



Progetto PULVIRUS

OBIETTIVO 2 - Valutazione sull'intero territorio nazionale della riduzione delle emissioni e concentrazioni di inquinanti atmosferici per effetto dell'introduzione di misure per contrastare la diffusione del COVID 19.

ATTIVITÀ 2.3 – Simulazioni di qualità dell'aria di scenario con il modello Arpae-SNPA

Data: 26/01/2022





GRUPPO DI LAVORO

<u>ENEA</u>

Gino Briganti, Andrea Cappelletti, Massimo D'Isidoro, Mario Adani, Lina Vitali, Ilaria D'Elia, Antonio Piersanti, Mihaela Mircea, Maria Gabriella Villani

<u>Arpa Lazio</u>

Andrea Bolignano

Arpae Emilia Romagna

Michele Stortini, Roberta Amorati, Giulia Giovannini, Giorgio Veratti (UniMoRe)





SOMMARIO

1. INTRODUZIONE	4
2. IL MODELLO ARPAE-SNPA E IL SETUP DELLE SIMULAZIONI PULVIRUS	6
2.1 L'input meteorologico	7
2.2 Le condizioni al contorno	7
2.3 L'input emissivo	8
2.4 Il modello fotochimico CHIMERE	9
3. L'ANALISI DELLE SIMULAZIONI	11
3.1 Le variazioni emissive	11
3.2 Il confronto con le osservazioni	16
3.3 Le variazioni di concentrazione	20
4. CONCLUSIONI	28
BIBLIOGRAFIA	
APPENDICE A	32
A.1 Gli indicatori statistici	32





1. INTRODUZIONE

La principale finalità dell'Obiettivo 2 del Progetto Pulvirus è la ricostruzione, attraverso gli strumenti resi disponibili dalle Istituzioni coinvolte, dell'impatto sulla qualità dell'aria delle misure restrittive adottate dai diversi Decreti per il contenimento della diffusione del virus SARS-CoV-2 in Italia durante la cosiddetta prima ondata della pandemia (da febbraio a maggio 2020). A questo scopo, lo scenario di qualità dell'aria "con misure" (scenario *lockdown*) viene confrontato con uno scenario teorico in assenza di tali misure e a parità di meteorologia (scenario *base*).

La finalità di tale attività è di affrontare le seguenti questioni:

- verificare se i modelli di qualità dell'aria siano in grado di riprodurre l'effetto di significative variazioni emissive circoscritte ad un periodo temporale limitato (4 mesi);
- quantificare le variazioni emissive dei settori coinvolti dalle misure restrittive istituite durante il *lockdown* e valutare le relative variazioni in termini di concentrazioni di inquinanti (NO₂, O₃, PM₁₀ e PM_{2.5});
- valutare, in particolare, gli effetti di tali variazioni sugli inquinanti secondari (O₃ e PM).

La risposta a tali questioni è stata affrontata attraverso la realizzazione di simulazioni nazionali con due diversi modelli: il modello MINNI (ENEA) e il modello Arpae-SNPA, aventi una risoluzione spaziale orizzontale rispettivamente di 4 e 7km.

L'approccio seguito dai due modelli è riassunto in Fig. 1







Fig. 1 – Schema approccio seguito per simulazioni nazionali del caso base e lockdown nel progetto Pulvirus.

La definizione dell'input emissivo del caso base per l'annualità 2017 è stata descritta nel report "Report_ob2_attività_2.1.pdf" relativo all'attività 2.1 del progetto Pulvirus, mentre la definizione del caso *lockdown* e di tutte le *proxy* utilizzate per ciascun settore è stata descritta nel report "Report_ob2_attività_2.2.pdf" relativo all'attività 2.2, cui si rimanda per ulteriori dettagli e approfondimenti.

Il prodotto finale dell'attività 2.3 del progetto è stato suddiviso in due report:

- questo report, in cui viene descritta la simulazione del modello nazionale Arpae-SNPA.
- il report, in cui viene descritta la simulazione realizzata con il modello nazionale MINNI, disponibile sul sito del progetto Pulvirus al link <u>https://www.pulvirus.it/index.php/documentazione-obiettivo-2/</u>.

Arpae ed ENEA hanno condiviso e messo reciprocamente a disposizione le rispettive simulazioni nazionali, prodotte nell'attività 2.3. Simulazioni regionali di maggiore dettaglio spaziale potranno invece avvalersi delle suddette simulazioni nazionali per ottenere coerenti condizioni al contorno e sono disponibili per qualunque Regione ne faccia richiesta.





2. IL MODELLO ARPAE-SNPA E IL SETUP DELLE SIMULAZIONI PULVIRUS

La suite modellistica del modello di Arpae-SNPA (Fig, 2) è costituita da:

- il software di disaggregazione spaziale delle emissioni (eFESTo) che, a partire da un inventario nazionale annuale disaggregato a livello provinciale, spazializza le diverse specie chimiche producendo un input emissivo sulla griglia utilizzata dal modello fotochimico;
- il pre-processore emissivo, *emi-SURF*, in grado di riprodurre file emissivi orari a partire dalle stime totali annuali su griglia effettuate da eFESTo adottando specifici fattori di modulazione temporale e coefficienti di speciazione chimica;
- il modello per le emissioni biogeniche MEGAN;
- il modello meteorologico (COSMO), che fornisce campi meteorologici ad intervalli temporali orari;
- il modello euleriano fotochimico, CHIMERE, utilizzato per trasporto, evoluzione, trasformazione chimica e deposizione degli inquinanti atmosferici.

Il setup del sistema modellistico adottato nel progetto Pulvirus verrà descritto in dettaglio nei paragrafi seguenti.



Fig. 2 – Schema del Sistema Modellistico Atmosferico Arpae-SNPA installato presso Arpae-SIMC.





2.1 L'input meteorologico

I campi tridimensionali meteorologici utilizzati per simulare trasporto, diffusione e reazioni chimiche degli inquinanti, sono stati preparati utilizzando il modello meteorologico ad area limitata COSMO-MED.

Sono stati utilizzati i campi di analisi hindcast prodotti operativamente presso l'infrastruttura di calcolo del CINECA relativi al periodo 1 febbraio - 31 maggio 2020.

I campi simulati sono stati successivamente post-elaborati per essere fruibili sul dominio di integrazione del modello Arpae-SNPA mostrato in Fig. 3.



Fig. 3 - Area coperta dal grigliato di Chimere usato per le simulazioni nazionali (Arpae-SNPA) a 7 km di risoluzione e per le simulazioni a scala Europea (INERIS) a 20 km di risoluzione usate come condizioni iniziali ed al contorno.

2.2 Le condizioni al contorno

Al fine di stimare il flusso di inquinanti provenienti dai territori limitrofi, le simulazioni sul dominio nazionale necessitano di condizioni al contorno che devono essere fornite ad ogni ora di esecuzione





e per tutti i livelli del dominio. Tali dati provengono dall'output di un modello fotochimico che simula lo stesso periodo di interesse ad una scala più grande e quindi generalmente ad una risoluzione minore. Nel progetto Pulvirus, per quel che riguarda le simulazioni modellistiche del modello Arpae-SNPA, le condizioni al contorno sono state fornite da INERIS per entrambi gli scenari, sia per quello base che per quello di *lockdown*. La scelta dell'output prodotto dalla catena modellistica di INERIS è stata guidata dalla stessa tipologia di modello fotochimico (Chimere) e stesso schema chimico-gassoso (MELCHIOR) implementato sia dalla stessa INERIS che da Arpae-SIMC. Questa corrispondenza di software in uso ha permesso di adoperare come condizioni iniziali ed al contorno i campi di concentrazione delle specie inquinanti tal quali, senza dover ricorrere a calcoli addizionali di mapping tra specie chimiche prodotti da schemi fotochimici differenti.

I campi di concentrazione adoperati come condizioni iniziali ed al contorno sono stati prodotti su un dominio a scala europea di estensione $2.2^{\circ} \div 22^{\circ}$ in longitudine e $33^{\circ} \div 51^{\circ}$ in latitudine, con celle quadrate di risoluzione $0.2^{\circ} \ge 0.2^{\circ}$. Vedi estensione del dominio INERIS in Fig. 3.

2.3 L'input emissivo

Fra i principali dati di ingresso richiesti dai modelli fotochimici e di trasporto, oltre ai dati meteorologici, alle concentrazioni iniziali e al contorno, vi sono specifici dati di emissione necessari a riprodurre il rilascio in atmosfera dei singoli inquinanti per ciascuna cella di cui è composto il dominio di calcolo. Al fine di riprodurre campi di emissione tridimensionali orari ci si è avvalsi di due software denominati *eFESTo* ed *emiSURF*, sviluppati rispettivamente da Terraria S.r.l. e CNRS & INERIS, assieme ad una serie di script fortran ed R utili ad interfacciare le due suite.

Le fasi di implementazione modellistica delle emissioni per lo scenario *lockdown* possono essere schematizzate tramite i seguenti passaggi:

Una volta che le stime emissive aggregate per provincia sono state rese disponibili (Attività 2.1 e 2.2 dell'Obiettivo 2 del progetto PULVIRUS), i rilasci di inquinanti sono stati assegnati alla griglia di integrazione del modello; tramite il software *eFESTo* è stata svolta un'operazione di disaggregazione spaziale delle emissioni di partenza su un dominio a griglia di estensione 4.315° ÷ 19.975° in longitudine, 35.17° ÷ 48.91° in latitudine con celle di dimensione 0.06° x 0.09° utilizzando apposite variabili proxy specifiche per ogni settore emissivo.





- Per ogni settore emissivo e per ogni inquinante di riferimento è stato creato un file di testo contenente i fattori di riduzione per ogni attività, distinti per ogni regione.
- 3) Le emissioni totali annuali di partenza sono state modificate associando ad ogni cella del dominio di calcolo una specifica etichetta che riporti il codice identificativo di regione in cui ricade ogni cella. Tramite questo codice è stato così possibile creare una corrispondenza fra fattore di riduzione e regione Italiana a cui quest'ultimo è associato.
- 4) Il software *emisSURF* è stato modificato per produrre emissioni giornaliere anziché mensili adottando un nuovo sistema di calcolo in grado di leggere e combinare i file di testo contenenti i fattori di riduzione con le emissioni annuali catalogate per regione.

2.4 Il modello fotochimico CHIMERE

Le simulazioni relative a trasporto, diffusione, deposizione e trasformazioni chimiche multifase degli inquinanti atmosferici sono state eseguite mediante il codice CHIMERE versione 2017.

CHIMERE è un modello di trasporto chimico euleriano multiscala, in grado di produrre campi tridimensionali di concentrazione di aerosol e specie di gas inquinanti. Queste ultime sono calcolate risolvendo l'equazione di continuità per processi come le emissioni, il trasporto, la deposizione, le reazioni chimiche e la dinamica degli aerosol.

Il meccanismo di chimica della fase gassosa utilizzato in questa versione è MELCHIOR, mentre il particolato è simulato tramite un approccio sezionale (size-bin) che ne descrive la distribuzione: le particelle di aerosol per ciascuna delle specie del modello sono distribuite in N bins di dimensioni che coprono un intervallo di diametro da Dmin = $0,01 \ \mu\text{m}$ a Dmax = $40 \ \mu\text{m}$, dove i valori 2,5 μm e $10 \ \mu\text{m}$ sono mantenuti come diametri di cutoff per consentire una valutazione significativa di PM_{2.5} e PM₁₀ nel modello (quantità tipicamente disponibili dalle misure di routine o da analisi di composizione). Inoltre, all'interno di ogni bin si suppone che le particelle siano internamente miscelate e costituite da particolato primario antropico (PPM, la cui composizione non è specificata), solfati, nitrati, ammonio, specie organiche secondarie (SOA) e polvere tellurica o particolato risospeso da vento e turbolenza.

I principali processi di aerosol considerati in CHIMERE sono la nucleazione dell'acido solforico, la coagulazione, la deposizione (secca e umida) e l'assorbimento dei semivolatili ed il modello termodinamico utilizzato per simulare lo stato fisico degli aerosol, così come la loro composizione





inorganica, è ISORROPIA. La formazione di composti organici secondari invece viene presa in considerazione tramite schemi di ossidazione cosiddetti "single-step" a partire dalle emissioni di composti organici primari (POA) come TOL (benzene, toluene e altri aromatici mono-sostituiti) e TMB (trimetilbenzene e altri aromatici poli-sostituiti).





3. L'ANALISI DELLE SIMULAZIONI

Come conseguenza dell'inasprimento delle misure volte al contenimento della pandemia molti dei settori emissivi nazionali hanno subito delle variazioni in termini di massa totale di inquinanti. In questo capitolo vengono descritte le variazione emissive e di concentrazione dei principali inquinanti legati alle attività antropiche per il periodo compreso tra Febbraio e Maggio 2020, corrispondente al primo *lockdown*.

3.1 Le variazioni emissive

In Fig. 4 viene mostrata la variazione percentuale dei principali inquinanti atmosferici rispetto al caso base suddivisi per settori emissivi coinvolti nelle misure di *lockdown*. Il settore industriale ed il trasporto stradale fra tutti sono quelli caratterizzati da una riduzione emissiva più marcata. Il primo risulta particolarmente rilevante per le emissioni di SO_x (-90%) e NMVOC (-80%), mentre il secondo ha inciso maggiormente su CO (-87%), NH₃ (-85%), PM_{2.5} (-66%) e NO_x (-60%).

Come mostrato in Fig. 4, il settore del riscaldamento residenziale ha avuto un andamento opposto registrando un aumento delle emissioni, rilevante soprattutto per quel che riguarda il $PM_{2.5}$ (+32%) e CO (+18%). Infine, seppur con riduzioni percentuali inferiori rispetto all'industria e al trasporto stradale, il settore del trasporto marittimo e della produzione di energia hanno contribuito ad una riduzione delle emissioni di NO_x (-8% e -11% rispettivamente), di CO (-2% e -7% rispettivamente), di SO_x (-3% e -7% rispettivamente) e PM_{2.5} (-8% e -2% rispettivamente).



Fig. 4 – Variazione emissiva percentuale di ogni inquinante suddivisa per settore emissivo per il periodo compreso fra 1 febbraio e il 31 maggio 2020.

Per quanto riguarda la distribuzione spaziale delle emissioni, sono state analizzate le variazioni di emissioni rispetto al caso base sia in termini di variazioni cumulate assolute per l'intero periodo di interesse, espressi come Mg/cella, sia in termini di variazioni percentuali rispetto alle emissioni stimate per il caso base.

Le variazioni di emissioni di ossidi di azoto appaiono ben evidenti lungo le principali arterie stradali ed autostradali, nonché anche in direzione delle rotte navali più importanti, ma i valori di picco si registrano in corrispondenza delle aree urbane nelle grandi città (es. Milano, Roma, Napoli, Torino, etc.) con riduzioni assolute nell'ordine di 60÷70 Mg/cella, corrispondenti a variazioni percentuali nell'ordine del 50÷60% (Fig. 5). Variazioni di simile entità si registrano anche per il CO, la cui





distribuzione spaziale è simile a quella degli ossidi di azoto (Fig. 6). Le riduzioni di SO_x , $PM_{2.5}$ e NMVOC sono invece molto più contenute come si può vedere dalle Fig. 7-9, con variazioni cumulate assolute che raramente superano i 10 Mg/cella e variazioni percentuali massime nell'ordine del 40% per SO_x , del 35% per $PM_{2.5}$ e del 20% per NMVOC. Infine, vale la pena sottolineare come le emissioni di NH_3 siano rimaste pressoché costanti per tutto il periodo Febbraio-Maggio, con variazioni percentuali massime intorno al 10 % (Fig. 10).



Fig. 5 – Mappa della variazione cumulata, nel periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di NO_X in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).



Fig. 6 –Mappa della variazione cumulata nel periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di CO in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).



Fig. 7 - Mappa della variazione cumulata nel periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di SO_X in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).



Fig. 8 – Mappa della variazione cumulata nel periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di PM_{2.5} in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).



Fig. 9 – Mappa della variazione cumulata nel periodo 1 febbraio – 31 maggio 2020, delle emissioni di NMVOC in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).



Fig. 10 - Mappa della variazione cumulata nel periodo 1 febbraio - 31 maggio 2020, delle emissioni di NH₃ in valore assoluto (sx in Mg/cella) e in percentuale (a dx in %).

3.2 Il confronto con le osservazioni

Al fine di validare le stime modellistiche della catena Arpae-SNPA, le concentrazioni simulate utilizzando lo scenario *lockdown* sono state confrontate con le osservazioni di NO_2 , O_3 , PM_{10} e $PM_{2.5}$ nei punti di misura sparsi sul territorio nazionale. Il numero, la distribuzione spaziale e la tipologia delle stazioni di monitoraggio scelte per il confronto sono state individuate nell'ambito delle attività dell'obiettivo 1, e la loro selezione è stata determinata dall'aver superato i criteri di completezza della serie storica (si rimanda al relativo report per ulteriori dettagli).

Fra i numerosi indicatori statistici a disposizione in letteratura per la verifica dei risultati modellistici sono stati scelti il Root Mean Square Error, il Mean Bias ed il coefficiente di correlazione, di seguito denominati rispettivamente RMSE, MB e cor. La scelta di questi indicatori rispetto ad altri è stata condivisa con ENEA data la completezza nel descrivere l'attitudine di un modello a riprodurre nello spazio e nel tempo gli andamenti osservati. Va inoltre sottolineato che le concentrazioni orarie simulate sono state mediate per lo stesso intervallo temporale per il quale le misure sono state riportate nell'obiettivo 1 del progetto PULVIRUS, ovvero in concentrazioni medie giornaliere per NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5}, mentre per l'O₃ si è scelto come riferimento il massimo





della media mobile giornaliera calcolata con una finestra temporale di 8 ore.

La Fig.11 riporta i risultati degli indicatori statistici per i quattro inquinanti di riferimento considerando l'intero periodo di simulazione (Febbraio-Maggio 2020) e raggruppando i punti di confronto fra modello e osservazioni per tipologia di stazione: fondo rurale (*rurale*), fondo suburbano (*suburbano*) e fondo urbano (*urbano*).



Fig. 11– Sintesi degli indicatori statistici RMSE, MB e cor calcolati per NO₂ (pannello in alto a sinistra), O₃-MDA8 (pannello in alto a destra), PM_{10} (pannello in basso a sinistra) e $PM_{2.5}$ (pannello in basso a destra) per tutte le stazioni di fondo rurale, suburbano e urbano, sul periodo 1 feb – 31 mag 2020.

La catena Arpae-SNPA esprime le migliori performance nel simulare le concentrazioni di NO₂ nelle zone di fondo rurale rispetto alle concentrazioni della stessa specie nelle aree suburbane e urbane, mentre per quanto riguarda O_3 , PM_{10} e $PM_{2.5}$ le prestazioni sembrano essere influenzate





maggiormente dalla zona climatica in cui sono localizzate le stazioni più che dalla tipologia di zona (Fig. 12): il coefficiente di correlazione nelle stazioni presenti nella Pianura Padana presenta valori migliori per quasi tutte le combinazioni di tipologia di zona e inquinante considerato.

Le concentrazioni di O_3 simulate da Chimere tendono a sovrastimare le osservazioni per tutte e tre le tipologie di stazioni, pur mantenendo un buon livello di correlazione con le stesse (0.62 ÷ 0.65). Tale sovrastima è molto probabilmente imputabile ad un eccesso di ozono proveniente da zone esterne al dominio di investigazione ed introdotto nelle simulazioni dalle condizioni al contorno. Una conferma di questa ipotesi la si ha dal confronto dei campi di concentrazione usati come boundary conditions (simulazioni INERIS) con le stesse osservazioni della precedente analisi: RMSE per le tre tipologie di stazioni compreso fra 24 e 28 µg m⁻³, MB compreso fra 12 e 17 µg m⁻³ e un coefficiente di correlazione che varia da 0.34 a 0.36. Va ricordato inoltre che essendo RMSE e MB dipendenti dal valore assoluto delle concentrazioni e che le concentrazioni di ozono sono generalmente più alte degli altri tre inquinanti presi come riferimento in questo studio, è lecito aspettarsi punteggi statistici di RMSE e MB più alti rispetto a NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5}.





× cor O MB RMSE



Fig. 12 – RMSE, MB e cor per NO₂ (prima riga del plot), O₃ (seconda riga del plot), PM₁₀ (terza riga del plot) e PM_{2.5} (quarta riga del plot) relativi alle stazioni valide di fondo rurale (FR), suburbano (FS) e urbano (FU) e per zona climatica calcolati per il periodo 1 feb – 31 mag 2020.





3.3 Le variazioni di concentrazione

Le variazioni di concentrazione sono state analizzate prendendo in esame le differenze fra le simulazione del caso *lockdown* e le simulazioni del caso base, sia in termini di concentrazioni medie sull'intero periodo Febbraio-Maggio 2020, che in termini di medie mensili calcolate per ogni mese da Febbraio a Maggio.

Le variazioni di concentrazione di NO₂ nell'intero periodo di simulazione mostrano tra tutti gli inquinanti le variazioni assolute maggiori, con differenze che arrivano fino a 12 μ g m⁻³ nelle aree urbane di Milano, Napoli e Roma (Fig. 13), le quali, insieme all'area urbana di Torino costituiscono le zone a maggiore riduzione emissiva in termini di NO_x, come mostrato in Fig. 5.

Analizzando le variazioni mensili di NO₂ (Fig. 14), le concentrazioni medie del mese di Febbraio appaiono pressoché invariate rispetto al caso base, con riduzioni percentuali massime nell'ordine del 7%; mentre durante il mese di Aprile si osservano le variazioni massime con variazioni che arrivano anche al 70% (corrispondenti a -22 μ g m⁻³) per le tre aree urbane citate in precedenza. Le differenze fra le concentrazioni medie mensili di Marzo e Maggio rappresentano una situazione intermedia fra Febbraio e Aprile, in cui le differenze massime si attestano rispettivamente al 45% e 65% rispetto alle concentrazioni medie del caso base, corrispondenti a -17 μ g m⁻³ e -14 μ g m⁻³.



Fig. 13- Variazione delle concentrazioni medie di NO₂ nell'intero periodo di simulazione (febbraio - maggio 2020).







Fig. 14 – Variazione delle concentrazioni medie mensili di NO₂ per il mese di Febbraio (in alto a sinistra), Marzo (in alto a destra), Aprile (in basso a sinistra) e Maggio (in basso a destra).

Le variazioni emissive localizzate nelle principali aree urbane di Milano, Napoli, Roma e Torino, come anche nelle principali arterie stradali della pianura Padana, si riflettono non solo in una riduzione delle concentrazioni di NO₂, ma anche in un aumento delle concentrazioni medie di O₃. Infatti, come si evidenzia dalla Fig. 15, le marcate riduzioni di NO₂ si ripercuotono in incrementi delle concentrazioni di O₃ fino a +8 μ g m⁻³ (equivalenti ad un aumento percentuale di circa il 13%), molto probabilmente dovute alla presenza di un regime chimico cosiddetto *VOC-limited* che in presenza di elevate concentrazioni di NO, provoca un aumento delle concentrazioni di ozono a





seguito di una riduzione delle emissioni degli ossidi di azoto.

Analizzando il comportamento delle concentrazioni medie mensili di O_3 , si osserva che le variazioni principali rispetto al caso base si verificano in Marzo e Aprile, con differenze fino a 12 e 15 µg m⁻³ rispettivamente (corrispondenti a variazioni del 24% e 22%) nelle aree urbane di Milano, Roma, Napoli e Torino (Fig. 16).



Fig. 15 - Variazione delle concentrazioni medie di O3 nell'intero periodo di simulazione (febbraio - maggio 2020).







Fig. 16 –Variazione delle concentrazioni medie mensili di O₃ per il mese di Febbraio (in alto a sinistra), Marzo (in alto a destra), Aprile (in basso a sinistra) e Maggio (in basso a destra).

Le variazioni (diminuzioni) nelle concentrazioni delle polveri sono molto simili tra PM_{10} e $PM_{2.5}$ (Fig. 17 e Fig. 19) con valori assoluti più contenuti rispetto agli altri inquinanti e localizzabili principalmente nel bacino padano, dove generalmente le concentrazioni di particolato atmosferico sono mediamente più alte rispetto alle altre regioni italiane.

Analizzando le differenze in termini di concentrazioni assolute per l'intero periodo di simulazione, sia il PM_{10} che il $PM_{2.5}$ raggiungono valori di picco di 3 µg m⁻³ corrispondenti rispettivamente a variazioni del 18% e 19; le variazioni mensili, come per l'NO₂, seguono piuttosto fedelmente le





riduzioni emissive regionali, con una variazione media per il PM_{10} del 15% per il bacino padano durante il mese di aprile, che si riduce al 12% e 9% per Marzo e Maggio, mentre le differenze di concentrazione per il mese di Febbraio rimangono molto limitate e non superano l'1% (Fig. 18). Considerazioni analoghe possono essere fatte per il $PM_{2.5}$, le cui differenze assumono variazioni percentuali medie mensili molto simili al PM_{10} , con valori massimi intorno a 6 µg m⁻³ (27%) per il mese di Aprile, 4 µg m⁻³ (25%) in Marzo e 2 µg m⁻³ (18%) in Maggio (Fig. 20).



Fig. 17 - Variazione delle concentrazioni di PM₁₀ nell'intero periodo di simulazione (febbraio - maggio 2020).







Fig. 18 –Variazione delle concentrazioni medie mensili di PM₁₀ per il mese di Febbraio (in alto a sinistra), Marzo (in alto a destra), Aprile (in basso a sinistra) e Maggio (in basso a destra).



Fig. 19 - Variazione delle concentrazioni di PM2.5 nell'intero periodo di simulazione (febbraio - maggio 2020).







Fig. 20 –Variazione delle concentrazioni medie mensili di PM_{2.5} per il mese di Febbraio (in alto a sinistra), Marzo (in alto a destra), Aprile (in basso a sinistra) e Maggio (in basso a destra).





4. CONCLUSIONI

In questo report si sono descritti e commentati i principali risultati modellistici ottenuti con il sistema modellistico Arpae-SNPA per la stima della qualità dell'aria durante i mesi di Febbraio-Maggio 2020 sul territorio nazionale, considerato come il periodo caratterizzato dalle misure restrittive più severe per il contenimento della pandemia scaturita dalla diffusione del virus SARS-CoV-2. Per l'arco temporale di indagine si sono considerati due scenari emissivi. Il primo, contraddistinto da emissioni antropogeniche senza alcuna variazione rispetto all'anno preso come riferimento definito caso base, ed il secondo, in cui le emissioni originali sono state modificate tramite appositi fattori moltiplicativi di riduzione, variabili nel tempo e specifici per ogni macrosettore, inquinante e Regione, definito scenario *lockdown*.

Il fulcro delle analisi è stato lo scenario *lockdown* in quanto supposto maggiormente rappresentativo della situazione realmente verificatasi per i mesi compresi tra Febbraio e Maggio 2020. Nello specifico, le concentrazioni simulate tramite la catena modellistica Arpae-SNPA sono state confrontate con le osservazioni di NO₂, O₃, PM₁₀ e PM_{2.5} diffuse nel territorio Italiano e valutate tramite i principali indicatori statistici disponibili in letteratura. I risultati mostrano che le stime hanno buona corrispondenza con le misure in particolare per NO₂, PM₁₀ e PM_{2.5}, mentre l'O₃ tende ad essere sovrastimato a causa di condizioni al contorno che provocano significativi aumenti di concentrazione anche all'interno del dominio di indagine.

Il secondo aspetto analizzato è la differenza di concentrazione fra il caso base ed il caso *lockdown* a seguito della variazione emissiva tra i due scenari. Fra gli inquinanti presi in esame l'NO₂ è quello che mostra le variazioni di concentrazione maggiori, soprattutto nelle aree urbane di Milano, Napoli e Roma che corrispondono con le zone a maggiore riduzione emissiva in termini di NO_x. Le stesse riduzioni, essendo localizzate in aree *VOC-limited*, portano come effetto secondario un incremento delle concentrazioni di ozono. Infine, il particolato ($PM_{10} e PM_{2.5}$) ha subito riduzioni più contenute rispetto al biossido di azoto in quanto le emissioni primarie dovute al riscaldamento domestico hanno avuto un incremento rispetto al caso base ed in concomitanza le emissioni di ammoniaca, responsabili per buona parte della formazione secondaria del particolato, non hanno subito variazioni significative.

Le simulazioni oggetto di studio hanno fornito un'occasione unica per testare gli effetti che riduzioni emissive possono avere sulle concentrazioni degli inquinanti in atmosfera e come la





riduzione di alcune specie emesse possa portare effetti più o meno benefici. Notevole attenzione deve dunque essere posta nelle strategie di contenimento delle emissioni per poter condurre a riduzioni di concentrazioni auspicate.

Tutte le informazioni prodotte nell'attività 2.3 sono state condivise con il gruppo modellistico di ENEA e sono a disposizione di altri partecipanti al Progetto che abbiano intenzione di sviluppare proprie simulazioni regionali di maggiore dettaglio spaziale per ottenere coerenti condizioni al contorno.





BIBLIOGRAFIA

Barré, J., Petetin, H., Colette, A., Guevara, M., Peuch, V.-H., Rouil, L., Engelen, R., Inness, A., Flemming, J., Pérez García-Pando, C., Bowdalo, D., Meleux, F., Geels, C., Christensen, J. H., Gauss, M., Benedictow, A., Tsyro, S., Friese, E., Struzewska, J., Kaminski, J. W., Douros, J., Timmermans, R., Robertson, L., Adani, M., Jorba, O., Joly, M., Kouznetsov, R., 2021. Estimating lockdown-induced European NO₂ changes using satellite and surface observations and air quality models, Atmos. Chem. Phys., 21, 7373–7394, <u>https://doi.org/10.5194/acp-21-7373-2021</u>.

Beekman, M., Vautard, R., 2010. A modelling study of photochemical regimes over Europe: robustness and variability, Atmos. Chem. Phys., 10, 10067–10084, <u>https://doi.org/10.5194/acp-10-10067-2010</u>.

Carslaw, D.C, Ropkins, K., 2012. Openair – an R package for air quality data analysis, Environ. Modell. Softw., 27-28, 52-61, <u>https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.09.008</u>.

Chang, J. C., Hanna, S. R., 2004. Air quality model performance evaluation, Meteorol. Atmos. Phys., 87, 167–196, https://doi.org/10.1007/s00703-003-0070-7.

COSMO. (2020). Tratto da Consortium for Small-scale Modeling: http://www.cosmo-model.org

D'Elia, I., Briganti, G., Vitali, L., Piersanti, A., Righini, G., D'Isidoro, M., Cappelletti, A., Mircea, M., Adani, M., Zanini, G., Ciancarella, L., 2021. Measured and modelled air quality trends in Italy over the period 2003–2010, Atmos. Chem. Phys., 21, 10825–10849, https://doi.org/10.5194/acp-21-10825-2021.

Doms. G. and Baldauf, M., 2015. A Description of the Nonhydrostatic Regional COSMO-Model. Part I: Dynamics and Numerics. User guide documentation at www.cosmo-model.org.

EMEP, 2003. Transboundary acidification, eutrophication and ground level ozone in Europe. EMEP Status Report 2003, Norwegian Meteorological Institute, August 2003.

Fountoukis, C., and Nenes, A., 2007. ISORROPIA II: A Computationally Efficient Aerosol Thermodynamic Equilibrium Model for K+, Ca2+, Mg2+, NH4+, Na+, SO42-, NO3-, Cl-, H2O Aerosols, Atmos. Chem. Phys., 7, 4639–4659, <u>https://doi.org/10.5194/acp-7-4639-2007</u>.

Guenther, A. K. (2006). Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). Atmos. Chem. Phys., 6, 3181–3210.

Guevara, M., Jorba, O., Soret, A., Petetin, H., Bowdalo, D., Serradell, K., Tena, C., Denier van der Gon, H., Kuenen, J., Peuch, V.-H., and Pérez García-Pando, C.: Time-resolved emission reductions for atmospheric chemistry modelling in Europe during the COVID-19 lockdowns, Atmos. Chem. Phys., 21, 773–797, <u>https://doi.org/10.5194/acp-21-773-2021</u>, 2021.

Mailler S., L. Menut, D. Khvorostyanov, M. Valari, F. Couvidat, G. Siour, S. Turquety, R. Briant, P. Tuccella, B. Bessagnet, A. Colette, L. Letinois, and F. Meleux, CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport





modeling, Geosci. Model Dev., 10, 2397-2423, https://doi.org/10.5194/gmd-10-2397-2017, , 2017

Menut L., Bessagnet B., Siour G., Mailler S., Pennel R. and Cholakian A., Impact of lockdown measures to combat Covid-19 on air quality over western Europe, Sciences of the Total Environment, 2020, vol.741, 140426 https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140426

Otero, N., Sillmann, J., Mar, K. A., Rust, H. W., Solberg, S., Andersson, C., Engardt, M., Bergström, R., Bessagnet, B., Colette, A., Couvidat, F., Cuvelier, C., Tsyro, S., Fagerli, H., Schaap, M., Manders, A., Mircea, M., Briganti, G., Cappelletti, A., Adani, M., D'Isidoro, M., Pay, M.-T., Theobald, M., Vivanco, M. G., Wind, P., Ojha, N., Raffort, V., Butler, T., 2018. A multi-model comparison of meteorological drivers of surface ozone over Europe, Atmos. Chem. Phys., 18, 12269–12288, https://doi.org/10.5194/acp-18-12269-2018.

Seinfeld, J.H., Pandis, S. N., 1998. Atmospheric Chemistry and Physics. John Wiley&Sons, Inc.

Stortini, M.; Arvani, B.; Deserti, M. Operational Forecast and Daily Assessment of the Air Quality in Italy: A Copernicus-CAMS Downstream Service. Atmosphere 2020, 11, 447. https://doi.org/10.3390/atmos11050447





APPENDICE A

A.1 Gli indicatori statistici

Per valutare le prestazioni del modello Arpae-SNPA, i valori simulati sono stati confrontati con i valori osservati, utilizzando i seguenti indicatori statistici:

MB (Mean bias)

$$MB = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^{n} M_i - O_i$$

RMSE (Root mean squared error)

$$RMSE = \left(\frac{\sum_{i=1}^{n} (M_i - O_i)^2}{n}\right)^{\frac{1}{2}}$$

cor (correlation coefficient)

$$cor = \frac{1}{(n-1)} \sum_{i=1}^{n} \left(\frac{M_i - \underline{M}}{\sigma_M} \right) \left(\frac{O_i - \underline{O}}{\sigma_O} \right)$$

dove le lettere O e M indicano, rispettivamente, i valori osservati e simulati, l'indice i indica il passo temporale, n il numero totale di osservazioni nell'intervallo temporale e σ la deviazione standard.