

Tabella 1.2. Valori limite di qualità dell'aria. DPCM 28/03/83 e DPR 203/88.

INQUINANTE	VALORE LIMITE	PERIODO DI RIFERIMENTO
Biossido di azoto	98° percentile delle concentrazioni medie di 1 ora rilevate durante l'anno: 200 µg/m ³	1 gennaio - 31 dicembre
Ozono	Concentrazione media di 1 ora da non raggiungere più di una volta al mese: 200 µg/m ³	ciascun mese

Tabella 1.3. Valori guida di qualità dell'aria del DPR 203/88.

INQUINANTE	VALORE GUIDA	PERIODO DI RIFERIMENTO
Biossido di azoto	50° percentile delle concentrazioni medie di 1 ora rilevate durante l'anno: 50 µg/m ³	1 gennaio - 31 dicembre

Tabella 1.4. Livelli di attenzione e di allarme DM 25/11/94 (medie orarie).

INQUINANTE	LIVELLO DI ATTENZIONE	LIVELLO DI ALLARME
Biossido di azoto	200 µg/m ³	400 µg/m ³
Ozono	180 µg/m ³	360 µg/m ³

1.4 Il progetto MOTAP

Le sorgenti di precursori fotochimici sono distribuite sul territorio e destano particolare preoccupazione soprattutto perché il loro comportamento è in buona parte sconosciuto e difficile da controllare e perché mettono in circolazione grandi quantità di inquinanti. Per comprendere i meccanismi che regolano la dinamica delle sorgenti diffuse di inquinamento è necessario coordinare le attività di misura degli inquinanti e quelle di ricerca su interi bacini aerologici. Tale obiettivo è quello che si propone il progetto MOTAP (Monitoraggio dell'Ozono Troposferico nell'Area Padana).

1.4.1 Descrizione generale

Nella Pianura Padana tutti i capoluoghi di Provincia sono attualmente dotati di una rete urbana di monitoraggio dell'inquinamento atmosferico (che é in prevalenza dovuto al traffico automobilistico), mentre quasi tutte le amministrazioni provinciali hanno installato stazioni di rilevamento della qualità dell'aria in area suburbana (dove il traffico automobilistico é trascurabile). I dati finora raccolti in Pianura Padana confermano comportamenti rilevati nell'area di Los Angeles (la patria nativa dello smog fotochimico) e la complessità dei processi ha ormai convinto sulla necessità di considerare la distribuzione spaziale degli inquinanti ad estensione di bacino e di descriverne matematicamente i fenomeni.

In Italia il bacino aerologico piú rilevante per estensione, caratteristiche morfologiche e climatiche, quantità e distribuzione delle stazioni di misura, quantità e distribuzione delle sorgenti inquinanti é la Pianura Padana. In questo bacino l'ARPA (Agenzia Regionale Protezione Ambiente) dell'Emilia Romagna ha proposto il progetto MOTAP '96 coinvolgendo le Regioni Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli Venezia Giulia. Il progetto MOTAP si propone di coordinare la gestione delle reti di misura degli inquinanti fotochimici, di intercalibrare i misuratori e raccogliere ed archiviare i dati. Intende, inoltre, coordinare le attività di ricerca, condotte in questo campo da vari soggetti : CNR, ENEA, Università, ENEL.

1.4.2 Obiettivi

Gli obiettivi generali consistono nell'ampliare le basi di conoscenza sperimentali per consentire: una valutazione del rischio da inquinamento fotochimico nell'area padana , una comprensione dei fenomeni associati, l'impostazione di idonee politiche per la riduzione della concentrazione di ozono.

Gli obiettivi specifici consistono in:

1. Individuare i periodi e le condizioni meteorologiche in cui è maggiore la probabilità di superamento dei livelli standard di attenzione e di allarme.
2. Individuare i siti del territorio rappresentativi dal punto di vista geografico e climatologico in cui:
 - i) il rischio di superamento dei limiti di legge è più elevato;

ii) è più probabile che la popolazione o la vegetazione siano esposti;

3. Individuare i punti del territorio atti a:

i) contribuire all'identificazione e alla descrizione dei fenomeni di trasporto di ozono e precursori;

ii) seguire l'evoluzione delle concentrazioni di ozono nelle aree interessate dall'inquinamento di fondo.

4. Individuare la localizzazione ottimale delle stazioni di tipo D [DM 20 Maggio 91] delle reti di rilevamento della qualità dell'aria. Tali stazioni costituiscono i punti della rete regionale nei quali eseguire la sorveglianza della concentrazione di ozono [allegato II della Direttiva 92/72/CEE "sorveglianza della concentrazione di ozono"] ai fini di valutare:

1. il rischio di esposizione individuale della popolazione;

2. l'esposizione della vegetazione;

5. Valutare la rappresentatività delle stazioni esistenti;

6. Ottenere indicazioni preliminari sulle concentrazioni delle diverse specie di precursori in alcune zone rurali di riferimento.

Per quanto riguarda gli aspetti modellistici, il progetto MOTAP è stato affiancato dalla proposta di progetto OTAP (Ozono Troposferico dell'Area Padana), coordinato dal CNR FISBAT di Bologna.

Il progetto OTAP intende, appunto, raccogliere i ricercatori in grado di sviluppare quanto necessario per affrontare gli aspetti scientifici del problema e coordinarli tra loro e con il progetto MOTAP. Nel contempo s'intende interfacciare il lavoro modellistico con quello sperimentale che viene prodotto dal progetto MOTAP.

1.4.3 Programma operativo del progetto MOTAP

Questo programma prevede tre blocchi di attività correlate:

1. raccolta ed analisi dei dati;

2. attività di misura;

3. comunicazione ed utilizzo dei risultati.

Ciascun blocco di attività è ulteriormente suddiviso in punti chiave che costituiscono le tappe fondamentali di realizzazione del progetto, finalizzati al raggiungimento degli obiettivi specifici.

1.4.4 Ambito territoriale del progetto MOTAP

Le scale spaziali del fenomeno impongono una definizione dell'ambito territoriale della campagna su scala dell'intero bacino aerologico padano-adriatico (v. fig. 2).

Il bacino padano-adriatico costituisce per le sue caratteristiche morfologiche una regione aerologica unitaria, caratterizzata da processi dinamici e chimico-fisici a diversa scala. Il fondovalle è essenzialmente pianeggiante, e presenta una lunghezza nella direzione da ovest verso est di circa 400Km ; la massima larghezza, in prossimità della costa adriatica, è di circa 100 Km. La pianura è circondata da catene montuose sia a nord che a sud del suo asse ; queste montagne sono caratterizzate da molte piccole valli che sboccano nella pianura.

La suddivisione in domini meteorologici omogenei ha rappresentato un'ipotesi operativa per strutturare la rete dei punti di misura. Le analisi meteorologiche hanno consentito di ricavare i seguenti domini:

1. l'area costiera (dominata dal regime delle brezze di mare, fino a 30-40 Km nell'entroterra);
2. la fascia pedemontana centrale e occidentale (che risente delle brezze di monte, fino a 10-15 Km dai rilievi);
3. la fascia pedemontana orientale (interessata da situazioni nelle quali si risente della sovrapposizione di entrambi i regimi, brezze di mare e di monte);
4. la pianura orientale (non soggetta alla circolazione di brezza ma interessata da fenomeni di circolazione da est-nord-est);
5. la pianura occidentale (non soggetta alla circolazione di brezza);
6. aree collinari e montane (altezze superiori a 300 m sul livello del mare).

I sei tipi di dominio corrispondono alle aree omogenee nelle quali è stato suddiviso il territorio durante la campagna MOTER '95 (Monitoraggio Ozono Troposferico in Emilia Romagna '95).

La provincia di Vicenza ha comportamenti tipici della pianura orientale con qualche interesse per possibili brezze di monte. Le caratteristiche di un tale sottobacino sono state poco studiate a differenza di quanto è avvenuto, invece, per le aree costiere quali quelle di Ravenna e Mestre (Liguori, 1996; Orciari, 1996).

1.5 La meteorologia dell'inquinamento atmosferico

I processi che controllano l'inquinamento atmosferico sono tutti fortemente influenzati da quelli meteorologici al punto che talvolta, alla stregua della «Climatologia», si identifica l'«Inquinamento» come disciplina complementare alla «Meteorologia» (Zillman, 1997). Di fatto non ha senso disgiungere lo studio strutturale dell'atmosfera dal trasporto degli inquinanti perché i coefficienti che governano entrambi i fenomeni appartengono alle stesse equazioni di bilancio. In particolare, è utile richiamare l'attenzione sui prodotti adimensionali che parametrizzano gli spazi delle fasi di uso corrente (in Appendice B sono riportati schematicamente gli elementi teorici dell'analisi dimensionale). Per inquadrare il problema è importante anche stabilire una premessa alle leggi fondamentali che indichi i modi per separare le componenti deterministiche da quelle stocastiche.

Le equazioni di bilancio (leggi deterministiche assolute perché incontrovertibili) diventano sindacabili per errori da schematismo quando vengono corredate dalle necessarie leggi costitutive (dei flussi e delle sorgenti) e dalle condizioni iniziali ed al contorno. Le eventualità di errore sono conseguenza delle relazioni che definiscono in forma (equazioni) e valore (parametri) i termini dei bilanci ed i comportamenti ai limiti. Per quanto riguarda gli aspetti formali non è facile intervenire perché si devono: sia rispettare regole di semplicità e di universalità delle formulazioni, sia conservare i dati acquisiti dalle sperimentazioni precedenti. Qualche margine invece rimane per le parametrizzazioni. Infatti, molto si può, ad esempio, guadagnare riconsiderando i metodi dell'analisi dimensionale ed ispezionale che sono stati troppo frettolosamente messi da parte nel passaggio dalla modellistica fisica a quella matematica.

Per quanto riguarda gli inquinanti, la loro dispersione in atmosfera avviene secondo due meccanismi che hanno origini indipendenti (termica il primo e meccanica il secondo), ma che interagiscono tra loro.

L'effetto termico prevale con atmosfera instabile quando l'aria inquinata tende ad allontanarsi dal punto nel quale è stato immesso l'inquinante ed a disperdersi in spazi vasti anche con calma di vento, mentre quello meccanico prevale in presenza di vento quando l'aria inquinata viene allontanata dalla sorgente dell'inquinamento per avvezione e distribuita attorno alla traiettoria da trasporti dispersivi di natura turbolenta (con turbolenza sufficientemente sviluppata i termini molecolari danno contributi trascurabili). Nel caso in cui i due effetti si equivalgano il rimescolamento prodotto dai due meccanismi favorisce la dispersione in tutto il volume dello strato limite.

Il valore di merito dei due processi è dato dalla produzione di energia cinetica turbolenta dovuta rispettivamente alla forza di galleggiamento, $(g/T_e)\overline{u'_3 J'}$, (risultante della forza di gravità e della *spinta di Archimede*) ed allo sforzo di scorrimento (*shear stress*), $\overline{u'_3 u'_1} (\overline{u_1} / \overline{u_3})$. Il rapporto fra queste due produzioni di turbolenza dà luogo (Seinfeld, 1986) al *numero di Richardson dei flussi*, Rf :

$$Rf = \frac{(g/T_e)\overline{u'_3 J'}}{\overline{u'_3 u'_1} (\overline{u_1} / \overline{u_3})}$$

Il prodotto adimensionale Rf dipende dal profilo verticale della temperatura di equilibrio dell'aria, $T_e(x_3)$, (= temperatura che avrebbe l'aria nelle condizioni attuali, ma in assenza di moto), dalle fluttuazioni, J' , della temperatura potenziale¹⁰, J , dal profilo verticale della velocità del vento, $u_1(x_3)$, e dalle fluttuazioni della velocità del vento lungo la verticale, u'_3 .

Per comprendere almeno qualitativamente (purtroppo spesso mancano i dati che servono per entrare in dettagli quantitativi) gli effetti della meteorologia sull'inquinamento vengono analizzati nel seguito sia i profili verticali del vento e della temperatura, sia i processi di rimescolamento tramite la lunghezza di Monin-Obukhov, sia le connessioni fra concentrazioni di inquinante e parametri meteorologici, sia infine bilanci deterministici con modelli semplici come i modelli a box.

¹⁰La temperatura potenziale J è la temperatura attuale, T , riportata adiabaticamente a 1000 mb:

$$J = T \left(\frac{1000}{p \text{ (in mb)}} \right)^{\frac{n}{n-1}}$$

1.5.1 Profili verticali della velocità del vento

Si consideri il moto stazionario di un fluido (Marani e Marani, 1996) che procede con velocità $\bar{u}_1 = \bar{u}_1(x_3)$, parallelamente ad una superficie scabra ($x_1 =$ direzione del moto e $x_3 =$ normale alla superficie), in regime turbolento completamente sviluppato ed in condizioni inerziali. In queste condizioni, il gradiente verticale della velocità media, $d\bar{u}_1/dx_3$, dipende dalla velocità media, $\bar{u}_1(x_3)$, dallo sforzo d'attrito, \mathbf{t}_0 , dalla densità, \mathbf{r} , dalla quota, x_3 , e dalla scabrezza z_0 cosicché, essendo tre le unità di misura fondamentali (massa, M, lunghezza, L, e tempo, T), il sistema evolve secondo una relazione:

$$F(\mathbf{P}_1, \mathbf{P}_2, \mathbf{P}_3) = 0$$

fra tre numeri adimensionali che potrebbero essere, ad esempio:

$$\begin{aligned} \mathbf{P}_1 &= \sqrt{\frac{\mathbf{r}}{\mathbf{t}_0}} \frac{d\bar{u}_1}{dx_3} x_3 = \frac{d\bar{u}_1}{dx_3} \frac{x_3}{u_*} \\ \mathbf{P}_2 &= \sqrt{\frac{\mathbf{r}}{\mathbf{t}_0}} \bar{u}_1 = \frac{\bar{u}_1}{u_*} \\ \mathbf{P}_3 &= \sqrt{\frac{\mathbf{r}}{\mathbf{t}_0}} \bar{u}_1 \left(\frac{x_3}{z_0} \right)^m = \frac{\bar{u}_1}{u_*} \left(\frac{x_3}{z_0} \right)^m \end{aligned}$$

cosicché, nello spazio 3D $(\mathbf{P}_1, \mathbf{P}_2, \mathbf{P}_3)$, se $\mathbf{P}_1 = cost$, si ottiene il profilo logaritmico noto come distribuzione universale delle velocità:

$$\bar{u}_1(x_3) = \frac{u_*}{\mathbf{k}} \ln \frac{x_3}{z_0} \quad \text{con} \quad x_3 \geq z_0$$

dove: u_* è la velocità d'attrito ($u_* = \sqrt{\mathbf{t}_0/\mathbf{r}}$), \mathbf{k} la costante di *von Karman* ($\approx 0,4$) e z_0 la scabrezza, mentre se è $\mathbf{P}_3 = cost$ si ottiene la legge nota come profilo empirico di potenza:

$$\bar{u}_1(x_3) = u_0 \left(\frac{x_3}{z_0} \right)^m$$

dove: $u_0 = \bar{u}_1(z_0)$ e m è un esponente che si determina sperimentalmente.

1.5.2 Profili verticali della temperatura dell'aria in condizioni idrostatiche

Nel sistema di coordinate scelto per descrivere il profilo del vento (ortonormale, levogiro, con l'asse delle x_1 secondo il vento e quello delle x_3 lungo la verticale) la temperatura di equilibrio, T_e , di una massa d'aria in quiete dipende solo dalla quota x_3 (ipotesi idrostatica) e può essere scritta nel modo seguente:

$$T_e = T_0 + T_m(x_3) = T_0 \left(1 - \frac{x_3}{H} \right)$$

Nel caso di atmosfera adiabatica il gradiente termico $L = T_0/H$ diventa $G = g/C_p$.

1.5.3 La lunghezza di Monin-Obukhov

Per condizioni prossime alla neutralità (che più interessano i casi di inquinamento acuto) nelle quali il profilo della velocità del vento è logaritmico, lo *sforzo di Reynolds*, $\mathbf{t}_0 = -\mathbf{r} \overline{u'_3 u'_1}$, è costante ed uguale a $\mathbf{r} u_*^2$, come pure è costante il flusso verticale medio di calore, $\bar{q}_3 = \mathbf{r} C_p \overline{u'_3 \mathbf{J}'}$. Per questo, nello strato superficiale si assume che variazioni della scabrezza z_0 spostino i profili ma non ne modifichino la forma e che quindi z_0 sia ininfluenza, cosicché le caratteristiche della turbolenza meccanica e termica vengono usualmente riferite alle seguenti grandezze (tra parentesi sono indicate le relative dimensioni): g/T_0 ($L/T^2\theta$), \mathbf{r} (M/L^2), u_* (L/T), $q_3/\mathbf{r}C_p$ ($\theta L/T$) e x_3 (L). L'indicatore di un tale spazio (un solo prodotto adimensionale) diventa, ad esempio, Rf che risulta però scritto nella forma seguente:

$$Rf = \frac{\mathbf{r} g q_3 x_3}{\mathbf{r} C_p T_0 u_*^3}$$

Spesso nei problemi di trasporto degli inquinanti atmosferici si fa uso di una lunghezza, L , indicata come *lunghezza di Monin-Obukhov* e definita da:

$$L = \frac{x_3}{Rf} = - \frac{r C_p T_0 u_*^3}{kgq_3}.$$

Una tale lunghezza misura la quota alla quale la produzione di turbolenza da parte delle forze meccaniche e da parte delle forze termiche di galleggiamento si equivalgono ($Rf = 1$). In condizioni generali, l'atmosfera è stabile per $L > 0$, instabile per $L < 0$ e neutra per $L = \infty$.

1.5.4 Inquinamento atmosferico di origine diffusa

Le variabili dimensionali coinvolte nel fenomeno dell'inquinamento atmosferico di origine diffusa sono: c (concentrazione dell'inquinante, M/L^3); Q (portata delle emissioni di inquinante, M/T); \bar{u}_1 (velocità del vento, L/T); L (gradiente termico verticale, q/L); T_0 (temperatura al suolo, q). Per il teorema di Buckingham queste cinque *variabili dimensionali* danno luogo ad un unico *prodotto adimensionale* p :

$$p = \frac{Q L^2}{c \bar{u}_1 T_0^2} = \text{costante}.$$

cosicché la concentrazione risulta:

$$c = \frac{1}{p} \frac{Q L^2}{\bar{u}_1 T_0^2}.$$

Se invece si considerano anche gli effetti del gradiente verticale della velocità del vento, $W = \frac{\bar{u}_1}{x_3}$, e quelli dell'altezza h del volume inquinato, i prodotti adimensionali diventano

3 (p_1, p_2, p_3) e possono essere definiti come segue:

$$\begin{aligned}
 \mathbf{p}_1 &= \frac{Q L^2}{c \bar{u}_1 T_0^2} = \mathbf{p} \\
 \mathbf{p}_2 &= \frac{Q W^2}{c \bar{u}_1^3} \\
 \mathbf{p}_3 &= \frac{c \bar{u}_1 h^2}{Q}
 \end{aligned}$$

e, secondo il Teorema di Buckingham, esiste fra questi 3 prodotti adimensionale una relazione del tipo $F(\mathbf{p}_1, \mathbf{p}_2, \mathbf{p}_3) = 0$.

1.5.5 Modelli a box

I modelli a *box singolo* descrivono matematicamente l'inquinamento atmosferico tenendo conto in modo semplice della variabilità del volume inquinato e degli apporti esterni. I modelli a *multibox* scompongono lo spazio in più comparti e permettono di generalizzare quelli a box singolo considerando effetti di forma dei volumi inquinati. Questi modelli assumono che gli inquinanti siano distribuiti uniformemente all'interno di singoli parallelepipedi (v. fig. 1.2). Dal punto di vista formale ciò equivale ad assumere velocità di diffusione infinita, ovvero coefficienti di dispersione infinitamente grandi. Una tale assunzione produce la dispersione istantanea in tutto il volume dell'inquinante immesso nel *box*. L'inquinante presente nel *box* proviene da sorgenti interne o da contributi esterni trasportati dal vento oppure fluisce attraverso la sommità del parallelepipedo in conseguenza delle variazioni di altezza del *box* che generalmente viene fatta coincidere con l'altezza dello strato di rimescolamento dell'atmosfera.

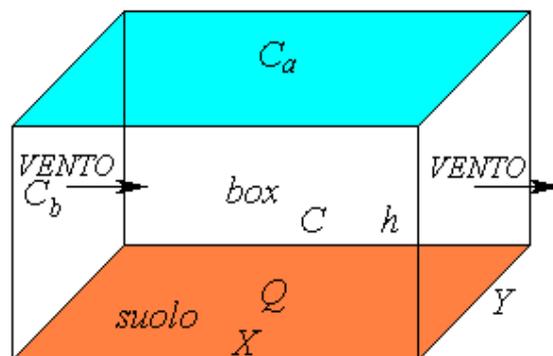


Fig. 1.2. Schema di modello a box singolo.

L'equazione di bilancio che descrive il processo illustrato ha la forma:

$$X h \frac{\partial C}{\partial t} = X Q_a + h u (C_b - C) + X \frac{\partial h}{\partial t} (C_a - C)$$

dove: X è l'ampiezza del *box* lungo la direzione del vento; Q_a l'emissione per unità di area; h l'altezza dello strato di rimescolamento (l'altezza del *box*); C la concentrazione all'interno del *box*; C_b la concentrazione di fondo trasportata nel *box* dal vento; C_a la concentrazione a quote superiori ad h .

Nel bilancio la larghezza del *box* (Y) non compare perchè moltiplica tutti i termini dell'equazione ed il primo membro esprime la velocità con la quale l'inquinante si accumula nel *box*. Tale velocità è pari alla somma delle velocità di generazione (termine di sorgente = $X Q_a$), di trasporto (dovuto al vento = $h u (C_b - C)$) e di variazione di volume del *box* (conseguente alla variazione dello spessore h e pari al prodotto $X (C_a - C) \partial h / \partial t$).

Dall'equazione di bilancio si ottiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{Q}{h} + u \frac{(C_b - C)}{X} + \frac{\partial \ln h}{\partial t} (C_a - C) \quad (1)$$

nella quale dominano gli effetti di stabilità rispetto a quelli di vento. L'osservazione che può sembrare in contrasto con il senso comune trova riscontro anche nelle analisi eseguite direttamente sui dati. In effetti è chiaro il ruolo dei parametri meteorologici perchè venti intensi riducono gli effetti locali ed esaltano i contributi di bacino fino a:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = u \frac{(C_b - C)}{X}$$

mentre con venti deboli si esaltano gli effetti dovuti alla stabilità atmosferica ed alla produzione locale di inquinanti:

$$\frac{\mathcal{I}C}{\mathcal{I}t} = \frac{Q}{h} + \frac{\mathcal{I} \ln h}{\mathcal{I}t} (C_a - C)$$

L'equazione (1) può indirizzare alcune analisi di correlazione statistica. Infatti, se si discretizza alle differenze finite (ponendo $x(t_i) = x_i$ e $t = X/u$) si ottiene:

$$C_{i+1} = C_i \left(1 - \frac{\Delta t}{t} - \ln \left(\frac{h_{i+1}}{h_i} \right) \right) + Q \frac{\Delta t}{h} + C_b \frac{\Delta t}{t} + C_a \ln \left(\frac{h_{i+1}}{h_i} \right)$$

dove:

Q_i / h_i = quantità di inquinante generato per unità di volume di *box* e per unità di tempo (nel caso di solo inquinamento da traffico automobilistico Q_i è proporzionale al numero di automobili presenti nel *box* che è a sua volta proporzionale al «Volume di traffico» V_i presente nel *box* all'istante *i-esimo*); (Dt/t) dipende dalla velocità del vento, dalle caratteristiche geometriche del sito e dal *lag* temporale (Dt) della serie; $D \{ \ln(h) \} = \ln(h_{i+1}/h_i)$ dipende dalla stabilità atmosferica; Dt/h dipende dalle condizioni di emissione (tipo e modalità di traffico), dalla struttura del *box* (velocità del vento, stabilità atmosferica, geometria del sito) e dal *lag* temporale (Dt) della serie.

È importante osservare che per effetto delle immissioni e del trasporto la concentrazione dell'inquinante dipende dall'istante attuale (*i + 1*)-esimo e da quello precedente *i-esimo*, mentre le concentrazioni sperimentali di O₃ contengono effetti dovuti a due o più passi temporali precedenti. Questo comportamento è dovuto al fatto che l'ozono è un inquinante secondario e la sua evoluzione dipende dai meccanismi delle cinetiche chimiche che lo controllano (v. Appendice A).