

DISPERSIONE ATMOSFERICA A MICROSCALA DI EMISSIONI VEICOLARI DA FLUSSI DI TRAFFICO RILEVATI AUTOMATICAMENTE E CONFRONTO CON MISURE DI QUALITÀ DELL'ARIA

Grazia Ghermandi^{1*}, Sara Fabbi¹, Alessandro Bigi¹, Sergio Teggi¹, Luca Torreggiani²

¹ Università di Modena e Reggio Emilia, Dipartimento di Ingegneria "Enzo Ferrari", Modena.

² ARPAE Emilia Romagna, sez. prov. Reggio Emilia, Reggio Emilia.

Sommario – La stima del contributo del traffico veicolare all'inquinamento atmosferico urbano è una informazione fondamentale per la popolazione e le amministrazioni. A questo scopo è stata condotta una simulazione a microscala della dispersione delle emissioni da traffico veicolare presso un incrocio trafficato lungo la circolare interna a Reggio Emilia, una città di medie dimensioni nella parte centrale della pianura Padana (Italia settentrionale). L'area studiata include una stazione della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria: la stazione è classificata come sito urbano di traffico, ovvero ci si attende che la stazione sia principalmente influenzata dalle emissioni da traffico veicolare. I modelli di simulazione a microscala sono maggiormente adatti alla modellizzazione della dispersione in aree urbane, dove la concentrazione in gran parte dipende anche dalla stagnazione di aria dovuta ad edifici ed ostacoli. Micro-Swift-Spray (Aria Technologies, Francia e Ariamet, Italia), un modello di dispersione lagrangiano a particelle derivato direttamente dal modello Spray a scala locale, è stato utilizzato per simulare la dispersione delle emissioni da traffico veicolare (in particolare NO_x e CO), tenendo conto anche della volumetria degli edifici e degli ostacoli. Un radar conta traffico installato localmente ha fornito velocità e lunghezza dei veicoli in continuo per un periodo di 12 giorni (13 – 24 gennaio 2014). Questi dati, assieme ai dettagli della composizione della flotta, sono stati usati per calcolare fattori di emissioni su misura in base alla tipologia, alimentazione, velocità e classe EURO di emissione. Sono stati prodotti campi 3D di concentrazione e i risultati sono stati confrontati con le misure locali di qualità dell'aria: la correlazione tra le concentrazioni orarie di NO_x simulate ed osservate è risultata estremamente soddisfacente ($r = 0.86$). Il confronto con le misure di qualità dell'aria in condizioni di fondo urbano ha permesso di stimare meglio la performance del modello e la presenza di NO₂ primario e secondario al sito di studio.

Parole chiave: MICROSPRAY, emissioni veicolari, radar conta-traffico, fattori di emissione, NO_x.

COMPARISON OF AIR QUALITY MEASUREMENTS WITH MICROSCALE SIMULATION OF ATMOSPHERIC DISPERSION OF VEHICULAR EMISSIONS BASED ON AUTOMATIC TRAFFIC FLOW DATA

Abstract – Assessing vehicular traffic contribution to urban air pollution is a key information for population and policymakers. A microscale simulation of dispersion of vehicular traffic emissions was performed for a busy crossing within the inner ring road in central Reggio Emilia, a mid-size city in the central Po valley, Italy. The investigated area includes a station of the regional air quality monitoring network: the station is classified as "urban traffic" station, i.e. is expected to be mainly influenced by vehicular traffic emissions. Microscale simulation models are best suitable for dispersion modelling within urban areas, where concentration largely depend on air stagnation due to buildings and obstacles. Micro-Swift-Spray (Aria Technologies, Francia e Ariamet, Italia), a Lagrangian particle dispersion model directly derived from the local-scale Spray model, has been used to simulate the dispersion of vehicular traffic emissions (as NO_x and CO) accounting also for building and obstacles. A locally installed radar traffic counter provided vehicle speed and length continuously over 12 days (13-24 January 2014). These data have, along with fleet composition details, have been used to calculate tailored emission factors depending on vehicle type, fuel, speed and EURO emission standard. Simulated concentration fields were produced and results were compared to local air quality measurements: correlation between simulated and observed hourly NO_x concentration resulted extremely satisfactory ($r=0.86$). Comparison with air quality measurements in urban background conditions allowed to better assess model's performance and the amount of primary and secondary nitrogen dioxide at the investigated site.

Keywords: MICROSPRAY, vehicular emissions, radar traffic counter, emission factors, NO_x.

Ricevuto il 2-8-2016. Correzioni richieste il 26-9-2016. Accettazione il 7-10-2016.

1. INTRODUZIONE

Il traffico veicolare è notoriamente una fonte rilevante di inquinamento atmosferico. La qualità dell'aria nelle aree urbane risente in maniera assai significativa della contaminazione da emissioni veicolari, anche in zone non adiacenti a arterie stradali con traffico intenso; il fenomeno è ulteriormente aggravato nelle regioni ove le condizioni meteorologiche prevalenti non sono favorevoli alla dispersione degli inquinanti in atmosfera. Ciò risulta evi-

* Per contatti: via Vivarelli 10, 41125 Modena. Tel. 059.2056120, Fax 059.2056243, grazia.ghermandi@unimore.it.

dente dai risultati dei monitoraggi della qualità dell'aria, svolti dagli enti preposti (Agenzie ARPA – APPA in Italia) con reti di siti di misura fissi, che rilevano concentrazioni significative di NO_x sia in stazioni urbane di fondo che di traffico; insieme a CO, NO_x è infatti considerato l'inquinante più rappresentativo delle emissioni da traffico veicolare. Le stazioni urbane di fondo, a termini di legge (D.Lgs. 155 del 13/08/2010, attuazione della Direttiva 2008/50/CE), sono ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento non sia influenzato da specifiche fonti (industrie, traffico, riscaldamento residenziale, ecc.), ma dal contributo integrato di tutte le fonti poste sopravvento alla stazione rispetto alle direzioni predominanti dei venti nel sito. Le emissioni veicolari possono però caratterizzare in modo tanto rilevante la qualità dell'aria nelle città, che anche nelle stazioni urbane di fondo si rilevano, nelle ore di punta, picchi di concentrazione di inquinanti “traccianti di emissioni dirette e fresche del traffico”. Nelle stazioni urbane di traffico, ubicate invece in posizione tale che il livello di inquinamento sia influenzato prevalentemente da emissioni veicolari, provenienti da strade limitrofe con intensità di traffico medio alta (D.Lgs. 155 del 13/08/2010), l'influenza locale delle emissioni dalle strade adiacenti si sovrappone al fondo urbano (Lenschow et al. 2001), determinando valori ancora più elevati di concentrazione di NO_x e CO.

Con gli stessi presupposti, le stazioni poste in siti rurali di fondo, non influenzati da zone industriali e posti in aree non edificate in modo predominante (D.Lgs. 155 del 13/08/2010), rilevano concentrazioni che possono essere attribuite a tutte le sorgenti esterne all'agglomerato urbano, cioè sorgenti naturali ed episodici fenomeni di trasporto a lungo raggio, sia a scala locale che globale, con trascurabile influenza di sorgenti interne all'agglomerato stesso. Nella Pianura Padana (Italia settentrionale), però, ove la meteorologia è caratterizzata da ricorrenti calme di vento e condizioni di alta pressione, anche siti rurali remoti (cioè a distanza maggiore di 50 km dalle fonti di emissione) possono rilevare con persistenza concentrazioni elevate di inquinanti, non dovute alla diretta influenza delle grandi aree metropolitane e industriali della valle, ma a permanenza ed omogeneizzazione di masse d'aria a scala regionale (Bigi et al., 2012; Tositti et al., 2014; Bigi et al., 2015; Masiol et al., 2015).

Il confronto fra i dati di concentrazione misurati sia in siti urbani di traffico e di fondo che in siti ru-

rali di fondo, supporta la individuazione delle principali sorgenti emissive e del ruolo di esse in area urbana. L'applicazione in questo ambito di modelli di simulazione della dispersione atmosferica di inquinanti, prevista dalla legge italiana, costituisce un valido contributo negli studi di valutazione di impatto ambientale (Ghermandi et al., 2014) destinati anche ad orientare le politiche di controllo della qualità dell'aria. La valutazione dell'impatto diretto delle emissioni veicolari sulla qualità dell'aria urbana può avvalersi efficacemente di modelli a microscala (Ghermandi et al., 2015), che simulano gli effetti delle emissioni da traffico nel campo di concentrazione degli inquinanti entro la topografia urbana.

(Ghermandi et al., 2014b) hanno già simulato la dispersione delle emissioni di NO_x e CO, traccianti delle emissioni veicolari, in corrispondenza di un crocevia di intenso traffico nella città di Modena (Nord Italia), con l'ausilio di un modello di dispersione lagrangiano a particelle, Micro-Swift-Spray, (Aria Technologies, 2010), potenziamento del codice SPRAY (Arianet, 2010) sviluppato appositamente per applicazioni a microscala urbana (Tinarelli et al., 2004). In tale studio erano state utilizzate curve standard di modulazione oraria del traffico, presenti in letteratura, e questo era risultato un chiaro limite per ottenere una buona correlazione con dati rilevati sperimentalmente presso i siti di ARPAE nell'ambito del monitoraggio di qualità dell'aria.

Nel caso oggetto di questo studio, vengono simulati i campi di concentrazione di NO_x e CO dovuti alle emissioni veicolari nell'intorno di una grossa rotatoria sulla circonvallazione urbana di Reggio Emilia, città di 170.000 abitanti nella Pianura Padana centrale, 70 km circa ad Ovest di Bologna. Nel sito sono state effettuate misure dirette dei flussi di traffico con radar conta-traffico a cura di ARPAE Reggio Emilia, continuativamente per 12 giorni nel gennaio 2014: da tali dati è stato possibile ottenere la modulazione oraria del traffico sulla via circonvallazione di Reggio Emilia. Il radar è stato posizionato in prossimità di un sito fisso di misura ARPAE: tale stazione (urbana di traffico) ha fornito i dati locali di concentrazione di NO, NO_x e CO per lo stesso intervallo temporale. Nella simulazione è stato inserito anche il contributo delle emissioni veicolari provenienti da altre due strade, quelle a traffico più intenso, che confluiscono nella citata rotatoria: non disponendo di rilevazioni dirette per tali strade, ci si è avvalsi di stime dei flussi di traffico effettuate dalla Provin-

cia di Reggio Emilia, cui è stata applicata la stessa modulazione oraria di traffico ottenuta dalle rilevazioni radar.

È stato quindi sviluppato un semplice procedimento di calcolo per ottenere Fattori di Emissione sito-specifici per NO_x e CO, calcolati secondo le indicazioni delle linee guida europee EMEP/EEA (EMEP/EEA, 2013) e pesati secondo la composizione della flotta veicolare locale. In tal modo si è ottenuta la modulazione oraria delle emissioni veicolari per tutta la durata della campagna di misura nell'area oggetto di studio.

I risultati della simulazione sono stati confrontati con i dati di qualità dell'aria misurati nella suddetta stazione ARPAE di traffico e con i dati monitorati nel sito ARPAE urbano di fondo di Reggio Emilia. L'interpretazione dei risultati si è avvalsa anche dei dati misurati in stazioni urbane di traffico e di fondo della vicina città di Modena (30 km a Est di Reggio Emilia), in quanto interessata da simili condizioni meteorologiche.

Lo studio evidenzia la elevata rappresentatività delle stazioni ARPAE nel caratterizzare la tipologia dei siti per livello di inquinamento e per fonti da cui tale livello è influenzato.

2. MATERIALI E METODI

2.1. Set-up sperimentale e metodologie

Misure dirette dei flussi di traffico sono state effettuate con continuità nella città di Reggio Emilia (Nord Italia) con un radar doppler (Easy Data SDR) conta-traffico a 2 canali, per 12 giorni, dal 13 al 24 gennaio 2014. Il radar era posto a lato di una strada a traffico intenso, che confluisce più a Nord in un crocevia con rotatoria, come mostrato in Figura 1 (posizione del radar, punto giallo). In adiacenza allo stesso asse stradale è posto anche un sito fisso di misura ARPAE (stazione urbana di traffico, Figura 1, punto verde).

Il radar conta-traffico è stato installato da ARPAE nel rispetto dei requisiti per il suo corretto funzionamento: altezza di installazione, angolo di inclinazione orizzontale con la direzione di marcia dei veicoli e quindi angolo di inclinazione verticale, determinato dall'altezza dello strumento e dalla distanza dal centro della corsia di marcia da monitorare. Le misure utilizzate per questo studio sono state effettuate con un radar a due canali, ciascuno dei quali rileva il flusso veicolare su una corsia: la strada adiacente alla quale era posto lo strumento è però a tre corsie, due delle quali a stesso verso di



Figura 1 – Mappa del dominio di studio (UTM32-WGS84). Coordinate dell'angolo S-O (628 322, 4 950 704) m –in basso a sinistra- (riquadro blu); posizione del radar conta-traffico (punto giallo) (628 574, 4 950 910) m; stazione ARPAE (punto verde) (628 568, 4 950 950) m; tratti stradali, 1, 2 e 3, considerati nella simulazione sorgenti lineari di emissione (linee rosse)

marcia ed una a verso opposto. Il radar ha registrato il flusso su una delle due corsie a stesso senso di marcia e su quella a verso opposto: quindi il flusso totale per il senso di marcia nel quale sono presenti due corsie è stato ottenuto raddoppiando quello misurato dal radar sulla corsia monitorata. Il radar conta-traffico registra orario, lunghezza e velocità per ogni veicolo in transito. I veicoli sono stati suddivisi in tre gruppi secondo la lunghezza L : motocicli ($1 \text{ m} \leq L \leq 2.5 \text{ m}$), autovetture ($2.6 \text{ m} \leq L \leq 6 \text{ m}$) e veicoli commerciali leggeri ($6 \text{ m} \leq L \leq 8 \text{ m}$). I veicoli pesanti non sono stati presi in considerazione perché assai poco numerosi durante la campagna di misura (meno del 5% degli automezzi rilevati) ed anche in generale sulla strada monitorata, che è una circonvallazione urbana immediatamente esterna al centro storico. I veicoli registrati sono stati suddivisi, con riferimento alla composizione della flotta veicolare locale (ACI, 2013), secondo il tipo di alimentazione (gasolio o benzina), quindi secondo la categoria EURO e infine in classi di velocità, a seconda della tipologia: 12 classi sono state individuate per i motocicli, 14 per le autovetture e 10 per i veicoli commerciali leggeri. È stata stimata la distribuzione dei valori di velocità entro ogni classe e si è assunta la mediana di ogni classe come valore rappresentativo della clas-

Tabella 1 – Valori pesati dei Fattori di Emissione ($g\ km^{-1}$)

	Autovetture	Motocicli	Veicoli commerciali leggeri
NO _x	0,277	0,108	0,692
CO	0,191	5,971	0,387

se stessa. I valori delle mediane delle classi sono stati usati per calcolare i Fattori di Emissione per NO_x, ossia NO e NO₂ primario (AQEG, 2006) e CO in funzione della velocità del veicolo, secondo le relazioni contenute nelle linee guida europee EMEP/EEA (EMEP/EEA, 2013). Poiché tali linee guida forniscono stime di emissione in NO_x come NO₂ equivalenti, sia le concentrazioni simulate che quelle misurate nel seguito sono espresse in NO_{2eq}. I valori dei Fattori di Emissione così ottenuti sono stati pesati matematicamente al fine di ottenere, per ciascun inquinante, un singolo valore per ogni tipologia di veicolo (motocicli, autovetture, veicoli commerciali leggeri). Il calcolo dei Fattori di Emissione pesati è risultato più o meno accurato in relazione alla maggiore o minore disponibilità di dati a supporto. Il calcolo è potuto quindi essere molto accurato per le autovetture (che costituiscono circa 80% dei veicoli in transito rilevati) poiché l'Automobile Club Italiano (ACI, 2013) ha pubblicato dati dettagliati sulla composizione della flotta veicolare del comune di Reggio Emilia per l'anno 2013, comprensivi della ripartizione per tipo di combustibile e per categoria EURO (il procedimento seguito per le autovetture è schematizzato in Figura 2). Per i veicoli commerciali leggeri, sono stati calcolati valori medi dei Fattori di

Emissione ottenuti per le diverse categorie EURO, che poi sono stati pesati in relazione al tipo di alimentazione, facendo riferimento ai dati nazionali 2013, dai quali risulta che l'alimentazione a gasolio è prevalente (ACI, 2013). Per i ciclomotori con cilindrata pari o superiore a 50 cm³, sono stati calcolati valori medi dei Fattori di Emissione ottenuti per le diverse categorie EURO; per i motocicli a cilindrata inferiore a 50 cm³, è stata calcolato il valore medio dei Fattori di Emissione, forniti direttamente dalle linee guida europee (questi soli non sono stati calcolati in base alle classi di velocità) per scooter a due tempi e a quattro tempi.

In questo modo è stato possibile ottenere un unico valore pesato dei Fattori di Emissione (Tabella 1) per ogni tipologia di veicolo (autovetture, veicoli commerciali leggeri, motocicli) e per ogni inquinante, NO_x e CO.

Associando le registrazioni orarie del radar ai valori dei Fattori di Emissione relativi al conteggio di ciascun veicolo, sono stati stimati i flussi di massa orari di NO_x e CO dovuti alle emissioni veicolari sulla strada adiacente al radar; è quindi stato possibile ottenere la modulazione delle emissioni secondo la variazione oraria dei flussi di traffico su tale strada per ogni giorno della campagna di misura.

È stato precedentemente ricordato che la qualità dell'aria nella città di Reggio Emilia, a causa delle condizioni meteorologiche prevalenti nella Pianura Padana centrale, risente, soprattutto nella stagione invernale, della permanenza di masse d'aria, con scarsa dispersione atmosferica ed accumulo di inquinanti. Per questo motivo, e soprattutto per rappresentare con maggior accuratezza il livello di in-

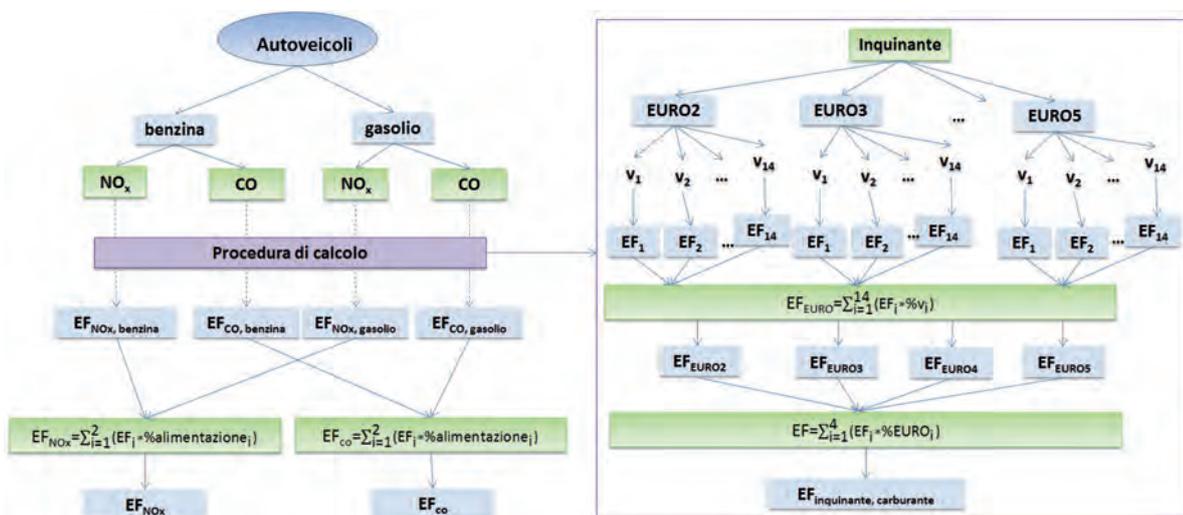


Figura 2 – Schema del procedimento di calcolo seguito per ottenere i Fattori di Emissione (EF) pesati per le autovetture

quinamento da traffico nell'area studiata, sono stati considerati nella simulazione, come sorgenti lineari, tre tratti di strada (linee rosse numerate in Figura 1): uno sulla strada monitorata dal radar, della lunghezza di 286 m (tratto 1), e due tratti lungo le due strade principali che convergono nella rotonda, della lunghezza di 248 m (tratto 2) e di 160 m (tratto 3) rispettivamente. Le tre strade considerate sono quelle a maggior intensità di traffico e quindi ad impatto più rilevante sulla qualità dell'aria nella zona: i tre tratti hanno un estremo comune nella rotonda e terminano in corrispondenza di incroci con vie a flusso veicolare minore, ma non trascurabile. Il radar conta-traffico ha registrato direttamente i flussi veicolari relativi alla strada ad esso adiacente, che sono stati utilizzati per stimare le emissioni relative al tratto 1. Per i tratti 2 e 3, non disponendo di rilevazioni dirette e continue, le emissioni veicolari sono state stimate da valori dei flussi di traffico ottenuti dalla Provincia di Reggio Emilia per le ore di punta con modelli di mobilità. Anche ai tratti stradali 2 e 3 è stata applicata la stessa modulazione oraria del traffico ottenuta dai dati del radar; è stato verificato il bilancio dei flussi veicolari al nodo (rotonda).

2.2. Impostazione del modello di simulazione e dati meteorologici

Il dominio della simulazione a microscala con Micro-Swift-Spray (MSS) ha un'estensione di 500 x 500 m (riquadro blu in Figura 1). Il grigliato orizzontale è formato da celle quadrate (2m x 2m), quello verticale consiste di 5 strati, ciascuno di spessore 2 m, con la sommità del dominio a 10 m di altezza dal suolo (piano stradale): quindi il primo livello di calcolo delle concentrazioni si trova a 2 m dal suolo. La volumetria degli edifici e la geometria stradale (rappresentate in Figura 3) sono state ottenute con cartografia vettoriale 3D ad

alta definizione (UVL_GPG) del dominio studiato (E.R. 2013a).

Secondo la modellizzazione proposta da Hertel and Berkowicz (1989), si è assunto che la turbolenza indotta dal traffico veicolare si sviluppi fino ad un'altezza compresa fra 6 e 8 metri dal suolo (piano stradale) e che investa un'ampiezza tra 14 e 21 metri in orizzontale attorno all'asse stradale. Tali valori sono stati utilizzati nella simulazione, ed applicati ai tre tratti stradali (1, 2 e 3 in Figura 1) considerati come sorgenti emissive lineari. Il periodo di simulazione va dal 13 al 24 gennaio 2014.

La simulazione è stata effettuata con step temporali di un'ora, coerentemente con i dati meteorologici orari utilizzati. I dati meteorologici, i valori dell'altezza dello strato mescolato ed i parametri di turbolenza (friction velocity, convective velocity scale, lunghezza di Monin-Obukhov) usati nella simulazione sono stati ottenuti dalla modellizzazione CALMET a mesoscala acquisita da ARPAE Emilia Romagna (Deserti et al., 2001) e dalla stazione meteorologica più vicina, posta nel centro storico di Reggio Emilia, e tuttavia esterna al dominio.

Il pre-processore meteorologico CALMET (Scire et al., 2000), progettato per essere alimentato con osservazioni della rete meteorologica mondiale, sul dominio che copre il Nord Italia è implementato con passo di 5 km. Per definire il campo di vento si avvale dei radiosondaggi presenti nel Nord Italia e delle osservazioni superficiali presenti nel dominio (rete ARPA), selezionate in modo da essere il più possibile rappresentative di un'area vasta, uniformemente coperta (ARPAE, 2008). La risoluzione reale dipende però dalla densità di stazioni usate in input, che varia nelle diverse zone del dominio. Nessuna delle stazioni superficiali utilizzate da CALMET rientra nel dominio di simulazione del presente caso di studio: inoltre, tra le stazioni utilizzate da CALMET per i dati anemometrici nel do-

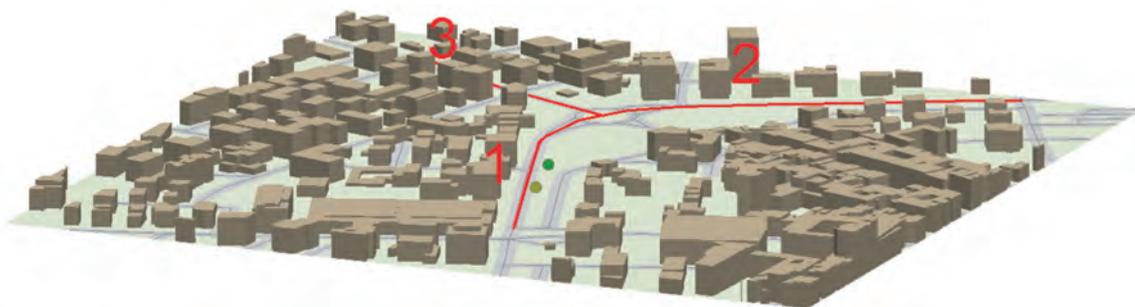


Figura 3 – Volumetria degli edifici e geometria stradale nella simulazione MSS del dominio, ove: stazione ARPAE (punto verde), radar conta-traffico (punto giallo) e tratti stradali 1, 2 e 3, considerati come sorgenti lineari di emissione (linee rosse)

minio del Nord Italia, non compaiono quelle poste nelle città di Reggio Emilia e Modena.

Nel periodo di simulazione si sono verificate condizioni meteorologiche inusuali per la stagione invernale nella Pianura Padana, con precipitazioni molto intense il 18 e il 19 gennaio, più proprie del periodo primaverile, cui hanno fatto seguito anche eventi di esondazione fluviale nelle province limitrofe; eccezionale piovosità e temperature straordinariamente elevate hanno caratterizzato generalmente l'intero mese di gennaio. Tali condizioni atipiche hanno avuto ripercussioni anche sulla qualità dell'aria, che è stata generalmente migliore nel mese di gennaio 2014 (temperatura media mensile 6.4°C) rispetto ai mesi di gennaio 2012 (3.2°C) e 2013 (3.6°C). Le concentrazioni medie per gennaio di NO_2 , CO e PM_{10} per il sito ARPAE di traffico urbano sono diminuite infatti significativamente nel triennio, dal 2102 al 2014: ad esempio la concentrazione di PM_{10} è stata $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 2012, $45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 2013 e $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nel 2014. Il trend di questi inquinanti in area urbana è stato condizionato però da modifiche negli stili di vita legate anche agli effetti della crisi economica di questi anni, quindi valutazioni in merito richiederebbero ulteriori approfondimenti.

La velocità media del vento nel periodo di simulazione è stata inferiore a 1 m s^{-1} , la temperatura media dell'aria compresa fra 3 e 10°C , con più consistente escursione diurna (fino a 9°C) negli ultimi quattro giorni del periodo.

3. RISULTATI

3.1. Mappe di concentrazione media oraria

La simulazione effettuata con MSS ha fornito campi di concentrazione media oraria di NO_x e CO dovuti alle sole emissioni veicolari, da cui si possono ottenere mappe di concentrazione media diurna (media di 24 valori orari) nel primo strato atmosferico a partire dal suolo: ad esempio, la mappa delle concentrazioni medie orarie di NO_x determinate dalle emissioni veicolari nel dominio, per il 17 gennaio 2014, è riportata in Figura 4.

3.2. Confronto fra serie temporali di concentrazioni misurate e ottenute dalla simulazione

Maggiore interesse rivestono le serie orarie di concentrazioni di NO_x e CO ottenute dalla simulazione per il periodo dal 13 al 24 gennaio 2014 (nel seguito indicate come concentrazioni simulate), che pos-

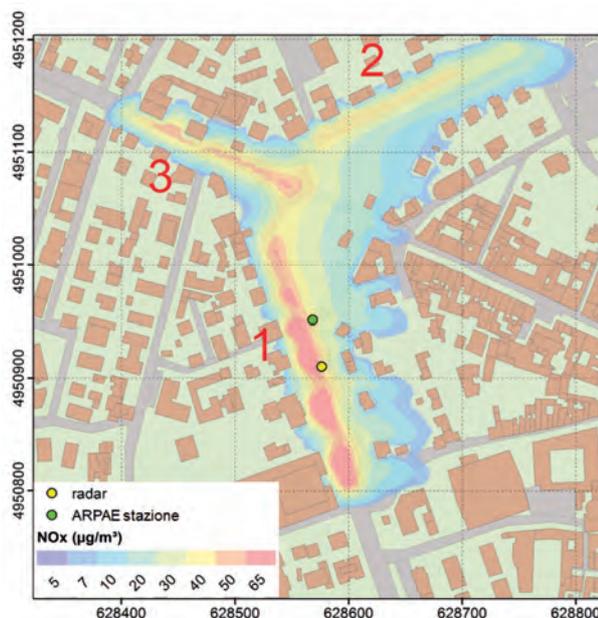


Figura 4 – Concentrazioni medie orarie di NO_x ($\mu\text{g m}^{-3}$) da traffico veicolare nel primo strato atmosferico (2 m dal suolo) il 17/01/2014. Posizione del radar conta-traffico (punto giallo), stazione ARPAE urbana di traffico (punto verde) e tratti stradali 1, 2 e 3

sono essere confrontate con i valori di concentrazione misurati da ARPAE nella stazione di monitoraggio urbana di traffico ubicata presso la postazione del radar (Figure 1, 3 e 4) e nel sito urbano di fondo di Reggio Emilia. Le concentrazioni simulate sono state valutate nella posizione della stazione urbana di traffico ed alla quota di 4 m sul livello del suolo, ovvero all'altezza a cui è posta la testa di campionamento della strumentazione di monitoraggio della qualità dell'aria nelle stazioni ARPAE. La strumentazione misura direttamente la concentrazione di CO e di NO e NO_x , da cui si ottiene di NO_2 (i limiti per la qualità dell'aria sono stabiliti dal D.Lgs. 155 13/08/2010, e pari a $200 \mu\text{g m}^{-3}$ per NO_2 , concentrazione massima oraria, e 10 mg m^{-3} per CO, concentrazione massima giornaliera – media su otto ore); la concentrazione di NO_x misurata è stata confrontata con quella simulata (entrambe espresse in $\text{NO}_{2\text{eq}}$). Tutti i valori di concentrazione sono stati riportati alle stesse condizioni di temperatura e pressione (D.Lgs. 155 13/08/2010). Nonostante la maggior reattività degli ossidi di azoto rispetto a CO, sostanza più conservativa, il confronto fra concentrazioni misurate e simulate è risultato molto più significativo per NO_x che per CO: ciò è da attribuirsi sia alla scarsa sensibilità degli strumenti di misura usati nel monitoraggio di CO, essendo i valori misurati generalmente molto inferiori al limite di legge, che alla presenza di misuratori di CO solo nelle

stazioni urbane di traffico (non in quelle urbane di fondo e nemmeno nelle rurali di fondo), nell'ambito di quelle coinvolte in questo studio. Pertanto gran parte delle comparazioni e valutazioni di seguito riportate riguardano solo NO_x .

Nella Figura 5 è riportato l'andamento delle serie di concentrazioni orarie di NO_x misurate dalle stazioni di monitoraggio ARPAE poste nel sito urbano di traffico presso il radar e nel sito urbano di fondo di Reggio Emilia, dal 13 al 24 gennaio 2014, insieme alle concentrazioni orarie simulate con MMS.

L'andamento delle tre serie risulta coerente. Le concentrazioni di NO_x misurate nelle stazioni urbane di traffico e fondo di Reggio Emilia (Figura 5) mostrano un andamento molto simile (coefficiente di Pearson $r = 0.80$) e ciò dipende principalmente dal regime meteorologico della Pianura Padana, fortemente condizionato dalla morfologia della valle e caratterizzato da ricorrenti episodi di calma di vento, presenti anche durante la campagna

di misura di gennaio 2014 cui questo studio si riferisce. Tali condizioni determinano accumulo e persistenza del carico inquinante, quindi anche nel sito di fondo urbano la qualità dell'aria risulta chiaramente condizionata dalla variabilità diurna di una delle principali sorgenti inquinanti, cioè il traffico veicolare. La correlazione fra le concentrazioni di NO_x simulate e quelle misurate nella stazione urbana di traffico non è elevata (coefficiente di Pearson $r = 0.58$).

La serie delle concentrazioni medie orarie di CO è riportata in Figura 6, insieme con i valori di concentrazione ottenuti per CO dalla simulazione con MSS, con i quali c'è debole correlazione (coefficiente di Pearson $r = 0.42$).

4. DISCUSSIONE

Data la mancanza di misuratori di CO nelle stazioni urbane di fondo e rurali di fondo, come so-

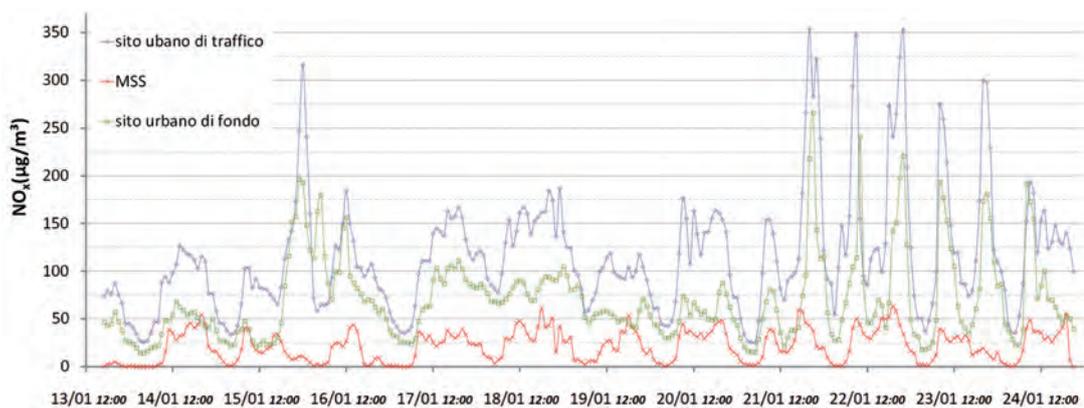


Figura 5 – Concentrazioni orarie di NO_x misurate presso le stazioni ARPAE urbana di traffico (curva blu) e urbana di fondo (curva verde) di Reggio Emilia e concentrazioni orarie simulate da MSS (curva rossa) dal 13 al 24 gennaio 2014

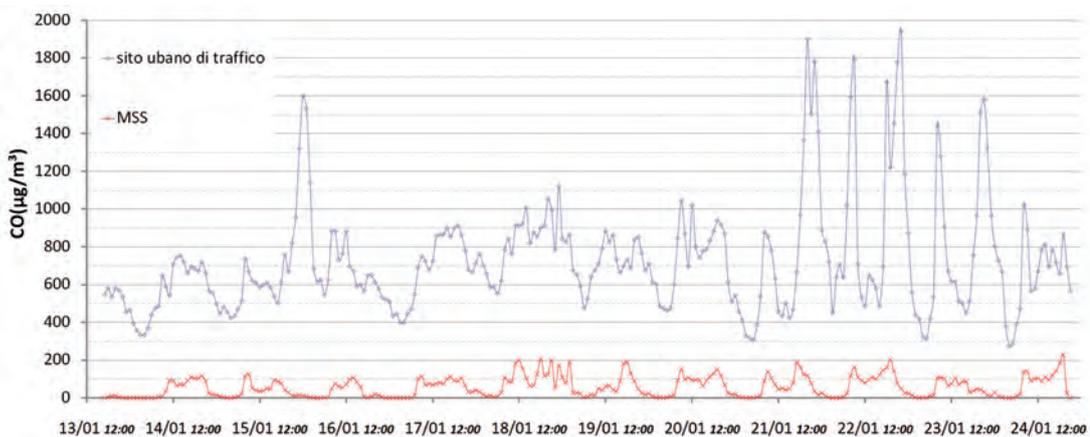


Figura 6 – Concentrazioni orarie di CO misurate presso la stazione ARPAE urbana di traffico (curva blu) di Reggio Emilia e concentrazioni orarie simulate da MSS (curva rossa) dal 13 al 24 gennaio 2014

pradetto, la discussione dei risultati di seguito descritta è stata possibile solo per NO_x .

La differenza fra le concentrazioni di NO_x misurate nelle stazioni urbane di traffico e fondo è dovuta soprattutto al contributo locale delle emissioni da traffico, che è stato stimato dalla simulazione effettuata in questo studio con MSS. Quindi le concentrazioni simulate, aggiunte al fondo urbano misurato, ricostruiscono, nei limiti dell'incertezza della procedura, le concentrazioni misurate nel sito di traffico.

In Figura 7 viene confrontata la serie di concentrazioni orarie di NO_x misurata nella stazione ARPAE urbana di traffico con la somma tra le concentrazioni orarie di NO_x simulate con MSS e i corrispondenti valori misurati nel sito urbano di fondo ARPAE di Reggio Emilia (somma tra le curve verde e rossa di Figura 5). Le due serie temporali risultano altamente correlate (coefficiente di Pearson $r = 0.86$).

L'elevata correlazione è prova dell'efficacia della simulazione modellistica e della significatività dei Fattori di Emissione calcolati. Il contributo delle emissioni veicolari alla qualità dell'aria nel sito urbano di traffico di Reggio Emilia, valutato dai valori di concentrazione di NO_x simulati con MSS in questo studio, corrisponde a circa il 19% delle concentrazioni misurate in atmosfera: tale contributo valutato dalle concentrazioni simulate è però generalmente sottostimato, e ciò appare anche dall'osservazione qualitativa di Figura 7.

I risultati modellistici risultano essere sottostimati di circa il 50% nel confronto con il contributo del solo traffico ottenuto come differenza tra i valori di concentrazione di NO_x misurati nelle stazioni ARPAE urbana di traffico e di fondo (curve blu e verde in Figura 5).

La valutazione della sottostima è stata fatta assumendo che la differenza tra NO_x misurati nelle stazioni ARPAE urbana di traffico e di fondo sia dovuta solamente a NO e NO_2 primario, ossia che la concentrazione di NO_2 secondario sia la medesima presso il sito di traffico e di fondo. La assunzione è supportata dalla stima della concentrazione di NO_2 primario a partire da NO misurato e attribuibile al solo contributo veicolare (differenza fra stazioni urbana di traffico e di fondo): il rapporto NO_2/NO primari nelle emissioni veicolari calcolato (EMEP/EEA, 2014) con riferimento alla flotta veicolare usata nella valutazione dei Fattori di Emissione, ha mostrato infatti che non c'è ulteriore contributo di NO_2 secondario presso il sito di traffico rispetto a quello presente nel fondo urbano. È stata svolta una breve analisi statistica sui residui, ossia le differenze fra le concentrazioni simulate con MSS (curva rossa in Figura 5) e il contributo del solo traffico ottenuto come differenza tra i valori di concentrazione di NO_x misurati nelle stazioni ARPAE urbana di traffico e di fondo (curve blu e verde in Figura 5). La densità di frequenza dei residui, il 90% dei quali è compreso nel range $\pm 50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, mostra una assoluta prevalenza dei residui negativi (Figura. S1). Il box plot orario dei residui (Figura S2) indica una mediana abbastanza stabile, il plot quantile-quantile (Figura S3) indica la presenza di code ampie e non normali nella distribuzione. Circa il 10% dei residui esaminati presenta outliers (punti esterni ai box in Figura S2), che avvengono prevalentemente al di fuori della fascia oraria 11:00 ÷ 17:00, nella quale l'altezza dello strato mescolato è più elevata; la maggior parte di tali valori estremi avviene tra il 21 ed il 23 gennaio. La stabilità not-

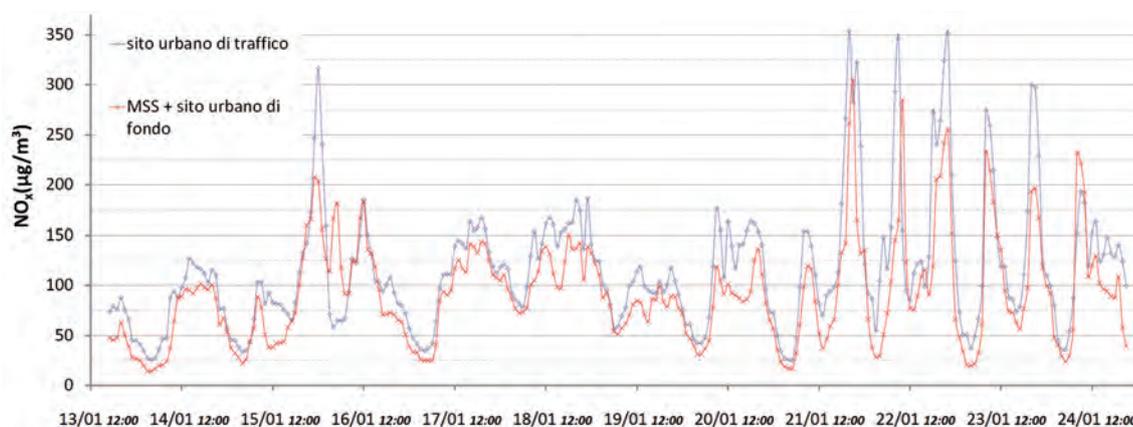


Figure 7 – Concentrazioni orarie di NO_x misurate presso la stazione ARPAE urbana di traffico (curva blu) di Reggio Emilia e somma fra concentrazioni simulate con MSS e concentrazioni misurate al sito di fondo urbano (curva rossa) di Reggio Emilia dal 13 al 24 gennaio 2014. La curva rossa in questa figura corrisponde alla somma fra curve rossa e verde in Figura 5

turna, dalle 0:00 e soprattutto fra le 3:00 e le 5:00, determina una alta riproducibilità dei dati osservati. Nei limiti della popolazione di residui esaminata, si può ritenere che la performance del modello non vari sistematicamente in base alle fasce orarie. L'analisi sui residui potrebbe indicare più efficacia del modello nel simulare le condizioni di massima altezza di mescolamento o di stabilità notturna rispetto alle fasi di sviluppo – erosione dello strato mescolato, però non sussistono sufficienti evidenze in merito, data anche la limitata popolazione di dati trattati. Peraltro i risultati della simulazione risentono in modo significativo dell'utilizzo di dati meteorologici CALMET, come già ricordato.

Al di là delle incertezze insite in ogni fase della procedura, sperimentale e modellistica, sussistono alcune ovvie cause di sottostima:

- la principale risiede nell'aver considerato come sorgenti emissive nella simulazione solo le strade a maggior traffico (i tratti 1, 2 e 3 in Figura 1) presenti nel dominio e non tutto il tessuto viario in esso compreso;
- una seconda causa di sottostima è legata all'impossibilità del radar di conteggiare i veicoli fermi sulla corsia di marcia, nel caso ad esempio di formazioni di code di automezzi (eventualità non remota su una circonvallazione urbana in prossimità di una rotatoria);
- una terza causa, riscontrata anche dall'esame dei risultati del presente studio, può essere attribuita al verificarsi di fenomeni meteorologici a scala spazio-temporale tale da non essere riprodotti nella modellizzazione CALMET, da cui è estratta la banca dati meteorologica utilizzata nella simulazione con MSS.

A questo proposito, si vedano i picchi di concentrazione misurati il 16 gennaio 2014 (massimo alle 01:00) sia per NO_x (stazioni ARPAE urbana di traffico e di fondo, Figura 5) che per CO (stazione ARPAE urbana di traffico, Figura 6). Le registrazioni del radar conta-traffico per la notte tra il 15 ed il 16 gennaio 2014 riportano condizioni di flusso veicolare ridotto, come è usuale nelle ore notturne, e conseguentemente le concentrazioni simulate in funzione del flusso veicolare (Figure 5 e 6) hanno valori bassi. Inoltre, alle 01:00 del 16 gennaio 2014, picchi di concentrazione sono stati misurati anche dalle stazioni di monitoraggio ARPAE urbane di traffico e di fondo della vicina città di Modena, la cui stazione anemometrica, similmente a quella di Reggio Emilia, come sopradetto, non è fra quelle usate da ARPAE per le simulazioni con CALMET.

Il picco notturno di concentrazione potrebbe essere stato determinato da condizioni meteorologiche singolari, che hanno provocato confinamento e compressione al suolo di masse d'aria di bassa quota, quindi con alte concentrazioni di inquinanti, nella rapida evoluzione locale di un fronte d'aria fredda (Li et al., 2015), attivo sull'area modenese – reggiana (non si riscontrano effetti analoghi sulla qualità dell'aria nelle province limitrofe). Si può ritenere che questo tipo di fenomeni evolva a scala spazio-temporale tale da non consentirne la riproduzione nella modellizzazione CALMET.

5. CONCLUSIONI

La simulazione del contributo delle emissioni da traffico veicolare alla concentrazione atmosferica di NO_x e CO nell'area urbana di Reggio Emilia (Pianura Padana centrale, Italia settentrionale), ha mostrato la grande efficacia del modello lagrangiano a particelle Micro-Swift-Spray nel ricostruire i campi di concentrazione, quando supportato da dati che consentano di ottenere una precisa definizione delle sorgenti emissive. Nel caso in esame, la disponibilità di una serie continua di dati del flusso dei veicoli rilevati con radar per 12 giorni consecutivi, e la accurata determinazione di fattori emissivi adeguati alla flotta veicolare circolante, ha consentito di ottenere flussi emissivi di massa orari che seguono la curva sperimentale di modulazione del flusso di traffico.

Il risultato è soddisfacente: il contributo delle emissioni da traffico veicolare alla concentrazione atmosferica di NO_x consente la riproduzione dell'andamento delle concentrazioni misurate nel sito urbano di traffico con alta correlazione, nonostante la campagna di misura si sia svolta in un periodo caratterizzato da condizioni meteorologiche peculiari ed inusuali per la regione nella stagione invernale. La sottostima dei dati simulati rispetto a quelli misurati è pienamente motivata.

La minore significatività dei risultati ottenuti per CO è dovuta principalmente alla bassa sensibilità degli strumenti di misura ed alla mancanza di monitoraggio nelle stazioni di fondo.

I risultati evidenziano inoltre la significatività dei siti ARPAE nel rappresentare determinate condizioni e livelli di inquinamento; le serie orarie di concentrazioni e la prevalente presenza di NO_2 primario mostrano chiaramente la caratterizzazione del sito di traffico, che la simulazione conferma, e risulta evidente l'effetto delle emissioni veicolari anche sul sito di fondo urbano: per il comune di

Reggio Emilia il contributo delle emissioni veicolari alla concentrazione atmosferica di NO_x è stato stimato complessivamente (E.R., 2013b) poco inferiore al 52%, quindi le emissioni da traffico hanno impatto rilevante anche sulla concentrazione di fondo urbano; stime e valutazioni a questo riguardo, ed in particolare anche alla composizione del fondo a scala regionale nella Pianura Padana occidentale, che esulano dagli scopi di questo lavoro, sono contenute nel citato documento della Regione Emilia Romagna (E.R., 2013b). Lo sviluppo e la prosecuzione del presente studio prevedono in primo luogo l'inserimento di ulteriori strade come sorgenti emissive nel dominio di simulazione al fine di approssimare al meglio le concentrazioni misurate. Si potrebbe quindi procedere alla simulazione dell'effettivo impatto di altre sorgenti emittitrici nell'area urbana, fra le quali principalmente quelle legate al fabbisogno energetico, ad uso non solo industriale ma domestico (cogenerazione, piccola cogenerazione, biomasse), l'effetto delle quali sulla qualità dell'aria è già uno degli aspetti di maggiore attenzione (ARPAE E.R. 2010) secondo l'inventario INEMAR.

6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- ACI (2013): url: <http://www.aci.it/> and <http://www.ucer.cam-com.it/studi-ricerche/banche-dati/bd/appendice-dati-comunali/trasporti-stradali.-consistenza-dei-veicoli/?searchterm=veicom>
- AQEG (2006) Trends in primary nitrogen dioxide in the UK. Draft report for comment from the Air Quality Expert Group prepared for DEFRA, UK, p. 80.
- Arianet (2010) SPRAY5 – General Description and User's Guide, Milano, ARIANET R2010.08.
- Aria Technologies (2010) SWIFT Wind Field Model, General Design Manual.
- ARPAE Emilia Romagna (2010) Inventario delle emissioni anno 2010.
- ARPAE Emilia Romagna (2008) Descrizione CALMET url: http://www.arpae.it/cms3/documenti/_cerca_doc/meteo/ambiente/descrizione_calmet.pdf
- Bigi, A., Ghermandi, G., Harrison, R.M., (2012) Analysis of the air pollution climate at a background site in the Po valley. *Journal of Environmental Monitoring*, 14: 552-536.
- Bigi, A., Ghermandi, G. (2015) Long-term trend and variability of atmospheric PM_{10} concentration in the Po Valley. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14: 4895-4907.
- Deserti, M., Savoia, E., Cacciamani, C. et al. (2001) Operational meteorological pre-processing at Emilia Romagna ARPA Meteorological Service as a part of a decision support system for Air Quality Management. *International Journal of Environment and Pollution*, 16: 571-582.
- EMEP/EEA (2013) Air pollutant emission inventory guide book.
- EMEP/EEA (2014) Emission inventory guidebook 2013 update Sept 2014.
- E.R. (2013a) Geoportale Emilia-Romagna (Database topografico 2013) url: <https://geoportale.regione.emilia-romagna.it/it/download/databasetopografico>
- E. R. (2013b) PAIR 2020 Quadro Conoscitivo. Url: <http://ambiente.regione.emilia-romagna.it/aria-rumore-elettrosmog/temi/pair2020>
- Ghermandi, G., Fabbi, S., Zaccanti M. M. et al. (2014a) Tri-generation power plant and conventional boilers: pollutant flow rate and atmospheric impact of stack emissions. *International Journal Environmental Science and Technology*, 12 (2): 693-704.
- Ghermandi, G., Fabbi, S., Zaccanti, M.M. et al. (2014b) Urban micro-scale investigation of NO_x and CO emissions from vehicular traffic and comparison with air quality data, Proc. of 16th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 8-11 September 2014, Varna, Bulgaria, 380-385.
- Ghermandi, G., Fabbi, S., Zaccanti, M.M. et al. (2015) Micro-scale simulation of atmospheric emissions from power-plant stacks in the Po Valley. *Atmospheric Pollution Research*, 6: 382-388.
- Hertel, O., Berkowicz, R. (1989) Operational Street Pollution Model (OSPM). Evaluation of the model on data from St. Olavs street in Oslo, DMU Luft A-135.
- Lenschow, P., Abraham, H.J., Kutzner, K. et al. (2001) Some ideas about the sources of PM_{10} . *Atmospheric Environment*, 35: 23-33.
- Li, X., Xia, X., Wang, L. et al. (2015) The role of foehn in the formation of heavy pollution events in Urumqi, China. *Journal of Geophysical Research (Atmosphere)*, 120, 5371-5384.
- Masiol, M., Benetello, F., Harrison, R.M. et al. (2015) Spatial, seasonal trends and transboundary transport of $\text{PM}_{2.5}$ inorganic ions in the Veneto region (Northeastern Italy). *Atmospheric Environment*, 117: 19-31.
- Scire, J.S., Robe, F.R., Fernau, M.E. et al. (2000). A User Guide for the CALMET Meteorological Model (Version 5). USA: Earth Tech, Inc.
- Tinarelli, G., Brusasca, G., Oldrini, O. et al. (2004) Micro-Swift-Spray (MSS) a new modelling system for the simulation of dispersion at microscale, general description and validation, Proc. of the 27th CCMS-NATO meeting, Banff (Canada).
- Tositti, L., Brattich, E., Masiol, M. et al. (2014) Source apportionment of particulate matter in a large city of south-eastern Po Valley (Bologna, Italy). *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (2): 872-890.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori sono molto grati al Professore Rodolfo Cecchi per la costante e attenta supervisione di questo lavoro. Questo articolo riprende parte di un contributo presentato a SIDISA 2016. Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo www.ingegneriadellambiente.org.



INGEGNERIA DELL'AMBIENTE

per il 2016 è sostenuta da:

