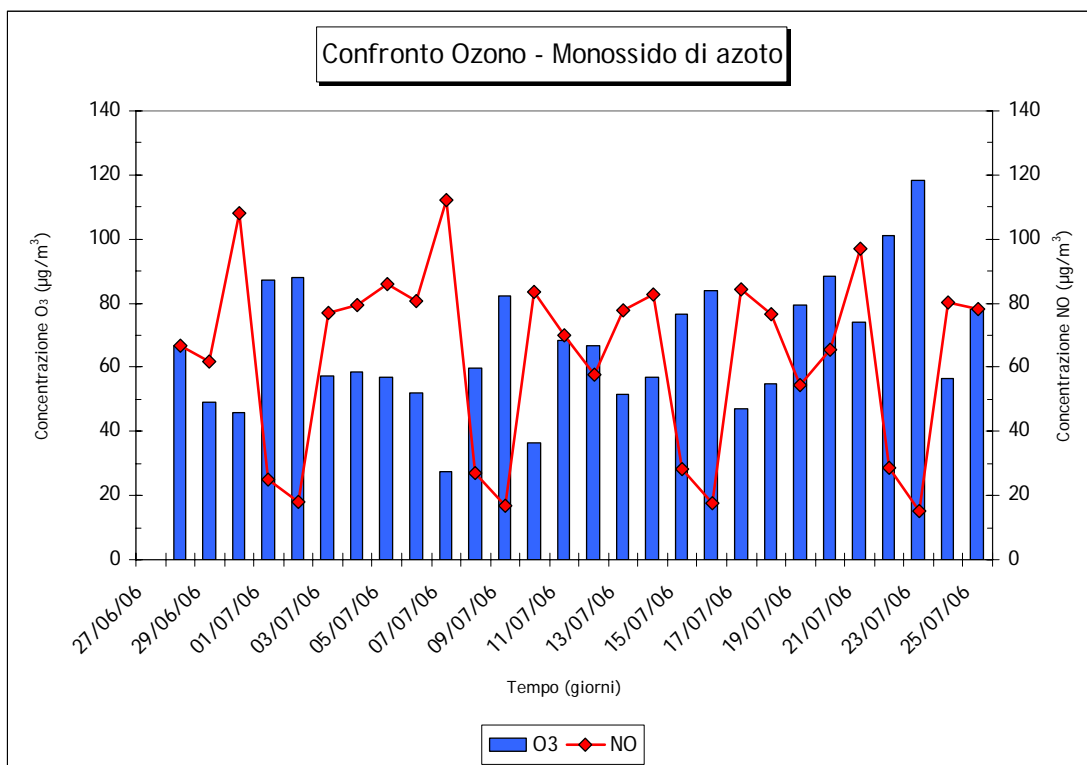


Osservando il grafico di confronto della radiazione solare con le concentrazioni di NO si può vedere come a picchi di radiazione corrispondano minimi di concentrazione di NO, in linea con le caratteristiche chimico-fisiche di questo inquinante.

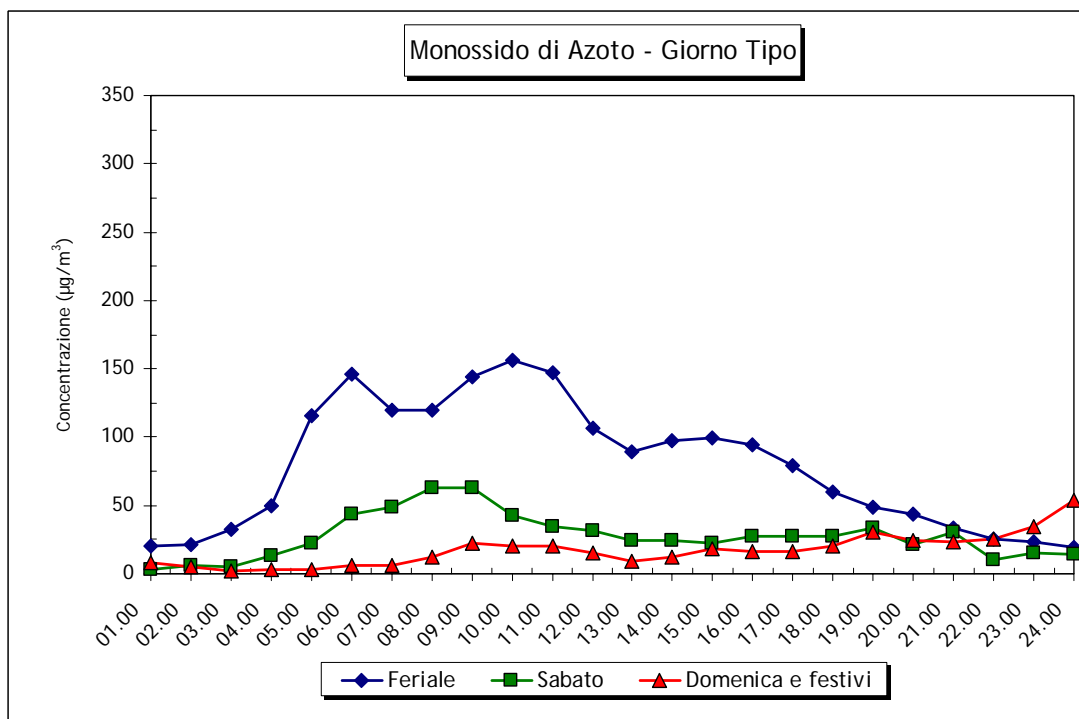


L'NO infatti tende a reagire con l'ozono per formare l'NO₂. Essendo però l'ozono un

inquinante fotochimico affinché possa avvenire la sua formazione è necessario che vi siano alte temperature e forte irraggiamento solare. Pertanto, come confermato dal grafico di confronto dell'NO con l'ozono, la presenza di minimi di concentrazione di ossidi di azoto in corrispondenza di picchi di radiazione indica che è avvenuta reazione tra questi ultimi e l'ozono.



Poiché l'NO è riconosciuto essere un tracciante del traffico veicolare è stato possibile desumere le fasce orarie di maggior traffico dal *grafico del giorno tipo*.



Si osserva come nei giorni feriali, il traffico sia distribuito su tutta la giornata a partire dalle 03.00 del mattino fino alle 21.00, con un aumento delle concentrazioni nella mattina tra le ore 05.00 e le ore 08.00 e tra le 09.00 e le 12.00, mentre si osserva un graduale calo a partire dalle

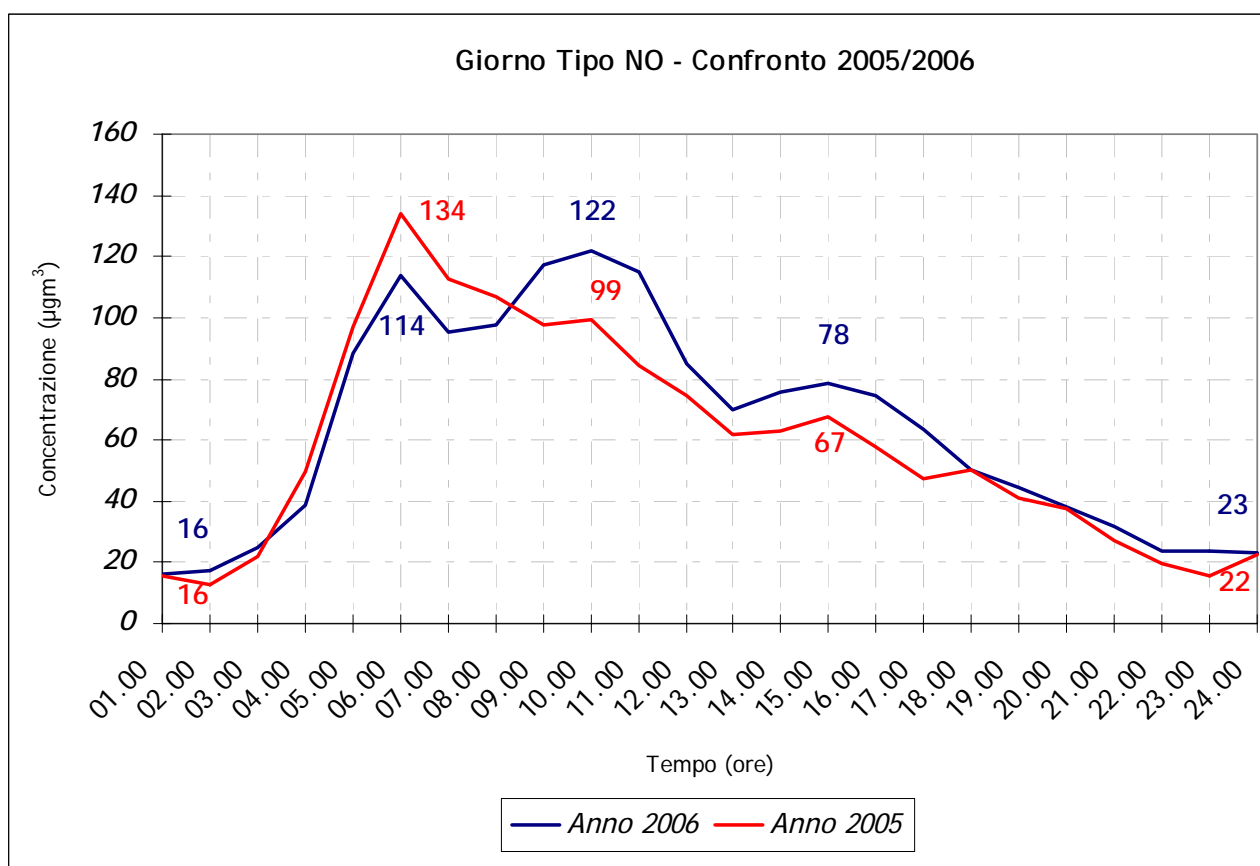
20.00 fino alle 03.00 del mattino.

I grafici dei giorni pre-festivi e festivi presentano valori mediamente più bassi, in linea con la diminuzione del traffico durante il week-end, in particolare di quello pesante.

L'andamento pre-festivo è analogo a quello relativo ai giorni feriali nella prima parte della giornata, con picchi di concentrazione posticipati rispetto al giorno feriale tra le ore 06.00 e le ore 10.00, mentre nella seconda parte della giornata si evidenziano due picchi di concentrazione alle 19.00 ed alle 21.00.

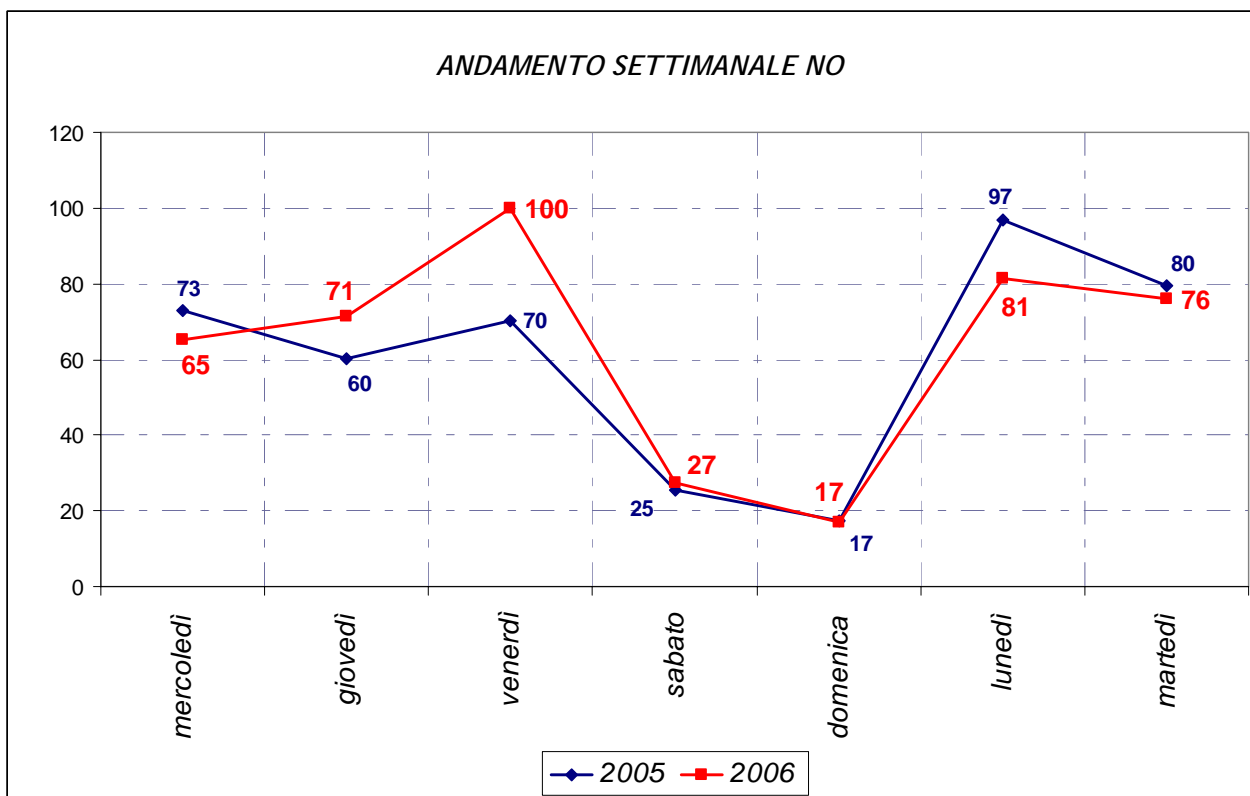
Nel giorno tipo festivo le concentrazioni mattutine più alte risultano posticipate di circa 3 ore rispetto al giorno feriale e si registrano tra le 09.00 e le 12.00. L'andamento pomeridiano presenta un picco intorno alle 19.00 ed un picco notturno intorno alle 24.00.

Al fine di confermare le caratteristiche orarie dei volumi di traffico lungo viale Lombardia è possibile osservare nel grafico di confronto qui sotto proposto, come l'andamento del giorno tipo feriale nelle due campagne estive presenti picchi di concentrazione nelle medesime fasce orarie.



Gli andamenti settimanali poi permettono di confermare la stretta dipendenza tra traffico ed inquinamento (la scala settimanale è tra l'altro l'unica scala temporale dove l'effetto della meteorologia, altro principale determinante delle concentrazioni, non ha alcuna influenza) e mostrano andamenti simili nelle due campagne estive.

Esaminando il grafico è possibile osservare un sensibile decremento dell'inquinamento medio nel fine settimana dove i flussi di traffico sono nettamente inferiori ed un aumento delle concentrazioni dal lunedì al venerdì.



Questo effetto sembrerebbe legato all'accumulo di NO nell'atmosfera e non a variazioni dei flussi di traffico che, nei giorni feriali della settimana si mantengono pressoché costanti.

Ad ulteriore conferma dell'omogeneità dei dati delle due campagne estive, si vuole mostrare come gli intervalli di variabilità delle concentrazioni di NO siano simili:

Tabella 1 - intervalli di variabilità temporale degli andamenti medi dell'NO relativi alle due campagne estive lungo viale Lombardia

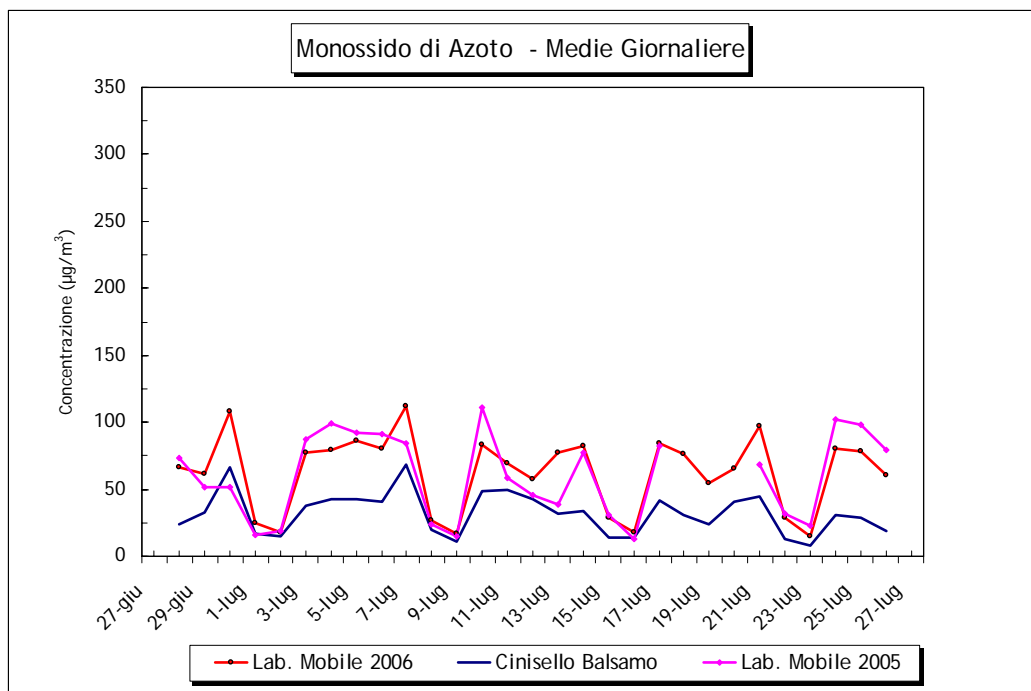
ANNO	max/min giornaliero	max/min settimanale
2005	134 ÷ 16	97 ÷ 17
2006	122 ÷ 16	100 ÷ 17

Per una caratterizzazione del sito di misura è stato inoltre calcolato il coefficiente di correlazione di Pearson³ confrontando l'andamento delle concentrazioni registrate dal laboratorio mobile con quelle rilevate dalle centraline fisse delle rete provinciale di rilevamento; da tale analisi viene confermato il dato della campagna precedente in cui la migliore correlazione risultata essere quella con la stazione urbana da fondo di Cinisello Balsamo (R=0.7).

Si riporta qui di seguito il grafico delle concentrazioni medie giornaliere registrate con laboratorio mobile nel periodo interessato dalla campagna di misura unitamente a quello relativo alla stazione fissa di Cinisello.

³ Il coefficiente di correlazione di Pearson (R) misura il grado di correlazione lineare tra due variabili x e y calcolando il rapporto tra la loro covarianza ed il prodotto delle rispettive deviazioni standard (0<R<1, più R si avvicina a 1 più i valori sono correlati):

$$R = \frac{\text{cov}(x, y)}{\sqrt{\text{var}(x) \times \text{var}(y)}}$$



Si è voluto infine mostrare la distribuzione di frequenza dell'NO nelle due campagne estive. Come è possibile osservare le due distribuzioni presentano andamenti simili con una tendenza centrale nel medesimo intervallo di frequenza (50).

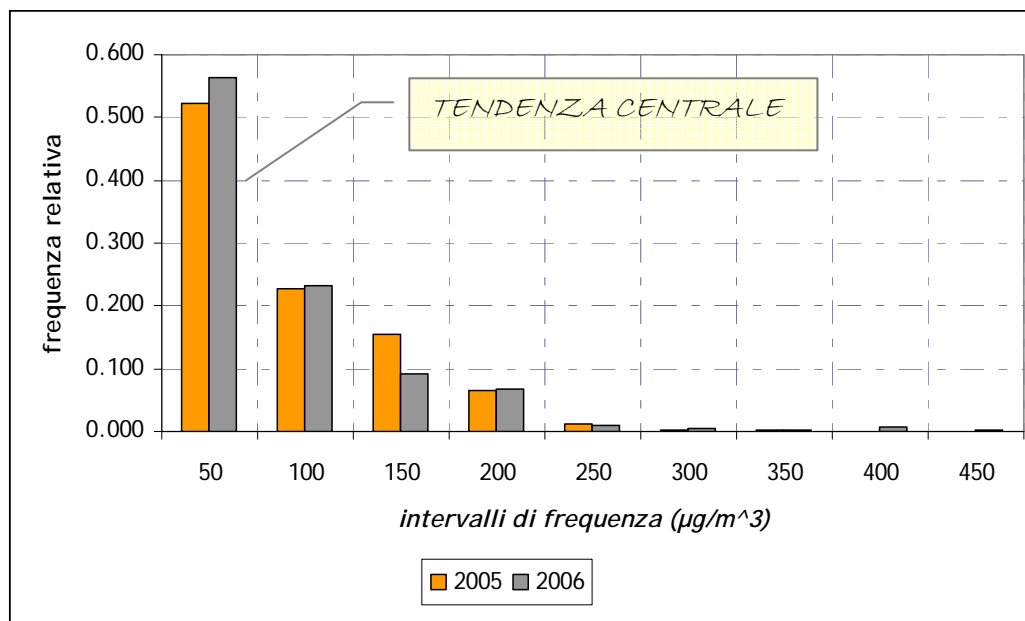


Tabella a: classi di frequenza dell'NO – campagna 2005

CLASSE	50	100	150	200	250	300	350	400	450
freq. Ax	316	137	93	39	8	2	1	0	0
freq. Rel	0.522	0.226	0.154	0.064	0.013	0.003	0.002	0.000	0.000
freq. Cum	0.522	0.749	0.902	0.967	0.980	0.983	0.985	0.985	0.985

Tabella b: classi di frequenza dell'NO – campagna 2006

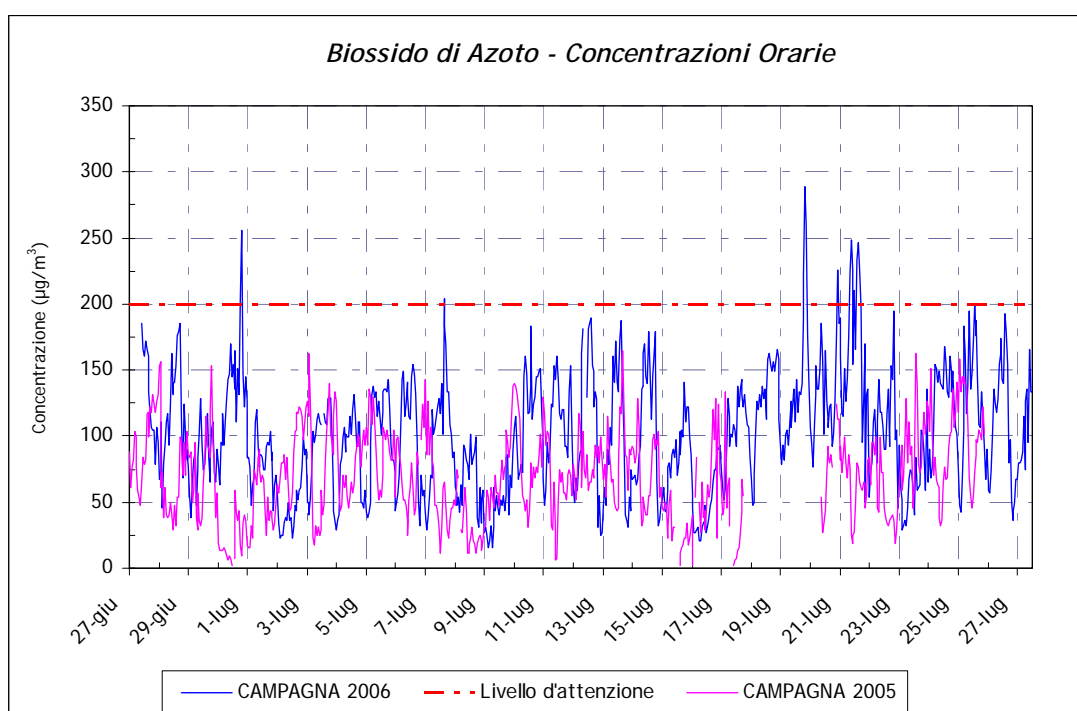
CLASSE	50	100	150	200	250	300	350	400	450
freq. Ax	341	140	56	41	6	3	1	5	1
freq. Rel	0.564	0.231	0.093	0.068	0.010	0.005	0.002	0.008	0.002
freq. Cum	0.564	0.795	0.888	0.955	0.965	0.970	0.972	0.980	0.982

NO₂

La concentrazione in aria di NO₂, oltre ad essere funzione della componente meteorologica, dipende dalla velocità di emissione di NO, dalla velocità di trasformazione di NO in NO₂ e dalla velocità di conversione di NO₂ in altre specie ossidate (nitriti).

Durante la campagna di misura la concentrazione media sul periodo del biossido di azoto si è attestata sui **101 µg/m³** superiore dell' 30% (70 µg/m³) alla media dello stesso periodo dell'anno precedente ed un valore massimo di concentrazione oraria pari a 288 µg/m³ mercoledì 19 luglio alle 21.00, superiore alla massima oraria della campagna estiva del 2005, in cui è stato registrato un valore di **70 µg/m³** il giorno venerdì 15 luglio.

Tale valore di picco nella presente campagna estiva come nella precedente è dovuto principalmente ad un fenomeno di stagnazione che ha causato, in entrambe le circostanze, una difficoltà dispersiva in atmosfera. In particolare la giornata del 19 di luglio 2006 e del 15 luglio 2005, sono state interessate da una situazione di calma di vento che ha fatto registrare per quel giorno il minimo del periodo, con una media giornaliera della velocità del vento di 0.3 m/s.

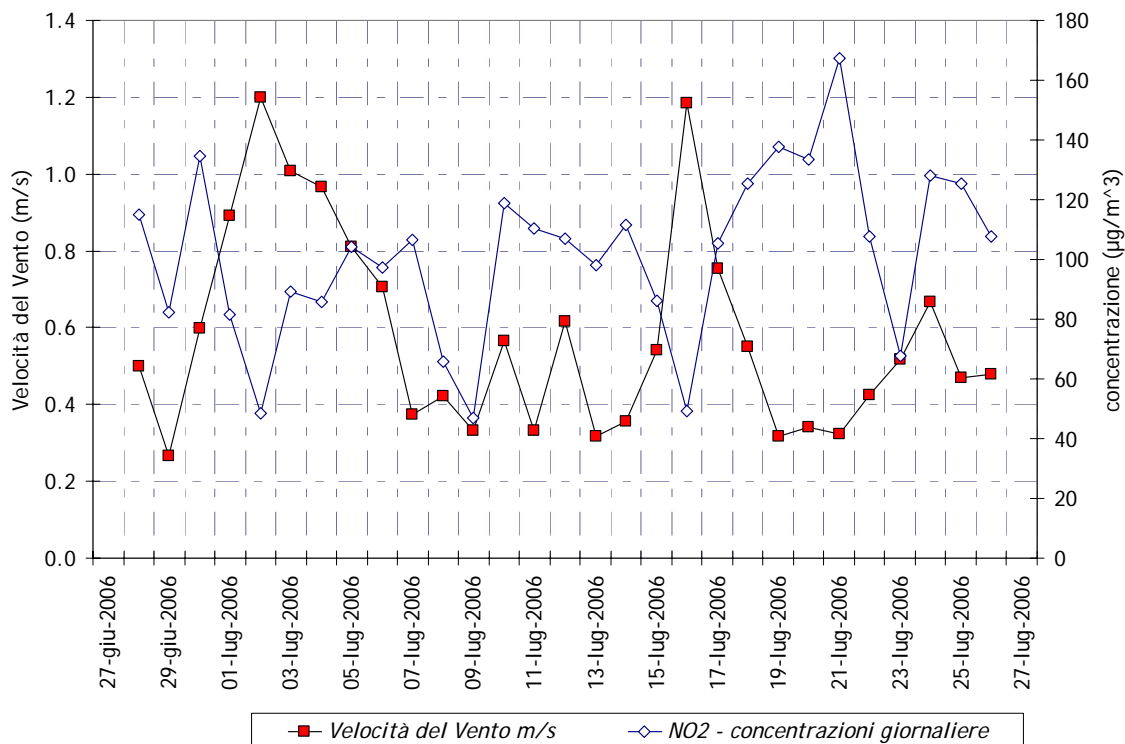


Mentre nella campagna 2005 non sono stati registrati dei superamenti, in questa campagna **sono stati rilevati 14 superamenti orari del limite di attenzione**, fissato per questo inquinante a 200 µg/m³.

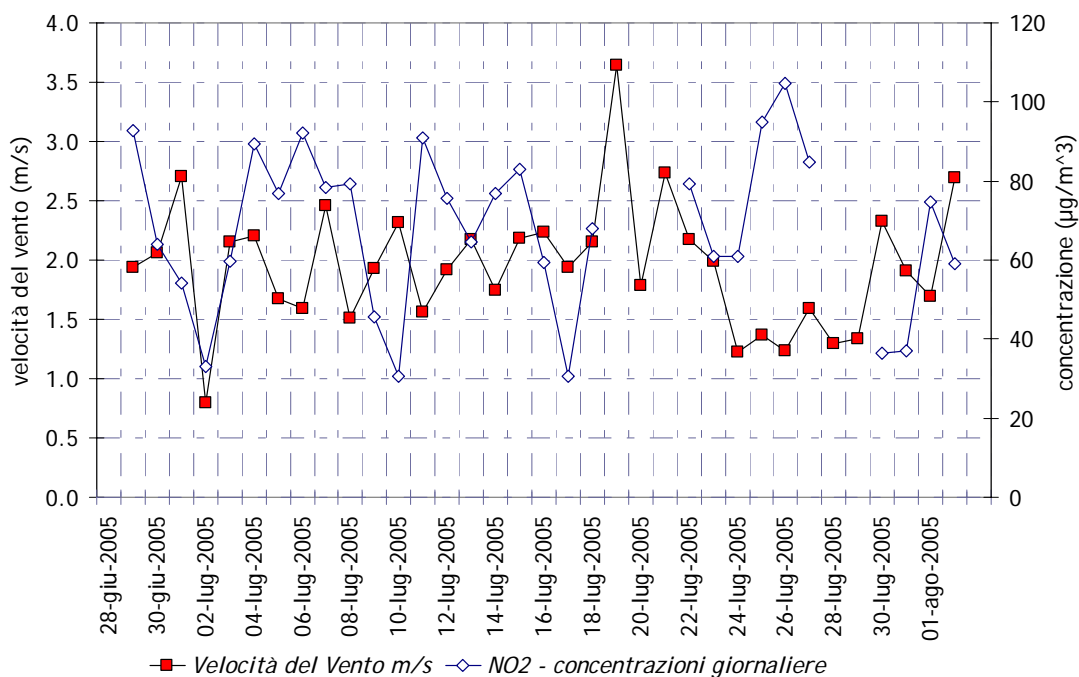
DATA	N. SUP. LIV. ATT. (200 µg/m ³)	ORE	VALORE
30-giu-2006	2	19.00	202
		20.00	256
07-lug-2006	1	16.00	204
19-lug-2006	3	20.00	222
		21.00	288
		22.00	260
20-lug-2006	1	23.00	225
21-lug-2006	7	9.00÷11.00	223-248-225
		13.00	210
		15.00÷17.00	233-246-225

In particolare, come mostrato in tabella, la giornata più critica è stata venerdì 21 luglio in cui sono stati registrati 7 superamenti orari del valore limite di attenzione.

Se si esamina il sottostante grafico di confronto, è possibile osservare come nella giornata del 21 luglio, così come nelle due giornate precedenti, vi siano state condizioni di calma di vento che sembrerebbero aver favorito fenomeni di stagnazione senza eventi piovosi di rilievo.

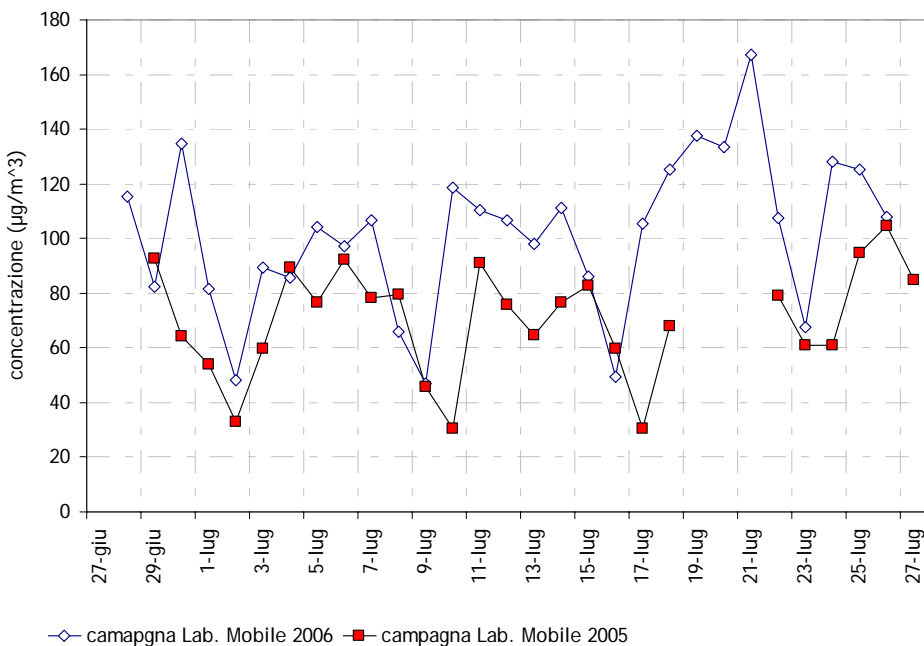


La campagna del 2005 invece è stata caratterizzata da casi di vento di maggiore rilevanza.



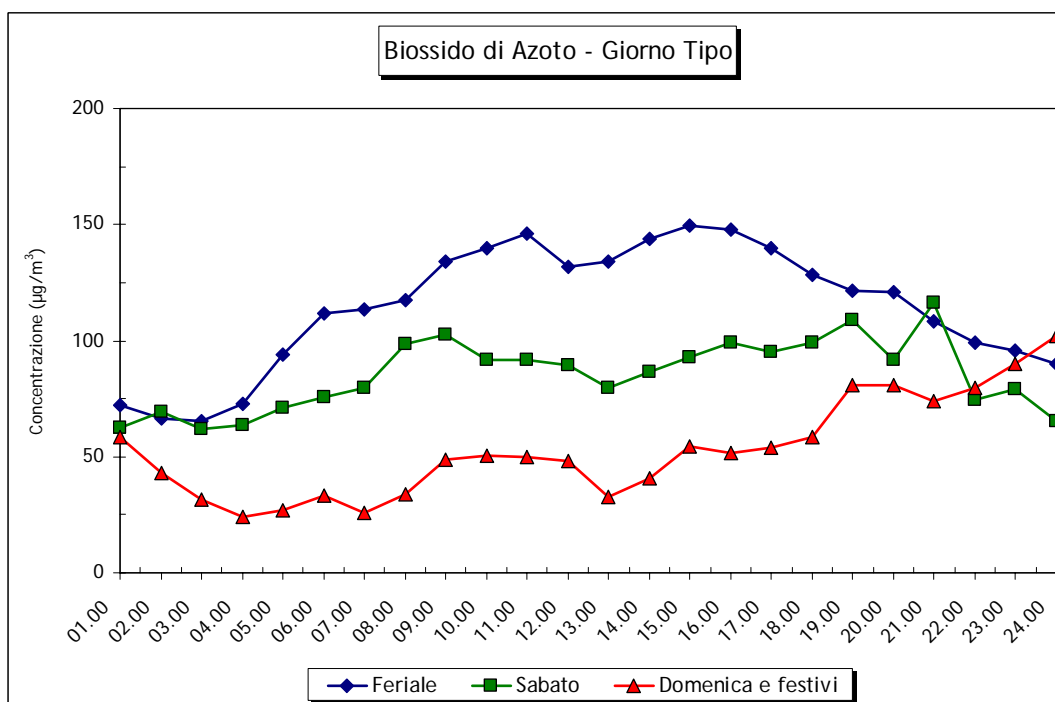
Nel grafico di confronto qui sotto proposto relativo agli andamenti medi giornalieri del

biossido di azoto, nelle due occasioni di misura, si osserva che gli andamenti sono simili ma i valori della campagna del 2006 sono maggiori.



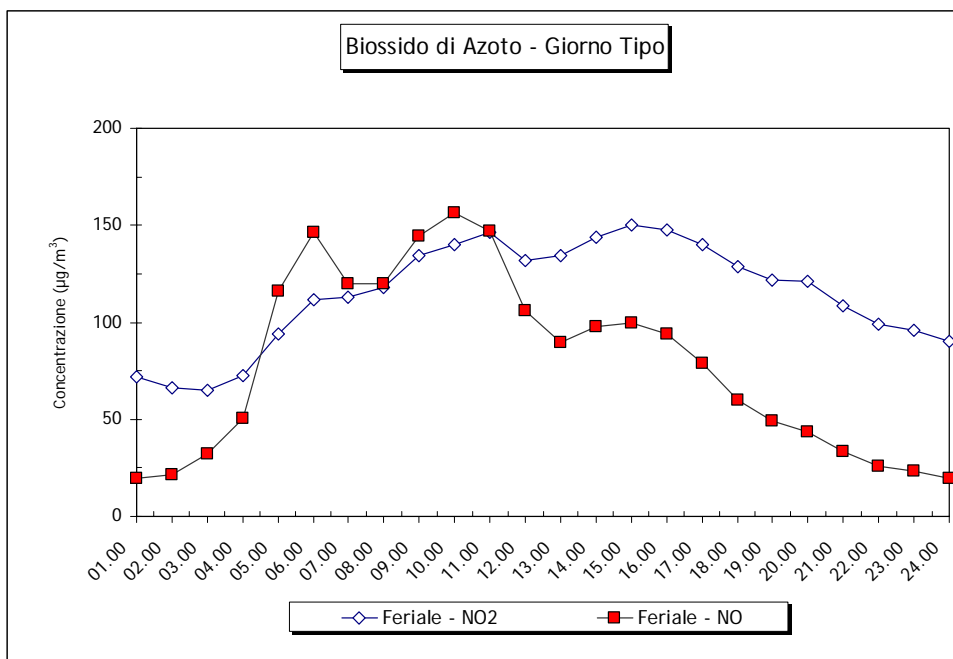
Poiché esiste un'omogeneità dei dati di NO₂ rilevati nelle due campagne estive, con valori confrontabili, è presumibile supporre che i differenti valori di concentrazione di NO₂, riscontrati nel 2005 e nel 2006, siano riconducibili alle condizioni atmosferiche che nella presente campagna sembra siano state maggiormente favorevoli alla formazione di questo inquinante secondario.

Poiché l'NO₂ è un inquinante secondario che si forma dalla reazione dell'NO è interessante esaminare il grafico del giorno tipo anche di questo inquinante.



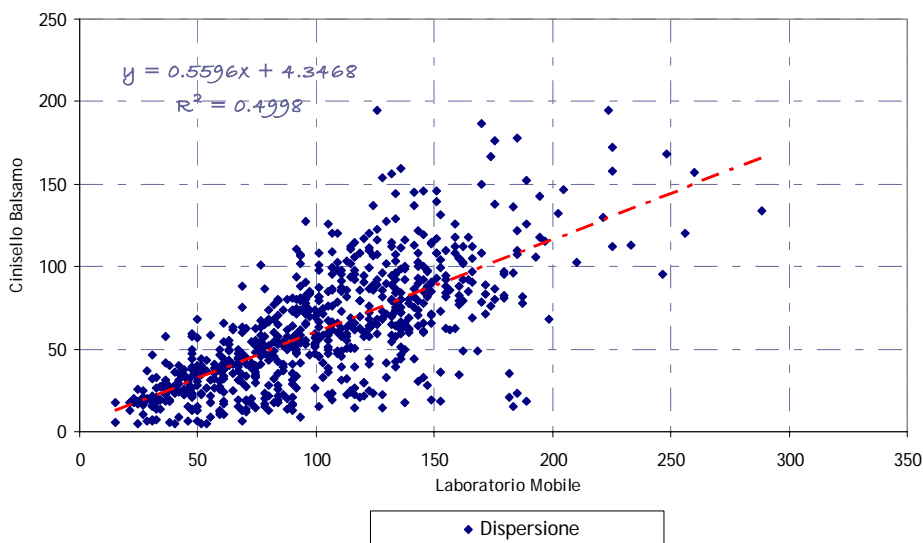
L'andamento del biossido di azoto si discosta però dal grafico dell'NO per le sue minori capacità dispersive, infatti essendo un inquinante secondario, se sono presenti i suoi precursori esso continua a formarsi.

Una spiegazione del fatto che le concentrazioni maggiori si hanno dopo le 14.00 può essere ricercata nelle caratteristiche di formazione di questo inquinante. L'NO infatti tende a reagire con l'ozono per formare l'NO₂. Il trend giornaliero dell'ozono è di tipo a campana con un massimo tra le 14.00 e le 17.00 poco dopo il periodo di maggior insolazione.



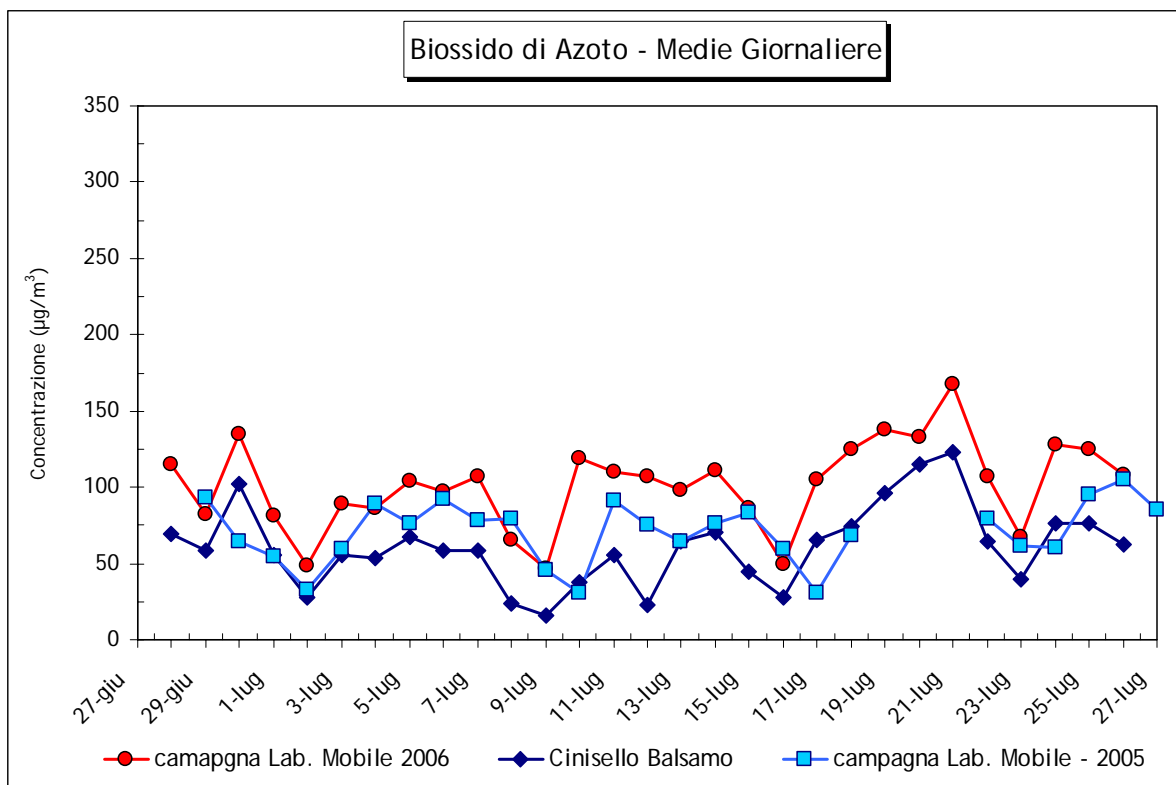
Dal calcolo dei coefficienti di Pearson si conferma la correlazione con la stazione da traffico di Cinisello Balsamo ($R=0.7$), con valori mediamente più alti, come è possibile osservare dal grafico delle concentrazioni medie giornaliere.

Dispersione dei dati per la misura di NO₂



LABORATORIO Cinisello

LABORATORIO	1
Cinisello	0.7 1



CO

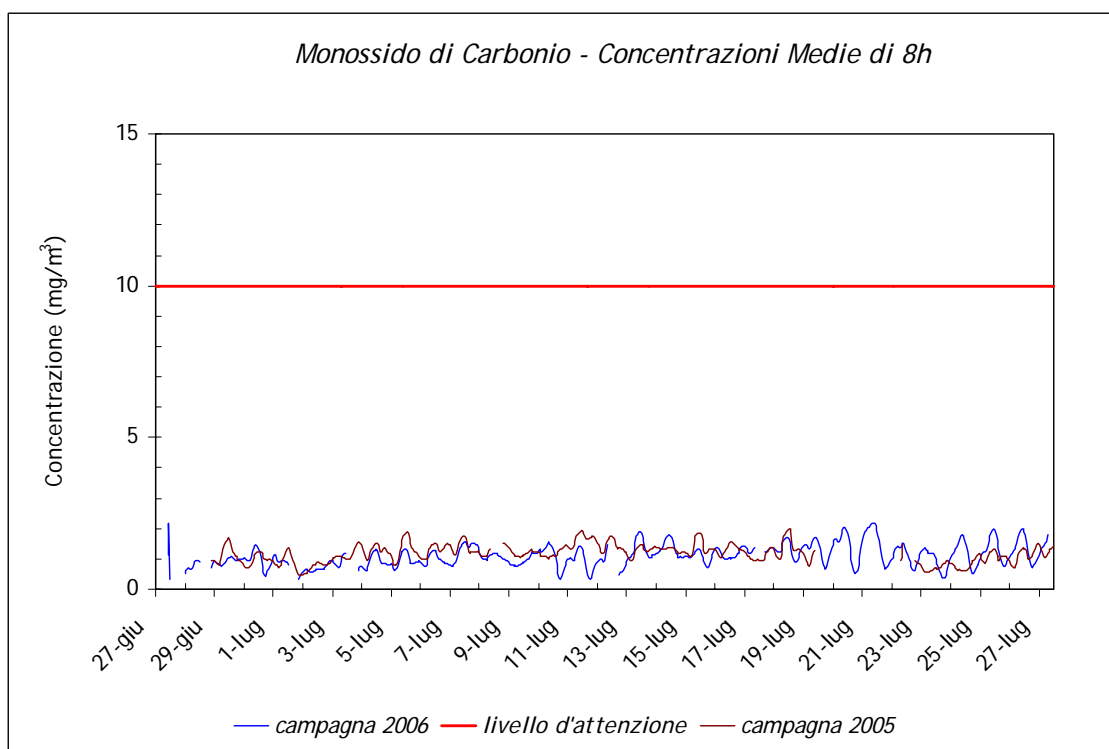
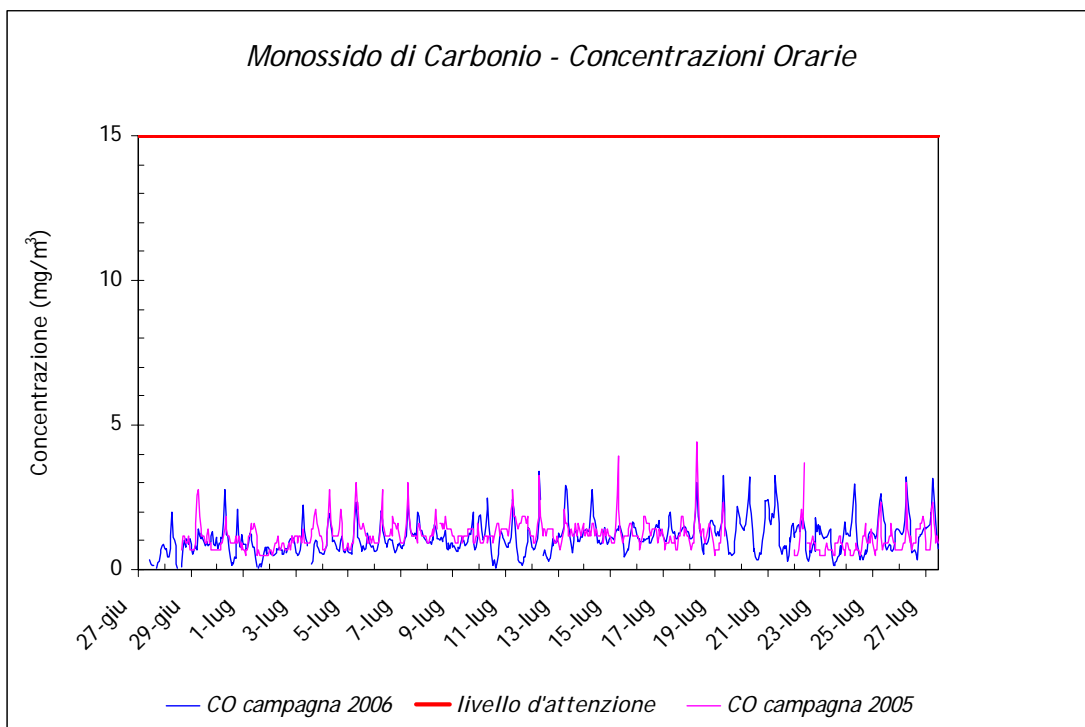
L'accumulo di **monossido di carbonio** è favorito soprattutto nelle aree urbane, quando i veicoli sono in fase di decelerazione e di traffico congestionato. Anche se questa caratteristica contraddistingue questo tratto viario, in particolar modo durante le ore di punta, i valori di CO misurati durante la campagna di misura sono risultati abbondantemente inferiori ai limiti di legge sia per quanto riguarda la media oraria che per quella di 8 ore.

Dall'analisi dei dati è possibile osservare infatti come le concentrazioni di questo inquinante appaiano decisamente basse e comunque di molto inferiori a quelle solitamente riscontrate in aree cittadine congestionate.

Il valore medio sul periodo è stato di 1.1 mg/m³, il valore massimo orario è stato di 3.4 mg/m³ il giorno mercoledì 12 luglio alle ore 08.00 del mattino; il valore massimo mediato sulle 8 ore, pari a 2.2 mg/m³, è stato osservato il giorno venerdì 21 luglio dalle ore 09.00 alle ore 11.00 del mattino.

L'andamento della media oraria è simile a quello registrato nella precedente campagna estiva.

Anche la media sulle 8h ha presentato andamenti analoghi ed in tutti e due i casi i valori si sono tenuti al di sotto del livello di attenzione. In particolare i valori registrati sono risultati inferiori al limite, del 78% in entrambe le campagne.

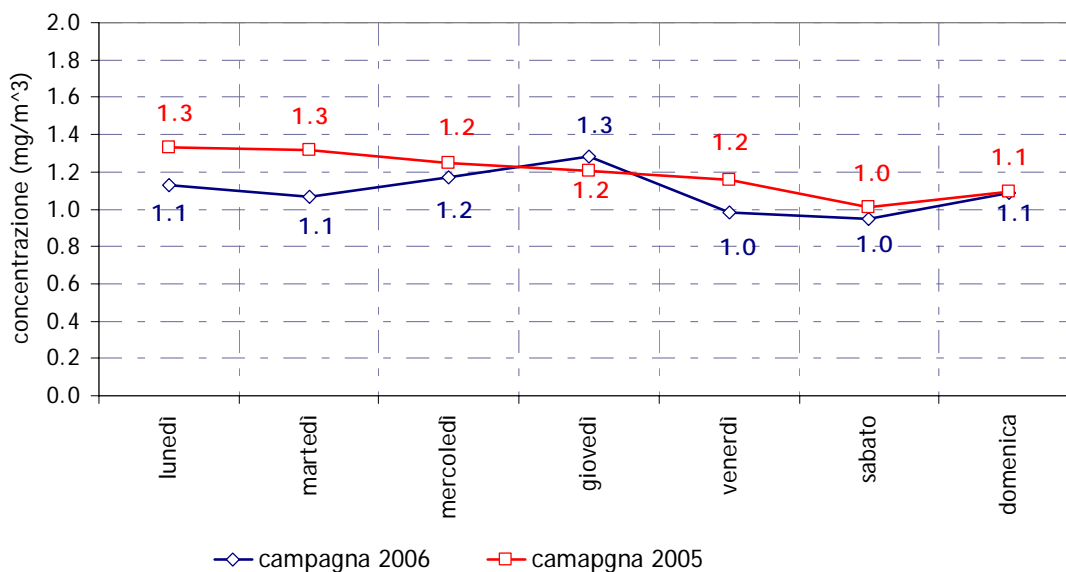


Se si esaminano infatti gli intervalli di variabilità delle medie giornaliere e settimanali si osserva che sono molto simili:

Tabella 1 - intervalli di variabilità temporale degli andamenti medi del CO relativi alle due campagne estive lungo viale Lombardia.

ANNO	max/min giornaliero	max/min settimanale
2005	1.7 ÷ 0.7	1.0 ÷ 1.3
2006	1.5 ÷ 0.6	1.0 ÷ 1.3

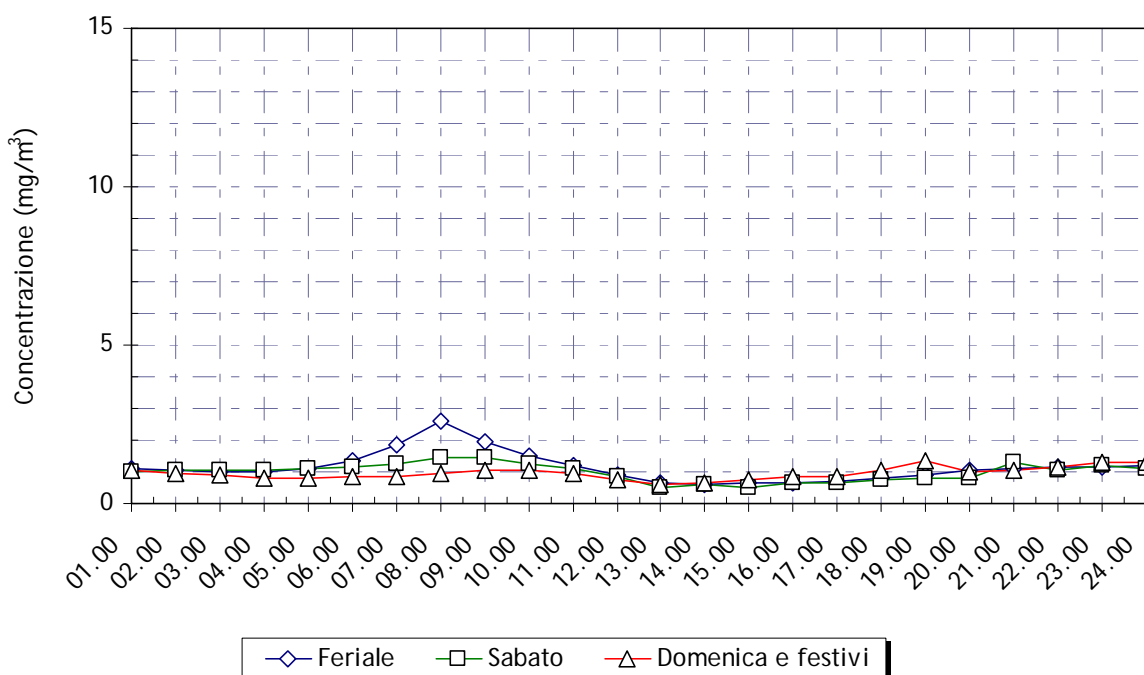
ANDAMENTO SETTIMANALE CO



Ad esclusione del dato del giovedì i due andamenti sono affini con valori pressoché costanti durante tutta la settimana.

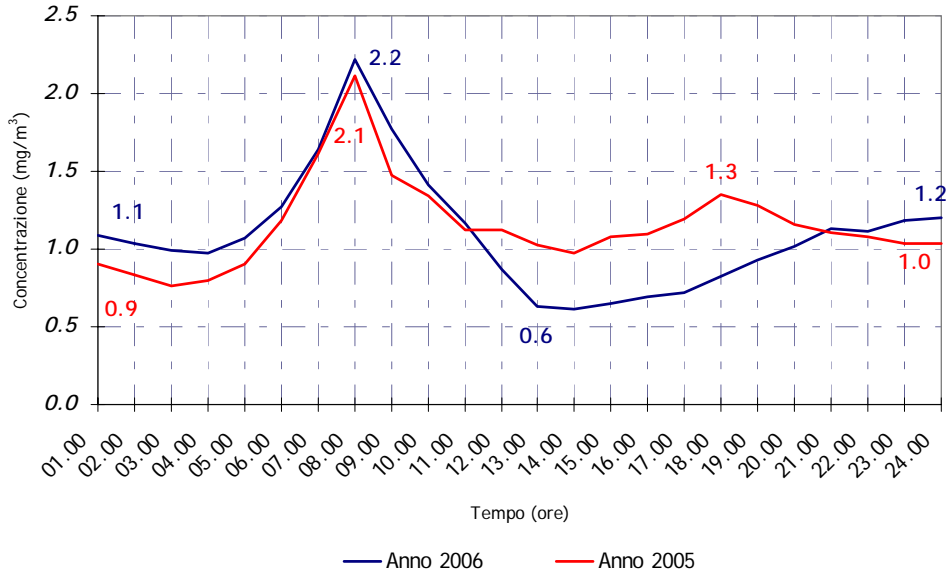
La scarsa variabilità dell'andamento del CO sembra essere confermata osservando il grafico del giorno tipo in cui l'andamento durante la giornata si mantiene pressoché costante ad esclusione di un picco mattutino, più evidente nel giorno tipo feriale (2.6 mg/m³) e più attenuato nel giorno tipo prefestivo e festivo (1.5 mg/m³ 1.0 mg/m³ rispettivamente).

Monossido di Carbonio - Giorno Tipo



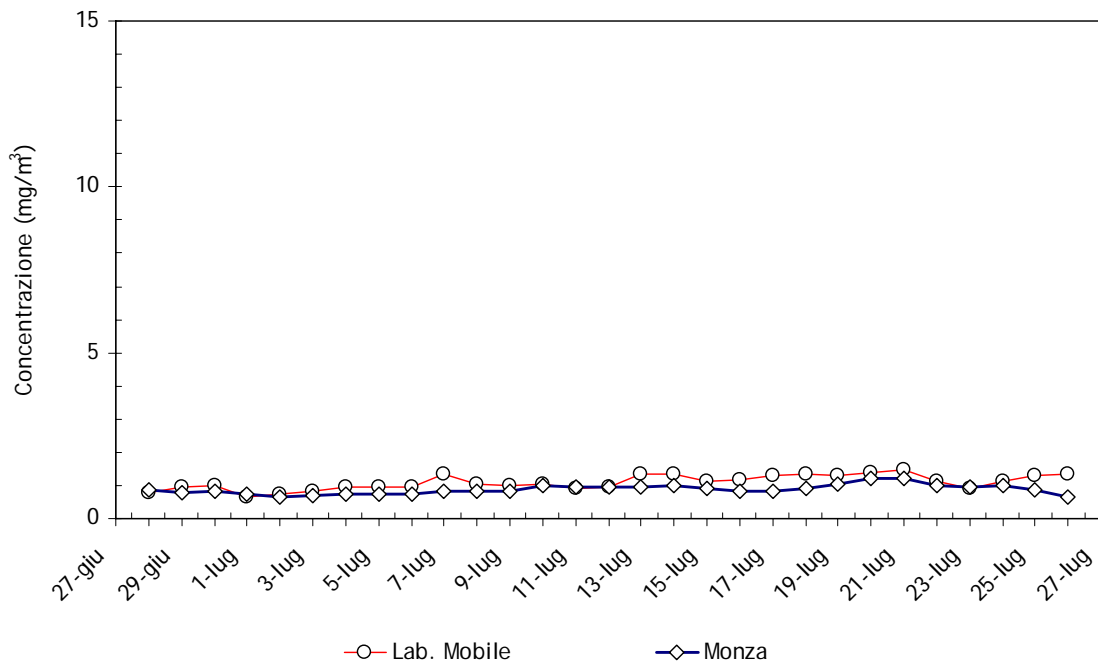
Confrontando poi l'andamento del giorno tipo feriale del CO delle due campagne estive, è possibile osservare l'affinità dei dati, in particolare la formazione del picco mattutino presenta concentrazioni simili.

Giorno Tipo CO - Confronto 2005 - 2006



Per questo inquinante le concentrazioni misurate non presentano una buona correlazione con nessuna delle centraline fisse prese a riferimento. I valori del coefficiente lineare di Pearson calcolati, variano da un minimo di 0.3 con la stazione di Vimercate ad un massimo di 0.5 con le stazioni di Monza e Cinisello.

Monossido di Carbonio - Medie Giornaliere



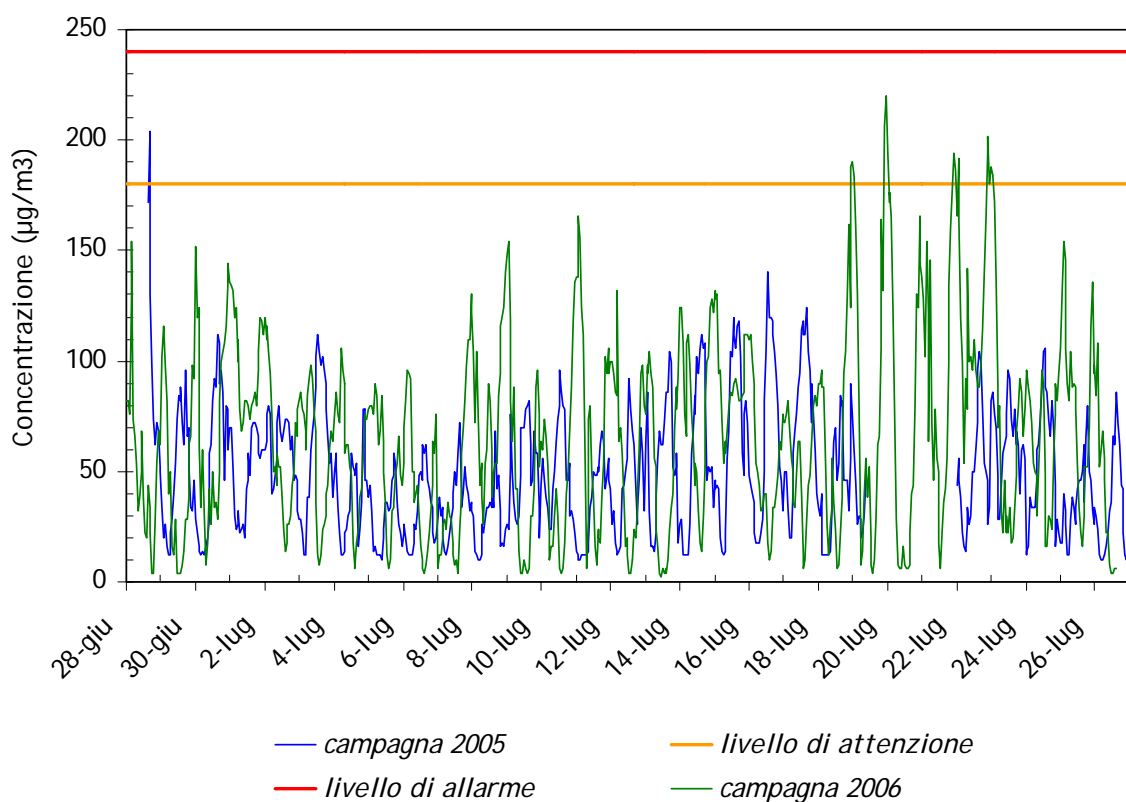
Anche in questo caso è possibile osservare una scarsa variabilità per questo inquinante durante tutto il periodo di misura.

Per quanto riguarda l'ozono il periodo in cui è stata condotta la campagna è quello estivo, particolarmente critico per questo inquinante di natura fotochimica.

A causa della situazione meteorologica che ha caratterizzato il periodo di misura, con temperature elevate, scarse precipitazioni e numerose giornate soleggiate, la produzione d'Ozono è stata infatti elevata, **facendo registrare numerosi superamenti** sia della soglia di attenzione, fissata per questo inquinante a $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media oraria, sia della soglia di protezione della salute umana, fissata a $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per la media mobile di 8 ore.

Il valore medio del periodo, il valore massimo orario ed il valore massimo mediato sulle 8 ore sono risultati rispettivamente pari a $67 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $220 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (giovedì 20 luglio alle ore 15.00) e $179 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (giovedì 20 luglio alle ore 19.00)

Ozono - Concentrazioni Orarie



Dal confronto con i valori riscontrati durante la campagna del 2005 si può osservare come gli andamenti delle concentrazioni orarie siano simili.

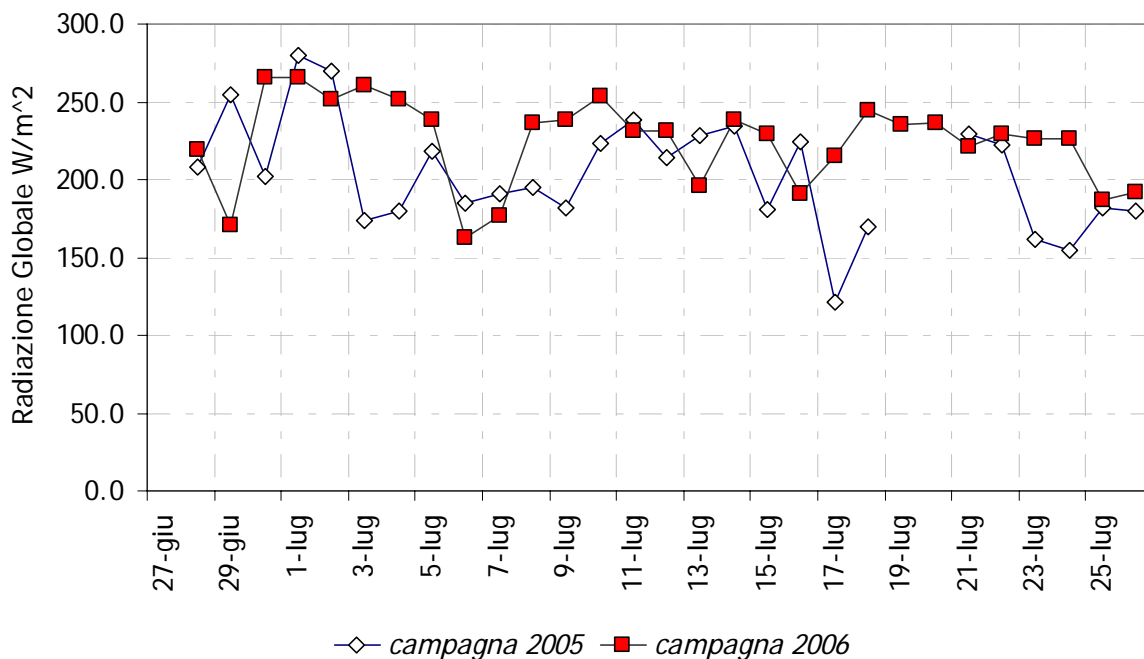
Per quanto riguarda poi la media oraria, nella campagna del 2005 è stato registrato un unico superamento del livello di attenzione, il giorno 28 di giugno alle ore 17.00 ($204 \mu\text{g}/\text{m}^3$), mentre nel 2006 **sono stati registrati 14 superamenti**, di cui 6 nelle giornate del 19 e 20 luglio, periodo in cui l'anno precedente è stata interrotta la campagna di misura in seguito alla caduta di un albero sopra l'alimentazione elettrica del furgone, in seguito ad un fenomeno temporalesco il giorno 18 luglio.

Per cercare di interpretare i dati nelle due diverse campagne, è stata considerata la radiazione globale, componente fondamentale per la formazione dell'ozono.

Se si confronta la media giornaliera della radiazione, registrata nelle due campagne, è possibile osservare come nel 2006 essa sia risultata maggiore del 10% ($225 \text{ W}/\text{m}^2$) rispetto al

2005 (204 W/m^2). Andando poi a tracciare la dispersione delle due serie di dati si osserva che esse risultano ben correlate ($R=0.9$). Queste informazioni ci permettono di ipotizzare che nel 2005 si sarebbe potuto registrare un superamento del limite orario durante le giornate dal 19 al 21 luglio.

Confronto Radiazione Globale - campagne 2005/2006

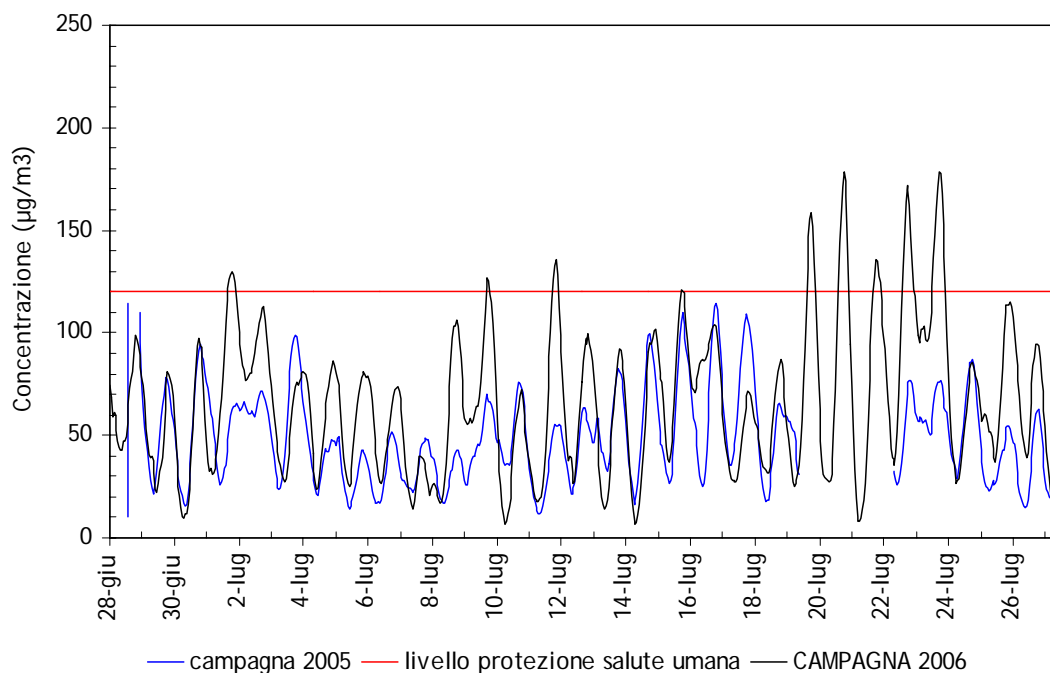


Si riportano in tabella i superamenti della media oraria, registrati durante la campagna 2006:

DATA	ORA	SUPERAMENTI MEDIA ORARIA O_3 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
19/07/2006	15.00	188
	16.00	190
	17.00	184
20/07/2006	14.00	206
	15.00	220
	16.00	194
22/07/2006	14.00	194
	15.00	186
	17.00	192
23/07/2006	13.00	194
	14.00	202
	15.00	180
	16.00	188
	17.00	184

Per quanto riguarda la media di 8 h, nella campagna del 2005 non è stato registrato nessun superamento del *livello di protezione della salute umana*, mentre nel 2006 **sono stati registrati 52 superamenti**.

Ozono - Concentrazioni Medie di 8h



Si riportano in tabella i superamenti della media di 8 h, registrati durante la campagna 2006:

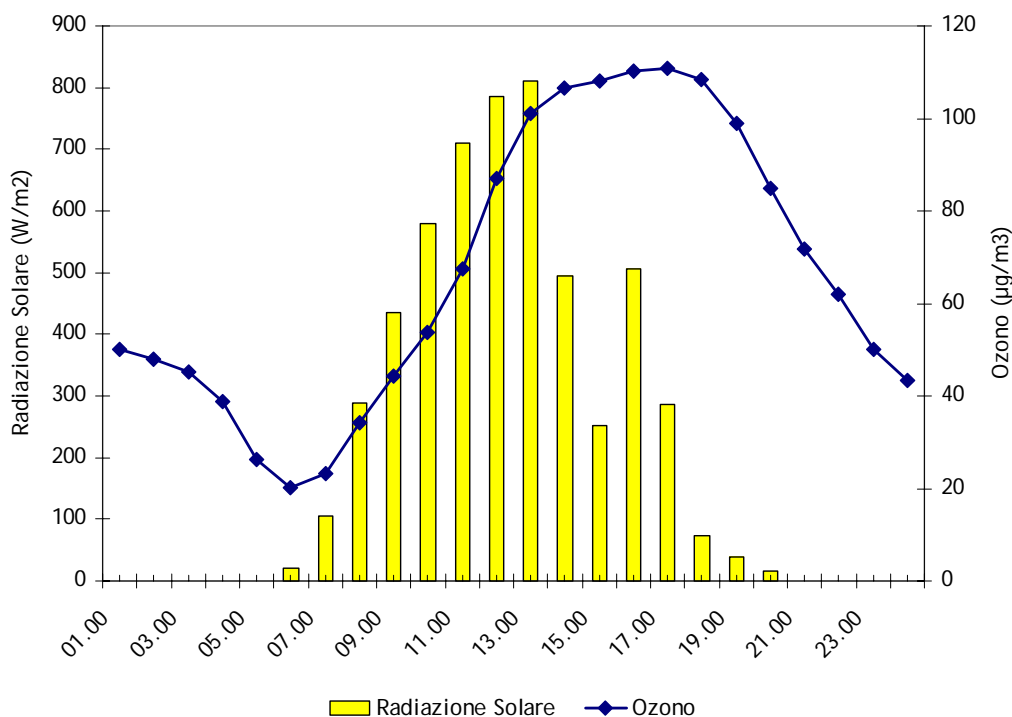
DATA	ORA	SUPERAMENTI MEDIA 8h O ₃ (µg/m ³)
01/07/2006	17.00	122
	18.00	126
	19.00	128
	20.00	130
	21.00	128
	22.00	125
09/07/2006	17.00	123
	18.00	127
	19.00	125
11/07/2006	19.00	126
	20.00	133
	21.00	136
	22.00	129
15/07/2006	18.00	121
	19.00	120
19/07/2006	16.00	131
	17.00	147
	18.00	156
	19.00	159
	20.00	152
	21.00	134
	22.00	120
20/07/2006	15.00	123
	16.00	144
	17.00	158
	18.00	171
	19.00	179
	20.00	174
	21.00	167
22.00	144	

DATA	ORA	SUPERAMENTI MEDIA 8h O ₃ (µg/m ³)
21/07/2006	18.00	127
	19.00	136
	20.00	135
	21.00	127
	22.00	125
22/07/2006	15.00	131
	16.00	147
	17.00	164
	18.00	172
	19.00	170
	20.00	162
	21.00	147
	22.00	134
23/07/2006	13.00	122
	14.00	136
	15.00	148
	16.00	160
	17.00	171
	18.00	178
	19.00	178
	20.00	168
	21.00	153
22.00	137	

Giorno tipo e medie giornaliere

L'andamento di questo inquinante risulta differente da quello degli inquinanti primari, infatti l'ozono non ha sorgenti emissive dirette di rilievo e la sua formazione nella troposfera è correlata al ciclo diurno solare: il trend giornaliero dell'ozono è di tipo a campana con un massimo poco dopo il periodo di maggior insolazione (generalmente tra le 14.00 e le 17.00).

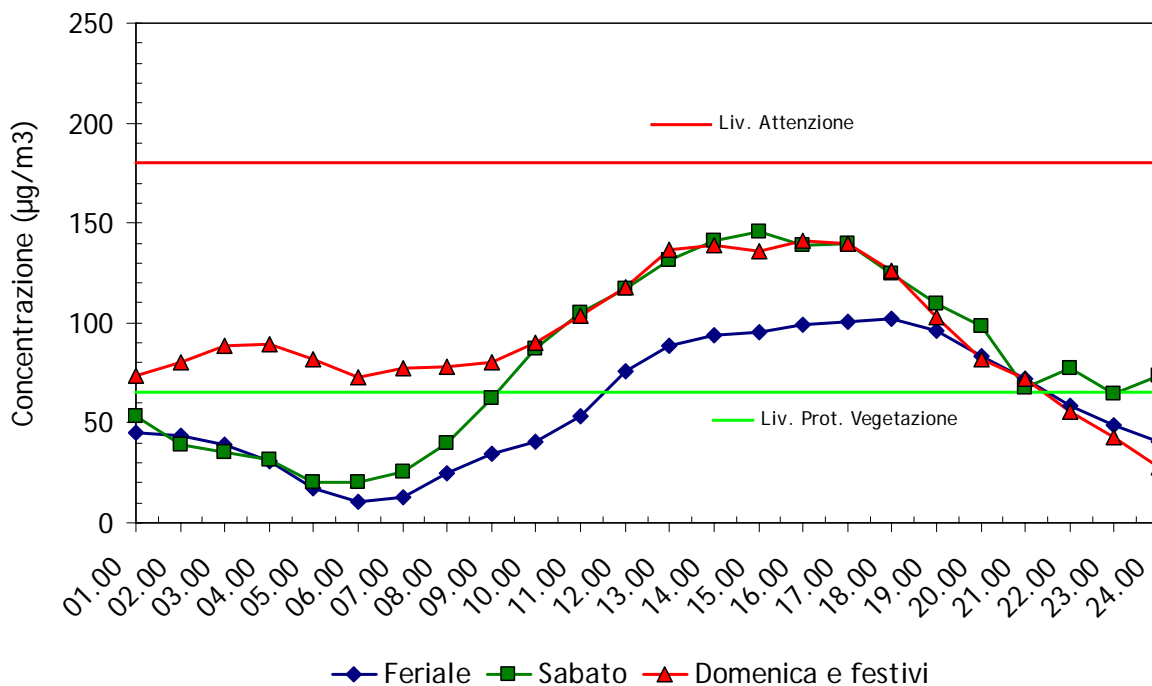
Confronto giorno tipo Radiazione Solare - Ozono



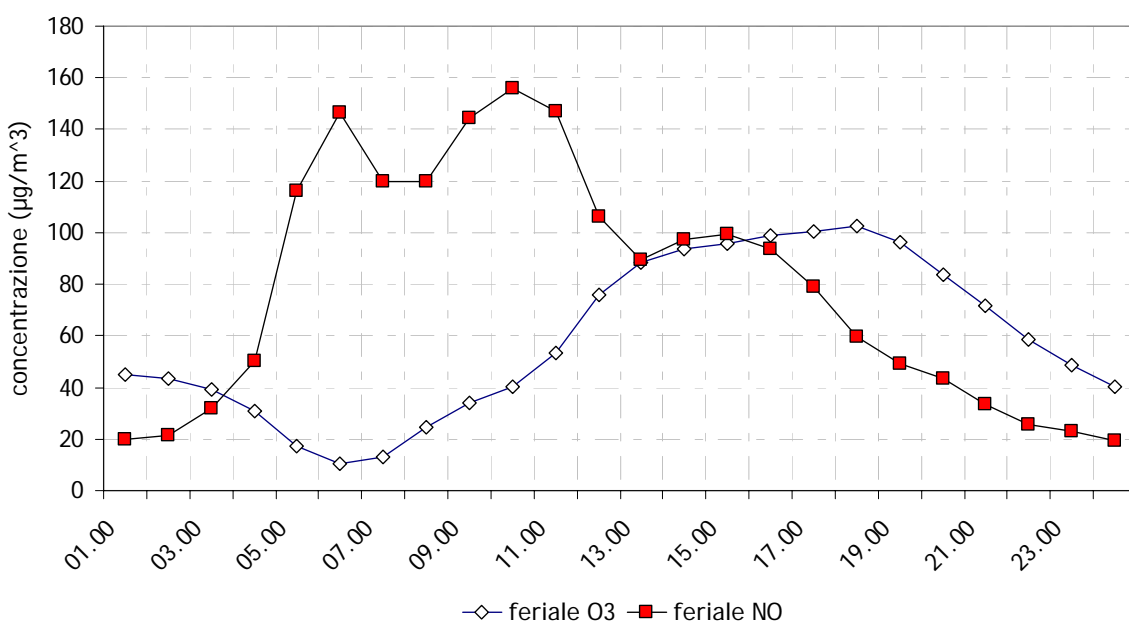
Le concentrazioni di ozono poi tendono a calare nelle vicinanze di sorgenti di emissione di NO. questo perché l' NO tende a reagire con l'O₃ portando alla formazione di NO₂.

Nel grafico del giorno tipo è possibile evidenziare un aumento dell'ozono in corrispondenza di una diminuzione delle concentrazioni di NO; infatti i valori più elevati di O₃ si verificano oltre che nel periodo di massima insolazione, anche quando sono minori le emissioni di NO. In particolare i giorni pre-festivi e festivi, sono caratterizzati da concentrazioni maggiori di ozono rispetto al giorno feriali in linea con l'andamento dell'NO che presenta concentrazioni più elevate nei giorni feriali.

Ozono - Giorno Tipo

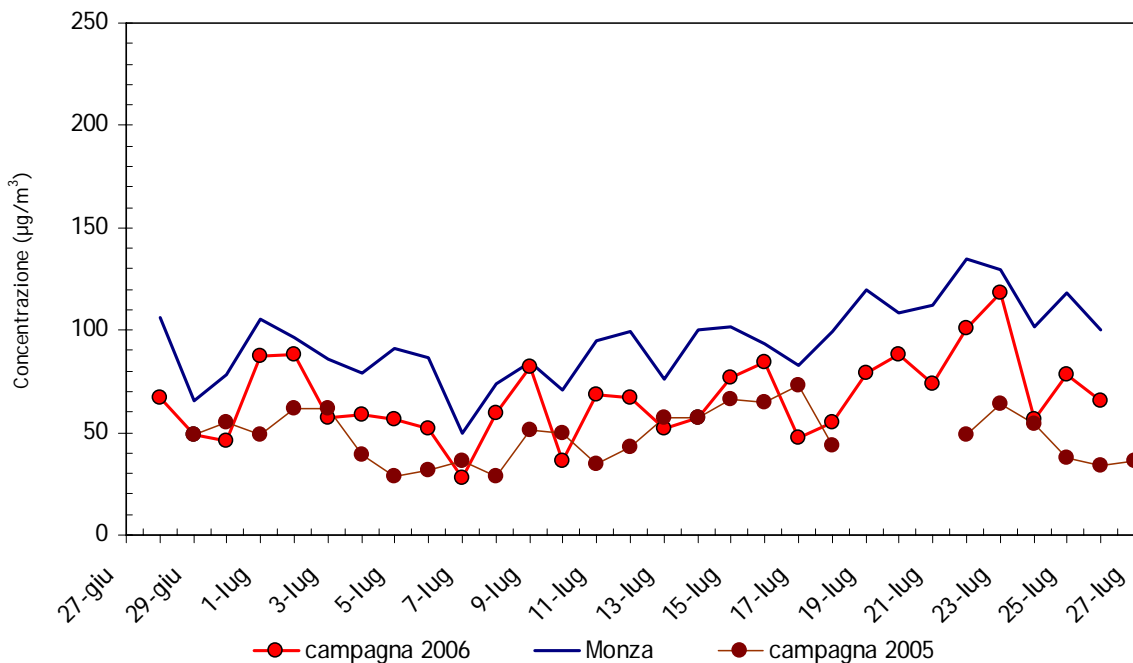


Confronto giorno tipo O3-NO

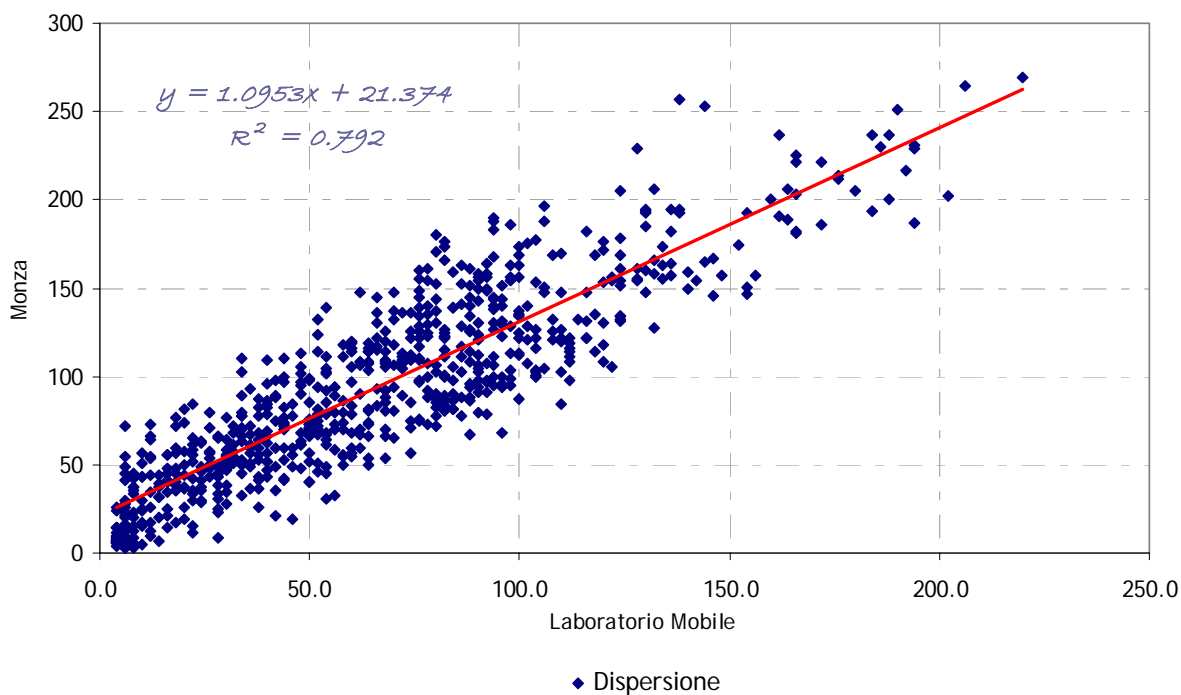


Per quanto riguarda poi le postazioni fisse di misura, le concentrazioni di ozono misurate dal Laboratorio Mobile risultano in linea con quelle registrate dalla vicina stazione di Monza (R = 0.9), con valori molto simili ma costantemente inferiori.

Ozono - Medie Giornaliere



Dispersione dei dati per la misura di O₃

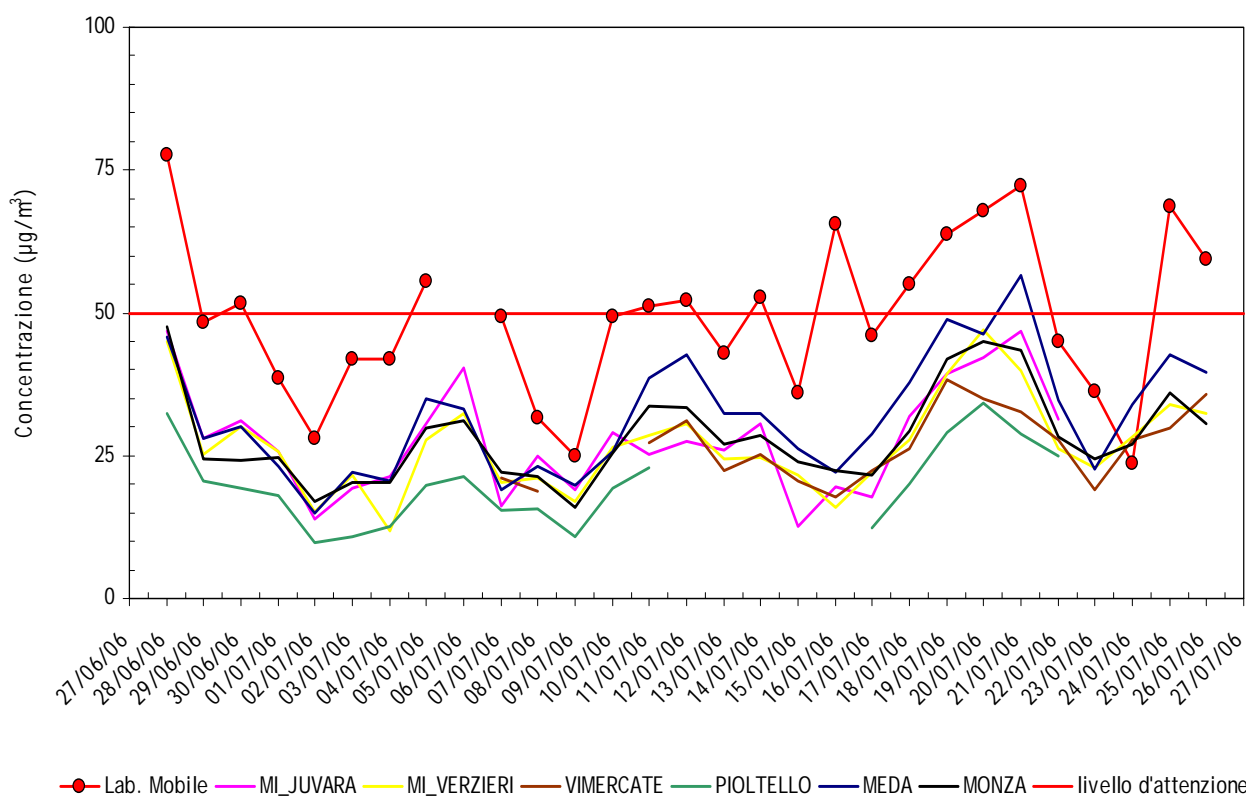


Le concentrazioni di **PM10** misurate a Monza in V.le Lombardia presentano andamenti analoghi a quelli delle centraline della rete di rilevamento provinciale prese a riferimento, a conferma del carattere ubiquitario di questo inquinante, con valori di concentrazione costantemente superiori. Anche il numero di superamenti dei livelli normativi osservati nel sito di misura è risultato cospicuo rispetto a quello misurato dalle centraline (un unico superamento registrato dalla centralina di Meda): **13 superamenti (su 30 giorni di campagna) del livello di attenzione**, fissato per questo inquinante a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

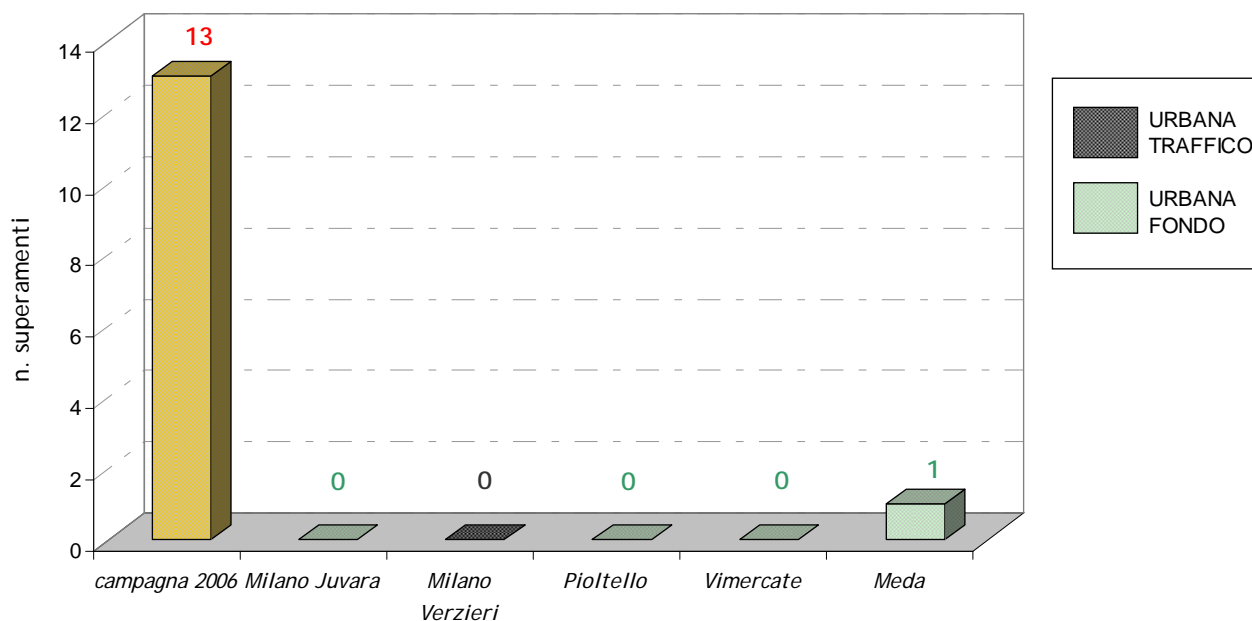
Questa discordanza tra i dati rilevati dalle centraline della rete fissa e quelli rilevati dal laboratorio mobile sono prevedibili considerando che il sito di misura si trova a ridosso di un'importante arteria viabilistica interessata da elevati volumi di traffico e considerando che tra le cause primarie che portano alla formazione di tale inquinante vi sono i processi di combustione, abrasione meccanica dei pneumatici a contatto con la pavimentazione stradale e conseguente risollevarimento delle polveri depositate al suolo.

Un altro fattore che ha portato alla rilevazione di così tanti superamenti per questo inquinante è da attribuire probabilmente anche alla presenza di numerosi veicoli alimentati a gasolio che contribuisce per circa l'80% all'emissione di PM10 primario. Tale tratto viario essendo collegato con le principali arterie autostradali è infatti interessato dal passaggio di un intenso traffico pesante.

PM10 - Medie Giornaliere

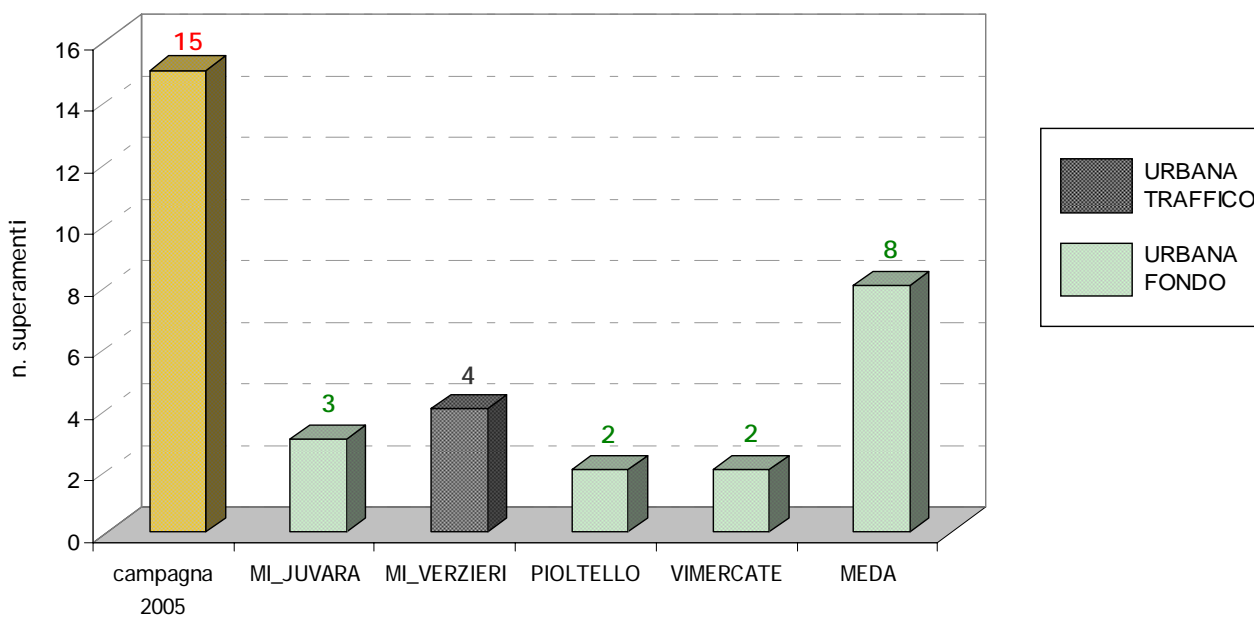


PM10 dal 28/06/2006 al 26/07/2006 - n. giorni superamento livello di attenzione

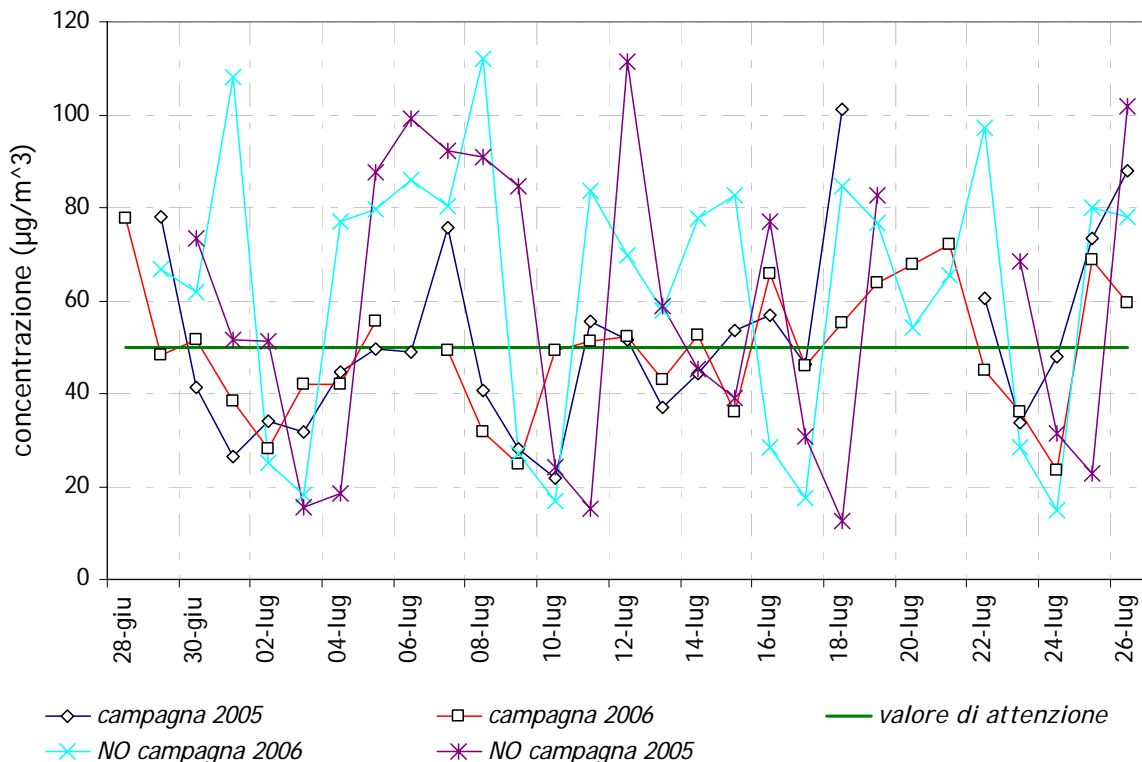


Anche nella precedente campagna sono stati registrati dei superamenti del livello di attenzione. Tali superamenti però hanno interessato anche le centraline della rete ma in numero comunque inferiore.

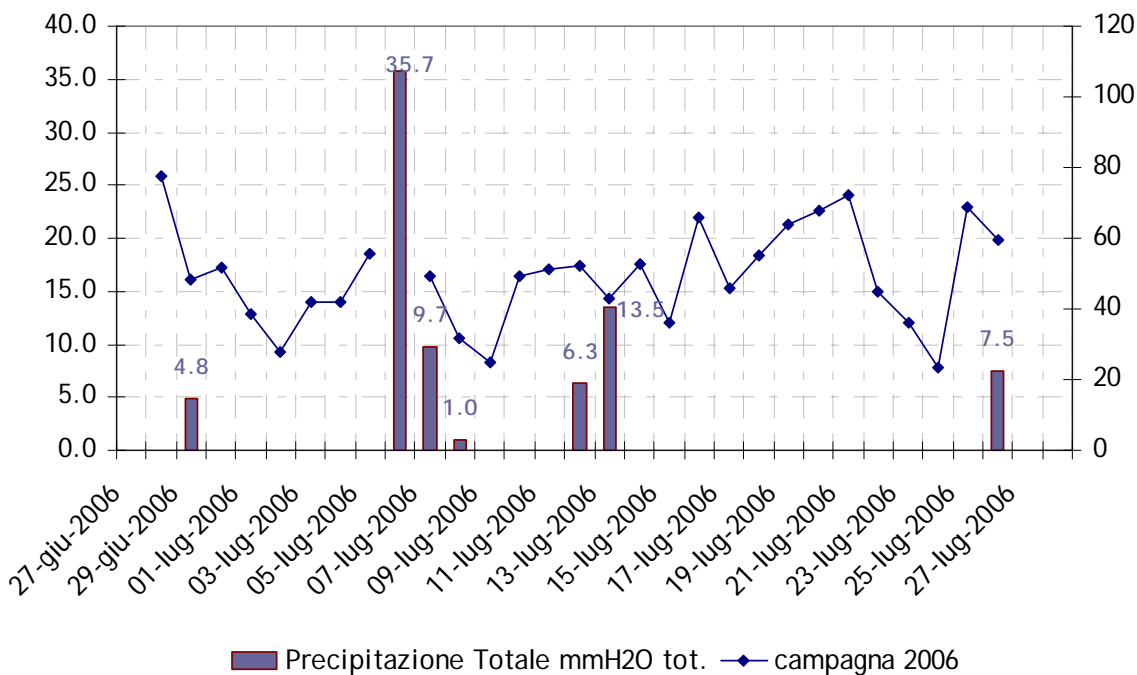
PM10 dal 28/06/2005 al 26/07/2005 - n. giorni superamento livello di attenzione

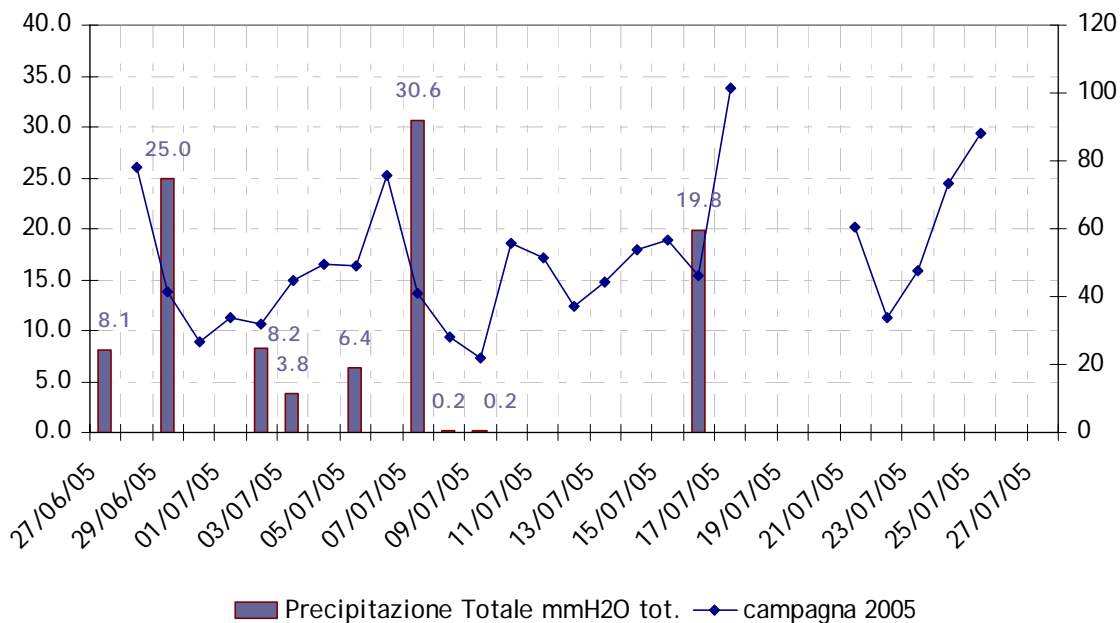


Al fine di interpretare i dati sono stati confrontati gli andamenti del PM10 delle due campagne con l'andamento dell'NO, considerato un tracciante del traffico veicolare. Come è possibile osservare dal sottostante grafico gli andamenti del PM10 sono in accordo con quelli dell'NO.



Si è voluto inoltre analizzare l'andamento del PM10 in funzione delle precipitazioni giornaliere.

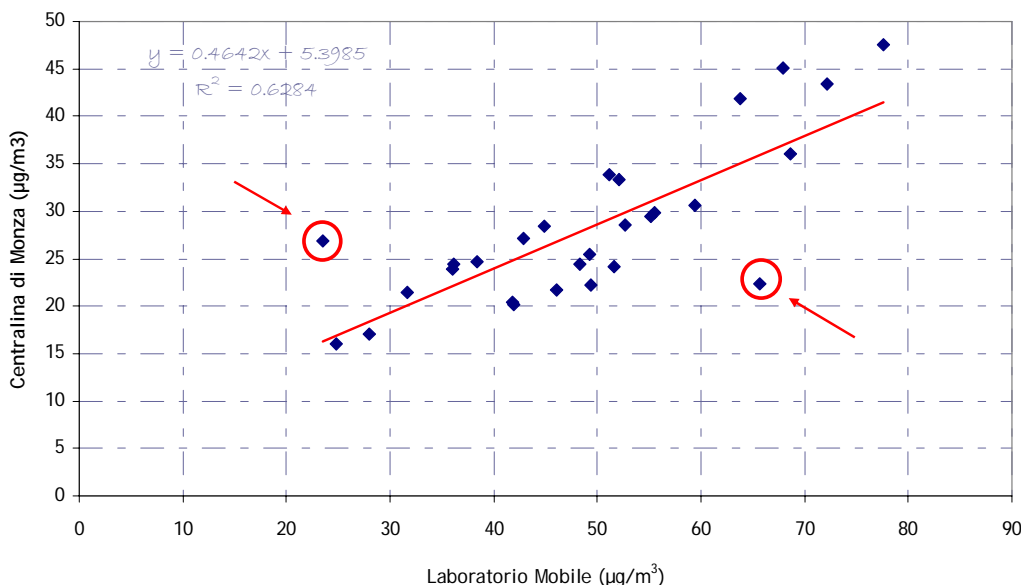




Come è possibile osservare, entrambe le campagne sono state interessate dall' stesso numero di eventi piovosi (7) ma nel 2006 essi sono stati di maggiore intensità.

Per quanto riguarda infine le postazioni fisse prese a riferimento le concentrazioni misurate presentano un buon andamento temporale, in particolare la correlazione tra la centralina di Monza e il laboratorio mobile presenta un valore pari a 0.8⁴.

DISPERSIONE DEI DATI PER LA MISURA DEL PM10



Tale analisi ha permesso di rilevare la presenza di 2 dati anomali, evidenziati in figura. Togliendo le anomalie la correlazione sale a 0.9.

⁴ Sono state calcolate le correlazioni anche se i dati erano insufficienti per una statistica corretta.

Gli Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)

Il campionamento per la misura degli IPA in atmosfera è stato eseguito secondo quanto previsto dal D.M. 25 Novembre 1994 con prelievi giornalieri di particolato: la metodica analitica per la determinazione dei vari Idrocarburi Policiclici Aromatici nei campioni prelevati è stata standardizzata nel 2005⁵.

La normativa sopra indicata prevede un obiettivo di qualità dell'aria pari a 1 ng/m³ su base annua delle concentrazioni di IPA facendo riferimento alla concentrazioni di benzo(a)pirene.

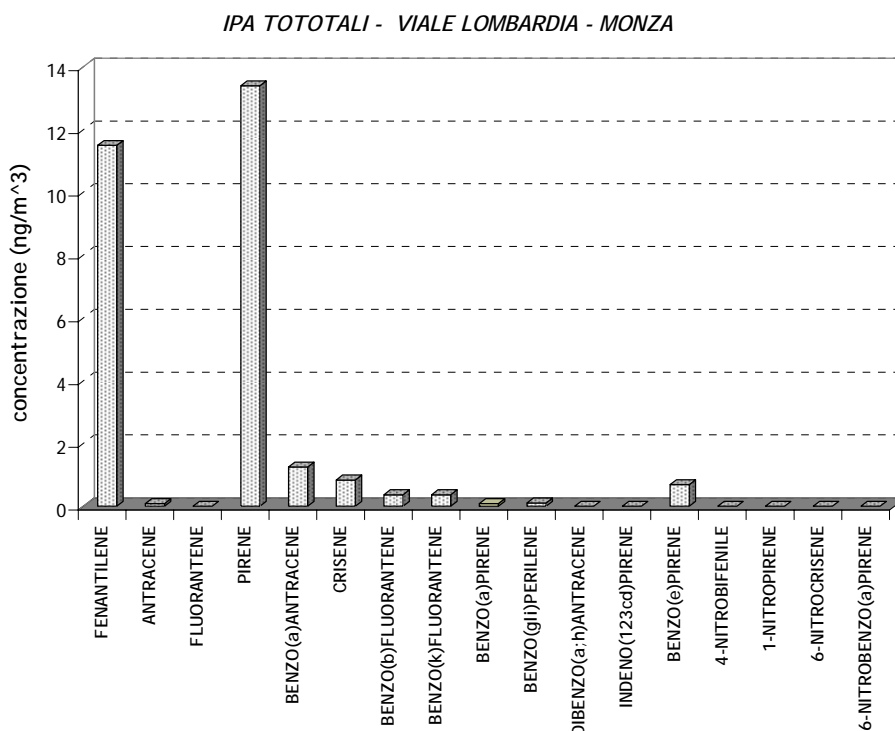
Esaminando l'indicatore proposto dalla normativa, appare subito evidente che la scala temporale adeguata per una valutazione è generalmente quella annuale. Una campagna di misura condotta per un periodo più breve può essere utile in un'ottica di approccio preliminare alla caratterizzazione dei livelli di immissione nel luogo soggetto all'indagine.

La concentrazione di IPA nell'ambiente dipende da fattori come il tipo di sorgente e la sua vicinanza, le condizioni meteorologiche come direzione e velocità del vento temperatura e precipitazioni ed è pertanto a questi parametri che si è fatto riferimento per l'analisi di questi inquinanti.

La Tabella 1, presenta i risultati delle determinazioni analitiche degli IPA sui singoli campioni giornalieri (17 campioni). Il grafico dei risultati analitici è riportato in figura 1, considerando gli IPA totali, intesi cioè come somma su tutto il periodo di misura delle concentrazioni giornaliere dei singoli IPA esaminati.

Il benzo(a)antracene ed il crisene indicatori, secondo i dati di letteratura, delle fonti di inquinamento da impianti alimentati ad olio combustibile, contribuiscono rispettivamente per il 4% ed il 3%.

Non essendo riscontrabili valori al disopra della soglia di rilevabilità di indeno(1,2,3,cd)pirene e benzo(gli)perilene rispetto al benzo(a)pirene, non è possibile ipotizzare il prevalere di inquinamento urbano per emissioni da combustione relativamente a tutta la campagna di misura.



⁵ Cfr. Appendice I per il metodo di analisi.

Tabella 1: valori medi giornalieri in ng/m³ degli IPA, rilevati con laboratorio mobile in viale Lombardia nel comune di Monza

IPA (ng/m ³)	IARC ^{*)}	07/07/06	08/07/06	09/07/06	10/07/06	11/07/06	12/07/06	13/07/06	14/07/06	15/07/06	16/07/06	17/07/06	18/07/06	19/07/06	20/07/06	21/07/06	22/07/06	23/07/06
FENANTILENE		1.26	0.37	0.24	0.96	0.94	0.76	0.72	0.99	0.47	0.22	0.88	0.84	0.64	0.63	0.94	0.46	0.18
ANTRACENE		0.02	<0.007	<0.007	<0.007	0.01	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	0.03	0.03	<0.007	<0.007
FLUORANTENE		<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08	<0.08
PIRENE		1.16	0.48	0.3	0.86	1.03	1.09	0.77	1.23	0.76	0.59	1.07	0.93	0.73	0.78	0.88	0.48	0.26
BENZO(a)ANTRACENE	2A	0.14	0.04	0.03	0.08	0.08	0.09	0.07	0.09	0.08	0.08	0.09	0.08	0.07	0.08	0.08	0.04	0.03
CRISENE		0.01	0.04	0.06	0.02	0.04	0.06	0.03	0.04	0.1	0.12	0.04	0.03	0.05	0.06	0.04	0.05	0.05
BENZO(b)FLUORANTENE	2B	<0.007	<0.007	0.03	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	0.05	0.08	<0.007	0.02	0.03	0.06	0.02	0.03	0.05
BENZO(k)FLUORANTENE	2B	<0.007	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.02	0.03	0.04	0.02	0.02	0.02	0.04	0.02	0.02	0.02
BENZO(a)PIRENE	2A	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	<0.007	0.03	<0.007	<0.007	<0.007	0.03	<0.007	<0.007	0.03
BENZO(gli)PERILENE		<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	0.04	<0.02	<0.02	<0.02	0.03	<0.02	<0.02	0.04
DIBENZO(a;h)ANTRACENE	2A	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.007	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02	<0.02
INDENO(123cd)PIRENE	2B	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05
BENZO(e)PIRENE		<0.04	0.06	0.05	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	<0.04	0.08	0.1	0.05	<0.06	0.08	0.08	0.07	0.05	0.07

Nitro - IPA (ng/m ³)	07/07/06	08/07/06	09/07/06	10/07/06	11/07/06	12/07/06	13/07/06	14/07/06	15/07/06	16/07/06	17/07/06	18/07/06	19/07/06	20/07/06	21/07/06	22/07/06	23/07/06
4-NITROBIFENILE	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004
1-NITROPIRENE	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004
6-NITROCRISENE	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008	<0.008
6-NITROBENZO(a)PIRENE	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004	<0.004

*) Legenda:

Classe 2 A: probabile cancerogeno

Classe 2 B: possibile cancerogeno

Per una migliore caratterizzazione, sono stati allora riportati gli andamenti medi di NO (figura 2) rilevati durante la campagna di qualità dell'aria, infatti questi gas, pur non essendo una causa diretta della formazione del particolato, sono, in generale, dei buoni indicatori di inquinamento antropico da traffico e per questo motivo, in alcuni casi, possono essere considerati buoni descrittori dell'andamento del particolato atmosferico per un determinato sito.

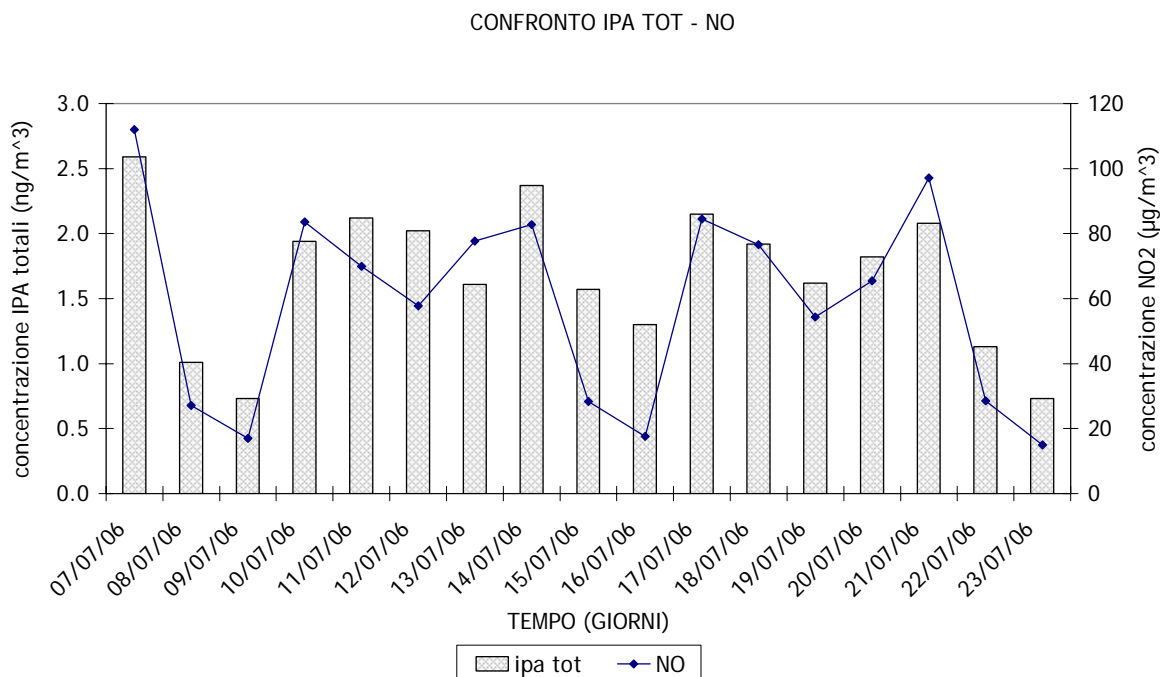


Figura 2

I coefficienti di correlazione (R) ottenuti confrontando le concentrazioni di IPA totali (ng/m³) con NO (µg/m³) mostrano una buona correlazione ($R_{NO} = 0.9$) permettendo di ipotizzare che la formazione degli IPA nel sito di campionamento è dovuta principalmente al traffico veicolare.

Benzo(a)Pirene

La normativa prende a riferimento come marker degli IPA il benzo(a)pirene. Tale idrocarburo ha dato **valori di concentrazione sotto la soglia di rilevabilità del metodo** (si veda tab. 1) per tale motivo non è stato possibile fare alcuna valutazione in merito a tale inquinante

Nitro - IPA

Per quanto riguarda i nitro-IPA, le aliquote estratte dai campioni di PM10 hanno dato valori di concentrazione sotto la soglia di rilevabilità del metodo (si veda tab. 1) per tale motivo non è stato possibile fare alcuna valutazione in merito a tali inquinanti.

E' possibile però dire che i livelli di Nitro-IPA rilevati nel sito di misura erano presenti in quantità non significative.

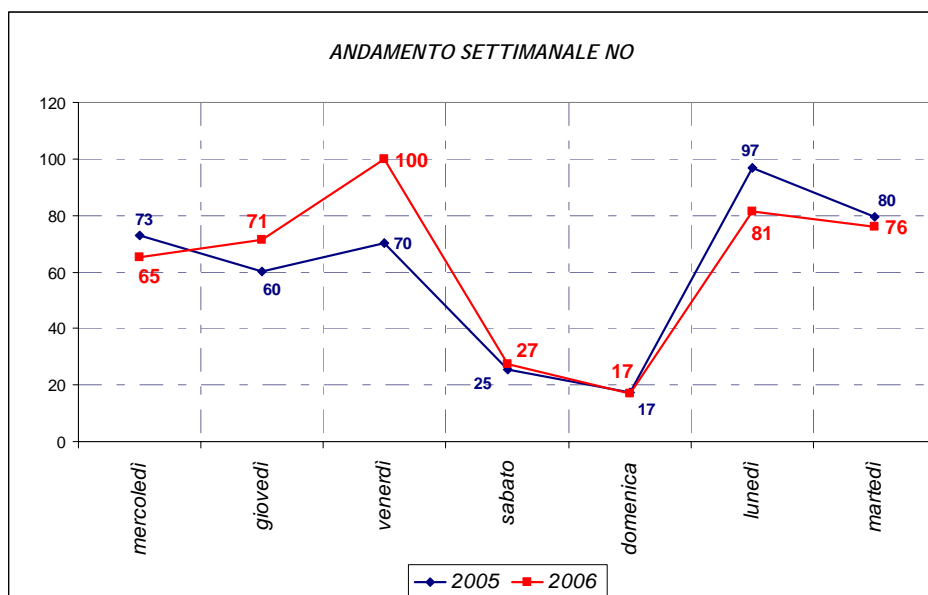
Conclusioni

L'attuale monitoraggio eseguito lungo viale Lombardia nel comune di Monza, nonostante il breve periodo di misura, ha fornito dati sufficienti, unitamente a quelli raccolti nella campagna estiva del 2005 nel medesimo sito, per caratterizzare efficacemente dal punto di vista della qualità dell'aria il tratto viario in esame.

L'analisi dei dati ed il confronto con quelli della precedente campagna e con quelli delle centraline prese a riferimento, induce a concludere che gli inquinanti monitorati sono riconducibili principalmente ad una situazione di tipo locale.

Dallo studio sembra emergere che i flussi di traffico lungo viale Lombardia si mantengano costanti come si evince confrontando gli andamenti settimanali del NO, considerato un marker dei flussi di traffico, emersi dalle rilevazioni della campagna 2005 con quelli attuali.

E' ovvio rilevare che gli andamenti settimanali permettono di confermare la stretta dipendenza tra traffico ed inquinamento (la scala settimanale è tra l'altro l'unica scala temporale dove l'effetto della meteorologia, altro principale determinante delle concentrazioni, non ha alcuna influenza).



Per una migliore caratterizzazione, sono stati anche studiati gli IPA estratti da 17 campioni di particolato. I valori riscontrati non hanno dato informazioni di rilievo ma dal confronto dei dati degli IPA totali con l'andamento medio di NO rilevato durante la campagna di qualità dell'aria è emersa un'ottima correlazione che ha induce a concludere che la formazione degli IPA nel sito di campionamento è dovuta principalmente al traffico veicolare.

Infatti NO, pur non essendo una causa diretta della formazione del particolato, è, in generale, un buon indicatore dell'inquinamento antropico da traffico e per questo motivo, in alcuni casi, può essere considerato un buon descrittore dell'andamento del particolato atmosferico per un determinato sito.

Lo studio ha **confermato delle criticità ambientali** per il verificarsi di frequenti episodi acuti **per quanto riguarda l'NO₂** (14 superamenti orari del limite di attenzione su 30 giorni di misura), **l'O₃** (su 30 giorni di misura 14 superamenti del livello di attenzione per quanto riguarda le concentrazioni orarie e 52 superamenti del livello di protezione della salute umana per quanto riguarda la media sulle 8h) **ed il PM10** (13 superamenti su 30 giorni di misura) **per cui si sono verificati episodi di superamento dei limiti.**

DATA	N. SUP. LIV. ATT. NO ₂ (200 µg/m ³)	ORA	VALORE
30/07/2006	2	19.00	202
		20.00	256
07/07/2006	1	16.00	204
19/07/2006	3	20.00	222
		21.00	288
		22.00	260
20/07/2006	1	23.00	225
21/07/2006	7	9.00	223
		10.00	248
		11.00	225
		13.00	210
		15.00	233
		16.00	246
		17.00	225

DATA	N. SUPERAMENTI MEDIA ORARIA O ₃ (180 µg/m ³)	ORA	VALORE
19/07/2006	3	15.00	188
		16.00	190
		17.00	184
20/07/2006	3	14.00	206
		15.00	220
		16.00	194
22/07/2006	3	14.00	194
		15.00	186
		17.00	192
23/07/2006	5	13.00	194
		14.00	202
		15.00	180
		16.00	188
		17.00	184

DATA	N. SUPERAMENTI MEDIA 8h O ₃ (120 µg/m ³)	ORA	VALORE
01/07/2006	6	17.00	122
		18.00	126
		19.00	128
		20.00	130
		21.00	128
		22.00	125
09/07/2006	3	17.00	123
		18.00	127
		19.00	125
11/07/2006	4	19.00	126
		20.00	133
		21.00	136
		22.00	129
15/07/2006	2	18.00	121
		19.00	120

DATA	N. SUPERAMENTI MEDIA 8h O ₃ (120 µg/m ³)	ORA	VALORE
19/07/2006	7	16.00	131
		17.00	147
		18.00	156
		19.00	159
		20.00	152
		21.00	134
		22.00	120
20/07/2006	8	15.00	123
		16.00	144
		17.00	158
		18.00	171
		19.00	179
		20.00	174
		21.00	167
22.00	144		
21/07/2006	5	18.00	127
		19.00	136
		20.00	135
		21.00	127
		22.00	125
22/07/2006	9	15.00	131
		16.00	147
		17.00	164
		18.00	172
		19.00	170
		20.00	162
		21.00	147
		22.00	134
23.00	121		
23/07/2006	10	13.00	122
		14.00	136
		15.00	148
		16.00	160
		17.00	171
		18.00	178
		19.00	178
		20.00	168
		21.00	153
		22.00	137

DATA	VALORE CONCENTRAZIONE MEDIE GIORNALIERE PM10 SUPERIORE AL LIMITE (50 µg/m ³)
28/06/2006	78
30/06/2006	52
05/07/2006	55
11/07/2006	51
12/07/2006	52

DATA	VALORE CONCENTRAZIONE MEDIE GIORNALIERE PM10 SUPERIORE AL LIMITE (50 µg/m ³)
14/07/2006	53
16/07/2006	66
18/07/2006	55
19/07/2006	64
20/07/2006	68
21/07/2006	72
25/07/2006	69
26/07/2006	59

NO₂

Dal grafico di confronto relativo agli andamenti medi giornalieri del biossido di azoto, nelle due occasioni di misura, si osserva che gli andamenti sono simili ma i valori della campagna del 2006 sono maggiori.

Mentre infatti nella campagna 2005 non sono stati registrati dei superamenti, in questa campagna sono stati rilevati 14 superamenti orari del limite di attenzione, fissato per questo inquinante a 200 µg/m³.

Se si esamina il grafico relativo agli andamenti della velocità del vento, si evince come l'attuale campagna sia stata interessata da un numero maggiore di condizioni di calma di vento senza eventi piovosi di rilievo che sembrerebbero aver favorito fenomeni di stagnazione. La campagna del 2005 invece è stata caratterizzata da casi di vento di maggiore rilevanza.

O₃

A causa della situazione meteorologica che ha caratterizzato il periodo di misura, con temperature elevate scarse precipitazioni e numerose giornate soleggiate, la produzione d'Ozono è stata elevata, facendo registrare numerosi superamenti. Dal confronto con i valori riscontrati durante la campagna del 2005 risultano andamenti simili, anche se nel 2005 non sono stati registrati superamenti (un unico superamento della media oraria) come invece nell'attuale campagna.

Analizzando gli andamenti dell'ozono nelle due campagne, nel 2006, nel periodo in cui l'anno precedente è stata interrotta la campagna di misura, in seguito ad un fenomeno temporalesco, sono stati registrati 6 superamenti del limite orario e 20 della media di 8h.

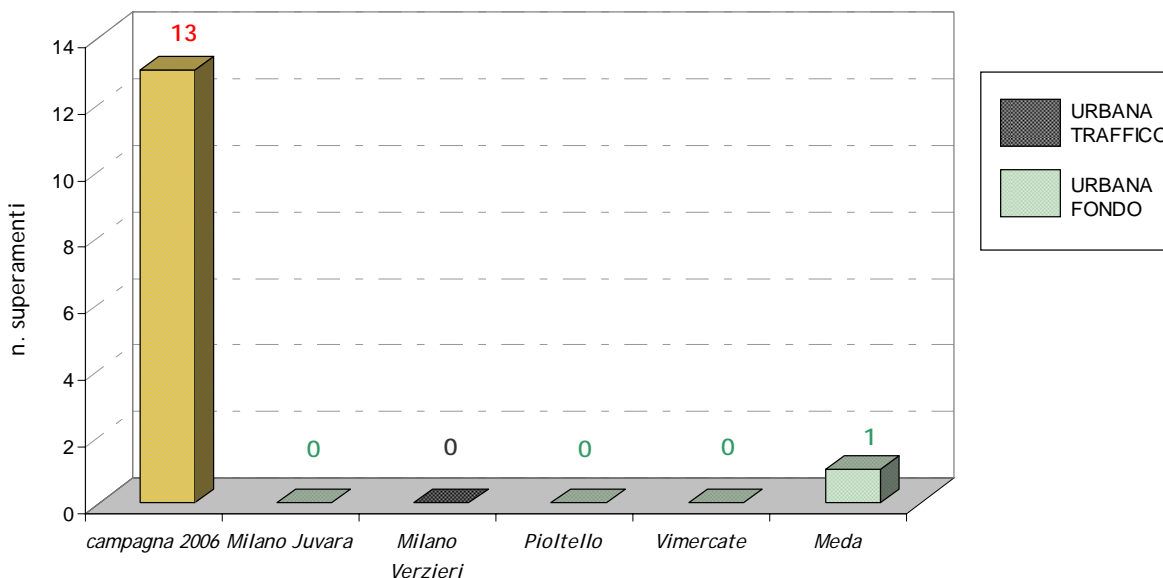
E' stata poi esaminata la radiazione globale, componente fondamentale per la formazione dell'ozono. Se si confronta la media giornaliera della radiazione, registrata nelle due campagne, è possibile osservare come nel 2006 essa sia risultata maggiore del 10% (225 W/m²) rispetto al 2005 (204 W/m²). Andando poi a tracciare la dispersione delle due serie di dati si osserva che esse risultano ben correlate (R=0.9). Queste informazioni ci permettono di ipotizzare che nel 2005 si sarebbe potuto registrare un superamento del limite orario durante le giornate dal 19 al 21 luglio.

PM10

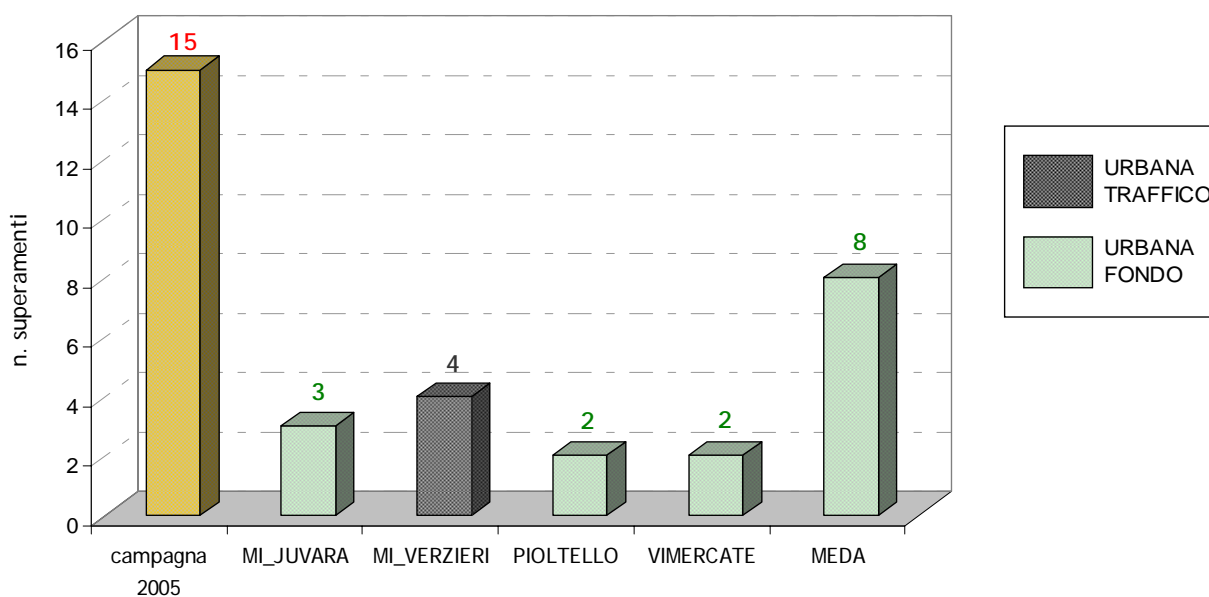
Sebbene il periodo estivo sia favorevole alla dispersione del PM10 sono comunque stati registrati dei superamenti per questo inquinante. Se comunque si osservano le concentrazioni, i dati mostrano che i valori si discostano di poco dal limite di $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Anche nella precedente campagna sono stati registrati dei superamenti del livello di attenzione. Tali superamenti però hanno interessato anche le centraline della rete, in numero comunque inferiore.

PM10 dal 28/06/2006 al 26/07/2006 - n. giorni superamento livello di attenzione



PM10 dal 28/06/2005 al 26/07/2005 - n. giorni superamento livello di attenzione



La discordanza tra i dati rilevati dalle centraline della rete fissa e quelli rilevati dal laboratorio mobile sono prevedibili considerando che il sito di misura si trova a ridosso di un'importante arteria viabilistica interessata da elevati volumi di traffico e considerando che tra le cause primarie che portano alla formazione di tale inquinante vi sono i processi di combustione, abrasione meccanica dei pneumatici a contatto con la pavimentazione stradale e conseguente risollevarimento delle polveri depositate al suolo.

Un altro fattore che ha portato alla rilevazione di così numerosi superamenti per questo inquinante è da attribuire probabilmente anche alla presenza di numerosi veicoli alimentati a gasolio che contribuisce per circa l'80% all'emissione di PM10 primario. Tale tratto viario essendo collegato con le principali arterie autostradali è infatti interessato dal passaggio di un intenso traffico pesante.

Bibliografia

- Atkinson, R., Carter, W. P. L., Plum, C. N., Winer, A. M., Pitts, J. N. 1984. Kinetics of gas-phase reactions of NO₃ radicals with a series of aromatics at 296±2K, *Int. J. Chem. Kinetics*, 16, 886.
- Becker, K-H., Cox, A., LeBras, G., Lesclaux, R., Moortgat, K., Sidebottom, W., Zellner, R. 1992. Reaction of OH radical. EUROTRAC, Annual Report, 9.
- Bierbaum, U. M., Filley, J., DePuy, C. H. 1994. Kinetic Isotope Effect in Gas-Phase induced elimination reactions. *American Chemical Society*, 107, 2818.
- Cassoni F., Bocchi C. ARPA Emilia Romagna. "Monitoraggio della mutagenicità del particolato atmosferico urbano: Rete Regionale dell'Emilia Romagna - Aggiornamento anno 2004.
- Cecinato, A., Ciccioli, P., Brancaleoni, E., Frattoni, M. 1993. Ruolo dei VOC nella formazione di ozono. Atti della giornata di studio inquinamento chimico e fotochimico in aree della Lombardia, Saronno 14 ottobre 1993.
- CISE 1996. Disaggregazione spaziale, temporale e dei composti organici volatili del censimento delle emissioni CORINAIR 1990. Applicazione alla Regione Lombardia.
- D. lgs. Minambiente e Minsalute n. 25 novembre 1994.
- DM n° 60 del 2/4/2002 "Recepimento della Direttiva 99/30/CE del Consiglio del 22 aprile 1999 concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di zolfo, il biossido di azoto, gli ossidi di azoto, le particelle e il piombo e della Direttiva 2000/69/CE relativa ai valori limite di qualità dell'aria ambiente per il benzene e il monossido di carbonio.
- Elias, G., Siniscalco, F. 1972. L'inquinamento dell'aria: sorgenti, effetti e difese. Peg. ENEA 1995. CORINAIR project; air pollution emission inventory in Italy for the year 1990. Final report. ENEA, Dip. Ambiente, Roma.
- Fan, Z., Chen D., Birla, P., Kamens, R. M. 1995. Modeling of nitro-polycyclic aromatic hydrocarbon formation and decay in the atmosphere. *Atm. Env.*, 29, 1171-1181.
- Gaudioso, et al., 1991. Le emissioni di composti organici volatili in Italia. *IA Ingegneria Ambientale*, vol. XX, n. 5, 244-251.
- Gualdi R., Lanzani G. e Cazzuli O. (2003) - "Razionalizzazione del monitoraggio della qualità dell'aria". ARPA Lombardia.
- Harrison, R. M., Smith, D. J. T., Luhana, L. 1996. Source apportionment of atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons collected from an urban location in Birmingham, UK. *Env. Sci. Tec.*, 30, 825-832.
- Meylan, W. M., Howard, P. H. 1993. Computer estimation of the atmospheric gas-phase reaction rate of organic compounds with hydroxyl radicals and ozone. *Chemosphere*, 26, n. 12, 2293.
- Mitchell, D. N., Wayne, R. P., Allen, P. J., Harrison, R. P., Twin, R. J. 1980. Kinetics and photochemistry of NO₃. *J.C.S. Faraday II*, 785.
- Norma ISO 9359 (edizione 1989) "Air qualità. Stratified sampling method for assessment of ambient air qualità".
- Norma UNI EN ISO 9001 (2000) "Sistemi di gestione della qualità - Requisiti".
- Norma UNI EN ISO 14001 (1996) "Sistemi di gestione ambientale - Requisiti e guida per l'uso".
- Penning, T. M., Ohnishi, S. T., Harvey R. G. 1996; Generation of reactive oxygen species during the enzymatic oxidation of PAH trans-dihydrodiols catalyzed by dihydrodiol dehydrogenase. *Chem. Res.*
- Progetto SINA - Area di Epidemiologia Ambientale ARPA Emilia Romagna. "Analisi statistiche a supporto del monitoraggio della qualità dell'aria in Emilia Romagna".
- Rindone B., Beltrame P., De Cesaris A.L.. "Il benzene ed altri composti aromatici: monitoraggio e rischi per l'uomo"
- UNI - Commissione Ambiente - gruppo di lavoro GL4 "Qualità dell'aria" - Gruppo ristretto n. 8 (ottobre 2002) - "Pianificazione di campagne di misura della qualità dell'aria". Progetto di norma U53.00.051.0.

TABELLA CENTRALINE RETE FISSA PRESE A RIFERIMENTO

	rete	Tipo zona Dec. 2001/752/CE	Tipo stazione Dec. 2001/752/CE	Quota s.l.m. (metri)	Periodo di misura
<i>Milano Juvara</i>	PUB	URBANA	FONDO	122	Centralina Fissa
<i>Milano Verzieri</i>	PUB	URBANA	TRAFFICO	122	Centralina Fissa
<i>Pioltello</i>	PUB	URBANA	FONDO	122	Centralina Fissa
<i>Monza</i>	PUB	URBANA	FONDO	160	Centralina Fissa
<i>Vimercate</i>	PUB	URBANA	FONDO	206	Centralina fissa
<i>Cinisello Balsamo</i>	PUB	URBANA	TRAFFICO	154	Centralina fissa
<i>Meda</i>	PUB	URBANA	FONDO	243	Centralina fissa

rete: PUB = pubblica, PRIV = privata

tipo zona Decisione 2001/752/CE:

- **URBANA:** centro urbano di consistenza rilevante per le emissioni atmosferiche, con più di 3000-5000 abitanti
- **SUBURBANA:** periferia di una città o area urbanizzata residenziale posta fuori dall'area urbana principale
- **RURALE:** all'esterno di una città, ad una distanza di almeno 3 km; un piccolo centro urbano con meno di 3000-5000 abitanti è da ritenersi tale
- **NON NOTA:** sconosciuta o altro

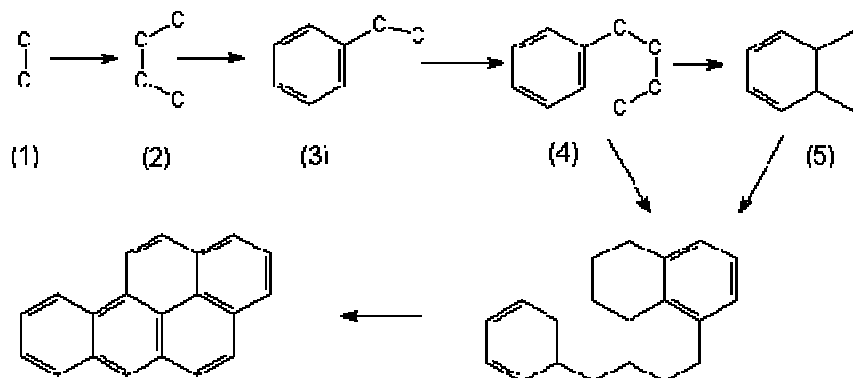
tipo stazione Decisione 2001/752/CE:

- **TRAFFICO:** se la fonte principale di inquinamento è costituita dal traffico (se si trova all'interno di Zone a Traffico Limitato, è indicato tra parentesi ZTL)
- **INDUSTRIALE:** se la fonte principale di inquinamento è costituita dall'industria
- **FONDO:** misura il livello di inquinamento determinato dall'insieme delle sorgenti di emissione non localizzate nelle immediate vicinanze della stazione; può essere localizzata indifferentemente in area urbana, suburbana o rurale
- **NON NOTA:** sconosciuta o altro

APPENDICE I

Meccanismo di formazione degli IPA

Il meccanismo di formazione degli IPA non è completamente chiarito; si pensa che avvenga in due stadi: pirolisi e piro-sintesi. Ad alte temperature i composti organici sono parzialmente trasformati in molecole più piccole e instabili (cracking pirolitico: frammentazione in numerose parti delle molecole del combustibile a contatto con il fuoco). Questi frammenti, principalmente radicali, si ricombinano per formare molecole più grandi e stabili quali gli idrocarburi aromatici policiclici (pirosintesi).



La reazione di ripolimerizzazione avviene soprattutto in condizioni di carenza di ossigeno; in genere la velocità di formazione degli IPA aumenta con il diminuire del rapporto ossigeno/combustibile: i frammenti spesso perdono qualche atomo di idrogeno, che genera acqua dopo essersi combinato con l'ossigeno durante le varie fasi della reazione: i frammenti ricchi di carbonio si combinano in modo tale da formare gli idrocarburi aromatici policiclici, che rappresentano le molecole più stabili, con un rapporto C/H elevato.

Caratteristiche chimico-fisico

Gli **idrocarburi policiclici aromatici (IPA)** sono un'ampia classe di inquinanti ambientali che presentano un elevato peso molecolare ed una particolare stabilità chimica.

La molecola di questi inquinanti è formata da due o più anelli benzenici, saldati in modo da avere in comune due o più atomi di carbonio.

Gli IPA si dividono in:

- **IPA leggeri:** costituiti da 2 o 3 anelli
- **IPA pesanti:** costituiti da 4 o più anelli

Gli IPA contenenti 4 anelli o un numero inferiore in genere rimangono in forma gassosa quando vengono immessi in atmosfera. Dopo aver stazionato meno di 24 ore nell'aria esterna, di solito, vengono degradati in seguito ad una sequenza di reazioni.

Gli IPA con più di 4 anelli benzenici non permangono a lungo nell'atmosfera come molecole gassose. A causa della loro bassa tensione di vapore, queste sostanze tendono rapidamente a condensarsi e a venire adsorbite alla superficie delle particelle di fuliggine e di cenere.

Anche gli IPA con 2 - 4 anelli aderiscono a tali particelle nel periodo invernale, dato che la loro tensione di vapore si riduce bruscamente con l'abbassarsi della temperatura.

Le superfici delle particelle di fuliggine infatti per le loro caratteristiche chimiche risultano degli ottimi adsorbenti delle molecole gassose.

Gli IPA sono:

- scarsamente solubili in acqua
- fortemente lipofili
- facilmente solubili in solventi polari
- scarsamente volatili (tranne i componenti a più basso peso molecolare)
- ampiamente diffusi in varie matrici a causa della loro bassa reattività

Sorgenti di IPA nell'Ambiente

Gli IPA presenti nell'ambiente provengono da numerose fonti.

La più importante fonte di emissione degli IPA è quella dei motori a combustione interna, alimentati da benzina e da gasolio, in particolare si ha:

- impianto di riscaldamento emissioni veicoli a benzina: l'IPA più abbondante è il CicloPenta-(cd)Pirene (la sua concentrazione risulta 10 volte maggiore rispetto al Benzo(a)Pirene);
- emissioni veicolo diesel: sono caratterizzate dalla presenza di Benzo-Nafto-Tiofene, che si forma nel processo di combustione tra le molecole organiche e lo zolfo presente nel combustibile;

Altri fonti di emissione sono rappresentate da:

- impianti di riscaldamento alimentato a olio combustibile (in questo caso oltre ad emettere il Benzo-Nafto-Tiofene viene rilasciata una elevata quantità di Benzo(a)Antracene e Crisene);
- centrali termoelettriche;
- raffinerie;
- impianti di bitumazione;
- incenerimento dei rifiuti;
- fumo esalato dalla combustione di legno e di carbone e da altri processi di combustione in cui il carbonio del combustibile non viene completamente convertito in CO e CO₂.

Sebbene gli IPA rappresentino solo circa lo 0.1% del particolato atmosferico, la loro presenza come inquinanti dell'aria rimane comunque un problema e molti di essi si rivelano cancerogeni, almeno sugli animali da esperimento.

Tra gli IPA a presumibile azione cancerogena per l'uomo vengono indicati il benzo[a]antracene, il benzo[k]fluorantene, benzo[b]fluorantene, il benzo[j]fluorantene, il benzo[a]pirene, il dibenzo[a,h]antracene, l'indeno[1,2,3-cd]pirene.

Si riporta qui di seguito la tabella dell' International Agency for Research on Cancer (IARC) nella quale viene riportata la classe di rischio per singolo composto:

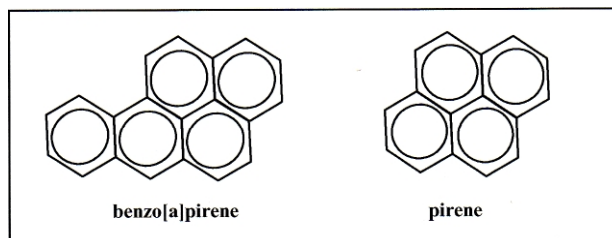
COMPOSTO	CLASSE IARC
Benzo(a)Antracene	2 A
Benzo(k)Florantene	2 B
Benzo(b)Florantene	2 B
Benzo(j)Florantene	2 B
Benzo(a)Pirene	2 A
Di Benzo (ah)Antracene	2 A
Indeno(1,2,3 -cd)Pirene	2 B

Legenda:

- Classe 2 A: probabile cancerogeno
- Classe 2 B: possibile cancerogeno

La determinazione del benzo[a]pirene (BP) viene considerata rappresentativa dei 7 IPA “probabili/possibili” cancerogeni e questa sostanza viene quindi assunta come “marker” dell'esposizione a IPA.

Il **benzo(a)pirene (BaP)** è un derivato del pirene, che contiene 5 anelli benzenici condensati



Il **B(a)P** è un comune sottoprodotto della combustione incompleta dei combustibili fossili, della materia organica e del legname; esso è risultato un potente cancerogeno negli animali da esperimento e un **probabile cancerogeno per l'uomo**.

Il principio di cancerogenesi negli IPA

Gli IPA non sono di per sé agenti cancerogeni, ma solo alcuni derivati in cui essi vengono convertiti dall'organismo nel tentativo di renderli idrosolubili.

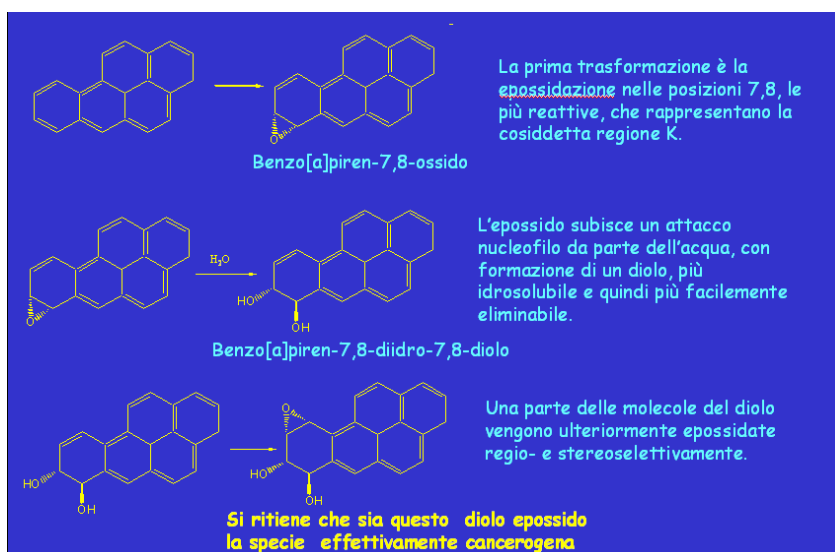
Il meccanismo con cui questi composti agiscono come cancerogeni è ancora poco chiaro e diverse teorie sono state formulate a proposito. La più conosciuta è quella della “bay region”, che riguarda, tra altri composti, il benzo[a]pirene, uno degli IPA con maggiore potenziale cancerogeno.

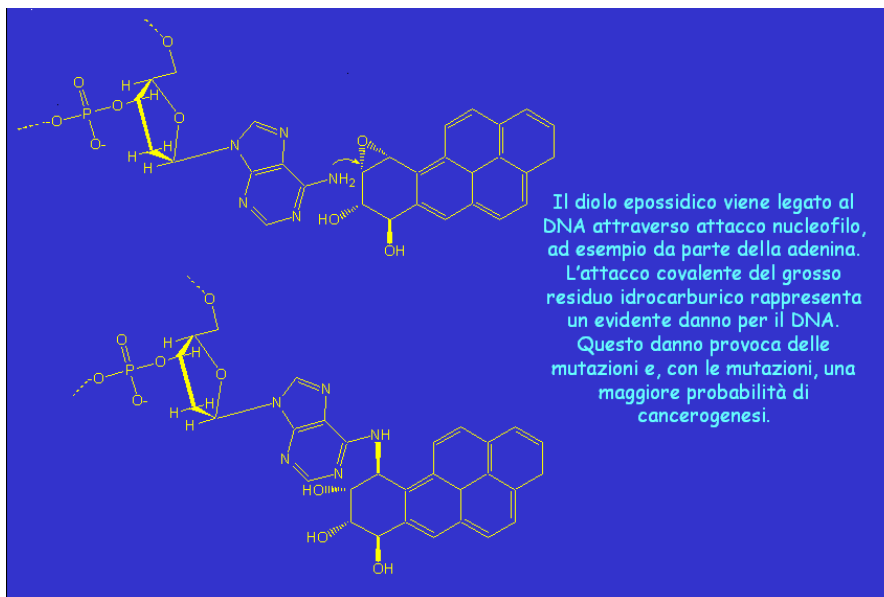
Questa teoria si basa sul metabolismo del benzo[a]pirene ad opera degli enzimi ossidativi a formare, da prima un epossido e poi un diolo epossido.

In accordo con questa teoria, il diolo epossido formato deve possedere la funzione epossidica su un atomo di carbonio della baia e i due gruppi idrossilici che costituiscono il diolo preferenzialmente collocati nella regione pre-baia.

Il diolo epossido del benzo[a]pirene è un mutageno e viene ritenuto il responsabile della attività cancerogena di questo IPA. Il meccanismo con cui agirebbe è quello che passa attraverso la formazione di addotti.

Si riporta qui di seguito il metabolismo del benzo[a]pirene e la formazione del diolo epossido:





Addotti degli IPA al DNA e alle proteine

Gli addotti sono il risultato di una reazione di addizione tra molecole molto reattive, generalmente elettrofile, ottenute da trasformazioni metaboliche ossidative degli xenobiotici e gruppi nucleofili presenti sul DNA e/o proteine. I dioli epossidi degli IPA, ad esempio quello derivato dal benzo[a]pirene, sono in grado di reagire con le macromolecole cellulari e dare gli addotti al DNA e alle proteine. Gli addotti al DNA, qualora non riparati, possono iniziare il processo di cancerogenesi attraverso la formazione di mutazioni. Su questa base alcuni ricercatori hanno suggerito che gli addotti al DNA possano essere utilizzati per la valutazione del rischio cancerogeno e che la loro quantificazione possa riflettere la dose biologicamente efficace.

Gli addotti al DNA vengono generalmente determinati nei globuli bianchi, in particolare nei linfociti, che hanno un tempo di vita medio di circa 15 giorni. Nel caso delle proteine, in particolare albumina ed emoglobina, il tempo di vita medio è circa di 24 e 120 giorni, rispettivamente. Per questa ragione gli addotti possono essere considerati indicatori biologici di esposizione cumulativa.

Gli addotti tra IPA e proteine sono stati indagati fino ad ora in maniera molto superficiale, mentre numerosi studi sono stati condotti sugli addotti al DNA.

I metodi a disposizione per la valutazione degli addotti al DNA degli IPA sono di 3 tipi:

- **Immunologici.** Questi metodi sono basati sulla reazione antigene-anticorpo, sono generalmente poco sensibili (1-4 addotti/108 basi), e la possibilità di reazioni incrociate dell'anticorpo verso altri antigeni ne limita la specificità e rende problematica la determinazione quantitativa.
- **Marcatura** con atomi radioattivi. Questi metodi utilizzano la tecnica della post marcatura con ^{32}P del nucleotide modificato (addotto), sono molto sensibili (1 addotto/1010 basi) e richiedono piccole quantità di campione (μg). La maggiore limitazione di questa tecnica è la scarsa specificità.
- **Cromatografici** accoppiati con rivelatore a fluorescenza. In questo caso si sfrutta la fluorescenza specifica di alcuni IPA, come il benzo[a]pirene e i suoi metaboliti, che sono i composti generalmente determinati utilizzando questo metodo. La tecnica è specifica, anche se non applicabile a tutti gli IPA. La sensibilità del metodo è limitata a 1 addotto/107 basi.

I risultati ottenuti determinando gli addotti con ciascuno di questi metodi sono scarsamente correlati, questo significa, che, soprattutto alle basse esposizioni, le tecniche misurano composti

differenti. Va inoltre specificato che queste tecniche, che richiedono l'estrazione del DNA, la sua purificazione e, talvolta, la sua marcatura con atomi radioattivi, sono complesse e richiedono tempi lunghi ed una notevole esperienza per essere eseguite. Inoltre la standardizzazione dei metodi, il controllo di qualità intra- e inter-laboratoriale sono spesso lacunosi. Per queste ragioni queste tecniche non possono essere considerate di routine.

Campionamento dell'aria per l'analisi degli IPA

I prelievi di aria per l'analisi degli IPA sono stati effettuati tramite un campionatore di polveri PM10 con metodo gravimetrico, costituito da un modulo sequenziale Sentinel PM per la sostituzione automatica dei filtri (fig. 1) e dotato di testa di prelievo, per il taglio delle particelle a 10 µm, di tipo EPA (americana - fig.2) omologata e dimensionata per operare con un flusso di 1 m³/h.

La testa di prelievo tramite il raccordo per la connessione al sistema di campionamento, è collegata ad una pompa che aspirando l'aria fa in modo che il particolato atmosferico impatti sulla membrana all'interno della testa e vi aderisca. L'attività della pompa è regolata da una centralina che, grazie all'azione di una valvola di by-pass assicura una porta d'aria in ingresso costante.

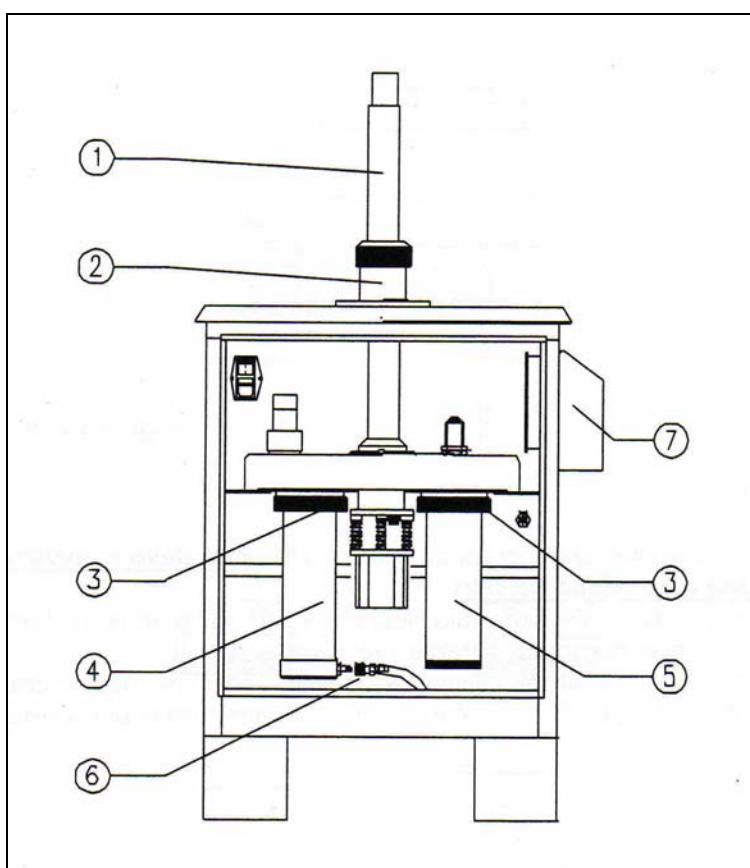


Figura 1

1. tubo di aspirazione
2. gruppo di scorrimento
3. ghiera filettate di serraggio caricatori filtri
4. caricatore filtri puliti
5. serbatoio filtri esposti
6. connessione pneumatica per carico filtri
7. carter uscita aria ventilazione interna

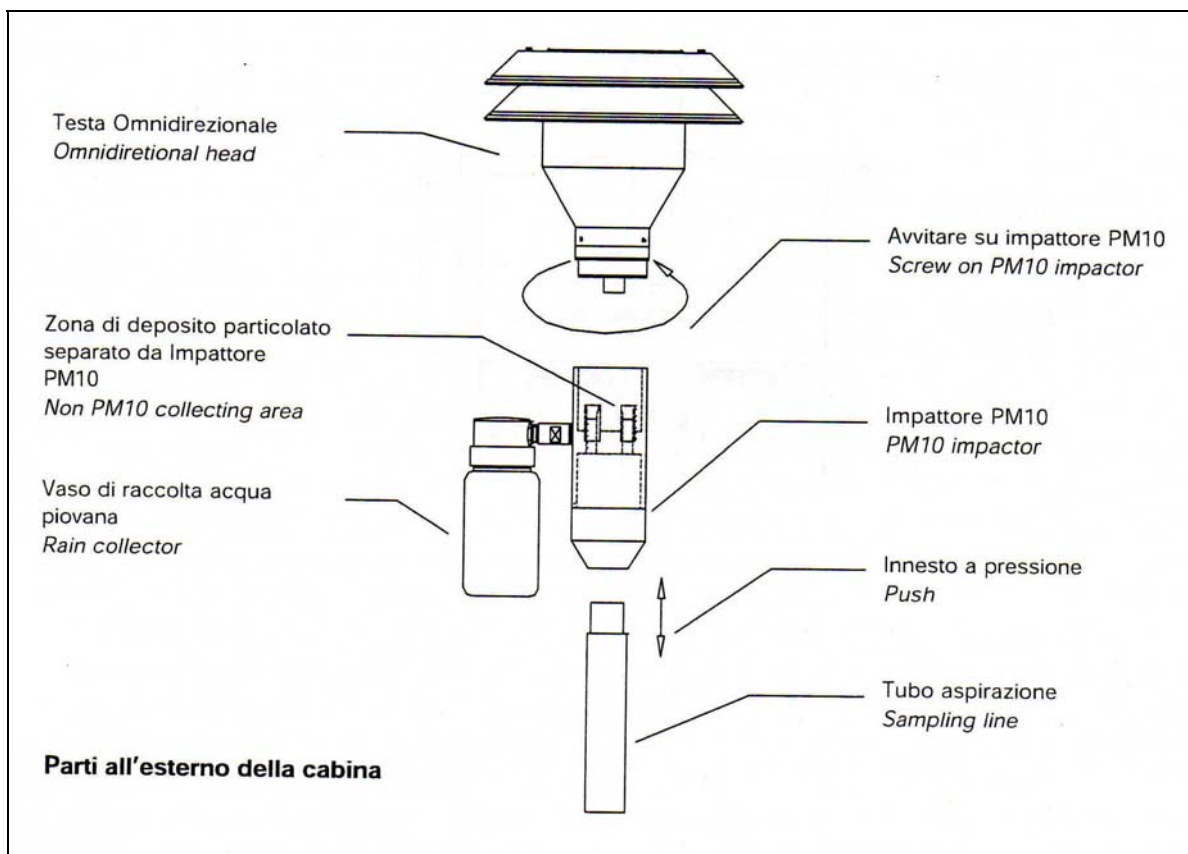


Figura 2

Durante la campagna di misura delle polveri è stato impostato un flusso di campionamento pari: $Q_a = 16.67 \text{ l/min}$.

Per la raccolta del PM10 sono stati utilizzati filtri in **borosilicato**, tra i più adatti, secondo i dati di letteratura, per l'analisi degli IPA.

Ogni singolo campione è rimasto in misura per un periodo di **24 ore**.

Al termine delle 24 ore di campionamento la pompa interrompe l'aspirazione, il pistone si solleva, il sequenziatore ruota orizzontalmente, spostando il filtro appena utilizzato e posizionando quello nuovo, il pistone si riabbassa chiudendo ermeticamente il filtro e la pompa riprende ad aspirare. Questo ciclo si ripete giornalmente.

Metodo di riferimento per la determinazione di IPA in Aria

Questo metodo permette la determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici con 4 - 6 anelli, presenti nel particolato atmosferico:

- Benz[a]Antracene
- Benzo[b]Fluorantene
- Benzo[j]Fluorantene
- Benzo[k]Fluorantene
- Benzo[a]Pirene
- Indeno[1,2,3-cd]Pirene
- Dibenz[a,h]Antracene

Il metodo é applicabile in ambienti esterni, a concentrazione di singoli IPA [C_{IPA}] > 0.05 ng/m³

Tramite un campionatore ad alto volume viene raccolta, per aspirazione, una quantità nota di materiale particolato atmosferico su appositi filtri privi di leganti organici.

Il prelievo deve cominciare nelle prime ore del mattino e la durata del campionamento deve essere di 24 ore.

Il materiale raccolto viene sottoposto ad estrazione con cicloesano mediante ultrasuoni. L'estratto viene poi purificato mediante cromatografia su strato sottile (TLC) di gel di silice.

L'identificazione ed il dosaggio degli IPA vengono effettuati mediante gascromatografia (GC) con colonna capillare e rivelatore a ionizzazione di fiamma. L'identificazione degli IPA viene confermata mediante gascromatografia - spettrometria di massa su campioni selezionati.

Il metodo utilizzato è stato sviluppato dall'Università di Milano Bicocca (Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio) in collaborazione con ARPA Lombardia; permette la determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e nitro derivati (nitroIPA) presenti nel particolato atmosferico.

Il metodo messo a punto permette la determinazione degli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e nitroderivati (NITROIPA), presenti nel particolato atmosferico.

Il metodo consiste nell'estrazione degli analiti dal filtro mediante bagno ad ultrasuoni con acetonitrile, comune per IPA e Nitro-IPA.

L'estratto viene suddiviso in due aliquote, la prima viene analizzata direttamente in HPLC (IPA), l'altra viene sottoposta a ulteriore trattamento mediante riduzione ad Ammino-IPA (con Si e Zn). La conversione è necessaria per rendere fluorescenti e quindi migliorare le caratteristiche di specificità e sensibilità del metodo, soprattutto in relazione alle basse concentrazioni ipotizzabili nel particolato.

Per quanto riguarda poi l'analisi degli IPA si è utilizzato e adattato un metodo già in uso presso l'U.O. Laboratorio per altre matrici (acque, terreni), mentre per i NitroIPA è stata messa a punto una nuova procedura.

Le analisi strumentali di IPA e di Nitro-IPA vengono effettuate con colonne diverse; l'utilizzo di due colonne e quindi la necessità di effettuare due corse cromatografiche è motivata dalla co-eluzione di Nitro/Ammino e alcuni IPA.

La separazione viene effettuata con lo stesso gradiente per le due colonne utilizzando Acqua ultrapura e Acetonitrile .

Il cromatogramma viene acquisito monitorando in DAD e Fluorimetria.