



Università Politecnica delle Marche
Scuola di Dottorato di Ricerca in Scienze dell'Ingegneria
Corso di Dottorato in Ingegneria Industriale

**Applicazione GIS per studi sull'inquinamento atmosferico:
definizione di una sequenza operativa dalla scala regionale a
quella locale**

Ph.D. Dissertation of:

Simone Virgili

Supervisor:

Prof. Giorgio Passerini

Assistant Supervisor:

Dott. Umberto Rizza

Ph.D. Course coordinator:

Prof. Giovanni Di Nicola

Università Politecnica delle Marche
Dipartimento di Ingegneria Industriale e Scienze Matematiche (XXXVI Ciclo)
Via Brezze Bianche — 60131 - Ancona, Italia

“Sappiamo cosa deve essere fatto:

tutto ciò che manca è la volontà di farlo.”

N. MANDELA

Abstract

L'inquinamento atmosferico può essere considerato l'altra faccia della medaglia "climate change" e, quindi, deve essere inquadrato come una problematica di crescente rilevanza socioeconomica a scala globale. In questo contesto si è reso prioritario lo sviluppo di strumenti e modelli ambientali, che possano quantificare e valutare gli impatti causati dalle emissioni atmosferiche e fornire basi scientifiche di appoggio per la definizione delle future politiche ambientali. L'obiettivo della mia tesi è stato quello di realizzare una sequenza modellistica che generi l'input dei parametri meteorologici per i modelli a scala locale (Aermod), partendo dall'output del modello a mesoscala WRF (Weather Research and Forecasting model). L'impostazione e la configurazione della sequenza proposta richiedono diverse competenze interdisciplinari che vanno oltre la comprensione dei processi fisici. A tal proposito ci si avvale del sistema informativo geografico (GIS) che è in grado di mappare i dati di uscita del modello WRF attraverso il plugin (della versione Qgis) denominato Gis4Wrf e del modello MMIF (Mesoscale Model Interface) per processare l'output di WRF, generando file meteorologici Aermod-ready. L'applicazione modellistica proposta è stata applicata a un caso studio per analizzare gli impatti delle emissioni di SO₂ di un impianto petrolchimico nella regione Marche. Le variabili meteorologiche sono valutate in termini di correlazione con i dati osservati,

evidenziando risultati promettenti soprattutto nei confronti delle variabili meteorologiche primarie (temperatura, velocità del vento, umidità relativa e pressione). Le simulazioni con AERMOD mostrano una sensibilità alla direzione del vento e presentano differenze sia nelle concentrazioni di picco (con l'applicazione del 98°percentile) sia nelle serie temporali. Queste ultime sono finalizzate al confronto con le concentrazioni misurate dalla centralina di monitoraggio ambientale, posizionata in prossimità dell'impianto petrolchimico. Il progetto, oltre a cercare di fornire una semplificazione dei processi, è applicabile soprattutto nell'area di indagine in cui si necessita di un database di dati meteo, ma non sono presenti centraline di monitoraggio meteorologico.

Sommario

Capitolo 1	1
1.Introduzione	1
1.1 Politica ambientale Europea	3
1.1.1 Principi generali.....	4
1.1.2 Quadro di riferimento.....	7
1.2 Politica ambientale italiana.....	10
1.3 Inquinamento Atmosferico.....	14
1.3.1 Risultati ottenuti a livello Europeo.....	16
1.3.2 Risultati ottenuti a livello italiano	20
1.4 Modellistica Ambientale	35
1.4.1 Modelli matematici.....	37
1.4.2 Modelli deterministici	39
1.4.3 Applicabilità dei modelli ambientali	45
1.5 Monitoraggio Ambientale	49
Capitolo 2	52
2. Materiali e metodi.....	52
2.1 Software Qgis.....	54
2.1.1 Plugin Qgis - Gis4WRF	58
2.1.1.1 Descrizione delle fasi operative	65

2.2 Mesoscale model interface - MMIF.....	78
2.2.1 Descrizione delle fasi operative.....	84
2.3 Modello AERMOD.....	88
2.3.1 Descrizioni delle simulazioni.....	100
Capitolo 3	106
3.1 Confronto delle variabili metereologiche	106
3.2 Risultati e confronti delle simulazioni con Aermod.....	118
3.3 Confronto con la centralina di qualità dell'aria.....	124
4. Discussione e conclusioni.....	131
Bibliografia	139
Ringraziamenti.....	148

Lista figure

Figura 1 Piani di investimento previsti dal Green deal Europeo (Commissione Europea, 2020).....	7
Figura 2 Rappresentazione grafica dei piani, programmi e strategie che rappresentano il quadro di riferimento dei principali strumenti programmatici e di indirizzo del MASE.	13
Figura 3 Trend nazionale delle emissioni di SOx disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.	28
Figura 4 Trend nazionale delle emissioni di NOx disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.	29
Figura 5 Trend nazionale delle emissioni di PM10 disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020.	30
Figura 6 Trend nazionale delle emissioni di PM2,5 disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.	31
Figura 7 Centraline di monitoraggio della qualità dell'aria utilizzate	33
Figura 8 Distribuzione delle medie annuali per l'NO2 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL) e i limiti dell' OMS-Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.....	34

Figura 9 Distribuzione delle medie annuali per il PM10 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL)- Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.....	34
Figura 10 Distribuzione delle medie annuali per il PM2,5 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL) e i limiti dell'OMS- Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.....	35
Figura 11 Classificazione dei modelli deterministici per lo studio di inquinanti.	39
Figura 12 Schema di processo della sequenza operativa impostata.	53
Figura 13 Flusso di lavoro del modello WRF (D. Meyer, 2019).	60
Figura 14: Schermata iniziale Gis4WRF.	65
Figura 15 Definizione dei domini di simulazione con Gis4WRF.....	66
<i>Figura 16 Inquadramento geografico dei tre domini di simulazione incentrati sulla regione Marche d01,d02 e d03.</i>	<i>68</i>
Figura 17 Zoomata sul dominio più interno d03 centrato sulla regione Marche.....	69
Figura 18 Rappresentazione del passo griglia per il dominio d01 (72000m), d02 (24000m) e d03 (4000m).	69
Figura 19 Schede di Gis4WRF per lo scaricamento dell'input geografico del WPS (Geo) e dell'input metereologico (Met).....	71
Figura 20 Namelist input per la simulazione di WRF tramite il tool Gis4WRF.....	77
Figura 21 File di input MMIF con tutte le funzioni attivabili.	83
Figura 22 Inquadramento territoriale dell'area oggetto di studio.	85

Figura 23 Riepilogo degli outputs generati nelle varie fasi di processo.....	86
Figura 24 Punti di estrazione delle variabili meteorologiche rispetto alla posizione della centralina Fs (marker verde) e al sito della raffineria (poligono giallo).	87
Figura 25 Schematizzazione dell'andamento della concentrazione per un modello gaussiano.....	90
Figura 26 Dominio della simulazione centrato sulla raffineria (marker giallo).	101
Figura 27 Output grafico generato dal preprocessore Aermap per l'area di indagine.	102
Figura 28 Caratteristiche fisiche delle sorgenti emmissive per quanto riguarda l'inquinante SO ₂ nel loro assetto storico rappresentativo.	103
Figura 29 Sorgenti emmissive puntuali georeferenziate.	104
Figura 30 Caratteristiche geometriche del grigliato uniforme di recettori utilizzato.	105
Figura 31 Rappresentazione grafica del grigliato di recettori.....	105
Figura 32 Diagramma di Taylor per il confronto della temperatura (a) e diagramma di Taylor per il confronto della velocità del vento (b).....	107
Figura 33 Diagramma di Taylor per il confronto dell'umidità relativa (c) e diagramma di Taylor per il confronto della pressione atmosferica (d).	108

Figura 34 Rosa dei venti per il dato osservato Fs_obs (a), per la simulazione MMIF_8km_L (b), per la simulazione MMIF_8km_H (c) e per la simulazione MMIF_4km_H (d).	111
Figura 35 Distribuzione delle classi di vento per il dato osservato Fs_obs (a), per la simulazione MMIF_8km_L (b), per la simulazione MMIF_8km_H (c) e per la simulazione MMIF_4km_H (d).....	113
Figura 36 Boxplot per la valutazione della media e della mediana per quanto riguarda il dislocamento del vento.	115
Figura 37 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_1.	118
Figura 38 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_2.	119
Figura 39 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_3.	119
Figura 40 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod_1.	120
Figura 41 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod_2.	121
Figura 42 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod_3.	121
Figura 43 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermod_1.....	122
Figura 44 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermod_2.	123

Figura 45 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermod_3.	123
Figura 46 Serie temporali delle concentrazioni orarie di SO ₂	126
Figura 47 Serie temporali delle concentrazioni giornaliere di SO ₂	127
Figura 48 Serie temporali della concentrazione di SO ₂ mediata sul mese.	129
Figura 49 Carta di uso del suolo per il dominio d03 nel caso della simulazione a 4km.	135
Figura 50 Carta di uso del suolo per il dominio d03 nel caso della simulazione a 8km.	136

Lista tabelle

Tabella 1 Tabella riassuntiva dei passi griglia utilizzati per le diverse simulazioni e delle rispettive proiezioni.....	70
Tabella 2 Risoluzione delle variabili geografiche contenute nei datasets ad alta e bassa risoluzione.	72
Tabella 3 Tabella riassuntiva dell'input geografico e metereologico per le varie simulazioni.....	74
Tabella 4 Riepilogo delle caratteristiche geografiche, metereologiche e di risoluzione per le simulazioni impostate.	76
Tabella 5 Riepilogo dell'input meteorologico utilizzato per le diverse simulazioni con Aermod.	102
Tabella 6 Caratteristiche geometriche delle sorgenti emissive. ..	104
Tabella 7 Calcolo del mean bias (MB), del root mean square error (RMSE), del fractional bias (FB) e del coefficiente di correlazione di Pearson (R^2) per le variabili metereologiche primarie in tutti gli scenari proposti, in grigio le correlazioni migliori con il dato osservato.....	109
Tabella 8 Calcolo del mean bias (MB), del root mean square error (RMSE), del fractional bias (FB) e del coefficiente di correlazione di Pearson (R^2) per le variabili metereologiche secondarie in tutti gli scenari proposti, in grigio le correlazioni migliori con il dato osservato.....	116
Tabella 9 Statistica descrittiva per le simulazioni orarie con Aermod e il dato osservato.....	126

Tabella 10 Statistica descrittiva per le simulazioni giornaliere con Aermod e il dato osservato.	127
Tabella 11 Statistica descrittiva per le simulazioni mensili con Aermod e il dato osservato.	130

Capitolo 1

1.Introduzione

Inquinamento atmosferico e cambiamento climatico sono quindi strettamente collegati tra loro ed il meccanismo che si instaura è duplice, le variazioni delle condizioni meteorologiche, dovute ai cambiamenti climatici, possono alterare il trasporto, la dispersione, la deposizione e la formazione di inquinanti nell'atmosfera e la loro ricaduta al suolo. Inquinanti che a loro volta interagiscono con i gas serra potenziandone gli effetti e accelerano, come nel caso delle polveri, lo scioglimento dei ghiacciai, riducendone la capacità di riflessione dei raggi solari, l'obiettivo è quindi quello di sviluppare strategie globali atte a mitigarne gli impatti sia sull'ambiente sia sulla salute umana. Nell'ambito del Green Deal europeo, nel settembre 2020 la Commissione ha proposto di elevare l'obiettivo della riduzione delle emissioni di gas serra per il 2030, ad almeno il 55% rispetto ai livelli del 1990. Ha preso in considerazione tutte le azioni necessarie in tutti i settori, compresi un aumento dell'efficienza energetica e dell'energia da fonti rinnovabili. Ciò consentirà all'UE di progredire verso un'economia climaticamente neutra e di

rispettare gli impegni assunti nel quadro degli accordi internazionali. Il problema dell'inquinamento atmosferico è quindi divenuto prioritario anche per i governi italiani che dovranno predisporre politiche che si allineino agli accordi presi in ambito europeo e che permettano al paese di raggiungere gli obiettivi che si è prefissato. È proprio in quest'ottica che a livello nazionale, regionale e locale servono strumenti che permettano di quantificare le emissioni e di predisporre modelli ambientali come base scientifica di appoggio per indirizzare le politiche ambientali. Il mio progetto del dottorato si colloca sulla base delle suddette necessità. L'obiettivo è quello di realizzare una sequenza modellistica che generi l'input meteorologico per i modelli a scala locale partendo dall'output del modello meteorologico a mesoscala WRF (Weather Research and Forecasting model) (Skamarock, 2008). Successivamente, l'obiettivo sarà quello di modellare un caso di studio reale al fine della valutazione degli impatti derivanti dall'emissione di SO₂ di un impianto petrolchimico. La sequenza proposta prevede l'utilizzo del software Qgis (<https://www.qgis.org/en/site/>) che tramite il tool Gis4WRF fungerà da interfaccia al modello WRF e del modello MMIF (Mesoscale Model Interface <https://gaftp.epa.gov/Air/>) che processerà l'output di WRF generando il file meteorologico Aermot-ready che permetterà di bypassare il preprocessore Aermot.

1.1 Politica ambientale Europea

La politica ambientale dell'Unione Europea poggia su alcuni principi fondamentali: la precauzione di fronte a possibili rischi ambientali, l'adozione di misure preventive per evitarli e la correzione delle fonti di inquinamento, con l'obbligo che chi inquina si faccia carico delle conseguenze derivanti dagli impatti sull'ambiente. I piani pluriennali per l'ambiente delineano il percorso futuro in ogni aspetto della politica ambientale, avendo una visione olistica e integrando tali obiettivi nelle strategie trasversali. Questi piani influenzano anche i negoziati ambientali internazionali. Attualmente, la politica ambientale è al centro delle politiche dell'UE, come dimostrato dal lancio del Green Deal europeo nel 2019, una pietra miliare nella strategia di crescita economica dell'Unione Europea.

L'Unione europea ha il potere di intervenire in vari settori della politica ambientale, come la gestione dell'inquinamento atmosferico e idrico, la gestione dei rifiuti e la lotta ai cambiamenti climatici. Tuttavia, i suoi interventi sono soggetti al principio di sussidiarietà, il che significa che l'UE si occupa di questioni che possono essere meglio gestite a livello europeo, mentre le decisioni in materia fiscale, pianificazione del territorio, uso del suolo, gestione delle risorse idriche, fonti energetiche e struttura dell'approvvigionamento energetico richiedono l'approvazione

unanime del Consiglio, riflettendo la diversità delle politiche e delle esigenze degli Stati membri in tali aree.

1.1.1 Principi generali

La politica ambientale dell'Unione Europea ha radici profonde, risalendo al Consiglio europeo di Parigi del 1972, che è stato un seguito della prima conferenza delle Nazioni Unite sull'ambiente. In quell'occasione, i capi di Stato e di governo riconobbero la necessità di una politica ambientale comune per accompagnare lo sviluppo economico e chiesero un programma d'azione. Il 1987 segnò un momento significativo con l'Atto Unico Europeo, che introdusse il titolo "Ambiente" come base giuridica per una politica ambientale comune, mirando a preservare la qualità dell'ambiente, tutelare la salute umana e promuovere l'uso sostenibile delle risorse naturali. Le successive revisioni dei trattati rafforzarono l'attenzione dell'Unione Europea per la protezione ambientale e il ruolo del Parlamento europeo nello sviluppo di politiche in questo settore. Il Trattato di Maastricht nel 1993 istituì l'ambiente come un settore ufficiale della politica dell'UE, introducendo la procedura di decisione condivisa e l'uso della maggioranza qualificata nel Consiglio come regola generale. Il Trattato di Amsterdam nel 1999 sottolineò l'obbligo di integrare la tutela ambientale in tutte le

politiche settoriali per promuovere lo sviluppo sostenibile. Con il Trattato di Lisbona del 2009, "combattere i cambiamenti climatici" divenne un obiettivo specifico, insieme alla promozione dello sviluppo sostenibile nelle relazioni con i paesi terzi. Inoltre, il Trattato di Lisbona conferì all'UE personalità giuridica, consentendo la conclusione di accordi internazionali.

La politica ambientale dell'Unione Europea poggia su principi fondamentali, tra cui la precauzione, l'azione preventiva, la correzione delle fonti di inquinamento e il principio "chi inquina paga". Il principio di precauzione è un meccanismo utilizzato quando ci sono incertezze scientifiche riguardo a un possibile rischio per la salute umana o l'ambiente derivante da specifiche azioni o politiche. Ad esempio, se ci sono dubbi sulla potenziale pericolosità di un prodotto e persiste l'incertezza dopo una valutazione scientifica obiettiva, si può decidere di bloccarne la distribuzione o ritirarlo dal mercato. Queste misure devono essere non discriminatorie e proporzionate, e devono essere rivalutate quando ci sono ulteriori informazioni scientifiche disponibili.

Il principio "chi inquina paga" è attuato attraverso la direttiva sulla responsabilità ambientale, che mira a prevenire o riparare danni all'ambiente, compresi habitat naturali protetti, acqua e suolo. Gli operatori che svolgono determinate attività, come il trasporto di sostanze pericolose o lo scarico in acqua, devono prendere misure

preventive in caso di minaccia imminente per l'ambiente. Se il danno è già avvenuto, devono intraprendere azioni correttive e sostenere i relativi costi. Nel corso degli anni, il campo di applicazione della direttiva è stato ampliato per includere ulteriori settori, come la gestione dei rifiuti di estrazione, l'esercizio dei siti di stoccaggio geologico e la sicurezza delle operazioni offshore nel settore degli idrocarburi.

Inoltre, l'Unione Europea ha lavorato attivamente all'integrazione delle questioni ambientali in altri settori politici, iniziando con il Consiglio europeo di Cardiff del 1998. Negli anni recenti, l'integrazione delle politiche ambientali ha fatto progressi significativi, soprattutto nel campo dell'energia, con lo sviluppo parallelo del pacchetto UE in materia di clima ed energia e la tabella di marcia verso un'economia a basse emissioni di carbonio entro il 2050.

Nel dicembre 2019, la Commissione europea ha lanciato il Green Deal europeo (figura 1), un'iniziativa volta a trasformare l'Europa nel primo continente a impatto climatico zero al mondo, ponendo la sostenibilità ambientale al centro delle politiche dell'UE.

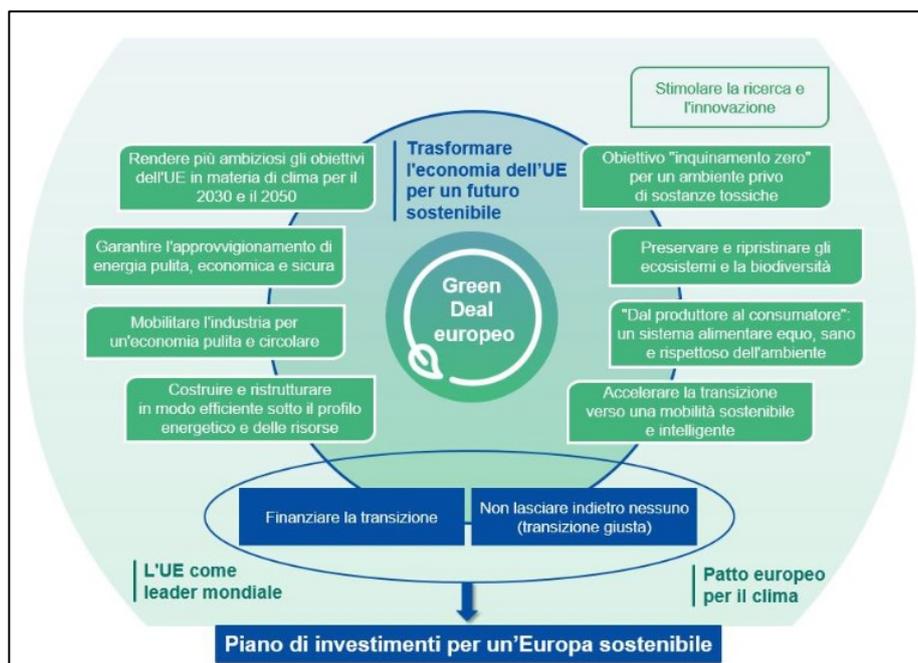


Figura 1 Piani di investimento previsti dal Green deal Europeo (Commissione Europea, 2020).

1.1.2 Quadro di riferimento

L'Unione Europea ha una lunga storia di sviluppo delle politiche ambientali. Dal 1973, la Commissione pubblica programmi di azione pluriennali per l'ambiente (PAA) che definiscono le proposte legislative e gli obiettivi futuri per la politica ambientale dell'Unione. Nel maggio 2022 è entrato in vigore l'8° PAA, che stabilisce un piano comune per la politica ambientale fino al 2030. Questo programma

conferma l'impegno dell'UE a realizzare il benessere per tutti nel rispetto dei limiti del pianeta.

Il nuovo PAA si basa sugli obiettivi ambientali e climatici del Green Deal europeo e supporta il conseguimento di sei obiettivi prioritari, tra cui la riduzione delle emissioni di gas serra entro il 2030 e la neutralità climatica entro il 2050.

Inoltre, l'Unione Europea ha introdotto strategie orizzontali per lo sviluppo sostenibile, con l'obiettivo di integrare gli obiettivi di sviluppo sostenibile (OSS) nelle priorità politiche dell'UE, come sottolineato nell'Agenda 2030 delle Nazioni Unite. Il Parlamento europeo sostiene una visione ambiziosa che orienta tutte le azioni dell'UE e degli Stati membri verso il raggiungimento degli OSS entro il 2030.

Per quanto riguarda la biodiversità, l'UE ha adottato una strategia fino al 2020 e nel 2020 ha presentato una strategia per la biodiversità fino al 2030 per proteggere la natura e invertire il degrado degli ecosistemi. Il Parlamento europeo ha approvato questa strategia.

Inoltre, l'UE svolge un ruolo cruciale nei negoziati internazionali sull'ambiente e partecipa a numerosi accordi ambientali globali, regionali e subregionali. Ha contribuito all'adozione di importanti accordi internazionali, come l'Agenda 2030, l'Accordo di Parigi sui

cambiamenti climatici e il quadro di riferimento di Sendai per la riduzione del rischio di catastrofi.

Per garantire la tutela dell'ambiente, alcuni progetti pubblici o privati che potrebbero avere un impatto significativo sull'ambiente sono sottoposti a una valutazione dell'impatto ambientale (VIA) o a una valutazione ambientale strategica (VAS) per i piani e programmi pubblici. La partecipazione del pubblico è un elemento fondamentale in questo processo, in linea con la convenzione di Århus.

Infine, l'attuazione, l'applicazione e il monitoraggio delle politiche ambientali dell'UE richiedono un impegno a livello nazionale, regionale e locale. L'Unione Europea ha adottato criteri minimi per le ispezioni ambientali, e gli Stati membri devono prevedere sanzioni penali efficaci per i crimini ambientali gravi. L'Agenzia europea per l'ambiente (AEA) gioca un ruolo chiave nel monitoraggio dello stato dell'ambiente in Europa, mentre il programma Copernicus fornisce dati satellitari cruciali per il monitoraggio ambientale. Inoltre, il Registro europeo delle emissioni e dei trasferimenti di sostanze inquinanti (E-PRTR) offre informazioni cruciali da oltre 30.000 impianti industriali riguardo agli agenti inquinanti rilasciati nell'aria, nell'acqua e nel suolo.

1.2 *Politica ambientale italiana*

Il Ministero dell'ambiente e della sicurezza energetica è l'organo di Governo preposto all'attuazione della politica ambientale.

Nasce a seguito della ridenominazione, ad opera del D.L. 22/2021, convertito con modificazioni in L. 55/2021, del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare, a sua volta istituito nel 1986, con funzioni in materia di: tutela della biodiversità, degli ecosistemi e del patrimonio marino-costiero, salvaguardia del territorio e delle acque, politiche di contrasto al cambiamento climatico e al riscaldamento globale, sviluppo sostenibile, efficienza energetica ed economia circolare, gestione integrata del ciclo dei rifiuti, bonifica dei Siti d'interesse nazionale (SIN), valutazione ambientale delle opere strategiche, contrasto all'inquinamento atmosferico-acustico-elettromagnetico e dei rischi che derivano da prodotti chimici e organismi geneticamente modificati.

Il Ministero svolge, inoltre, un ruolo di indirizzo e vigilanza sulle attività dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e dei parchi nazionali e delle aree marine protette. Promuove le buone pratiche ambientali, la mobilità sostenibile e la rigenerazione urbana secondo criteri di sostenibilità.

Si occupa della promozione dell'educazione ambientale nelle scuole.

Il Piano Nazionale di Transizione Ecologica (PTE) è una risposta all'iniziativa lanciata dall'Unione Europea con il Green Deal. Questo piano mira a promuovere una crescita economica che preservi la salute, la sostenibilità e la prosperità del pianeta. Contiene una serie di misure sociali, ambientali, economiche e politiche con l'obiettivo di raggiungere la neutralità climatica, eliminare l'inquinamento, adattarsi ai cambiamenti climatici, ripristinare la biodiversità e gli ecosistemi, e promuovere l'economia circolare e la bioeconomia.

Il piano è soggetto a periodici aggiornamenti ed è in linea con le direttive del Piano Nazionale di Ripresa e Resilienza (PNRR) dell'Italia. Gli obiettivi del PTE devono essere raggiunti entro il 2050, seguendo le linee guida delineate nella Long Term Strategy nazionale. Le principali tematiche affrontate nel piano includono la decarbonizzazione, la promozione della mobilità sostenibile, il miglioramento della qualità dell'aria, il contrasto al consumo di suolo e al dissesto idrogeologico, il miglioramento delle risorse idriche e delle relative infrastrutture, il ripristino e il rafforzamento della biodiversità, la tutela del mare e la promozione dell'economia circolare, della bioeconomia e dell'agricoltura sostenibile.

Il Piano per la Transizione ecologica è stato approvato dal Comitato per la Transizione Ecologica (CITE) e successivamente è stato oggetto di revisione e di un rapporto sull'attuazione inviato alle Camere. Si basa su una collaborazione tra l'amministrazione pubblica, i dicasteri coinvolti nel CITE e le autorità locali per garantire l'attuazione, il monitoraggio e la valutazione delle azioni previste.

Questo piano si colloca nel contesto più ampio della pianificazione e della programmazione nazionale, armonizzando e integrando una serie di piani, programmi e strategie mirati a promuovere uno sviluppo sostenibile e a gestire in modo ecologico le risorse. Rappresenta un importante passo verso una transizione ecologica in linea con l'Agenda 2030 e le priorità europee, affrontando questioni chiave relative al clima, alle risorse e alla biodiversità.

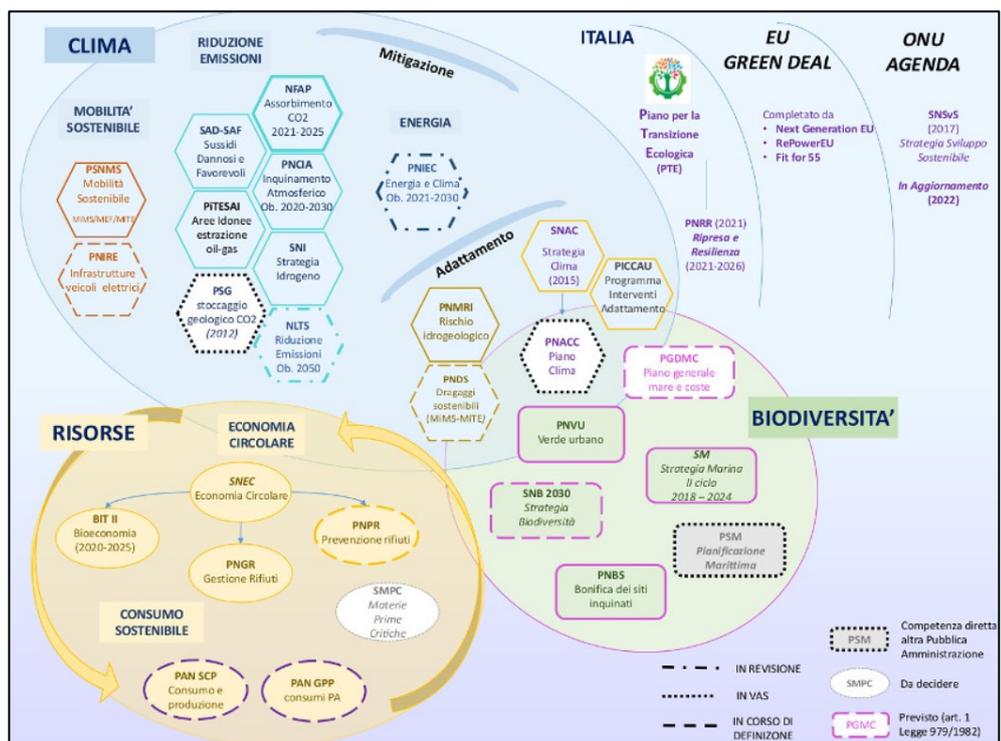


Figura 2 Rappresentazione grafica dei piani, programmi e strategie che rappresentano il quadro di riferimento dei principali strumenti programmatici e di indirizzo del MASE.

1.3 Inquinamento Atmosferico

L'inquinamento atmosferico è la presenza nell'atmosfera terrestre, di agenti fisici (come il carbonio), chimici (come gli idrocarburi) e inquinanti biologici (come, per esempio, l'antrace) che modificano le caratteristiche naturali atmosferiche causando un effetto dannoso su esseri viventi e ambiente. Si tratta di solito di agenti inquinanti che di solito non sono presenti nella normale composizione dell'aria, oppure lo sono, ma ad un livello di concentrazione inferiore.

Gli agenti possono svolgere, associandosi, un'azione sinergica, anche se appartengono a classi diverse. Un particolato (agente fisico), per esempio, può avere effetti sull'inquinamento atmosferico anche per la sua composizione chimica e per l'adesione superficiale di allergeni biologici.

L'inquinamento dell'aria rappresenta una minaccia significativa per la salute umana e l'ambiente nell'Unione Europea. Oltre a essere associato a malattie cardiovascolari e respiratorie, l'inquinamento atmosferico è la principale causa di morte prematura legata all'ambiente nell'UE. Alcune sostanze inquinanti, come l'arsenico, il cadmio, il nichel e gli idrocarburi policiclici aromatici, sono noti agenti cancerogeni per l'uomo, e non esiste una soglia di sicurezza identificabile al di sotto della quale non rappresentino un rischio. Inoltre, l'inquinamento atmosferico ha effetti negativi sulla qualità

dell'acqua e del suolo e può danneggiare gli ecosistemi, causando fenomeni come l'eutrofizzazione e le piogge acide. Questo impatta sull'agricoltura, sulle foreste e sugli edifici.

Sebbene negli ultimi anni sia stato registrato un miglioramento generale della qualità dell'aria in Europa, l'UE deve ancora raggiungere il suo obiettivo a lungo termine del 2013 di garantire "livelli di qualità dell'aria che non comportino impatti negativi significativi sulla salute umana e sull'ambiente." Le normative sulla qualità dell'aria spesso non vengono rispettate, specialmente nelle aree urbane conosciute come "punti critici" di inquinamento atmosferico, dove risiede la maggior parte della popolazione europea. Le principali fonti di inquinamento atmosferico sarebbero generate dalla lavorazione e dall'uso dei combustibili fossili che includono l'industria, i trasporti, la produzione energetica e l'agricoltura. Le particelle sottili, gli ossidi di azoto, gli ossidi di zolfo e l'ozono troposferico sono tra i principali inquinanti monitorati.

1.3.1 Risultati ottenuti a livello Europeo

In Europa, la qualità dell'aria ha sperimentato notevoli miglioramenti dal momento in cui l'Unione Europea ha iniziato a combattere l'inquinamento atmosferico negli anni '70. Nel corso degli anni, le emissioni di sostanze inquinanti come anidride solforosa (SO₂), monossido di carbonio (CO), benzene (C₆H₆) e piombo (Pb) sono state significativamente ridotte. Tuttavia, non vi è sempre una chiara relazione lineare tra un decremento delle emissioni e le concentrazioni di inquinanti atmosferici rilevate nell'aria. Ci sono diversi fattori che possono influenzare le concentrazioni di inquinanti atmosferici, anche dopo che le emissioni di inquinanti sono state ridotte (Barnes, 1979).

Un processo che può influenzare le concentrazioni di inquinanti atmosferici è il trasporto su lunghe distanze degli inquinanti di origine antropica e anche per quanto riguarda quelli di origine naturale sottoforma di polveri sottili, ad esempio, nel Mediterraneo e nell' Atlantico settentrionale Prospero et al. (2001), Uno et al. (2001), Rodriguez et al. (2001), Bardouki et al. (2003), Kallos et al. (2006) and Rizza et al. (2020).

Alla luce di quanto detto l'UE ha istituito tre meccanismi giuridici distinti per gestire l'inquinamento atmosferico:

1. Norme Generali sulla Qualità dell'Aria: Queste norme stabiliscono i livelli di concentrazione massimi consentiti per vari inquinanti atmosferici nell'ambiente. Le direttive dell'UE stabiliscono gli obiettivi di qualità dell'aria ambiente, con limiti per anidride solforosa, ossidi di azoto, particolato fine, piombo, benzene, monossido di carbonio e ozono.

2. Limiti Nazionali per le Emissioni: Le direttive europee fissano limiti nazionali per le emissioni complessive di agenti inquinanti. Gli Stati membri devono elaborare programmi nazionali di controllo dell'inquinamento atmosferico per rispettare tali limiti. Questo contribuisce a ridurre le emissioni a livello nazionale.

3. Normative Specifiche in Base alla Fonte: L'UE ha sviluppato normative specifiche per controllare le emissioni da varie fonti, ad esempio, norme per le emissioni industriali, per la qualità del carburante, l'efficienza energetica e le emissioni dei veicoli.

Questi approcci giuridici si affiancano a strategie e misure per promuovere la tutela dell'ambiente e l'integrazione dell'ambiente in altri settori.

Nel contesto della qualità dell'aria, l'UE si è posta obiettivi ambiziosi per ridurre le concentrazioni di inquinanti atmosferici, come le particelle fini e l'ozono troposferico, al fine di preservare la salute umana e l'ambiente. Ciò comprende il monitoraggio costante della qualità dell'aria, la valutazione delle tendenze a lungo termine e la comunicazione di queste informazioni al pubblico. In caso di superamento dei limiti di qualità dell'aria, devono essere adottate misure appropriate.

Nei settori dei trasporti su strada, sono state stabilite normative rigorose per le emissioni dei veicoli, tra cui automobili, veicoli commerciali leggeri, camion, autobus e motocicli. Le norme Euro 6 per autovetture e veicoli leggeri fissano limiti per inquinanti atmosferici come ossidi di azoto e particolato. Inoltre, sono state introdotte misure per la conformità in servizio, la durata dei dispositivi di controllo dell'inquinamento, i sistemi diagnostici di bordo, la misurazione del consumo di carburante e l'accessibilità alle informazioni relative alla manutenzione dei veicoli.

Per ridurre l'inquinamento causato dalle navi nei mari europei, l'UE ha stabilito limiti rigorosi per il contenuto di zolfo nei combustibili. In alcune zone, come il Mar Baltico, il Canale della Manica e il Mare del Nord, sono in vigore limiti ancora più rigorosi per il contenuto di zolfo nei combustibili marittimi. La Direttiva europea sulle emissioni di zolfo, adottata nel 2005, ha introdotto un limite di 0,1% di zolfo

nel combustibile marino per le navi che operano nelle zone a controllo delle emissioni di zolfo (SECA), tra cui il Mar Mediterraneo. Questo limite è stato reso obbligatorio a partire dal 1° gennaio 2015. Tale direttiva ha prodotto un'importante riduzione dei livelli di SO_x (ossidi di zolfo) come dimostrato da diversi studi scientifici che hanno analizzato le emissioni nei porti europei Buccolieri et al. (2016), Fileni et al. (2018).

La direttiva del 2010 sulle emissioni industriali affronta il problema dell'inquinamento causato dalle attività industriali, consolidando diverse direttive in un unico strumento legislativo. Questa direttiva stabilisce gli obblighi per gli impianti industriali per la prevenzione dell'inquinamento delle acque, dell'aria e del suolo, garantendo un approccio integrato alle prestazioni ambientali degli impianti. La direttiva sottolinea l'importanza delle "migliori tecniche disponibili" e include misure per il monitoraggio e la partecipazione pubblica.

Nel 2022, la Commissione Europea ha presentato proposte per la revisione delle norme sull'inquinamento atmosferico e sulle emissioni industriali, con l'obiettivo di allineare ulteriormente le norme dell'UE alle raccomandazioni dell'OMS e di rafforzare le disposizioni sul monitoraggio della qualità dell'aria. Queste proposte sono attualmente in fase di discussione nel Parlamento e nel Consiglio dell'UE.

1.3.2 Risultati ottenuti a livello italiano

Dal 2003, il Ministero dell'Ambiente italiano ha promosso la collaborazione tra varie amministrazioni coinvolte nella gestione della qualità dell'aria. Questa collaborazione avviene attraverso un tavolo di lavoro permanente in cui lo Stato centrale, le regioni e i principali istituti di ricerca condividono informazioni e strumenti per migliorare la comprensione e la gestione dell'inquinamento atmosferico.

A partire dal 2013, il Ministero dell'Ambiente ha incentivato la firma di accordi di programma con le regioni e altri ministeri, con l'obiettivo di coordinare azioni per migliorare la qualità dell'aria. Il primo accordo significativo è stato firmato nel 2013 per il Bacino Padano, coinvolgendo otto regioni, ministeri e diverse competenze. Questo accordo impone impegni specifici per le parti coinvolte, che devono attuare misure normative e programmatiche per contrastare l'inquinamento atmosferico. I ministeri si concentrano su settori come la combustione di biomasse, i trasporti, il riscaldamento domestico, l'industria e l'agricoltura, mentre le regioni del Bacino Padano devono adottare queste misure modificando i propri piani di qualità dell'aria.

Inoltre, il Ministero dell'Ambiente ha emesso un decreto sulla certificazione dei generatori di calore domestici, come stufe e camini, per promuovere tecnologie sempre più efficienti e pulite, pubblicato nel dicembre 2017. Questo decreto consente di disciplinare l'uso di stufe meno efficienti e di orientare gli incentivi verso dispositivi a minor impatto ambientale, incoraggiando lo sviluppo di tecnologie ecocompatibili.

Nell'ambito dell'accordo nel Bacino Padano, sono stati stabiliti limiti di emissione per gli impianti industriali a biomassa, più rigorosi di quelli previsti dalla direttiva europea 2015/2193 sui medi impianti di combustione.

Infine, sempre nell'ambito dell'accordo, sono state sviluppate linee guida agricole in collaborazione con il Ministero delle Politiche Agricole e le regioni, al fine di ridurre le emissioni di ammoniaca nel Bacino Padano. Queste linee guida comprendono misure per la riduzione delle emissioni legate alle attività agricole e zootecniche, nonché la regolamentazione delle pratiche di spandimento di reflui e fertilizzanti azotati.

Successivamente il 30 dicembre 2015 è stato siglato un Protocollo d'Intesa di grande importanza tra il Ministero dell'Ambiente, la Conferenza delle Regioni e Province Autonome e l'Associazione

Nazionale dei Comuni Italiani. Questo accordo è stato concepito per definire e mettere in atto misure omogenee su scala regionale per migliorare e preservare la qualità dell'aria e ridurre le emissioni di gas a effetto serra, con particolare enfasi sulle città metropolitane.

All'interno di questo protocollo, il Ministero dell'Ambiente ha stanziato risorse per attuare interventi nei settori della mobilità, come piani per il trasporto casa-scuola, e dell'efficienza energetica negli edifici. Inoltre, è stato istituito un bando per finanziare interventi urgenti volti a migliorare la qualità dell'aria durante periodi di inquinamento acuto, definiti come più di 5 giorni consecutivi di superamento del valore limite giornaliero di PM10.

Dato il persistente stato di criticità della qualità dell'aria nelle regioni del Bacino Padano, a partire dal 2016 si è tenuto un intenso dialogo tra il Ministero e gli Assessori e Presidenti di tali regioni. Questo dialogo ha portato alla definizione e condivisione di un nuovo accordo, siglato a Bologna il 9 giugno 2017. Tale accordo prevede una serie di misure di mitigazione dell'inquinamento atmosferico da attuare in modo congiunto e coordinato in queste regioni. Le misure si concentrano principalmente su tre settori che sono tra i principali responsabili dell'inquinamento: i trasporti, il riscaldamento domestico a biomassa e l'agricoltura.

Per quanto riguarda il settore dei trasporti, l'accordo prevede che le regioni vietino progressivamente la circolazione nei centri urbani con una popolazione superiore a una certa soglia, dotati di trasporto pubblico locale, dei veicoli passeggeri e commerciali diesel fino alla motorizzazione Euro 5. In particolare, i veicoli Euro 5 saranno vietati a partire dal 2025. Al momento, non sono stati stabiliti divieti per i veicoli Euro 6 diesel, in quanto è difficile valutare la reale capacità di riduzione delle emissioni che tali veicoli avranno a partire dal 2021, quando entreranno in vigore i nuovi cicli di omologazione.

Al fine di sostenere questa misura, le regioni si impegnano a promuovere programmi di incentivo per la sostituzione dei veicoli diesel con veicoli a basso impatto ambientale e a favorire sistemi di mobilità sostenibile, tra cui l'implementazione di infrastrutture per combustibili alternativi, servizi di mobilità ciclopedonale e il car sharing. Il Ministero dell'Ambiente, a sua volta, contribuirà con risorse dedicate.

Per quanto riguarda il settore del riscaldamento domestico a biomassa, l'accordo prevede l'impegno delle regioni a vietare, a partire da determinate date, l'uso di stufe a biomassa che non soddisfino determinati standard ambientali minimi. In particolare, si farà riferimento al sistema introdotto dal decreto sulla certificazione

dei generatori di calore, che classifica le stufe in base alle loro prestazioni in termini di emissioni, assegnando loro da 1 a 5 stelle. Il divieto sarà applicato immediatamente alle stufe con 1 o 2 stelle e sarà esteso anche alle stufe con 3 stelle a partire dal 2020.

Infine, le regioni si impegnano a introdurre disposizioni volte a limitare l'impatto della combustione di biomassa sulla qualità dell'aria, tra cui il divieto permanente di bruciare stoppie agricole, il divieto di utilizzare legna per raggiungere gli obiettivi di efficienza energetica stabiliti da un decreto legislativo del 2011, nonché l'obbligo di utilizzare pellet di qualità nelle stufe domestiche.

Nel contesto di questi sforzi, il Ministero dell'Ambiente ha concordato con il Ministero dello Sviluppo Economico la revisione dei programmi di incentivi alle fonti rinnovabili in modo da garantire coerenza con gli impegni previsti nell'accordo. L'obiettivo è evitare che le tecnologie attualmente incentivante possano essere vietate nei prossimi anni.

Per quanto riguarda l'agricoltura, l'accordo impegna le Regioni a implementare pratiche volte a ridurre le emissioni provenienti dalle attività agricole, come la copertura delle strutture di stoccaggio dei liquami, l'adozione di modalità adeguate allo spandimento dei liquami e l'interramento delle superfici di suolo soggette

all'applicazione di fertilizzanti, ove ciò sia tecnicamente fattibile ed economicamente sostenibile.

Il Ministero dell'Ambiente si impegna a fornire risorse finanziarie per sostenere queste misure, cercando anche di rendere disponibili le risorse dei programmi di sviluppo rurale, attualmente vincolate da regolamenti che limitano la loro utilizzazione per finalità ambientali.

Infine, le Regioni devono adottare criteri unificati per la gestione delle situazioni di criticità legate a eventi di inquinamento molto elevato, come durante l'inverno e in condizioni meteorologiche sfavorevoli. Inoltre, dovranno implementare un sistema telematico unificato per informare i cittadini sulle misure emergenziali adottate in tali situazioni critiche.

Per monitorare e aggiornare l'accordo, è previsto un apposito gruppo di lavoro che terrà riunioni periodiche, con la possibilità di coinvolgere attivamente i Comuni delle aree interessate dagli interventi.

Le prime valutazioni indicano che una piena attuazione del nuovo accordo nel Bacino Padano potrebbe portare a una riduzione complessiva delle emissioni di PM10 del 38%, delle emissioni di

ossidi di azoto del 30% e delle emissioni di ammoniaca del 23% nelle quattro regioni coinvolte. Le restrizioni alla circolazione saranno applicate inizialmente a 110 Comuni con più di 30.000 abitanti, interessando una popolazione di circa 11 milioni di cittadini.

Accordi simili sono stati siglati nel 2018 e nel 2020 con altre regioni, tra cui Lazio, Umbria, Toscana e Sicilia, concentrandosi su interventi nei settori dei trasporti, della combustione domestica di biomassa e, per la Sicilia, sul settore industriale. Ulteriori accordi sono previsti per il 2020 e il 2021 con le altre regioni coinvolte nelle procedure di infrazione sulla qualità dell'aria.

Nel complesso, le misure adottate a livello nazionale, interregionale e locale hanno contribuito a una significativa riduzione delle emissioni dei principali inquinanti atmosferici a livello nazionale. Tuttavia, in alcuni casi, non sono ancora sufficienti a ridurre le concentrazioni relative al di sotto dei valori limite stabiliti dalla normativa vigente. Ad esempio, il bacino padano, la zona della valle del Sacco (basso Lazio) e alcune zone dell'entroterra appenninico sono particolarmente predisposte all'inquinamento da polveri sottili.

Infatti, in queste zone sono più frequenti le situazioni di inversione termica ovvero condizioni di:

- alta pressione prolungata
- irraggiamento solare debole
- moti turbolenti verticali ridotti
- velocità del vento bassa o calma di vento

In queste condizioni sono favoriti i processi che determinano la formazione di inquinanti in atmosfera a partire dai precursori.

La situazione di stasi persiste finché le condizioni meteorologiche prevalenti non cambiano.

Di seguito si riportano i trend nazionali (ISPRA-Istituto superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale, 2023) dei principali inquinanti classificati per settore dal 1990 al 2020 dai quali è evidente il processo di riduzione delle emissioni.

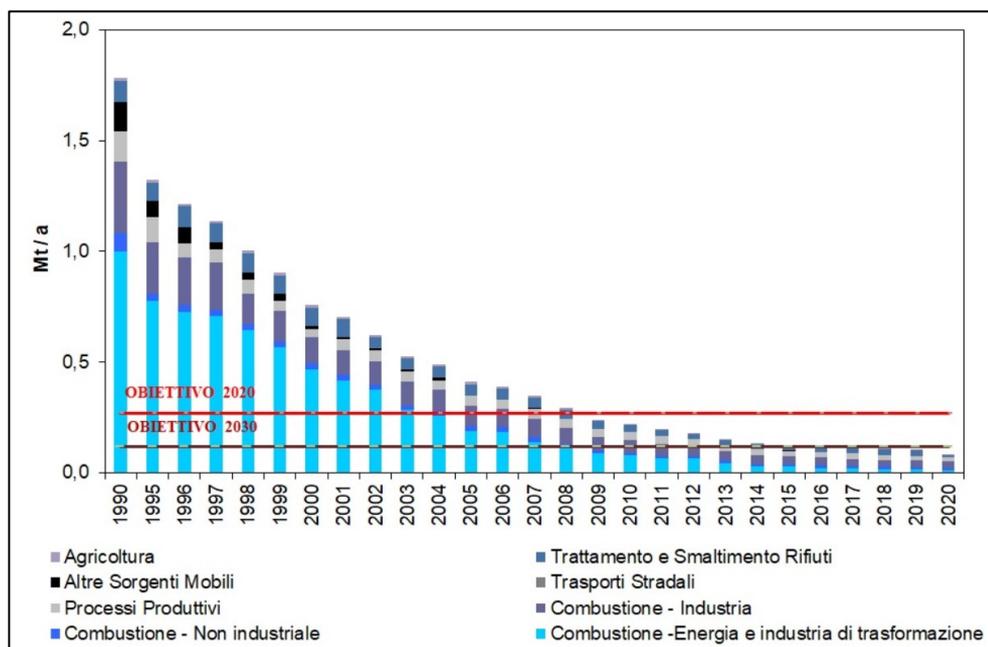


Figura 3 Trend nazionale delle emissioni di SOx disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.

Dall'analisi dei dati si nota che le emissioni di ossidi di zolfo si riducono di circa il 95,4% tra il 1990 e il 2020, tale riduzione è imputabile principalmente ai vincoli introdotti sul tenore di zolfo nei combustibili, che determinano una brusca diminuzione delle emissioni a livello generale, in particolare il settore dei trasporti stradali registra un calo del 99,8% arrivando a pesare, nel 2020, per circa lo 0,4% sul totale emesso a livello nazionale

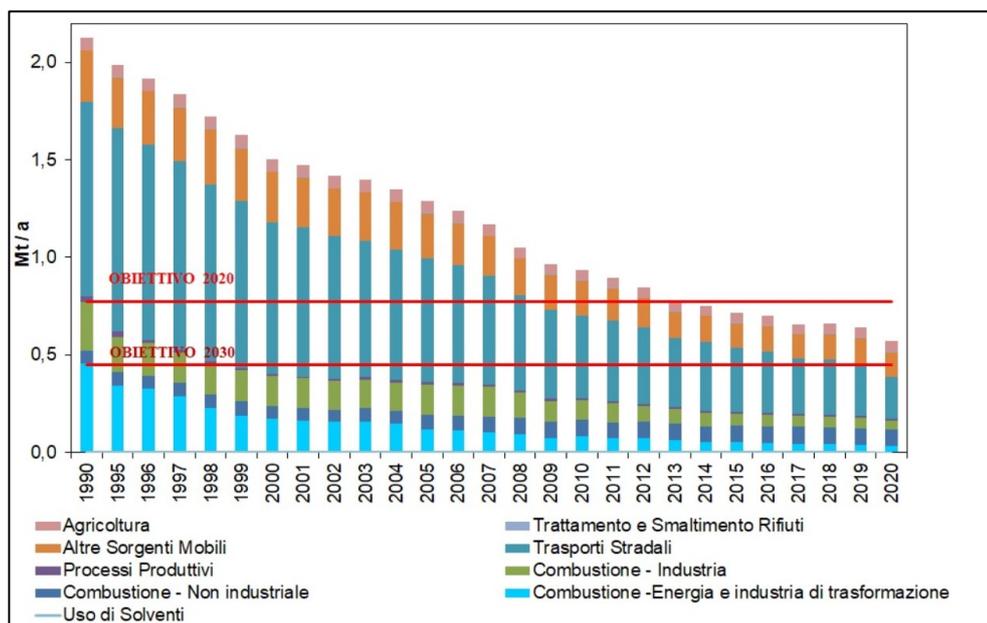


Figura 4 Trend nazionale delle emissioni di NOx disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.

Dal 1990 al 2020 le emissioni di ossidi di azoto si riducono del 73,1%. Il contributo emissivo del trasporto stradale si mantiene negli anni abbastanza stabile, pari al 37,4% nel 2020, complessivamente tali emissioni si riducono del 78,6%. Le emissioni di NOx da modalità di trasporto diverse da quello stradale, pur decrescendo dal 1990 del 50,9%, rappresentano la seconda fonte di emissione a livello nazionale, e contribuiscono nel 2020 al 22,5% del totale emesso. Dalla combustione non industriale, unico settore che presenta un aumento (+29,2% dal 1990), proviene il 14,5% delle emissioni,

mentre dalla combustione industriale e dalla combustione nel settore della produzione di energia e dell'industria di trasformazione rispettivamente il 7,9% e il 6,0% del totale emesso a livello nazionale nel 2020. Il settore dell'agricoltura ha un peso del 9,6% e presenta una riduzione del 10,8% dal 1990.

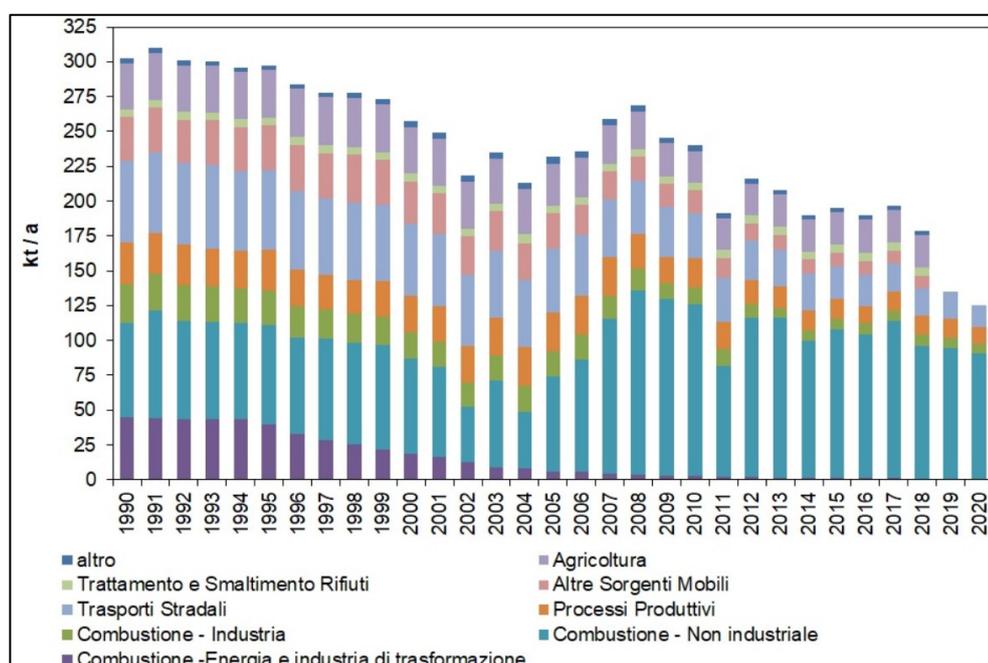


Figura 5 Trend nazionale delle emissioni di PM10 disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020.

L'indicatore rappresenta l'andamento delle emissioni nazionali di particolato (PM10) per settore di provenienza dal 1990 al 2020, evidenziando a livello totale una marcata riduzione negli anni (-45,2%). Il settore del trasporto stradale, che contribuisce alle emissioni totali con una quota emissiva del 9,3 % nel 2020, presenta una riduzione nell'intero periodo pari al 73,5%. Le emissioni provenienti dalla combustione non industriale, nel medesimo periodo, crescono del 32,7%, rappresentando nel 2020 il settore più importante con il 54,2% di peso sulle emissioni totali.

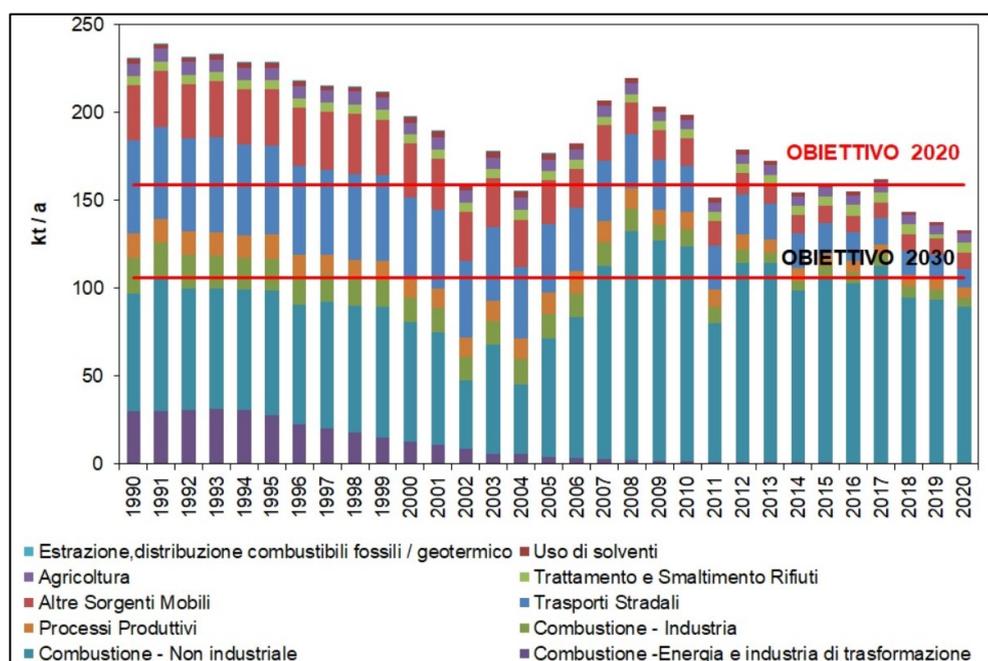


Figura 6 Trend nazionale delle emissioni di PM2,5 disaggregate per macrosettore dal 1990 al 2020; in rosso le rette rappresentanti gli obiettivi di emissione Europei.

L'indicatore rappresenta l'andamento delle emissioni nazionali di particolato (PM_{2,5}) per settore di provenienza dal 1990 al 2020, evidenziando a livello totale una marcata riduzione negli anni (-42,2%). Il settore del trasporto stradale, che contribuisce alle emissioni totali con una quota emissiva dei circa l'8% nel 2020, presenta una riduzione nell'intero periodo pari al 79,9%. Le emissioni provenienti dalla combustione non industriale, nel medesimo periodo, crescono del 32,6%, rappresentando nel 2020 il settore più importante con il 66,6% di peso sulle emissioni totali.

Oltre ai trend nazionali delle emissioni l'ISPRA ha analizzato i trend delle concentrazioni tra il 2010 e il 2021 basandosi sui dati misurati dalle centraline della qualità dell'aria dislocate sul territorio. I grafici relativi a NO₂, PM₁₀ e PM_{2,5} sono realizzati a partire dei valori medi annuali (espressi in concentrazione di massa - µg/m³).



Figura 7 Centraline di monitoraggio della qualità dell'aria utilizzate da ISPRA nella definizione dei trend delle concentrazioni medie annuali.

Per l'NO₂ in Italia, così come osservato in Europa, si è notato nel periodo 2010-2021 una tendenza decrescente significativa nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio.

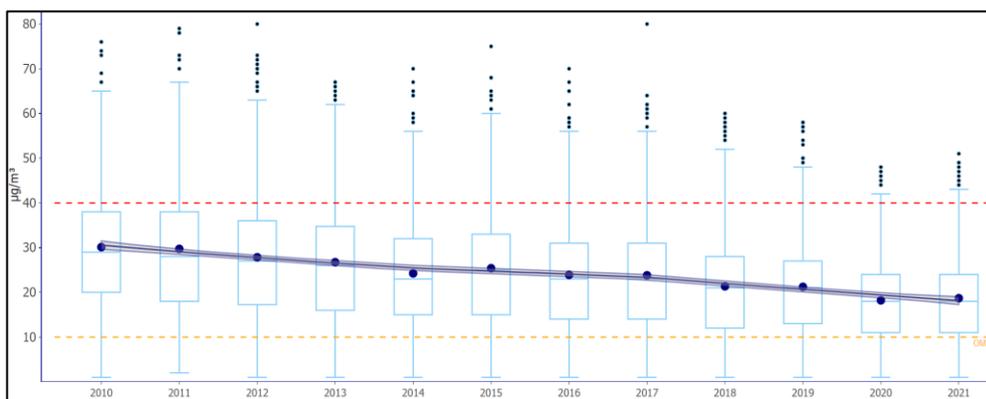


Figura 8 Distribuzione delle medie annuali per l'NO2 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL) e i limiti dell' OMS- Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.

Anche per il PM10 e per il PM2,5 in Italia, così come osservato in Europa, si è rilevato nel periodo 2010 - 2021 una importante tendenza decrescente nella maggior parte delle stazioni di monitoraggio.

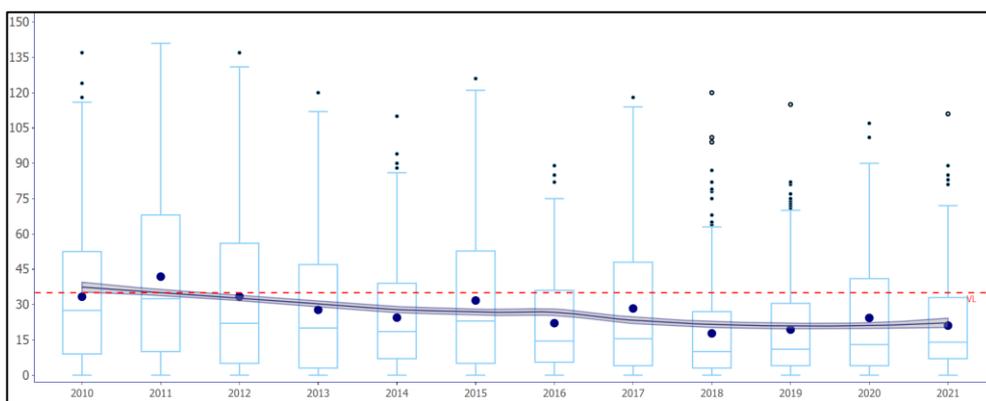


Figura 9 Distribuzione delle medie annuali per il PM10 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL)- Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.

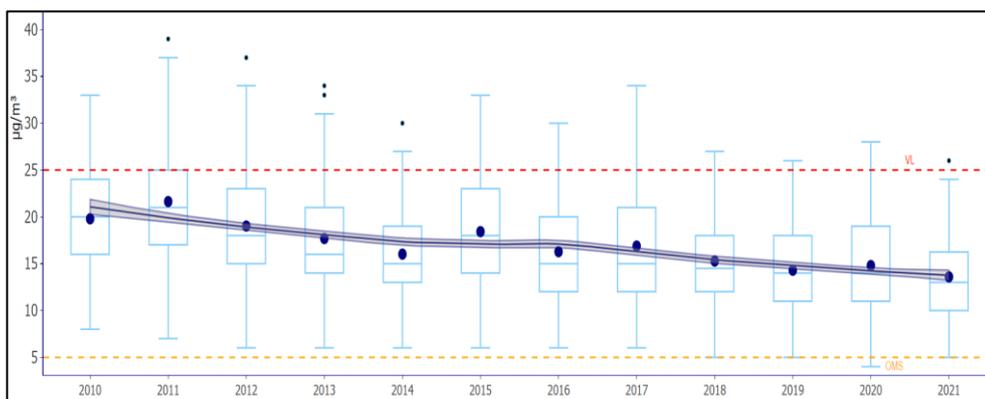


Figura 10 Distribuzione delle medie annuali per il PM2,5 dal 2010 al 2021 con riferimento ai limiti normativi (VL) e i limiti dell'OMS- Fonte: Elaborazione ISPRA su dati SNPA 2022.

1.4 Modellistica Ambientale

L'introduzione dei modelli ambientali nella normativa in materia di ambiente, sia europea che italiana, è stato un processo in evoluzione nel corso degli anni.

L'Unione Europea e l'Italia hanno progressivamente adottato l'uso di modelli ambientali per valutare e gestire la qualità dell'aria. Questo processo è iniziato con l'uso di modelli di dispersione dell'inquinamento atmosferico negli anni '90, in particolare per la valutazione della qualità dell'aria.

Nel corso degli anni 2000 e 2010, l'Unione Europea ha lavorato su direttive e regolamenti relativi all'uso di tali modelli. La direttiva quadro sulla qualità dell'aria (2008/50/CE) è stata fondamentale, poiché ha stabilito la base per l'uso dei modelli di dispersione, ma senza specificare inizialmente i modelli esatti da utilizzare.

La vera svolta è arrivata nel 2015, con la modifica della direttiva quadro sulla qualità dell'aria (2008/50/CE) attraverso la direttiva (UE) 2015/1480. Questa modifica ha introdotto l'obbligo di utilizzare modelli ambientali per il calcolo delle concentrazioni di inquinanti atmosferici nell'aria. Tuttavia, i dettagli e i modelli specifici da utilizzare sono stati successivamente stabiliti.

In Italia, l'adozione dei modelli ambientali è stata influenzata da queste direttive europee. La legislazione italiana ha dovuto adeguarsi e incorporare questi requisiti, specificando l'uso dei modelli ambientali come parte integrante della normativa, come ad esempio il Decreto Legislativo 155/2010.

Ad oggi è cruciale l'importanza di questi strumenti nella valutazione e nella gestione della qualità dell'aria, inoltre, il loro utilizzo è ampiamente richiesto in molteplici procedure autorizzative previste dalle norme in materia ambientale.

1.4.1 Modelli matematici

Un modello è uno strumento essenziale per comprendere e per prevedere il comportamento di fenomeni reali. Si richiedono principalmente tre elementi fondamentali:

1. La capacità di predire l'evoluzione di un fenomeno, tenendo conto di eventuali perturbazioni che possano influenzarlo.
2. L'inclusione di tutte le conoscenze pregresse relative al fenomeno in questione.
3. La coerenza con la teoria che ha guidato la sua formulazione.

All'interno del campo dell'inquinamento atmosferico, l'uso di modelli matematici è comune per formalizzare le relazioni tra variabili che descrivono il fenomeno reale. Questi modelli matematici possono essere suddivisi in due categorie principali: i modelli euleriani e i modelli lagrangiani.

I modelli euleriani si basano su relazioni fisiche di causa-ed-effetto e utilizzano input fissi per prevedere i valori futuri delle concentrazioni di inquinanti. Questi modelli sono particolarmente adatti quando le

variabili di input sono ben definite e non soggette a incertezza significativa.

D'altra parte, i modelli lagrangiani trovano impiego in contesti urbani o industriali in cui sono disponibili misurazioni effettive e quindi vengono utilizzati per monitorare e controllare le concentrazioni in tempo reale. Questi modelli sono più flessibili rispetto a quelli deterministici poiché tengono conto delle incertezze nelle variabili di input.

In generale, i modelli euleriani sono ampiamente utilizzati e costituiscono una base solida per la previsione e la gestione dell'inquinamento atmosferico. Tuttavia, è importante scegliere il tipo di modello che meglio si adatta alle specifiche condizioni e alle esigenze del contesto in cui viene utilizzato.

1.4.2 Modelli deterministici

I modelli di tipo deterministico si propongono di ricostruire in maniera quantitativa fenomeni che determinano l'evoluzione spazio-temporale della concentrazione d'inquinanti in aria. Possiamo distinguere due classi di modelli deterministici, in funzione del diverso modo di osservare e descrivere le proprietà di un fluido: modelli euleriani e i modelli lagrangiani.

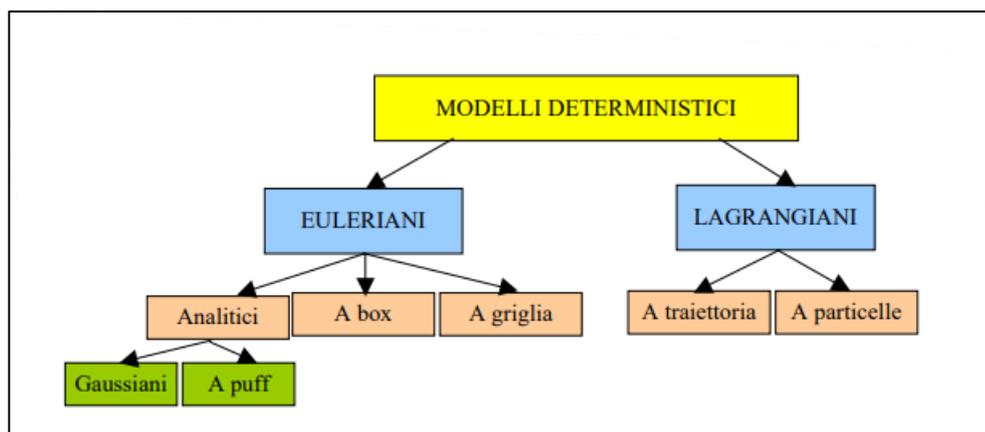


Figura 11 Classificazione dei modelli deterministici per lo studio di inquinanti.

I **modelli euleriani** si basano su un sistema di coordinate fisse e operano mediante l'integrazione dell'equazione differenziale di diffusione, derivata dal bilancio di massa applicato a un volume

infinitesimo d'aria, sotto specifiche ipotesi. A seconda del metodo di risoluzione dell'equazione differenziale, possiamo distinguere tra modelli analitici (tipo "puff" e gaussiani), modelli a "box," modelli a griglia, modelli a traiettoria e modelli a particelle.

I modelli gaussiani sono in grado di descrivere la dispersione delle concentrazioni al suolo dovute a una sorgente continua puntiforme. Questi modelli semplificano notevolmente le condizioni, assumendo stazionarietà e omogeneità delle condizioni meteorologiche, velocità orizzontale del vento non nulla nella direzione longitudinale e media nulla sul piano ortogonale ad essa, terreni pianeggianti e assenza di trasformazioni chimiche.

I modelli a "puff" rappresentano un'estensione dei modelli gaussiani e consentono di ricostruire i valori di concentrazione in condizioni non omogenee e non stazionarie. Il valore di concentrazione in un punto è calcolato sommando i contributi delle concentrazioni di vari "puff" all'interno del dominio. Ogni "puff" segue una legge di dispersione di tipo gaussiano.

I modelli a "box" suddividono il dominio di studio in una o più celle, in cui gli inquinanti sono considerati perfettamente mescolati. Questo semplifica l'equazione del bilancio di massa e consente di

calcolare la concentrazione immediatamente, noti alcuni parametri come la concentrazione di fondo, la velocità del vento, la velocità di deposizione, l'altezza dello strato di mescolamento, e così via.

I modelli a griglia dividono il dominio di calcolo in celle tridimensionali, all'interno delle quali la soluzione dell'equazione di diffusione atmosferica viene ottenuta utilizzando tecniche a differenze finite. Questi modelli restituiscono il valore di concentrazione per ogni punto della griglia. Tuttavia, all'aumentare del numero di celle, aumenta la complessità del calcolo. Le dimensioni orizzontali delle celle di solito sono dell'ordine di chilometri, mentre quelle verticali variano in funzione degli strati atmosferici che devono essere considerati (da pochi metri a centinaia di chilometri).

In generale, l'uso di modelli euleriani è ampiamente diffuso per lo studio dell'inquinamento atmosferico, ma la scelta del modello appropriato dipende dalla specifica situazione e dalle condizioni in cui viene applicato.

I **modelli lagrangiani** si riferiscono a un sistema di coordinate mobile che segue gli spostamenti della massa d'aria di cui si vuole riprodurre il comportamento. Questi modelli possono essere suddivisi in modelli a traiettoria e modelli a particelle.

Nei modelli a traiettoria, viene simulata l'evoluzione di una colonna d'aria che si muove sotto l'azione della componente media della velocità del vento (ipotizzando che questa sia uniforme orizzontalmente e con la quota). Questi modelli seguono il campo di vento e consentono di tracciarne lo spostamento nell'ambiente.

Nei modelli a particelle, si simula l'emissione degli inquinanti generando un certo numero fittizio di particelle. Il campo di concentrazione ad ogni passo temporale viene ricostruito in funzione direttamente proporzionale al numero di particelle che attraversano un determinato volume di spazio. Questi modelli seguono il comportamento delle particelle stesse, consentendo di studiare come si diffondono nel tempo e nello spazio.

La scelta tra modelli a traiettoria e modelli a particelle dipende dalle specifiche esigenze dell'applicazione e dalla natura del fenomeno in studio. Entrambi i tipi di modelli hanno le loro applicazioni e vantaggi in diverse situazioni di studio dell'inquinamento atmosferico.

I modelli deterministici descrivono il comportamento dei fenomeni di un sistema reale, tramite algoritmi in grado di schematizzare il sistema in oggetto. L'equazione principale sulla quale vengono

costruiti gli algoritmi numerici è quella della diffusione e del trasporto atmosferico. L'equazione ottenuta mediante il bilancio di massa, su un volume finito ($d_x d_y d_z$), durante l'intervallo temporale d_t nella sua forma completa risulta:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\nabla(vC) + \nabla(k * \nabla C) + \nabla(D * \nabla C) - R - S \quad (1)$$

Indicando con:

$C_{(x,y,z)}$ = concentrazione d'inquinante al recettore [g/m^3]

v = vettore della velocità del vento [m/s]

D = coefficienti di diffusività molecolare [m^2/s]

K = tensore di diffusività turbolenta [m^2/s]

R = fattore di rimozione [$\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$]

S = fattore sorgente [$\text{g}/(\text{m}^3 \cdot \text{s})$]

Il tensore della diffusività turbolenta K viene assunto diagonale. Il fattore di rimozione R tiene conto sia della componente di rimozione chimica in atmosfera, sia della componente di rimozione dovuta al fenomeno della deposizione.

Nella pratica vengono effettuate delle ipotesi semplificative in modo da poter integrare l'equazione (1) ed ottenere soluzioni al problema:

- La diffusione molecolare è trascurabile rispetto alla turbolenza.
- La componente verticale della velocità del vento (w_0) è trascurabile. Tuttavia, questa ipotesi non è ammissibile nel caso di brezza marina o in presenza di morfologie complesse.
- I coefficienti di diffusività turbolenta orizzontale (K_{xx} e K_{yy}) sono indipendenti dalle coordinate x ed y , mentre K_{zz} dipende dalla coordinata verticale z . In alcune applicazioni, K_{xx} e K_{yy} vengono trascurati.
- Il termine di rimozione è legato alla chimica dell'atmosfera, ma è trascurabile se l'inquinante è inerte o poco reattivo.

Assumendo queste ipotesi l'equazione (1) si semplifica come segue:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} = k_{xx} \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k_{yy} \frac{\partial^2 C}{\partial y^2} + \left(\frac{\partial}{\partial z} \left(k_{zz} \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right) + s(x, y, z, t) \quad (2)$$

La dispersione degli inquinanti in atmosfera, escludendo i contributi esterni, è principalmente dovuta a due processi: il trasporto ad opera del campo del vento e la diffusione turbolenta, che è funzione della stabilità atmosferica. I modelli analitici risolvono l'equazione (2) per via analitica, mentre i modelli a griglia lo fanno tramite tecniche di calcolo numerico.

1.4.3 Applicabilità dei modelli ambientali

L'identificazione degli aspetti distintivi del problema e l'analisi dei vincoli associati rappresentano due fasi cruciali per determinare il modello più appropriato e sfruttarlo in modo preciso ed efficiente.

Le principali caratteristiche in grado di descrivere il problema sono:

Scala Spaziale: I modelli sono capaci di riprodurre l'andamento degli inquinanti atmosferici su diverse scale spaziali, a seconda del tipo di fenomeno che si desidera analizzare. Le scale prese in considerazione si dividono in microscala (100 m ÷ 1 km), scala locale (1 km ÷ 100 km), mesoscala (100km÷1000km), scala regionale (1000km÷5000km) e scala globale (tutta la superficie terrestre).

Scala Temporale: Possiamo distinguere tra applicazioni a breve termine o short-term (per lo studio di episodi critici) e applicazioni a lungo termine o long-term (per lo studio di esposizioni cumulative).

Dominio: L'importanza del tipo di area geografica nell'influenzare i fenomeni atmosferici e la dispersione di inquinanti richiede l'identificazione del dominio su cui si intende applicare la simulazione. Vengono definiti terreni piani, quei domini totalmente pianeggianti, oppure quei domini su cui è presente un singolo rilievo o una valle isolata, mentre si definiscono terreni complessi tutti gli altri domini. Si può anche parlare di terreni urbani, se si è

interessati a calcolare la concentrazione di inquinanti in aree urbane densamente edificate, oppure terreni rurali se si considera l'aperta campagna. Le discontinuità di tipo terra-mare, città-campagna, sistemi acquiferi interni, come le disomogeneità superficiali sono un altro aspetto da considerare ed è da definire al momento dell'impiego del modello.

Inquinante: È possibile distinguere tra gas, aerosol/particolato, che possono essere inerti o reattivi. Nel caso di inquinanti reattivi, possono subire reazioni in fase omogenea (gassosa), reazioni in fase eterogenea, idrolisi e reazioni in fase acquosa, oltre a processi che coinvolgono aerosol e particolato. I modelli devono includere un modulo di trasformazione chimica se si desidera analizzare il comportamento degli inquinanti reattivi in atmosfera o la formazione di inquinanti secondari. Inoltre, è importante considerare i processi di deposizione, sia secca che umida.

Meteorologia: Due principali fenomeni influenzano la distribuzione delle concentrazioni atmosferiche, ovvero il trasporto determinato dal campo di vento e la diffusione turbolenta. Questi fenomeni possono essere omogenei e stazionari o avere un'evoluzione spazio-temporale. Il campo di vento è influenzato dall'orografia dell'area considerata e dalla presenza di sistemi di circolazione specifici, mentre la diffusione turbolenta è influenzata sia dal campo di velocità del vento (turbolenza meccanica) sia dagli scambi di

calore con la superficie (turbolenza convettiva). È importante notare che la turbolenza, nel suo complesso, dipende dal campo di vento, dai bilanci radiativi e dalle caratteristiche geofisiche del terreno, come l'inclinazione, la rugosità superficiale e l'albedo. In condizioni estremamente semplificate (terreni piani e omogenei), le caratteristiche di dispersione possono essere descritte utilizzando parametri semplici. Tuttavia, in condizioni complesse, la ricostruzione dei campi meteorologici richiede l'utilizzo di modelli meteorologici dedicati.

Sorgenti Emissive: La tipologia delle sorgenti emmissive è un altro criterio importante nella categorizzazione dei modelli. Questa categoria è legata al tipo di sorgenti, che possono essere puntuali (come i camini degli impianti industriali), lineari (dove le emissioni si estendono lungo i tratti stradali), o areali/volumetriche (come un'area industriale, le fonti di riscaldamento domestico, il traffico in un quartiere urbano o le zone agricole).

Regime: Si fa riferimento al regime stazionario quando i fenomeni sono costanti nel tempo. Al contrario, in presenza di variazioni nel tempo, si parlerà di regime evolutivo.

Nel processo di gestione di un modello, al fine di valutarne l'applicabilità pratica, è essenziale considerare vari fattori, tra cui:

- Le risorse di calcolo a disposizione per eseguire il modello.
- La disponibilità e la qualità dei dati di input, compresi i dati sulle emissioni, i dati meteorologici e i dati sulla qualità dell'aria.
- Il grado di complessità del problema da affrontare.
- Il livello di dettaglio e l'accuratezza richiesta per i dati di output generati dal modello.
- Le competenze e le conoscenze necessarie per utilizzare il modello correttamente.

È fondamentale evidenziare che la scelta del modello più appropriato non dipende solamente dalla comprensione delle caratteristiche del problema in questione. È cruciale considerare anche gli obiettivi da raggiungere, i tempi necessari per raggiungerli e i vincoli esistenti.

1.5 Monitoraggio Ambientale

Il monitoraggio ambientale svolge un ruolo cruciale nella gestione e nell'analisi della qualità dell'ambiente. I dati raccolti attraverso il monitoraggio forniscono informazioni preziose sullo stato attuale dell'ambiente, permettendo di comprendere meglio le dinamiche in atto e di prendere decisioni informate per il suo miglioramento.

Innanzitutto, il monitoraggio ambientale è essenziale per la verifica dell'efficacia dei modelli ambientali e dei piani di gestione ambientale. I dati misurati sul campo consentono di confrontare queste previsioni con la realtà, rivelando se i modelli sono accurati e se le strategie pianificate funzionano come previsto. Questo confronto è cruciale per apportare eventuali correzioni ai modelli e ai piani di gestione ambientale, al fine di ottimizzare l'efficienza e garantire il raggiungimento degli obiettivi.

Inoltre, il monitoraggio ambientale è un mezzo essenziale per identificare e affrontare problemi emergenti. Ad esempio, il monitoraggio continuo della qualità dell'aria può rivelare la presenza di inquinanti non precedentemente identificati o livelli di inquinamento superiori a quanto previsto. Queste scoperte

spingono alla ricerca delle cause sottostanti e all'adozione di misure correttive.

La raccolta sistematica di dati ambientali consente anche di migliorare costantemente la comprensione dei processi ambientali. Ciò significa che i modelli possono essere affinati e resi più accurati con l'aggiunta di dati reali. Questa tipologia di assimilazione dati contribuisce all'evoluzione e all'avanzamento della modellazione ambientale nel tempo.

Il monitoraggio ambientale è fondamentale per la protezione della salute pubblica. Fornisce dati che consentono di valutare i rischi per la salute associati a diverse condizioni ambientali, garantendo che siano prese misure preventive quando i livelli di inquinamento rappresentano una minaccia per la popolazione.

Inoltre, è fondamentale riconoscere il ruolo essenziale delle agenzie regionali per la protezione dell'ambiente (ARPA) nelle attività di monitoraggio ambientale. Queste agenzie, diffuse in tutte le regioni italiane, svolgono un compito cruciale nel rilevare e gestire i dati sulla qualità dell'aria, dell'acqua e del suolo nelle rispettive giurisdizioni. Ogni ARPA è dotata di una rete di monitoraggio ambientale ben strutturata, composta da stazioni di rilevamento e strumenti sofisticati che consentono di misurare in modo accurato i

livelli di inquinanti e le eventuali relazioni con i cambiamenti climatici e molto altro. Questi dati non solo servono da base per valutare l'andamento delle condizioni ambientali regionali, ma sono anche fondamentali per il confronto con i modelli predittivi e per migliorare costantemente la qualità e l'efficacia di tali modelli.

In sintesi, il monitoraggio ambientale è una parte insostituibile della gestione e della conservazione dell'ambiente. Grazie ai dati raccolti, possiamo valutare l'efficacia dei modelli, risolvere problemi emergenti, migliorare la comprensione dei processi ambientali e proteggere la salute pubblica.

Questa tesi nei capitoli seguenti esporrà i risultati del confronto delle simulazioni tramite modellistica ambientale con i dati raccolti dalla rete della qualità dell'aria della Regione Marche.

Capitolo 2

2. Materiali e metodi

In questo capitolo verrà descritta la catena modellistica che è stata messa appunto andando a definire passo per passo tutte le scelte fatte. Allo stato attuale la sequenza di attività (figura 12) prevede:

1. Utilizzo di WRF per elaborare il dato meteo prognostico tramite il tool GIS4WRF presente sulla piattaforma Qgis. Questa operazione permette di rendere user-friendly l'utilizzo del modello atmosferico WRF e soprattutto grazie alla potenzialità del Qgis consente un rapido utilizzo e la mappatura degli outputs ottenuti.
2. Dopo avere ottenuto l'output meteorologico dal modello WRF(Gis4WRF), questo viene reso immediatamente disponibile ai modelli ambientali su scala locale come AERMOD tramite l'utilizzo, da riga di comando, del Tool MMIF (Approvato EPA). L'applicazione di questo tool, seppur da riga di comando, permette l'ottenimento di file meteo AERMOD-ready direttamente utilizzabili dal modello e che bypassano l'utilizzo del preprocessore meteo AERMET,
3. È stato utilizzato un caso di studio reale che prevede la modellazione, tramite la catena modellistica proposta, di un

impianto petrolchimico sito in provincia di Ancona. La scelta è stata effettuata data la presenza nei dintorni dell'azienda di una centralina che raccoglie sia dati metereologici sia dati sulla qualità dell'aria. Questa circostanza ci permetterà di comparare il dato metereologico e di confrontare i dati di concentrazione dell'inquinante SO_x, ottenuti tramite modello AERMOD, con quelli misurati.

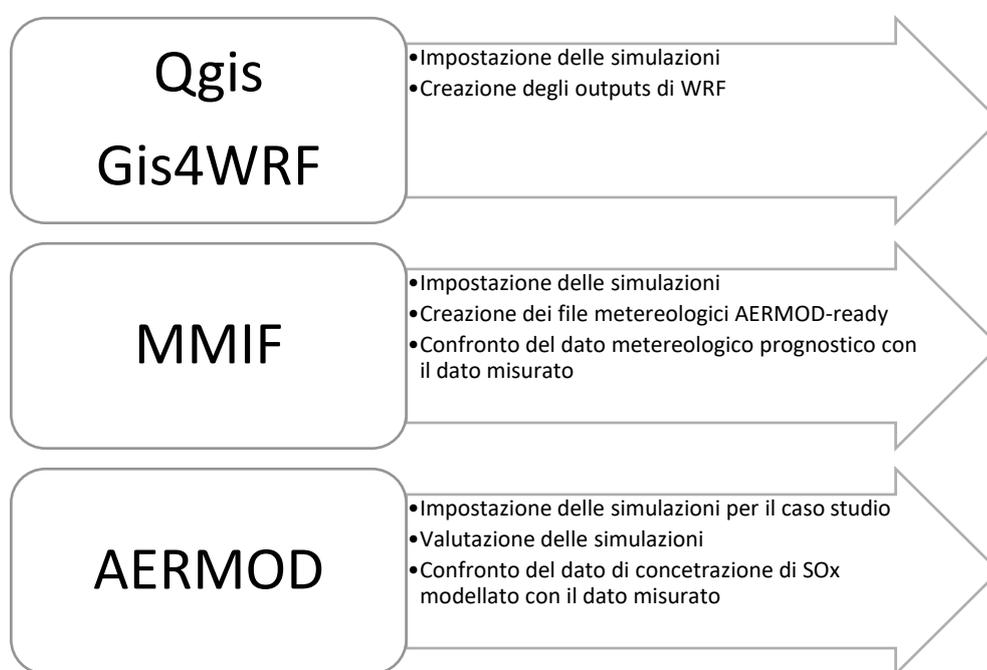


Figura 12 Schema di processo della sequenza operativa impostata.

2.1 Software Qgis

Innanzitutto, bisogna dire che GIS (Geographical Information System) è un software usato per visualizzare ed analizzare dati spaziali usando funzioni di analisi spaziale come la misurazione, la ricerca, la distribuzione.

Ci sono diverse definizioni di Sistemi Informativi Geografici (GIS). Comunemente, un GIS è descritto come un sistema organizzato composto da hardware, software, dati geografici e persone tecnicamente preparate. La sua funzione è acquisire, memorizzare, aggiornare, manipolare, analizzare e visualizzare in modo efficiente informazioni geograficamente referenziate. In molte occasioni, il termine GIS è associato al software utilizzato per rappresentare ed analizzare fenomeni legati alla dinamica del sistema terra.

Indipendentemente dalla definizione specifica, un GIS consente di integrare operazioni tipiche di un database, come interrogazioni ed analisi statistiche, con i vantaggi unici offerti dalla visualizzazione ed analisi geografica tramite mappe. Questa combinazione di funzionalità distingue un GIS da altri sistemi informativi e ne fa uno strumento adatto a svariate applicazioni nei settori pubblico e privato, utile per comprendere eventi e pianificare strategie.

Gli utilizzi del GIS sono dunque molteplici, ma principalmente comprendono i seguenti campi:

- pianificazione e gestione urbanistica e territoriale;
- studi di impatto ambientale;
- mappature geologiche;
- mappature sismiche;
- realizzazione di piani regolatori;
- monitoraggio di inquinamento ambientale o acustico;
- gestione e controllo di reti tecnologiche per l'erogazione di gas, elettricità, acqua;
- pratiche catastali;

Molti sono anche i software delle varie case produttrici che si basano su questi sistemi, che essenzialmente si dividono in software proprietari e software open source. È proprio in quest'ultima categoria si colloca Qgis che nel 2002 fece la sua comparsa sulla scena con il nome di Quantum GIS.

Qgis, rappresenta un sistema di informazione geografica (GIS) gratuito e open source che offre una vasta gamma di funzionalità per la visualizzazione, la modifica e l'analisi dei dati geospaziali.

Questa applicazione, accessibile senza costi, consente agli utenti di svolgere molteplici operazioni, tra cui la visualizzazione, la

creazione, la modifica, l'esportazione e la gestione di dati vettoriali e raster (griglia di pixel che costituisce un'immagine). Gli utenti possono sovrapporre dati vettoriali ed eseguire analisi spaziali attraverso i database spaziali integrati nella piattaforma.

Un punto di forza di Qgis è la sua versatilità, poiché è compatibile con vari sistemi operativi, tra cui Windows, Linux, Mac, UNIX e Android. Ciò rende Qgis un'applicazione accessibile e adatta a un'ampia gamma di utenti, garantendo la flessibilità nell'esplorare e lavorare con dati geografici. I principali vantaggi di Qgis sono:

- Gratuito da usare

Qgis viene fornito con funzionalità e plug-in che forniscono e aggiungono funzionalità al sistema di informazione geografica.

Una delle sue principali capacità è quella di consentire agli utenti di visualizzare e sovrapporre dati vettoriali e raster in proiezioni e formati diversi senza la necessità di convertirli in file interni o comuni.

- Interfaccia utente grafica (GUI) estremamente intuitiva

Navigare in Qgis è un gioco da ragazzi anche per i neofiti. Qgis è strutturato su una GUI estremamente intuitiva, dove gli utenti possono accedere a vari strumenti come segnalibri spaziali,

strumenti di annotazione, compositore di mappe, gestore DB, browser Qgis.

- Analisi dei dati spaziali

Qgis consente agli utenti di analizzare i dati su qualunque database e su qualunque formato. Offre inoltre una vasta gamma di preziose funzionalità come la gestione dei dati, l'analisi vettoriale, gli strumenti di geometria, il geoprocessing e il campionamento.

Gli utenti possono poi scegliere di lavorare con un plugin o di integrare gli strumenti GRASS per creare un potente framework per analizzare i dati geospaziali.

- **Plugin**

Un altro vantaggio, che non possiamo ignorare, è la sua capacità di estendere le funzionalità attraverso l'uso di plugin specifici.

Le librerie e l'architettura dei plugin sono estensibili, rendendo più facile adattare il software alle tue esigenze specifiche. Gli utenti possono anche creare facilmente un'applicazione aggiuntiva utilizzando i linguaggi di programmazione C ++ o Python.

2.1.1 Plugin Qgis - Gis4WRF

Il modello Weather Research and Forecasting (WRF) (Janjić et al., 2010, Skamarock et al., 2008) è un sistema di modellazione atmosferica open source, gestito da diversi centri di ricerca Americani (NCAR, NOAA), finalizzato alla ricerca e alle applicazioni di previsione meteorologica numerica (NWP). Pubblicato per la prima volta nel 2000, è il risultato di oltre due decenni di sviluppo, utilizzato in oltre 3.500 pubblicazioni sottoposte a revisione paritaria di oltre 11.700 autori in tutto il mondo (Powers et al., 2017).

WRF è stato sviluppato in due varianti, presenti nei suoi due nuclei dinamici: il nucleo Advanced Research WRF (ARW) (Skamarock et al., 2008, Skamarock et al., 2005) e il nucleo non idrostatico Mesoscale Model (NMM) core (Janjić, 2003, Janjić et al., 2001) il cui supporto è recentemente terminato (Developmental Testbed Center (DTC), 2018). Dal suo rilascio, le capacità della versione ARW sono state notevolmente migliorate con l'aggiunta di diversi componenti come il WRF Data Assimilation System (WRFDA; Barker et al., 2012, Barker et al., 2004, Huang et al., 2009), una sua versione è basata sul modello di chimica dell'atmosfera WRF-Chem (Fast et al., 2006, Grell et al., 2005), il pacchetto di estensione della modellazione idrologica WRF (WRF-Hydro; Gochis et al., 2015),

WRF-Fire (Coen et al. ., 2013), Hurricane WRF (HWRF; Biswas et al., 2017), WRF-Urban (Chen et al., 2011) e WRF-Solar (Jimenez et al., 2016). Alcuni di questi componenti, come WRF-Urban, WRF-chem, vengono rilasciati e raggruppati insieme con la distribuzione software ufficiale di ARW o NMM, mentre altri, come HWRF, vengono mantenuti e rilasciati come pacchetti separati. Qui si discute esclusivamente della distribuzione ufficiale di ARW e ci riferiamo semplicemente ad esso come WRF.

WRF si distingue per la sua flessibilità, offrendo la possibilità di configurare simulazioni sia con dati ideali che reali. Le configurazioni ideali consentono agli utenti di generare condizioni iniziali personalizzate per esaminare processi in scenari semplificati, simili a esperimenti di laboratorio, attraverso file in formato ASCII. D'altro canto, le simulazioni con dati reali richiedono un processo di pre-elaborazione più complesso, coinvolgendo diverse fasi per acquisire dati meteorologici e geografici.

Il flusso di lavoro tipico per dati reali utilizzando il WRF comprende tre fasi principali (Fig. 13), ovvero la pre-elaborazione, la simulazione e la post-elaborazione. Durante la pre-elaborazione, gli utenti definiscono le caratteristiche dei domini computazionali e la selezione dei dati attraverso il file di configurazione (namelist.wps). Successivamente, nel WRF Preprocessing System (WPS), vengono creati i domini computazionali del modello e i dati geografici, come

topografia e uso del territorio, sono mappati mediante il programma geogrid. I dati atmosferici, come analisi o previsioni globali, subiscono una conversione attraverso il programma ungrib, seguita da un'interpolazione orizzontale nel dominio del modello attraverso il programma metgrid. In seguito, i file pre-elaborati, insieme a un file di configurazione utente definito (namelist.input), vengono utilizzati per l'interpolazione verticale dei dati e la creazione di condizioni al contorno laterali attraverso il programma real.exe. Infine, la simulazione WRF viene configurata mediante il file namelist.input, che contiene informazioni sulle parametrizzazioni fisiche (microfisica, radiazione, strato limite planetario), ed è eseguito per generare la previsione del modello. Quest'ultima può essere successivamente visualizzata o ulteriormente elaborata attraverso strumenti esterni, come quelli per calcolare la velocità e la direzione del vento.

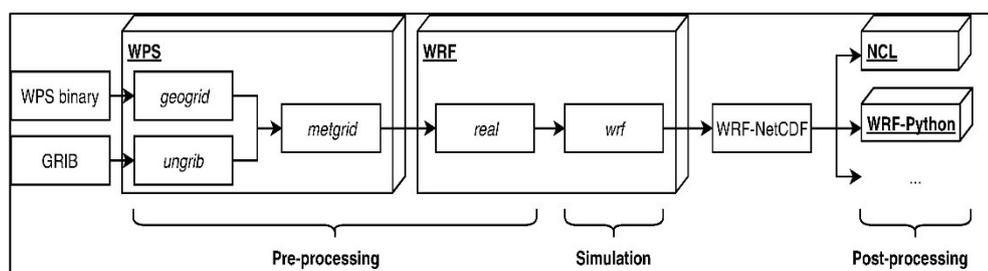


Figura 13 Flusso di lavoro del modello WRF (D. Meyer, 2019).

Nei flussi di lavoro di WPS e WRF (figura 13), la gestione dei file segue principalmente un formato comune, con l'eccezione di due programmi WPS: geogrid e ungrib. Mentre ungrib accetta dati atmosferici nel formato GRIB diffuso (World Meteorological Organization, 2003), geogrid può leggere solo dati in un formato personalizzato denominato WPS binario. Questo formato rappresenta dati grigliati bidimensionali o tridimensionali come una serie di file binari insieme a un file di metadati (Wang et al., 2017). Per tutti gli altri programmi, i dati di input e output vengono archiviati nel formato NetCDF (Unidata, 2017) utilizzando una convenzione di metadati personalizzata chiamata WRF-NetCDF. Questa convenzione si differenzia dalle convenzioni sui metadati del clima e delle previsioni (CF), ampiamente utilizzate (Eaton et al., 2017), per il modo in cui rappresenta alcuni metadati. Ad esempio, i file WRF-NetCDF conservano la definizione del sistema di riferimento delle coordinate (CRS) come un insieme di attributi globali, mentre le convenzioni CF richiedono che il CRS sia rappresentato in una variabile di mappatura della griglia.

Anche se la configurazione degli elenchi di nomi nei flussi di lavoro di WPS e WRF può essere gestita seguendo semplicemente la documentazione, altre attività come la creazione di eseguibili, la configurazione di domini, la pre-elaborazione dei dati geografici, e la visualizzazione o post-elaborazione degli output possono essere

considerate compiti non banali e dispendiosi in termini di tempo. Spesso, queste attività richiedono agli utenti di possedere familiarità con diverse competenze interdisciplinari, oltre a una solida comprensione dei processi fisici.

Per facilitare l'uso di WPS e WRF, sono stati sviluppati strumenti per aiutare con il flusso di lavoro e la pianificazione dei lavori, ad esempio il WRF portal (Govett e Smith, 2007 , Smith et al., 2007); la configurazione di domini e liste di nomi, ad esempio WRF Domain Wizard (Smith et al., 2007); visualizzazione, ad esempio WRF Domain Wizard, NCL (Brown et al., 2017), WRF-Python (Ladwig, 2017), Vapor (Clyne et al., 2007 , Clyne and Rast, 2005); e post-elaborazione degli output, ad esempio NCL, WRF-Python e Vapor. Questi strumenti, tuttavia, sono generalmente limitati a uno scopo specifico, che si tratti di pre o post-elaborazione o di pianificazione del lavoro.

Risulta quindi di notevole interesse realizzare un toolkit che incorpori strumenti WRF nuovi ed esistenti per l'elaborazione, la configurazione, la simulazione e la visualizzazione dei dati in un unico ambiente grafico è fondamentale per rendere WRF più accessibile e consentire agli utenti, che potrebbero non avere le conoscenze tecniche sufficienti.

Alla luce di quanto detto, in questa tesi, è stato utilizzato il plugin Qgis denominato "Gis4WRF" che è un toolkit gratuito, open source e multipiattaforma sviluppato come plug-in Qgis Python per aiutare ricercatori e professionisti con i flussi di lavoro WRF nella manipolazione dei dati di pre e post-elaborazione, semplificando le fasi di simulazione, visualizzazione e post-elaborazione dei risultati del modello (<https://gis4wrf.github.io>). Gis4WRF mira a risolvere i problemi sopra menzionati riscontrati in altri software riunendo strumenti WRF nuovi ed esistenti in un unico ambiente grafico in Qgis. Facendo affidamento sul framework Qgis, Gis4WRF consente agli utenti di beneficiare del ricco supporto raster di Qgis e di molte altre funzionalità come riproiezione, ricampionamento, visualizzazione rapida, fusione e confronto di set di dati e integrazione con plug-in esistenti (D. Meyer, 2019).

Tutte le funzionalità di Gis4WRF possono essere raggruppate in tre categorie: (A) Preparazione dei set di dati, (B) Impostazione della simulazione e (C) Visualizzazione. Queste categorie sono rappresentate come tali nell'interfaccia utente grafica e seguono un flusso di lavoro comune utilizzato dai ricercatori durante la preparazione, l'esecuzione e la visualizzazione dei risultati delle simulazioni. Di seguito si riportano le funzioni utilizzabili per ogni categoria:

A. Preparazione dei set di dati

1. Scaricamento set di dati geografici WPS
2. Scaricamento set di dati meteorologici
3. Conversione dati raster (ad esempio GeoTIFF) in set di dati geografici WPS

B. Impostazione della simulazione

1. Caricare/salvare l'impostazione della simulazione dal/nel file di progetto GIS4WRF
2. Definire domini
3. Visualizzare i domini come livelli vettoriali
4. Importare/esportare domini da/a file namelist.wps
5. Definizione set di dati geografici e meteorologici
6. Preprocessare i file di configurazione (namelist.wps, .input) per l'esecuzione di WPS e WRF
7. Scaricare i file binari WPS/WRF predefiniti per Windows, macOS e Linux
8. Eseguire WPS e WRF (da installazioni predefinite o esistenti)

C. Visualizzazione

1. Aprire i file WRF-NetCDF come più livelli raster
2. Controllare la visualizzazione di variabili e dimensioni nei file WRF-NetCDF
3. Aprire set di dati geografici WPS come livelli raster

2.1.1.1 Descrizione delle fasi operative

L'obiettivo è stato quello di realizzare tre simulazioni con Gis4WRF, variando alcuni parametri di input che saranno spiegati successivamente. Di seguito si riportano le fasi operative che sono state svolte per la realizzazione delle simulazioni.

- **Definizione dei domini**

Il primo passo è stato quello della creazione del progetto generale e la definizione dei domini di calcolo.

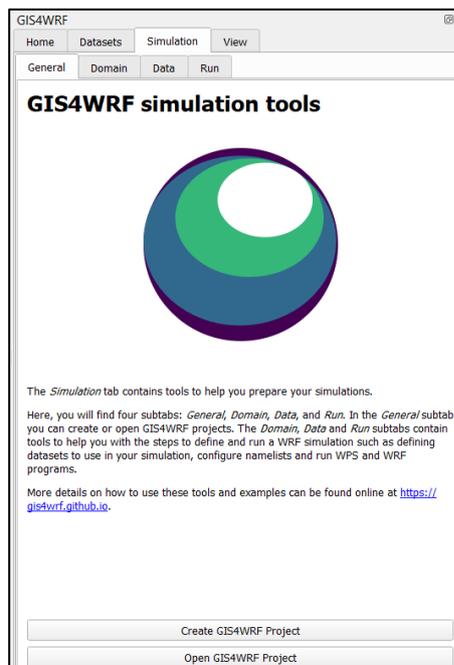


Figura 14: Schermata iniziale Gis4WRF.

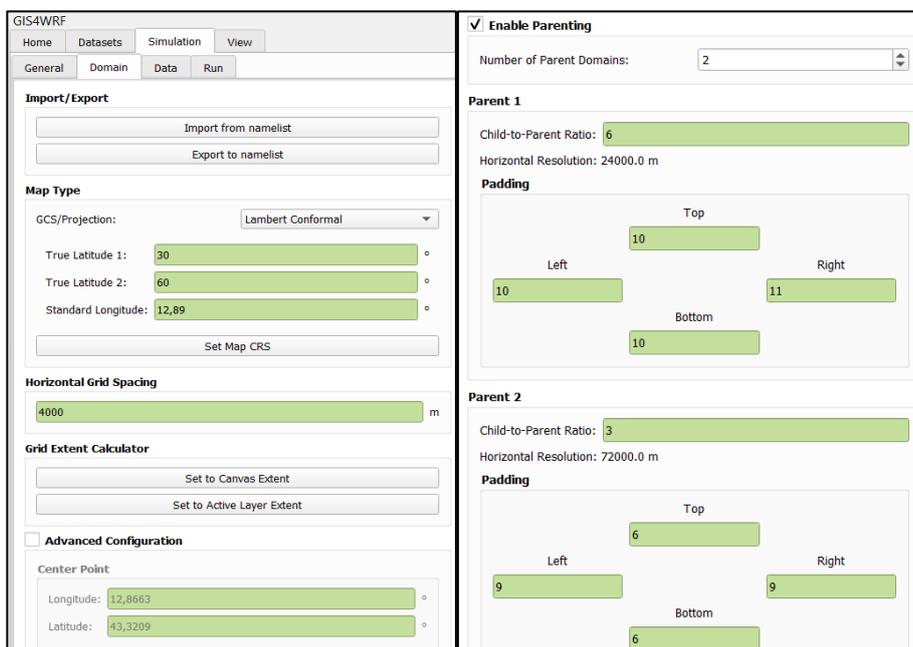


Figura 15 Definizione dei domini di simulazione con Gis4WRF.

Bisogna definire il tipo di proiezione, ovvero il “map type” (tipo di mappa) che consente agli utenti di definire il tipo di sistema di coordinate geografiche da utilizzare per creare il dominio. Alle medie latitudini si usa generalmente la proiezione Lambert Conformal (LC). Quando si utilizza questo parametro occorre definire anche la “true latitude 1” e la “true latitude 2” oltre che la “standard longitude” i cui valori sono riportati in figura 15.

Successivamente è stata abilitata la funzione “enable parenting” che permette la creazione di una serie di domini annidati su cui è

possibile scendere a risoluzioni maggiori. Un cambiamento importante introdotto in Gis4WRF è il modo in cui vengono definiti i domini WRF di tipo nidificato (nested domain). Diversamente da WRF, dove i domini WRF di tipo nidificato sono definiti in base al dominio padre o più esterno (PD o MD) i domini in Gis4WRF sono sempre definiti in base al dominio figlio o più interno (CD o IMD). Quando si creano domini WRF, la GUI (interfaccia grafica) del dominio richiede agli utenti di scegliere un sistema di riferimento di coordinate supportato da WRF, la spaziatura della griglia orizzontale, la longitudine e la latitudine del punto centrale e l'estensione della griglia. Eventuali ulteriori PD vengono creati in base all'IMD insieme al rapporto figlio/genitore e a quattro valori di riempimento (Padding). Il riempimento definisce il numero di celle della griglia (estensione) del PD nella sua spaziatura orizzontale della griglia in direzione nord, est, sud, ovest dai rispettivi bordi del suo CD. In Gis4WRF il riempimento viene utilizzato in combinazione con il punto centrale IMD, per calcolare la posizione e l'estensione dei domini esterni. Con questo approccio, quando si modifica la spaziatura della griglia orizzontale o l'estensione di un dominio, l'IMD rimane centrato come definito dall'utente, mentre nell'approccio OMD è necessario regolare diversi valori per centrare nuovamente l'IMD in una posizione specifica (D. Meyer, 2019). In figura 16 e figura 17 si riportano i domini creati partendo

dal dominio più interno (d03) centrato sulla regione Marche. In figura 18 si mostra graficamente, a titolo di esempio, la risoluzione di griglia per i tre domini (d01, d02, d03) di una delle simulazioni effettuate.

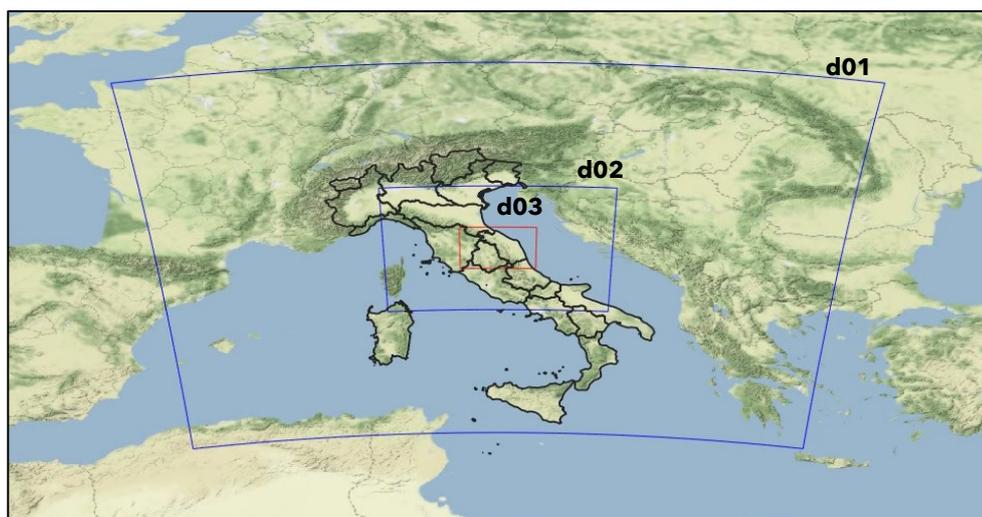


Figura 16 Inquadramento geografico dei tre domini di simulazione incentrati sulla regione Marche d01,d02 e d03.

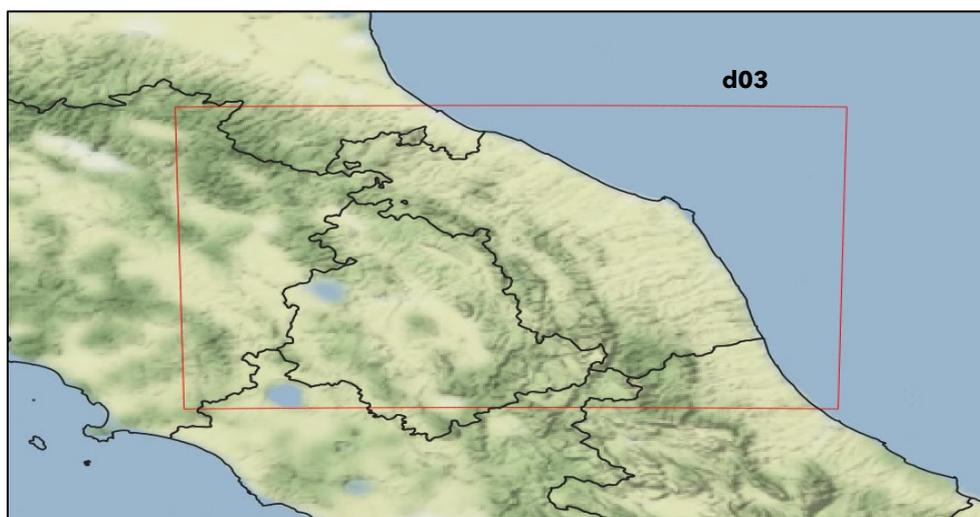


Figura 17 Zoomata sul dominio più interno d03 centrato sulla regione Marche.

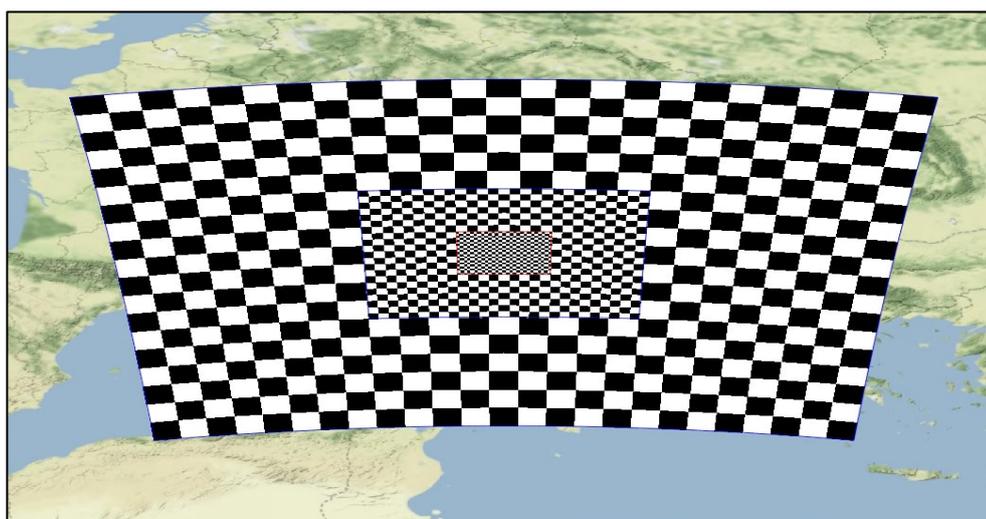


Figura 18 Rappresentazione del passo griglia per il dominio d01 (72000m), d02 (24000m) e d03 (4000m).

In tabella 1 vengono mostrate le opzioni utilizzate per ognuna delle tre simulazioni durante la fase di definizione dei domini di calcolo.

Tabella 1 Tabella riassuntiva dei passi griglia utilizzati per le diverse simulazioni e delle rispettive proiezioni.

Simulazione	Proiezione	Risoluzione di griglia d01 (m)	Risoluzione di griglia d02 (m)	Risoluzione di griglia d03 (m)
Gis4wrf_1	LC	72000	24000	8000
Gis4wrf_2	LC	72000	24000	8000
Gis4wrf_3	LC	72000	24000	4000

- **Preparazione dei set di dati geografici e meteorologici**

Gli strumenti per scaricare set di dati geografici e meteorologici e convertirli in formato binario WPS sono organizzati nella scheda "Datasets". Questa scheda è ulteriormente suddivisa in tre sotto schede: "Geo", "Met" e "Process".

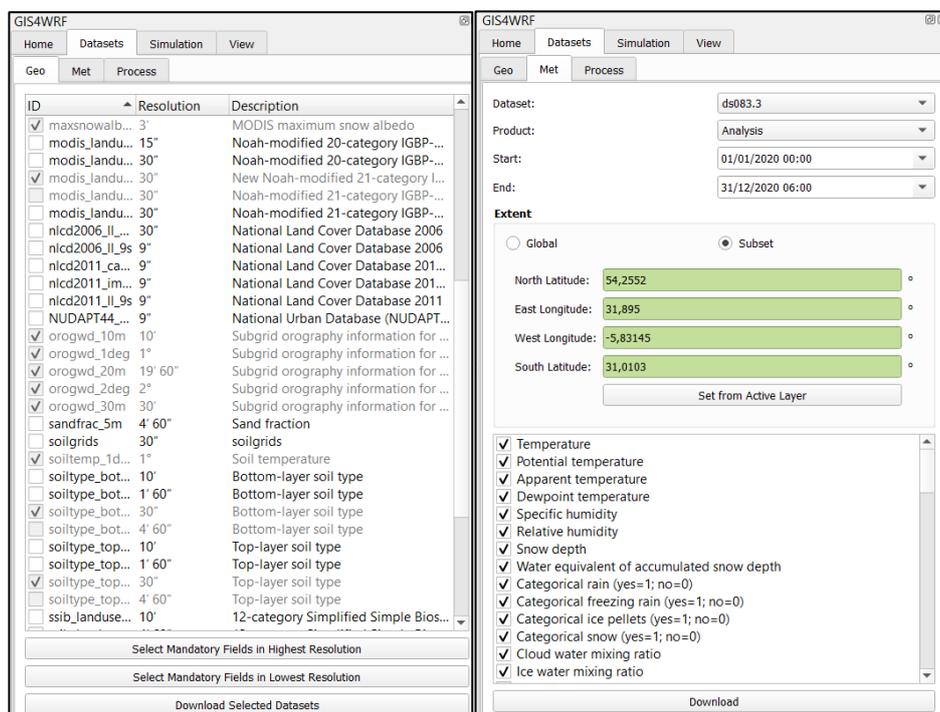


Figura 19 Scheda di Gis4WRF per lo scaricamento dell'input geografico del WPS (Geo) e dell'input metreologico (Met).

Dalla sotto scheda "Geo", gli utenti possono scaricare i set di dati di input geografici WPS (figura19) ufficiali supportati dalla pagina utenti WRF (<http://www2.mmm.ucar.edu/wrf/users>). I download vengono automaticamente salvati nella directory di lavoro definita dall'utente e resi disponibili all'utente tramite l'interfaccia GIS4WRF. I dati geografici statici per l'input del WPS (geogrid) sono obbligatori e richiesti per eseguire WPS e WRF. Sono disponibili due tipologie di dato:

- Alta risoluzione che contiene la risoluzione più alta di ciascun campo obbligatorio: è quello più comunemente utilizzato ed è consigliato per la maggior parte delle applicazioni;
- Bassa risoluzione che contiene solo la risoluzione più bassa di ciascun campo obbligatorio;

L'obiettivo è stato quello di utilizzare entrambi i datasets geografici.

Tabella 2 Risoluzione delle variabili geografiche contenute nei datasets ad alta e bassa risoluzione.

Dati geografici di input	Alta risoluzione	Bassa risoluzione
albedo_modis	X	X
greenfrac_fpar_modis	X	X
greenfrac_fpar_modis_5m		X
lai_modis_10m		X
lai_modis_30s	X	
maxsnowalb_modis	X	X
modis_landuse_20class_30s_with_lakes	X	
modis_landuse_20class_5m_with_lakes		X
orogwd_2deg	X	
orogwd_1deg	X	X
orogwd_30m	X	
orogwd_20m	X	
orogwd_10m	X	
soiltemp_1deg	X	X

soiltype_bot_5m		X
soiltype_bot_30s	X	
soiltype_top_5m		X
soiltype_top_30s	X	
topo_gmted2010_5m		X
topo_gmted2010_30s	X	
Varsso	X	
varsso_10m	X	
varsso_5m	X	
varsso_2m	X	

Per quanto riguarda i dati metereologici GIS4WRF include l'integrazione con l'API client di download dell'Archivio dati di ricerca (RDA; <https://rda.ucar.edu>) tramite l'interfaccia nella sotto scheda "Met" (figura 19). La RDA fornisce agli utenti un portale per trovare e scaricare diversi set di dati meteorologici.

Nel caso delle simulazioni in esame, si è deciso di simulare l'anno 2020 e quindi di scaricare il set di dati metereologici "ds083.3 NCEP GDAS/FNL 0.25 Degree Global Tropospheric Analyses and Forecast Grids". Questi dati di analisi e previsione operativa globale NCEP FNL (finale) sono su griglie di $[0,25 \times 0,25]^\circ$ preparate operativamente ogni sei ore. Questo prodotto proviene dal Global Data Assimilation System (GDAS), che raccoglie continuamente dati di osservazione dal Global Telecommunications System (GTS) e da altre fonti. Gli FNL sono realizzati con lo stesso modello utilizzato da NCEP nel Global Forecast System (GFS), ma gli FNL vengono

preparati circa un'ora dopo l'inizializzazione del GFS. Le FNL vengono ritardate in modo da poter utilizzare più dati osservativi. Il GFS viene eseguito in anticipo a supporto delle esigenze di previsione urgenti e utilizza l'FNL del ciclo di 6 ore precedente come parte della sua inizializzazione.

Le analisi sono disponibili in superficie su 26 livelli obbligatori da 1000 millibar a 10 millibar. I parametri includono pressione superficiale, pressione al livello del mare, altezza geopotenziale, temperatura, temperatura della superficie del mare, uso del suolo, copertura di ghiaccio, umidità relativa, componenti del vento u-v-w, vorticità e ozono.

In tabella 3 vengono mostrate le opzioni utilizzate per ognuna delle tre simulazioni durante la fase di scelta dei datasets geografici e meteorologici.

Tabella 3 Tabella riassuntiva dell'input geografico e meteorologico per le varie simulazioni

Simulazione	Dati geografici	Dati meteorologici	Anno simulato
Gis4wrf_1	Bassa risoluzione	ds083.3	2020
Gis4wrf_2	Alta risoluzione	ds083.3	2020
Gis4wrf_3	Alta risoluzione	ds083.3	2020

- **Lancio delle simulazioni impostate**

In questa fase tramite la sequenza classica di comandi (figura 13) si genera il file binario del WPS e successivamente risulterà possibile mandare in esecuzione il modello WRF. Di seguito in tabella 4 si propone un riepilogo delle caratteristiche per le simulazioni svolte e dei wrfout (outputs di WRF) ottenuti. Mentre in figura 20 si riporta il namelist di input per il modello WRF.

Tabella 4 Riepilogo delle caratteristiche geografiche, metereologiche e di risoluzione per le simulazioni impostate.

Simulazione	Gis4wrf_1	Gis4wrf_2	Gis4wrf_3
Proiezione	LC	LC	LC
Risoluzione di griglia d01 (m)	72000	72000	72000
Risoluzione di griglia d02 (m)	24000	24000	24000
Risoluzione di griglia d03 (m)	8000	8000	4000
Dati geografici	Bassa risoluzione	Alta risoluzione	Alta risoluzione
Dati metereologici	ds083.3	ds083.3	ds083.3
Anno simulato	2020	2020	2020
Outputs di WRF	wrfout_d01	wrfout_d01	wrfout_d01
	wrfout_d02	wrfout_d02	wrfout_d02
	wrfout_d03	wrfout_d03	wrfout_d03

<pre> &time_control start_year = 2020, 2020, 2020 start_month = 1, 1, 1 start_day = 1, 1, 1 end_year = 2020, 2020, 2020 end_month = 12, 12, 12 end_day = 31, 31, 31 interval_seconds = 21600 input_from_file = .true., .true., .true. history_interval = 180, 60, 60 frames_per_outfile = 1000, 1000, 1000 restart = .false. restart_interval = 60 io_form_history = 2 io_form_restart = 2 io_form_input = 2 io_form_boundary = 2 start_minute = 0, 0, 0 start_second = 0, 0, 0 end_minute = 0, 0, 0 end_second = 0, 0, 0 nocolons = .true. / &domains time_step = 60 time_step_fract_num = 0 time_step_fract_den = 1 max_dom = 3 e_we = 28, 28, 37 e_sn = 21, 25, 25 e_vert = 33, 33, 33 p_top_requested = 5000 num_metgrid_levels = 34 num_metgrid_soil_levels = 4 dx = 72000.0, 24000.0, 4000.0 dy = 72000.0, 24000.0, 4000.0 grid_id = 1, 2, 3 parent_id = 1, 1, 2 i_parent_start = 1, 10, 11 j_parent_start = 1, 7, 11 parent_grid_ratio = 1, 3, 6 parent_time_step_ratio = 1, 3, 6 feedback = 1 smooth_option = 0 / </pre>	<pre> &domains time_step = 60 time_step_fract_num = 0 time_step_fract_den = 1 max_dom = 3 e_we = 28, 28, 37 e_sn = 21, 25, 25 e_vert = 33, 33, 33 p_top_requested = 5000 num_metgrid_levels = 34 num_metgrid_soil_levels = 4 dx = 72000.0, 24000.0, 4000.0 dy = 72000.0, 24000.0, 4000.0 grid_id = 1, 2, 3 parent_id = 1, 1, 2 i_parent_start = 1, 10, 11 j_parent_start = 1, 7, 11 parent_grid_ratio = 1, 3, 6 parent_time_step_ratio = 1, 3, 6 feedback = 1 smooth_option = 0 / &physics physics_suite = 'CONUS' mp_physics = -1, -1, -1 cu_physics = -1, -1, 0 ra_lw_physics = -1, -1, -1 ra_sw_physics = -1, -1, -1 bl_pbl_physics = -1, -1, -1 sf_sfclay_physics = -1, -1, -1 sf_surface_physics = -1, -1, -1 radt = 30, 30, 30 bltd = 0, 0, 0 cudt = 5, 5, 5 icloud = 1 num_land_cat = 21 sf_urban_physics = 0, 0, 0 / &fdda / </pre>	<pre> &dynamics hybrid_opt = 2 w_damping = 0 diff_opt = 1, 1, 1 km_opt = 4, 4, 4 diff_6th_opt = 0, 0, 0 diff_6th_factor = 0.12, 0.12, 0.12 base_temp = 290.0 damp_opt = 3 zdamp = 5000.0, 5000.0, 5000.0 dampcoef = 0.2, 0.2, 0.2 khdif = 0, 0, 0 kvdif = 0, 0, 0 non_hydrostatic = .true., .true., .true. moist_adv_opt = 1, 1, 1 scalar_adv_opt = 1, 1, 1 gwd_opt = 1 / &bdy_control spec_bdy_width = 5 specified = .true. / &grib2 / &namelist_quilt nio_tasks_per_group = 0 nio_groups = 1 / </pre>
---	--	--

Figura 20 Namelist input per la simulazione di WRF tramite il tool Gis4WRF.

2.2 Mesoscale model interface - MMIF

Il programma Mesoscale Model Interface Program (MMIF) converte i campi di output meteorologici prognostici nei parametri e nei formati richiesti per l'input diretto nei modelli di dispersione. I modelli di dispersione supportati includono AERMOD, SCICHEM e CALPUFF. MMIF elabora specificamente i campi di output geofisici e meteorologici dal modello a mesoscala di quinta generazione (MM5, versione 3) e dal modello Weather Research and Forecasting (WRF) (nucleo Advanced Research WRF [ARW], versioni 2 e successive). Il programma individua alcuni parametri richiesti che non sono direttamente disponibili dalle varie versioni di MM5 o WRF. Offre anche l'opzione di passare direttamente le altezze del livello dello strato limite planetario (PBL) dai modelli meteorologici o di diagnosticarle in modo indipendente da altre variabili.

MMIF supporta AERMOD in tre modalità operative:

- Crea dati ONSITE, UPPERAIR e imita i dati di AERSURFACE per eseguire AERMET;
- Crea file di input AERCOARE per eseguire AERCOARE (sostituendo AERMET);
- Crea file di output simili ad AERMET per superficie e profilo per eseguire AERMOD (sostituendo AERMET).

MMIF non interpola i punti della griglia di MM5/WRF fino al punto esatto richiesto nel file di controllo. Utilizza semplicemente il centro della cella della griglia (singola) contenente il punto richiesto.

Se il formato del file di output è impostato su AERMOD, MMIF può generare tre file di output (Useful Info, SFC e PFL). I file SFC e PFL possono essere utilizzati direttamente da AERMOD. Il file Useful Info è un file di testo con alcune righe adatte per l'inclusione nella sezione 'ME' del file di controllo AERMOD.

Il file SFC (superficie) include i seguenti valori:

- Tempo (LST)
- Flusso di calore sensibile, W/m^2
- Parametro di scaling della velocità del vento Monin-Obukhov, m/s (ustar)
- Scala di velocità convettiva, m/s (wstar)
- Gradiente verticale della temperatura potenziale sopra il livello limite planetario (PBL), K/m (VPTG)
- Altezza di mescolamento convettivo m (Zic)
- Altezza di mescolamento meccanica, m (Zim)
- Lunghezza di Monin-Obukhov, m (L)
- Rugosità superficiale, m (z_0)
- Rapporto di Bowen, adimensionale (bowen)
- Albedo, frazione (albedo)
- Velocità del vento a 10 m, m/s (wind speed)

- Direzione del vento a 10 m, gradi (dir)
- Altezza della misura del vento, m (Zwind)
- Temperatura dell'aria a 2 m, K (T)
- Altezza della misura della temperatura, m (Ztemp)
- Codice di precipitazione: '11' se Taria > 0°C, '22' altrimenti
- Intensità della precipitazione, mm/hr (rain)
- Umidità relativa a 2 m, percentuale (RH)
- Pressione superficiale, mb (press)
- Copertura nuvolosa, decimi (cloud cover)
- Etichetta di regolazione della velocità del vento (sempre 'NAD-OS' per MMIF)

Il file PFL (profilo) include i seguenti valori:

- Tempo (LST)
- Altezza della misurazione, m
- Flag per l'ultimo livello
- Direzione del vento, gradi
- Velocità del vento, m/s
- Temperatura dell'aria, °C
- Sigma theta, gradi, sempre '99' (mancante) nell'output di MMIF
- Sigma W, gradi, sempre '99' (mancante) nell'output di MMIF

Il file di input di MMIF è un file testo ASCII, contenente una serie di righe di comando, che tramite una nomenclatura specifica vanno ad avviare i rispettivi moduli di calcolo. In figura 21 si può osservare un generico file di input che richiama tutte le funzioni attivabili. È importante sottolineare che nel caso non vengano compilate tutte le sezioni del file di input esse vengano considerate nella modalità definita di default.

Di seguito si riporta l'elenco completo di tutte le funzioni attivabili in MMIF:

- Start e Stop possono anche essere nel formato YYYYMMDDHH, cioè senza spazi. Possono anche essere forniti nel formato MM5/WRF (YYYY-MM-DD_HH:mm:ss).
- Time zone in ore rispetto all'UTC (0=UTC, -5=EST, -6=CST, -7=MST, -8=PST) per l'output del modello. CALPUFF e AERMOD sono eseguiti in ora locale, mentre MM5 e WRF utilizzano l'UTC.
- MetForm, MMIF rileva automaticamente se un file di INPUT proviene da MM5 o da WRF. Se per qualche motivo il rilevamento automatico fallisce, questa parola chiave può essere inclusa per ignorare la rilevazione automatica. In generale, non è necessario includerla in un file di input di MMIF.

- Origin, Includere questa parola chiave fa sì che MMIF sovrascriva i valori per l'origine della griglia X, Y trovati nel file di input di MM5/WRF
- Grid, Utilizza l'indice del punto della griglia di MM5/WRF (I, J). I rappresenta la coordinata da ovest a est, mentre J rappresenta la coordinata da sud a nord, contrariamente alla nomenclatura di MM5.
- Point Specifica il punto di output richiesto per le uscite di AERCOARE, AERMET e AERMOD (senza significato per le uscite in griglia).
- Cloud Cover, Specificare la fonte dei valori di copertura nuvolosa da scrivere con MMIF. L'opzione di default usa il metodo Angevine (2012) COAMPS.
- Output Il file SFC produce un file di testo formattato per l'uso con AERMOD come SURFFILE. Il file PFL produce un file di testo formattato per l'uso con AERMOD come PROFFILE. Con il vantaggio che questi file possono essere usati direttamente dentro AERMOD evitando di utilizzare il preprocessore AERMET.

```

; This file can be space-delimited or comma-delimited, or a mixture.
; Comment characters are #, ;, and !. Blank lines are ignored.
; Omitting optional keywords is the same as giving their default values.
; START, STOP, and TimeZone are the only required keywords, the rest are optional.
; Keywords are case in-sensitive, filenames are not (depends on your OS).
; Filenames may contain spaces, if enclosed in quotes.

# START and STOP can be either of the forms below, or YYYY-MM-DD_HH:mm:ss.
start 2008 07 04 01 ; start time in LST for TimeZone, hour-ending format
stop 2008070600 ; end time in LST for TimeZone, hour-ending format
# TimeZone is relative to GMT, i.e. -5 (GMT-05) is the US East Coast
TimeZone -10 ! default is zero, i.e. GMT-00

# MMIPv3.x auto-detects if INPUT files are MM5 or WRF files, so METFORM
# needs to be included only if MMIF guesses wrong, and you need to over-ride.
# MetForm WRF

# ORIGIN (optional) can be used to OVER-RIDE the origin of X,Y projected
# coordinate system, which is normally set from the parameters of the MM5/WRF
# file. This keyword is REQUIRED for Mercator projections.
# origin 40.0 -97.0 ! RPO Projection

# GRID has three options: IJ, LL (or latlon), or KM (or PROJ,LCC,PS,EM),
# followed by two lower-left coordinates, and two upper-right coordinates.
# Default is to output the whole grid, after trimming 5 points off each edge.
grid IJ -5,-5 -5,-5 ! default

# LAYERS has three options: TOP, MID, or K; followed by the values to be used.
# TOP and MID are in meters. Default is from the EPA/FLM 2009 Guidance.
# TOP is preferred: MMIF interpolates between MID points to get TOPs.
layers top 20 40 80 160 320 640 1280 2000 3000 4000 ! FLM CALMET Guidance

# PG STABILITY class calculation method is either SRDT or GOLDER (default)
# PG stability is used only for CALPUFF output.
stability GOLDER ! default

# CLOUDCOVER (or CC) source is one of WRF, ANGEVINE, or RANDALL
# WRF use WRF's internal CLDFRA variable
# ANGEVINE use Angevine et al. (2012) RE function (default in MMIF >= 2.2)
# RANDALL use Randall (1994)/Zhao (1995) method (default in MMIF < 2.2)
CLOUDCOVER ANGEVINE ! default

# CALSCI_MIXHT is either WRF (default) or MMIF, to pass-through or re-
# calculate the WRF mixing height for CALPUFF and SCICHEM outputs.
# Use AER_MIXHT (below) for AERMET and AERMOD modes.
CALSCI_MIXHT WRF ! default

# AER_MIXHT (WRF, MMIF, or AERMET) controls the source of mixing height
# values you want to use in AERMET mode.
# AER_MIN_MIXHT is the lower bound on both Convective and Mechanical
# Mixing Heights in AERMOD mode.
# AER_MIN_OBUK is the lower bound on Monin-Obukhov length, such that
# ABS(L) > AER_min_Obuk, in AERMOD mode.
# AER_MIN_SPEED is the lower bound on windspeed in AERMOD mode,
# passed through to THRESHOLD in AERMET mode.
# AER_USE_TSKC is an ALPHA option to use cloud info instead of BULKRN."
# AER_USE_NEW introduced in MMIF 4.0 for AERMET 21112 and later versions.
aer_mixht WRF ! default
aer_min_mixht 1.0 ! default (same as AERMET)
aer_min_obuk 1.0 ! default (same as AERMET)
aer_min_speed 0.0 ! default (following Apr 2018 MMIF Guidance)
aer_use_TSKC F ! default (using TSKC is an ALPHA option)
aer_use_NEW F ! default (set to T for AERMET 21112 and later versions)
POINT latlon 20.963 -156.675 -9 ! in GMT-9 timezone
AER_layers 0 0 ! write only 2m and 10m data
Output aermod useful PJHJ.info.txt
Output aermod sfc PJHJ.sfc
Output aermod PFL PJHJ.pfl
# INPUT gives filenames of either MM5 or WRF files
INPUT test_problems\wrf\wrfout_d02_2008-07-04_00_00_00

```

Figura 21 File di input MMIF con tutte le funzioni attivabili.

2.2.1 Descrizione delle fasi operative

In prima battuta si riporta l'inquadramento dell'area oggetto di studio. Dalla figura 22 il poligono in giallo rappresenta l'azienda petrolchimica presa come caso studio mentre il marker in verde è collocato nell'esatta posizione dove si trova la centralina "Fs_Obs" della qualità dell'aria della Regione Marche.

La centralina di monitoraggio è definita di tipo industriale, infatti, come è possibile notare si trova a ridosso del perimetro dell'azienda. Tali stazioni sono ubicate in posizione tale che il livello di inquinamento sia influenzato prevalentemente da singole fonti industriali o da zone industriali limitrofe.

Questa caratteristica della stazione di monitoraggio sommata alla scelta di modellare l'emissione dell'inquinante SO_x, estremamente caratteristico ma non esclusivo per l'industria petrolchimica, riduce la contaminazione proveniente da altre attività antropiche collocate sul territorio.

Inoltre, la stazione di monitoraggio "Fs_Obs" è dotata di strumentazione per la misurazione di diverse variabili meteorologiche, risultando un valido strumento di controllo e validazione anche per il dato meteorologico estratto dal modello prognostico, tramite l'ausilio di MMIF, e che poi sarà utilizzato in input al modello Aermod.

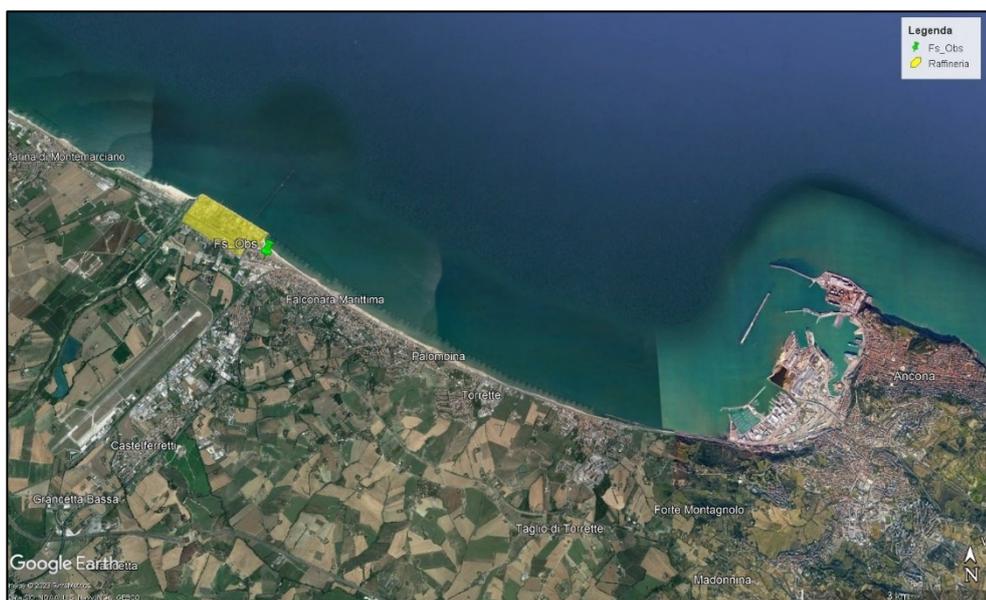


Figura 22 Inquadramento territoriale dell'area oggetto di studio.

Per procedere con la creazione dei file meteorologici "Aermod-ready" è necessario compilare il file di input di MMIF inserendo la coppia di coordinate richiesta e i file "wrfout" che fungeranno da input e dai quali avverrà l'estrazione del dato meteorologico.

Nel nostro caso il punto di estrazione coinciderà con le coordinate della stazione "Fs_Obs" mentre per i "wrfout" da dare in input a MMIF saranno utilizzati solo i "wrfout_d03" cioè quelli del dominio più interno che risulta centrato sulla Regione Marche.

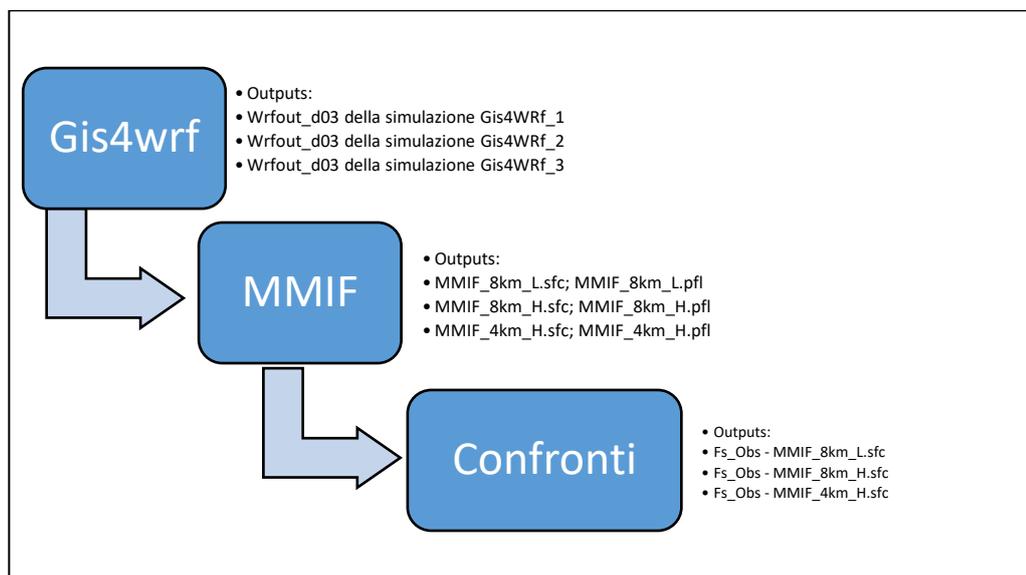


Figura 23 Riepilogo degli outputs generati nelle varie fasi di processo.

Come specificato precedentemente, MMIF una volta fornita la coppia di coordinate procederà all'estrazione del dato meteorologico nel punto griglia, della simulazione fatta con Gis4wrf, più vicino senza effettuare nessun tipo di interpolazione.

In figura 24 è possibile vedere dove è stata effettuata l'estrazione in riferimento alla posizione della centralina "Fs_Obs".

È facile notare, come il punto griglia più vicino alla stazione meteorologica per le simulazioni a 8km sarà lo stesso (marker blu) mentre per la simulazione a 4km (marker rosso) si troverà in un'area diversa.



Figura 24 Punti di estrazione delle variabili meteorologiche rispetto alla posizione della centralina Fs (marker verde) e al sito della raffineria (poligono giallo).

2.3 Modello AERMOD

Il modello gaussiano appartiene alla famiglia dei modelli analitici, così chiamati perché si basano sull'integrazione in condizioni semplificate dell'equazione generale del trasporto e della diffusione (vedi Eq. 2). Ipotizzando inoltre:

- Fenomeno stazionario
- Dominio omogeneo e caratterizzato dalla presenza di terreno piano
- Caratteristiche meteorologiche costanti nel tempo e nello spazio e velocità del vento agente solo nella direzione longitudinale (asse x).
- Il trasporto di inquinante dovuto alla turbolenza, nella direzione x, sia trascurabile rispetto al trasporto dovuto al vento
- Il coefficiente diffusivo K_{zz} costante in z
- Il termine sorgente è indipendente dal tempo e il valore di emissione Q presente in (0,0,0) nullo per tutti gli altri punti del dominio.

L'equazione del bilancio di massa di un inquinante diviene:

$$-u \frac{\partial c}{\partial x} = k_{yy} \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + k_{zz} \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} + s(x,y,z) \quad (3)$$

Avendo ipotizzato le diffusività turbolente k_{zz} k_{yy} e la velocità media \bar{u} costante nello spazio, l'equazione della diffusione è risolvibile analiticamente, e l'espressione che si ricava è simile alla distribuzione gaussiana.

Considerando ora il caso di sorgente puntiforme elevata $Q(0,0, z_s)$ e che il suolo sia perfettamente riflettente nei confronti delle particelle di inquinante, la (4) assume la seguente forma:

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{2\pi\sigma_y\sigma_z\bar{u}} \exp\left(-\frac{1}{2}\frac{y^2}{\sigma_y^2}\right) \left[\exp\left(-\frac{1}{2}\frac{(z-z_s)^2}{\sigma_z^2}\right) + \exp\left(-\frac{1}{2}\frac{(z+z_s)^2}{\sigma_z^2}\right) \right] \quad (4)$$

La concentrazione in un punto qualsiasi risulta dal contributo di due termini: quello della sorgente e quello dovuto alla riflessione del terreno, che può essere immaginato come proveniente da una sorgente virtuale posta nel punto $(0,0,-z_s)$.

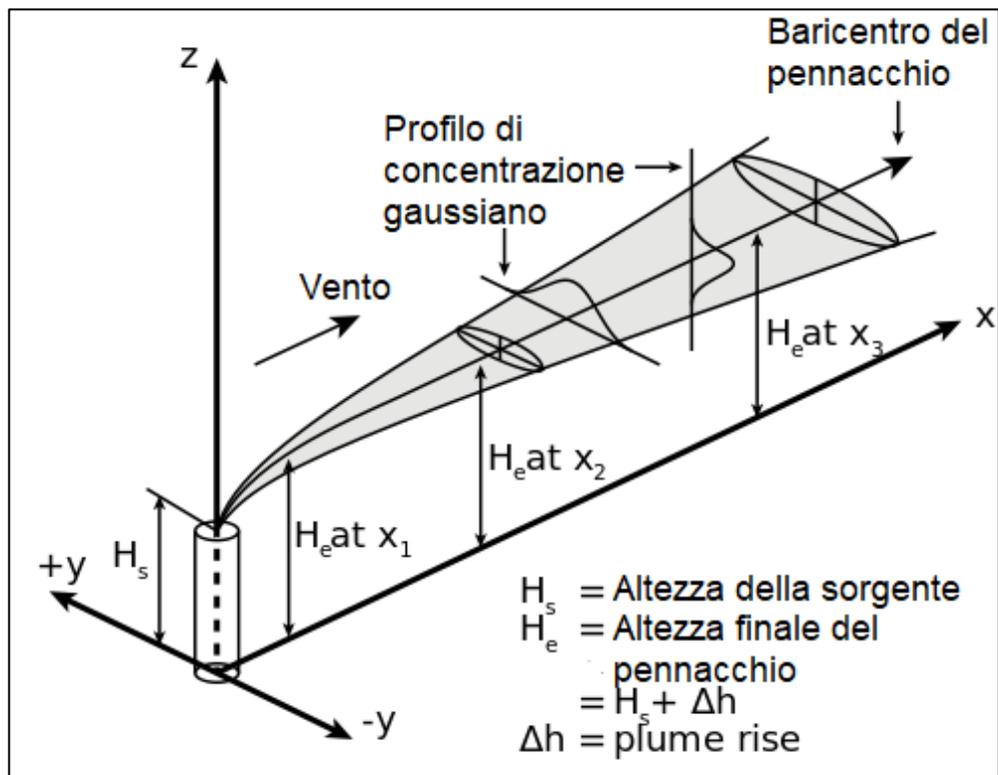


Figura 25 Schematizzazione dell'andamento della concentrazione per un modello gaussiano.

Rispetto alle ipotesi fatte, si possono ad ogni modo simulare situazioni più complesse:

- Eventuali inversioni di quota o condizioni di calma di vento
- Diverse tipologie di sorgenti: areali, volumetriche, lineari.
- Effetti scia (downwash) dovuti al camino o da altri edifici, in grado di intrappolare il pennacchio
- Fenomeni di deposizione

- Discontinuità superficiali (come la presenza di siti costieri)
- Applicazioni su terreni complessi e terreni urbani Questo grazie a revisioni del modello iniziale, a cui vengono aggiunti algoritmi appositamente predisposti.

Aermod è un modello stazionario a pennacchio di tipo gaussiano, particolarmente idoneo per simulare la dispersione di inquinanti nello Strato Limite Atmosferico. Di seguito una descrizione del modello Aermod.

Le caratteristiche:

- Scala Spaziale: fino a 50 km
- Scala Temporale: short e long term (ore, giorni e anni)
- Dominio: qualsiasi tipo (da terreni semplici a complessi). Le sorgenti possono trovarsi sia su terreni urbani che rurali ed i recettori sia su terreni semplici o complessi.
- Inquinante: Inquinanti primari e rilascio di sostanze tossiche e pericolose. Trasformazioni chimiche elementari. Sono presenti i processi di deposizione secca ed umida.
- Sorgenti emissive: qualsiasi tipo (puntuale, lineare, areale e volumetrica)
- Regime: stazionario

Preprocessori impiegati: AERMET fornisce dati meteorologici ed AERMAP fornisce dati sulle quote del terreno e sulla posizione dei recettori; questi dati sono di input per AERMOD.

Le applicazioni:

- Sorgenti puntuali, volumetriche ed areali
- Calcolo delle concentrazioni in prossimità della superficie e a quote elevate
- Topografia piatta e complessa
- Trasporto di sostanze su domini per cui l'assunzione di stato stazionario sia appropriata (fino a 50 km)
- Rappresentazione in continuo delle emissioni di sostanze tossiche
- Medie temporali da un'ora ad un anno

I vantaggi

- Minimizza i dati meteorologici in ingresso
- Semplifica le interazioni con il terreno
- Permette la simulazione sia su terreni semplici che complessi
- Simula più sorgenti emissive
- Tramite AERMET è in grado di costruire i profili verticali delle variabili meteorologiche (velocità e direzione del vento, temperatura e suo gradiente, turbolenza),

attraverso dati misurati o relazioni empiriche; inoltre è in grado di simulare l'andamento dello Strato Limite Atmosferico (SLA) attraverso una formula semi-empirica che fa uso dell'irraggiamento solare e degli scambi termici suolo-aria.

Particolarità:

- Il modello utilizza dati meteorologici orari per stimare le concentrazioni d'inquinanti (dati forniti da AERMET), restituendo medie da un'ora ad un anno
- AERMOD utilizza il concetto della "streamline" (Snyder et al., 1985) per condizioni stabilmente stratificate. Dove il pennacchio viene modellato come una combinazione di due casi limite: un pennacchio orizzontale (che impatta sul terreno) e un pennacchio che segue il terreno (che risponde al terreno). Vale a dire, AERMOD gestisce il calcolo degli impatti degli inquinanti sia in terreni pianeggianti che complessi all'interno dello stesso framework di modellazione.
- A differenza di altri modelli Gaussiani della Environmental Protection Agency (EPA-US) non bisogna differenziare il dominio in semplice, complesso o intermedio, ma si considera unicamente la posizione della massa d'inquinante rispetto alla streamline

(Snyder,1985).

- La dispersione verticale in caso di atmosfera instabile è simulata da AERMOD, attraverso l'uso di una funzione densità di probabilità bi-gaussiana.

Descrizione del Modello:

1. Relazione tra sorgente e recettore:

- AERMOD applica le specifiche fornite dall'utilizzatore su sorgenti e recettori. L'altezza delle sorgenti o dei recettori è data o determinata dal processore AERMAP; i recettori possono essere poi collocati a svariate altezze specificate dall'utilizzatore.
- Per ogni recettore il modello simula l'andamento della concentrazione dovuto ad una sorgente inquinante, definendo appositamente una superficie rappresentativa del dominio in prossimità del recettore.

2. Andamento del pennacchio:

- AERMOD utilizza il modello gaussiano semplice solo in caso di atmosfera stabile e terreno piatto, in caso contrario cambiano la funzione densità di probabilità del pennacchio (da gaussiana a bi-gaussiana), per tener conto della mancanza di simmetria nelle velocità

verticali turbolente in uno strato convettivo (condizioni instabili) e/o il modo di calcolare la concentrazione in caso di terreni complessi (combinazione lineare tra i casi di terreni perfettamente piatti e terreni perfettamente complessi)

3. **Vento orizzontale:**

- I Profili verticali di vento sono calcolati per ogni ora e si basano su *valori misurati o simulati*.
- I valori della velocità del vento al di sopra dello strato di mescolamento sono stimati costanti sull'intero dominio.
- Gli effetti sulla dispersione di inquinanti e quindi sul calcolo della concentrazione, a causa delle variazioni verticali del vento orizzontale, sono considerate utilizzando un valore della velocità del vento mediato sull'altezza del pennacchio; più precisamente la media viene eseguita sulla porzione di atmosfera compresa tra il centro di massa del pennacchio e l'altezza del recettore.

4. **Vento Verticale:**

- In atmosfera turbolenta una funzione bi-gaussiana rappresenta gli andamenti verticali.
- La media della velocità verticale del vento è sempre uguale a zero, sia in condizioni stabili che instabili.

5. **Coefficiente di dispersione orizzontale:**

- È un coefficiente di tipo gaussiano e rappresenta la turbolenza orizzontale; sono inclusi i fenomeni di galleggiamento ed il fenomeno di downwash in condizioni stabili e convettive.
- Profili verticali della turbolenza laterale sono elaborati in base *alle misure o alle simulazioni*, considerando sia la turbolenza meccanica, sia quella convettiva. Il valore della turbolenza effettiva è ricavato tramite calcolo del valore medio sulla porzione di atmosfera compresa tra l'altezza della sorgente e del recettore (come per il vento orizzontale). In base a tale valore è possibile ricavare la dispersione orizzontale. Il caso di atmosfera instabile vede il calcolo di tre coefficienti di dispersione orizzontale, uno per ciascun tipo di pennacchio.
- Un nuovo valore del coefficiente è stimato nel caso di ambiente urbano, in cui si tiene conto degli effetti turbolenti dovuti ad una temperatura dell'aria più alta.

6. **Coefficiente di dispersione verticale:**

- In atmosfera stabile il coefficiente è di tipo gaussiano. Rappresenta la turbolenza verticale.
- In atmosfera turbolenta il coefficiente è di tipo bi-gaussiano. Rappresenta la turbolenza verticale.

- Profili verticali di turbolenza sono ricavati da *misure o simulazioni*, è considerata sia la turbolenza meccanica, sia quella convettiva. La turbolenza effettiva è ricavata sempre nell'intervallo verticale tra sorgente e recettore, questa è poi usata per calcolare il coefficiente di dispersione. Il caso di atmosfera instabile vede il calcolo di tre coefficienti di dispersione verticale, uno per ciascun tipo di pennacchio. Il pennacchio Diretto (direct) ed Indiretto (indirect) possiedono sia la componente legata ai flussi ascendenti, sia quella legata ai flussi discendenti, mentre il pennacchio Penetrato (penetrated) si comporta come un pennacchio in atmosfera stabile, da cui riprende le formule. È da notare che il modello, per determinare il coefficiente di dispersione verticale, lo ripartisce in due contributi; uno legato all'influenza della superficie terrestre per il cui calcolo compaiono parametri come la scala Lagrangiana (L), l'altezza di mescolamento (z_i), la velocità media del vento (\underline{u}) o la velocità di frizione (u^*) ed uno indipendente dalla superficie in cui è la turbolenza verticale (\underline{s}_{wT}) ad essere usata. Solo il pennacchio Penetrato per sua definizione non ammette una componente superficiale, in quanto totalmente indipendente dal terreno.

- Un nuovo valore del coefficiente è stimato nel caso di ambiente urbano, in cui si tiene conto degli effetti turbolenti dovuti ad una temperatura ambientale più alta.

7. Trasformazioni chimiche:

- AERMOD utilizza degli algoritmi piuttosto semplici, in cui il decadimento delle sostanze è di tipo esponenziale.

8. I fenomeni di deposizione:

- Nell'ultima revisione di AERMOD sono stati inseriti i fenomeni di deposizione secca e umida.

9. Il valore della concentrazione:

- Il calcolo della concentrazione si ottiene valutando l'influenza del terreno sul pennacchio.
- Il valore di concentrazione totale al recettore dipende, in condizioni instabili, da tre tipi di pennacchi ($C_T = C_d + C_r + C_i$), i cui valori, si differenziano per l'altezza raggiunta dal pennacchio e per i parametri di dispersione.
- Nel caso di simulazione notturna in ambiente urbano, essendo l'atmosfera più stabile i vortici a bassa frequenza perdono di importanza. La concentrazione è ancora calcolata tramite formula dello strato stabile, ma cambiano i coefficienti di dispersione e l'altezza dello strato di mescolamento. La temperatura ambientale più alta genera un flusso di calore

insolito per la condizione notturna, l'incremento di turbolenza è responsabile di una maggiore dispersione del pennacchio (Ispra, 2004).

10. **Applicazioni**

- verifica del rispetto dei limiti normativi relativi agli standard di qualità dell'aria.
- valutazione di impatto previsionale, per esempio, nel caso di installazione di nuovi impianti o di modifiche ad impianti già esistenti.
- identificazione delle singole sorgenti potenzialmente più impattanti di un impianto.
- identificazione degli impianti potenzialmente più impattanti all'interno di un territorio.
- stima dell'influenza dei fattori geofisici sulla dispersione (per esempio l'elevazione del terreno, la presenza di corpi idrici e l'uso del suolo).
- stima dell'influenza dei parametri meteorologici sulla dispersione.
- valutazione dei rischi e pianificazione della gestione di eventi incidentali come il rilascio accidentale di sostanze pericolose (per esempio in caso di incendio o esplosione improvvisa).
- valutazione dell'impatto odorigeno sul territorio.

- nel caso di segnalazioni di molestia olfattiva, incrocio dei dati meteorologici con le concentrazioni al ricettore per verificare l'attendibilità delle segnalazioni.

2.3.1 Descrizioni delle simulazioni

Si è deciso di svolgere tre simulazioni con il modello Aermod, di cui due utilizzando i file Aermod-ready (SFC, PFL) ottenuti tramite modello MMIF per le simulazioni MMIF_8km_H e MMIF_4km_H.

Si è deciso di scartare la simulazione MMIF_8km_L perché, come visto nella trattazione precedente, evidenzia trascurabili differenze con la MMIF_8km_H.

Per quanto riguarda il dato meteo Fs_Obs, al fine della simulazione con Aermod, si è proceduto al pre-processamento con Aermet generando il file di superficie e del profilo verticale.

- **Dominio della simulazione**

la simulazione è stata svolta impostando un dominio quadrato di lato 20km centrato sull'impianto petrolchimico oggetto della simulazione figura 26.

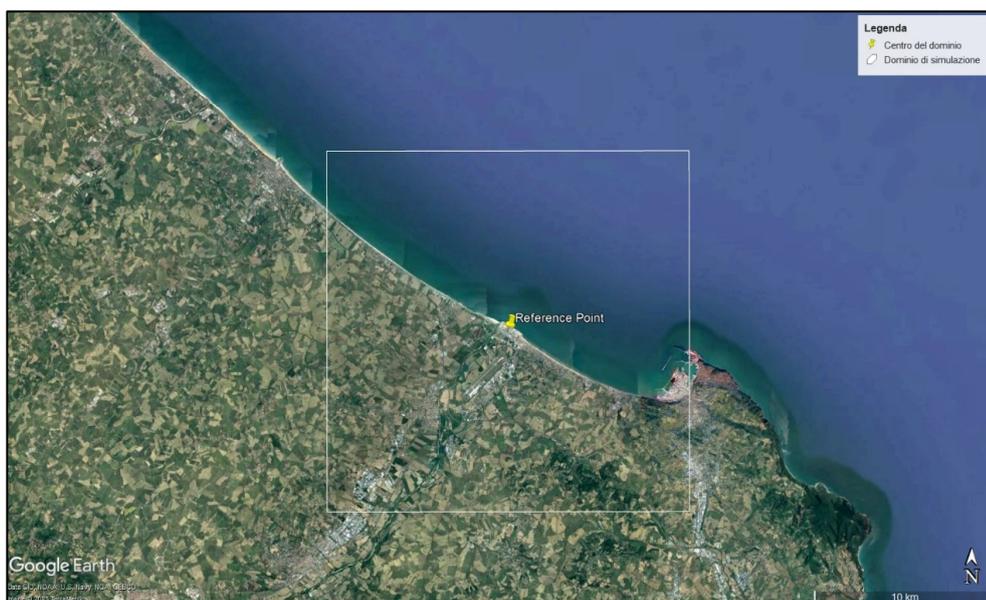


Figura 26 Dominio della simulazione centrato sulla raffineria (marker giallo).

- **Pre-processore Aermap**

Il modello AERMOD si avvale di un preprocessore per il terreno chiamato AERMAP, esso estrae l'elevazione di base del terreno per ciascun recettore o sorgente e un valore di scala dell'altezza (hill height scale value) per ogni recettore coinvolto. Per la simulazione in oggetto sono stati utilizzati i modelli digitali di terreno SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) con risoluzione a 90 metri (<https://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>).

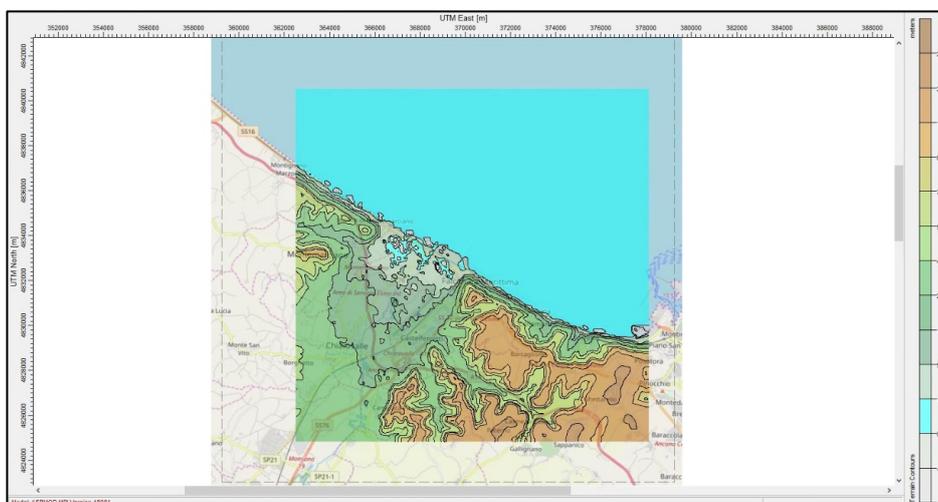


Figura 27 Output grafico generato dal preprocessore Aermap per l'area di indagine.

- **Input meteorologico**

Come introdotto precedentemente sono state svolte tre simulazioni descritte sopra non considerando l'input meteorologico definito dal setup MMIF_8km_L. Nella seguente tabella 5 si espone il riepilogo delle simulazioni e dell'input meteorologico utilizzato.

Tabella 5 Riepilogo dell'input meteorologico utilizzato per le diverse simulazioni con Aermod.

Simulazione	Dati metereologici	Pre-processore	Anno simulato
Aermod_1	Fs_obs.sfc; Fs_obs.pfl	Aermet	2020
Aermod_2	MMIF_8km_H.sfc; MMIF_8km_H.pfl	MMIF	2020
Aermod_3	MMIF_4km_H.sfc; MMIF_4km_H.pfl	MMIF	2020

- **Sorgenti emissive**

Sono state inserite 15 sorgenti emissive di tipo puntuale per quanto riguarda l'inquinante SO₂. Le caratteristiche fisiche e geometriche delle sorgenti emissive sono state estratte dalla domanda di riesame AIA considerando quello che è stato definito come "assetto storico rappresentativo delle emissioni".

Id	Temperatura (°K)	Portata (Nm ³ /h)	Flussi di massa emessi (g/s)			
			Polveri	CO	NO _x	SO ₂
E1-Topping	473	60551	0,205	0,09	4,62	12,6
E13-Vacuum3	480	28562	0,09	0,34	2,38	4,76
E2-Visbreaking	470	10538	0,0006	0,03	1,03	0,042
E3-Thermal cracking	714	48454	0,01	0,107	1,47	0,41
E5-Unifining	501	13091	0,0004	0,02	0,85	0,067
E9-Vacuum 1	657	5843	0,01	0,12	0,49	0,97
E7- HDS 1	561	11845	0,03	0,24	0,32	0,31
E6- Platforming + H ₂ /1	463	43216	0,005	0,21	0,51	0,0001
E17-Post Comb 1	1003	11411	0,0003	0,14	0,23	7,20
E10 -Hot Oil	553	1064	0,0003	0,03	0,04	0,001
E14-HDS3	587	46277	0,0045	0,07	0,96	0,04
E18 - BSG	398	4495	0,0003	0,07	0,14	0,00001
E26B - ASG	412	46438	0,0001	0,07	3,74	0,05
E26A - CAPP	404	1359729	0,18	0,07	13,22	3,85

Figura 28 Caratteristiche fisiche delle sorgenti emissive per quanto riguarda l'inquinante SO₂ nel loro assetto storico rappresentativo.

Tabella 6 Caratteristiche geometriche delle sorgenti emissive.

Sorgente	Elevazione di base [m]	Altezza di rilascio [m]	Diametro camino [m]
E1	5,74	60	2,4
E13	6	59,5	2,44
E2	3,31	52,6	2,74
E3	3,41	58	1,79
E5	3,61	60	1,61
E9	7,51	50	1,33
E7	3,6	46,2	1,45
E6	2,39	56,5	1,6
E17	1,69	40	1,21
E10	7,14	12,8	1,27
E14	4,25	54	2
E18	0,43	20	0,92
E26B	4,29	49,8	2,35
E26A	4,88	43,8	7,15

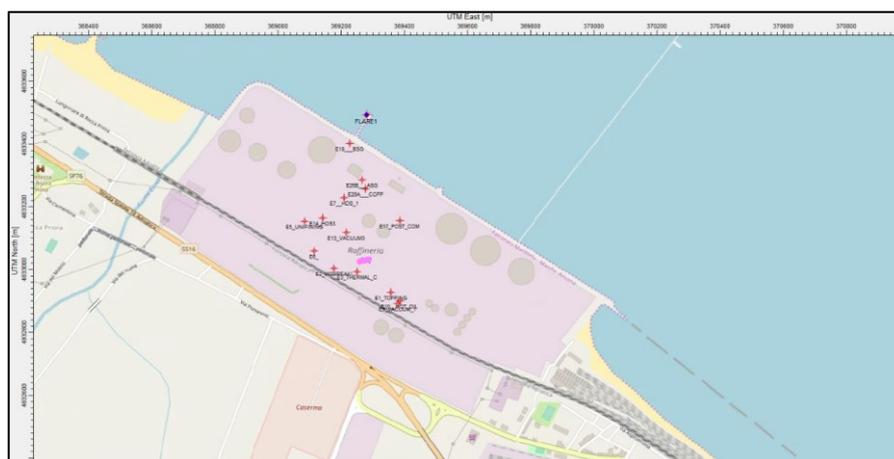


Figura 29 Sorgenti emissive puntuali georeferenziate.

- **Recettori**

È stato inserito un grigliato di recettori uniforme da 100 punti griglia per lato con passo di 150metri per un totale di 10000 punti griglia. In aggiunta è stato inserito un ulteriore recettore discreto in corrispondenza della centralina di monitoraggio ambientale.

	X Axis	Y Axis
SW Coordinates [m]:	362838,23	4825240,10
Center Coordinates [m]:	370263,23	4832665,10
No. of Points:	100	100
Spacing [m]:	150	150
Length [m]:	14850,00	14850,00

Figura 30 Caratteristiche geometriche del grigliato uniforme di recettori utilizzato.



Figura 31 Rappresentazione grafica del grigliato di recettori.

Capitolo 3

3.1 Confronto delle variabili meteorologiche

In questo paragrafo verranno mostrati i confronti tra le variabili meteorologiche misurate dalla stazione "Fs_Obs" e quelle di superficie elaborate tramite MMIF dal modello prognostico WRF.

Per la valutazione delle variabili meteorologiche primarie (temperatura, velocità del vento, umidità relativa e pressione atmosferica) sono stati utilizzati i diagrammi di Taylor.

I diagrammi di Taylor sono diagrammi matematici progettati per indicare graficamente quale tra diverse rappresentazioni (o modelli) di un sistema, processo o fenomeno è più realistica. Questo diagramma, sviluppato da Karl E. Taylor (Taylor, KE 2001) nel 1994 facilita la valutazione comparativa di diversi modelli. Viene utilizzato per quantificare il grado di corrispondenza tra il comportamento modellato e quello osservato in termini di tre statistiche: il coefficiente di correlazione di Pearson, l'errore root-mean-square (RMSE) e la deviazione standard. Nel caso specifico vengono comparati i tre set di dati meteorologici ottenuti dal modello prognostico (MMIF8km_L, MMIF8km_H e MMIF4km_H) con quelli osservati (Fs_Obs). Le simulazioni modellistiche che concordano

meglio con le osservazioni si troveranno più vicini al punto contrassegnato con un pallino nero vuoto sull'asse delle ascisse coincidente con il valore 1.

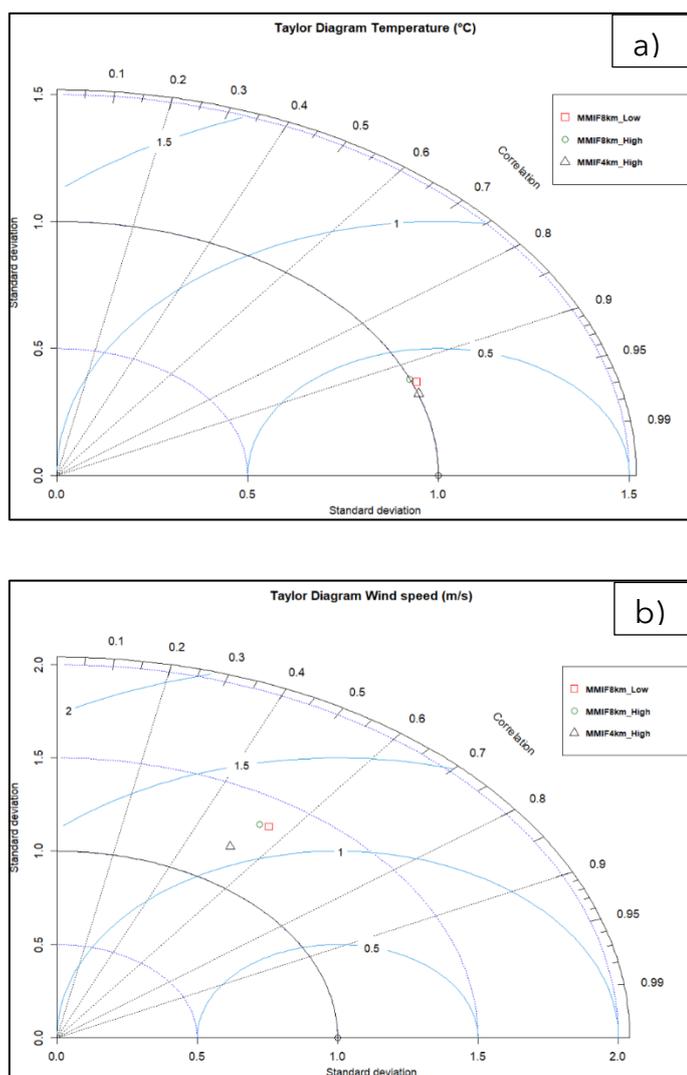


Figura 32 Diagramma di Taylor per il confronto della temperatura (a) e diagramma di Taylor per il confronto della velocità del vento (b).

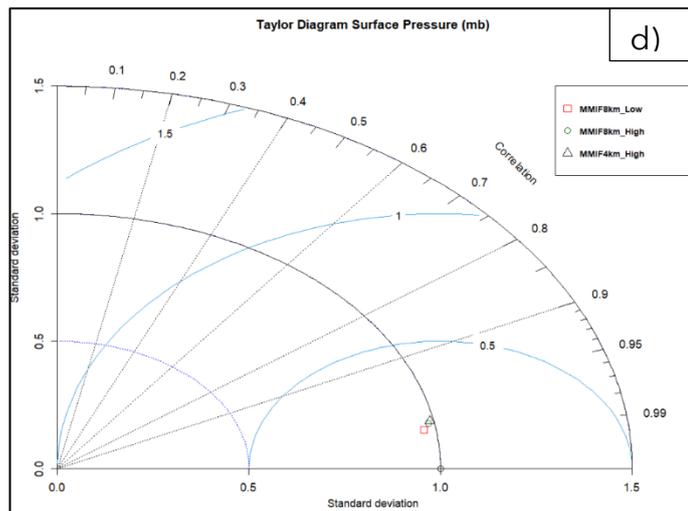
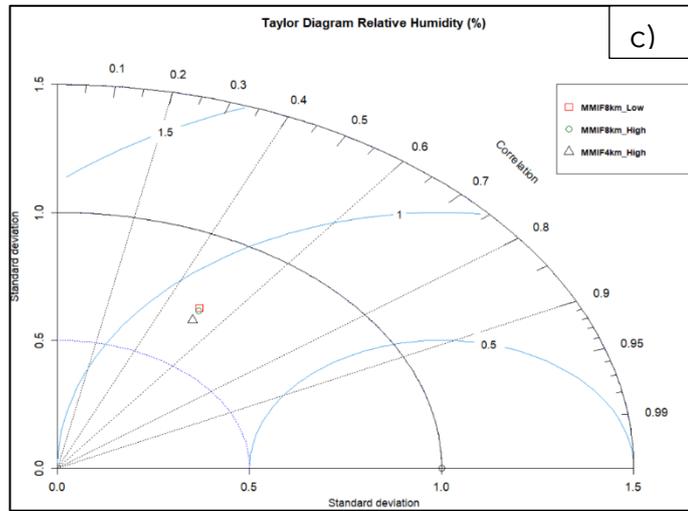


Figura 33 Diagramma di Taylor per il confronto dell'umidità relativa (c) e diagramma di Taylor per il confronto della pressione atmosferica (d).

In aggiunta ai diagrammi di Taylor si riporta la tabella riassuntiva (tabella 7) che, oltre a comparare le osservazioni con le simulazioni, mostra anche il confronto tra “MMIF_8km_L con MMIF_8km_H” e “MMIF_4km_H con MMIF_8km_H”. Per ogni scenario vengono proposti il mean bias (MB), il fractional bias (FB), il root mean square error (RMSE) e il coefficiente di correlazione di Pearson (R^2).

Tabella 7 Calcolo del mean bias (MB), del root mean square error (RMSE), del fractional bias (FB) e del coefficiente di correlazione di Pearson (R^2) per le variabili meteorologiche primarie in tutti gli scenari proposti, in grigio le correlazioni migliori con il dato osservato.

Variabili	Scenario	MB	FB	RMSE	R^2
Temperatura	FS_OBS-MMIF_8km_L	1,46	0,01	2,99	0,931
	FS_OBS-MMIF_8km_H	1,53	0,01	3,10	0,925
	FS_OBS-MMIF_4km_H	0,14	0,00	2,28	0,947
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,06	0,00	0,96	0,991
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	1,39	0,00	1,86	0,984
Velocità del vento	FS_OBS-MMIF_8km_L	-1,21	-0,38	2,24	0,555
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-1,20	-0,37	2,26	0,535
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-0,91	-0,30	2,00	0,516
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,01	0,01	1,10	0,876
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	-0,29	-0,07	1,06	0,886
Umidità relativa	FS_OBS-MMIF_8km_L	1,79	0,02	23,35	0,508
	FS_OBS-MMIF_8km_H	1,94	0,03	23,17	0,514
	FS_OBS-MMIF_4km_H	9,12	0,14	24,53	0,519
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,14	0,00	6,36	0,944
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	-7,18	-0,12	9,93	0,931
Pressione	FS_OBS-MMIF_8km_L	4,57	0,00	4,74	0,987
	FS_OBS-MMIF_8km_H	3,66	0,00	3,92	0,984
	FS_OBS-MMIF_4km_H	2,41	0,00	2,83	0,982
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	-0,91	0,00	1,18	0,995
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	1,25	0,00	1,35	0,998

Dalla tabella 7, dalla figura 32 (a,b) e dalla figura 33 (c,d) si osserva una importante correlazione per tutti gli scenari nel caso della temperatura e della pressione atmosferica. È interessante notare come per la temperatura e la pressione il modello tenda a sottostimare rispetto al dato osservato pur conservando un'elevatissima correlazione.

Per quanto riguarda la velocità del vento la correlazione risulta comunque di buon livello, anche se il modello tende a sovrastimare rispetto alle osservazioni.

L'umidità relativa presenta un buon indice di correlazione di Pearson nonostante una sottostima dei valori modellati rispetto a quelli "FS_obs".

Negli scenari dove le diverse simulazioni vengono confrontate tra loro si osservano elevatissimi valori di correlazione per tutte le variabili meteorologiche primarie, la variazione statistica tra la simulazione MMIF_8km_L (realizzata dando come input geografico al WPS il database a bassa risoluzione) e quella MMIF_8km_H (realizzata dando come input geografico al WPS il database ad alta risoluzione) risulta, in questa fase, quasi trascurabile.

Per quanto riguarda la variabile vento non ci si è limitati alla valutazione della sola velocità ma si è valutata la direzione con la realizzazione delle rose dei venti (figura 34) e la distribuzione delle frequenze per le diverse classi di vento (figura 35).

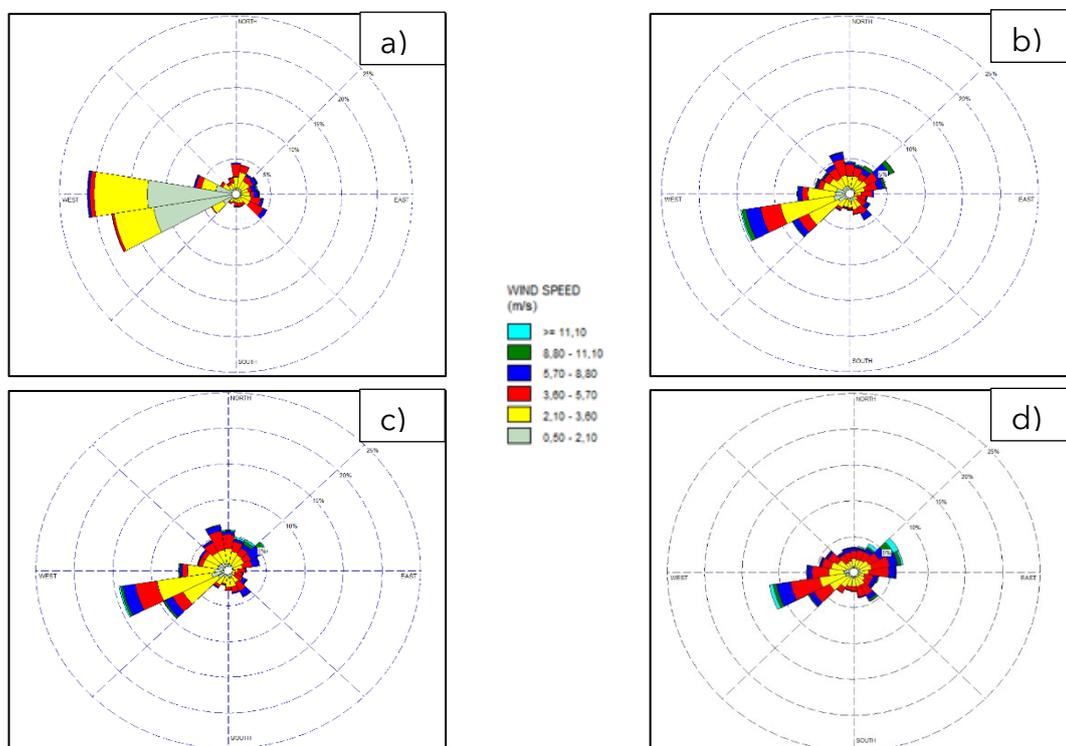


Figura 34 Rosa dei venti per il dato osservato F_{s_obs} (a), per la simulazione MMIF_8km_L (b), per la simulazione MMIF_8km_H (c) e per la simulazione MMIF_4km_H (d).

La direzione del vento osservata dalla stazione FS_obs presenta la direzione ovest predominante sulle altre per più del 20% delle ore annuali. Le simulazioni MMIF_8km_L e MMIF_8km_H evidenziano una quasi completa sovrapposibilità delle direzioni del vento con quella predominante a sudovest-ovest per circa il 15% delle ore. Invece, la simulazione MMIF_4km_H è caratterizzata da una

distribuzione più omogenea e con la direzione sudovest-ovest predominante sulle altre con circa il 12% delle ore totali.

La frequenza percentuale delle classi di vento (wind class frequency distribution) nel caso del dato osservato presenta una netta predominanza la classe 0,5-2,10 m/s con circa il 47% e della classe 2,1-3,6 m/s con circa il 33,7% delle ore.

Le simulazioni MMIF_8km_L e MMIF_8km_H risultano quasi sovrapponibili avendo come classe di vento principale quella tra 2,1-3,6 m/s per circa il 37-38% delle ore.

La simulazione MMIF_4km_H denota una distribuzione molto diversa dalle precedenti mostrando come classe di vento principale quella tra 3,6-5,7 m/s con il 31% delle ore totali.

Un dato interessante da sottolineare che, mentre tutti e tre i dataset simulati evidenziano valori superiori al 10% per la classe 5,7-8,8 m/s nel dato osservato la percentuale si attesta intorno al 4%.

Nel caso delle calme di vento (valori <0,5 m/s) il dato osservato è concorde con le simulazioni MMIF_8km_L e MMIF_8km_H mentre risulta circa la metà di quello della simulazione MMIF_4km_H.

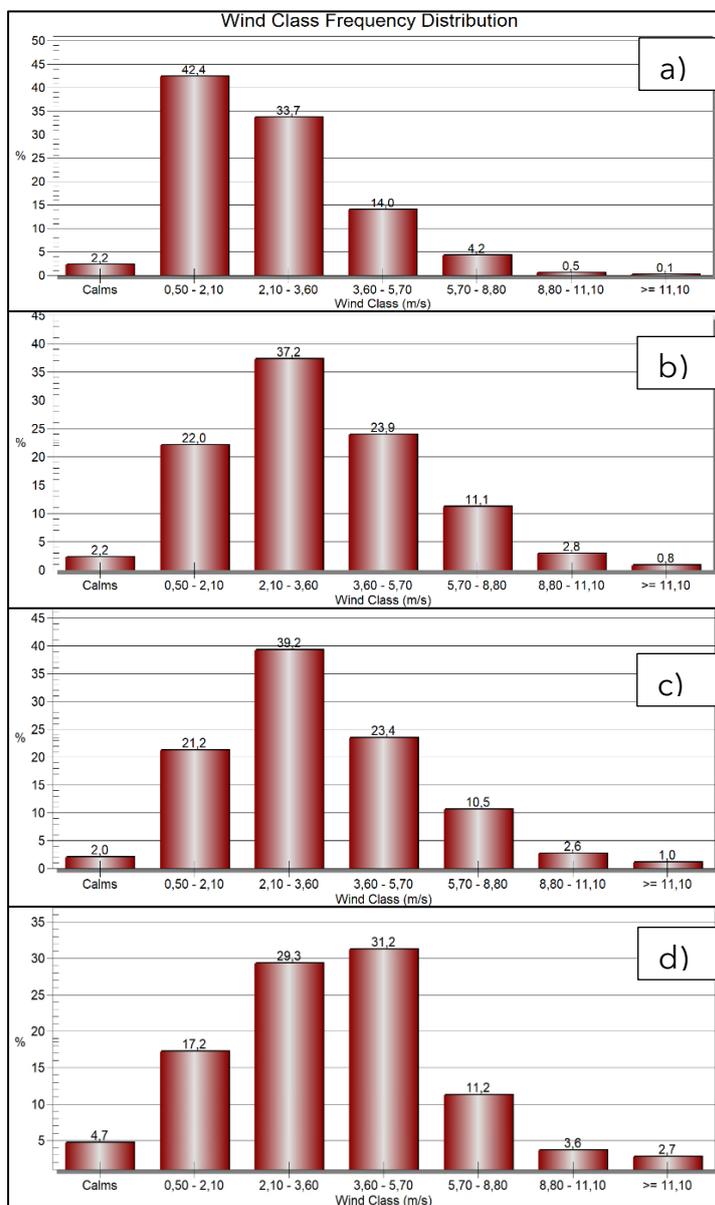


Figura 35 Distribuzione delle classi di vento per il dato osservato F_{s_obs} (a), per la simulazione MMIF_8km_L (b), per la simulazione MMIF_8km_H (c) e per la simulazione MMIF_4km_H (d).

Poiché la direzione del vento è riportata in gradi, stimare le metriche delle prestazioni per la direzione del vento è problematico, poiché i venti settentrionali simulati e osservati possono sembrare simili, ma le differenze comporterebbero un bias artificiale molto grande. Ad esempio, la differenza assoluta in una direzione del vento settentrionale misurata in gradi tra 1° e 359° è di 358° quando invece la differenza reale è solo di 2°. Per affrontare questo problema, viene utilizzato lo spostamento del campo del vento (dislocamento vento) valutando la differenza nei vettori U e V tra i valori simulati (M) e osservati (O), per valutare le prestazioni del vettore del vento (Equazione 5). Le prestazioni sono migliori quando queste metriche si avvicinano a 0.

$$\mathbf{Dislo.vento(km)} = (\mathbf{UM - UO + VM - VO}) * (\mathbf{1 km/1000 m}) * (\mathbf{3600 s/hr}) * (\mathbf{1 hr}) \quad (5)$$

Globalmente, le prestazioni del modello sono adeguate in termini di differenze nel vettore del vento (figura 36). Le simulazioni a 8 km presentano uno spostamento medio del vento di circa 7 km. Poiché questa differenza è inferiore alla risoluzione orizzontale, ci si aspetta che gli impatti dovuti allo spostamento del vento siano trascurabili. Non vale lo stesso per la simulazione a 4km che presenta un valore di dislocamento del vento superiore alla risoluzione di griglia.

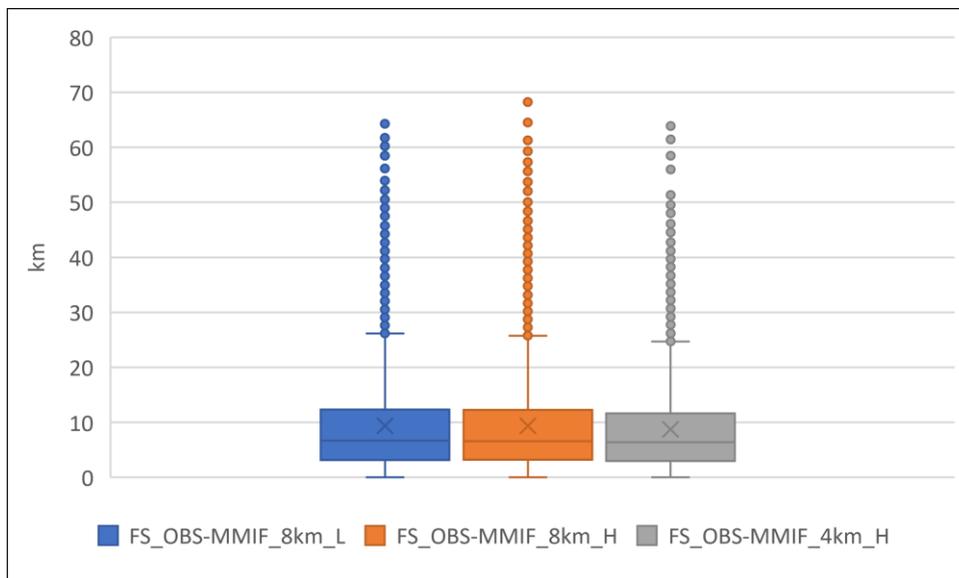


Figura 36 Boxplot per la valutazione della media e della mediana per quanto riguarda il dislocamento del vento.

Nella tabella 8 invece vengono riportate le variabili meteorologiche secondarie che nel caso delle simulazioni sono state elaborate da MMIF mentre nel caso del dato misurato sono state ottenute tramite l'ausilio di Aermet il preprocessore meteorologico di Aermot.

Si mostrano le statistiche per flusso di calore, velocità di attrito superficiale (u^*), scala di velocità convettiva (w^*), lunghezza di Monin-Obukhov (L), altezza di mescolamento convettivo (Z_{ic}), altezza di mescolamento meccanico (Z_{im}), gradiente di temperatura potenziale ($d\theta/dz$).

Tabella 8 Calcolo del mean bias (MB), del root mean square error (RMSE), del fractional bias (FB) e del coefficiente di correlazione di Pearson (R^2) per le variabili meteorologiche secondarie in tutti gli scenari proposti, in grigio le correlazioni migliori con il dato osservato.

Variabile	Scenario	MB	FB	RMSE	R^2
flussi di calore	FS_OBS-MMIF_8km_L	-34,76	-0,48	85,83	0,865
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-32,78	-0,67	81,54	0,872
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-72,73	-0,43	118,23	0,801
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	1,99	-0,64	27,80	0,972
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	39,96	-0,45	59,46	0,942
velocità di attrito superficiale	FS_OBS-MMIF_8km_L	-0,10	-0,39	0,21	0,361
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-0,10	-0,38	0,21	0,359
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-0,30	-0,84	0,39	0,323
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,00	0,01	0,08	0,901
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	0,20	0,54	0,24	0,897
scala di velocità convettiva	FS_OBS-MMIF_8km_L	-0,79	0,09	3,57	0,754
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-0,72	0,08	3,54	0,755
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-4,15	0,83	6,37	0,431
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,07	-0,02	1,64	0,948
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	3,43	-0,71	5,70	0,533
altezza di mescolamento convettivo	FS_OBS-MMIF_8km_L	-96,20	-1,80	679,33	0,728
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-92,42	-1,30	681,79	0,728
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-588,13	-3,46	1061,12	0,471
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	3,77	-0,43	363,61	0,922
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	495,71	-4,10	907,01	0,622
altezza di mescolamento meccanico	FS_OBS-MMIF_8km_L	-260,72	-0,33	612,45	0,271
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-277,82	-0,35	624,92	0,298
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-287,02	-0,47	596,73	0,304
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	-17,10	-0,02	363,56	0,793
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	9,20	0,13	368,52	0,780
gradiente di temperatura potenziale	FS_OBS-MMIF_8km_L	-0,60	0,05	3,27	0,733
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-0,54	0,03	3,24	0,736
	FS_OBS-MMIF_4km_H	-3,69	0,73	5,90	0,361
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	0,07	-0,02	1,55	0,939
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	3,15	-0,73	5,38	0,448

lunghezza di Monin-Obukhov	FS_OBS-MMIF_8km_L	-47,05	-0,41	970,22	0,046
	FS_OBS-MMIF_8km_H	-54,78	-0,45	981,88	0,043
	FS_OBS-MMIF_4km_H	158,09	-0,58	1939,41	0,041
	MMIF_8km_L-MMIF_8km_H	-7,73	-0,64	969,23	0,215
	MMIF_4km_H-MMIF_8km_H	-212,87	-0,45	2035,50	-0,019

Per flusso di calore il modello sovrastima e le correlazioni sono elevate per tutte le simulazioni.

Per la scala di velocità convettiva, l'altezza di mescolamento convettivo e il gradiente di temperatura potenziale le simulazioni sovrastimano il dato osservato, da notare come le simulazioni svolte ad 8km di risoluzione presentano una correlazione $>0,7$ mentre la simulazione a 4km ha delle correlazioni $<0,5$.

La velocità di attrito superficiale e l'altezza di mescolamento meccanico sono scarsamente correlate ed in entrambi i casi il modello sovrastima rispetto alle osservazioni.

Le differenze nella lunghezza di Monin-Obukhov mostrano una scarsa comparabilità tra gli scenari simulati da MMIF e quelli osservati.

3.2 Risultati e confronti delle simulazioni con Aermod

Per ogni simulazione effettuata si riportano 3 outputs grafici:

- L' output orario con l'applicazione del 98° percentile (figura 37, figura 38 e figura 39);
- L'output giornaliero con l'applicazione del 98° percentile (figura 40, figura 41 e figura 42);
- L'output sul periodo per l'intero anno 2020 (figura 43, figura 44 e figura 45).

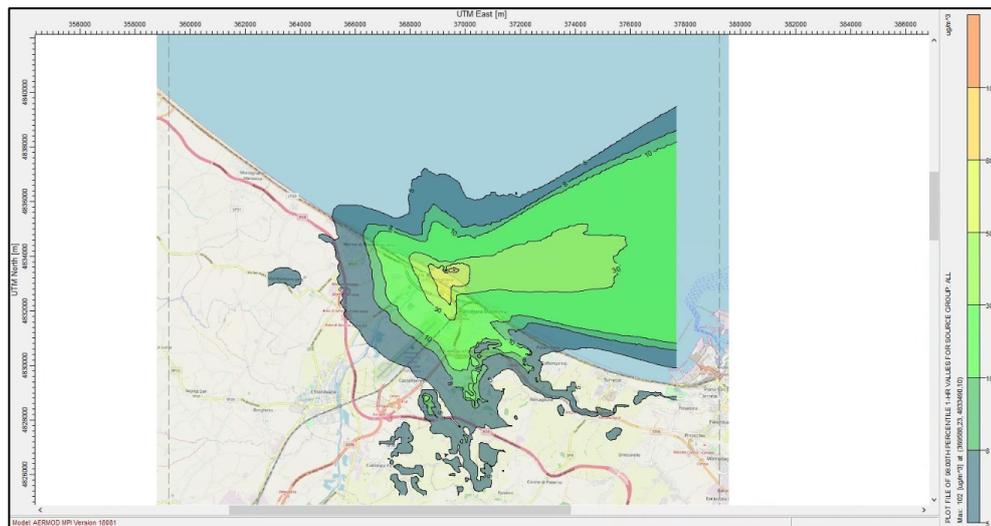


Figura 37 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_1.

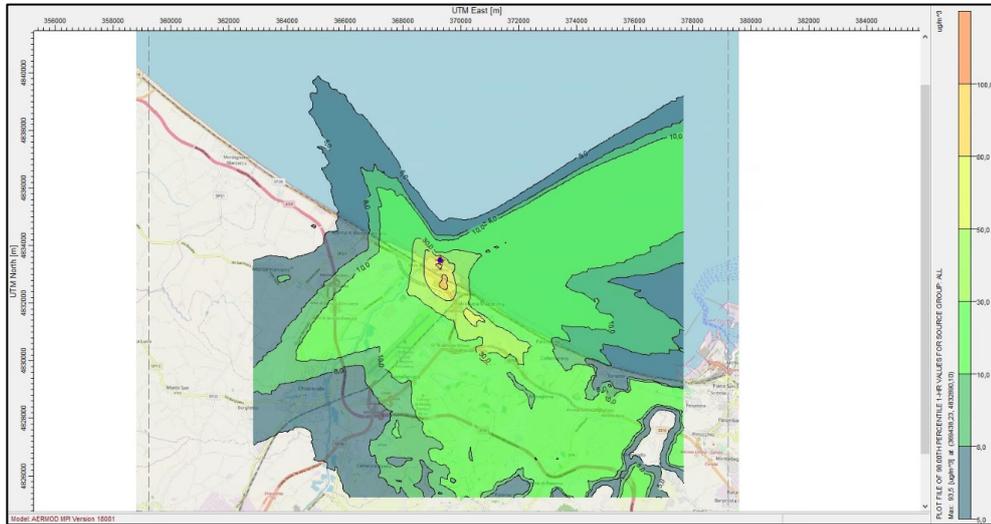


Figura 38 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_2.

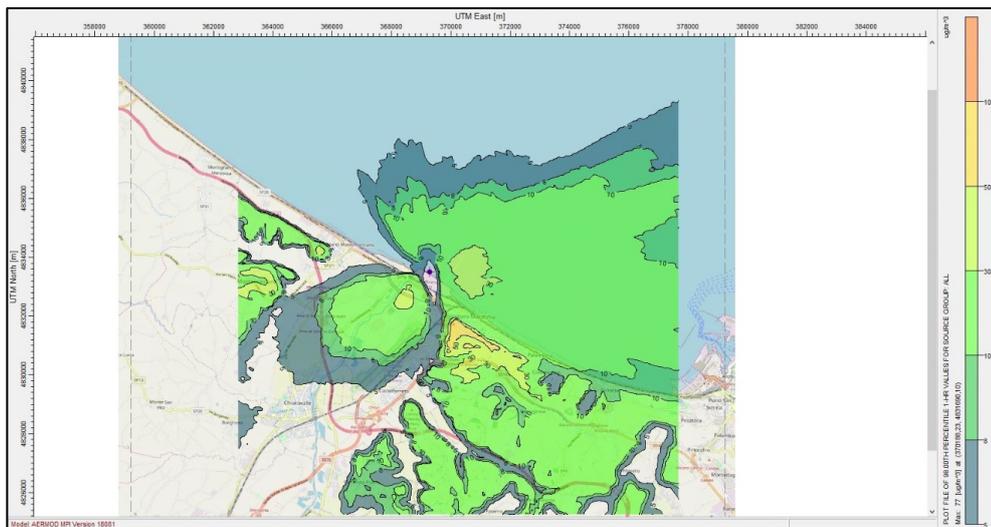


Figura 39 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod_3.

Come è possibile osservare delle mappe di concentrazione oraria realizzate con AermodView, la dispersione dell'inquinante SO₂ risulta prevalente in direzione est in accordo con la direzione del vento predominante, le simulazioni Aermod₂ e Aermod₃ mostrano un elevato interessamento anche del quadrante sud-est. Per quanto riguarda la concentrazione di picco derivante dal 98° percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermod₁, Aermod₂ e Aermod₃ è rispettivamente di circa 100 µg/m³, 90 µg/m³ e 77 µg/m³.

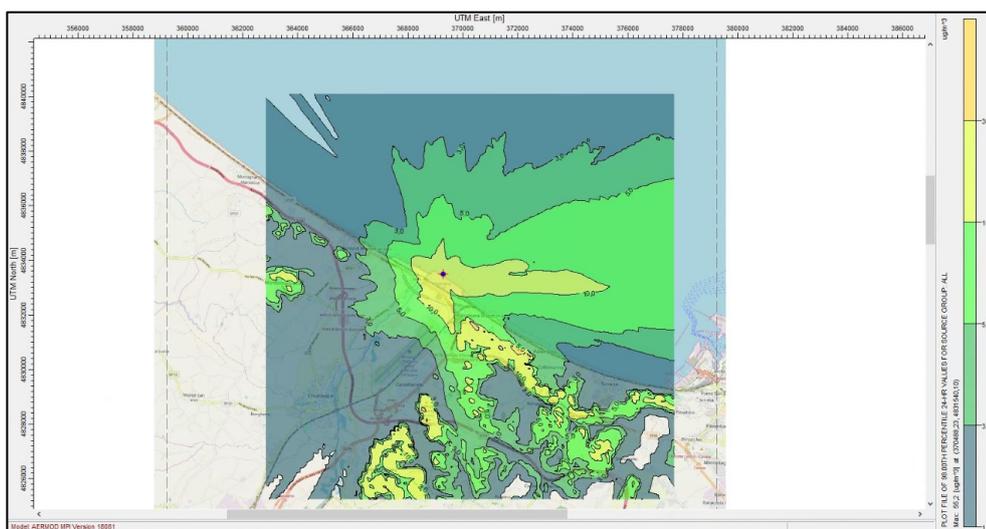


Figura 40 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod₁.

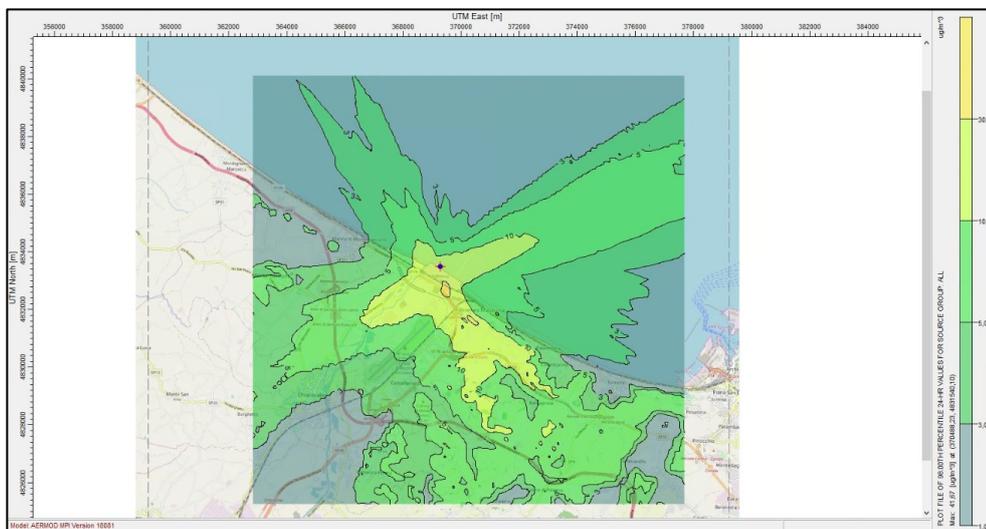


Figura 41 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod_2.

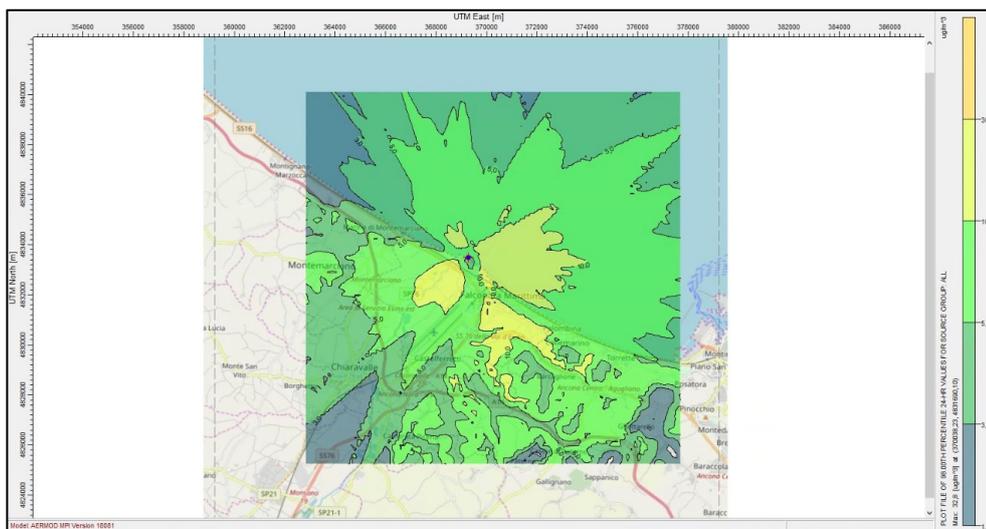


Figura 42 Mappa del 98esimo percentile delle concentrazioni giornaliere per la simulazione Aermod_3.

Come è possibile osservare dalle mappe di concentrazione giornaliera realizzate con AermodView, la dispersione dell'inquinante SO₂ risulta prevalente in direzione est nel caso della simulazione Aermod_1 seppur mostrando anche l'interessamento del quadrante sud-est. La dispersione dell'inquinante per le simulazioni Aermod_2 e Aermod_3 risulta omogenea in tutti i quadranti senza manifestare direzioni prevalenti. Per quanto riguarda le concentrazioni di picco derivanti dal 98° percentile delle concentrazioni medie giornaliere per la simulazione Aermod_1, Aermod_2 e Aermod_3 sono rispettivamente di circa 55 µg/m³, 40 µg/m³ e 32 µg/m³.

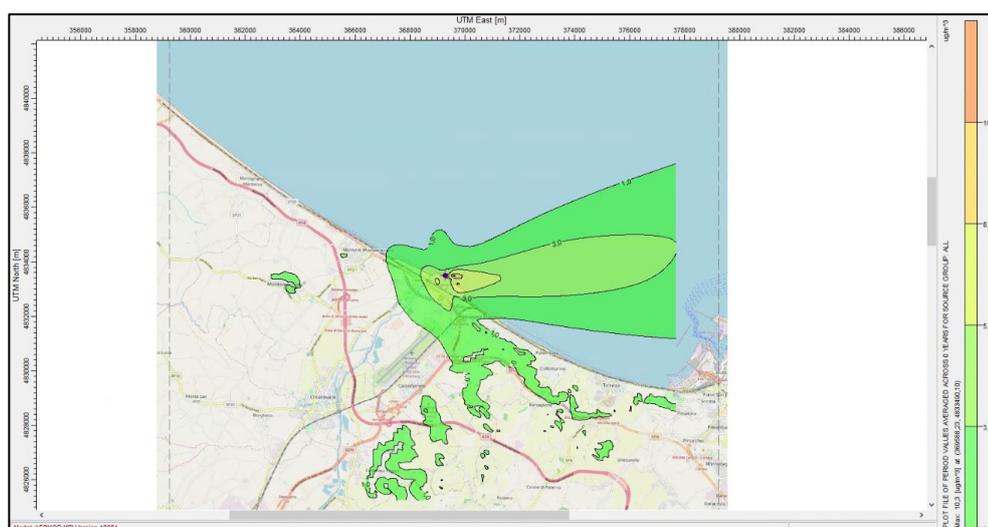


Figura 43 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermod_1.

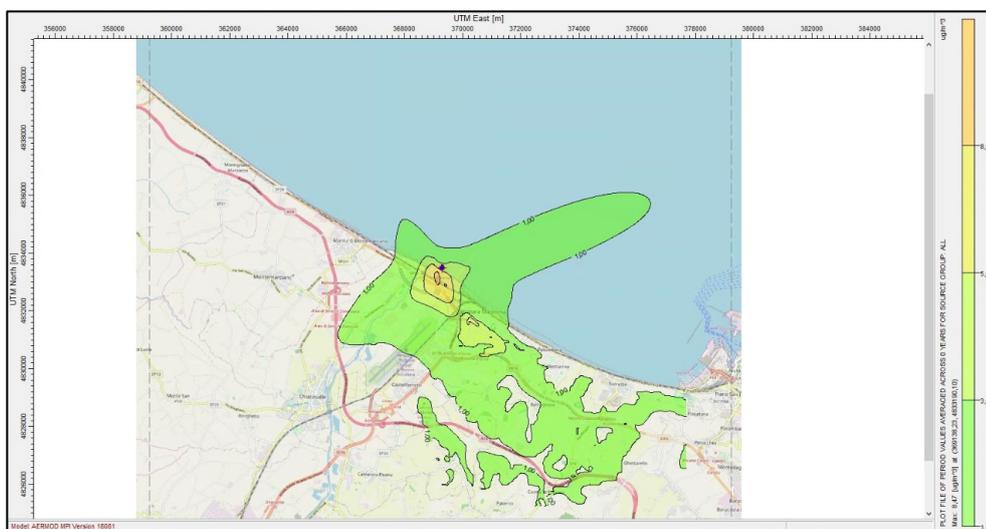


Figura 44 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermid_2.

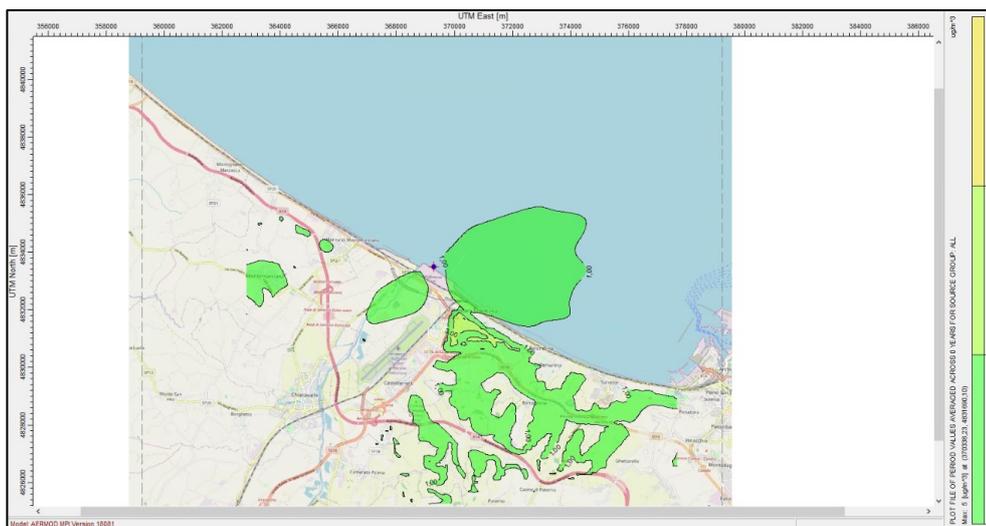


Figura 45 Mappa delle concentrazioni mediate sul periodo analizzato (anno 2020) per la simulazione Aermid_3.

Considerando le concentrazioni mediate sul periodo si hanno valori di picco di circa $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per le rispettive simulazioni Aermod_1, Aermod_2 e Aermod_3. La distribuzione geografica della dispersione è predominante in direzione est per la simulazione Aermod_1. In Aermod_2 le concentrazioni più alte si osservano a sud-est dell'impianto, lo stesso vale per Aermod_3 seppur con concentrazioni inferiori.

3.3 Confronto con la centralina di qualità dell'aria.

Il biossido di zolfo (SO_2) è il naturale prodotto di ossidazione dello zolfo e dei composti che lo contengono.

Le principali emissioni di anidride solforosa derivano dai processi di combustione che utilizzano combustibili di tipo fossile (gasolio, olio combustibile, carbone), in cui lo zolfo è presente come impurità e dai processi metallurgici. Nel nostro caso di studio è un'inquinante direttamente emesso dai processi di raffinazione del petrolio.

Una percentuale molto bassa di anidride solforosa nell'aria (6-7%) proviene dal traffico veicolare, in particolare dai veicoli con motore diesel.

L'unità di misura con la quale vengono misurate le concentrazioni di anidride solforosa è microgrammi al metro cubo $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Secondo il D. Lgs. N. 155 del 13.08.2010 i valori limite per la protezione della salute umana sono definiti come segue:

- la media oraria delle concentrazioni di SO_2 non deve superare il valore di $350 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per più di 24 volte per anno civile.
- Il valore limite di 24 ore per la protezione della salute umana: la media giornaliera delle concentrazioni di SO_2 non deve superare il valore di $125 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per più di 3 volte per anno civile.
- la soglia di allarme si raggiunge quando le concentrazioni medie orarie superano il valore di $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per 3 ore consecutive.

Di seguito si riportano le serie temporali e la statistica descrittiva in cui si confrontano le simulazioni fatte con Aermoc e il dato misurato della centralina FS per quanto riguarda le concentrazioni orarie, le concentrazioni medie giornaliere e le concentrazioni medie mensili di SO_2 .

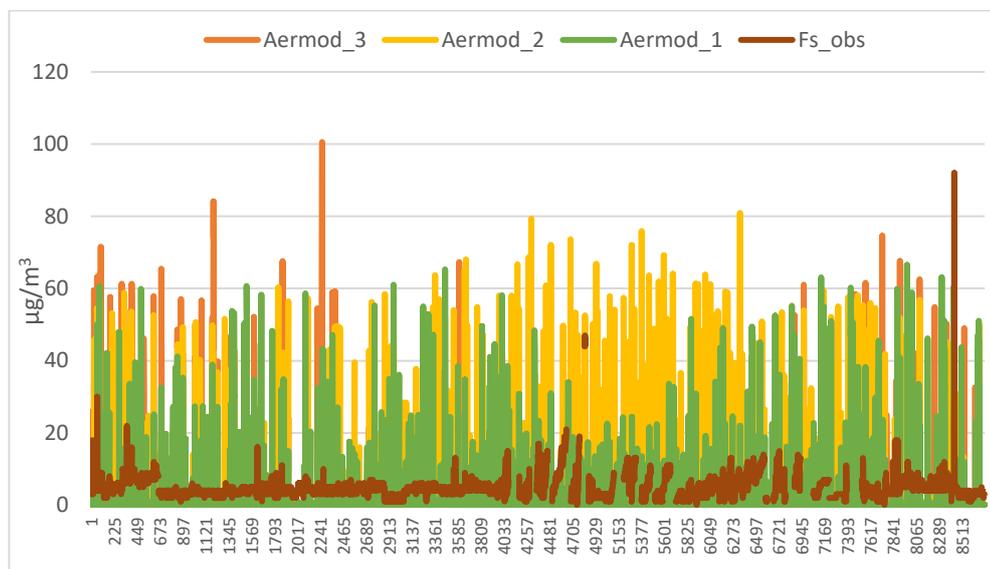


Figura 46 Serie temporali delle concentrazioni orarie di SO2.

Tabella 9 Statistica descrittiva per le simulazioni orarie con Aermod e il dato osservato.

	<i>Aermod_3</i>	<i>Aermod_2</i>	<i>Aermod_1</i>	<i>Fs_obs</i>
Media	1,07	2,80	1,63	4,85
Errore standard	0,07	0,10	0,07	0,04
Deviazione standard	6,35	8,98	6,43	3,13
Varianza campionaria	40,31	80,71	41,32	9,80
Valore Minimo	0,00	0,00	0,00	0,00
Valore Massimo	100,60	80,92	66,58	92,00
Somma	9381,00	24439,70	14241,18	36159,00
Correlazione di Pearson con "Fs_obs"	-0,003	0,05	0,01	1,00
Conteggio Valori	8736	8736	8736	7462

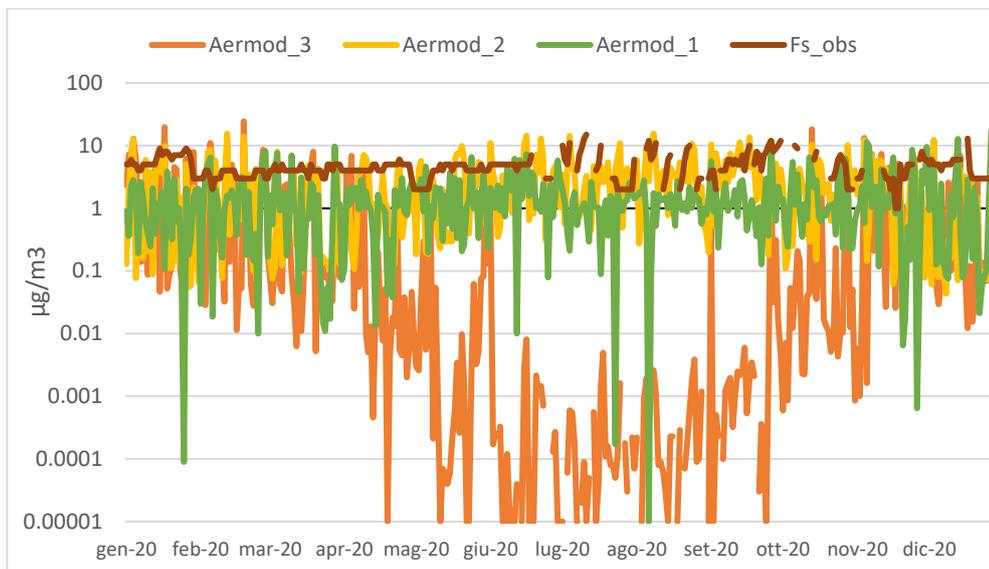


Figura 47 Serie temporali delle concentrazioni giornaliere di SO₂.

Tabella 10 Statistica descrittiva per le simulazioni giornaliere con Aermod e il dato osservato.

	<i>Aermod_3</i>	<i>Aermod_2</i>	<i>Aermod_1</i>	<i>Fs_obs</i>
Media	1,07	2,80	1,75	4,81
Errore standard	0,15	0,16	0,11	0,12
Deviazione standard	2,89	3,14	2,10	2,17
Varianza campionaria	8,34	9,85	4,42	4,70
Valore Minimo	0,00	0,04	0,00	1,00
Valore Massimo	24,51	15,63	17,16	15,00
Somma	390,88	1018,92	636,09	1457,00
Correlazione di Pearson con "Fs_obs"	-0,03	0,13	0,05	1,00
Conteggio Valori	364	364	364	303

Per quanto riguarda i profili temporali delle concentrazioni orarie simulati (figura 46), si nota una scarsa compatibilità rispetto alla serie temporale ottenuta utilizzando il dato misurato. Tutte le simulazioni seppur con magnitudo diversa mostrano picchi di concentrazione molto più elevati di quelli del dato misurato che al contrario evidenzia un profilo molto piatto. Dalla statistica descrittiva mostrata in tabella 9 si osserva una media di $4,85 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per le concentrazioni orarie del dato osservato che risulta di circa $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ superiore della media di Aermod_2 e di circa $3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maggiore rispetto a Aermod_1 e Aermod_3. Per quanto riguarda il valore massimo è Aermod_3 la simulazione con il dato più elevato, mentre nel caso delle correlazioni di Pearson si nota un'assenza di correlabilità con il dato osservato Fs_obs.

Nel caso delle medie giornaliere (figura 47) le simulazioni mostrano variazioni di concentrazione repentine a differenza del dato misurato che mostra un andamento più costante. Applicando la scala logaritmica alle concentrazioni sull'asse delle ordinate è evidente come tutte le simulazioni sottostimino il trend delle concentrazioni misurate. Si noti come il profilo temporale delle concentrazioni misurate non risulti quasi mai al di sotto dei $2-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, tale evidenza potrebbe essere riconducibile alla presenza di una concentrazione di background, probabilmente dovuta alla

localizzazione nei pressi dell'impianto di importanti arterie stradali (autostrada A14 e strada statale 16) e di un traffico scalo portuale. Dalla statistica descrittiva (tabella 10) emerge un comportamento analogo a quello descritto per le concentrazioni orarie, anche in questo caso le simulazioni mostrano scarsa correlazione con il dato osservato. È importante sottolineare che il dato misurato presenta circa un 15% di dati mancanti.

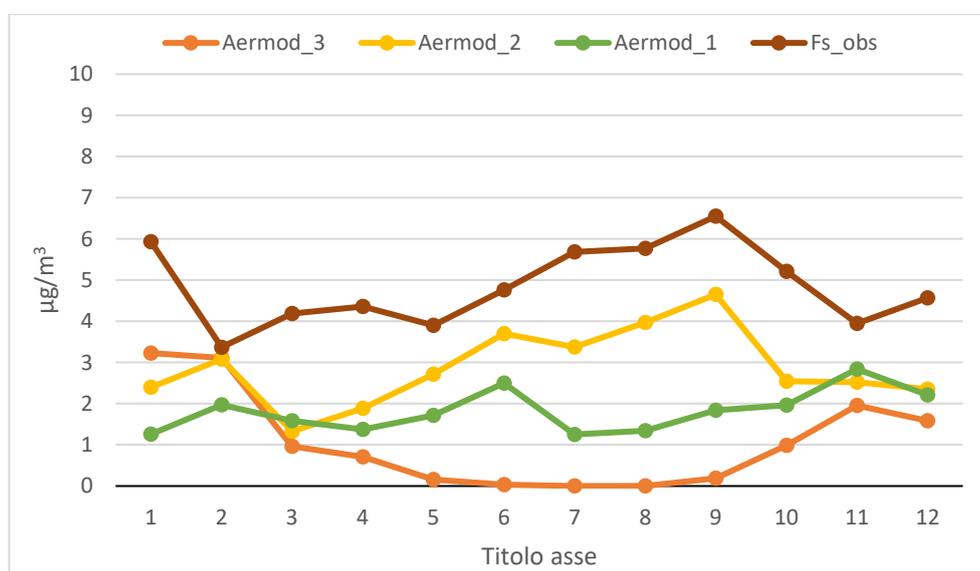


Figura 48 Serie temporali della concentrazione di SO2 mediata sul mese.

Tabella 11 Statistica descrittiva per le simulazioni mensili con Aermod e il dato osservato.

	<i>Aermod_3</i>	<i>Aermod_2</i>	<i>Aermod_1</i>	<i>Fs_obs</i>
Media	1,08	2,88	1,82	4,85
Errore standard	0,34	0,27	0,15	0,28
Deviazione standard	1,17	0,93	0,51	0,97
Varianza campionaria	1,36	0,86	0,26	0,94
Valore Minimo	0,00	1,33	1,25	3,37
Valore Massimo	3,23	4,65	2,84	6,55
Somma	12,91	34,52	21,85	58,24
Correlazione di Pearson con "Fs_obs"	-0,31	0,56	-0,42	1,00
Conteggio Valori	12	12	12	12

Nel caso delle medie mensili (figura 48) si osserva come per il dato misurato le concentrazioni medie siano sempre superiori a quelle delle simulazioni. La simulazione Aermod_2 simula in maniera più coerente il trend dei mesi da maggio a dicembre seppur sottostimando. La simulazione Aermod_3 mostra grosse incongruenze con il dato di concentrazione misurato soprattutto per i mesi da marzo ad ottobre. La simulazione Aermod_1, invece, evidenzia un 'andamento piatto scarsamente rappresentativo. La simulazione Aermod_2 risulta ben correlata con il dato osservato Fs_obs.

4. *Discussione e conclusioni*

Considerando le problematiche attuali concernenti l'inquinamento atmosferico ed i cambiamenti globali, esiste la necessità di sviluppare strumenti che permettano di quantificare le emissioni e di predisporre modelli ambientali come base scientifica di appoggio per indirizzare le future politiche ambientali. L'obiettivo della mia tesi è stato quello di realizzare una sequenza modellistica che generi l'input meteorologico per i modelli a scala locale (Aermod) partendo dall'output del modello a mesoscala WRF. L'impostazione e la configurazione della sequenza proposta spesso richiedono diverse competenze interdisciplinari che vanno oltre la comprensione dei processi fisici, a tal proposito mi sono focalizzato sul come "semplificare" l'approccio proposto.

Il primo passo è stato quello di utilizzare il plugin Qgis denominato "Gis4WRF" che è un toolkit gratuito, open source e multiplatforma per aiutare scienziati e professionisti nei flussi di lavoro WRF, semplificando le fasi di simulazione, visualizzazione e post-elaborazione dei risultati del modello.

Il secondo passo è stato quello di utilizzare il modello MMIF che converte gli output meteorologici prognostici nei parametri e nei

formati richiesti per l'input diretto nei modelli di dispersione bypassando quindi il preprocessore meteorologico.

Infine, si è deciso di applicare la sequenza descritta a un caso di studio reale, al fine di valutare la sensibilità del modello a scala locale ai differenti datasets meteorologici.

Questo approccio, oltre ad apportare una semplificazione alla procedura proposta, va a risolvere il frequente problema della mancanza del dato meteorologico misurato nel dominio della simulazione che si vuole svolgere.

Nel caso delle variabili meteorologiche è stato fatto un distinguo tra quelle definite primarie (temperatura, velocità del vento, umidità relativa e pressione) e quelle definite secondarie (flusso di calore, velocità di attrito superficiale (u^*), scala di velocità convettiva (w^*), lunghezza di Monin-Obukhov (L), altezza di mescolamento convettivo (Z_{ic}), altezza di mescolamento meccanico (Z_{im}), gradiente di temperatura potenziale ($d\theta/dz$)). Per le prime si registrano valori di correlazione con il dato osservato di circa 0,5 per l'umidità relativa e la velocità del vento e superiori a 0,9 per le restanti due variabili ciò rappresenta un risultato atteso data la certificata validità del modello WRF nella rappresentazione dei campi meteorologici primari Lu. P. (2022), Rizza et al. (2020).

Le variabili meteorologiche secondarie mostrano correlazioni mediamente più basse ma in linea con altri studi svolti con WRF-

MMIF (EPA, 2018), è interessante notare che, mentre le simulazioni a 8km a prescindere dalla risoluzione dell'input geografico, evidenziano una tendenza quasi sovrapponibile; la simulazione a 4km non presenta in nessun caso correlazioni migliori, anzi, nel caso dell'altezza di mescolamento convettivo e del gradiente di temperatura potenziale esse risultano molto meno accurate.

È da sottolineare come la lunghezza di Monin-Obukhov (L) risulti non correlata con nessuna delle simulazioni effettuate. La lunghezza di Monin-Obukhov è influenzata da vari fattori legati alle condizioni atmosferiche e alla stabilità termica. Di seguito alcuni dei fattori che la influenzano:

- Flusso di calore sensibile: la lunghezza di Monin-Obukhov è direttamente proporzionale al flusso di calore sensibile. Questo flusso è la quantità di calore trasportata dalla componente del vento lungo la superficie.
- Flusso di calore latente: il flusso di calore latente, associato all'evaporazione dell'umidità dalla superficie, è anch'esso coinvolto nel calcolo
- Velocità del vento: la lunghezza di Monin-Obukhov è inversamente proporzionale alla velocità del vento. Velocità del vento più alte riducono la stabilità atmosferica.
- Rugosità della superficie: la rugosità della superficie, che dipende dalla natura del terreno (ad esempio, se è coperto

da vegetazione o è una superficie liscia), può influenzare la lunghezza di Monin-Obukhov.

- Condizioni atmosferiche: la temperatura dell'aria, l'umidità e altre condizioni atmosferiche locali influenzano la stabilità termica e, di conseguenza, la lunghezza di Monin-Obukhov.
- Livello di insolazione: la radiazione solare può influenzare il riscaldamento o il raffreddamento della superficie, contribuendo così alle variazioni nella lunghezza di Monin-Obukhov.

Risulta sempre molto complesso individuare le cause che influenzano le parametrizzazioni come la lunghezza di Monin-Obukhov, è opportuno però soffermarsi sulla rugosità della superficie. La rugosità viene determinata in WRF dal file di uso del suolo che dipende dalla risoluzione spaziale e dalla qualità dei dati. Il modello WRF utilizza una parametrizzazione per calcolare i flussi superficiali di calore, umidità e momento meccanico tra la superficie stessa e l'atmosfera. La rugosità della superficie è un elemento chiave in questo processo, influenzando la velocità del vento vicino al suolo e, di conseguenza, la diffusione degli inquinanti atmosferici. In figura 49 si riporta il file di uso del suolo nel dominio d03 per la simulazione a 4km mentre in figura 50 si riporta l'uso del suolo per le simulazioni a 8km sempre per il dominio d03. Si noti come il dominio della simulazione ricada in un'area considerata "urbana"

(cerchio nero) mentre nel caso della simulazione a 8km la stessa area (cerchio nero) sia classificata come "terre coltivate". Questa situazione inciderà fortemente sulla definizione della rugosità superficiale che poi a cascata andrà ad influenzare le altre parametrizzazioni in cui la variabile è coinvolta.

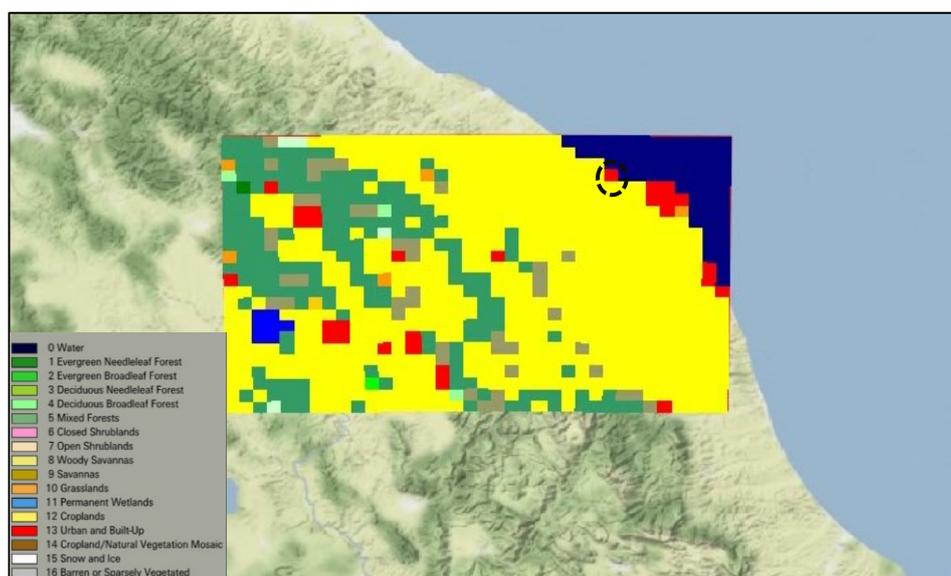


Figura 49 Carta di uso del suolo per il dominio d03 nel caso della simulazione a 4km.

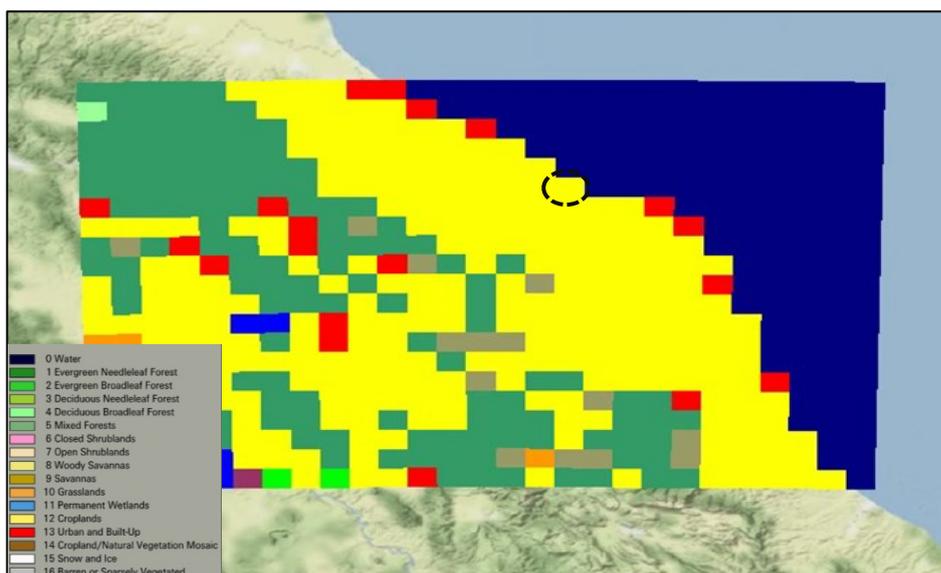


Figura 50 Carta di uso del suolo per il dominio d03 nel caso della simulazione a 8km.

Per quanto riguarda le simulazioni fatte con Aermid, a livello di distribuzione spaziale, la simulazione Aermid_1 risulta molto influenzata dalla direzione del vento predominante del dataset meteorologico "FS_obs", le simulazioni Aermid_2 e Aermid_3 sono meno direzionate e presentano una dispersione più omogenea rispetto alla sorgente. Per quanto riguarda la concentrazione di picco derivante dal 98° percentile delle concentrazioni orarie per la simulazione Aermid_1, Aermid_2 e Aermid_3 è rispettivamente di circa 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, 90 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e 77 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Per le concentrazioni giornaliere con l'applicazione del

98°percentile i valori diventano rispettivamente $55 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Infine, per le concentrazioni mediate sul periodo si hanno valori di $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$, $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ rispettivamente.

Si noti come la simulazione Aermod_1 presenti concentrazioni di picco maggiori di circa il 10-30% rispetto ad Aermod_2 e di circa il 30-50% rispetto ad Aermod_3.

Riguardo le serie temporali in cui si confrontano le simulazioni fatte con Aermod e il dato misurato della centralina FS, considerando le concentrazioni orarie e le concentrazioni medie giornaliere, possiamo notare che le simulazioni mostrano variazioni di concentrazione repentine a differenza del dato misurato caratterizzato da un andamento più piatto. Si nota come le serie temporali del dato misurato non risultino quasi mai al di sotto dei $2-3 \mu\text{g}/\text{m}^3$, ciò potrebbe essere riconducibile alla presenza di una concentrazione di background, probabilmente dovuta alla localizzazione nell'area dell'impianto di altre attività antropiche responsabili dell'emissione di SO_2 come l'autostrada A14, la strada statale 16 e un importante scalo marittimo. Per le serie temporali delle concentrazioni medie mensili è la simulazione Aermod_2 quella che rappresenta meglio il trend del dato misurato pur sottostimando le concentrazioni. Va aggiunto che l'anno studiato è il 2020 passato alle cronache per la diffusione del virus SarsCov2 che potrebbe aver alterato il ciclo produttivo dell'azienda modificando

di conseguenza "l'assetto storico rappresentativo delle emissioni" considerato. Lo sviluppo futuro potrebbe essere quello di aumentare la risoluzione dei dati di input geografico nel sistema di preelaborazione WPS in modo da ottenere una migliore rappresentazione dei parametri geografici particolarmente utile per catturare dettagli locali, come la topografia, l'uso del suolo e altri fattori che possono influenzare il comportamento atmosferico a livello locale. La risoluzione dovrebbe essere scelta in base agli obiettivi specifici della simulazione. Aumentare la risoluzione può migliorare la precisione dei risultati, ma rimane importante validare il modello con dati osservati.

Bibliografia

Angevine, W. M., L. Eddington, K. Durkee, C. Fairall, L. Bianco, and J. Brioude, 2012: Meteorological Model Evaluation for CalNex 2010. *Mon. Wea. Rev.*, 140, 3885–3906, <https://doi.org/10.1175/MWR-D-12-00042.1>.

Barker, D., Huang, X.-Y., Liu, Z., Auligné, T., Zhang, X., Rugg, S., Ajjaji, R., Bourgeois, A., Bray, J., Chen, Y., Demirtas, M., Guo, Y.-R., Henderson, T., Huang, W., Lin, H.-C., Michalakes, J., Rizvi, S., Zhang, X., Won, D.-J., Lin, H.-C., Kuo, Y.-H., 2012. The weather research and forecasting model's community variational/ensemble data assimilation system: WRFDA. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 93, 831–843. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-11-00167.1>.

Barker, D.M., Huang, W., Guo, Y.-R., Bourgeois, A.J., Xiao, Q.N., 2004. A three-dimensional variational data assimilation system for MM5: implementation and initial results. *Mon. Weather Rev.* 132, 897–914. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2004\)1322.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2004)1322.0.CO;2).

Barnes, R. (1979). A Review of European Experience. *Journal of the Air Pollution Control Association*, 1219-1235.

Brown, D., Brownrigg, R., Haley, M., 2017. The NCAR Command Language (Version 6.4.0) [Software].
<https://doi.org/10.5065/D6WD3XH5>.

Buccolieri, Riccardo & Cesari, Rita & Dinoi, Adelaide & Maurizi, Alberto & Tampieri, Francesco & Di Sabatino, Silvana. (2016). Impact of ship emissions on local air quality in a Mediterranean city's harbour after the European sulphur directive. *International Journal of Environment and Pollution*. 59. 30. 10.1504/IJEP.2016.078061.

Chen, D., Shams, S., Carmona-Moreno, C., Leone, A., 2010. Assessment of open source GIS software for water resources management in developing countries. *J. Hydro Environ. Res.* 4, 253-264. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2010.04.017>.

Clyne, J., Mininni, P., Norton, A., Rast, M., 2007. Interactive desktop analysis of high resolution simulations: application to turbulent plume dynamics and current sheet formation. *New J. Phys.* 9 301-301. <https://doi.org/10.1088/1367-2630/9/8/301>.

Clyne, J., Rast, M., 2005. A prototype discovery environment for analyzing and visualizing terascale turbulent fluid flow simulations. In: Erbacher, R.F., Roberts, J.C., Grohn, M.T., Borner, K. (Eds.), Visualization and Data Analysis, pp. 284. <https://doi.org/10.1117/12.586032>.

Coen, J.L., Cameron, M., Michalakes, J., Patton, E.G., Riggan, P.J., Yedinak, K.M., 2013. WRF-fire: coupled weather-wildland fire modeling with the weather research and forecasting model. J. Appl. Meteorol. Climatol. 52, 16-38. <https://doi.org/10.1175/JAMC-D-12-023.1>.

Commissione Europea. (2020). Comunicazione della commissione al parlamento europeo, al consiglio, al comitato economico e sociale europeo e al comitato delle regioni., (p. 10). Bruxelles.

D. Meyer, M. R. (2019). Open source QGIS toolkit for the Advanced Research WRF modelling system. Environmental Modelling & Software, 166-178.

Eaton, B., Gregory, J., Drach, B., Taylor, K., Hankin, S., Caron, J., ... & Juckes, M. (2003). NetCDF Climate and Forecast (CF) metadata conventions.

EPA. (2018). Evaluation of Prognostic Meteorological Data in AERMOD Applications.

Fast, J.D., Gustafson, W.I., Easter, R.C., Zaveri, R.A., Barnard, J.C., Chapman, E.G., Grell, G.A., Peckham, S.E., 2006. Evolution of ozone, particulates, and aerosol direct radiative forcing in the vicinity of Houston using a fully coupled meteorology-chemistry-aerosol model. *J. Geophys. Res.* 111, D21305. <https://doi.org/10.1029/2005JD006721>.

Fileni, L.; Mancinelli, E.; Morichetti, M.; Passerini, G.; Rizza, U.; Virgili, S. Air pollution in Ancona harbour, Italy. *WIT Trans. Built Environ.* 2019, 187, 199-208.

Gochis, D.J., Yu, W., Yates, D.N., 2015. The WRF-hydro Model Technical Description and User's Guide. version 3.0.

Grell, G.A., Peckham, S.E., Schmitz, R., McKeen, S.A., Frost, G., Skamarock, W.C., Eder, B., 2005. Fully coupled "online" chemistry

within the WRF model. *Atmos. Environ.* 39, 6957-6975.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.04.027>.

Grell, G.A., Peckham, S.E., 2007. CESM1(WACCM) chemistry-climate model sensitivity to emission inventories and model resolution. *Geosci. Model Dev.* 8, 3501-3518.
<https://doi.org/10.5194/gmd-8-3501-2015>.

Huang, X.-Y., Xiao, Q., Barker, D.M., Zhang, X., Michalakes, J., Huang, W., Henderson, T., Bray, J., Chen, Y., Ma, Z., Dudhia, J., Guo, Y., Zhang, X., Won, D.-J., Lin, H.-C., Kuo, Y.-H., 2009. Four-dimensional variational data assimilation for WRF: formulation and preliminary results. *Mon. Weather Rev.* 137, 299-314.
<https://doi.org/10.1175/2008.MWR2577.1>.

M. Sinesi, "I Modelli Di Riferimento Per La Diffusione in Atmosfera Degli Inquinanti: Cenni Teorici E Applicazioni Pratiche," Ispra, 2004.

ISPRA-Istituto superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale. (2023). Indicatori ambientali - Isprambiente. Tratto da <https://indicatoriambientali.isprambiente.it/>.

Janjić, Z.I., 2003. A nonhydrostatic model based on a new approach. Meteorol. Atmos. Phys. 82, 271-285. <https://doi.org/10.1007/s00703-001-0587-6>.

Janjić, Z.I., Gall, R., Pyle, M.E., 2010. Scientific Documentation for the NMM Solver. NCAR Tech Note NCAR/TN-477+STR. <https://doi.org/10.5065/D6MW2F3Z>.

Janjić, Z.I., Gerrity, J.P., Nickovic, S., 2001. An alternative approach to nonhydrostatic modeling. Mon. Weather Rev. 129, 1164-1178. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(2001\)1292.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(2001)1292.0.CO;2).

Kallos, G., Papadopoulos, A., Katsafados, P., and Nickovic, S. (2006), Transatlantic Saharan dust transport: Model simulation and results, J. Geophys. Res., 111, D09204, doi:10.1029/2005JD006207.

Lu, P.; Deng, S.; Li, G.; Li, J.; Xu, K.; Lu, Z. Spatial Distribution of Primary and Secondary PM_{2.5} Concentrations Emitted by Vehicles in the Guanzhong Plain, China. Atmosphere 2022, 13, 347. <https://doi.org/10.3390/atmos13020347>.

Ladwig, W., 2017. wrf-python. <https://doi.org/10.5065/D6W094P1>.
Mackie, I. (2013). Introduction to Grid Generation with ICEM CFD. SDC Publications.

Powers, J.G., Klemp, J.B., Skamarock, W.C., Davis, C.A., Dudhia, J., Gill, D.O., Coen, J.L., Gochis, D.J., Ahmadov, R., Peckham, S.E., Grell, G.A., Michalakes, J., Trahan, S., Benjamin, S.G., Alexander, C.R., Dimego, G.J., Wang, W., Schwartz, C.S., Romine, G.S., Liu, Z., Snyder, C., Chen, F., Barlage, M.J., Yu, W., Duda, M.G., 2017. The weather research and forecasting model: overview, system efforts, and future directions. *Bull. Am. Meteorol. Soc.* 98, 1717-1737. <https://doi.org/10.1175/BAMS-D-15-00308.1>.

Prospero, J. M., Ginoux, P., Torres, O., Nicholson, S. E., and Gill, T. e., environmental characterization of global sources of atmospheric soil dust identified with the nimbus 7 total ozone mapping spectrometer (toms) absorbing aerosol product, *Rev. Geophys.*, 40(1), 1002, doi:10.1029/2000RG000095, 2002.

Rizza, U.; Mancinelli, E.; Canepa, E.; Piazzola, J.; Missamou, T.; Yohia, C.; Morichetti, M.; Virgili, S.; Passerini, G.; Miglietta, M.M. WRF Sensitivity Analysis in Wind and Temperature Fields Simulation for

the Northern Sahara and the Mediterranean Basin. *Atmosphere* 2020, 11, 259. <https://doi.org/10.3390/atmos11030259>.

Rodriguez S, Querol X, Alastuey A, Kallos G, Kakaliagou O. Saharan dust contributions to PM10 and TSP levels in southern and eastern Spain. *Atmos Environ.* 2001;35:2433-2447.

Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Duda, M.G., Huang, X.- Y., Wang, W., Powers, J.G., 2005. A Description of the Advanced Research WRF Version 2. NCAR Tech Note NCAR/TN-468+STR. <https://doi.org/10.5065/D6DZ069>.

Skamarock, W.C., Klemp, J.B., Dudhia, J., Gill, D.O., Barker, D.M., Wang, W., Powers, J.G., 2008. A Description of the Advanced Research WRF Version 3. NCAR Tech Note NCAR/TN-475+STR. <https://doi.org/10.5065/D68S4MVH>.

Smith, J.S., Govett, M.W., McCaslin, P.T., 2007. WRF portal and domain wizard: graphical tools for WRF. In: 23rd Conference on Interactive Information Processing Systems (IIPS). American Meteorological Society, San Antonio, TX.

Taylor, K.E. (2001) Summarizing Multiple Aspects of Model Performance in a Single Diagram. *Journal of Geophysical Research*, 106, 7183-7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>.

Unidata, 2017. NetCDF: Appendix B. File Format specifications [WWWDocument].

https://www.unidata.ucar.edu/software/netcdf/docs/file_format_specifications.html.

Uno, I., Amano, H., Emori, S., Kinoshita, K., Matsui, I., and Sugimoto, N. (2001), Trans-Pacific yellow sand transport observed in April 1998: A numerical simulation, *J. Geophys. Res.*, 106(D16), 18331-18344, doi:10.1029/2000JD900748.

World Meteorological Organization, 2003. Introduction to GRIB Edition 1 and GRIB, Edition 2.

Zhang, D., Fu, Y., Li, X., Sun, Y., Shen, L., Wu, L., ... & Zhang, X. (2019). Air quality and its associated health risks in China. *Air Quality, Atmosphere & Health*, 12(3), 297-304. <https://doi.org/10.1007/s11869-018>

Ringraziamenti

Vorrei ringraziare:

Chi mi ha dato l'opportunità e mi ha aiutato a crescere
professionalmente durante il percorso;

Chi mi è stato accanto nei momenti difficili;

Chi mi ha ascoltato e sostenuto;

Chi quotidianamente mi regala gioia e felicità.

Chi mi ha reso quello che sono.

Se ti senti chiamato in causa, ti meriti un "Grazie di cuore".

Simone V.