

Report Tecnico
Gennaio 2016

ARPA PUGLIA
Agenzia regionale per la
prevenzione e la protezione dell'ambiente



Valutazione modellistica della Qualità dell'Aria nella regione Puglia - Anno 2013

Centro Regionale Aria (CRA) - Sub-struttura Modellistica diffusionale

Relazione redatta da: Angela Morabito, Ilenia Schipa e Annalisa Tanzarella - Sub-Struttura Modellistica del Centro Regionale Aria – Direzione Scientifica (ARPA Puglia).

Hanno collaborato le Strutture Organizzative Qualità dell'aria di BA-BT-FG e di BR-LE-TA e la Sub-Struttura Inventario e banche dati emissive del Centro Regionale Aria di ARPA Puglia.

Relazione revisionata da: Roberto Giua - Direttore del Centro Regionale Aria di ARPA Puglia

Si ringrazia ARIANET Srl per la collaborazione.

INDICE

1	Introduzione.....	4
2	Sistema modellistico e definizione del dominio di calcolo.....	5
3	Campi meteorologici.....	8
3.1	Confronto meteorologico misure-modello.....	9
3.2	Emissioni biogeniche dalla vegetazione.....	16
3.3	Emissioni naturali di particolato e di metalli pesanti (HM) dai suoli e dal mare.....	17
4	Emissioni antropogeniche.....	21
4.1	Emissioni sulla Regione Puglia al 2010	21
4.1.1	Emissioni Macrosettore 2 e 7 – attualizzazione al 2013.....	23
4.1.2	Emissioni industriali – attualizzazione al 2013.....	23
4.1.3	Emissioni portuali	25
4.1.4	Mappe delle emissioni totali.....	27
4.2	Emissioni sulle regioni limitrofe.....	31
5	Condizioni iniziali ed al contorno.....	32
6	Analisi dei risultati.....	34
6.1	Analisi delle mappe relative alla distribuzione spaziale dei principali inquinanti simulati.....	34
6.2	Confronti tra le concentrazioni misurate e modellate	49
6.3	Analisi modellistica della composizione chimica del particolato.....	57
6.4	Contributo della biomassa alle concentrazioni modellate di PM10, PM2.5, Benzene e BaP	60
6.5	Analisi del contributo della centrale ENEL (BR).....	66
	Conclusioni.....	69
7	Bibliografia.....	71

1 Introduzione

Il D.lgs 155/2010 pone la valutazione della qualità dell'aria ambiente come premessa conoscitiva indispensabile per la gestione delle relative criticità e la conseguente pianificazione delle politiche di intervento. Lo stesso decreto identifica nelle Regioni gli enti territoriali deputati allo svolgimento annuale della valutazione della qualità dell'aria ambiente (QA) sull'intero territorio regionale. Tale valutazione può essere condotta con i modelli di dispersione della QA, in grado di integrare le informazioni puntuali, fornite dalle misure delle centraline di monitoraggio, e valutare quindi la qualità dell'aria in zone del territorio, dove non sono presenti siti di monitoraggio o dove alcuni inquinanti non sono rilevati.

Nel 2015 ARPA Puglia si è dotata di un sistema modellistico in grado di simulare sul territorio regionale le concentrazioni di inquinanti gassosi e di particolato, nonché di assimilare le misure fornite dalla rete di monitoraggio della QA. Il suddetto sistema si basa sull'applicazione dei modelli euleriani di chimica e trasporto, che, come indicato nella Appendice III del D.lgs.155/2010, rappresentano gli strumenti più idonei a trattare il contesto pugliese, caratterizzato da una elevata complessità meteorologica ed emissiva.

Obiettivo di tale relazione è mostrare i risultati della simulazione, condotta da Arpa Puglia, utile alla realizzazione della prima valutazione modellistica della qualità dell'aria sulla regione Puglia, ai sensi del D.lgs 155/2010, relativamente all'anno 2013. La simulazione è stata effettuata ad una risoluzione spaziale, pari a 4kmx4km, mediante il modello euleriano, di trasporto e chimica dell'atmosfera, FARM, in grado, a partire dalle emissioni di inquinanti delle varie sorgenti presenti sul territorio (naturali ed antropiche) e dallo stato fisico dell'atmosfera (campi di vento, di temperatura, di umidità, di turbolenza, ecc.), di fornire i campi tridimensionali orari di concentrazione per diversi inquinanti. Sono state inoltre condotte con lo stesso modello simulazioni, atte a valutare le concentrazioni di mercurio e di PCDD/F sull'intero territorio regionale.

Per lo svolgimento delle simulazioni, FARM è stato alimentato con:

- i campi meteorologici previsionali, prodotti da ARIANET, mediante l'utilizzo del modello meteorologico prognostico RAMS;
- gli inventari delle emissioni, INEMAR per la regione Puglia ed ISPRA per le regioni limitrofe, opportunamente integrati ed aggiornati con le informazioni disponibili;
- le condizioni iniziali ed al contorno, derivate dai sistemi modellistici QualeAria (per gli inquinanti in fase omogenea, gassosa e particolata, su base temporale tri-oraria) ed EMEP-MSCE (per i metalli pesanti, le diossine e furani, di tipo climatologico).

Nei paragrafi successivi, oltre ad una descrizione del sistema modellistico utilizzato, si specificheranno gli input emissivi e meteorologici considerati e le principali ipotesi assunte. Per i diversi inquinanti, normati dal D.lgs 155/2010, si confronteranno le mappe modellistiche dei relativi indicatori prescritti con i relativi limiti previsti per la protezione della salute umana. In particolare, relativamente ad alcuni di questi indicatori (media annuale, ecc.), verrà mostrato il confronto tra i dati di concentrazione, misurati dalle postazioni di monitoraggio di qualità dell'aria con rappresentatività spaziale confrontabile con la risoluzione spaziale del modello, ed i valori simulati, estratti in corrispondenza della cella della griglia di calcolo, contenente la centralina di misura.

Infine, al fine di mostrare le potenzialità del sistema modellistico implementato, verranno presentati i risultati di specifiche elaborazioni e/o simulazioni, volte a caratterizzare la composizione chimica sul territorio regionale del particolato nella frazione PM10 ed il contributo sullo stato QA di particolari attività emissive presenti sul territorio regionale.

2 Sistema modellistico e definizione del dominio di calcolo

Nella figura seguente (Figura 1) viene riportato lo schema del sistema modellistico utilizzato.

Il cuore di tale sistema modellistico è il FARM¹ (Flexible Air quality Regional Model), un modello fotochimico euleriano tridimensionale, sviluppato dalla società AriaNet ed utilizzato correntemente da diverse Agenzie regionali per fornire, sui relativi territori regionali, sia analoghe valutazioni che previsioni dello stato della QA. Tale modello implementa meccanismi chimici di varia complessità per il trattamento della fotochimica e del particolato, trattando la chimica in fase acquosa ed eterogenea, oltre ai processi di deposizione secca ed umida.

Al fine di ridurre al massimo i tempi di calcolo delle simulazioni, il FARM è stato installato sul cluster² di ARPA Puglia in versione parallela. FARM è infatti in grado di utilizzare i seguenti paradigmi di parallelizzazione:

- OpenMP: particolarmente utile in ambienti a memoria condivisa, quale il calcolatore in uso presso ARPA Puglia;
- MPI e Ibrido (OpenMP+MPI): particolarmente utile in ambienti a memoria distribuita (ciascun nodo è un calcolatore a se stante, composto da una o più CPU, un'interfaccia di rete ed eventualmente un disco rigido).

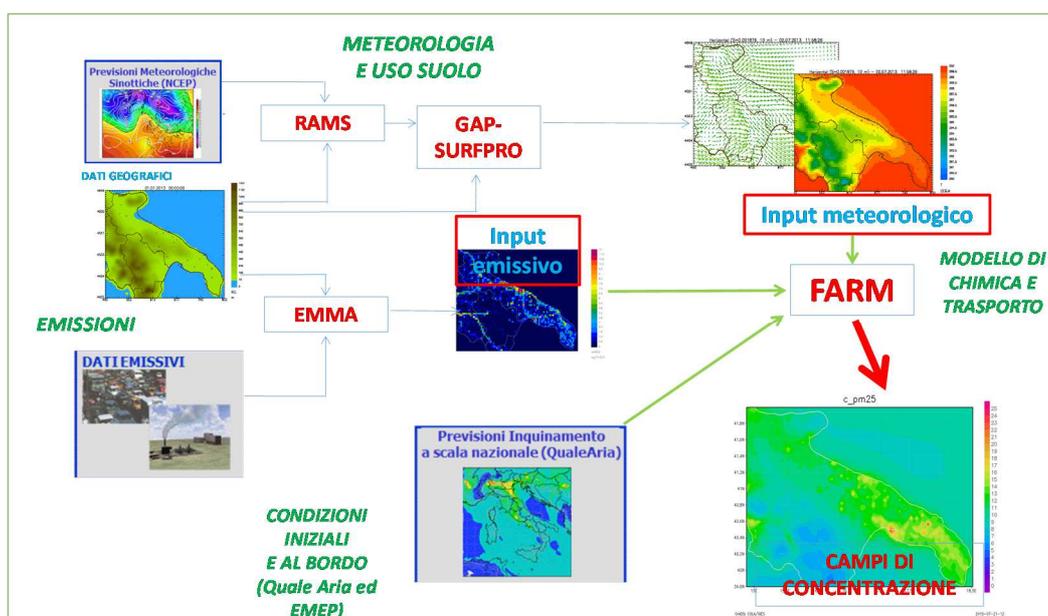


Figura 1: sistema modellistico utilizzato per la Valutazione annuale della Qualità dell'aria.

¹ Più precisamente è stata utilizzata la versione più recente del modello di trasporto e chimica dell'atmosfera FARM (versione 4.7), che implementa versioni aggiornate del meccanismo chimico SAPRC99 e del modulo di aerosol *aero3*. Tali versioni trattano la chimica dei quattro IPA: B[a]P, B[b]F, B[k]F, indeno[1,2,3-cd]pyrene (sia in fase gassosa che in fase particellare – modi di Aitken e accumulazione) e del mercurio (elementare – Hg - e ossidato – HgO - in fase gassosa e particellare – modi di Aitken e accumulazione).

² Cluster di calcolo HP Proliant, composto da un nodo di frontend (1 processore Xeon® E5-2650 (2GHz, 8 core, cache 20Mb) e un nodo di calcolo (4 x processori Xeon® E7-4850 (2.00GHz/10-core/24MB/130W).

Il sistema modellistico utilizza in ingresso molteplici dataset, che vengono elaborati in modo da produrre, sui domini di simulazione, tutti i dati in ingresso, necessari al modello chimico di qualità dell'aria. In sintesi i principali elementi che compongono il sistema sono:

- un modulo territoriale (GAP) che, a partire dalle basi dati di tipo geografico (orografia, uso del suolo, cartografia tematica), costruisce i campi dei parametri geofisici territoriali sui domini di simulazione;
- un modulo di interfaccia meteorologico (SURFPRO) che, a partire dai dati meteorologici di ingresso (campi meteorologici previsionali relativi all'anno 2013) costruisce, sui domini di simulazione, i campi meteorologici tridimensionali e bidimensionali di turbolenza, utilizzati dal modello chimico;
- un modulo delle emissioni (EMMA) che, a partire dagli inventari delle emissioni disponibili sui domini di simulazione, costruisce i campi bidimensionali orari dei ratei di emissione per tutte le specie chimiche trattate dal modello di qualità dell'aria;
- il modulo per le condizioni iniziali e al contorno che, a partire dai campi tridimensionali di concentrazione, previsti dal modello di qualità dell'aria Quale Aria, prepara i campi di condizioni iniziali e al contorno sui domini di simulazione.

Nel presente lavoro è stato implementato lo schema SAPRC99 (Carter, 2000) per le trasformazioni delle specie chimiche in fase gassosa dei composti organici volatili e degli ossidi di azoto, e quindi dei processi fotochimici che portano alla formazione di ozono e di aerosol organici secondari nella bassa atmosfera. Al suddetto modulo è stato accoppiato il modulo chimico per gli aerosol Aero3, messo a punto da EPA (Binkowski, 1999; Binkowski e Shankar, 1995) per la trattazione della chimica dell'aerosol (parte inorganica ed organica). Tale modulo in particolare tratta la dinamica delle particelle e la loro interazione con le specie in fase gas, considerando per gli aerosol tre classi dimensionali: "Aitken" (fino a 0,1 μm), "accumulazione" (0,1-2,5 μm) e "grossolane" (2,5-10 μm), nelle quali sono considerate diverse specie chimiche (nitrati, solfati, ammonio, acqua, carbonio, ecc.). Tale modulo considera, inoltre, i principali processi che governano la formazione e l'accrescimento del particolato:

- nucleazione: formazione di particelle per agglomerazione di molecole di vapore supersature;
- condensazione: conversione da gas a particella;
- diffusione di specie gassose verso la superficie delle particelle e successiva cattura;
- dissoluzione e reazioni chimiche eterogenee di solfati e nitrati: solitamente trascurate, ma significative in presenza di acqua liquida (per esempio in condizioni caratterizzate da alti valori di umidità relativa);
- equilibrio termodinamico tra le specie chimiche inorganiche (Nenes et al., 1998) e organiche (Schell et al., 2001) in fase gassosa, liquida e solida;
- coagulazione: collisione ed adesione di particelle (accrescimento).

Inoltre è stato utilizzato un modulo per il trattamento chimico del mercurio e dei PAH (B[a]P, B[b]F, B[k]F ed indeno(1,2,3,-cd)pirene). I PCDD/F sono invece stati trattati come inerti. Per quanto riguarda la stima dei ratei di fotodissociazione è stata utilizzata la versione FAST del modello di trasferimento radiativo TUV (Madronich, 1989).

Il sistema modellistico, così configurato, è stato applicato sul dominio di calcolo, mostrato nella figura successiva, che comprende il territorio regionale e porzioni delle regioni limitrofe.

Il dominio scelto copre un'area di 316x248 km² ed ha le seguenti caratteristiche:

- 79 punti nella direzione x;
- 62 punti nella direzione y;
- 4 km di risoluzione orizzontale nella direzione x ed y;
- Coordinate UTM (fuso 33 - WGS84) del punto SW di griglia pari a 490.0 km E, 4405.0 km N.

L'estensione verticale del dominio di simulazione per la ricostruzione meteorologica è pari a 5330 m, con i seguenti 14 livelli di calcolo espressi in metri sopra l'orografia:

10, 32.5, 62.5, 105, 180, 305, 505, 805, 1230, 1805, 2555, 3480, 4405, 5330

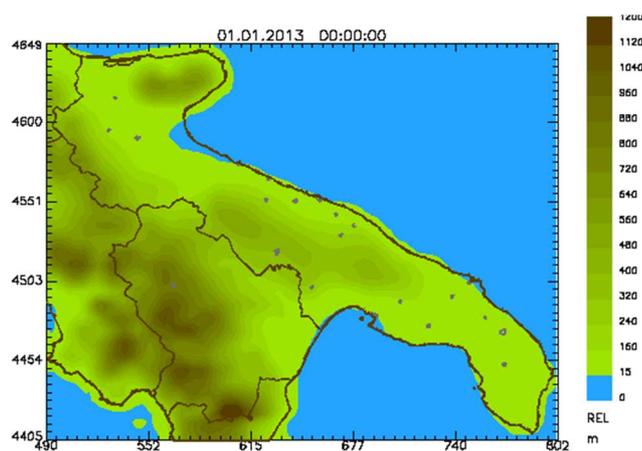


Figura 2: dominio di calcolo per le simulazioni di dispersione. Sono rappresentate le curve di livello di orografia in metri.

3 Campi meteorologici

Per ricostruire sul suddetto dominio l'informazione meteorologica tridimensionale, necessaria al sistema modellistico, sono stati utilizzati i campi meteorologici orari, prodotti dalle previsioni operative a +24 h, fornite da ARIANET S.r.l. per ARPA Puglia relativamente all'anno 2013. Tali campi sono il risultato di simulazioni modellistiche, condotte, dalla scala europea a quella nazionale e quindi regionale, mediante l'applicazione del modello meteorologico prognostico *RAMS* (Cotton *et al.*, 2001), secondo lo schema riportato nella Figura 3 (che riporta anche un esempio di linee di flusso nella zona dell'Italia meridionale).

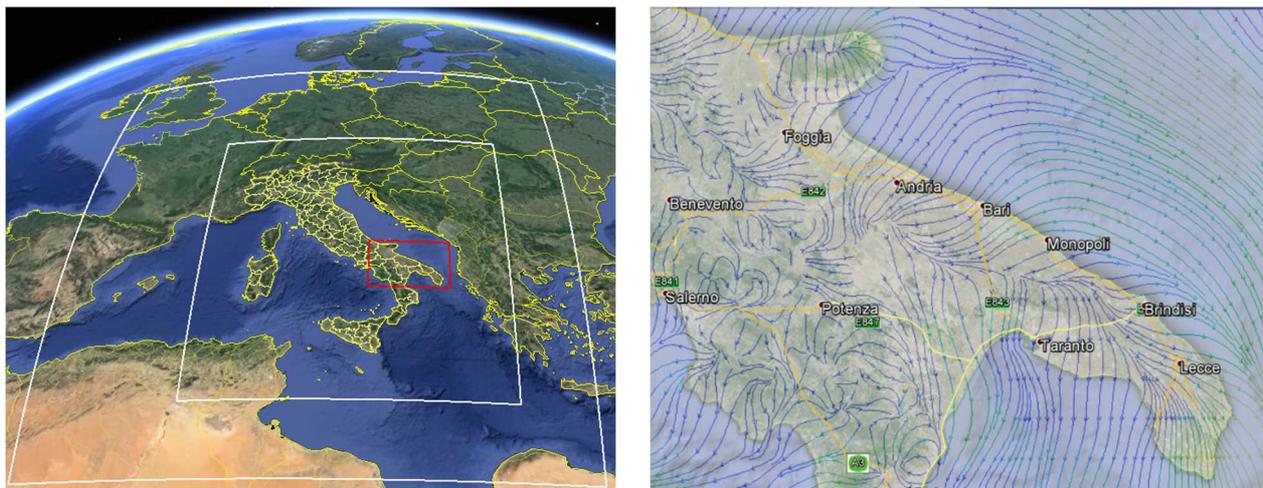


Figura 3 – Domini di calcolo innestati per la ricostruzione dei campi meteorologici (sinistra) ed esempio di campo di flusso (destra)

Nella tabella seguente sono riportate le informazioni relative alle tre griglie di calcolo, utilizzate dal modello RAMS (Tabella 1).

	Grid 1	Grid 2	Grid 3
Δxy (km)	60	20	4
Nx	41	71	92
Ny	46	80	67
Nz	35	35	35

Tabella 1 – Caratteristiche delle tre griglie di calcolo utilizzate dal modello RAMS

Il downscaling meteorologico sul dominio di simulazione viene effettuato a partire dalle previsioni a scala globale, fornite dal servizio meteo statunitense (NCEP) ad 1° di risoluzione, che costituiscono le condizioni al contorno sull'area più esterna (Grid 1). Il modello meteorologico prognostico RAMS ha prodotto previsioni meteorologiche relative all'anno 2013 su base temporale oraria alla risoluzione orizzontale di 4 km per il dominio a massima risoluzione (rappresentato dal riquadro in rosso in Figura 3, Grid3).

Il database ottenuto mediante l'applicazione di tale sistema è costituito da archivi in formato netCDF, che contengono i campi meteorologici orari, tri- e bi-dimensionali, relativi alle seguenti variabili:

- 3D: vento, temperatura, umidità, pressione atmosferica;
- 2D: radiazione solare, copertura nuvolosa, temperatura superficiale del mare.

I campi meteorologici, prodotti da tale sistema unitamente ai dati di uso del suolo (dati CORINE Land Cover), sono stati successivamente forniti al processore micrometeorologico *SURFPro* per il calcolo dei parametri associati allo strato limite atmosferico (lunghezza di Monin-Obukhov, *friction velocity*, altezza di mescolamento, ecc.), alle caratteristiche della turbolenza atmosferica (diffusività orizzontali e verticali) ed alle velocità di deposizione secca, relative alle specie chimiche considerate dal modello di dispersione.

Tali parametri vengono calcolati in funzione dei campi meteorologici (vento, temperatura, umidità, precipitazioni), delle disomogeneità superficiali (uso del suolo) e delle zone in ombra (particolarmente utile per i siti ad orografia complessa).

SURFPro consente inoltre di stimare su base oraria:

- le emissioni biogeniche dalla vegetazione (si veda il paragrafo seguente 3.2);
- le emissioni naturali di particolato e di metalli a seguito dell'azione del vento sui suoli (si veda il paragrafo seguente 3.3);
- le emissioni degli aerosol e dei metalli dal mare (si veda il paragrafo seguente 3.3). Per quanto riguarda quest'ultimo contributo, in *SURFPro* è stato inserito un algoritmo che consente di stimare tali emissioni, suddivise per classi granulometriche, in funzione dell'umidità relativa e dell'intensità del vento (Zhang *et al.*, 2005).

3.1 Confronto meteorologico misure-modello

Per verificare l'attendibilità dei campi meteorologici utilizzati, nonché la relativa capacità nel descrivere le caratteristiche dei flussi locali a livello regionale, viene di seguito mostrato per i principali parametri meteorologici un confronto tra i dati misurati presso alcune postazioni meteo di ARPA Puglia (Figura 4) ed i dati modellati, estratti in corrispondenza delle posizioni delle centraline. A tal fine occorre comunque sottolineare che il *matching* tra modello e misure è sempre limitato dal fatto che il dato modellato è un dato mediato su un volume di cella (di estensione 4000m*4000m*10m), mentre il dato osservato è un dato puntuale, che può essere condizionato da caratteristiche locali del sito (quali rugosità, isola di calore, probabili ostacoli, ecc.), di cui il modello meteorologico non può tenere conto alla risoluzione considerata.

Le postazioni meteorologiche, indicate nella suddetta figura col triangolo blu, gestite dal Servizio Agenti Fisici di Arpa Puglia, misurano ad intervalli temporali di 30 minuti, velocità e direzione del vento, temperatura, umidità relativa, pressione atmosferica, radiazione solare globale e precipitazione. Le postazioni, indicate col cerchio rosso, appartengono alla rete di monitoraggio di qualità dell'aria di ARPA e misurano su base oraria velocità e direzione del vento, temperatura, umidità relativa e precipitazione. Dalla Tabella 2 è possibile osservare che per l'anno 2013 la postazione, sita presso il DAP di Taranto, presenta per la velocità del vento una percentuale di dati validi significativamente inferiore al 75%. Per questo motivo, per i confronti con il modello meteorologico nell'area di Taranto, è stata presa in considerazione la centralina della rete regionale di qualità dell'aria, sita presso Capo San Vito.

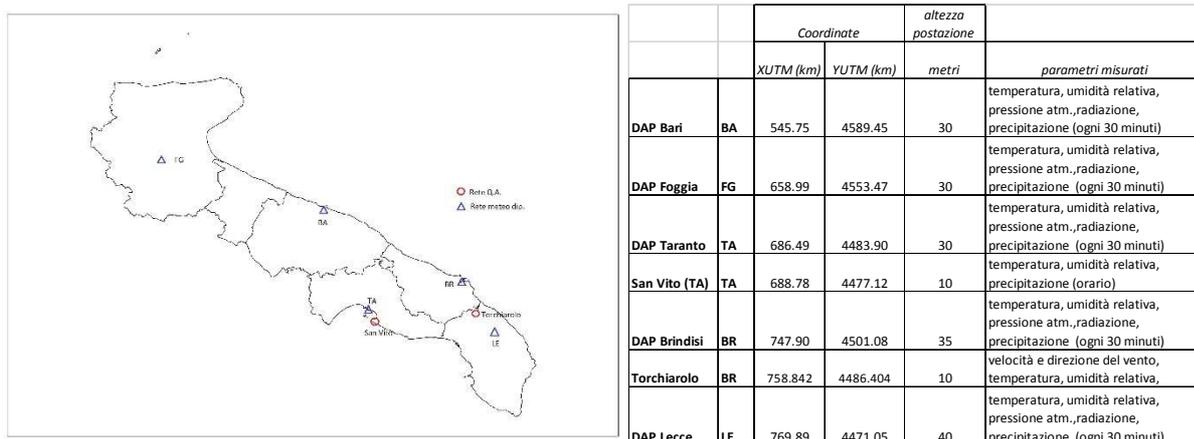


Figura 4 - Localizzazione e caratteristiche delle postazioni meteorologiche

Tabella 2. Percentuale dati validi per le variabili meteo velocità e direzione del vento e temperatura

MISURE	DAP Bari	DAP Foggia	DAP Taranto	San Vito (TA)	DAP Brindisi	Torchiarolo	DAP Lecce
% dati validi vv	99%	88%	34%	99%	88%	100%	93%
% dati validi dv	98%	86%	85%	96%	83%	100%	95%
% dati validi temp	95%	88%	88%	99%	88%	100%	100%

Di seguito vengono confrontate per le suddette postazioni le rose dei venti, elaborate a partire dai dati misurati e dai dati modellati, estratti dal dominio di calcolo in corrispondenza della relative posizioni e della quota dell'anemometro.

Nella centralina, sita a Bari, le componenti del vento (Figura 5) dai quadranti settentrionali vengono ben riprodotte, mentre la componente da sud, che si registra nelle misure, appare nel modello con una frequenza minore. In quest'ultimo è d'altro canto più evidente la componente da sud-ovest.

A Foggia (Figura 6) il *matching* modello-misure risulta peggiore, probabilmente a causa della presenza in prossimità della postazione meteorologica di ostacoli che riducono la rappresentatività spaziale della misura.

Ad eccezione del settore E di provenienza, la rosa dei venti (Figura 7), misurata dalla postazione di Capo San Vito (TA), viene riprodotta sufficientemente bene dal modello.

Il modello a Brindisi (Figura 8) riproduce due componenti principali, rispettivamente da NO e da SE, ma solo quella da S-SE si manifesta nelle misure. Analizzando invece la postazione di Torchiarolo (Figura 9), non molto distante, si osserva una buona corrispondenza tra modello e misure per queste due componenti. Ciò fa supporre che la postazione del DAP Brindisi, collocata in area urbana, abbia una rappresentatività spaziale più limitata.

A Lecce (Figura 10) l'accordo sulle componenti di provenienza del vento più frequenti risulta soddisfacente.

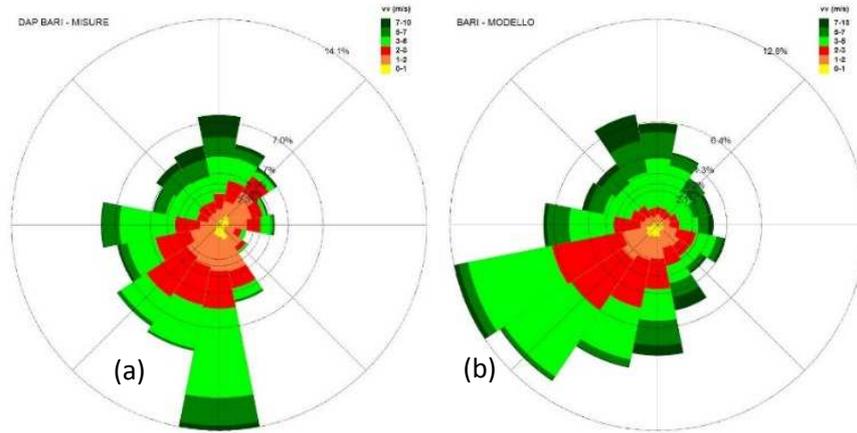


Figura 5 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro nella postazione DAP Bari.

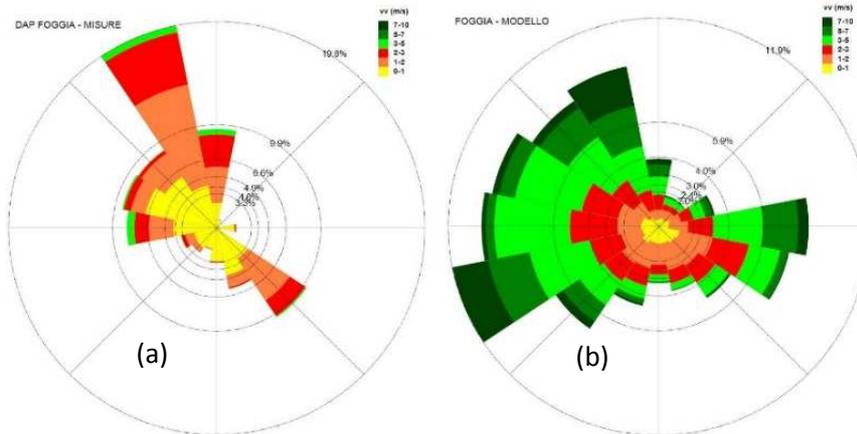


Figura 6 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro nella postazione DAP Foggia.

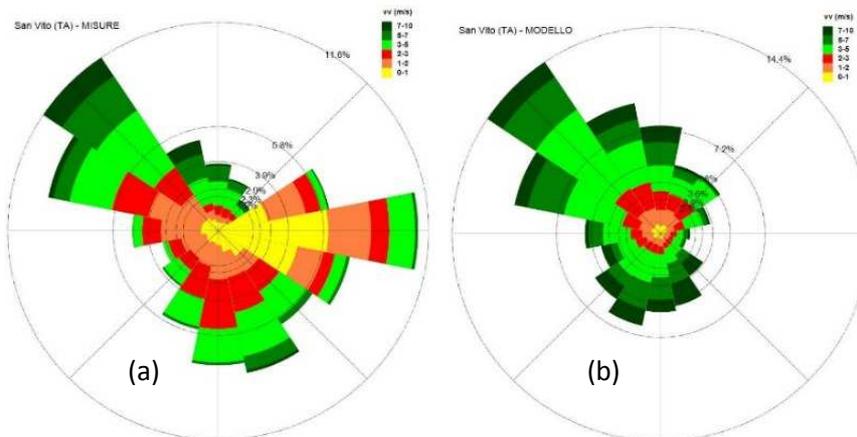


Figura 7 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro nella postazione di San Vito (Taranto).

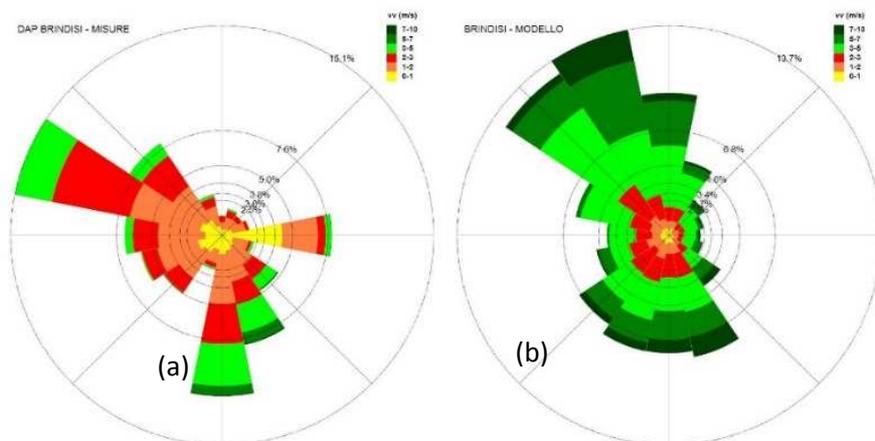


Figura 8 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro nella postazione DAP Brindisi.

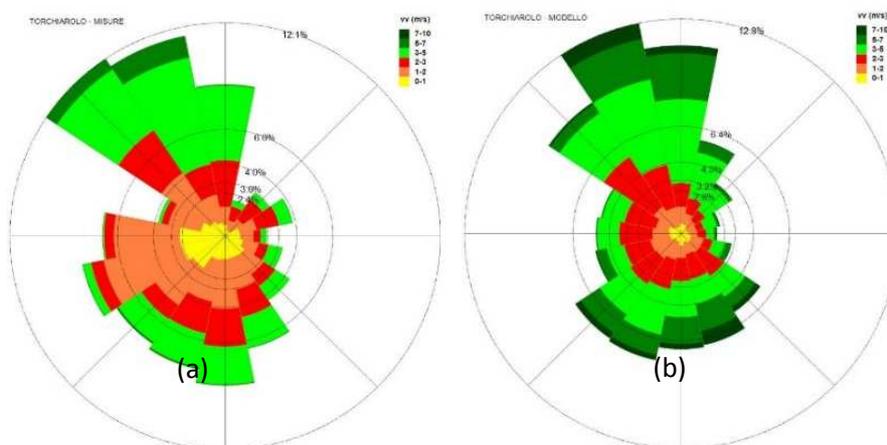


Figura 9 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro nella postazione di Torchiarolo.

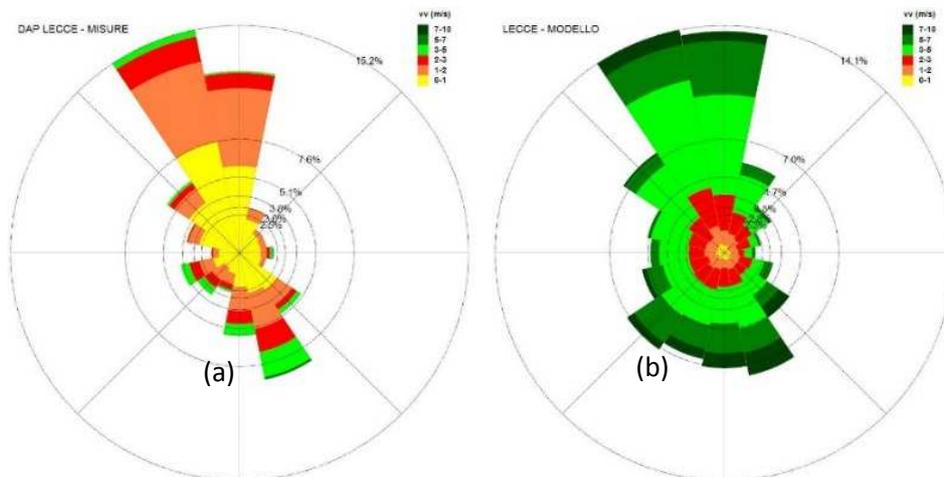
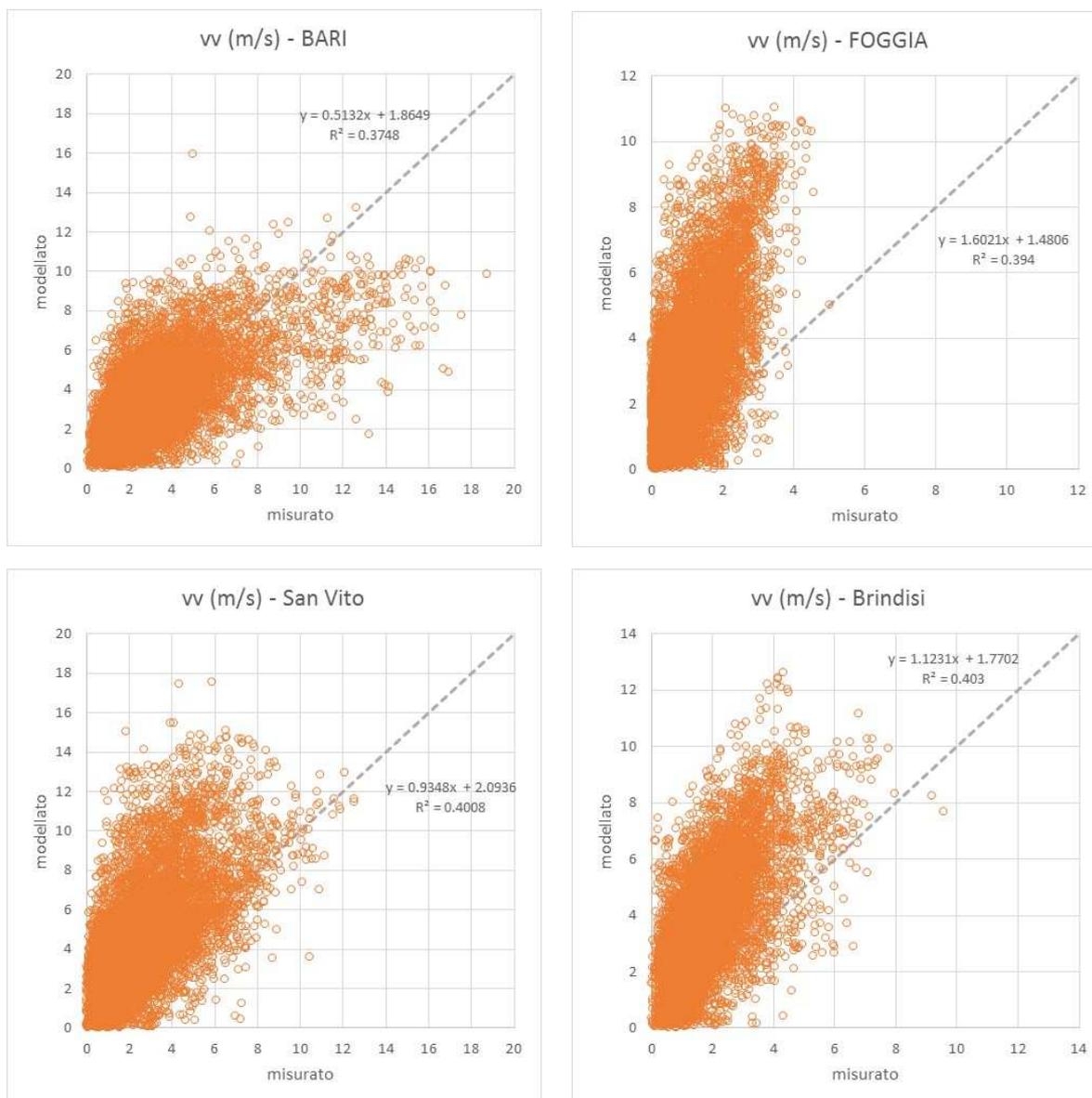


Figura 10 - Rosa del vento (a) misurata e (b) modellata alla quota dell'anemometro e nella postazione DAP Lecce.

La Figura 11 mostra gli *scatterplot* delle velocità del vento orarie, misurate e modellate, presso le postazioni considerate. Se per Bari si osserva un buon accordo tra il modello e le misure, per tutte le altre è evidente una sovrastima da parte del modello, che, come già detto, dipende dalla risoluzione spaziale del modello, che può non essere sufficiente a risolvere o tenere conto delle caratteristiche locali del sito di misura.



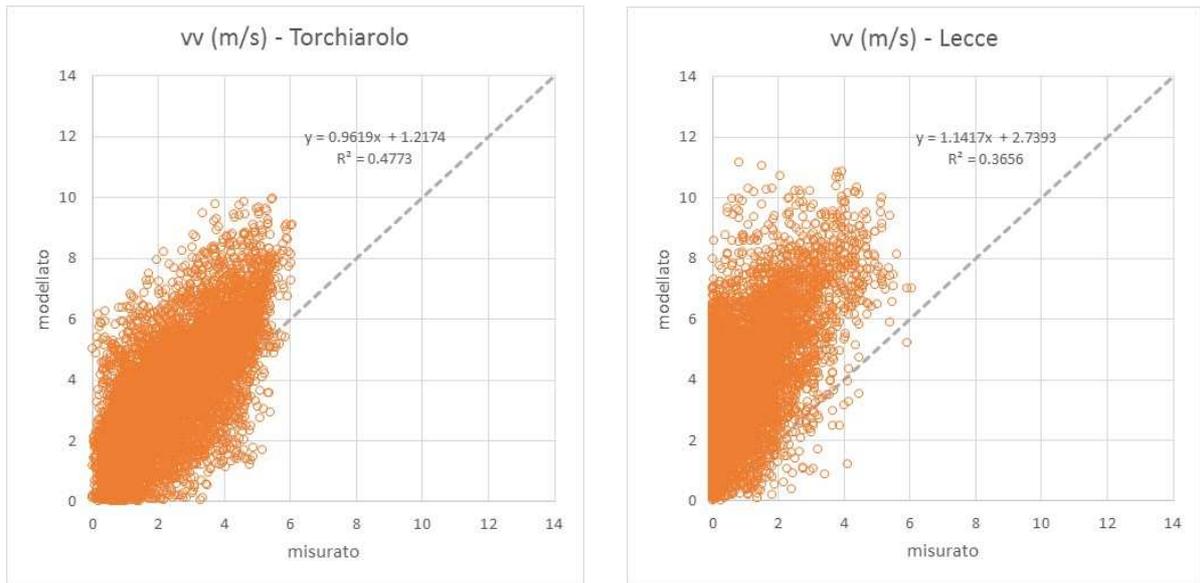
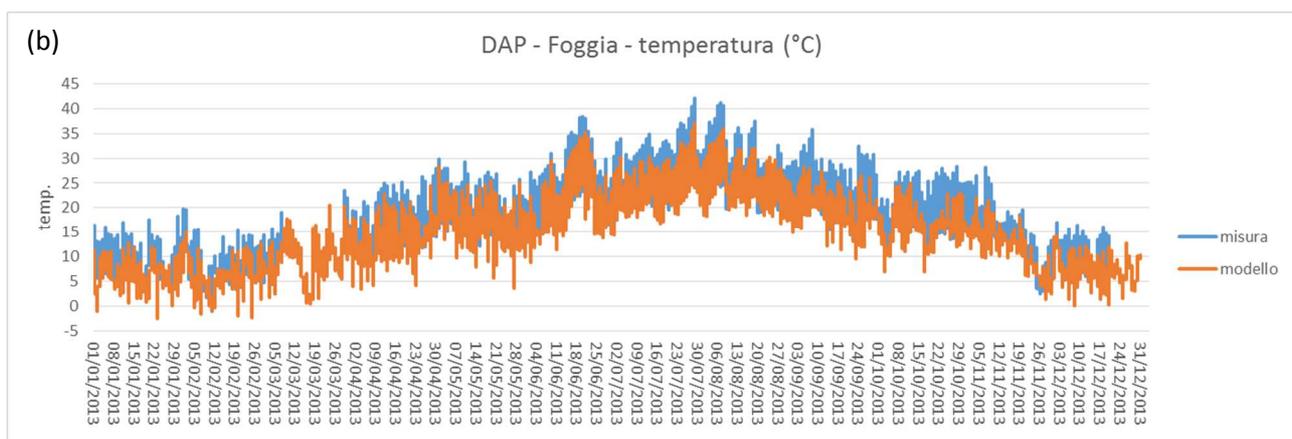
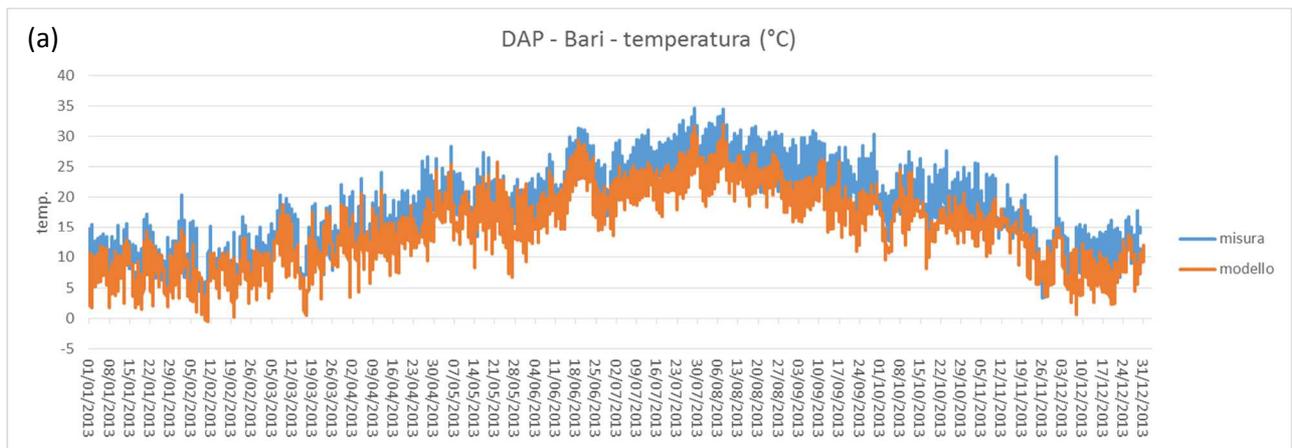


Figura 11 - Scatter plot di confronto misurato vs modellato della velocità del vento nelle diverse postazioni meteo.

Il confronto (Figura 12) infine tra i profili orari di temperatura, misurata e modellata, evidenzia una generale sottostima da parte del modello.



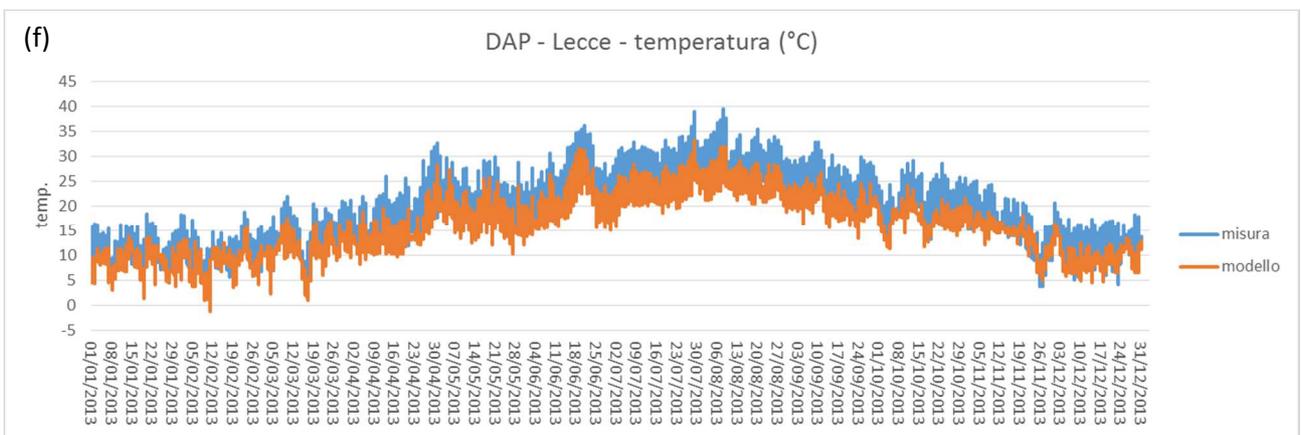
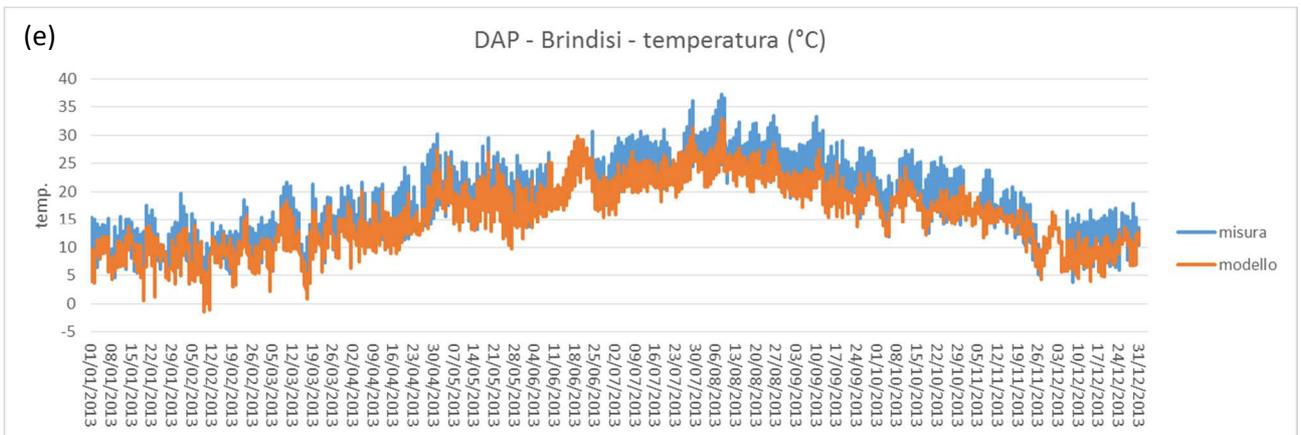
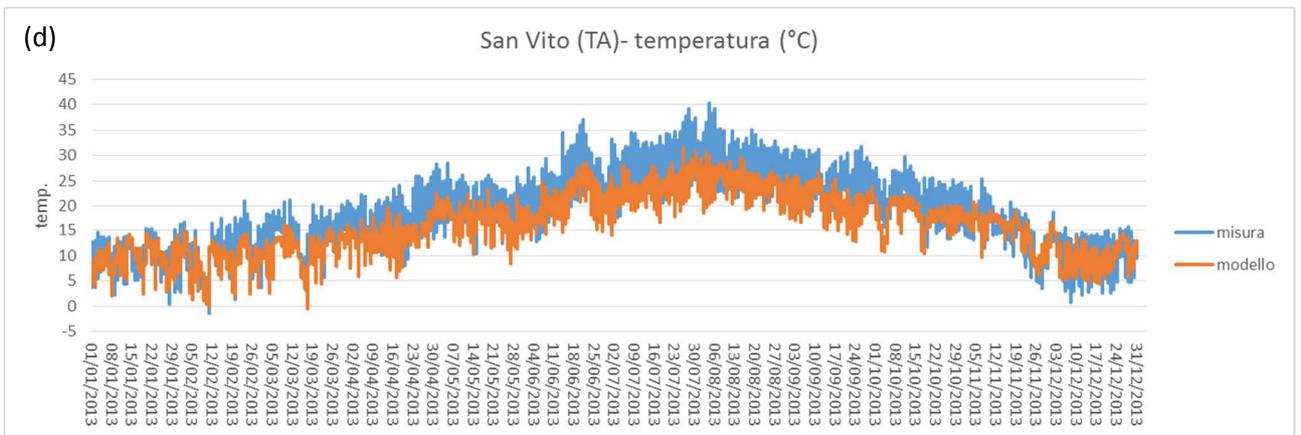
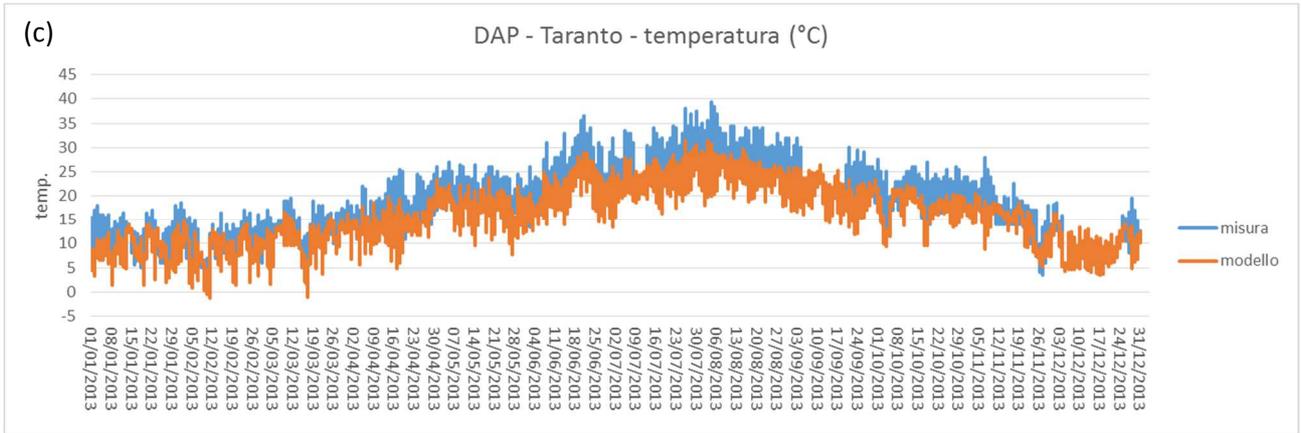
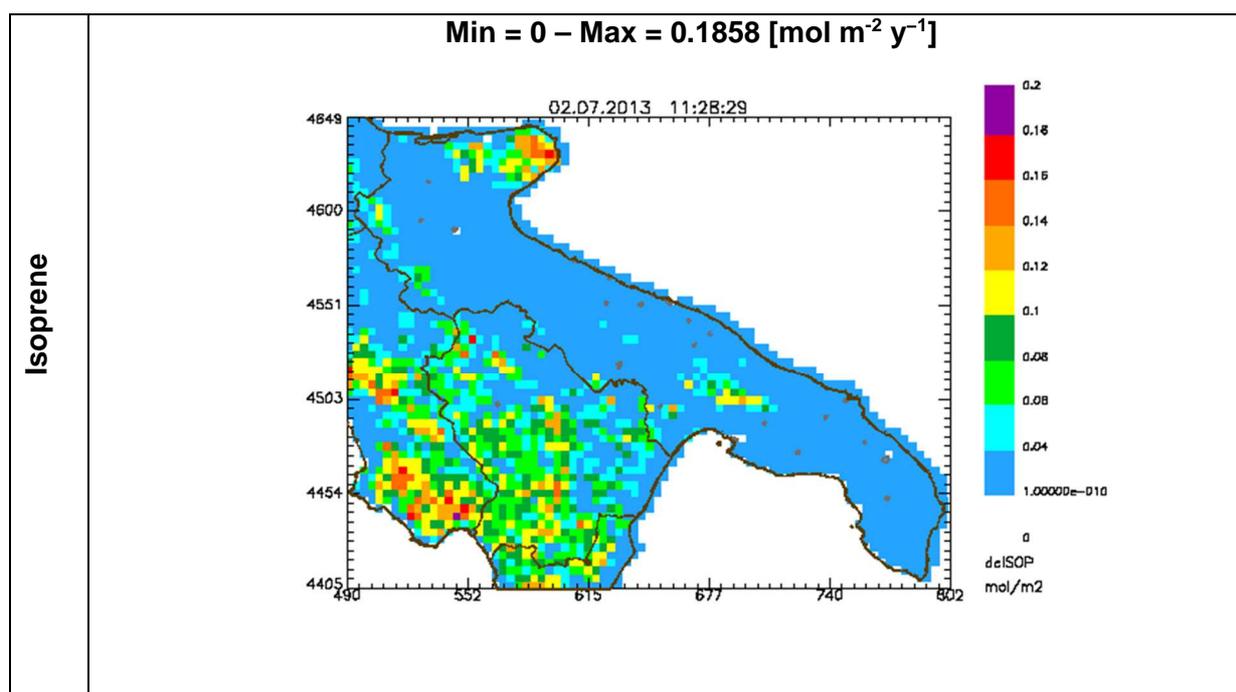


Figura 12 - Confronto dato orario misurato vs modellato della temperatura nelle diverse postazioni meteo (a-f).

3.2 Emissioni biogeniche dalla vegetazione

La vegetazione è responsabile di emissioni di composti organici volatili (COV), tra i quali l'isoprene ed i monoterpeni. Pur essendo disponibile, per tale emissione, la stima annuale relativa al 2010, prodotta dall'inventario regionale INEMAR su base comunale, è stato appositamente attivato il modulo MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature, Guenther et al., 2006; <http://acd.ucar.edu/~guenther/MEGAN/MEGAN.htm/>), al fine di stimare dinamicamente sulle celle del dominio di simulazione, in funzione delle condizioni meteorologiche relative all'anno 2013, le emissioni orarie di 20 composti/classi di composti (es. aromatici, olefine, ecc.), emessi da quattro differenti tipologie funzionali di piante (Plant Functional Types –PFT): latifoglie (broadleaf trees), conifere (needle leaf trees), arbusti (shrubs) e erbacee (herbaceous). Nella implementazione di MEGAN, effettuata in SURFPro, è stato considerato il meccanismo chimico SAPRC99 (Carter, 2000), utilizzato, come già detto, dal modello di trasporto e chimica dell'atmosfera FARM. Nella figura seguente sono riportate le emissioni annuali [$\text{mol m}^{-2} \text{y}^{-1}$] di isoprene e monoterpeni (Figura 13), stimate con il modello SURFPro, utilizzando MEGAN. I valori più alti, come atteso, si osservano sull'area del Gargano e nelle zone interne della penisola.



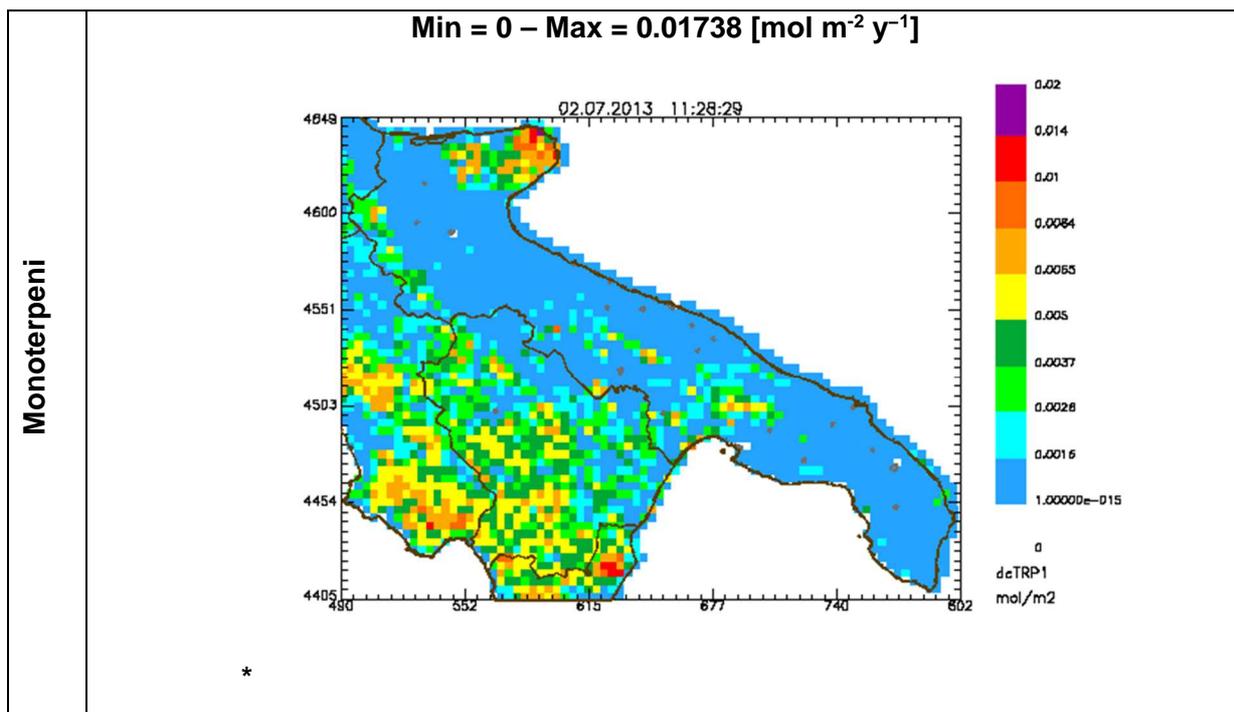


Figura 13 – Emissioni annuali di isoprene e monoterpeni [$\text{mol m}^{-2} \text{y}^{-1}$] sul territorio regionale ottenute mediante l'applicazione del modello MEGAN.

3.3 Emissioni naturali di particolato e di metalli pesanti (HM) dai suoli e dal mare

Le emissioni di aerosol di origine terrigena nonché di metalli pesanti sono state stimate con il SurfPro moltiplicando le emissioni terrigene di particolato (calcolate utilizzando l'approccio proposto da Vautard *et al.*, 2005) per i valori di concentrazione di metalli nei suoli. Tali valori sono stati ottenuti mediante l'utilizzo congiunto di tecniche geostatistiche (modulo ARpMEAS) e di informazioni sperimentali, contenute nel Geochemical Atlas of Europe (<http://weppi.gtk.fi/publ/foregsatlas/>), relative al contenuto di metalli nello strato superficiale dei suoli (Topsoil).

Le emissioni di aerosol e dei metalli dal mare sono state stimate sempre con il SurfPro, utilizzando l'approccio proposto da Zhang *et al.* (2005), unitamente a fattori di emissione per i diversi metalli (Tabella 3).

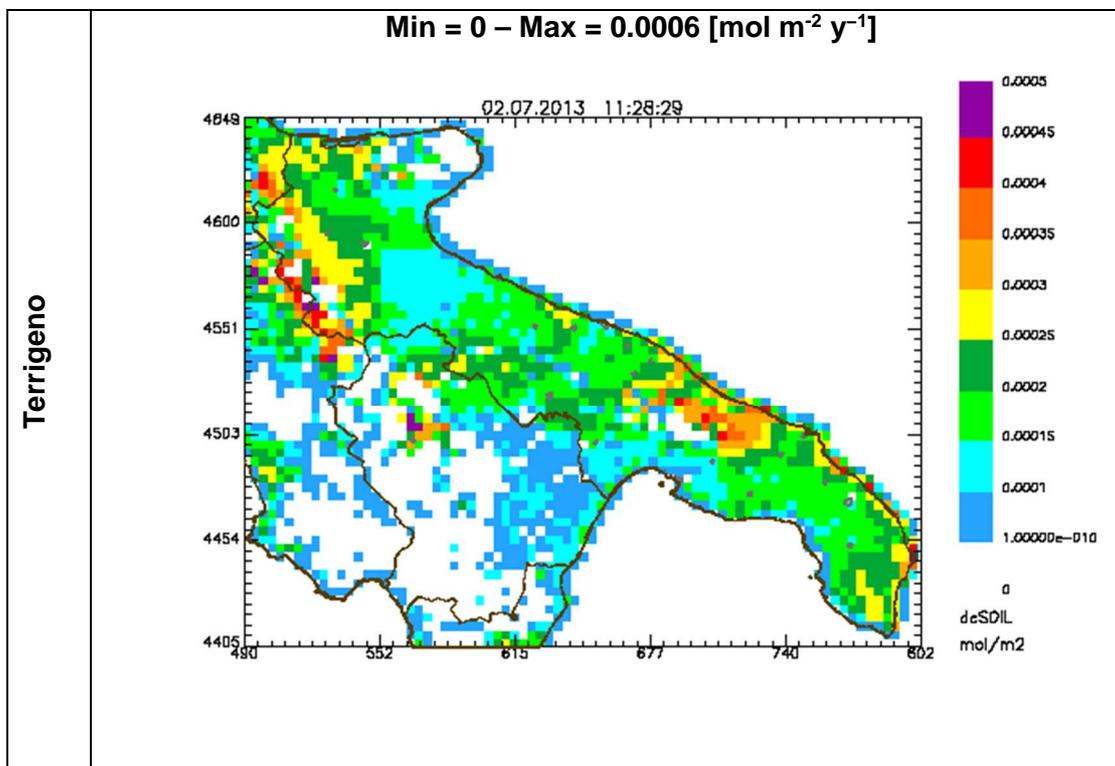
Metal	Emission factor [$\mu\text{g kg}^{-1}$]
As	300
Cd	40
Cr	80
Ni	180
Pb	4000

Tabella 3. Fattori di emissione di metalli pesanti associati ai sali marini

In Figura 14 sono riportate le emissioni annuali [$\text{mol m}^{-2} \text{y}^{-1}$] di aerosol terrigeni e marini, stimati con il modello SURFPro.

In Figura 15 sono riportate, a titolo di esempio, le emissioni annuali di Arsenico di origine naturale, utilizzate nel presente studio.

Al fine di stimare l'emissione di mercurio dalle superfici acquatiche è stato utilizzato l'approccio proposto da Wanninkof (1992), che considera le proprietà chimico-fisiche (solubilità, coefficienti di ripartizione aria-acqua, volatilità) del mercurio elementare e delle altre forme chimiche volatili di mercurio, disciolte nella colonna d'acqua, l'intensità del vento in prossimità della superficie del mare ed i valori di concentrazione di mercurio disciolto nel mare (18 ng m^{-3}) ed in aria ambiente (1.6 ng m^{-3}). Nella figura seguente (Figura 16) sono riportate le emissioni annuali di mercurio gassoso dal mare stimate dal modello SURFPro.



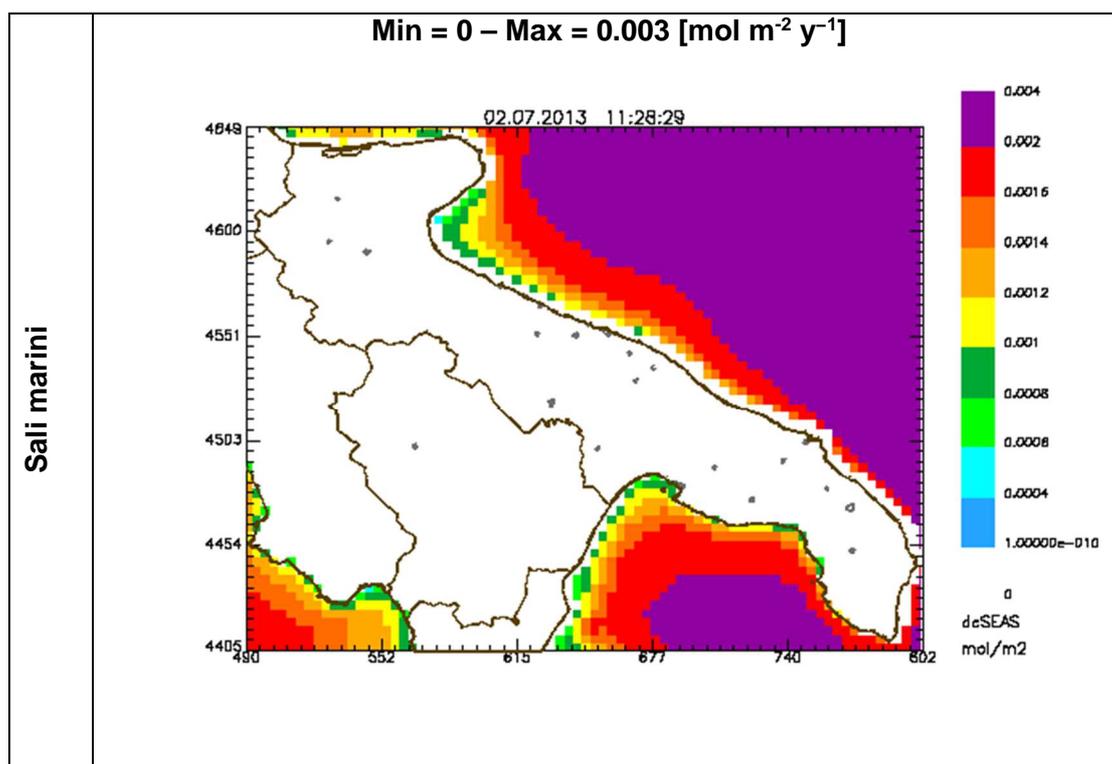
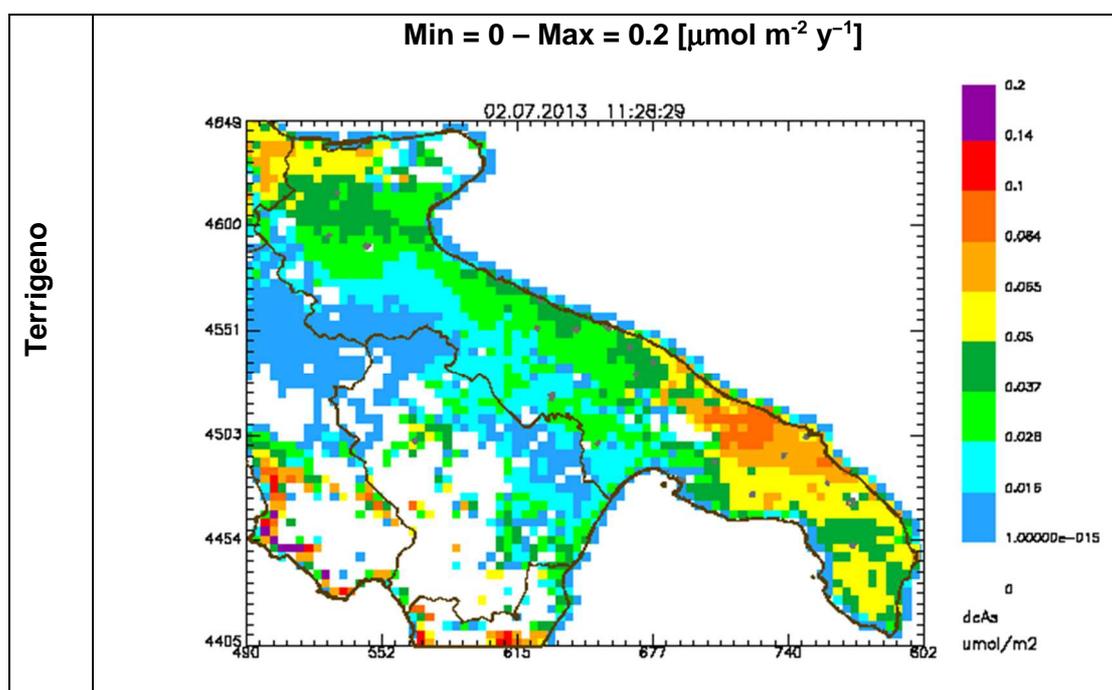


Figura 14 – Emissioni annuali di aerosol di origine terrigena e marina [mol m⁻² y⁻¹] sul territorio regionale ottenute mediante l'applicazione del modello SURFPro.



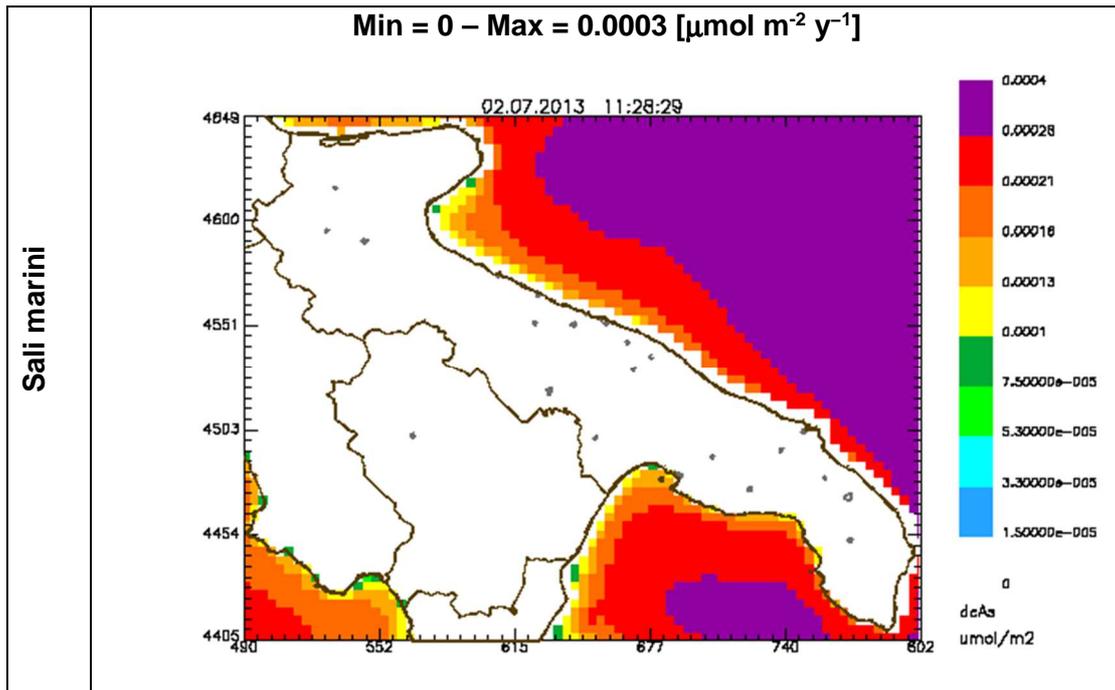


Figura 15 – Emissioni annuali di Arsenico di origine naturale [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{y}^{-1}$] sul territorio regionale.

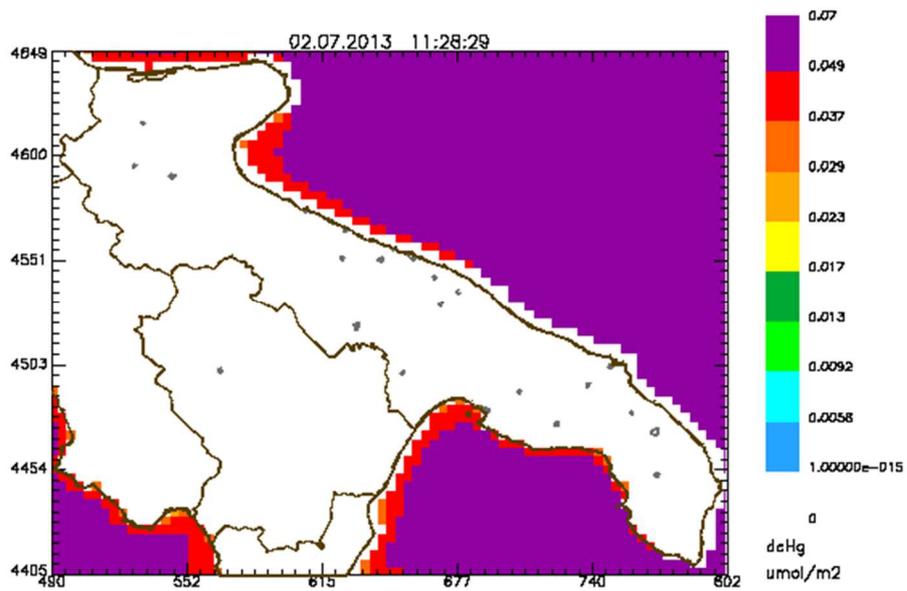


Figura 16 – Emissioni annuali di mercurio gassoso dal mare [$\mu\text{mol m}^{-2} \text{y}^{-1}$].

4 Emissioni antropogeniche

Poiché l'obiettivo della simulazione è ricostruire al 2013 lo stato della QA sull'intero territorio regionale, è stato necessario alimentare il modello con un database emissivo il più possibile aggiornato. Come punto di partenza sono state utilizzate le due basi dati emissive (Inventario INEMAR 2010 di ARPA Puglia e Inventario nazionale ISPRA 2010), che costituiscono ad oggi i riferimenti più aggiornati a livello regionale e nazionale.

4.1 Emissioni sulla Regione Puglia al 2010

L'inventario regionale più aggiornato, predisposto da ARPA Puglia, è basato sulla metodologia INEMAR e si riferisce all'anno 2010. In Tabella 4 e 5 sono mostrati i totali annuali regionali delle emissioni contenute nell'inventario, suddivisi per macrosettore, il cui peso relativo è mostrato in Figura 17 e Figura 18. Si osserva come per il monossido di carbonio (CO) il contributo maggiore (50%) provenga dalla combustione industriale, per gli ossidi di azoto (NO_x) dal trasporto (40%), per l'anidride solforosa (SO₂) dalla produzione di energia elettrica (50%) e per il particolato nella frazione PM₁₀ circa il 30% provenga dal riscaldamento. Per quasi tutti i microinquinanti la combustione industriale rappresenta la sorgente emissiva principale. Per il Nichel (Ni) la produzione di energia fornisce un contributo sul totale pari al 40%, mentre per gli IPA il contributo principale (65%) proviene dal riscaldamento.

Macrosettore	CO	COVNM	NH3	NOX	PM10	SO2
Prod. energia	6503	517	152	15924	617	12610
Riscaldamento	45418	17392	85	2268	5508	333
Comb. industriale	244381	1569	47	15020	1138	7868
Processi produttivi	195	3850	725	524	1814	143
Prod. combustibili	0	1829	0	0	180	0
Uso di solventi	0	24726	0	0	39	10
Trasporto stradale	49601	10397	281	34470	2542	171
Altri trasporti	5557	1827	1	14310	1362	3724
Rifiuti	52096	1483	0	690	4607	123
Agricoltura	3429	26862	10280	491	429	66
Incendi	28572	2643	228	1005	1954	203

Tabella 4 – Totali emissivi per macrosettore – macroinquinanti (t/anno)

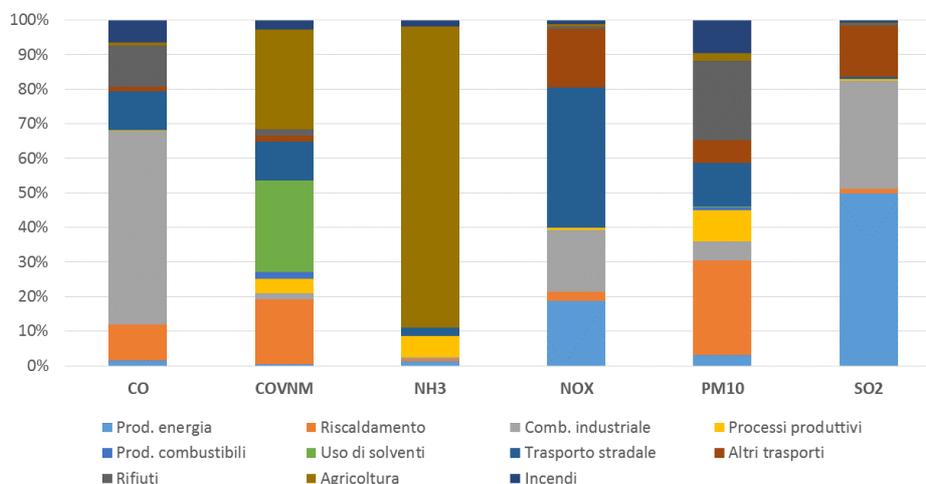
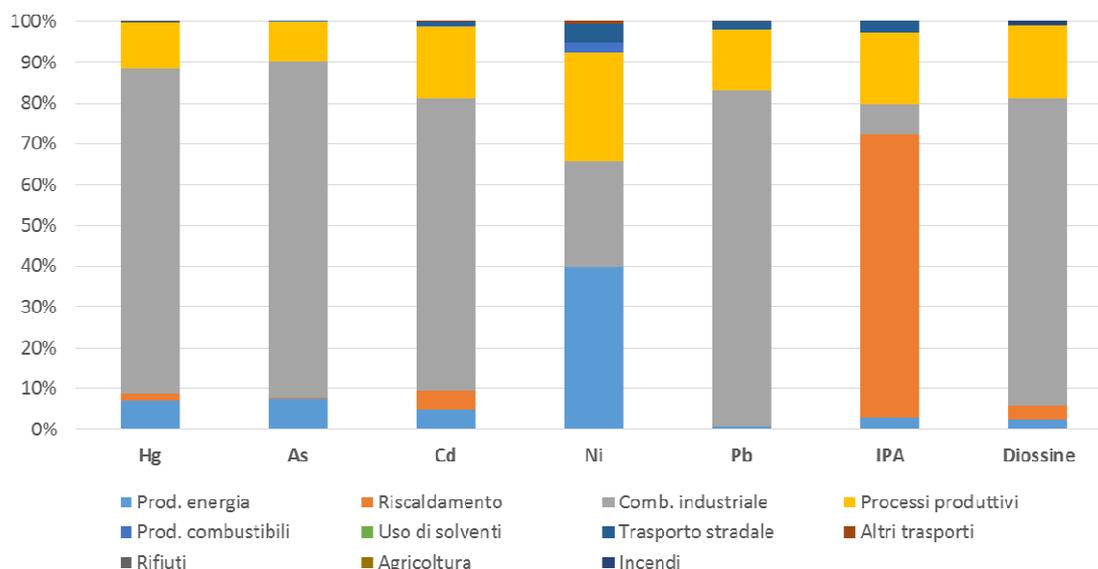


Figura 17 – Peso relativo dei macrosettori (macroinquinanti)

Tabella 5 – Totali emissivi per macrosettore – microinquinanti (kg/anno, salvo le diossine in mg/anno)

Macrosettore	Hg	As	Cd	Ni	Pb	IPA	Diossine
Prod. energia	46	149	84	1012	347	129	1043
Riscaldamento	9	3	80	3	51	3090	1373
Comb. industriale	503	1586	1248	653	34822	306	31866
Processi produttivi	71	190	309	679	6471	782	7574
Prod. combustibili	0	1	1	63	15	0	0
Uso di solventi	0	0	0	0	0	0	0
Trasporto stradale	0	0	17	120	808	126	0
Altri trasporti	0	0	2	12	5	0	0
Rifiuti	2	0	0	0	11	0	36
Agricoltura	0	0	0	0	0	0	0
Incendi	0	0	0	0	0	0	355

**Figura 18 – Peso relativo dei macrosettori (microinquinanti)**

Relativamente alle emissioni del macrosettore 11 (emissioni naturali e altre attività) stimate da INEMAR, si precisa che nelle simulazioni sono state considerate solo le emissioni relative agli incendi, in quanto, come già detto, le emissioni biogeniche, provenienti dalla vegetazione, sono state calcolate dinamicamente in funzione della meteorologia con il modulo MEGAN (si veda il §3.2).

Per le simulazioni condotte con il FARM, i dati emissivi dell'inventario INEMAR sono stati integrati per le aree industriali di Brindisi e Taranto con le informazioni acquisite ed elaborate nell'ambito delle attività condotte nelle suddette aree per la Valutazione del Danno Sanitario (<http://www.arpa.puglia.it/web/guest/vds>), consentendo in questo modo di caratterizzare più precisamente le sorgenti industriali.

Inoltre rispetto al database INEMAR sono state stimate le emissioni di benzene (C₆H₆), prodotte dal riscaldamento domestico con biomassa, scalando opportunamente le corrispondenti emissioni di VOC (EPA AP 42).

Infine per alcuni settori si è proceduto ad effettuare un aggiornamento al 2013 delle emissioni dell'inventario con un approccio specifico per tipologia di sorgente, descritto nei paragrafi successivi.

4.1.1 Emissioni Macrosettore 2 e 7 – attualizzazione al 2013

Per quanto riguarda le emissioni da **combustione non industriale** (riscaldamento civile e commerciale-istituzionale, macrosettore 2) e da **trasporto su strada** (macrosettore 7) si è scelto di applicare ai totali emissivi 2010 alcuni fattori di variazione, dipendenti dall'attività emissiva, desunti dagli andamenti nazionali nel corso degli anni. Questi sono stati calcolati a partire dalle stime annuali ISPRA, attualmente disponibili per gli anni dal 1980 al 2012 (si veda <http://www.sinanet.isprambiente.it/it/sia-ispra/serie-storiche-emissioni>). Per ottenere una stima del dato nazionale al 2013, si sono estrapolati linearmente i dati dei tre anni precedenti (2010-2011-2012). I fattori da applicare alle emissioni Inemar 2010 sono poi stati calcolati, settore per settore, come rapporto tra i valori nazionale 2013 e 2010. La Tabella 6 mostra i coefficienti ottenuti per ciascun settore emissivo e per ciascun inquinante.

Settore SNAP	Descrizione	CO	NOx	NM VOC	SOx	NH3	PM10	PM2.5	Hg	As	Cd	Ni	Pb	IPA	PCDD
0201	Terziario	0.975	0.974	0.825	0.724	1.284	0.838	0.855	0.808	0.759	0.774	0.397	0.812	0.82	0.3
0202	Residenziale	1.164	0.897	1.176	0.876	1.284	1.21	1.209	0.933	0.903	1.064	0.693	1.157	1.117	1.122
0203	Agricoltura	0	2.153	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0.286	0	0
0701	Automobili	0.622	0.842	0.601	0.832	0.764	0.614	0.614	0	0	0.847	0.841	1	0.878	0.797
0702	Veic. leggeri	0.581	0.679	0.574	0.765	0.568	0.499	0.499	0	0	0.762	0.761	1	0.778	0.712
0703	Veic. pesanti	0.907	0.856	0.729	0.969	0.979	0.763	0.763	0	0	0.97	0.97	1	0.979	0.979
0704	Ciclomotori	0.635	0.962	0.684	0.76	0.835	0.611	0.611	0	0	0.76	0.76	1	0.734	0.835
0705	Motocicli	0.91	1.052	0.823	1.057	1.068	0.817	0.817	0	0	1.057	1.057	1	1.038	1.083
0706	Emissioni evaporative	0	0	1.073	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0707	Emissioni da abrasione	0	0	0	0	0	0.876	0.875	0	0	0.877	0.877	0.878	0	0

Tabella 6 - Coefficienti di attualizzazione 2010-2013 – Emissioni da riscaldamento e trasporto su strada

4.1.2 Emissioni industriali – attualizzazione al 2013

All'interno dell'inventario regionale 2010 sono presenti N. 679 sorgenti industriali. La localizzazione dei corrispondenti impianti industriali per provincia è mostrata nelle figure successive (Figure 19-22).



Figura 19 – Impianti industriali delle province di Foggia e Barletta-Andria-Trani.

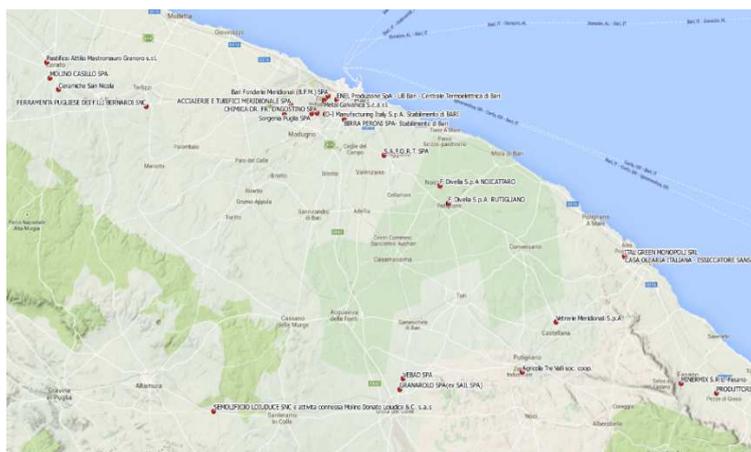


Figura 20 – Impianti industriali della provincia di Bari.

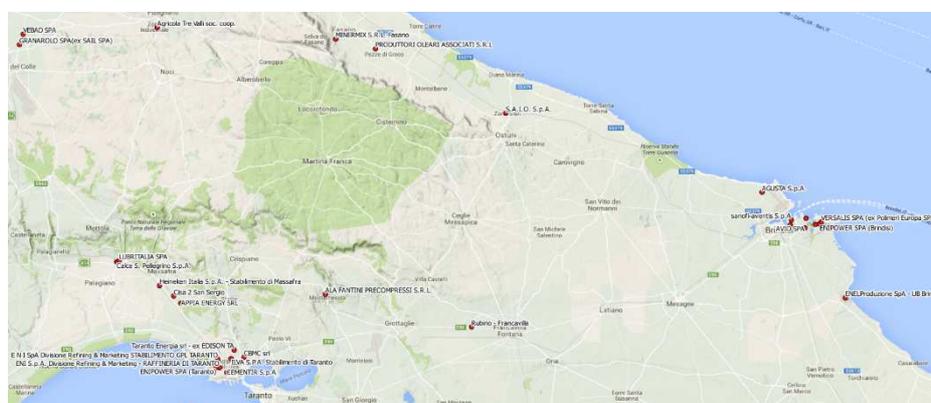


Figura 21 – Impianti industriali delle province di Taranto e Brindisi.

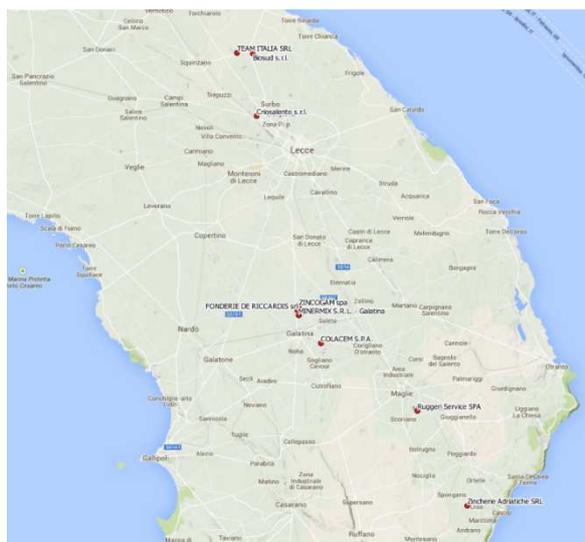


Figura 22 – Impianti industriali della provincia di Lecce.

Per le emissioni di alcuni di questi impianti industriali è stato possibile procedere ad un'attualizzazione al 2013, laddove risultavano disponibili i relativi dati annuali di produzione (come ad esempio nel caso di ILVA). Segue una descrizione schematica degli aggiornamenti effettuati.

Area ILVA (Taranto)

- Acquisizione dei parametri fisici e strutturali dei camini ILVA dal database emissivo dello stesso stabilimento, predisposto nell'ambito delle attività della VDS condotte nell'area di Taranto (database VDS Taranto);
- attualizzazione al 2013 delle emissioni puntuali, diffuse e lineari considerate nel database VDS Taranto a partire dai dati di produzione di coke, acciaio e sinterizzazione relativi agli anni 2010 e 2013;
- azzeramento delle emissioni dei camini relativi agli impianti ILVA fermi al 2013;
- spazializzazione delle emissioni diffuse (parchi, altoforno, cokeria, agglomerato, acciaierie) sulle rispettive aree di pertinenza (analogamente al database VDS Taranto);
- trattamento esplicito delle emissioni di polveri e metalli dai 3 nastri: 2° sporgente, 4° sporgente e nastro perimetrale e relativa attualizzazione;
- spazializzazione delle emissioni da trasporto e movimentazione del materiale sull'area dell'impianto ILVA.

Area industriale di Taranto

- Attualizzazione al 2013 delle emissioni puntuali e diffuse relative alle sorgenti industriali Cementir, Taranto Energia e Raffineria ENI;
- relativamente al camino E5 di Cementir è stata attivata una modulazione annuale specifica, in considerazione del fatto che tale camino è stato attivo fino al mese di aprile 2013;
- relativamente alla Raffineria ENI per le emissioni di IPA sono stati considerati e attualizzati i dati dell'inventario.

Centrale ENEL "Federico II" (Brindisi)

- Implementazione dei dati emissivi orari al 2010, misurati da SME relativamente alle 4 sorgenti convogliate;
- spazializzazione sulle relative aree delle emissioni dovute allo stazionamento delle navi nel porto di Brindisi, alla relativa movimentazione dei gessi e del carbone, al relativo trasporto su strada ed alle operazioni nel parco carbonile.

Area industriale di Brindisi

- Rispetto all'inventario Inemar 2010 azzeramento delle emissioni della centrale Edipower (impianto attualmente fermo);
- Rispetto all'inventario Inemar 2010 sono state aggiunte le emissioni della centrale SFIR.

Per gli stabilimenti Enipower, Agusta, Basell, Discariche Autigno e Formica, CDR, Sanofi, Sfir e Versalis le emissioni presenti nell'inventario sono state sostituite con quelle usate nella VDS.

4.1.3 Emissioni portuali

Le emissioni dalle attività portuali, contenute nell'inventario INEMAR, sono state spazializzate opportunamente, per meglio caratterizzarne l'impatto. Le aree su cui sono state allocate sono illustrate in Figura 23.

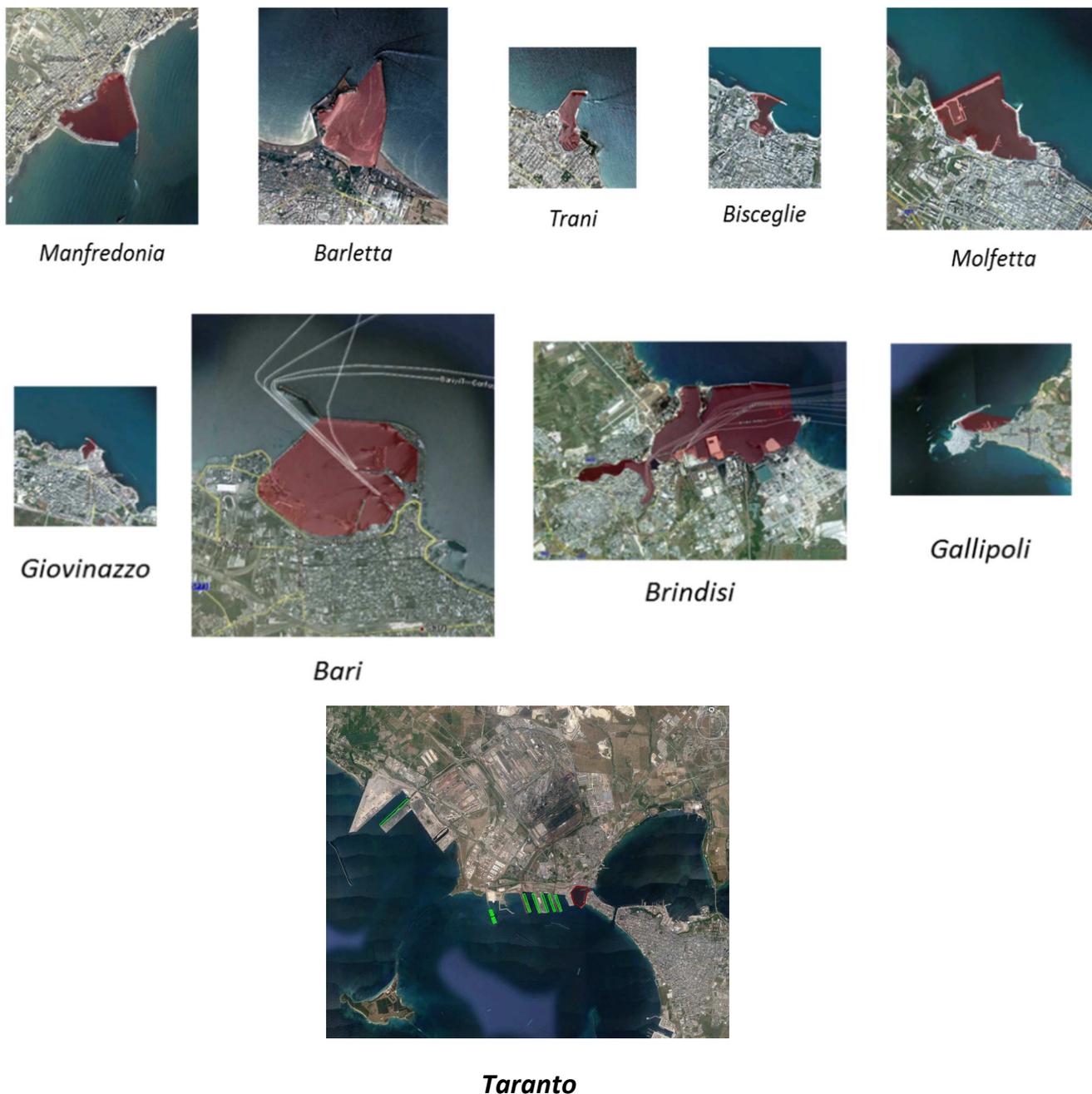


Figura 23 – Aree su cui sono state allocate le emissioni portuali

In particolare, relativamente al porto di Taranto, partendo dal database VDS Taranto, sono state esplicitate e trattate specificatamente le emissioni portuali associate ad ILVA e alla raffineria ENI (aree con il contorno in verde in figura); queste sono state attualizzate al 2013 mediante un fattore di scala, ottenuto come rapporto tra il numero di navi totali transitate nel porto di Taranto al 2013 e al 2010.

Le emissioni relative alle **attività marittime** sono state invece spazializzate opportunamente a seconda della tipologia. In particolare, nel caso del traffico di avvicinamento, della pesca e delle attività da diporto le relative emissioni sono state attribuite su una fascia compresa entro le 12 miglia dalla costa; nel caso del traffico di crociera le emissioni sono state spazializzate in corrispondenza delle principali rotte nei mari circostanti l'area di studio, come illustrato in Figura 24.

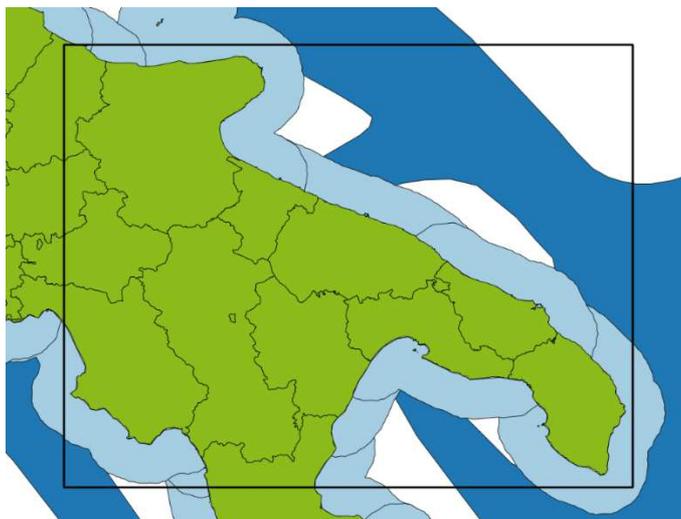


Figura 24 – Aree di spazializzazione delle emissioni navali. In azzurro: fascia entro le 12 miglia dalla costa; in blu: rotte di navigazione.

4.1.4 Mappe delle emissioni totali

Si riportano di seguito le mappe (Figure 25-32) relative alle emissioni totali annuali per comune, utilizzate nelle simulazioni, relative ai seguenti inquinanti³: NO_x, CO, SO₂, PM₁₀, As, Cd, Ni e Pb.

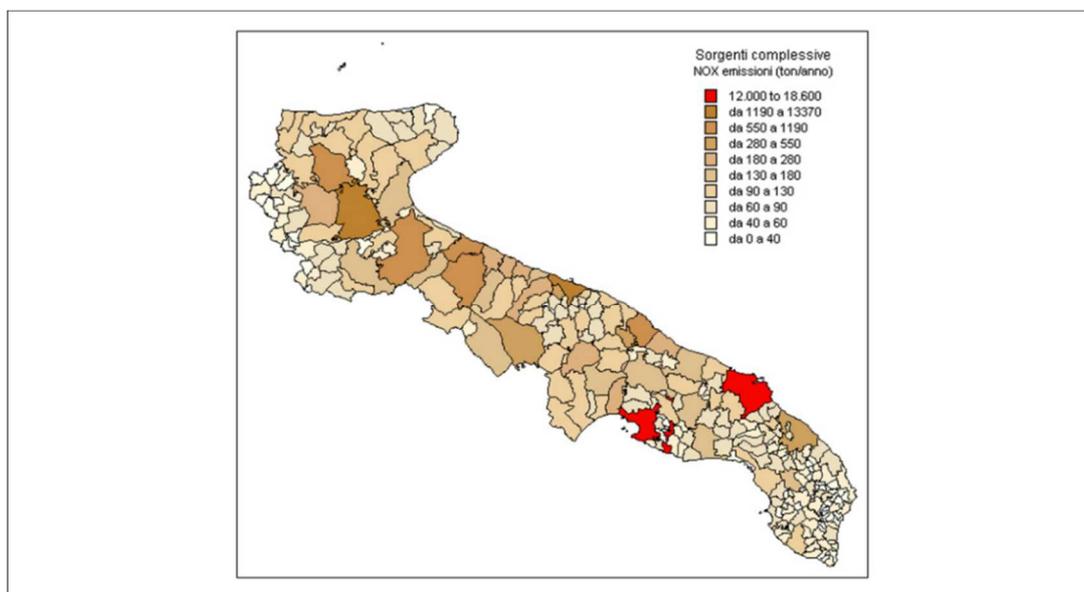


Figura 25 – Emissioni totali annuali di NO_x su base comunale

³ Non si riportano per il PM_{2.5}, BaP e Benzene le corrispondenti mappe delle emissioni su base comunale, poiché queste non corrispondono di fatto a quelle realmente utilizzate da FARM. Per alcune attività infatti il pre-processore emissivo interno (EMMA) al modello fotochimico può essere in grado di modificare per tali inquinanti le emissioni utilizzando opportuni profili di disaggregazione granulometrica (PM_{2.5}) e/o opportuni profili di speciazione (BaP, benzene, altri IPA, ecc.).

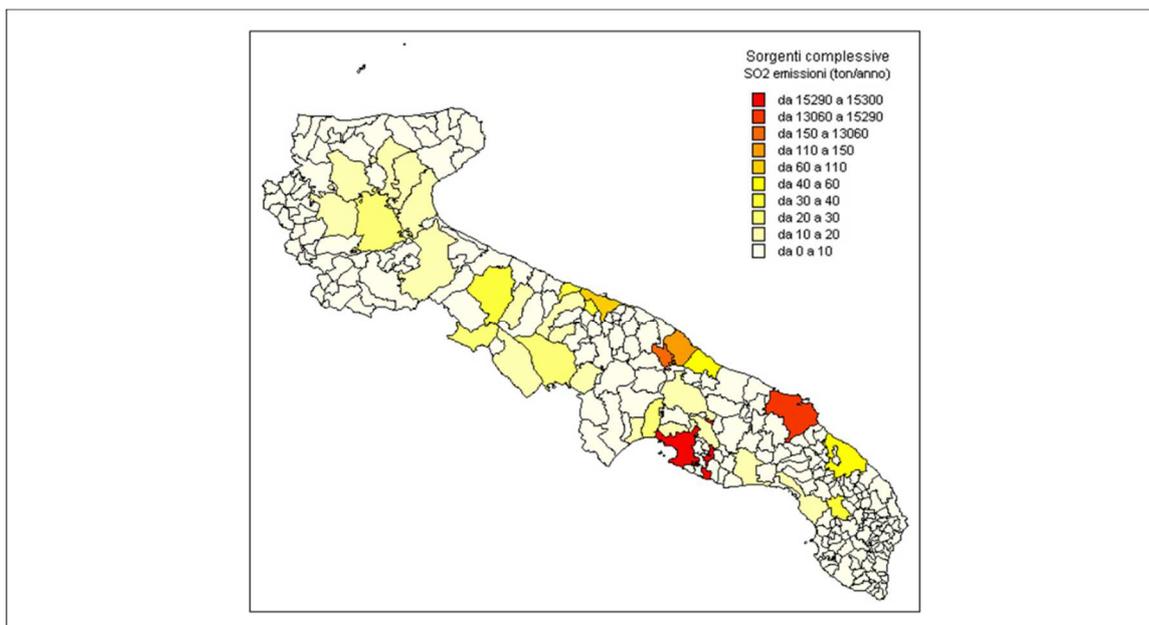


Figura 26 – Emissioni totali annuali di SO₂ su base comunale

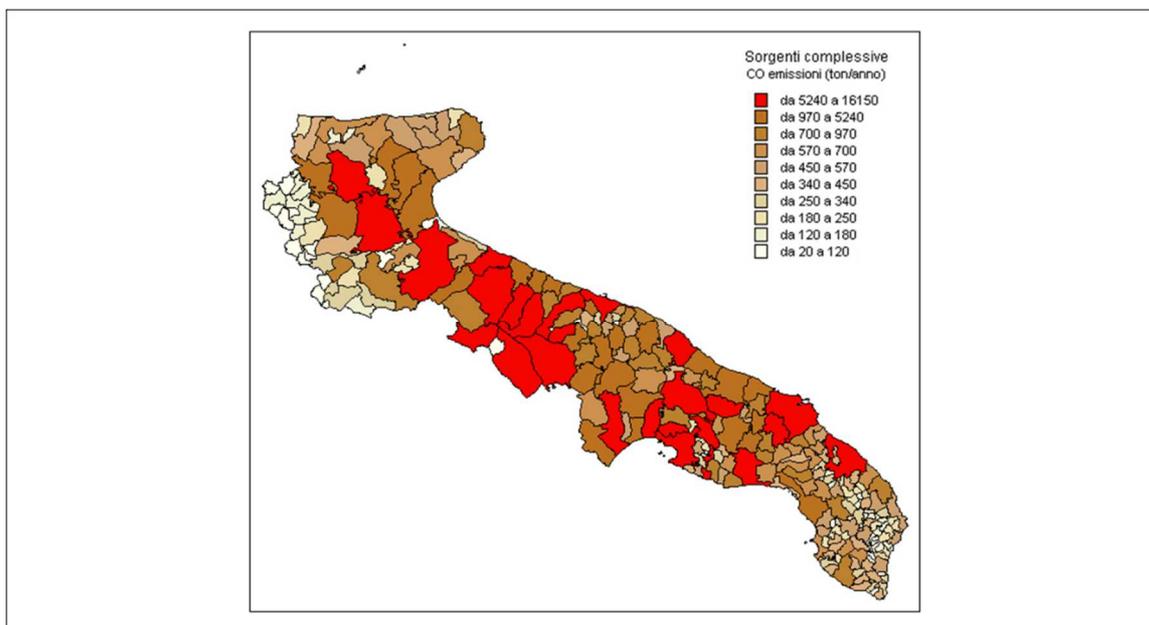


Figura 27 – Emissioni totali annuali di CO su base comunale

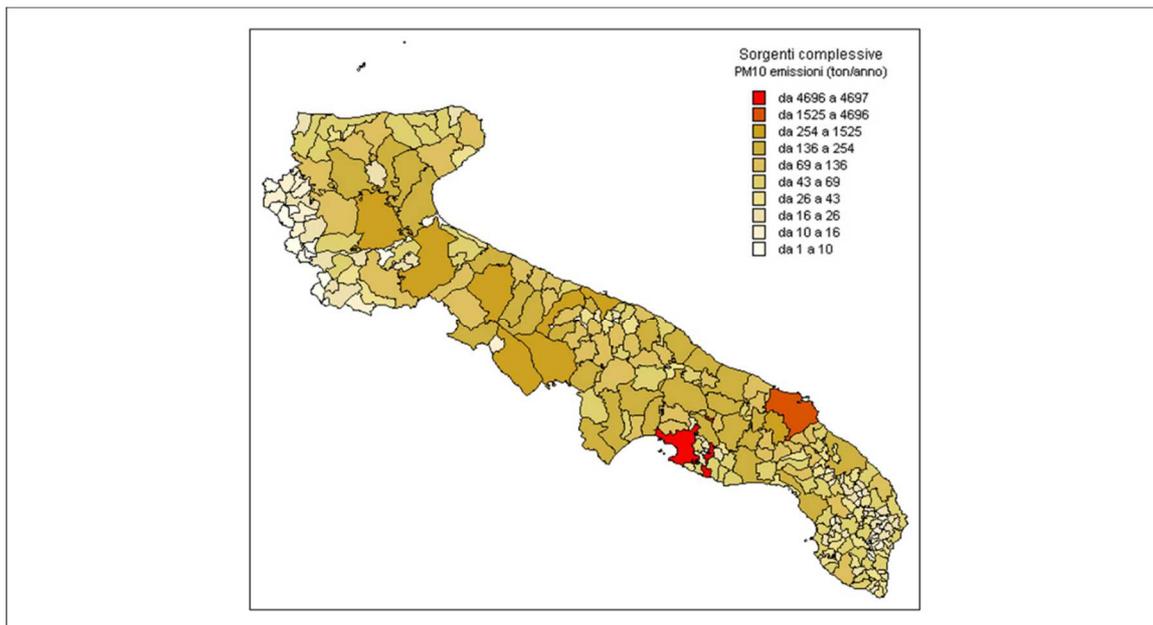


Figura 28 – Emissioni totali annuali di PM₁₀ su base comunale

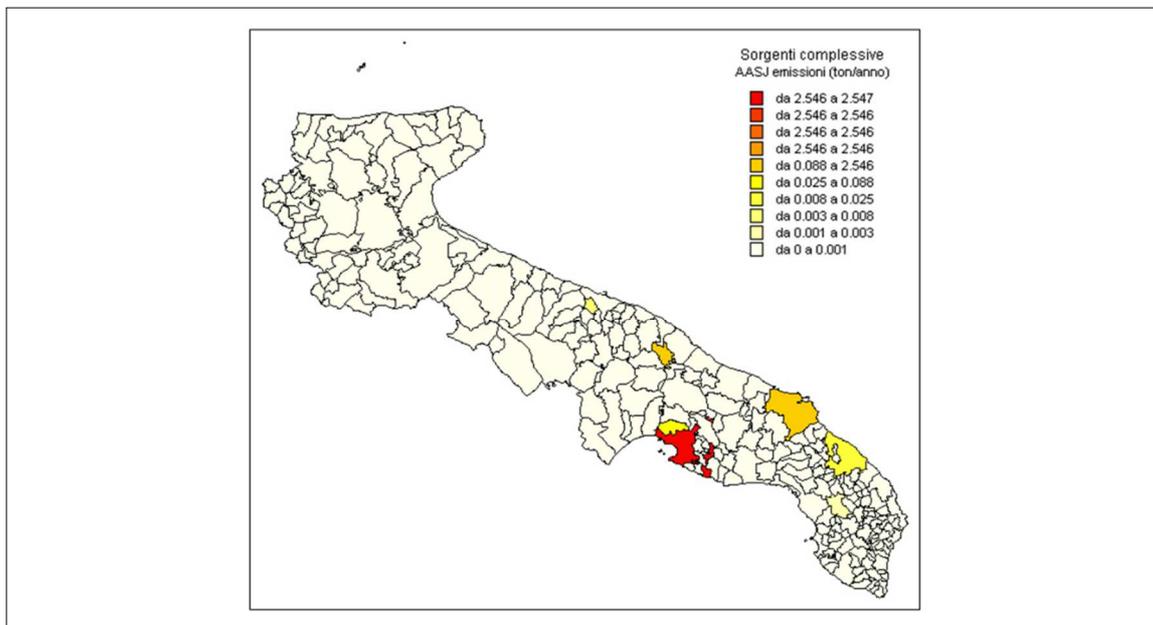


Figura 29 – Emissioni totali annuali di Arsenico su base comunale

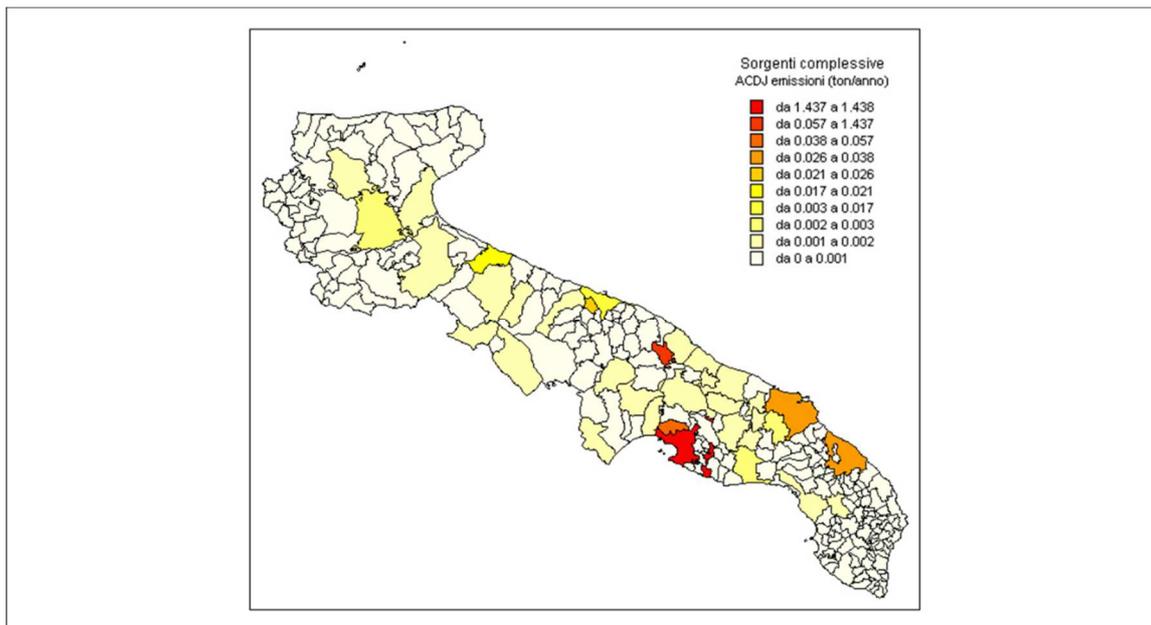


Figura 30 – Emissioni totali annuali di Cadmio su base comunale

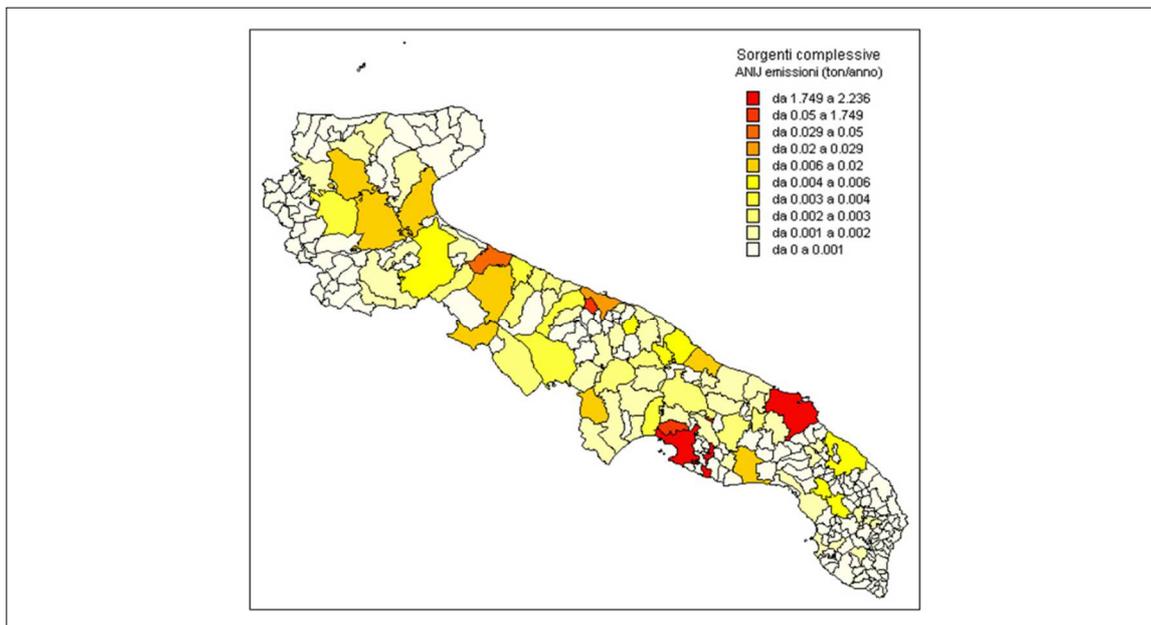


Figura 31 – Emissioni totali annuali di Nichel su base comunale

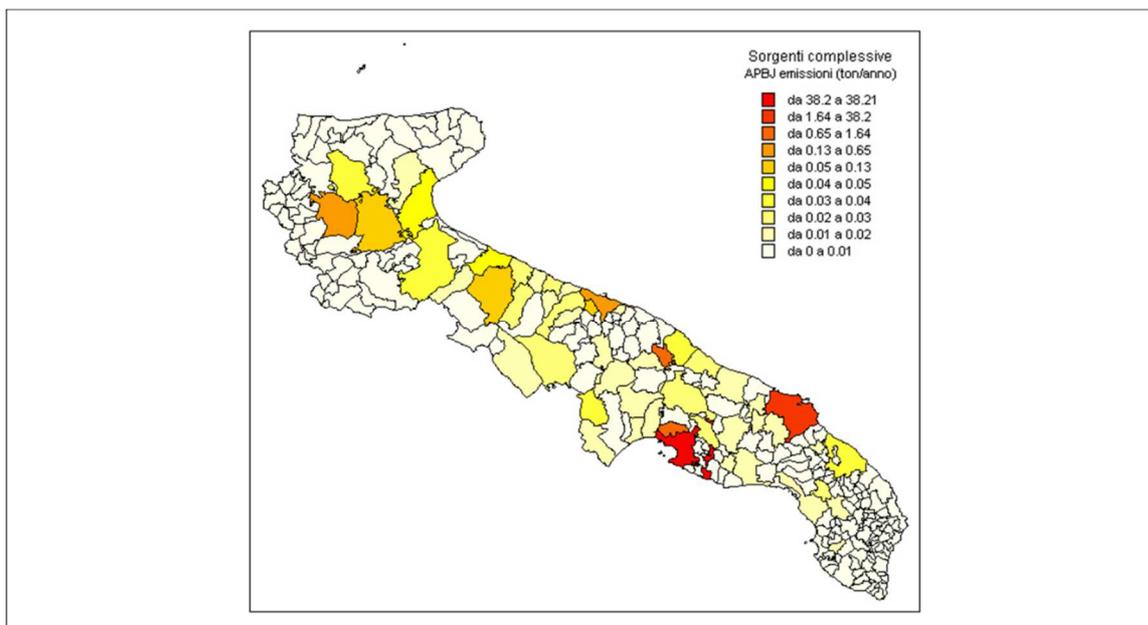


Figura 32 – Emissioni annuali totali di Piombo su base comunale

Dalle figure è evidente come i comuni con le emissioni maggiori siano quelli dove risiedono le principali sorgenti industriali, ovvero i comuni di Taranto e Brindisi.

4.2 Emissioni sulle regioni limitrofe

Per ricostruire lo stato della QA nel dominio di simulazione, che si estende (Figura 2) ben oltre i confini della regione Puglia, è stato opportuno alimentare il modello anche con le emissioni, espresse su base provinciale, dell'inventario nazionale ISPRA, riferito all'anno 2010. Relativamente al macrosettore 11 del suddetto database sono state considerate solo le emissioni degli incendi, in quanto le emissioni biogeniche di VOC e le emissioni naturali di aerosol e metalli, di origine terrigena e marina, sono state calcolate, come già detto, su base oraria nel corso della simulazione con specifici moduli (MEGAN e SURFPro). Dall'inventario nazionale ISPRA sono state inoltre acquisite sull'intero dominio di simulazione le emissioni di particolato di origine antropogenica dovute al risollevarimento da traffico stradale e da attività agricole. Nella tabella 7 sono mostrati i totali annuali delle emissioni afferenti alle regioni confinanti con la Puglia, suddivisi per macrosettore, il cui peso relativo è mostrato in Figura 33.

Macrosettore	CO	NH3	NMVOC	NOX	SO2	PM10
Prod. energia	0	0	0	0	0	0
Riscaldamento	115791	123	16005	6264	676	8561
Comb. industriale	5605	169	197	9385	2503	537
Processi produttivi	660	0	4228	66	1462	1306
Prod. combustibili	0	0	3180	0	0	0
Uso di solventi	0	0	42335	0	0	1
Trasporto stradale	131288	1185	35639	54338	53	4016
Altri trasporti	9855	2	2186	9630	23	942
Rifiuti	5583	900	1526	280	22	252
Agricoltura	855	33365	113	27	0	1142
Incendi	12339	41	483	10	37	562

Tabella 7 – Totali emissivi per macrosettore – emissioni diffuse – macroinquinanti (t/anno)

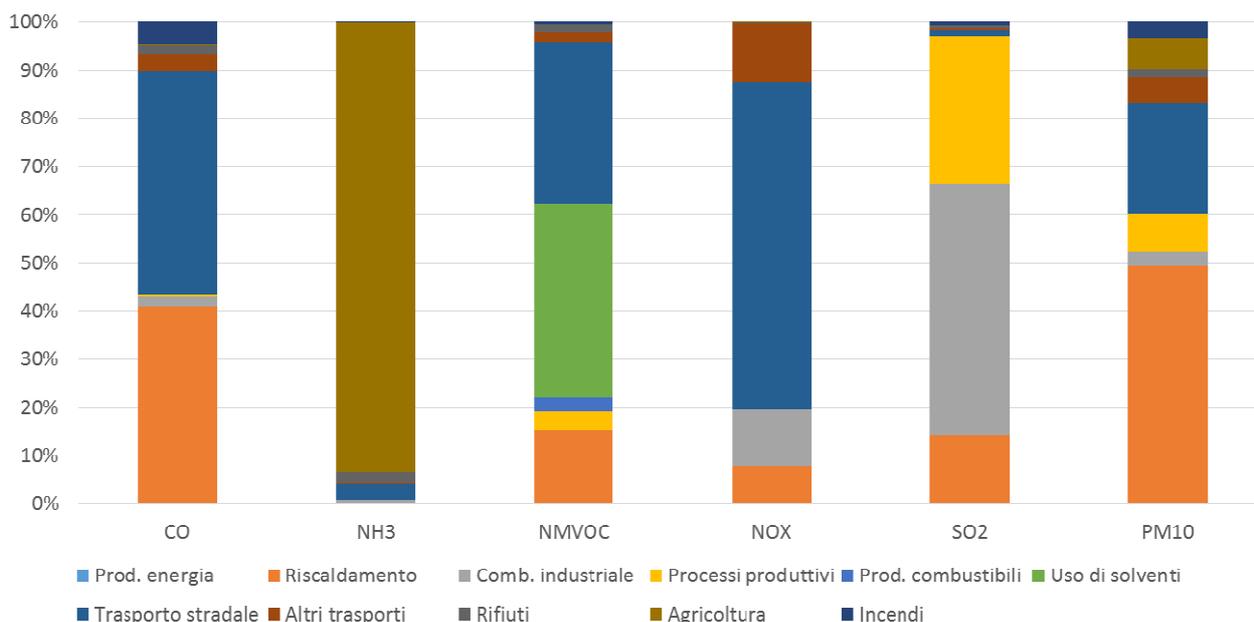


Figura 33 – Peso relativo dei macrosettori – emissioni diffuse – macroinquinanti

5 Condizioni iniziali ed al contorno

Per stimare il flusso di inquinanti che entra nel dominio, ad ogni ora di simulazione, per tutti i livelli compreso il *top*, devono essere fornite al modello FARM le condizioni al contorno, generalmente costituite dall'output di un altro modello fotochimico che simula lo stesso periodo di *run* su una scala più vasta e con risoluzione più bassa. A tal fine sono stati utilizzati i campi tridimensionali prodotti dai sistemi modellistici QualeAria, relativamente agli inquinanti in fase omogenea gassosa e particellare (Figura 34), ed EMEP-MSCE, relativamente ai metalli pesanti, diossine e furani. I primi sono relativi all'anno 2013 e sono disponibili su base temporale trioraria⁴; i campi prodotti dal modello EMEP-MSCE sono invece di tipo climatologico (giorno tipo mensile su base temporale trioraria) e sono stati pertanto opportunamente interpolati nel tempo al fine di produrre campi giornalieri per ciascun giorno dell'anno in esame. I campi prodotti dai due sistemi modellistici sono stati quindi elaborati mediante l'utilizzo di una procedura (schematizzata nella Figura 35) al fine di estrarre le condizioni iniziali ed al contorno (lateralali ed al top).

⁴ Tali campi sono successivamente interpolati su base oraria nel corso della simulazione.

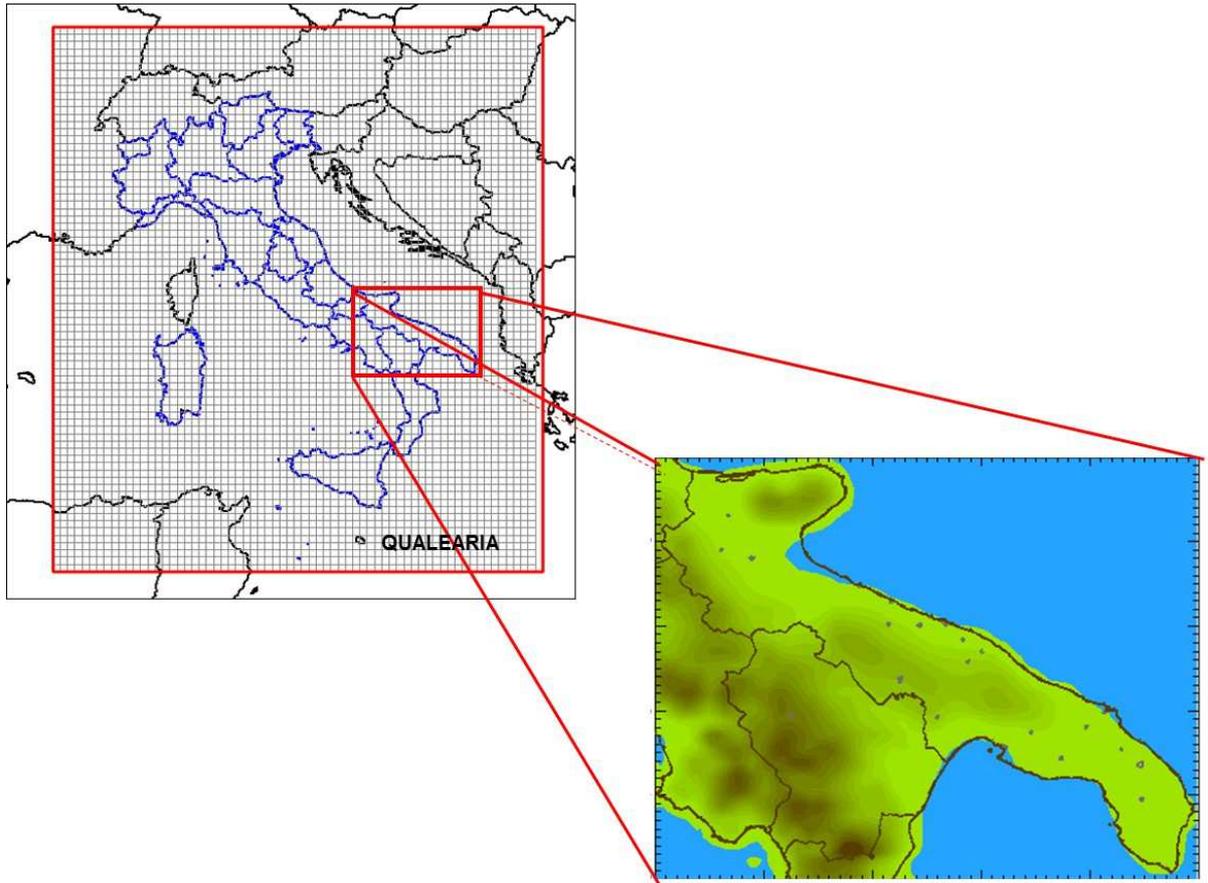


Figura 34 – Schematizzazione della griglia di calcolo utilizzata dal sistema modellistico Quale Aria e dalla griglia di FARM.

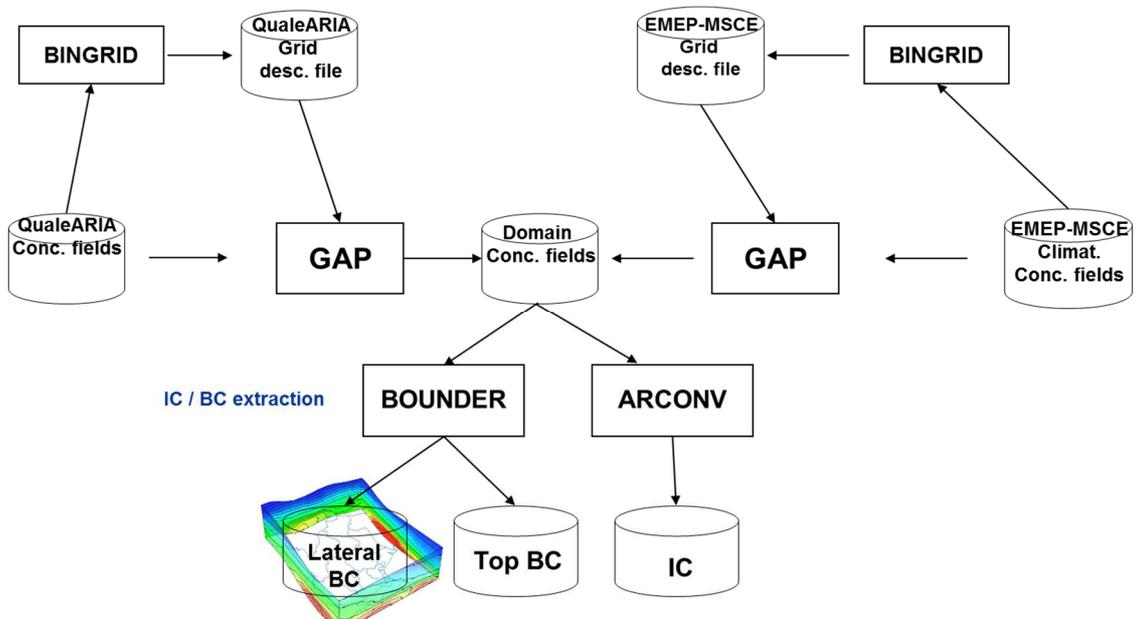


Figura 35– Procedura per la preparazione delle condizioni iniziali ed al contorno.

6 Analisi dei risultati

Le simulazioni sono state effettuate per l'intero anno 2013 su base temporale oraria. I campi di concentrazione tridimensionali e bidimensionali, prodotti da FARM ad una risoluzione spaziale 4kmx4km, sono stati quindi opportunamente elaborati al fine di:

- a) confrontare le mappe modellistiche dei relativi indicatori, prescritti dal D.lgs 155/2010, con i corrispondenti valori limite, previsti per la protezione della salute umana;
- b) valutare la performance del modello, confrontando le concentrazioni modellate, con quelle "puntuali", rilevate dalle centraline della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria.

Per tutti e due gli aspetti è importante sottolineare che i relativi esiti possono essere condizionati dalla risoluzione spaziale adottata nella simulazione.

Riguardo al punto a) è opportuno considerare che il modello può non essere in grado di riprodurre fenomeni che avvengono a scale inferiori rispetto alla risoluzione spaziale adottata⁵. Situazioni di inquinamento locale o *hotspot*, quali ad esempio quelle dovute al traffico di prossimità o a emissioni locali (ad esempio incroci, parcheggi, carico/scarico materiale, combustione locale da biomassa), possono essere difficilmente riproducibili dal modello, se prodotte localmente o anche da aree con un'estensione inferiore a 4km*4km (si pensi ad esempio alle emissioni prodotte dalla combustione domestica di biomassa nel piccolo comune di Torchiarolo). In questi casi, infatti, anche se le emissioni fossero stimate correttamente, queste verrebbero comunque diluite sull'intero volume di cella, provocando un impatto mediato sullo stato della QA della cella corrispondente.

Riguardo al punto b), per quanto già detto, è quindi evidente che una valutazione della performance del modello deve tener conto del limite intrinseco del modello nella rappresentazione delle situazioni di inquinamento locali. Pertanto una corretta valutazione della performance è quella nella quale le concentrazioni del modello si confrontano non con tutte le misure "puntuali", rilevate dalle centraline della rete regionale di monitoraggio della qualità dell'aria, ma solo con quelle, il cui raggio di rappresentatività sia almeno uguale alla risoluzione spaziale del modello.

6.1 Analisi della conformità dello stato della QA, riprodotta dal modello FARM sul territorio regionale

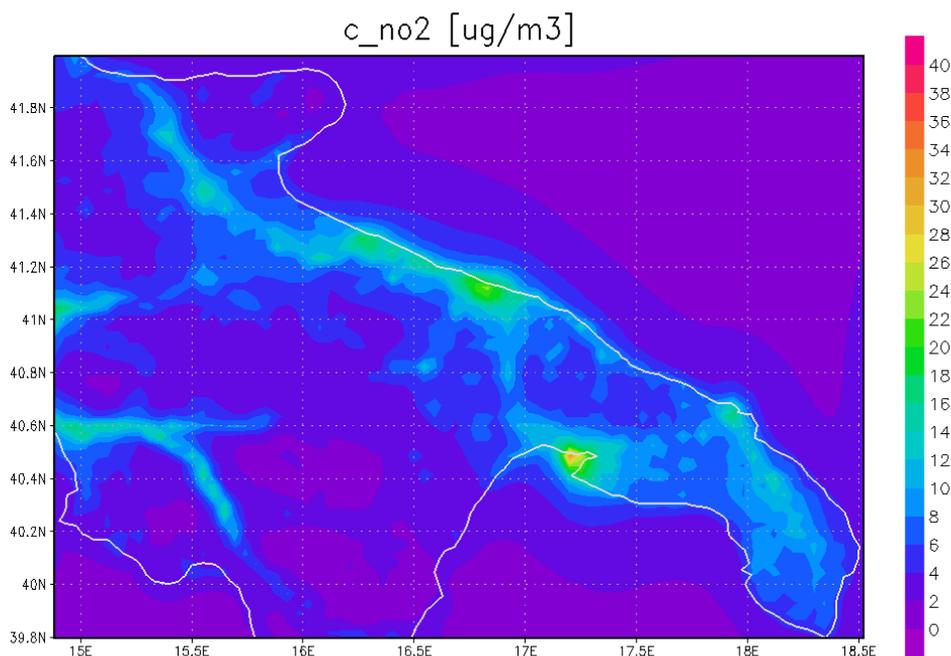
Nelle Figure 37-56 si riportano, quindi, le mappe relative alla distribuzione spaziale degli indicatori normati dal D.lgs 155/2010 (medie annue, percentili, massimi), calcolati sui campi di concentrazione oraria, simulati dal modello fotochimico FARM. Per ogni inquinante, normato dal D.lgs 155/2010, si riportano in forma tabellare (Tabelle 8-13) i relativi limiti ivi prescritti.

⁵ Per ciascuna cella di calcolo le concentrazioni calcolate dal modello sono infatti rappresentative di un'area pari a 16 km².

Biossido di azoto – NO₂

Inquinante	Valore Limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Biossido di Azoto (NO₂)	Valore limite protezione salute umana, da non superare più di 18 volte per anno civile,	1 ora	D.L. 155/2010
	200 µg/m ³		Allegato XI
	Valore limite protezione salute umana,	Anno civile	D.L. 155/2010
	40 µg/m ³		Allegato XI
	Soglia di allarme	1 ora	D.L. 155/2010
	400 µg/m ³	(rilevati su 3 ore consecutive)	Allegato XII

Tabella 8 – Valori limite e soglie di allarme per NO₂



GrADS: COLA/IGES

2015-07-14-09:05

Figura 37 – Mappa della concentrazione media annuale di NO₂, modellata da FARM

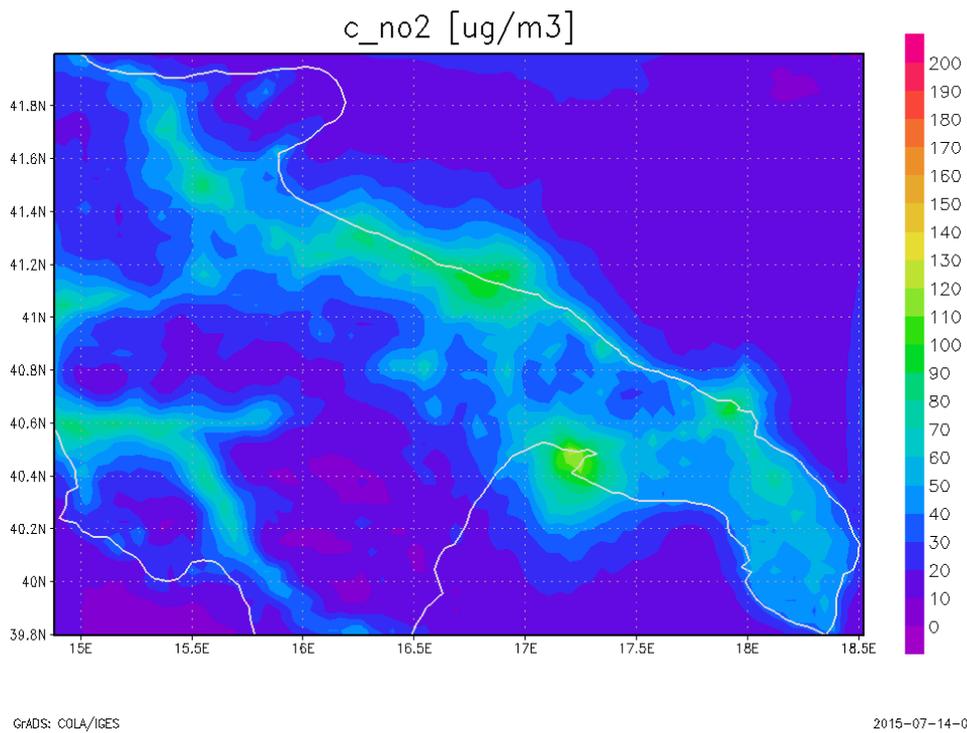


Figura 38 – Mappa del 99.8 percentile, calcolato sulla serie annuale delle concentrazioni orarie di NO₂, modellate da FARM

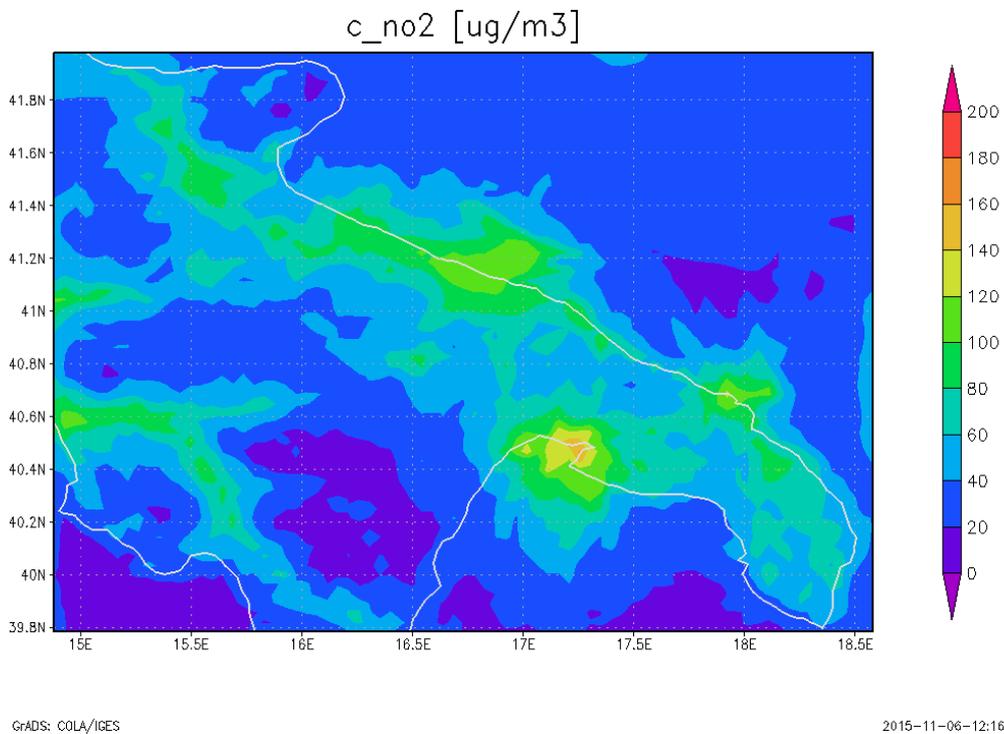


Figura 39 – Mappa della concentrazione massima oraria di NO₂, modellata da FARM

Dalle suddette mappe si evince come i valori modellati siano conformi ai valori limiti di legge. Le concentrazioni di biossido di azoto più elevate vengono simulate in corrispondenza delle aree

industriali⁶ ed urbane. Nelle figure inoltre emergono chiaramente anche le aree portuali e le strade caratterizzate da importanti volumi di traffico.

Biossido di zolfo

Inquinante	Valore Limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Biossido di Zolfo (SO₂)	Valore limite protezione salute umana	1 ora	D.L. 155/2010
	da non superare più di 24 volte per anno civile,		Allegato XI
	350 µg/m³		
	Valore limite protezione salute umana	24 ore	D.L. 155/2010
	da non superare più di 3 volte per anno civile,		Allegato XI
	125 µg/m³		
Soglia di allarme	1 ora (rilevati su 3 ore consecutive)	D.L. 155/2010	
500 µg/m³		Allegato XII	

Tabella 9 – Valori limite e soglie di allarme per SO₂

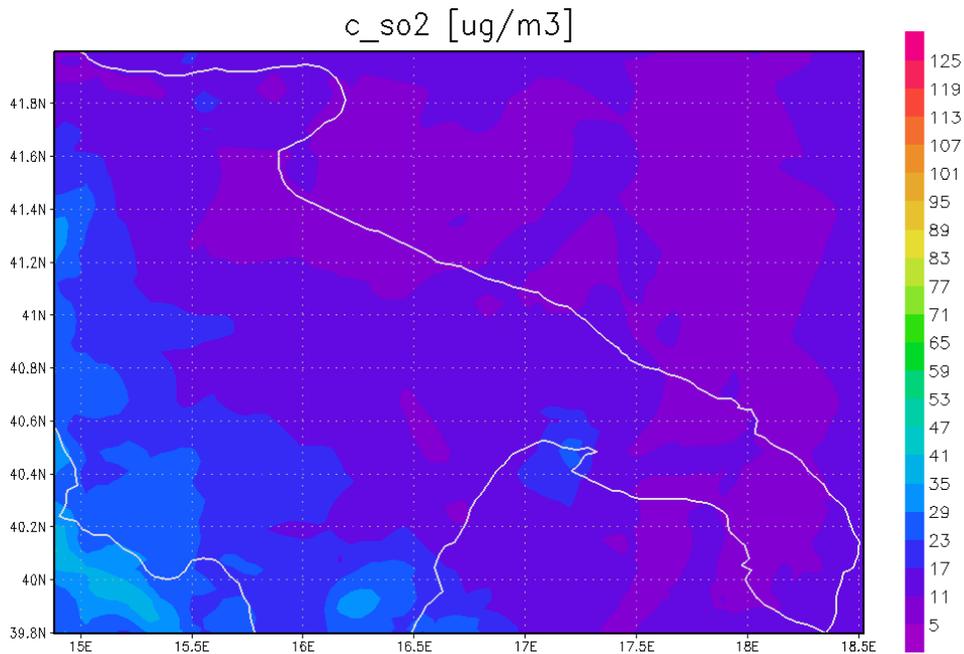


Figura 40 – Mappa del 99.7 percentile, calcolato sulla serie annuale delle concentrazioni giornaliere di SO₂, modellate da FARM

⁶ In particolare i valori più elevati relativi alla media annuale (32.1 µg/m³) e al 98° percentile (122,1 µg/m³) vengono simulati nella zona industriale di Taranto.

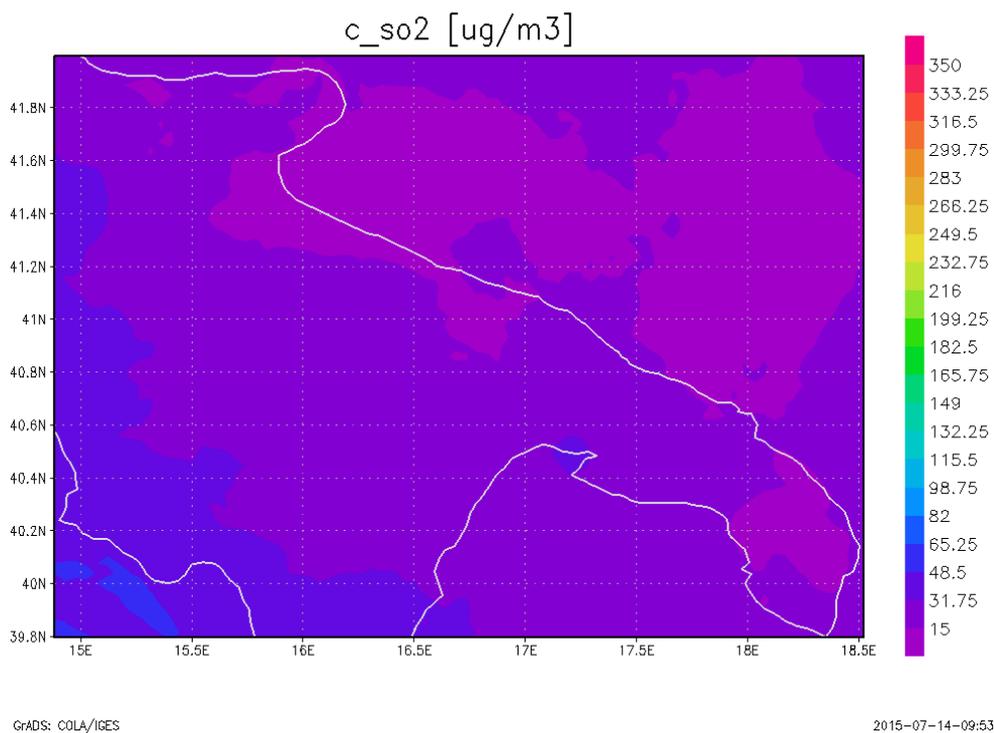


Figura 41 – Mappa del 99.2 percentile, calcolato sulla serie annuale delle concentrazioni orarie di SO₂, modellate da FARM

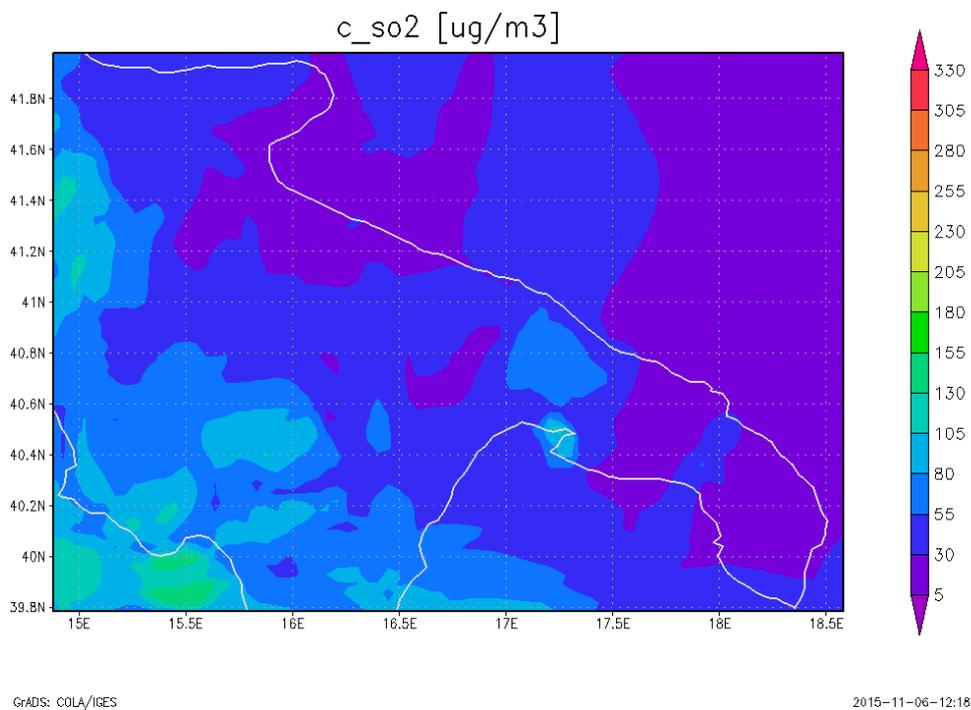


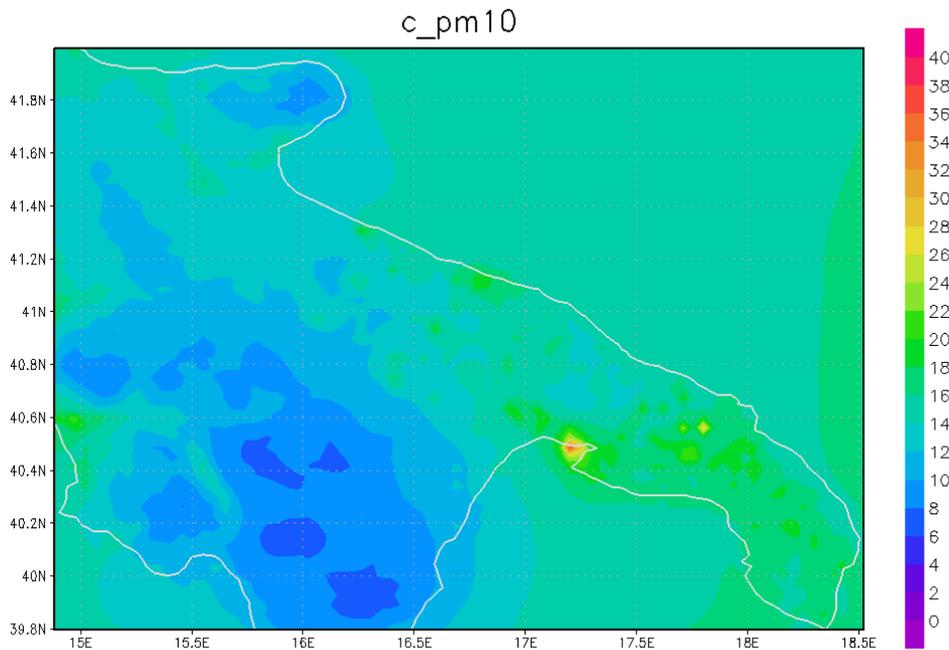
Figura 42 – Mappa della concentrazione massima oraria di SO₂, modellata da FARM

Le concentrazioni simulate per l'SO₂ risultano in tutta la regione al di sotto dei valori limite, prescritti dalla normativa. I valori più elevati vengono stimati in corrispondenza dell'area industriale di Taranto. Non ci sono superamenti della soglia di allarme.

Particolato Fine – PM₁₀ e PM_{2.5}

Inquinante	Valore Limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Particolato Fine (PM₁₀)	Valore limite protezione salute umana, da non superare più di 35 volte per anno civile,	24 ore	D.L. 155/2010
	50 µg/m³		Allegato XI
	Valore limite protezione salute umana,	Anno civile	D.L. 155/2010
	40 µg/m³		Allegato XI
Particolato Fine (PM_{2.5})	Valore limite, da raggiungere entro il 1° gennaio 2015,	Anno civile	D.L. 155/2010
	25 µg/m³		Allegato XI
FASE I			

Tabella 10 – Valori limite per PM10 e PM2.5



GRADS: COLA/IGES

2015-07-21-12:38

Figura 43 - Mappa della concentrazione media annuale di PM10 (µg/m³), modellata da FARM

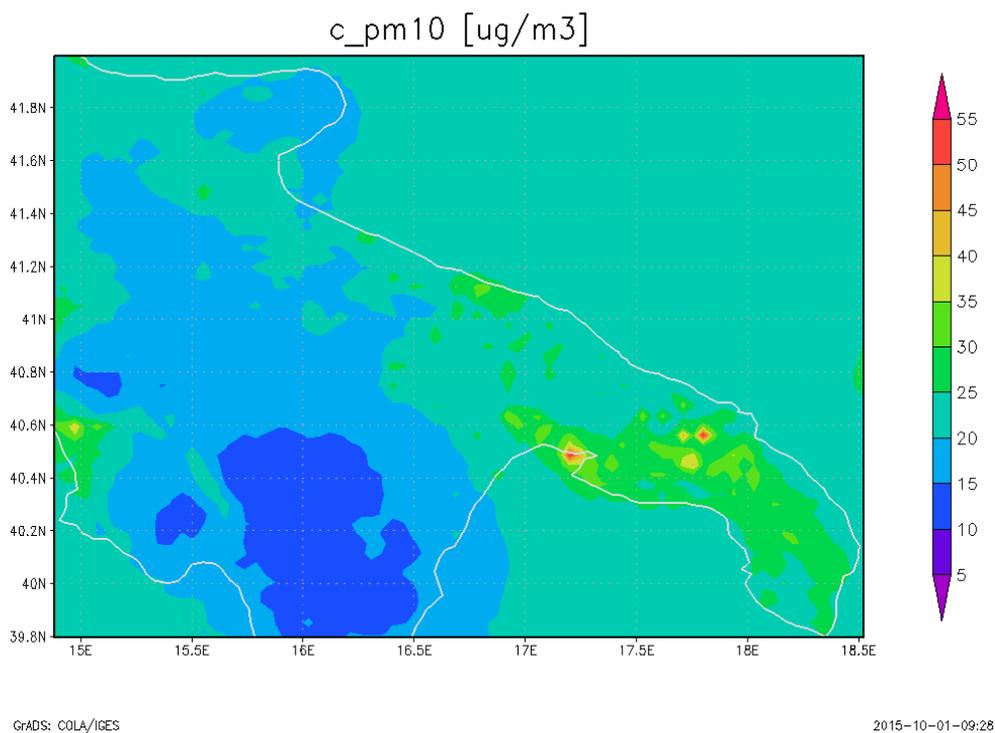


Figura 44 – Mappa del 90.4 percentile, calcolato sulla serie annuale delle concentrazioni giornaliere per il PM10 (ug/m3), modellata da FARM

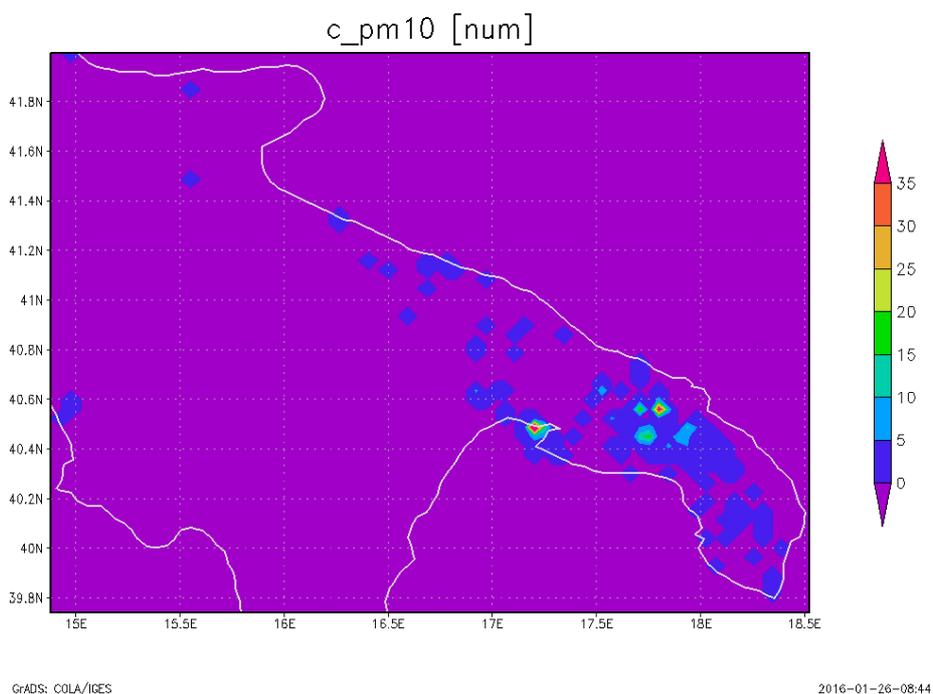


Figura 45– Mappa del numero annuale di superamenti del valore limite sulla media giornaliera di PM10, stimati da FARM

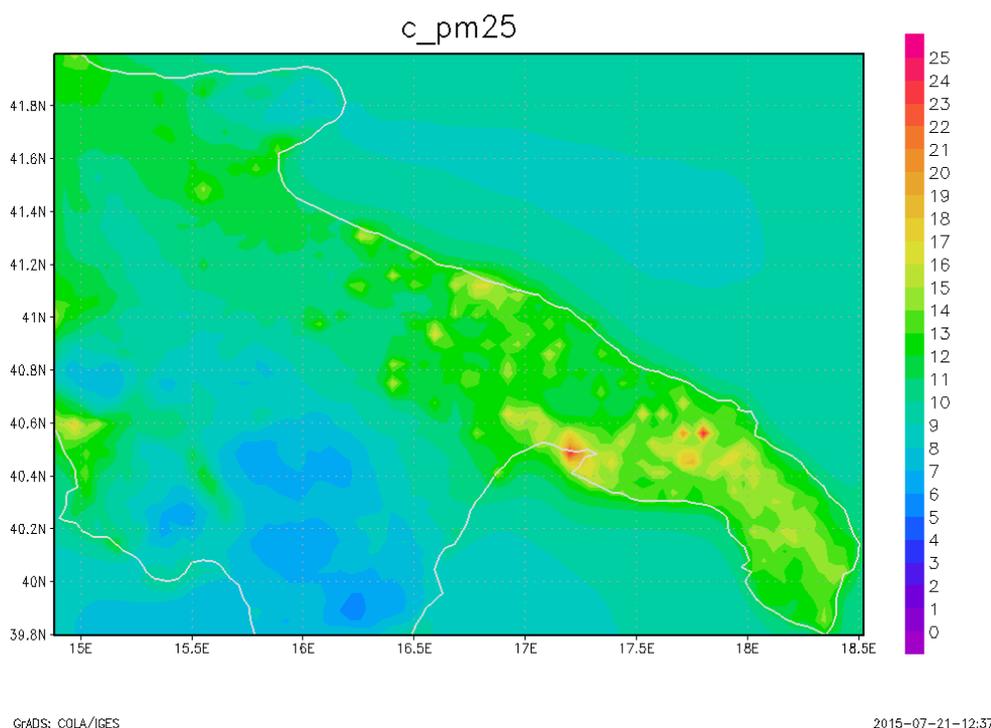


Figura 46– Mappa della concentrazione media annuale di PM2.5 (ug/m3), stimata da FARM

Sul territorio regionale non si verificano per il PM10 superamenti del valore limite annuale. Le concentrazioni medie annuali più elevate di PM₁₀, il cui valore massimo risulta pari a 36.0 ug/m³, vengono stimate dal modello in corrispondenza dell'area industriale di Taranto ed in corrispondenza di alcuni comuni del territorio brindisino. Riguardo invece al valore limite giornaliero per il PM10, da non superare per più di 35 volte all'anno, il modello prevede una non conformità sia in corrispondenza dell'area industriale di Taranto che presso il comune di Mesagne, in provincia di Brindisi⁷.

Per il PM_{2.5} non si sono riscontrati sul territorio regionale superamenti del valore limite vigente, relativo al 2013. D'altro canto è opportuno rilevare che, se si applicasse il limite più restrittivo per il PM_{2.5}, valido a partire dall'1/01/2015, si rileverebbero superamenti sia in corrispondenza dell'area industriale tarantina che in corrispondenza di alcuni comuni del territorio brindisino, dove si raggiungono valori pari a 24.2 µg/m³.

⁷D'altro canto, come già anticipato, a tale risoluzione il modello può avere difficoltà a riprodurre situazioni locali di inquinamento. E' evidente, ad esempio, come il modello non sia in grado di riprodurre la non conformità riscontrata sul valore limite giornaliero per il PM10 dalla centralina di monitoraggio, sita presso il comune di Torchiarolo. Ciò è presumibilmente dovuto alla piccola estensione del suddetto comune rispetto alla cella di simulazione, che fa sì che le emissioni della combustione residenziale della biomassa, comunque rilevanti per questo piccolo paese, vengano dal modello diluite sull'intero volume di griglia.

Ozono – O₃

Inquinante	Valore limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Ozono (O ₃)	Valore obiettivo per la protezione della salute umana, da non superare più di 25 volte per anno civile come media sui tre anni	Max media	D.L. 155/2010
	120 ug/m ³	8 ore	Allegato VII
	Soglia di informazione	1 ora	D.L. 155/2010
	180 ug/m ³		Allegato XII
	Soglia di allarme	1 ora	D.L. 155/2010
	240 ug/m ³		Allegato XII
Obiettivo a lungo termine per la protezione della salute umana	Max media	D.L. 155/2010	
120 ug/m ³	8 ore	Allegato VII	

Tabella 11 – Valori limite per O₃

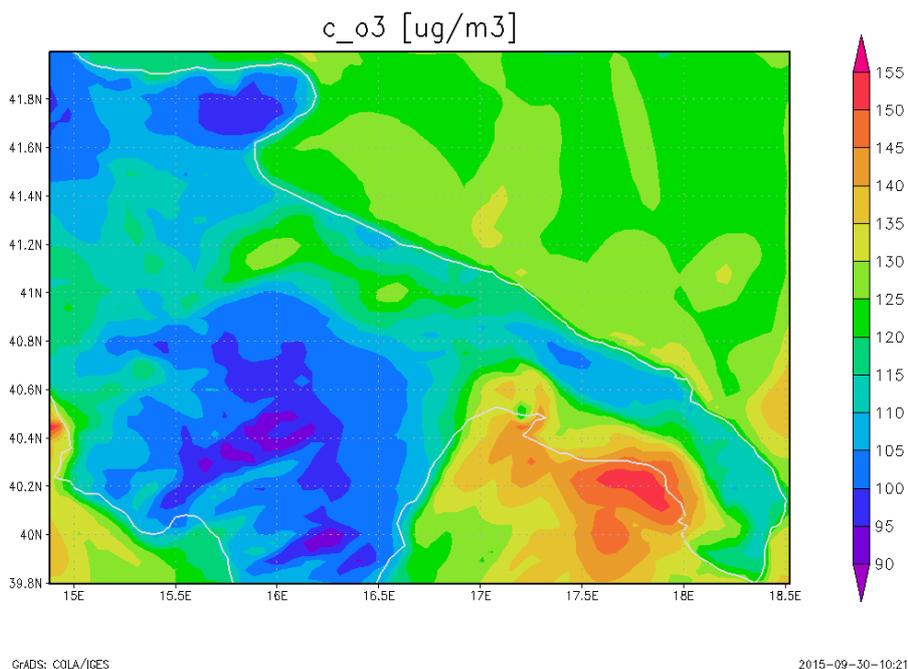


Fig. 47 – Mappa della concentrazione media mobile massima su 8 ore di O₃

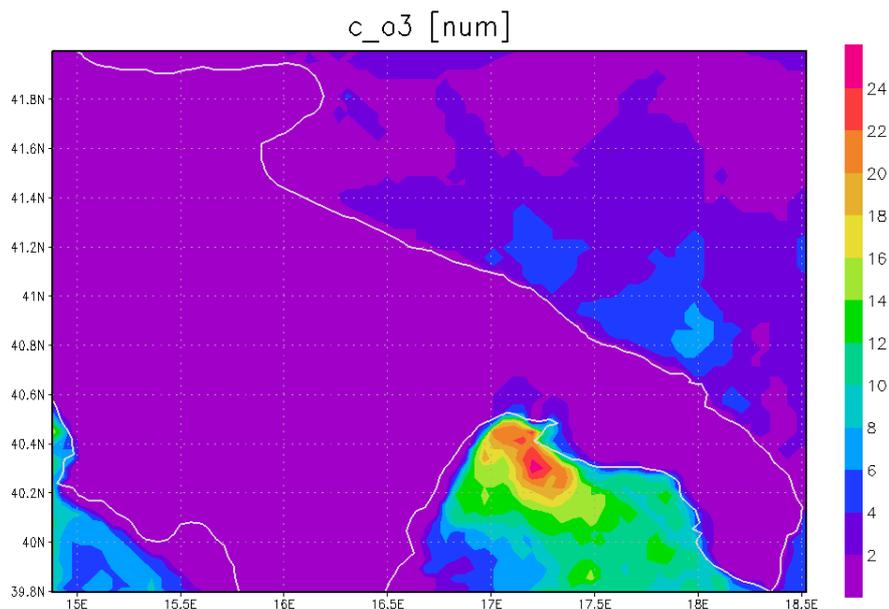
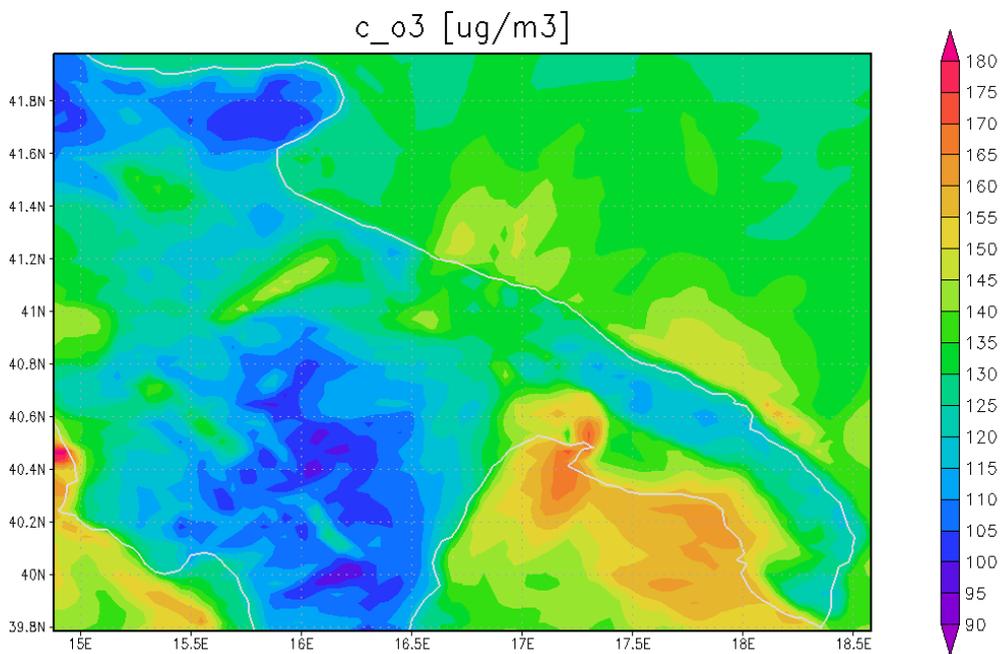


Fig. 48 – Mappa del numero annuale di superamenti del valore obiettivo per la protezione della salute umana per O3



GRADS: COLA/IGES

2015-11-06-12:10

Fig. 49 – Mappa della massima concentrazione oraria per O3, simulata da FARM

Sulla regione non si osservano superamenti per l'O₃ del valore obiettivo per la protezione della salute umana né delle relative soglie⁸. Si rilevano invece superamenti dell'obiettivo a lungo termine per la

⁸ La massima concentrazione oraria modellata sulla regione Puglia risulta pari a 172.5 ug/m³.

protezione della salute umana. In particolare dalla mappa mostrata in Fig. 47 è possibile rilevare che le concentrazioni più elevate di O₃ si osservano sulla parte ionica della penisola salentina, in particolare in corrispondenza delle zone rurali, non urbanizzate, ed in generale nelle aree in cui risulta minore la presenza di ossidi di azoto.

Monossido di Carbonio – CO

Inquinante	Valore Limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Monossido di Carbonio (CO)	Valore limite protezione salute umana,	Max media giornaliera calcolata su 8 ore	D.L. 155/2010
	10 mg/m³		Allegato XI

Tabella 12 – Valore limite per CO

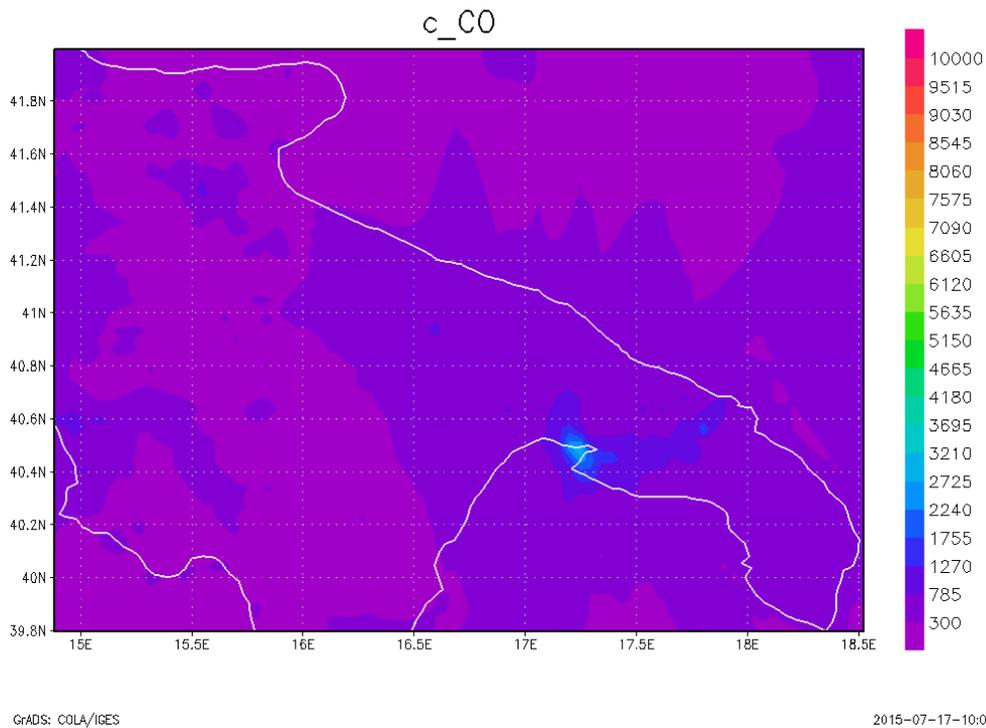


Figura 50 – Mappa della concentrazione media mobile massima su 8 ore di CO, stimata da FARM ed espressa in ug/m3

Sulla regione non si riscontrano superamenti del valore limite per la protezione della salute umana. I valori più elevati si osservano attorno all'area industriale di Taranto ed in corrispondenza dei comuni del brindisino.

Altri inquinanti normati – Benzene, BaP e metalli pesanti

Inquinante	Valore Limite	Periodo di mediazione	Legislazione
Benzene (C₆H₆)	Valore limite protezione salute umana,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XI
	5 µg/m ³		
Benzo(a)pirene (C₂₀H₁₂)	Valore obiettivo,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XIII
	1 ng/m ³		
Piombo (Pb)	Valore limite,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XI
	0,5 µg/m ³		
Arsenico (Ar)	Valore obiettivo,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XIII
	6,0 ng/m ³		
Cadmio (Cd)	Valore obiettivo,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XIII
	5,0 ng/m ³		
Nichel (Ni)	Valore obiettivo,	Anno civile	D.L. 155/2010 Allegato XIII
	20,0 ng/m ³		

Tabella 13 – Valore limite per Benzene, BaP e metalli pesanti

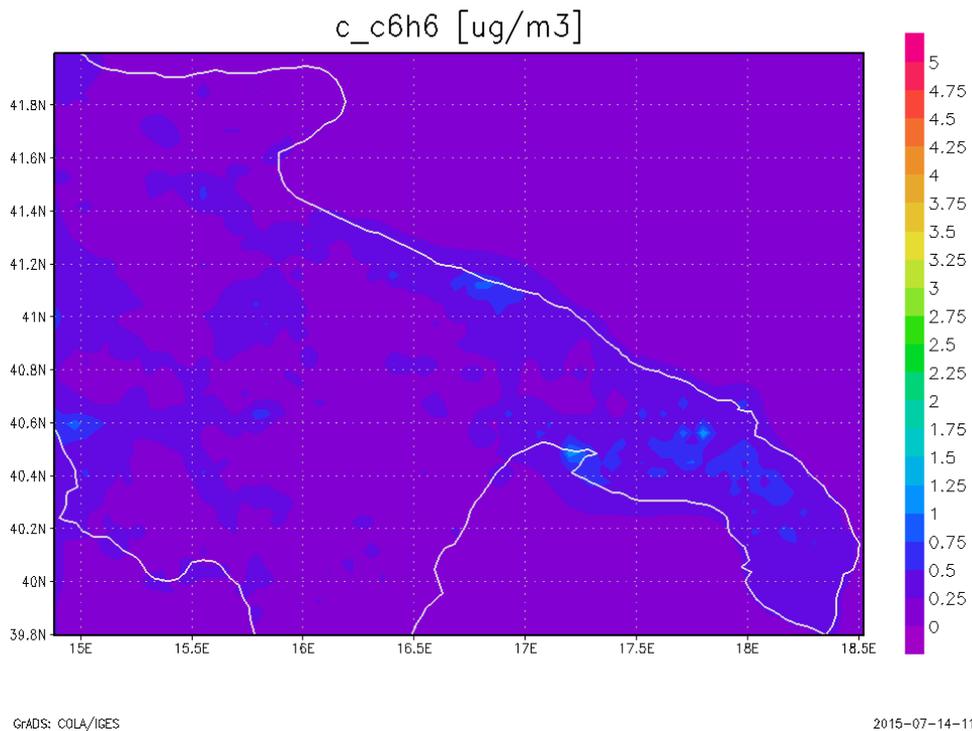
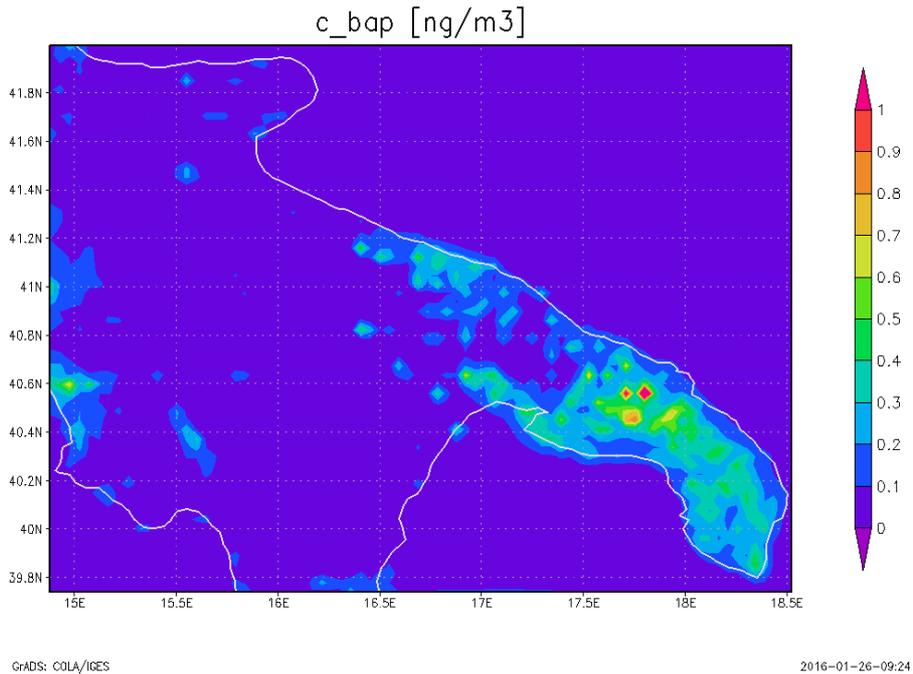


Figura 51 – Mappa della concentrazione media annuale di C₆H₆, stimata da FARM

Sulla regione non si verificano superamenti del valore limite per la protezione della salute umana. Le concentrazioni medie annuali più elevate di C₆H₆ si osservano in corrispondenza delle aree industriali e nelle aree urbanizzate, in particolare del territorio brindisino.

Figura 56 – Mappa della concentrazione media annuale di B(a)P (ng/m³), stimata da FARM



Sul territorio regionale si riscontra per il BaP il superamento del valore limite in corrispondenza dei comuni di Mesagne e Latiano, dove le rispettive concentrazioni medie annuali simulate risultano pari rispettivamente a 1.6 ng/m³ e 1.1 ng/m³. La mappa inoltre evidenzia come in generale le concentrazioni medie annuali più elevate di BaP si osservino in corrispondenza dei comuni del brindisino, del leccese e del tarantino.

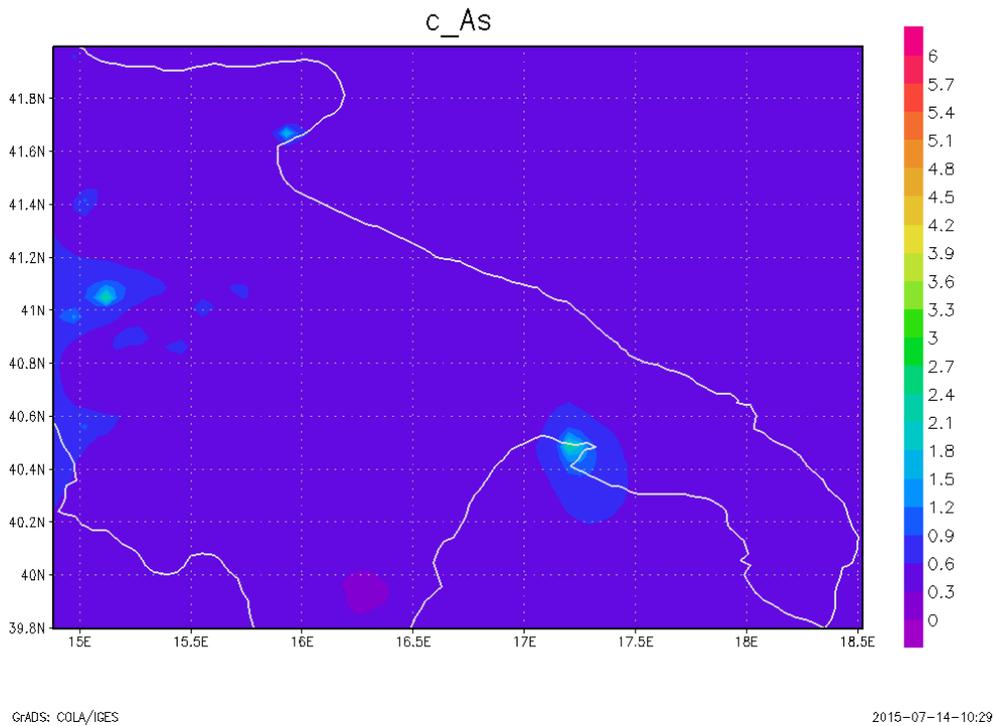


Figura 57 – Mappa della concentrazione media annuale di As (ng/m³), stimata da FARM

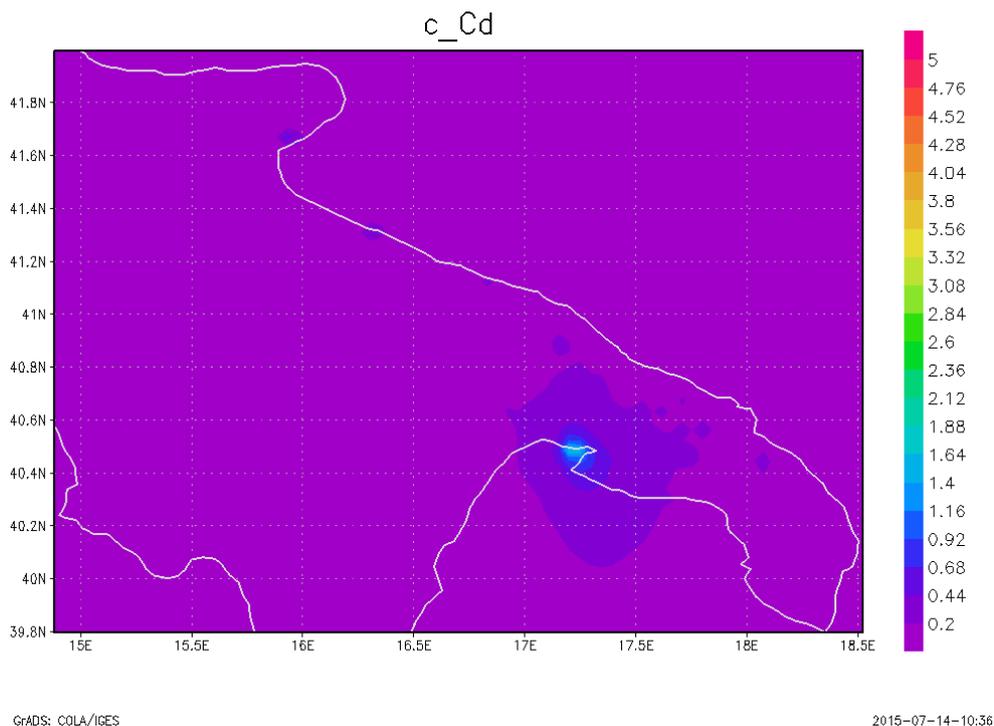


Figura 58 – Mappa della concentrazione media annuale di Cd (ng/m³), stimata da FARM

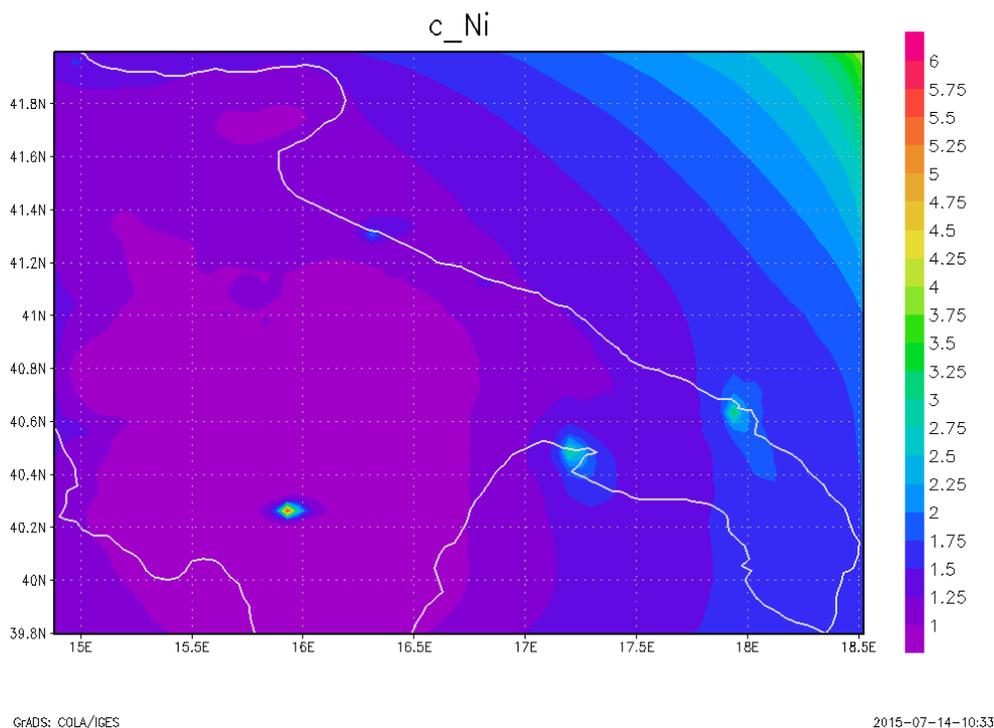


Figura 59 – Mappa della concentrazione media annuale di Ni (ng/m³), stimata da FARM

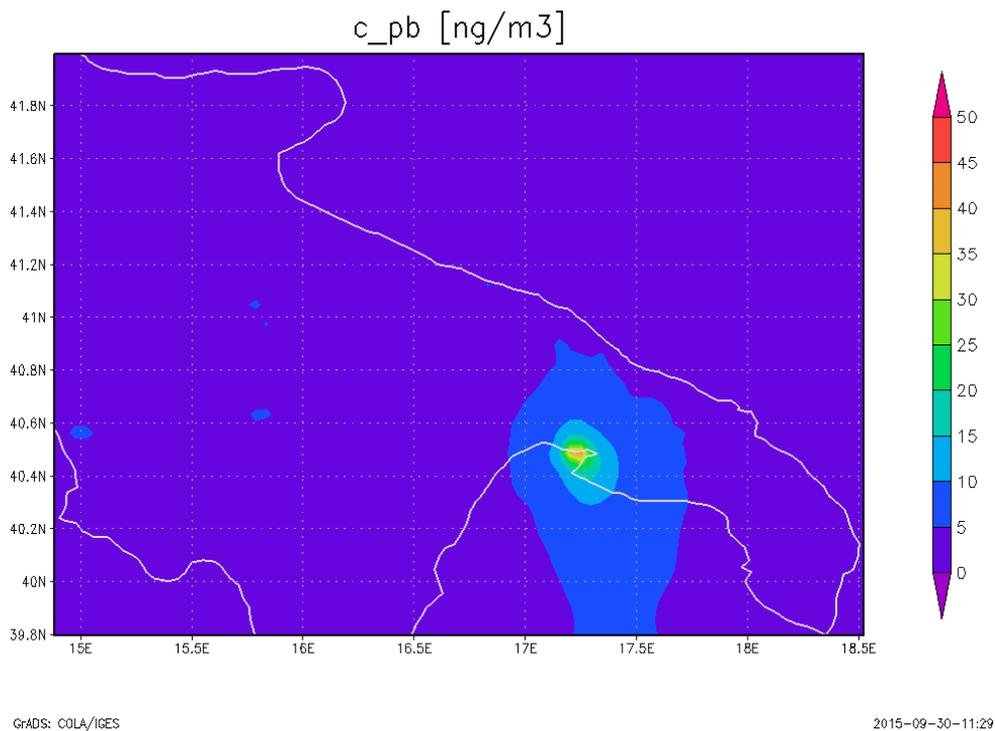


Figura 60 – Mappa della concentrazione media annuale di Pb (ng/m3), stimata da FARM

Per Pb, As, Cd e Ni non si riscontrano sul territorio regionale superamenti del corrispondente valore limite. Le concentrazioni annuali più elevate di As, Cd, Pb, si osservano in corrispondenza dell'area industriale di Taranto. Per il Ni le concentrazioni più elevate si osservano anche in corrispondenza dell'area di Brindisi.

Si riportano di seguito per Hg e PCDD/F (non normati dal D.lgvo 155/2010) le mappe delle concentrazioni medie annuali in aria ambiente simulate dal modello sul territorio regionale.

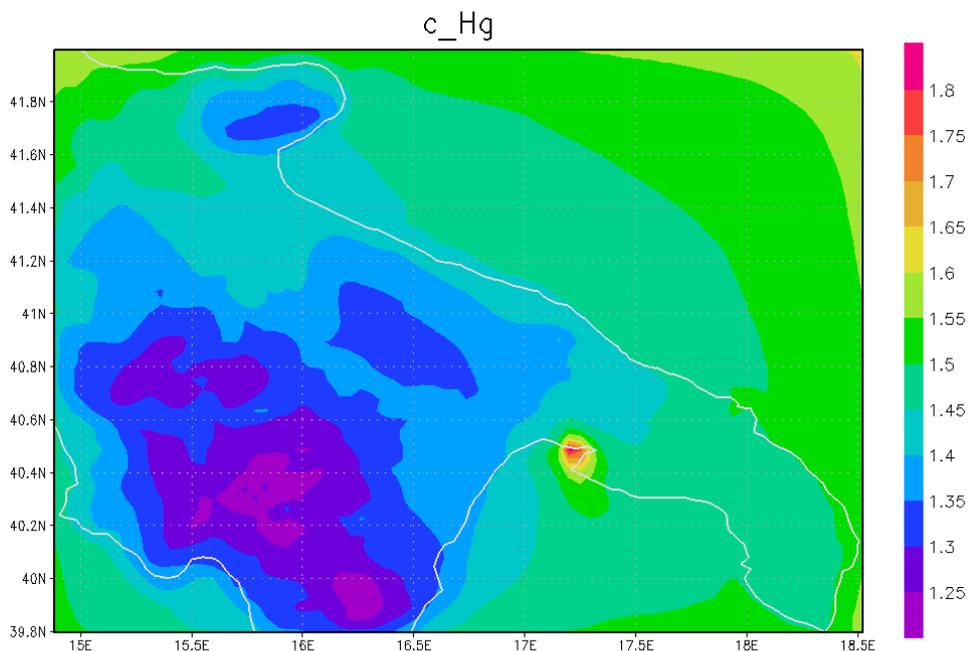


Figura 61 – Mappa della concentrazione media annuale di Hg (ng/m3), stimata da FARM

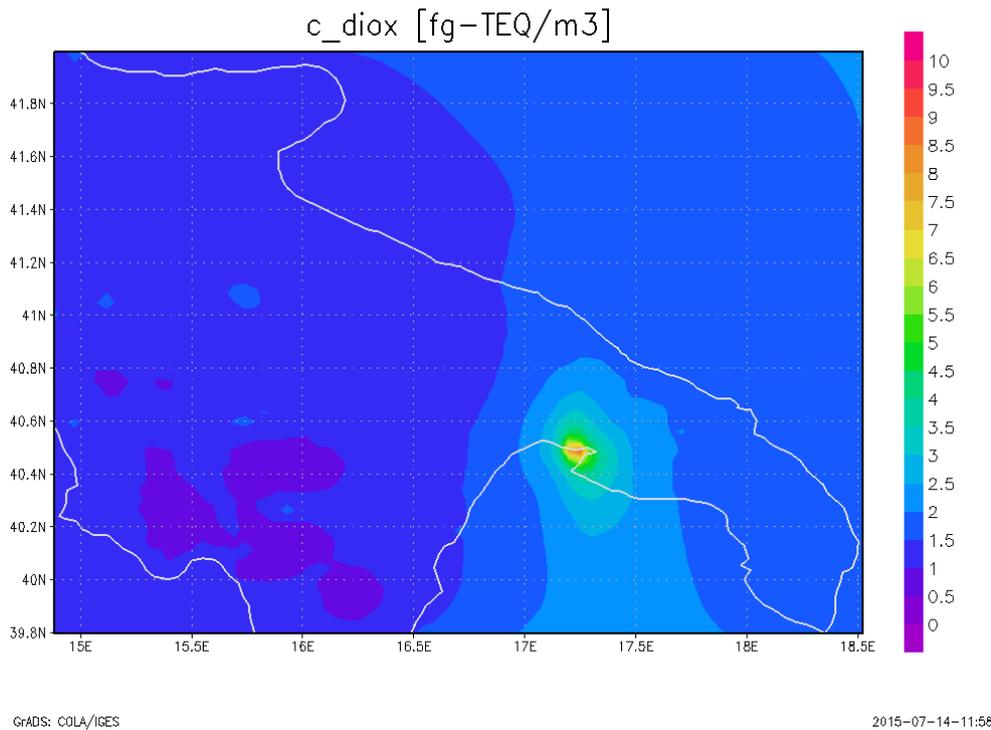


Figura 62 – Mappa della concentrazione media annuale di diossine, stimata da FARM

Per Hg e PCDD/F le mappe evidenziano come le concentrazioni più elevate si osservino in corrispondenza dell'area di Taranto.

6.2 Confronti tra le concentrazioni misurate e modellate

Le concentrazioni, simulate dal sistema modellistico utilizzato, sono state confrontate con quelle misurate dalle centraline delle reti di monitoraggio della qualità dell'aria, gestite da Arpa Puglia, al fine di valutare le performance del modello. In particolare nelle figure seguenti si riportano i diagrammi di dispersione relativi ai confronti tra alcuni indicatori statistici (medie annuali, massime medie mobili, ecc.), calcolati a partire dai dati misurati nel 2013 presso le centraline di monitoraggio, e quelli stimati a partire dai dati modellati ed estratti nella cella della griglia di calcolo, corrispondente alla stazione di misura. Le linee tratteggiate, riportate sui diagrammi, rappresentano l'intervallo di qualità, stabilito dalla normativa per i suddetti indicatori (allegato I, obiettivi di qualità).

Nell'interpretare il suddetto confronto è opportuno ricordare che le stazioni di misura hanno per ogni inquinante una differente rappresentatività spaziale (es. stazioni urbane di traffico e stazioni rurali di fondo) e che il modello può non essere in grado di riprodurre fenomeni che avvengono a scale inferiori alla risoluzione spaziale adottata (pari a 4 km; per ciascuna cella di calcolo le concentrazioni calcolate dal modello sono pertanto rappresentative di un'area pari a 16 km²). Si è ritenuto, pertanto, opportuno effettuare il suddetto confronto solo per le stazioni di misura, il cui raggio di rappresentatività spaziale fosse pari ad almeno a 4 km. In tabella 14 si elencano quindi le centraline considerate.

STAZIONE	RETE	TIPO ZONA	TIPO STAZIONE	E (UTM33)	N (UTM33)	INQUINANTI MISURATI
Altamura	Bari	Suburbana	Fondo	631558	4520820	PM10,NO2,NOX,CO,O3,C6H6
Carbonara	Bari	Suburbana	Fondo	654377	4598816	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,C6H6
Casamassima	Bari	Suburbana	Fondo	661589	4535223	PM10,NO2,NOX,O3
CUS	Bari	Suburbana	Traffico	654877	4555353	PM10,NO2,NOX,O3
ENAIP	Bari	Suburbana	Industriale	648497	4552500	PM10,NO2,NOX,CO,SO2
Molfetta ASM	Bari	Suburbana	Fondo	630969	4562731	PM10,NO2,NOX,SO2
Monopoli	Bari	Suburbana	Traffico	692701	4535752	PM10,NO2,NOX,CO,C6H6
Monopoli Italgreen	Bari	Suburbana	Traffico	692229	4537004	PM10,PM2.5,NO2,NOX,C6H6
Piazza Kennedy	Bari	urbana	Fondo	656105	4551478	PM10,NO2,NOX,CO,O3,C6H6
Enel Torchiarolo	Brindisi	Suburbana	Industriale	758263	4486545	PM10,PM2.5,NO2,NOX,SO2
Lendinuso	Brindisi	Rurale	Industriale	760838	4489753	PM10,NO2,NOX,SO2
P.za San Giusto Casale	Brindisi	Urbana	Fondo	748879	4504259	PM10,NO2,NOX,SO2
Quartiere Bozzano	Brindisi	Urbana	fondo/industriale	748869	4501030	PM10,NO2,NOX,SO2
S. Pancrazio S.	Brindisi	Suburbana	Fondo	741444	4478597	PM10,NO2,NOX,SO2
S. Pietro Vernotico	Brindisi	Suburbana	Industriale	754781	4486042	PM10,NO2,NOX,SO2
S.I.S.R.I.	Brindisi	Suburbana	Industriale	751700	4501449	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,C6H6
Via Crati-Rione Perrino	Brindisi	Suburbana	Fondo	749892	4502036	PM10,NO2,NOX,CO,SO2
Liceo Scientifico	Foggia	Suburbana	Traffico	575770	4609022	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,O3,C6H6
Suolo Giuffreda	Foggia	Rurale	Fondo	578692	4613137	PM10,NO2,NOX,SO2,O3
Giorgilorio	Lecce	Suburbana	Traffico	766796	4475426	PM10,NO2,NOX,CO,SO2
S. Barbara	Lecce	Suburbana	Traffico	761767	4457503	PM10,NO2,NOX,SO2,O3
S.Maria Cerrate	Lecce	Rurale	Fondo	764242	4483446	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,O3,C6H6
Surbo-Enel	Lecce	Rurale	Industriale	764807	4478158	PM10,NO2,NOX,SO2
GROTTAGLIE	Taranto	Suburbana	Fondo	705279	4490271	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,O3
Paolo VI -CISI	Taranto	Rurale	Industriale	690889	4488018	PM10,PM2.5,NO2,NOX,CO,SO2
S.VITO Colonia Marina	Taranto	Suburbana	Traffico/industriale	688778	4477122	PM10,NO2,NOX,CO,SO2
STATTE sc.elementare	Taranto	Suburbana	Industriale	686530	4492525	PM10,NO2,NOX,CO,SO2,O3
Talsano	Taranto	Suburbana	Fondo	693783	4475985	PM10,NO2,NOX,SO2,O3
PostaPrincipe_SanSevero	Foggia	Rurale	Fondo	532294	4609076	PM10,PM2.5,NO2,NOX,CO,O3
Az_Russo_SanSevero	Foggia	Rurale	Fondo	537644	4599559	PM10,PM2.5,NO2,NOX,O3

Tabella 14 – Centraline con raggio di rappresentatività superiore o uguale a 4 km

Nel caso dei microinquinanti As, Cd, Ni, Pb e BaP il confronto tra le concentrazioni modellate e quelle misurate è mostrato per tutte le centraline, nelle quali si effettua il campionamento e l'analisi, essendo il numero totale di postazioni esiguo. In tabella 15 si elencano le relative centraline considerate.

RETE	TIPO ZONA	TIPO STAZIONE	E (UTM33)	N (UTM33)	metalli campionati
Bari	urbana	traffico	658520	4553079	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Bari	urbana	Fondo	656105	4551478	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Foggia	Suburbana	Industriale	577344	4610110	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Brindisi	Urbana	Fondo	748879	4504259	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Brindisi	Suburbana	Industriale	758842	4486404	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Brindisi	Urbana	Traffico	749277	4503418	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Lecce	Urbana	Traffico	769536	4473048	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Taranto	Suburbana	Industriale	688642	4484370	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Taranto	Suburbana	Fondo	693783	4475985	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Taranto	Urbana	Traffico	691924	4481337	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Foggia	Rurale	Fondo	578693	4613137	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P
Lecce	Rurale	Fondo	764242	4483446	As, Cd, Ni, Pb,B(a)P

Tabella 15 – Centraline di campionamento ed analisi per i microinquinanti

In Figura 63 e 64 si riportano gli scatter plot di confronto tra le concentrazioni medie annue, misurate e modellate, per il PM₁₀ ed il PM_{2.5} in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria, elencate in tabella 14.

Si precisa che, poiché il modello utilizzato non è stato configurato in modo tale da tener conto del contributo dovuto alle avvezioni sahariane, dal calcolo della media annua, misurata per il PM₁₀, sono stati eliminati i giorni, i cui superamenti sono dovuti alle suddette intrusioni.

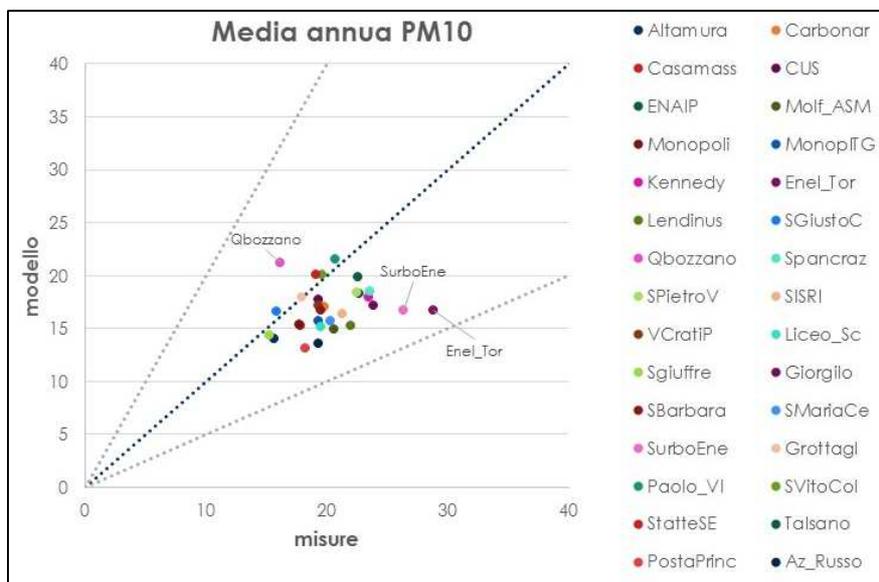


Figura 63 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni medie annue, misurate e modellate, di PM₁₀ (µg/m³) in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

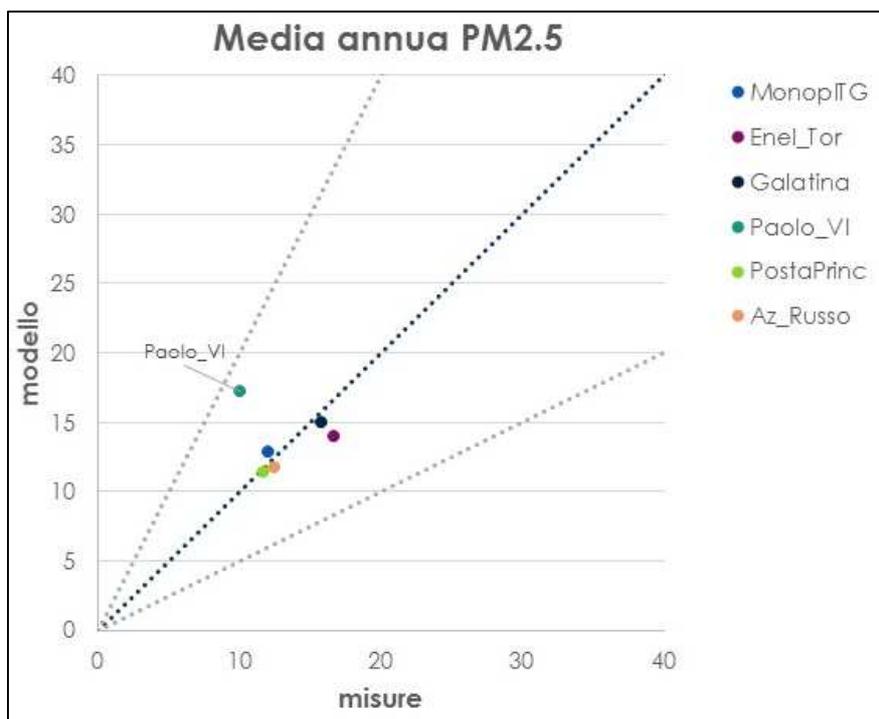


Figura 64 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni medie annue misurate e modellate di PM_{2.5} (µg/m³) in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Il confronto tra le concentrazioni misurate e stimate di PM₁₀ mostra in generale una tendenza da parte del modello alla sottostima dei valori medi annuali; tuttavia i punti dello scatter plot rientrano tutti nell'intervallo di qualità dei dati, stabilito dalla normativa.

Migliore è il confronto tra le concentrazioni medie annuali, osservate e simulate, per il PM_{2.5}: tutti i punti dello scatter plot (tranne Paolo VI, dove è evidente una sovrastima del modello) si collocano in prossimità della bisettrice.

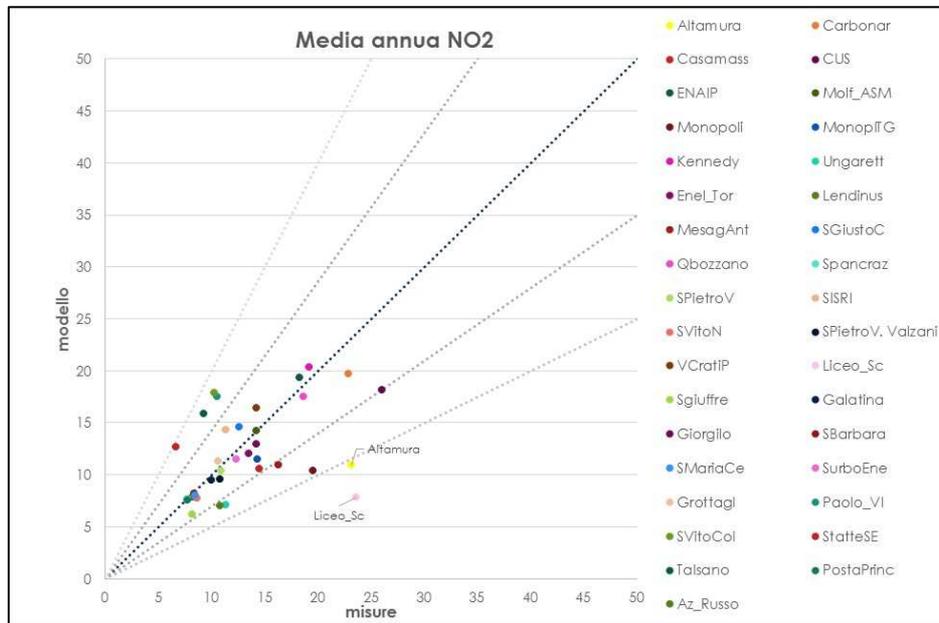


Figura 65 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni medie annue misurate e modellate di NO₂ (µg/m³) in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

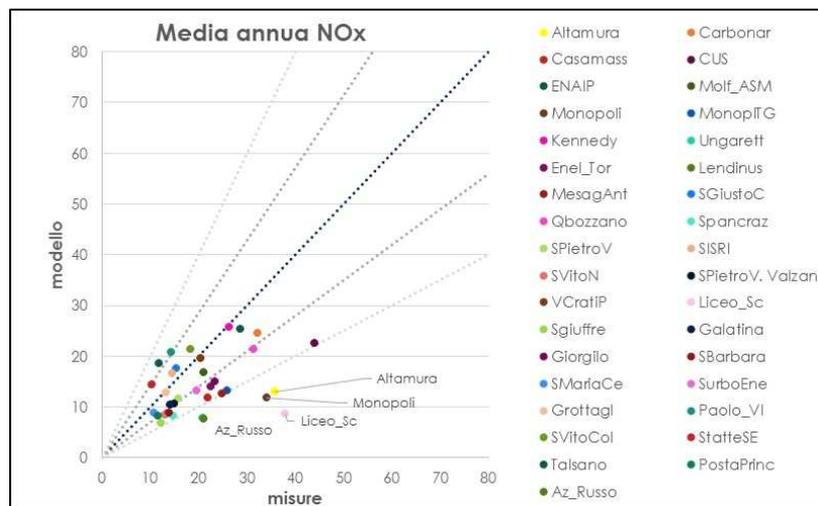


Figura 66 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni medie annue misurate e modellate di NO_x (µg/m³) in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Per quanto riguarda il confronto per NO₂ e NO_x, gli *scatter plot* (figura 67 e 68) mostrano, in generale, una buona capacità del sistema modellistico a riprodurre le concentrazioni medie annuali, misurate sia di NO₂ che di NO_x. In particolare per gli ossidi di azoto l'accordo tra la media annuale misurata e calcolata per gli ossidi di azoto è molto più variabile fra le diverse stazioni di misura rispetto all'NO₂;

come è noto, infatti, la capacità del modello di riprodurre il dato osservato decresce in quelle postazioni fortemente influenzate da fonti di emissioni locali (es. traffico) che, pur essendo conteggiate, vengono diluite sul volume della cella. In alcuni casi il mancato accordo tra misura e modello può invece essere attribuito ad una non corretta stima delle emissioni (ad es. sorgente emissiva locale non censita o sottostimata nell'inventario).

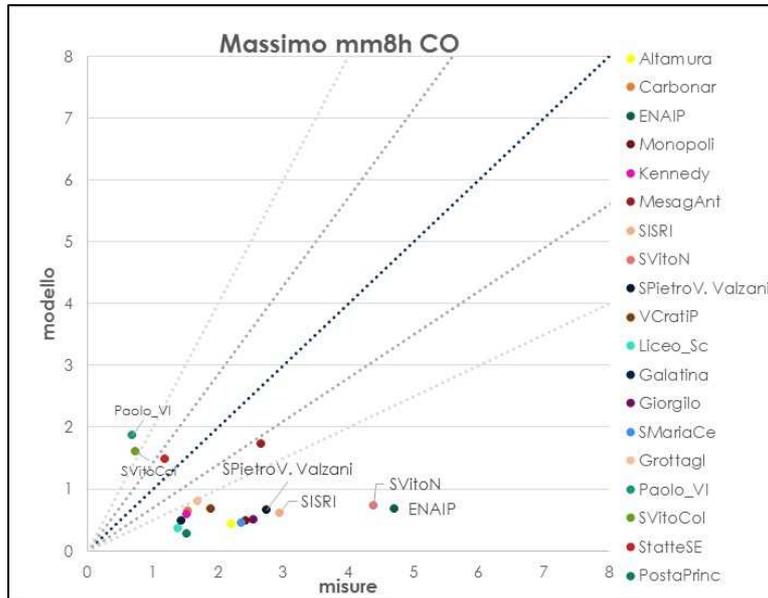


Figura 67 – Scatter plot di confronto tra il massimo annuale della media mobile su 8 ore calcolato sulle concentrazioni misurate e modellate di CO (mg/m³) in corrispondenza di alcune stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Per quanto riguarda il monossido di carbonio, dall'esame delle figura 67 risulta evidente la difficoltà del modello a riprodurre il dato misurato. Ciò è di fatto attribuibile potenzialmente a vari fattori (non corretta stima delle emissioni, presenza di sorgenti emissive locali, la cui emissione è diluita sull'intero volume di cella, ecc.). Non si escludono d'altro canto per alcune postazioni la presenza di anomalie sperimentali.

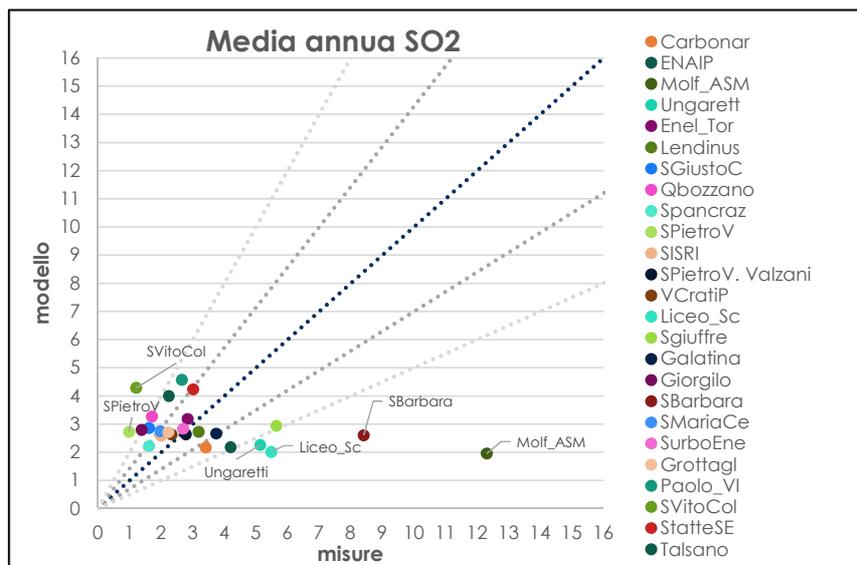


Figura 68 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni misurate e modellate di SO₂ (µg/m³) in corrispondenza di alcune stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Per la specie SO₂ il confronto è in generale soddisfacente, soprattutto per le centraline, situate nelle aree industriali di Brindisi e Taranto, ad eccezione di quella denominata San Vito, che risente dell'effetto di una probabile sovrastima delle emissioni, presumibilmente provenienti dai camini più alti dell'area industriale; per tale inquinante è comunque opportuno rilevare che i valori misurati sono generalmente molto bassi, vicini ai limiti di rilevabilità degli strumenti e quindi anche potenzialmente affetti da errori di misura.

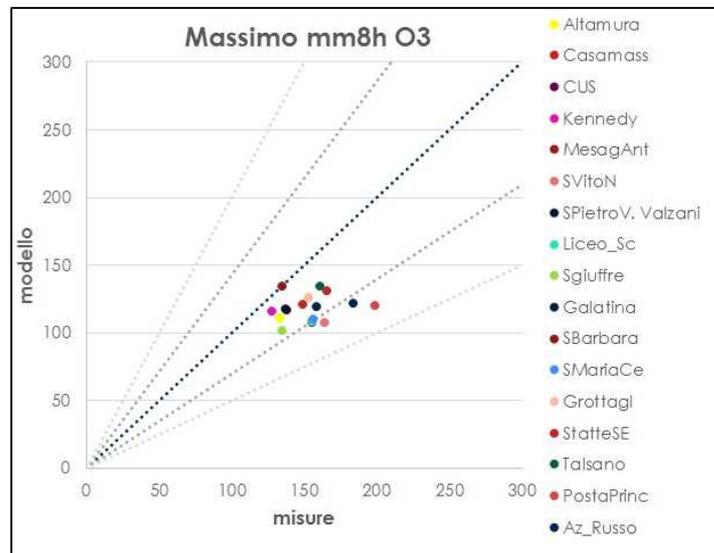
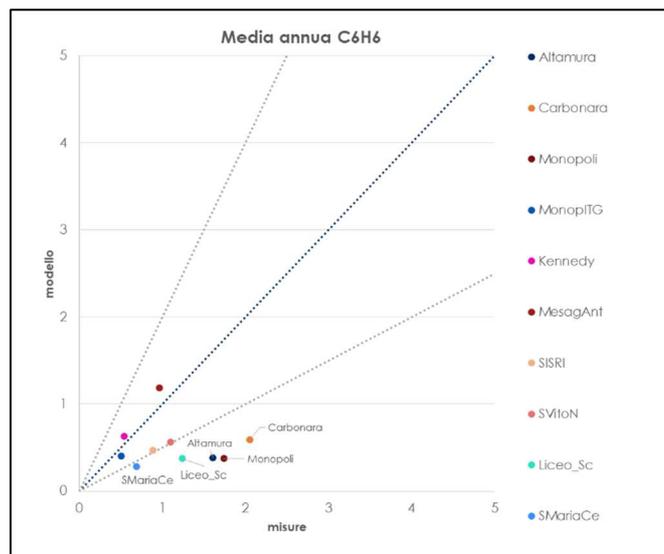


Figura 69 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni massime della media mobile su 8 ore misurate e modellate di O₃ (µg/m³) in corrispondenza delle stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Per quanto riguarda l'ozono, il confronto (Figura 69) mette in evidenza una tendenza generale del modello alla sottostima dei valori osservati. Ciò potrebbe essere attribuibile ad una non corretta stima delle condizioni al bordo fornite per tale inquinante e/o a probabili problemi strumentali dei relativi analizzatori⁹.



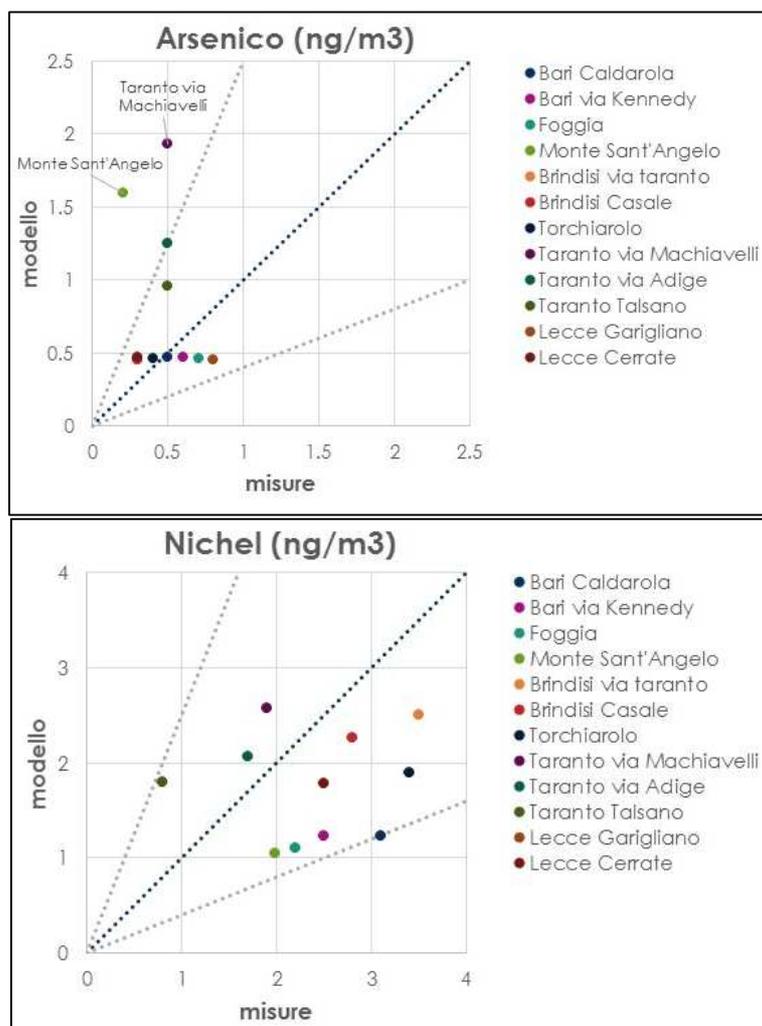
⁹ A riguardo si rileva che nel 2013 non erano ancora state attivate sui suddetti analizzatori le procedure di controllo della qualità. Inoltre da quando tali procedure sono state avviate le concentrazioni misurate di O₃ si sono ridotte.

Figura 70 – Scatter plot di confronto tra le concentrazioni misurate e modellate di C₆H₆ (µg/m³) in corrispondenza di alcune stazioni di monitoraggio della qualità dell'aria

Per il benzene il relativo scatter plot (Figura 70) mostra una generale sottostima da parte del modello del dato misurato, più evidente nelle stazioni della provincia barese, forse a causa di una sottostima delle emissioni in quell'area. Si tenga conto comunque anche della difficoltà della stessa strumentazione a rilevare valori estremamente bassi di concentrazione, vicini ai limiti di rilevabilità degli strumenti: ciò rende le misure potenzialmente influenzate da errori di misura.

Per quanto riguarda i metalli pesanti, As, Ni, Cd e Pb, normati dal D.lgs 155/2010, e per il BaP, di seguito si riportano per gli *scatter plot* relativi al confronto tra i valori medi annui, misurati presso le centraline di monitoraggio della qualità dell'aria, ed i valori medi annui simulati.

Per As, Cd, Ni e Pb si evidenzia come in provincia di Taranto il modello tenda a sovrastimare il dato misurato, che d'altro canto risulta "insensibile" alla distanza dall'area industriale. Per il Ni si può osservare come per tutte le stazioni il confronto appaia abbastanza soddisfacente. Per il BaP si osserva nelle centraline dell'area di Taranto una generale lieve sovrastima del BaP, a cui si contrappone una netta sottostima nella centralina di Torchiarolo, legata presumibilmente alla risoluzione spaziale del modello, non idonea a rappresentare situazioni locali di inquinamento.



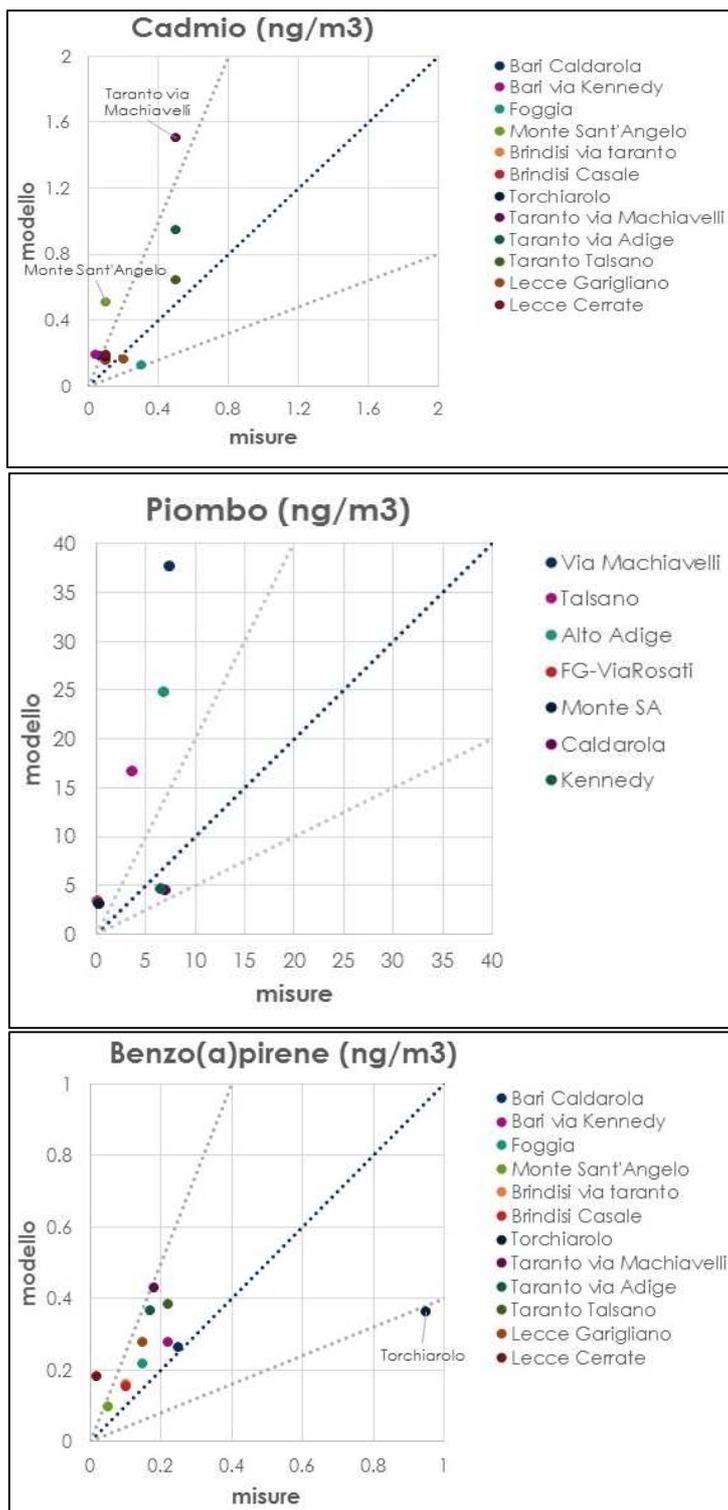


Figura 71 – Scatter plot relativi alle concentrazioni medie annuali misurate/modellate per i microinquinanti As, Ni, Cd, Pb e BaP.

6.3 Analisi modellistica della composizione chimica del particolato

Attraverso il modulo chimico AERO 3 il modello FARM è in grado di fornire una caratterizzazione chimica del particolato modellato sulla regione. In tabella 15 si riportano le specie chimiche, calcolate da AERO3, nonché come tali specie vengano accorpate in FARM per rappresentare il PM₁₀ ed il PM_{2.5}.

Lista delle specie calcolate dal modulo AERO3:

ASO4J: accumulation mode sulfate mass
 ASO4I: Aitken mode sulfate mass
 ANH4J: accumulation mode ammonium mass
 ANH4I: Aitken mode ammonium mass
 ANO3J: accumulation mode nitrate mass
 ANO3I: Aitken mode nitrate mass
 AORAJ: accumulation mode anthropogenic secondary organic mass
 AORAI: Aitken mode anthropogenic secondary organic mass
 AORPAJ: accumulation mode primary organic mass
 AORPAI: Aitken mode primary organic mass
 AORBJ: accumulation mode secondary biogenic organic mass
 AORBI: Aitken mode secondary biogenic organic mass
 AECJ: accumulation mode elemental carbon mass
 AECI: Aitken mode elemental carbon mass
 A25J: accumulation mode unspecified anthropogenic mass
 A25I: Aitken mode unspecified anthropogenic mass
 ACORS: coarse mode unspecified anthropogenic mass
 ASEAS: coarse mode marine mass
 ASOIL: coarse mode soil-derived mass

PM10= ASO4J+ASO4I+ANH4J+ANH4I+ANO3J+ANO3I+AORAJ+AORAI+AORPAJ+AORPAI+AORBJ+AORBI+AECJ+AECI+A25J+A25I+ACORS+ASEAS+ASOIL

PM2.5=ASO4J+ASO4I+ANH4J+ANH4I+ANO3J+ANO3I+AORAJ+AORAI+AORPAJ+AORPAI+AORBJ+AORBI+AECJ+AECI+A25J+A25I

Tabella 15 – Elenco delle singole specie calcolate dal modulo AERO3

Le stesse specie possono essere accorpate in modo differente, al fine di valutare, ad esempio, il contributo sulla concentrazione modellata di PM₁₀ della componente secondaria rispetto a quella primaria o della componente naturale rispetto a quella antropica.

Nelle figure successive si riportano ad esempio le mappe della composizione media annuale del PM₁₀, espresse in termini percentuali, relativamente alla componente antropica primaria (somma delle specie AEI, AECJ, A25I, A25J, AORPAI, AORPAJ, ACORS), alla componente naturale (somma delle specie ASEAS ed ASOIL), alla componente secondaria inorganica (somma delle specie ASO4J, ASO4I, ANO3I, ANO3J, ANH4I e ANH4J) e alla componente secondaria organica (somma delle specie AORAI, AORAJ, AORBI, AORBJ).

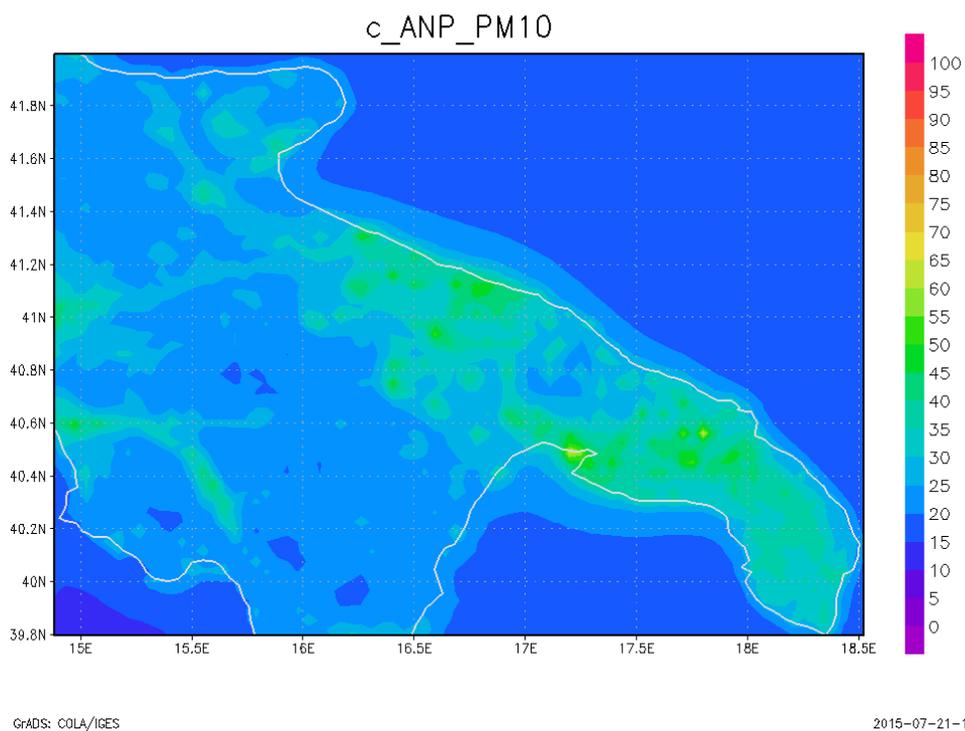


Figura 72 – Mappa del contributo percentuale della componente antropica sulla concentrazione media annuale totale di PM₁₀, simulata da FARM

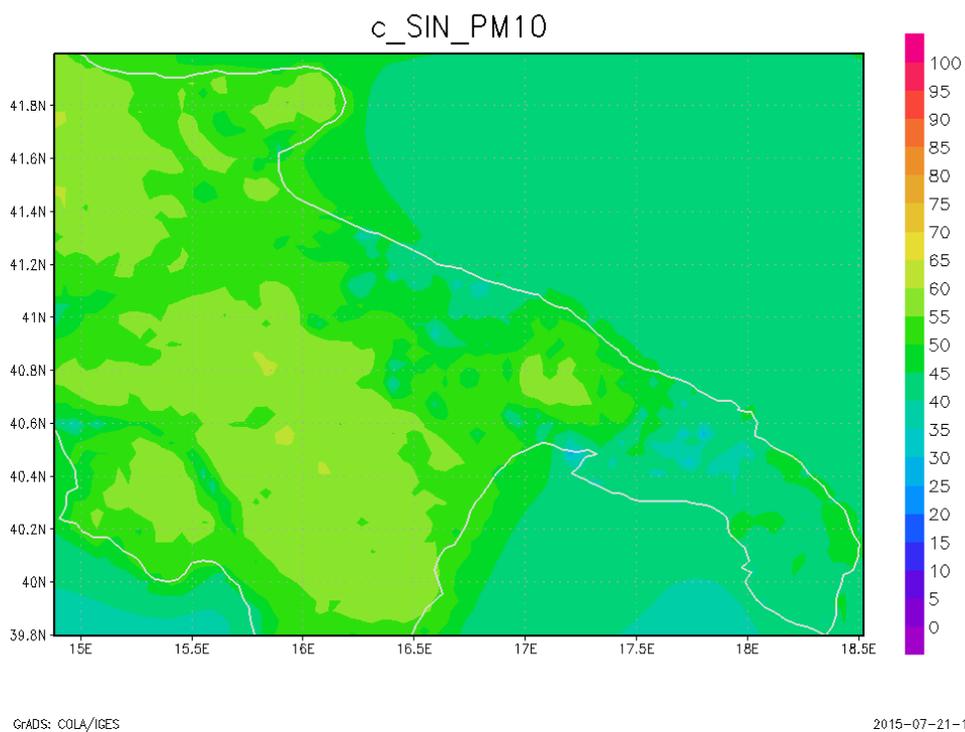


Figura 73 – Mappa del contributo percentuale della componente secondaria inorganica sulla concentrazione media annuale totale di PM₁₀, simulata da FARM

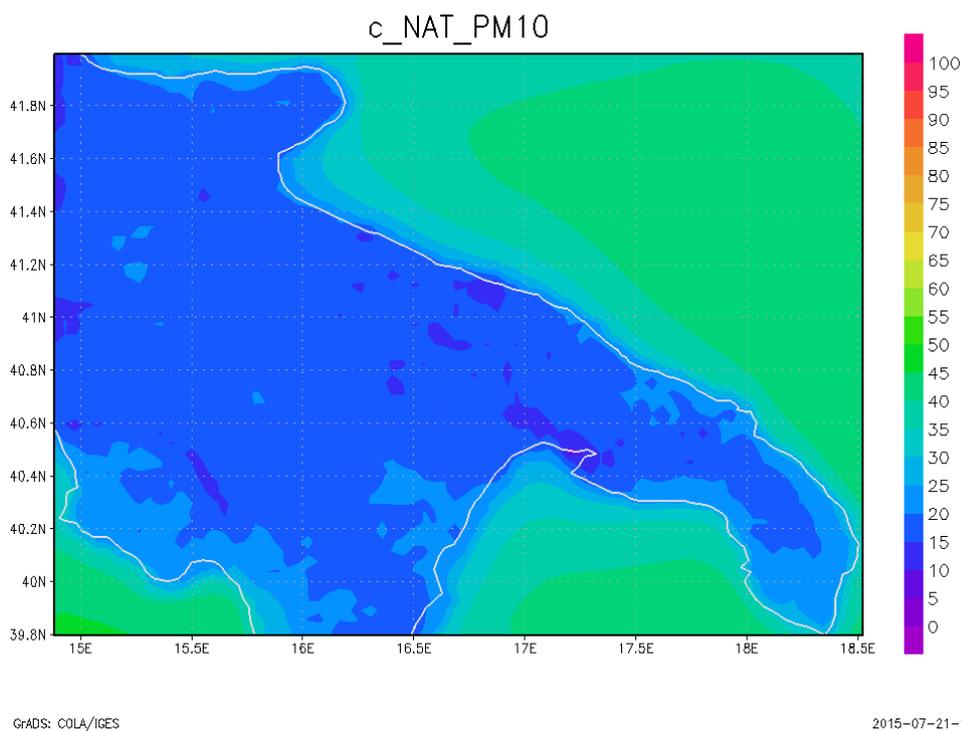


Figura 74 – Mappa del contributo percentuale della componente naturale sulla concentrazione media annuale totale di PM₁₀, simulata da FARM

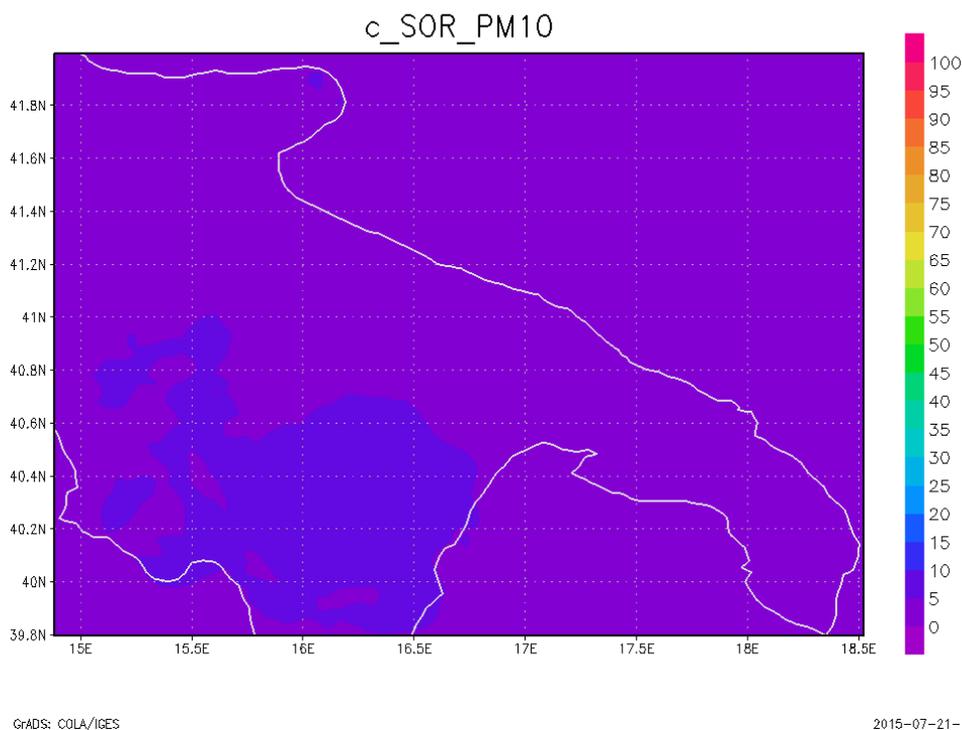


Figura 75 – Mappa del contributo percentuale della componente secondaria organica sulla concentrazione media annuale totale di PM₁₀, simulata da FARM

La componente antropica primaria raggiunge il valore più elevato (pari al 62% sulla concentrazione di PM_{10}) a Taranto in zona industriale e a seguire a Mesagne (con valori intorno al 60%) ed in altri comuni del brindisino (intorno al 50%). La componente secondaria inorganica raggiunge sulla regione Puglia i valori più elevati in corrispondenza delle aree, dove la vegetazione è preponderante (Valle d'Itria, Gargano, ecc.) e le aree urbanizzate sono meno presenti. La componente naturale raggiunge il massimo valore sul mare (46%), raggiungendo sulla costa ed in alcune zone della penisola salentina valori compresi tra il 20-25%.

Il peso delle varie frazioni può dipendere fortemente dal tipo di sito considerato. Questo è evidente dalla figura 76, che confronta le suddette componenti, espresse in termini di concentrazione sulla frazione PM_{10} , in corrispondenza della centralina rurale "Giuffreda", sita a Foggia, della centralina suburbana industriale "Terminal Passeggeri", sita a Brindisi, della centralina urbana "Caldarola", sita a Bari, della centralina suburbana "Antonucci", sita a Mesagne e della centralina industriale "Via Machiavelli", sita a Taranto. Il confronto mette infatti in evidenza come alle concentrazioni di PM_{10} modellate in corrispondenza delle postazioni "Taranto - Via Machiavelli" e "Mesagne - Antonucci" contribuiscano in modo significativo le emissioni primarie di PM_{10} , provenienti da sorgenti antropiche, poste in prossimità di tali siti, d'altro canto il contributo secondario inorganico risulta prevalente nelle postazioni Brindisi-Terminal Passeggeri e Foggia - Giuffreda.

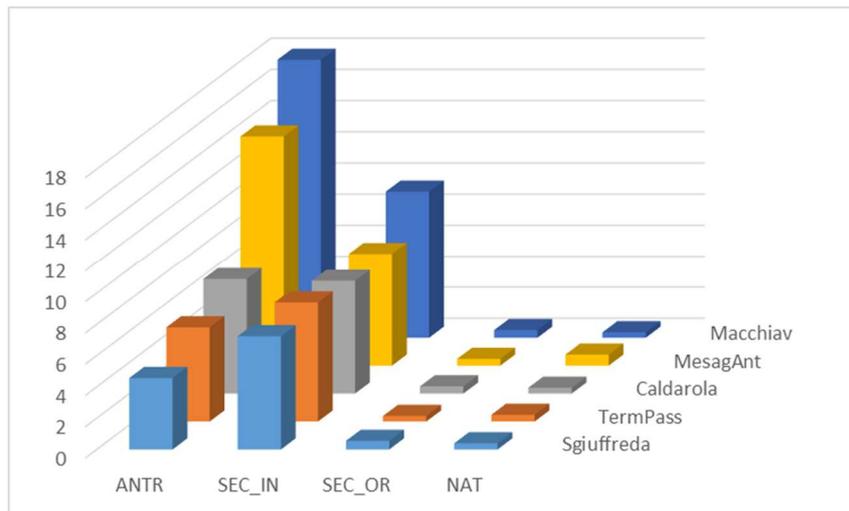


Figura 76 – Analisi della composizione del particolato ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) in corrispondenza delle centraline Giuffreda (FG), Terminal Passeggeri (BR), Caldarola (BA), Mesagne (BR) e Via Macchiavelli (TA).

6.4 Contributo della combustione residenziale della biomassa alle concentrazioni modellate di PM_{10} , $PM_{2.5}$, Benzene e BaP

Negli ultimi anni a livello nazionale si è assistito ad un graduale aumento delle emissioni primarie di PM_{10} e $PM_{2.5}$, prodotte dal riscaldamento domestico ed in particolare dall'aumento del consumo delle biomasse (legna e più recentemente pellet) (ISPRA, 2015).

Anche per la regione Puglia l'inventario INEMAR di ARPA Puglia ha stimato dal 2007 al 2010 un incremento delle emissioni di PM_{10} (+42%), prodotte dalla combustione residenziale della legna. La mappa in Figura 77 mostra la distribuzione a livello comunale delle emissioni annuali di PM_{10}

riferite al 2010, prodotte dal riscaldamento domestico con biomassa¹⁰. La figura mostra come i comuni, in corrispondenza dei quali si stimano le emissioni di PM₁₀ più elevate, siano, in ordine decrescente per entità di emissioni, Mesagne, Ceglie Messapica, Oria e Latiano, appartenenti tutti alla provincia di Brindisi.

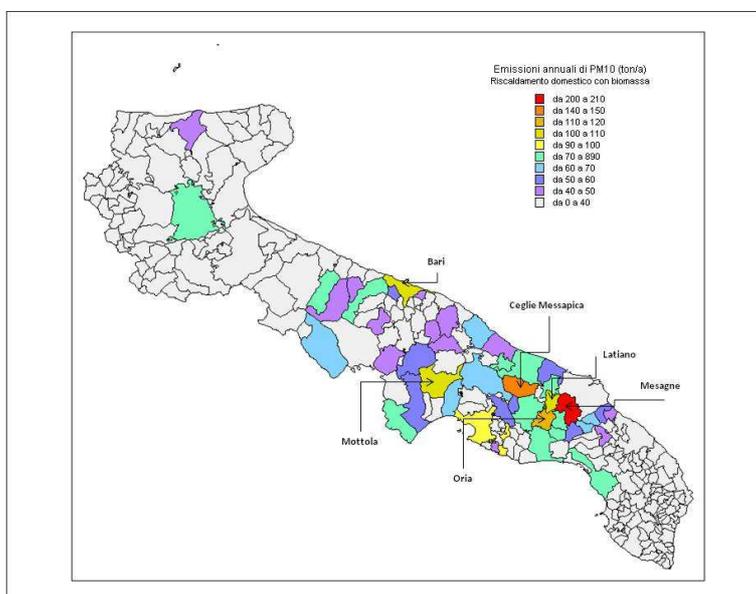


Figura 77 – Mappa su base comunale delle emissioni annuali di PM₁₀ (tonn/anno) da combustione per riscaldamento domestico con biomassa – Anno 2010

Allo scopo di valutare il contributo sullo stato della qualità dell'aria regionale delle sole emissioni, prodotte dalla combustione residenziale da biomassa, è stata condotta con il modello FARM una ulteriore simulazione modellistica, il cui scenario emissivo era costituito dallo scenario emissivo regionale (caso base), nel quale però si azzeravano le emissioni prodotte dal riscaldamento residenziale da biomassa (caso biomassa_zero). La differenza tra le concentrazioni modellate, calcolate relativamente al caso base e al caso "biomassa_zero", ha consentito quindi di valutare il contributo delle sole emissioni, dovute alla combustione residenziale della biomassa, sia in termini di concentrazione che in termini percentuali per tutti gli inquinanti simulati.

Le figure successive (dalla 78 alla 83) mostrano per gli inquinanti PM₁₀, PM_{2.5}, Benzene e BaP le mappe del contributo (espresso in termini assoluti e percentuali) del settore emissivo "Riscaldamento residenziale a biomassa" sulle concentrazioni medie annuali e sulle concentrazioni medie invernali¹¹ (queste ultime riferite solo alle provincie di Brindisi, Taranto e Lecce), simulate in corrispondenza del caso base.

¹⁰ Le attività SNAP considerate sono le 02 02 06 (camino aperto tradizionale), 02 02 07 stufa tradizionale a legna), 02 02 08 (camino chiuso o inserto), 02 02 09 (stufa o caldaia innovativa), 02 02 10 (stufa a pellets, cippato, ecc.)

¹¹ La media è riferita al trimestre invernale dicembre-gennaio-febbraio.

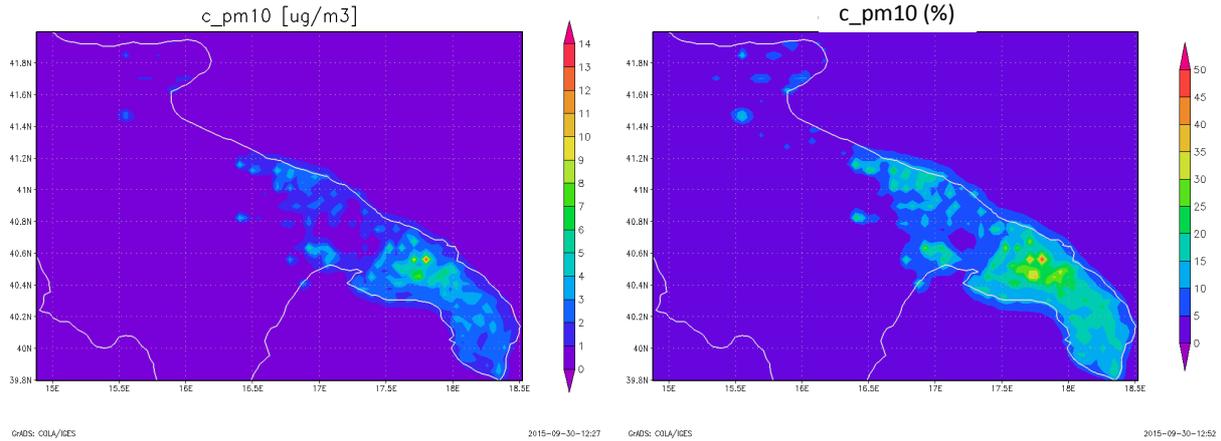


Figura 78 – Mappa per il PM₁₀ del contributo medio annuale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

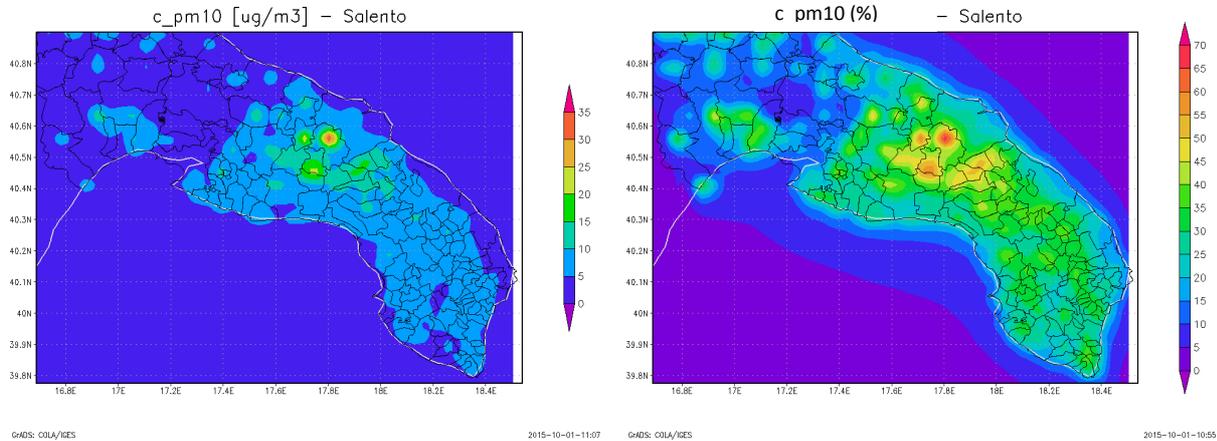


Figura 79 – Mappa per il PM₁₀ del contributo medio invernale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

La distribuzione spaziale, sia delle concentrazioni medie annuali che invernali di PM₁₀, prodotte dalle emissioni provenienti dal riscaldamento residenziale a biomassa, è molto simile alla corrispondente distribuzione delle emissioni primarie di PM₁₀, mostrata in Figura 77. Come atteso, il contributo sulla concentrazione media annuale di PM₁₀, prodotto dalla combustione residenziale della biomassa, raggiunge i valori più elevati sul territorio brindisino, dove le corrispondenti emissioni risultano più alte. In particolare il massimo contributo si rileva nel comune di Mesagne, dove la concentrazione media annuale di PM₁₀, prodotta dalla combustione domestica della biomassa, è pari a circa 14ug/m³ (pari al 49% della concentrazione media annuale totale di PM₁₀, ovvero di quella simulata nel caso base). Data la stagionalità tipica di tali emissioni, se si considera il solo trimestre invernale, il suddetto contributo aumenta, raggiungendo sempre a Mesagne una concentrazione pari a circa 34ug/m³ (pari al 68% della concentrazione media annuale invernale totale di PM₁₀).

E' inoltre opportuno rilevare che, a differenza di quanto mostrato in Figura 77, la Figura 78 mostra anche nelle zone interne del Salento un contributo non trascurabile della combustione residenziale da biomassa, compreso tra il 20% ed il 25% sull'anno e tra il 35% ed il 40% sul trimestre invernale. Ciò è presumibilmente dovuto alla elevata densità di urbanizzazione, che caratterizza tali zone, che fa sì che i livelli emissivi della combustione, pur essendo poco significativi se riferiti al singolo comune, si cumulino tra loro a causa della relativa vicinanza, determinando un impatto diffuso sullo stato della QA.

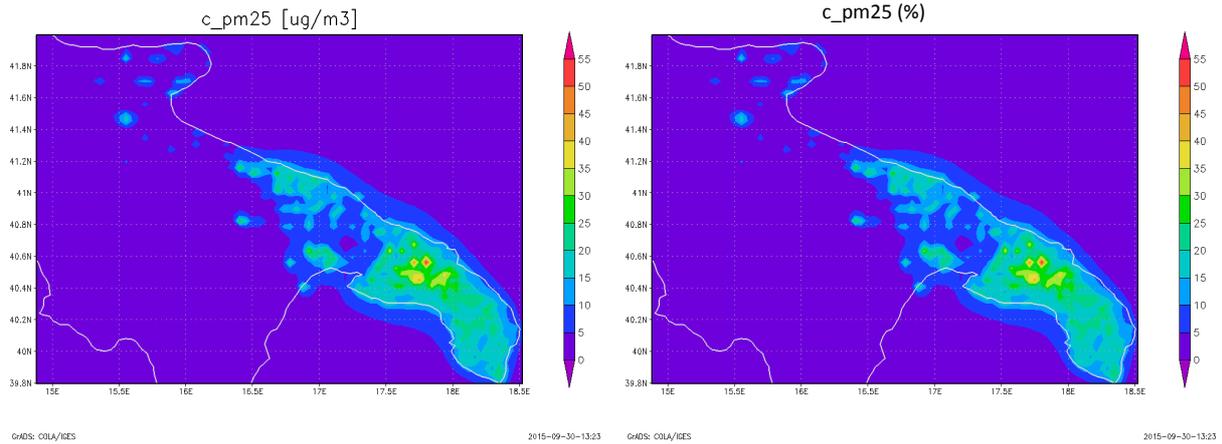


Figura 80 – Mappa per il PM_{2.5} del contributo medio annuale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

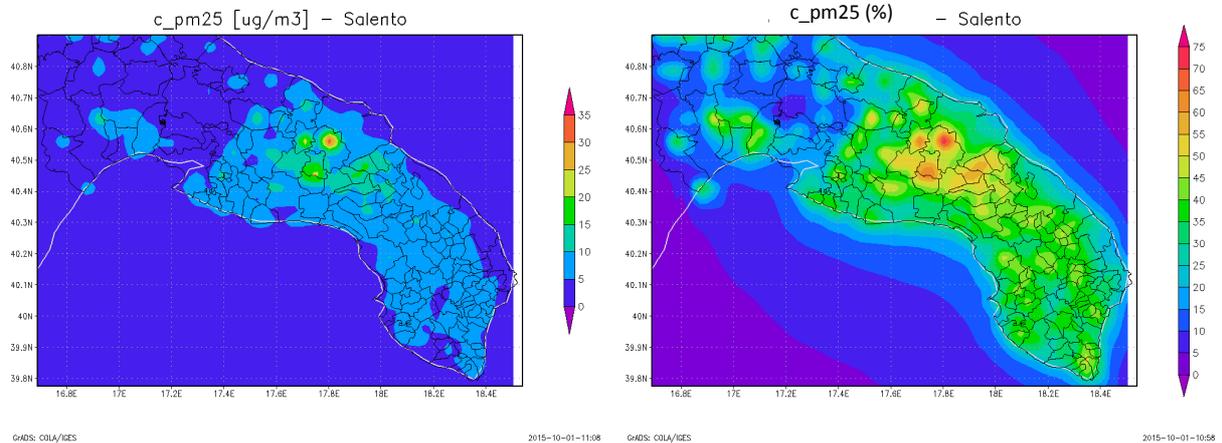


Figura 81 – Mappa per il PM_{2.5} del contributo medio invernale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

Anche per il PM_{2.5} valgono considerazioni analoghe a quelle già effettuate per il PM₁₀. Il contributo delle emissioni da riscaldamento con biomassa raggiunge i valori più elevati in alcuni comuni del territorio brindisino. In particolare la massima concentrazione media annuale di PM_{2.5}, prodotta dalla combustione della biomassa e simulata dal modello, si rileva a Mesagne e risulta circa uguale a 13 ug/m³ (pari al 55% della concentrazione media annuale totale di PM_{2.5}). Se si considera il solo trimestre invernale, il contributo aumenta, raggiungendo sempre a Mesagne una concentrazione media pari a circa 33ug/m³ (pari al 74% della concentrazione media annuale invernale totale). Internamente al Salento il contributo della biomassa da riscaldamento risulta compreso tra il 15 ed il 25 % su base annuale e tra il 30% ed il 45% sul trimestre invernale.

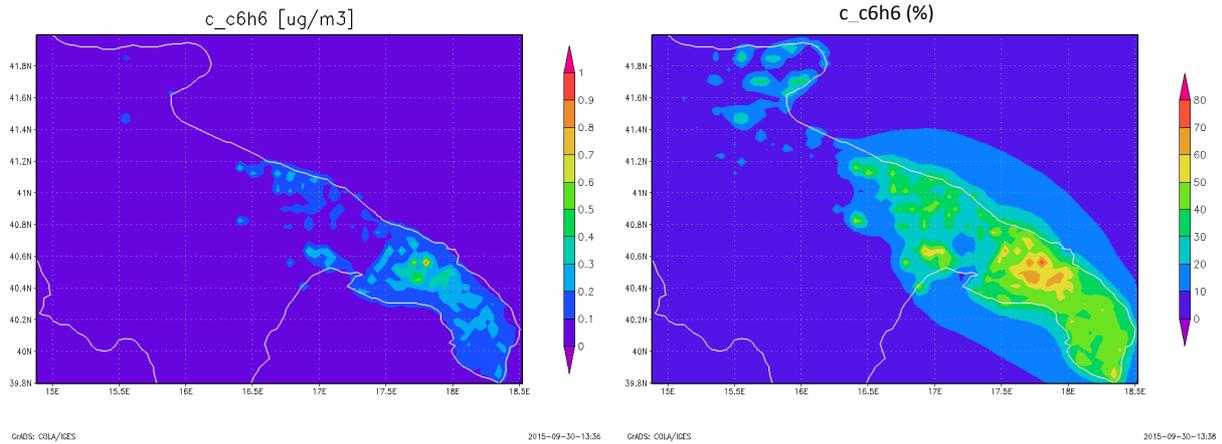


Figura 82 – Mappa per il benzene del contributo medio annuale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

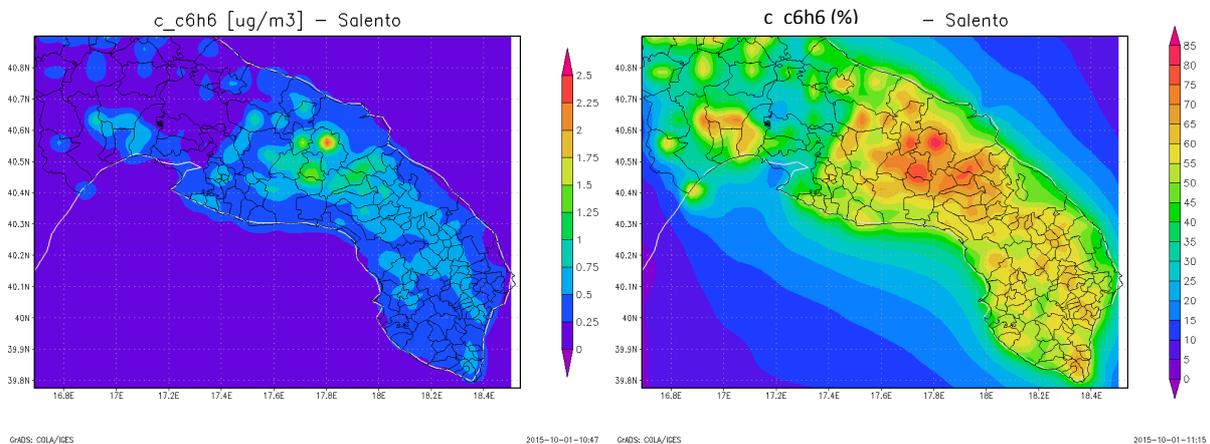


Figura 83 – Mappa per il benzene del contributo medio invernale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

Analogamente a quanto già evidenziato per il PM₁₀ ed il PM_{2.5}, le concentrazioni medie (annuali ed invernali) di benzene più elevate, prodotte dalla combustione residenziale della biomassa, vengono simulate dal modello sul territorio brindisino. In particolare la concentrazione media annuale massima si rileva a Mesagne e risulta circa uguale a 0.9ug/m³ (pari al 77% della concentrazione media annuale totale di benzene simulata nel caso base). Se si considera il solo trimestre invernale, il contributo aumenta raggiungendo sempre a Mesagne una concentrazione pari a circa 2ug/m³ (pari all' 85% della concentrazione media annuale invernale totale). Nelle zone interne del Salento il contributo medio annuale si attesta in genere tra il 40% ed il 60%, mentre quello invernale tra il 55% ed il 65%.

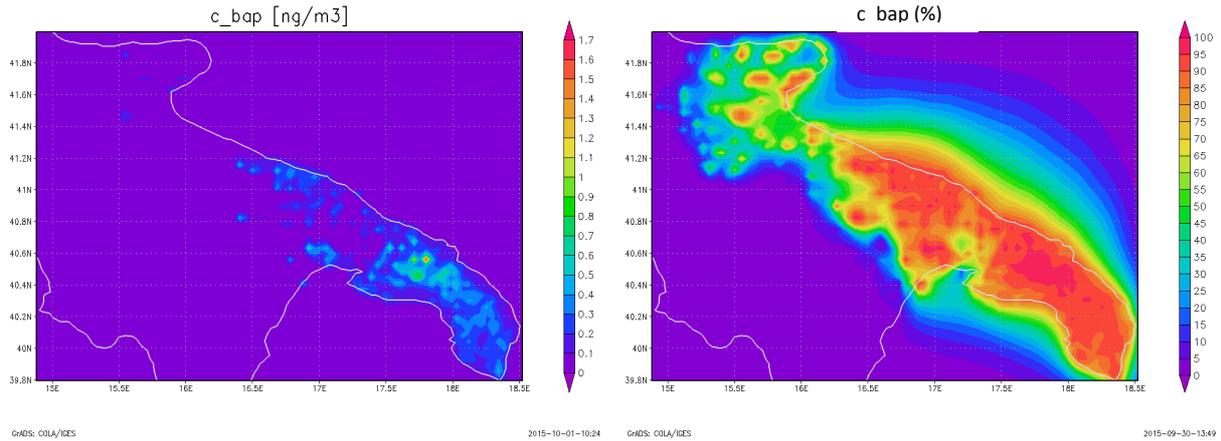


Figura 82 – Mappa per il BaP del contributo medio annuale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

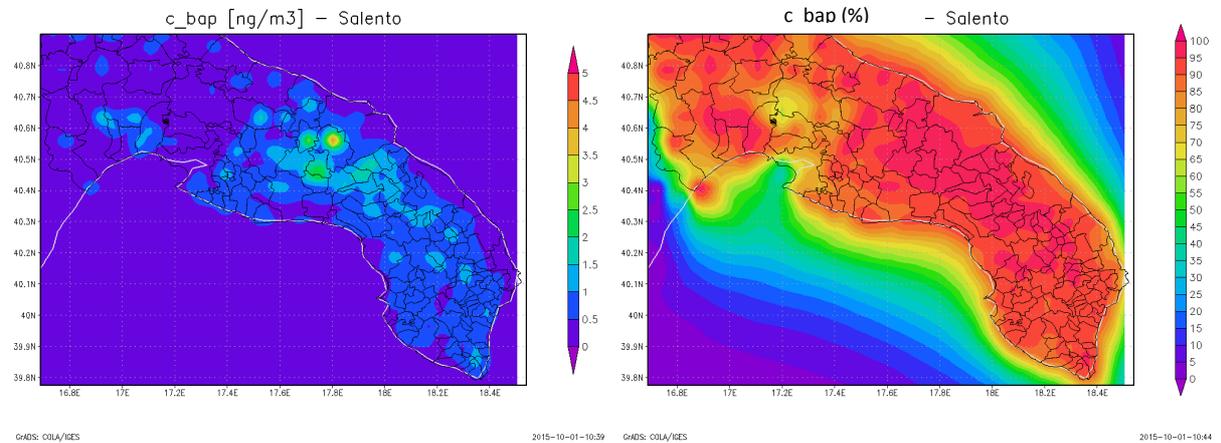


Figura 83 – Mappa per il BaP del contributo medio invernale del riscaldamento residenziale a biomassa, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

Se anche per il BaP valgono le considerazioni precedenti riferite alla distribuzione spaziale delle concentrazioni medie annuali ed invernali, è evidente, d'altro canto, che per questo inquinante la combustione residenziale della biomassa rappresenta la sorgente emissiva che determina, in buona parte delle aree urbanizzate della regione, le concentrazioni modellate totali di BaP. In particolare la concentrazione media annuale di BaP massima, prodotta dalla combustione della biomassa, si rileva a Mesagne e risulta circa uguale a 1.6ng/m^3 (pari al 99% della concentrazione media annuale totale di BaP, modellata nel caso base). Se si considera il solo trimestre invernale, il contributo aumenta, raggiungendo sempre a Mesagne una concentrazione pari a 4ng/m^3 (pari al 99% della concentrazione media annuale invernale totale, simulata nel caso base). In corrispondenza dell'area industriale tarantina il contributo della biomassa raggiunge valori intorno al 10-15% su base annuale ed intorno al 40% su base invernale. Nel Salento la concentrazione media annuale, prodotta dalla combustione residenziale della biomassa, raggiunge localmente valori intorno a 0.5ng/m^3 ; nel trimestre invernale tale concentrazione può superare localmente il valore pari a 1ng/m^3 ; il contributo della biomassa annuale si attesta sul Salento intorno al 90% e in inverno può superare il 95%.

6.5 Analisi del contributo della centrale ENEL (BR) allo stato della QA

Con una metodologia analoga a quella indicata nel paragrafo precedente è possibile calcolare il contributo sullo stato della QA di qualunque sorgente/attività emissiva, censita nell'inventario. A titolo di esempio in questo paragrafo si riporta l'analisi del contributo sullo stato della qualità dell'aria delle emissioni provenienti dalla sola centrale Enel, Federico II, di Brindisi. Le figure successive (dalla 84 alla 88) mostrano per NO_2 , NO_x , SO_2 , PM_{10} e $\text{PM}_{2.5}$ le mappe delle concentrazioni medie annuali dovute alle emissioni della sola centrale e dei relativi contributi, espressi in termini percentuali rispetto alle concentrazioni totali simulate nel caso base.

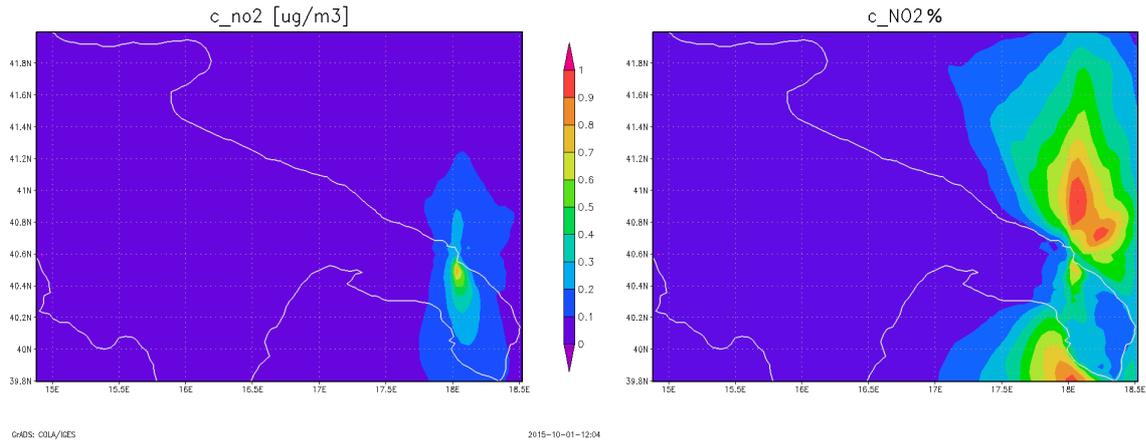


Figura 84 – Mappa per l' NO_2 del contributo medio annuale della centrale Enel, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

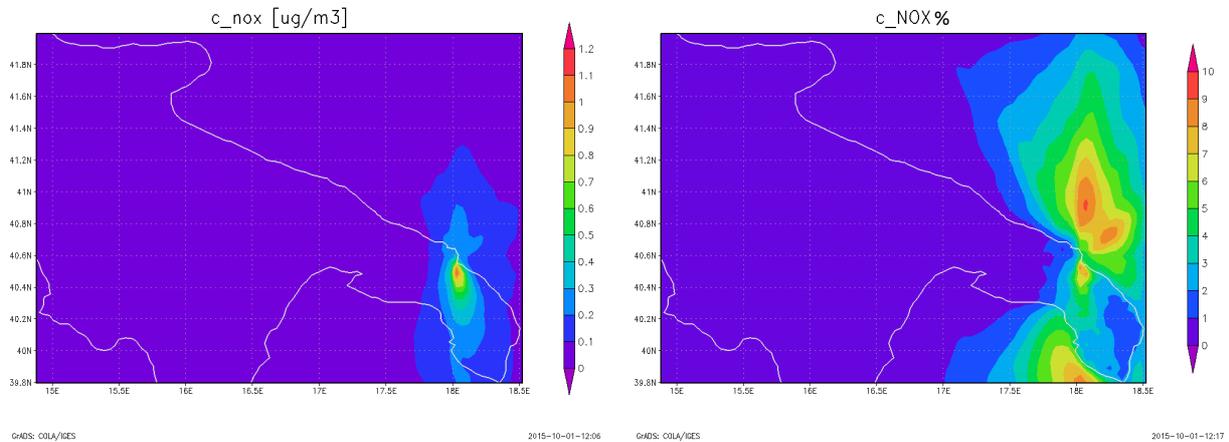


Figura 85 – Mappa per l' NO_x del contributo medio annuale della centrale Enel, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

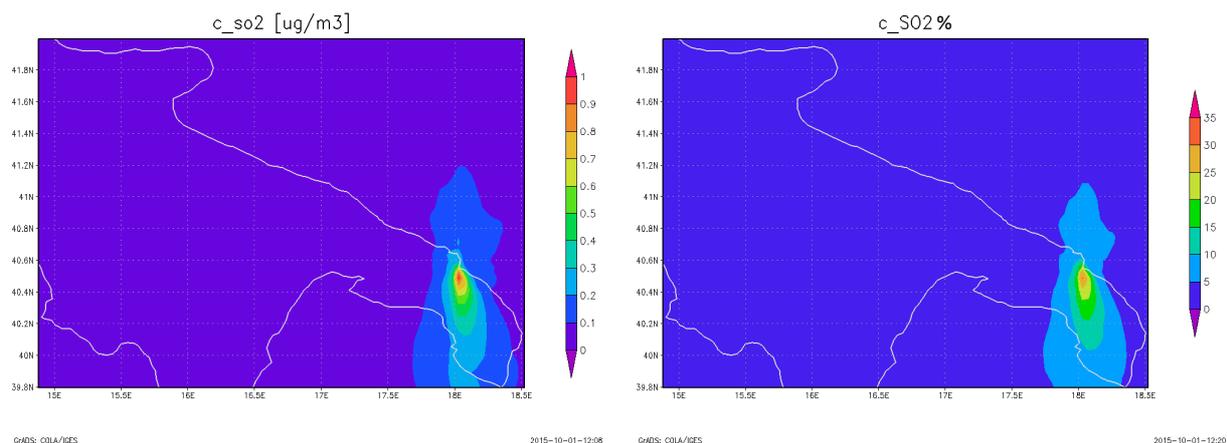


Figura 86 – Mappa per l'SO₂ del contributo medio annuale della centrale Enel, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

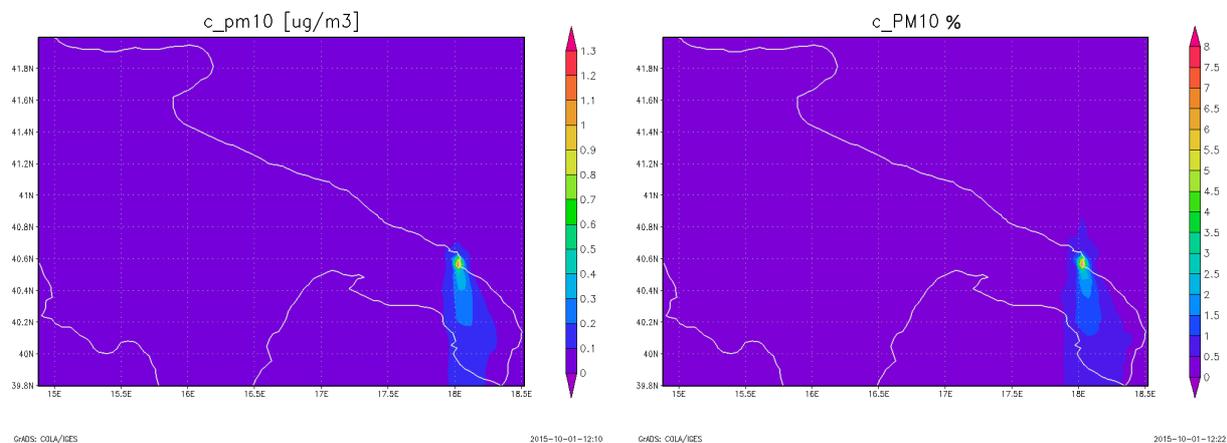


Figura 87 – Mappa per il PM₁₀ del contributo medio annuale della centrale Enel, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

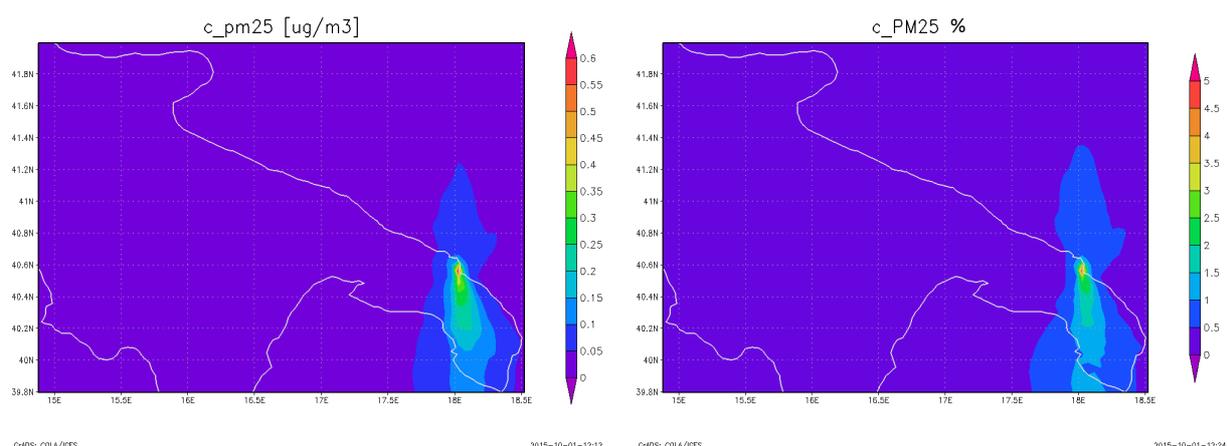


Figura 88 – Mappa per il PM_{2.5} del contributo medio annuale della centrale Enel, espresso in termini di concentrazione a sx ed in termini percentuali a dx.

Le mappe mostrate consentono di individuare l'area di impatto della centrale Enel di Brindisi, le cui ricadute si distribuiscono lungo l'asse Nord-Sud. In particolare il maggior impatto si rileva a Sud della centrale, interessando buona parte della penisola salentina. In termini percentuali il

massimo contributo della centrale alle concentrazioni annuali totali di SO₂, NO₂, NO_x, PM₁₀ e PM_{2.5} risulta rispettivamente pari al 30%, 9%, 10%, 8% e 5%.

Conclusioni

Nel presente rapporto sono stati mostrati i risultati della prima valutazione modellistica della qualità dell'aria sulla regione Puglia, condotta per l'anno 2013 con il modello euleriano di trasporto e chimica dell'atmosfera, FARM, ad una risoluzione spaziale pari a 4 km x 4km.

Il confronto tra i dati di concentrazione misurati presso le postazioni di monitoraggio di qualità dell'aria ed i valori simulati con il solo modello, estratti in corrispondenza della cella della griglia di calcolo contenente la centralina di misura, hanno in generale dimostrato la buona capacità del sistema utilizzato, nel simulare le concentrazioni degli inquinanti gassosi, del particolato e dei microinquinanti.

Al fine di verificare la conformità dello stato della QA della regione, così come ricostruita dal modello a questa risoluzione, i campi tridimensionali e bidimensionali di concentrazione, prodotti da FARM su base oraria, sono stati opportunamente elaborati, al fine di confrontare le mappe modellistiche dei relativi indicatori, prescritti dal D.Lgvo 155/2010, con i corrispondenti valori limite, previsti per la protezione della salute umana.

Il confronto con i limiti della normativa ha evidenziato per gli inquinanti NO₂, NO_x, SO₂, CO, Benzene, O₃, As, Cd, Ni e Pb la conformità dello stato della QA regionale, così come ricostruito dal modello fotochimico. Sono invece emerse alcune criticità per il PM₁₀, per il BaP e per il PM_{2.5}.

Riguardo al valore limite giornaliero per il PM₁₀, da non superare per più di 35 volte all'anno, il modello ha rilevato un superamento sia in corrispondenza dell'area industriale di Taranto che presso il comune di Mesagne, in provincia di Brindisi. A Mesagne e a Latiano il modello ha rilevato il superamento del valore limite annuale per il BaP.

Per il PM_{2.5} non si sono riscontrati sul territorio regionale superamenti del valore limite vigente, relativo al 2013. D'altro canto è opportuno rilevare che, se si applicasse il limite più restrittivo per il PM_{2.5}, valido a partire dall'1/01/2015, si rileverebbero superamenti sia in corrispondenza dell'area industriale tarantina che in corrispondenza di alcuni comuni del territorio brindisino.

L'analisi modellistica, svolta al paragrafo 7.3 e 7.4, ha evidenziato come, sia nell'area industriale di Taranto che in molti comuni, posti in provincia di Brindisi, la composizione chimica del particolato, nella frazione PM₁₀, sia caratterizzata da una prevalenza della componente antropica primaria, che fa ipotizzare che vi siano, in prossimità di tali siti, sorgenti emmissive dirette di PM₁₀. La valutazione modellistica del contributo della combustione residenziale della biomassa alle concentrazioni di PM₁₀, PM_{2.5} e BaP consente, d'altro canto, di ritenere che proprio tale sorgente possa essere la causa di tali criticità sul territorio brindisino.

Inoltre è importante precisare che l'esito della verifica della conformità dello stato della QA sulla regione, ricostruito dal modello ad una risoluzione 4kmx4km, può essere fortemente condizionata dalla risoluzione modellistica spaziale adottata. A tale risoluzione infatti il modello può non essere in grado di ricostruire l'impatto di emissioni o di riprodurre fenomeni che avvengono a scale inferiori. Situazioni di inquinamento locale o *hotspot*, quali ad esempio quelle che si misurano in corrispondenza di siti influenzati dal traffico di prossimità o da emissioni locali (ad esempio incroci, parcheggi, carico/scarico materiale, combustione locale da biomassa), sono difficilmente riproducibili, se prodotte localmente o su aree con un'estensione molto inferiore ai 4km*4km (si pensi ad esempio alle emissioni prodotte dalla combustione domestica di biomassa nel piccolo comune di Torchiarolo). Pertanto non si può escludere che, utilizzando lo stesso modello ad una risoluzione più spinta rispetto a quella utilizzata, le criticità già evidenziate possano estendersi e riguardare anche altri comuni del territorio brindisino e salentino.

Per questo motivo è ora in corso una nuova simulazione, condotta in modalità “nesting”, che calcolerà i campi di concentrazione sull'intero territorio regionale a 4km e contemporaneamente ad una risoluzione spaziale pari ad 1km sul territorio tarantino e brindisino.

Il sistema modellistico messo a punto da Arpa Puglia in modalità di “nesting” rappresenterà quindi lo strumento più idoneo a fornire annualmente la valutazione regionale della QA ai sensi del D. lgs 155/2010. Tale strumento sarà nel tempo ulteriormente migliorato sia nella rappresentazione delle emissioni (ad es. migliore caratterizzazione spaziale e temporale delle emissioni prodotte dalla vegetazione, dagli incendi, dalla combustione residenziale della biomassa e dei residui potatura, ecc.), che nella possibilità di integrare le stesse misure con le elaborazioni modellistiche, tramite l'utilizzo di idonee tecniche di “data fusion”.

7 Bibliografia

- Bratseth, AM (1986) Statistical interpolation by means of successive corrections. *Tellus*, **38A**, 439-447.
- Carter WPL (2000) Documentation of the SAPRC-99 Chemical Mechanism for VOC Reactivity Assessment. Final Report to California Air Resources Board, Contract 92-329 and 95-308, SAPRC, University of California, Riverside, CA.
- Cotton WR, Pielke RA, Walko RL, Liston GE, Tremback CJ, Jiang H, McAnelly RL, Harrington JY, Nicholls ME, Carrio GG, McFadden JP (2003) RAMS 2001: Current status and future directions. *Meteorology and Atmospheric Physics*, **82**, 5-29. Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (2001) Linee guida agli inventari locali di emissioni in atmosfera. RTI CTN_ ACE 3/2001RTI
- Elbern H, Strunk A, Schmidt H, Talagrand O. 2007. Emission rate and chemical state estimation by 4-dimensional variational inversion. *Atmos. Chem. Phys.*, **7**, 3749–3769.
- EPA AP 42, "Locating and Estimating Air Toxic Emissions from Sources (source category or substance) – (Benzene - part 2)", pp. 7-59, TABLE 7-7. SUMMARY OF BENZENE EMISSION FACTORS FOR RESIDENTIAL WOODSTOVES.
- Ferrara, R, Mazzolai, B, Lanzillotta, E, Nucaro, E, Pirrone, N. (2000) Temporal trends in gaseous mercury evasion from the Mediterranean Sea Waters. *Science of the Total Environment*, **259**, 183-190.
- Guenther, A, Karl, T, Harley, P, Wiedinmyer, C, Palmer, PI, Geron, C (2006) Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature), *Atmos. Chem. Phys.*, **6**, 3181-3210.
- Guenther, AB, Zimmerman, PR, Harley, PC (1993) Isoprene and monoterpenes emission rate variability: model evaluations and sensitivity analysis. *J. Geophys. Res.*, **98**, 12609–12617.
- ISPRA, Italian Emission Inventory 1990 -2013, Rapporto 223/2015
- Kukkonen J, Olsson T, Schultz M, Baklanov A, Klein T, Miranda I, Monteiro A, Hirtl M, Tarvainen V, Boy M, Peuch V.-H., Poupkou A, Kioutsioukis I, Finardi S, Sofiev M, Sokhi R, Lehtinen J, Karatzas K, San José R, Astitha M, Kallos G, Schaap M, Reimer E, Jakobs H, Eben K (2012). A review of operational, regional-scale, chemical weather forecasting models in Europe. *Atmospheric Chemistry and Physics*, **12**, p. 1-87, ISSN: 1680-7316, doi: 10.5194/acp-12-1-2012 <http://www.atmos-chem-phys.net/12/1/2012/>
- Madronich, S (1989) Photodissociation in the atmosphere 1. Actinic flux and the effect of ground reflections and clouds. *Journal of Geophysical Research*, **92**, 9740-9752.
- Pagowski M, Grell GA, McKeen SA, Peckham SE and Devenyi D. 2010. Three-dimensional variational data assimilation of ozone and fine particulate matter observations: Some results using the Weather Research and Forecasting – Chemistry model and Grid-point Statistical Interpolation. *Q. J. R. Meteorol. Soc.*, **136**, 2013–2024.
- Stauffer, DR, Seaman, NL, (1990) Use of Four-Dimensional Data Assimilation in a Limited-Area Mesoscale Model. Part I: Experiment with Synoptic-Scale data. *Monthly Weather Review*, **118**, 1250-1277.
- Vautard, R., Bessagnet, B., Chin, M., Menut, L. (2005) On the contribution of natural Aeolian sources to particulate matter concentrations in Europe: Testing hypotheses with a modeling approach. *Atm. Env.*, **39**, 3291–3303.

Wanninkhof, R (1992) Relationship Between Wind Speed and Gas Exchange Over the Ocean. *Journal of Geophysical Research*, **97**, C5, 7373-7382.

Zhang, KM, Knipping EM, Wexler AS, Bhawe PV, Tonnesen, GS (2005) Size distribution of sea-salt emissions as a function of relative humidity. *Atm. Env.*, **39**, 3373-3379.

