



# ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione  
e la Ricerca Ambientale

**INQUINAMENTO ATMOSFERICO GENERATO DA TRAFFICO VEICOLARE:  
METODI PER LA STIMA DELLE CONCENTRAZIONI DI INQUINANTI  
FINALIZATA ALLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE DELLA  
POPOLAZIONE**

***Ing. Camilla Serafini***

**Tutor: Ing. Alessandra Gaeta**

**Co tutor: Dr. Giorgio Cattani**

Data	Firma Stagista	Firma Tutor	Firma Responsabile Servizio

## **Abstract**

Il presente lavoro di tesi consiste in una review riguardante diverse tecniche finalizzate alla stima dell'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico in aree dove la sorgente principale o prevalente sia rappresentata dal traffico veicolare.

Gli approcci proposti per descrivere la variabilità spaziale possono essere sintetizzati in due filoni principali: modelli deterministici e modelli empirici.

Questi ultimi in anni recenti hanno trovato applicazione nell'ambito di diversi studi epidemiologici in virtù di alcuni vantaggi oggettivi legati alla possibilità di cogliere differenze di concentrazione su scala spaziale molto ridotta. La tendenza più attraente tuttavia pare essere quella fornita dall'integrazione dei due approcci, sebbene alcuni studi abbiano evidenziato un beneficio marginale.

## **Prefazione**

L'inquinamento atmosferico nel nostro paese è uno dei principali rischi per la salute dei cittadini; le criticità riguardano in particolar modo le grandi aree urbane dove è massima l'antropizzazione del territorio: un carico emissivo elevato, insieme a caratteristiche meteo-climatiche sfavorevoli alla dispersione in atmosfera, può portare ad elevate concentrazioni di inquinanti nell'aria ambiente e conseguentemente elevata esposizione della popolazione.

Gli inquinanti più critici per le elevate concentrazioni presenti in atmosfera, nonostante la diminuzione nelle emissioni registrata negli ultimi anni, continuano a essere l'ozono (O<sub>3</sub>) nei mesi estivi, il particolato atmosferico PM<sub>10</sub> e il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>).

Le emissioni in atmosfera da trasporto stradale rappresentano una delle maggiori sorgenti di inquinamento dell'aria. Per valutare come questo fattore di pressione agisce sullo stato dell'ambiente atmosferico è necessario utilizzare strumenti conoscitivi integrati, consolidati, confrontabili e affidabili in modo da consentire una caratterizzazione del territorio nel suo complesso.

In questo contesto si inserisce il presente lavoro che si offre come review scientifica dei metodi più ampiamente diffusi per la stima dell'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico in aree dove la sorgente principale o prevalente sia rappresentata dal trasporto stradale.

## Indice

<b>1</b>	<b>Introduzione.....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Metodologia.....</b>	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>Caratterizzazione degli inquinanti emessi dalla sorgente traffico .....</b>	<b>4</b>
3.1	Inquinanti gassosi .....	6
3.1.1	<i>CO</i> .....	6
3.1.2	<i>SO<sub>x</sub></i> .....	7
3.1.3	<i>NO<sub>x</sub></i> .....	8
3.1.4	<i>NH<sub>3</sub></i> .....	9
3.1.5	<i>O<sub>3</sub></i> .....	10
3.2	Composti organici volatili .....	15
3.2.1	<i>Formaldeide</i> .....	16
3.2.2	<i>Benzene</i> .....	17
3.2.3	<i>Butadiene</i> .....	18
3.2.4	<i>Toluene</i> .....	19
3.3	Materiale particolato .....	20
3.4	Componenti del materiale particolato .....	24
3.4.1	<i>Idrocarburi policiclici aromatici</i> .....	24
3.4.2	<i>Metalli e metallodi</i> .....	25
<b>4</b>	<b>Cenni sulla stima delle emissioni da trasporto stradale.....</b>	<b>27</b>
<b>5</b>	<b>Valutazione della qualità dell'aria .....</b>	<b>30</b>
5.1	Il monitoraggio in siti fissi.....	30
5.2	Analisi temporale delle serie storiche di dati provenienti dalle centraline di monitoraggio.....	35
5.3	Il problema della ricostruzione delle serie storiche per la valutazione dell'esposizione .....	41
<b>6</b>	<b>L'importanza dell'analisi spaziale dei dati di concentrazione degli inquinanti per condurre e interpretare gli studi epidemiologici: metodi di valutazione diversi dalle misurazioni in siti fissi .....</b>	<b>45</b>
6.1	Tecniche di interpolazione geostatistica .....	45
6.1.1	<i>Introduzione</i> .....	45
6.1.2	<i>Modellizzazione di una variabile nella geostatistica</i> .....	46
6.1.3	<i>Kriging Ordinario e Kriging Universale</i> .....	49

6.1.4	<i>Cokriging</i> .....	50
6.2	Modelli di Land Use Regression (LUR Models).....	52
6.2.1	<i>Introduzione</i> .....	52
6.2.2	<i>Caratterizzazione dei siti di monitoraggio</i> .....	53
6.2.3	<i>Distribuzione dei siti di monitoraggio</i> .....	54
6.2.4	<i>Aspetti temporali</i> .....	55
6.2.5	<i>Processi di georeferenziazione</i> .....	56
6.2.6	<i>Variabili predittive e sviluppo del modello</i> .....	57
6.2.7	<i>Selezione delle variabili predittive</i> .....	59
6.2.8	<i>Individuazione dei buffer circolari</i> .....	59
6.2.9	<i>Performance dei modelli LUR</i> .....	62
6.2.10	<i>Trasferibilità dei risultati</i> .....	63
6.2.11	<i>Limiti applicativi dei modelli LUR</i> .....	63
6.2.12	<i>Nuovi sviluppi dei modelli LUR</i> .....	65
6.3	Cenni sui modelli di dispersione atmosferica .....	67
6.4	Modelli ibridi: nuovi sviluppi .....	71
6.4.1	<i>Kriging con Drift Esterno</i> .....	71
6.4.2	<i>Modelli spaziali auto regressivi (MRSA)</i> .....	72
6.4.3	<i>Uso del KED includendo come variabile di input l'output di un modello di dispersione atmosferica</i> .....	74
6.4.4	<i>Uso dei LUR includendo come variabile predittiva l'output di un modello di dispersione atmosferica</i> .....	75
6.5	Confronti tra tecniche modellistiche: limiti applicativi .....	77
<b>7</b>	<b>Conclusioni</b> .....	<b>80</b>

# 1 Introduzione

L'inquinamento atmosferico rappresenta da molti anni un problema di salute pubblica.

La valutazione dell'esposizione della popolazione generale e il legame con gli effetti sulla salute a breve e lungo termine sono oggetto di studio e i criteri e metodi di approccio hanno subito nel tempo un'evoluzione continua. Le evidenze scientifiche che emergono sottolineano l'esistenza di eccessi di rischio sulla mortalità e sulla morbosità della popolazione generale e di individui suscettibili esposti ai livelli di concentrazione degli inquinanti normalmente rilevati nelle aree urbane del nostro paese.

Individuare un'"esposizione media" di una popolazione è un esercizio molto complesso in considerazione dei numerosi fattori che contribuiscono all'incertezza complessiva di una stima di questo tipo. L'approccio lungamente seguito è stato quello di determinare la concentrazione in siti fissi outdoor degli inquinanti via via ritenuti di maggior rilevanza sanitaria; tipicamente le concentrazioni rilevate presentano una marcata variabilità spazio-temporale.

Tale variabilità è governata in modo decisivo dalla prossimità alle sorgenti prevalenti, in particolare qualora la sorgente prevalente sia il traffico veicolare, e dalle condizioni meteorologiche del luogo, che influenzano le dinamiche di diluizione, dispersione, trasporto e deposizione e possono favorire o meno le trasformazioni chimiche che possono subire gli inquinanti una volta emessi dalle varie sorgenti.

A questo va aggiunto il fatto che la maggior parte del tempo è trascorso dalle persone in ambienti indoor, e le concentrazioni misurate all'esterno descrivono in modo parziale quelle effettivamente presenti all'interno di edifici e mezzi di trasporto, soprattutto qualora siano presenti sorgenti rilevanti degli stessi inquinanti nell'ambiente indoor, e in dipendenza di numerosi fattori legati alle caratteristiche proprie dell'edificio che influenzano le modalità di penetrazione degli inquinanti dall'esterno.

Mentre la variabilità temporale è sufficientemente descritta dalle misure in siti fissi ripetute nel tempo un'adeguata descrizione della variabilità spaziale è ancora soggetta ad incertezze tali da rendere difficile individuare differenze di esposizione e quindi elaborare stime di rischio sulla base dei luoghi frequentati dagli esposti.

Gli approcci proposti per descrivere la variabilità spaziale dell'esposizione sono diversi ma possono essere sintetizzati in due filoni principali: i modelli deterministici che stimano i campi di concentrazione dei diversi inquinanti a partire dalla caratterizzazione

meteorologica ed emissiva, nonché attraverso la simulazione del comportamento chimico-fisico delle diverse specie presenti in atmosfera e i modelli empirici che permettono di elaborare pattern di distribuzione delle concentrazioni e/o di variazione temporale dei livelli di qualità dell'aria a partire dall'analisi dei dati di monitoraggio.

Questi ultimi in anni recenti hanno trovato applicazione nell'ambito di diversi studi epidemiologici in virtù di alcuni vantaggi oggettivi legati alla possibilità di cogliere differenze di concentrazione su scala spaziale molto ridotta. La tendenza più attraente tuttavia pare essere quella fornita dall'integrazione dei due approcci, sebbene alcuni studi abbiano evidenziato un beneficio marginale.

L'obiettivo di questo studio è stato quello di sintetizzare le informazioni disponibili in letteratura circa i criteri per la stima dell'esposizione della popolazione all'inquinamento atmosferico in aree dove la sorgente principale o prevalente sia rappresentata dal traffico veicolare.

In questi casi la prossimità alle arterie di traffico principali può determinare differenze significative di esposizione rispetto al resto della popolazione, e la capacità di descrivere questa variabilità spaziale diventa particolarmente interessante. Tra i criteri esistenti è stato dato particolare spazio ai metodi di valutazione diversi dalle misurazioni in siti fissi, con particolare riferimento alle tecniche di interpolazione geostatistica e ai modelli di land use regression o regression mapping e ai possibili sviluppi forniti dall'integrazione di queste tecniche con variabili predittive originate dagli output di modelli di dispersione.

## **2 Metodologia**

Il primo passo per lo svolgimento di questo lavoro di review è consistito in una rigorosa e dettagliata ricerca di pubblicazioni scientifiche in materia di inquinamento atmosferico generato da traffico veicolare, stima delle emissioni dei principali inquinanti prodotti dal traffico, valutazione della qualità dell'aria, esposizione della popolazione agli inquinanti emessi dalla sorgente traffico, distribuzione spaziale delle concentrazioni di inquinanti atmosferici, tecniche di interpolazione geostatistica, modelli Land Use Regression (LUR) per studi epidemiologici. Alcune parole chiave adoperate per tale ricerca sono state: land use regression model, autoregressive model, kriging, regression kriging, GIS air pollution assessment, dispersion model vs land use regression model etc.

I motori di ricerca utilizzati sono stati “Caspur”, “PubMed” e “Science Direct”.

Nella ricerca sono stati altresì inclusi gli articoli citati nelle reference delle pubblicazioni trovate; le lingue utilizzate sono state prevalentemente l'inglese e l'italiano.

### **3 Caratterizzazione degli inquinanti emessi dalla sorgente traffico**

Nei paesi industrializzati alla crescita del prodotto interno lordo pro-capite si accompagna generalmente un incremento della domanda di mobilità. La crescita del parco veicolare italiano ha accompagnato negli anni la crescita economica del paese; a livello nazionale il numero complessivo di veicoli è aumentato di quasi cinque volte tra il 1951 e il 1961; è più che triplicato nel decennio successivo; tra il 1971 e il 1981 ha fatto un ulteriore balzo in avanti di circa il 63% e la crescita è stata quasi lineare nel decennio successivo (+ 55% circa); tra il 1991 e il 2001 questo trend ha subito un rallentamento (“solo” +17%). Per la prima volta il tasso di crescita interannuale ha registrato un segno negativo nel 1996 (- 0,5% rispetto al 1995). Dopo questa flessione tuttavia la crescita è ripresa fino al 2003 a un tasso annuo compreso tra il 2,4% e il 3,7%. L'Italia è attualmente il secondo paese europeo, dopo il Lussemburgo, per numero di autovetture per abitante ([Cattani e Di Matteo, 2006](#)). Purtroppo questa crescita non è stata accompagnata da un'adeguata crescita dell'offerta di infrastrutture di trasporto e di sistemi di trasporto pubblico, con particolare riferimento alle realtà urbane; questo fenomeno ha determinato il fatto che gran parte della domanda di mobilità venga attualmente soddisfatta dall'uso di mezzi privati (81,5 % delle quote percentuali di spostamenti, ISFORT, 2005) con conseguenze negative sulla congestione stradale, sulla qualità dell'aria, sull'incidentalità, e quindi sulla salute, sulla sicurezza e sulla qualità della vita dei cittadini stessi. La domanda che occorre porsi è come sostenere l'attuale elevato livello di domanda di accessibilità e mobilità riducendo gli impatti negativi. Il Consiglio Europeo, nel summit di Cardiff del 1998, ha evidenziato alla Commissione la necessità di disaccoppiare la crescita economica dalla crescita del traffico veicolare e dall'aumento degli effetti negativi del trasporto ([European Council, 1998](#)); le conclusioni del Consiglio Europeo di Goteborg nel 2001 indicano in una politica di trasporto sostenibile, basata sull'integrazione delle strategie per il trasporto con le strategie ambientali, la via per affrontare i problemi dell'aumento dei volumi di traffico e dei livelli di congestione, rumore e inquinamento atmosferico connessi ([European Council 2001](#)). Le azioni richieste per realizzare questo ambizioso obiettivo sono quelle che prevedono lo spostamento di quote significative di domanda di mobilità dal trasporto stradale al trasporto su rotaia e dal trasporto privato al trasporto pubblico.

Il trasporto su strada contribuisce in modo significativo all'inquinamento atmosferico. Le sostanze emesse e i prodotti delle loro trasformazione in atmosfera sono



numerosissime e, pur esistendo altre fonti antropogeniche e naturali, spesso il trasporto su strada rappresenta la fonte principale di emissione.

Storicamente, parallelamente all'evoluzione delle ipotesi e delle evidenze scientifiche circa gli effetti sulla salute e sull'ambiente nel suo complesso dell'inquinamento atmosferico, sono stati oggetto di monitoraggio e misure di riduzione alcuni inquinanti gassosi (biossido di azoto ( $\text{NO}_2$ ), ozono ( $\text{O}_3$ ), monossido di carbonio ( $\text{CO}$ ), biossido di zolfo ( $\text{SO}_2$ ) e benzene ( $\text{C}_6\text{H}_6$ )) la cui presenza, in particolare nelle aree urbane può essere messa in relazione direttamente o indirettamente con le emissioni da trasporto su strada. Insieme a questi particolare rilievo assume il materiale particolato e in questo caso l'attenzione è rivolta alla frazione toracica ovvero l'insieme delle particelle atmosferiche solide e liquide aventi diametro aerodinamico inferiore o uguale a  $10\text{ }\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{10}$ ), in grado di penetrare nel sistema respiratorio umano e depositarsi oltre la laringe e alla frazione respirabile, l'insieme delle particelle atmosferiche solide e liquide aventi diametro aerodinamico inferiore o uguale a  $2,5\text{ }\mu\text{m}$  ( $\text{PM}_{2,5}$ ), che hanno una elevata probabilità una volta inalate di raggiungere le vie più profonde del sistema respiratorio fino alla zona alveolare. Numerosi altri composti in fase gassosa (composti organici volatili alifatici, aromatici e carbonilici) e in fase particellare (composti inorganici contenenti metalli, composti organici poco volatili) sono emessi dai veicoli a combustione interna o sono prodotti in conseguenza di fenomeni di attrito; anche in questo caso il traffico su strada è una delle possibili sorgenti antropiche e in molti casi la più rilevante. Questi sono oggetto di attenzione da parte della comunità scientifica internazionale e in particolare dell'OMS per gli effetti sulla salute noti o possibili.

### 3.1 Inquinanti gassosi

#### 3.1.1 CO

Il monossido di carbonio (CO) è un gas incolore, insapore e inodore. È caratterizzato da una scarsa reattività e bassa solubilità in acqua. Si forma in qualsiasi processo di combustione in conseguenza di un'incompleta ossidazione del materiale combustibile contenente carbonio.

Le principali emissioni da attività umane sono determinate dall'uso di combustibili fossili nei trasporti, nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica, nel riscaldamento civile, oltre che dal trattamento dei rifiuti mediante incenerimento (European Commission, 1999).

Si stima che in Italia nel 2008 siano state emesse complessivamente più di tre milioni di tonnellate di CO; la quota più rilevante è rappresentata dal trasporto su strada (1.309.000 tonnellate). Le emissioni di CO da attività antropiche sono diminuite significativamente negli ultimi 18 anni (ammontavano nel 1990 a 5.593.000 tonnellate) (Romano et al, 2010).

Le principali emissioni di origine naturale derivano da combustioni delle aree boschive ed eruzioni vulcaniche.

Il monossido di carbonio oltre che essere emesso direttamente in atmosfera dai processi sopra citati, può essere formato in atmosfera attraverso le reazioni chimiche del ciclo di ossidazione degli idrocarburi e in particolare del metano. Quest'ultimo è presente in atmosfera da fonti antropiche (uso di carbone, petrolio e gas naturale) e da fonti naturali (decomposizione anaerobica di sostanze contenenti carbonio).

Il monossido di carbonio una volta inalato giunge a contatto con la membrana alveolo-capillare, dove avviene lo scambio gassoso aria - sangue. Nel sangue il CO si lega con l'atomo di ferro presente nell'eme dell'emoglobina, dando luogo alla formazione di carbossiemoglobina. Nel compartimento extravascolare, prevalentemente nel cuore e nel muscolo scheletrico, il CO presente è quasi totalmente legato alla mioglobina (Luomanmaki et al, 1969) e solo una piccola quantità è legata ai citocromi ed ai metallo-enzimi, come la citocromo-ossidasi.

Gli effetti dell'esposizione al monossido di carbonio sono sostanzialmente dovuti alla ipoossigenazione tissutale che interessa in particolare il cuore ed il sistema nervoso centrale. Numerosi studi epidemiologici (Goldsmith e Landaw, 1968; Hexter e Goldsmith, 1971; Burnett et al, 1998; Hong et al, 1999; Mar et al, 2000; Moolgavkar,

2000; Moolgavkar, 2003), hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche medie di CO e l'aumento della mortalità totale e per cause cardiovascolari. Una forte correlazione è stata evidenziata anche tra le concentrazioni ambientali di CO e i ricoveri ospedalieri per malattie cardiovascolari (Burnett et al, 1997; Morris e Naumova, 1998; Schwartz, 1999; Linn et al, 2000), anche a basse concentrazioni ambientali di CO (1,2 – 5,6 ppm).

Le correnti linee guida dell'OMS per il CO (WHO 2000) sono basate sull'equazione esponenziale di Coburn-Foster-Kane e, al fine di non eccedere il livello di 2,5% di carbossiemoglobina (COHb) nel sangue, livello che si ritiene protettivo per la popolazione generale e per i soggetti suscettibili, sono raccomandati i seguenti valori soglia per esposizioni di breve periodo:

- 100 mg/m<sup>3</sup> (90 ppm) per esposizioni di 15 minuti
- 60 mg/m<sup>3</sup> (50 ppm) per esposizioni di 30 minuti
- 30 mg/m<sup>3</sup> (25 ppm) per esposizioni di 1 ora
- 10 mg/m<sup>3</sup> (10 ppm) per esposizioni di 8 ore

### 3.1.2 SO<sub>x</sub>

Il biossido di zolfo (SO<sub>2</sub>) e i suoi prodotti di ossidazione (triossido di zolfo, SO<sub>3</sub>, acido solforico, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, e solfati, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> sottoforma di aerosol) sono comunemente indicati con il termine generico di “ossidi di zolfo” (SO<sub>x</sub>). L'SO<sub>2</sub> è un gas incolore, non infiammabile, molto solubile in acqua e dall'odore pungente. Le sorgenti antropiche principali sono i processi di combustione delle sostanze che contengono zolfo (principalmente i combustibili fossili come il carbone e gli oli combustibili utilizzati nei processi industriali, nella produzione di energia elettrica e nelle attività marittime); un'importante sorgente è costituita dalle attività estrattive. I vulcani attivi e l'aerosol marino costituiscono le sorgenti naturali principali. L'SO<sub>2</sub> e i suoi prodotti di ossidazione possono essere trasportati dalle masse d'aria in movimento a lunghe distanze dal punto di emissione, prima di essere rimossi dall'atmosfera attraverso processi di deposizione secca e umida, potendo costituire così un elemento di inquinamento a lunga distanza, anche transfrontaliero (European Commission, 1997).

Si stima che in Italia nel 2008 siano state emesse complessivamente 293.000 tonnellate di SO<sub>x</sub>; la quota più rilevante è rappresentata dalle combustioni nelle attività industriali (112.000 tonnellate) mentre la quota emessa dal trasporto su strada è marginale (2.000 tonnellate).

Le emissioni di SO<sub>x</sub> come quelle di CO sono diminuite significativamente negli ultimi 18 anni (ammontavano nel 1990 a 1.794.000 tonnellate) (Romano et al, 2010).

Sono noti effetti sulla salute associati all'SO<sub>2</sub> e ai composti che si possono formare in aria a partire da esso, sia in relazione ad esposizioni a breve termine che in relazione ad esposizioni a lungo termine. Gli effetti prevalenti riguardano la funzionalità respiratoria, in particolare a carico dei soggetti particolarmente suscettibili, quali asmatici, anziani e bambini.

L'OMS (WHO, 2005) raccomanda pertanto due valori guida diversi in relazione alla durata dell'esposizione:

- 500 µg/m<sup>3</sup> per esposizioni di 10 minuti
- 20 µg/m<sup>3</sup> per esposizioni di 24 ore

Sono inoltre riconosciuti effetti dannosi su ecosistemi, materiali e beni culturali correlati con le proprietà chimico-fisiche dello stesso SO<sub>2</sub> e dei suoi prodotti di ossidazione.

### 3.1.3 NO<sub>x</sub>

Gli ossidi di azoto si formano durante qualsiasi combustione dove l'aria sia il comburente, in ragione della presenza di azoto e ossigeno. Nella miscela di reazione il monossido di azoto (NO) è prevalente ed è accompagnato da quote variabili di biossido di azoto (NO<sub>2</sub>).

Quest'ultimo si forma in atmosfera prevalentemente in conseguenza di reazioni chimiche che coinvolgono l'ossido di azoto (NO) emesso da fonti primarie, l'ozono (O<sub>3</sub>) e alcuni radicali ossidrilici o organici come HO<sub>2</sub> o RO<sub>2</sub> (dove R è una catena di atomi di carbonio, a saturazione variabile con la possibile presenza di gruppi funzionali di vario tipo). Solo una parte (<10%) dell'NO<sub>2</sub> presente in atmosfera è emesso direttamente dalle fonti antropiche o naturali. Attraverso numerose altre reazioni che coinvolgono gli stessi radicali, l'O<sub>3</sub>, l'ossigeno, l'acqua e la radiazione ultravioletta solare, gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>) possono essere trasformati in acido nitroso, acido nitrico e perossiacetilnitrati (PAN). In funzione dell'entità delle emissioni dei precursori (NO e composti organici volatili) della intensità della radiazione solare, delle condizioni di stabilità delle masse d'aria e dei gradienti verticali di temperatura, possono essere favoriti o meno i processi che portano alla formazione di alcune delle sostanze citate rispetto alle altre, determinando così gli episodi di smog fotochimico. Le forme idrate degli ossidi di azoto possono formare in atmosfera sali nitrati che diventano parte importante del particolato

secondario. Le principali sorgenti di ossidi di azoto sono costituite dalle combustioni nel settore dei trasporti (in particolare dai motori diesel), negli impianti industriali, negli impianti di produzione di energia elettrica, di riscaldamento civile e di incenerimento dei rifiuti. Le sorgenti naturali di emissione sono i suoli, i vulcani e i fenomeni temporaleschi ([European Commission, 1997](#)).

Si stima che in Italia nel 2008 siano state emesse complessivamente 1.061.000 tonnellate di NO<sub>x</sub>; la quota più rilevante è rappresentata dal trasporto su strada (549.000 tonnellate).

Le emissioni di NO<sub>x</sub> sono diminuite significativamente negli ultimi 18 anni (ammontavano nel 1990 a 2.035.000 tonnellate) ([Romano et al, 2010](#)).

L'NO<sub>2</sub> è tra i vari ossidi di azoto quello più importante da un punto di vista tossicologico. Gli studi condotti su animali da esperimento esposti a NO<sub>2</sub> hanno evidenziato alterazioni morfologiche e funzionali. Tale composto possiede un forte potere ossidante, che esercita prevalentemente sulle mucose con cui viene in contatto. Numerosi lavori hanno evidenziato una associazione statisticamente significativa tra le concentrazioni atmosferiche giornaliere di NO<sub>2</sub> e le consultazioni mediche, i ricoveri ospedalieri per malattie respiratorie, la sintomatologia respiratoria nei bambini e l'incidenza di attacchi d'asma. E' stata anche riscontrata un'associazione significativa tra le concentrazioni atmosferiche di NO<sub>2</sub> e la mortalità giornaliera in varie città.

Le evidenze supportano un valore guida per esposizioni a breve termine (un'ora) di 200 µg/m<sup>3</sup> e per esposizioni a lungo termine di 40 µg/m<sup>3</sup> ([WHO, 2000](#); [WHO, 2005](#)). Inoltre sono noti effetti dannosi per i materiali e per gli ecosistemi (acidificazione ed eutrofizzazione) causati dall'NO<sub>2</sub> e dalle deposizioni dei composti dell'azoto che si formano in atmosfera.

#### 3.1.4 NH<sub>3</sub>

L'ammoniaca è un composto dell'azoto di formula chimica NH<sub>3</sub>. Si presenta come un gas incolore, tossico, dall'odore caratteristico. Molto solubile in acqua, le impartisce una netta basicità.

È un importante precursore del particolato secondario, in quanto in dipendenza delle condizioni di temperatura, umidità e ph, può essere favorito, in presenza di acido nitrico la conversione a nitrato di ammonio. In particolare bassa temperatura e ph, unitamente a elevata umidità relativa favoriscono la conversione.

La principale fonte antropogenica di ammoniaca in aria è rappresentata dalle attività agricole (386.000 tonnellate emesse in Italia nel 2008), ma le emissioni da trasporto stradale hanno cominciato ad assumere una rilevanza non trascurabile (10.900 tonnellate nel 2008, con una tendenza alla riduzione) con l'introduzione dei convertitori catalitici (Romano et al, 2010).

### 3.1.5 $O_3$

L'ozono ( $O_3$ ) è un gas costituito da tre atomi di ossigeno, forte agente ossidante, dotato chimicamente di un'alta reattività legata alla particolare conformazione molecolare, caratterizzata da spiccata instabilità.

Le concentrazioni medie giornaliere a livello troposferico, variano da poche unità di partipermiliardo (ppb) fino a superare in alcune zone nel periodo estivo 100 ppb. Si stima che le concentrazioni medie in zone rurali in Europa siano raddoppiate rispetto all'epoca pre-industriale (European Commission, 1999).

L'accumulo di  $O_3$  nella troposfera in un dato intervallo di tempo, fenomeno denominato "smog fotochimico", caratterizzato da un incremento rilevante dei livelli di ozono, dipende in modo complesso dal contemporaneo verificarsi di una serie di condizioni:

- l'emissione di inquinanti primari (cioè direttamente emessi dalle fonti) in una data zona; in particolare l'emissione di specie chimiche dotate di particolare reattività quali il monossido di azoto, NO, e i composti organici volatili. Tra questi, quelli insaturi (COV, contenenti almeno un doppio legame) sono i più reattivi a fini della formazione dell'ozono; tuttavia anche COV scarsamente reattivi come il metano, ma la cui concentrazione in aria ha subito un notevole aumento a livello globale negli ultimi 100 anni, determinano un contributo rilevante all'aumento delle concentrazioni medie di ozono nelle zone rurali e sulla superficie degli oceani;
- l'esistenza delle condizioni necessarie per il trasporto di tali sostanze e per la persistenza delle stesse in atmosfera per il tempo necessario affinché le reazioni chimiche che costituiscono il ciclo di formazione dell'ozono possano procedere;
- l'entità della radiazione solare, dal momento che diversi stadi intermedi di reazione necessitano della radiazione nel campo dell'UV per procedere;
- il verificarsi delle condizioni per cui la maggior parte dell'NO emesso dalle fonti primarie sia stato ossidato ad  $NO_2$  per effetto delle reazioni chimiche cui partecipano i COV.

Non è possibile individuare una relazione di tipo lineare tra produzione dei precursori e concentrazione di ozono nella troposfera. Questa complessità determinata dall'esistenza di un "ciclo" dell'ozono si riflette sulla distribuzione spaziale e temporale dei livelli di ozono. A livello spaziale le concentrazioni di  $O_3$  salgono più facilmente a distanza dalle sorgenti dei precursori essendo favorite quelle zone dove le concentrazioni di quest'ultimi siano sostenute da un apporto costante ma dove gli stessi non hanno modo di accumularsi (divenendo essi stessi responsabili del consumo dell' $O_3$ ). A livello temporale le concentrazioni di  $O_3$  seguono abbastanza bene il profilo dell'intensità della radiazione solare (tendendo quindi ad aumentare nelle ore di massima insolazione e a diminuire nella notte).

La complessità dei meccanismi di formazione-deplezione in gioco e il ruolo dei fattori climatici rende arduo apprezzare gli effetti delle misure intraprese per limitare le emissioni dei precursori, sui livelli di ozono misurati al suolo.

Non c'è dubbio tuttavia che al fine di ridurre gli effetti sulla salute e sull'ecosistema determinati da elevati livelli di  $O_3$  nell'aria troposferica, occorra agire sulle fonti dei precursori sui quali l'uomo può esercitare un controllo. In questo senso le fonti dei precursori più rilevanti sono le emissioni da trasporto su strada, la produzione e l'utilizzo di solventi organici o di preparati che li contengano, i processi di combustione nella produzione di energia e nell'industria (con riferimento in particolare alle emissioni di monossido di azoto). A livello internazionale la comunità scientifica concorda generalmente sul fatto che il fenomeno dell'inquinamento da  $O_3$ , in considerazione della peculiarità dei fenomeni che lo determinano, abbia una rilevanza per lo meno regionale.

Altri elementi di incertezza nella valutazione dell'esposizione della popolazione sono legati alla relazione tra esposizione outdoor e indoor. In generale diversi studi hanno evidenziato che i dati determinati all'aperto sono maggiormente rappresentativi dell'esposizione reale della popolazione in quei contesti dove la percentuale di tempo spesa all'esterno è maggiore ([Weschler CJ, 2006](#)); tale abitudine è tuttavia poco aderente alla realtà della maggior parte della popolazione occidentale e in particolare di quella dei paesi del centro e del nord Europa. I dati disponibili sono relativi per la gran parte a livelli misurati o stimati all'aperto e non è facile individuare correlazioni significative tra questi livelli e quelli in ambienti chiusi, in ragione dell'elevata reattività dell' $O_3$  che rapidamente tende a degradarsi a contatto con le superfici.

Numerosi studi sono stati condotti con l'obiettivo di evidenziare gli effetti acuti e cronici dell'esposizione ad  $O_3$ . Sono stati esplorati gli effetti acuti sul sistema polmonare e

sul sistema cardiovascolare attraverso studi epidemiologici sulla morbidità e sulla mortalità della popolazione esposta. Riguardo agli effetti cronici le principali evidenze sono emerse riguardo alla riduzione della funzionalità polmonare, allo sviluppo di arteriosclerosi ed asma e alla riduzione della speranza di vita.

Le informazioni aggiornate sugli effetti sulla salute sono state raccolte ed organizzate in maniera sintetica nelle linee guida sulla qualità dell'aria dell'Organizzazione Mondiale della Sanità ([WHO, 2005](#); [WHO, 2000](#)). Sulla base di tali informazioni l'OMS individua diversi livelli, basati sullo stesso indicatore di esposizione, il valore medio massimo giornaliero su otto ore calcolato sulla base delle medie consecutive di otto ore (tabella 1).

Le linee guida e i valori obiettivo possono essere utilizzati al fine di stimare, con gli strumenti propri dell'epidemiologia ambientale, gli effetti sanitari attribuibili all'esposizione a breve-medio termine all'ozono. L'OMS ritiene che le evidenze relative agli effetti cronici legati all'esposizione a lungo termine all'ozono non siano sufficienti per raccomandare linee guida riferite a un valore medio su base annua.



**Tabella 1. Linee guida OMS per l'esposizione ad ozono**

	<b>Media massima di otto ore</b>	<b>effetti</b>
<b>High level</b>	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effetti significativi sulla salute rilevanti per una significativa porzione di popolazione esposta
<b>WHO interim target 1</b>	160 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Effetti importanti sulla salute; il rispetto di tale livello non è sufficiente a garantire una adeguata protezione della salute pubblica
<b>WHO air quality guideline</b>	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Livello al di sotto del quale è prevedibile un'adeguata protezione della salute pubblica sebbene effetti avversi per la salute non possono essere del tutto esclusi (non è possibile individuare con certezza una soglia di non effetto)

Fonte: adattata da Air quality guidelines - globale update. OMS, 2005.

Nel caso dell'ozono recentemente è stato proposto un indicatore diverso rispetto a quelli riportati sopra, sebbene anch'esso si basi fondamentalmente sul calcolo della media mobile trascinata su otto ore ([UNECE 2004](#); [Amann et al, 2005](#)).

Tale indicatore è chiamato SOMO35 (sum of means over 35), sommatoria delle differenze tra la media massima su otto ore giornaliera e il valore di 35 ppb ( $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), escludendo le differenze inferiori o uguali a zero, diviso per il numero di giorni validi, ovvero il numero di giorni per i quali risulta disponibile una media mobile massima di otto ore. Nell'applicazione effettuata durante il programma Clean air for Europe (CAFE) l'indicatore era usato come indicatore cumulativo degli eccessi oltre il valore di 35 ppb ( $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), ovvero veniva calcolato semplicemente come sommatoria delle medie massime di otto ore senza dividere per il numero di giorni. Il SOMO35 è ottenuto a partire dalle medie orarie delle concentrazioni di ozono misurate presso postazioni fisse quali quelle presenti sul territorio nazionale e utilizzate ai sensi della normativa vigente per la valutazione della qualità dell'aria.

Le ragioni per la scelta di tale indicatore si basano essenzialmente su alcune considerazioni. Le attuali conoscenze scientifiche non permettono di estrapolare un livello di soglia al di sotto del quale l'O<sub>3</sub> non abbia con certezza effetti sulla mortalità della popolazione esposta. Tuttavia al diminuire della concentrazione dell'O<sub>3</sub> aumenta l'incertezza associata alla curva dose-risposta. Inoltre al diminuire della concentrazione dell'O<sub>3</sub> diventa più incerta anche la confidenza sulle stime prodotte dai modelli di dispersione spaziale attualmente disponibili. Infine a bassi livelli di concentrazione il ruolo delle fonti naturali (tra queste le più note sono l'immissione di ozono nella troposfera dalla stratosfera in particolari condizioni meteorologiche e l'emissione di precursori dell'ozono da fonti biogeniche) diventa rilevante e difficilmente estrapolabile il contributo antropico alle concentrazioni misurate.

L'uso di un tale indicatore quindi appare giustificato da ragioni pratiche sebbene coloro che lo hanno proposto e anche coloro che lo hanno usato siano consapevoli che gli effetti sulla salute dell'ozono con tale approccio probabilmente risulteranno sottostimati.

Tenendo conto delle incertezze associate quindi è stato proposto anche un approccio simile ma senza soglia, ovvero un indicatore analogo al SOMO35 ma che non prevede l'utilizzo soltanto delle medie mobili su otto ore superiori a 35 ppb, ma l'utilizzo di tutte le medie mobili disponibili (SOMO0).

Diversi recenti studi hanno utilizzato prevalentemente il SOMO35 per valutazioni sull'esposizione della popolazione all'O<sub>3</sub>.

In particolare in Europa è stato stimato il SOMO35 utilizzando il modello euleriano EMEP per l'anno 2000; è stata inoltre effettuata una stima della distribuzione spaziale dell'esposizione sul territorio europeo (a scala regionale, 50kmx50km) nel futuro (2010 e 2020) utilizzando diversi scenari di emissione dei precursori (Amann et al, 2005). A partire da tali stime sono state stimati gli impatti sulla popolazione in termini di mortalità riferiti ai diversi scenari emissivi futuri. In altri recenti studi (van Loon et al, 2007; Horalek et al, 2007) il SOMO35 è stato stimato attraverso l'uso di modelli e i risultati sono stati confrontati con i valori dello stesso indicatore calcolati a partire da dati misurati in stazioni di misurazioni fisse. Un quadro dell'esposizione nazionale ad ozono e dei trend relativi a un ampio intervallo temporale (1992 - 2005) utilizzando il SOMO35 è stato effettuato in Slovacchia (Kremler, 2006). Entrambi gli indicatori SOMO35 e SOMO0 sono stati utilizzati in un recente studio italiano (Martuzzi et al, 2006) al fine di stimare l'impatto sanitario dell'esposizione ad ozono in tredici città italiane. In questo caso

è stata individuata una forbice piuttosto ampia tra le stime effettuate usando il SOMO35 rispetto alle stime effettuate usando il SOMO0.

### **3.2 Composti organici volatili**

I composti organici volatili (VOC) sono specie chimiche di vario tipo (alcani, alcheni, aromatici, chetoni, aldeidi, alcoli ecc.) caratterizzate da una pressione di vapore a temperatura ambiente superiore a 100 Pa.

Le stime nazionali indicano che il trasporto su strada rappresenta la seconda fonte di emissione di VOC (298.000 tonnellate nel 2008) dopo l'uso di solventi (483.100 tonnellate). Negli ultimi 18 anni è stata registrata una importante riduzione delle emissioni antropogeniche totali (da 2.004.000 tonnellate nel 1990 a 1.126.000 tonnellate nel 2008) e in particolare di quelle da trasporto su strada.

Al di là della rilevanza tossicologica delle singole sostanze molti VOC sono considerati precursori dell'ozono. Una volta nell'atmosfera la maggior parte di queste sostanze, reagisce rapidamente con radicali idrossilici e con gli ossidi di azoto in presenza di luce solare per formare ozono, VOC secondari e altri ossidanti.

In particolare i composti carbonilici, che hanno un ruolo importante nelle reazioni chimiche che avvengono nella troposfera ([Williams et al, 1996](#)), contribuiscono allo smog fotochimico urbano, essendo sorgenti significative di radicali liberi nell'atmosfera e agiscono come precursori nella formazione dell'ozono, del perossiacetilnitrato, dell'acido nitrico e degli aerosol organici attraverso perossiradicali generati dalla fotolisi o dal coinvolgimento dei radicali ossidrilici ([Lary et al, 2000](#)). La riduzione della loro presenza in atmosfera è importante al fine di contenere gli eventi di smog fotochimico. Considerando la loro abbondanza e la loro varietà, in particolare i carbonilici e i VOC insaturi, influenzano significativamente la chimica dell'atmosfera.

Tra le sostanze che vengono emesse in parte dal trasporto su strada valutate come prioritarie dall'OMS (air quality guidelines 2000) vanno annoverate formaldeide, benzene, butadiene e toluene.

### 3.2.1 Formaldeide

La Formaldeide ( $\text{H}_2\text{C}=\text{O}$ ) è un gas infiammabile, incolore, reattivo che polimerizza a temperatura e pressione ambiente, ha un odore pungente.

Le sorgenti naturali sono rappresentate dai processi di ossidazione degli idrocarburi nella troposfera nei primi stadi della decomposizione dei residui delle piante nel suolo, incendi boschivi non dolosi.

Le sorgenti antropogeniche principali sono rappresentate dai gas di scarico dei veicoli sia diesel che benzina, dalle emissioni industriali e degli inceneritori. L'aggiunta di additivi ossigenati alle benzine è stata associata a un possibile aumento delle concentrazioni di formaldeide e composti carbonilici (per immissione diretta o per reazione secondaria) con un conseguente potenziale incremento della reattività fotochimica.

La formaldeide è stata classificata come "cancerogeno Gruppo 1" (IARC 2004), il cui Rischio Unitario a seguito di Esposizione Inalatoria (Inhalation Unit Risk) calcolato dall'EPA è di  $1,3 \times 10^{-5}$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) ([US-EPA 1991](#)).

A livello nazionale ed internazionale l'evidenza cancerogena dell'aldeide formica è messa in risalto da una serie di classificazioni, riportate nella seguente tabella.

Ad oggi la concentrazione più bassa che è stata associata a irritazione di naso e gola nell'uomo dopo esposizione a breve termine è di  $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$ , anche se alcuni individui possono avvertire tali disturbi con presenza di formaldeide a concentrazioni più basse.

L'OMS per prevenire un'irritazione sensoriale significativa nella popolazione generale, ha raccomandato un valore guida ([WHO 2000](#)) di  $0,1 \text{ mg}/\text{m}^3$  (come media nei 30 minuti). Questo valore (inferiore di un ordine di grandezza rispetto alla soglia ipotizzata per il danno citotossico alla mucosa nasale), rappresenta un livello di esposizione al di sotto del quale esiste un rischio trascurabile di cancro del tratto respiratorio superiore nell'uomo.

**Tabella 2. Classificazioni della formaldeide riferite al suo potenziale cancerogeno**

ENTE	CLASSIFICAZIONE	NOTE
IARC	Gruppo 1	Cancerogeno per l'uomo
CCTN	Categoria I/b	Sostanza con sufficiente evidenza di cancerogenicità sperimentale e con evidenza epidemiologica non valutabile
UE	Carc. Cat.3	Direttiva 67/548/CEE
US-EPA	B1	Probabile cancerogeno per l'uomo-basato su evidenza limitata di carcinogenicità nell'uomo

### 3.2.2 Benzene

Il benzene è un idrocarburo aromatico con formula  $C_6H_6$ , incolore, liquido a temperatura ambiente con un punto di ebollizione di 80,1 °C, dall'odore caratteristico con una soglia olfattiva di 1,5 ppm v/v. È presente nell'aria principalmente nella fase vapore, con tempi di permanenza che variano da alcune ore ad alcuni giorni, in dipendenza dell'ambiente, del clima e della concentrazione degli altri inquinanti. La reazione con i radicali idrossilici nell'aria è il modo più importante di degradazione. Le precipitazioni atmosferiche provocano la rimozione del benzene nell'aria. Le emissioni di benzene originano prevalentemente dai processi di combustione per la produzione di energia e per i trasporti, dal riscaldamento domestico e dai processi evaporativi presso i siti produttivi, i siti di distribuzione e gli utenti finali (in particolare dagli autoveicoli).

La fonte di emissione principale di questo inquinante è costituita dal traffico veicolare<sup>1</sup>; un contributo significativo è dovuto ad alcuni processi industriali e all'impiego di solventi e agenti sgrassanti.

In conseguenza di una esposizione prolungata nel tempo sono accertati effetti avversi gravi quali ematossicità, genotossicità e cancerogenicità. Secondo l'OMS in conseguenza della accertata cancerogenicità del benzene (gruppo 1 della *International Agency for Research on Cancer* - IARC, carcinogeno di categoria 1 per l'UE), non è possibile stabilire livelli di esposizione al di sotto dei quali non c'è rischio di sviluppo

<sup>1</sup> Il benzene viene aggiunto nelle benzine, insieme ad altri composti aromatici, per conferire proprietà antidetonanti e per aumentare il "numero di ottano" in sostituzione totale (nella benzina verde) dei composti del piombo.

degli effetti avversi citati. L'evidenza cancerogena del benzene è messa in risalto da una serie di classificazioni riportate nella tabella 3.

**Tabella 3. Classificazioni del benzene riferite al suo potenziale cancerogeno**

Ente	Classificazione	Note
IARC	Gruppo 1	Cancerogeno accertato per l'uomo: vi è sufficiente evidenza di cancerogenicità nell'uomo in studi epidemiologici adeguati.
CCTN	Categoria 1	Sostanza nota per effetti cancerogeni sull'uomo: esistono prove sufficienti per stabilire un nesso causale tra l'esposizione dell'uomo ad essa e lo sviluppo dei tumori.
UE	Carc. Cat.1	Direttiva 67/548/CEE
US-EPA	Gruppo A	Cancerogeno per l'uomo: gruppo usato esclusivamente quando esiste evidenza sufficiente, proveniente da studi epidemiologici, a supporto di una associazione causale tra esposizione all'agente e tumore.

Secondo l'OMS il rischio incrementale di contrarre la leucemia in seguito all'esposizione per tutta la durata della vita alla concentrazione media giornaliera di 1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  è pari a  $6 \times 10^{-6}$ .

Questo significa che occorre aspettarsi in presenza di esposizioni a concentrazioni medie giornaliere di benzene pari a 17 (1,7, 0,17)  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  un caso in più di leucemia ogni 10.000 (100.000, 1.000.000) persone esposte, rispetto a una ipotetica popolazione non esposta (WHO, 2000).

### 3.2.3 Butadiene

Il butadiene è un gas incolore con punto di ebollizione a  $-4,4\text{ }^{\circ}\text{C}$  a 1 atmosfera, infiammabile, dall'odore leggermente aromatico.

Non si conoscono sorgenti naturali di butadiene. Le principali sorgenti di emissioni sono il fumo di sigaretta, gli scarichi dei veicoli a combustione interna, la combustione della legna e tutte le attività legate alle attività industriali (produzione, stoccaggio, trasporto, utilizzo finale).

L'US-EPA ha stimato che vengono emessi mediamente 5,6 – 6,1 mg/km di butadiene dai veicoli a combustione interna. Livelli di butadiene in aria ambiente, e si stima che l'esposizione della popolazione generale sia dell'ordine di poche decine di ppb. Valori più elevati possono essere rilevati in ambienti indoor in presenza di specifiche sorgenti, quali fumo di sigaretta o combustione di legna.

Effetti irritativi sulle mucose e sul sistema nervoso centrale sono stati evidenziati nel caso di esposizioni acute in particolare nel caso di esposizioni professionali ad elevati livelli di concentrazione.

L'eventuale cancerogenicità tuttavia è l'aspetto da tenere in particolare considerazione nel caso dell'esposizione della popolazione generale. L'OMS ([WHO 2000](#)) in considerazione della ampia variabilità delle stime quantitative finora disponibili, non ha ancora definito delle linee guida per l'esposizione a questo inquinante. La IARC nel 1992 ha classificato il butadiene nel gruppo 2A (probabile cancerogeno umano).

#### *3.2.4 Toluene*

Il toluene è un liquido volatile con odore aromatico. È stata stimata una soglia olfattiva di 11 ppm.

Considerato il suo largo uso (vernici, inchiostri, additivi, adesivi e resine) in prodotti industriali e commerciali la sua diffusione nell'ambiente e in aria è molto ampia e caratterizzata da variabilità spaziale e temporale in relazione alla vicinanza alle fonti di emissioni e alle caratteristiche meteo climatiche della zona in esame. In particolare le concentrazioni in aria ambiente di zone non industriali possono essere attribuite prevalentemente agli scarichi veicolari; il toluene infatti accompagna il benzene e l'etilbenzene nelle formulazioni dei carburanti per autotrazione al fine di aumentare il numero di ottano. La presenza di toluene in numerosi prodotti di uso comune (ad esempio per vernici e solventi) e l'emissione da fumo di tabacco rappresentano importanti fonti indoor. Per questa sostanza non sono previsti in Italia limiti normativi in riferimento alle concentrazioni determinate in aria ambiente; tuttavia poiché è considerato uno dei numerosi possibili precursori dell'ozono troposferico, il suo monitoraggio è previsto in

Europa, presso siti selezionati, al fine di verificare l'efficacia delle misure intraprese al fine di ridurre le concentrazioni di ozono.

Sono noti effetti sulla salute del toluene (acuti e cronici) principalmente sul sistema nervoso centrale, anche se effetti non trascurabili sul sistema riproduttivo e sullo sviluppo fetale sono descritti.

L'OMS ha elaborato un valore guida di  $0,26 \text{ mg/m}^3$  per gli effetti sul SNC ritenuto protettivo anche per gli effetti riproduttivi.

### **3.3 Materiale particolato**

Il materiale particellare aerodisperso (MPA) nell'atmosfera viene definito come una sospensione di particelle solide o liquide relativamente stabili nell'aria circostante (aerosol). Questa sospensione può essere costituita da una varietà di particelle di diversa dimensione e composizione in funzione della loro origine. Le principali sorgenti antropiche di particelle primarie sono i processi di combustione nell'industria e nei trasporti. Le particelle emesse direttamente nell'atmosfera sono dette "primarie", mentre quelle che si formano in atmosfera sono dette "secondarie". Le particelle nell'intervallo di diametri tra  $0,01$  e  $100 \text{ }\mu\text{m}$  sono quelle che rivestono un maggior interesse data la possibilità che vengano inalate. L'intervallo dimensionale compreso tra  $0,01$  e  $0,1 \text{ }\mu\text{m}$  viene definito come "modo ultrafine" o dei "nuclei di Aitken". Generalmente queste particelle sono costituite dai prodotti della nucleazione omogenea di vapori sovrasaturi ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_x$ , e prodotti della combustione). Le particelle in questo intervallo sono numericamente prevalenti, sebbene contribuiscano in modo poco rilevante alla massa complessiva rilevabile in un campione d'aria. Le particelle comprese tra  $0,1$  e  $2,5 \text{ }\mu\text{m}$  sono note come "modo di accumulazione" o "fini". La loro formazione avviene per coagulo delle particelle ultrafini (UF) e attraverso i processi di conversione gas-particella, conosciuti anche come nucleazione eterogenea, oppure per condensazione di gas su particelle preesistenti nell'intervallo di accumulazione. Queste, insieme alle particelle di dimensioni maggiori, contribuiscono alla gran parte della massa di particolato, sebbene numericamente rappresentino una quota minoritaria, rispetto alle particelle ultrafini.

Le particelle nell'intervallo dimensionale  $2,5 - 100 \text{ }\mu\text{m}$  vengono dette "grossolane" (in inglese coarse). Essenzialmente queste sono prevalentemente prodotte da processi meccanici (macinazione, erosione, risospensione meccanica, fenomeni di



trasporto). Il loro contributo alla massa è variabile in dipendenza del prevalere dei meccanismi di formazione e diffusione di questa frazione rispetto alla frazione fine nella zona in esame, mentre il contributo al numero totale di particelle è minimo.

In generale si può affermare che la distribuzione dimensionale e la composizione del MPA è molto variabile in dipendenza di diversi fattori, che possono essere individuati principalmente nelle sorgenti locali e nella modulazione temporale della intensità di emissione, nella modalità con cui i parametri meteorologici influenzano l'accumulo e la reattività in atmosfera dei precursori del particolato secondario e delle particelle primarie, e negli eventi di intrusione a livello del suolo di particelle trasportate a media o lunga distanza sia di origine naturale che antropica.

Con riferimento alla composizione, si possono individuare quattro classi di particolato: primario antropogenico, secondario, crustale e spray marino.

Il primario antropogenico è prevalentemente associato al modo ultrafine, ed è quantitativamente più rilevante nelle vicinanze delle sorgenti lineari (strade, autostrade); tuttavia quote non trascurabili di particelle primarie sono individuabili in tutti gli intervalli dimensionali. Ad esempio è stata evidenziata la presenza nella frazione coarse di numerosi composti contenenti elementi di transizione originati da fenomeni di attrito propri dei mezzi di trasporto, come ad esempio i residui particolati dei sistemi frenanti (Canepari et al, 2008). Molti costituenti del particolato ritenuti ad alta rilevanza tossicologica vengono emessi direttamente dalle diverse fonti antropiche e quindi vanno a costituire una parte importante del particolato: idrocarburi policiclici aromatici, cadmio, arsenico, nichel e loro composti, ad esempio.

Tra i costituenti del particolato primario antropogenico va ricordato il carbonio elementare; sebbene non esista una definizione univoca e condivisa, operativamente si può intendere per carbonio elementare la frazione del particolato carbonioso resistente all'ossidazione a temperatura inferiore a 400 °C, emesso direttamente nei processi di combustione incompleta. È stato evidenziato che circa il 70% della massa del particolato diesel è in forma di carbonio elementare. Il carbonio organico, ovvero la miscela di idrocarburi e composti ossigenati del carbonio che non resiste all'ossidazione, può invece essere sia di tipo primario che secondario, e di origine naturale o antropica.

Il particolato secondario è associato prevalentemente al modo di accumulazione; quantitativamente è dominato da solfati e nitrati di ammonio, oltre che da composti del carbonio organico, originati da fenomeni di condensazione gas-particella o particella-particella.

Il particolato “crustale” (sali di metalli alcalino terrosi, sali di ferro e alluminio, particelle di natura silicea) è prevalentemente di origine naturale e associato alla frazione “coarse”; la sua presenza è dovuta al sollevamento dal suolo di materiale terrigeno o a fenomeni di intrusione di materiale trasportato da lunga distanza. In questa frazione si rilevano le quote più alte di sali di ferro (che può avere un ruolo fondamentale nei meccanismi di azione biologica del particolato inalato, poiché partecipa con azione catalitica alla formazione di radicali dell’ossigeno).

Il particolato di origine marina è ovviamente più rilevante nelle zone costiere sebbene possa essere trasportato a media-lunga distanza. La sua presenza è variabile notevolmente in dipendenza dei fattori meteo-climatici che ne favoriscono la dispersione dalla superficie del mare; generalmente è evidenziabile attraverso l’analisi chimica del particolato, prevalentemente nel modo di accumulazione, come sali di cloro e solfati di potassio e sodio.

Nella frazione dimensionale 0,1-2,5  $\mu\text{m}$  possono spesso essere presenti anche particelle di origine biologica, come spore fungine, batteri, lieviti, pollini e virus. Le particelle fini, in generale hanno tempi di residenza in atmosfera dell’ordine dei giorni e possono essere trasportate a lunga distanza.

Gli indicatori utilizzati per la stima dell’esposizione al materiale particolato in aria ambiente sono:

- la concentrazione di massa del particolato inalabile (polveri totali sospese);
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 10  $\mu\text{m}$  (PM10);
- la concentrazione di massa del particolato selezionato in base al diametro aerodinamico mediante teste selettive con taglio a 2,5  $\mu\text{m}$  (PM2.5);
- la concentrazione in numero delle particelle totale o distribuita per intervalli dimensionali.

I primi tre parametri sono oggetto di normative nazionali e internazionali nell’ambito della valutazione della qualità dell’aria e dell’individuazione di misure atte a migliorarla, e sono stati le variabili ambientali prevalentemente usate in decine di studi epidemiologici negli ultimi venti anni.

La concentrazione in numero delle particelle è stata oggetto di studi recenti finalizzati a stimare gli effetti sulla salute associati all’esposizione al particolato, seguendo l’ipotesi che il numero di particelle inalate sia un surrogato migliore o

complementare della massa nella valutazione di impatto sulla salute della popolazione esposta (e.g. [Aalto et al, 2005](#); [Belleudi et al, 2010](#)).

Effetti a breve termine sugli adulti sono stati evidenziati in numerosi studi negli Usa e in Europa.

Tra quelli più significativi è possibile citare lo studio californiano ([Ostro et al](#)) che ha evidenziato incrementi significativi di mortalità per tutte le cause (0.61%) per cause cardiovascolari (0.70%) e per cause respiratorie (2.05%) associati ad incrementi intergiornalieri di  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$  di  $\text{PM}_{2.5}$  in 9 città. Sono stati evidenziati anche associazioni statisticamente significative con i tassi di ospedalizzazione per BPCO, scompenso cardiaco e malattie ischemiche. Incrementi di mortalità generale associati a incrementi giornalieri di  $\text{PM}_{10}$  sono stati evidenziati nello studio europeo APHEA 2 ([Katsouyanni et al, 2001](#)). Analogamente allo studio americano associazioni significative sono state evidenziate tra le concentrazioni di particolato e i tassi di ospedalizzazione per BPCO. In Italia due studi hanno evidenziato effetti a breve termine dell'inquinamento atmosferico da particolato: lo studio MISA, condotto in 15 città ha mostrato un incremento di mortalità per tutte le cause e per cause cardiorespiratorie in analogia con lo studio APHEA; anche in questo caso sono stati evidenziati incrementi significativi delle ospedalizzazioni in associazione con i livelli di particolato.

Numerosi studi su sub-gruppi di popolazione particolarmente suscettibile (e.g. asmatici, cardiopatici, anziani, bambini) evidenziano associazioni significative tra l'inquinamento da particolato e gli effetti sulla salute, in particolare sulla funzione respiratoria e cardiaca, di individui suscettibili. Lo studio SISTI ha evidenziato anche come possibile causa del danno da  $\text{PM}_{10}$ , lo scompenso cardiaco.

Nella revisione delle Linee Guida della Qualità dell'Aria per l'Europa ([OMS 2005](#)), l'OMS ha prodotto delle stime numeriche di rischio per una serie di effetti sanitari associati ad un incremento di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  della concentrazione media annuale per il  $\text{PM}_{10}$  ed il  $\text{PM}_{2.5}$ . Nelle sue valutazioni l'OMS non stabilisce un valore al di sotto del quale non vi sia rischio, ma individua come limite inferiore per la media annuale il valore di  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per il  $\text{PM}_{10}$  e di  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per il  $\text{PM}_{2.5}$ , che sono i livelli più bassi per i quali è stato osservato un incremento della mortalità totale, di quella per cause cardiopolmonari, e di quella per cancro del polmone, con una confidenza migliore del 95% in risposta ai livelli di  $\text{PM}_{2.5}$  nello studio dell'American Cancer Society ([Pope et al, 2002](#)).

### 3.4 Componenti del materiale particolato

#### 3.4.1 Idrocarburi policiclici aromatici

La combustione incompleta di materiali organici determina l'emissione in atmosfera di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) quasi totalmente adsorbiti sul materiale particolato.

Si stima che nel 2008 in Italia siano state emesse 156,3 tonnellate di IPA e le sorgenti principali sono gli impianti di combustione non industriale (71,93 tonnellate), i processi produttivi nell'industria del ferro e dell'acciaio (40,30 tonnellate) e incenerimento dei rifiuti agricoli all'aperto (32,2 tonnellate).

Sebbene le emissioni stimate da trasporto su strada siano inferiori rispetto a quelle citate (2,72 tonnellate nel 2008) nelle aree urbane ad alta densità di traffico è possibile rilevare livelli di concentrazione elevati sebbene inferiori a quelli rilevati in aree urbane o suburbane dove il contributo delle attività industriali è rilevante ([Menichini et al](#)).

La progressiva riduzione delle auto a benzina senza catalizzatore ha comportato la parallela riduzione del contributo dei veicoli a benzina rispetto a quelli diesel. La presenza del catalizzatore riduce infatti di circa il 90% le concentrazioni di BaP nei gas di scarico; come conseguenza, i veicoli a benzina con catalizzatore a tre vie presentano fattori di emissione di BaP intorno a un ordine di grandezza inferiori a quelli diesel.

Su 43 IPA esaminati dalla IARC, tra i quali erano compresi quelli di più comune rilevabili nelle varie matrici ambientali per 12 IPA è emersa un'evidenza di cancerogenicità animale "sufficiente"; per altri 12 l'evidenza sperimentale è stata considerata "limitata".

Le evidenze di cancerogenicità sull'uomo relative a singoli IPA, dato che in condizioni reali si verifica sempre una co-esposizione simultanea a miscele complesse di molte decine di IPA, è estremamente difficile. La IARC ha classificato tre IPA, tra cui il BaP, come "probabilmente" cancerogeni per l'uomo (categoria 2A) e nove come "possibilmente" cancerogeni (2B).

Il BaP è ritenuto un buon indicatore di rischio cancerogeno per la classe degli IPA valutati; è stato stimato un rischio incrementale pari a 9 casi di cancro polmonare ogni 100 000 persone esposte per tutta la vita ad una concentrazione media di  $1 \text{ ng/m}^3$  di BaP. L'OMS ha quindi raccomandato un valore guida di  $1 \text{ ng/m}^3$  per la concentrazione media annuale di BaP, misurata nei siti a più alto inquinamento nell'ambito cittadino e a livello stradale.

### 3.4.2 *Metalli e metallodi*

I metalli, i metallodi e i loro composti sono immessi nell'atmosfera sia da sorgenti antropiche (quali i processi di combustione da sorgenti stazionarie, l'industria del ferro e dell'acciaio, l'industria dei metalli non ferrosi, le combustioni da sorgenti mobili), che da sorgenti naturali (quali eruzioni vulcaniche, risollevarimento dal suolo, trasporto a lunga distanza di sabbie sahariane). Essi si ritrovano essenzialmente distribuiti nella massa delle varie frazioni dimensionali del materiale particellare nell'atmosfera. Possono essere associati in misura variabile, in funzione del tipo e della sorgente, alla frazione coarse (particelle con diametro aerodinamico compreso tra 10 e 2,5 $\mu$ m) e/o alla frazione fine (PM<sub>2,5</sub>), in cui si presentano generalmente sotto forma di composti chimici diversi, e in diversi stati di ossidazione. Le diverse specie possono differire in modo considerevole tra loro, riguardo la tossicità, il potere cancerogeno, la solubilità, la distribuzione nelle varie frazioni dimensionali del materiale particellare. Permangono per tempi variabili in atmosfera in funzione delle dimensioni delle particelle, dello stato di ossidazione e della solubilità dei composti in cui sono presenti, finché non sono rimossi da diversi processi di deposizione. Questi processi comportano il trasferimento degli elementi dall'aria alle superfici (suolo, vegetazione, acqua) e l'inserimento degli stessi nei cicli biogeologici e nella catena alimentare.

I metalli e i metallodi emessi in aria dai processi di combustione hanno in genere solubilità e reattività relativamente alta, a causa delle piccole dimensioni delle particelle su cui sono trasportati; perciò essi si dissolvono facilmente nella pioggia, specialmente in condizioni di basso pH.

Tra i metalli e i metallodi che possono essere liberati in atmosfera, particolare rilevanza assumono piombo, cadmio, nichel e arsenico. Per questi la normativa vigente fissa un valore limite (piombo 0,5  $\mu$ g/m<sup>3</sup> come media annuale) e un valore obiettivo da raggiungere entro il 2012 (cadmio, nichel, arsenico).

La presenza di alcuni elementi metallici nel particolato è abbondante (e.g. [RIVM report, 2003](#)), ma largamente attribuibile a sorgenti naturali e antropiche diverse dal traffico veicolare (metalli alcalini e alcalini terrosi, alluminio, ferro). Vale la pena ricordare che una serie di studi sperimentali ha dimostrato che i metalli di transizione, come il ferro, possono svolgere un ruolo fondamentale nei meccanismi di azione biologica associati all'esposizione al materiale particellare diffuso nell'atmosfera,

partecipando, attraverso la loro azione catalitica, alla produzione di radicali dell'ossigeno (Lay et al, 2001).

Nonostante la prevalenza di sorgenti diverse dai prodotti di combustione dei veicoli, recenti studi hanno evidenziato la possibilità che un contributo all'immissione in aria di elementi e composti contenenti metalli e metallodi possa essere comunque originata dal traffico veicolare in relazione all'uso di sistemi catalitici, con emissione di composti della famiglia del Platino (Bocca et al 2003, Iavicoli et al 2008) e in relazione ai fenomeni di attrito che determinano rilascio di particolato e che coinvolgono asfalto, pneumatici e sistemi frenanti. È stato osservato che composti dell'antimonio (in relazione all'usura delle pastiglie dei freni) vengono rilasciati in associazione a particelle caratterizzate da densità elevata nella frazione coarse (Canepari et al, 2008).

Per diverse specie metalliche l'OMS ha indicato valori guida, o valori di rischio unitario, per orientare le valutazioni di qualità dell'aria. I primi, espressi in termini di concentrazioni, si riferiscono a sostanze potenzialmente non cancerogene; i secondi valgono per le sostanze di riconosciuta attività cancerogena ed esprimono il rischio individuale di persone esposte dalla nascita, e per la durata della vita, alla concentrazione di  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dell'agente di rischio.

## 4 Cenni sulla stima delle emissioni da trasporto stradale

Una volta individuati gli inquinanti d'interesse e le relative fonti, è possibile stimare quantitativamente la “pressione” delle attività umane in termini di carico emissivo che insiste su un determinato territorio, collocando nello spazio le varie sorgenti presenti nell'area e quantificandone i relativi contributi.

Il risultato di esercizi di questo tipo sono gli inventari di emissione che si possono distinguere in base a diversi parametri: scala territoriale (da quella subcomunale a quella nazionale), tipologia di fonti di emissione e attività emissive considerate, specie inquinanti trattate, approccio metodologico (top down e bottom up).

Generalmente si considerano come “locali” gli inventari riferiti ad ambiti territoriali di estensione inferiore o uguale a quella regionale.

Le fonti di emissione sono classificate in:

- puntuali (ad esempio grossi impianti industriali, per i quali è possibile definire e georeferenziare la posizione del singolo camino o “punto” di emissione);
- lineari (ad esempio strade e autostrade);
- areali e volumetriche (ad esempio le emissioni dagli impianti di riscaldamento ad uso civile, non possono essere per la loro numerosità georeferenziati singolarmente, vengono solitamente attribuite ad un'area, ad esempio quella contenuta nei confini di un comune) (ISPRA 92,2009).

Le emissioni di sostanze nocive allo scarico di qualsiasi veicolo devono rispettare dei limiti massimi di emissione previsti dalle direttive europee in vigore; i veicoli, infatti, prima di essere immessi sul mercato e poter circolare liberamente nel territorio dell'Unione Europea, vengono sottoposti a prove di omologazione (prove di simulazione di percorso su banco dinamometrico a rulli o sul solo motore per i veicoli commerciali pesanti<sup>2</sup>) effettuate secondo procedure specifiche.

Viene misurata la quantità in grammi per chilometro (per i veicoli a due ruote, le autovetture e gli autoveicoli commerciali leggeri<sup>3</sup>) o in grammi per chilowattora (per i commerciali pesanti) dei singoli inquinanti (CO, NOx, idrocarburi incombusti, materiale particolato) prodotti da un veicolo durante lo svolgimento di un ciclo di guida standardizzato europeo (ciclo NEDC per gli autoveicoli a quattro ruote) nel quale sono

---

<sup>2</sup> peso a pieno carico  $\geq 3,5$  t

<sup>3</sup> peso a pieno carico  $\leq 3,5$  t

stabiliti le velocità, le accelerazioni, i cambi di marcia ed il numero di volte e la durata in cui il veicolo è fermo.

I fattori di emissione usati per la stima delle emissioni determinate dal traffico autoveicolare sono profondamente diversi da quelli del ciclo di omologazione. Sono elaborati, partendo da dati sperimentali in base all'esito di rilevamenti su veicoli in uso (in buono stato di manutenzione ma non nuovi) su cicli reali diversificati. Tengono conto della velocità media di spostamento, della temperatura di esercizio del motore e della presenza degli eventuali dispositivi di abbattimento ovvero approssimano le condizioni di profilo di velocità, accelerazione, cambi marcia e "stop&go" che verosimilmente si possono verificare nell'uso quotidiano. In genere, i maggiori livelli di emissione si hanno sia in condizioni di basse velocità medie di spostamento (traffico congestionato) che a velocità di spostamento elevate (motore che funziona ad alti carichi).

I fattori di emissione medi così determinati sono attribuiti alle singole categorie veicolari (oltre 100) suddivise in base a tipologia, alimentazione, cilindrata o peso e standard euro di appartenenza.

Per la stima delle emissioni di inquinanti atmosferici da trasporti stradali i dati di input, oltre ai diversi fattori di emissione per ciascun inquinante considerato, sono rappresentati dai dati relativi al parco veicolare circolante e alle relative percorrenze per ciascuna categoria individuata.

Questi dati sono elaborati attraverso un modello di calcolo denominato COPERT (COMputer Programme to calculate Emissions from Road Traffic).

Le principali incertezze legate alle stime così prodotte sono legate all'affidabilità dei dati di input e possono essere riassunte in:

- differenze non trascurabili secondo la fonte per alcuni fattori di emissione;
- incertezze o mancanza delle stime da prove sperimentali per veicoli nuovi o relativamente nuovi;
- assenza delle stime e/o incertezze per quanto riguarda le emissioni evaporative (tipicamente di benzina dal sistema di alimentazione del motore e dal serbatoio);
- assenza delle stime e/o incertezze relative alla quota di emissioni di particolato dovute alle usure (freni, frizione, pneumatici, asfalto), e alla risospensione, chiaramente non influenzata dalle caratteristiche tecnologiche del motore quanto piuttosto da quelle del veicolo e in particolare dal peso e dallo stile di guida;
- differenze tra il circolante teorico (iscritto al PRA) e quello effettivo imputabili a disallineamento temporale fra effettiva dismissione del veicolo e registrazione della



radiazione, veicoli iscritti ad altri registri diversi dal PRA (es.: Ministero della Difesa, Croce Rossa Internazionale, Ministero degli Esteri), veicoli fermi presso i concessionari, veicoli radiati d'ufficio, veicoli iscritti in una provincia ma circolanti effettivamente in altre;

- incertezze relative al parco veicolare ciclomotori per i quali non si dispone di un database ufficiale a livello nazionale, né a livello provinciale o comunale, e la cui consistenza è valutata in modo indiretto attraverso l'uso di variabili "proxy" (ANCMA 2006);

- incertezze relative alle stime delle percorrenze medie ottenute come risultato di una analisi incrociata di differenti fonti informative, Conto Nazionale dei Trasporti (CNT - Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti), le pubblicazioni dell'ACI, dell'Unione Petrolifera e della Confederazione generale italiana del Traffico e dei Trasporti (CONFETRA);

- incertezze sulla stima del parco circolante in ambiti territoriali soggetti a forti flussi quotidiani o periodici (pendolarismo, zone turistiche).

Le emissioni sono infine stimate su base annuale come sommatoria dei contributi di ciascuna categoria di veicoli ottenuti mediante il prodotto dei tre fattori (emissione, parco circolante, percorrenza). La validazione dell'esito della stima si basa sul riscontro con i dati relativi ai consumi di carburanti (desunti dal Bilancio Energetico Nazionale – Ministero delle Attività Produttive) in virtù del fatto che, parallelamente al fattore di emissione, è fissato il consumo specifico. Il processo di validazione è particolarmente critico quando si riduce il dominio spaziale di valutazione perché aumentano i margini d'incertezza e spesso non sono noti i dati ufficiali di carburanti erogati in una data zona (Avella et al).

## 5 Valutazione della qualità dell'aria

### 5.1 Il monitoraggio in siti fissi

Il monitoraggio in siti fissi è stato a lungo il principale sistema utilizzato per la valutazione della qualità dell'aria, e i risultati del monitoraggio sono stati largamente utilizzati nei principali studi epidemiologici per valutare gli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico (e.g. [Forastiere et al, 2009](#)). In quest'ultimi la scelta prevalente è stata quella di utilizzare i dati provenienti da stazioni di monitoraggio di background urbano, quelle cioè collocate lontano dalle principali arterie stradali e i cui livelli di concentrazione non dovrebbero essere influenzati dalle emissioni nelle immediate vicinanze, ma piuttosto essere rappresentative del carico emissivo medio di un'area più estesa. Tale scelta appare coerente con la necessità di descrivere l'esposizione della popolazione generale pur mantenendo l'informazione circa la variabilità dell'esposizione nella zona in esame.

Fin dai primi anni '70 in Italia le zone principalmente oggetto di monitoraggio erano rappresentate dai centri storici delle grandi aree urbane, congestionate dai crescenti flussi di traffico; e in alcuni casi le città sedi di importanti insediamenti industriali e/o porti.

Le campagne di misura ad hoc, programmate nell'ambito di studi scientifici specifici (e.g. [Marconi et al 2007](#), [Viviano et al, 2006](#)) o richieste nell'ambito di indagini su richiesta della magistratura ([Viviano et al, 2005](#)), sono state nel tempo accompagnate al monitoraggio in siti fissi scaturito dall'ordinamento nazionale.

La determinazione della concentrazione di massa del materiale particolato aerodisperso, senza prevedere una selezione dimensionale (polveri totali sospese, PTS) SO<sub>2</sub>, CO, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> attraverso il monitoraggio in siti fissi è prevista nell'ordinamento nazionale fin dal 1983. Nel 1994 sono stati introdotti in Italia criteri e metodi per il monitoraggio della frazione toracica del materiale particolato PM<sub>10</sub>, benzene e IPA limitatamente al B(a)P nelle aree urbane con più di 150.000 abitanti.

Con la direttiva quadro sulla qualità dell'aria (96/62/CE), recepita in Italia nel 1999 (D.Lgs. 351/1999), sono stati introdotti criteri e metodi comuni sul territorio dell'Unione Europea in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria ambiente, con la finalità di stabilire obiettivi per evitare, prevenire o ridurre gli effetti dannosi per la salute e per l'ambiente nel suo complesso, mantenendo la qualità dell'aria laddove era

buona e migliorandola negli altri casi fino a raggiungere gli obiettivi previsti in un tempo stabilito.

Con le Direttive 1999/30/CE, 2000/69/CE 2002/3/CE rispettivamente prima, seconda e terza direttive “figlie” recepite con il DM 60/2002 e il D.Lgs. 183/2004 sono stati definiti per SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, PM<sub>10</sub>, Pb, C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>, CO, e O<sub>3</sub> criteri e metodi per il monitoraggio e la valutazione della qualità dell’aria.

Nel 2007 le attività di valutazione e gestione della qualità dell’aria sono state estese ad alcuni componenti del particolato ad alta rilevanza tossicologica: l’arsenico (As), il nichel (Ni), il cadmio (Cd) e il mercurio<sup>4</sup> (Hg), oltre agli idrocarburi policiclici aromatici (IPA), già oggetto di una specifica normativa nazionale dal 1994 (DM 25/11/1994). Il decreto n.152 del 3 agosto 2007 (recepimento della direttiva 2004/107/CE) concernente l’arsenico, il mercurio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici nell’aria ambiente introduce criteri e disposizioni che si estendono agli altri inquinanti, oltre ad aggiornare ed estendere le disposizioni già vigenti per gli IPA. Fino all’entrata in vigore di questa direttiva il piombo era l’unico elemento oggetto di monitoraggio nell’ordinamento europeo (Direttiva 1999/30/CE, DM 60/2002).

Trascorsi quasi dieci anni dall’emanazione della prima direttiva “figlia”, è stata emanata una nuova direttiva, la 2008/50/CE, che aggiorna, unifica e integra le precedenti e in particolare introduce criteri e metodi per il monitoraggio della frazione respirabile del particolato, il PM<sub>2,5</sub>. Per quest’ultimo, fino all’emanazione della nuova Direttiva, era stato solo raccomandato il monitoraggio e la trasmissione dei dati eventualmente raccolti; dal 2005 è disponibile un metodo di riferimento.

La direttiva 2008/50/CE è stata recepita in Italia con il D.Lgs. 13 agosto 2010 n.155. Il decreto individua valori limite<sup>5</sup>, valori obiettivo<sup>6</sup>, soglie di allarme<sup>7</sup> e di informazione<sup>8</sup>.

---

<sup>4</sup> Per il mercurio è prevista la valutazione della sua presenza anche in fase vapore.

<sup>5</sup> Livello fissato in base alle conoscenze scientifiche, incluse quelle relative alle migliori tecnologie disponibili, al fine di evitare, prevenire o ridurre gli effetti nocivi per la salute umana o per l’ambiente nel suo complesso, che deve essere raggiunto entro un termine prestabilito e che non deve essere successivamente superato.

<sup>6</sup> Livello fissato al fine di evitare, prevenire o ridurre effetti nocivi per la salute umana o per l’ambiente nel suo complesso, da conseguire, ove possibile, entro una data prestabilita.

<sup>7</sup> Livello oltre il quale sussiste un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per la popolazione nel suo complesso ed il cui raggiungimento impone di adottare provvedimenti immediati.

<sup>8</sup> Livello oltre il quale sussiste un rischio per la salute umana in caso di esposizione di breve durata per alcuni gruppi particolarmente sensibili della popolazione nel suo complesso ed il cui raggiungimento impone di assicurare informazioni adeguate e tempestive.

È individuato per il PM<sub>2,5</sub> un “indicatore di esposizione media” (IEM); si tratta di un livello medio da determinare sulla base di misurazioni effettuate da stazioni di fondo ubicate in siti fissi di campionamento urbani presso l'intero territorio nazionale e che riflette l'esposizione della popolazione. Sulla base dei valori dell'IEM calcolati per il 2010, lo stato membro dovrà perseguire, attraverso misure atte a ridurre l'emissione del particolato e dei suoi precursori, un obiettivo nazionale di riduzione dell'esposizione e garantire comunque che, entro il 2015, l'IEM scenda al di sotto dei 20 µg/m<sup>3</sup> (definito obbligo di concentrazione dell'esposizione).

Per gli inquinanti citati escluso l'ozono, la normativa definisce dei valori soglia, inferiori ai valori limite e distinti in soglia di valutazione superiore (SVS) e soglia di valutazione inferiore (SVI). La loro finalità è quella di regolare, in relazione ai livelli di inquinamento, l'impiego e l'integrazione di tecniche di valutazione della qualità dell'aria diverse dalla misura analitica, come la modellizzazione o le tecniche di stima obiettiva, con le misure nelle stazioni di monitoraggio. In relazione alla classificazione delle zone rispetto alle soglie sono previste azioni finalizzate al risanamento della qualità dell'aria, formalizzate in piani e programmi messi a punto dalle Regioni e coerenti con il programma nazionale di riduzione delle emissioni (ex D.Lgs 171/2004). La normativa affida il compito della valutazione e gestione della qualità dell'aria alle regioni e province autonome e, nell'ambito delle azioni volte alla verifica e alla pubblicità dell'informazione sulla qualità dell'aria, prevede la comunicazione annuale di informazioni per la valutazione della qualità dell'aria dal livello locale a quello nazionale e a quello europeo (e.g. Decisione 2004/461/CE).

**Tab. 4 Valori limite per la protezione della salute umana (D.Lgs 155/2010)**

<b>Inquinante</b>	<b>Parametro</b>	<b>Valore</b>	<b>Data alla quale il valore di legge deve essere raggiunto</b>
<b>Biossido di zolfo SO<sub>2</sub></b>	Valore limite orario	350 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 24 volte per anno civile	1° gennaio 2005
	Valore limite giornaliero	125 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 3 volte per anno civile	1° gennaio 2005
<b>Biossido di azoto NO<sub>2</sub></b>	Valore limite orario	200 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 18 volte per anno civile	1° gennaio 2010
	Valore limite annuale	40 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2010
<b>Materiale particolato PM<sub>10</sub></b>	Valore limite giornaliero	50 µg/m <sup>3</sup> da non superare più di 35 volte per anno civile	1° gennaio 2005
	Valore limite annuale	40 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2005
<b>Materiale particolato PM<sub>2,5</sub></b>	Valore limite annuale	25 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2015
<b>Piombo Pb</b>	Valore limite annuale	0,5 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2005
<b>Benzene C<sub>6</sub>H<sub>6</sub></b>	Valore limite annuale	5,0 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2010
<b>Monossido di carbonio CO</b>	Valore limite giornaliero Media massima giornaliera su 8 ore	10 mg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2005

**Tab. 5 Soglie di informazione, di allarme, valori obiettivo per la protezione della salute umana (D.Lgs 155/2010)**

<b>Inquinante</b>	<b>Parametro</b>	<b>Valore</b>	<b>Data alla quale il valore di legge deve essere raggiunto</b>
<b>Biossido di zolfo SO<sub>2</sub></b>	Soglia di allarme	500 µg/m <sup>3</sup> Su tre ore consecutive	-
<b>Biossido di azoto NO<sub>2</sub></b>	Soglia di allarme	400 µg/m <sup>3</sup> Su tre ore consecutive	-
<b>Materiale particolato PM<sub>2,5</sub></b>	Obiettivo di riduzione dell'esposizione relativo all'IEM calcolato nel 2010	IEM ≤ 8,5 µg/m <sup>3</sup> : 0% 8,5 µg/m <sup>3</sup> < IEM < 13 µg/m <sup>3</sup> : 10% 13 µg/m <sup>3</sup> ≤ IEM < 18 µg/m <sup>3</sup> : 15% 18 µg/m <sup>3</sup> ≤ IEM < 22 µg/m <sup>3</sup> : 20% IEM ≥ 22 µg/m <sup>3</sup> : obiettivo 18 µg/m <sup>3</sup>	2020
	Valore obiettivo annuale	25 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2010
	Obbligo di concentrazione dell'esposizione	20 µg/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2015
<b>Arsenico</b>	Valore obiettivo	6,0 ng/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2012
<b>Cadmio</b>	Valore obiettivo	5,0 ng/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2012
<b>Nichel</b>	Valore obiettivo	20,0 ng/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2012
<b>Benzo(a)pirene</b>	Valore obiettivo	1,0 ng/m <sup>3</sup>	1° gennaio 2012
<b>Ozono O<sub>3</sub></b>	Soglia di informazione (Media oraria)	180 µg/m <sup>3</sup>	-
	Soglia di allarme (Media oraria)	240 µg/m <sup>3</sup>	-
	Obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana (Media su 8 ore massima giornaliera)	120 µg/m <sup>3</sup>	-
	Valore obiettivo per la protezione della salute umana (Media massima giornaliera calcolata su 8 ore)	120 µg/m <sup>3</sup> da non superare per più di 25 giorni per anno civile come media su tre anni	-

## **5.2 Analisi temporale delle serie storiche di dati provenienti dalle centraline di monitoraggio**

La qualità dell'aria a livello troposferico, in una determinata zona e in un determinato intervallo di tempo, dipende in modo complesso da numerosi fattori riconducibili all'intensità delle emissioni inquinanti (in genere espressa come massa di inquinante emesso dall'insieme delle sorgenti nell'unità di tempo) e dalle condizioni meteorologiche locali.

In generale si possono individuare quattro livelli di variabilità che rivestono un interesse precipuo negli studi relativi agli effetti sulla salute dell'inquinamento atmosferico:

- variabilità intra-giornaliera;
- variabilità inter-giornaliera;
- variabilità inter-stagionale;
- variabilità inter-annuale.

La variabilità intra-giornaliera viene valutata attraverso lo studio della variabilità delle concentrazioni medie orarie determinate in siti fissi, ovvero stimate a partire da determinazioni in siti fissi e/o variabili surrogate (vedi §6).

La concentrazione di una specie inquinante in atmosfera in ciascuna ora del giorno dipende:

- dal tasso di emissione dalle sorgenti;
- dalla velocità delle sue eventuali trasformazioni chimico-fisiche;
- dalla velocità dei processi di deposizione;
- dalla forza dei processi di diluizione.

Per ciascun inquinante, in dipendenza delle sue caratteristiche chimico-fisiche, la velocità dei processi di rimozione è fortemente dipendente da fattori meteorologici ovvero dalla capacità di dispersione dell'atmosfera; particolare rilevanza assumono le dinamiche di rimescolamento degli strati dell'atmosfera più vicini al suolo (boundary layer). Queste hanno una dinamica complessa e una variabilità sia intra-giornaliera che inter-giornaliera.

Il profilo giornaliero (ovvero l'andamento delle medie orarie) delle concentrazioni di un inquinante è fortemente dipendente dalle modalità con cui evolvono in un dato giorno le condizioni di rimescolamento dell'atmosfera.

È stato dimostrato (e.g. [Perrino et al 2007](#)) che il profilo di variabilità della concentrazione di un determinato inquinante è in generale ben descritto dal profilo di variabilità dell'altezza dello strato di rimescolamento.

La variabilità inter-giornaliera (medie di 24 ore) riflette la modalità con cui nelle 24 ore si sono evolute le condizioni meteorologiche, determinando complessivamente l'entità dei fenomeni di accumulo/rimozione/trasformazione degli inquinanti.

È per queste ragioni che fondamentalmente non è corretto associare la variabilità osservata (intra e inter giornaliera) alla variabilità dei flussi emissivi, o esclusivamente a questa sebbene anche per flussi emissivi è possibile individuare dei cicli intra-giornalieri. Ad esempio il traffico veicolare presenta tipicamente nelle aree urbane due picchi quotidiani nei giorni feriali (coincidenti con le prime ore del mattino e con il tardo pomeriggio). Questa variabilità in genere influenza la forma del profilo (giorno medio) ma sono prevalentemente le condizioni meteorologiche a determinare i livelli di concentrazione osservati nei singoli giorni.

Il ruolo delle fonti emissive è evidenziabile quando si analizzano i dati mediati su scale temporali più ampie: ad esempio, confrontando i dati medi, stagionali o annuali, dei giorni feriali con quelli festivi, è possibile apprezzare il contributo medio determinato dalle differenze nei flussi di traffico nei due casi.

Il ruolo delle sorgenti (in particolare il traffico veicolare) è anche apprezzabile dalle differenze di concentrazione che si possono rilevare tra misure dello stesso inquinante effettuate in zone diverse dove i flussi emissivi locali siano diversi o qualora la distanza dalle sorgenti prevalenti sia significativa.

Le differenze stagionali riflettono l'importanza delle differenti condizioni meteorologiche prevalenti nelle diverse stagioni e esaltano il ruolo di queste nel determinare i livelli osservati.

Queste differenti caratteristiche stagionali hanno un'importante conseguenza sui livelli di concentrazione degli inquinanti atmosferici emessi dagli autoveicoli: durante l'estate, l'incremento mattutino delle emissioni da traffico autoveicolare, che si osserva fra le ore 6 e le ore 8, si verifica in un periodo della giornata in cui le condizioni di rimescolamento atmosferico generalmente sono già buone; durante l'inverno, invece, le emissioni hanno maggiore probabilità di incontrare un'atmosfera ancora stagnante, causando l'incremento mattutino delle concentrazioni atmosferiche degli inquinanti primari da traffico. Analogamente, durante l'inverno il periodo di intensa emissione serale coincide con una fase di stabilità atmosferica, mentre nella stagione calda la stabilità



notturna si instaura più tardi (intorno alle 22) quando i flussi di traffico e le relative emissioni si sono già notevolmente ridotti. E' questo uno dei principali meccanismi che portano all'osservazione di livelli di inquinamento atmosferico generalmente molto più alti durante i mesi invernali.

In generale, nel periodo estivo, le condizioni critiche per l'insorgenza degli episodi di inquinamento acuto sono rappresentate da stabilità notturna molto intensa che si ripete per più giorni consecutivi, mentre nel periodo invernale intensi fenomeni di inquinamento atmosferico, con livelli molto elevati per diversi giorni consecutivi sono determinati dal verificarsi di condizioni di stabilità notturna accompagnata da scarso rimescolamento diurno, condizione di stagnazione tipica del periodo invernale che si alterna a giorni di rottura delle condizioni di stagnazione dovuta al passaggio di perturbazioni accompagnate da vento e fenomeni di precipitazione (Palmieri et al, 2008).

Le modalità con cui le concentrazioni medie si distribuiscono nelle diverse stagioni è profondamente variabile in funzione della collocazione geografica della zona investigata.

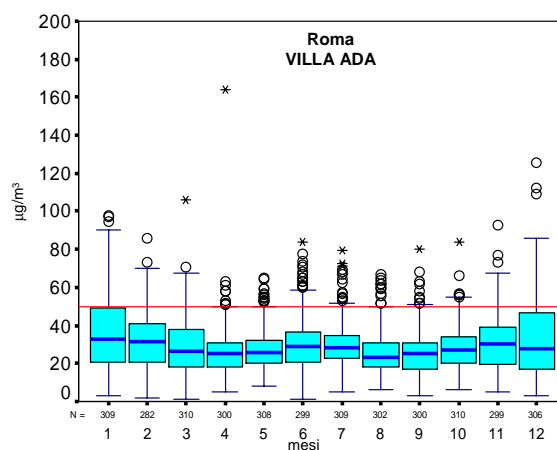
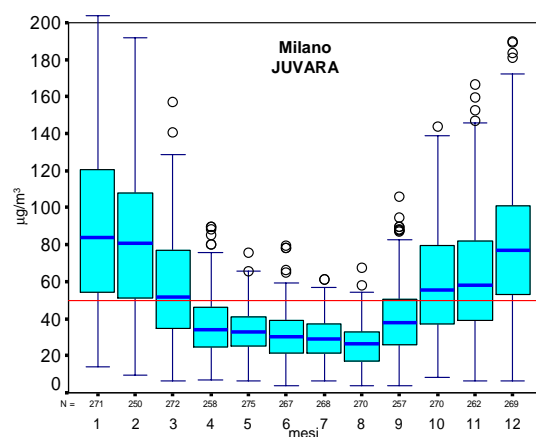
Le possibili profonde differenze che possono verificarsi in contesti meteo-climatici e orografici diversi sono illustrate con gli esempi della figura 1, dove sono riportati i box plot mensili delle medie giornaliere di  $PM_{10}$  rilevate in tre stazioni di fondo a Roma, Milano e Palermo, nel periodo 1999 – 2008. Occorre sottolineare che la collocazione delle tre stazioni rispetto alle principali sorgenti non è speculare, quindi i livelli misurati possono riflettere in parte tali differenze. A Milano, durante i mesi invernali, le concentrazioni medie sono due volte e mezza quelle della stagione estiva; sono sufficienti in genere i primi due mesi dell'anno per superare i 35 superamenti ammessi giacché oltre il 75% dei giorni è caratterizzato da livelli superiori a  $50 \mu g/m^3$ .

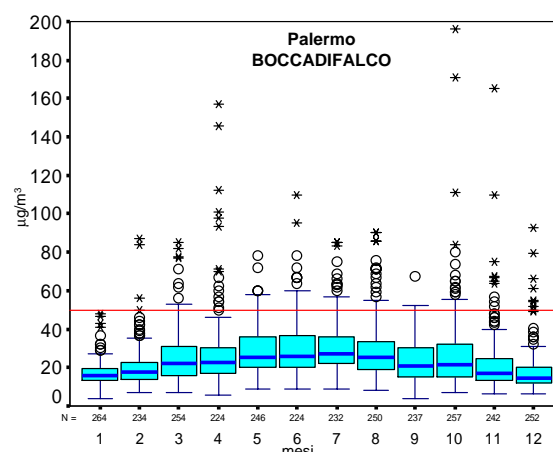
Nel caso di Roma, pur restando ancora evidente un andamento stagionale (meglio evidenziato dal 75% percentile), determinato dalla frequenza con cui si verificano condizioni prolungate di stagnazione atmosferica in inverno, le concentrazioni medie sono molto più omogenee tra le diverse stagioni; inoltre abbiamo nei mesi primaverili ed estivi un numero significativo di valori estremi o anomali (cioè al di fuori della distribuzione e superiori a  $50 \mu g/m^3$ ). Alcuni studi hanno evidenziato in questo periodo un aumento della frequenza degli eventi di intrusione di sabbia sahariana (Gobbi et al, 2006; Gobbi et al, 2007; Perrino et al, 2009).

Il caso di Palermo è infine praticamente opposto a quello di Milano; i valori sono maggiori d'estate che d'inverno; le distribuzioni sono caratterizzate da bassa dispersione

evidenziata dalla piccola distanza interquartile in particolare d'inverno, e sono frequenti indipendentemente dalla stagione numerosi valori all'esterno dell'intervallo di distribuzione.

In definitiva un'adeguata caratterizzazione meteo-climatica della zona oggetto dello studio che si vuole effettuare insieme alla disponibilità di strumenti per la valutazione dell'evoluzione delle condizioni meteorologiche e di stima dell'altezza dello strato di rimescolamento dovrebbero sempre accompagnare le stime dei livelli di concentrazione misurate al suolo in siti fissi, sia per permettere un'adeguata interpretazione dei fenomeni osservati, sia per modulare opportunamente il ruolo delle sorgenti antropiche e naturali, sia, nel caso di utilizzo di modelli, come dato di input per la stima della distribuzione spaziale delle concentrazioni (vedi modelli di dispersione).





**Figura 1. 1999 – 2008. Box plot mensili delle medie giornaliere di PM10 in tre stazioni di fondo a Roma, Milano e Palermo**

La disponibilità di serie storiche di dati permette oggi di eseguire stime sulle tendenze in atto, con riferimento agli inquinanti monitorati sia pure con alcuni limiti. Infatti per alcuni inquinanti sono relativamente poche e distribuite in modo disomogeneo sul territorio le stazioni di monitoraggio per le quali sono disponibili dati con continuità per diversi anni. Inoltre rispetto ad alcuni paesi europei e agli Stati Uniti, le serie di dati sono limitate ad alcuni inquinanti (manca ad esempio quasi del tutto l'informazione riguardante i componenti del particolato) e una quota significativa di dati è disponibile solo dal 1999 (sebbene localmente potrebbe essere possibile reperire i dati di monitoraggio degli anni precedenti).

La figura 2 illustra ad esempio la modalità con cui si è evoluta nel tempo la disponibilità di informazioni relative al PM<sub>10</sub> e al PM<sub>2,5</sub>.

Con riferimento al PM<sub>10</sub>, nel 1999 erano disponibili informazioni e dati per 40 stazioni di monitoraggio; la percentuale di dati validi annuale era superiore al 90% per 20 stazioni, compresa tra 75% e 90% per 8, e inferiore al 75% per le rimanenti 12 stazioni.

Negli anni successivi c'è stata una costante crescita delle informazioni disponibili, fino ad arrivare nel 2008 a 457 stazioni (307 con copertura annuale superiore al 90%, 74 con copertura annuale compresa tra 75% e 90% e 76 con copertura annuale inferiore al 75%).

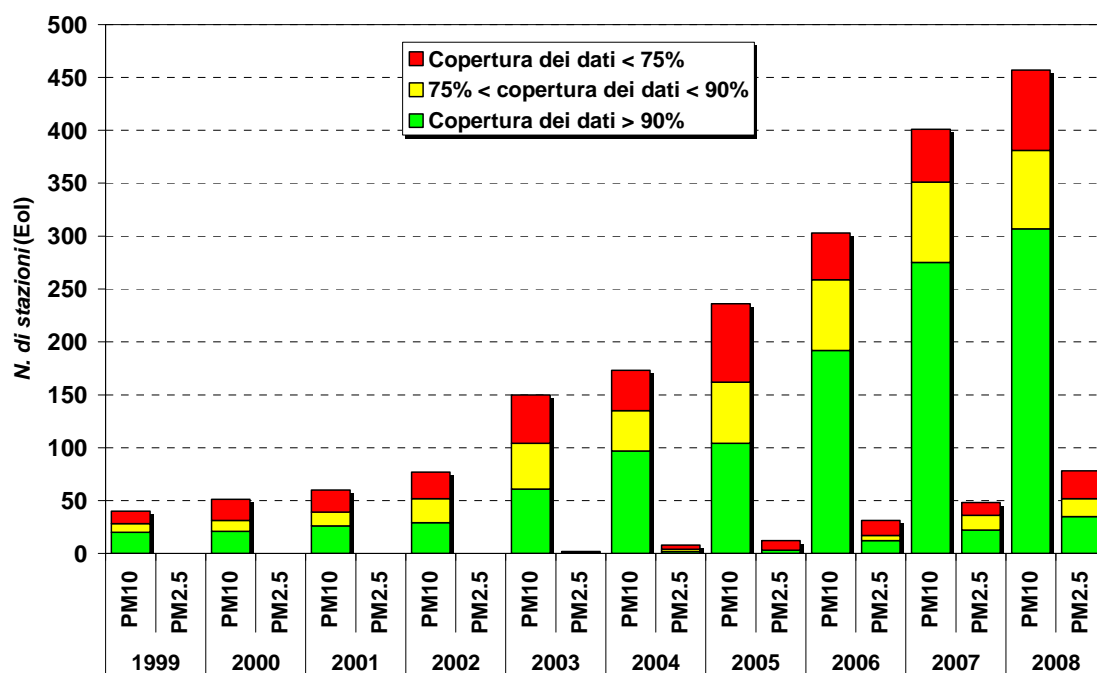


Figura 2. Numero di stazioni di misura del PM<sub>10</sub> e del PM<sub>2.5</sub> in Italia

### 5.3 Il problema della ricostruzione delle serie storiche per la valutazione dell'esposizione

Quando si affronta il problema di valutare l'esposizione della popolazione generale a uno o più inquinanti si parte spesso dai dati di monitoraggio in siti fissi, i quali possono avere il pregio di essere effettuati con continuità per periodi di tempo sufficientemente lunghi per poter apprezzare delle associazioni significative tra l'esposizione della popolazione e vari health outcomes.

Qualora vengano valutati gli effetti a breve termine si usano le medie giornaliere.

In genere si dispone di  $n$  punti di misura dislocati nell'area oggetto d'indagine.

Da questi  $n$  punti si stima una concentrazione media della zona, come media delle medie giornaliere degli  $n$  punti.

La mancanza di uno o più dati medi giornalieri negli  $n$  punti rappresenta un problema nella stima degli effetti della variazione di concentrazione inter-gionaliera sulla salute degli esposti.

Si possono verificare vari casi che possono essere affrontati con diverse tecniche di stima statistica dei dati mancanti.

1. dati mancanti per una o più stazioni di monitoraggio in serie di dati con copertura annuale superiore al 75%;

In questo caso il dato mancante può essere stimato partendo dai dati misurati nel giorno "missing" nelle altre stazioni di monitoraggio (Biggeri et al, 2003) e sfruttando il fatto che è comunque disponibile una stima della media annuale, per tutte le stazioni, la cui incertezza è accettabile, data la copertura superiore al 75%. Questo tipo di approccio si basa sull'assunto, che comunque va sempre verificato, che le misure di uno stesso inquinante effettuate in punti diversi di monitoraggio di una zona, presentino una variabilità inter-gionaliera "in fase" ovvero che la correlazione lineare tra le serie sia statisticamente significativa. Questo fatto è in genere verificato anche se è preferibile corredare la descrizione dell'omogeneità spaziale delle misure utilizzando parametri statistici aggiuntivi quali il coefficiente di concordanza di Lin e coefficiente di correlazione tra differenza e media (Biggeri et al 2003; Lin et al, 1989; Berti et al 2009). Motivi, di mancanza di correlazione tra le serie di dati, escludendo quelli legati a errori di misura o di gestione dei dati, possono essere legati a diversa collocazione delle stazioni rispetto alla quota e rispetto all'area di massima ricaduta di sorgenti puntuali.

Si costruisce un profilo di variabilità giornaliero  $p_d$ :

$$p_d = \frac{\sum_{k=1}^q [A]_{d,k}}{\sum_{k=1}^q \beta_{d,k} \cdot [A]_{y,k}}$$

Dove:

$\beta_{d,k} = 0$  se  $[A]_{d,k}$  = mancante

$\beta_{d,k} = 1$  se  $[A]_{d,k}$  = non mancante

$[A]_{d,k}$  = concentrazione media giornaliera dell'inquinante A misurata nella stazione k

$[A]_{y,k}$  = concentrazione media annuale dell'inquinante A misurata nella stazione k

Si completa quindi la serie di dati delle  $q$  stazioni per i giorni mancanti  $j$ :

$$[A]_{j,k} = p_j \cdot [A]_{y,k}$$

2. missing data per una o più stazioni di monitoraggio in serie di dati con copertura annuale inferiore al 75%;

In questo caso può essere disponibile un discreto numero di dati per una o più stazioni, ma la copertura annuale è inferiore al 75%, cosicché la fiducia nella stima della media annuale non è sufficiente per completare le serie di dati con il metodo precedente. Se questa situazione si verifica per un subset di  $n-q$  stazioni e sono disponibili serie di dati complete o completate come sopra per  $q$  stazioni, è possibile completarle attraverso l'uso di un modello di regressione lineare basato sulla costruzione di una equazione di regressione lineare tra le medie giornaliere disponibili per la stazione da ricostruire e la media giornaliera della zona calcolata a partire dalle  $q$  stazioni con serie complete o completate:

$$[A]_d = \frac{1}{q} \cdot \sum_{k=1}^q [A]_{d,k}$$

$$[A]_{i,z} = a \cdot [A]_{i,d} + b$$

Il coefficiente angolare ( $a$ ) e l'intercetta ( $b$ ) sono quindi usati per stimare il dato mancante:

$$[A]_{j,z} = \hat{a} \cdot [A]_j + \hat{b}$$

### 3. ricostruzione retrospettiva di serie di dati.

Le concentrazioni dei diversi inquinanti determinate nello stesso sito risultano generalmente essere dotate di una significativa correlazione lineare. Questa è in genere migliore per quegli inquinanti primari che condividono la sorgente dominante nella zona di misura (CO, benzene, NO, Carbonio elementare, particelle in numero) della componente primaria e, in parte, il ruolo degli ossidi di azoto nella formazione di particolato secondario. Sfruttando tale correlazione spaziale e temporale delle serie di dati, diversi recenti studi hanno portato allo sviluppo di modelli semiempirici (Kukkonen et al, 2001; Fuller et al, 2002; Lall et al, 2004; Paatero et al, 2005) che possono essere adottati per la stima retrospettiva delle concentrazioni di  $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ , e particelle in numero.

I principali problemi delle ricostruzioni retrospettive possono così essere riassunti:

- è necessario disporre comunque di misure co-locate dell'inquinante di interesse e di quelli usati per costruire il modello per un intervallo di tempo sufficientemente rappresentativo;
- i parametri di "controllo" del modello finale (ad esempio il coefficiente di determinazione del modello, il coefficiente di correlazione tra dati misurati e stimati, il fractional bias, l'index of agreement) devono essere soddisfacenti; può accadere che uno stesso modello fornisca in questo senso risultati sensibilmente diversi quando applicato a zone diverse (Paatero et al, 2005);
- un importante fattore di errore, qualora la stima retrospettiva si spinga indietro nel tempo per diversi anni, può essere rappresentata dalla variazione del coefficiente angolare dell'equazione di regressione dovuta alla diversa pendenza che possono assumere le linee di tendenza per diversi inquinanti in relazione a un diverso effetto di misure di abbattimento degli inquinanti stessi. Un esempio può essere fornito dal CO, per il quale è apprezzabile nel tempo una significativa e generalizzata tendenza alla riduzione delle concentrazioni rispetto al  $PM_{10}$  o all' $NO_2$  per i quali si osservano generalmente deboli o assenti tendenze alla riduzione;
- un altro aspetto da tenere in dovuta considerazione è che il risultato della stima rifletterà sempre la dipendenza dalle variabili usate nel modello, che potrebbero per loro natura non permettere di individuare importanti fenomeni che influenzano in modo diverso la variabile dipendente e una (o più) variabili indipendenti. Per fare un esempio si potrebbe pensare che la concentrazione media del  $PM_{10}$  sia una ottima variabile surrogata per quella del  $PM_{2.5}$ ; in effetti le correlazioni tra serie di dati superano generalmente il valore di 0.8; questo porta generalmente a poter

stimare la concentrazione di  $PM_{2,5}$  a partire da quella di  $PM_{10}$  applicando un fattore moltiplicativo, variabile in Italia tra 0,6 e 0,7 in funzione della zona; tuttavia è sufficiente un evento di trasporto per portare il valore osservato a 0,3-0,4 e le stime prodotte in questi casi saranno affette da un'incertezza molto elevata.

In definitiva, in assenza di dati di monitoraggio, le stime retrospettive possono fornire informazioni sufficientemente accurate per gli effetti a lungo termine che utilizzino come variabili ambientali le medie di lungo periodo (annuali o stagionali); tali stime sono meno indicate qualora siano utilizzate per stime degli effetti a breve termine dove il parametro chiave è la media giornaliera.



## **6 L'importanza dell'analisi spaziale dei dati di concentrazione degli inquinanti per condurre e interpretare gli studi epidemiologici: metodi di valutazione diversi dalle misurazioni in siti fissi**

Studi recenti hanno dimostrato quanto sia importante conoscere la distribuzione spaziale delle concentrazioni di alcuni inquinanti atmosferici seguita da una corretta interpretazione dei risultati per l'individuazione dei livelli di rischio sulla salute pubblica derivanti da un'esposizione a medio - lungo termine. In questo contesto un aiuto consistente è venuto dall'utilizzo di modelli, siano essi empirici o deterministici per riprodurre le concentrazioni in un dominio di calcolo.

Gli approcci modellistici descritti nel presente lavoro sono i seguenti: interpolazione geostatistica, Land Use Regression model (LUR model), modelli di dispersione atmosferica ed infine modelli ibridi.

### **6.1 Tecniche di interpolazione geostatistica**

#### *6.1.1 Introduzione*

Le tecniche di interpolazione geostatistiche consentono di effettuare una stima delle caratteristiche di un campo stocastico<sup>9</sup> in punti in cui non sono state effettuate misurazioni, sulla base dei dati campionati altrove: è dunque possibile ricostruire il campo di concentrazione di un inquinante a partire dai dati rilevati in stazioni di misura distribuite in modo disomogeneo sul territorio.

Per fare ciò tali tecniche valutano, in prima analisi, la dipendenza del dato osservato dalla posizione del punto di misura. La variabilità spaziale viene di solito elaborata con lo strumento del semivariogramma, in grado di verificare se osservazioni effettuate su punti vicini presentino una minore variabilità rispetto ad osservazioni effettuate su punti distanti.

Tra i metodi di interpolazione statistica più noti vi è il kriging<sup>10</sup>.

---

<sup>9</sup> E' il dominio nel quale la variabile d'interesse è suscettibile di assumere determinati valori e, all'interno del quale, se ne studia la variabilità..

<sup>10</sup> Il kriging prende il nome dall'ingegnere minerario Daniel G. Krige che nel 1950 sviluppò metodi empirici per determinare la vera distribuzione delle classi minerali a partire da distribuzioni basate sui campioni di minerali raccolti.

Come vedremo, esistono varie tipologie di kriging che si basano sul medesimo concetto, ma che

differiscono per caratteristiche del dato da trattare. Nell'ambito della statistica multivariata il metodo di interpolazione usato è il cokriging: questo metodo è molto simile al kriging, l'unica differenza risiede nel fatto che, nello stimare la variabile principale (target) in un punto del campo si prendono in considerazione anche altre variabili ausiliarie.

Nei successivi paragrafi seguono le definizioni che stanno alla base delle tecniche geostatistiche e poi vengono analizzate le diverse tecniche di interpolazione con gli eventuali limiti di applicazione e le performance nei diversi casi di studio.

### 6.1.2 Modellizzazione di una variabile nella geostatistica

Si consideri un fenomeno spaziale, per es. l'inquinamento di un sito da  $PM_{10}$ .

Indicando con  $z$  la sua concentrazione e con  $x$  il generico punto di coordinate del campo di indagine,  $z(x)$  è una funzione numerica che rappresenta la concentrazione dell'inquinante nei diversi punti del sito; essa assume, in ogni punto dello spazio, un determinato valore numerico. Adottando un approccio stocastico quel valore osservato è solo un valore estratto a caso da un infinito numero di valori possibili assunti da una ben precisa distribuzione di probabilità.

Il set di valori di concentrazione (misurati) di  $Z$  può considerarsi come una *variabile regionalizzata* ossia una variabile il cui valore è fortemente condizionato dalla posizione spaziale.

Una variabile regionalizzata può essere così modellizzata (Cressie 1993, Adler 1993 e Christensen 2001):

$$Z(x) = a + R(x)$$

in cui  $a$  è la componente aleatoria e  $R(x)$  la componente regionalizzata. Quando  $a$  è dominante rispetto a  $R(x)$  si studia la variabile con i metodi classici della statistica. In caso contrario si ricade nel campo della geostatistica.

I valori delle variabili regionalizzate tendono ad essere in relazione tra loro: due valori vicini ad un terzo tendono ad essere simili, mentre quelli più lontani lo sono meno secondo il principio dell'autocorrelazione spaziale che definisce il grado di dipendenza spaziale tra i valori assunti da una variabile campionata.

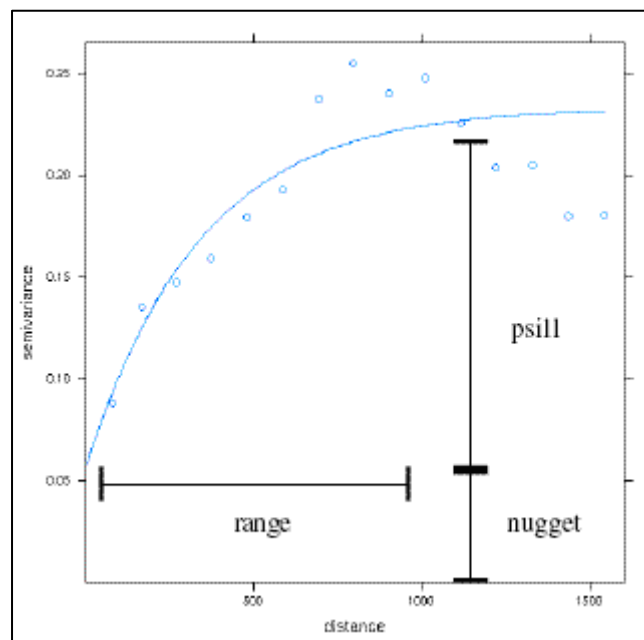
Il semivariogramma è un algoritmo geostatistico che viene impiegato per valutare l'autocorrelazione spaziale di dati osservati. La funzione semivariogramma interpola la semivarianza dei valori osservati in gruppi di coppie di punti a determinate distanze (dette lag) secondo una certa direzione.

La semivarianza è pari a:

$$\gamma(h) = \frac{1}{(2m(h))} \sum_{i=1}^{m(h)} (z(x_i + h) - z(x_i))^2$$

in cui  $h$  è un intervallo di distanza tra i punti di misurazione (lag) e  $m(h)$  rappresenta il numero di coppie di osservazioni effettuate alla distanza  $h$ .

Il semivariogramma sperimentale grafica la semivarianza in funzione della distanze tra coppie di dati (Figura 3): è quindi formato da una serie di punti distinti e distanti tra loro di un certo lag definito.



**Figura 3. Semivariogramma sperimentale e teorico**

Le tecniche di interpolazione geostatistica richiedono una funzione continua, semivariogramma teorico, che descriva il valore della semivarianza. La modellazione del variogramma è un passo molto delicato in quanto consiste nello scegliere la curva che meglio approssima la serie discreta dei punti del variogramma sperimentale.

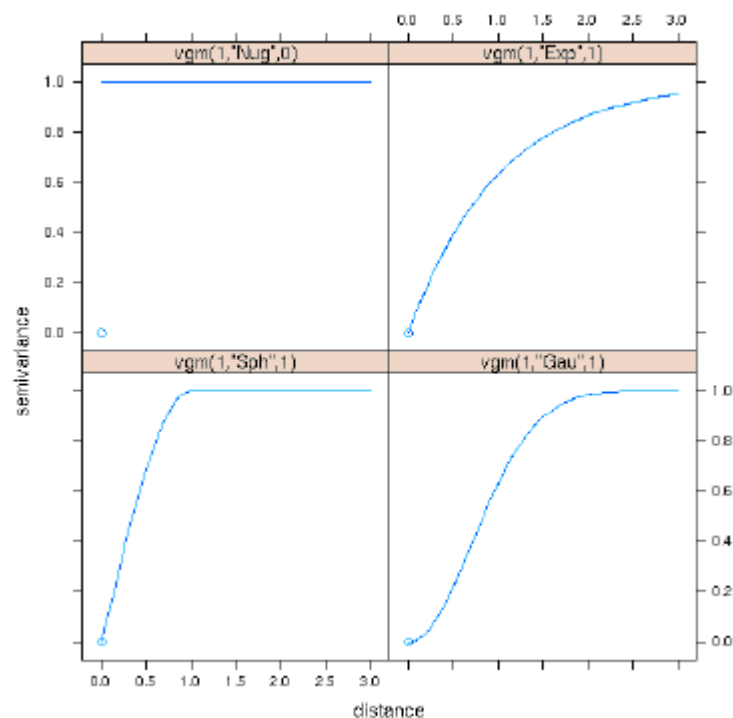
In genere si sceglie un modello, tra quelli disponibili, che abbia una forma che rispetti approssimativamente le tendenze principali dei valori sperimentali e si determina la bontà del risultato sulla base di procedure per la stima dell'errore.

Il semivariogramma teorico sarà caratterizzato dai seguenti parametri:

- *Nugget*: descrive il livello di variabilità casuale;
- *Partial Sill*: valore massimo della semivarianza quando si ha stazionarietà (esso approssima per eccesso la varianza campionaria);
- *Range*: rappresenta la distanza massima entro la quale si manifesta correlazione tra semivarianza e *lag*.

Esistono vari tipi di modelli per l'approssimazione dei variogrammi sperimentali (Figura 4), tra i più usati troviamo:

- il modello lineare.
- il modello esponenziale;
- il modello sferico;
- il modello gaussiano;



**Figura 4. Esempi di semivariogramma**

Una volta nota la variabilità spaziale su tutto il campo di interesse si passa alla successiva fase di predizione spaziale che avviene tramite opportune tecniche di kriging e cokriging (Cressie 1993, Christensen 2001).

### 6.1.3 *Kriging Ordinario e Kriging Universale*

Quando si parla di kriging si considera la famiglia di tecniche che fornisce la migliore predizione lineare non distorta di una variabile in un sito non visitato prendendo in considerazione il modo in cui essa varia nello spazio attraverso il modello del variogramma che è stato scelto e validato.

Le varie tipologie del kriging differiscono tra loro principalmente per la modellizzazione del campo aleatorio sul quale si effettuerà la predizione, tra queste troviamo *il kriging ordinario* (OK) e *il kriging universale* (UK).

Il kriging ordinario può lavorare solo con variabili che presentino media costante e varianza dipendente solo dal lag.

I valori della variabile che il kriging determina sono combinazioni pesate lineari dei dati disponibili:

$$\hat{z} = \sum_{i=1}^N \lambda_i z_i$$

dove  $\lambda_i$  è il peso relativo ad ogni valore  $z_i$  per la stima di  $z$ ; la sommatoria dei  $\lambda_i$  deve essere pari ad 1 in modo tale che venga rispettata la condizione di non distorsione.

Sono vari gli studi presenti in letteratura che hanno utilizzato tale tecnica interpolativa di predizione; tra questi ricordiamo, ad esempio, il lavoro effettuato nel 2003 in Italia che ha visto come area di indagine la regione Piemonte e che, partendo da serie di dati di concentrazione di  $PM_{10}$  in 17 stazioni, ha stimato la probabilità di superamento del limite annuale fissato dalla normativa per la protezione della salute umana ( $40 \mu g/m^3$ ). L'output del lavoro ha visto la costruzione di mappe di superamento ottenute tramite una spazializzazione dei dati attraverso il kriging ordinario con le relative mappe di errore (Ignaccolo R, Draghicescu D).

Nella città di Erzurum, localizzata ad est della Turchia, sono state condotte, a partire dal 1980, misure semestrali (durante i sei mesi invernali) di concentrazione di  $SO_2$  utilizzando 6 stazioni di monitoraggio; l'utilizzo dell'OK ha consentito l'estensione delle informazioni locali su tutta la città (Bayraktar, Turalioglu, 2005).

Le performance dell'OK sono comunque discutibili in quanto l'assunzione di stazionarietà del dato introduce degli errori non indifferenti dovuti al fatto che le variabili di interesse, nel nostro caso i valori locali di concentrazione di un'inquinante, presentano generalmente dei trend direzionali non trascurabili.

L'UK può invece lavorare anche con variabili non stazionarie; tale metodo consente di ristabilire la condizione di stazionarietà attraverso l'introduzione di una funzione deterministica che descriva il "drift", cioè l'andamento spaziale della media ( $m(x)$  nella formula [2]). L'UK quindi modella e sottrae il "drift" ed analizza la sola componente aleatoria (residuo).

$$[2] \quad Z(x) = \sum_{i=1}^N \lambda_i z_i + m(x)$$

L'UK è una tecnica molto flessibile che si può adattare alla maggior parte dei casi in cui si debba lavorare con campi aleatori che non presentano un valore atteso costante.

In origine l'UK è stato pensato come un'estensione del kriging con un modello di trend in funzione delle coordinate, ancora oggi molti autori utilizzano il termine universal kriging con questa accezione; vedremo come il "drift" possa essere definito in funzione di variabili di supporto che fanno rientrare tale approccio nella casistica dei cosiddetti modelli ibridi (vedi kriging con drift esterno, KED).

#### 6.1.4 Cokriging

Un altro approccio che incorpora l'utilizzo di una o più variabili secondarie è il cokriging (COK) che rappresenta un'estensione multivariata del kriging ([Chiles, J.-P. and P. Delfiner \(1999\)](#)).

Il COK è una variante del kriging universale e permette di migliorare la stima di una variabile di cui si hanno a disposizione pochi dati campionati attraverso l'uso combinato di un'altra variabile, la variabile secondaria, che presenta una correlazione con la prima ([Wackernagel H., 2001](#)).

La principale differenza fra questa versione del kriging e le due precedenti risiede nel modo in cui l'informazione secondaria è trattata: nell'OK è semplicemente ignorata, nel KED influenza solamente il trend della variabile primaria, mentre nel COK interessa direttamente le stime della variabile d'interesse in tutte e due le sue componenti (aleatoria e deterministica). Questa tecnica è stata sviluppata da Matheron (1971) e non richiede nessuna assunzione sul tipo di correlazione che deve esistere tra le due variabili. È

necessario solo che esse abbiano un significativo numero di punti campione in comune, o vicini tra loro, per ottenere una discreta stima del *cross variogramma*.

La tecnica del COK migliora la stima, poiché è capace di incorporare interamente la natura e la variabilità spaziale della correlazione tra le due variabili. Ciò non esime comunque dalla possibilità di incontrare difficoltà nel calcolo del cross variogramma e nella verifica della correttezza del modello teorico, in modo particolare se le due variabili non sono ben correlate tra loro.

È quindi necessario verificare, innanzitutto, l'esistenza di una correlazione spaziale tra i dati campionati ed il dataset ausiliario. Questa verifica viene effettuata attraverso la creazione del così detto “*cross variogramma sperimentale*” stimabile attraverso la seguente funzione:

$$\gamma(h) = \frac{1}{(2m(h))} \sum_{i=1}^{m(h)} (z_i(x_i + h) - z_i(x_i))(z_j(x_i + h) - z_j(x_i))$$

dove, come nel caso del semivariogramma,  $m(h)$  è il numero di coppie di dati ad un certo intervallo di distanza  $(h+\Delta h)$  e  $z_i(x_i)$  e  $z_j(x_i)$  rappresentano le realizzazioni delle variabili  $Z_i(x_i)$  e  $Z_j(x_i)$  nel punto  $x_i$  del campo.

Come nel caso univariato, in tema di predizione, le metodologie di cokriging sono classificabili a seconda delle ipotesi sul trend spaziale dei dati di monitoraggio a disposizione:

- si parla di cokriging ordinario quando si suppone che le medie siano ignote e spazialmente costanti;
- se si suppone che ci siano trend spaziali descrivibili attraverso combinazioni lineari di funzioni o variabili esplicative deterministiche si è nel caso del cokriging universale.

Nel primo caso le stime del cokriging sono combinazioni lineari dei valori campionati secondo la seguente formula:

$$z_i^*(x_0) = \sum_{K=1}^{n_i} \lambda_{iK} z_i(x_k) + \sum_{l=1}^{n_j} \lambda_{jl} z_j(x_l)$$

dove  $z_i^*$  è la stima del valore della variabile  $Z_j$  in  $x_0$ ,  $n_i$  e  $n_j$  sono il numero di punti di campionamento a disposizione utilizzati nella predizione,  $\lambda_{ik}$  e  $\lambda_{jk}$  indicano i pesi relativi

ad ogni valore,  $z_i$  e  $z_j$  rappresentano i valori della variabile d'interesse e di quella correlata nei punti di campionamento  $x_k$  e  $x_l$ .

## **6.2 Modelli di Land Use Regression (LUR Models)**

### *6.2.1 Introduzione*

Negli ultimi anni i modelli di Land Use Regression (LUR) sono stati diffusamente utilizzati per la stima della variabilità spaziale degli inquinanti atmosferici, pervenendo all'individuazione di domini di concentrazione ad alta risoluzione.

I LUR, partendo dalla concentrazione in punti di misura ben identificati e dalla conoscenza di variabili predittive, prevedono la stima della concentrazione dell'inquinante in altre locazioni diverse dai siti di campionamento in modo da coprire l'intera area da esaminare. I valori delle variabili predittive vengono inseriti come variabili indipendenti in un modello di regressione lineare multipla; la variabile dipendente è il valore di concentrazione dell'inquinante nel sito di campionamento. Tutte le variabili sono rese disponibili da sistemi di georeferenziazione (GIS). Una volta sviluppato, il modello può essere esteso a quelle aree dove non vi sono punti di monitoraggio.

Tale tecnica è stata inizialmente chiamata "Regression Mapping"; nome probabilmente più consono in quanto le variabili predittive utilizzate, come vedremo nei prossimi paragrafi, non sono solo rappresentative del "land use".

L'applicazione dei LUR per l'ottenimento di mappe di inquinamento atmosferico ai fini di indagini epidemiologiche è stata introdotta, per la prima volta, nello studio SAVIAH (Small Area Variations In Air quality and Health) (Briggs et al., 1997) il cui scopo è stato quello di associare, per una coorte di bambini, diversi livelli di rischio per la salute all'esposizione a lungo termine di  $\text{NO}_2$ .

Negli anni seguenti il metodo è stato applicato in diversi luoghi, inizialmente in Europa e più recentemente in Nord America. Molti lavori sono stati eseguiti in grandi aree urbane comprendendo, a volte, anche i comuni circostanti; in altri, il metodo è stato utilizzato su interi paesi (Netherlands e UK) (Stedman et al., 1997; Hoek et al., 2001 a,b; Beelen et al., 2007).

L'inquinante maggiormente utilizzato è stato l' $\text{NO}_2$  data la semplicità ed il basso costo dei sistemi di monitoraggio (campionatori passivi) finalizzati alla stima della sua concentrazione locale.



Altri studi hanno sviluppato modelli non solo per l'NO<sub>x</sub>, l'NO<sub>2</sub> e l'NO, ma anche per il particolato atmosferico (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>), carbone elementare e VOC<sub>s</sub> tra cui il benzene ed il toluene.

#### 6.2.2 *Caratterizzazione dei siti di monitoraggio*

Gli studi epidemiologici orientati alla valutazione dell'esposizione al traffico necessitano di misure di monitoraggio capillari in modo da poter identificare la variabilità spaziale della concentrazione degli inquinanti atmosferici emessi da tale sorgente; le stazioni di monitoraggio in siti fissi, però, sono posizionate in punti strategici, zone urbane, suburbane e rurali, idonei all'acquisizione di dati finalizzati alla valutazione della qualità dell'aria. Le centraline di monitoraggio fisse in area urbana sono di diversa tipologia a seconda che siano influenzate (traffico e industriale) o no (fondo) da una specifica sorgente di emissione; per tale motivo non sempre sono in grado di cogliere variazioni di concentrazione di inquinanti su scala locale dovute a specifiche sorgenti.

Non c'è un protocollo che stabilisce il numero di siti da campionare; numeri ragionevoli possono variare da 40 a 80 siti ma sicuramente va considerata la superficie e la densità demografica dell'area di interesse.

Madsen et al. (2007) ha verificato che modelli sviluppati sulla base di 40 siti selezionati in maniera casuale nella città di Oslo erano indistinguibili da modelli sviluppati utilizzando l'intero set di dati provenienti da 80 siti di campionamento. Allo stesso modo, nella città di Toronto, Jerret et al. (2007), ha osservato che modelli sviluppati su una selezione casuale di 65 siti, davano risultati molto simili a quelli ottenuti con tutto il set di dati composto da 94 siti.

Nei LUR le concentrazioni di inquinanti, quali NO, NO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> e VOC<sub>s</sub> sono generalmente misurate attraverso campionatori passivi, dispositivi basati sul principio della diffusione molecolare, (Palmer Tubes, Ogawa badge) che presentano diversi vantaggi sia economici (costo moderato) che tecnico-logistici: è, infatti, possibile disporre di campionatori in duplicato su uno stesso sito di campionamento per valutare la riproducibilità delle determinazioni al fine di ridurre l'incertezza della misura. Per le misure del particolato si necessita invece di campionatori attivi, che richiedono l'ausilio di una pompa che forzi il flusso d'aria nel substrato e che sono decisamente più costosi.

Quando il numero dei campionatori è ridotto rispetto ai siti da monitorare è necessario, per garantire la copertura spaziale richiesta, che i campionatori siano spostati di sito in sito. In casi come questi, in cui non si hanno sempre misurazioni in continuo

simultanee si pone il problema di costruire un modello che ottimizzi i tempi di misura garantendo la rappresentatività dei dati monitorati.

### 6.2.3 *Distribuzione dei siti di monitoraggio*

Le campagne di misura studiate ad hoc per studi epidemiologici presentano un costo totale piuttosto elevato: si pone pertanto un problema di ottimizzazione economica che tenga conto dell'efficienza tecnico-scientifica.

La maglia dei siti da campionare dovrebbe avere una risoluzione non inferiore a quella associata alla variazione spaziale della concentrazione dell'inquinante da esaminare (tale variazione è generalmente compresa nel range 50 - 300 metri quale distanza dalla sorgente) in modo tale da non introdurre errori e sottostime. Vista l'impossibilità di tale accuratezza è necessario disporre di un sistema di campionatori che sia il più rappresentativo possibile al fine di catturare la variabilità spaziale dell'inquinante con il massimo dell'efficienza.

Negli ultimi anni sono stati sviluppati sistemi di ottimizzazione per la localizzazione dei siti di monitoraggio: il metodo introdotto da [Kanaroglou et al. \(2005\)](#) utilizza un algoritmo per selezionare la locazione ottimale di un numero prefissato di campionatori. Tale algoritmo è sistematico su larga scala mentre su scala locale prevede un diverso numero di campionatori in funzione della variabilità dei livelli di concentrazione, dipendenti per esempio dalla densità di popolazione, dall'uso del territorio, dalla presenza di strade con diversa intensità di traffico, etc. ([Henderson et al. 2007](#), [Hoek et al. 2008](#)).

Al fine di ottenere una validazione dei dati sperimentali è utile posizionare un campionario accanto ad una centralina di monitoraggio fissa ([Hoek et al. 2008](#)).

Sarebbe opportuno localizzare i punti di campionamento in prossimità delle abitazioni dei partecipanti allo studio o in siti particolarmente frequentati dagli stessi che possono essere scuole piuttosto che luoghi di lavoro.

Per ogni sito di campionamento selezionato deve essere redatta un'adeguata documentazione in modo da consentire una corretta interpretazione delle misure ottenute.

Devono essere disponibili:

- l'individuazione dell'area, ad esempio tramite ortofotocarte;
- le coordinate geografiche dei punti di campionamento;
- la descrizione del sistema di riferimento utilizzato;
- foto digitali effettuate in 4 direzioni differenti, o un video a 360° in modo da ricostruire lo scenario circostante;

- dati topografici;
- dati di traffico.

#### 6.2.4 *Aspetti temporali*

In diversi studi la campagna di misura è stata strutturata effettuando campionamenti in ciascun sito, della durata di 2 settimane eseguiti per le diverse stagioni; è stato dimostrato che un minimo di 8 settimane di misura così scelte, potrebbe essere con buona approssimazione rappresentativo della media annuale (Hoek et al., 2008). Ciò è in accordo anche con quanto stabilito dalla normativa. IL D.Lgs 155/2010 (Allegato I – Obiettivi di qualità dei dati) richiede per le misurazioni definite come “indicative” - di cui i campionatori passivi sono un esempio - un periodo minimo di copertura pari al 14% ovvero una misurazione in un giorno scelto a caso di ogni settimana in modo che le misure siano uniformemente distribuite durante l’anno oppure almeno otto settimane, distribuite uniformemente in un anno. È chiaro che queste sono indicazioni di massima e che un periodo più lungo dà maggiore sicurezza interpretativa.

È pur vero che i dati ottenuti da più periodi di campionamento limitati nel tempo non sempre sono rappresentativi delle concentrazioni medie annuali: questo potrebbe essere dovuto a possibili differenze che possono verificarsi per condizioni meteo climatiche atipiche durante l’esecuzione delle misure. Ad ogni modo il presupposto per impostare una buona campagna di monitoraggio è che ci sia correlazione tra le misure effettuate in siti differenti. Nello studio SAVIAH, le correlazioni tra misure in siti diversi effettuate in quattro periodi annuali ciascuno di 14 giorni variavano da 0.63 a 0.98 (Lebret et al., 2000). A Praga si sono avuti valori superiori (0.92), mentre a Poznan valori tra 0.63 e 0.81. Ad Hamilton, la correlazione delle misure di concentrazione di NO<sub>2</sub> svolte su 30 siti differenti nell’Ottobre 2002 e nel Maggio 2004 è stata pari a 0.76 (Hoek et al., 2008). Osservazioni di misure di NO<sub>2</sub> effettuate in due anni successivi, ad Amsterdam e a Huddersfield hanno dimostrato una forte correlazione (Briggs et al., 1997).

Henderson et. al. (2007) ha suggerito una metodologia tramite la quale vengono selezionati due periodi di campionamento annuali della durata di 14 giorni ciascuno su un set di dati di concentrazione di NO<sub>2</sub> della durata complessiva di 5 anni: a partire dal primo giorno di misura del primo anno, per tutti e 5 gli anni, è stata calcolata la media delle misure raccolte per 2 settimane ogni 26 settimane. Vengono utilizzati quei periodi di campionamento che più si avvicinano alla media annuale.

In ESCAPE (in corso di pubblicazione), un progetto che ha coinvolto 44 città europee e che si è posto come obiettivo lo studio degli effetti a lungo termine dell'esposizione a inquinamento atmosferico sulla salute umana in termini di gravidanze interrotte, bambini sofferenti d'asma, adulti con problemi respiratori e cardiovascolari, è stato fissato, per ogni città, un numero di siti di campionamento pari a 20 e a 40 rispettivamente per misure di particolato ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2.5}$ ) ed  $NO_x$ . Ogni sito viene monitorato 3 volte l'anno (in diversi periodi stagionali) per 2 settimane per complessivi 2 anni. In ogni città sono state rese disponibili 6 unità di monitoraggio (Ogawa badges, e Harvard impactors): quindi possono essere monitorati in contemporanea 5 siti. I dati ottenuti in continuo durante i 2 anni di campagna non sono stati utilizzati per lo sviluppo del modello ma per documentare le differenze annuali, non riscontrabili sulla variabilità spaziale, ma evidenti sui valori assoluti di concentrazioni dipendenti da differenti condizioni meteorologiche (temperatura, umidità relativa, pressione atmosferica, velocità e direzione del vento, precipitazione).

#### 6.2.5 *Processi di georeferenziazione*

L'individuazione e la localizzazione dei partecipanti allo studio in qualità di persone potenzialmente esposte risulta un'esigenza imprescindibile. La georeferenziazione tramite GIS delle abitazioni dei partecipanti ovvero dei luoghi di lavoro è il prerequisito per lo sviluppo del modello. Essa avviene indirettamente attraverso l'individuazione dell'indirizzo (via e numero civico); tuttavia si può verificare che al civico, cui corrisponde un preciso edificio, vengano attribuite delle coordinate geografiche riferite al centroide di un poligono, ad esempio una sezione di censimento oppure un'intera via. Questo fatto pone un grosso limite: il modello, data l'alta variabilità spaziale dell'inquinamento atmosferico veicolare in un certo range di distanza dalla sorgente, richiede un elevato grado di precisione nello stabilire le coordinate geografiche delle abitazioni dei partecipanti; è richiesta infatti un'accuratezza dei dati georiferiti dell'ordine di poche decine di metri al fine di effettuare una corretta attribuzione dei livelli di esposizione degli inquinanti nei diversi punti di interesse.

Un'ulteriore imprecisione potrebbe essere legata alla difficoltà di ottenere informazioni in quota, siano esse riferite alla localizzazione degli individui nei piani più alti degli edifici sia, soprattutto alla difficoltà di disporre di profili verticali di concentrazione degli inquinanti; con riferimento all'informazione geografica le coordinate

geografiche definiscono, per l'appunto, le posizioni x e y del centroide di ogni palazzo ma non necessariamente attribuiscono ad un punto sul piano l'informazione della quota.

Una serie di studi effettuati in Florida ha riportato che processi di georeferenziazione a bassa risoluzione hanno condotto ad errori sostanziali sulla stima delle potenziali esposizioni da traffico veicolare su una coorte di bambini esaminati (Hoek et al., 2008).

Negli anni recenti, la risoluzione spaziale delle mappe digitali è migliorata considerevolmente. Nei paesi Bassi ad esempio i data-set digitali presentano un'accuratezza di 10 metri per il 95% delle strade (Beelen et al., 2007).

Nei sistemi GIS i file, in formato vettoriale, contenenti le informazioni riguardanti le variabili predittive vengono tradotti in "layer" sovrapponibili in formato grid; ciò rende possibile qualsiasi tipo di operazione, di tipo statistico e matematico, tramite moduli opportunamente presenti; nello specifico i sistemi GIS consentono la visualizzazione della distribuzione spaziale dell'inquinante oggetto di studio attraverso una mappa ottenuta interpolando in ciascun punto del dominio di calcolo i risultati della regressione lineare multipla sulle variabili predittive del modello finale scelto (Henderson et al. (2007)).

#### 6.2.6 Variabili predittive e sviluppo del modello

Nei modelli LUR si utilizza la seguente equazione di regressione lineare multipla:

$$y = \beta_0 + \beta_1 x_1 + \dots \beta_i x_i$$

dove y è la concentrazione dell'indicatore (variabile dipendente) e le  $x_i$  sono le variabili predittive (indipendenti).

I coefficienti angolari  $\beta_i$  hanno un segno positivo o negativo impostato a priori a seconda della variabile x.  $\beta_0$  è il termine noto.

Le variabili predittive di un modello LUR possono essere in numero molto elevato; esempi sono: la lunghezza delle strade, l'intensità del traffico (numero di veicoli/ora), l'utilizzo del suolo, la densità di popolazione, la quota, la pendenza, la distanza dal mare etc, etc. (Henderson et al 2007).

Nello studio di Henderson et al. (2007) sono state incluse 55 potenziali variabili predittive mentre Moore et al. (2007) ne ha incluse 140.

Solo un numero ristretto di variabili viene incluso nel modello di regressione multipla finale.

Le variabili predittive introdotte nel modello differiscono da studio a studio: variano in funzione delle caratteristiche del sito in esame, della disponibilità del data set geografico e del suo livello di dettaglio e precisione.

I dati di intensità di traffico di strade ad esempio secondarie non sono sempre disponibili; in alternativa molti studi LUR hanno introdotto variabili facilmente deducibili come la lunghezza delle strade, arrivando a risultati comunque soddisfacenti (Brauer et al., 2003; Madsen et al., 2007; Henderson et al., 2007): a Vancouver l' $R^2$ <sup>11</sup> di modelli contenenti l'intensità di traffico come variabile predittiva non differiscono da quelli che considerano la lunghezza delle strade.

Nello studio SAVIAH sono state effettuate misurazioni di NO<sub>2</sub>, tramite campionatori passivi, in 80 siti di monitoraggio distribuiti spazialmente in ognuna delle 3 città comprese nel progetto (Amsterdam, Huddersfield e Praga). Le misure sono state condotte per 14 giorni continuativi in ogni stagione. Le variabili predittive potenzialmente relazionate alla concentrazione locale di NO<sub>2</sub> comprendono: misure di traffico, densità di popolazione, uso del territorio e altitudine.

Recenti studi, che hanno visto l'applicazione dei modelli LUR su ampie aree geografiche, hanno utilizzato un approccio ibrido per le diverse scale spaziali (regionale, urbana e locale) (Stedman et al., 1997; Hoek et al., 2001; Hoek et al., 2008; Beelen et al., 2007). Nel lavoro di Stedman stime di concentrazione di NO<sub>2</sub> su scala regionale, sono state ricavate attraverso metodi di interpolazione a partire da dati provenienti da stazioni di monitoraggio fisse (che presentavano gradienti di concentrazione uniformi); a tali stime è stata aggiunta la componente di concentrazione urbana ottenuta tramite modelli LUR. Hoek, Briggs e Beelen hanno optato per l'utilizzo separato di un set di dati di monitoraggio e di variabili predittive per ciascuna scala; è stato costruito prima un modello a scala regionale a cui si sono aggiunti il modello a scala urbana e a scala locale.

Questo tipo di approccio ibrido, se da un lato ha il vantaggio di incorporare più tecniche di stima obiettiva al fine di calcolare la variabilità spaziale delle concentrazioni di inquinanti atmosferici in funzione di scale spaziali differenti, dall'altro presenta dei limiti applicativi dovuti alla disponibilità di pochi punti di monitoraggio (centraline fisse) con caratteristiche tali da poter applicare un'interpolazione spaziale su scala regionale (Hoek et al., 2008).

La validazione del modello è una fase cruciale delle tecniche LUR.

---

<sup>11</sup> L' $R^2$  è il quadrato del coefficiente di correlazione:  $R^2 = 1 - ((\sum (X_i - X_i')^2) / (\sum (X_i - X_{iM})^2))$  dove  $X_{iM}$  è la media dei valori reali.

Un approccio molto utilizzato è chiamato *leave-one-out cross validation*: la tecnica omette sequenzialmente un punto prevedendone il valore usando il resto dei dati (n-1) e confrontando il valore predetto nel punto con quello misurato. Questa procedura è ripetuta n volte e le statistiche calcolate (RMSE<sup>12</sup> o  $R^2$ ) servono per indicare la performance del modello (Brauer et al., 2003).

#### 6.2.7 Selezione delle variabili predittive

Lo sviluppo del modello di regressione lineare multipla segue diversi step.

Come primo passo vengono individuati un certo numero di potenziali predittori; ognuno di questi rappresenta la variabile indipendente in un modello di regressione lineare semplice dove la y (variabile dipendente) è la concentrazione della specie inquinante. Tra i vari modelli di regressione lineari semplici, uno per ciascuna variabile, si sceglie quello con il più alto valore di  $R^2$  (e il più basso valore di RMSE); tale modello è considerato il “modello start”.

Successivamente le variabili rimanenti sono aggiunte separatamente al modello di start; l'effetto viene valutato in termini di  $R^2$  in una regressione lineare multipla; se l' $R^2$  con la variabile aggiunta risulta maggiore dell'1% rispetto all' $R^2$  del modello di start e i coefficienti angolari di ciascuna variabile sono conformi a quanto stabilito a priori allora la variabile può essere oggetto di selezione.

Alla fine viene introdotta nel modello la variabile che comporta l'effetto maggiore sull' $R^2$ .

Questo processo iterativo viene ripetuto fino a che non si considerano tutte le variabili predittive il cui contributo nel modello assicura un aumento dell' $R^2$  maggiore dell'1%.

#### 6.2.8 Individuazione dei buffer circolari

Le variabili predittive del modello vengono calcolate nell'intorno del sito di campionamento; il problema dell'individuazione dei buffer rispetto al sito di campionamento in cui calcolare il valore della variabile predittiva non si pone quando si ha a disposizione la variabile in formato raster (griglia) in cui ciascuna cella ha un valore ben definito.

---

<sup>12</sup> L'RMSE (Root Mean Squared Error) indica la varianza interna data dal rapporto tra la devianza interna e la numerosità totale dei campioni n, può essere calcolato nel modo seguente:  $RMSE = (\sum (X_i - X'_i)^2 / n)$  dove  $X'_i$  sono i valori stimati dal modello e  $X_i$  sono i valori reali.

La selezione dei buffer è un aspetto cruciale per la performance del modello; teoricamente il raggio di ogni buffer dovrebbe tener conto delle caratteristiche dispersive dell'inquinante e della sorgente di emissione (Hoek et al., 2008). Nel caso di una strada per esempio, conoscere qualitativamente come si disperde l'inquinante rispetto alla sorgente lineare è fondamentale per l'individuazione dei buffer. Si è dimostrato infatti che la concentrazione di inquinante emesso da una sorgente lineare diminuendo esponenzialmente con la distanza dalla strada stessa (Roorda-Knape et al., 1998) ha una variabilità spaziale elevata in un certo range e che diventa minima a distanze superiori ai 100 metri per una strada urbana principale e ai 500 metri per una superstrada. Individuato un certo numero di buffer in funzione della conoscenza del fenomeno tipicamente non più di 10 buffer (Henderson et al., 2007 e Aguilera et al., 2008) viene selezionato, il buffer in corrispondenza del quale si ha la maggiore correlazione spaziale tra il valore della variabile indipendente e il dato sperimentale di concentrazione.

A partire da questa informazione, dopo aver calcolato il valore della variabile all'interno del buffer tramite apposite funzioni GIS, si avvia la procedura di selezione delle variabili predittive descritta nel paragrafo precedente (Briggs et al., 1997, Sahsuvaroglu et al., 2006, Henderson et al., 2007).

Poiché la variabilità spaziale della concentrazione di un'inquinante si modifica sensibilmente a seconda delle condizioni topografiche, meteorologiche e d'uso del territorio, la selezione di un buffer tra quelli individuati potrebbe rivelarsi la scelta migliore in un'area d'indagine ma non in un'altra.

Uno studio effettuato da J.G.Su, M.Jerrett, B.Beckerman (J.G.Su, et al. 2009) propone un nuovo metodo "A Distance Decay Regression Selection Strategy (ADRESS)", finalizzato all'ottimizzazione della scelta del raggio del buffer relativo a ciascuna variabile indipendente da introdurre nel modello di regressione.

Il metodo prescinde dalla conoscenza teorica dei fenomeni di dispersione in atmosfera e si basa sulla costruzione di "Distance Decay curves" o anche curve di correlazione in cui vengono riportati i valori di correlazione tra i dati di concentrazione e le variabili predittive in funzione della distanza da i punti di campionamento ogni 50 metri.

Il metodo prevede più step:

- vengono analizzate le curve di correlazione relative a ciascuna variabile indipendente;



- viene selezionata la variabile che presenta la curva con valori di correlazione più alti; come buffer di riferimento si considera quello il cui raggio corrisponde alla distanza in cui si ha il massimo della correlazione;
- tale variabile viene introdotta nel modello LUR e dalle stime di concentrazione da esso ricavate vengono calcolati i residui;
- viene riportata su di un grafico la correlazione tra i residui e le variabili predittive rimanenti in funzione della distanza;
- viene introdotta nel modello la variabile che presenta correlazione maggiore; come raggio del buffer viene scelto quello pari alla distanza in cui la curva presenta correlazione più alta.

Il processo viene ripetuto iterativamente finché l'introduzione di una nuova variabile predittiva nel modello comporta un miglioramento significativo delle performance dello stesso ( $p > 0.10$ ).

Nel caso in esame il metodo viene applicato in uno studio che vede come obiettivo la stima della variabilità spaziale di  $\text{NO}_2$  a Toronto in base a misurazioni effettuate su 100 diverse locazioni in un periodo di due settimane durante la primavera del 2004.

Le variabili predittive inizialmente individuate riguardano l'uso del suolo, la densità di popolazione, l'altitudine, la distanza dalla costa, la rete di trasporto (ad esempio la lunghezza dei tratti autostradali) e le coordinate geografiche.

Per la definizione delle Distance decay curves sono stati considerati 30 diversi buffer con raggio di 50 m fino ad un massimo di 1500 m per le variabili descriventi il traffico veicolare, e 60 buffer di 50 m fino ad un massimo di 3000 metri per le variabili relative all'uso del territorio e alla densità di popolazione.

La variabile "coordinate" ha mostrato avere la correlazione negativa più alta, è stata quindi introdotta nel modello di regressione.

Una volta calcolati i residui, seguendo i passaggi descritti in precedenza, sono state via via introdotte nel modello LUR altre 8 variabili, quali:

- il TGM (traffico giornaliero medio) indotto dalle strade principali all'interno di un buffer di raggio pari a 650 m;
- la lunghezza di tratti autostradali, di linee ferroviarie e di strade principali all'interno di buffer rispettivamente di 400 m, 1200 m e di 50 m;
- l'uso del suolo (1400 m);
- la pendenza (1400 m);
- la densità di popolazione (1350 m);

- la distanza dalla costa.

Il modello finale ottenuto descrive il 79.4% ( $R^2$ ) della variabilità spaziale di concentrazione di  $\text{NO}_2$ : questo risultato è stato comparato con quello ottenuto da un modello LUR ricavato seguendo il metodo tradizionale che, come detto all'inizio di questo paragrafo, prevede solo i primi due step del metodo ADDRESS. Il metodo classico introduce all'interno del modello finale un numero inferiore di variabili predittive per problemi dovuti alla collinearità che sussiste tra alcune di esse: elimina infatti le variabili relative alla distanza dalla costa, alla lunghezza delle linee ferroviarie e al TGM pervenendo ad un  $R^2$  pari a 0.710, inferiore a quello ottenuto dalla tecnica ADDRESS.

#### 6.2.9 *Performance dei modelli LUR*

La performance dei modelli LUR dipende da più fattori: la disponibilità di un numero rappresentativo di punti di campionamento, la variabilità spaziale dell'inquinante esaminato, la qualità e la disponibilità delle variabili predittive, la complessità dell'area in esame in termini di orografia e di sorgenti di emissione (Briggs et al., 2007).

Generalmente l' $R^2$  del modello di predizione e l' $R^2$  della validazione sono molto simili: questo conferisce al modello scelto maggiore robustezza (Briggs et al., 1997,2000; Gilbert et al., 2005; Madsen et al., 2007; Henderson et al., 2007).

Il principale vantaggio che si riscontra nell'utilizzo dei modelli LUR sta nella possibilità di ottenere domini di concentrazione ad alta risoluzione (Hoek et al., 2008). Briggs et al.,2000 ha dimostrato che i LUR consentono di ottenere risultati più attendibili rispetto a quelli ricavati da metodi geostatistici: nel suo lavoro, finalizzato alla stima della concentrazione di  $\text{NO}_2$ , i valori dell' $R^2$  ottenuti nel processo di validazione del modello LUR variano tra 0.79 e 0.87, mentre quelli ottenuti con il Kriging erano compresi tra 0.34 e 0.44. Analogo risultato si è riscontrato nello studio effettuato da Ross et al. (2007) a New York per la stima di concentrazioni di  $\text{PM}_{2.5}$ . A Londra la variabilità spaziale di  $\text{PM}_{10}$  in 52 siti di monitoraggio è stata predetta con scarsa precisione attraverso metodi geostatistici (l' $R^2$  di validazione varia tra 0.01 e 0.05), mentre un modello di regressione LUR è stato in grado di stimare il 47% della variabilità spaziale (Briggs et al., in press).

Alcuni studi hanno effettuato anche comparazioni tra modelli LUR e modelli di dispersione atmosferica: per esempio a Huddersfield (UK), i modelli LUR hanno stimato

l'82% della variabilità spaziale di concentrazione di NO<sub>2</sub>, mentre il modello di dispersione per sorgenti lineari CALINE3<sup>13</sup> ne ha predetto solo il 63% (Briggs et al., 2000).

#### 6.2.10 *Trasferibilità dei risultati*

Alcuni studi hanno valutato la possibilità di trasferire in zone differenti modelli LUR sviluppati appositamente per un'area.

Il primo tentativo è stato portato avanti da Briggs et al (2000), il quale ha applicato con successo il modello SAVIAH, sviluppato per Huddersfield, su altre città inglesi. Fallito invece il tentativo di trasferibilità sulla città di Hamilton in Canada del modello di regressione sviluppato ad Amsterdam (Jerret et al., 2005).

Varie fonti (Hoek 2008, Henderson 2007) suggeriscono che la trasferibilità di un modello da un'area ad un'altra è fortemente limitata dalla similarità delle zone in termini di land-use e di disponibilità delle variabili predittive.

In generale va detto che, contrariamente ai modelli di dispersione chimico-fisica, i land use sono modelli empirici, di conseguenza limiti sulla trasferibilità sono inevitabili: è molto complesso estendere le analisi di studi individuali per estrarre conclusioni universali.

Ove possibile, si effettuano tentativi di trasferibilità di modelli tra zone vicine che presentano simili disponibilità di variabili predittive (Hoek 2008, Henderson 2007).

#### 6.2.11 *Limiti applicativi dei modelli LUR*

Nonostante i modelli LUR siano stati applicati con successo presentano comunque vari limiti applicativi, spesso riscontrabili anche in altri modelli predittivi.

In prima analisi, se da un lato i modelli LUR sono preferibili ai modelli di dispersione chimico-fisica perché forniscono una risoluzione spaziale maggiore, dall'altro necessitano di un discreto numero di punti di campionamento e dettagliati dati di input per catturare quelle ripide variabilità spaziali delle concentrazioni di inquinanti. Per quanto riguarda i dati di input sicuramente eventuali imprecisioni e incompletezze possono portare a stime errate dell'esposizione della popolazione coinvolta (Hoek et al., 2008).

Il limite maggiore riguarda però l'aspetto temporale legato alla possibilità di avere serie storiche di dati raccolte su più anni da correlare con eventi di malattia per poter consentire un'analisi epidemiologica adeguata. Spesso infatti si dispone solamente di cartelle cliniche di pazienti coinvolti nello studio riferite al passato mentre i dati di monitoraggio sono riferiti al presente; situazione questa che richiama la problematica della

---

<sup>14</sup> CALINE3 è un modello di dispersione gaussiano stazionario per la stima delle concentrazioni di inquinante prodotte da una sorgente lineare.

ricostruzione temporale delle serie storiche di dati per poter stabilire le corrette relazioni causa-effetto.

Un ulteriore limite è dovuto agli intervalli temporali di acquisizione dei dati durante le campagne di misura che non sempre permettono un confronto con i limiti normativi vigenti.

Va tenuto conto che la scelta di determinate variabili predittive per lo sviluppo del modello di regressione multipla deve essere direttamente legata alla malattia che si vuole studiare. Ad esempio, modelli LUR che includono la densità di popolazione come variabile dipendente dovrebbero poter prescindere dalla dipendenza della variabile medesima da altri parametri quali ad esempio lo stato socio-economico che influenzano essi stessi la frequenza di potenziali malattie e che in quanto tali potrebbero essere inclusi esclusivamente nel modello grezzo come variabile predittiva (Hoek et al., 2008).

Errori di predizione, peraltro riscontrabili anche in altri modelli, vengono introdotti per il fatto che i LUR forniscono stime di esposizione in ambienti esterni, ad esempio in prossimità delle abitazioni o luoghi di lavoro dei partecipanti; la stima pertanto non considera l'inquinamento indoor e la quota parte imputabile all'infiltrazione outdoor/indoor: tali aspetti, considerando il tempo che gli individui trascorrono all'interno degli edifici, hanno un peso non trascurabile nella valutazione dell'esposizione (Briggs et al., 2005, Hoek et al., 2008). In merito a ciò (Hanninen et al., 2010), con lo scopo di caratterizzare l'andamento stagionale del fattore di infiltrazione di particolato atmosferico (PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>), è stata effettuata un'analisi dei dati raccolti in 6 diversi studi europei: l'EXPOLIS che ha interessato le città di Atene, Helsinki, Praga, Firenze e Basilea, l'HEARTS che ha riguardato la città di Firenze, lo studio dell'Istituto Superiore di Sanità (ISS) a Roma, il RUPIOH ad Amsterdam, Atene, Birmingham ed Helsinki e ulteriori due lavori svoltisi a Stoccolma e a Gothenburg

Ciascuno di questi studi utilizza un particolare metodo per il calcolo del fattore di infiltrazione  $F_{inf}$  così definito:

$$F_{inf} = \frac{C_{ai}}{C_a} = \frac{Pa}{a + k}$$

dove:

$C_{ai}$  è la concentrazione di inquinante all'interno dell'edificio;

$C_a$  è la concentrazione di inquinante in ambiente esterno;

$a$  indica il tasso di ricambio dell'aria nell'ambiente interno;

**P** indica l'efficienza di penetrazione;

**k** il tasso di deposizione dell'inquinante.

L'efficienza di penetrazione e deposizione dell'inquinante dipendono dalla geometria dello spazio indoor oltre che dalle proprietà degli aerosol infiltrati quali ad esempio la velocità termocinetica e la volatilità. La variabilità giornaliera del coefficiente di infiltrazione è causata principalmente dalla frequenza del ricambio d'aria che a sua volta dipende essenzialmente dalla differenza di temperatura tra interno ed esterno, dalla pressione esterna esercitata dal vento e dall'abitudine del residente di tenere aperta o chiusa la finestra.

Un'analisi dettagliata dei dati raccolti dagli studi citati ha condotto alla costruzione di 3 profili stagionali relativi alle città localizzate nel nord Europa, nell'Europa centrale e nel sud Europa che riportano i valori del fattore d'infiltrazione del  $PM_{2.5}$ . Tali profili hanno dimostrato un incremento del fattore d'infiltrazione durante i mesi estivi: il fenomeno può essere ragionevolmente spiegato dal fatto che durante la stagione più calda è consuetudine aprire maggiormente la finestra. La variabilità del coefficiente di infiltrazione riscontrabile nelle diverse stagioni in ciascuna città è molto elevata; nel confronto tra le diverse città europee, a parità di stagione, la variabilità del coefficiente di infiltrazione invece è più bassa.

#### 6.2.12 *Nuovi sviluppi dei modelli LUR*

Negli ultimi anni un certo numero di lavori si è orientato verso lo sviluppo di modelli LUR in cui sono state introdotte variabili predittive di natura meteorologica o emissiva in sostituzione di variabili come l'intensità di traffico piuttosto che la densità di popolazione allo scopo di migliorare l'accuratezza delle concentrazioni stimate.

[Rosenlund et al., 2008](#) ha valutato la potenza predittiva dei dati di emissione aggiunti in un modello LUR confrontandone l'output con quello di un modello LUR tradizionale. Lo scopo è la predizione dei valori medi annui di concentrazione di  $NO_2$ . L'area di studio, in questo caso la città di Roma, ha visto il posizionamento di tre campionatori passivi per la misura di  $NO_2$  per scuola (in tutto 68 scuole) per sette giorni consecutivi, tre volte l'anno. I valori di  $NO_2$  dei tre campionatori passivi sono stati mediati in ogni periodo ottenendo delle medie rappresentative di un anno. In questo lavoro ci si è serviti anche di 6 stazioni di monitoraggio fisse per valutare i trend temporali. I dati di emissione da traffico di particolato,  $NO_x$ , CO e  $C_6H_6$  sono stati stimati in 164 differenti zone della città, basandosi sul numero di veicoli/ora e sulla distinzione in base alla

tipologia di veicolo. Le emissioni sono state espresse come massa di inquinante per km lineare e opportunamente introdotte come variabili predittive nel modello LUR; questo però non ha contribuito a migliorare in maniera sostanziale le performance del modello: ci sono stati dei miglioramenti marginali solo con l'introduzione del dato di emissione di  $C_6H_6$  quale variabile predittiva ( $R^2$  passa da 0.686 nel modello tradizionale in cui non sono considerati i dati di emissione a 0.69 con l'introduzione delle stime di emissione).

I dati di emissione potrebbero essere utili solo nel caso in cui non siano disponibili le altre variabili predittive; ma questo è improbabile poiché i predittori solitamente usati nei modelli classici sono di gran lunga più facili da reperire dei dati di emissione.

[Arain et al., 2007](#) nei suoi studi ha introdotto quali variabili meteorologiche la velocità e la direzione del vento basandosi sui dati orari acquisiti in 38 stazioni meteorologiche per 17 giorni su un'area comprendente Toronto-Hamilton; negli stessi siti sono state effettuate misure di  $NO_2$  rispettivamente dal 9 al 25 Settembre 2002 in 98 localizzazioni complessive di Toronto e dal 21 Ottobre al 6 Novembre 2002 complessivamente in 105 localizzazioni di Hamilton. L' $R^2$  della predizione è migliorato da 0.65 a 0.69.

[Ainslie et al., 2008](#) ha sviluppato un metodo avanzato: il "SA-LUR model" che combinando opportunamente il concetto di box-model<sup>14</sup> con il land use regression al fine di migliorare la risoluzione temporale del modello, ha consentito una maggiore flessibilità soprattutto nelle valutazioni del tipo short-term. Il metodo integra velocità, direzione del vento, copertura nuvolosa e radiazione solare a variabili predittive tipiche dei LUR. Le misurazioni utilizzate in questo studio sono state ottenute da due campagne di misura (24 febbraio - 14 marzo; 8 - 26 settembre) in cui 116 campionatori passivi sono stati funzionanti per 14 giorni. In più sono stati presi in esame dati orari di concentrazione e dati meteorologici resi disponibili da 19 stazioni di monitoraggio fisse. I buffer circolari che indicano le aree di influenza propri dei metodi LUR sono stati sostituiti da 3D wedge (buffer direzionali tridimensionali del tipo a forma di cono, detti "box") allineati con la direzione media del vento e centrati sul punto di campionamento; l'apertura angolare del wedge intende catturare la dispersione dell'inquinante che dipende dalla stabilità atmosferica la cui classificazione secondo Pasquill (A, B, C, D, E, F) è funzione del vento, della radiazione solare e della copertura nuvolosa. Lo spessore del wedge è stato assunto pari all'altezza dello strato di rimescolamento che segue un profilo giornaliero passando da situazioni di stabilità notturna a condizioni di convezione. Tuttavia tale informazione

---

<sup>14</sup> Si assume che il campo delle concentrazioni sia costante all'interno di un volume (box).

risulta non migliorare la performance del metodo a conferma che il modello bidimensionale è esaustivo del fenomeno che si vuol descrivere. Nota la direzione del vento, il wedge permette di considerare solo la porzione di area potenzialmente più esposta all'inquinante emesso dalla sorgente. Se il raggio di influenza (ovvero la lunghezza del wedge) è ricavato a partire dalla velocità oraria del vento non discriminando le caratteristiche dell'inquinante oggetto di studio, come invece avviene per la scelta dei buffer circolari di un modello LUR, si ottengono risultati peggiori. Valori simili di  $R^2$  (54% della variabilità) si sono ottenuti quando il raggio di influenza del wedge è posto pari al raggio dei buffer LUR; miglioramenti ( $R^2$  pari al 92% nel SA-LUR model vs  $R^2$  del 78% nel LUR tradizionale) si hanno disponendo di una serie di dati orari di concentrazione (disponibili nelle 19 stazioni di monitoraggio) opportunamente confrontabile con i dati orari di parametri meteorologici che permettano un'analisi del tipo short term. Va detto che i SA-LUR model sono preferibili ai modelli di dispersione perché non richiedono la complessità di numero e dettaglio dei dati di input tipiche di questi ultimi.

### **6.3 Cenni sui modelli di dispersione atmosferica**

I modelli di dispersione e trasformazione degli inquinanti in atmosfera sono uno strumento di estrema utilità per il calcolo delle concentrazioni su un territorio di sorgenti potenzialmente inquinanti. L'obiettivo dei modelli di simulazione della dispersione degli inquinanti in atmosfera consiste nella valutazione della previsione dell'evoluzione nel tempo del campo di concentrazione di una determinata sostanza che viene immessa nell'atmosfera in un determinato punto del territorio ad un dato istante e con determinate modalità di emissione. Esistono differenti tipologie di modelli, diversissimi per complessità e campi di applicazione. In generale per poter essere applicato un modello deve disporre di alcune informazioni di ingresso, quali una schematizzazione fisico-chimico-matematica o statistica dei fenomeni di dispersione, trasformazione e deposizione (le equazioni del modello); una caratterizzazione del territorio (orografia, discontinuità terra-mare, rugosità ecc.); una descrizione dei venti e della turbolenza dell'atmosfera (input meteorologico); una caratterizzazione della dislocazione, delle caratteristiche e dell'entità delle fonti di emissioni (input emissivo); una caratterizzazione delle condizioni al contorno.

Fatta questa premessa è facile intuire come le attività di ricerca e sviluppo in questo settore non siano state orientate verso la progettazione di un modello in grado di soddisfare le differenti esigenze di accuratezza e completezza, ma siano state bensì

articolate in diversi filoni che hanno condotto alla realizzazione di altrettante classi e/o categorie di modelli. Questo stato di fatto comporta in molti casi un'attenta analisi dei modelli suggeriti dalla letteratura, prima dell'adozione di uno di essi per soddisfare una specifica esigenza. Per fare ciò, presupposto essenziale è l'individuazione degli elementi caratteristici che sono alla base dei vari modelli, mediante i quali è possibile suddividere i modelli stessi in classi, categorie e tipologie (Sozzi, 2003).

La categoria dei modelli deterministici è composta da un numero enorme di modelli differenti, tutti accomunati dal fatto di avere alla base delle relazioni di causa-effetto tra le emissioni delle sorgenti e la meteorologia da un lato (cause) e le concentrazioni degli inquinanti nel dominio di calcolo (effetti).

Il primo elemento che consente di discriminare tra i vari modelli deterministici è il metodo con cui si descrive l'evoluzione nel tempo del fenomeno dell'inquinamento. Da questo punto di vista i modelli possono essere stazionari o dinamici.

Nei primi, l'evoluzione temporale di un fenomeno di inquinamento è trattata come una sequenza di stati quasi - stazionari, cosa che semplifica notevolmente il modello, diminuendone però la generalità e l'applicabilità. I secondi, viceversa, trattano l'evoluzione del fenomeno in modo dinamico. Va rilevato che i modelli stazionari sono molto utilizzati per la loro semplicità e per l'economicità d'impiego ed in genere costituiscono un valido strumento per un'analisi di primo tentativo di realtà non particolarmente complesse. Un altro importante elemento di distinzione dei modelli è costituito dalla scala spaziale, ovvero dalla distanza dalla sorgente entro cui il modello è in grado di descrivere il fenomeno. In relazione a questo parametro si distinguono le seguenti classi di modelli:

- a scala locale (short range) modelli, cioè, che descrivono la dispersione degli inquinanti fino a distanze dell'ordine della decina di chilometri;
- a mesoscala, cioè modelli che trattano domini spaziali dell'ordine dei cento chilometri;
- a grande distanza o sinottici (long range) che descrivono fenomeni che possono interessare aree molto vaste fino a migliaia di chilometri dalla sorgente.

Altri elementi impiegati quando la descrizione del modello scende in un dettaglio maggiore sono:

- l'algoritmo matematico impiegato per valutare un determinato fenomeno (differenze finite, metodo Montecarlo, metodo gaussiano, ecc.)
- la modalità di descrizione spaziale del fenomeno (Euleriano, Lagrangiano, bidimensionale, tridimensionale, ecc.);



- la trattazione di aspetti di particolare importanza (orografia, chimica, fotochimica, ecc.)

Per descrivere la dispersione degli inquinanti nello Strato Limite Planetario (PBL)<sup>15</sup> ci sono due approcci: Euleriano e Lagrangiano.

Secondo l'approccio Euleriano la dinamica della dispersione degli inquinanti è descritta avendo come riferimento spaziale un sistema fisso di coordinate cartesiane ortogonali solidale con la superficie terrestre. Il metodo cerca di formulare le variabili legate alla dispersione sulla base delle proprietà statistiche delle velocità euleriane del fluido, cioè delle velocità misurate in un punto fisso del PBL. Una formulazione di questo tipo è molto utile non solo perché la statistica euleriana è facilmente misurabile con i normali strumenti usati in meteorologia ma anche perché le espressioni matematiche che ne derivano sono immediatamente applicabili in situazioni in cui si ha la presenza di reazioni chimica. Sfortunatamente l'approccio euleriano ha dei limiti: il primo è che non consente soluzioni analitiche sufficientemente generali ed immediatamente utilizzabili; il secondo è legato al problema della chiusura che può rendere difficile la rappresentazione realistica della dispersione degli inquinanti in un PBL fortemente convettivo. Oltre a ciò va rilevato che un modello di tipo euleriano normalmente si presenta con un'equazione differenziale alle derivate parziali che richiede quindi una soluzione numerica e, come noto, gli algoritmi numerici impiegati possono condizionare i risultati.

Nell'approccio Lagrangiano i cambiamenti di concentrazione sono descritti relativamente al moto del fluido. La caratteristica principale di tale approccio non è tanto il sistema di riferimento quanto piuttosto il fatto che sia utilizzata la statistica come mezzo descrittivo: la statistica delle concentrazioni è descritta in termini di proprietà statistiche degli spostamenti di gruppi di particelle rilasciate nel fluido. La matematica di tale approccio è più trattabile rispetto al caso euleriano non essendoci problemi di chiusura ma l'applicabilità pratica delle equazioni che ne derivano è limitata dal fatto che esse non consentono una descrizione diretta delle equazioni chimiche non lineari importanti nella dinamica del PBL (Sozzi, 2003).

Nella pratica corrente i modelli di dispersione devono rispondere ad esigenze ben precise: molto frequentemente è necessario realizzare stime di prima approssimazione dell'impatto sulla qualità dell'aria su un determinato territorio. Per questa attività in cui non è tanto importante una precisione assoluta nelle simulazioni quanto piuttosto la semplicità e velocità per consentire di effettuare calcoli ripetuti, sono di aiuto i “*modelli*

---

<sup>15</sup> Lo strato limite planetario è la porzione atmosferica direttamente influenzata dalla superficie terrestre

*stazionari gaussiani*”. Tra i codici di calcolo che si ritiene utile menzionare vi sono: il codice ISC3 (US-EPA, 1995) sviluppato sotto l’egida della US Environmental Protection Agency ormai celebre in tutto il mondo; il codice OML (Løfstrøm e Olesen, 1992) sviluppato dal National Environmental Research Institute Danese; il codice di calcolo CALINE4 (Benson, 1989) per sorgenti lineari. Per quanto riguarda i dati meteorologici non tutti i codici sono ugualmente esigenti; se un modello tradizionale come ISC3 richiede solo la temperatura dell’aria al suolo, la velocità del vento ad una certa quota di riferimento (generalmente 10 m), la categoria di stabilità atmosferica (secondo Pasquill-Gifford), l’altezza di rimescolamento, altri modelli come l’OML richiedono altri parametri più specifici della turbolenza come la rugosità superficiale, la friction velocity, il flusso turbolento di calore sensibile, la lunghezza di Monin-Obukov.

Oltre alla convettività del PBL un problema di insuccesso è legato anche alla struttura morfologica del terreno. Il modello gaussiano è derivato per un suolo omogeneo e piatto e tutte le modifiche introdotte nel tempo dai modellisti per cercare di adeguarlo a situazioni di orografia più complicata sono miseramente fallite. Un successo tuttavia è stato conseguito quando si è pensato di descrivere l’orografia stessa in termini analitici semplificati e di utilizzare il concetto del flusso potenziale; sono nati così i “*modelli stazionari ad orografia complessa*”.

Il limite più grande dei modelli stazionari si verifica però nei casi in cui le ipotesi di omogeneità e stazionarietà non possono essere più mantenute; in tal caso entrano in gioco i “*modelli gaussiani a puff*” che a fronte di un dettaglio maggiore per quanto riguarda la meteorologia (campo di vento tridimensionale) forniscono soluzioni ottimali per ricostruire lo stato della qualità dell’aria su territori vasti e complessi.

Anche questi modelli mostrano limiti quando si sia interessati ad una ricostruzione dettagliata spazio-temporale della concentrazione degli inquinanti. Per un certo periodo si è pensato che l’integrazione diretta dell’equazione base dell’approccio euleriano fosse la soluzione ottimale al problema; nacquero così i “*modelli euleriani numerici*”. Tali modelli costituiscono l’unico strumento utile quando si è costretti a simulare la dispersione di inquinanti fotochimica.

La nascita dei “*modelli lagrangiani a particelle*”, il cui successo è legato fortemente alla descrizione della meteorologia e della turbolenza del PBL, segna un risultato fondamentale perché chiude il cerchio tra la fisica della dispersione e la meteorologia.

L'elenco degli elementi di distinzione dei diversi modelli deterministici è davvero ampio; tuttavia questo breve cenno dà un'idea adeguata della complessità della materia di cui si rimanda alla vasta letteratura esistente.

#### **6.4 Modelli ibridi: nuovi sviluppi**

Considerando i vantaggi e svantaggi delle tecniche fin qui analizzate, in questo paragrafo l'attenzione è incentrata proprio su degli esempi di modelli ibridi nel tentativo di superare i limiti applicativi dell'una o dell'altra tecnica con l'obiettivo di migliorarne le predizioni.

Negli ultimi anni è aumentato l'interesse nei sistemi ibridi di interpolazione in grado di combinare due visioni concettualmente diverse della variabilità spaziale:

- a) l'interpolazione basata unicamente sulla dipendenza spaziale della variabile di interesse;
- b) l'interpolazione basata sulla regressione della variabile di interesse da variabili continue spazialmente esaustive.

Diversi studi hanno dimostrato che gli approcci ibridi danno risultati migliori rispetto ai diversi tipi di approccio singolo.

A partire dal Kriging con Drift Esterno (KED) e dai modelli spaziali auto regressivi (MRSA) che perfezionano rispettivamente le predizioni dell'UK e dei modelli LUR seguendo l'approccio di considerare il valore della variabile dipendente come somma di una componente deterministica (b) e di una componente aleatoria (a), vengono riportati alcuni esempi ulteriori di modelli ibridi che evidenziano come le stime ricavate da un modello di dispersione atmosferico possano essere introdotte come input in un KED o nella parte deterministica di un modello LUR migliorandone così le performance.

##### *6.4.1 Kriging con Drift Esterno*

Il Kriging con Drift Esterno è un utile strumento che utilizza variabili ambientali ausiliarie per analizzare dati spaziali continui. Il "drift" può essere infatti descritto in funzione di variabili di supporto come ad esempio variabili topografiche, meteorologiche, demografiche che rappresentano la componente deterministica. Qualora quest'ultima sia stimata tramite approcci di regressione (tipicamente regressioni lineari multiple) si parla più propriamente di *Regression Kriging* (RK): la differenza rispetto al KED è solo di tipo

computazionale, mentre i risultati delle predizioni, le varianze stimate sono le stesse per i medesimi dati di partenza (Ballabio 2007).

Il KED è stato utilizzato in differenti studi. Un esempio è il lavoro effettuato in Belgio per la stima della concentrazione di ozono in tutto il territorio. Nelle aree urbane è stata correlata la diminuzione di ozono con i livelli di concentrazione dei precursori quali ad esempio gli  $\text{NO}_x$ ; indirettamente come variabile ausiliaria per la stima degli  $\text{NO}_x$  è stata utilizzata la densità di popolazione, dato quest'ultimo disponibile con alta risoluzione ( $5 \times 5 \text{ Km}^2$ ). Una volta visualizzato il trend spaziale della concentrazione di ozono in funzione della densità di popolazione, lo studio è proseguito rimuovendo tale variabile dai valori dei dati sperimentali a disposizione nei diversi siti di misura (disponibili dal 1998 al 2003 da aprile a settembre) ed effettuando poi il kriging sui residui. In questo modo si è pervenuti ad un modello di stima robusto e facilmente implementabile (Hooyberghs J. 2006).

In questi ultimi anni la scelta dei modelli di interpolazione geostatistica in grado di ricostruire la variabilità spaziale di un dato d'interesse è frequentemente ricaduta nei modelli KED che, come abbiamo visto, sono metodi di previsione geostatistici in grado di descrivere il trend deterministico delle osservazioni campionate tramite variabili secondarie disponibili ad un certo dettaglio.

#### 6.4.2 Modelli spaziali auto regressivi (MRSA)

I LUR utilizzano metodi statistici convenzionali come le regressioni lineari per effettuare analisi spaziali dei dati di monitoraggio.

Tali tecniche partono dall'assunzione che le variabili territoriali in gioco siano statisticamente indipendenti non tenendo conto che, in realtà, i loro valori locali riflettono effetti di interazione reciproca dovuti al fenomeno di autocorrelazione spaziale: le osservazioni presentano valori tanto più simili quanto minore è la loro distanza relativa.

Tale tipo di approccio comporta una perdita di informazione che può ripercuotersi più o meno pesantemente sull'attendibilità dei risultati finali di stima locale.

In un modello di regressione lineare multipla, l'omissione del peso relativo alla dipendenza spaziale sui valori delle variabili presenti induce autocorrelazione spaziale positiva sui residui: in ogni studio va verificato quanto questa sia marcata (Overmars K.P. 2003).

A tal fine deve essere costruito un correlogramma che in ascissa riporti diverse classi di distanza (lag:  $d$ ) e in ordinata i valori dell'indice di Moran calcolati rispetto ai residui.

L'indice di Moran  $I(d)$  si ottiene nel modo seguente:

$$I(d) = \frac{\left(\frac{1}{W}\right) \sum_{h=1}^n \sum_{i=1}^n \omega_{hi} (y_h - \bar{y})(y_i - \bar{y})}{\left(\frac{1}{n}\right) \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}$$

Dove nel nostro caso:

- $y_h$  e  $y_i$  rappresentano i valori dei residui tra le osservazioni e le stime nei punti  $i$  ed  $h$  ;
- $\omega_{hi}$  sono i pesi descriventi la dipendenza spaziale dei valori delle osservazioni;
- $W$  è la somma dei pesi per una classe di distanza  $d$ ;
- $n$  è il numero delle osservazioni considerate.

Se il correlogramma mostra un  $I(d)$  maggiore di zero per diverse classi di distanza il modello di regressione non è in grado di catturare la dipendenza spaziale delle variabili.

Al fine di ottenere risultati di stima più attendibili vengono utilizzati dei modelli ibridi in grado di catturare le interazioni spaziali tra i valori.

Tali modelli chiamati *mixed regressive spatial autoregressive model (MRSA)* incorporano gli aspetti di autocorrelazione spaziale con quelli propri di un modello di regressione lineare tramite equazioni di questo tipo:

$$y_i = \beta x_i + \rho W y_i$$

Dove i primi due termini al secondo membro indicano l'influenza esercitata da parte di variabili predittive statisticamente indipendenti ( $\mathbf{x}$ ) sul valore incognito della variabile dipendente ( $y_i$ ):  $\beta$  è il vettore dei coefficienti angolari per ciascuna variabile  $x_i$ ; mentre i restanti termini rappresentano la relazione spaziale tra  $y_i$  e i valori di  $y$  assunti nelle posizioni circostanti al punto di interesse ( $\mathbf{y}_i$ ). Per determinare tale relazione devono essere stimate la costante di auto regressione ( $\rho$ ) dai dati a disposizione e la matrice dei pesi  $\mathbf{W}$ .

La formula più utilizzata per il calcolo dei pesi è la seguente:

$$\omega_i = \frac{h_i^p}{\sum_{j=1}^n h_j^{-p}}$$

Dove  $p$  è un numero reale positivo arbitrario (tipicamente viene fissato pari a 2) ed  $h_i$  è la distanza tra il punto esaminato e il punto di osservazione limitrofo:

$$h_i = \sqrt{(x - x_i)^2 + (y - y_i)^2}$$

dove  $(x,y)$  e  $(x_i,y_i)$  sono le coordinate dei due punti considerati.

La matrice dei pesi  $\mathbf{W}$  presenta valori che variano dall'unità a valori prossimi allo zero per punti a distanza elevata. Ogni valore viene comunque normalizzato in modo che la somma dei pesi sia 1.

#### 6.4.3 *Uso del KED includendo come variabile di input l'output di un modello di dispersione atmosferica*

Uno studio condotto nei Paesi Bassi ha visto la realizzazione di mappe di concentrazione media annua di  $\text{NO}_x$  facendo uso del kriging con drift esterno (KED), includendo nello stesso i risultati di un modello di dispersione atmosferica quale componente deterministica. Lo studio è stato condotto per valutare gli effetti sull'andamento spaziale delle concentrazioni conseguenti ad una riduzione delle stazioni della rete di monitoraggio da un numero di 85 nel 1983 a 34 stazioni nel 1987. Considerando che l'aumento della distanza tra le stazioni di monitoraggio, conseguente alla riduzione del loro numero, comporta un sostanziale incremento dell'incertezza nella stima è stato introdotto come variabile predittiva nella parte deterministica del KED l'output di un modello di dispersione atmosferica (Kasstele J. 2009). Il modello di dispersione utilizzato è stato l'OPS (Operational Priority Substances) che restituisce in output una mappa nazionale di concentrazione con una risoluzione spaziale di  $5 \times 5 \text{ Km}^2$ , avendo come input scenari emissivi e dati meteorologici di dettaglio. Il KED così costruito è stato comparato con l'Universal Kriging nel quale la componente deterministica è descritta tramite una semplice regressione in cui le coordinate spaziali costituiscono la variabile esplicativa. In base ad una cross-validation effettuata sui risultati ottenuti dalle due tecniche si è potuto desumere che l'utilizzo del KED così concepito ha portato ad una stima dell'errore inferiore del 50% rispetto a quella calcolata con la tecnica UK.

#### 6.4.4 *Uso dei LUR includendo come variabile predittiva l'output di un modello di dispersione atmosferica*

In uno studio finalizzato alla stima della variabilità spaziale di concentrazione di NOx e NO<sub>2</sub> a Los Angeles e a Seattle, i valori di concentrazione calcolati dal modello di dispersione CALINE3 sono state introdotte per la prima volta come variabili predittive in un modello LUR tradizionale (Wilton et al.,2009).

Le misure di NOx e NO<sub>2</sub> sono state ottenute da una campagna che ha fatto parte di uno Studio Multi Etnico (MESA AIR) che si è posto come obiettivo un'analisi della correlazione tra aterosclerosi e inquinamento atmosferico.

I campionamenti sono stati eseguiti per due settimane continuative (a Los Angeles dal 27 Giugno 2006 al 12 Luglio 2006, a Seattle dal 3 al 17 Marzo) utilizzando dei sensori passivi: 145 per l'NO<sub>2</sub> e ulteriori 145 per l'NOx a Los Angeles e 26 per l'NO<sub>2</sub> a Seattle dove non sono state effettuate misure di NOx.

Il modello di dispersione CALINE3 è stato implementato su un interfaccia CalRoads View e si è basato sui dati meteorologici orari (p=384) resi disponibili dalla National Weather Service courtesy of the Department of Atmospheric Sciences, University of Washington a Seattle e dal National climatic Data Center a Los Angeles.

I dati meteorologici sono stati processati dal programma RAMMET<sup>16</sup> che restituisce in uscita informazioni quali l'altezza di rimescolamento necessarie come indicazioni di input per il modello CALINE3.

I siti di campionamento sono stati scelti in modo tale da poter cogliere un'alta variabilità spaziale delle concentrazioni degli ossidi di azoto in prossimità di strade di diverso tipo: a Los Angeles 32 siti sono stati posizionati in prossimità di strade classificate come strade interstatali ad accesso limitato (A1), 12 siti in prossimità di strade interstatali ad accesso non limitato (A2), 88 siti vicino a strade statali e secondarie (A3) e 13 siti vicino a strade urbane, locali, rurali (A4).

Il modello LUR sviluppato presenta la seguente forma:

$$c_s = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \sum_{J=1}^m \alpha_{i,J} \left( \sum_{t=1}^p d_{s,t} \right) + \sum_{k=1}^q (\beta_k x_{k,s})$$

Dove:

---

<sup>16</sup> RAMMET View è un preprocessore meteorologico per la stima dei principali parametri meteo in input ai modelli di dispersione atmosferica.

- $c_s$  è la concentrazione stimata di  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_2$  nei siti di campionamento  $s$  ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ );
- $\beta_0$  è l'intercetta rappresentante la concentrazione di background regionale ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ );
- $d_{s,t}$  è la concentrazione ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), predetta dal modello di dispersione CALINE3 alla locazione  $s$  risultante dalle emissioni orarie delle strade circostanti posizionate ad una distanza non superiore ai 1500-2000 metri rispetto al sito di campionamento considerato;
- $\alpha_{i,j}$  è il fattore di emissione (adimensionale) il cui valore può variare da 0 ad 1 relativo alla classe di veicolo  $i$  e alla classe stradale  $J$ . Nel CALINE3 le emissioni delle carreggiate sono state stimate assumendo che tutti i veicoli appartenenti a una certa classe abbiano un certo fattore di emissione ( $\text{g}/\text{vehicle-mile}$ ); quindi il parametro  $\alpha_{i,j}$  benché adimensionale rappresenta la magnitudine del fattore di emissione medio della classe di veicoli  $i$  (mezzi pesanti, mezzi leggeri) passanti in strade appartenenti ad una certa categoria  $J$  (A1 A2...).
- $x_{k,s}$  sono i  $q$  valori delle variabili indipendenti nella locazione  $s$  relative a: densità di popolazione censuaria, uso del territorio, distanza dalla costa, e densità giornaliera di traffico (variabile sostituibile con quella relativa alla lunghezza delle strade calcolata misurando la lunghezza dei segmenti di carreggiate all'interno di un'area di buffer).
- $\beta_0$  sono i coefficienti di regressione per le variabili indipendenti  $x$ .

L' $R^2$  ottenuto da una cross validation (leave-one-out) effettuata sui risultati ricavati dal modello ibrido appena presentato è di 0.66 e 0.77 rispettivamente per le stime di  $\text{NO}_x$  e  $\text{NO}_2$  a Los Angeles e di 0.67 per la stima di  $\text{NO}_2$  a Seattle.

E' stato verificato che un modello LUR tradizionale comprendente solo le variabili indipendenti  $x_{k,s}$  porta ad avere un  $R^2$  di 0.63 e di 0.71 per la stima di  $\text{NO}_2$  a Los Angeles e a Seattle ed un  $R^2$  di 0.41 per la stima di  $\text{NO}_x$  a Los Angeles.

L'introduzione delle predizioni del modello CALINE3 in un modello LUR ha consentito, seppur limitatamente, un miglioramento delle performance. Limiti applicativi di questo approccio sono in realtà imputabili alla scarsa disponibilità dei dati di input al modello e ai limiti propri del CALINE3 in quanto modello di screening; così se da un lato grossi limiti sono stati quelli di avere utilizzato i dati provenienti da una sola stazione meteorologica ovvero non aver considerato un profilo giornaliero del traffico, dall'altro vi sono state tutte quelle limitazioni dovute a:



- non aver considerato le calme di vento per le condizioni di stabilità atmosferica (Carr et al.,2002);
- aver semplificato la complessa natura dei fenomeni turbolenti di dispersione atmosferica con le note classi di Pasquill (Carr et al.,2002, Sahlodin et al.,2007);
- aver semplificato l'orografia del suolo assumendo un terreno piatto;
- non aver considerato le discontinuità terra-mare.

Nonostante tali limitazioni il modello ibrido migliora la robustezza e la capacità predittiva di un LUR tradizionale. Risultati altrettanto soddisfacenti non sarebbero stati ricavati utilizzando unicamente il modello di dispersione CALINE3 che di fatto porta ad ottenere un  $R^2$  pari a 0.04 e 0.29 per la stima di  $\text{NO}_2$  rispettivamente a Los Angeles e a Seattle e un  $R^2$  di 0.22 per la stima di  $\text{NO}_x$  nella città di Los Angeles.

### **6.5 Confronti tra tecniche modellistiche: limiti applicativi**

I processi di valutazione della capacità di un modello di descrivere il problema a cui viene applicato e l'analisi dei vantaggi e svantaggi del relativo utilizzo dipendono da diversi fattori quali ad esempio lo scopo dell'applicazione, la disponibilità dei dati, la scala del fenomeno sia spaziale che temporale, il tipo di inquinante; per tali motivi la valutazione deve essere sempre accompagnata dallo studio dei processi descritti dal modello. In questo paragrafo si confrontano le tecniche modellistiche sin qui descritte fornendo degli spunti in letteratura per l'approfondimento di alcuni aspetti applicativi.

Uno studio svolto per la città di Cusco (Perù) ha esaminato il potenziale del KED nel fornire un'analisi spaziale della concentrazione di  $\text{PM}_{2.5}$  (Pearce J.L. 2008). Il lavoro si è sviluppato in diverse fasi: la prima, ha visto l'esecuzione di una campagna di misure dal 10 al 21 luglio 2005 mirata al monitoraggio della qualità dell'aria: sono state elaborate acquisizioni effettuate da una stazione situata nella porzione nord-ovest della città in modo tale da stimare le concentrazioni medie giornaliere di  $\text{PM}_{2.5}$ ,  $\text{PM}_{10}$  e di CO; inoltre al fine di catturare la variabilità spaziale dei suddetti indicatori in prossimità di aree ad elevato flusso di traffico veicolare, sono stati individuati 47 siti di campionamento presso i quali le misure hanno avuto luogo dal 10 al 15 luglio e il 18 luglio 2005 in 3 differenti intervalli temporali: dalle 6 alle 9, dalle 14 alle 17 e dalle 17 alle 20. La seconda fase del lavoro è consistita in una stima della concentrazione di  $\text{PM}_{2.5}$  estesa a tutta l'area in esame, ottenuta attraverso tre diverse tecniche di spazializzazione: un modello di regressione lineare multipla, il KED e il kriging ordinario. Nel primo caso la concentrazione di  $\text{PM}_{2.5}$  è vista come variabile dipendente in un sistema di regressione lineare multipla dove le variabili

predittive sono state individuate tra le informazioni geografiche riguardanti l'utilizzo del suolo, la rete di trasporto regionale e l'altitudine, ricavate da immagini satellitari, da modelli creati ad hoc o dai dati resi disponibili dall'autorità locale. Tra le variabili predittive sono compresi anche i dati meteorologici raccolti durante il periodo di misura (osservazioni di velocità e direzione del vento, temperatura, umidità, pressione, copertura nuvolosa e precipitazioni) forniti dall'Institute for Water Management and the Environment di Cusco. Tale metodologia vede quindi il dato locale di concentrazione incognito unicamente come funzione di altre variabili ad esso correlate, non tenendo conto della dipendenza spaziale che questo assume nei confronti delle osservazioni limitrofe.

Per considerare tutte e due le componenti (deterministica ed aleatoria) è stato introdotta la seconda tecnica di interpolazione, il KED, il cui risultato è comunque una media pesata delle osservazioni ma è nello stesso tempo vincolato ad assumere particolari valori dettati dalla sua dipendenza dalle variabili predittive.

Il kriging ordinario è stato applicato direttamente sui dati misurati supponendo che l'andamento delle concentrazioni sia sufficientemente uniforme.

La valutazione delle performance dei tre modelli, avvenuta utilizzando la cross validation secondo l'approccio "leave one out", ha dimostrato la maggiore attendibilità dei dati stimati tramite KED: i valori di RMSE relativi al KED sono risultati pari a 0.41, 0.54 e 0.50 rispettivamente per il mattino, il pomeriggio e la sera; di contro gli RMSE nei medesimi intervalli orari ricavati a partire dalle altre due tecniche sono: 0.55 (per il mattino), 0.57 (per il pomeriggio), 0.68 (per la sera) per il modello di regressione lineare multipla e 0.47, 0.57 e 0.52 per l'OK.

In uno studio finalizzato alla stima della variabilità spaziale della concentrazione di NO, NO<sub>2</sub>, CO e O<sub>3</sub> nel Great Vancouver Regional District (GVRD) in Canada sono stati considerati tre diversi approcci: tecniche di interpolazione geostatistica a partire dalla disponibilità di dati di monitoraggio distribuiti sul territorio, modelli LUR e modelli di dispersione atmosferica ([Marshall J., 2008](#)).

La Great Vancouver Regional District dispone di un sufficiente numero di stazioni di monitoraggio: 14 stazioni per l'NO<sub>2</sub> e l'NO, 13 per il CO, 15 per l'O<sub>3</sub>.

Il modello di dispersione considerato è un modello euleriano, il "Community Multiscale Air quality Model" (CMAQ) che incorpora dati di emissioni antropiche e naturali, fenomeni di diluizione e trasporto legati alle condizioni meteorologiche ed eventuali trasformazioni dovute a reazioni chimiche in atmosfera. In questo lavoro il

CMAQ ha combinato i dati di un anno meteorologico (marzo 2004-marzo2005) con i dati emissivi dell'inventario dell'anno 2000.

Il dominio di interesse è di  $400 \times 480 \text{ Km}^2$  composto da una griglia di celle di  $4 \times 4 \text{ Km}^2$ , la risoluzione temporale è di un ora, inoltre vengono utilizzati i dati in uscita dal modello meteorologico MC2 e dal modello chimico CB4.

Lo sviluppo del modello LUR è stato finalizzato alla stima delle concentrazioni di  $\text{NO}_2$  e di  $\text{NO}_x$ ; si è basato su campionamenti effettuati su 116 siti dal 24 Febbraio al 14 Marzo 2003 e dall'8 al 26 Settembre 2003. Questi dati sono stati utilizzati per stimare la concentrazione media annua.

I dati raccolti nei due diversi periodi di campionamento e le medie del 2003 provenienti dalle stazioni di monitoraggio fisse hanno mostrato una forte relazione: un  $R^2$  rispettivamente pari a 0.96 per gli NO e 0.98 per gli  $\text{NO}_2$ .

Le variabili predittive considerate dal LUR sono state: la densità di traffico sulle strade (all'interno di buffer di 100 o 200 metri) l'altitudine, la densità di popolazione (in un buffer di 2500 metri) e la latitudine. Per la stima degli NO è stata introdotta anche l'informazione relativa alla densità delle strade in un buffer di 750 metri, mentre per gli  $\text{NO}_2$  si è fatto riferimento anche alla copertura del territorio per uso commerciale in un buffer di 750 metri.

Sono stati comparati i risultati ottenuti dalle tre diverse tecniche; gli errori sono stati calcolati riferendo i valori stimati ai valori misurati di NO e di  $\text{NO}_2$  in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio. Gli errori medi relativi al modello LUR e al CMAQ sono risultati essere simili per l'NO, pari cioè rispettivamente al 42% e al 47%, e addirittura identici per stime di  $\text{NO}_2$  (17%).

La principale differenza nelle performance dei tre approcci, evidente dalla visualizzazione delle mappe di concentrazione riportate nel lavoro, sta nella capacità di cogliere più o meno dettagliatamente la variabilità spaziale del fenomeno analizzato. I modelli LUR, facendo uso di misure di monitoraggio capillari, permettono di ottenere domini di concentrazione ad alta risoluzione; requisito indispensabile in studi epidemiologici orientati alla valutazione dell'esposizione da traffico.

## 7 Conclusioni

La valutazione della qualità dell'aria è una parte importante di un complesso processo che ha come obiettivo la tutela della salute umana e dell'ambiente in generale, dagli effetti avversi determinati dall'esposizione a sostanze inquinanti sotto forma di composti aerodispersi.

Gli effetti sulla salute sono documentati da un'ampia letteratura scientifica e oggetto di attenzione della comunità internazionale, (OMS, 2000; OMS, 2005).

Tra i vari fattori di pressione in atmosfera, sicuramente le emissioni da trasporto stradale rappresentano una delle maggiori sorgenti di inquinamento dell'aria.

Per valutare come questo fattore di pressione agisce sullo stato dell'ambiente atmosferico è necessario utilizzare strumenti conoscitivi integrati, consolidati, confrontabili e affidabili in modo da consentire una caratterizzazione del territorio nel suo complesso.

Tali strumenti vanno dalle misurazioni delle concentrazioni di inquinanti in siti fissi, alle misure indicative (laboratori mobili e tecniche di campionamento diffusivo), a metodi empirici (tecniche di stima obiettiva) fino a metodi deterministici (modelli di dispersione atmosferica) più o meno complessi in funzione dell'obiettivo di studio. Dall'analisi svolta nel presente lavoro, approcci interessanti sembrano riguardare modelli ibridi, opportunamente combinati e integrati in grado di fornire una stima delle concentrazioni di inquinanti in luoghi e tempi differenti da quelli cui si riferiscono le misure al fine di consentire un'analisi accurata ed esaustiva degli effetti sulla salute della popolazione derivanti da un'esposizione a breve, medio e lungo termine.

## Bibliografia

**Aalto P**, Hämeri K, Paatero P, Kulmala M, Bellander T, Berglind N, Bouso L, Castaño-Vinyals G, Cattani G, Cyrus J, Von Klot S, Lanki T, Marconi A, Nyberg F, Pekkanen J, Peters A, Sjöval B, Sunyer J, Zetzsche K, Forastiere F. *Aerosol number concentration measurements in five European cities using TSI-3022 condensation particle counter over three year period during HEAPSS (Health Effects of Air Pollution on Susceptible Subpopulations)*. J Air Waste Manage Assoc 2005; 55(8):1064-76.

**Adler, R.** (1993). *Geometry of random fields*. John Wiley and Sons, Inc.

**Aguilera, I.**, Sunyer, J., Fernandez-Patier, R., Hoek, G., Aguirre-Alfaro, A., Meliefste, K., Bomboi\_Mingarro, M.T., Nieuwenhuijsen, M.J., Hoek, G., Brunekreef, B., group Is., et al., 2008. *Estimation of outdoor NOx, NO2 and BTEX exposure in a cohort of pregnant women using land use regression modeling*. Environ. Sci. Technol. 42, 815–821.

**Ainslie B**, Su J.G, Brauer M., Steyn D., Larson T., Buzzelli M., 2007. *An Innovative land use regression model incorporating meteorology for exposure analysis*. Sci. Total. Environ

**Amann M**, Bertok I, Cofala J, Gyarfas F, Heyes C, Klimont Z, Schöpp W, Winiwarter W. (2005) *Baseline Scenarios for the Clean Air for Europe (CAFE) Programme Final Report* International Institute for Applied Systems Analysis Schlossplatz 1A-2361 Laxenburg, Austria.

**Arain, M.A.**, Blair, R., Finkelstein, N., Brook, J.R., Sahsuvaroglu, T., Beckerman, B., Zhang, L., Jerrett, M., 2007. *The use of wind fields in a land use regression model to predict air pollution concentrations for health exposure studies*. Atmos. Environ. 41, 3453–3464.

**Ballabio C.**, Regression Kriging. *Relazione del Dottorato in Scienze Geologiche e Geotecnologiche per l'Ambiente ed il Territorio*, Preprint submitted to Elsevier, October 29, 2007

**Bayraktar H.** Turalioglu F. Sezer, *A Kriging-based approach for locating a sampling site in the assessment of air quality*. Stoch Environ Res Risk Assess (2005) 19: 301–305 DOI 10.1007/s00477-005-0234-8

**Beelen, R.**, Hoek, G., Fischer, P., van den Brandt, P.A., Brunekreef, B., 2007. *Estimated long-term outdoor air pollution concentrations in a cohort study*. Atmos. Environ. 41, 1343–1358.

**Belleudi Valeria**, Annunziata Faustini, Massimo Stafoggia, Giorgio Cattani, Achille Marconi, Carlo A. Perucci, and Francesco Forastiere. *Impact of Fine and Ultrafine Particles on Emergency Hospital Admissions for Cardiac and Respiratory Diseases*. Epidemiology • Volume 21, Number 3, May 2010

**Benson P.E.** (1979): *CALINE3 - A versatile dispersion model for predicting air pollutant levels near highways and arterial streets* - Federal Highway Administration FHWA/CA/TL-79/23.

**Berti G**, Chiusolo M, Grechi D et al., per il Gruppo collaborativo EpiAir. *Environmental indicators in ten Italian cities (2001-2005): the air quality data for epidemiological surveillance*. Epidemiol Prev 2009;33(6) supplemento 1:13-33 (Italian).

**Biggeri A**, Baccini M, Accetta G, Gruppo MISA. *Quality assessment of air pollutants concentration in epidemiologic time series on short term effects of pollution on health*. Epidemiol Prev 2003;27:365-75 (Italian).

**Bocca Beatrice**, Francesco Petrucci, Alessandro Alimonti and Sergio Caroli. *Traffic-related platinum and rhodium concentrations in the atmosphere of Rome*. J. Environ. Monit., 2003, 5, 563–568

**Brauer M.**, Hoek, G., van Vliet, P., Meliefste, K., Fischer, P., Gehring, U., Heinrich, J., Cyrys, J., Bellander, T., Lewne, M., Brunekreef, B., 2003. *Estimating long-term average particulate air pollution concentrations: application of traffic indicators and geographic information systems*. Epidemiology 14, 228–239.

**Briggs D.**, Collins, S., Elliot, P., Fischer, P., Kingham, S., Lebreton, E., Pryl, K., Hv, Reeuwijk, Smallborne, K., Avd, Veen, 1997. *Mapping urban air pollution using GIS: a regression-based approach*. Int. J. Geogr. Inf. Sci. 11, 699–718.

**Briggs D.J.**, de Hoogh, C., Gulliver, J., Wills, J., Elliott, P., Kingham, S., Smallbone, K., 2000. *A regression-based method for mapping traffic related air pollution: application and testing in four contrasting urban environments*. Sci. Total. Environ. 253 (1–3), 151–167.

**Briggs D.J.**, 2007. *The role of GIS to evaluate traffic-related pollution*. Ed. Occup. Environ. Med. 64, 1–2.

**Briggs, D.**, Hoogh, C.D. and Gulliver, J. *Comparative assessment of GIS based methods and metrics for modeling exposure to air pollution*. J. Toxicol. Environ. Health. to in press.

**Burnett RT**, Cakman S, Raizenne ME, Stieb D, Vincent R, Krewski D, Brook JR, Philips O, Ozkaynak H. *The association between ambient carbon monoxide levels and daily mortality in Toronto, Canada. J Air Waste Manag Assoc* 1998;48(8):689-700.

**Burnett RT**, Dales RE, Brook JR, Raizenne ME, and Krewski D. *Association between ambient carbon monoxide levels and hospitalizations for congestive heart failure in the elderly in 10 Canadian cities. Epidemiology* 1997;8:162-167.

**Canepari S.**, Perrino, C., Olivieri, F., Astolfi, M. L., 2008. *Characterisation of the traffic sources of PM through size-segregated sampling, sequential leaching and ICP analysis. Atmospheric Environment* 42, 8161-8175.

**Cattani G**, Di Matteo L. *L'evoluzione del traffico. In "La qualità dell'aria in Italia: dati, problemi, prospettive. ISPRA* 2006. 83-111.

**Chiles, J.-P.** and P. Delfiner (1999) *Geostatistics, Modeling Spatial uncertainty, Wiley Series in Probability and statistics.*

**Christensen, R. (2001).** *Advanced linear modeling: multivariate, time series, and spatial data; nonparametric regression and response surface maximization - 2. ed. Springer, New York.*

**Cressie, N. (1993).** *Statistics for spatial data.* John Wiley and Sons, Inc.

**European Commission**, CO position paper. 1999.

**European Commission**, SO<sub>2</sub> position paper. 1997.

**European Commission**, NO<sub>2</sub> position paper. 1997.

**European Commission**, O<sub>3</sub> position paper. 1997.

**European Council** Cardiff 15 and 16 June 1998 presidency conclusions  
[http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms\\_Data/docs/pressdata/en/ec/54315.pdf](http://www.consilium.europa.eu/ueDocs/cms_Data/docs/pressdata/en/ec/54315.pdf), 09/2010

**European Council** Goteborg 15 and 16 June 2001 presidency conclusions  
[http://ec.europa.eu/governance/impact/background/docs/goteborg\\_concl\\_en.pdf](http://ec.europa.eu/governance/impact/background/docs/goteborg_concl_en.pdf) 07/2010

**Forastiere F**, Faustini A, Gruppo ollaborativo Epiair. *Inquinamento atmosferico ed effetti a breve termine sulla salute: dai progetti di ricerca alla sorveglianza epidemiologica. Epidemiologia e prevenzione* 33(6)suppl 1:5-12.

**Fuller GW**, Carlaw DC, Lodge HW. *An empirical approach for the prediction of daily mean PM<sub>10</sub> concentrations. Atmos Environ*, 2002; 36, 1431-1441.

- Gilbert, N.L.**, Goldberg, M.S., Beckerman, B., Brook, J.R., Jerrett, M., 2005. *Assessing spatial variability of ambient nitrogen dioxide in Montreal, Canada, with a land-use regression model*. J. Air Waste Manage. Assoc. 55, 1059–1063.
- Gobbi GP**, Barnaba F, Ammannato L. Estimating the impact of Saharan dust on the year 2001 PM<sub>10</sub> record of Rome, Italy. *Atmospheric Environment* 2007;41(2):261-275.
- Gobbi GP**, Ciolli G, Marconi A, Cattani G, Malvestuto V, Barnaba F, Angelini F, Inglessis M. Relating Saharan Dust to Particulate Matter Amounts in the City of Rome (Italy), a Four-Year Study. *Chem Engineering Trans* 2006;10:375:380.
- Goldsmith JR**, Landaw SA. *Carbon monoxide and human health*. *Science* 1968;162:1352-1359.
- Hanninen O**, Hoek G, Mallone S, Chellini E, Katsouyanni K, Gariazzo C, Cattani G, Marconi A, Molnar P, Bellander T, Jantunene M, 2010. *Seasonal patterns outdoor PM infiltration into indoor environments: review and meta.analysis of available studies from different climatological zones in Europe*. Air Quality Health DOI 10.1007/s11869-010-0076-5.
- Henderson, S.**, Beckerman, B., Jerrett, M., Brauer, M., 2007. *Application of land use regression to estimate long-term concentrations of traffic related nitrogen oxides and fine particulate matter*. Environ. Sci.Technol. 41, 2422–2428.
- Hexter AC**, and Goldsmith JR. Carbon monoxide: association of community air pollution with mortality. *Science* 1971;172:265-267.
- Hoek, G.**, Fischer, P., van den Brandt, P.A., Goldbohm, S., Brunekreef, B., 2001. *Estimation of long-term average exposure to outdoor air pollution for a cohort study on mortality*. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 11, 459–469.
- Hoek G.**, Rob Beelen, Kees de Hoogh, Danielle Vienneau, John Gulliver, Paul Fischer, David Briggs, 2008. A review of land-use regression models to asses spatial variation of outdoor air pollution. Atmos. Environ.
- Hong YC**, Leem JH, Ha EH, Christiani DC. *PM10 ehposure, gaseous pollutants, and daily mortality in Inchon, South Korea*. *Environ Health Perspect* 1999;107(11):873-8.
- Hooyberghs J.**, Mensink, C. Dumont G. and Fierens F. *Spatial interpolation of ambient ozone concentrations from sparse monitoring points in Belgium*. Journal of Environmental Monitoring. J.Environ.Monit.,2006, 1129-1135



**Iavicoli I**, Bocca B et al. *Exposure of Rome City Tram Drivers to Airborne Platinum, Rhodium, and Palladium*. JOEM Volume 50, Number 10, October 2008

**Ignaccolo R.**, Draghicescu D., Spatio-temporal Map of Risk for PM10 in Piemonte.

**International Agency on Research on Cancer.** *Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxy-2-propanol*. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans, Vol. 88. Lyon: IARC; 2004.

**Horálek J**, Denby B, de Smet P, de Leeuw F, Pavel Kurfürst P, Rob Swart R, van Noije ETC/ACC Technical Paper 2006/6 March 2007. *European Topic Centre on Air and Climate Change*.

**Jerrett, M.**, Arain, A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Potoglou, D., Sahsuvaroglu, T., Morrison, J., Giovis, C., 2005. *A review and evaluation of intraurban air pollution exposure models*. J. Expo. Anal. Environ. Epidemiol. 15, 185–204.

**Jerrett, M.**, Arain, M.A., Kanaroglou, P., Beckerman, B., Crouse, D., Gilbert, D., Brook, J.R., Finkelstein, N., Finkelstein, M.M., 2007. *Modeling the intraurban variability of ambient traffic pollution in Toronto, Canada*. J. Toxicol. Environ. Health Part A 70, 200–212.

**J.G. Su**, M. Jerrett, B. Beckerman 2009, *A distance-decay variable selection strategy for land use regression modeling of ambient air pollution exposures*. Science of the Total Environment 407 (2009) 3890–3898;

**Kanaroglou, P.S.**, Jerrett, M., Morrison, J., Beckerman, B., Altaf Arain, M., Gilbert, N.L., Brook, J.R., 2005. *Establishing an air pollution monitoring network for intra-urban population exposure assessment: a location-allocation approach*. Atmos. Environ. 39, 2399–2409.

**Kasstele J.V.**, Stein A., Dekkers A.L.M, Velders G.J.M. *External drift kriging of NOx concentrations with dispersion model output in a reduced air quality monitoring network*. Environ Ecol Stat (2009) 16:321–339 DOI 10.1007/s10651-007-0052-x.

**Kremler**, *SOMO 35 at Slovak ozone monitoring stations during the period 1992 – 2005*.

**Kukkonen J**, Harkonen J, Karppinen A, Pohjola M, Pietarila H, Koskentalo T. *A semi-empirical model for urban PM10 concentrations, and its evaluation against data from an urban measurement network*. Atmos Environ, 2001; 35, 4433-4442.

- Lall R**, Kendall M, KAzuhiko I, Thurston G.D. *Estimation of historical annual PM<sub>2.5</sub> exposures for health effects assessment* *Atmos Environ*, 2004; 38, 5217-5226.
- Lay JC**, Zeman KL, Ghio AJ, Bennet WD. *Effects of inhaled iron oxide particles on alveolar epithelial permeability in normal subjects*. *Inhalation Toxicology* 2001;13:1065-78.
- Lebret, E.**, Briggs, D., Reeuwijk, H.V., Fischer, P., Smallbone, K., Harssema, H., Kriz, B., Gorynski, P., Elliot, P., 2000. *Small area variations in ambient NO<sub>2</sub> concentrations in four European areas*. *Atmos. Environ.* 34, 177–185.
- Lin L**. *A concordance correlation coefficient to evaluate reproducibility*. *Biometrics* 1989;45:255-68.
- Linn WS**, Szlachcic Y, Gong H Jr, Kinney PL, Berhane KT. *Air pollution and daily hospital admissions in metropolitan Los Angeles*. *Environ Health Perspect* 2000;108(5):427-34.
- Løfstrøm, H.R. Olesen** (1992): *User's Guide for OML-MULTI An air pollution model for multiple point and area sources* - National Environmental Research Institute MST LUFT-A126.
- Luomanmaki K, and Coburn RF**. *Effects of metabolism and distribution of carbon monoxide on blood and body stores*. *Am J Physiol* 1969;217:354-363
- Madsen, C.**, Lodrup-Carlsen, K.C., Hoek, G., Oftedal, B., Nafstad, P., Meliefste, K., Jacobsen, R., Nystad, W., Carlsen, K.H., Brunekreef, B., 2007. *Modeling the intra-urban variability of outdoor traffic pollution in Oslo, Norway – a GA2LEN project*. *Atmos. Environ.* 41, 7500–7511.
- Marconi A**, Cattani G, Cusano M, Ferdinandi M, Inglessis M, Viviano G, Settimo G, Forastiere F. *Two-Years of Fine and Ultrafine Particles Measurements in Rome, Italy*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 70: 213–221, 2007.
- Mar TF**, Norris GA, Koenig JQ, Larson TV. *Association between Air Pollution and Mortality in Phenix, 1995 - 1997*. *Environ Health Perspect* 2000;108(4):347-353.
- Marshall J.**, Nethery E., Brauer M. *Within-urban variability in ambient air pollution: Comparison of estimation methods*. *Atmospheric Environment* 42 (2008) 1359-1369.
- Martuzzi M**, Mitis F, Iavarone I, Serinelli M, (2007). *Health impact of PM<sub>10</sub> and ozone in 13 Italian cities*. WHO.

**Moolgavkar SH.** *Air pollution and daily mortality in three US counties. Environ Health Perspect* 2000;108(8):777-84

**Moolgavkar SH.** *Air pollution and daily mortality in two US counties: season-specific analyses and exposure-response relationships. Inhal Toxicol* 2003;15(9):877-907

**Moore, D.K.,** Jerrett, M., Mack, W.J., Kunzli, N., 2007. *A land use regression model for predicting ambient fine particulate matter across Los Angeles, CA. J. Environ. Monitor.* 9, 246–252

**Morris RD,** Naumova EN. *Carbon monoxide and hospital admissions for congestive heart failure: Evidence of an increased effect at low temperatures. Environ Health Perspect* 1998;106:649.653.

**Overmars K.P,** De Koning G.H.J, Veldkamp A. *Spatial autocorrelation in multi-scale land use models. Ecological Modelling* 164 (2003) 257-270.

**Paatero P,** Aalto P, Picciotto S, Bellander T, Castan˜o G, Cattani G, Cyrus J, Kulmala M, Lanki T, Nyberg F, Pekkanen J, Peters A, Sunyer J, Forastiere F, *the HEAPSS study group.* *Estimating time series of aerosol particle number concentrations in the five HEAPSS cities on the basis of measured air pollution and meteorological variables. Atmospheric Environment* 2005;39:2261–2273.

**Palmieri S,** Durante G, Siani AM, Casale GR. *Atmospheric stagnation episodes and hospital admissions. Public Health* 2008;122(10):1128-1130.

**Pearce J.L.** Rathbun L.S, Aguilar-Villalobos M., Naeher L.P. *Characterizing the spatiotemporal variability of PM<sub>2.5</sub> in Cusco, Peru using kriging with external drift. Atmospheric Environment* 43 (2009) 2060–2069.

**Perrino C,** Catrambone M, Pietrodangelo A. *Influence of atmospheric stability on the mass concentration and chemical composition of atmospheric particles: A case study in Rome, Italy. Environ Int,* 2008; 34(5): 621-628.

Perrino C, Canepari S, Catrambone M, Dalla Torre S, Rantica E, Sargolini T. *Influence of natural events on the concentration and composition of atmospheric particulate matter. Atmospheric Environment* 2009;43:4766–4779.

**Pope CA** et al. *Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA,* 2002, 287:1132–1141.

**RIVM REPORT 863001001/2003.** *Respiratory allergy and inflammation due to ambient particles (RAIAP): collection and characterisation of particulate matter samples from 5 Europeansites.2003.rivm.openrepository.com/rivm/bitstream/10029/9127/1/863001001.pdf).*

**Romano D,** Bernetti A, Condor RD, De Lauretis R, Gagna A, Gonella B, Taurino E, Vitullo M. *Italian emission inventory 1990 – 2008*, Informative Inventory Report 2010. ISPRA, rapporti 122/2010.

**Roorda-Knape, M.C.,** Janssen, N.A.H., de Hartog, J., van Vliet, P.H.N., Harssema, H., Brunekreef, B., 1998. *Air pollution from traffic in city districts near major motorways.* Atmos. Environ. 32, 1921–1930.

**Rosenlund, M.,** Forastiere, F., Stafoggia, M., Porta, D., Perucci, M., Ranzi, A., Nussio, F., Perucci, C.A., 2008. *Comparison of regression models with land-use and emissions data to predict the spatial distribution of traffic-related air pollution in Rome.* J. Expo. Sci. Environ. Epidemiol. 18, 192–199.

**Ross, Z.,** Jerrett, M., Ito, K., Tempalski, B., Thurston, G.D., 2007. *A land use regression for predicting fine particulate matter concentrations in the New York City region.* Atmos. Environ. 41, 2255–2269.

**Sozzi R.,** “La micrometeorologia e la dispersione degli inquinanti in aria” RTI CTN\_ACE XX/2003;

**Stedman, J.,** Vincent, K., Campbell, G., Goodwin, J., Downing, C., 1997. *New high resolution maps of estimated background ambient NO<sub>x</sub> and NO<sub>2</sub> concentrations in the U.K.* Atmos. Environ. 31, 3591–3602.

**Schwartz J.** *Air pollution and hospital admissions for heart disease in eight U.S. counties.* Epidemiology 1999;10(1):17-22.

**UNECE** (2004). *Modelling and assessment of the health impact of particulate matter and ozone.* Geneva, United Nations Economic Commission for Europe.

**U.S. EPA** (1995): *User’s Guide for the Industrial Source Complex (ISC3) Dispersion Models* – EPA-454/B-95-003b

**van Loon, M.,** R. Vautard, M. Schaap, R. Bergström, B. Bessagnet, J. Brandt, P. J. H. Builtjes, J. Christensen, et al. 2007. *Evaluation of long-term ozone simulations from seven regional air quality models and their ensemble.* Atmos. Environ. 41:2083–2097

**US Environmental Protection Agency (US EPA).** *Integrated risk information system (IRIS) on formaldehyde.* 1991a. Disponibile al sito: <http://www.epa.gov/iris/subst/0419.htm>. Ultima consultazione: 18/11/2010.

**Viviano G,** Mazzoli P, Settimo G. *Microinquinanti organici e inorganici nel comune di Mantova: studio dei livelli ambientali.* RAPPORTI ISTISAN 06/43

**Viviano G,** Ziemacki G, Settimo G, Cattani G, Spatera M, Cantucci F, Carbotti G. *La valutazione della qualità dell'aria in una zona urbana-industriale: il caso Taranto.* *Epidemiologia & Prevenzione.* 29(5-6) supplemento settembre-dicembre 2005:45-49.

**Wackernagel,** et al. – 2001, *Normalisation of environmental quality data.* 2001

**Wilton D.,** Szpiro A., Gould T, Larson T. “*Improving spatial concentration estimates for nitrogen oxides using a hybrid meteorological dispersion/land use regression model in Los Angeles, CA and Seattle, WA*” *Science of the Total Environment* 2009;408 (2010) 1120-1130.

**Weschler CJ.** *Ozone's impact on public health: contributions from indoor exposures to ozone and products of ozone-initiated chemistry.* *Environ Health Perspect* 2006;114:649-653. 1489-1496.

**Williams ID,** Revitt DM, Hamilton RS. *A comparison of carbonyl compounds concentrations at urban roadside and indoor sites.* *Sci Total Environ* 1996;189/190:475-483.

**World Health Organisation (WHO).** *Air quality guidelines for Europe. Second Edition.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications, European Series, n. 91; 2000.

**World Health Organisation (WHO).** *Air quality guidelines. Global Update.* Copenhagen: WHO Regional Office for Europe Regional Publications, 2006.