

TEMA
03.11

Ricerche

<http://www.tema.unina.it>
ISSN 1970-9870
Vol 4 - No 3 - settembre 2011 - pagg. 7-14

Dipartimento di Pianificazione e Scienza del Territorio
Università degli Studi di Napoli Federico II

© Copyright dell'autore.

Modelli previsionali di dispersione delle emissioni da traffico in ambito urbano

Dispersion Models to Forecast
Traffic-Related Emissions in Urban Areas

Davide Scannapieco, Vincenzo Naddeo, Vincenzo Belgiorno

Sanitary Environmental Engineering Division (SEED)
Department of Civil Engineering
University of Salerno
e-mail: dscannapieco@unisa.it; web: <http://www.seed.unisa.it>

Sistemi di trasporto ed emissioni in atmosfera

La globalizzazione dell'economia ha portato ad un incremento della domanda di mobilità per far fronte all'aumentata necessità di spostare materie prime, merci e persone da un luogo all'altro del globo, sia a scala locale che globale. La popolazione mondiale va concentrandosi sempre più nelle aree urbane dove, pertanto, l'effetto dei sistemi di trasporto sull'ambiente è più marcato.

I sistemi di trasporto su gomma, più diffusi e distribuiti sulla popolazione in maniera capillare, sono causa di numerose pressioni sull'ambiente, tra cui le emissioni in atmosfera che risultano marcatamente dannose per l'ambiente e per la salute dell'uomo.

Nella figura nella pagina successiva sono individuate le percentuali delle emissioni in atmosfera dei singoli contaminanti dipendenti dal trasporto su gomma in riferimento all'intero settore dei trasporti (navale, ferroviario, aereo, etc.).

Sia nei paesi industrializzati che in quelli in via di sviluppo è prassi comune associare ad un aumento della mobilità un conseguente aumento della qualità della vita: tale visione ha radici antiche, e nel corso degli anni sono cambiati soltanto gli strumenti impiegati per la mobilità, dai muscoli umani fino a giungere ai cavalli e poi alle autovetture. A partire dai primi anni del Novecento, tuttavia, lo sviluppo del traffico stradale e dei veicoli a motore ha soppiantato, di fatto, qualsiasi altro mezzo di trasporto terrestre. A titolo di esempio, si riportano le dimensioni del parco macchine negli Stati Uniti: pari a 140000 unità nel 1907 ed a 20 milioni soltanto vent'anni dopo, nel 1927.

Inizialmente erano barche e treni a produrre la maggior quantità di emissioni di CO₂ in atmosfera, tuttavia dopo il 1910 il traffico stradale è aumentato a dismisura, superando qualsiasi altro sistema di trasporto disponibile all'epoca. Ciò ha influenzato non solo il trasporto dei passeggeri, ma anche la distribuzione sul territorio dei beni: i furgoni risulta-

Down the centuries, a direct link had been developed between increase in mobility and increase in wealth. On the other hand, air emission of greenhouse gases (GHG) due to vehicles equipped with internal combustion engines can be regarded as a negative pressure over the environment.

In the coming decades, road transport is likely to remain a significant contributor to air pollution in cities. Many urban trips cover distances of less than 6 km. Since the effectiveness of catalytic converters in the initial minutes of engine operation is small, the average emission per distance driven is very high in urban areas. Also, poorly maintained vehicles that lack exhaust aftertreatment systems are responsible for a major part of pollutant emissions. Therefore in urban areas, where higher concentrations of vehicles can be easily found, air pollution represents a critical issue, being it related with both environment and human health protection: in truth, research in recent decades consistently indicates the adverse effects of outdoor air pollution on human health, and the evidence points to air pollution stemming from transport as an important contributor to these effects. Several institutions (EEA, USEPA, etc.) focused their interest in dispersion models because of their potential effectiveness to forecast atmospheric pollution. Furthermore, air micropollutants such as Polycyclic Aromatic Compounds (PAH) and Metallic Trace Elements (MTE) are traffic-related and although very low concentrations their dispersion is a serious issue. However, dispersion models are usefully implemented to better manage this estimation problem. Nonetheless, policy makers and land managers have to deal with model selection, taking into account that several dispersion models are available, each one of them focused on specific goals (e.g., wind transport of pollutants, land morphology implementation, evaluation of micropollutants transport, etc.); a further aspect to be considered is the model scale: not every model can be usefully implemented in all conditions, e.g. for a careful simulation of the transport of pollutants in a range of 50 – 500 m, it is recommended to select Lagrangian or Eulerian tridimensional models, instead of Gaussian models, which may be preferable to simulate dispersion over longer distances.

In addition, emission factors have to be evaluated as well, considering that nowadays vehicles release pollutants in the environment depending on both their engine and technological innovation level. Dispersion models are commonly used in order to define pressures on the environment, although phenomenon complexity and numerous interactions require continuous innovation. The paper aims to explain dispersion models implementation and to introduce the most used models available for both the transport sector and the GHG emissions in order to help land managers to better assess air quality thanks to a deeper comprehension of pollutants dispersion.

vano più flessibili rispetto ai treni e alle navi, e i continui investimenti nell'ampliamento delle reti stradali non fecero altro che avvantaggiare ulteriormente il trasporto su gomma: a titolo di esempio, nel 2004, il 78% dei beni trasportati all'interno dell'Europa continentale era gestito mediante camion, ed in particolare tra il 1992 e il 2005 l'aumento dei beni trasportati su gomma è stato pari al 43%.

Nonostante i recenti sforzi mirati al miglioramento dell'efficienza dei motori usualmente presenti su autovetture e camion, le emissioni di biossido di

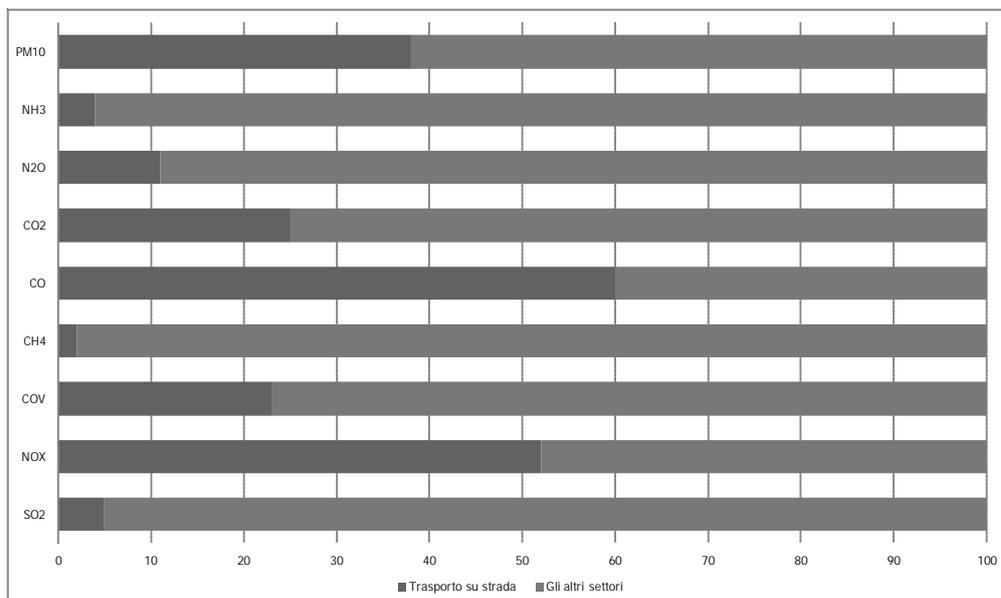
carbonio hanno continuato ad aumentare in valore assoluto, anche a causa della ricerca di livelli di comfort maggiori all'interno degli abitacoli (ad es. i climatizzatori).

Se i paesi europei e nordamericani non sono ancora giunti ad una sostanziale riduzione dei consumi di carburante, nelle realtà in via di sviluppo si osserva invece un forte trend crescente degli stessi: pertanto le pressioni legate ai trasporti, specie quelli a scala urbana, tendono ad aumentare.

Ad oggi sono scarse le stime disponibili sul consumo globale dei sistemi di trasporto in ambito urbano e sulle relative emissioni di CO₂ (IEA, 2004, 2005a,b; IEA/ OECD, 2006; Turton, 2006), o sulle emissioni di gas esausti non riconducibili a CO₂ (Aardenne et al., 2005; Borken et al., 2007; Fulton ed Eads, 2004).

I modelli ad oggi disponibili per la valutazione globale delle emissioni assumono il consumo di carburante specificato et al. (2007), incrociando dati a scala nazionale sono anche giunti a calcolare il consumo finale di carburante per diversi paesi tra cui Cina, Iran, Russia ed India; gli autori concludono affermando di esser giunti ad una diversa stima del consumo di carburante diesel (le cui emissioni sono differenti dalle stesse derivate da motori a benzina), ed in particolare ad un aumento del 6% di tale consumo rispetto alle statistiche prodotte dell'IEA.

Per le emissioni non riconducibili a CO₂ le differenze tra i risultati ottenuti sono molto più marcate, a causa delle differenti ipotesi di base implementate nei vari modelli, in particolare per le distanze percorse dalle diverse categorie di veicoli. Sia Borken et al. (2007) che Fulton ed Eads (2004) hanno individuato 5 categorie di veicoli e molteplici carburanti, per cui i fattori di emissione fanno riferimento



Contributo nel settore "trasporti" del trasporto su strada in termini di composti emessi da traffico veicolare (ARPA Lombardia, 2001).

alla combinazione della tipologia di veicolo con lo specifico carburante (autocarro – diesel, ad esempio).

Tutti gli autori hanno raggruppato i paesi in 11 – 13 macroaree, pertanto i fattori di emissione sono presentati come medie su territori regionali e le eventuali differenze tra nazioni appartenenti alla stessa macroarea non sono deducibili.

In Tabella 1 sono quindi riportati i fattori di emissione in atmosfera dei veicoli dotati di motore a combustione interna, misurati in massa di composto emesso (CO, NO_x, etc) per unità di distanza coperta.

Impatti diretti ed indiretti delle emissioni in atmosfera da traffico veicolare in ambito urbano

Le pressioni sull'ambiente originate dai sistemi di trasporto sono principalmente dovute alle emissioni in atmosfera, tanto delle specie fortemente stabili (come CO₂, metano ed altri idrocarburi) quanto di specie molto più reattive come CO e NO_x, che contribuiscono allo stesso modo ai cambiamenti nella composizione atmosferica a scala globale.

Sia il monossido di carbonio che il metano sono rimossi dall'atmosfera grazie all'azione di OH, e perdurano nella troposfera– fino a due mesi per CO e fino a 8 anni per CH₄ – per intervalli relativamente lunghi.

Anche se le maggiori fonti di CO risultano essere la combustione di biomasse e di altri combustibili fossili, a scala globale il trasporto terrestre resta un settore fortemente incidente sul bilancio complessivo delle emissioni, certamente superiore agli altri trasporti (ferroviario, aereo o navale).

Le emissioni di NO_x e degli altri gas non derivanti dal metano

Fattori di emissione [g/km]											
Classe di velocità	NO _x		PM ₁₀		CO		COV		C ₆ H ₆		
	Mezzi pesanti	Vetture ordinarie	Mezzi pesanti	Vetture ordinarie	Mezzi pesanti	Vetture ordinarie	Mezzi pesanti	Vetture ordinarie	Mezzi pesanti	Vetture ordinarie	
20 km/h	5	0,8	0,42	0,085	4	9,3	1,25	0,9	0,014	0,05	
45 km/h	2,9	0,7	0,36	0,05	1,95	5	0,55	0,5	0,0085	0,027	
70 km/h	2,05	0,7	0,33	0,045	1,6	3	0,35	0,3	0,005	0,019	
100 km/h	2,1	0,9	0,34	0,05	1,8	5,5	0,3	0,25	0,004	0,017	

Fattori di emissione in Italia suddivisi per vetture ordinarie e mezzi pesanti (IUAV, 2007).

hanno una marcata influenza sulla disponibilità in atmosfera sia di OH che di O₃, nonché sulla stabilità del CH₄.

Dal momento che queste pressioni (dovute ai sistemi di trasporto) vanno a sommarsi ad altre pressioni provenienti da fonti diverse, risulta impossibile operare una loro misura diretta e pertanto è necessario far ricorso a modelli per la loro stima. Ad oggi non sono disponibili molti sistemi di modellazione delle pressioni, tuttavia alcuni Autori (Matthes et al., 2007) hanno proposto interessanti approcci al problema, il quale è stato recentemente affrontato anche nell'ambito del progetto europeo *EC-Quantify*, in cui sono stati inclusi tutti i possibili settori del trasporto terrestre (Hoor et al., 2009).

Un importante effetto delle emissioni in atmosfera è ovviamente l'assottigliamento dello strato di ozono, seppur rientrando tra gli impatti a scala globale.

Diversi modelli sono disponibili per la valutazione dell'effetto delle emissioni veicolari sullo strato di ozono, tra cui senz'altro merita di essere citato il *Quantify*: tale modello mostra come l'impatto sull'ozono sia marcatamente dipendente dal vento che può spostare masse d'aria con concentrazioni di composti emessi dalle zone di immissione ad aree anche significativamente distanti.

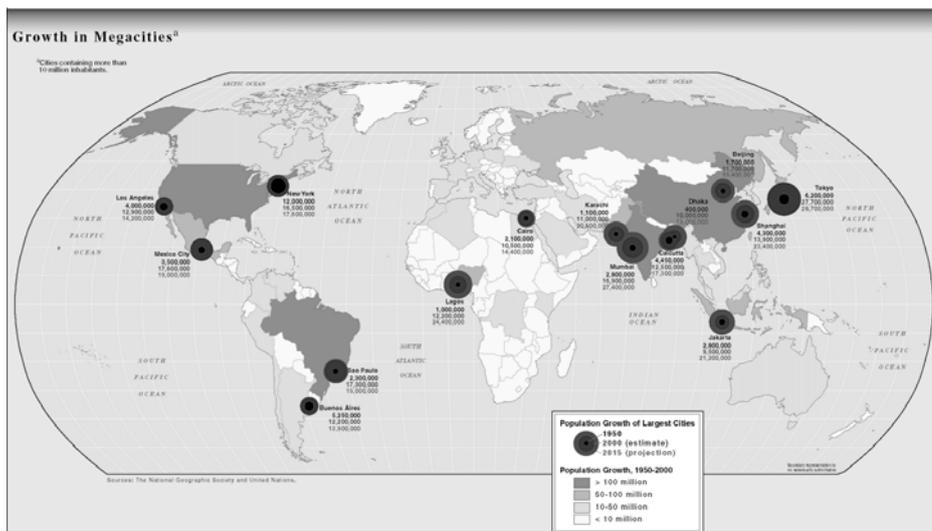
Mentre l'ozono, a causa del trasporto atmosferico, tende ad aumentare in molte aree durante i periodi invernali, la concentrazione di OH tende a diminuire nell'emisfero settentrionale in inverno a causa delle emissioni dovute ai sistemi di trasporto, in particolare CO. Nel periodo estivo, nell'emisfero settentrionale la concentrazione di OH tende ad aumentare, specie nelle aree ad alta concentrazione di traffico veicolare; l'aumento della concentrazione di OH è pari al 2-4% nella troposfera, poichè l'OH è efficacemente prodotto dalla reazione di fotolisi degli NO_x (in particolare NO₂ reagisce con O₃ nel periodo estivo). Inoltre la produzione di OH è molto meno influenzata dalla presenza di NO_x nelle aree fortemente inquinate rispetto a quanto visto per l'ozono.

La qualità dell'aria in molte città Europee non rispetta i limiti imposti dalle direttive comunitarie (European Commission, 2001; European Commission, 2005); il trasporto su gom-

ma, in particolare, può fortemente influenzare la qualità dell'aria: numerosi studi hanno raccolto evidenze circa l'impatto che l'inquinamento dell'aria può avere sulla salute umana già a partire dalla fine degli anni Ottanta (Pope et al., 1995, 2002; Brunekreef e Holgate, 2002; Brunekreef e Forsberg, 2005; Nyberg et al., 2000; Peters et al., 2000, 2001; Hoek et al., 2002; Leikauf, 2002; Brook et al., 2004; Naess et al., 2007). La WHO (World Health Organization) ha poi condensato molti risultati dei sopracitati studi in proprie pubblicazioni (WHO, 2000, 2002, 2005a,b); secondo le stime ivi presentate, circa 2 milioni di morti all'anno sarebbero da attribuirsi all'inquinamento atmosferico in aree urbane e alla qualità dell'aria negli ambienti di lavoro.

L'impatto atmosferico da traffico veicolare può danneggiare il sistema respiratorio o cardiovascolare, ed in aggiunta alcuni di essi provocano effetti cancerogeni nell'uomo: si tratta di cinetiche epidemiologiche ancora oggetto di studio nel settore medico e pertanto non vi è ancora una definizione unanime della loro pericolosità per l'uomo. È possibile operare un'utile distinzione tra gli effetti dell'inquinamento dovuto ai sistemi di trasporto urbano a scala locale e gli stessi a scala regionale: nel primo caso il riferimento è alla qualità dell'aria e agli effetti sulla salute pubblica dovuti alle particelle ed alle loro componenti tossiche, mentre nel secondo caso, a scala più ampia, si possono valutare effetti macroambientali, come i danni provocati dalle piogge acide, l'assottigliamento del layer di ozono (Faiz, 1993) e i cambiamenti climatici.

Molte aree del globo stanno attraversando una fase di crescente urbanizzazione e motorizzazione, ed ormai si stima che più del 50% della popolazione mondiale viva in aree urbane (ma il numero è destinato ad aumentare notevolmente nei prossimi anni secondo un recente rapporto UNESCO). All'incirca il 9% della popolazione europea vive in edifici dislocati entro 200 m da una strada su cui transitano annualmente più di 3 milioni di veicoli all'anno, mentre entro 500 m la percentuale sale al 25% (EEA, 2007). Il trasporto su gomma porta all'emissione di inquinanti atmosferici primari (particolato, CO, NO_x, NH₃ ed idrocarburi policiclici aromatici) e secondari (O₃, perossiacetil nitrato, formaldeide).

La crescita della popolazione nelle *megacities*.

Nell'ambiente urbano, la distribuzione dimensionale delle particelle tende a modificarsi rapidamente in dimensioni e quantità mostrando una forte correlazione con le variazioni orarie del traffico ed ovviamente con l'andamento meteorologico.

Il valore assoluto delle particelle misurate nelle aree urbane spesso ben si correla con la misura degli NO_x e mostra una netta variazione nel corso delle ore diurne, indicando nel traffico veicolare una causa certa del fenomeno (Hussein et al., 2004).

Le emissioni dovute ai sistemi di trasporto sono inoltre una fonte importante di particelle ultrafini ($\text{PM}_{0.1}$) nell'atmosfera urbana (Rodriguez et al., 2007): ad esempio, ad un intervallo di 1 ora da una fascia oraria di punta si rilevano livelli significativi di particelle di circa 30 nm intorno alle principali arterie di comunicazione urbane.

In seguito al processo di combustione dei carburanti si può avere la formazione di particelle secondarie ancora una volta nell'intorno del $\text{PM}_{0.1}$. Wrobel et al. (2000) hanno verificato il contributo del traffico urbano sull'inquinamento da microparticelle, ed i risultati indicano che a 150 m dalla strada analizzata il contributo del traffico sul numero totale di microparticelle è pari a circa l'80%, mentre tale valore si dimezza a 200 m dalla sede stradale per poi giungere ad un minimo (20%) a 1500 m.

Se si escludono le diossine, tra i composti emessi in atmosfera da traffico veicolare il particolato (usualmente monitorato come PM_{10} , anche se la misura del $\text{PM}_{2.5}$ restituisce un quadro più esaustivo dei danni al corpo umano) sembra avere i peggiori effetti sulla salute dell'uomo (Pope et al., 2002; Kappos et al., 2004; Dominici et al., 2006).

In termini di persistenza, il particolato mostra valori differenti in base alla dimensione rappresentativa: il $\text{PM}_{0.1}$, come il $\text{PM}_{2.5}$, è stabile in atmosfera per tempi che vanno dalla

settimane ai mesi, sufficienti perchè le correnti lo trasportino in aree molto lontane, anche se gli effetti peggiori si hanno in corrispondenza delle fonti, laddove le concentrazioni sono più elevate; l'intervallo tra $\text{PM}_{2.5}$ e PM_{10} è invece caratterizzato da una tendenza alla sedimentazione e al deposito, per cui gli impatti a scala locale sono assolutamente predominanti. Nel particolato emesso dai sistemi di trasporto in ambito urbano si ritrovano numerosi elementi, tra cui Mg, Cu, K, Mn, Fe, Si, Pb, Zn e altri metalli pesanti (Wrobel et al., 2000). All'interno del $\text{PM}_{2.5}$ è possibile distinguere

una frazione primaria (Primary $\text{PM}_{2.5}$), dotata di un forte potere infiammatorio e costituita da carbonio organico ed elementare, polveri sospese, ioni inorganici e metalli pesanti, da una frazione secondaria (Secondary $\text{PM}_{2.5}$), che invece consiste principalmente in sali di azoto e di zolfo (Brook et al., 2007).

Modelli per la valutazione della dispersione in atmosfera delle emissioni da traffico veicolare

Diversi modelli sono ad oggi disponibili per la valutazione della dispersione in atmosfera delle emissioni da traffico veicolare, una cui distinzione può basarsi sulle ipotesi alla base della modellazione; dal punto di vista del sistema di riferimento è possibile implementare modelli:

- lagrangiani (o anche "a particelle"): si segue la particella lungo il suo spostamento nel dominio di calcolo;
- euleriani (o anche "a griglia"): è prevista l'integrazione numerica dell'equazione differenziale di bilancio per ogni composto considerato;
- gaussiani: si tratta di strumenti analitici particolarmente semplici, che richiedono modesti input meteorologici; in virtù di tale semplicità sono tra i modelli abitualmente più utilizzati;
- tridimensionali "a puff": formulazione gaussiana per la dispersione, con la possibilità di variare la direzione di trasporto dei composti nel tempo e nello spazio.

Considerando la gestione dei dati si può prevedere l'impiego di sistemi semi-empirici, o di correlazioni empiriche pure; infine, è possibile distinguere tra modellazione in laboratorio ed in campo aperto. Gli scenari applicativi dei modelli si basano su cinque caratteristiche del caso in esame:

- 4 scale temporali (microscala, scala locale, mesoscala, grande scala);

- 3 scale temporali (analisi sul breve periodo, previsioni, analisi sul lungo periodo);
- 2 ambiti territoriali (siti semplici, siti complessi);
- 3 tipi di sorgente (puntiforme, lineare, areale);
- 3 tipi di inquinanti (inerti, altamente reattivi, gas infiammabili).

Per le simulazioni modellistiche delle emissioni da traffico veicolare è comunemente utilizzato il software CALINE4, modello gaussiano stazionario distribuito dal CALTRANS (California Department of Transportation) per stimare l'effetto di sorgenti lineari (quali le infrastrutture viarie) su recettori posizionati entro una distanza di 500 metri dall'asse stradale stesso. Il modello è raccomandato dall'EPA (Environmental Protection Agency) ed è giunto alla sua quarta versione.

Il CALINE4 suddivide gli archi della strada considerata in una serie finita di elementi emissivi perpendicolari alla direzione del vento che sono trattati con il metodo FLS (Finite Line Source). La concentrazione stimata dal modello in un punto (definito recettore) è data dalla somma dei contributi delle gaussiane generate da ciascuno degli archi del grafo considerato.

Il CALINE4 è un modello gaussiano, particolarmente adatto a condizioni morfologiche pianeggianti; con opportune modifiche può essere applicato anche in condizioni orografiche più complesse. La dispersione dipende essenzialmente dalla stabilità atmosferica e dalla distanza sottovento.

Se ne suggerisce l'utilizzo in contesti urbani, al più a scala locale, ma comunque entro le centinaia di metri dalla sorgente di emissione; per analisi di maggior dettaglio su aree ridotte è comunque preferibile l'impiego di modelli più sofisticati, essendo il CALINE4 uno strumento di semplice

Traffico in un'arteria di Pechino.



utilizzo ma non estremamente accurato nella modellazione della dispersione: in particolare, tale modello non riesce a gestire le condizioni di assenza di vento, evento abbastanza frequente in contesti urbani.

Il software AERMOD è stato sviluppato dalla ISCST3 (Industrial Sources Complex Short Term Model), ed include numerosi concetti comunemente applicati nella ricerca scientifica, quali la teoria del PBL (Planetary Boundary Layer) e metodologie avanzate per la modellazione della morfologia dei terreni. Il modello AERMOD è ritenuto valido per la dispersione delle emissioni in atmosfera per distanze non superiori a 50 km dalla sorgente di emissione. Il software si compone di tre elementi: il preprocessore meteorologico (AERMET), il preprocessore di modellazione del terreno (AERMAP) ed il modello gaussiano di calibrazione del plume. AERMET elabora i dati relativi alla meteorologia con cadenza oraria, mentre il secondo modulo, AERMAP, è impiegato per l'analisi dei dati relativi al terreno, in unione con una rete di fonti di emissione e di bersagli presenti come file di controllo per AERMOD. Tre livelli sono disponibili all'interno del modello per la dispersione degli ossidi di azoto: il livello 1 stima la concentrazione di NO_x assumendo una totale conversione di NO in NO_2 ; il livello 2 moltiplica il risultato del livello 1 per il rapporto empirico NO_2/NO_x ; infine il livello 3 sviluppa un'analisi sito specifica utilizzando la metodologia OLM (Ozone Limiting Method) per le sorgenti di emissione. L'AERMOD è un modello misto, che tratta con approccio gaussiano la dispersione in atmosfera stabile, mentre in condizioni instabili utilizza un sistema lagrangiano; si tratta di un modello complesso, adatto per l'analisi del trasporto dei composti provenienti dal traffico veicolare anche su larga scala. Tale modello richiede tuttavia un notevole sforzo in ambito

di reperimento dei dati (meteorologici, sulle emissioni, etc.), ma risulta maggiormente performante in condizioni orografiche complesse; infine, bisogna evidenziare che la valutazione dei dati meteoroclimatici viene svolta dal preprocessore ad intervalli orari, aumentando la complessità di calcolo ma anche l'accuratezza del risultato.

Il SIRANE è un modello di dispersione per i composti emessi in atmosfera da traffico veicolare in ambito urbano, ottimizzato per l'analisi dell'emissione da fonti lineari e puntuali; il modello è destinato allo studio della dispersione ad una scala entro il km con

un approccio quasi-lineare, con step di elaborazione dei dati fissati pari ad un'ora. In tal modo ogni ora si valuta la concentrazione di detti composti come costante ed indipendente dal valore assunto nello step precedente; il limite di tale modello consiste nell'applicazione in condizioni di assenza di vento, che potrebbe portare ad un accumulo di inquinanti nella medesima area, evento di cui il SIRANE non tiene conto. Il modello suddivide l'ambiente in due elementi: l'atmosfera ed il terreno, tra di essi indipendenti. Gli assi stradali sono modellati come sorgenti lineari di emissione, le cui concentrazioni sono considerate uniformi in valore nei volumi sovrastanti le sedi stradali, ove avviene l'interazione con le correnti atmosferiche. Tre possibili fenomeni di trasporto sono rappresentati in SIRANE:

- movimenti convettivi lungo l'asse stradale per effetto di correnti dirette parallelamente alla sorgente lineare;
- moti turbolenti all'interfaccia tra la sede stradale e lo strato atmosferico;
- movimenti convettivi in presenza delle intersezioni stradali.

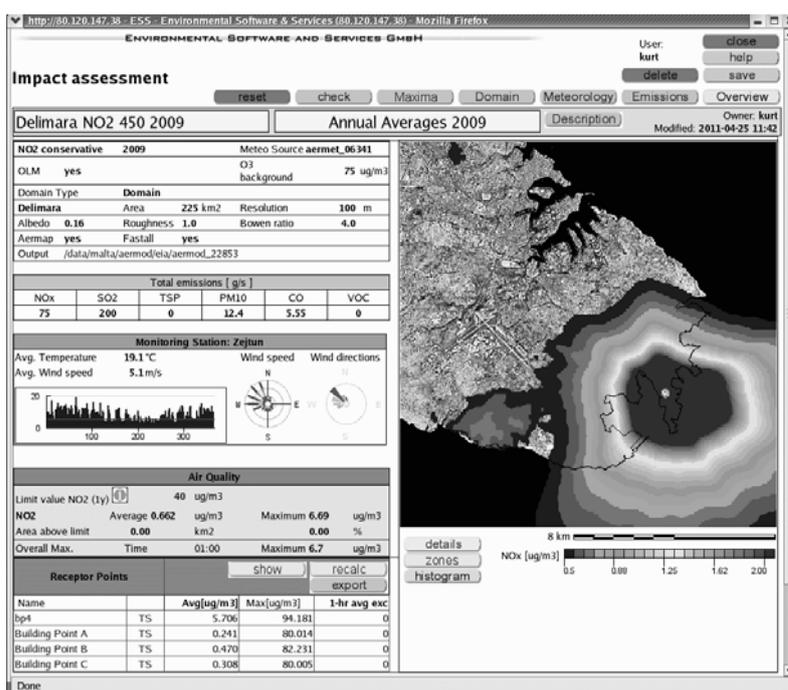
Il flusso di composti emessi in atmosfera da traffico veicolare è modellato secondo la teoria di Monin-Obukhov, per cui la rugosità del suolo è trascurata e il flusso è assunto uniforme lungo i piani orizzontali. La dispersione in atmosfera è infine gestita con un modello a plume gaussiano. Il principale vantaggio del SIRANE consiste nella valutazione della concentrazione dei composti target mediante un semplice bilancio di massa; nonostante un approccio semplificato, tale modello consente di valutare l'effetto di deposizione del materiale emesso sia in assenza che in presenza di pioggia; inoltre, è possibile valutare lo scambio dei composti in esame in presenza di intersezioni stradali, pertanto il SIRANE può essere considerato un modello particolarmente indicato in ambito urbano.

Il modello LEAP (Shabbir e Ahmad, 2010) si propone di analizzare in un arco temporale definito (nell'ordine delle decine di anni) l'andamento delle emissioni dovute ai sistemi di trasporto urbani valutando diversi scenari, tra cui un'ipotesi base di crescita costante del numero di veicoli, l'introduzione di un sistema di controllo di crescita demografica (scenario POP), l'incentivazione del trasporto pubblico (scenario PUB) e l'ipotesi di incentivazione di combustibili alternativi (scenario NGV). Il modello LEAP è utilizzato in ottica previsionale, e si basa su un sistema gaussiano, estremamente semplice nella sua formulazione. Il principale punto di forza del LEAP consiste nel poter accoppiare ad una previsione dell'andamento della dispersione delle emissioni in atmosfera un'analisi sugli effetti socioeconomici ad essa correlati.

Il modello fuzzy TOPSIS, sviluppato in una sua prima versione all'inizio degli anni Ottanta

(Hwang e Yoon, 1981) ha beneficiato di recente (Awasthi et al., 2011) dell'introduzione della logica fuzzy, ed è utile all'individuazione della soluzione che risulti più vicina alla scelta ideale fra diverse opzioni; sulla base della logica fuzzy si sviluppa quindi un set di criteri di scelta (inquinamento atmosferico, costi di gestione, rifiuti generati, emissioni di gas serra, etc.) originati da variabili linguistiche e si valutano, mediante questionari, pareri di esperti e calcoli matematici, le performances dei possibili sistemi di trasporto in ambito urbano. Il modello UCD 2001 è fondato su un algoritmo di dispersione semplificato, scelta motivata dalla scarsa conoscenza di cui si dispone in riferimento ai campi di flusso e di covarianza che si sviluppano in vicinanza delle sedi stradali durante l'emissione di composti in atmosfera; l'UCD 2001 sfrutta una soluzione in condizioni uniformi per sorgenti puntuali, contemplando la variabilità del vento in funzione della distanza verticale dal suolo; ciò risulta essere un passo in avanti rispetto alla modellazione gaussiana, che diversamente considera il vento costante lungo l'asse verticale. L'UDC 2001 è basato sull'utilizzo di vettori tridimensionali di sorgenti puntuali (diversamente da CALINE che utilizza sorgenti lineari dislocate sul terreno), ed assume che tutte le emissioni diffondono in atmosfera da una zona di miscelamento posta a 2.5 m di altezza rispetto alla sede stradale. Il modello UDC è quindi caratterizzato da una notevole complessità di calcolo, che lo rende utilizzabile in particolar modo alla microscala, in contesti di quartieri o addirittura di tronchi stradali. A fronte di ciò il modello restituisce una modellazione estremamente accurata della dispersione.

Una schermata del software AERMOD.



Conclusioni

Le emissioni provenienti dai sistemi di trasporto terrestri possono significativamente influenzare la composizione dell'aria ed il clima: più di un quinto delle emissioni antropogeniche sono dovute al trasporto su ruota, e di queste ben due terzi provengono da paesi OCSE. Stime recenti (Uherek et al., 2010) prevedono un aumento delle emissioni fino al 2050, in particolare alla luce del contributo dei paesi in via di sviluppo, ove la crescita della domanda di mobilità è particolarmente marcata.

A fronte di una crescita globale delle emissioni legate ai trasporti, lo sviluppo e la diffusione di nuovi carburanti assume grande importanza, tuttavia le soluzioni più promettenti si trovano ancora in un fase di test: la prima generazione di biocarburanti,

attualmente disponibili sul mercato, garantisce risparmi del 20%-30% in termini di emissioni di CO₂; la seconda generazione di biocarburanti prevede un'ulteriore riduzione delle emissioni, ma non sarà disponibile prima del 2020. Attualmente si guarda con fiducia alle vetture elettriche ed all'idrogeno, il cui stoccaggio nelle vetture è tuttavia ancora oggetto di ricerca. Sui modelli si è evidenziato come recentemente si sia avuta una proliferazione di strumenti di grande utilità per stimare le emissioni, ed in particolare CALINE e AERMOD offrono maggiori potenzialità, in particolare nell'ambito di scale locali/regionali; altri strumenti, come UDC e SIRANE, per contro, possono essere impiegati per lo studio della dispersione delle emissioni in atmosfera in prossimità della fonte stessa, ed andrebbero pertanto integrati con ulteriori software per giungere ad una scala urbana.

Riferimenti bibliografici

- Aardenne, V., Dentener, J.F., Olivier, J.G.J., Peters, J.A.H.W. (2005). The EDGAR 3.2 Fast Track 2000 Dataset. Netherlands Environmental Assessment Agency, Rijswijk, Netherlands.
- Awasthi, A., and Chauhan, S.S. (2011). Using AHP and Dempster-Shafer theory for evaluating sustainable transport Solutions. *Environmental Modelling & Software* 26, 787-796.
- Borken, J., Steller, H., Meretei, T., Vanhove, F. (2007) . Global and country inventory of road passenger and freight transportation: fuel consumption and emissions of air pollutants in the year 2000. *Transportation Research Records Journal of the Transportation Research Board*, 127-136.
- Brook, J.R., Graham, L., Charland, J.P., Cheng, Y., Fan, X., Lu, G., Li, S.M., Lillyman, C., MacDonald, P., Caravaggio, G., MacPhee, J.A. (2007). Investigation of the motor vehicle exhaust contribution to primary fine particle organic carbon in urban air. *Atmospheric Environment* 41, 119-135.
- Brook, R.D., Franklin, B., Cascio, W., Hong, Y.L., Howard, G., Lipsett, M., Luepker, R., Mittleman, M., Samet, J., Smith, S.C., Tager, I. (2004). Air pollution and cardiovascular disease e a statement for healthcare professionals from the expert panel on population and prevention science of the American Heart Association. *Circulation* 109, 2655-2671.
- Brunekreef, B., Forsberg, B. (2005). Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26, 309-318.
- Brunekreef, B., Holgate, S.T. (2002). Air pollution and health. *Lancet* 360, 1233-1242.
- Dominici, F., Peng, R.D., Bell, M.L., Pham, L., McDermott, A., Zeger, S.L., Samet, J.M. (2006). Fine particulate air pollution and hospital admission for cardiovascular and respiratory diseases. *Jama* 295, 1127-1134.
- EEA (2007). Transport and Environment: on the Way to a New Common Transport Policy. TERM 2006: Indicators Tracking Transport and Environment in the European Union. European Environment Agency. Report No 1/2007.
- European Commission (2001). WHITE PAPER - European transport policy for 2010: time to decide.
- European Commission (2005). Impact Assessment of the Thematic Strategy on Air Pollution and the Directive on "Ambient Air Quality and Cleaner Air for Europe", SEC (2005) 1133, Brussels.
- Faiz, A. (1993). Automotive emissions in developing countries-relative implications for global warming. *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 27A, 167-186.
- Fulton, L., Eads, G. (2004). IEA/SMP Model Documentation and Reference Case Projections. International Energy Agency (IEA)/ World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). pp. 1-92.
- Hoek, G., Brunekreef, B., Goldbohm, S., Fischer, P., van den Brandt, P.A. (2002). Association between mortality and indicators of traffic-related air pollution in the Netherlands: a cohort study. *Lancet* 360, 1203-1209.
- Hoor, P., Borken-Kleefeld, J., Caro, D., Dessens, O., Endresen, O., Gauss, M., Grewe, V., Hauglustaine, D., Isaksen, I.S.A., Jockel, P., Lelieveld, J., Myhre, G., Meijer, E., Olivie, D., Prather, M., Poberaj, C.S., Shine, K.P., Staehelin, J., Tang, Q., van Aardenne, J., van Velthoven, P., Sausen, R. (2009). The impact of traffic emissions on atmospheric ozone and OH: results from QUANTIFY. *Atmospheric Chemistry & Physics* 9, 3113-3136.
- Hussein, T., Puustinen, A., Aalto, P.P., Makela, J.M., Hameri, K., Kulmala, M. (2004). Urban aerosol number size distributions. *Atmospheric Chemistry & Physics* 4, 391-411.

- Hwang, C. L., and Yoon, K. (1981). Multiple attribute decision making methods and application. New York: Springer-Verlag.
- IEA (2004). Energy statistics of non-OECD countries - 2001-2002 - Statistiques de l'énergie des pays non-membres, 2004 ed. International Energy Agency (IEA), Paris, France, pp 766.
- IEA (2005a). World Energy Outlook 2005.
- IEA (2005b). Energy statistics of OECD countries - 2002-2003 - Statistiques de l'énergie des pays de l'OCDE.
- IEA/OECD (2006). Energy Technology Perspectives 2006 - Scenarios & Strategies to 2050. International Energy Agency (IEA).
- IPCC Climate Change (2006). IPCC Fourth Assessment Report: The Physical Science Basis, Contribution of the Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.
- IUAV Venezia (2007). Simulazione modellistica dell'inquinamento atmosferico da traffico veicolare in provincia di Reggio Emilia.
- Kappos, A.D., Bruckmann, P., Eikmann, T., Englert, N., Heinrich, U., Hoppe, P., Koch, E., Krause, G.H.M., Kreyling, W.G., Rauchfuss, K., Rombout, P., Schulz-Klemp, V., Thiel, W.R., Wichmann, H.E. (2004). Health effects of particles in ambient air. *International Journal of Hygiene & Environmental Health* 207, 399-407.
- Leikauf, G.D. (2002). Hazardous air pollutants and asthma. *Environmental Health Perspectives* 110, 505-526.
- Matthes, S. (2003). Globale Auswirkung des Straßenverkehrs auf die chemische Zusammensetzung der Atmosphäre, Ph.D. thesis, Ludwig-Maximilians Universität München.
- Matthes, S., Grewe, V., Sausen, R., Roelofs, G.J. (2007). Global impact of road traffic emissions on tropospheric ozone. *Atmospheric Chemistry & Physics* 7, 1707-1718.
- Naess, O., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., Rosland, P. (2007). Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *American Journal of Epidemiology* 165, 435-443.
- Nyberg, F., Gustavsson, P., Jarup, L., Bellander, T., Berglund, N., Jakobsson, R., Pershagen, G. (2000). Urban air pollution and lung cancer in Stockholm. *Epidemiology* 11, 487-495.
- Peters, A., Dockery, D.W., Muller, J.E., Mittleman, M.A. (2001). Increased particulate air pollution and the triggering of myocardial infarction. *Circulation* 103, 2810-2815.
- Peters, A., Skorkovsky, J., Kotesovec, F., Brynda, J., Spix, C., Wichmann, H.E., Heinrich, J. (2000). Associations between mortality and air pollution in Central Europe. *Environmental Health Perspectives* 108, 283-287.
- Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D. (2002). Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *Jama: Journal of the American Medical Association* 287, 1132-1141.
- Pope, C.A., Thun, M.J., Namboodiri, M.M., Dockery, D.W., Evans, J.S., Speizer, F.E., Heath, C.W. (1995). Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of us adults. *American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine* 151, 669-674.
- Rodriguez, S., Van Dingenen, R., Putaud, J.P., Dell'Acqua, A., Pey, J., Querol, X., Alastuey, A., Chenery, S., Ho, K.F., Harrison, R., Tardivo, R., Scarnato, B., Gemelli, V. (2007). A study on the relationship between mass concentrations, chemistry and number size distribution of urban fine aerosols in Milan, Barcelona and London. *Atmospheric Chemistry & Physics* 7, 2217-2232.
- Shabbir, R., Ahmad, S.S. (2010). Monitoring urban transport air pollution and energy demand in Rawalpindi and Islamabad using leap model. *Energy* 35, 2323-2332.
- Turton, H. (2006). Sustainable global automobile transport in the 21st century: an integrated scenario analysis. *Technological Forecasting & Social Change* 73, 607-629.
- Uherek E., Halenka T., Borcken-Kleefeld J., Balkanski Y., Berntsen T., Borrego C., Gauss M., Hoor P., Juda-Rezler K., Lelieveld J., Melas D., Rypdal K., Schmid S. (2010). Transport impacts on atmosphere and climate: Land transport. *Atmospheric Environment* 44, 4772-4816.
- WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe, Second Edition. WHO, Regional Office for Europe Regional Publications, European Series, No. 91.
- WHO (2002). The World Health Report 2002. Reducing Risks, Promoting Healthy Life. World Health Organization, Geneva. Available at: http://www.who.int/whr/2002/en/whr02_en.pdf.
- WHO (2005a). WHO air quality guidelines global update 2005. Report on a Working Group Meeting, Bonn, Germany, 18-20 October 2005.
- WHO (2005b). Particulate matter air pollution: how it harms health. WHO, Regional Office for Europe Fact sheet EURO/04/05: Berlin, Copenhagen, Rome, 14 April 2005.
- Wrobel, A., Rokita, E., Maenhaut, W. (2000). Transport of traffic-related aerosols in urban areas. *Science of the Total Environment* 257, 199-211.