

**L. CIANCARELLA, M. ADANI, A. CIUCCI, G. CREMONA
M. D'ISIDORO, M. MIRCEA, A. PIERSANTI, F. RUSSO, L. VITALI**

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Centro Ricerche Bologna

G. RIGHINI, G. ZANINI

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Centro Ricerche Bologna

G. BRIGANTI, A. CAPPELLETTI

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Sede di Pisa

I. D'ELIA

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Sede Legale, Roma

LA SIMULAZIONE NAZIONALE DI AMS-MINNI RELATIVA ALL'ANNO 2010

Simulazione annuale del Sistema
Modellistico Atmosferico di MINNI e validazione
dei risultati tramite confronto con i dati osservati

RT/2016/12/ENEA

ENEA

AGENZIA NAZIONALE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E LO SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

L. CIANCARELLA, M. ADANI, A. CIUCCI, G. CREMONA
M. D'ISIDORO, M. MIRCEA, A. PIERSANTI, F. RUSSO, L. VITALI

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Centro Ricerche Bologna

G. RIGHINI, G. ZANINI

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Centro Ricerche Bologna

G. BRIGANTI, A. CAPPELLETTI

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Sede di Pisa

I. D'ELIA

Dipartimento Sostenibilità dei Sistemi Produttivi e Territoriali
Divisione Modelli e Tecnologie per la riduzione
degli impatti antropici e dei rischi naturali
Laboratorio Inquinamento Atmosferico
Sede Legale, Roma

LA SIMULAZIONE NAZIONALE DI AMS-MINNI RELATIVA ALL'ANNO 2010

Simulazione annuale del Sistema Modellistico Atmosferico di MINNI e validazione dei risultati tramite confronto con i dati osservati

RT/2016/12/ENEA



AGENZIA NAZIONALE PER LE NUOVE TECNOLOGIE,
L'ENERGIA E LO SVILUPPO ECONOMICO SOSTENIBILE

RINGRAZIAMENTI

Il sistema modellistico atmosferico (AMS-MINNI) utilizzato per realizzare le simulazioni del presente studio è stato sviluppato nell'ambito del progetto MINNI avviato da ENEA nel 2002 e finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare (MATTM).

Gli autori desiderano ringraziare i diversi soggetti che, a vario titolo, hanno fornito dati indispensabili per il presente lavoro.

Gli inventari di emissioni utilizzati a livello nazionale ed i dati di monitoraggio della banca dati BRACE, utilizzati per la validazione dei campi di concentrazione, sono stati forniti da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale). Si ringraziano, in particolare, Riccardo De Lauretis, Ernesto Taurino, Antonio Caputo e Giuseppe Gandolfo.

La validazione approfondita dei campi meteorologici su base oraria è stata possibile grazie ai dati forniti dalle Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) di Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli Venezia Giulia.

Le risorse computazionali per le simulazioni e il relativo supporto tecnico sono stati forniti dall'infrastruttura per il Calcolo ad Alte Prestazioni CRESCO/ENEAGRID e dal suo staff.

L'infrastruttura CRESCO/ENEAGRID è finanziata da ENEA e da programmi di ricerca italiani ed europei (vedi <http://www.cresco.enea.it/> per informazioni).

I rapporti tecnici sono scaricabili in formato pdf dal sito web ENEA alla pagina <http://www.enea.it/it/produzione-scientifica/rapporti-tecnici>

I contenuti tecnico-scientifici dei rapporti tecnici dell'ENEA rispecchiano l'opinione degli autori e non necessariamente quella dell'Agenzia

The technical and scientific contents of these reports express the opinion of the authors but not necessarily the opinion of ENEA.

LA SIMULAZIONE NAZIONALE DI AMS-MINNI RELATIVA ALL'ANNO 2010

Simulazione annuale del Sistema Modellistico Atmosferico di MINNI e validazione dei risultati tramite confronto con i dati osservati

L. Ciancarella, M. Adani, G. Briganti, A. Cappelletti, A. Ciucci, G. Cremona, I. D'Elia, M. D'Isidoro, M. Mircea, A. Piersanti, G. Righini, F. Russo, L. Vitali, G. Zanini

Riassunto

Il sistema modellistico atmosferico (AMS) del modello nazionale MINNI, sviluppato da ENEA nell'ambito dell'omonimo progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della tutela del Territorio e del Mare (MATTM), fornisce su lungo periodo, tipicamente un anno, dati meteorologici e di qualità dell'aria con risoluzione temporale oraria e con risoluzione spaziale orizzontale di 4 km. Il modello di qualità dell'aria, integrato in AMS-MINNI, è stato recentemente aggiornato al fine di includere, oltre alla trattazione dei principali macroinquinanti, la simulazione dei processi atmosferici relativi a diversi microinquinanti, in particolare alcuni metalli e alcuni idrocarburi policiclici aromatici, riconosciuti tossici per la salute umana e per l'ambiente.

Dal 2010, in adempimento del D.Lgs. 155/2010, ENEA è tenuta a elaborare ogni 5 anni, e per la prima volta con riferimento all'anno 2010, simulazioni modellistiche della qualità dell'aria su base nazionale e a rendere disponibili i risultati di tali elaborazioni.

In questo rapporto vengono presentati i risultati della simulazione nazionale di AMS-MINNI relativa all'anno 2010, insieme alla loro validazione tramite il confronto con i dati di misura disponibili sul territorio nazionale.

L'analisi dei risultati ha mostrato complessivamente la buona qualità dei campi di concentrazioni simulati: le prestazioni di AMS-MINNI sono apparse in linea, e in alcuni casi superiori, con quanto presentato in letteratura relativamente ad applicazioni analoghe, effettuate in Europa a risoluzioni spaziali confrontabili. In particolare, le buone correlazioni con i dati misurati, ottenute anche in ambiente urbano, fanno supporre una buona stima delle emissioni e una loro corretta spazializzazione e modulazione temporale, mentre i buoni risultati ottenuti nel riprodurre la componente fine del particolato sono indicativi della solidità scientifica dei moduli chimico e di aerosol integrati nel modello di qualità dell'aria.

I campi prodotti sono ora disponibili sia come condizioni iniziali e al contorno per studi a scala locale (come da D.Lgs. 155/2010), sia come dati di ingresso in analisi di impatto a scala nazionale.

Parole chiave: qualità dell'aria, modellistica atmosferica, validazione.

Abstract

The atmospheric modeling system (AMS) of the Italian national model MINNI, developed by ENEA and funded by the Italian Ministry for Environment and Territory and Sea (MATTM), provides meteorological and air quality data for long time periods at hourly temporal resolution and with a spatial resolution of 4 km on the horizontal grid. The chemical transport model, integrated into AMS-MINNI, has been recently updated to take into account the main micro-pollutants, particularly some heavy metals (HMs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) considered toxic for their harmful effects on human health and the environment.

In fulfillment of Legislative Decree 155/2010, ENEA is required to carry out, since 2010 and every five years, national air quality simulations and to make available the simulation results.

This report presents the results of the AMS-MINNI national simulation for the year 2010, along with their validation by the comparison with available measurement data.

An overall good quality of simulated concentrations fields has been shown. Model results are consistent with the observations and performance indexes are good, compared to what obtained by analogous modelling systems, especially on similar applications, made in Europe at analogous spatial resolutions. In particular, the good correlations, found also in urban environment, suggest a good estimate of the emissions together with their spatial distribution and temporal modulation. Moreover the really good results, obtained in reproducing the finer component of the particulate matter, reveal the scientific reliability of the chemical and aerosol modules integrated in AMS-MINNI.

The concentration fields are now available, both as initial and boundary conditions for local scale air quality assessments (according to Legislative Decree 155/2010) and as input data in impact studies at national level.

Keywords: air quality, atmospheric modelling, validation

INDICE

1. Introduzione	5
2. Descrizione del sistema modellistico di qualità dell'aria e del setup delle simulazioni	7
2.1 Dati meteorologici	8
2.1.1 Il modello RAMS	8
2.1.2 Impostazione delle simulazioni meteorologiche	9
2.2 Dati di emissione	11
2.2.1 Emissioni antropiche	11
2.2.1.1 Il processore Emission Manager	11
2.2.1.2 Inventario nazionale delle emissioni ISPRA (anno 2010)	12
2.2.1.3 Inventario delle emissioni EMEP (anno 2010)	13
2.2.1.4 Impostazioni per l'elaborazione delle emissioni antropiche	13
2.2.2 Emissioni naturali	13
2.3 Trasporto, dispersione e trasformazione chimica degli inquinanti	14
2.3.1 Il modello FARM	14
2.3.2 I parametri micrometeorologici in input a FARM	15
2.3.3 Impostazione delle simulazioni di FARM	16
3. Risultati della simulazione di qualità dell'aria di AMS-MINNI relativa all'anno 2010	17
3.1 Ozono (O ₃)	17
3.2 Biossido di azoto (NO ₂)	20
3.3 Particolato atmosferico (PM ₁₀ , PM _{2.5})	23
3.4 Metalli (As, Cd, Ni, Pb)	26
3.4.1 Arsenico (As)	26
3.4.2 Cadmio (Cd)	28
3.4.3 Nichel (Ni)	29
3.4.4 Piombo (Pb)	30
3.5 Mercurio (Hg)	32
3.6 Idrocarburi policiclici aromatici	33
3.6.1 Benzo(a)pirene	33
3.6.2 Benzo(b)fluorantene	34
3.6.3 Benzo(k)fluorantene	35
3.6.4 Indeno(1,2,3-cd)pirene	36
4. Conclusioni	37
5. Appendice 1: Indicatori statistici per la validazione dei campi di concentrazione	39
5.1 Ozono (O ₃)	40
5.2 Biossido di azoto (NO ₂)	41
5.3 Particolato atmosferico (PM ₁₀ , PM _{2.5})	42
6. Appendice 2: Validazione dei campi Meteorologici	43
6.1 Confronto preliminare con le statistiche meteorologiche di ISPRA/SCIA	43
6.2 Validazione sui i dati meteorologici orari forniti da alcune ARPA del Nord Italia	45
7. Bibliografia	49

1 INTRODUZIONE

Oggetto del presente rapporto è la presentazione della simulazione nazionale di qualità dell'aria, relativa all'intera annualità 2010, effettuata da ENEA, in adempimento del D.Lgs. 155/2010 (art. 22, comma 5), utilizzando il sistema modellistico AMS-MINNI.

Il sistema modellistico atmosferico (AMS) del modello nazionale MINNI (Modello Integrato Nazionale a supporto della Negoziazione Internazionale sui temi dell'inquinamento atmosferico, Mircea et al., 2014; www.minni.org) è stato sviluppato nell'ambito dell'omonimo progetto avviato da ENEA nel 2002 e finanziato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM). Le finalità del progetto erano da un lato il supporto alle politiche di qualità dell'aria, a livello sia di politiche nazionali (D'Elia et al., 2009) che di negoziazione internazionale (D'Elia et al., 2013), dall'altro lo sviluppo di un valido e aggiornato strumento di ricerca (Mircea et al., 2011; Mircea et al. 2014, Adani et al., 2015).

Diverse convenzioni, siglate tra ENEA e MATTM tra il 2002 e il 2008, hanno portato, negli anni, a svariati sviluppi e applicazioni del sistema modellistico MINNI. Da un lato si è ampliata la banca dati a disposizione, dall'altro se ne sono migliorate le potenzialità. Per quanto riguarda la banca dati, essa include ora cinque annualità base (1999, 2003, 2005, 2007, 2010) e varie simulazioni, a meteorologia fissa, di scenari emissivi alternativi, anche futuri (2010, 2015, 2020), forniti dal codice GAINS-Italy (*Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies Model over Italy*; D'Elia et al., 2009; Ciucci et al., 2014) integrato nel sistema modellistico di MINNI. Per quanto riguarda i principali sviluppi, si è aumentata la risoluzione spaziale da 20 km a 4 km, si è esteso l'approccio prognostico anche al calcolo dei campi meteorologici a più alta risoluzione, sono stati via via migliorati e aggiornati gli strumenti modellistici, è stato incluso il trattamento di nuove specie chimiche.

In particolare, l'ultima convenzione triennale (2008-2011) tra ENEA e MATTM (Ciancarella e Zanini, 2013), oltre ad ampliare la banca dati di MINNI e a prevedere lo sviluppo di nuovi moduli del sistema modellistico (in particolare un modulo di trasferimento radiativo e diversi moduli per migliorare la descrizione del particolato), ha consentito una validazione accurata del modello AMS-MINNI con i dati di un'intensa campagna sperimentale (maggio-giugno 2010) appositamente predisposta da ENEA e finanziata nell'ambito della convenzione stessa (Malaguti et al., 2013; Malaguti et al., 2015; Pace et al., 2015).

Dal 2010, in adempimento del D.Lgs. 155/2010 (art. 22, comma 5), ENEA è tenuta a elaborare ogni 5 anni, e per la prima volta con riferimento all'anno 2010, simulazioni modellistiche della qualità dell'aria su base nazionale e a rendere i risultati di tali elaborazioni disponibili alle Regioni e alle Province autonome per le loro valutazioni di qualità dell'aria.

I dati meteorologici e di qualità dell'aria prodotti da AMS-MINNI sono stati utilizzati, negli anni, oltre che nell'ambito del progetto stesso e per proficue collaborazioni con diverse Regioni che ne hanno fatto richiesta, anche per altre applicazioni che esulano le strette finalità del progetto.

Per quanto riguarda i dati meteorologici, i campi di intensità del vento sono stati utilizzati, in collaborazione con il *Joint Research Centre* (JRC), per un'analisi del potenziale eolico su scala nazionale e della sua complementarietà con il potenziale solare (Monforti et al., 2014). Sono stati, inoltre, effettuati studi di caratterizzazione della circolazione dominante in siti di interesse (Vitali et al., 2013a; Pace et al., 2015), utilizzando i campi di vento prodotti da AMS-MINNI e il *tool* di

calcolo delle *backward trajectories*, M-TraCE (*MINNI module for Trajectories Calculation and statistical Elaboration*), recentemente sviluppato da ENEA.

I dati di qualità dell'aria sono stati utilizzati nell'ambito dell'Accordo di Collaborazione triennale, firmato nel 2011 da MATTM, CNR, ENEA, ISS e finalizzato all'avvio delle reti speciali di misura della qualità dell'aria (in adempimento degli articoli 6 e 8 del D.Lgs. 155/2010). In particolare, i campi di concentrazione e di emissione sono stati utilizzati per l'analisi di rappresentatività spaziale di tutti i siti della rete di monitoraggio, effettuata da ENEA avvalendosi rispettivamente del nuovo tool CSF (*Concentration Similarity Frequency*; Vitali et al., 2013b; Piersanti et al., 2015) sviluppato per le finalità dell'accordo, e di un'analisi del *range* di variabilità emissiva effettuato in ambiente GIS (Righini et al., 2014).

AMS-MINNI ha fornito i dati di qualità dell'aria nell'ambito di progetti dedicati ad analisi epidemiologiche. In particolare, il progetto VIAS (*Valutazione Integrata dell'Impatto dell'Inquinamento atmosferico sull'Ambiente e sulla Salute*, <http://www.vias.it/>), finanziato nel quadro delle iniziative del Centro Controllo Malattie (CCM) del Ministero della Salute, ha effettuato la valutazione integrata dell'inquinamento atmosferico in Italia valutando l'intera catena di eventi, dalle politiche alle modalità di esposizione e agli impatti. Ancora in corso è il progetto Europeo LIFE+ triennale (2013-2016) MED HISS (*Mediterranean Health Interview Surveys Studies: long term exposure to air pollution and health surveillance*, <http://www.medhiss.eu/>), finalizzato a stimare gli effetti a lungo termine dell'inquinamento atmosferico sulla salute in quattro paesi dell'area Mediterranea (Francia, Italia, Slovenia e Spagna), sulla base di un'analisi retrospettiva di coorti identificate attraverso strumenti di monitoraggio nazionali già disponibili.

Le competenze maturate su scala nazionale hanno portato ad ampliare le possibilità di applicazione della catena modellistica di AMS-MINNI. Da un lato si è esteso il dominio di calcolo a scala europea nell'ambito dell'esercizio di *intercomparison* modellistica EURODELTA III (Bessagnet et al., 2014). Dall'altro lato, nell'ambito delle attività previste da una Convenzione annuale stipulata da ENEA nel 2013 con il Ministero degli Affari Esteri e della Cooperazione Internazionale (MAECI) per l'assistenza tecnico-scientifica al Ministero dell'Ambiente Libanese, l'esperienza è stata esportata in Libano (Zanini et al., 2016), dove, come per la maggior parte dei paesi in via di sviluppo, diventeranno sempre più urgenti le tematiche relative alla qualità dell'aria.

Di seguito vengono presentati i risultati della prima applicazione di AMS-MINNI in adempimento del D.Lgs. 155/2010, ossia la simulazione nazionale relativa all'anno 2010. Nel § 2 vengono descritte le principali caratteristiche dei modelli integrati in AMS-MINNI, insieme alle scelte effettuate per impostare le simulazioni di ciascun modulo della catena modellistica. Nel § 3 vengono presentati i risultati ottenuti dalla simulazione annuale per i principali inquinanti, insieme ad un sintetico confronto con i dati di monitoraggio disponibili sul territorio nazionale. Un'analisi più approfondita delle prestazioni modellistiche, basata sul calcolo di diversi indici statistici, è fornita nell'APPENDICE 1, mentre in APPENDICE 2 è presentata la validazione dei campi meteorologici utilizzati in ingresso al modello di qualità dell'aria.

2 DESCRIZIONE DEL SISTEMA MODELLISTICO DI QUALITÀ DELL'ARIA E DEL SETUP DELLE SIMULAZIONI

La catena modellistica di AMS-MINNI (Figura 1) è centrata sul modello di qualità dell'aria FARM (*Flexible Atmospheric Regional Model*, Silibello et al., 2008; Gariazzo et al., 2007). FARM simula il trasporto, la dispersione e le trasformazioni fisiche e chimiche di diverse specie inquinanti, gassose e particellari. L'input meteorologico è fornito dal modello prognostico non-idrostatico RAMS (*Regional Atmospheric Modeling System*, Cotton et al., 2003), che calcola, tra gli altri, i campi di temperatura, vento, umidità, precipitazioni e copertura nuvolosa. Oltre ai dati meteorologici, a FARM vengono forniti anche i parametri descrittivi della turbolenza atmosferica che sono calcolati dal modello diagnostico SURFPRO (*SURface-atmosphere interFace PROcessor*, Arianet, 2011), a partire dai campi meteorologici prodotti da RAMS e da dati di orografia e di uso del suolo. A partire dalle stesse informazioni, SURFPRO simula anche le velocità di deposizione delle diverse specie chimiche e varie emissioni naturali (aerosol marino, particolato da erosione eolica e composti organici volatili di origine biogenica). La preparazione delle emissioni prevede l'utilizzo di un processore, l'Emission Manager (Arianet, 2014), che, a partire dall'inventario nazionale annuale, consente la preparazione dell'input emissivo per FARM: campi orari, disaggregati sulla griglia di calcolo, con la speciazione richiesta dal meccanismo chimico in uso. Le condizioni iniziali e le condizioni al contorno, che rappresentano il contributo del trasporto di inquinanti a lunga distanza, sono campi tridimensionali di concentrazione simulati a scala europea dai centri internazionali EMEP.

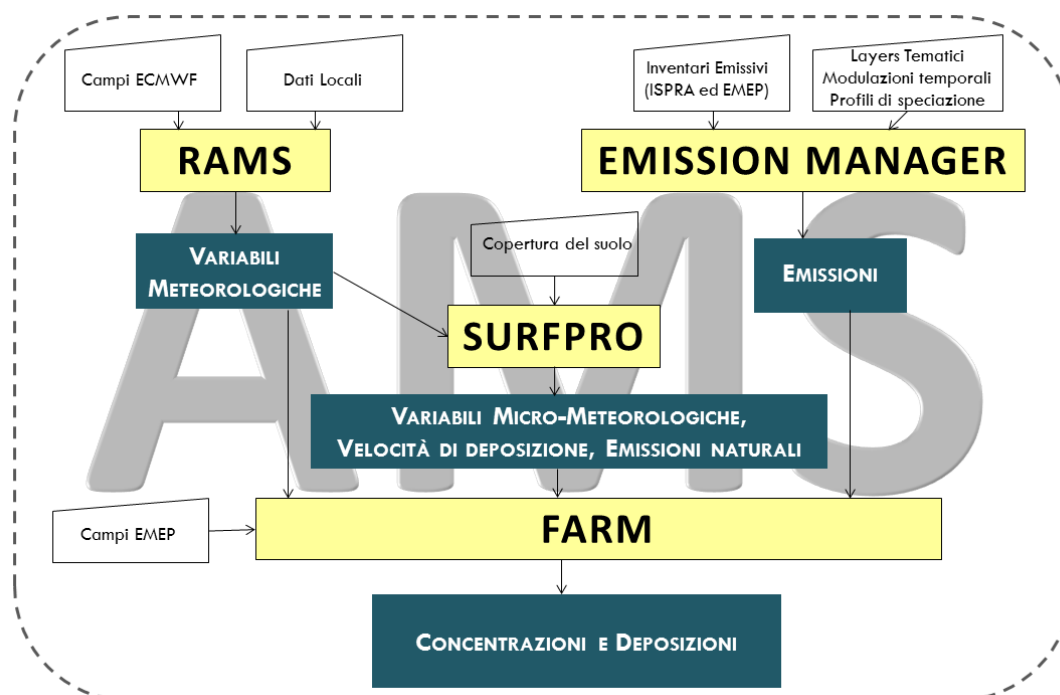


FIGURA 1. RAPPRESENTAZIONE SCHEMATICA DI AMS-MINNI.

AMS-MINNI fornisce i dati meteorologici e di qualità dell'aria con risoluzione temporale oraria e su lungo periodo, tipicamente un anno.

Tutti i dati sono forniti sia alla risoluzione di 20 km su un dominio di riferimento nazionale, sia alla risoluzione di 4 km su 5 macro-regioni che ricoprono l'intera penisola e le due isole (Figura 2). In verticale il dominio di calcolo si estende fino ad una quota di 10 km, sul livello del suolo.

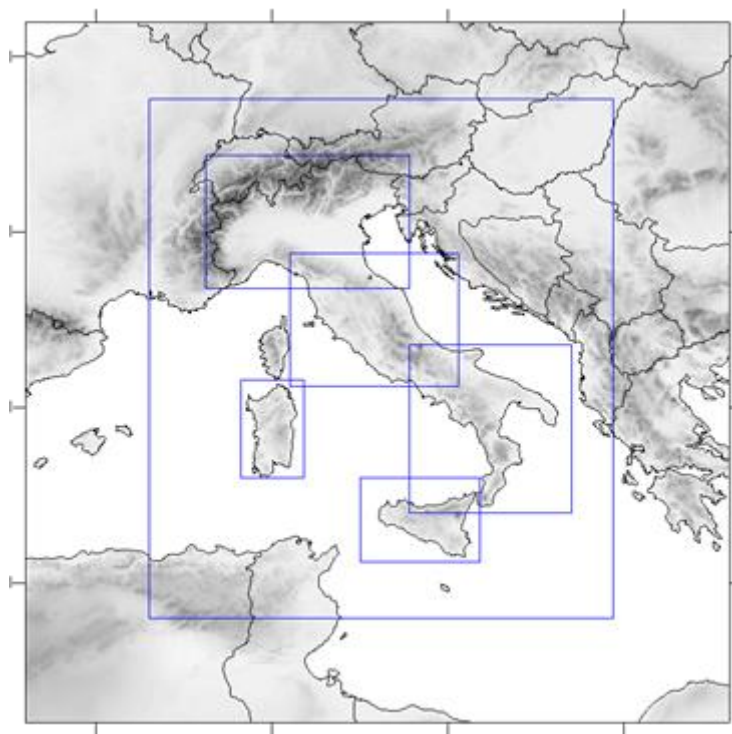


FIGURA 2. DOMINIO NAZIONALE (RISOLUZIONE: 20 km) E DOMINI MACRO-REGIONALI (RISOLUZIONE: 4 km) DI AMS-MINNI.

2.1 Dati meteorologici

2.1.1 Il modello RAMS

Nell'ambito della catena modellistica di AMS-MINNI, i campi meteorologici vengono prodotti da RAMS, un modello prognostico non-idrostatico, basato su un sistema di coordinate verticali *terrain following*. Tali caratteristiche, insieme alla possibilità di effettuare simulazioni su domini innestati (in modalità *two-way nesting*), rendono il modello adatto anche per simulazioni ad alta risoluzione.

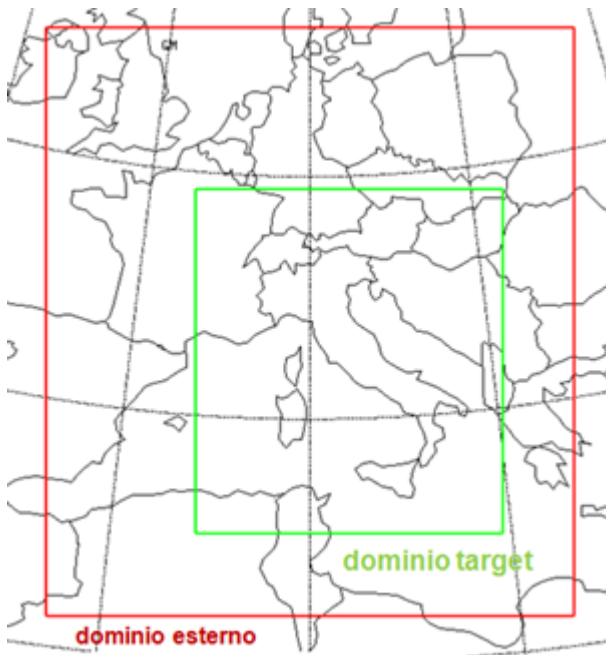
Nel codice RAMS sono implementati vari moduli per la descrizione dei fenomeni atmosferici, con diverso grado di parametrizzazione. In particolare è possibile la scelta opzionale tra:

- ✓ diversi moduli di microfisica per il trattamento delle nubi (fino alla parametrizzazione delle diverse forme di acqua condensata),
- ✓ diversi schemi radiativi (che tengono conto o meno della presenza di vapore o delle nubi),
- ✓ diverse parametrizzazioni dei processi convettivi sotto-griglia,
- ✓ diversi approcci per le parametrizzazioni dei coefficienti di diffusività orizzontali e verticali (che possono essere trattate in modo accoppiato o disaccoppiato, con l'approccio della *K-closure* o con formulazioni più complesse, ad esempio risolvendo l'equazione prognostica dell'energia cinetica turbolenta).

È integrato in RAMS anche un modello di suolo multi-livelli (LEAF-2, *Land Ecosystem-Atmosphere Feedback model*; Walko et al., 2000) che permette di calcolare gli scambi di acqua e di calore fra l'atmosfera e il terreno; è pertanto inclusa nel calcolo anche la soluzione delle equazioni prognostiche, su vari livelli, della temperatura e dell'umidità del suolo. L'approccio utilizzato (*tile-approach*) consente di trattare la variabilità del tipo di suolo e di vegetazione, eventualmente anche sottogriglia.

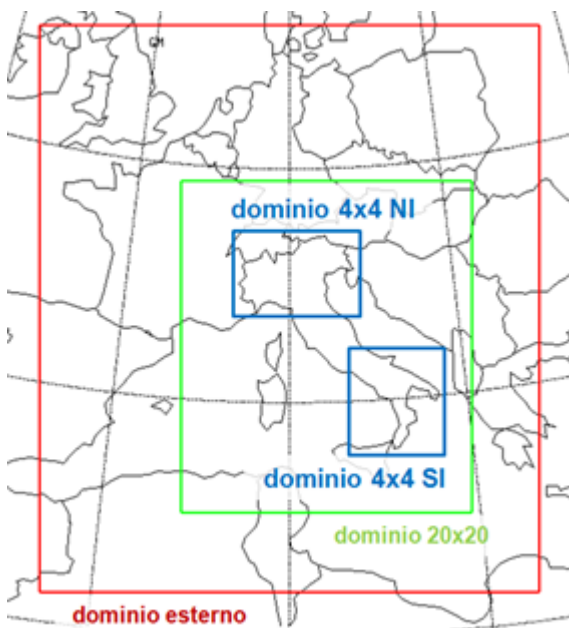
2.1.2 Impostazione delle simulazioni meteorologiche

I campi meteorologici, per l'anno 2010, a 20 km di risoluzione sono stati calcolati innestando il dominio nazionale in un dominio esterno comprendente gran parte dell'Europa Centrale e del Mar Mediterraneo (Figura 3, A). I campi meteorologici a 4 km di risoluzione sulle 5 macro-regioni sono stati calcolati attraverso due simulazioni: in un caso nel dominio nazionale sono state innestate le due macro-regioni del Nord e del Sud Italia (Figura 3, B) e nell'altro le tre macro-regioni del Centro Italia e delle isole (Figura 3, C). Pertanto le due simulazioni ad alta risoluzione sono state realizzate, utilizzando rispettivamente 4 e 5 domini innestati. In tutti i casi si è lavorato in modalità *two-way nesting*. Le griglie verticali utilizzate presentano 33 livelli sigma che vanno dal suolo alla bassa stratosfera (circa 20 km).

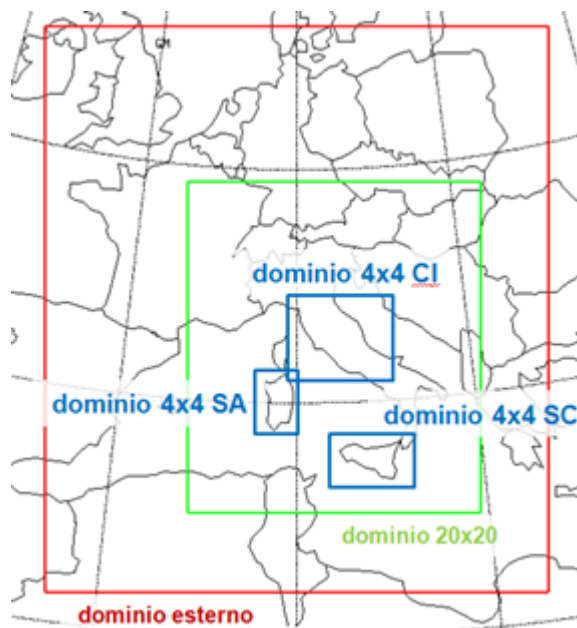


(A)

FIGURA 3. DOMINI DI CALCOLO USATI PER LE SIMULAZIONI A 20 km DI RISOLUZIONE (A) E A 4 km DI RISOLUZIONE (B E C).



(B)



(C)

Le condizioni iniziali e al contorno, così come la temperatura superficiale del mare, sono state ottenute a partire dai campi di analisi meteorologica dell'ECMWF (*European Centre for Medium-Range Weather Forecast*), disponibili a intervalli di 6 ore.

Le simulazioni di RAMS sono state effettuate in modalità di *nudging*, ossia assimilando durante la simulazione i dati misurati, attraverso l'aggiunta di un termine forzante alle equazioni della dinamica. Per l'assimilazione si sono utilizzate le osservazioni della rete WMO (World Meteorological Organization) di tipo SYNOP e METAR (osservazioni superficiali) disponibili attraverso gli archivi ECMWF (Figura 4). La forzante introdotta mediante il *nudging* permette di tenere i campi simulati più vicino alle osservazioni. Per limitare ulteriormente la possibile crescita di errori, la simulazione annuale è stata realizzata re-inizializzando il modello ogni 10 giorni, tenendo conto ogni volta di un periodo di *spin-up* di 12 ore.

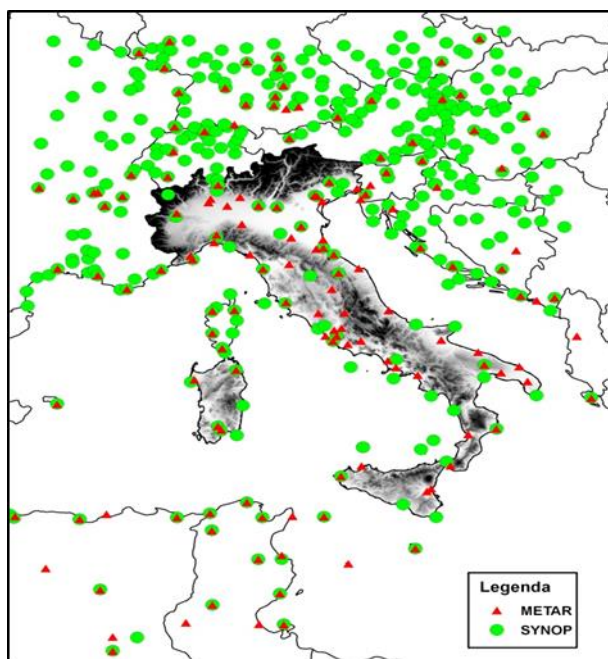


FIGURA 4. STAZIONI DELLA RETE WMO UTILIZZATE PER L'ASSIMILAZIONE.

Le principali caratteristiche della configurazione modellistica utilizzata sono sintetizzate in Tabella 1.

<i>Inizializzazione</i>	<i>Analisi ECMWF, osservazioni SYNOP/METAR</i>
<i>Schema Radiativo</i>	<i>Chen and Cotton (1983)</i>
<i>Parametrizzazione della Convezione</i>	<i>Schema di Kuo modificato (Tremback,1990)</i>
<i>Modello di Suolo</i>	<i>LEAF-2, Land Ecosystem–Atmosphere Feedback model (Walko et al, 2000)</i>
<i>Turbolenza</i>	<i>Mellor & Yamada livello 2.5 (Mellor and Yamada,1982)</i>
<i>Microfisica</i>	<i>Walko et al ,1995</i>
<i>4DDA:</i>	<i>Nudging su re-analisi pre-processate</i>
<i>Archiviazione dell'output</i>	<i>Campi archiviati su base oraria</i>

TABELLA 1. PRINCIPALI CARATTERISTICHE DELLA CONFIGURAZIONE MODELLISTICA.

Tra i dati forniti in uscita, con risoluzione temporale oraria, vi sono, in particolare, temperatura, velocità del vento e umidità relativa. Tali variabili, principali protagoniste dei processi chimici e fisici che avvengono in atmosfera e che determinano i livelli di concentrazioni degli inquinanti, sono state oggetto di validazione, tramite confronto con i dati osservati, come descritto in APPENDICE 2.

2.2 Dati di emissione

2.2.1 Emissioni antropiche

2.2.1.1 IL PROCESSORE EMISSION MANAGER

In AMS-MINNI, il trattamento delle emissioni antropiche è effettuato dall'Emission Manager (Arianet, 2014), un pre-processore che, a partire da dati di inventario annuali, disaggregati su base amministrativa, consente la preparazione dell'input emissivo per FARM: campi orari, disaggregati sulla griglia di calcolo, con la speciazione chimica e la classificazione granulometrica richieste dal meccanismo chimico in uso.

In particolare, l'Emission Manager utilizza in input le seguenti informazioni:

- A. inventario delle emissioni: un catalogo di sorgenti emissive, organizzato per inquinante, categoria emissiva, riferimento amministrativo (es., provincia) o anagrafico (es., nome impianto);
- B. cartografia: layer geografici (utilizzo del suolo, confini amministrativi, geometria delle sorgenti) per la georeferenziazione dell'inventario emissivo;
- C. orografia: modello digitale del terreno per la spazializzazione tridimensionale sul grigliato di calcolo delle concentrazioni;
- D. modulazione temporale: profili relativi a ciascuna attività emissiva, per la distribuzione dell'emissione annuale in mesi, giorni della settimana e ore del giorno;
- E. speciazione chimica e granulometrica: profili relativi a ciascuna attività emissiva e alle specie inquinanti aggregate, per l'input al modello atmosferico secondo la classificazione chimica e granulometrica richiesta.

E' possibile trattare a parte le sorgenti puntuali per tenere conto degli effetti causati dall'innalzamento termico del pennacchio (*plume rise*).

In Figura 5 è presentato il flusso di calcolo dell'Emission Manager, con specifico riferimento agli input di AMS-MINNI sul dominio nazionale.

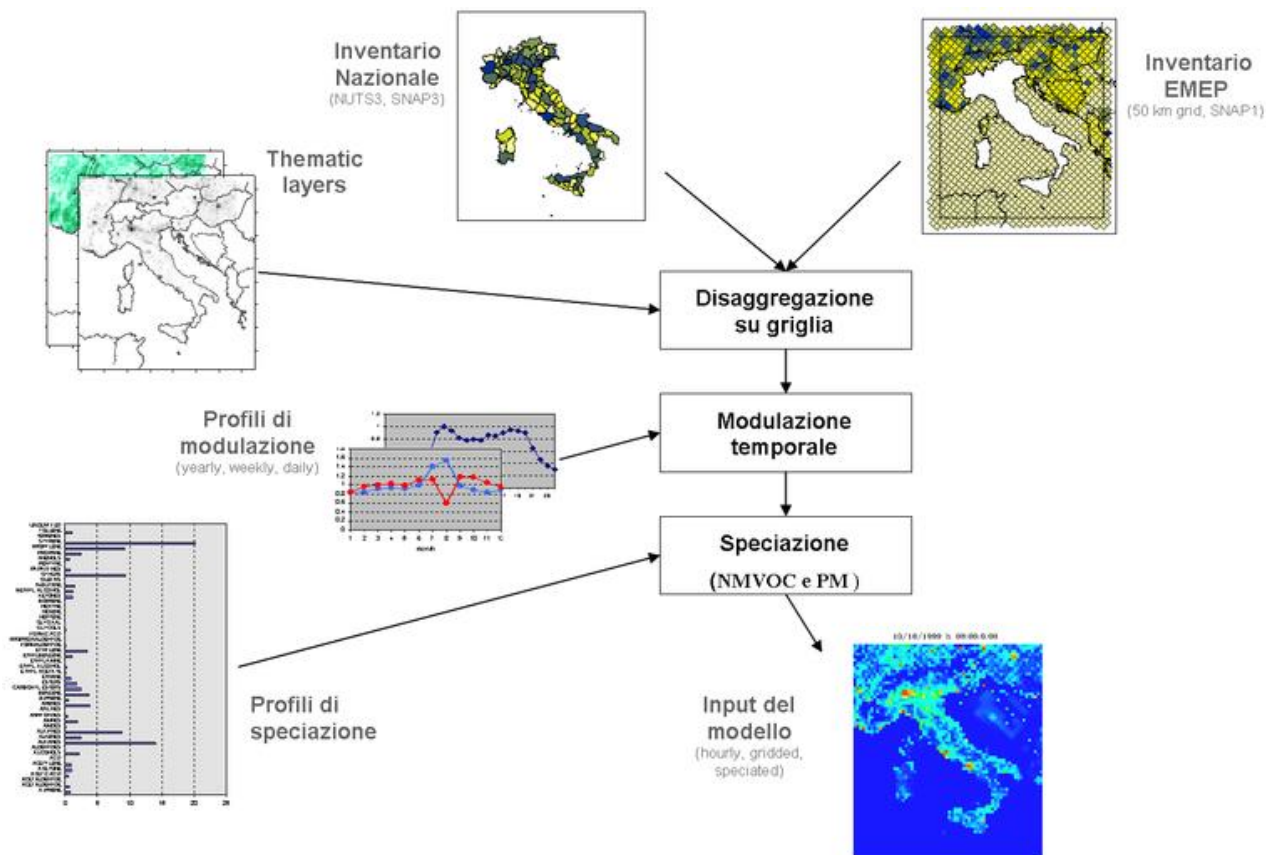


FIGURA 5. SCHEMA DEL TRATTAMENTO MODELLISTICO DELLE EMISSIONI.

2.2.1.2 INVENTARIO NAZIONALE DELLE EMISSIONI ISPRA (ANNO 2010)

A livello nazionale, in input all'Emission Manager (punto A. del § 2.2.1.1) si è utilizzato l'inventario delle emissioni compilato da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), sia per quanto riguarda i valori emissivi totali annuali sia per quel che riguarda la disaggregazione a livello provinciale.

In adempimento alla Convenzione di Ginevra sull'inquinamento atmosferico transfrontaliero a lunga distanza (UNECE-CLRTAP), ISPRA ha la responsabilità della compilazione e della sottomissione, con cadenza annuale, dell'inventario nazionale delle emissioni (UNECE, 2008). Inoltre, come istituito dal D.Lgs. 155/2010, ogni cinque anni, ISPRA fornisce la disaggregazione dell'inventario nazionale a livello provinciale (livello NUTS3). L'attività di disaggregazione delle stime nazionali è presentata in ISPRA (2009) dove sono descritti in dettaglio sia gli aspetti metodologici generali sia quelli specifici per ciascun macrosettore, insieme alla nomenclatura delle attività e delle tipologie delle sorgenti, e ai criteri di selezione degli indicatori e dei fattori di emissione.

La presente simulazione è stata realizzata utilizzando l'inventario ISPRA 2010, disaggregato su base provinciale, aggiornato alla submission CLRTAP 2013 (<http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/inventaria/disaggregazione-dellinventario-nazionale-2010/aggiornamento-con-dati-della-submission-2013/view>, scaricato in data 10/12/2013), la versione più recente disponibile al momento della simulazione. Sono stati inoltre utilizzati i dati delle sorgenti puntuali più rilevanti (generazione elettrica, industria, porti, termovalorizzatori), stimati da ISPRA a partire da registri ufficiali delle emissioni (INES, E-PRTR, Emission Trading, LCP).

Le emissioni totali annuali antropiche dei principali inquinanti, sono presentate in Tabella 2, distinte secondo la classificazione SNAP (*Selected Nomenclature for Air Pollution*; EEA, 2000).

Macrosettore SNAP		SO ₂	NO _x	NMVOC	CO	NH ₃	PM10	PM2.5
1	Combustione - Energia e industria di trasformazione	77380	79744	3507	34925	150	3234	3073
2	Combustione - Non industriale	9160	83215	114823	783539	802	56591	56027
3	Combustione - Industria	45492	96822	7615	231155	1228	12302	11687
4	Processi Produttivi	46075	10491	64431	114823	396	15740	6988
5	Estrazione, distribuzione combustibili fossili/geotermico			48873			686	686
6	Uso di solventi			408209			10	10
7	Trasporti Stradali	441	482184	269126	1023356	9063	33289	29052
8	Altre Sorgenti Mobili	31866	220981	85654	266703	33	15821	15786
9	Trattamento e Smaltimento Rifiuti	6986	4476	12580	49377	9222	2693	2314
10	Agricoltura		461	1183	12111	358305	18444	5702
TOTALE		217400	978373	1016001	2515988	379199	158810	131327

TABELLA 2. EMISSIONI ANNUALI ANTROPICHE (IN TON) DEI PRINCIPALI INQUINANTI, DISTINTE PER CATEGORIE SNAP (INVENTARIO ISPRA 2010, SUBMISSION CLRTAP 2013).

2.2.1.3 INVENTARIO DELLE EMISSIONI EMEP (ANNO 2010)

Sul dominio di calcolo esterno ai confini nazionali, in input all'Emission Manager (punto A. del § 2.2.1.1) sono stati utilizzati i dati dell'Inventario EMEP, compilati dal CEIP (*EMEP Centre on Emission Inventories and Projections*, http://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/ceip_intro/) con i dati forniti dagli Stati membri della CLRTAP.

2.2.1.4 IMPOSTAZIONI PER L'ELABORAZIONE DELLE EMISSIONI ANTROPICHE

L'input emissivo per le simulazioni di FARM (§ 2.3) è stato preparato secondo il meccanismo fotochimico SAPRC99 (Carter, 2000) ed il modello di aerosol AERO3 (Binkowski and Roselle, 2003), integrati con l'approccio modellistico EMEP (Gusev et al., 2005) per i POP (*Persistent Organic Pollutants*).

Va inoltre precisato che le emissioni antropiche dell'inventario ISPRA sono state integrate stimando i contributi della risospensione di polveri indotta dal traffico veicolare (con algoritmo EPA AP-42, <http://www.epa.gov/ttn/chief/ap42/ch13/bgdocs/b13s0201.pdf>) e dell'emissioni di polveri da attività agricole, utilizzando i fattori di emissione misurati nel progetto MINNI (Telloli et al., 2016).

2.2.2 Emissioni naturali

Le emissioni di aerosol e di composti organici volatili di origine naturale sono state calcolate dal programma SURFPRO utilizzando i dati meteorologici forniti da RAMS e i dati di copertura del territorio del progetto CORINE Land Cover (Heymann et al., 1994), nella versione 2006.

In particolare, i composti organici volatili di origine biogenica sono stati calcolati, integrando nel modello SURFPRO il modello MEGAN 2.04 (Guenther et al., 2006).

Le emissioni di aerosol marino sono state prodotte con i modelli di Gong-Monahan (Monahan et al., 1986; Gong et al., 2003) e di De Leeuw (De Leeuw et al., 2000) rispettivamente per le due frazioni fine (*accumulation mode*) e grossolana (*coarse mode*). In entrambi i casi sono stati usati i fattori di correzione dipendenti dall'umidità dell'aria, suggeriti da Zhang et al. (2005).

Le emissioni di polveri per erosione e risospensione eolica sono state prodotte utilizzando l'algoritmo di Zender et al. (2003).

2.3 Trasporto, dispersione e trasformazione chimica degli inquinanti

2.3.1 Il modello FARM

FARM è un modello Euleriano tridimensionale agli elementi finiti, in grado di simulare il trasporto, la dispersione, la trasformazione chimica e la deposizione degli inquinanti atmosferici.

Il modello, sviluppato sulla base del codice STEM (Carmichael et al., 1998), è predisposto per l'integrazione di diversi schemi chimici. L'integrazione avviene attraverso opportuni pre-processor - FCM (*Flexible Chemical Mechanism*, Kumar et al., 1995) o KPP (*Kinetic Pre-Processor*, Damian et al., 2002) – che consentono la potenziale integrazione in FARM di qualunque meccanismo chimico.

Di seguito vengono elencate alcune caratteristiche del modello FARM:

- ✓ trattamento delle emissioni puntuali ed areali con calcolo del *plume rise* e relativa assegnazione in proporzione alle celle verticali, in funzione dell'altezza e dell'estensione verticale raggiunta dal pennacchio;
- ✓ trasporto tridimensionale e diffusione turbolenta con chiusura della turbolenza di tipo K;
- ✓ calcolo delle deposizioni secche in funzione della meteorologia e dell'uso del suolo e calcolo della deposizione umida attraverso la stima dello *scavenging* in presenza di precipitazioni e nubi; deposizione delle specie acidificanti secondo l'algoritmo dell'EMEP *Lagrangian Acid Deposition Model* (Hov et al., 1988);
- ✓ possibilità di scegliere tra i meccanismi fotochimici SAPRC90 (Carter, 1990) e SAPRC99 (Carter, 2000);
- ✓ modello di aerosol AERO3 (Binkowski and Roselle, 2003) basato su un approccio modale, in cui la distribuzione dei diametri del particolato è rappresentata come sovrapposizione di tre distribuzioni lognormali: *Aitken mode*, *accumulation mode* e *coarse mode*.

Alcune delle principali caratteristiche di FARM sono riassunte in Figura 6.

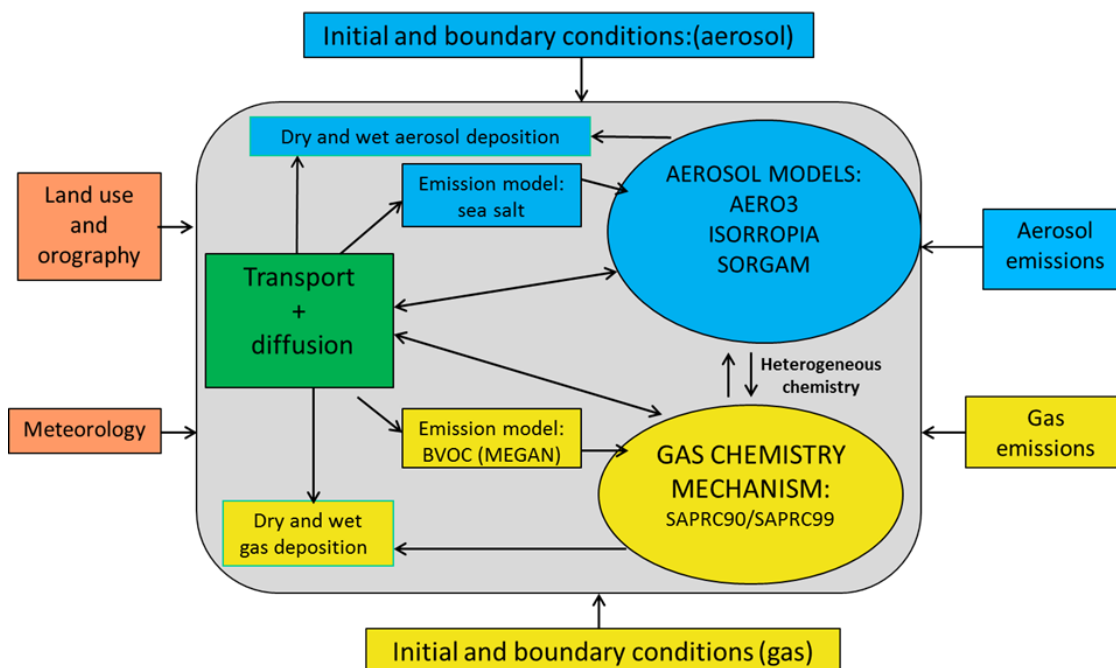


FIGURA 6. RAPPRESENTAZIONE SCHEMATICA DEL MODELLO DI QUALITÀ DELL'ARIA FARM.

FARM è stato recentemente aggiornato al fine di includere la trattazione di diversi microinquinanti, in particolare alcuni metalli (arsenico, cadmio, nichel, piombo e mercurio; Adani et al., 2015) e quattro idrocarburi policiclici aromatici (benzo(a)pirene, benzo(b)fluorene, benzo(k)fluorene, indeno(1,2,3-cd)pirene; Silibello et al., 2012). Di alcuni di essi, riconosciuti tossici per la salute umana e per l'ambiente, è fissato per legge un valore obiettivo o limite. Arsenico (As), Cadmio (Cd), Nichel (Ni) e Benzo(a)pirene hanno valori obiettivo rispettivamente di 6 ng/m^3 , 5 ng/m^3 , 20 ng/m^3 e 1 ng/m^3 (D.Lgs. 155/2010, Allegato XIII); il Piombo (Pb) ha un valore limite di $0.5 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ (D.Lgs. 155/2010, Allegato XI).

In particolare, nella versione aggiornata di AERO3 sono considerati i processi di adsorbimento degli idrocarburi policiclici aromatici, secondo Aulinger et al. (2007).

Per quanto riguarda invece la trattazione del mercurio, per simulare i processi chimici che avvengono nella fase gassosa e in soluzione acquosa, viene utilizzato lo stesso meccanismo chimico integrato in CAMx (Yarwood et al., 2003). I processi di condensazione del mercurio dalla fase gassosa e l'adsorbimento del mercurio bivalente sulla superficie degli aerosol vengono invece simulati secondo Seigneur et al. (1998).

2.3.2 I parametri micrometeorologici in input a FARM

I parametri descrittivi della turbolenza atmosferica sono stati calcolati dal modello diagnostico SURFPRO. Per il calcolo delle diffusività orizzontali e verticali sono state usate le formulazioni rispettivamente di Smagorinsky (1963) e di Lange (1989), basate sulla teoria della similarità di Monin-Obokhov (Monin and Obukhov, 1954). L'altezza di mescolamento è stata stimata con schemi prognostici, che tengono conto dell'avvezione e della diffusione sotto-griglia: l'approccio di Gryning and Batchvarova (1996) per l'atmosfera convettiva e quello di Zilitinkevich and Baklanov (2001) per l'atmosfera stabile. Tale scelta è dovuta all'esigenza di rendere più realistico il calcolo dell'altezza dello strato limite nelle aree interessate da circolazioni locali di brezza, nei casi di isole di calore urbano e in tutte quelle aree che presentano disomogeneità orizzontali, come le zone interessate da variazioni dell'orografia o della tipologia del suolo.

2.3.3 Impostazione delle simulazioni di FARM

La simulazione di qualità dell'aria per l'anno 2010 è stata condotta con il meccanismo fotochimico SAPRC99 (Carter, 2000) e con il modello di aerosol AERO3 (Binkowski and Roselle, 2003).

Le condizioni iniziali ed al contorno sono state fornite dalle simulazioni, a scala europea, condotte dai centri internazionali EMEP: il Centro di Sintesi Meteorologica Est (EMEP/MSC-E: http://www.emep.int/mscw/index_mscw.html) e il Centro di Sintesi Meteorologica Ovest (EMEP/MSC-W: <http://www.msceast.org/>). Per poter alimentare il modello FARM, i campi tridimensionali di concentrazione delle specie chimiche trattate dai modelli EMEP sono stati opportunamente adattati, tramite associazione delle specie chimiche e ri-grigliatura sul dominio nazionale di AMS-MINNI (Figura 2), alla risoluzione spaziale orizzontale di 20 km. Le simulazioni alla risoluzione di 4 km sui 5 domini macro-regionali (Figura 2) sono state condotte mediante *nesting off-line* sui campi a 20 km di risoluzione prodotti da FARM sul dominio nazionale. In tutte le simulazioni la griglia di calcolo ha una struttura verticale a 16 livelli: 20, 75, 150, 250, 380, 560, 800, 1130, 1570, 2160, 2970, 4050, 5500, 7000, 8500, 10000 m.

Al fine di ottimizzare i tempi di calcolo, la simulazione annuale è stata organizzata in 12 run mensili; all'inizio di ogni mese il modello FARM è stato re-inizializzato.

3 RISULTATI DELLA SIMULAZIONE DI QUALITÀ DELL'ARIA DI AMS-MINNI, RELATIVA ALL'ANNO 2010

Di seguito vengono discussi alcuni dei risultati ottenuti dalla simulazione AMS-MINNI relativa all'anno 2010. In particolare, per i principali inquinanti, vengono presentati i campi di concentrazione simulati a 4 km di risoluzione, in termini di mappe delle medie annuali, insieme ad un sintetico confronto con i dati di monitoraggio disponibili sul territorio nazionale. Per un'analisi più approfondita delle prestazioni modellistiche, basata sul calcolo di diversi indici statistici, si rimanda all'APPENDICE 1.

Per quanto riguarda i dati di monitoraggio utilizzati per il confronto, si è fatto riferimento alla banca dati nazionale BRACE (<http://www.brace.sinanet.apat.it/web/struttura.html>) che sta evolvendo nel nuovo sistema di reporting europeo denominato InfoARIA. Per tutti gli inquinanti sono state selezionate per l'analisi solo le stazioni di fondo, le uniche la cui rappresentatività spaziale può consentire il confronto con i dati simulati dal modello alla risoluzione di 4 km.

Inoltre, per quanto riguarda i macroinquinanti (ozono, biossido di azoto e particolato atmosferico), in accordo con la Direttiva Europea 2008/50/EC (EC, 2008), sono state considerate solo le stazioni con una sufficiente copertura temporale dei dati per l'anno 2010. La percentuale dei dati disponibili deve soddisfare i seguenti criteri:

- ✓ sul giorno: almeno 75% di dati validi (in un giorno almeno 18 ore)
- ✓ sul mese: almeno 90% di dati validi (almeno 27 giorni di almeno 18 ore ciascuno)
- ✓ sull'anno: almeno 90% degli istanti validi (dopo aver soddisfatto il criterio sui giorni e sui mesi).

Per quanto riguarda il biossido di azoto (NO₂) e l'ozono (O₃) è stato fissato un ulteriore criterio su base semestrale: la percentuale di dati disponibili deve essere maggiore del 90% nel periodo da aprile a settembre e maggiore del 75% nel periodo da ottobre a marzo.

Per quanto riguarda invece l'analisi dei microinquinanti (metalli e idrocarburi policiclici aromatici), data la scarsità dei dati a disposizione, è stato utilizzato un criterio di qualità meno restrittivo: sono state selezionate le stazioni che possiedono il 75% dei giorni campionati nel mese e il 75% dei mesi campionati nell'anno.

3.1 Ozono (O₃)

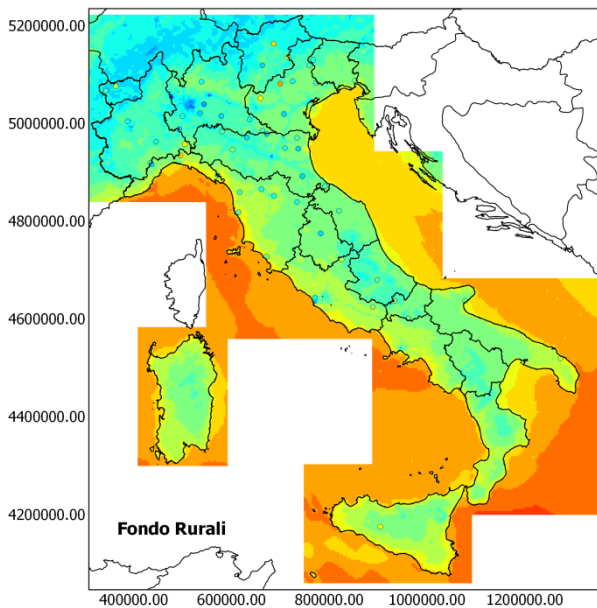
La Figura 7 mostra le concentrazioni di ozono simulate e misurate nell'anno 2010, in termini di medie annuali (in µg/m³) dei valori massimi giornalieri calcolati sulle medie mobili su 8 ore. I valori delle concentrazioni misurate nei siti di monitoraggio sono rappresentati da cerchi, localizzati in corrispondenza del sito e colorati nella stessa scala utilizzata per la mappa delle concentrazioni simulate. Per consentire una migliore leggibilità dei risultati, alla mappa dei valori simulati sono state sovrapposte separatamente le diverse tipologie di stazione di fondo: rurali (A), suburbane (B) e urbane (C).

I valori di ozono più elevati si riscontrano sulle aree costiere, in particolare sul versante tirrenico, con valori tra 95 e 110 µg/m³, per un effetto probabilmente legato allo sviluppo di fenomeni di brezza terra-mare (Monteiro et al., 2015). I livelli di ozono diminuiscono fino a 60-80 µg/m³ nelle aree metropolitane e in corrispondenza delle principali arterie stradali, dove la presenza di significative emissioni locali di ossidi di azoto favorisce le reazioni chimiche che portano al

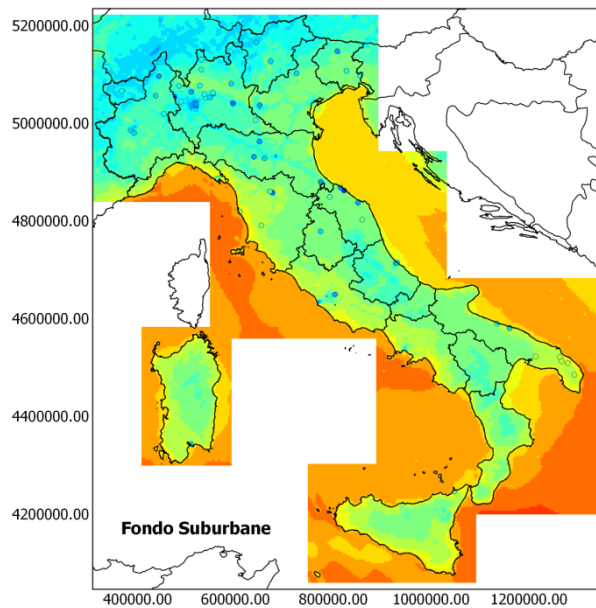
consumo di ozono (effetto di *titration*). Anche nelle aree montuose i livelli di ozono si abbassano, ma in questo caso a motivo dell'assenza di emissioni dei precursori e delle caratteristiche della circolazione meteorologica che non porta masse d'aria ricche di ozono in quota.

Per quanto riguarda il confronto con le misure, in quasi tutte le stazioni di fondo rurali (Figura 7, A) si osserva un ottimo accordo tra simulazioni e osservazioni. Fanno eccezione alcune stazioni caratterizzate da concentrazioni misurate più alte di quelle simulate. Si tratta di stazioni situate a quote elevate, dove è prevedibile che la circolazione atmosferica sia influenzata da effetti locali legati all'orografia complessa e difficilmente riproducibili alla risoluzione spaziale di 4 km.

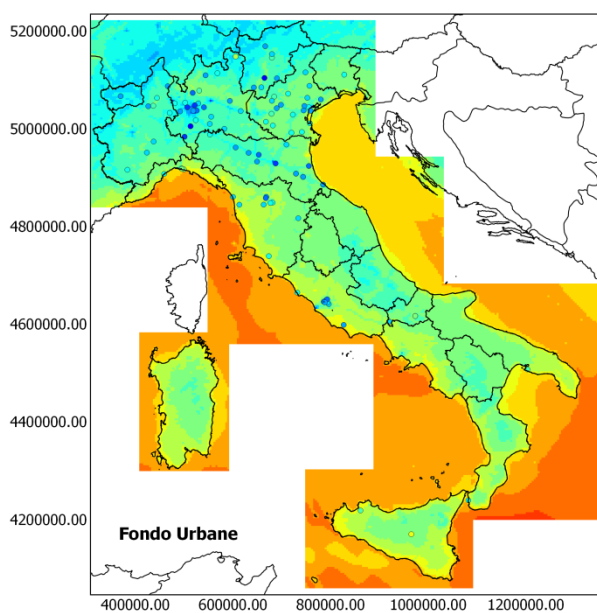
Per le stazioni suburbane e urbane (Figura 7, B e C), dove è maggiore l'influenza delle emissioni antropiche locali, la simulazione fornisce valori di concentrazioni generalmente superiori a quelli osservati, probabilmente a motivo di una non corretta valutazione dell'entità del consumo di ozono, ossia dell'effetto di *titration*.



(A)



(B)



(C)

O₃ (ug/m³)

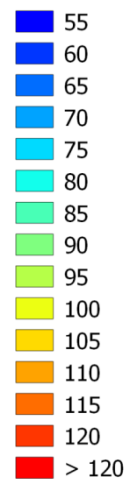


FIGURA 7. O₃ (ug/m³): MEDIE ANNUALI DEI MASSIMI GIORNALIERI DELLE MEDIE MOBILI SU 8 ORE PER LE STAZIONI DI FONDO RURALI (A), SUBURBANE (B) E URBANE (C).

La Figura 8 mostra, per tutte le stazioni a disposizione, una sintesi statistica del confronto tra le concentrazioni simulate e quelle misurate mediante il diagramma di Taylor calcolato su base annuale (Figura 8, A) e i grafici di dispersione delle medie annuali e stagionali (Figura 8, B e C). Il diagramma di Taylor è un grafico in coordinate polari (raggio, angolo). La distanza radiale misura il rapporto tra le deviazioni standard simulate e osservate e rappresenta quindi una misura della capacità del modello di riprodurre la variabilità temporale delle concentrazioni osservate. La posizione angolare indica invece il coefficiente di correlazione ed esprime perciò una misura della correlazione temporale tra le due serie di valori simulati e osservati. La condizione ottimale è rappresentata dal valore (1,1) che esprime massima correlazione e uguali deviazioni standard. La bontà della simulazione è così definita dalla distanza tra il punto relativo alle prestazioni ottenute e

il punto delle condizioni ottimali, rappresentato in Figura 8 da una stella. Si può, tuttavia, osservare che il confronto tra due serie temporali che differissero sistematicamente di un dato valore costante, porterebbe a posizionare nel diagramma di Taylor le prestazioni in coordinate ottimali (1,1). Pertanto, a completamento delle informazioni fornite dai diagrammi di Taylor, è opportuno aggiungere altre analisi che quantifichino le differenze medie tra le due serie da confrontare. A questo proposito si è scelto di rappresentare, in grafici di dispersione (*scatter plot*), le medie simulate e misurate, sia su base annuale che su base stagionale. Dell'analisi stagionale sono presentati in Figura 8, C i risultati relativi alle due stagioni estreme (inverno ed estate).

I risultati di Figura 8 mostrano una buona correlazione tra dati simulati e osservati. Per la maggior parte delle stazioni gli indici di correlazione ottenuti sono compresi tra 0.6 e 0.9, con metà dei casi che presentano valori più alti di 0.85. Una non corretta valutazione dell'entità del consumo di ozono, per effetto delle emissioni locali di ossidi di azoto, è probabilmente all'origine sia delle differenze delle deviazioni standard simulate rispetto a quelle osservate (prevalente sottostima) sia della generale sovrastima del valore medio simulato rispetto a quello osservato (Figura 8, B). Gli *scatter plot* evidenziano comunque prestazioni molto buone, con previsioni modellistiche che si mantengono all'interno di un fattore 2 ($1/2 \leq C_{\text{mod}}/C_{\text{oss}} \leq 2$) per quasi tutte le stazioni. Si può osservare come la sovrastima del modello riguardi prevalentemente le stazioni urbane e sia molto più evidente in inverno (Figura 8, C), quando, essendo maggiore l'influenza delle emissioni locali e mediamente più bassa l'altezza del *boundary layer*, si determinano condizioni favorevoli al consumo di ozono. Questo risultato conferma la probabile sottostima dell'effetto di *titration* da parte del modello.

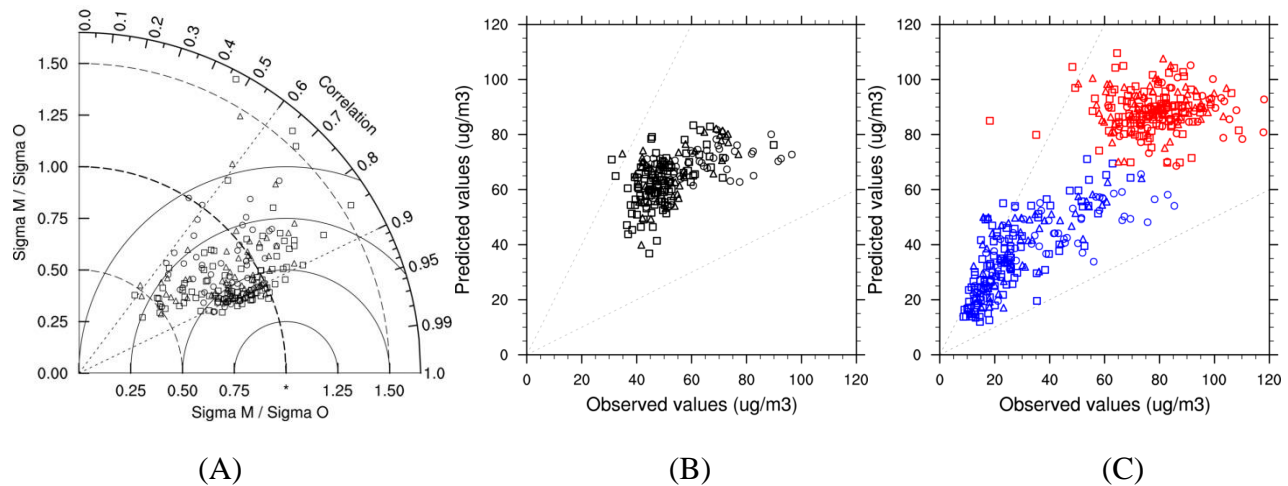


FIGURA 8. O₃: MASSIMI GIORNALIERI DELLE MEDIE MOBILI SU 8 ORE. DIAGRAMMA DI TAYLOR SU BASE ANNUALE (A), SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI (B), SCATTER PLOT DELLE MEDIE STAGIONALI (MEDIE INVERNALI IN BLU ED ESTIVE IN ROSSO) (C). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

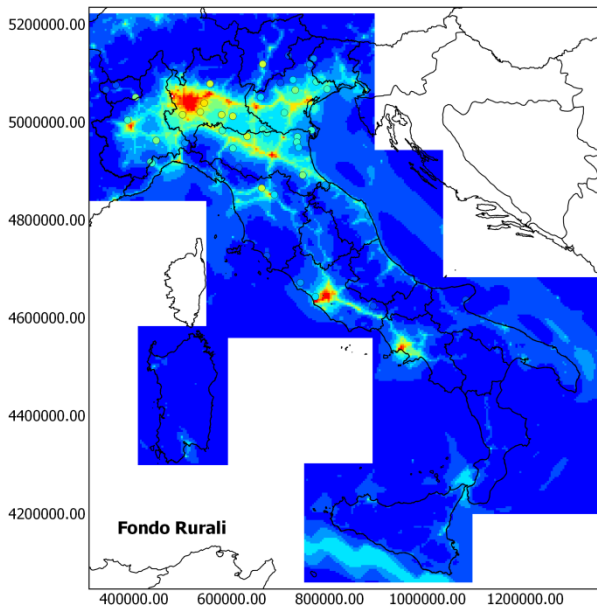
3.2 Biossido di azoto (NO₂)

In Figura 9 sono riportate le medie annuali (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$) calcolate sui valori orari di biossido di azoto (NO₂); come in Figura 7 alla mappa dei valori simulati sono sovrapposti i valori misurati nelle stazioni di fondo rurali (A), suburbane (B) ed urbane (C).

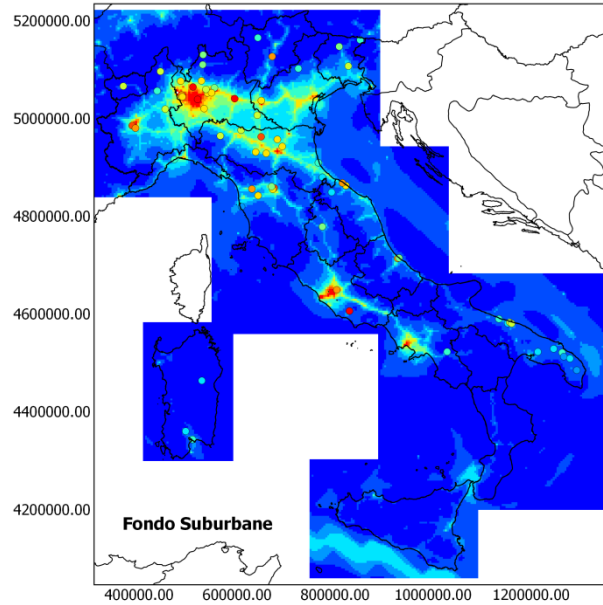
Le concentrazioni medie annuali simulate sono, su quasi tutto il dominio, al di sotto del valore limite di $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (D.Lgs. 155/2010, Allegato XI). Fanno eccezione le principali aree urbane (Roma e, soprattutto, Milano), mentre in prossimità delle maggiori arterie stradali si evidenziano

zone, sufficientemente estese, a rischio di superamento. Appaiono non trascurabili anche i contributi delle rotte marine, soprattutto nel Canale di Sicilia, dove si riscontrano valori di concentrazione fino a $16 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Le aree caratterizzate invece dai valori più bassi ($< 4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) sono le isole, la Calabria e la Basilicata, le Alpi e l'Appennino Centrale.

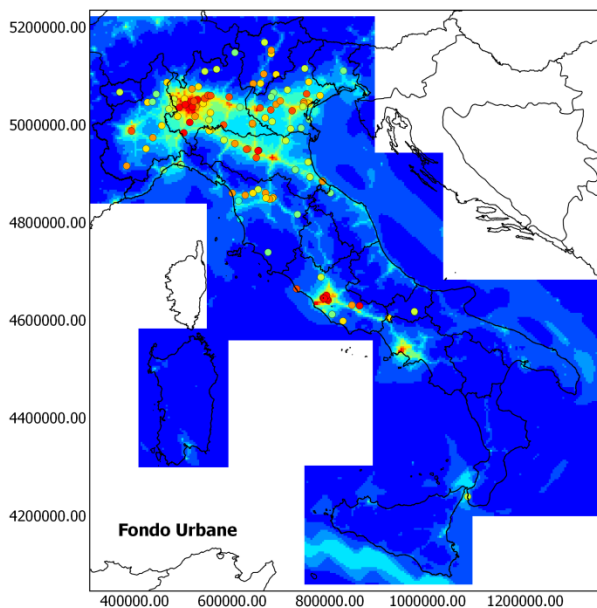
Per quanto riguarda il confronto con i dati misurati, l'accordo tra modello e osservazioni è sostanzialmente buono nelle stazioni rurali (Figura 9, A), mentre le prestazioni modellistiche tendono a peggiorare passando alle stazioni suburbane (Figura 9, B), e soprattutto alle urbane (Figura 9, C), dove si evidenzia, quasi ovunque, la tendenza del modello a sottostimare le concentrazioni.



(A)



(B)



(C)

NO₂ (ug/m³)



FIGURA 9. NO₂ (μg/m³): MEDIE ANNUALI DEI VALORI ORARI PER LE STAZIONI DI FONDO RURALI (A), SUBURBANE (B) E URBANE (C).

Il diagramma di Taylor (Figura 10, A) evidenzia un'ampia variabilità nel rapporto tra le deviazioni standard simulate e osservate; il modello a volte sovrastima la variabilità temporale, a volte la sottostima e questo indipendentemente dalla tipologia delle stazioni. Minore variabilità si riscontra invece tra gli indici di correlazioni: il 70% delle stazioni presenta indici di correlazione compresi tra 0.5 e 0.7, con valore mediano di 0.56. Lo *scatter plot* di Figura 10 (B) mostra che le previsioni modellistiche si mantengono all'interno di un fattore 2 per il 49% delle stazioni e, in particolare, per la gran parte delle stazioni rurali. Le prestazioni migliorano nei mesi invernali (Figura 10, C), quando aumenta la percentuale di stazioni (82%) per le quali il rapporto tra dato simulato e osservato si mantiene entro un fattore 2. Sono prevalentemente le stazioni di fondo urbane e, in misura minore, quelle suburbane ad essere caratterizzate da maggiori differenze, con generale sottostima modellistica.

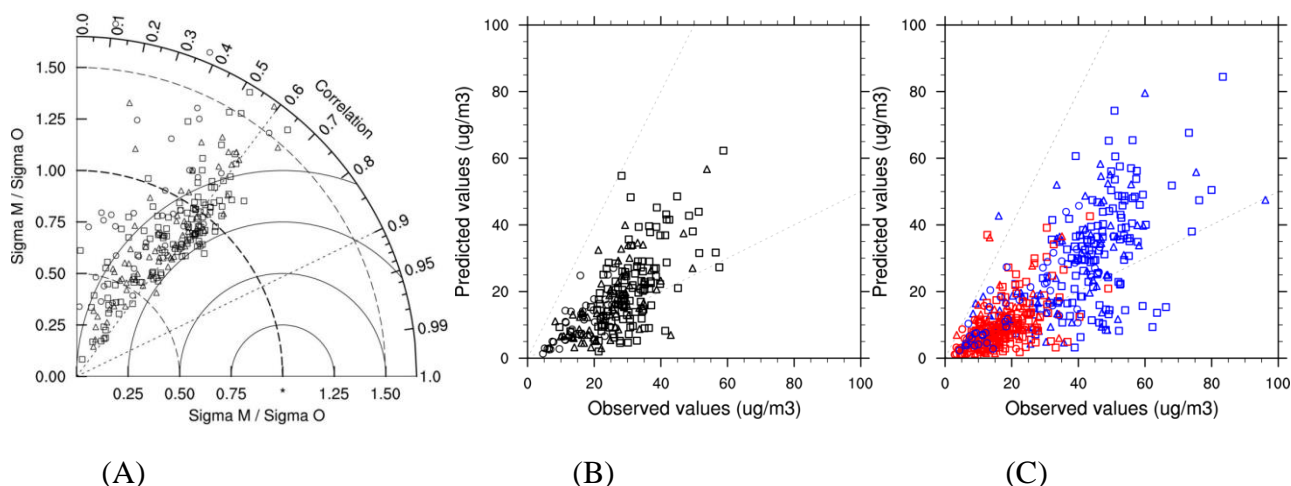


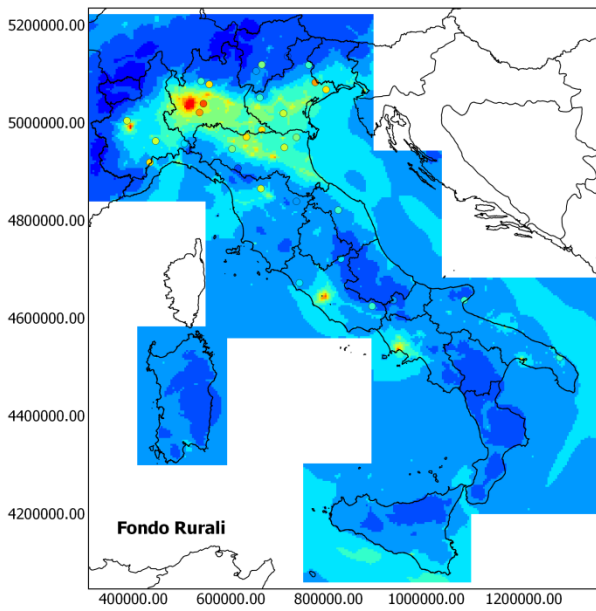
FIGURA 10. NO_2 : VALORI ORARI. DIAGRAMMA DI TAYLOR SU BASE ANNUALE (A), SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI (B), SCATTER PLOT DELLE MEDIE STAGIONALI (MEDIE INVERNALI IN BLU ED ESTIVE IN ROSSO) (C). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.3 Particolato atmosferico (PM10, PM2.5)

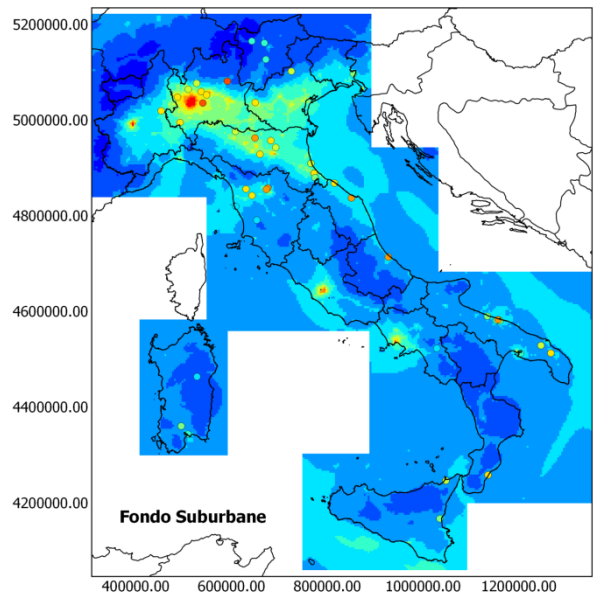
In Figura 11 e Figura 12 sono riportate le stime modellistiche delle concentrazioni medie annuali di polveri (in $\mu\text{g}/\text{m}^3$), rispettivamente PM10 e PM2.5. Su gran parte del territorio nazionale, i valori di concentrazione, sia di PM10 che di PM2.5, si mantengono entro $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Fanno eccezione la Pianura Padana, le aree urbane di Roma e Napoli e, soprattutto per quanto riguarda il PM10, la zona del golfo di Taranto, caratterizzata dalla compresenza dell'area urbana e di una delle maggiori aree industriali del paese. In queste aree si evidenziano anche superamenti dei valori limite ($40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM10 e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per il PM2.5, D.Lgs. 155/2010, Allegato XI), soprattutto in Pianura Padana, dove l'effetto degli alti livelli di emissioni antropiche si combina alle sfavorevoli condizioni meteorologiche, caratterizzate da ricorrenti fenomeni di stagnazione.

I livelli medi di PM10 sono qualitativamente ben riprodotti nelle stazioni rurali (Figura 11, A), mentre un generale aumento della sottostima si osserva per le altre tipologie di stazione (Figura 11, B e C). Le prestazioni modellistiche appaiono migliori nel riprodurre le concentrazioni di PM2.5, per tutte le tipologie di stazione (Figura 12), anche se si deve considerare che il campione di indagine comprende un numero inferiore di stazioni (52, contro le 177 del PM10). L'eccezione più evidente è rappresentata dalla stazione suburbana di Darfo Boario Terme, situata in una valle stretta, in Lombardia: qui la concentrazione media di PM2.5 misurata ($32 \mu\text{g}/\text{m}^3$) è molto diversa da quella simulata ($11 \mu\text{g}/\text{m}^3$): per questa stazione, la risoluzione spaziale di 4 km non è probabilmente sufficiente a descrivere la particolare conformazione del territorio e di conseguenza gli effetti sul trasporto e la dispersione che ne derivano.

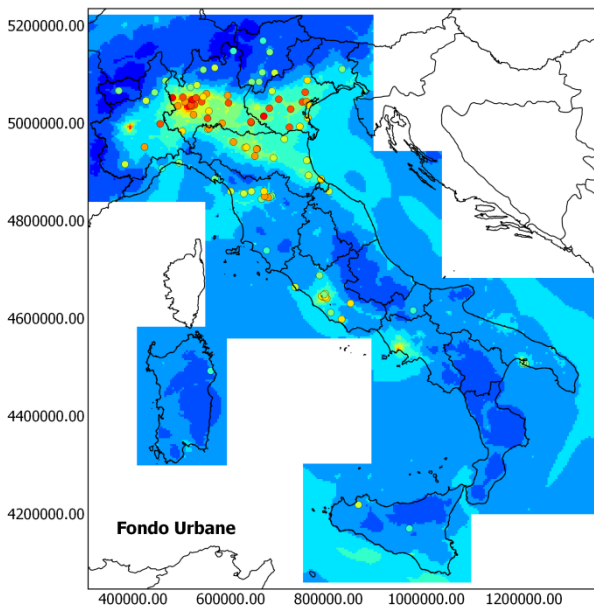
In generale, le buone prestazioni ottenute nel riprodurre i livelli di PM2.5, che contiene la frazione principale del secondario, appaiono indicative della solidità dei moduli chimico e di aerosol integrati in FARM.



(A)



(B)



(C)

PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

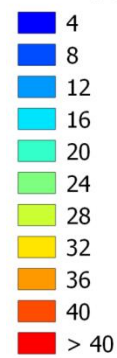
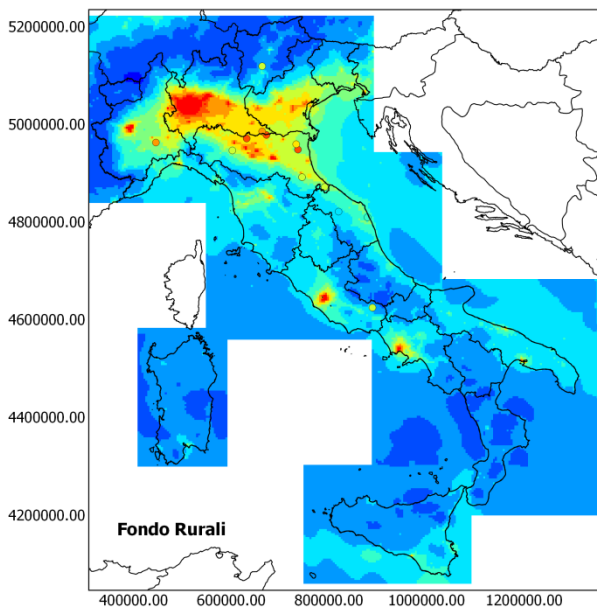
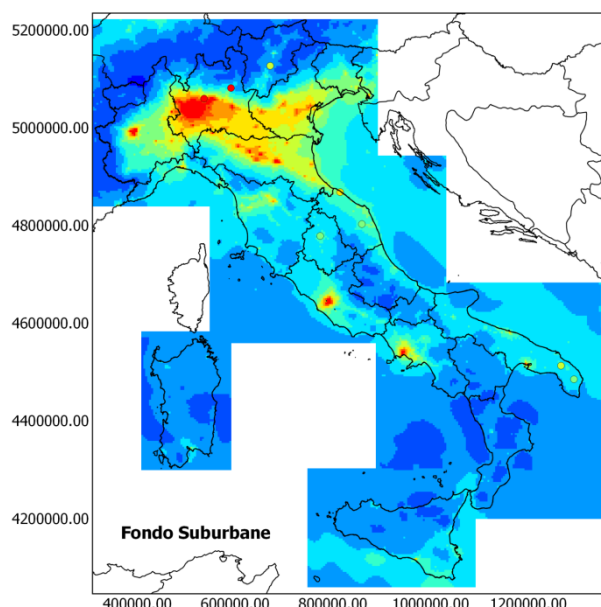


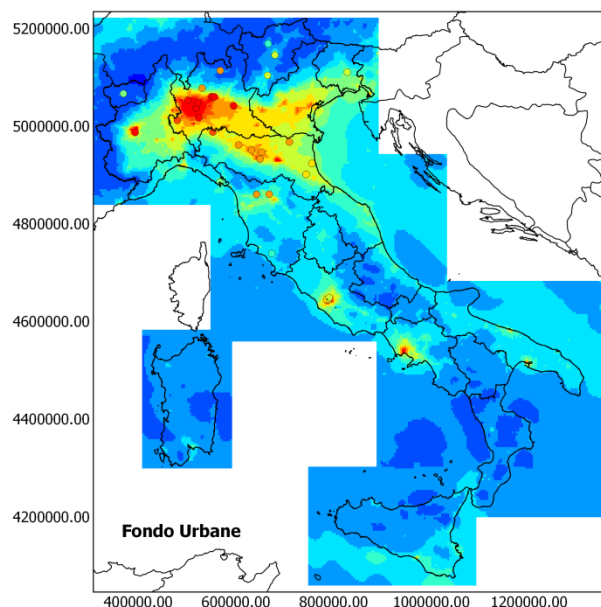
FIGURA 11. PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$): MEDIE ANNUALI DEI VALORI GIORNALIERI PER LE STAZIONI DI FONDO RURALI (A), SUBURBANE(B) E URBANE (C).



(A)



(B)



(C)

PM2.5 (ug/m³)

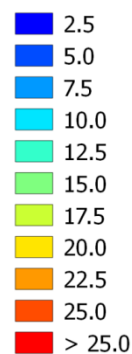


FIGURA 12. PM2.5 (ug/m³): MEDIE ANNUALI DEI VALORI GIORNALIERI PER LE STAZIONI DI FONDO RURALI (A), SUBURBANE(B) E URBANE (C).

Nel diagramma di Taylor di Figura 13 (A), relativo al PM10, si osservano, per gran parte delle stazioni (65%), indici di correlazione tra dato simulato e dato osservato compresi tra 0.5 e 0.8 e una generale tendenza del modello a sottostimare, rispetto alle misure, la variabilità temporale delle concentrazioni: il rapporto tra le deviazioni standard simulate e osservate è infatti prevalentemente minore di 1. Nell'89% dei casi il rapporto tra media annuale simulata e osservata si mantiene entro un fattore 2 (Figura 13, B), con prestazioni invernali migliori di quelle estive (Figura 13, C). A questo proposito è degno di nota che il comportamento del modello sia migliore proprio nella stagione più critica, quando, a motivo sia delle maggiori emissioni antropiche (polveri primarie e precursori) sia delle condizioni meteorologiche (altezza dello strato limite mediamente più bassa), si determinano i livelli più alti di concentrazione di particolato atmosferico.

Per quanto riguarda il PM2.5, la Figura 14 conferma le migliori prestazioni del modello nel riprodurre la componente fine, rispetto a quella grossolana: si ottengono indici di correlazione

superiori a 0.5 nell'82% dei casi, e rapporti tra le sigma simulate e osservate contenuti tra 0.5 e 1.5 (Figura 14, A). Il rapporto tra media annuale simulata e osservata si mantiene entro un fattore 2, tranne pochi casi, prevalentemente in contesto suburbano o urbano (Figura 14, B).

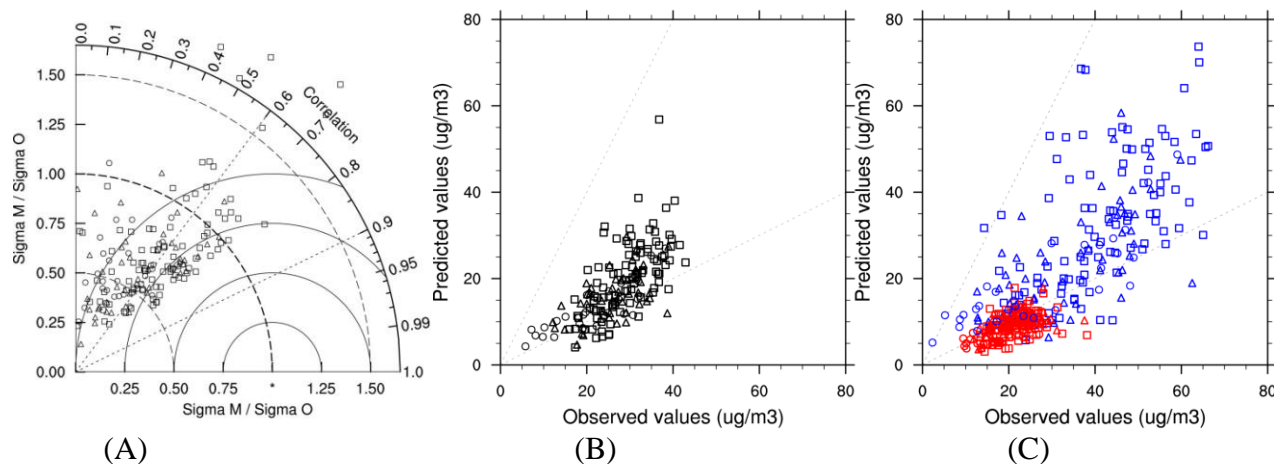


FIGURA 13. PM10: VALORI GIORNALIERI. DIAGRAMMA DI TAYLOR SU BASE ANNUALE (A), SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI (B), SCATTER PLOT DELLE MEDIE STAGIONALI (MEDIE INVERNALI IN BLU ED ESTIVE IN ROSSO) (C). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

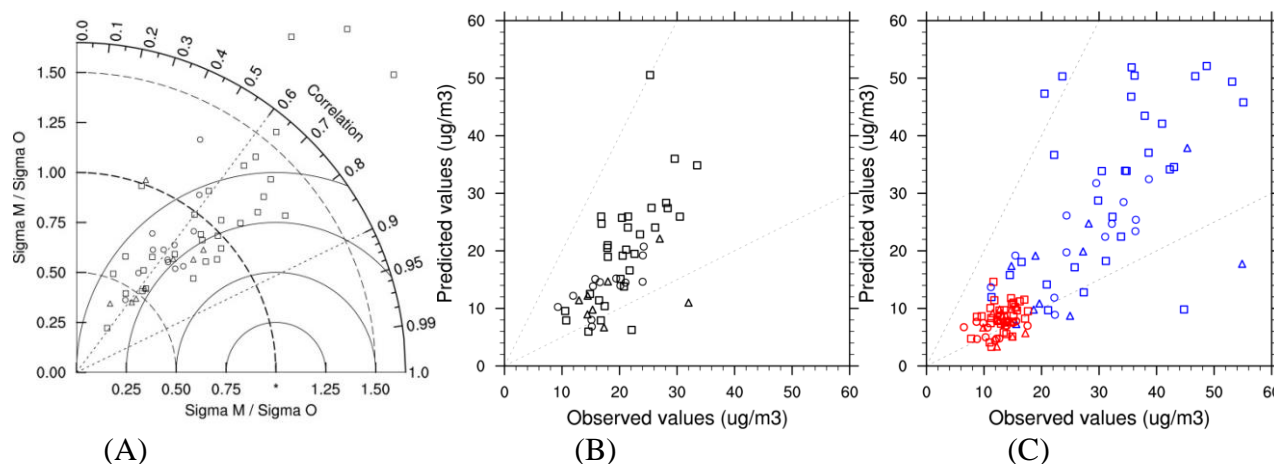


FIGURA 14. PM2.5: VALORI GIORNALIERI. DIAGRAMMA DI TAYLOR SU BASE ANNUALE (A), SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI (B), SCATTER PLOT DELLE MEDIE STAGIONALI (MEDIE INVERNALI IN BLU ED ESTIVE IN ROSSO) (C). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.4 Metalli (As, Cd, Ni, Pb)

3.4.1 Arsenico (As)

La media annuale (in ng/m^3) di concentrazione al suolo fornita dal modello per l'arsenico è mostrata in Figura 15 e confrontata con le osservazioni. Delle 58 stazioni di misura, presenti nella base dati BRACE e situate in Calabria, Lombardia, Marche, Piemonte, Puglia, Trentino Alto Adige, Umbria e Veneto, solo 15 hanno soddisfatto i criteri discussi al § 3. Di queste 15 stazioni, 14 sono situate in Piemonte e 1 in Umbria: manca pertanto una buona copertura spazio/temporale proprio in regioni che il modello stima essere più inquinate. In particolare le concentrazioni più elevate sono visibili in Veneto, dove si nota anche un'area in cui è superato il valore obiettivo di 6 ng/m^3 (D.Lgs. 155/2010, Allegato XIII). Altre regioni con un'elevata concentrazione di arsenico sono la

Lombardia, l'Emilia-Romagna, la Toscana, la Campania (soprattutto la provincia di Napoli) e la Puglia soprattutto nell'area di Taranto.

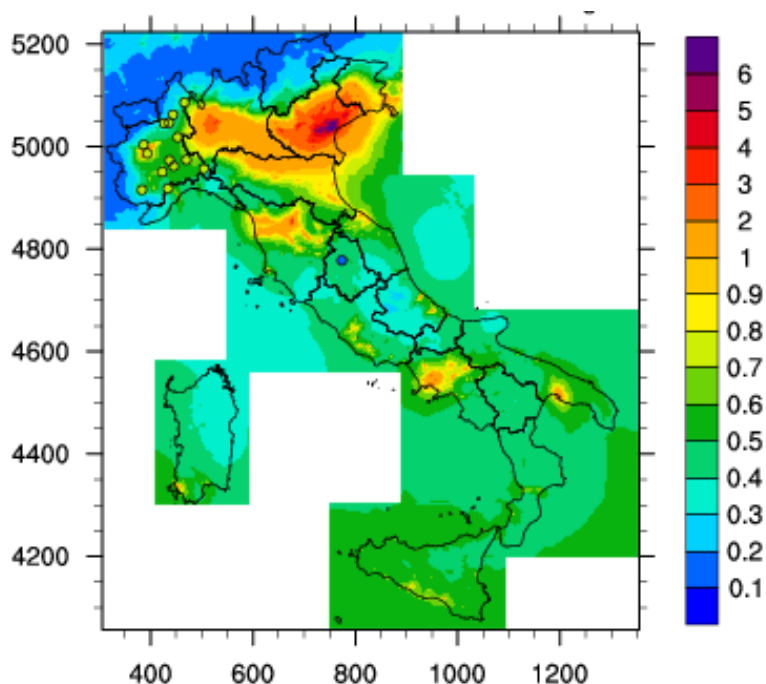


FIGURA 15. AS (ng/m^3): MEDIE ANNUALI CONFRONTATE CON I VALORI OSSERVATI NELLE STAZIONI DI FONDO.

La scarsità e la disomogeneità spaziale nelle stazioni a disposizione rendono difficile una validazione accurata della simulazione e permettono di valutare solo qualitativamente le capacità del modello nel riprodurre le concentrazioni medie osservate. La Figura 16 mostra due *scatter plot* nei quali si confrontano le medie annuali di concentrazione (Figura 16, A) e le deviazioni standard (Figura 16, B) simulate ed osservate nelle 15 stazioni a disposizione. Le osservazioni mostrano per tutte le stazioni piemontesi, un valore pressappoco costante e una variabilità quasi nulla, probabilmente dovuti ad una gestione del sottosoglia strumentale. Il modello vede, invece, una maggiore variabilità sia spaziale (Figura 16, A) sia, a parità di stazione, temporale (Figura 16, B). La concentrazione media misurata nella stazione di Cortona (in Umbria) è molto bassa e sovrastimata dal modello (Figura 16, A) mentre un ottimo accordo si riscontra per quanto riguarda la variabilità temporale (Figura 16, B).

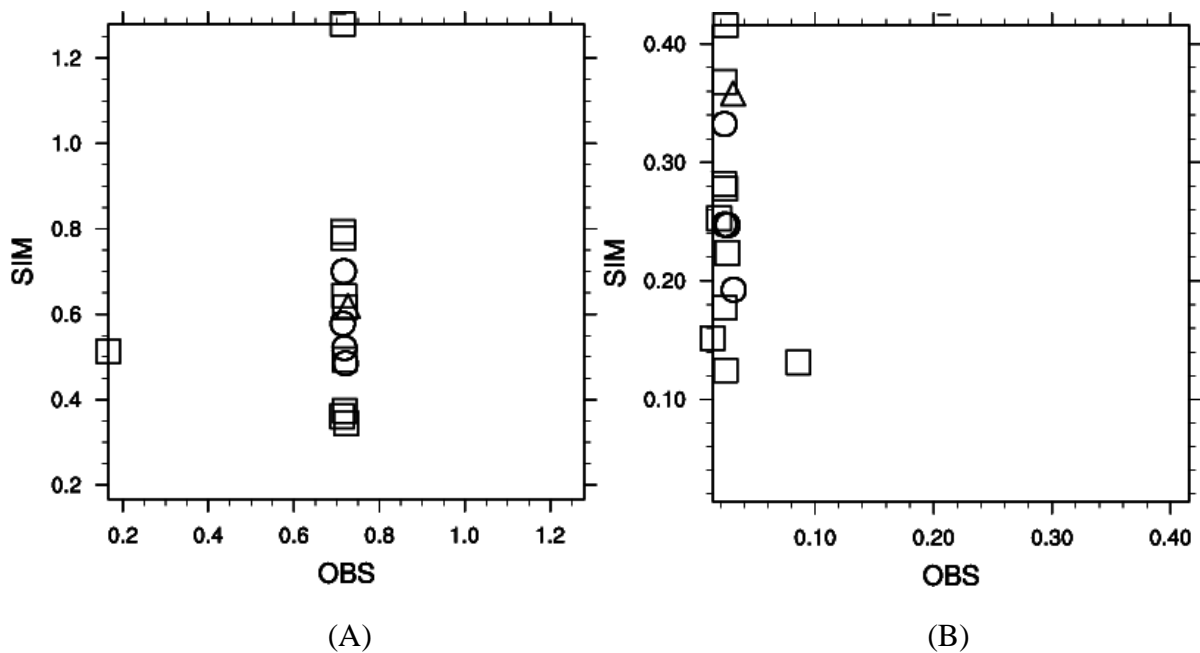


FIGURA 16. As (ng/m^3): SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI DI CONCENTRAZIONE CALCOLATE DALLE MEDIE GIORNALIERE (A) E DELLE DEVIAZIONI STANDARD CALCOLATE DALLE MEDIE MENSILI (B). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.4.2 Cadmio (Cd)

La media annuale (in ng/m^3) di concentrazione al suolo stimata dal modello per il cadmio è mostrata in Figura 17 e confrontata con le osservazioni. Delle 60 stazioni di misura, disponibili nella base dati BRACE e situate in Calabria, Lombardia, Marche, Piemonte, Puglia, Trentino Alto Adige, Umbria, Val d'Aosta e Veneto, solo 16 hanno soddisfatto ai criteri di copertura temporale: 1 stazione in Val d'Aosta, 1 stazione in Umbria e le altre in Piemonte. Come già osservato per l'arsenico, anche per il cadmio manca una buona copertura di osservazioni nelle aree caratterizzate dalle concentrazioni più elevate. In questo caso i massimi valori si riscontrano in Lombardia e in Puglia, senza però determinare superamenti del valore obiettivo di $5 \text{ ng}/\text{m}^3$ (D.Lgs. 155/2010, Allegato XIII).

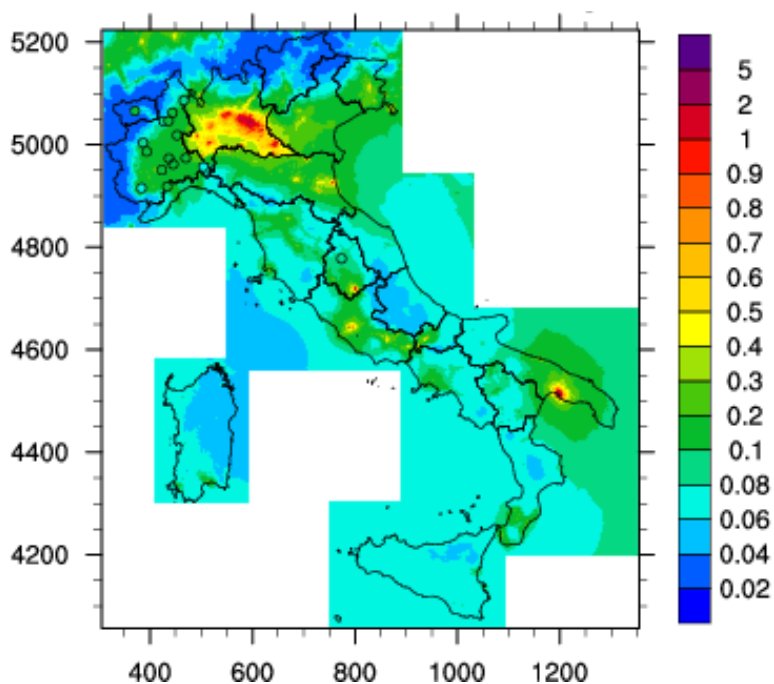


FIGURA 17. Cd (ng/m^3): MEDIE ANNUALI CONFRONTATE CON I VALORI OSSERVATI NELLE STAZIONI DI FONDO.

Una valutazione qualitativa dei risultati è mostrata negli *scatter plot* di Figura 18 che evidenziano un generale buon accordo tra dati simulati e osservati, sia per quel che riguarda i valori medi (Figura 18, A) sia per quel che riguarda la variabilità temporale (Figura 18, B).

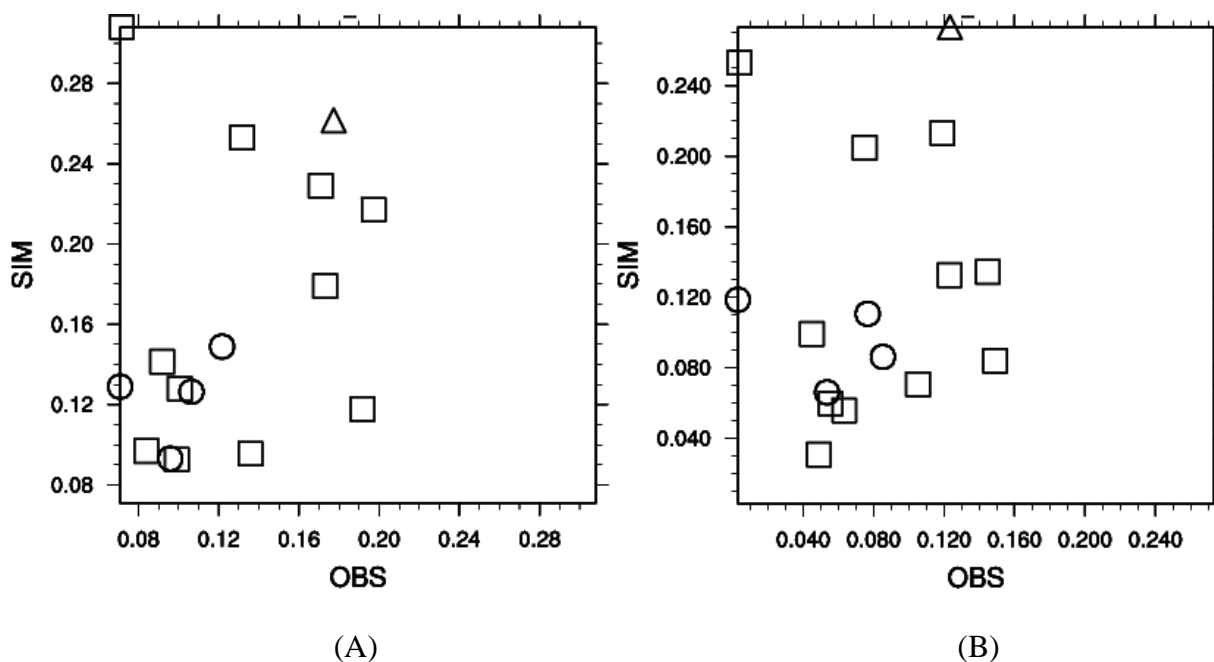


FIGURA 18. Cd (ng/m^3): SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI DI CONCENTRAZIONE CALCOLATE DALLE MEDIE GIORNALIERE (A) E DELLE DEVIAZIONI STANDARD CALCOLATE DALLE MEDIE MENSILI (B). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.4.3 Nichel (Ni)

La Figura 19 mostra la media annuale (in ng/m^3) di concentrazione al suolo fornita dal modello per il nichel confrontata con le osservazioni. Delle 59 stazioni di misura, presenti nella base dati BRACE e situate in Calabria, Lombardia, Marche, Piemonte, Puglia, Trentino Alto Adige, Umbria, Val d'Aosta e Veneto, solo 16 (le stesse selezionate per il cadmio) hanno soddisfatto i criteri di qualità. La Figura 19 mostra come i dati simulati evidenzino poca variabilità spaziale dei campi di concentrazione e sottostimino notevolmente le osservazioni, laddove disponibili. Una tale sottostima e mancanza di variabilità spaziale, per il solo nichel, fa ipotizzare una sottostima delle sue emissioni su tutto il territorio nazionale, poiché i processi chimico-fisici modellizzati per il nichel sono gli stessi che per gli altri metalli, per i quali il modello presenta invece buone prestazioni, in particolare per il cadmio (§ 3.4.2) e il piombo (§ 3.4.4). Il massimo su tutto il dominio è localizzato dalla simulazione nella città di Brescia mentre il massimo delle osservazioni disponibili è situato in Val d'Aosta dove invece la simulazione localizza un minimo di concentrazione. Il modello e le poche osservazioni disponibili tuttavia non mostrano superamenti del valore obiettivo per il nichel ($20 \text{ ng}/\text{m}^3$, D.Lgs. 155/2010, Allegato XIII).

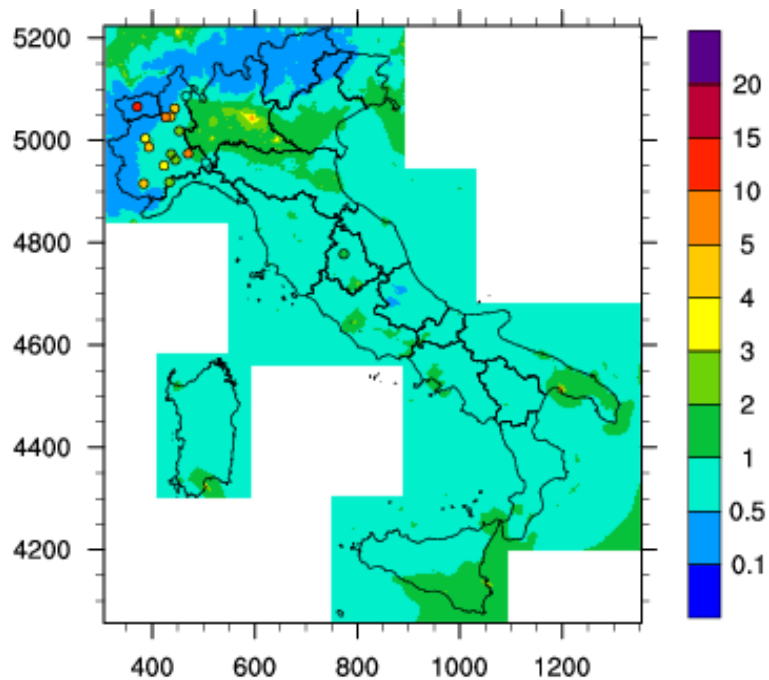


FIGURA 19. Ni (ng/m^3): MEDIE ANNUALI CONFRONTATE CON I VALORI OSSERVATI NELLE STAZIONI DI FONDO.

Gli *scatter plot* delle concentrazione medie annuali (Figura 20, A) e della loro variabilità temporale (Figura 20, B) confermano la sottostima del modello sia delle concentrazioni medie sia della loro variabilità temporale.

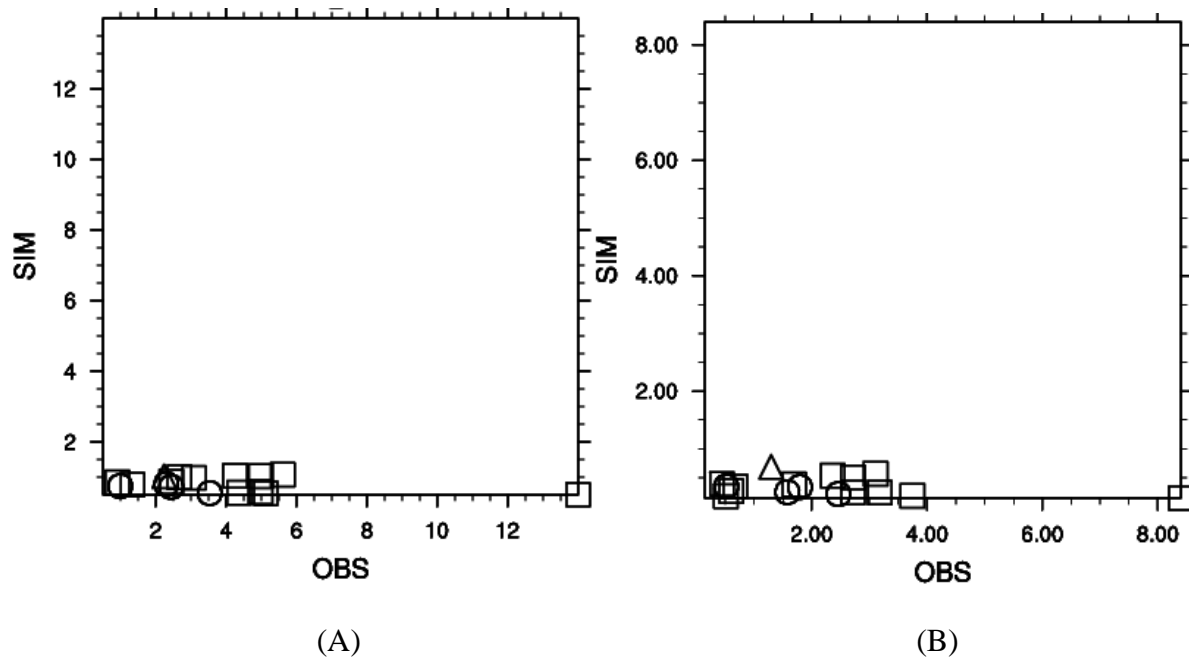


FIGURA 20. Ni (ng/m^3): SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI DI CONCENTRAZIONE CALCOLATE DALLE MEDIE GIORNALIERE (A) E DELLE DEVIAZIONI STANDARD CALCOLATE DALLE MEDIE MENSILI (B). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.4.4 Piombo (Pb)

La media annuale delle concentrazioni di piombo stimate dal modello e le relative osservazioni sono mostrate in Figura 21 (in ng/m^3). Delle 61 stazioni di misura presenti nella base dati BRACE, che coprono le stesse regioni menzionate per gli altri metalli, solo 16 stazioni rispettano i requisiti di copertura temporale. La Figura 21 mostra una lieve tendenza del modello a sottostimare le concentrazioni, anche se non ovunque e, comunque, in misura molto minore rispetto a quanto

osservato per il nichel. Inoltre in questo caso la sottostima del modello è meno critica poiché il valore limite di 500 ng/m^3 (D.Lgs. 155/2010, Allegato XI) è quasi un ordine di grandezza superiore al valore massimo simulato dal modello e 50 volte superiore a quello osservato. Il valore massimo osservato (circa 11 ng/m^3) si riscontra in 2 stazioni del Piemonte mentre quello simulato (88 ng/m^3) interessa la zona di Brescia. In generale la mappa dei valori simulati presenta i livelli più alti di concentrazione in Lombardia. Alti valori di concentrazione di piombo interessano comunque anche molte altre regioni (Veneto, Friuli Venezia Giulia, Emilia Romagna, Umbria, Lazio, Campania e Puglia), anche se in questi casi riguardano zone caratterizzate da minor estensione.

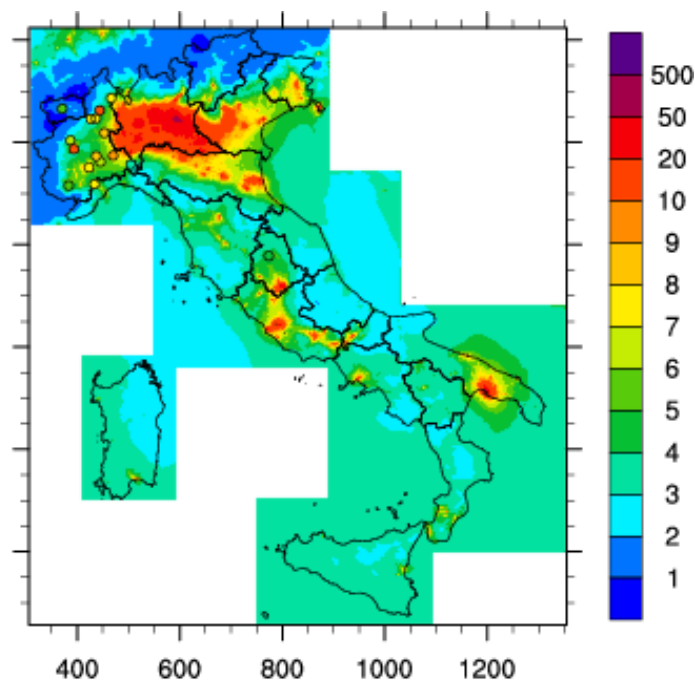


FIGURA 21. Pb (ng/m^3): MEDIE ANNUALI CONFRONTATE CON I VALORI OSSERVATI NELLE STAZIONI DI FONDO.

Gli scatter plot di Figura 22 (A e B) confermano un generale accordo fra modello ed osservazioni sia per quanto riguarda le concentrazioni medie annuali che la variabilità temporale dei dati.

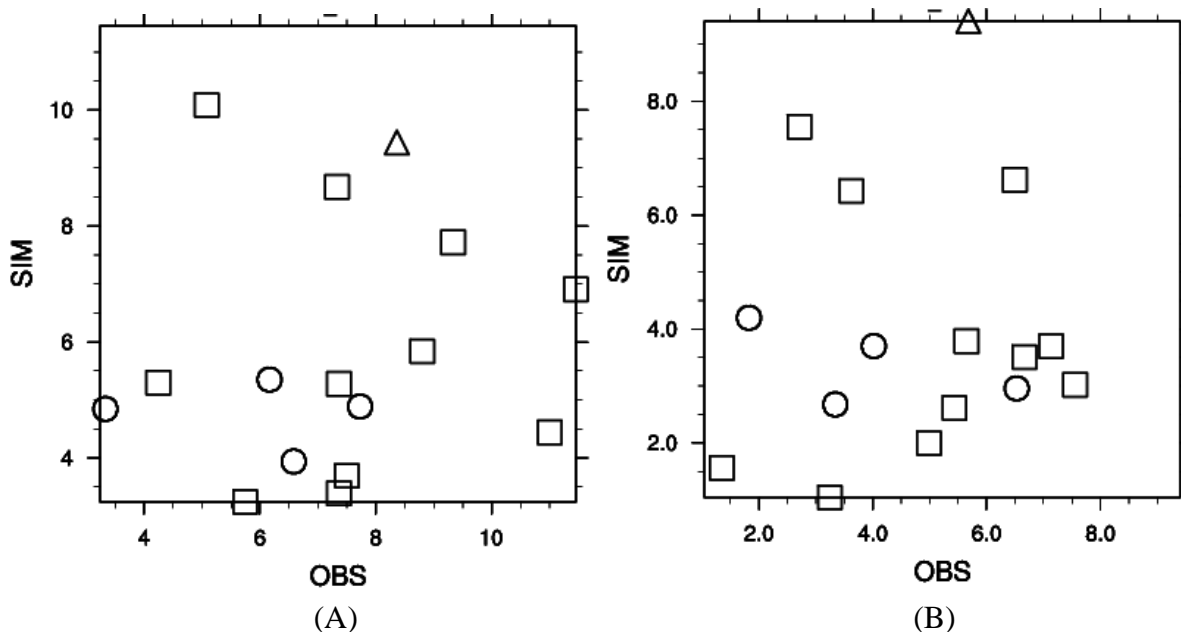


FIGURA 22. Pb (ng/m^3): SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI DI CONCENTRAZIONE CALCOLATE DALLE MEDIE GIORNALIERE (A) E DELLE DEVIAZIONI STANDARD CALCOLATE DALLE MEDIE MENSILI (B). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.5 Mercurio (Hg)

La Figura 23 mostra la mappa della media annuale delle concentrazioni di mercurio gassoso totale simulate dal modello. La zona di maggiore impatto si trova in Lombardia, dove si osservano sia i più alti valori di concentrazione sia la maggiore estensione dell'area di interesse. Viceversa, i valori minimi si trovano prevalentemente nelle aree montuose (Alpi e Appennini). Nessun dato di misura è riportato sulla mappa perché nessuna stazione è risultata disponibile secondo i criteri discussi al § 3. Nella base dati BRACE esiste una sola stazione che ha misurato il mercurio gassoso totale nel 2010: è la stazione di Sforzacosta, a Macerata. Ma si tratta di una stazione di traffico suburbana e non ha una sufficiente copertura temporale, ma solo osservazioni sparse nel tempo.

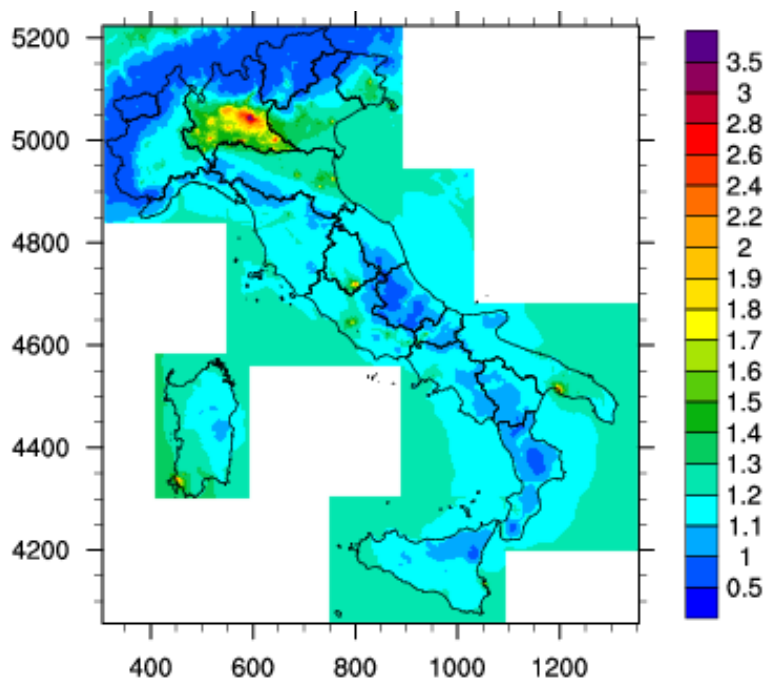


FIGURA 23. Hg (ng/m³): MEDIE ANNUALI DELLA CONCENTRAZIONE DI MERCURIO GASSOSO TOTALE.

Per un confronto almeno qualitativo, la Figura 24 mostra la serie temporale delle medie giornaliere osservate (rosso) e simulate dal modello (nero) nella stazione di Sforzacosta. Si nota una generale sottostima del modello rispetto alle osservazioni sia per quanto riguarda i valori che la loro variabilità temporale.

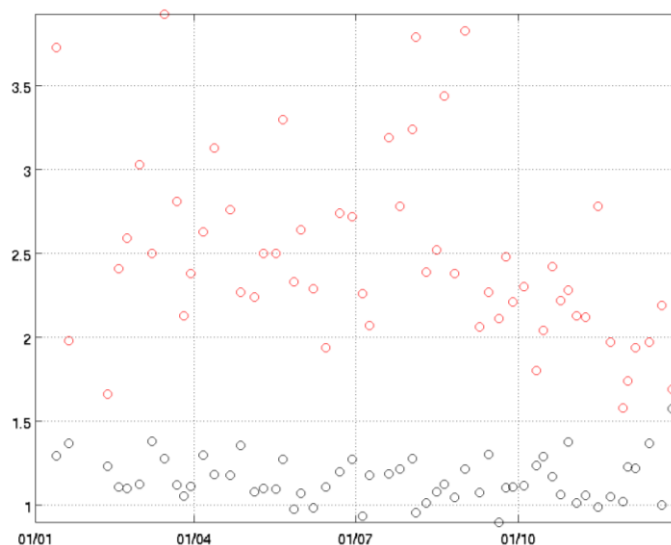


FIGURA 24. Hg (ng/m³): CONCENTRAZIONI MEDIE GIORNALIERE OSSERVATE (ROSSO) E MODELLATE (NERO) NELLA STAZIONE DI SFORZACOSTA.

3.6 Idrocarburi policiclici aromatici

3.6.1 Benzo(a)pirene

La media annuale delle concentrazioni di benzo(a)pirene è mostrata in Figura 25. Delle 61 stazioni che si trovano nella base dati BRACE solo 14 sono di fondo e con sufficiente copertura temporale. Tali stazioni sono tutte localizzate in Piemonte, dove il modello tende, per alcuni siti, ad una leggera sottostima. I livelli più alti di concentrazione di Benzo(a)pirene simulati dal modello si riscontrano in Puglia nei pressi dell'area industriale di Taranto dove la concentrazione stimata è più di un ordine di grandezza superiore al valore obiettivo di 1 ng/m^3 (D.Lgs. 155/2010, Allegato XIII). Concentrazioni non trascurabili, con superamenti dei limiti di legge, si riscontrano anche nelle zone di Milano, Roma e Napoli.

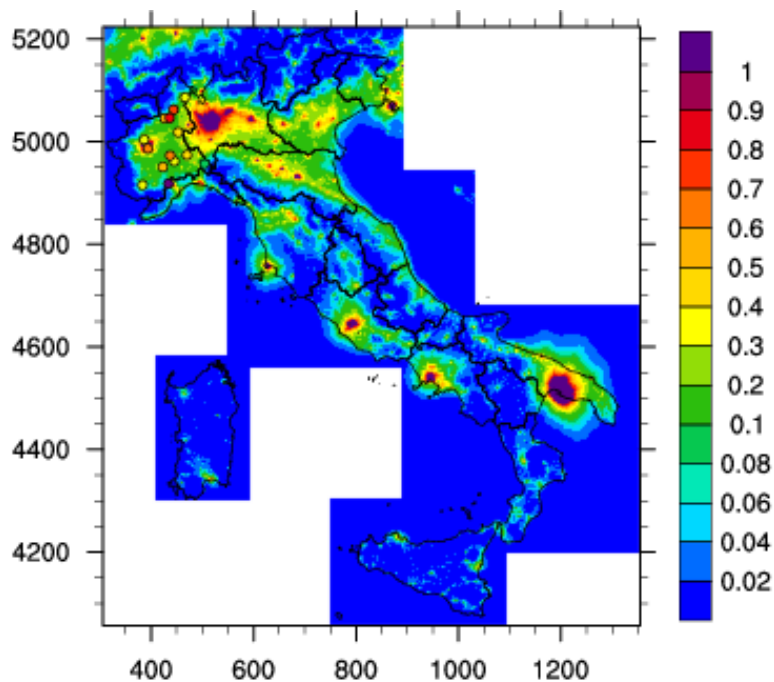


FIGURA 25. BENZO(a)PIRENE (ng/m^3): MEDIE ANNUALI CONFRONTATE CON I VALORI OSSERVATI NELLE STAZIONI DI FONDO.

Il confronto di Figura 26 mostra, a parte alcuni casi di sottostima, un generale buon accordo fra modello ed osservazioni, sia rispetto ai valori di concentrazione che alla loro variabilità temporale.

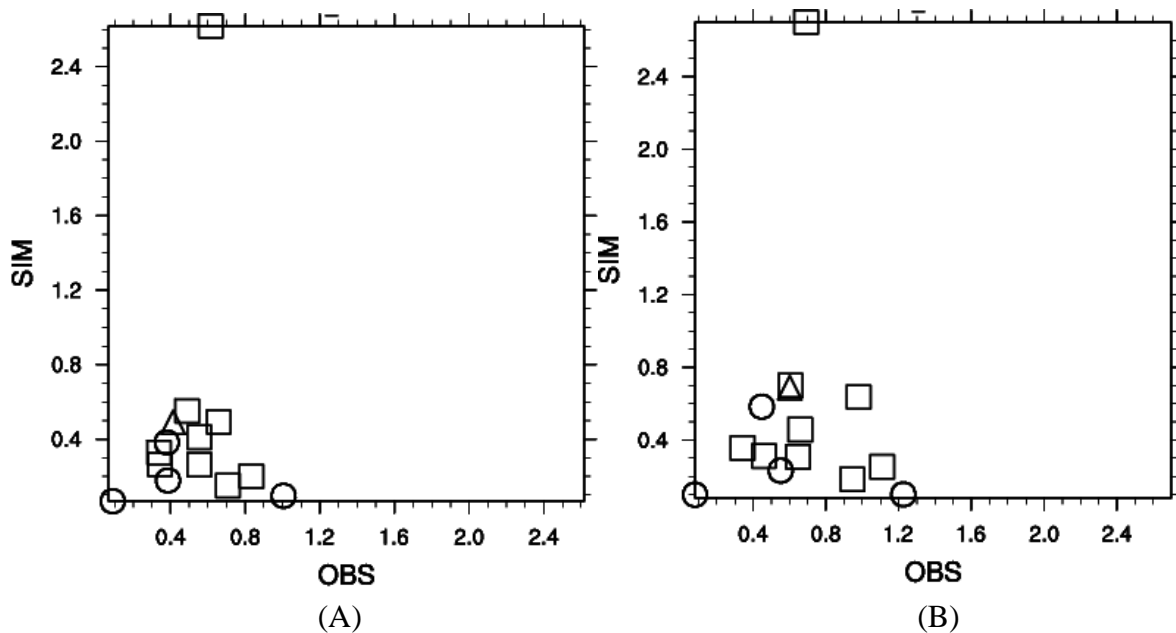


FIGURA 26. BENZO(a)PIRENE (ng/m^3): SCATTER PLOT DELLE MEDIE ANNUALI DI CONCENTRAZIONE CALCOLATE DALLE MEDIE GIORNALIERE (A) E DELLE DEVIAZIONI STANDARD CALCOLATE DALLE MEDIE MENSILI (B). I DIVERSI SIMBOLI INDICANO LE DIVERSE TIPOLOGIE DI STAZIONE: RURALI (CERCHI), SUBURBANE (TRIANGOLI) E URBANE (QUADRATI).

3.6.2 Benzo(b)fluorantene

In Figura 27 è mostrata la concentrazione media annuale di benzo(b)fluorantene stimata dal modello. La zona caratterizzata da più alti livelli di concentrazione si trova nell'area urbana di Milano ma si riscontrano concentrazioni non trascurabili anche a Torino, Roma, Napoli e Taranto. Nessun dato di misura è riportato sulla mappa perché nessuna stazione è risultata disponibile secondo i criteri discussi al § 3. Nella base dati BRACE esiste una sola stazione di misura di benzo(b)fluorantene, situata nella città di Trento in Trentino Alto Adige. Tale stazione, pur essendo una stazione di fondo, non ha una copertura temporale sufficiente per poter fornire un dato rappresentativo della media annuale.

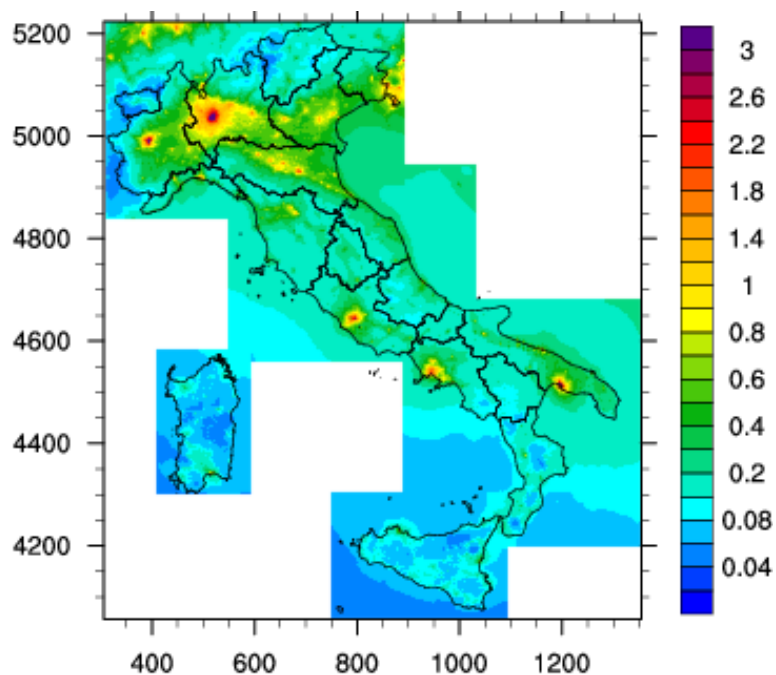


FIGURA 27. BENZO(b)FLUORANTENE (ng/m^3): MEDIE ANNUALI DELLA CONCENTRAZIONE.

Un confronto qualitativo è mostrato in Figura 28 dove è presentata la serie temporale delle concentrazioni medie giornaliere osservate (rosso) e simulate dal modello (nero) nella stazione di Trento. Il ciclo annuale è riprodotto parzialmente bene dal modello anche se si riscontra una generale sottostima della concentrazione durante i mesi invernali, probabilmente ascrivibile ad una sottostima delle emissioni da riscaldamento a biomassa.

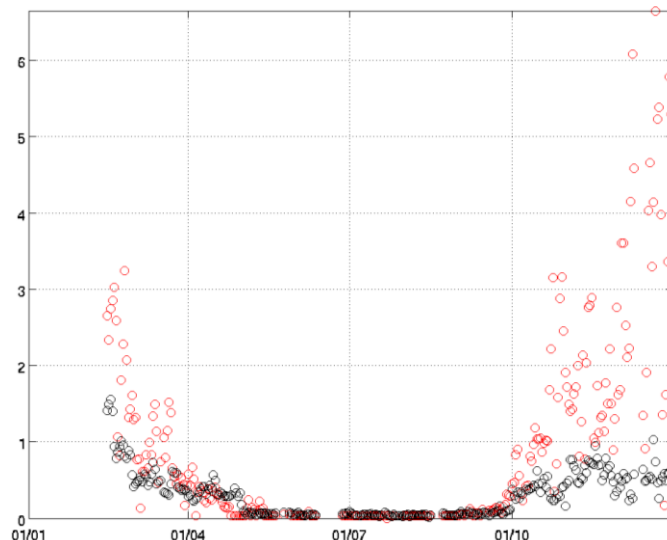


FIGURA 28. BENZO(b)FLUORANTENE (ng/m^3): CONCENTRAZIONI MEDIE GIORNALIERE OSSERVATE (ROSSO) E MODELLATE (NERO) NELLA STAZIONE DI TRENTO.

3.6.3 Benzo(k)fluorantene

La Figura 29 mostra la concentrazione media annuale di benzo(k)fluorantene stimata dal modello. I valori simulati più alti si trovano a Milano, a Torino e, in misura minore, a Roma, Napoli e Taranto. Anche in questo caso non è stato possibile un confronto con medie annuali misurate, in quanto nella base dati BRACE si trovano solo due stazioni di misura di benzo(k)fluorantene che però non hanno una copertura temporale sufficiente per fornire una media annuale rappresentativa. Le due stazioni di misura sono una a Sforzacosta (MC) e una a Trento e sono rispettivamente di traffico e di fondo.

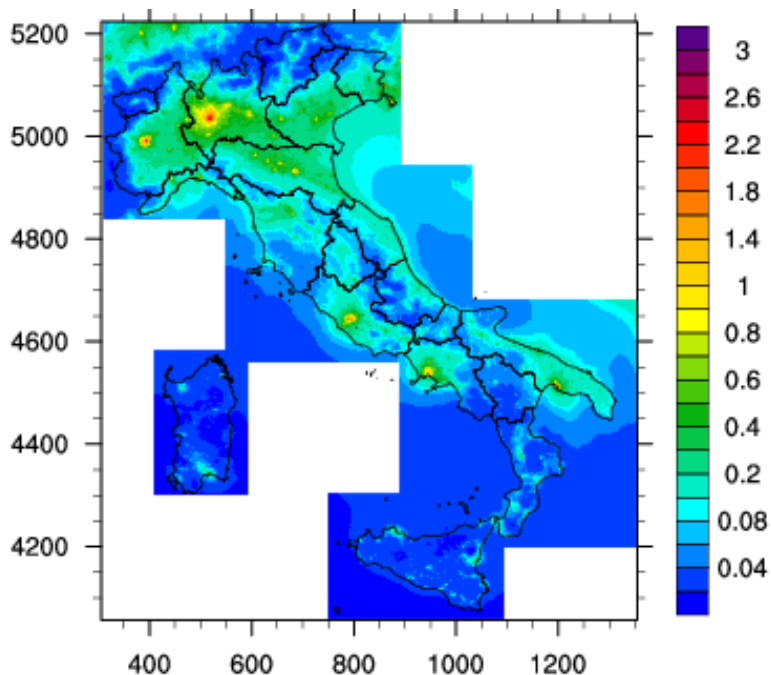


FIGURA 29. BENZO(k)FLUORANTENE (ng/m^3): MEDIE ANNUALI DELLA CONCENTRAZIONE.

Per queste due stazioni sono mostrate in Figura 30 le serie temporali delle concentrazioni medie giornaliere misurate (rosso) e simulate (nero). Nella stazione di Sforzacosta (Figura 30, B) il modello sembra riprodurre meglio le concentrazioni misurate rispetto a quanto si osserva a Trento (Figura 30, A) dove il comportamento appare analogo a quanto già descritto per lo stesso sito, relativamente al benzo(b)fluorantene.

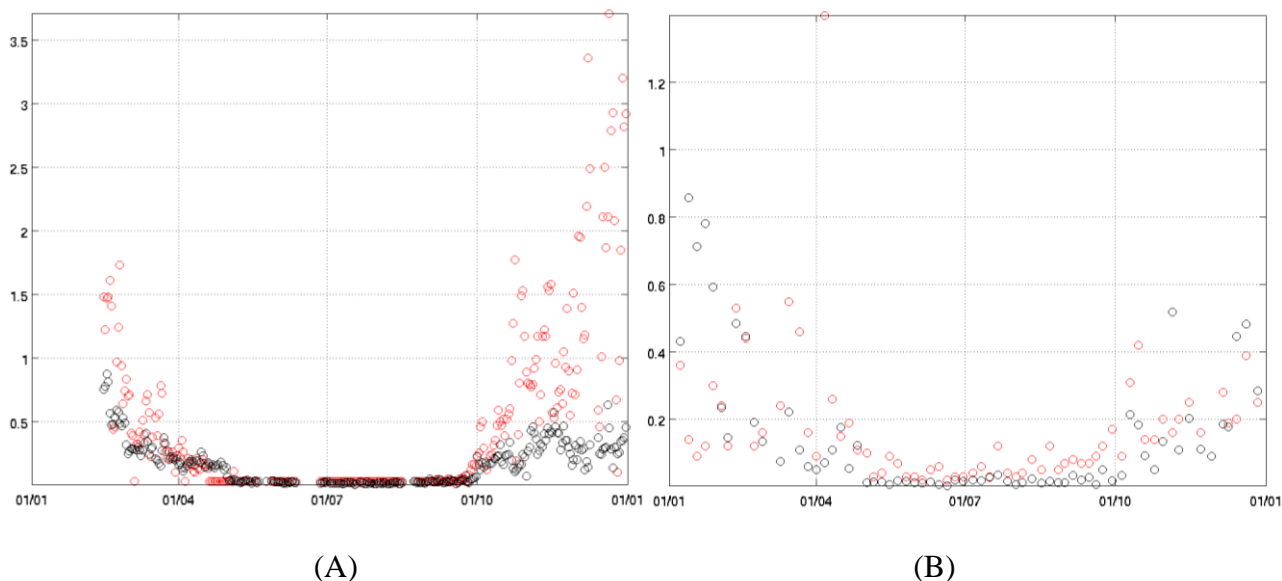


FIGURA 30. BENZO(k)FLUORANTENE (ng/m^3): CONCENTRAZIONI MEDIE GIORNALIERE OSSERVATE (ROSSO) E MODELLATE (NERO) NELLE STAZIONI DI TRENTO (A) E DI SFORZACOSTA (B).

3.6.4 Indeno(1,2,3-cd)pirene

I risultati della simulazione relativi all'indeno(1,2,3-cd)pirene, sebbene disponibili, non vengono qui presentati poiché nella base dati BRACE sono risultati completamente assenti dati di misura, anche solo per un confronto qualitativo.

4 CONCLUSIONI

Nel presente rapporto sono stati presentati i risultati della prima applicazione di AMS-MINNI in adempimento del D.Lgs. 155/2010 (art. 22, comma 5), ossia la simulazione su scala nazionale relativa all'anno 2010.

In particolare, per i principali inquinanti (ozono, biossido di azoto, particolato atmosferico, metalli e idrocarburi policiclici aromatici) sono stati presentati e discussi i campi di concentrazione medi annuali simulati alla più alta risoluzione spaziale disponibile (4 km). L'analisi delle mappe ha consentito di identificare, su scala nazionale, le zone di maggior impatto e di verificare il rispetto dei limiti di legge. La distribuzione dei livelli di ozono, tipico inquinante secondario, è determinata dai processi chimici e fisici che avvengono in atmosfera, oltre che dalla distribuzione spaziale delle emissioni dei precursori, e presenta i valori massimi in corrispondenza delle aree costiere, in particolare sul versante tirrenico. Biossido di azoto, particolato atmosferico e idrocarburi policiclici aromatici presentano invece le maggiori criticità in corrispondenza delle principali aree urbane, anche con superamenti dei limiti di legge. Per quanto riguarda i metalli, la distribuzione spaziale dei livelli di concentrazione è tipicamente guidata dalla distribuzione spaziale delle corrispondenti emissioni. Per nichel, cadmio e piombo i valori massimi si riscontrano in Lombardia e, per quanto riguarda gli ultimi due, anche nella zona urbana e industriale di Taranto; non si riscontrano comunque superamenti dei limiti di legge. Le concentrazioni più elevate di arsenico sono invece visibili in Veneto, dove si verifica anche un'area di superamento del valore obiettivo.

Per una valutazione dei risultati ottenuti, i campi di concentrazione simulati sono stati confrontati con i dati di monitoraggio disponibili sul territorio nazionale.

Per quanto riguarda i microinquinanti (metalli e idrocarburi policiclici aromatici), la scarsità e la disomogeneità spaziale nelle stazioni a disposizione non hanno consentito una validazione accurata della simulazione. Non a caso è stata istituita con DM 29/11/2012 la Rete nazionale di Stazioni speciali di cui al D.Lgs.155/2010 dedicata alla misura dell'ozono e dei suoi precursori e della composizione chimica del particolato, in particolare di metalli e IPA, che produrrà, una volta attiva, dati certificati e basati su metodologie condivise.

Sui dati attualmente a disposizione è stato possibile valutare solo qualitativamente la capacità del modello nel riprodurre le concentrazioni medie osservate. In particolare la possibilità di confronto è stata particolarmente critica per l'arsenico, per il quale le poche misure disponibili si sono rivelate poco affidabili, e per l'indeno(1,2,3-cd)pirene, per il quale sono risultati completamente assenti dati di misura. I valori simulati di cadmio e piombo hanno mostrato un generale buon accordo con i dati osservati sia per quanto riguarda le concentrazioni medie annuali che la variabilità temporale dei dati; più critici sono apparsi invece i risultati ottenuti per il nichel, con dati simulati che evidenziano poca variabilità spaziale dei campi di concentrazione e sottostimano notevolmente le osservazioni, laddove disponibili. Una generale sottostima del modello rispetto alle osservazioni si è osservata anche per il mercurio, sia per quanto riguarda i valori che la loro variabilità temporale. Infine, in merito agli idrocarburi policiclici aromatici, si sono osservate buone prestazioni del modello nel riprodurre i valori misurati di benzo(a)pirene, mentre una generale sottostima si è osservata nei confronti qualitativi effettuati per benzo(b)fluorantene e benzo(k)fluorantene.

Per quanto riguarda invece i macroinquinanti analizzati (ozono, biossido di azoto e particolato atmosferico), i risultati presentati al § 3, confermati e approfonditi nell'APPENDICE 1, hanno fornito una dettagliata validazione dei campi di concentrazione simulati. Alla luce di tale validazione, le prestazioni di AMS-MINNI sono apparse in linea, se non, in alcuni casi, addirittura

superiori, a quanto presentato in letteratura su applicazioni analoghe, effettuate in Europa a risoluzioni spaziali confrontabili. Coerente con la letteratura è, non solo l'entità degli errori ottenuti, ma anche il comportamento generale della simulazione: sovrastima dei livelli di ozono e sottostima di quelli di biossido di azoto e di particolato; migliori prestazioni modellistiche nel riprodurre la componente fine del particolato, rispetto a quella grossolana; maggiore discrepanza tra valori simulati e osservati passando dal contesto rurale a quello urbano, ma aumento della correlazione; insufficiente capacità del modello di catturare, alla risoluzione spaziale utilizzata, la variabilità spaziale a piccola scala che caratterizza molti contesti urbani, e, in particolare, di riprodurre correttamente i picchi locali di concentrazione.

In generale le buone prestazioni del modello, e in modo particolare l'aumento di correlazione osservato in ambiente urbano, dove è particolarmente importante l'effetto delle emissioni locali, fanno supporre una buona stima delle emissioni e una loro corretta spazializzazione e modulazione temporale. Del resto gli ottimi risultati ottenuti nel riprodurre la componente fine del particolato sono indicativi della solidità scientifica dei moduli chimico e di aerosol integrati nel modello di qualità dell'aria. È la frazione fine infatti a contenere gran parte del particolato secondario, prodotto dai fenomeni chimici e fisici che avvengono in atmosfera e la sua corretta stima rivela una buona modellizzazione di tale fenomeno.

In conclusione, i risultati presentati, hanno mostrato complessivamente la buona qualità dei campi di concentrazioni simulati da AMS-MINNI per il 2010 su scala nazionale. I campi prodotti sono ora disponibili, come da D.Lgs. 155/2010, presso il MATTM, sia come condizioni iniziali e al contorno per simulazioni a carattere locale (ad esempio su scala regionale) sia come dati di input in studi di impatto a scala nazionale. Analisi di rischio per la salute umana o previsione dei danni agli ecosistemi o al patrimonio artistico, solo per citare alcuni esempi, potrebbero utilmente usufruire delle potenzialità della base dati qui presentata.

5 APPENDICE 1: INDICATORI STATISTICI PER LA VALIDAZIONE DEI CAMPI DI CONCENTRAZIONE

È qui presentato un confronto più approfondito tra i campi di concentrazione simulati, per l'anno 2010 a 4 km di risoluzione, e i dati misurati nei siti di monitoraggio. La quantificazione delle prestazioni modellistiche è basata sul calcolo di diversi indici statistici, riportati in Tabella 3, insieme alla loro formulazione e all'indicazione del loro valore ottimale. Tale elenco, coerente con quanto proposto dalla letteratura scientifica al riguardo (Borrego et al., 2008; Hanna and Chang, 2012; Zhang et al., 2012), include, in particolare, gli indicatori raccomandati nell'Appendice III del D.Lgs. 155/2010.

Gli stessi sono anche raccomandati dalla comunità modellistica del Forum Europeo FAIRMODE (http://fairmode.jrc.ec.europa.eu/document/fairmode/WG1/WG2_SG4_benchmarking_V2.pdf).

INDICATORE STATISTICO	FORMULAZIONE	VALORE IDEALE
<i>Coefficiente di correlazione</i>	$\text{Corr} = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})(M_i - \bar{M})}{\sigma_o \sigma_M}$	1
<i>Rapporto tra le deviazioni standard</i>	$\text{SR} = \frac{\sigma_M}{\sigma_o}$	1
<i>Frazione dei rapporti tra dato modellato e osservato compresi entro un fattore 2</i>	$\text{FAC2} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N n_i$ $n_i = \begin{cases} 1 & \text{se } 0.5 \leq \left \frac{M_i}{O_i} \right \leq 2 \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases}$	1
<i>Bias</i>	$\text{BIAS} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i) = \bar{M} - \bar{O}$	0
<i>Fractional Bias</i>	$\text{FB} = \frac{(\bar{M} - \bar{O})}{\frac{(\bar{M} + \bar{O})}{2}}$	0
<i>Root Mean Square Error</i>	$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}$	0
<i>Normalized Mean Square Error</i>	$\text{NMSE} = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}{\bar{M}\bar{O}}$	0

TABELLA 3. INDICATORI STATISTICI UTILIZZATI PER LA VALIDAZIONE DEI CAMPI DI CONCENTRAZIONE.

In particolare il coefficiente di correlazione (*Corr*) esprime una misura della correlazione temporale tra le due serie di valori simulati e misurati mentre il rapporto tra le deviazioni standard (*SR*) è una misura della capacità del modello di riprodurre la variabilità temporale delle osservazioni. Entrambi questi indicatori hanno valore ottimale pari ad 1, così come il *FAC2*, che misura la frazione dei dati modellati per i quali il rapporto con il corrispondente dato osservato è compreso entro un fattore 2.

Bias (*BIAS*), Fractional Bias (*FB*), Root Mean Square Error (*RMSE*) e Normalized Mean Square Error (*NMSE*) quantificano l'entità degli errori commessi e hanno pertanto valore ottimale pari a 0. In particolare *BIAS* ed *FB*, mantenendo il segno positivo o negativo nel calcolo delle differenze, consentono di valutare se mediamente il modello sottostimi (*BIAS* ed *FB* negativi) o sovrastimi (*BIAS* ed *FB* positivi). Rispetto al *BIAS*, che fornisce una stima immediata della differenza (nella stessa unità di misura delle grandezze da confrontare), l'indice *FB* pesa tale differenza sulla media tra valore misurato e osservato. L'*FB* è quindi adimensionale e consente di confrontare le prestazioni modellistiche anche quando siano in gioco concentrazioni di diverso ordine di grandezza (ad esempio al variare dell'inquinante o della tipologia del sito di confronto). Sia il *BIAS* che l'*FB*, essendo medie di differenze (ognuna con il suo segno), sono intrinsecamente soggetti a effetti di compensazione. Per questo i due indici *RMSE* ed *NMSE* basati sul calcolo delle differenze al quadrato (rispettivamente assolute e normalizzate), escludendo gli effetti di compensazione, consentono di completare il quadro, fornendo una stima della discrepanza media in valore assoluto tra dati simulati e misurati.

Di seguito vengono presentati e discussi i risultati ottenuti, in termini di indicatori statistici, dal confronto tra i dati simulati (a 4 km di risoluzione) e quelli osservati, relativamente all'anno 2010 per i principali macroinquinanti (ozono, biossido di azoto, e particolato atmosferico). Come discusso al § 3 si è fatto riferimento alle sole stazioni di fondo, con sufficiente copertura temporale dei dati.

Per quanto riguarda invece i microinquinanti (metalli e idrocarburi policiclici aromatici), a motivo della scarsità dei dati a disposizione e della loro disomogeneità spazio-temporale, non è stato possibile effettuare questa approfondita analisi statistica.

5.1 Ozono (O_3)

In Tabella 4 sono presentati gli indici statistici ottenuti per l'ozono, nelle stazioni di fondo, in funzione del tipo di stazione (rurale, suburbana e urbana). Per ciascuna tipologia il valore dell'indicatore è espresso in termini di valore medio \pm deviazione standard, calcolato su tutte le stazioni a disposizione, il cui numero è anch'esso riportato in Tabella 4.

I valori di Tabella 4 confermano e approfondiscono quanto osservato e discusso al § 3.1. Nell'ambito di prestazioni complessivamente buone, il modello tende a sovrastimare il livelli di concentrazione di ozono (*BIAS* ed *FB* positivi) e la discrepanza tra dati simulati e osservati aumenta passando dal contesto rurale a quello urbano. Tutti gli indici che misurano l'errore (*BIAS*, *FB*, *RMSE* ed *NMSE*) infatti aumentano, e corrispondentemente diminuisce il *FAC2*. In particolare l'*NMSE* assume per le stazioni urbane un valore medio di circa 0.1 (corrispondente ad un errore di circa il 30%): si può comunque notare che il valore della deviazione standard è paragonabile al valore stesso, segno di una grande variabilità nei risultati ottenuti e del fatto che un numero non trascurabile di stazioni possiedono un valore di *NMSE* molto basso. E' interessante osservare che, se la discrepanza tra valori simulati e osservati aumenta passando dal contesto rurale a quello urbano, la correlazione migliora (*Corr* aumenta) così come la capacità di riprodurre la variabilità temporale dei dati (*SR* si avvicina ad 1). Questo risultato è un indizio della buona capacità del modello di descrivere in modo realistico il profilo temporale delle emissioni locali dei precursori che, in contesto urbano influenzano più direttamente l'andamento temporale dei livelli di concentrazione di ozono. Viceversa, in contesto rurale diventa più importante il ruolo della meteorologia, che condiziona l'andamento temporale e spaziale delle concentrazioni su più larga scala.

	<i>Corr</i>	<i>SR</i>	<i>FAC2</i>	<i>BIAS</i>	<i>FB</i>	<i>RMSE</i>	<i>NMSE</i>
Rurali (55 Staz.)	0.80 ± 0.10	0.86 ± 0.18	0.92 ± 0.08	4.3 ± 10	0.05 ± 0.12	21.7 ± 4.4	0.07 ± 0.03
Suburbane (54 Staz.)	0.81 ± 0.10	0.89 ± 0.22	0.90 ± 0.08	9.8 ± 8.3	0.12 ± 0.11	23.5 ± 5.9	0.09 ± 0.05
Urbane (98 Staz.)	0.83 ± 0.18	0.91 ± 0.23	0.86 ± 0.10	11.6 ± 9.2	0.15 ± 0.13	24.6 ± 6.1	0.11 ± 0.11

TABELLA 4. O₃: INDICATORI STATISTICI (MEDIA±DEVIATIONE STANDARD) OTTENUTI AL VARIARE DEL TIPO DI STAZIONE.

Le prestazioni di AMS-MINNI nel simulare le concentrazioni di ozono appaiono in linea, se non addirittura superiori (in particolare per quanto riguarda la correlazione), a quanto presentato in letteratura su applicazioni analoghe, effettuate in Europa a risoluzioni spaziali confrontabili. Ne sono due esempi un'applicazione di CMAQ sul Regno Unito a 5 km di risoluzione (Chemel et al., 2010) e una di CALIOPE sulla Spagna a 4 km di risoluzione (Baldasano et al., 2011). In particolare la generale sovrastima dei valori di ozono simulati è riscontrata sia da Chemel et al. (2010) che da Baldasano et al. (2011). In quest'ultimo caso la sovrastima è limitata alle stazioni in contesto urbano per le quali anche Baldasano et al. (2011) riscontra del resto una migliore correlazione.

5.2 Biossido di azoto (NO₂)

In Tabella 5, nelle stesse modalità di Tabella 4, sono presentati gli indici statistici ottenuti per il biossido di azoto. Anche in questo caso i risultati mostrano un aumento della correlazione passando dal contesto rurale al contesto urbano a confermare l'ipotesi della buona capacità del modello di descrivere in modo realistico il profilo temporale delle emissioni locali. In questo caso il miglioramento della correlazione è accompagnato anche da un aumento della frazione di dati modellati per i quali il rapporto con il corrispondente dato osservato è compreso entro un fattore 2 (*FAC2*). La variabilità temporale delle concentrazioni è riprodotta invece meglio in contesto rurale dove si osserva anche una generale migliore riproduzione dei livelli di concentrazione. L'aumento degli errori assoluti (*BIAS* ed *RMSE*) in contesto urbano evidenzia un peggioramento della sottostima (*BIAS* ed *FB* negativi), dovuta probabilmente sia ad una sottostima nella quantificazione dell'effetto di *titration* sia al fatto che, mediando sulla cella di calcolo a 4 km di risoluzione, è prevedibile che non si possano riprodurre correttamente i picchi locali di concentrazione. Vale però la pena osservare che in ambiente urbano l'aumento degli errori assoluti è accompagnato anche ad un aumento dei livelli di concentrazione: per questo motivo mentre si osserva un aumento del *BIAS* e dell'*RMSE* tale tendenza non è confermata agli errori relativi: l'*FB* non mostra significative variazioni mentre l'*NMSE*, assume addirittura un valore medio lievemente inferiore, sebbene accompagnato da una maggiore deviazione standard.

	<i>Corr</i>	<i>SR</i>	<i>FAC2</i>	<i>BIAS</i>	<i>FB</i>	<i>RMSE</i>	<i>NMSE</i>
Rurali (46 Staz.)	0.42 ± 0.18	0.93 ± 0.39	0.45 ± 0.14	-5.2 ± 4.9	-0.45 ± 0.36	13.8 ± 5.3	1.44 ± 0.82
Suburbane (66 Staz.)	0.52 ± 0.11	0.80 ± 0.33	0.46 ± 0.19	-8.7 ± 8.5	-0.51 ± 0.46	19.9 ± 6.6	1.59 ± 1.71
Urbane (122 Staz.)	0.55 ± 0.12	0.84 ± 0.30	0.49 ± 0.20	-10.1 ± 9.3	-0.47 ± 0.43	22.4 ± 5.5	1.38 ± 2.15

TABELLA 5. NO₂: INDICATORI STATISTICI (MEDIA±DEVIATIONE STANDARD) OTTENUTI AL VARIARE DEL TIPO DI STAZIONE.

Anche per il biossido di azoto si può affermare che, le prestazioni modellistiche sono coerenti a quanto pubblicato in letteratura (Baldasano et al., 2011). In particolare anche Baldasano et al. (2011) riscontrano un peggioramento dei *BIAS* in ambiente urbano e associano questo risultato all'insufficiente capacità del modello di catturare, alla risoluzione spaziale utilizzata, la variabilità spaziale a piccola scala che caratterizza molti contesti urbani. Il tema della variabilità sottogriglia è

un problema ben noto in letteratura (Ching et al., 2006) ed è necessario tenerne conto nei confronti tra risultati modellistici e dati misurati.

5.3 Particolato atmosferico (PM10, PM2.5)

In Tabella 6 e Tabella 7, nelle stesse modalità di Tabella 4, sono presentati gli indici statistici ottenuti rispettivamente per il PM10 e il PM2.5. Sia per il PM10 che per il PM2.5 le prestazioni sono molto buone. Passando dal contesto rurale a quello urbano, si osserva anche in questi casi un miglioramento sia della correlazione sia della capacità del modello di riprodurre la variabilità temporale (*SR* più vicino ad 1). In particolare, per il PM2.5 si passa dalla sottostima della variabilità ad una leggera sovrastima (*SR* lievemente maggiore di 1). Anche la frazione dei dati modellati per i quali il rapporto con il corrispondente dato osservato è compreso entro un fattore 2 (*FAC2*) tende a crescere mentre, come già osservato (§ 3.3), l'errore sulla stima dei livelli di concentrazione tende generalmente ad aumentare. I valori di *RMSE* infatti aumentano passando dall'ambiente rurale a quello urbano ad indicare che la diminuzione dei *BIAS* medi è da ascrivere ad un probabile effetto di compensazione tra casi di sottostima e casi di sovrastima.

	<i>Corr</i>	<i>SR</i>	<i>FAC2</i>	<i>BIAS</i>	<i>FB</i>	<i>RMSE</i>	<i>NMSE</i>
Rurali (31 Staz.)	0.43 ± 0.2	0.61 ± 0.18	0.54 ± 0.14	-8.9 ± 5.1	-0.50 ± 0.24	14.9 ± 5.5	0.92 ± 0.41
Suburbane (47 Staz.)	0.47 ± 0.22	0.62 ± 0.25	0.59 ± 0.17	-10.2 ± 5.2	-0.50 ± 0.29	17.1 ± 6.0	0.88 ± 0.75
Urbane (99 Staz.)	0.55 ± 0.2	0.79 ± 0.4	0.61 ± 0.17	-9.0 ± 6.7	-0.42 ± 0.32	18.28 ± 4.6	0.79 ± 0.76

TABELLA 6. PM10: INDICATORI STATISTICI (MEDIA±DEVIATION STANDARD) OTTENUTI AL VARIARE DEL TIPO DI STAZIONE.

	<i>Corr</i>	<i>SR</i>	<i>FAC2</i>	<i>BIAS</i>	<i>FB</i>	<i>RMSE</i>	<i>NMSE</i>
Rurali (13 Staz.)	0.59 ± 0.07	0.79 ± 0.22	0.69 ± 0.12	-4.1 ± 3.3	-0.25 ± 0.25	11.23 ± 2.9	0.56 ± 0.25
Suburbane (8 Staz.)	0.59 ± 0.13	0.66 ± 0.23	0.66 ± 0.23	-6.8 ± 6.36	-0.43 ± 0.33	12.0 ± 6.3	0.77 ± 0.67
Urbane (31 Staz.)	0.64 ± 0.12	1.05 ± 0.47	0.71 ± 0.15	-0.4 ± 7.14	-0.09 ± 0.37	14.5 ± 6.2	0.62 ± 0.61

TABELLA 7. PM2.5: INDICATORI STATISTICI (MEDIA±DEVIATION STANDARD) OTTENUTI AL VARIARE DEL TIPO DI STAZIONE.

Le prestazioni modellistiche relative al PM10 sono allineate con quanto ottenuto da Chamel et al. (2010) e mediamente superiori a quelle presentate da Baldasano et al. (2011). In particolare è confermata la generale sottostima dei modelli nel riprodurre i livelli di concentrazione del particolato.

Le buone prestazioni del modello, in modo particolare in ambiente urbano, dove è particolarmente importante l'effetto delle emissioni locali, fanno supporre una buona stima delle emissioni e una loro corretta spazializzazione e modulazione temporale. Del resto gli ottimi risultati ottenuti nel riprodurre i livelli di PM2.5, superiori a quelli relativi al PM10 in tutti i contesti e alla luce di tutti gli indicatori statistici, è indicativa di buone prestazioni dei moduli chimico e di aerosol integrati in FARM. E' la frazione fine infatti a contenere gran parte del particolato secondario, prodotto dai fenomeni chimico-fisici che avvengono in atmosfera e una buona stima del PM2.5 è indicativa di una corretta modellizzazione di tali fenomeni.

6 APPENDICE 2: VALIDAZIONE DEI CAMPI METEOROLOGICI

I dati meteorologici al suolo modellati a 4 km di risoluzione per l'intero anno 2010 sono stati confrontati con le osservazioni disponibili da diverse fonti.

Un primo riscontro qualitativo (§ 6.1) è stato effettuato confrontando i campi al suolo con le statistiche meteorologiche delle postazioni distribuite da ISPRA attraverso il sistema SCIA (Sistema nazionale per la raccolta, l'elaborazione e la diffusione dei dati Climatici di Interesse Ambientale, <http://www.scia.sinanet.apat.it>).

Un'analisi più approfondita (§ 6.2) della qualità dei campi al suolo è stata effettuata tramite il confronto statistico con i dati meteorologici orari forniti da alcune ARPA delle regioni del Nord Italia (Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli Venezia Giulia).

6.1 Confronto preliminare con le statistiche meteorologiche di ISPRA/SCIA

I campi meteorologici, simulati a 4 km di risoluzione e mediati su base annuale, sono stati confrontati con le corrispondenti statistiche meteorologiche rese disponibili da ISPRA attraverso il sistema SCIA (Desiato et al., 2011). Il confronto vuole essere un primo controllo per verificare la congruenza tra i dati simulati e le osservazioni e mettere in evidenza la presenza di eventuali differenze fra le diverse aree territoriali. Le statistiche SCIA sono state utilizzate direttamente, senza nessuna selezione preliminare delle stazioni o filtraggio dei dati.

In Figura 31 è mostrata la mappa delle temperature medie annuali simulate dal modello a 4 km di risoluzione sui 5 domini macro-regionali. I dati simulati al livello più prossimo al suolo, sono confrontati con i corrispondenti valori misurati, rappresentati in Figura 31 da cerchi, localizzati in corrispondenza delle stazioni e colorati nella stessa scala utilizzata per la mappa delle temperature simulate. Si nota come la simulazione riesca a rappresentare in maniera soddisfacente i valori generalmente omogenei che caratterizzano la pianura padana, nonché il gradiente che si osserva passando alle stazioni situate nelle aree montuose (Alpi, Appennini e isole). Solo in alcuni casi, caratterizzati da orografia complessa, il modello tende a smussare i valori rispetto a quelli osservati. Oltre ai gradienti accentuati in prossimità dei rilievi, si notano sull'Italia peninsulare anche gradienti tra le aree costiere e l'interno, sufficientemente catturati anche dalle simulazioni.

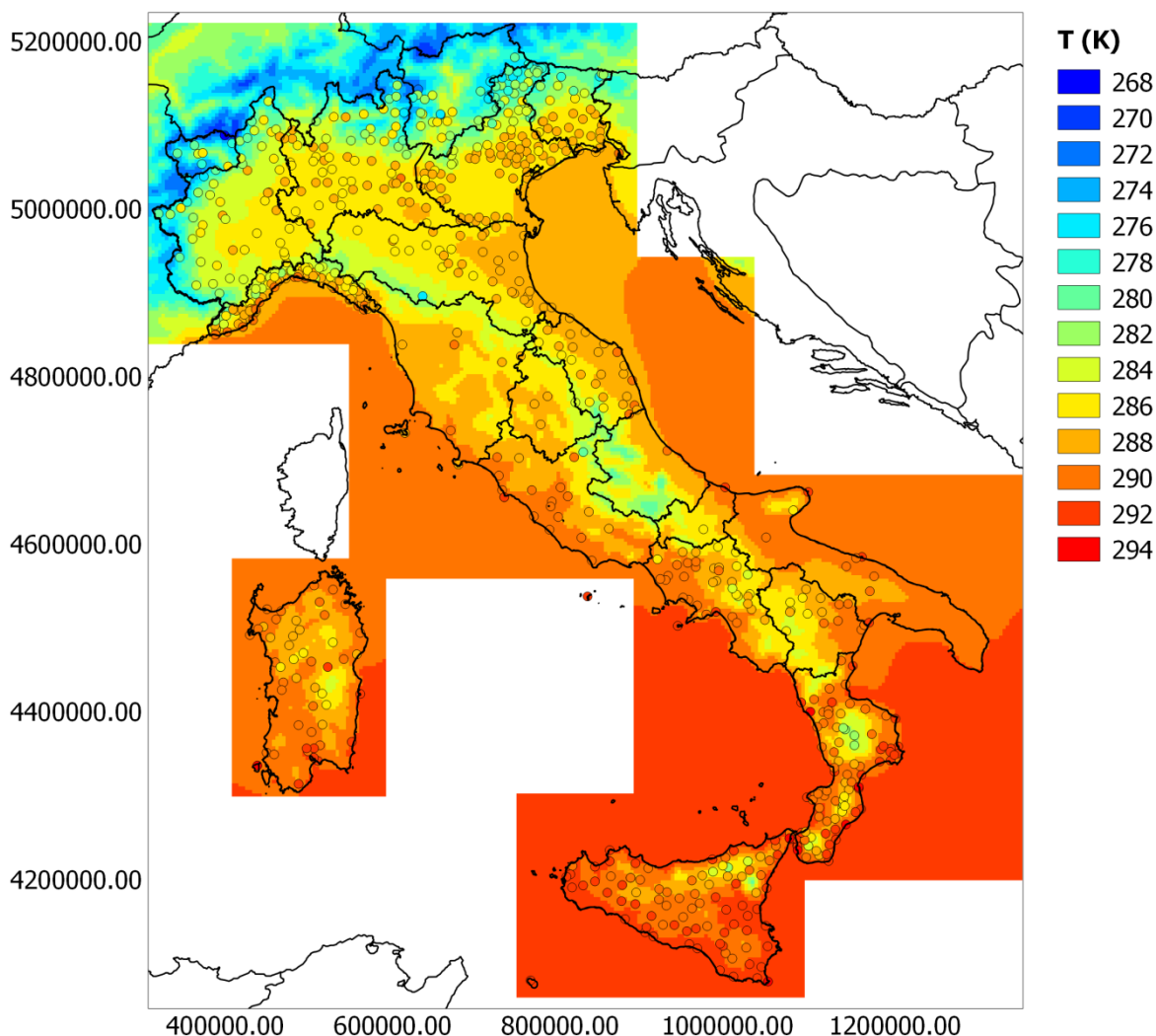


FIGURA 31. TEMPERATURA (K): MEDIA ANNUALE SIMULATA SUI 5 DOMINI MACRO-REGIONALI. I DATI OSSERVATI SONO RAPPRESENTATI DAI CERCHI SOVRAIMPOSTI.

Il medesimo confronto tra le medie annuali viene presentato in Figura 32 per la velocità del vento, che assieme alla temperatura gioca un ruolo fondamentale nel determinare i livelli di concentrazione degli inquinanti atmosferici e la loro variabilità spaziale. Anche in questo caso la simulazione tende a descrivere correttamente i gradienti osservati nelle misure e anche a cogliere, su scala più ampia, le principali differenze presenti nella penisola: ad esempio la pianura padana è caratterizzata da valori di intensità del vento più bassi, mentre i valori più elevati si osservano nelle regioni meridionali (soprattutto in Puglia) e nelle isole.

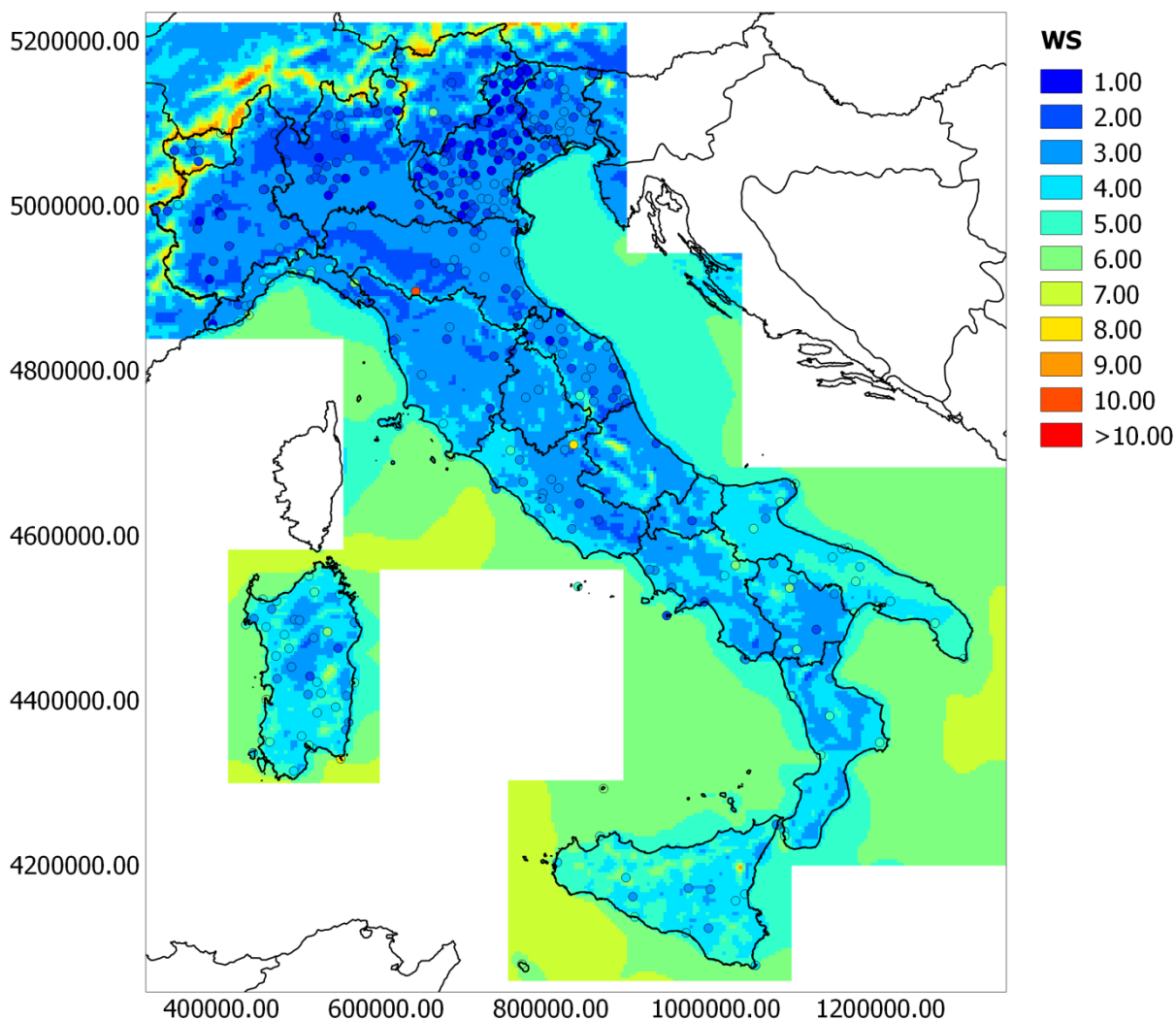


FIGURA 32. VELOCITÀ DEL VENTO (m/s): MEDIA ANNUALE SIMULATA SUI 5 DOMINI MACRO-REGIONALI. I DATI OSSERVATI SONO RAPPRESENTATI DAI CERCHI SOVRAIMPOSTI.

6.2 Validazione sui i dati meteorologici orari forniti da alcune ARPA del Nord Italia

Per poter effettuare una valutazione più quantitativa dei campi meteorologici simulati da RAMS, si è verificata la disponibilità di dati a risoluzione temporale maggiore. Un confronto su base oraria è stato possibile grazie ai dati di misura forniti da alcune ARPA delle regioni del Nord Italia (Piemonte, Lombardia, Veneto e Friuli Venezia Giulia). Quindi, limitatamente alla sola Italia settentrionale, si è potuto effettuare un confronto più approfondito. La copertura dei dati a disposizione è illustrata in Figura 33 (relativamente ai sensori di temperatura).

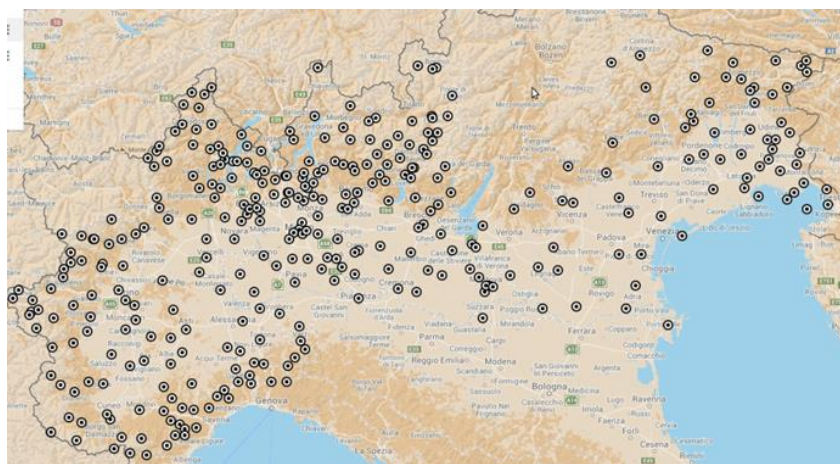


FIGURA 33. POSIZIONE DELLE STAZIONI DI MISURA DELLA TEMPERATURA (ARPA PIEMONTE, LOMBARDIA, VENETO E FRIULI VENEZIA GIULIA).

Un confronto sistematico tra dati simulati e misurati è stato effettuato tramite il calcolo di alcuni indicatori statistici, riportati in Tabella 8, insieme alla loro formulazione e all'indicazione del loro valore ottimale. Tali indicatori sono tra quelli più largamente utilizzati in meteorologia per il confronto tra modello e osservazioni e sono, tra l'altro, tra quelli raccomandati dal Forum Europeo FAIRMODE.

Inoltre Tesche et al. (2002) hanno raccolto dati di letteratura sui valori di benchmark per alcuni di questi indicatori, relativamente ai parametri meteorologici utilizzati in simulazioni di qualità dell'aria. Per quanto riguarda la temperatura, vengono suggeriti valori di *IOA* maggiori o uguali a 0.8 e di *BIAS* compresi tra -0.5 K e 0.5 K. Per la velocità del vento si suggeriscono per l'*RMSE* valori minori o uguali a 2 m/s, per l'*IOA* valori maggiori o uguali a 0.6, per il *BIAS* valori compresi tra -0.5 m/s e 0.5 m/s. Infine per l'umidità (specifica) il criterio per l'*IOA* è che sia maggiore o uguale a 0.6.

INDICATORE STATISTICO	FORMULAZIONE	VALORE IDEALE
<i>Coefficiente di correlazione</i>	$\text{Corr} = \frac{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (O_i - \bar{O})(M_i - \bar{M})}{\sigma_o \sigma_M}$	1
<i>Index Of Agreement</i>	$\text{IOA} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^N [M_i - \bar{O} + O_i - \bar{O}]^2}$	1
<i>Bias</i>	$\text{BIAS} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i) = \bar{M} - \bar{O}$	0
<i>Mean Absolute Normalized Gross Error</i>	$\text{MANGE} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \left(\frac{ M_i - O_i }{O_i} \right) \times 100$	0
<i>Root Mean Square Error</i>	$\text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (M_i - O_i)^2}$	0

TABELLA 8. INDICATORI STATISTICI UTILIZZATI PER LA VALIDAZIONE DEI CAMPI METEOROLOGICI.

Le variabili meteorologiche prese in considerazione sono la temperatura, la velocità del vento e l'umidità relativa. Le stazioni a disposizione sono state utilizzate per il confronto solo se caratterizzate da una adeguata copertura temporale per tutto il 2010 e sono state separate per fasce di altitudine, tali da rappresentare grossomodo i siti di pianura (tra 0 e 300 m.s.l.m), di collina (tra 300 e 800 m.s.l.m) e di montagna (oltre 800 m.s.l.m). I risultati delle analisi sono sintetizzati in Tabella 9, Tabella 10 e Tabella 11, dove sono mostrati gli indici statistici ottenuti, rispettivamente per temperatura, velocità del vento e umidità relativa, in funzione delle fasce di altitudine. Per ogni fascia il valore dell'indicatore è espresso in termini di valore medio, calcolato su tutte le stazioni a disposizione, il cui numero è anch'esso riportato nelle relative Tabelle.

Per quanto riguarda la temperatura, gli indicatori presentati in Tabella 9 mostrano come questo parametro sia generalmente ben riprodotto dal modello a tutte le quote, con un lieve miglioramento nelle stazioni di pianura. In particolare *Corr* e *IOA* presentano valori elevati e, per quanto riguarda quest'ultimo, abbondantemente nel rispetto del criterio di Tesche et al. (2002). Gli indici che quantificano l'entità degli errori commessi (*BIAS*, *MANGE*, *RMSE*) sono generalmente bassi e, per quanto riguarda il *BIAS*, prossimi a soddisfare il criterio suddetto.

	<i>Corr</i>	<i>IOA</i>	<i>BIAS</i>	<i>MANGE</i>	<i>RMSE</i>
< 300m (164 Staz.)	0.95	0.96	-1.0	0.84	3.1
300-800m (91 Staz.)	0.93	0.94	-1.4	1.0	3.8
>800m (91 Staz.)	0.93	0.93	-0.7	1.2	4.0

TABELLA 9. TEMPERATURA: INDICATORI STATISTICI OTTENUTI PER FASCE DI ALTITUDINE.

Per quanto riguarda la velocità del vento, gli indici di Tabella 10 confermano la maggiore criticità dei modelli nel riprodurre questo parametro. Le statistiche ottenute sono peggiori di quelle mostrate per la temperatura e peggiorano all'aumentare della quota, segno evidente che la complessità orografica del Nord Italia non può essere sufficientemente rappresentata alla risoluzione di 4 km. Ad ogni modo, valori di *RMSE* inferiori a 2 m/s, di *IOA* prossimi a 0,6 e di *BIAS* di poco superiori a 0.5 m/s alle quote più basse possono ritenersi soddisfacenti (Tesche et al., 2002). I valori estremamente elevati di *MANGE* (tra 200 e 400%) sono probabilmente da ascrivere al fatto che su valori della velocità del vento molto bassi (come si verifica frequentemente in pianura padana) uno scostamento anche piccolo in valore assoluto può portare a un errore percentuale ugualmente molto elevato.

	<i>Corr</i>	<i>IOA</i>	<i>BIAS</i>	<i>MANGE</i>	<i>RMSE</i>
< 300m (106 Staz.)	0.42	0.58	0.65	246	1.7
300-800m (23 Staz.)	0.25	0.5	0.5	322	1.65
>800m (32 Staz.)	0.25	0.46	0.7	444	2.8

TABELLA 10. VELOCITÀ DEL VENTO: INDICATORI STATISTICI OTTENUTI PER FASCE DI ALTITUDINE.

Infine, per quanto riguarda l'umidità relativa (Tabella 11) si nota un buon comportamento del modello a tutte le quote, con miglioramento nelle stazioni di pianura. In particolare l'*IOA* soddisfa abbondantemente al criterio di Tesche et al. (2002) a tutte le quote, anche nei siti di montagna.

	<i>Corr</i>	<i>IOA</i>	<i>BIAS</i>	<i>MANGE</i>	<i>RMSE</i>
< 300m (121 Staz.)	0.7	0.80	1.2	20	16.5
300-800m (48 Staz.)	0.6	0.75	2.6	26	18.9
>800m (53 Staz.)	0.5	0.67	6.0	31	20.5

TABELLA 11. UMIDITÀ RELATIVA: INDICATORI STATISTICI OTTENUTI PER FASCE DI ALTITUDINE.

Alla luce dei confronti effettuati su tutte le variabili meteorologiche analizzate, che sono cruciali per i processi chimico-fisici che avvengono in atmosfera, si può ritenere che i campi meteorologici utilizzati per le simulazioni di qualità dell'aria 2010 sono senz'altro di buona qualità. I valori ottenuti per gli indicatori statistici infatti soddisfano (o sono molto prossimi a soddisfare) i criteri di qualità.

Se è certamente un limite aver avuto a disposizione un numero limitato di dati sul territorio nazionale, geograficamente circoscritti alla pianura padana e all'area alpina, purtuttavia, date la peculiarità e le criticità meteorologiche dell'area presa in esame (orografia complessa, circolazione debole e frequenti condizioni di stagnazione), si ritiene che le considerazioni qui esposte possano essere generalizzate al resto della penisola, dove è stata possibile solo un'analisi qualitativa su dati aggregati (SCIA).

7 BIBLIOGRAFIA

Adani, M., Mircea, M., D'Isidoro, M., Costa, M.P, Silibello, C., 2015. Heavy Metal Modelling Study over Italy: Effects of Grid Resolution, Lateral Boundary Conditions and Foreign Emissions on Air Concentrations. *Water, Air, & Soil Pollution*, 226:46 <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-015-2324-7>.

Arianet, 2011. SURFPRO3 User's guide (SURFace-atmosphere interface PROcessor, Version 3). Software manual. Arianet R2011.31.

Arianet, 2014. Emission Manager. Modular processing system for model-ready emission input Preparation. Software Manual.

Aulinger, A., Matthias, V., Quante, M., 2007. Introducing a partitioning mechanism for PAHs into the community multiscale air quality modeling system and its application to simulating the transport of benzo(a) pyrene over Europe. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 46, 1718-1730, <http://dx.doi.org/10.1175/2007JAMC1395.1>.

Baldasano, J.M., Pay, M.T., Jorba, O., Gassó, S., Jiménez-Guerrero, P., 2011. An annual assessment of air quality with the CALIOPE modeling system over Spain. *Science of The Total Environment*, 409, 2163-2178, ISSN 0048-9697, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.041>.

Bessagnet, B., Colette, A., Meleux, F., Rouil, L., Ung, A., Favez, O., Cuvelier, C., Thunis, P., Tsyro, S., Stern, R., Manders, A., Kranenburg, R., Aulinger, A., Bieser, J., Mircea, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Calori, G., Finardi, S., Silibello, C., Ciarelli, G., Aksoyoglu, S., Prévot, A., Pay, M.-T., Baldasano, J. M., García Vivanco, M., Garrido, J. L., Palomino, I., Martín, F., Pirovano, G., Roberts, P., Gonzalez, L., White, L., Menut, L., Dupont, J.-C., Carnevale, C., Pederzoli, A., 2014. The EURODELTA III exercise – Model evaluation with observations issued from the 2009 EMEP intensive period and standard measurements in Feb/Mar 2009. TFMM & MSC-W Technical Report 1 /2014, http://emep.int/publ/reports/2014/MSCW_technical_1_2014.pdf.

Binkowski, F.S., Roselle, S.J., 2003. Models-3 community multiscale air quality (CMAQ) model aerosol component 1. Model description. *Journal of Geophysical Research*, 108, 4183, <http://dx.doi.org/10.1029/2001JD001409>, D6.

Borrego, C., Monteiro, A., Ferreira, J., Miranda, A.I., Costa, A.M., Carvalho, A.C., Lopes, M., 2008. Procedures for estimation of modelling uncertainty in air quality assessment. *Environment International*, 34, 613-620, ISSN 0160-4120, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2007.12.005>.

Carmichael, G.R., Uno, I., Padnis, M.J., Zhang, Y., Sunwoo, Y., 1998. Tropospheric ozone production and transport in the springtime in east Asia. *Journal of Geophysical Research*, 103, 10649-10671, <http://dx.doi.org/10.1029/97JD03740>.

Carter, W.P.L., 1990. A detailed mechanism for the gas-phase atmospheric reactions of organic compounds. *Atmospheric Environment. Part A. General Topics*, 24, 481-518, ISSN 0960-1686, [http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686\(90\)90005-8](http://dx.doi.org/10.1016/0960-1686(90)90005-8).

Carter, W.P.L., 2000. Documentation of the SAPRC-99 chemical mechanism for VOC reactivity assessment. Final Report to California Air Resources Board, Contract No. 92-329, and (in part) 95-308. May 8, 2000.

- Chemel, C., Sokhi, R.S., Yu, Y., Hayman, G.D., Vincent, K.J., Dore, A.J., Tang, Y.S., Prain, H.D., Fisher, B.E.A., 2010. Evaluation of a CMAQ simulation at high resolution over the UK for the calendar year 2003. *Atmospheric Environment*, 44, 2927-2939, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.03.029>.
- Chen, C., Cotton, W.R., 1983. A one-dimensional simulation of the stratocumulus-capped mixed layer. *Boundary-Layer Meteorology*, 25, 289-321, ISSN 0006-8314, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00119541>.
- Ching, J., Herwehe, J., Swall, J., 2006. On joint deterministic grid modeling and sub-grid variability conceptual framework for model evaluation. *Atmospheric Environment*, 40, 4935-4945, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.01.021>.
- Ciancarella L. e Zanini G. Progetto Minni - Sistema modellistico per le politiche di qualità dell'aria a supporto di Governo e Regioni. Edizioni ENEA, 2013. ISBN 978-88-8286-287-9, <http://www.enea.it/it/pubblicazioni/pdf-volumi/V2013ProgettoMinni.pdf>.
- Ciucci, A., D'Elia, I., Ciancarella, L., Zanini, G., 2014. The Italian optimization tool for the GAINS-Italy model. Rapporto Tecnico RT/2014/10/ENEA, ENEA, ISSN 0393-3016, <http://hdl.handle.net/10840/4937>.
- Cotton, W. R., Pielke Sr., R. A., Walko, R. L., Liston, G. E., Tremback, C. J., Jiang, H., McAnelly, R. L., Harrington, J. Y., Nicholls, M. E., Carrio, G. G., McFadden, J. P., 2003. RAMS 2001: Current status and future directions. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 82, 5-29, ISSN 0177-7971, <http://dx.doi.org/10.1007/s00703-001-0584-9>.
- Damian, V., Sandu, A., Damian, M., Potra, F., Carmichael, G. R., 2002. The kinetic preprocessor KPP-a software environment for solving chemical kinetics. *Computers & Chemical Engineering*, 26, 1567-1579, ISSN 0098-1354, [http://dx.doi.org/10.1016/S0098-1354\(02\)00128-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0098-1354(02)00128-X).
- Decreto Legislativo 13 agosto 2010, n. 155. Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa (GU n.216 del 15-9-2010 - Suppl. Ordinario n. 217).
- Decreto Ministeriale 29 novembre 2012. Individuazione delle stazioni speciali di misurazione della qualità dell'aria previste dall'articolo 6, comma 1, e dall'articolo 8, commi 6 e 7 del decreto legislativo 13 agosto 2010, n. 155 (GU n. 299 del 24 dicembre 2012).
- De Leeuw, G., Neele, F.P., Hill, M., Smith, M.H., Vignati, E., 2000. Production of sea spray aerosol in the surf zone. *Journal of Geophysical Research*, 105(D24), 29397-29409, <http://dx.doi.org/10.1029/2000JD900549>.
- D'Elia, I., Bencardino, M., Ciancarella, L., Contaldi, M., Vialetto, G., 2009. Technical and Non-Technical Measures for air pollution emission reduction: The integrated assessment of the regional Air Quality Management Plans through the Italian national model. *Atmospheric Environment*, 43, 6182-6189, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.09.003>.
- D'Elia, I., Peschi, E., 2013. Lo scenario emissivo nazionale nella negoziazione internazionale. Rapporto Tecnico RT/2013/10/ENEA, ENEA, ISSN 0393-3016, <http://openarchive.enea.it/handle/10840/4505>.

Desiato, F., Fioravanti, G., Frascchetti, P., Perconti, W., and Toreti, A., 2011. Climate indicators for Italy: calculation and dissemination. *Advances in Science and Research*, 6, 147-150, <http://dx.doi.org/10.5194/asr-6-147-2011>.

EEA, 2000. EMEP/CORINAIR Atmospheric emission inventory guidebook - Second edition 1999. Technical report No 30/2000.

European Commission (EC), 11.06.2008. Directive 2008/50/EC of the European Parliament and of the Council of 21 May 2008 on ambient air quality and cleaner air for Europe (The Framework Directive). *Official Journal European Union En. Series*, L152/51.

Gariazzo, C., Silibello, C., Finardi, S., Radice, P., Piersanti, A., Calori, G., Cecinato, A., Perrino, C., Nussio, F., Cagnoli, M., Pelliccioni, A., Gobbi, G. P., Di Filippo, P., 2007. A gas/aerosol air pollutants study over the urban area of Rome using a comprehensive chemical transport model. *Atmospheric Environment*, 41, 7286-7303, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.018>.

Gong, S.L., Barrie, L.A., Blanchet, J.P., von Salzen, K., Lohmann, U., Lesins, G., Spacek, L., Zhang, L.M., Girard, E., Lin, H., Leaitch, R., Leighton, H., Chylek, P., Huang, P., 2003. Canadian Aerosol Module: A size-segregated simulation of atmospheric aerosol processes for climate and air quality models 1. Module development. *Journal of Geophysical Research*, 108(D1), 4007, <http://dx.doi.org/10.1029/2001JD002002>.

Gryning, S.E, Batchvarova, E., 1996. A model for the height of the internal boundary layer over an area with irregular coastline. *Boundary-Layer Meteorology*, 78, 405–413, ISSN 0006-8314, <http://dx.doi.org/10.1007/BF00120944>.

Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. I., Geron, C., 2006. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmospheric Chemistry and Physics*, 6, 3181-3210, <http://dx.doi.org/10.5194/acp-6-3181-2006>.

Gusev, A., Mantseva, E., Shatalov, V., Strukov, B., 2005. Regional Multicompartment Model MSCE-POP. EMEP/MSCE-E Technical Report 5/2005.

Hanna, S., Chang, J., 2012. Acceptance criteria for urban dispersion model evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 116, 133-146, ISSN 0177-7971, <http://dx.doi.org/10.1007/s00703-011-0177-1>.

Heymann, Y., Steenmans, Ch., Croissille, G., Bossard, M., 1994. CORINE Land Cover. Technical Guide. EUR12585 Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

Hov, Ø., Eliassen, A., Simpson, D., 1988. Calculation of the distribution of NO_x compounds in Europe. In Isaksen I.S.A. (ed.) *Tropospheric ozone. Regional and global scale interactions*, 239-262, Dordrecht D. Reidel.

ISPRA, 2009. La disaggregazione a livello provinciale dell'inventario nazionale delle emissioni. Anni 1990-1995-2000-2005. *Rapporti 92/2009 ISPRA*. ISBN 978-88-448-0392-6.

Kumar, N., Lurmann, F.W., Carter, W.P.L., 1995. Development of the Flexible Chemical Mechanism Version of the Urban Airshed Model. Final Report STI-94470-1508-FR, California Air Resources Board.

- Lange, R., 1989. Transferrability of a three-dimensional air quality model between two different sites in complex terrain. *Journal of Applied Meteorology*, 78, 665-679, [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(1989\)028<0665:TOATDA>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1989)028<0665:TOATDA>2.0.CO;2).
- Malaguti, A., Mircea, M., La Torretta, T.M.G., Piersanti, A., Salvi, S., Zanini, G., Telloli, C., Salfi, F., Berico, M., 2013. Fine carbonaceous aerosol characteristics at a coastal rural site in the Central Mediterranean as given by OCEC online measurements. *Journal of Aerosol Science*, 56 78-87, ISSN 0021-8502, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaerosci.2012.06.004>.
- Malaguti, A., Mircea, M., La Torretta, T.M.G., Telloli, C., Petralia, E., Stracquadiano, M., Berico M., 2015. Chemical Composition of Fine and Coarse Aerosol Particles in the Central Mediterranean Area during Dust and Non-Dust Conditions. *Aerosol and Air Quality Research*, 15, 410-425, <http://dx.doi.org/10.4209/aaqr.2014.08.0172>.
- Mellor, G.L., Yamada, T., 1982. Development of a turbulence closure model for geophysical fluid problems. *Reviews of Geophysics*, 20, 851–875, <http://dx.doi.org/10.1029/RG020i004p00851>.
- Mircea, M., Zanini, G., Briganti, G., Cappelletti, A., Pederzoli, A., Vitali, L., Pace, G., Marri, P., Silibello, C., Finardi, S., Calori G., 2011. Modelling Air Quality over Italy with MINNI Atmospheric Modelling System: from regional to local scale. In: Steyn DG and Trini Castelli S, editors. *Air Pollution Modeling and its Application XXI*, 491-498, ISSN 1874-6519, http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-1359-8_82.
- Mircea, M., Ciancarella, L., Briganti, G., Calori, G., Cappelletti, A., Cionni, I., Costa, M., Cremona, G., D'Isidoro, M., Finardi, S., Pace, G., Piersanti, A., Righini, G., Silibello, C., Vitali, L., Zanini, G., 2014. Assessment of the AMS-MINNI system capabilities to predict air quality over Italy for the calendar year 2005. *Atmospheric Environment*, 84, 178–188, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.006>.
- Monahan, E.C., Spiel, D.E., Davidson, K.L., 1986. In: Monahan, E.C., Mac Niocaill, G. (Eds.), *Oceanic Whitecaps*. Riedel, Norwell, MA, pp. 167-174.
- Monforti, F., Huld, T., Bódis, K., Vitali, L., D'Isidoro, M., Lacal-Arántegui, R., 2014. Assessing complementarity of wind and solar resources for energy production in Italy. A Monte Carlo approach. *Renewable Energy*, 63, 576-586, ISSN 0960-1481, <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2013.10.028>.
- Monin, A. S., Obukhov, A. M., 1954. Basic laws of turbulent mixing in the surface layer of the atmosphere, *Tr. Akad. Nauk SSSR Geofiz. Inst.* 24, 163-187. English translation by John Miller, 1959.
- Monteiro, A., Gama, C., Candido, M., Ribeiro, I., Carvalho, D., Lopes, M., 2015. Investigating ozone high levels and the role of sea breeze on its transport. *Atmospheric Pollution Research*, Available online 3 November 2015, ISSN 1309-1042, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2015.10.013>.
- Pace, G., Junkermann, W., Vitali, L., di Sarra, A., Meloni, D., Cacciani, M., Cremona, G., Iannarelli, A., Zanini, G., 2015. On the complexity of the boundary layer structure and aerosol vertical distribution in the coastal Mediterranean regions: a case study. *Tellus B*, 67, 27721, <http://dx.doi.org/10.3402/tellusb.v67.27721>.

- Piersanti A., Vitali L., Righini G., Cremona G., Ciancarella L., 2015. Spatial representativeness of air quality monitoring stations: A grid model based approach. *Atmospheric Pollution Research*, 6, 953-960, ISSN 1309-1042, <http://dx.doi.org/10.1016/j.apr.2015.04.005>.
- Righini G., Cappelletti A., Ciucci A., Cremona G., Piersanti A., Vitali L., Ciancarella L., 2014. GIS based assessment of the spatial representativeness of air quality monitoring stations using pollutant emissions data. *Atmospheric Environment*, 97, 121-129, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.015>.
- Seigneur, C., Abeck, H., Chia, G., Reinhard, M., Bloom, N.S., Prestbo, E., Saxena, P., 1998. Mercury adsorption to elemental carbon (soot) particles and atmospheric particulate matter. *Atmospheric Environment*, 32, 2649-2657, ISSN 1352-2310, [http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00415-9](http://dx.doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00415-9).
- Silibello, C., Calori, G., Brusasca, G., Giudici, A., Angelino, E., Fossati, G., Peroni, E., Buganza, E., 2008. Modelling of PM10 concentrations over Milano urban area using two aerosol modules. *Environmental Modelling & Software*, 23, 333-343, ISSN 1364-8152, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2007.04.002>.
- Silibello, C., Calori, G., Costa, M.P., Dirodi, M.G., Mircea, M., Radice, P., Vitali, L., Zanini, G., 2012. Benzo[a]pyrene modelling over Italy: comparison with experimental data and source apportionment. *Atmospheric Pollution Research*, 3, 399-407, ISSN 1309-1042, <http://dx.doi.org/10.5094/APR.2012.046>.
- Smagorinsky, J., 1963. General circulation experiments with the primitive equations: 1. The basic experiment. *Monthly Weather Review*, 91, 99-164.
- Telloli, C., Malaguti, A., Mircea, M., Berico, M., Piersanti, M., Ciancarella, L., 2016. Aerosol emission factors estimated for harvest threshing and ploughing in Po Valley. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, submitted.
- Tesche, T.W., McNally, D.E., Tremback, C., 2002. Operational evaluation of the MM5 meteorological model over the continental United States: Protocol for Annual and Episodic Evaluation. Prepared for US EPA by Alpine Geophysics, LLC, Ft. Wright, KY, and ATMET, Inc., Boulder, CO. http://www.epa.gov/scram001/reports/tesche_2002_evaluation_protocol.pdf
- Tremback, C.J., 1990. Numerical simulation of a mesoscale convective complex: Model development and numerical results. PhD Diss., Colorado State University, Dissertation Abstracts International, 51-06, B, 2941.
- UNECE, 2008. Guidelines for Reporting Emission Data under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, Emission Reporting Guidelines. ECE/EB.AIR/2008/4 23 September 2008.
- Vitali, L., Cionni, I., Cremona, G., Piersanti, A., Righini, G., Ciancarella, L., 2013a. Rappresentatività spaziale di misure di qualità dell'aria. Valutazione di un metodo di stima basato sull'uso di "BACKWARD TRAJECTORIES". Rapporto Tecnico RT/2013/15/ENEA, ENEA, ISSN 0393-3016, <http://openarchive.enea.it/handle/10840/4736>.
- Vitali, L., Ciancarella, L., Cionni, I., Cremona, G., Piersanti, A., Righini, G., 2013b. Rappresentatività spaziale di misure di qualità dell'aria. Valutazione di un metodo di stima basato

- sull'analisi dei campi di concentrazione simulati dal Modello Nazionale MINNI. Rapporto Tecnico RT/2013/3/ENEA, ENEA, ISSN 0393-3016, <http://openarchive.enea.it/handle/10840/4477>.
- Walko, R.L., Tremback, C.J., Pielke, R.A., Cotton, W.R., 1995. An interactive nesting algorithm for stretched grids and variable nesting ratios. *Journal of Applied Meteorology*, 34, 994-999, [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(1995\)034<0994:AINAFS>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(1995)034<0994:AINAFS>2.0.CO;2).
- Walko, R.L., Band, L.E., Baron, J., Kittel, T.G. F., Lammers, R., Lee, T.J., Ojima, D., Pielke, R.A., Taylor, C., Tague, C., Tremback, C. J., Vidale, P. L., 2000. Coupled Atmosphere–Biophysics–Hydrology Models for Environmental Modeling. *Journal of Applied Meteorology*, 39, 931–944, [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450\(2000\)039<0931:CABHMF>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0450(2000)039<0931:CABHMF>2.0.CO;2).
- Yarwood, G., Lau, S., Jia, Y., Karamchandani, P., Vijayaraghavan, K., 2003. Modeling Atmospheric Mercury Chemistry and Deposition with CAMx for a 2002 Annual Simulation. Final Report., ENVIRON, 2003.
- Zanini G., Briganti G., Cappelletti A., Ciancarella L., D'Elia I., D'Isidoro M., Piersanti A., Righini G., 2016. An Atmospheric Modelling System for Lebanon. Rapporto Tecnico RT/2016/9/ENEA, ENEA, ISSN 0393-3016.
- Zender, C. S., Bian, H., Newman, D., 2003. Mineral Dust Entrainment and Deposition (DEAD) model: Description and 1990s dust climatology, *Journal of Geophysical Research*, 108, 4416, <http://dx.doi.org/10.1029/2002JD002775>, D14.
- Zhang, K.M., Knipping, E.M., Wexler, A.S., Bhave, P.V., Tonnesen, G.S., 2005. Size distribution of sea-salt emissions as a function of relative humidity. *Atmospheric Environment*, 39, 3373-3379, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.02.032>.
- Zhang, Y., Bocquet, M., Mallet, V., Seigneur, C., Baklanov, A., 2012. Real-time air quality forecasting, part I: History, techniques, and current status. *Atmospheric Environment*. 60, 632-655, ISSN 1352-2310, <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.06.031>.
- Zilitinkevich, S., Baklanov, A., 2001. Calculation of the Height of Stable Boundary Layers in Operational Models. Danish Meteorological Institute scientific report ISBN 978-87-7478-444-9.

Edito dall'ENEA
Servizio Promozione e Comunicazione
Lungotevere Thaon di Revel, 76 - 00196 Roma

www.enea.it

Pervenuto il 6.4.2016

Stampato presso il Laboratorio Tecnografico ENEA - C.R. Frascati

Finito di stampare nel mese di aprile 2016