



**Fondazione per la Meteorologia Applicata**



**Consiglio Nazionale delle Ricerche**

**Progetto coordinato Agenzia 2000**

**Coordinatore del progetto:** Prof. Vito Librando

**Titolo del progetto:** *Microclima urbano e rurale: dinamica, processi di formazione e reattività di microinquinanti e di aerosoli in atmosfere complesse (URMIC)*

**Codice progetto:** CNRC007AB1\_005

**Rapporto finale** - programma esecutivo 20.02.2002-20.02.2003

**Titolo della ricerca:** *Simulazione della produzione e dispersione di alcuni inquinanti organici in ambiente urbano di particolare valore storico-culturale*

**Responsabile Scientifico:**

*Ing. Giovanni Gualtieri*

**Autori:**

*Ing. Giovanni Gualtieri*

*Dott. Francesca Calastrini*

*20 giugno 2003*

# Indice

<b>Ringraziamenti</b>	<b>2</b>
<b>Introduzione</b>	<b>3</b>
<b>1. Inquadramento del problema</b>	<b>4</b>
1.1 Descrizione delle attività	4
1.2 Il degrado dei monumenti	4
1.3 Le polveri	5
1.4 Il monitoraggio degli inquinanti	6
1.5 I dati meteorologici	8
1.6 Le misure dei flussi di traffico	8
1.7 L'area di studio e il periodo temporale di riferimento	9
1.8 Analisi dei dati misurati	10
<b>2. Applicazione dei modelli</b>	<b>14</b>
2.1 La metodologia utilizzata	14
2.2 Calcolo delle emissioni da traffico: il modello COPERT	16
2.2.1 Il modello COPERT	16
2.2.2 La composizione del parco veicolare	19
2.2.3 I siti di studio	23
2.2.4 I flussi di traffico	26
2.2.5 Calcolo delle emissioni di PTS nei siti in esame	29
2.3 Applicazione dei modelli di dispersione	30
2.3.1 I dati meteorologici	30
2.3.2 Applicazione del modello di strada a canyon a V. Ponte alle Mosse	31
2.3.3 Applicazione del modello CALINE/4 a V.le F.lli Rosselli	34
<b>3. Configurazione dei modelli e analisi dei risultati</b>	<b>41</b>
3.1 Configurazione dei modelli	41
3.2 Il modello di strada a canyon a V. Ponte alle Mosse	43
3.3 Il modello CALINE/4 a V.le F.lli Rosselli	45
<b>Conclusioni e prospettive future</b>	<b>51</b>
<b>Bibliografia</b>	<b>54</b>

## **Ringraziamenti**

La realizzazione del presente lavoro di ricerca è stata resa possibile grazie alla disponibilità dei dati necessari all'applicazione dei modelli matematici di simulazione delle emissioni e della dispersione delle polveri in atmosfera. A tal proposito si intendono quindi ringraziare tutti gli Enti che hanno reso disponibili tali dati, quali in particolare:

- l'ANPA, per i dati relativi all'inventario nazionale dei veicoli immatricolati, utilizzato per definire la composizione del parco circolante;
- la Provincia di Firenze e il Dipartimento Provinciale dell'ARPAT di Firenze, per i dati meteorologici e le misure di concentrazione del PM<sub>10</sub>;
- l'Assessorato alla Mobilità e ai Trasporti del Comune di Firenze, per i dati di traffico;
- l'Area S.I.T. e Cartografia del Dipartimento Politiche Territoriali e Ambientali della Regione Toscana, per le mappe topografiche utilizzate per la visualizzazione dei siti urbani di applicazione.

Si intendono poi ringraziare l'Ing. N. Landi e il Dott. S. Secci dell'agenzia formativa Euroform S.c.r.l. di S. Giovanni Valdarno (AR) per aver messo a disposizione la documentazione riguardante il modello di emissione COPERT.

Un ringraziamento particolare va poi al Prof. Ing. D.C. Festa e all'Ing. R. Tassone dell'Università della Calabria per aver realizzato la versione italiana del modello CALINE/4 e averne messo a disposizione l'intero codice di calcolo. Un analogo ringraziamento va all'Ing. M. Tartaglia, per aver messo a disposizione tutta la documentazione riguardante il modello CALINE/4.

## Introduzione

Lo scopo di questo lavoro consiste nello sviluppare metodologie modellistiche finalizzate a simulare la produzione e la dispersione in atmosfera degli inquinanti organici, responsabili del degrado dei monumenti in ambito urbano. La trattazione riguarda, in particolare, le polveri totali in sospensione (PTS), la cui frazione organica, che ne rappresenta un'alta percentuale, è considerata la maggiore causa dell'annerimento dei monumenti.

Nell'ambiente urbano la principale fonte di PTS è rappresentata dal traffico veicolare: allo scopo sono stati applicati specifici modelli di emissione e di dispersione, particolarmente indicati per lo studio di morfologie urbane tipiche, quali le grandi arterie di scorrimento e le strade a *canyon*.

L'area di studio prescelta è stata la città di Firenze, ritenuta un campo di prova decisamente attendibile dell'intero problema, sia per il numero e la rilevanza di beni architettonici di valore storico-culturale, sia per la notevole incidenza dell'inquinamento da polveri prodotto dal traffico veicolare.

In questo lavoro vengono quindi presentati i risultati ottenuti dall'applicazione e dalla configurazione dei modelli all'area di Firenze, all'interno della quale sono stati individuati alcuni siti corrispondenti alle morfologie urbane più rappresentative. La concentrazione di PTS stimata dai modelli è stata poi confrontata con le misure di concentrazione dell'inquinante in esame e messa in relazione con l'andamento di alcune variabili meteorologiche.

# 1. Inquadramento del problema

## 1.1 Descrizione delle attività

Lo studio del degrado dei beni artistici dovuto all'inquinamento atmosferico rappresenta un tema di grande attualità, soprattutto in questo momento, in cui gli alti tassi di inquinamento registrati nelle aree urbane hanno richiamato l'attenzione non soltanto sugli effetti negativi arrecati alla salute umana, ma anche sul degrado dell'ambiente in senso lato.

La modellistica utilizzata nella presente ricerca ha come obiettivo quello di riprodurre il fenomeno della produzione e della dispersione in atmosfera delle polveri, e più precisamente del Particolato Totale in Sospensione (PTS), ritenuto uno degli inquinanti maggiormente responsabili del degrado dei monumenti in ambito urbano. L'area di studio è la città di Firenze, la cui principale fonte di produzione di polveri è il traffico veicolare: lo studio è stato pertanto incentrato unicamente su questo contributo. A tale scopo sono stati applicati dei modelli di emissione e dispersione specifici per questo tipo di problema: il modello COPERT per quanto riguarda le emissioni, nonché il modello empirico di strada a *canyon* ed il modello CALINE per quanto concerne la dispersione degli inquinanti.

In questo rapporto, dopo un'introduzione al problema in cui vengono riportate alcune informazioni sull'inquinante in esame e sui dati misurati, utilizzati come *input* ai modelli, verranno illustrate nel dettaglio le caratteristiche dei modelli adottati, la loro configurazione nei siti prescelti, ed infine discussi i risultati ottenuti confrontando i valori di concentrazione di PTS stimati con i corrispondenti valori misurati.

## 1.2 Il degrado dei monumenti

Nelle aree urbane, una delle principali cause del degrado dei beni artistici – monumenti o edifici di valore culturale – è sicuramente l'inquinamento atmosferico. L'erosione dei materiali calcarei e l'annerimento delle superfici esposte agli agenti atmosferici sono gli effetti più evidenti di tale deterioramento: le cause sono nel primo caso legate alle piogge acide e, in ultima analisi, alle emissioni di ossidi di zolfo e di ossidi di azoto; nel secondo caso, il degrado è dovuto al deposito di materiale particellare carbonioso. La deposizione sulle superfici di questo materiale è in stretta relazione con la concentrazione delle polveri in aria: in particolare è la concentrazione della frazione organica delle polveri – di gran lunga la frazione prevalente in ambito

urbano – ad essere la causa dell’annerimento. Il deposito di polveri, oltre ad avere un immediato effetto visivo negativo, provoca anche effetti degradanti su strutture, rivestimenti o decori, in quanto, in presenza di umidità, si sviluppano reazioni chimiche che portano alla formazione di sostanze inquinanti secondarie – acide o ossidanti – particolarmente aggressive.

### 1.3 Le polveri

Le polveri – o particolato atmosferico – possono essere di origine primaria, cioè emesse direttamente dalle sorgenti, o di origine secondaria, cioè formate in atmosfera da specie gassose attraverso reazioni chimiche [18]. Il particolato è quindi costituito da un insieme eterogeneo di particelle, che hanno differente composizione chimica e differenti dimensioni.

In base alle dimensioni le particelle si diversificano per le proprietà di trasporto; ad esempio, le polveri più fini possono essere trasportate su lunghe distanze, ed interessare quindi aree lontane dalle sorgenti di emissione. Inoltre, le dimensioni delle particelle hanno rilevanza anche da un punto di vista sanitario: quelle caratterizzate da dimensioni minori hanno effetti peggiori sulla salute umana, in quanto possono venire inalate e possono penetrare negli alveoli polmonari, arrecando danni permanenti all’organismo.

Un altro importante criterio per classificare le polveri è quello basato sulla loro origine, naturale o antropica. Le principali sorgenti di origine naturale sono l’erosione geologica, l’evaporazione dell’acqua di mare, il trasporto di materiale organico (spore, pollini, etc.) da parte del vento, le eruzioni vulcaniche, gli incendi boschivi e, per i paesi che si affacciano sul Mediterraneo, il trasporto di sabbia dal Sahara. Le polveri antropogeniche derivano prevalentemente dal traffico veicolare, dagli impianti di combustione residenziale e industriale (particolarmente dagli impianti per la produzione di energia elettrica), dalle attività minerarie, dai cantieri edili. Sia le polveri di origine naturale che quelle di origine antropica possono essere di tipo primario o derivare da processi chimici (secondarie).

Anche le dimensioni non rappresentano una discriminante netta tra le polveri naturali o antropogeniche, tuttavia il particolato di dimensioni micrometriche o submicrometriche è prevalentemente del secondo tipo, derivando da processi di combustione [3], [11]. Queste polveri fini si distinguono in particolato di “nucleazione” (con dimensioni inferiori ai 100 nm), emesso in reazioni di combustione ad alta temperatura, e caratterizzato da una vita media molto breve (meno di un’ora), dato che le polveri tendono a coagularsi formando corpuscoli di dimensioni maggiori. Il

particolato di "accumulazione" deriva invece dalla condensazione di elementi volatili, dalla conversione di sostanze dallo stato gassoso allo stato solido, dall'aggregazione di particelle ultrafini.

Anche se a scala globale le sorgenti naturali danno un contributo maggiore, nelle aree urbane le polveri derivano principalmente da sorgenti legate alle attività umane: più precisamente, le alte concentrazioni di questo inquinante sono da imputare al traffico veicolare e, solo nei mesi invernali ed in misura decisamente inferiore, agli impianti di riscaldamento residenziali.

Il particolato dovuto al traffico veicolare solo in parte viene emesso direttamente come inquinante primario: per quanto riguarda le emissioni dirette, i motori *diesel* sono i maggiori responsabili, anche se si ipotizza un contributo da parte dei ciclomotori dotati di motore a due tempi.

Un contributo importante deriva dalla frazione di polveri di origine secondaria: i composti organici volatili (COV), gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>) e di zolfo (SO<sub>x</sub>), emessi in percentuali molto diverse dalle varie tipologie di veicoli a benzina (auto catalizzate e non, moto, ciclomotori a due e quattro tempi, etc.) e *diesel* (auto, bus, mezzi pesanti, etc), reagiscono in atmosfera, portando alla formazione di particelle fini (particolato di accumulazione). Inoltre, i metalli pesanti, ad esempio utilizzati nelle benzine come antidetonanti fino a qualche tempo fa (piombo e bromo, presenti nella benzina "rossa"), vengono adsorbiti da particelle carboniose emesse direttamente.

Esiste inoltre una terza origine per il particolato derivante dal traffico: il risollevarsi delle polveri dalla sede stradale ed il materiale derivante dall'usura di pneumatici e parti meccaniche dei veicoli (es. freni) [13].

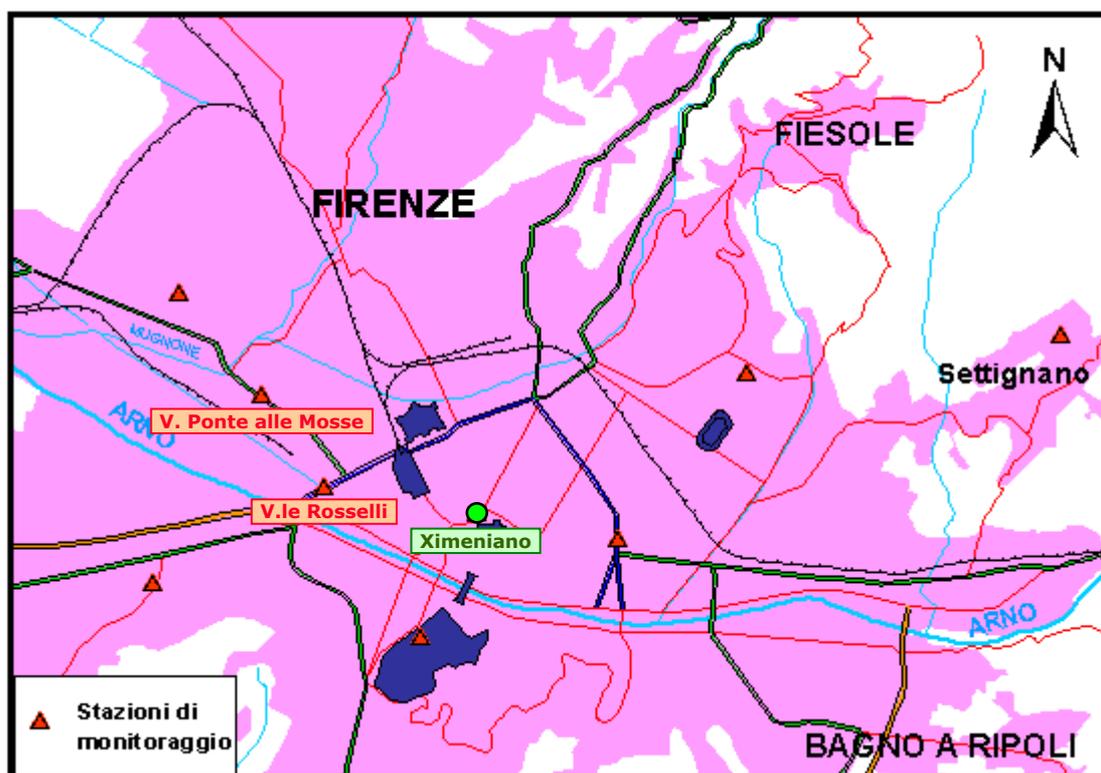
La sorgente traffico veicolare è quindi costituita da tre fattori principali: emissioni primarie, reazioni secondarie e risollevarsi; la trattazione è dunque particolarmente complessa, anche perché mancano informazioni esaustive sui contributi attribuibili alle diverse tipologie di veicoli. Proprio a causa di queste difficoltà, negli inventari delle emissioni, in generale, viene considerato solo il contributo dovuto alle emissioni dirette di PTS, tralasciando gli apporti legati alle reazioni secondarie e al risollevarsi dei detriti stradali.

### 1.4 Il monitoraggio degli inquinanti

La rete di monitoraggio della Provincia di Firenze, la cui gestione è affidata ad ARPAT, è costituita da 15 stazioni per la misura dei principali inquinanti, 9 delle quali localizzate all'interno dell'area urbana di Firenze, distribuite in modo da rappresentare le diverse tipologie dell'area metropolitana: le stazioni di tipo A sono collocate nei

parchi urbani, le B nelle aree residenziali lontane dalle strade di grande scorrimento, le C in prossimità di strade di grande scorrimento, le D in aree limitrofe alla città. Gli inquinanti misurati sono l'ossido di azoto (NO), il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>), gli ossidi di azoto totali (NO<sub>x</sub>), il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>), l'ossido di carbonio (CO), l'ozono (O<sub>3</sub>), il particolato con diametro aerodinamico inferiore a 10 µm (PM<sub>10</sub>).

In Fig. 1 è mostrata la mappa della rete di monitoraggio ARPAT della qualità dell'aria nell'area urbana di Firenze.



**Fig. 1** – Mappa della rete di monitoraggio ARPAT della qualità dell'aria nell'area urbana di Firenze: sono indicati i siti individuati per le applicazioni modellistiche e la stazione meteo da cui sono stati acquisiti i dati utilizzati per il presente studio (Fonte: Provincia di Firenze).

La rete provinciale di Firenze, operativa dal 1993, era dotata inizialmente di misuratori di PTS (Particolato Totale in Sospensione), mentre negli anni successivi, in ottemperanza alle norme vigenti, gli analizzatori sono stati sostituiti con strumenti che misurano il PM<sub>10</sub>, e cioè una frazione delle polveri totali. Attualmente è in corso un ulteriore cambiamento, che prevede l'utilizzo di strumenti che misurano il particolato con diametro aerodinamico inferiore a 2.5 µm (PM<sub>2.5</sub>). La sostituzione degli strumenti è motivata dal fatto che le frazioni del particolato con diametro aerodinamico minore sono più dannose per la salute umana e quindi il monitoraggio è incentrato sulle polveri più fini; tuttavia i danni ai monumenti, e all'ambiente in senso lato, sono imputabili anche alle polveri con diametro aerodinamico superiore.

La misura di concentrazione delle polveri consiste essenzialmente nel rapporto tra la massa del materiale raccolto su di un filtro e il corrispondente volume d'aria campionato. La "pesata" viene effettuata tramite una sorgente radioattiva (un radioisotopo betaemettitore), misurando l'attenuazione dei raggi  $\beta$  che attraversano il filtro; dal confronto con un campione di massa nota è possibile risalire alla massa depositata sul filtro in esame. Il campionamento ha durata giornaliera e quindi la misura di concentrazione, espressa in  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , deve essere considerata come un valore medio giornaliero.

### 1.5 I dati meteorologici

La rete di monitoraggio della Provincia di Firenze è dotata di tre stazioni meteorologiche che misurano le principali variabili, quali la direzione e la velocità del vento (DV, VV), la temperatura (T), le radiazioni globale e netta (RG, RN), l'umidità relativa (RH), la pioggia (PG).

Per la presente ricerca, tali dati sono stati acquisiti dalla stazione meteorologica dell'Osservatorio Ximeniano, ubicata nel centro storico di Firenze (Fig. 1). Si tratta di una stazione installata ad una quota di circa 30 m dal piano stradale, normalmente assunta come rappresentativa degli andamenti meteorologici dell'intera area urbana.

### 1.6 Le misure dei flussi di traffico

Per applicare e configurare i modelli oggetto del presente studio sono necessari, come dati di *input*, le misure dei flussi di traffico nei siti presi in esame.

Il Comune di Firenze ha adottato, per il monitoraggio del traffico veicolare, una serie di dispositivi magnetici, comunemente chiamati "spire contatraffico", inseriti sotto il manto stradale. Fino al 1996 le spire contatraffico erano 22, ed erano distribuite prevalentemente lungo arterie stradali di grande comunicazione, in particolare lungo i viali di circonvallazione: successivamente il numero di tali dispositivi è stato aumentato.

In Fig. 2 è mostrata la mappa urbana dei dispositivi contatraffico, con i loro corrispondenti identificativi, l'ubicazione, le direzioni di percorrenza e il numero di corsie (e quindi di spire) totali.

All'interno dell'area urbana di Firenze esistono inoltre altri dispositivi per il controllo del traffico, collocati in prossimità di alcune stazioni di monitoraggio degli inquinanti dell'ARPAT.

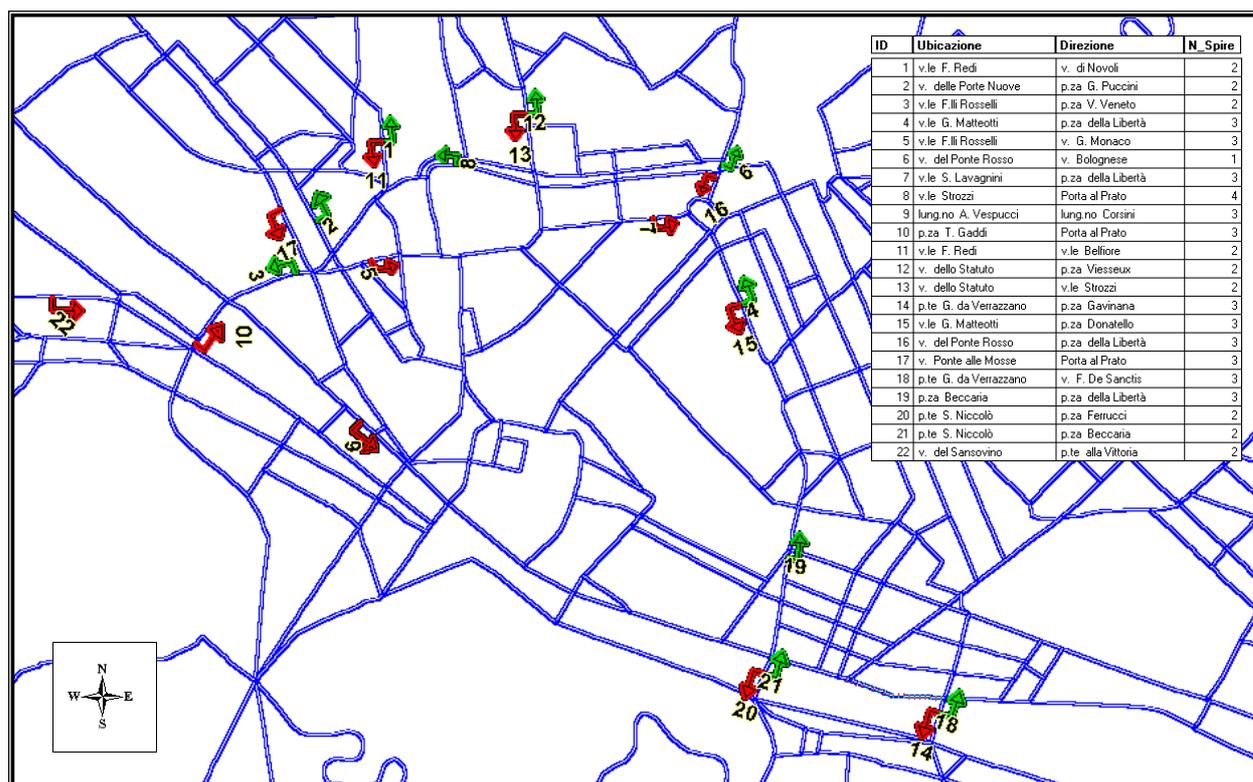


Fig. 2 – Localizzazione nella rete urbana delle spire contatraffico di proprietà del Comune di Firenze.

## 1.7 L'area di studio e il periodo temporale di riferimento

Nel contesto del presente lavoro, le misure di concentrazione del particolato vengono utilizzate per configurare i modelli diffusionali. A tale scopo, i siti individuati per lo studio devono rispondere ad alcune caratteristiche necessarie all'applicazione dei modelli, quali la morfologia della strada, la presenza di dispositivi contatraffico e la presenza di una stazione di monitoraggio dotata di misuratore di polveri.

I siti individuati sono due (Fig. 1): il tratto stradale di V. Ponte alle Mosse in prossimità della centralina (tipo C) collocata presso il Dipartimento Provinciale dell'ARPAT, ed il tratto stradale di V.le Rosselli, anch'esso in prossimità di una centralina (tipo C). Il primo sito può essere assimilato ad una strada a *canyon*, dove quindi è possibile applicare il corrispondente modello diffusionale; il secondo sito ha le caratteristiche di una grande arteria stradale, per cui anche in questo caso esiste in letteratura un modello matematico in grado di gestire tale tipologia. Le due morfologie stradali sono inoltre rappresentative per l'area urbana di Firenze, in cui molte strade hanno le caratteristiche del *canyon*, mentre alcune strade di grande scorrimento – ad esempio i viali di circonvallazione –, sono ben rappresentati dalla tipologia del secondo sito.

Inoltre, per il sito di V. Ponte alle Mosse i flussi veicolari sono stati forniti dalla locale sede dell'ARPAT, dove è presente un dispositivo di conteggio orario dei veicoli in transito. Lungo V.le Rosselli i flussi di traffico in entrambe le direttrici di percorrenza, misurati attraverso delle spire magnetiche contatraffico, sono stati forniti dall'Assessorato alla Mobilità e ai Trasporti del Comune di Firenze.

Come periodo temporale è stato individuato l'intervallo tra il primo gennaio 1996 ed il 31 marzo 1996. E' stato scelto il periodo invernale in quanto l'inquinamento dovuto a inquinanti primari è generalmente più elevato, a causa delle condizioni meteorologiche che generalmente favoriscono l'accumulo delle sostanze emesse in aria; inoltre in questo intervallo temporale, sufficientemente lungo per garantire un valido confronto tra stime e dati misurati, sono disponibili misure di concentrazione di polveri validate in entrambe le stazioni di rilevamento prese in esame (ad eccezione solo di alcuni giorni).

### 1.8 Analisi dei dati misurati

Le misure dei flussi di traffico e di alcune variabili meteorologiche - tra cui la direzione e la velocità del vento - verranno utilizzate come dati di *input* per il modello delle emissioni e per i modelli diffusionali utilizzati in questo studio. Le misure di concentrazione delle polveri sono invece necessarie per la configurazione dei modelli di dispersione.

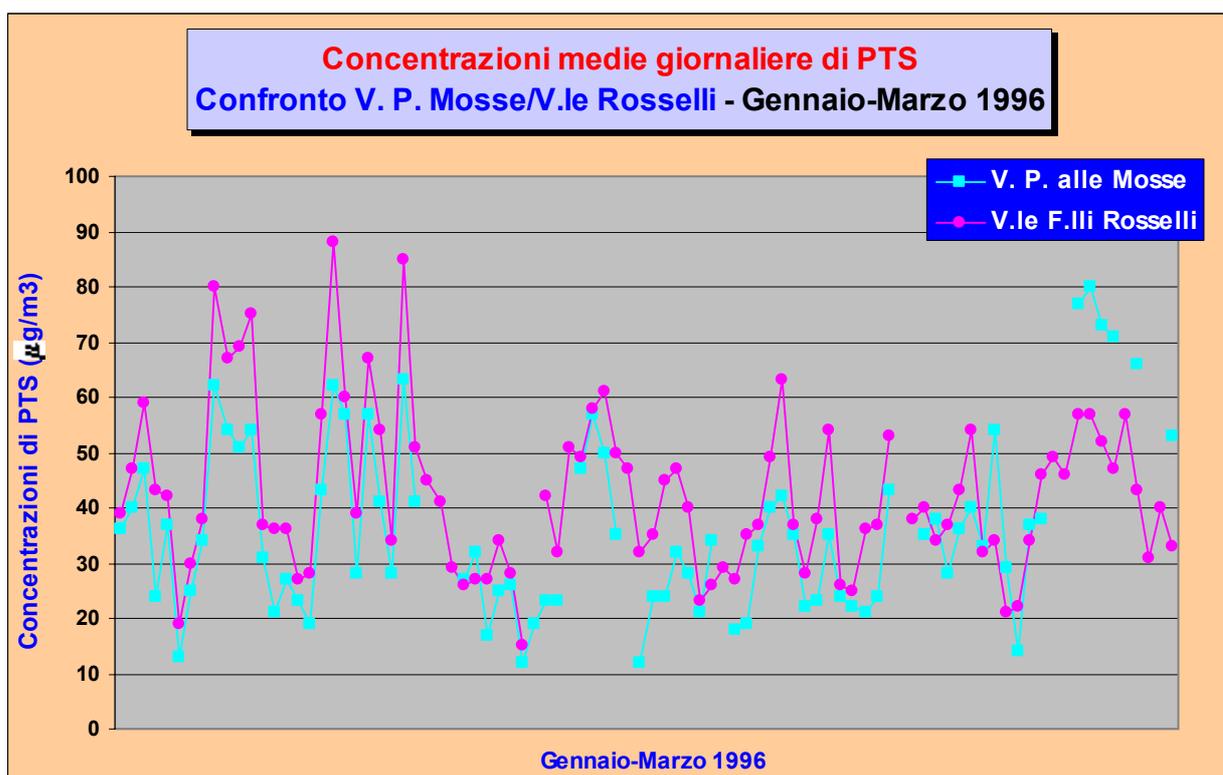
Come è già stato sottolineato nel paragrafo 1.5, le stazioni di monitoraggio effettuano misure di PM<sub>10</sub> con cadenza giornaliera, a differenza degli altri parametri - flussi di traffico e velocità del vento - che vengono misurati ogni ora: per effettuare una comparazione, quindi, sono state calcolate per questi parametri le medie giornaliere, ottenendo così delle serie temporali omologhe.

Gli andamenti delle concentrazioni rilevate nelle stazioni di V. Ponte alle Mosse e di V.le Rosselli relativi ai tre mesi presi in esame sono confrontati in Fig. 3: si può notare che le concentrazioni rilevate a Rosselli sono sempre maggiori - di circa il 20÷25% -, ma gli andamenti sono sostanzialmente molto simili.

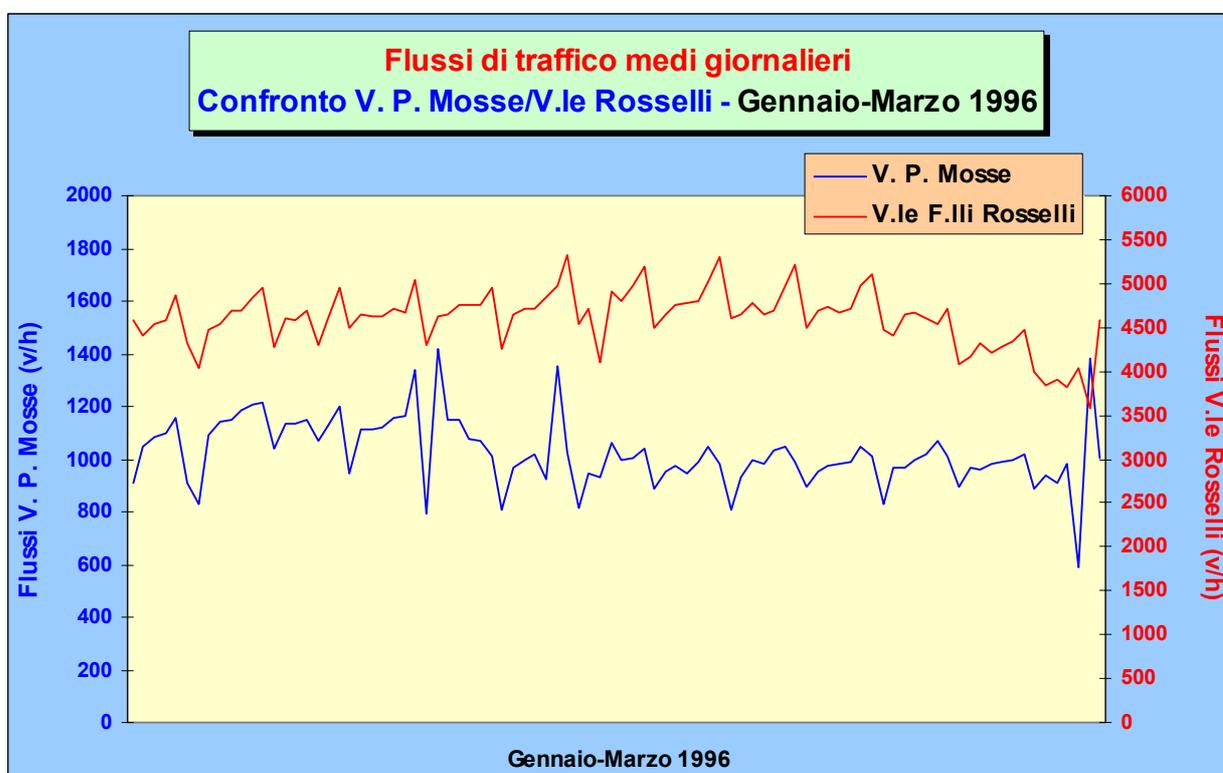
Un analogo confronto tra i flussi di traffico misurati nei due siti<sup>(1)</sup> ha dato risultati ben diversi: il numero medio di veicoli che percorrono V.le Rosselli è quattro volte maggiore rispetto al sito di V. Ponte alle Mosse, ed anche gli andamenti temporali sono differenti (Fig. 4).

---

<sup>(1)</sup> Per quanto riguarda il sito di V.le Rosselli, si considera la somma dei veicoli nei due sensi di scorrimento.



**Fig. 3** – Confronto tra gli andamenti delle concentrazioni medie giornaliere di PTS misurate dalle stazioni chimiche di V. Ponte alle Mosse e di V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati ARPAT/Provincia di Firenze).



**Fig. 4** – Confronto tra gli andamenti dei flussi di traffico medi giornalieri misurati lungo V. Ponte alle Mosse e lungo V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati ARPAT/Provincia di Firenze e Comune di Firenze).

Nel primo sito è infatti evidente una marcata periodicità settimanale, caratterizzata da un picco nella giornata di sabato e da una drastica diminuzione la domenica. Anche nel sito di V. Ponte alle Mosse nel giorno festivo il traffico diminuisce, mentre non sono univocamente individuati i giorni della settimana in cui si verifica il massimo del flusso veicolare.

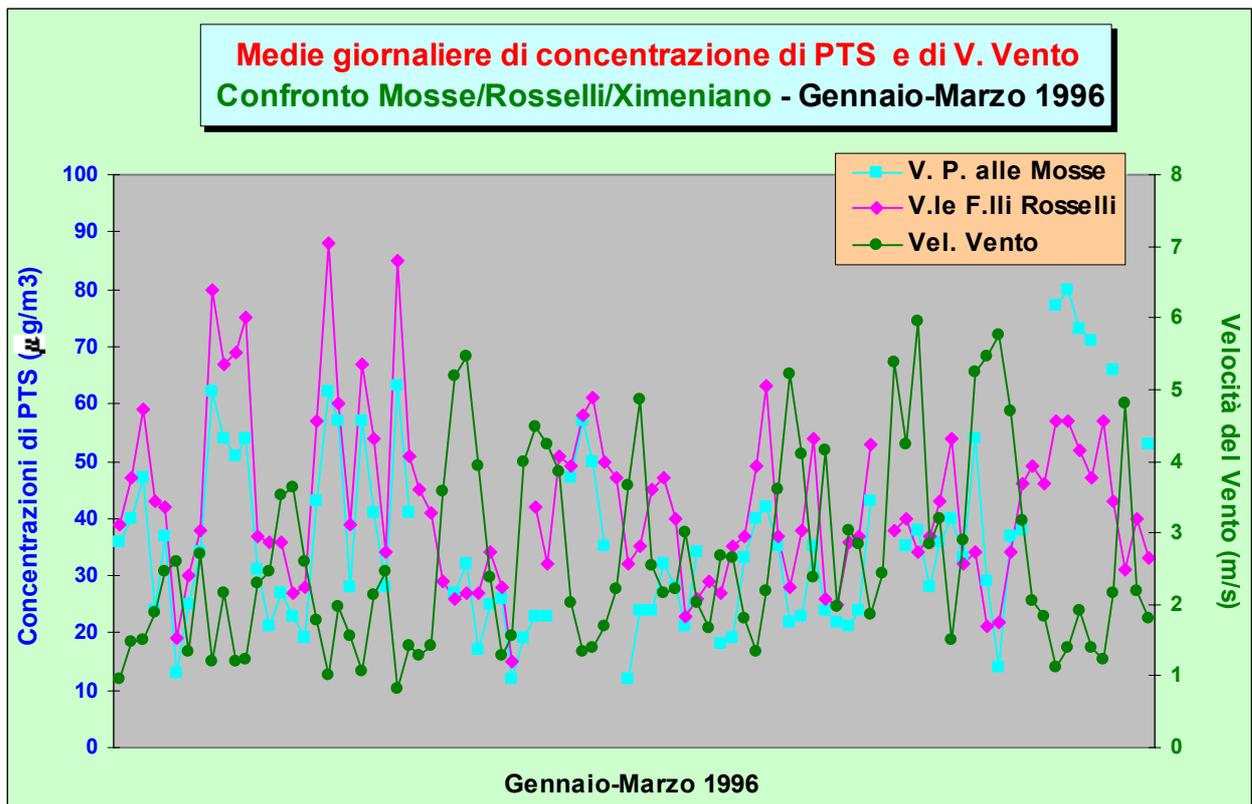
Tra l'altro, non si nota una diretta corrispondenza tra i volumi di traffico e l'andamento delle concentrazioni. Si deve tuttavia sottolineare che il confronto viene effettuato sulle medie giornaliere e non sulle medie orarie, che invece potrebbero evidenziare un aumento delle concentrazioni di polveri in corrispondenza delle ore di punta del traffico. Questa ipotesi è avvalorata da studi effettuati dal Dipartimento di Fisica dell'Università di Firenze, sulla base di campionamenti orari di polveri, rilevati nell'area urbana di Firenze [12].

Per meglio evidenziare le analogie o le differenze tra gli andamenti dei dati misurati, è stato calcolato il coefficiente di correlazione, come riportato in Tab. 1: tra gli andamenti delle concentrazioni rilevate nei due siti esiste un'alta correlazione (0.74), mentre tra gli andamenti dei flussi veicolari si ha un valore decisamente basso (0.30), e ancora inferiori sono i valori dei coefficienti che mettono in relazione le concentrazioni e i rispettivi flussi di traffico nei due siti (0.19 per V. Ponte alle Mosse e 0.03 per V.le Rosselli).

**Tab. 1** - Coefficienti di correlazione tra gli andamenti dei dati misurati.

	<b>PM<sub>10</sub> Mosse</b>	<b>PM<sub>10</sub> Rosselli</b>	<b>Flussi Mosse</b>	<b>Flussi Rosselli</b>	<b>VV media</b>
<b>PM<sub>10</sub> Mosse</b>	1	0.74	0.19	-	-0.47
<b>PM<sub>10</sub> Rosselli</b>	0.74	1	-	0.03	-0.55
<b>Flussi Mosse</b>	0.19	-	1	0.30	-
<b>Flussi Rosselli</b>	-	0.03	0.30	1	-
<b>VV media</b>	-0.47	-0.55	-	-	1

E' da segnalare, inoltre, il valore negativo dei coefficienti relativi all'andamento delle concentrazioni nei due siti e l'andamento della velocità del vento rilevata all'Osservatorio Ximeniano (-0.47 per V. Ponte alle Mosse e -0.55 per V.le Rosselli). In effetti, come è mostrato in Fig. 5, le situazioni di accumulo dell'inquinante si verificano quando la velocità media del vento è bassa, mentre nel caso di vento più intenso le concentrazioni sono decisamente inferiori, indicando chiaramente che le serie temporali delle concentrazioni da una parte e della velocità media del vento dall'altra sono anticorrelate.



**Fig. 5** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS misurate dalle stazioni chimiche di V. Ponte alle Mosse e di V.le Rosselli e della velocità del vento misurate dalla stazione meteo dell'Osservatorio Ximeniano nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati ARPAT/Provincia di Firenze).

## 2. Applicazione dei modelli

### 2.1 La metodologia utilizzata

In questo capitolo verranno descritti nel dettaglio i modelli di emissione e di diffusione utilizzati per studiare il fenomeno della produzione e della dispersione in atmosfera del Particolato Totale in Sospensione (PTS). All'interno dell'area di Firenze i siti prescelti sono stati una strada a *canyon* (Via Ponte alle Mosse) ed una grande arteria di scorrimento a morfologia aperta (Viale F.lli Rosselli): tali siti sono raffigurati, rispettivamente, nelle mappe di Fig. 11 e 12.

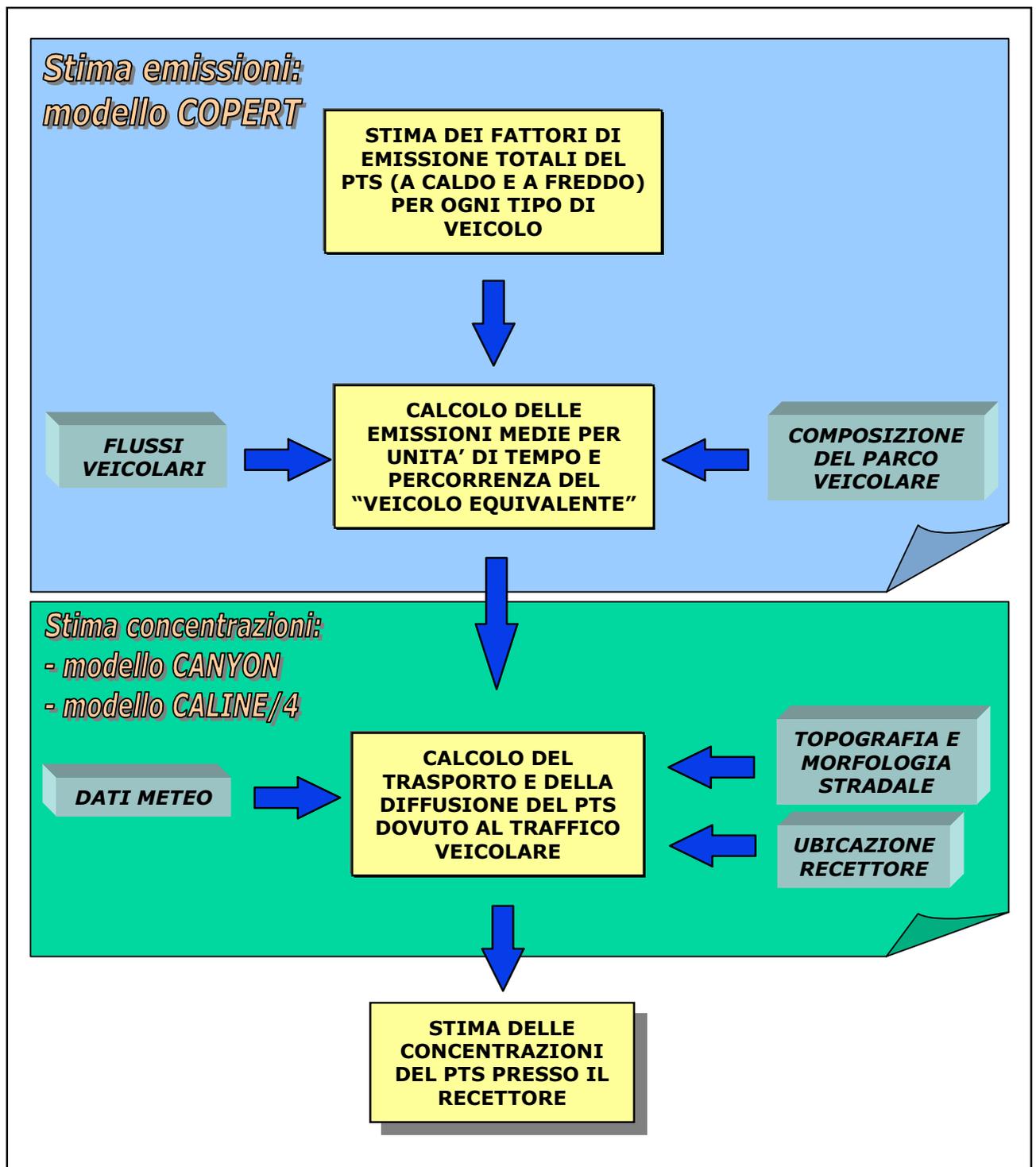
Il periodo storico di riferimento è stato quello comprendente i mesi di gennaio, febbraio e marzo 1996.

I dati utilizzati sono stati forniti dall'ARPAT di Firenze (dati meteorologici, misure di concentrazione e flussi veicolari lungo V. Ponte alle Mosse) e dall'Assessorato alla Mobilità e ai Trasporti del Comune di Firenze (flussi veicolari lungo V.le F.lli Rosselli).

La formazione e il rilascio del PTS da parte del traffico veicolare è stata condotta attraverso un approccio stazionario al problema, vale a dire ipotizzando costanti all'interno del passo temporale di simulazione (un'ora) le condizioni di deflusso del traffico, e quindi – di conseguenza – costanti le relative emissioni degli inquinanti sugli archi stradali. Il modello di emissione utilizzato per entrambi i siti prescelti è stato il modello COPERT (*COmputer Programme to calculate Emissions from Road Traffic*) [15], ritenuto uno degli strumenti più all'avanguardia nello stato dell'arte della modellistica di emissione degli inquinanti da traffico, segnatamente per quanto riguarda le emissioni in regime di deflusso stazionario.

Per quanto riguarda la modellistica diffusionale, per il sito di Via Ponte alle Mosse è stato applicato il modello empirico di strada a *canyon* di Dabberdt, Ludwig e Johnson [4] implementato all'interno del codice EPA APRAC/3 [15] e peraltro già applicato al medesimo sito di Firenze per il caso del CO da Tartaglia et al. [17] e per il caso degli NO<sub>x</sub> da Gualtieri e Tartaglia [10]; per il sito di V.le F.lli Rosselli è invece stato applicato un altro modello EPA, il modello CALINE/4 (*CALifornia LINE source model*) [2], in particolare nella modalità a più archi a raso ipotizzando la totale assenza di ostacoli orizzontali alla dispersione degli inquinanti.

Lo schema della metodologia di lavoro seguita è illustrato in Fig. 6. Essa è basata sull'applicazione in cascata della modellistica di emissione e di quella di dispersione.



**Fig. 6** - Schema a blocchi della modellistica di emissione e dispersione del PTS utilizzata nel lavoro.

L'applicazione del modello di emissione prevede innanzitutto la stima dei fattori di emissione unitari del PTS per ogni diversa classe veicolare. Nota poi la specifica composizione del parco veicolare circolante lungo la strada in esame, è possibile effettuare una sorta di media pesata in base alle aliquote percentuali di veicoli che vi transitano, e quindi risalire al fattore di emissione del cosiddetto "veicolo equivalente", cioè del veicolo che idealmente meglio rappresenta l'intero parco circolante lungo la

strada in questione. Nota poi l'informazione sui flussi veicolari, cioè il numero di veicoli che nell'arco temporale considerato (un'ora) transitano lungo la strada, si perviene in ultimo alla stima delle emissioni medie per unità di tempo e di percorrenza del suddetto "veicolo equivalente", e quindi del parco circolante opportunamente ripartito lungo la strada.

La modellistica di dispersione, oltre al dato relativo alle emissioni veicolari allo scarico precedentemente calcolate dal modello di emissione, richiede in ingresso una serie di dati descrittivi delle condizioni meteorologiche (intensità e direzione del vento, temperatura, classe di stabilità atmosferica, etc.), nonché tutte le informazioni topografiche e morfologiche necessarie a definire opportunamente il sito urbano di studio. Infine, per la stima delle concentrazioni presso il recettore, è necessario introdurre le coordinate relative alla sua ubicazione rispetto agli assi stradali.

## 2.2 Calcolo delle emissioni da traffico: il modello COPERT

### 2.2.1 Il modello COPERT

Come già accennato, il modello di emissione preso a riferimento per la stima dei tassi di rilascio del PTS da traffico stradale è stato il modello COPERT (*COmputer Programme to calculate Emissions from Road Traffic*), realizzato nell'ambito del programma di ricerca europeo "CORINAIR". Il programma "CORINAIR", finalizzato alla realizzazione dell'inventario nazionale delle emissioni, ha avuto uno sviluppo iniziato nel 1988 e culminato nel 1991 con la realizzazione dell'omonimo modello di emissione CORINAIR (Eggleston et al., 1991 [5]), inteso quale strumento operativo da utilizzare per la stima delle emissioni da trasporto stradale. Tale modello, realizzato a livello europeo attraverso molteplici contributi, per l'Italia è stato sviluppato dall'ENEA di Roma.

Il risultato conclusivo di questo lavoro, finalizzato a rendere operativa la metodologia CORINAIR, è stato quello di elaborare un programma di calcolo specifico per *computer*, denominato, per l'appunto, COPERT. Una successiva e più aggiornata versione del modello COPERT, denominata COPERT II, è stata di seguito realizzata nel 1998 da Ntziachristos e Samaras [14]; i risultati dell'implementazione di COPERT II fanno parte integrante dell'inventario nazionale CORINAIR 1997.

La versione del modello COPERT utilizzata nel presente lavoro è proprio quella di COPERT II. Le caratteristiche del modello sono quelle riportate nel rapporto pubblicato dall'ANPA dal titolo: "Le emissioni in atmosfera da trasporto stradale" [1].

Si tratta di un modello ampiamente collaudato che ha il pregio di esser stato calibrato sul parco veicolare europeo, e che naturalmente risulta perfettamente in accordo con le più aggiornate normative di classificazione europee (Tabb. 3 e 4).

La metodologia CORINAIR è basata sull'approccio di emissione stazionario. Essa considera cioè costanti le condizioni cinematiche nell'arco temporale prescelto (tipicamente, un'ora), calcolando quindi le emissioni come valori costanti durante lo stesso arco temporale e lungo ogni singolo tratto stradale considerato. Come parametri cinematici del traffico prende in esame solo la velocità media di percorrenza dei veicoli (senza considerarne le fluttuazioni, e quindi ignorando accelerazioni e decelerazioni). L'approccio stazionario risulta ampiamente legittimo nell'ambito dell'applicazione in esame, in quanto lungo entrambi i tratti stradali considerati le condizioni cinematiche del traffico possono essere ricondotte a quelle di un deflusso ininterrotto.

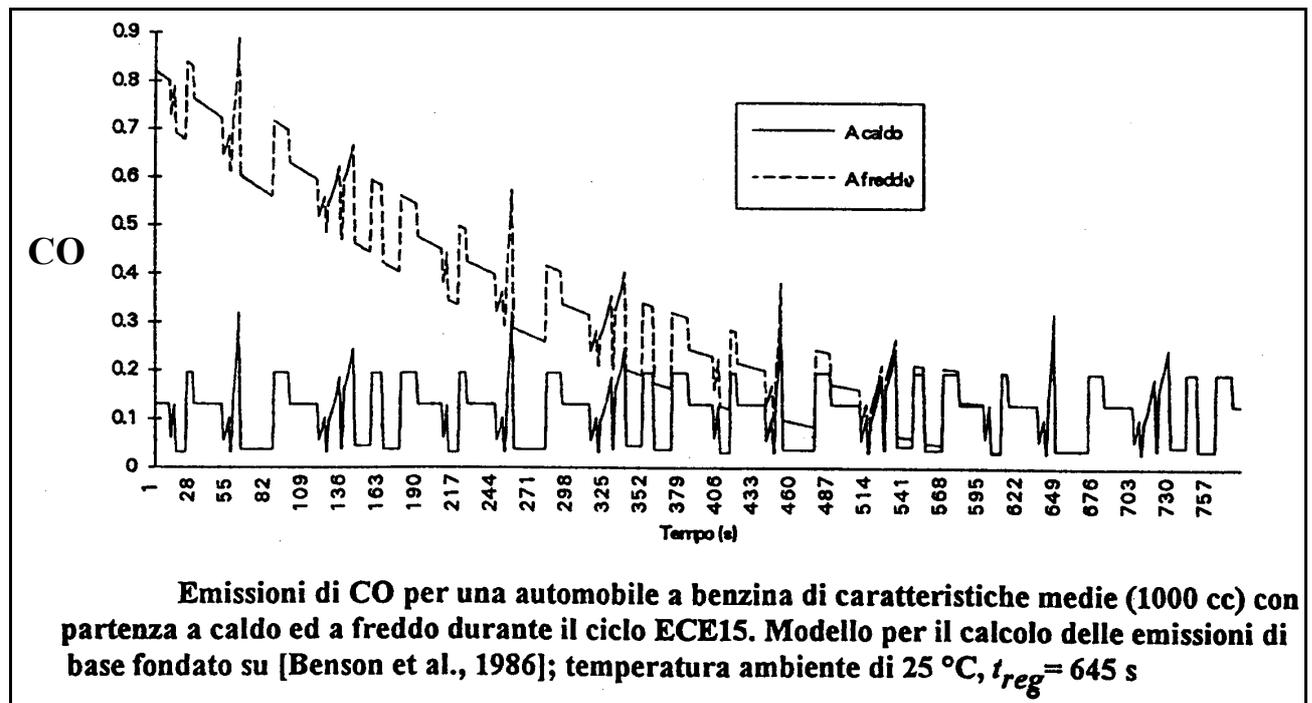
Per ogni diversa classe veicolare, CORINAIR è in grado di fornire le quote d'inquinante rilasciate attraverso delle specifiche funzioni matematiche dipendenti dalla velocità, dette "fattori di emissione". CORINAIR è in grado di stimare le emissioni di tutti i principali inquinanti legati al traffico veicolare, come il CO, gli NO<sub>x</sub>, il PTS, i COV, gli SO<sub>x</sub>, la CO<sub>2</sub>, etc.

A differenza della versione di CORINAIR proposta nel 1991, che per l'appunto fornisce i vari fattori di emissione in funzione della velocità media di percorrenza dei veicoli, quella di COPERT II non tiene conto di questo parametro cinematico, fornendo quindi dei fattori di emissione costanti, indipendenti dalla velocità.

Le emissioni veicolari vengono calcolate da COPERT come somma di tre contributi: le emissioni "a caldo", le emissioni "a freddo" e quelle evaporative.

Le emissioni "a caldo" sono quelle dei veicoli i cui motori hanno raggiunto la temperatura di esercizio, che per convenzione si ha quando l'acqua di raffreddamento raggiunge i 70 °C. Si tratta quindi di emissioni che si mantengono perlopiù costanti, permanendo pressoché stazionarie le condizioni termiche del motore.

Le emissioni "a freddo" sono quelle che si verificano nel transitorio che va dall'avvio del motore al raggiungimento della temperatura di esercizio. A differenza di quelle "a caldo", il loro andamento varia nel tempo, iniziando con un massimo piuttosto pronunciato e decrescendo progressivamente e rapidamente man mano che aumenta la temperatura del motore, fino ad assestarsi sul valore costante delle emissioni "a caldo", e quindi sovrapponendosi con esse (Fig. 7).



**Fig. 7** – Andamento temporale e confronto tra le emissioni "a caldo" e le emissioni "a freddo" [2].

La somma delle emissioni "a caldo" e "a freddo" corrisponde alle emissioni complessive allo scarico.

Le emissioni evaporative riguardano unicamente i composti organici volatili non metanici (COV<sub>nm</sub>), e non sono state prese in esame nella presente ricerca, incentrata sul PTS.

Le emissioni "a caldo" sono stimate per tutti i tipi di veicoli; le emissioni "a freddo" vengono stimate per i soli veicoli leggeri; le emissioni evaporative risultano rilevanti solo per i veicoli a benzina.

I fattori di emissione proposti dal modello COPERT variano in funzione del tipo di veicolo, del combustibile utilizzato, della cilindrata o del peso complessivo, della classe di anzianità in relazione alle più aggiornate normative europee, e in base allo specifico ciclo di guida (urbano, extraurbano o autostradale). Per tali fattori il modello distingue inoltre tra quelli relativi alle emissioni "a caldo" e totali.

Nella tabella che segue – tratta dal già citato rapporto ANPA [1] – sono riportati i fattori di emissione forniti dal modello COPERT II per il caso delle polveri fini, relativi al parco veicolare italiano aggiornato al 1997. Come si può osservare, l'unica categoria veicolare di cui il modello tiene conto nelle emissioni delle polveri sono – e per intero – i veicoli *diesel*, e più precisamente tutte le autovetture, gli autocarri di ogni peso ed età e gli autobus urbani. Si assume quindi che nessuna delle altre classi veicolari contribuisca alle emissioni di questo inquinante, segnatamente i ciclomotori

(<50cc) e i motocicli (<150 cc) a due tempi, pur sospettati di essere responsabili di significativi rilasci di PTS nelle aree urbane.

Il modello COPERT II per la stima delle emissioni da PTS è già stato applicato con risultati soddisfacenti nell'area della città di Montevarchi (AR) [9].

**Tab. 2** – Fattori di emissione medi di particolato fine PM (g/veic\*Km) del modello COPERT II per il parco veicolare italiano del 1997 (Fonte: [1])

PM (g/veic·km)	Tipo di veicolo e Periodo di immatricolazione	Categoria veicolare	Percorso	Ciclo di guida		
				Urbano	Extra urbano	Auto-stradale
Autovetture Immatricolate fino al 1994 (convenzionali)	Diesel <2,0 l	a caldo		0,2712	0,1428	0,2058
		totale		0,4841	0,2015	0,2058
Autovetture Immatricolate 1994-1996 (ecodiesel 91/441/EEC)	Diesel >2,0 l	a caldo		0,2712	0,1360	0,2532
		totale		0,4841	0,2007	0,2532
Autovetture Immatricolate dal 1997 (ecodiesel 94/12/EEC)	Diesel <2,0 l	a caldo		0,0633	0,0248	0,0548
		totale		0,1130	0,0385	0,0548
Autovetture Immatricolate dal 1997 (ecodiesel 94/12/EEC)	Diesel >2,0 l	a caldo		0,0633	0,0233	0,0728
		totale		0,1130	0,0384	0,0728
Comm. Legg. Immatricolati fino al 1994 (convenzionali)	Diesel <3,5 t	a caldo		0,2792	0,2880	0,3212
		totale		0,4987	0,3068	0,3212
Comm. Legg. Immatricolati 1994-1997 (93/59/EEC)	Diesel <3,5 t	a caldo		0,1562	0,0827	0,1072
		totale		0,2789	0,0932	0,1072
Comm. Pes. Immatricolati fino al 1993 (convenzionali)	Diesel >3,5 t	a caldo		0,9218	0,4439	0,4070
		totale		0,9218	0,4439	0,4070
Comm. Pes. Immatricolati 1993-1996 (91/542/EEC stage I)	Diesel >3,5 t	a caldo		0,6606	0,3194	0,2888
		totale		0,6606	0,3194	0,2888
Comm. Pes. Immatricolati dal 1997 (91/542/EEC stage II)	Diesel >3,5 t	a caldo		0,2992	0,1424	0,1198
		totale		0,2992	0,1424	0,1198

### 2.2.2 La composizione del parco veicolare

Nella modellizzazione delle emissioni inquinanti da traffico la conoscenza del parco veicolare circolante, ovvero come l'intero parco viaggiante si ripartisca nelle diverse classi veicolari, rappresenta un *input* fondamentale (Fig. 6). Ciò in quanto – evidentemente – ciascuna classe veicolare è caratterizzata da differenti modalità di alimentazione, combustione, condizioni operative, e quindi da differenti modalità di emissione, tutte informazioni che risultano essenziali per ogni modello matematico di emissione.

Ogni classe veicolare è caratterizzata in genere da gradi di disaggregazione via via crescenti, in accordo con la normativa europea.

In Tab. 3 è mostrato un esempio di classificazione del parco veicolare.

## 2. Applicazione dei modelli

**Tab. 3** – Estratto della classificazione del parco veicolare secondo le modalità di disaggregazione previste dall'inventario ANPA 1997 [1].

CLASSE	TIPO	PROPULSIONE	OMOLOGAZIONE	PERIODO DI RIFERIMENTO	CILINDRATA	PESO
ABE31	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	< 1400	< 2,5 t
ABE32	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	1400 - 2000	< 2,5 t
ABE33	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	> 2000	< 2,5 t
ABE41	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	< 1400	< 2,5 t
ABE42	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	1400 - 2000	< 2,5 t
ABE43	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	> 2000	< 2,5 t
ABE51	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	< 1400	< 2,5 t
ABE52	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	1400 - 2000	< 2,5 t
ABE53	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	> 2000	< 2,5 t
ABE61	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	< 1400	< 2,5 t
ABE62	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	1400 - 2000	< 2,5 t
ABE63	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	> 2000	< 2,5 t
AD01	Auto	Diesel	Convenzionali	prima del 30/06/1994	< 2000	< 2,5 t
AD02	Auto	Diesel	Convenzionali	prima del 30/06/1994	> 2000	< 2,5 t
AD11	Auto	Diesel	91/441/EEC	01/07/1994 - 31/12/1996	< 2000	< 2,5 t
AD12	Auto	Diesel	91/441/EEC	01/07/1994 - 31/12/1996	> 2000	< 2,5 t
AD21	Auto	Diesel	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	< 2000	< 2,5 t
AD22	Auto	Diesel	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	> 2000	< 2,5 t

**Tab. 4** – Numero totale e percentuale di veicoli immatricolati in Italia secondo la classificazione dell'inventario ANPA 1997 [1].

ID	CLASSE	TIPO	PROPULSIONE	OMOLOGAZIONE	PERIODO DI RIFERIMENTO	CILINDRATA	PESO	N. veicoli	%
1	ABE01	Auto	Benzina	PRE ECE	prima del 31/03/1973	< 1400	< 2,5 t	2,087,255	4.9567
2	ABE02	Auto	Benzina	PRE ECE	prima del 31/03/1973	1400 - 2000	< 2,5 t	308,454	0.7325
3	ABE03	Auto	Benzina	PRE ECE	prima del 31/03/1973	> 2000	< 2,5 t	17,080	0.0406
4	ABE11	Auto	Benzina	ECE 15/00-01	01/04/1973 - 31/09/1978	< 1400	< 2,5 t	8,992,457	21.3546
5	ABE12	Auto	Benzina	ECE 15/00-01	01/04/1973 - 31/09/1978	1400 - 2000	< 2,5 t	2,688,204	6.3837
6	ABE13	Auto	Benzina	ECE 15/00-01	01/04/1973 - 31/09/1978	> 2000	< 2,5 t	45,346	0.1077
7	ABE21	Auto	Benzina	ECE 15/02	01/10/1978 - 31/12/1981	< 1400	< 2,5 t	3,938,947	9.3539
8	ABE22	Auto	Benzina	ECE 15/02	01/10/1978 - 31/12/1981	1400 - 2000	< 2,5 t	2,001,739	4.7536
9	ABE23	Auto	Benzina	ECE 15/02	01/10/1978 - 31/12/1981	> 2000	< 2,5 t	100,935	0.2397
10	ABE31	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	< 1400	< 2,5 t	146,802	0.3486
11	ABE32	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	1400 - 2000	< 2,5 t	1,236,795	2.9370
12	ABE33	Auto	Benzina	ECE 15/03	01/01/1982 - 31/12/1984	> 2000	< 2,5 t	628,555	1.4926
13	ABE41	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	< 1400	< 2,5 t	31,422	0.0746
14	ABE42	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	1400 - 2000	< 2,5 t	304,658	0.7240
15	ABE43	Auto	Benzina	ECE 15/04	01/01/1985 - 31/12/1992	> 2000	< 2,5 t	113,157	0.2687
16	ABE51	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	< 1400	< 2,5 t	8,100	0.0192
17	ABE52	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	1400 - 2000	< 2,5 t	1,026,945	2.4387
18	ABE53	Auto	Benzina	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	> 2000	< 2,5 t	108,992	0.2588
19	ABE61	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	< 1400	< 2,5 t	15,309	0.0364
20	ABE62	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	1400 - 2000	< 2,5 t	360,771	0.8567
21	ABE63	Auto	Benzina	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	> 2000	< 2,5 t	134,489	0.3194
22	AD01	Auto	Diesel	Convenzionali	prima del 30/06/1994	< 2000	< 2,5 t	1,606,694	3.8155
23	AD02	Auto	Diesel	Convenzionali	prima del 30/06/1994	> 2000	< 2,5 t	215,997	0.5129
24	AD11	Auto	Diesel	91/441/EEC	01/07/1994 - 31/12/1996	< 2000	< 2,5 t	20,373	0.0484
25	AD12	Auto	Diesel	91/441/EEC	01/07/1994 - 31/12/1996	> 2000	< 2,5 t	1,795,285	4.2633
26	AD21	Auto	Diesel	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	< 2000	< 2,5 t	643,083	1.5271
27	AD22	Auto	Diesel	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	> 2000	< 2,5 t	1,120,285	2.6604
28	AGPL01	Auto	GPL	Convenzionali	prima del 31/12/1992	-	< 2,5 t	112,758	0.2678
29	AGPL02	Auto	GPL	91/441/EEC	01/01/1993 - 31/12/1996	-	< 2,5 t	22,202	0.0527
30	AGPL03	Auto	GPL	94/12/EEC	01/01/1997 - 31/12/2000	-	< 2,5 t	1,148,942	2.7284
31	AMBE01	Autocarri/Motocarri	Benzina	Convenzionali	prima del 30/09/1994	-	< 3,5 t	21,582	0.0513
32	AMBE02	Autocarri/Motocarri	Benzina	93/59/EEC	01/10/1994 - 30/09/1998	-	< 3,5 t	14,389	0.0342
33	AMBE11	Autocarri/Motocarri	Benzina	Convenzionali	tutto	-	3,5 - 16 t	29,245	0.0694
34	AMD01	Autocarri/Motocarri	Diesel	Convenzionali	prima del 30/09/1994	-	< 3,5 t	12,533	0.0298
35	AMD02	Autocarri/Motocarri	Diesel	93/59/EEC	01/10/1994 - 30/09/1998	-	< 3,5 t	53,474	0.1270
36	AMD11	Autocarri/Motocarri	Diesel	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	3,5 - 7,5 t	379,437	0.9011
37	AMD12	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	3,5 - 7,5 t	7,682	0.0182
38	AMD13	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	3,5 - 7,5 t	5,121	0.0122
39	AMD21	Autocarri/Motocarri	Diesel	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	7,5 - 16 t	13,253	0.0315
40	AMD22	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	7,5 - 16 t	5,680	0.0135
41	AMD23	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	7,5 - 16 t	337,652	0.8018
42	AMD31	Autocarri/Motocarri	Diesel	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	16 - 32 t	225,101	0.5346
43	AMD32	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	16 - 32 t	208,543	0.4952
44	AMD33	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	16 - 32 t	89,375	0.2122
45	AMD41	Autocarri/Motocarri	Diesel	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	> 32 t	334,529	0.7944
46	AMD42	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	> 32 t	1,431,933	3.4004
47	AMD43	Autocarri/Motocarri	Diesel	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	> 32 t	15,955	0.0379
48	BUS01	Bus	Urbani	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	-	901	0.0021
49	BUS02	Bus	Urbani	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	-	4,875	0.0116
50	BUS03	Bus	Urbani	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	-	557	0.0013
51	BUS11	Bus	Extraurbani	Convenzionali	prima del 30/09/1993	-	-	3,824	0.0091
52	BUS12	Bus	Extraurbani	91/542/EEC (Stage I)	01/10/1993 - 30/09/1996	-	-	14,548	0.0345
53	BUS13	Bus	Extraurbani	91/542/EEC (Stage II)	dopo il 01/10/1997	-	-	58,908	0.1399
54	CM	Ciclomotori	Miscela	Convenzionali	prima del 30/06/1999	< 50	-	4,820,531	11.4474
55	MOTO1	Motoveicoli	Benzina	Convenzionali	prima del 30/06/1999	50 - 250	-	1,367,251	3.2488
56	MOTO2	Motoveicoli	Benzina	Convenzionali	prima del 30/06/1999	250 - 750	-	1,215,334	2.8861
57	MOTO3	Motoveicoli	Benzina	Convenzionali	prima del 30/06/1999	> 750	-	455,750	1.0823
100	TOTALE							42,110,194	100.0000

Ogni classe – individuata da un opportuno codice – è definita da una serie di specifiche caratteristiche, come la tipologia (autovetture, veicoli merci leggeri o pesanti, etc.), l'alimentazione (benzina, *diesel*, GPL), la normativa europea di omologazione (alla quale è univocamente associato il periodo di immatricolazione), la cilindrata, e infine il peso. Nella forma più disaggregata, quindi, ogni classe è definita dalla diversa combinazione di ciascuna di tali caratteristiche, mentre alternativamente è possibile operare una classificazione più aggregata, ad es. raggruppando per tipo di veicolo o per alimentazione o per cilindrata, etc.

La classificazione del parco veicolare alla quale ci si è riferiti nel caso in esame (relativo al 1996) è la più aggiornata disponibile a livello nazionale: si tratta di quella, aggiornata al 1997, contenuta nel già citato rapporto ANPA [1]. In accordo con la disaggregazione illustrata sopra, essa prevede la suddivisione del parco circolante in 57 diverse classi veicolari; per ciascuna di esse viene fornito il numero totale di veicoli immatricolati al 1997.

Non disponendo di dati sul parco circolante a livello locale (ad es., a livello comunale), è stato necessario assumere come ipotesi di lavoro quella secondo cui la ripartizione veicolare lungo entrambe le strade in esame coincide con quella a livello nazionale.

I dati numerici di tale inventario nazionale sono riassunti in Tab. 4. In essa si può notare come il numero complessivo di veicoli immatricolati in Italia al 1997 sia di oltre 42 milioni di unità.

Nelle figure che seguono vengono fornite, a titolo d'esempio, alcune rappresentazioni grafiche dei dati del parco veicolare in questione, secondo alcune tipiche aggregazioni: per tipo di veicolo (Fig. 8), per alimentazione (Fig. 9) ed infine – relativamente alle sole autovetture – per età di immatricolazione (Fig. 10).

Particolarmente significativa è la ripartizione veicolare per tipo di combustibile impiegato (Fig. 9), perché da essa emerge come la percentuale di veicoli *diesel* sia dell'ordine del 20%. Tale informazione risulta particolarmente rilevante per l'applicazione in esame, ricordando che il modello COPERT prende in considerazione unicamente i rilasci di PTS dovuti a tale categoria veicolare (Tab. 2): ciò significa, in sostanza, che solo tale aliquota del 20% del totale contribuisce alla produzione del particolato – come emissione diretta – nei due siti urbani presi in esame, e che quindi l'apporto di tutte le altre categorie veicolari sia considerato praticamente nullo.

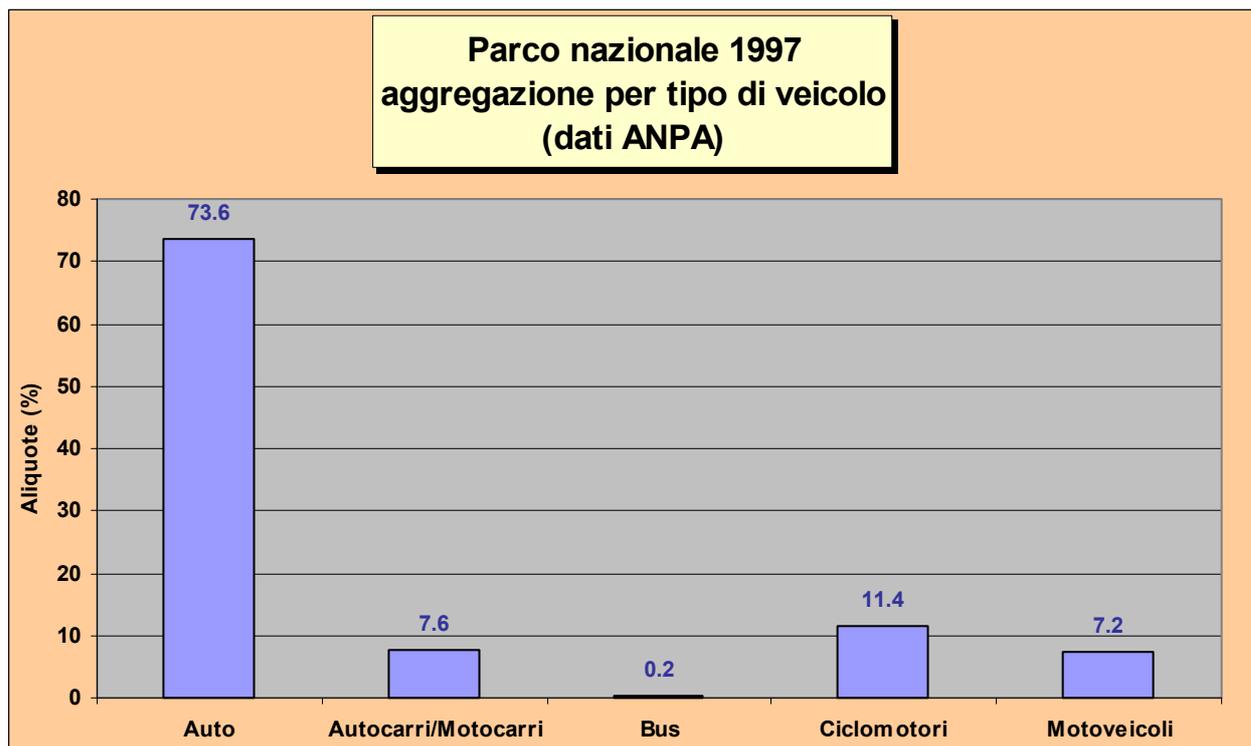


Fig. 8 - Aggregazione del parco veicolare per tipologia di veicolo (dati ANPA 1997).

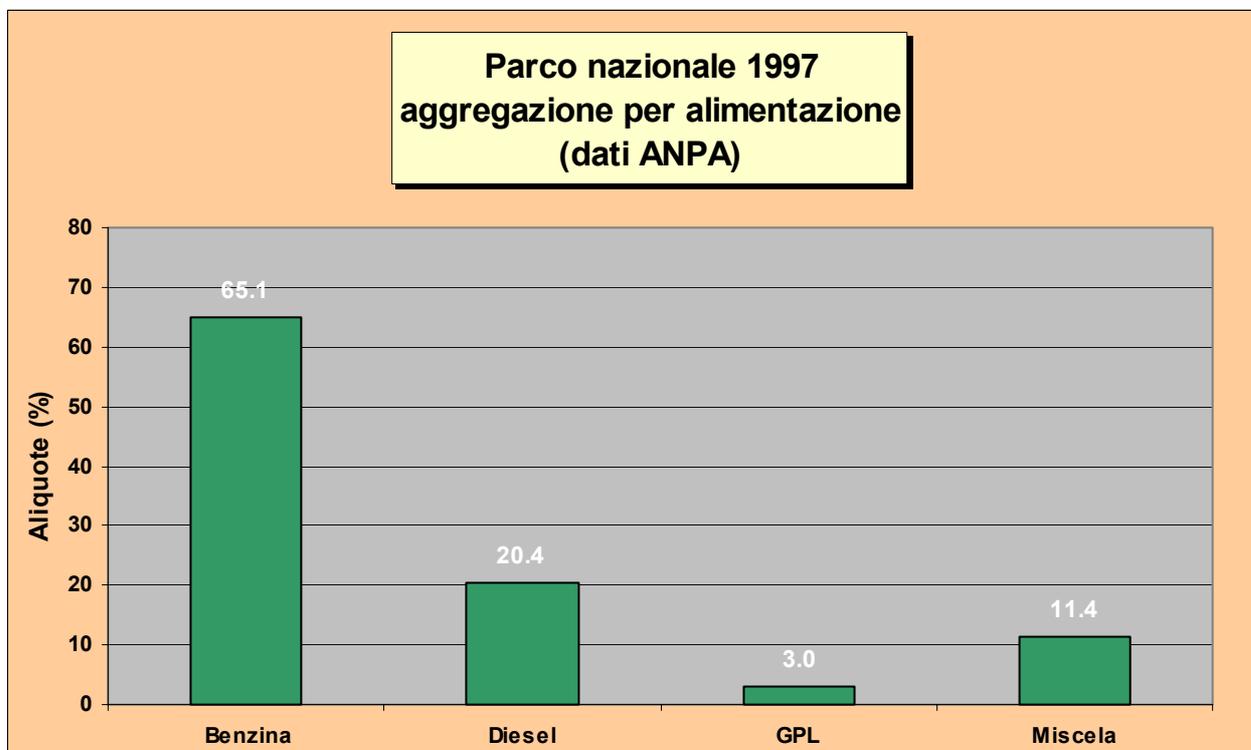
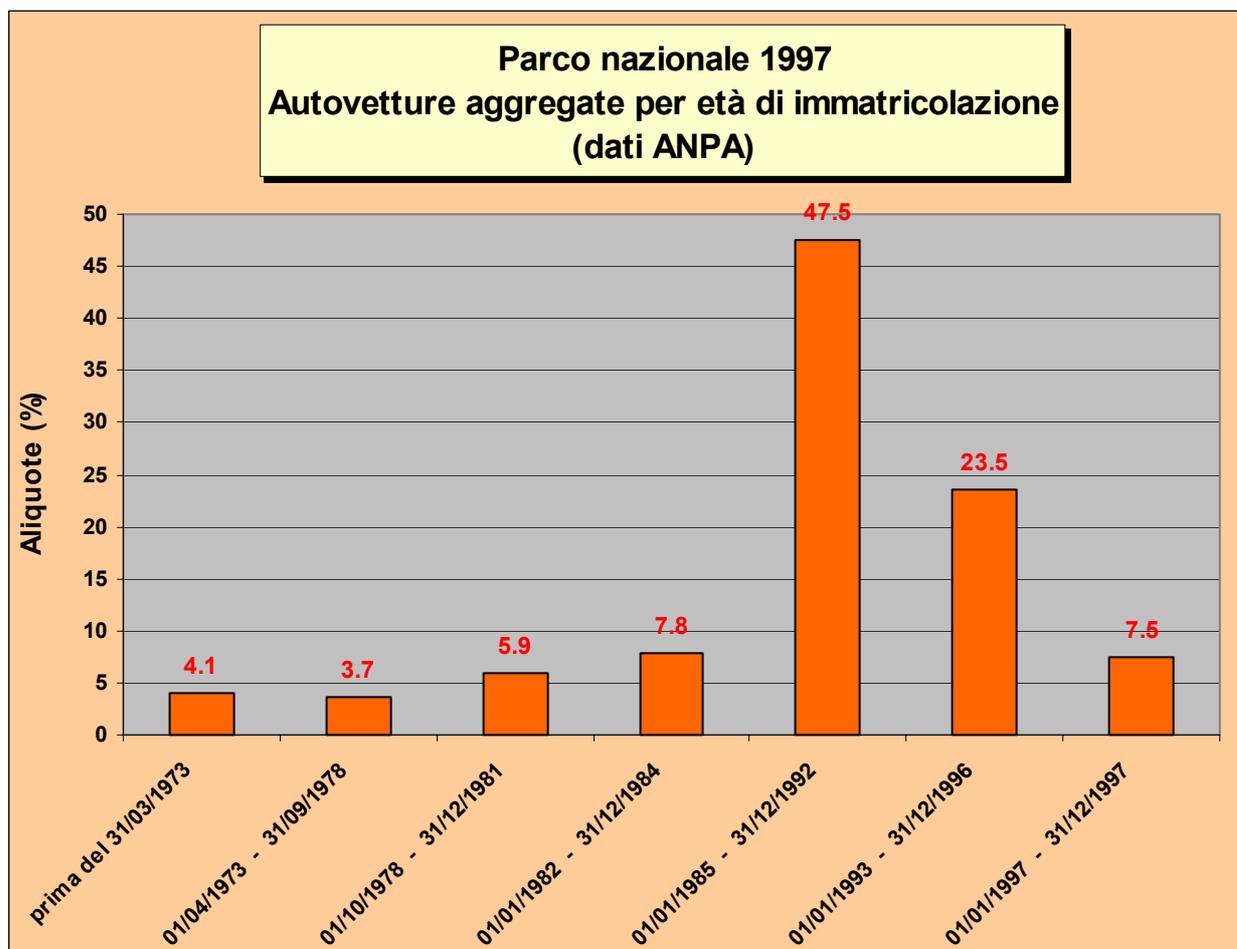


Fig. 9 - Aggregazione del parco veicolare per tipo di alimentazione (dati ANPA 1997).



**Fig. 10** – Aggregazione delle autovetture del parco veicolare per età di immatricolazione (dati ANPA 1997).

### 2.2.3 I siti di studio

Come preannunciato, l'applicazione della modellistica diffusionale nella città di Firenze è stata effettuata in corrispondenza di una strada a *canyon* (Via Ponte alle Mosse) e di una grande arteria di scorrimento a morfologia aperta (Viale F.lli Rosselli). Oltre a rientrare tra le principali morfologie presenti in ambito urbano, tali siti risultano idonei ad uno studio modellistico in quanto entrambi provvisti di stazioni di misura delle concentrazioni delle polveri.

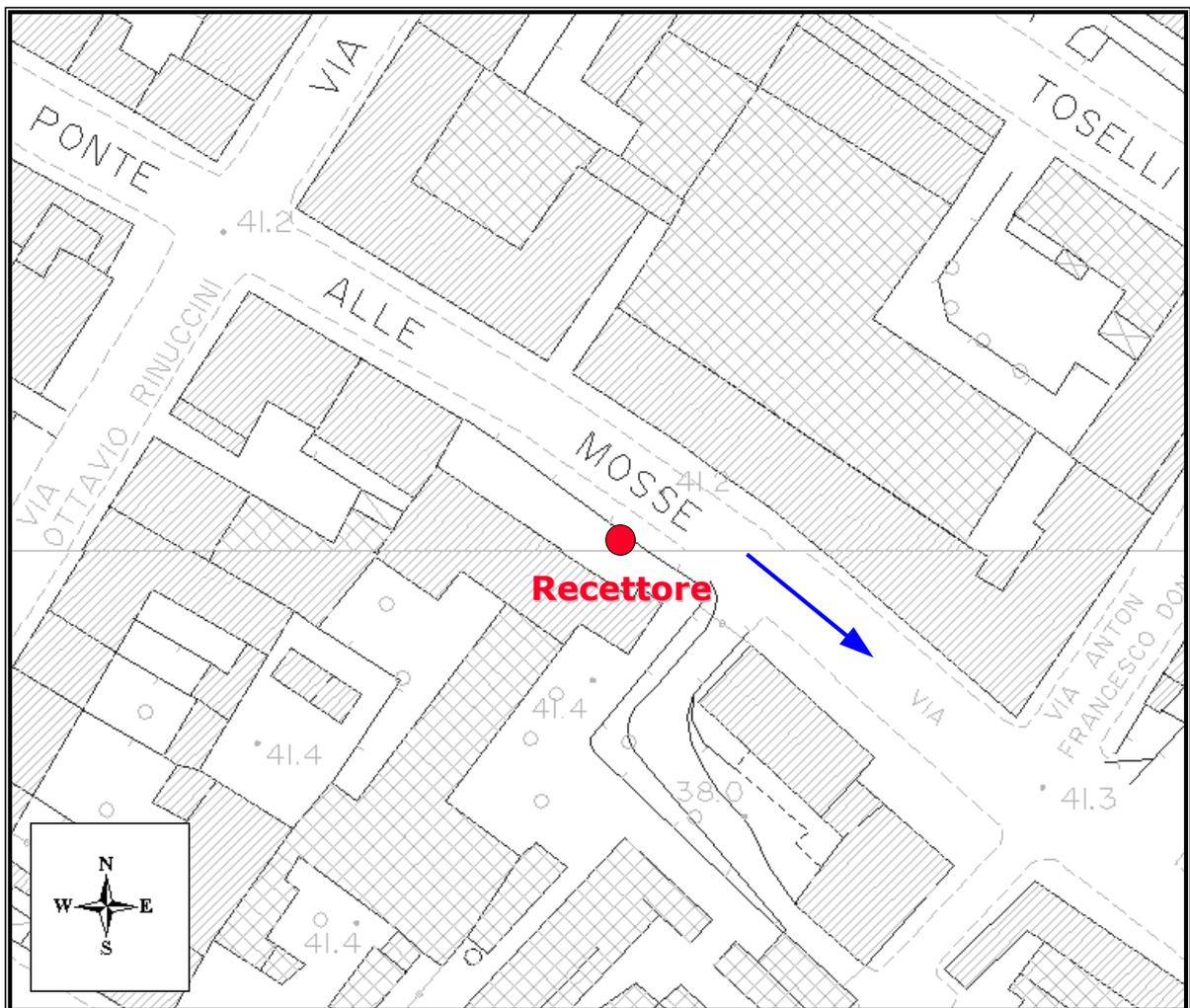
In Fig. 11 è raffigurata la mappa topografica del *canyon* stradale di Via Ponte alle Mosse, con evidenziate anche la posizione del recettore per la misura delle concentrazioni delle polveri e la direzione di percorrenza del transito veicolare.

Nonostante presenti tutta una serie di strade di attraversamento trasversali, Via Ponte alle Mosse è una strada lungo la quale il traffico defluisce in maniera sufficientemente ininterrotta, perlomeno lungo il tratto di transito considerato, cioè quello all'altezza del recettore. Si tratta di una strada a senso unico (direzione Sud-Est)

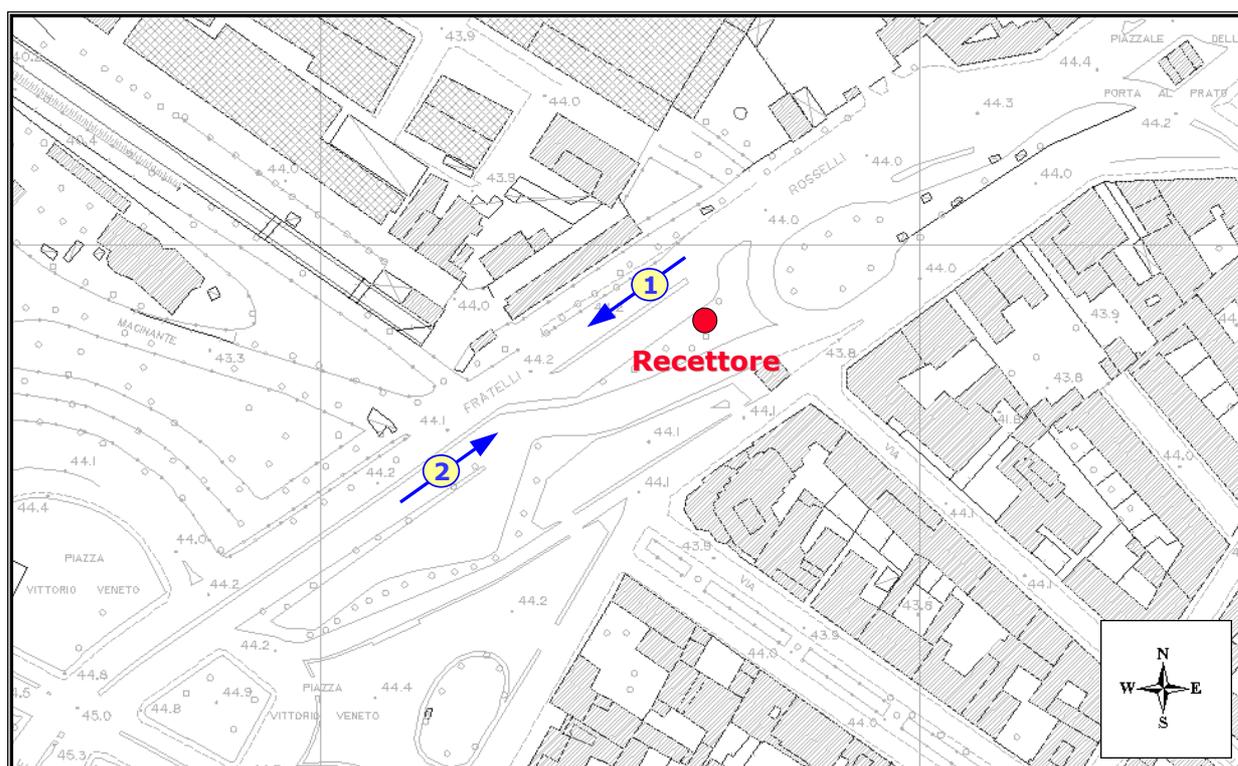
a due corsie, cui infatti è attribuita la priorità viaria rispetto alle altre vie con le quali si interseca (in particolare, rispetto a Via Rinuccini e a Via Doni). Tutto ciò rende quindi ammissibile l'ipotesi di considerare il deflusso dei veicoli pressoché indisturbato, e quindi più o meno costante la velocità media di percorrenza: è pertanto legittimo l'approccio stazionario adottato per la stima delle emissioni inquinanti.

Sebbene sia un *canyon* piuttosto irregolare, sia per il variare dell'altezza degli edifici che per la presenza di locali allargamenti (uno è localizzato proprio in corrispondenza del luogo dove è installata la centralina di misura delle concentrazioni, e cioè nel cortile d'ingresso della locale sede ARPAT), la morfologia di V. Ponte alle Mosse la fa senz'altro rientrare tra le tipologie della tipica strada a *canyon*: essa è caratterizzata da un'altezza media degli edifici di circa 20 m e da una larghezza (in particolare, rispetto al punto-recettore) dell'ordine di 12÷15 m.

Presso la sede dell'ARPAT di V. Ponte alle Mosse è inoltre presente un dispositivo di conteggio orario dei veicoli, utile come *input* per il calcolo delle emissioni.



**Fig. 11** – Mappa topografica del canyon stradale di Via Ponte alle Mosse a Firenze (Fonte: Area SIT e Cartografia del Dip. Politiche Territoriali e Ambientali della Regione Toscana).



**Fig. 12** – Mappa topografica della strada a morfologia aperta di Viale F.lli Rosselli a Firenze (Fonte: Area SIT e Cartografia del Dip. Politiche Territoriali e Ambientali della Regione Toscana).

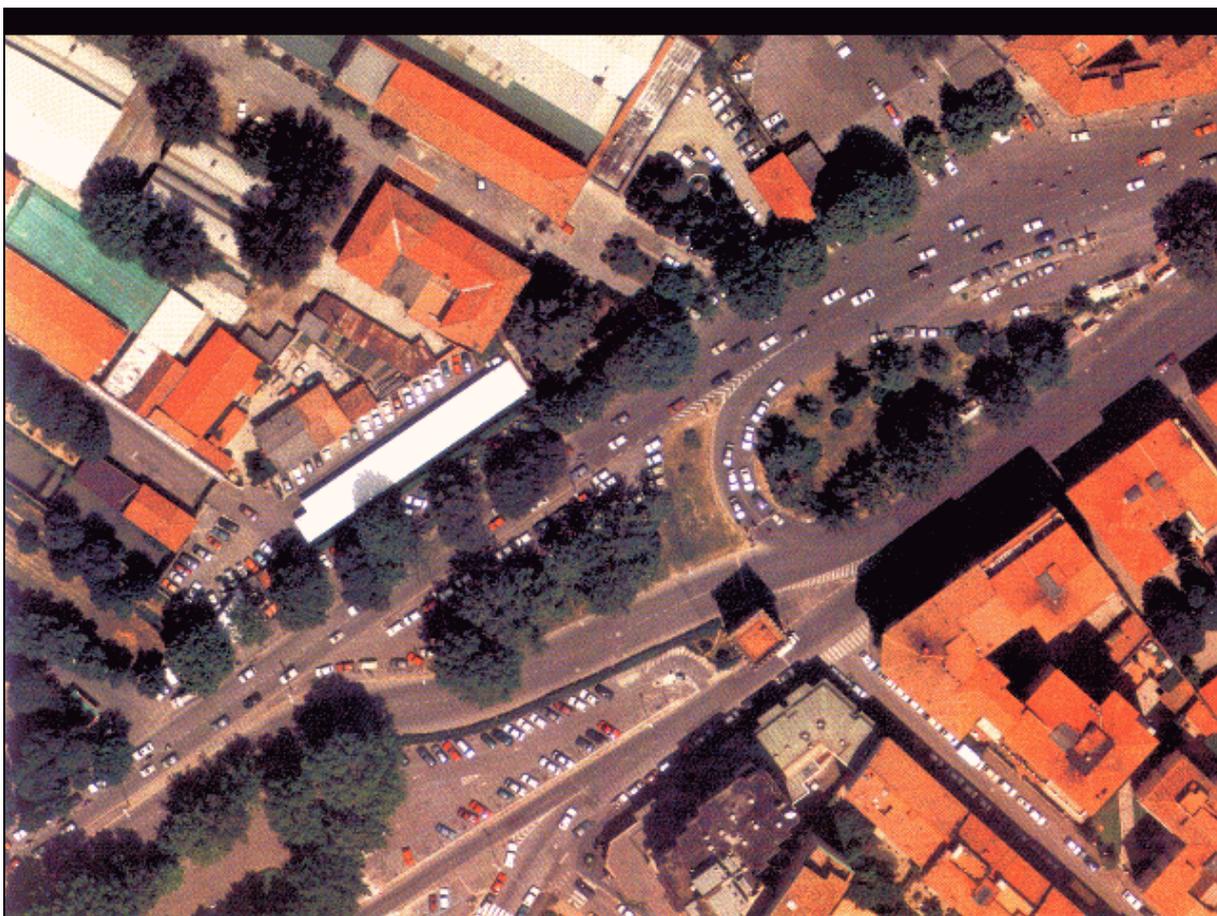
In Fig. 12 è raffigurata la mappa topografica dell'arteria di scorrimento di Viale F.lli Rosselli. Anche in questo caso sono raffigurati anche la posizione del recettore e le direzioni di percorrenza veicolari.

In realtà, V.le Rosselli è una delle arterie di traffico più importanti di Firenze, facente parte della cerchia dei viali che funge da sorta di tangenziale per la città. Quello preso in esame e rappresentato in Fig. 12, in particolare, è solo uno dei tratti di V.le Rosselli, e precisamente quello compreso tra Piazza V. Veneto (ingresso al Parco delle Cascine) e il crocevia di Porta al Prato.

Nonostante da oltre un paio d'anni siano in corso dei sostanziali lavori di modifica della circolazione stradale in tutta la zona, lo scenario viario relativo al periodo storico preso in esame nel presente lavoro (1996) coincide con quello schematizzato in Fig. 12.

Il tratto di V.le Rosselli preso in esame è caratterizzato dal doppio senso di percorrenza: si tratta di una strada a carreggiate separate, ciascuna caratterizzata da due corsie di scorrimento.

La direttrice 1 è delimitata a monte dall'ampia intersezione semaforica del Piazzale di Porta al Prato, e a valle da quella – sempre semaforizzata – “a X” in corrispondenza di Piazza V. Veneto. Proprio in corrispondenza del recettore, tale direttrice presenta una strada interna di parcheggio (Fig. 13).



**Fig. 13** – Foto aerea del tratto di Viale F.lli Rosselli a Firenze in cui è posizionata la centralina ARPAT di riferimento (Fonte: Provincia di Firenze).

La direttrice 2 è delimitata a monte dall'incrocio semaforico a quattro bracci di Piazza V. Veneto e a valle dal semaforo posizionato nel punto – nelle immediate vicinanze del recettore - in cui tale direttrice incontra il tratto stradale circolare di inversione di marcia proveniente dalla direzione opposta (Fig. 13). Alla direttrice 2 di V.le Rosselli è comunque attribuita la priorità – nella fasatura semaforica – rispetto all'altra corrente di traffico.

In definitiva, le condizioni di scorrimento del traffico lungo il tratto di V.le Rosselli considerato possono ritenersi per entrambe le direzioni perlopiù costanti: ciò risulta del tutto legittimo lungo la direttrice 1, e comunque sufficientemente accettabile per la direttrice 2. Anche in questo caso, quindi, appare ragionevole l'approccio stazionario utilizzato per il calcolo delle emissioni.

### **2.2.4 I flussi di traffico**

L'acquisizione dei flussi veicolari lungo le strade in esame esaurisce la conoscenza degli *input* necessari in ingresso alla modellistica di emissione del PTS (Fig. 6).

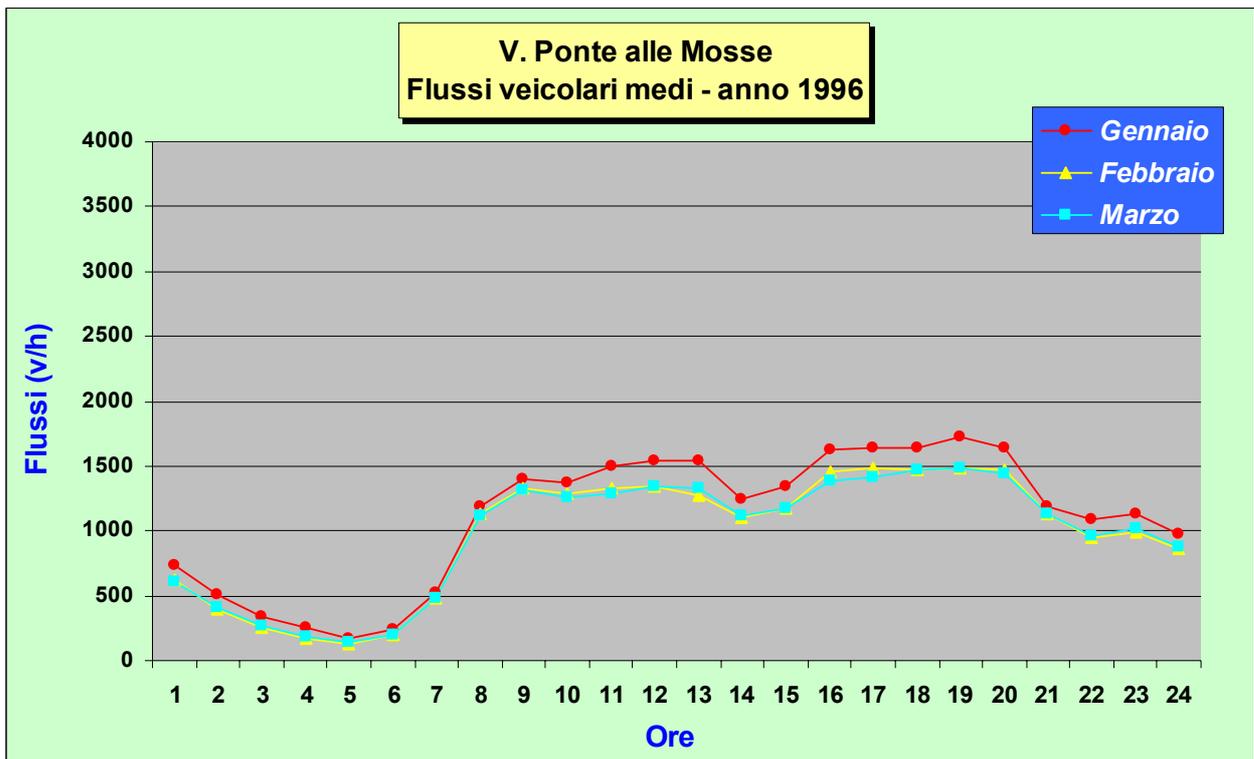


Fig. 14 – Andamento del "giorno medio" mensile dei flussi di traffico misurati lungo V. Ponte alle Mosse a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati ARPAT/Provincia di Firenze).

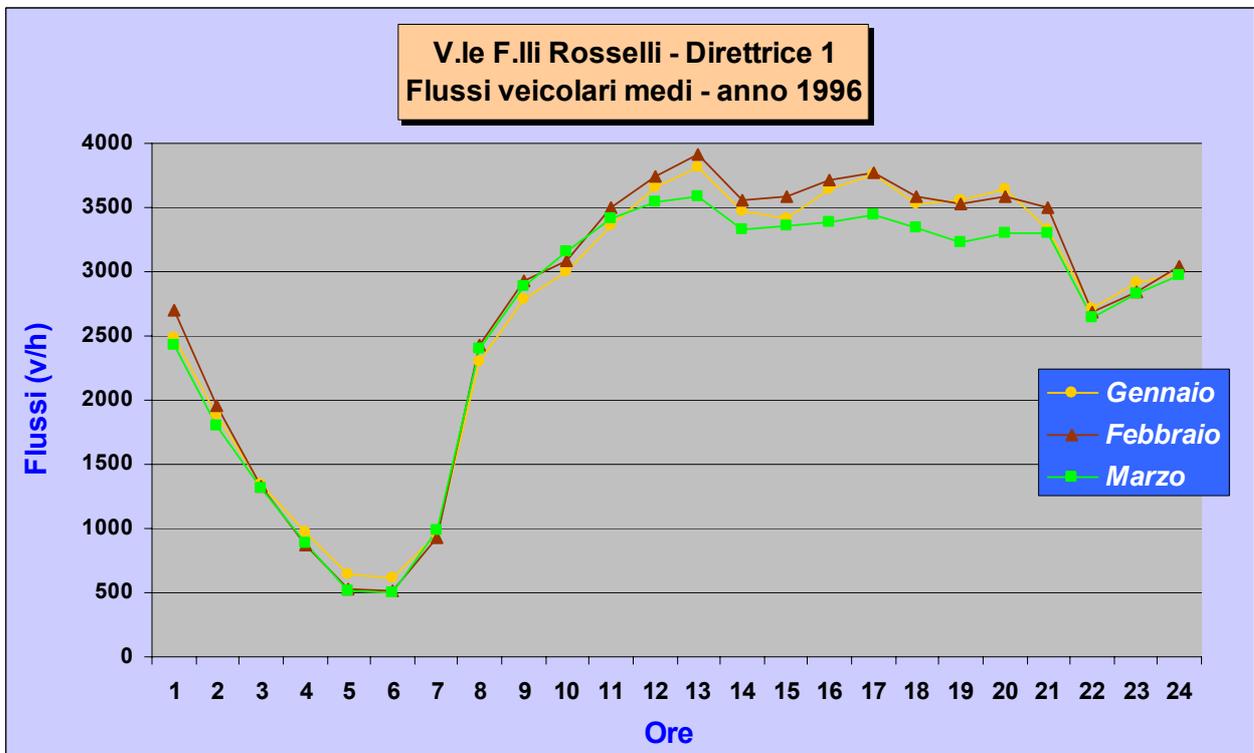


Fig. 15 – Andamento del "giorno medio" mensile dei flussi di traffico misurati lungo la direttrice 1 di V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati Comune di Firenze).

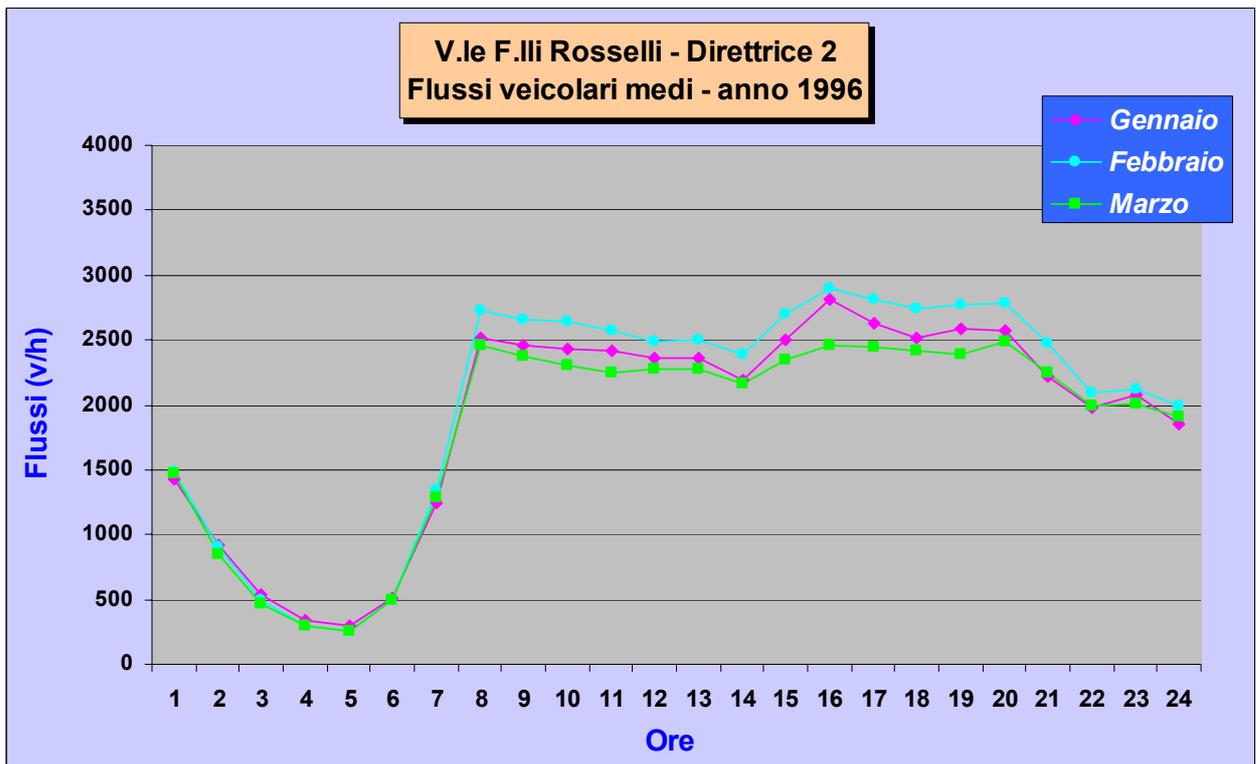


Fig. 16 - Andamento del "giorno medio" mensile dei flussi di traffico misurati lungo la direttrice 2 di V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati Comune di Firenze).

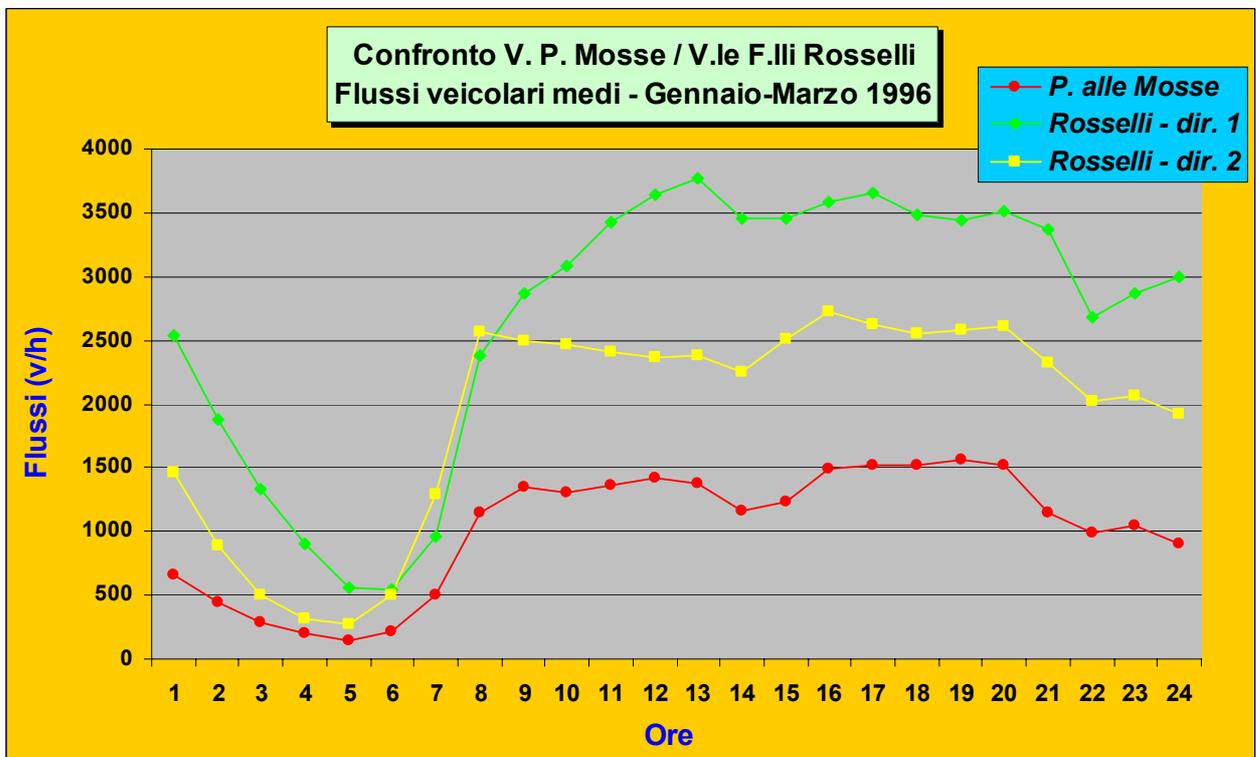


Fig. 17 - Confronto tra gli andamenti dei "giorni medi"- mediati su tre mesi - dei flussi di traffico misurati lungo V. Ponte alle Mosse e lungo le 2 direttrici di V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 (dati ARPAT/Provincia di Firenze e Comune di Firenze).

Come già evidenziato, per il sito di V. Ponte alle Mosse (Fig. 11), i flussi veicolari sono stati forniti dalla locale sede dell'ARPAT, dove è presente un dispositivo di conteggio orario dei veicoli in transito, mentre lungo V.le F.lli Rosselli (Fig. 12) i flussi di traffico in entrambe le direttrici di percorrenza sono stati forniti dall'Assessorato alla Mobilità e ai Trasporti del Comune di Firenze.

Per completare l'analisi relativa all'andamento dei flussi di traffico misurati nei due siti, è stato calcolato, per ogni ora del giorno, la media delle rilevazioni nel corso del periodo temporale in esame, ottenendo così il cosiddetto "giorno medio".

In Fig. 14 è rappresentato il giorno medio - ottenuto come media mensile - dei flussi di traffico misurati lungo V. Ponte alle Mosse, mentre nelle Figg. 15 e 16, rispettivamente, sono illustrati gli analoghi giorni medi dei flussi misurati lungo le due direttrici di V.le F.lli Rosselli. La Fig. 17, infine, dà modo di confrontare gli andamenti mediati sui tre mesi dei tre differenti flussi di traffico misurati.

Dall'analisi di tali figure emerge come il carico veicolare maggiore sia senz'altro quello che si registra lungo la direttrice 1 di V.le Rosselli, mentre meno trafficata risulta essere V. Ponte alle Mosse. Gli andamenti contrapposti illustrati in Fig. 17 risultano eloquenti in tal senso; oltretutto, essi mettono anche in luce come il carico veicolare lungo V.le Rosselli sia apprezzabilmente differente nelle due diverse direzioni di percorrenza.

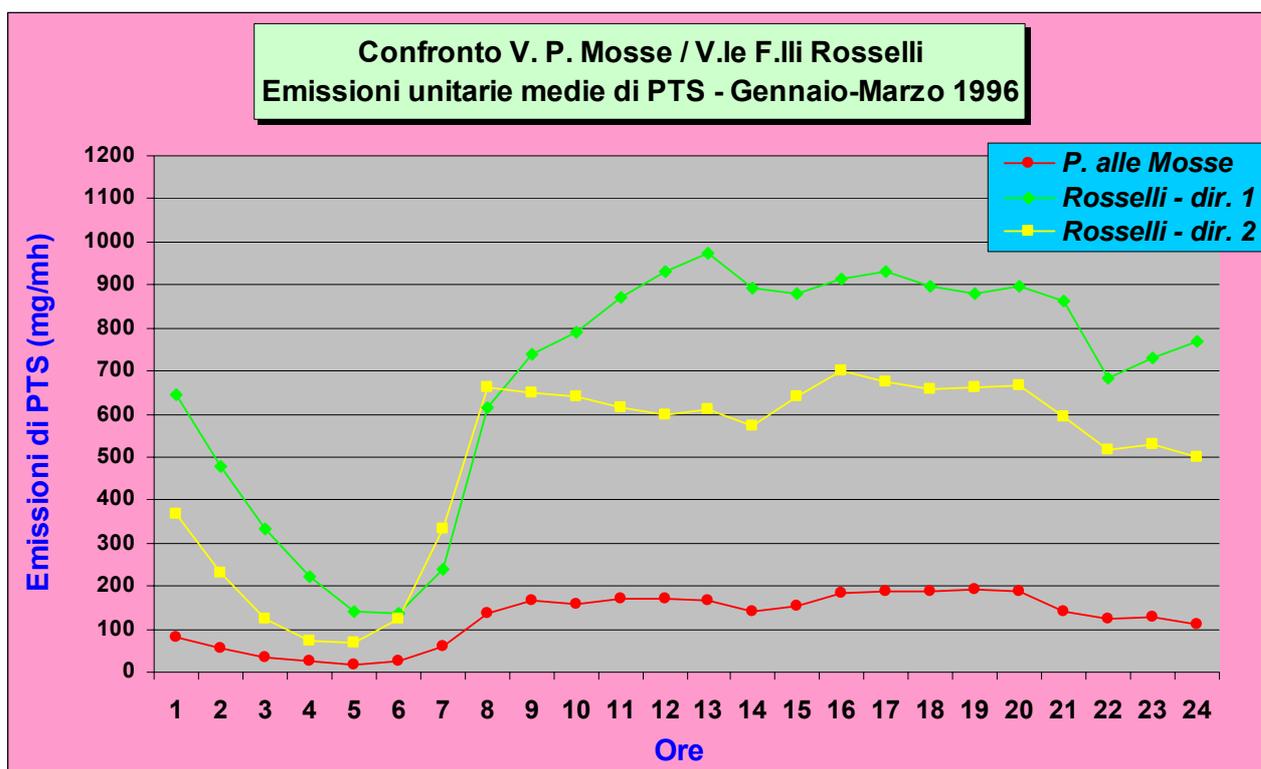
Gli andamenti distinti per mese (Figg. 14, 15 e 16) mostrano una sostanziale omogeneità nella distribuzione giornaliera dei volumi di traffico lungo tutte e tre le direttrici considerate. Gli unici scostamenti relativi si possono notare nelle ore della tarda mattinata e soprattutto del pomeriggio e della sera. Da notare che lungo V. Ponte alle Mosse i flussi di traffico si riducono leggermente tra il mese di Gennaio e quelli di Febbraio e Marzo (Fig. 14). Lungo V.le F.lli Rosselli, invece, il mese di maggior traffico risulta Febbraio, seguito da Gennaio e infine da Marzo, che anche in questo caso si rivela quello di minor traffico (Figg. 15 e 16).

### **2.2.5 Calcolo delle emissioni di PTS nei siti in esame**

Il punto conclusivo dell'applicazione della modellistica di emissione nei due siti presi in esame è naturalmente rappresentato dalla stima dei tassi unitari di emissione del PTS, vale a dire dalle quote di emissione per unità di tempo e di percorrenza riferite al "veicolo equivalente". Come del resto ben evidenziato nello schema generale di Fig. 6, tale valore costituisce l'*output* finale della modellistica di emissione, ma al tempo stesso anche l'*input* principale di quella diffusionale che segue. Tali emissioni calcolate dal modello COPERT costituiscono quindi un risultato intermedio della modellistica

implementata nel presente lavoro, attraverso il quale è possibile trarre interessanti spunti di analisi.

Il grafico di Fig. 18 è l'analogo – riferito delle emissioni unitarie medie di PTS – di quello di Fig. 17 relativo ai flussi veicolari. Esso mostra infatti il confronto degli andamenti del giorno medio – relativo ad un periodo temporale di tre mesi - tra le emissioni lungo V. Ponte alle Mosse e le due direttrici di V.le Rosselli. La stretta dipendenza di tali emissioni dai volumi di traffico risulta palese, considerando che di fatto gli andamenti di Fig. 17 e Fig. 18 risultano praticamente analoghi.



**Fig. 18** – Confronto tra gli andamenti globali delle emissioni unitarie medie giornaliere calcolate dal modello COPERT II lungo V. Ponte alle Mosse e lungo le 2 direttrici di V.le F.lli Rosselli a Firenze nel periodo Gennaio-Marzo 1996 .

## 2.3 Applicazione dei modelli di dispersione

### 2.3.1 I dati meteorologici

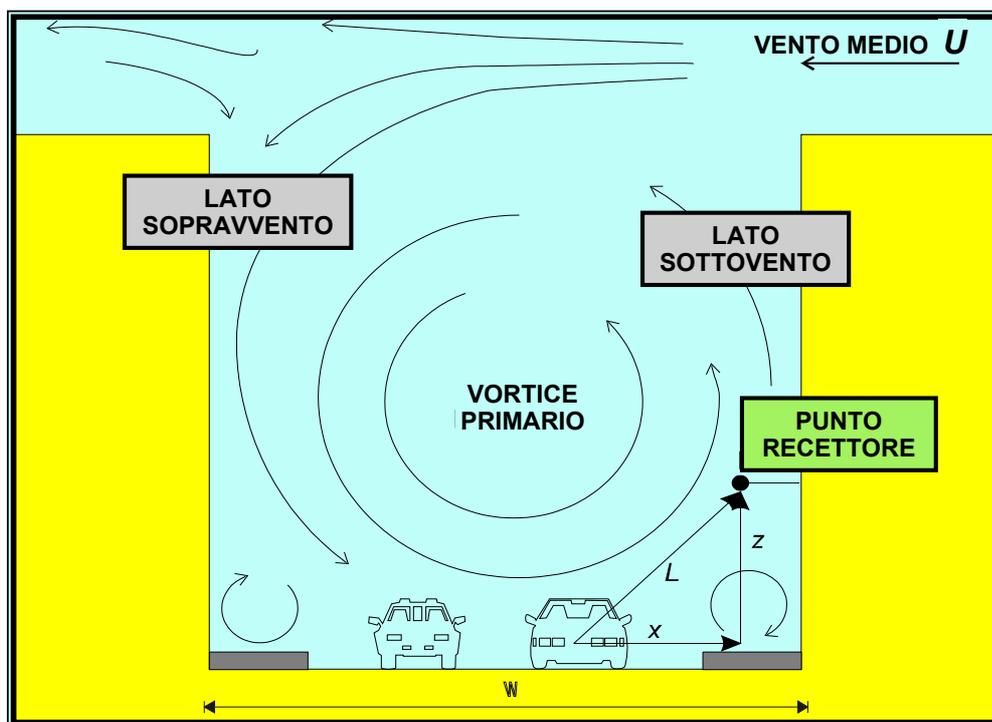
Una volta rilasciate dai condotti di scarico dei veicoli, le polveri vengono trasportate e si diffondono in atmosfera con modalità strettamente legate alle condizioni meteorologiche ricorrenti nell'area. La conoscenza dei più significativi parametri meteorologici rappresenta quindi un dato fondamentale per l'applicazione della modellistica di dispersione (Fig. 6).

Per i due siti stradali presi in esame nella presente ricerca, i dati meteorologici – a cura dell'ARPAT – sono stati acquisiti dalla stazione meteorologica dell'Osservatorio Ximeniano, ubicata nel centro storico di Firenze e posizionata ad una distanza di circa 1.5 e 2 Km da V.le F.lli Rosselli e V. Ponte alle Mosse, rispettivamente (Fig. 1)

In particolare, per l'applicazione del modello di strada a *canyon* a V. Ponte alle Mosse è stato necessario acquisire gli andamenti della velocità e della direzione di provenienza del vento prevalente. L'applicazione del modello CALINE/4 lungo V.le Rosselli ha richiesto anche la conoscenza della deviazione standard della direzione del vento, la temperatura ambiente, la classe di stabilità atmosferica e l'altezza di rimescolamento. Poiché quest'ultimo parametro non viene misurato dalla stazione dello Ximeniano, per il suo calcolo è stato necessario implementare uno specifico algoritmo, basato sulla teoria della similarità, noti la classe di stabilità, la lunghezza di Monin-Obukhov e la lunghezza di rugosità [19].

### 2.3.2 Applicazione del modello di strada a canyon a V. Ponte alle Mosse

L'applicazione della modellistica diffusionale del PTS prodotto dal traffico veicolare all'interno del *canyon* di V. Ponte alle Mosse è stata condotta applicando il modello empirico di strada a *canyon* sviluppato da Johnson e di seguito modificato da Ludwig e Dabberdt [4]. Tale modello fa parte integrante del codice APRAC/3 [15].

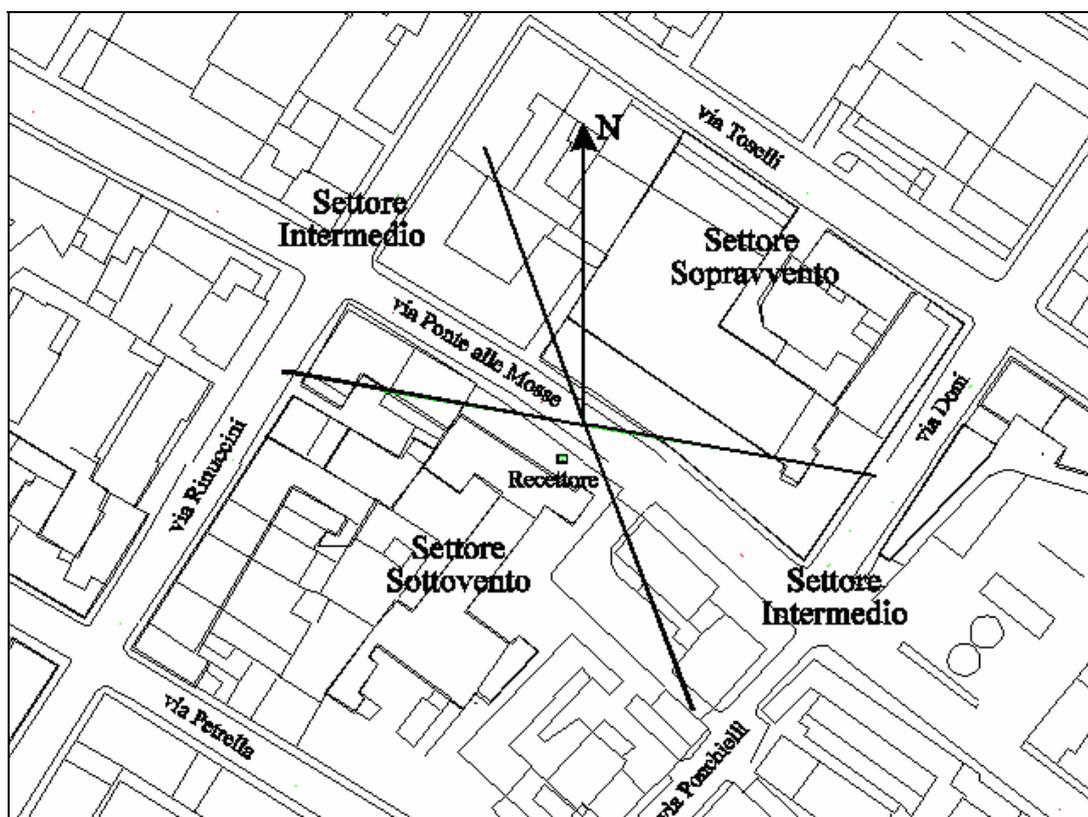


**Fig. 19** – Schematizzazione della circolazione dell'aria trasversalmente alla strada in un canyon urbano.

In verità, per lo stesso sito di V. Ponte alle Mosse a Firenze tale modello è già stato applicato e opportunamente configurato, sia per il caso del CO [17], che per il caso degli NO<sub>x</sub> [10]. Così configurato, esso è stato inoltre integrato all'interno di un Sistema Informativo Geografico finalizzato al controllo della qualità dell'aria nella città di Firenze relativamente agli impatti prodotti dal traffico veicolare<sup>(2)</sup> [8].

Per il caso del PTS, quindi, è stato nuovamente applicato il codice originario del modello di strada a *canyon*, in particolare quello che assume il comportamento dell'inquinante in esame come meramente inerte in atmosfera.

L'assunzione di base su cui poggia il modello di strada a *canyon* è che al suo interno, in presenza di venti a livello degli edifici diretti perlopiù perpendicolarmente all'asse stradale, venga ad innescarsi un moto di circolazione a vortice delle masse d'aria, che fa sì che l'aria venga condotta all'interno del *canyon* da un lato della strada e venga espulsa dall'altro (Fig. 19). Per questa ragione, un recettore all'interno del *canyon*, seppur posto sopravvento rispetto al vento medio a livello dei tetti, risultando sottovento rispetto al vortice, si trova esposto a concentrazioni d'inquinante maggiori che non se si trovasse sul lato opposto della strada.



**Fig. 20** – Schema di applicazione del modello di strada a canyon per il calcolo delle concentrazioni di PTS a V. Ponte alle Mosse a Firenze.

<sup>(2)</sup> La realizzazione del sistema informativo in questione è stata oggetto di un'altra attività di ricerca condotta da F.M.A. e promossa dal C.N.R., e precisamente del "Progetto Finalizzato Trasporti 2" [7].

Il modello prevede il raggruppamento delle direzioni del vento che spirano rispetto all'asse della strada in tre distinti settori angolari centrati sull'asse stradale: un primo settore, che raggruppa venti che comportano per il recettore di V. Ponte alle Mosse, posizionato sulla parte opposta del *canyon*, concentrazioni sopravvento ("leeward") conseguenti all'instaurarsi del moto a vortice; un secondo settore, in posizione opposta al precedente, che raggruppa venti responsabili di concentrazioni sottovento ("windward") per il recettore; un terzo settore, intermedio ai precedenti e suddiviso simmetricamente in due zone, posizionato in direzione parallela all'asse stradale.

Lo schema operativo del modello di strada a *canyon* con la suddivisione in settori applicato a V. Ponte alle Mosse è illustrato in Fig. 20.

In definitiva, le concentrazioni di PTS ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) presso il recettore di V. Ponte alle Mosse in presenza di venti all'interno del settore sottovento ("windward") sono state stimate attraverso l'espressione:

$$\Delta C_w = \frac{K Q_s}{w(U + 0.5)} \frac{H - z}{H}, \quad (1)$$

dove:

- $H$  (m) : altezza media degli edifici lungo la strada;
- $w$  (m) : ampiezza della strada;
- $z$  (m) : quota del recettore dal piano della strada;
- $U$  (m/s) : velocità del vento atmosferico (a livello dei tetti);
- $Q_s$  ( $\mu\text{g}/\text{ms}$ ) : tasso medio di emissione lungo la strada;
- $K$  : costante empirica adimensionale, pari a circa 7;

Quando i venti spirano all'interno del settore sopravvento ("leeward"), le concentrazioni sono state stimate attraverso l'espressione:

$$\Delta C_L = \frac{K Q_s}{(U + 0.5) \left( \sqrt{x^2 + z^2} + L_0 \right)}, \quad (2)$$

dove:

- $x$  (m) : distanza orizzontale del recettore dal centro della strada;
- $L_0$  (m) : lunghezza media dei veicoli, in genere assunta pari a 2 m;

In presenza di venti più o meno paralleli all'asse stradale (settori intermedi), le concentrazioni vengono calcolate come media delle espressioni precedenti:

$$\Delta C_i = \frac{1}{2} (\Delta C_L + \Delta C_w). \quad (3)$$

Per il caso specifico della strada a *canyon* di V. Ponte alle Mosse, i parametri richiesti dal modello sono stati così definiti:

Direzione asse stradale =  $125^\circ$  (a partire da Nord);

$H = 20$  (m) ;

$w = 12$  (m) ;

$z = 3$  (m) ;

$x = 10$  (m) .

Sempre relativamente ai parametri numerici adottati per il *canyon* di V. Ponte alle Mosse, occorre osservare che l'ampiezza dei settori di vento è stata assunta coincidente con quella del modello di strada a *canyon* presente all'interno del codice di calcolo di APRAC/3. A differenza delle applicazioni condotte per il caso del CO e degli NO<sub>x</sub> all'interno del medesimo sito a Firenze, dove i settori sopravvento e sottovento presentavano un'ampiezza di  $120^\circ$  ciascuno, a fronte di una di  $60^\circ$  ciascuno dei due settori intermedi, nel caso in esame si è scelta infatti la configurazione originaria di APRAC/3, e precisamente quella che prevede quattro settori di uguale ampiezza, pari a  $90^\circ$  ciascuno. Tale configurazione ha infatti fornito risultati più soddisfacenti rispetto alla configurazione precedente.

### **2.3.3 Applicazione del modello CALINE/4 a V.le F.lli Rosselli**

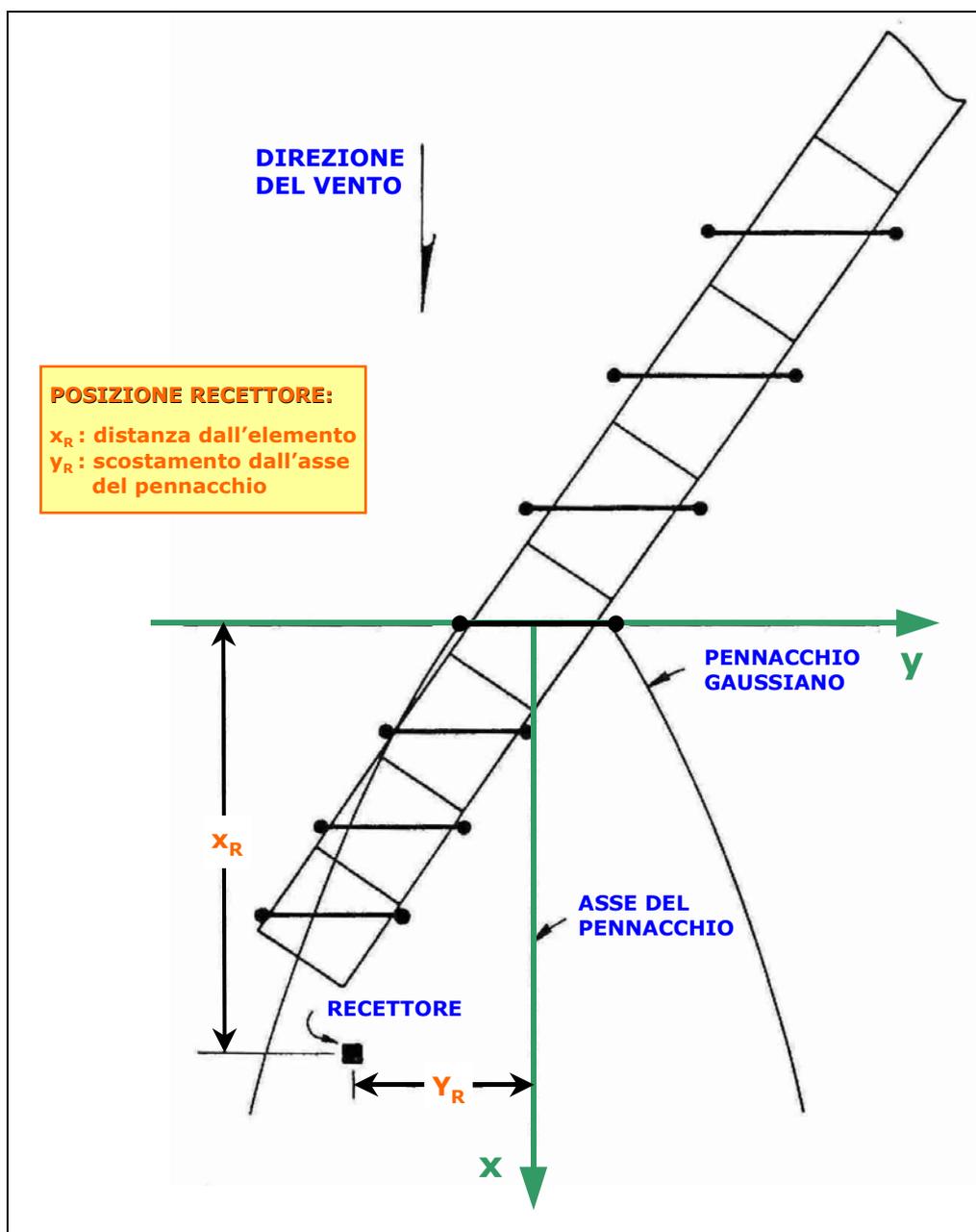
CALINE/4 è uno dei modelli di dispersione che meglio si prestano allo studio dell'inquinamento da traffico veicolare, sia in ambito urbano che extraurbano e autostradale [2]. Sviluppato dal dipartimento dei trasporti californiano ("Caltrans") a partire dagli anni '70 e attualmente approdato alla versione 4, è basato sull'equazione di diffusione gaussiana ed utilizza il concetto di "zona di rimescolamento" per descrivere la dispersione stradale. Gestisce quattro tra i principali inquinanti da traffico: il CO, gli NO<sub>x</sub>, i gas inerti e le polveri.

Dell'applicazione di tale modello esiste anche in Italia una cospicua e documentata letteratura: tra tutte, va senz'altro citata l'esperienza del Prof. Festa [6].

A partire da una data sorgente lineare di traffico, note le condizioni meteorologiche e la geometria del sito, CALINE/4 è in grado di stimare le concentrazioni inquinanti per recettori posti fino a una distanza di 500 m rispetto alla strada, fino ad un massimo di 20 recettori in tutto.

La filosofia di fondo del modello è quella di ridurre all'essenziale la mole di dati in ingresso richiesta all'utente, e ciò ne fa – come rimarcato – uno degli strumenti più semplici ancorché affidabili da utilizzare. Altro punto a favore di CALINE/4 è la sua

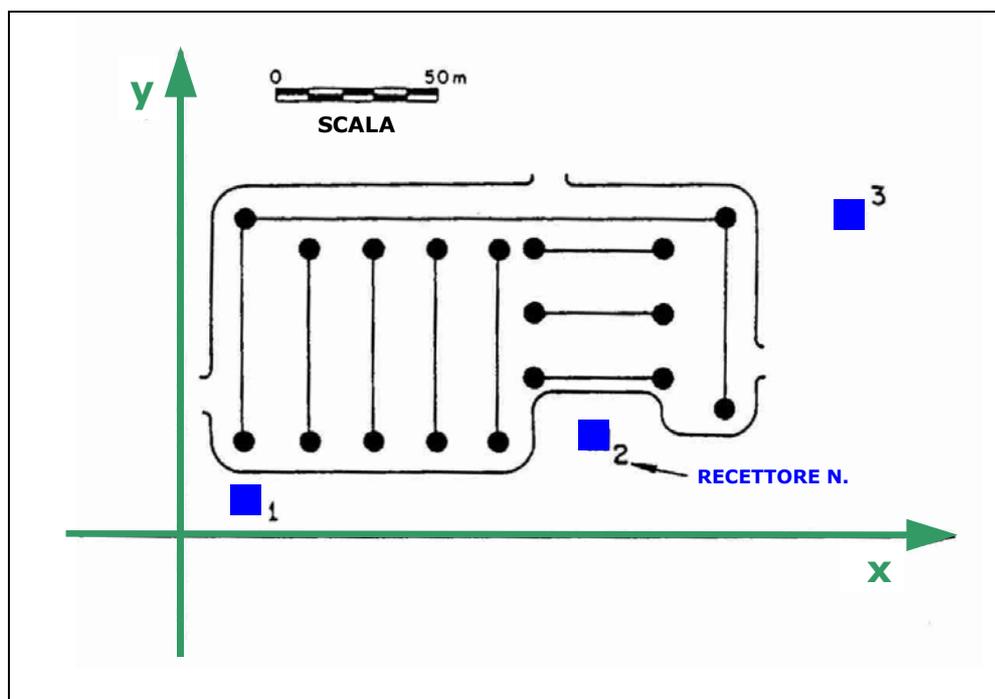
notevole versatilità, nel senso che si presta a gestire tutte le principali morfologie urbane che tipicamente si possono presentare, come i tratti stradali (a raso, in rilevato o in trincea), le intersezioni semaforiche e le aree di parcheggio. Gestisce anche le strade a *canyon*, anche se con un approccio del tutto diverso da quello del modello empirico presentato in precedenza: il caso della strada a *canyon* – in presenza di ostacoli alla diffusione orizzontale – viene attivato solo quando i venti sono diretti perlopiù parallelamente all'asse stradale, attraverso un algoritmo che simula le riflessioni multiple delle traiettorie delle particelle inquinanti sulle pareti degli edifici.



**Fig. 21** – Schema di scomposizione della sede stradale in sorgenti lineari fittizie da parte di CALINE/4 per il calcolo della dispersione.

CALINE/4 è per definizione un modello di dispersione gaussiano per sorgenti lineari. Esso suddivide idealmente una sorgente lineare (un arco stradale) in porzioni di lunghezza diseguale, determinando quest'ultima in funzione della direzione del vento e della posizione rispetto alla strada del recettore presso il quale si vuole stimare la concentrazione. Ognuna di tali porzioni stradali viene schematizzata come una sorgente lineare fittizia di emissione, perpendicolare alla direzione del vento, e da ciascuna di esse viene quindi simulato un processo di dispersione gaussiana (Fig. 21). Ogni arco stradale viene quindi modellizzato come una sorgente lineare finita "equivalente" posta perpendicolarmente alla direzione del vento e centrata nel punto centrale di ogni singolo elemento, assumendo un sistema di riferimento cartesiano locale orientato secondo la direzione del vento e con l'origine coincidente con tale punto centrale [16].

CALINE/4 è in grado di trattare contemporaneamente fino a 20 archi stradali. Tale approccio "multilink" risulta un comodo ed intuitivo modo per risolvere situazioni stradali più complesse del semplice arco stradale o delle intersezioni a più bracci, come ad esempio gli archi stradali curvilinei (attraverso una spezzata che approssima la curvatura del tracciato stradale) o le aree di parcheggio, dove si possono prendere in esame come altrettante sorgenti lineari "equivalenti" le diverse vie di deflusso dei veicoli, secondo lo schema proposto nell'esempio rappresentato in Fig. 22.



**Fig. 22** – Schematizzazione della modellizzazione della dispersione nelle aree di parcheggio da parte di CALINE/4 utilizzando una serie di sorgenti di emissione lineari "equivalenti".

Come il modello di strada a *canyon*, anche CALINE/4 è un modello in grado di calcolare unicamente il contributo locale alla concentrazione dell'inquinante considerato, nel senso che non è provvisto di alcun modulo per la stima della concentrazione di fondo o di *background*. E' inoltre sprovvisto di un modulo per il calcolo delle emissioni, che infatti – come le stesse concentrazioni di fondo – vanno introdotte in ingresso come dato dall'utente.

Al fine di rendere più agevole e immediato l'utilizzo di CALINE/4, ne sono state riscritte diverse parti di codice, prima fra tutte quella relativa alla gestione degli *input/output*, che è stata notevolmente snellita rispetto alla versione originale.

La possibilità di modificare il codice del modello risulta di notevole utilità anche qualora se ne vogliano espandere le potenzialità di calcolo (ad es., aumentando il numero massimo di archi gestibili in un unico *run* oltre 20, etc.).

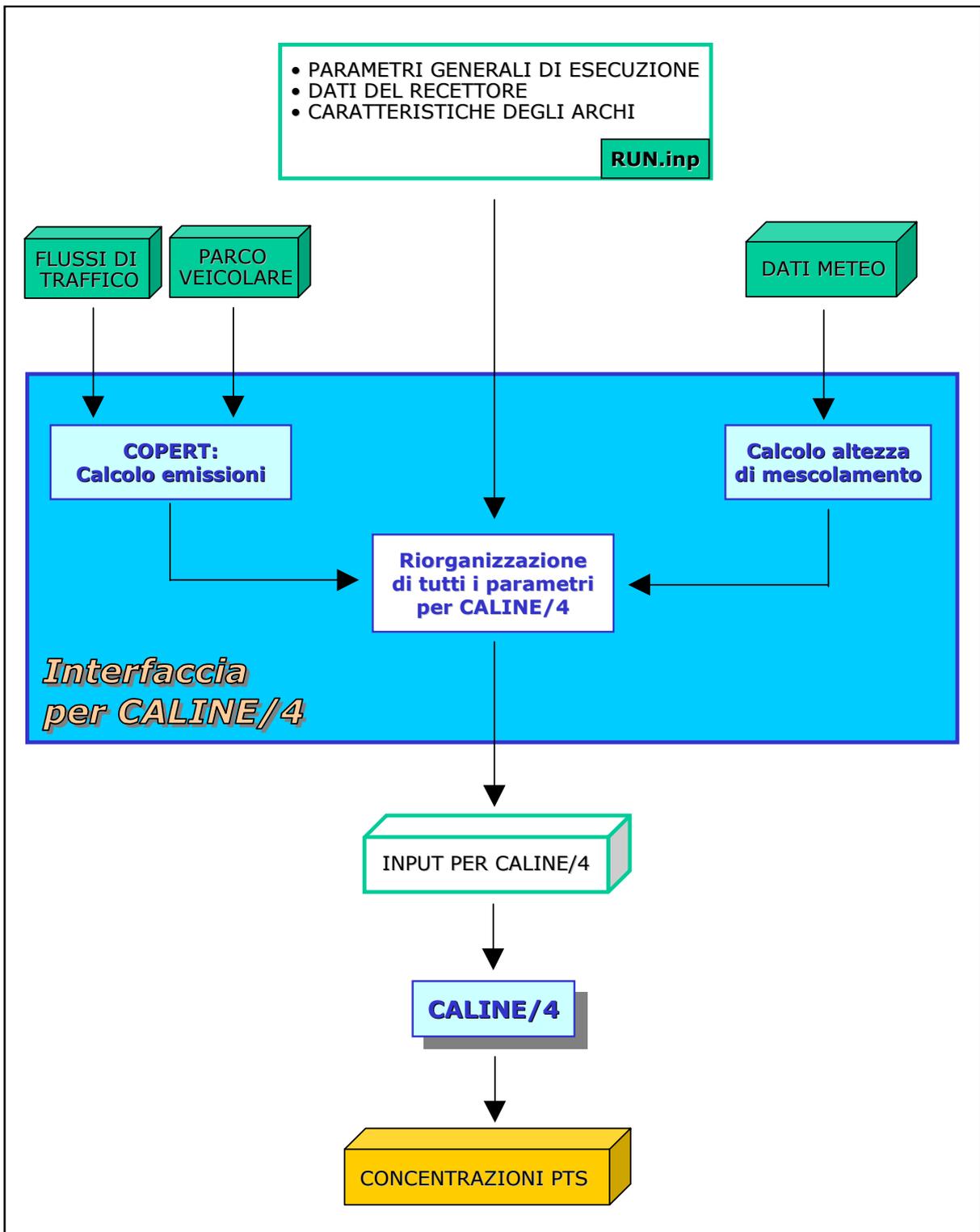
In tal senso è stato poi fatto un ulteriore passo in avanti, realizzando appositamente per il lavoro di ricerca in esame una vera e propria interfaccia al modello che, sebbene sia valida solo qualora per CALINE/4 si adotti l'approccio "*multilink*", può all'occorrenza essere facilmente generalizzata per le altre modalità di applicazione.

In Fig. 23 è mostrato lo schema a blocchi completo utilizzato per l'applicazione di CALINE/4 al caso di V.le Rosselli a Firenze, dove sono illustrate nel dettaglio tutte le fasi attraverso le quali viene opportunamente predisposto il *file* di *input* di CALINE/4.

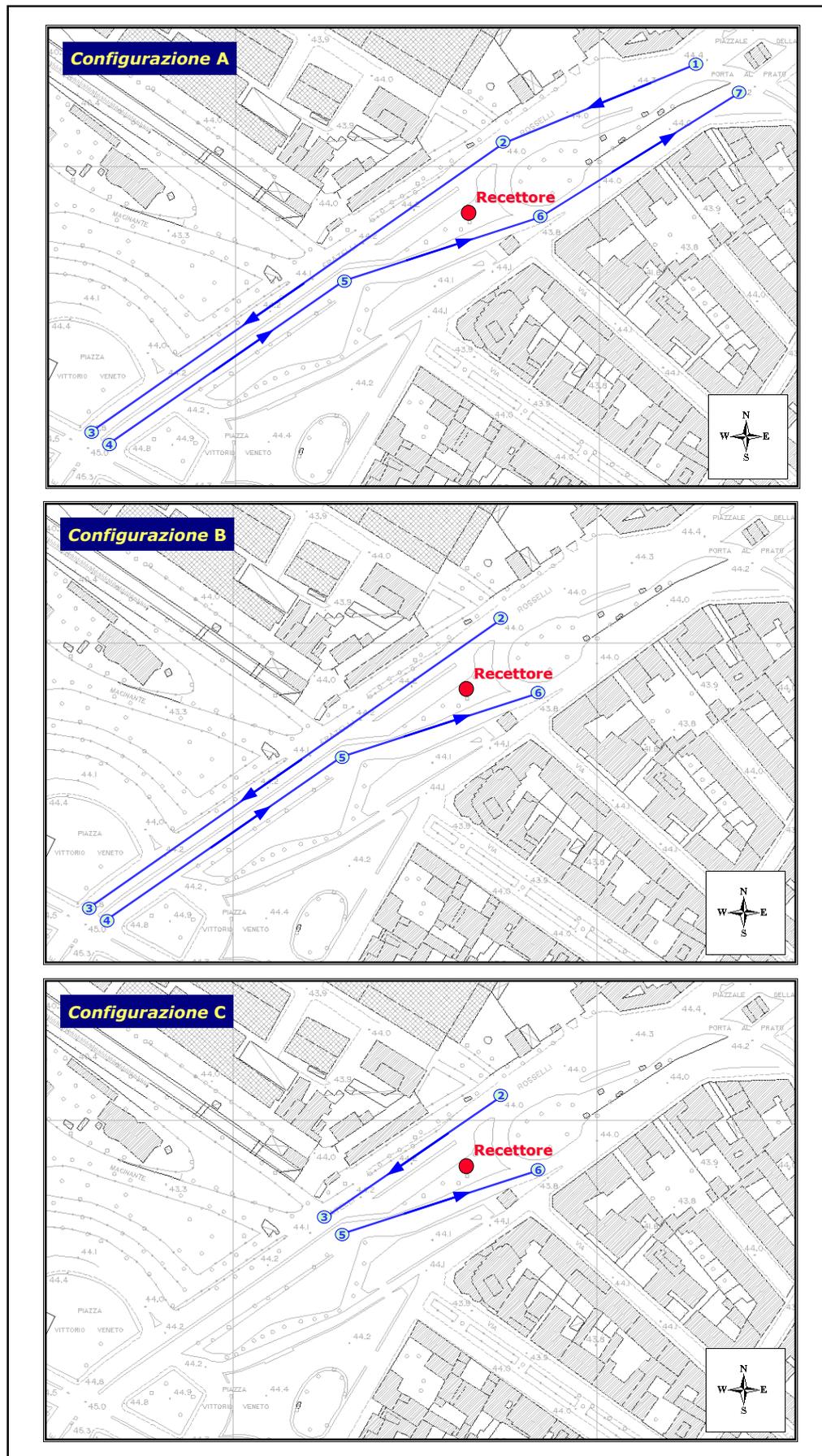
Come si può osservare, la preparazione di tale *file* viene realizzata attraverso la già citata interfaccia, a partire da quattro *files* di *input* iniziali: quelli relativi ai flussi di traffico e alla ripartizione del parco veicolare, quello contenente tutte le informazioni meteorologiche, nonché una sorta di *file* generale di configurazione – denominato "*RUN.inp*" – contenente i parametri generali del *run*, i dati del recettore e le caratteristiche degli archi stradali. Prima ancora di riorganizzare tutti gli *input* nei formati richiesti in ingresso da CALINE/4, tale interfaccia opera il calcolo delle emissioni (attraverso il modello COPERT in essa opportunamente integrato e implementato) e il calcolo dell'altezza di mescolamento, attraverso l'algoritmo di cui è già stato dato cenno in § 2.3.1.

Va osservato che l'applicazione in esame è del tipo "*multirun*", cioè è estesa temporalmente sui tre mesi della simulazione con cadenza oraria, e quindi nel *file* di *input* che viene creato per CALINE/4 i dati meteorologici e di traffico variano ora per ora: pertanto, l'interfaccia in questione viene eseguita attraverso un ciclo di calcolo che copre tutte le ore della simulazione.

In definitiva, quindi, lo schema di Fig. 23 traduce operativamente quello "teorico" di Fig. 6 per l'applicazione di CALINE/4 allo specifico caso in esame.



**Fig. 23** – Schema di applicazione del modello CALINE/4 per il calcolo delle concentrazioni di PTS a V.le F.lli Rosselli a Firenze: è evidenziata la specifica interfaccia realizzata nel presente lavoro per la preparazione degli input di CALINE/4.



**Fig. 24** – Le tre diverse configurazioni di lavoro utilizzate per l'applicazione di CALINE/4 su V.le Rosselli (Fonte: Area SIT e Cartografia del Dip. Politiche Territoriali e Ambientali della Regione Toscana).

In termini operativi, uno degli aspetti più delicati dell'applicazione di CALINE/4 lungo V.le F.lli Rosselli è stato quello di definire una configurazione viaria quanto più possibile fedele a quella del sito in esame, in quanto gli andamenti del traffico veicolare influenzano direttamente le modalità di rilascio delle polveri. Come già accennato in § 2.2.3, nel tratto di V.le Rosselli considerato si hanno condizioni di deflusso praticamente ininterrotto lungo la direttrice 1 (Fig. 12); più complessa risulta la cinematica di guida lungo la direttrice opposta, segnatamente per la presenza di un raccordo semaforico, peraltro ubicato nelle vicinanze del recettore.

Al fine di individuare la schematizzazione viaria di V.le Rosselli che più fedelmente riproduca l'andamento del traffico per CALINE/4, sono state definite tre diverse configurazioni (illustrate in Fig. 24), per ognuna delle quali – definendo un diverso *file* di configurazione "RUN.inp" – è stato quindi applicato il modello.

I risultati che sono stati ottenuti utilizzando tali configurazioni saranno oggetto di analisi e discussione nel successivo capitolo.

## 3. Configurazione dei modelli e analisi dei risultati

### 3.1 Configurazione dei modelli

Una volta ottenute le stime di concentrazione dell'inquinante in esame, si è proceduto alla configurazione dei modelli nei siti di studio, utilizzando le corrispondenti misure di concentrazione rilevate *in loco*.

Un metodo di configurazione generalmente adottato consiste nel realizzare uno "scatter-plot" tra le stime – in ascissa – e le misure – in ordinata – ed individuando la corrispondente linea di tendenza, che deriva dalla regressione lineare<sup>(3)</sup> tra le due variabili in base al metodo statistico dei minimi quadrati. Nel caso ideale in cui il modello riproduca fedelmente il fenomeno, la linea di tendenza avrebbe un coefficiente angolare pari a 45° ed un *offset* uguale a zero, cioè corrisponderebbe alla retta:  $y=x$ . Nei casi reali, tuttavia, i due coefficienti sono diversi da questi valori: un coefficiente angolare maggiore di 45° è dovuto ad una sottostima da parte del modello, mentre un valore minore rappresenta una sovrastima; quanto all'*offset*, nel problema in esame può essere interpretato come un "fondo medio" di concentrazione dovuto a cause non previste dal modello.

Nel caso della regressione lineare, quindi, l'equazione della linea di tendenza tra misure e stime di concentrazione ha in genere la forma:

$$V_m = A*V_s + B \quad (4)$$

dove:

$V_m$  : valore di concentrazione misurato;

$V_s$  : valore di concentrazione stimato;

$A$  : coefficiente angolare;

$B$  : *offset*.

Imponendo allora che le stime abbiano l'andamento delle misure, cioè che risulti:  $V_s=V_m$  (ossia:  $y=x$ ), l'equazione (4) può essere riscritta in modo da fornire in ultimo il valore  $V_{s2}$  della stima di concentrazione calibrato alle misure:

$$V_{s2} = A*V_s + B \quad (5)$$

Il modello così calibrato può essere utilizzato per stimare le concentrazioni dell'inquinante in esame in aree della città che presentano caratteristiche analoghe in

---

<sup>(3)</sup> Tra tutte le possibili tipologie di regressione, quella lineare è la più semplice utilizzabile.

termini di geometria e morfologia stradale, oltre che di tipologia delle sorgenti emissive: in questo modo è dunque possibile – a patto che siano noti i flussi di traffico – avere una copertura dettagliata delle concentrazioni inquinanti anche in luoghi della città in cui le stazioni di monitoraggio non siano presenti. Peraltro, questa metodica è già stata applicata con buoni risultati all'area fiorentina per la valutazione delle concentrazioni di CO e NO<sub>x</sub>, proprio partendo dalla configurazione del modello di strada a *canyon* in V. Ponte alle Mosse [8].

La configurazione del modello per le polveri presenta però alcuni problemi, principalmente legati al tipo di misure che vengono effettuate nelle stazioni di monitoraggio. Come è già stato evidenziato, l'inventario delle emissioni in base a cui vengono calcolate le stime di concentrazione si riferisce al PTS (Particolato Totale Sospeso), mentre le centraline misurano il PM<sub>10</sub>, cioè una frazione del PTS; inoltre le misure sono giornaliere e non orarie, come avviene per la maggior parte degli altri inquinanti monitorati, e come sarebbe necessario per effettuare in maniera corretta la configurazione dei modelli. D'altra parte, non disponendo di dati misurati più confacenti al caso, è stata effettuata comunque una configurazione, calcolando le medie giornaliere delle stime orarie ottenute dai modelli, in modo da rendere confrontabili le stime e le misure. Per quanto riguarda il passaggio da PM<sub>10</sub> a PTS, in letteratura sono indicati dei coefficienti moltiplicativi del PM<sub>10</sub> per risalire al PTS (1.25÷1.30), ma la questione è abbastanza controversa, per cui nel presente lavoro non è stato adottato alcun fattore moltiplicativo.

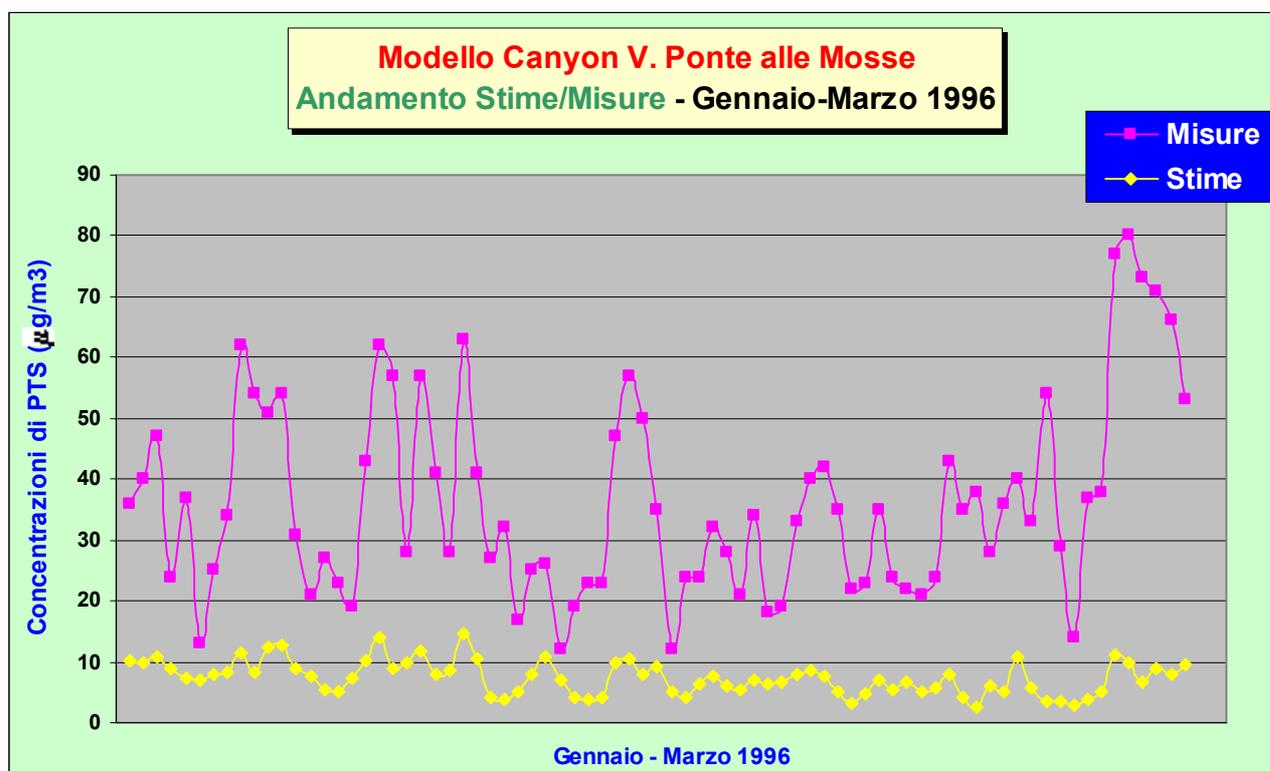
Un altro punto critico consiste nel fatto che i modelli proposti, a rigore, sono utilizzabili solo per inquinanti primari ed inerti, cioè emessi direttamente dal traffico veicolare e non reattivi in atmosfera. In realtà – come è stato illustrato in § 1.3 –, le polveri dovute al traffico hanno tre differenti origini: in parte sono emesse direttamente dai veicoli, e quindi sono trattabili come primari; per un'altra parte derivano da reazioni chimiche, e quindi si possono considerare inquinanti secondari; infine, sono dovute all'usura dei materiali – freni e pneumatici – e al risollevarsi dei detriti dalla sede stradale. Inoltre, nei mesi invernali un contributo al PM<sub>10</sub> misurato deriva anche dal riscaldamento residenziale: questo contributo, seppur non trascurabile, non è comunque molto elevato grazie al fatto che nell'area fiorentina gli impianti di riscaldamento sono alimentati per lo più a metano.

Nei paragrafi seguenti saranno illustrati nel dettaglio i procedimenti seguiti per la calibrazione dei modelli diffusionali nei due siti in esame e i risultati ottenuti.

### 3.2 Il modello di strada a *canyon* a V. Ponte alle Mosse

L'applicazione del modello di strada a *canyon* per il PTS a Via Ponte alle Mosse secondo le specifiche descritte in § 2.3.2 ha fornito i risultati illustrati nelle Figg. 25, 26 e 27.

Come già osservato, per poter confrontare in maniera omogenea le stime di PTS del modello alle concentrazioni misurate come medie giornaliere dalla stazione chimica, è stato necessario operare anche per le stime del modello – fornite come valori orari – il calcolo delle medie giornaliere.



**Fig. 25** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS stimate dal modello di strada a *canyon* e misurate dalla stazione di V. Ponte alle Mosse (Gennaio-Marzo 1996).

In Fig. 25 è rappresentato l'andamento contrapposto delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS stimate dal modello di strada a *canyon* e misurate dalla stazione chimica di V. Ponte alle Mosse per il periodo storico considerato (Gennaio-Marzo 1996). Come si può chiaramente notare, il modello di strada a *canyon* sottostima nettamente le concentrazioni di PTS misurate, anche se localmente – per quanto solo a livello di tendenza – pare seguirne gli andamenti.

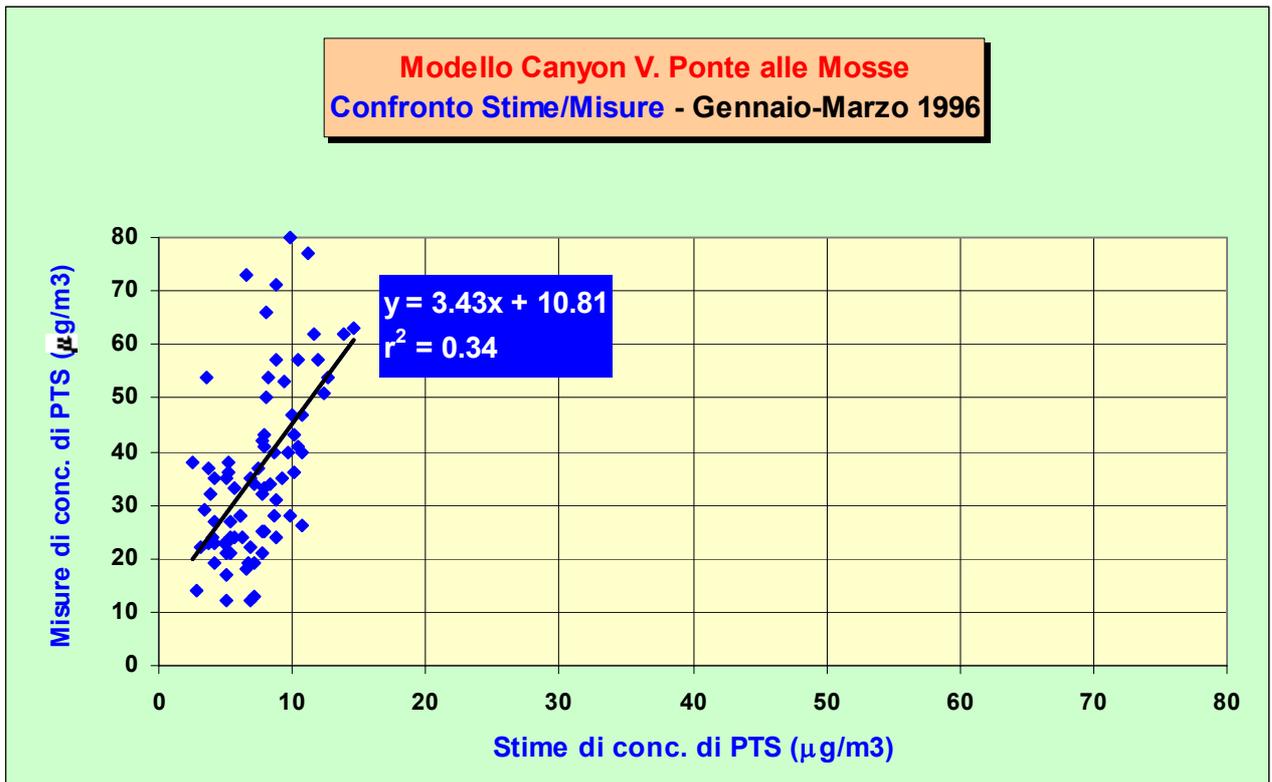


Fig. 26 – Confronto stime/misure delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS a V. Ponte alle Mosse applicando il modello di strada a canyon (Gennaio-Marzo 1996).

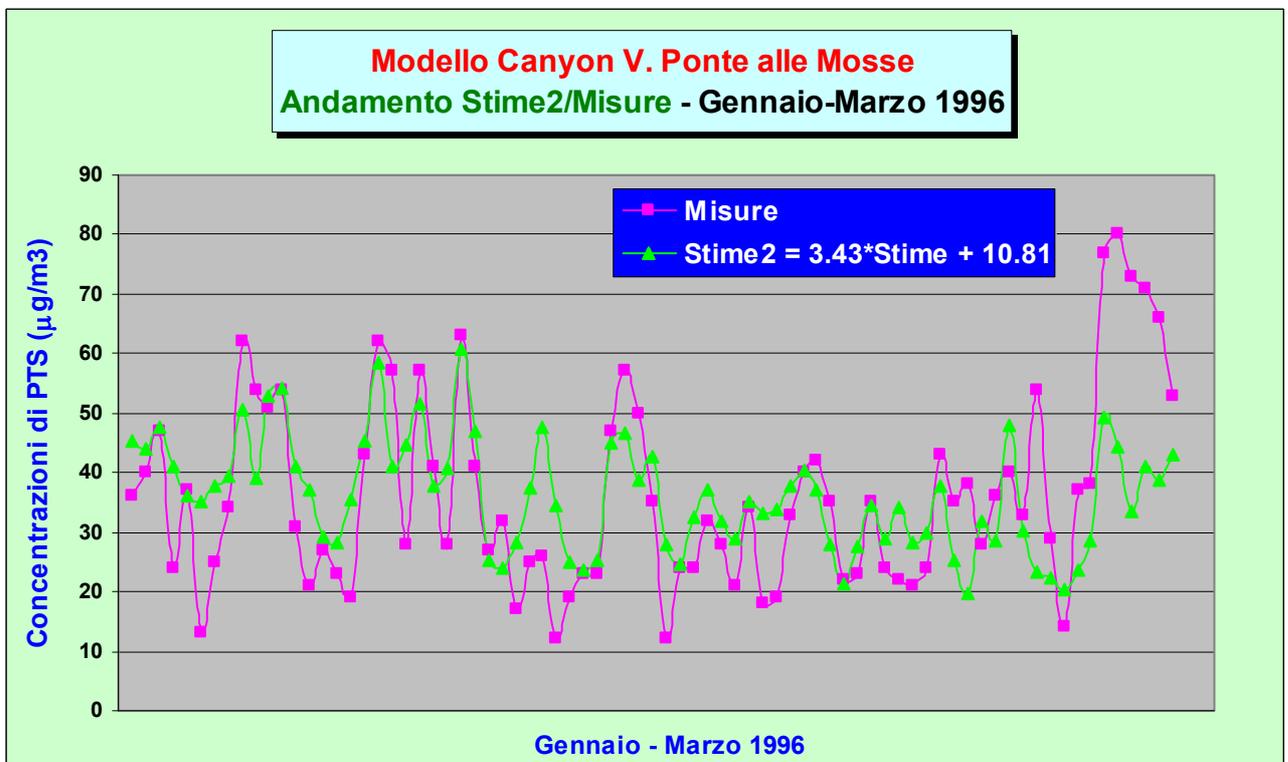


Fig. 27 – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS misurate dalla stazione di V. Ponte alle Mosse e stimate dal modello di strada a canyon opportunamente calibrato (Gennaio-Marzo 1996).

Un confronto più analitico tra i valori medi giornalieri delle stime e delle misure di concentrazione si può avere dalla Fig. 26, che mostra lo "scatter-plot" tra le due variabili e la corrispondente linea di tendenza lineare: da essa appare evidente come il modello tenda a sottostimare le misure di concentrazione. In termini numerici, la correlazione tra stime e misure è riassunta dall'indice di correlazione  $r^2$ , che nel caso in esame è pari a 0.34: tale valore risulta inferiore agli analoghi  $r^2$  che sono stati ottenuti applicando lo stesso modello di strada a *canyon* a V. Ponte alle Mosse per il CO [17], e ancor più per il caso degli NO<sub>x</sub> [10].

Il livello di correlazione ottenuto nel caso in esame risulta tuttavia accettabile se si considerano tutte le riserve e le limitatezze che si applicano al presente studio, in particolare quelle legate al fatto di non considerare per le polveri il contributo di fondo (e quindi le altre sorgenti di emissione), le reazioni secondarie, il risollevarimento creato dai veicoli, etc. Bisogna infatti rimarcare il fatto che tali risultati siano stati ottenuti tenendo conto unicamente del contributo alle concentrazioni di PTS dovuto alle emissioni provenienti direttamente dai veicoli, ipotizzando oltretutto che l'inquinante in questione si comporti come puramente inerte in atmosfera.

L'abbassamento del valore dell' $r^2$  rispetto alle analoghe applicazioni relative al CO e agli NO<sub>x</sub> si può inoltre spiegare considerando il fatto che per entrambe tali applicazioni è stato possibile calibrare il modello in termini modali rispetto alla direzione del vento, cioè utilizzando una trattazione separata per i tre distinti settori sopravvento, sottovento ed intermedio. Nel caso in esame, poiché le misure di concentrazione sono delle medie giornaliere e non dei valori orari utili alla calibrazione del modello, tale auspicabile affinamento del modello non è stato possibile.

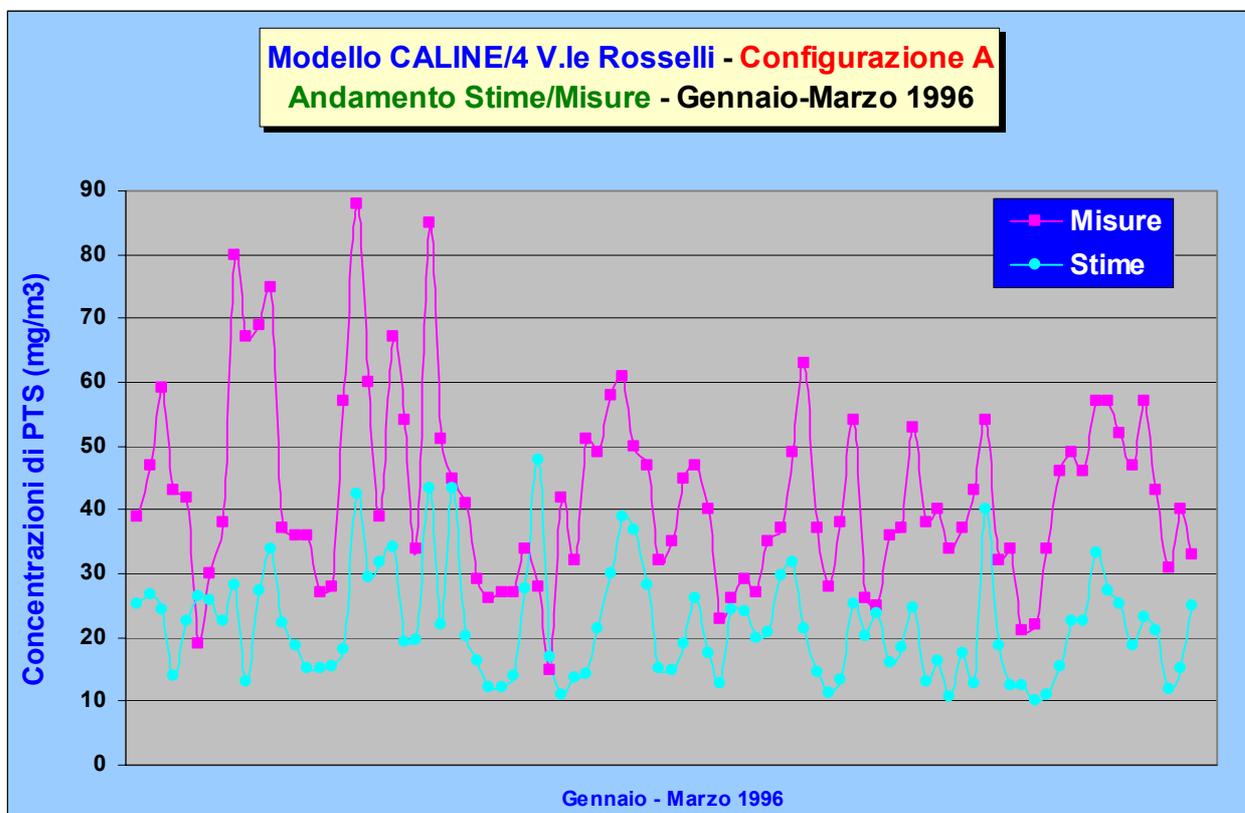
In Fig. 26 è mostrata anche l'equazione della linea di tendenza tra le stime e le misure – corrispondente all'eq. (4) – coi relativi valori per i coefficienti *A* e *B*. Applicando allora ai valori stimati l'eq. (5) di "best-fitting" lineare, si ottiene l'andamento "Stime2" delle stime calibrato alle misure raffigurato in Fig. 27, dove tale andamento viene contrapposto alle misure. Per quanto visivamente l'andamento delle stime del modello segua le misure più fedelmente di quanto non avvenga nel grafico iniziale (Fig. 25), localmente si possono osservare degli scostamenti abbastanza apprezzabili, che giustificano il valore non del tutto soddisfacente dell'indice di correlazione.

### 3.3 Il modello CALINE/4 a V.le F.lli Rosselli

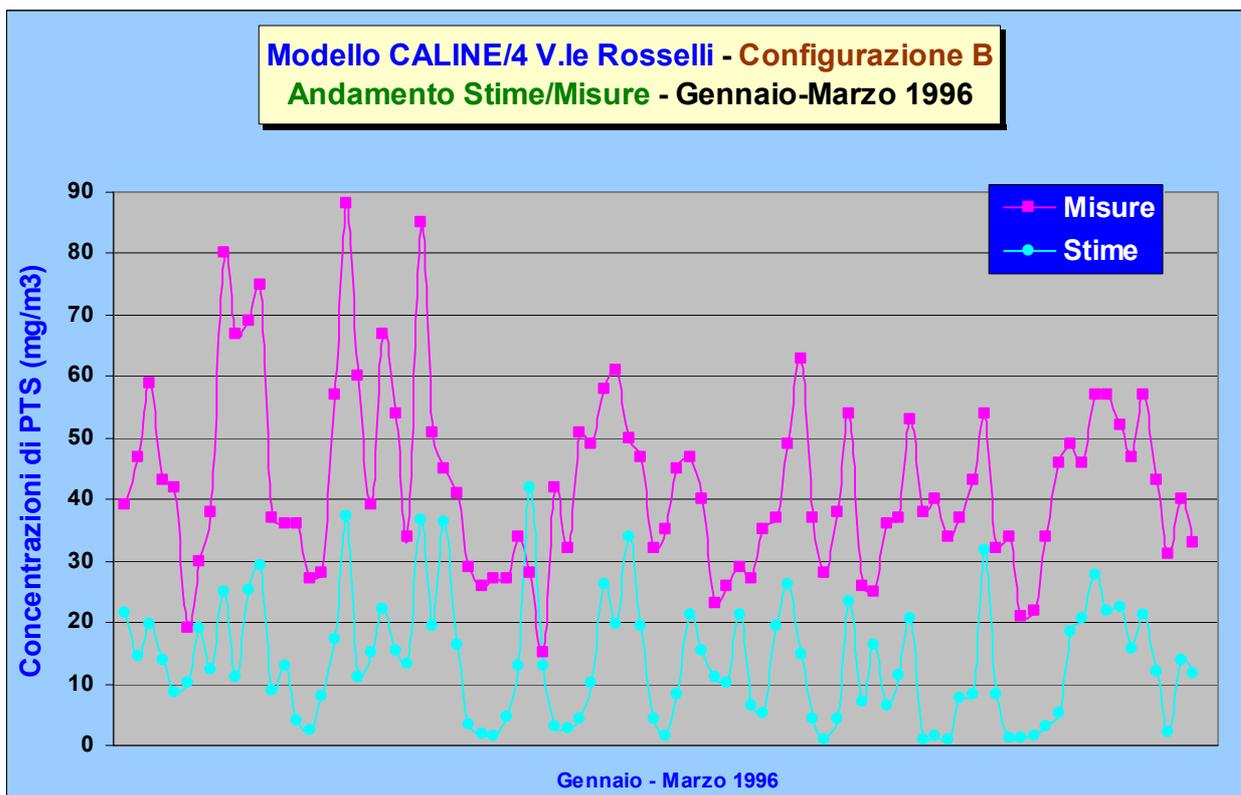
CALINE/4 è stato applicato a V.le F.lli Rosselli secondo le specifiche descritte in § 2.3.3. In particolare, sono state prese in esame tre diverse configurazioni di lavoro per la schematizzazione viaria del sito di studio (Fig. 24), a partire da quella iniziale

(A), nella quale l'intero tratto di V.le Rosselli considerato (dal Piazzale di Porta al Prato a Piazza V. Veneto) viene schematizzato attraverso una spezzata che unisce più archi lineari: 1→2 e 2→3 lungo la direttrice 1, e 4→5, 5→6 e 6→7 lungo la direttrice 2.

Nelle Figg. 28, 29 e 30 sono rappresentati gli andamenti temporali che contrappongono le medie giornaliere delle concentrazioni di PTS misurate dalla stazione chimica di V.le Rosselli a quelle delle stime di CALINE/4 ottenute utilizzando le suddette tre diverse configurazioni. La scelta di adottare più di un'unica configurazione per schematizzare la situazione viaria di V.le F.lli Rosselli è derivata dall'aver constatato che il modello – proprio partendo dalla configurazione A iniziale – risulta fortemente sensibile alla direzione di provenienza del vento. Adottando infatti la configurazione viaria A (Fig. 24), è emerso che le concentrazioni di PTS stimate dal modello risultano notevolmente più elevate in presenza di venti diretti perlopiù parallelamente alle due direttrici di traffico considerate. In altri termini, l'incanalamento del vento parallelamente all'asse stradale fa sì che, in accordo con lo schema di lavoro di CALINE/4 (Fig. 21), un numero notevole di sorgenti lineari fittizie poste sopravvento rispetto al recettore apportino per esso un contributo emissivo particolarmente elevato, sicuramente in controtendenza rispetto a quanto avviene per le altre direzioni di provenienza.



**Fig. 28** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS stimate dal modello CALINE/4 (Configurazione A) e misurate dalla stazione di V.le Rosselli (Gennaio-Marzo 1996).



**Fig. 29** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS stimate dal modello CALINE/4 (Configurazione B) e misurate dalla stazione di V.le Rosselli (Gennaio-Marzo 1996).

Tale risultato si spiega ricordando che attraverso l'approccio in esame viene stimato solo il contributo locale alle concentrazioni di PTS, mentre per un calcolo più esaustivo sarebbe stato necessario schematizzare anche la situazione viaria delle strade circostanti V.le Rosselli, e al limite operare la stima del contributo di area utilizzando un modello a scala urbana. Tali eventualità sono state tuttavia rese vane dalla non disponibilità di dati di traffico a livello di intera area urbana.

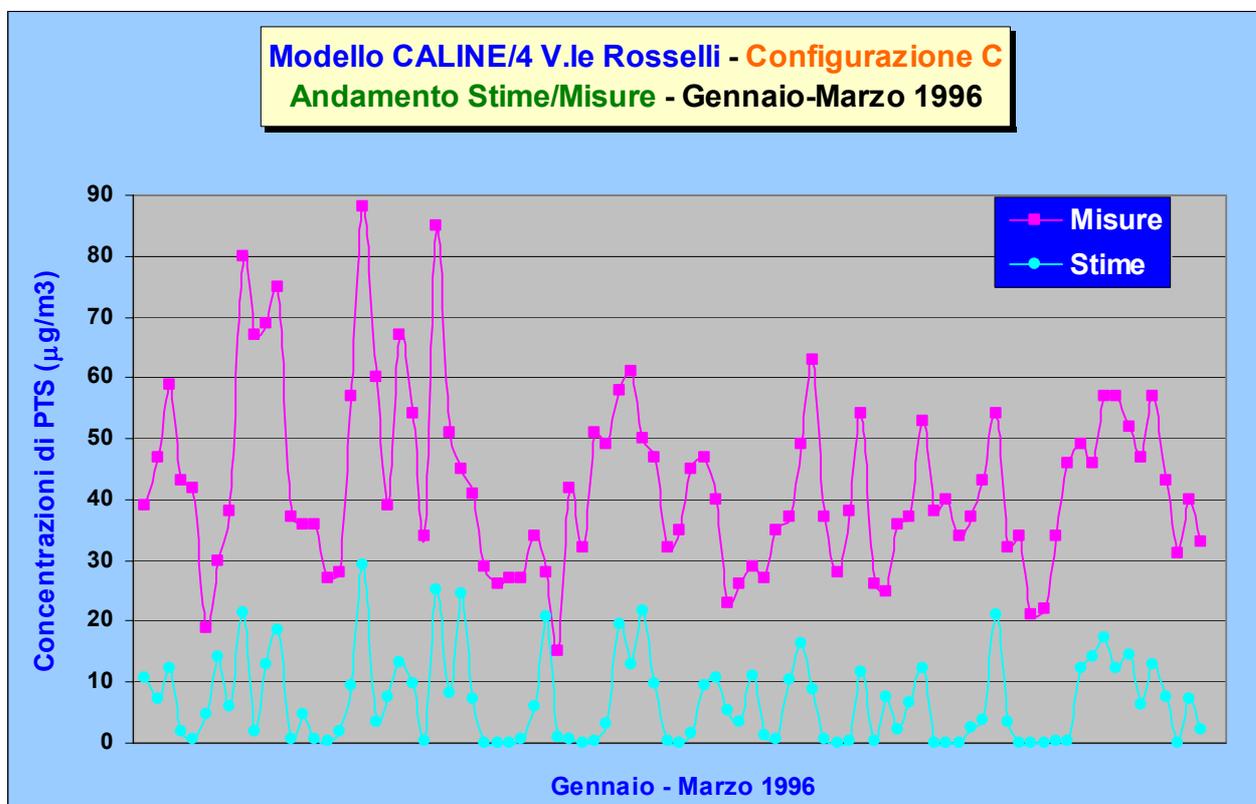
In Fig. 28 è mostrato l'andamento rispetto alle misure delle stime di concentrazione fornite da CALINE/4 considerando la configurazione A. L'indice di correlazione  $r^2$  corrispondente risulta pari a 0.28.

La configurazione B è stata ottenuta rimuovendo, rispetto alla A, gli archi 1→2 e 6→7 lungo le due direttrici, rispettivamente (Fig. 24): in tal modo si è cercato di attenuare l'anomalo innalzamento delle concentrazioni stimate dal modello in conseguenza dell'effetto di incanalamento del vento. La rimozione dell'arco 6→7 appare inoltre giustificata dal fatto che – a rigore – la cinematica di guida sia diversa rispetto a quella dell'arco che lo precede (5→6), per la presenza di un raccordo semaforico in corrispondenza del nodo 6.

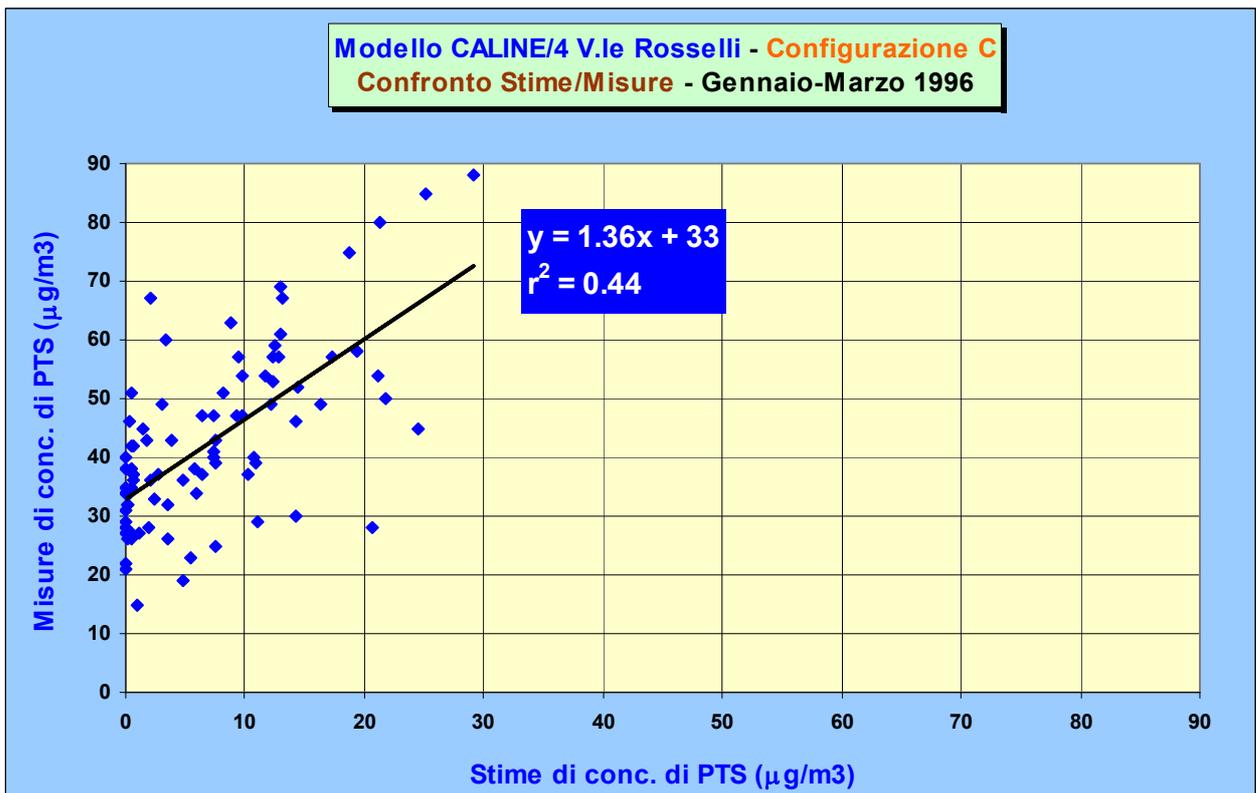
I risultati ottenuti applicando CALINE/4 nella configurazione B sono illustrati in Fig. 29. Il valore di  $r^2$  in tal caso passa da 0.28 della configurazione precedente a 0.38, facendo quindi registrare un netto miglioramento.

Seguendo allora quest'intendimento di fondo, è stato poi fatto altrettanto per il tratto opposto di V.le Rosselli, definendo una configurazione (la C) ottenuta dalla B rimuovendo l'arco 4→5 e riducendo la lunghezza dell'arco 2→3 fino a farla all'incirca coincidere con quella dell'arco 5→6 (Fig. 24). In definitiva, quindi, la configurazione C schematizza il deflusso del traffico lungo le due direttrici di V.le Rosselli unicamente attraverso due archi stradali lineari (2→3 e 5→6), lungo i quali l'ipotesi di uniformità del deflusso veicolare – e quindi della stazionarietà delle emissioni – appare pienamente legittima. Tale configurazione è stata quindi definita prendendo in esame unicamente le sorgenti lineari di traffico poste nell'immediato intorno spaziale del punto-recettore.

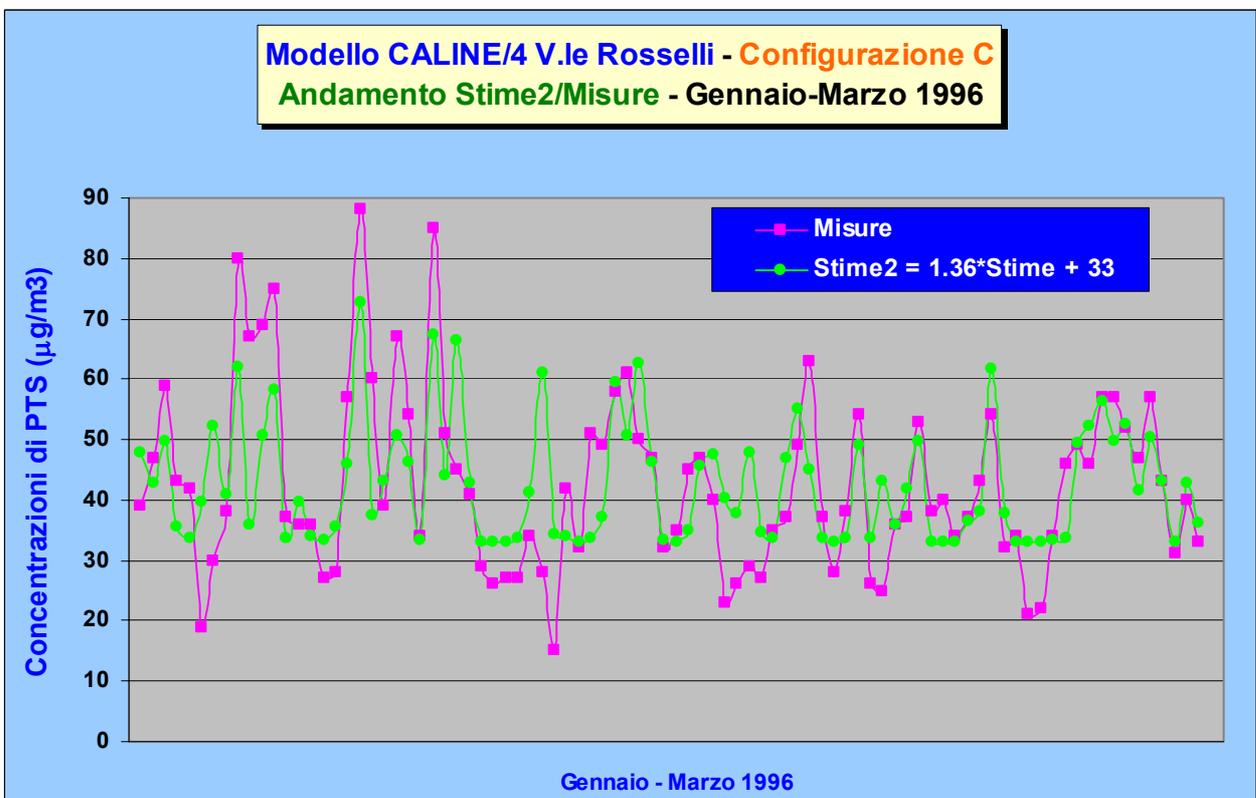
Le stime di CALINE/4 nella configurazione C rispetto alle misure sono illustrate in Fig. 30. La validità della scelta effettuata è confermata dal fatto che l'indice di correlazione  $r^2$  faccia registrare l'ulteriore innalzamento fino al valore di 0.44, da considerarsi quindi come risultato definitivo del modello.



**Fig. 30** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS stimate dal modello CALINE/4 (Configurazione C) e misurate dalla stazione di V.le Rosselli (Gennaio-Marzo 1996).



**Fig. 31** – Confronto stime/misure delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS a V.le Rosselli applicando il modello CALINE/4 (Configurazione C - Gennaio-Marzo 1996).



**Fig. 32** – Confronto tra gli andamenti delle medie giornaliere delle concentrazioni di PTS misurate dalla stazione di V.le Rosselli e stimate dal modello CALINE/4 (Configurazione C) opportunamente calibrato (Gennaio-Marzo 1996).

Confrontando graficamente gli andamenti temporali delle stime di CALINE/4 nelle tre diverse configurazioni (Figg. 28, 29 e 30), si può osservare come, nel passare dalla A alla C, tali stime mediamente si abbassino rispetto alle misure, e ciò per i motivi esposti in precedenza sul minor numero di sorgenti lineari considerate. Tale abbassamento medio si accompagna tuttavia ad un maggior affinamento delle stime, visto che il valore dell' $r^2$  – come già detto – passa da 0.28 a 0.44.

Utilizzando le stesse rappresentazioni grafiche utilizzate per il modello di strada a *canyon* (§ 3.2), per CALINE/4 nella configurazione ottimale è stato elaborato lo "scatter-plot" tra le medie giornaliere delle stime del modello e quelle delle misure rilevate dalla stazione chimica di V.le Rosselli (Fig. 31). Utilizzando poi l'equazione di "best-fitting" lineare ottenuta tra le due variabili, è stato possibile effettuare la calibrazione del modello, e quindi fornire una rappresentazione ancora più accurata dell'andamento delle stime da esso prodotte (Fig. 32).

Il risultato ottenuto, considerando tutte le limitazioni del caso esposte precedentemente, risulta più che soddisfacente.

## Conclusioni e prospettive future

In questo studio è stato messo a punto uno strumento modellistico in grado di individuare e gestire le principali cause di degrado di beni architettonici di particolare valore storico-culturale dovuto al Particolato Totale Sospeso (PTS), la cui formazione è riconducibile al traffico veicolare.

L'area di studio prescelta è stata la città di Firenze, ritenuta particolarmente rappresentativa dell'intero problema, sia per il numero e la rilevanza di beni architettonici presenti, sia per la notevole incidenza dell'inquinamento da polveri prodotto dal traffico veicolare.

Questo lavoro rappresenta quindi un primo tentativo di applicazione e configurazione di modelli diffusionali legati al traffico veicolare in due siti di studio rappresentativi dell'area urbana di Firenze, quali una strada a *canyon* (V. Ponte alle Mosse) e una grande arteria di scorrimento a morfologia aperta (V.le F.lli Rosselli), nonostante le oggettive difficoltà di trattazione dell'inquinante prescelto.

Le difficoltà incontrate nel modellizzare i fenomeni che caratterizzano la diffusione in atmosfera delle polveri sono in gran parte da imputare ad una ancora non completa conoscenza delle dinamiche che stanno alla base della formazione del particolato. Non trattandosi di una specie chimica univocamente definita, ma piuttosto di un insieme eterogeneo di materiale corpuscolare, il particolato può essere classificato in base a diverse caratteristiche, quali le dimensioni, la composizione chimica, il meccanismo di produzione, le sorgenti inquinanti. Si capisce quindi che per arrivare ad una trattazione esaustiva del problema dell'inquinamento da polveri sarebbe necessario conoscere nel dettaglio una molteplicità di fattori, dai meccanismi di produzione alle reazioni chimiche che si instaurano in atmosfera, ai fenomeni di deposizione e di risollevarimento. Inoltre, dato che le sorgenti inquinanti determinano la composizione chimica delle polveri, sarebbe necessaria una conoscenza molto approfondita delle emissioni dirette.

Il presente studio è stato circoscritto all'inquinamento da polveri in ambito urbano, ed in particolare alla frazione – comunque predominante – dovuta al traffico veicolare. Il particolato è stato trattato come un inquinante primario, e cioè emesso direttamente: si è quindi ignorato il contributo apportato dalle polveri di origine secondaria, derivanti anch'esse dai gas emessi dai veicoli (ossidi di azoto, di zolfo e composti organici volatili), e dai detriti risollevari dal manto stradale – derivanti dall'usura degli pneumatici e da parti meccaniche dei veicoli. Per la trattazione delle polveri di origine secondaria sarebbe necessario ricorrere a specifici modelli, che solo

di recente sono stati messi a punto e che quindi non hanno ancora una ampia diffusione. Le polveri risollevate potrebbero invece essere trattate come una sorta di concentrazione di fondo, anche se in maniera non del tutto corretta, visto che per inquinamento di fondo si intende in generale il contributo che viene accumulato in atmosfera e che non ha una stretta correlazione temporale con la sorgente, come invece accade per i detriti risollevati. In questo senso, questo studio si può considerare come un primo passo, in quanto si è cercato di impostare correttamente il problema e di analizzarne dettagliatamente solo una parte – le emissioni primarie – senza tuttavia precludere la strada ad eventuali futuri sviluppi sulle tematiche rimaste ancora aperte, relative alle polveri di origine secondaria e a quelle dovute al risollevamento.

Una volta chiariti i termini del problema, è stata effettuata l'applicazione della modellistica di emissione e di dispersione nei due siti prescelti: il modello di emissione utilizzato per entrambi i siti è stato il modello COPERT; per quanto riguarda la modellistica diffusionale, per il sito di Via Ponte alle Mosse è stato applicato il modello empirico di strada a *canyon* di Dabberdt, Ludwig e Johnson implementato all'interno del codice EPA APRAC/3, mentre per il sito di V.le F.lli Rosselli è invece stato applicato un altro modello EPA, il modello CALINE/4.

Occorre segnalare che il modello COPERT individua come uniche cause di emissione diretta di PTS i veicoli *diesel*, escludendo quindi i ciclomotori a due tempi, pur sospettati invece di apportare un contributo non trascurabile. Inoltre, il fatto di non trattare le polveri di origine secondaria, esclude automaticamente i veicoli a benzina, che invece emettono gas - COV, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub> – responsabili di una parte importante dell'inquinamento da polveri.

Un altro punto critico è stata la configurazione dei modelli diffusionali utilizzando i dati misurati nelle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria. Tali dati non sono relativi al PTS, ma ad una frazione di questo, il PM<sub>10</sub>; inoltre le misure sono medie giornaliere e non orarie, come invece sarebbe necessario per effettuare una corretta configurazione. Le stime delle concentrazioni sono state quindi mediate per renderle omogenee con i dati misurati.

I risultati ottenuti dall'applicazione e dalla configurazione dei modelli nei due siti di studio, nonostante tutte le limitazioni che sono state ampiamente discusse, si possono definire soddisfacenti: gli andamenti delle concentrazioni stimate – medie giornaliere – riproducono discretamente gli analoghi andamenti delle concentrazioni misurate, con una corrispondenza più significativa nel caso dell'applicazione di CALINE al sito di viale Rosselli rispetto all'applicazione del modello di strada a *canyon* in via

Ponte alle Mosse. In ogni caso, il fatto che i grafici che contrappongono gli andamenti delle concentrazioni misurate a quelli delle concentrazioni previste dai modelli mostrino un accordo accettabile sembra prospettare scenari di affinamento futuri, considerando la possibilità di integrare, all'interno della metodologia sviluppata nel presente lavoro, gli apporti dovuti agli altri fattori che determinano la formazione e l'accumulo in atmosfera delle polveri.

## Bibliografia

1. **ANPA** (2000): *Le emissioni in atmosfera da trasporto stradale* – serie “Stato dell’Ambiente” n. 12/2000.
2. **Benson P.E.** (1986): *CALINE4: A dispersion model for predicting air pollution concentrations near roadways* – FHWA/CA/TL, 84/15, California Department of Transportation, Sacramento, USA, 1986.
3. **Chow C.** (1995): *J. Air and waste manage. Assoc.* 45, 320-382, 1995.
4. **Dabberdt W.F., Ludwig F.L., Johnson W.B.** (1973): *Validation and Applications of An Urban Diffusion Model for Vehicular Pollutants* – “Atmospheric Environment”, Vol. 7.
5. **Eggleston H.S., Gaudioso D., Gorissen N., Joumard R., Rijkeboer R.C., Samaras Z., Zierock K.-H.** (1991): *CORINAIR Working Group on Emission Factors for Calculating 1990 Emission from Road Traffic. Volume 1: Methodology and Emission Factors* – Rapporto finale, Contratto n. B4-3045 (91) 10PH, Dicembre 1991.
6. **Festa D.C.** (1999): *Linee guida per la redazione degli studi di impatto ambientale: la componente atmosfera* - Relazione finale per la quinta annualità del “Progetto Finalizzato Trasporti 2” del CNR, 1999.
7. **Fini S., Gualtieri G.** (1997): *Metodologie per la realizzazione di un sistema informativo finalizzato al controllo della qualità dell’aria in aree urbane con riferimento al traffico veicolare* – Rapporto finale, Contratto CNR/Progetto Finalizzato Trasporti 2 n. 96.00219.PF74, FONDAZIONE PER LA METEOROLOGIA APPLICATA, 1997.
8. **Fini S., Gualtieri G., Tartaglia M.** (1999): *Un sistema informativo per il controllo della qualità dell’aria nella città di Firenze* - Atti del Convegno Nazionale conclusivo del “Progetto Finalizzato Trasporti 2” del CNR, tenutosi a Roma nei giorni 3-5 Novembre 1999.
9. **Gualtieri G., Landi N., Meneguzzo F., Secci S.**: *Flussi di Traffico nel contesto ambientale, socio-economico e produttivo del Valdarno Aretino* - Progetto "Monitoraggio ambientale... tra cultura e produttività", in collaborazione con il liceo scientifico “B. Varchi” di Montevarchi (AR) – AGENZIA FORMATIVA EUROFORM, S. Giovanni Valdarno (AR), in corso di pubblicazione.
10. **Gualtieri G., Tartaglia M.** (1997): *A street canyon model for estimating NO<sub>x</sub> concentrations due to road traffic* - Computational Mechanics Publications, Ashurt Lodge, Ashurt, Southampton SO40 7AA, UK - Atti del convegno “Measurements and Modelling in Environmental Pollution” tenutosi a Madrid, Spagna, nei giorni 22-24 Aprile 1997.
11. **Koltay E. et al.** (1990): *Int. Journal of PIXE*, Vol. 1, n. 2, 93, 1990.
12. **Lucarelli F., Mandò P., Nava S. et al.** (2000): *Inquinamento atmosferico nell’area fiorentina: studio della composizione dell’aerosol tramite tecniche di analisi con fasci ionici*. Relazione annuale sulla qualità dell’aria nel Comune di Firenze, Anno 2000, Allegato C.
13. **Mantovani A. et al.** (1992): *Inquinamento*, n.9, 66-75, 1992.
14. **Ntziachristos L., Samaras Z.** (1998): *COPERT II, Computer Programme to Calculate Emissions form Road Traffic – Methodology and Emission Factors* – Bozza finale, European Topic Centre on Air Emissions, Salonico, Grecia, 1998.
15. **Simmon P.B., Patterson R.M., Ludwig F.L., Jones L.B.** (1981): *The APRAC3/MOBILE1 Emission and Diffusion modelling package* – Rapporto n. EPA-909/9-81-002, US EPA, Region IX, San Francisco, California, Pubblicazione NTIS n. PB82-103763, 1981.
16. **Tartaglia M.** (1999): *L’inquinamento dell’aria da traffico stradale* – Editoriale Bios, Cosenza, 1999.
17. **Tartaglia M., Giannone A., Gualtieri G., Barbaro A.** (1995): *Development and validation of an urban street canyon model based on carbon-monoxide experimental data measured in Florence* - Computational Mechanics Publications, Ashurt Lodge, Ashurt, Southampton SO40 7AA, UK - Atti del convegno “Urban Transport and the Environment for the 21st Century” tenutosi a Southampton, UK, nei giorni 28-30 Giugno 1995.
18. **Technical Working Group on Particles** (1997): *Ambient air pollution by particulate matter* – Position Paper, 1997.
19. **Zannetti P.** (1990): *Air pollution modeling. Computational Mechanism Publications* - Southampton, UK, 1990.