

Rapporto Tecnico per Comune di Manzano

DIPARTIMENTO DI CHIMICA, FISICA E AMBIENTE
CENTRO INTERDIPARTIMENTALE DI FLUIDODINAMICA E IDRAULICA

ANALISI DISPERSIONE INQUINANTI IN ZONA
INDUSTRIALE COMUNE DI MANZANO



DCFA
& CIFI



M. Campolo, A. Trovarelli

Udine, 16 Ottobre 2013

Sommario

Il comune di Manzano, situato in provincia di Udine, ospita numerose attività produttive nel settore del legno-arredo riconducibili al cosiddetto triangolo della sedia. L'analisi del livello della qualità dell'aria nel comune fotografato nel documento "Progetto di zonizzazione e classificazione ai sensi dell'art. 3 del D.Lgs.n. 155 del 13/08/2010 – Riesame della zonizzazione di cui al Piano regionale di miglioramento della qualità dell'aria, approvato con decreto del Presidente n.124 del 31 maggio 2010" redatto a cura del Centro Regionale di Modellistica Ambientale (CRMA) dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia sulla base dei dati di emissione disponibili dal catasto delle emissioni INEMAR, indica che la situazione del Comune non è particolarmente critica, eccezion fatta per due tipologie di emissioni (ossidi di zolfo e composti precursori dell'ozono) tipicamente associati a processi di combustione di tipo industriale e all'utilizzo di solventi.

Il Comune si trova comunque a dover gestire il territorio comunale e la zona industriale con l'esigenza di mantenere costantemente bilanciato l'attuale livello di qualità dell'aria e le potenziali richieste di espansione della zona industriale per l'insediamento di nuove attività produttive.

Per raggiungere questo obiettivo è necessario gestire in modo accurato diverse scelte di pianificazione urbana (per esempio la modalità di raccolta dei rifiuti nel territorio comunale, il piano per la gestione del traffico, ...) in modo da garantire il mantenimento di elevati livelli di qualità dell'aria anche in futuro. In quest'ottica, poter disporre di strumenti previsionali che permettano di valutare a-priori l'alterazione del livello della qualità dell'aria atteso a fronte dell'autorizzazione di nuovi insediamenti così come a fronte di scelte di gestione del territorio a livello Comunale, potrebbe essere molto importante in un'ottica di ottimale pianificazione e controllo dello sviluppo urbano.

Le attività di ricerca presentate in questo rapporto tecnico si collocano in questo contesto. Il Comune di Manzano ha stabilito una convenzione con il Dipartimento di Chimica, Fisica e Ambiente dell'Università degli Studi di Udine finalizzato allo sviluppo di metodologie predittive per la valutazione del livello di qualità dell'aria. Il progetto è da considerarsi attualmente in fase del tutto iniziale: l'obiettivo principale è quello di sensibilizzare l'amministrazione comunale rispetto a quelli che sono elementi/dati necessari per rendere possibile l'implementazione di strumenti previsionali in modo che essa diventi capace, nel tempo, di generare/gestire archivi di dati utili a questi scopi.

In questo rapporto si descrivono le metodologie alla base della modellistica ambientale. Si analizzano i dati di emissione attualmente disponibili (catasto residuo delle emissioni) che potrebbero diventare una base di dati utile a valutare l'evoluzione del livello di qualità dell'aria nel territorio comunale.

I risultati ottenuti nel corso dello studio indicano che è necessario dare una struttura ottimale alla base di dati attualmente disponibile, integrando i dati mancanti e verificando quelli già acquisiti; in questo modo sarà possibile costruire un modello previsionale affidabile di inquinamento da fonti industriali che potrà essere utilmente accoppiato con altre tipologie di modelli (per esempio, modelli di inquinamento da traffico veicolare) in modo da poter essere utilizzato come strumento previsionale di supporto per le decisioni. La combinazione di diversi strumenti di modellistica ambientale potrebbe essere infatti estremamente utile per permettere una valutazione preventiva dell'impatto di interventi di natura gestionale (diverse politiche per il controllo dell'inquinamento da traffico, diverse politiche per la raccolta dei rifiuti) e una ottimale pianificazione e scelta degli stessi.

Indice

1	Introduzione	1
2	Modellistica ambientale	3
2.1	Equazioni della dispersione	3
2.1.1	Modello di Roberts	3
2.2	Tipologie di modelli disponibili sul mercato	5
2.3	Criteri di scelta: obiettivo, costo/beneficio	7
2.4	Raccolta delle informazioni	11
3	EPA recommended model: Calpuff	13
3.1	Caratteristiche del modello	13
3.2	Metodologia	15
3.2.1	Calcolo del campo di moto	15
3.2.2	Calcolo delle variabili di dispersione micrometeorologiche	17
3.2.3	Calcolo del campo di dispersione	17
3.2.4	Calcolo delle statistiche di riferimento per la qualità dell'aria	19
3.3	Dati richiesti dal modello	20
4	Sviluppo di un modello previsionale per lo studio della qualità dell'aria nel comune di Manzano	23
4.1	Descrizione del sito di studio	23
4.2	Caratterizzazione orografica del sito	25
4.3	Scenario meteorologico	25
4.4	Emissioni nel Comune di Manzano	30
4.4.1	Dati INEMAR	30
4.4.2	Dati di emissione forniti dal Comune di Manzano	30
5	Risultati	38
5.1	Campo di vento	38
5.2	Analisi della dispersione	38
5.2.1	Polveri totali	40
5.2.2	Ossido di carbonio	42
5.2.3	Ossidi di azoto	45
5.2.4	Biossido di Zolfo, SO_2	47
5.2.5	Composti organici volatili, COV	49
6	Conclusioni	52

Elenco delle figure

1	Mappa del territorio comunale di Manzano. I punti in giallo indicano le frazioni.	1
2	Pennacchio Gaussiano per l'emissione di inquinante da ciminiera.	4
3	Schema di funzionamento del modello Calpuff.	13
4	Dispersione di un pennacchio simulato come somma di emissioni discrete nel caso di (a) campo di moto stazionario, (b) campo di moto tempo dipendente.	18
5	Organizzazione dei file di input per il modello di dispersione.	21
6	Area di studio: in rosso è delimitato il quadrato di dimensione $12 \times 12 \text{ km}$ intorno al centro di Manzano (punto rosso) per il quale è stato ricostruito il campo di vento; in verde è delimitato il quadrato di dimensione $6 \times 6 \text{ km}$ per il quale è stata valutata la ricaduta di inquinanti.	23
7	Aree a prevalente utilizzo residenziale (in giallo), industriale (in viola) e aree verdi (in verde) nel comune di Manzano.	24
8	Vista aerea del territorio comunale di Manzano.	24
9	Vista tridimensionale dell'orografia del sito. L'altezza media del terreno s.l.m. è compresa tra $45 \div 135 \text{ m}$	26
10	Mappa con localizzazione delle stazioni meteo di Capriva del Friuli e Cividale del Friuli (stazioni di superficie) e Udine Campofornido (stazione per radiosondaggi) rispetto al territorio comunale di Manzano.	26
11	Rosa dei venti calcolata per l'anno 2009 in corrispondenza delle stazioni meteo di superficie di Cividale e Capriva.	27
12	Distribuzione di frequenza delle classi di vento calcolate per l'anno 2009 in corrispondenza delle stazioni meteo di superficie di Cividale e Capriva.	28
13	Importanza relativa delle sorgenti rispetto all'emissione di polveri totali: distribuzione delle emissioni per valore crescente del flusso (sinistra) e cumulata dei flussi emessi dalle sorgenti (destra).	35
14	Importanza relativa delle sorgenti rispetto all'emissione di solventi organici: distribuzione delle emissioni per valore crescente del flusso (sinistra) e cumulata dei flussi emessi dalle sorgenti (destra).	37
15	Rosa dei venti calcolata per l'anno 2009 in corrispondenza del centro del dominio computazionale (Manzano).	38
16	Distribuzione di frequenza delle classi di vento calcolate per l'anno 2009 in corrispondenza del centro del dominio computazionale (Manzano).	39
17	Concentrazione al suolo di polveri: valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.004 \div 1.62 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di polveri su base annua è pari a $40 \mu g/m^3$ e non risulta mai superato sulla base dei risultati ottenuti (ricaduta dovuta alle sole sorgenti simulate).	40
18	Concentrazione al suolo di polveri: valore massimo della concentrazione valutata su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.57 \div 35.61 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione oraria di polveri.	41
19	Concentrazione al suolo di polveri: valore massimo della concentrazione valutata su base giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.064 \div 5.495 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di polveri valutata su base giornaliera è pari a $50 \mu g/m^3$	41
20	Concentrazione al suolo di CO: valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.0086 \div 23.40 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione di ossido di carbonio valutata come media annua.	42

21	Concentrazione al suolo di CO : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.019 \div 149. \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione oraria di ossido di carbonio.	43
22	Concentrazione al suolo di CO : valore massimo della concentrazione valutata come media sul periodo di 8 ore. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.36 \div 86.78 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di ossido di carbonio valutata su 8 ore, pari a $10 \text{ mg}/m^3 = 10^4 \mu g/m^3$, non viene mai superato.	43
23	Concentrazione al suolo di CO : valore massimo della concentrazione valutata come media sul giorno. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.16 \div 63.13 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione giornaliera di ossido di carbonio.	44
24	Concentrazione al suolo di NO_x : valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.015 \div 19.22 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di NO_x valutata come media annua, pari a $40 \mu g/m^3$, non risulta mai superato.	45
25	Concentrazione al suolo di NO_x : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[2.1 \div 430.0 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di ossidi di azoto valutata su base oraria, pari a $200 \mu g/m^3$, è superato per 11 ore nel corso dell'anno in corrispondenza del punto di max ricaduta.	46
26	Concentrazione al suolo di NO_x : valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.214 \div 66.11 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione di ossidi di azoto valutata su base giornaliera.	46
27	Concentrazione al suolo di SO_2 : valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.011 \div 20.88 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base annua, pari a $20 \mu g/m^3$, è di poco superato in zona Fornaci di Manzano.	47
28	Concentrazione al suolo di SO_2 : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[1.91 \div 357.3 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base oraria, pari a $350 \mu g/m^3$, viene di poco superato nel punto di massima ricaduta.	48
29	Concentrazione al suolo di SO_2 : valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.1958 \div 73.60 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base giornaliera, è pari a $125 \mu g/m^3$	48
30	Concentrazione al suolo di COV: valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.149 \div 146.30 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di concentrazione su base annua per i COV. Il valore medio è 30 volte superiore rispetto al valore di riferimento definito per il solo benzene.	49
31	Concentrazione al suolo di COV: valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[22.33 \div 3436.0 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione di Composti Organici Volatili valutata su base oraria.	50

- 32 Concentrazione al suolo di COV: valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[3.35 \div 726.1 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di COV valutata su base giornaliera, pari a $30 \mu g/m^3$ (normativa tedesca), risulta superato fino a 352 volte (giorni/anno) in alcuni punti del dominio. 50
- 33 Mappa del numero di superamenti all'interno del territorio comunale del valore giornaliero di soglia ($30 \mu g/m^3$) fissato per il solo benzene nella normativa tedesca. Le aree nelle immediate vicinanze degli insediamenti produttivi sono quelle soggette al massimo numero di superamenti (fino a 352 giorni/anno di superamento); una significativa parte del territorio comunale risulta comunque esposta a valori di concentrazione giornaliera superiori ai $30 \mu g/m^3$ per 55 giorni all'anno. 51



Elenco delle tabelle

1	Confronto tra le caratteristiche dei modelli di dispersione disponibili in letteratura per lo studio di emissioni in contesti industriali.	10
2	Localizzazione del centro del dominio, dei punti estremi e delle stazioni di misura per le quali sono stati acquisiti dati meteo di superficie e quota.	25
3	Distribuzione di frequenza congiunta di intensità e direzione del vento per la stazione di Cividale. Le calme di vento rappresentano lo 0.35% dei dati orari sull'anno.	29
4	Distribuzione di frequenza congiunta di intensità e direzione del vento per la stazione di Capriva. Le calme di vento rappresentano il 4.63% dei dati orari sull'anno.	29
5	Emissioni del Comune di Manzano secondo i dati INEMAR 2007.	30
6	Statistiche di emissione relative ai comuni della provincia di Udine: per ogni specie chimica sono indicati il massimo (Max), il minimo (Min) e il valore di alcuni percentili (P_x con x pari al percentile.	30
7	Statistiche di emissione relative ai comuni della regione Friuli Venezia Giulia: per ogni specie chimica sono indicati il massimo (Max), il minimo (Min) e il valore di alcuni percentili (P_x con x pari al percentile.	31
8	Classi di composti organici volatili e rispettive soglie di emissione.	31
9	Classi I e II di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.	32
10	Classe III di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.	33
11	Classi IV e V di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.	34
12	Dati delle emissioni equivalenti utilizzate per l'implementazione del modello di dispersione degli inquinanti ai fini della valutazione delle ricadute sul territorio Comunale di Manzano.	36
13	Limiti di legge per la concentrazione di inquinanti nell'ambiente.	39

1 Introduzione

Il Comune di Manzano si estende in un'area di circa 30 km^2 situata 15 km a est di Udine in una zona collinare di altitudine compresa tra i 43 e i 237 metri sul livello del mare. Insieme con i Comuni limitrofi di Corno di Rosazzo e San Giovanni al Natisone è parte del cosiddetto "triangolo della sedia", un distretto industriale produttivo da più di trent'anni nel settore legno-arredo.

Nel territorio comunale risiedono circa 6.500 persone (2950 famiglie) e risultano insediate quasi 200 attività industriali per complessivi ≈ 1.800 addetti (dati censimento 2011).

In Figura 1 è mostrata una mappa con i confini del territorio comunale che comprende le frazioni di Manzinello, Oleis, Rosazzo, San Lorenzo, San Nicolò, Segheria Roggia e Villa Naglos. Nel Comune coesistono zone caratterizzate da insediamenti di tipo urbano e industriale e zone verdi, a prevalente uso agricolo (viticoltura).

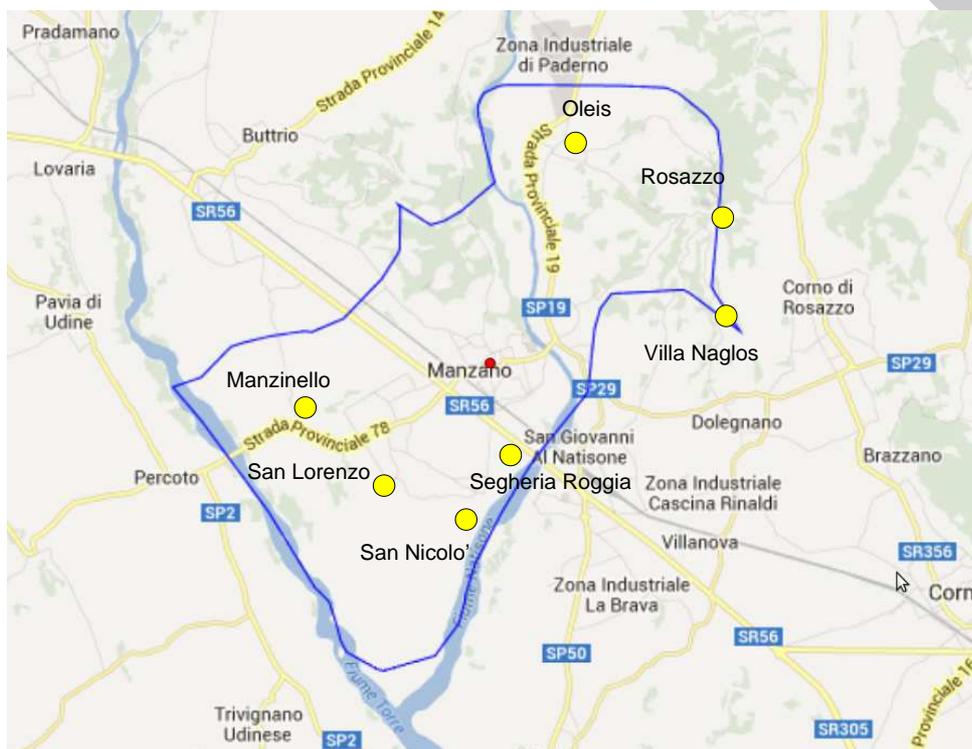


Figura 1: Mappa del territorio comunale di Manzano. I punti in giallo indicano le frazioni.

Secondo quanto previsto dalla Legge regionale n.24/2006 (Conferimento di funzioni e compiti amministrativi agli Enti locali in materia di agricoltura, foreste, ambiente, energia, pianificazione territoriale e urbanistica, mobilità, trasporto pubblico locale, cultura, sport), il Comune è l'autorità competente per la gestione del livello di qualità dell'aria in particolare nelle situazioni in cui il livello di uno o più inquinanti comportino il rischio del superamento dei valori limite e delle soglie di allarme.

Le competenze del Comune comprendono:

- la redazione del piano comunale di classificazione della qualità dell'aria;
- la formulazione di proposte alla Regione per l'individuazione di zone che necessitano di specifici interventi di miglioramento o di tutela della qualità dell'aria.

In questo contesto, il compito del Comune può risultare agevolato se si dispone di strumenti di modellistica ambientale, utili sia nella fase preliminare di verifica del livello locale di qualità dell'aria che nelle successive fasi di pianificazione e scelta di interventi alternativi per la gestione del livello di qualità dell'aria.

L'obiettivo di questo documento è descrivere il percorso che potrebbe permettere al Comune di Manzano di sviluppare basi di dati (geografici, meteorologici, emissivi) adeguate per permettere l'uso sistematico di modelli di dispersione di inquinanti a supporto di attività di valutazione, pianificazione e gestione del livello della qualità dell'aria di interesse per il territorio Comunale.

Il rapporto è organizzato come segue:

- nella sezione 2 vengono brevemente introdotti i potenziali benefici derivanti dall'utilizzo della modellistica ambientale; sono descritte le equazioni e i dati necessari per l'implementazione dei modelli ed è presentata una rassegna dei modelli disponibili sul mercato oltre ad una serie di criteri da utilizzare in fase di selezione del modello;
- nella sezione 3 vengono introdotte le caratteristiche del modello di qualità dell'aria utilizzato in questo progetto (Calpuff, Environmental Protection Agency, USA);
- nella sezione 4 sono descritte le fasi di implementazione del modello alla zona comunale di Manzano; queste fasi comprendono l'identificazione del dominio di studio, dei dati orografici e meteo necessari per l'implementazione del modello e l'analisi dei dati emissivi;
- nella sezione 5 vengono presentati i risultati ottenuti dalla simulazione realizzata per valutare l'impatto locale delle emissioni di origine industriale;
- nella sezione 6 vengono delineati possibili ulteriori impieghi del modello nell'ottica del futuro utilizzo dello stesso a supporto di decisioni per la pianificazione e il controllo del livello della qualità dell'aria.

Le attività di modellazione realizzate nell'ambito di questo progetto di ricerca e i risultati presentati in questo rapporto sono da considerarsi versioni dimostrative di un modello di dispersione di possibile futura implementazione.

2 Modellistica ambientale

La modellistica ambientale rappresenta lo strumento principale di sintesi del processo conoscitivo relativo alle dinamiche dell'inquinamento ambientale perché permette di ricavare informazioni sulle relazioni fra emissioni e concentrazione/deposizione degli inquinanti tenendo conto dei processi di dispersione, trasporto, trasformazione chimica e rimozione.

In questo lavoro, la modellistica ambientale viene utilizzata per realizzare uno studio dimostrativo per la valutazione delle ricadute al suolo di alcuni inquinanti tipicamente associati alla produzione di elementi nel settore legno-arredo al fine di valutare l'impatto di queste produzioni sul territorio in cui sono inserite.

In generale, i modelli di dispersione sono utilizzati per:

1. ottenere campi di concentrazione in porzioni di territorio ove non esistano punti di misura, o estendere la rappresentatività spaziale di misure disponibili;
2. ottenere informazioni sulle relazioni tra emissioni ed impatto (matrici sorgenti-recettori) permettendo di discriminare il contributo delle diverse sorgenti sulla ricaduta al suolo;
3. valutare l'impatto di inquinanti non misurati dalla rete di monitoraggio;
4. studiare scenari ipotetici di emissione, alternativi rispetto al quadro attuale o passato (per esempio, scenari incidentali o modifiche/ampliamenti di impianti).

Il risultato fornito dai modelli è caratterizzato da un certo grado di incertezza legato a due cause principali: (i) l'incapacità di descrivere perfettamente i fenomeni fisici, e (ii) l'incertezza associata ai dati di ingresso, come le emissioni inquinanti e i parametri meteorologici. Per quantificare questa incertezza e utilizzare con confidenza i risultati dei modelli, è necessaria una procedura di confronto tra risultati della simulazione e misure sul campo. L'utilizzo di modelli risulta quindi facilitato (i) quando si dispone di una buona rete di monitoraggio, in grado di garantire sufficiente affidabilità, accuratezza e rappresentatività delle misure sul campo, e (ii) quando sono correttamente quantificate le emissioni delle sostanze inquinanti alla sorgente, sia in termini quantitativi che di distribuzione spaziale e temporale.

Tuttavia, l'utilizzo di modelli di dispersione per l'analisi di siti reali non è semplice. Sul mercato esistono diverse tipologie di modelli di dispersione che si differenziano per la complessità dei dati richiesti in ingresso, per il tipo di equazioni che risolvono e per il tipo di risultati che forniscono. Queste caratteristiche determinano se un modello sia o meno adeguato ad un particolare scenario simulativo.

Nelle Sezioni che seguono, viene presentata una breve sintesi delle equazioni che stanno alla base dei modelli di dispersione e vengono descritte brevemente le caratteristiche di alcuni modelli di dispersione disponibili sul mercato.

2.1 Equazioni della dispersione

2.1.1 Modello di Roberts

L'equazione base per modellare la dispersione di un inquinante (Roberts, 1923) in un flusso di aria è l'equazione di conservazione della massa. Indicata con X , [kg/m^3], la concentrazione dell'inquinante in aria, la variazione di concentrazione all'interno di un volume di controllo $dV = dx dy dz$ è data da:

$$\frac{\partial X}{\partial t} + u \frac{\partial X}{\partial x} + v \frac{\partial X}{\partial y} + w \frac{\partial X}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial X}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial X}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial X}{\partial z} \right) \quad (1)$$

dove:

- x, y, z coordinate cartesiane [m];
- t tempo [s];
- u, v, w velocità dell'aria nelle 3 direzioni, [m/s];
- K_x, K_y, K_z coefficienti di dispersione nelle direzioni x, y, z [m^2/s].

Se a $t = 0$ una massa Q^* viene rilasciata in un fluido in quiete ($u = v = w = 0$), la variazione di concentrazione nello spazio e nel tempo, soluzione dell'Equazione 1, è data da:

$$X(x, y, z, t) = \frac{Q^*}{8(\pi t)^{3/2} (K_x K_y K_z)^{1/2}} \exp \left(-\frac{1}{4t} \left(\frac{x^2}{K_x} + \frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z} \right) \right) \quad (2)$$

Secondo l'Equazione 2, la concentrazione nel punto di rilascio (0,0,0) diminuisce esponenzialmente nel tempo. Nello spazio, varia secondo curve a campana (Gaussiane) che hanno il massimo nel punto di rilascio.

Se a $t = 0$ la massa Q^* viene rilasciata in un fluido in moto a velocità $V = (u, v, w)$, la variazione di concentrazione nello spazio e nel tempo è ancora descritta dall'Equazione 2 se assumiamo un sistema di riferimento (x, y, z) mobile alla stessa velocità $V = (u, v, w)$ del vento.

Nel caso di emissioni da una ciminiera, l'inquinante viene emesso in modo continuo con portata Q , [kg/s], in un fluido che non è fermo. L'emissione continua può essere vista come la sovrapposizione di emissioni discrete ("puff") in rapida successione nel tempo, e la soluzione dell'Equazione 1 è ottenuta ancora dalla 2. Se si sceglie il sistema di riferimento come in Figura 2, con la coordinata x allineata

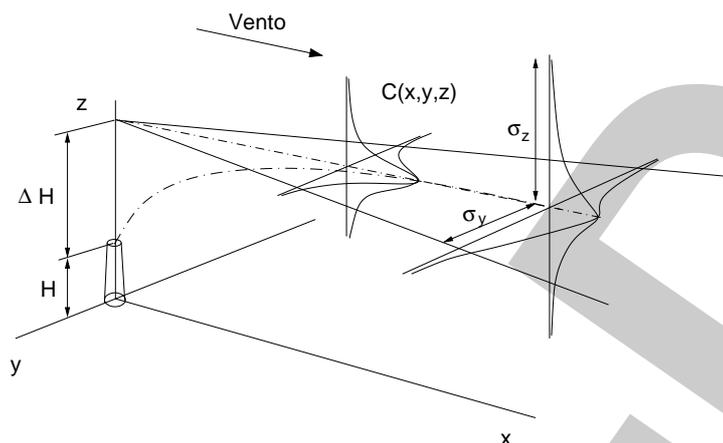


Figura 2: Pennacchio Gaussiano per l'emissione di inquinante da ciminiera.

con il vento ($v = w = 0$), la variazione di concentrazione dell'inquinante è descritta da:

$$X(x, y, z) = \frac{Q}{4\pi x (K_y K_z)^{1/2}} \exp\left(\frac{-u}{4x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{z^2}{K_z}\right)\right) \quad (3)$$

che rappresenta lo sviluppo spaziale di un pennacchio (*plume*) Gaussiano. Le caratteristiche di questa soluzione sono:

1. assume dispersione in un ambiente non confinato;
2. è calcolata per vento costante (*regime stazionario*), noto;
3. la distribuzione delle concentrazioni nello spazio ha andamento gaussiano in direzione trasversale al pennacchio, y , e in direzione verticale, z ; è l'involuppo di campane Gaussiane nella direzione principale del vento, x .

In generale, la dispersione di un pennacchio da una ciminiera avviene in un ambiente che non si può considerare non confinato. In particolare, l'allargamento del pennacchio fa sì che il suolo o una stratificazione stabile di atmosfera (strato di inversione termica) impediscano la dispersione dell'inquinante verso il basso o verso l'alto. In questo caso, l'Equazione 3 viene modificata per includere il contributo di "sorgenti virtuali", che permettono di tener conto della condizione di limitata dispersione per l'inquinante. L'Equazione 3 diventa:

$$X(x, y, z) = \frac{Q}{4\pi x (K_y K_z)^{1/2}} \exp\left(\frac{-u}{4x} \left(\frac{y^2}{K_y} + \frac{(z-H)^2}{K_z} + \frac{(z+H)^2}{K_z}\right)\right) \quad (4)$$

dove H è l'altezza della ciminiera rispetto al suolo.

Le Equazioni 1, 2 e 3 e correzioni simili all'Equazione 4 sono utilizzate all'interno dei modelli di dispersione. Noto il campo di moto del vento (u, v, w) e le caratteristiche di dispersione (K_x, K_y, K_z) queste equazioni permettono di determinare il campo di concentrazione X dell'inquinante.

Le modalità con cui vengono calcolati/modellati il campo di moto e di dispersione e la forma in cui l'equazione di dispersione (1, 2 o 3) viene risolta, individuano la gamma delle diverse tipologie di modelli disponibili:

1. modelli Gaussiani, a pennacchio:

- assumono velocità uniforme del vento;
- assegnano valori uniformi al campo di dispersione K_x, K_y, K_z in base al valore di due parametri meteorologici (velocità del vento e gradiente termico) e a tabelle (classi di stabilità di Pasquill, Giffort, Turner) (vedi Lees, 1986);
- calcolano la concentrazione X utilizzando l'Equazione 3 nei punti di interesse definiti dall'utente (recettori);
- la dispersione per condizioni meteo variabili è ottenuta pesando i risultati ottenuti per diverse condizioni meteo (stazionarie) considerando la loro frequenza relativa nel periodo di interesse;

2. modelli Lagrangiani, a puff:

- possono tener conto di variazioni spaziali del campo di vento;
- possono assegnare valori locali al campo di dispersione K_x, K_y, K_z in base a tabelle (classi di stabilità di Pasquill, Giffort, Turner) o correlazioni più complesse;
- calcolano la concentrazione X utilizzando l'Equazione 2 nei recettori definiti dall'utente;
- la dispersione per condizioni meteo variabili nel tempo è ottenuta sommando i risultati ottenuti istante per istante considerando il contributo dovuto ai pacchetti discreti di inquinante;

3. modelli Euleriani, a griglia:

- possono tener conto di variazioni spaziali/temporali del campo di vento;
- calcolano valori locali del campo di dispersione K_x, K_y, K_z in base a equazioni di trasporto (Navier-Stokes)
- calcolano la concentrazione X risolvendo numericamente l'Equazione 1;
- la concentrazione di inquinanti è calcolata ad ogni istante temporale in tutti i punti del dominio.

2.2 Tipologie di modelli disponibili sul mercato

I modelli disponibili sul mercato possono essere classificati secondo le seguenti categorie:

- modelli analitici "a pennacchio": codici molto semplici che richiedono pochi, essenziali dati meteorologici di ingresso e limitate risorse di calcolo; per la loro praticità sono stati e sono tutt'ora molto utilizzati. Questi modelli sono adatti a simulare scenari di dispersione caratterizzati da campo di vento uniforme nello spazio e stazionario nel tempo. Esistono formulazioni tradizionali (modelli gaussiani), in cui la dispersione turbolenta viene parametrizzata con coefficienti empirici ricavati da campagne sperimentali (curve di Pasquill-Gifford o di Briggs), e più avanzate (modelli "ibridi"), in cui la dispersione verticale viene parametrizzata in funzione dei dati meteorologici che forniscono informazioni sulla struttura termica e meccanica dei bassi strati dell'atmosfera;
- modelli tridimensionali "a puff": divisione del dominio in strati orizzontali, formulazione gaussiana per la dispersione ma con possibilità di variare nello spazio e nel tempo la direzione di trasporto delle specie inquinanti immesse in ambiente;
- modelli tridimensionali lagrangiani "a particelle": divisione del dominio in strati orizzontali, simulazione della dispersione di un inquinante attraverso pseudo-particelle la cui dinamica all'interno del dominio di calcolo viene determinata dal campo di vento e dalle condizioni di turbolenza locali dell'atmosfera;

- modelli tridimensionali euleriani “a griglia”: divisione del dominio in volumi di calcolo, integrazione numerica dell’equazione differenziale di conservazione della massa per ogni inquinante in ogni volume di calcolo.

A parte i modelli analitici “a pennacchio”, tutte le altre tipologie di modelli necessitano di campi di vento tridimensionali, che si possono ottenere con modelli a conservazione di massa che ricostruiscono il flusso sull’orografia del dominio, oppure con modelli meteorologici che risolvono l’intero set di equazioni fluidodinamiche (equazioni di Navier-Stokes).

In generale, la scelta tra modelli analitici e tridimensionali dipende dal livello di complessità dello scenario. In condizioni di terreno pianeggiante e regime anemometrico caratterizzato da assenza di calme di vento, può essere utilizzato un modello analitico “a pennacchio”; diversamente, è opportuno l’uso di modelli tridimensionali.

I modelli analitici “a pennacchio” possono utilizzare alternativamente (i) dati meteo aggregati come le distribuzioni di frequenza congiunte di intensità e direzione del vento (*joint frequency functions*), che sintetizzano i dati statistici sulla occorrenza di condizioni meteo diffusive definite da classe di stabilità, intensità e settore di provenienza del vento; (ii) serie temporali di dati meteorologici (almeno un anno completo con risoluzione oraria o trioraria). La seconda modalità è preferibile perché permette di valutare l’effetto di sorgenti con emissioni variabili nel tempo e di stimare i parametri di qualità dell’aria per diversi tempi di media (Cirillo e Desiato, 1998). Le condizioni più critiche per l’utilizzo di questi modelli sono rappresentate dalle calme di vento e dalla presenza di orografia complessa: in questi casi i risultati forniti dai modelli tridimensionali sono più affidabili in quanto permettono di tener conto della variabilità spaziale dei parametri atmosferici.

I modelli “a puff” possono essere definiti come una categoria intermedia tra i modelli analitici tradizionali e i modelli tridimensionali completi. Essi possono essere considerati validi finché la traiettoria del centro di massa degli inquinanti emessi è rappresentativa del trasporto degli inquinanti. In condizioni di forte disomogeneità del campo di vento, per esempio quando l’intensità e la direzione del vento variano in modo significativo con la quota, questa approssimazione comporta una sensibile riduzione dell’accuratezza dei risultati finali se non si tiene conto del movimento differenziale di puff che si trovano a quote diverse (*puff splitting*).

I modelli lagrangiani “a particelle” e quelli euleriani “a griglia” sono attualmente gli strumenti più avanzati per la simulazione della dispersione in atmosfera. Essi possono tenere conto compiutamente di tutte le misure meteorologiche disponibili e delle loro variazioni spaziali e temporali; i limiti di affidabilità e applicabilità sono attualmente legati all’incompleta conoscenza dei meccanismi della turbolenza e all’eccessivo tempo di calcolo che richiedono le simulazioni più complesse. Poiché le simulazioni di lungo periodo della durata di un anno sono onerose, questi modelli vengono utilizzati prevalentemente per valutare situazioni critiche (per esempio episodi di inquinamento acuto).

I modelli “a particelle” sono preferibili su scala locale per il maggior dettaglio vicino alla sorgente, poiché i modelli “a griglia” diluiscono immediatamente il termine di sorgente sul volume di una cella che, per esigenze computazionali, non può essere di dimensioni troppo piccole. Inoltre, per determinare il contributo che ogni sorgente ha sulla ricaduta al suolo dell’inquinante (matrici sorgenti-recettori), nel caso di sorgenti multiple occorre ripetere le simulazioni considerando attiva una sorgente per volta; nel caso dei modelli “a particelle” si può invece identificare le particelle in base alla sorgente di emissione e calcolare con una sola simulazione i diversi contributi.

L’utilizzo dei modelli “a griglia” è indispensabile per le simulazioni in cui entrano in gioco le reazioni chimiche multispecie, in cui la concentrazione di un inquinante determina il tasso di trasformazione di un altro inquinante. Infine, l’utilizzo di modelli tridimensionali, lagrangiani o euleriani, è praticamente indispensabile nel caso di simulazioni a scala più grande (mesoscala), in quanto occorre tenere conto della circolazione atmosferica a scala sinottica e delle sue variazioni spaziale e temporale (CTN-ACE, 2004).

In Tabella 1 sono riassunte le caratteristiche principali dei tre più diffusi modelli di dispersione presenti sul mercato:

1. Calpuff (California Puff model), sviluppato dall’Environmental Protection Agency (EPA) americana;
2. Dimula, sviluppato dall’ENEA – C.R.E. Casaccia;

3. ISC3 (Industrial Source Complex model), sviluppato dall'Environmental Protection Agency (EPA) americana.

La principale caratteristica che differenzia Calpuff da Dimula ed ISC3 è il diverso approccio con cui viene simulata la dispersione. Dimula ed ISC3 sono modelli "a plume" euleriani che assumono un campo di moto stazionario. Calpuff invece è un modello "a puff" in cui è possibile tener conto della variazione temporale del campo di moto (approccio lagrangiano) ed il suo effetto sul campo di dispersione degli inquinanti.

2.3 Criteri di scelta: obiettivo, costo/beneficio

La scelta del modello più adatto per la valutazione di impatto di una emissione si basa sull'analisi di due fattori:

1. l'obiettivo dell'analisi;
2. i costi/benefici dell'analisi.

L'obiettivo dell'analisi è l'informazione che ci si attende dall'applicazione del modello, a integrazione dell'informazione che proviene dalle misure. L'obiettivo dell'analisi determina (i) l'estensione dell'area di studio, (ii) la risoluzione spaziale necessaria per il calcolo (la distanza minima per la quale il modello deve essere in grado di calcolare variazioni spaziali significative del campo di concentrazione), (iii) le sostanze inquinanti da prendere in considerazione, (iv) l'indicatore di qualità dell'aria che si vuole stimare (il cui tempo di media determina la risoluzione temporale richiesta al modello, cioè l'intervallo di tempo che deve intercorrere tra due campi di concentrazione consecutivi calcolati dal modello), (v) la tipologia e la quantità delle sorgenti di emissione da considerare.

I costi comprendono le risorse, in termini di tempo/competenze, necessarie per acquisire ed elaborare i dati necessari ed ottenere la previsione; i benefici sono il valore aggiunto che il risultato ha sulla migliore comprensione del fenomeno. I modelli più complessi (a maggiore risoluzione, tempo-dipendenti, in grado di gestire diverse tipologie di sorgenti) richiedono più dati e sono più complessi da utilizzare, ma consentono analisi approfondite dei fenomeni.

La scelta del modello da applicare può essere effettuata considerando i seguenti aspetti:

1. Scenario della simulazione:
 - Scala spaziale: è necessario individuare le scale spaziali importanti per caratterizzare il trasporto degli inquinanti che sono (i) l'estensione della zona su cui è significativo svolgere l'indagine, (ii) le caratteristiche locali della zona che possono dare luogo a fenomeni responsabili dei valori di concentrazione più alta (per esempio, zone di accumulo di inquinanti legate alla presenza di ostacoli orografici o costruzioni). Queste scale determinano estensione e risoluzione del dominio computazionale del modello (modelli a scala locale, regionale o mesoscala).
 - Scala temporale: è necessario individuare le scale temporali importanti per caratterizzare il trasporto degli inquinanti che dipendono (i) dalla variabilità meteorologica del sito, (ii) dal tipo di indicatore che si vuole calcolare a partire dai risultati del modello (tempo di media). Si possono avere simulazioni "short term" o "long term".
 - Ambito territoriale: è necessario tenere conto (i) delle caratteristiche orografiche del territorio, (ii) di disomogeneità superficiali (discontinuità terra-mare, città-campagna, acque interne) e (iii) condizioni meteo-diffusive non omogenee (calma di vento negli strati bassi della troposfera, inversioni termiche eventualmente associate a regimi di brezza) che possono influenzare la complessità e la variabilità del campo di vento che controlla la dispersione.
 - Tipologia di sorgente: per sorgenti di forma standard (puntuali, lineari e areali) e in numero limitato per cui si voglia mantenere il dettaglio della dispersione in prossimità della fonte si utilizzano modelli analitici e lagrangiani a particelle. Per sorgenti numerose e diffuse sul territorio i cui questo dettaglio non sia necessario si preferiscono modelli di dispersione euleriani.

	CALPUFF	DIMULA	ISC3
Caratteristiche principali	Modello a puff lagrangiano multistrato, multi specie, multisorgente, non stazionario che simula gli effetti delle variazioni temporali e spaziali delle condizioni meteo sul trasporto dell'inquinante, sulla sua trasformazione e rimozione. Può utilizzare campi di vento 3 <i>D</i> ottenuti da un preprocessore meteorologico oppure i dati misurati in una singola stazione. Contiene algoritmi per la modellizzazione degli effetti <i>near-source</i> . Effettua simulazioni <i>short/long term</i> . Tratta inquinanti reattivi e calme di vento.	Modello gaussiano a pennacchio multisorgente; permette di effettuare simulazioni <i>short term</i> e climatologiche (<i>long term</i>) oltre al calcolo delle altezze efficaci delle sorgenti puntiformi. Può trattare calme di vento ed inquinanti non reattivi; è previsto un programma di analisi grafica per visualizzare i risultati prodotti dal modello.	Modello gaussiano a plume multisorgente; permette di effettuare simulazioni <i>short term</i> e <i>long term</i> . Non può trattare calme di vento ma è previsto un modulo per simulare la dispersione di inquinanti reattivi
Ente sviluppatore	California Air Resources Board (CARB); U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA); U.S.D.A: Forest Service Ente: Earth Tech (Sigma Research)	ENEA	U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA);
Tipo di sorgenti	Puntiforme (emissione costante o variabile); lineare (emissione costante); di volume (emissione costante o variabile); superficiale;	Puntiforme; superficiale;	Puntiforme; lineare; di volume; superficiale;

	CALPUFF	DIMULA	ISC3
Meteorologia	Condizioni meteo non stazionarie; campi 3 <i>D</i> per variabili meteo (venti, temperature); variabilità verticale per velocità di attrito, velocità di scala convettiva, lunghezza di Monin-Obukhov, tasso di precipitazione; supporta le calme di vento; coefficienti di turbolenza variabili orizzontalmente e verticalmente;	Supporta condizioni di vento con e senza inversione in quota; supporta condizioni di calma con e senza inversione; utilizzo di Joint Frequency Function per gestire i calcoli climatologici; condizioni meteo stazionarie; calcolo della velocità del vento in quota mediante legge esponenziale;	Condizioni meteo stazionarie; utilizzo di Joint Frequency Function per calcoli climatologici (long term); dati meteo orari (generati da PCRAMMET e MPRM) per simulazioni short term; Lunghezza di Monin-Obukhov e velocità di frizione generati da PCRAMMET per simulare deposizione secca; dati di precipitazione per deposizione umida;
Coefficienti di dispersione	Misure dirette di σ_y e σ_z ; stima di σ_y e σ_z tramite teoria della similitudine; coefficienti di Pasquill-Gifford (aree rurali); coefficienti di McElroy-Pooler (aree urbane);	Formule di Briggs urbane e rurali; formule basate sulla rugosità superficiale; formule di Cirillo Poli per condizioni di calma di vento; formula di Cirillo e Cagnetti per sorgenti areali;	Coefficienti di Pasquill-Gifford (aree rurali); coefficienti di McElroy-Pooler (aree urbane); formule di Briggs urbane;
Caratteristiche generali	Formulazione puff/slug; wind shear verticale; puff splitting; risalita del plume (plume rise); penetrazione parziale dei fumi in inversione in quota; galleggiamento del plume; building downwash: modello di Huber-Snyder per variazione coefficienti di dispersione; terreni complessi; deposizione secca; opzioni per trasformazioni chimiche; rimozione ad umido; recettori grigliati e discreti;	Effetti di downwash di edifici: (i) correzione dell'altezza efficace; (ii) modello di Huber Snyder per variazione coefficienti di dispersione; formule di Briggs per calcolo del gradual plume rise; valutazione effetto scia del camino; orografia complessa; effetti di deposizione umida; penetrazione dei fumi in inversioni in quota; recettori grigliati e discreti;	Stack-tip downwash, trattamento delle calme di vento; formule di Briggs per il calcolo del plume rise; "dry deposition" e "wet deposition" (short term); orografia semplificata del terreno; penetrazione dei fumi in inversioni in quota; downwash di edifici: modello di Huber-Snyder per variazione coefficienti di dispersione; variazione velocità vento con altezza;

	CALPUFF	DIMULA	ISC3
Limiti di applicabilità	Il modello è pensato per applicazioni <i>long term</i> piuttosto che <i>short term</i> ; utilizza dati di input con cadenza oraria; non tratta effluenti più pesanti dell'aria; le trasformazioni chimiche sono disponibili solo per cinque specie;	Modello plume; non supporta sorgenti lineari e di volume; il calcolo delle calme di vento può essere effettuato solo nel caso di sorgenti puntiformi e la sua applicazione è opzionale; non presenta opzioni per trasformazioni chimiche; non prevede un preprocessore meteo nè tantomeno un postprocessore;	Modello plume; non considera le calme di vento; non tratta terreni complessi; il campo di vento ed i coefficienti di diffusione turbolenta (che descrivono localmente le caratteristiche diffusive dell'atmosfera) sono costanti nello spazio e nel tempo;
Dati di input	Control file inputs; dati meteo e geografici creati da Calmet; dati sulle sorgenti e le relative emissioni; velocità di deposizione specificate dall'utente; coefficienti di trasformazione chimica specificati dall'utente; misure di turbolenza oraria;	Dati strutturali ed emissivi delle sorgenti; dati relativi ai recettori discreti; JFF climatologiche; orografia del grigliato di calcolo; dati di configurazione del run del modulo Short Term; dati di configurazione del run del modulo Climatologico;	Posizione sorgenti e recettori; caratteristiche fisiche delle emissioni; informazioni sull'andamento dei principali parametri meteorologici; opzioni di output; griglia altezze del terreno (opzionale per deposizione secca); tassi di emissione orari (opzionale);
Dati di output	File non formattati contenenti campi mediati di concentrazioni, flussi mediati di deposizione secca, flussi mediati di deposizione ad umido;	File non formattati contenenti campi mediati di concentrazioni;	File non formattati contenenti campi mediati di concentrazioni;
Facilità di utilizzo	Interfaccia studiata per windows; online help; error checking parametri in input;	Interfaccia studiata per windows;	

Tabella 1: Confronto tra le caratteristiche dei modelli di dispersione disponibili in letteratura per lo studio di emissioni in contesti industriali.

- Sostanze inquinanti considerate: i modelli devono includere un modulo di trasformazione chimica qualora si debba simulare il comportamento di inquinanti reattivi in atmosfera, la formazione di inquinanti secondari o l'effetto di meccanismi di rimozione.
2. Output desiderato: il tipo di indicatore da calcolare e il numero di punti in cui deve essere calcolato determinano la risoluzione spazio/temporale con cui il risultato di dispersione deve essere prodotto dal modello. Per valutazioni di massima può essere opportuno utilizzare modelli semplici e ipotesi conservative (cioè realizzare la simulazione utilizzando le condizioni per cui ci si aspettano i risultati peggiori in termini di impatto: massima emissione, condizioni di minima dispersione per gli inquinanti in atmosfera, ...).
 3. Disponibilità dei dati in ingresso: la disponibilità di (i) dati territoriali (cartografia, orografia, uso del territorio), (ii) dati meteorologici (osservazioni da stazioni meteorologiche standard, parametri micrometeorologici, dati telerilevati, campi di variabili meteorologiche calcolati con modelli a elevata risoluzione), (iii) dati di emissione (localizzazione e quantificazione delle emissioni nel caso di sorgenti specifiche, inventario delle emissioni nel caso di sorgenti numerose e diffuse), (iv) concentrazioni in aria degli inquinanti (da reti di monitoraggio o da campagne sperimentali) con adeguata risoluzione spaziale e temporale; condizionano la possibilità di implementare e validare i modelli.

La scelta del modello è il risultato del miglior compromesso tra possibilità di raggiungimento dell'obiettivo, disponibilità e accessibilità dei dati, risorse necessarie e disponibili in termini di risorse hardware, tempo, risorse umane, esperienza nell'uso dei modelli, tipo e quantità di dati necessari.

2.4 Raccolta delle informazioni

I dati richiesti per l'applicazione di modelli di qualità dell'aria sono:

1. Dati meteorologici relativi alla zona oggetto dello studio: (i) dati misurati al suolo (direzione del vento, intensità del vento, umidità relativa, irraggiamento, copertura nuvolosa) e (ii) dati misurati in quota (direzione del vento, intensità del vento, pressione e temperatura misurate da radiosondaggi effettuati dall'Aeronautica Militare). La risoluzione e la finestra temporale di dati necessari per l'analisi dipendono dalle finalità e dal modello scelto. L'impossibilità di ottenere dati meteo adeguati per rappresentatività spaziale o risoluzione temporale impedisce di utilizzare in modo efficace modelli di dispersione meteorologica troppo complessi.

I dati meteorologici devono essere rappresentativi delle condizioni medie nell'area esaminata. Per le variabili di base (velocità, direzione del vento, temperatura) si acquisiscono serie temporali con risoluzione oraria o trioraria per almeno un anno; la finestra temporale di un anno permette di valutare in modo affidabile la distribuzione in frequenza dei diversi episodi meteorologici (intensità e direzioni del vento, gradienti termici) e di individuare il peso di eventuali eventi critici (calme di vento).

I dati vengono acquisiti presso le stazioni del Servizio Meteorologico dell'Aeronautica, da altri Servizi Regionali o dalle reti per il controllo della qualità dell'aria. Le stazioni di riferimento vengono scelte in funzione della loro vicinanza alle sorgenti inquinanti da simulare. Nelle valutazioni su lungo periodo a scala locale possono essere utilizzati anche dati statistici in forma già aggregata.

Spesso il dato di vento disponibile deriva da postazioni che sono lontane rispetto al sito di interesse. In questi casi, va valutata in modo accurato la rappresentatività spaziale della misura, tenendo conto dei fattori locali che possono limitarne l'utilizzo. Per esempio, stazioni di rilevamento collocate presso aeroporti devono essere utilizzate con cautela per zone urbane in quanto possono presentare regimi anemometrici e profili termici sensibilmente diversi da quelli di zone a forte antropizzazione. Intensità e la direzione del vento possono essere fortemente condizionate dalla presenza di aree edificate e dalla presenza di regimi locali con periodicità diurna (brezze di mare o monte). In generale, la rappresentatività spaziale della misura sarà tanto minore quanto più elevata è la complessità dell'orografia e quanto più diversa è l'esposizione dei versanti.

2. Dati relativi alla morfologia (altimetria) e all'uso del terreno dell'area oggetto dello studio. Questi dati costituiscono un grigliato di risoluzione adeguata per ricostruire/modellare le caratteristiche locali del sito che possono avere effetto sulla micro-meteorologia. Vengono utilizzati dal modello per il calcolo di (i) categoria di stabilità; (ii) lunghezza di Monin-Obukhov; (iii) velocità di attrito con la superficie; (iv) flusso di calore sensibile; (v) altezza dello strato di mescolamento; (vi) correzioni orografiche al campo di vento tridimensionale, che hanno un effetto diretto sulla dispersione degli inquinanti.

I dati territoriali richiesti sono:

- cartografia: viene utilizzata come background su cui riportare i risultati delle simulazioni permettendo di valutare gli impatti e le zone a più alto rischio o di maggior attenzione ecologica (parchi, aree protette) e sanitaria (zone ad alta densità di popolazione);
- orografia: in presenza di rilievi, occorre disporre delle quote altimetriche del sito in studio per valutare gli effetti indotti dall'orografia sul campo di vento e sulla ricaduta al suolo degli inquinanti. Sono disponibili basi di dati con risoluzione spaziale diversa a seconda delle dimensioni del dominio di calcolo scelto per il modello e del dettaglio richiesto per l'analisi: si passa da 100-200 metri per la risoluzione a scala locale, a $1 \div 2 \text{ km}$ per la scala regionale;
- uso del suolo ("land-use"): la presenza di discontinuità nell'uso del suolo induce caratteristiche dispersive differenti in atmosfera. Per esempio, l'input energetico suolo/aria o acqua/aria è diverso, così come la deposizione di inquinanti su terreno nudo o su bosco; in Internet sono disponibili data-base ricavati da dati satellitari con risoluzione pari a 1 km (GLCC Database; http://www.src.com/datasets/GLCC_Info_Page.html). Mappe di uso del suolo possono essere costruite in modo semplificato (utilizzando un numero limitato di categorie d'uso) a partire dalla cartografia, assegnando ad ogni cella del dominio una categoria dominante. Le categorie utilizzate per la classificazione distinguono terreno coltivato, erba, vigneti/uliveti, conifere, decidue, paludi, terreno nudo, ghiacciai, zona urbana, acque interne e mare.

3. Dati relativi allo scenario emissivo

Le fonti di emissione sono schematizzate come sorgenti "elementari" di tipo puntiforme (camini), lineare (strade, linee di ventilazione, nastri trasportatori industriali) e areale (sorgenti diffuse sul territorio, riscaldamento, serbatoi industriali). Ogni sorgente è caratterizzata dalla portata di emissione dell'inquinante nell'intervallo temporale di studio (per esempio emissioni orarie di monossido di carbonio); l'emissione si considera uniformemente distribuita sulla figura geometrica che schematizza la sorgente elementare.

Per le sorgenti puntiformi, oltre al tipo e alla quantità di inquinanti emessi, sono richieste la posizione nel dominio, l'altezza ed il diametro del camino e, nel caso di sorgente non isolata o bassa, le dimensioni orizzontali e verticali della sezione di edifici intercettati dal pennacchio nella direzione del vento. L'innalzamento del pennacchio dovuto a quantità di moto del getto o effetti termici è calcolato sulla base della velocità di uscita dei fumi e della loro temperatura.

Per sorgenti la cui emissione può variare nel tempo, i dati di portata, velocità e temperatura devono essere acquisiti con adeguata risoluzione temporale.

I dati devono essere esaminati (completezza/ricostruzione valori mancanti) ed elaborati per sintetizzare le caratteristiche del problema (criticità del sito, quadro meteorologico, quadro emissivo) e quindi preparati nel formato opportuno per essere elaborati dal modello di dispersione scelto.

3 EPA recommended model: Calpuff

Per gli scopi di questo progetto, si è scelto come modello di riferimento per valutare la dispersione degli inquinanti su scala locale il modello Calpuff, sviluppato dall'Environmental Protection Agency americana e disponibile in versione libera da Internet.

3.1 Caratteristiche del modello

Calpuff è un modello di dispersione lagrangiano a puff, non stazionario, tridimensionale in grado di simulare l'effetto della variazione temporale e spaziale delle condizioni meteorologiche sul trasporto, la trasformazione e la rimozione degli inquinanti. Calpuff può essere applicato su domini di estensione variabile tra le decine di metri e centinaia di chilometri e include algoritmi avanzati (effetti di sotto griglia, trasporto su larga scala, meccanismi per la deposizione secca ed umida). È il modello consigliato dall'Environmental Protection Agency americana per una serie di attività di pianificazione, monitoraggio e controllo della qualità dell'aria (EPA, 1993; EPA, 1995).

Il funzionamento del modello è schematicamente rappresentato in Figura 3.

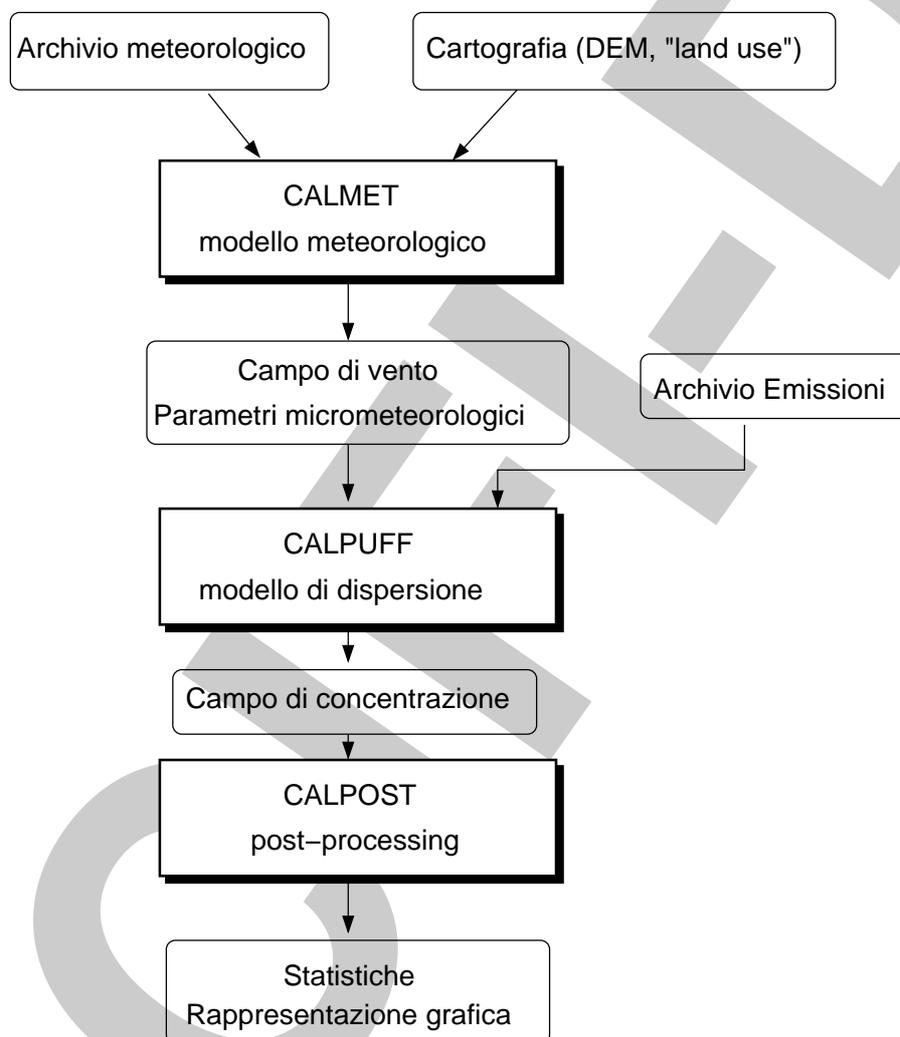


Figura 3: Schema di funzionamento del modello Calpuff.

Il modello è costituito da tre moduli:

1. un modulo meteorologico (Calmet): utilizza i dati provenienti dall'archivio meteorologico e dalla cartografia per ricostruire/calcolare il campo di vento e di dispersione per il periodo temporale di interesse;
2. un modulo di dispersione/trasporto/trasformazione (Calpuff): utilizza i dati provenienti dall'archivio delle emissioni per calcolare il campo di concentrazione;
3. un modulo di elaborazione dei dati (Calpost): utilizza i dati prodotti dal modello di dispersione per il calcolo delle statistiche utili per (i) il confronto con i dati di qualità disponibili o (ii) la valutazione del livello di qualità dell'aria.

Le caratteristiche del modello sono le seguenti:

- il modello meteorologico ricostruisce lo scenario meteo calcolando il campo di moto tridimensionale e i coefficienti di dispersione σ_x , σ_y e σ_z lungo i tre assi principali. I parametri micro-meteorologici possono essere calcolati utilizzando metodi a diversa complessità in funzione degli obiettivi della simulazione e dei dati di partenza disponibili; possono essere espressi in funzione dei parametri descrittivi della turbolenza locale (altezza dello strato di mescolamento, stabilità atmosferica, velocità di attrito ed altri) o possono essere specificati da misure sperimentali.
- il modello di dispersione (lagrangiano a puff) schematizza le emissioni come una serie di pacchetti (puff) di emissione discreti rilasciati ad intervalli regolari di tempo (sampling step). La dispersione e il trasporto di ogni puff viene seguito per un periodo stabilito (basic time step); il pennacchio risultante ad ogni passo è rappresentato dalla sovrapposizione dei puff generati da tutti i pacchetti presenti nel dominio in quel dato momento;
- il modello utilizza la soluzione analitica Gaussiana (Equazione 2) per calcolare il campo di concentrazione. Per ogni puff, viene calcolato il contributo al campo di concentrazione tenendo conto delle variazioni locali nello spazio e nel tempo delle variabili di trasporto;
- il calcolo delle concentrazioni viene fatto in un numero finito di punti (recettori) definiti dall'utente;
- il modello gestisce trasformazioni chimiche semplici descritte da cinetiche del primo ordine per cinque specie chimiche (SO_2 , SO_4^{2-} , NO_x , NO_3 e HNO_3);
- il modello può tener conto di situazioni meteorologiche tempo dipendenti, comprese calme di vento, non omogeneità della dispersione, effetti locali di perturbazione del campo di moto, come innalzamento termico del pennacchio (*transitional plume rise*), effetti locali di turbolenza dovuti alla presenza di ostacoli lungo la direzione del flusso (*building downwash*), parziale penetrazione del pennacchio nello strato d'inversione (*partial plume penetration*), dispersione del pennacchio al di sotto dello strato di inversione termica (*fumigation*);
- si possono modellare sorgenti puntuali, lineari, areali e di volume, con emissione costante o variabile nel tempo (flusso di massa dell'inquinante, velocità di uscita dei fumi e temperatura tempo dipendenti);
- i dati richiesti dal modello sono: (i) numero e localizzazione delle sorgenti emmissive; (ii) caratteristiche geometriche (altezza e diametro camino, larghezza e lunghezza delle strade, estensione delle sorgenti areali); (iii) temperatura e velocità di uscita dell'effluente; (iv) tipo e quantità degli inquinanti emessi, eventualmente in funzione del tempo; (v) dati meteorologici.

Il modello si colloca ad un livello intermedio di complessità rispetto ai modelli disponibili sul mercato, offrendo tutte le opzioni necessarie per ricostruire in modo realistico la dispersione anche per scenari emissivi complessi (variabilità spazio/temporale della meteorologia, effetti dell'orografia, emissioni tempo-dipendenti). Rispetto a modelli più complessi (per esempio quelli Euleriani, a griglia) Calpuff ha evidenti vantaggi in termini di:

1. semplicità della soluzione numerica;

2. tempi di calcolo contenuti (funzione del numero di recettori per cui si calcola il campo di concentrazione);
3. bassa complessità dei dati richiesti in ingresso.

Rispetto ai modelli più semplici (per esempio Gaussiani a pennacchio), Calpuff ha evidenti vantaggi in termini di:

1. miglior trattamento dei campi di vento complessi grazie a modelli avanzati per ricostruire/valutare l'effetto della variabilità spazio/temporale dei dati meteo (effetti dell'orografia, variabilità verticale del profilo di vento ed effetto differenziato sul trasporto degli inquinanti – “*puff splitting*”);
2. maggiori opzioni modellistiche per la ricostruzione dei parametri della diffusione (parametrizzazioni tipo *boundary-layer*, o classi di stabilità);
3. miglior trattamento della deposizione secca grazie all'utilizzo di una formulazione *resistance model*;
4. interfaccia utente semplificata con controllo automatico della validità dei dati di input.

3.2 Metodologia

3.2.1 Calcolo del campo di moto

Il modello meteorologico (Calmet) provvede a (i) generare il campo di moto sulla base dei dati meteorologici forniti e (ii) calcolare i parametri micrometeorologici.

Calmet utilizza un dominio computazionale costituito da N_z livelli verticali di una griglia di $N_x \times N_y$ celle. Per introdurre in modo semplice la possibilità di simulare terreni con orografia complessa, il codice utilizza un sistema di coordinate in cui la coordinata verticale Z viene ridefinita a partire dalla coordinata cartesiana, z , rispetto alla quota del terreno, h_t :

$$Z = z - h_t \quad (5)$$

La procedura per il calcolo del campo di moto del vento si svolge in tre passi che possono essere schematizzati come segue:

Passo 1: definizione di un campo di moto iniziale Utilizzando dati di vento al suolo ed in quota, eventualmente anche solo in forma mediata, viene creato un campo di moto iniziale che viene modificato tenendo conto di:

- *effetti orografici e cinematici del terreno (“slope flows”)*: la velocità verticale al suolo e in quota viene modificata in funzione della presenza locale di rilievi e delle condizioni di stabilità atmosferica:

$$W(z=0) = w - u \frac{\partial h_t}{\partial x} - v \frac{\partial h_t}{\partial y} \quad (6)$$

e

$$W(z) = (W(z=0) \cdot \nabla h_t) \exp(-kz) \quad (7)$$

dove:

- k termine di decadimento del profilo verticale che dipende dalla stabilità atmosferica;
- $W(z=0)$ velocità al suolo;
- $W(z)$ velocità alla generica quota z ;

- *altri effetti di bloccaggio del terreno*: la velocità del vento intorno ad un rilievo può essere modificata dal riscaldamento differenziale della base e della cima, dalla formazione di onde di gravità a valle dell'ostacolo, dal distacco di vortici a valle dell'ostacolo. Queste variazioni sono introdotte valutando l'intensità di perturbazione generata dal rilievo rispetto all'inerzia del vento utilizzando un parametro adimensionale (numero di Froude locale).

Passo 2: interpolazione delle componenti orizzontali con le misure disponibili Per ogni punto griglia, il campo di vento creato al passo 1 viene modificato in modo da tener conto dei dati osservati nelle zone intorno ai punti in cui sono disponibili delle misure utilizzando un'interpolazione basata sull'inverso della distanza dal punto di misura:

$$(u, v)'_2 = \frac{\frac{(u, v)_1}{R^2} + \sum_k \frac{(u_{obs}, v_{obs})_k}{R_k^2}}{\frac{1}{R^2} + \sum \frac{1}{R_k^2}} \quad (8)$$

dove:

- $(u, v)_1$ componenti calcolate al passo 1 nel particolare punto griglia;
- $(u_{obs}, v_{obs})_k$ componenti di vento osservate nella stazione k ;
- $(u, v)'_2$ componenti corrette al passo 2;
- R_k distanza tra il punto griglia e la stazione k ;
- R distanza entro cui viene pesato il valore di campo calcolato al passo 1.

La procedura di interpolazione è applicata ad ogni strato verticale in modo indipendente. I dati osservati al suolo possono essere estrapolati verticalmente ed essere utilizzati con peso diverso negli strati verticali. Le tecniche di estrapolazione utilizzabili per il dato osservato al suolo sono:

- Estrapolazione mediante elevamento a potenza:

$$u_i(z) = u_{i,obs} \cdot \left(\frac{z}{z_{obs}} \right)^p \quad (9)$$

dove:

- z quota a cui si estrapola la misura;
- z_{obs} quota a cui è stata effettuata la misura a terra;
- $u_{i,obs}$ componente u_i misurata del vento [m/s];
- $u_i(z)$ componente u_i del vento estrapolata alla quota z , [m/s];
- p esponente della legge di potenza.

- Estrapolazione usando fattori di scala definiti dall'utente:

$$u_{i,l} = u_{i,1} \cdot f(l) \quad (10)$$

dove:

- i indice di componente di velocità;
- l indice di numero di strato verticale ($l = 2, N_z$);
- $u_{i,1}$ componente di velocità u_i nel primo strato;
- $u_{i,l}$ componente di velocità u_i nello strato l ;
- $f(l)$ fattore di scala definito dall'utente.

- Estrapolazione usando la teoria della similitudine (Van Ulden e Holtslag, 1985):

$$\frac{D(z)}{D(h)} = d_1 \left[1 - \exp\left(-\frac{d_2 z}{h} i\right) \right] \quad (11)$$

dove:

- $D(z)$ angolo di rotazione del vento alla quota z ;
- $D(h)$ angolo di rotazione del vento alla quota di riferimento h ;
- d_1, d_2 costanti empiriche.

Passo 3: minimizzazione della divergenza del campo di moto

1. *Smoothing delle velocità interpolate*: per ridurre eventuali discontinuità tra punti vicini della griglia, viene fatta una media locale dei valori adiacenti:

$$(u_{i,j})_{smooth} = 0.5u_{i,j} + 0.125[u_{i-1,j} + u_{i+1,j} + u_{i,j-1} + u_{i,j+1}] \quad (12)$$

dove:

- $(u_{i,j})_{smooth}$ componente di velocità nel punto griglia (i,j) dopo lo smoothing;
- $(u_{i,j})$ componente di velocità prima dello smoothing;

2. *Correzione della velocità verticale*: per imporre la conservazione della massa, le componenti di velocità orizzontali e verticali, calcolate in modo indipendente, devono essere adattate in modo da costituire un campo a divergenza nulla. Sono possibili due opzioni per questo calcolo: (i) utilizzare l'Equazione di conservazione della massa per ricalcolare la componente verticale, modificando iterativamente anche le componenti orizzontali di velocità; (ii) correggere il profilo verticale solo quando la velocità alla sommità del dominio è non nulla.

3.2.2 Calcolo delle variabili di dispersione micrometeorologiche

I coefficienti di dispersione dipendono dalle caratteristiche locali di turbolenza del campo di moto. La forma generale adottata da Calpuff per il calcolo dei coefficienti di dispersione è la seguente:

$$\sigma_y(t) = \sigma_v t f_y(t/T_{L,y}) \quad (13)$$

$$\sigma_z(t) = \sigma_w t f_z(t/T_{L,z}) \quad (14)$$

dove:

- σ_v deviazione standard della componente orizzontale di velocità del vento, [m/s];
- σ_w deviazione standard della componente verticale di velocità del vento, [m/s];
- t tempo di volo del pennacchio dalla ciminiera al recettore;
- $T_{L,y}, T_{L,z}$ scala temporale Lagrangiana in direzione orizzontale e verticale.

Calpuff mette a disposizione metodologie alternative di varia complessità per il calcolo di questi coefficienti:

1. coefficienti di dispersione calcolati dai valori misurati di turbolenza orizzontale e verticale, $(\sigma_v, \sigma_w) = (\sigma_v, \sigma_w)_{obs}$;
2. coefficienti di dispersione calcolati sulla base di variabili micro meteorologiche (velocità di attrito, u^* , lunghezza di Monin-Obukov, L , altezza di mescolamento, h) calcolate dal processore meteo, $(\sigma_v, \sigma_w) = f(u^*, L, h)$;
3. coefficienti di dispersione calcolati sulla base dell'identificazione della classe di stabilità (correlazioni tipo Pasquill, Giffort, Turner o Briggs), $(\sigma_v, \sigma_w) = f(\text{classe stabilità, uso del suolo})$;

Le metodologie hanno diverso grado di complessità e conseguentemente diversa accuratezza per la stima dei coefficienti. Tuttavia, le metodologie più complesse richiedono (i) dati più costosi e di accuratezza elevata, che non sono sempre disponibili, e (ii) costi computazionali maggiori.

3.2.3 Calcolo del campo di dispersione

I modelli a puff permettono di rappresentare un pennacchio di inquinante come sovrapposizione di un numero finito di emissioni discrete rilasciate in rapida sequenza. La situazione è schematicamente rappresentata in Figura 4.

Ogni pacchetto di inquinante emesso viene trasportato e disperso in modo indipendente dal successivo in funzione delle condizioni meteo locali ed istantanee. Ogni pacchetto contribuisce, in funzione della distanza, a determinare la concentrazione di inquinante osservata in corrispondenza dei recettori.

Calpuff mette a disposizione due tecniche alternative per discretizzare l'emissione continua.

Formulazione a Puff L'emissione viene modellata come una sequenza di pacchetti discreti di inquinante di forma circolare (puff). Il contributo del puff al recettore è calcolato ora per ora come:

$$C = \frac{Q}{2\pi\sigma_x\sigma_y} g \cdot \exp\left[\frac{-d_a^2}{2\sigma_x^2}\right] \exp\left[\frac{-d_c^2}{2\sigma_y^2}\right] \quad (15)$$

$$g = \frac{2}{2\pi^{1/2}\sigma_z} \sum_{n=-\infty}^{\infty} \exp\left[\frac{-(H_e + 2nh)^2}{2\sigma_z^2}\right] \quad (16)$$

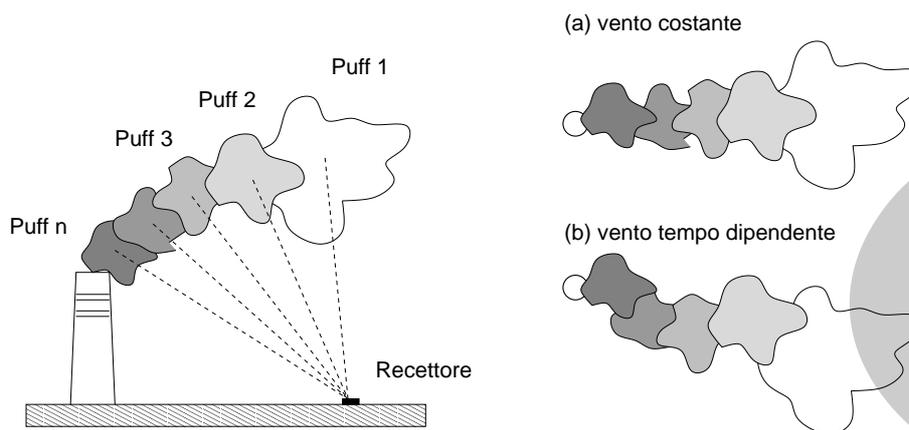


Figura 4: Dispersione di un pennacchio simulato come somma di emissioni discrete nel caso di (a) campo di moto stazionario, (b) campo di moto tempo dipendente.

dove:

- C concentrazione di inquinante al livello del suolo, $[kg/m^3]$;
- Q massa di inquinante contenuto nel puff, $[kg]$;
- σ_x dispersione in direzione del vento, $[m]$;
- σ_y dispersione in direzione trasversale al vento, $[m]$;
- σ_z dispersione in direzione verticale, $[m]$;
- d_a distanza del puff dal recettore in direzione del vento, $[m]$;
- d_c distanza del puff dal recettore in direzione trasversale al vento, $[m]$;
- g termine verticale dell'equazione Gaussiana, $[m]$;
- H_e altezza del puff rispetto al terreno, $[m]$;
- h altezza di mescolamento, $[m]$.

Poiché il puff si sposta nel tempo, il contributo al recettore ora per ora è calcolato tenendo conto della posizione iniziale e finale del puff. Indicando con s la distanza percorsa dal puff tra l'inizio e la fine dell'ora in esame, l'Equazione 15 si può riscrivere come:

$$C(s) = \frac{Q(s)}{2\pi\sigma_y^2(s)} g(s) \cdot \exp\left[\frac{-R^2(s)}{2\sigma_y^2(s)}\right] \quad (17)$$

dove:

- R distanza del puff dal recettore, $[m]$;
- $\sigma_y = \sigma_x$ per dispersione simmetrica in direzione orizzontale.

In questa equazione, la massa di inquinante è dipendente da s perché si assume che processi di rimozione e di trasformazione chimica possano modificarla nel tempo.

Il contributo medio di aumento in concentrazione al recettore per uno spostamento infinitesimo ds del puff è dato da:

$$\bar{C} = \frac{1}{ds} \int_{s_0}^{s_0+ds} \frac{Q(s)}{2\pi\sigma_y^2(s)} g(s) \cdot \exp\left[\frac{-R^2(s)}{2\sigma_y^2(s)}\right] ds \quad (18)$$

dove s_0 è la posizione iniziale.

Formulazione a Slug La formulazione a *puff* consente di simulare accuratamente la dispersione anche quando il campo meteo è caratterizzato da significative variazioni nello spazio e nel tempo. In queste condizioni, per simulare in modo realistico l'emissione continua, è necessario utilizzare un numero di puff elevato per garantire un'adeguata sovrapposizione dei singoli contributi, con conseguente aumento dei costi di calcolo (proporzionali al numero di *puff* che devono essere seguiti nel trasporto e dispersione). Quando la variabilità del campo meteo non è molto elevata, la soluzione alternativa è quella di assumere per il *puff* una forma allungata nella direzione del vento (*slug*), che permette di riprodurre la continuità dell'emissione riducendo il numero di *puff* emessi.

Lo *slug* rappresenta un'emissione continua di *puff*, ognuno dei quali contenente la massa infinitesima $q \cdot dt$. La lunghezza del corpo principale dello *slug* è $u \cdot \Delta t_e$, con u velocità media del vento e Δt_e il tempo di emissione dell'inquinante.

Il contributo di concentrazione al recettore dovuta alla presenza di uno slug è descritta dall'equazione:

$$C(t) = \frac{Fq}{(2\pi)^{1/2}u'\sigma_y} g \cdot \exp\left[\frac{-d_c^2}{2\sigma_y^2} \frac{u^2}{u'^2}\right] \quad (19)$$

$$F = \frac{1}{2} \left(\operatorname{erf}\left[\frac{d_{a2}}{\sqrt{2}\sigma_{y2}}\right] - \operatorname{erf}\left[\frac{-d_{a1}}{\sqrt{2}\sigma_{y1}}\right] \right) \quad (20)$$

dove:

- u vettore velocità media del vento, [m/s];
- u' velocità istantanea del vento, $u' = (u^2 + \sigma_v^2)^{1/2}$;
- σ_v varianza della velocità del vento;
- q tasso di emissione, [kg/s];
- F funzione di casualità;
- g contributo verticale alla dispersione;
- d_c, d_a distanza trasversale e longitudinale dello slug dal recettore.

La funzione di casualità, F , tiene conto degli effetti di bordo alle estremità dello *slug*. Il fattore (u/u') permette di trattare in modo appropriato la dispersione in condizioni di calma di vento.

L'Equazione 19, integrata sul tempo di campionamento, diventa:

$$\bar{C} = \frac{\bar{F}q}{(2\pi)^{1/2}u'\sigma_y} g \cdot \exp\left[\frac{-d_c^2}{2\sigma_y^2} \frac{u^2}{u'^2}\right] \quad (21)$$

dove:

$$\bar{F} = \frac{1}{2} \operatorname{erf}(\varphi_2) + \frac{1}{2} \frac{\sqrt{2}\sigma_y}{u\Delta t_s} [\xi_e \operatorname{erf}(\xi_e) - \xi_b \operatorname{erf}(\xi_b)] + \frac{1}{2} [\exp(\xi_e^2) - \exp(\xi_b^2)] \quad (22)$$

e

$$\xi_e = \frac{d_{a2} - u\Delta_s}{\sqrt{s}\sigma_y} \quad (23)$$

$$\xi_b = \frac{d_{a2}}{\sqrt{s}\sigma_y} \quad (24)$$

rappresentano la situazione alla fine e all'inizio del time step δ_s ;

$$\varphi_2 = \frac{d_{a2}}{\sqrt{s}\sigma_{y2}} \quad (25)$$

rappresenta la condizione di stabilità alla sorgente.

3.2.4 Calcolo delle statistiche di riferimento per la qualità dell'aria

Il risultato del modello di dispersione è una serie oraria di valori di concentrazioni ottenute in corrispondenza dei punti di interesse (recettori) definiti dall'utente. Questi punti possono essere punti isolati o possono costituire una griglia bidimensionale che copre la zona di studio. Le concentrazioni orarie nei recettori rappresentano una serie di dati estremamente ricca di informazioni poiché forniscono l'evoluzione del livello di qualità dell'aria nel dominio di studio. La rappresentazione che si dà di questi dati dipende dalle informazioni di interesse per l'analisi.

Consideriamo la serie di dati rilevata in un singolo recettore. La serie oraria può essere utilizzata per esaminare l'evoluzione a breve termine della dispersione di inquinante in caso di incidente, o per il confronto diretto con misure effettuate in tempo reale.

In genere, il dato viene elaborato prima di essere utilizzato come indicatore del livello di qualità dell'aria, in quanto la pericolosità di molti agenti inquinanti è valutata in termini di esposizione a una concentrazione limite rilevata per un periodo di tempo di durata assegnata. Le statistiche più comuni sono:

1. media annua dei valori orari: si ottiene a partire dai dati orari, sommando i valori di concentrazione ottenuti nel punto durante l'arco temporale dell'anno e dividendo per il numero di ore dell'anno:

$$C_{h,annuo} = \frac{1}{N_a} \sum_{i=1}^{N_a} C_i \quad (26)$$

dove:

C_i valore orario;
 N_a numero di ore nell'anno.

Questa statistica rappresenta un valore di concentrazione ambiente confrontabile con un dato di esposizione di lungo periodo;

2. media giornaliera (settimanale/mensile) dei valori orari: si ottiene a partire dai dati orari, sommando i valori di concentrazione ottenuti punto per punto durante il periodo della giornata (settimana/mese) e dividendo per il numero di ore del giorno (settimana/mese):

$$C_{h,giorno} = \frac{1}{N_g} \sum_{i=1}^{N_g} C_i \quad (27)$$

dove:

C_i valore orario;
 $N_g = 24$ numero di ore nel giorno.

Questa statistica rappresenta un valore di concentrazione ambiente confrontabile con un dato di esposizione di breve (medio) periodo;

3. valore di picco dei valori orari: tra tutti i valori orari di concentrazione, rappresenta il massimo valore misurato e quindi la condizione peggiore nell'orizzonte temporale di esame. Viene calcolato come:

$$C_{max,periodo} = \max_{h \in OT} (C_{i,periodo}) \quad (28)$$

dove:

$C_{i,periodo}$ media sul periodo dei valori orari;
 $periodo$ giorno, settimana, mese o anno entro cui si calcola la statistica;
 OT orizzonte temporale entro cui si cerca il massimo rilevato.

Il valore di picco, calcolato su periodi di diversa durata, rappresenta in genere un valore "conservativo" per il livello di qualità dell'aria (i.e. un valore rappresentativo della qualità dell'aria nelle condizioni peggiori).

Per un recettore isolato, questi indicatori vengono rappresentati in forma di Tabella. Quando i recettori formano una griglia bidimensionale sul dominio di studio, gli stessi valori vengono rappresentati come isocontorni. È importante osservare che solo gli isocontorni costruiti a partire dai valori medi (per esempio la media annua dei valori orari) sono valori rappresentativi delle ricadute al suolo degli inquinanti. Gli isocontorni ottenuti da valori di picco, indipendentemente dal periodo su cui sono stati calcolati, non sono rappresentativi delle ricadute al suolo degli inquinanti in quanto mettono insieme, per diversi recettori, condizioni che si sono verificate in momenti diversi all'intero del periodo in esame.

3.3 Dati richiesti dal modello

Il modello utilizza in sequenza il modulo meteorologico, il modulo di dispersione e il modulo di elaborazione dei risultati.

Come schematizzato in Figura 5, i dati richiesti sono organizzati in file esterni e file interni, prodotti dagli altri moduli, e comprendono:

- dati geo-morfologici: localizzazione del dominio, quote altimetriche, uso del suolo;
- dati meteorologici:

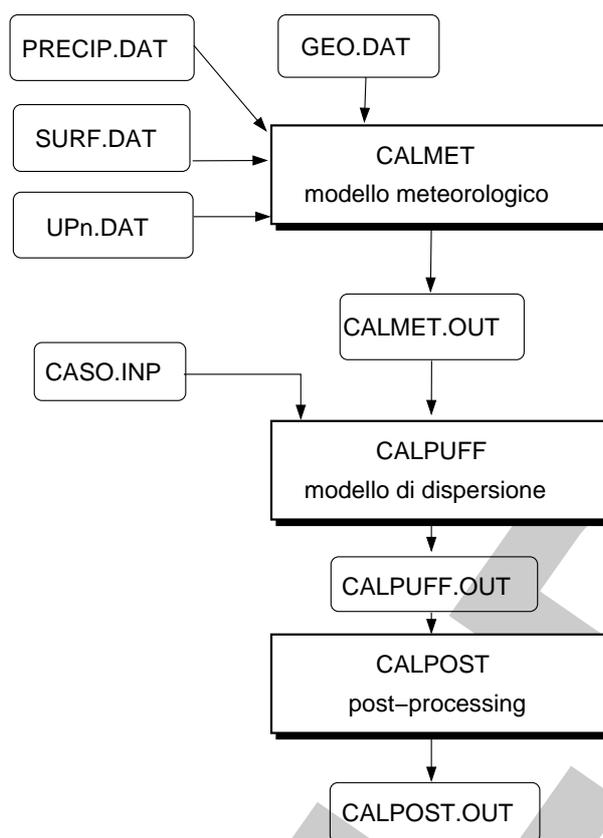


Figura 5: Organizzazione dei file di input per il modello di dispersione.

- dati rilevati al suolo con frequenza oraria/tri-oraria per: (i) velocità e direzione del vento, (ii) temperatura, (iii) copertura nuvolosa, (iv) altezza delle nubi, (v) pressione atmosferica, (vi) umidità relativa, (vii) precipitazione oraria.
- dati rilevati in quota relativi al profilo verticale (almeno 2 osservazioni al giorno) per: (i) velocità e direzione del vento, (ii) temperatura, (iii) pressione, (iv) altezza.
- dati di emissione e punti di monitoraggio.

I dati vengono organizzati in file di testo di formato opportuno.

GEO.DAT Contiene le informazioni geo-morfologiche sul dominio di calcolo su cui verrà ricostruito il campo meteo: (i) quote dei punti griglia, (ii) uso del suolo (in formato americano) da cui vengono ricavati i parametri di superficie (rugosità, albedo, flusso di calore dal terreno).

SURF.DAT Contiene le informazioni provenienti dalle stazioni meteo di superficie (direzione e velocità del vento, altezza delle nuvole, indice di copertura nuvolosa, temperatura, umidità relativa, pressione e codice di precipitazione). La copertura nuvolosa, dove non disponibile, può essere ricostruita a partire dai valori di irraggiamento solare (la riduzione in irraggiamento rispetto al valore di riferimento è proporzionale al grado di copertura nuvolosa). Ogni stazione è identificata da un codice e dalla posizione (coordinate UTM).

UPn.DAT Contiene le informazioni provenienti dai radiosondaggi. Viene generato utilizzando un programma (READ62) che formatta in modo opportuno i dati raccolti dalle radiosonde.

PRECIP.DAT Contiene i valori orari di pioggia espressi in [mm/h]. Viene utilizzato per modellare gli effetti della deposizione umida degli inquinanti.

CASO.INP I dati delle emissioni (posizione, tipo, portata di inquinante, velocità, temperatura, ...) e la definizione dei recettori sono contenuti nel file di controllo della simulazione.

CIFI-DCFA

4 Sviluppo di un modello previsionale per lo studio della qualità dell'aria nel comune di Manzano

4.1 Descrizione del sito di studio

In questo progetto, la zona di interesse per lo sviluppo del modello di dispersione degli inquinanti è estesa all'intero territorio comunale del Comune di Manzano. In Figura 6 è identificata sulla mappa la zona per la quale è stato sviluppato il modello in versione dimostrativa. In particolare, con la linea rossa è delimitata la zona ($12 \times 12 \text{ km}$) per la quale è stato ricostruito il campo di vento locale e con la linea verde è delimitata la zona ($6 \times 6 \text{ km}$) nella quale è stata valutata la ricaduta degli inquinanti.



Figura 6: Area di studio: in rosso è delimitato il quadrato di dimensione $12 \times 12 \text{ km}$ intorno al centro di Manzano (punto rosso) per il quale è stato ricostruito il campo di vento; in verde è delimitato il quadrato di dimensione $6 \times 6 \text{ km}$ per il quale è stata valutata la ricaduta di inquinanti.

La zona delimitata dalla linea rossa è un'area quadrata di 144 km^2 centrata sul centro di Manzano e comprende le frazioni di territorio in cui sono insediate le principali attività produttive. L'area è attraversata diagonalmente dalla strada regionale SR56 e da quattro strade provinciali (SP19, SP29, SP50 e SP78). Parallelamente alla SR56 scorre anche la ferrovia Udine-Gorizia.

La destinazione d'uso del territorio comunale secondo quanto riportato nell'attuale piano regolatore è mostrata in Figura 7.

Le zone a prevalente utilizzo residenziale sono essenzialmente concentrate a cavallo del fiume Natisone, sul lato destro (direzione Nord) della SR56.

Nella zona industriale si svolgono una serie di attività produttive di tipo misto tipicamente collegate con il settore del legno-arredo (segherie, verniciature, tappezzerie, ...).

Il territorio esterno alle strade provinciali è a prevalente destinazione agricola. In Figura 8 è rappresentata una vista aerea della zona.

Per la ricostruzione del campo di vento e per la valutazione della ricaduta degli inquinanti, la zona quadrata di estensione $12 \times 12 \text{ km}$ centrata rispetto al comune è stata suddivisa in celle di dimensione pari a $300 \times 300 \text{ m}$. Al di sopra del terreno, il campo di moto è stato ricostruito in corrispondenza a 8 piani verticali ad altezza progressivamente crescente rispetto al suolo, da 20 m fino ad una altezza

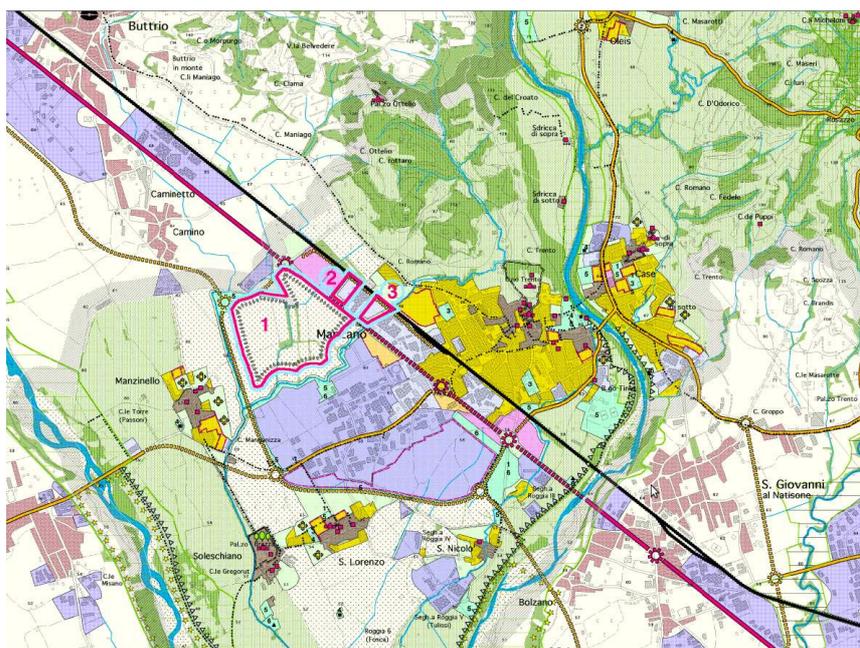


Figura 7: Aree a prevalente utilizzo residenziale (in giallo), industriale (in viola) e aree verdi (in verde) nel comune di Manzano.

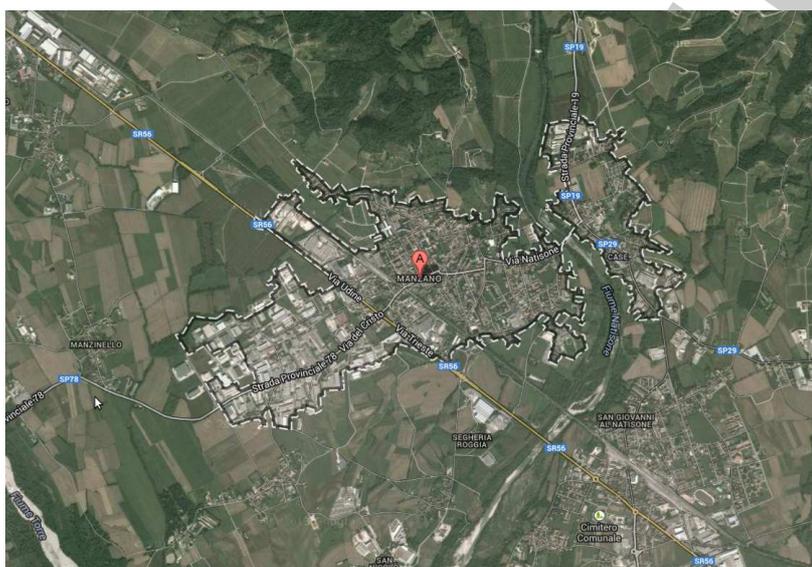


Figura 8: Vista aerea del territorio comunale di Manzano.

massima pari a 2560 m. Questa estensione del dominio è adeguata per valutare gli effetti di deposizione locale di inquinanti emessi all'interno dello stesso territorio comunale.

Le coordinate geografiche degli angoli del dominio di studio sono riportate in Tabella 2, così come le coordinate delle stazioni meteorologiche per le quali sono stati acquisiti dati di vento di superficie e di quota.

Manzano	UTM, m E	UTM, m N
	374,230 m	5,094,100 m
Dominio (12 × 12 km)		
A	368,230 m	5,088,100 m
B	380,230 m	5,088,100 m
C	380,230 m	5,100,100 m
D	368,230 m	5,100,100 m
Capriva del Friuli	384,791 m	5,090,652 m
Cividale	377,893 m	5,104,390 m
Udine Campoformido	359,144 m	5,099,088 m

Tabella 2: Localizzazione del centro del dominio, dei punti estremi e delle stazioni di misura per le quali sono stati acquisiti dati meteo di superficie e quota.

4.2 Caratterizzazione orografica del sito

Fissata l'estensione del dominio di studio, sono stati acquisiti dati relativi all'orografia del luogo accedendo all'archivio informatizzato dei dati cartografici della Regione Friuli Venezia Giulia (www.regione.fvg.it).

Il dominio di interesse ricade all'interno dei Fogli 066160, 067130, 067140, 087040, 087080, 088010, 088020, 088050 e 088060 della Carta Regionale Numerica (scala 1:10.000). Utilizzando l'interfaccia web fornita dal sito della Regione, è stato possibile ricavare la quota orografica di punti all'interno del dominio di interesse per definire l'orografia locale del sito.

Il risultato di questa operazione è rappresentato in Figura 9. La mappa tridimensionale evidenzia che l'altezza media della zona oggetto di studio è compresa tra i 45 – 135 m. Sono evidenti i modesti rilievi nella parte nord orientale del dominio corrispondenti alla zona di Rosazzo.

Come risulta chiaro dalla vista aerea (vedi Figura 8) la zona di studio comprende aree ad insediamento misto urbano/industriale e in parte aree agricole.

Per la classificazione della zona di studio in termini di utilizzo del suolo si è assunto che l'intero dominio sia caratterizzato da insediamento urbano/industriale (categoria di utilizzo del suolo 10, sulla base della classificazione del sistema USGS).

4.3 Scenario meteorologico

Per caratterizzare la meteorologia del sito sono stati utilizzati dati di vento al suolo e dati di vento in quota provenienti dalle stazioni indicate in Tabella 2.

Per i dati di vento al suolo sono stati utilizzati dati orari relativi all'anno 2009 resi disponibili dall'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente (ARPA) per le stazioni di Capriva del Friuli e Cividale. I dati comprendono velocità e direzione del vento, temperatura dell'aria, umidità relativa, pressione e precipitazione.

Per i dati di quota sono stati acquisiti i profili verticali di pressione, altezza, temperatura, umidità relativa, direzione e velocità del vento scaricabili per la stazione di Udine (16044 LIPD Udine, latitude: 46.03, longitude: 13.18, elevation: 94.0) dal sito <http://weather.uwyo.edu/upperair/europe.html>.

La localizzazione delle stazioni meteo di superficie e di quota rispetto al sito di studio è mostrata in Figura 10. Tutte le stazioni risultano esterne al dominio di calcolo. La loro localizzazione geografica permette tuttavia di estenderne l'influenza, per estrapolazione, ai punti del dominio di calcolo nella prima fase di ricostruzione del campo di vento. Tale ricostruzione viene affinata negli stadi successivi del calcolo tenendo conto degli effetti dell'orografia locale.

I dati delle stazioni di superficie sono stati analizzati per identificare il regime anemometrico tipico della zona.

In Figura 11 è riportata l'analisi della distribuzione dei venti in corrispondenza delle stazioni di Capriva e Cividale realizzate per l'anno di riferimento (2009). La rosa dei venti calcolata per la stazione di Cividale indica che esistono due direzioni prevalenti per i venti che soffiano da Nord-Est ed Est-Nord-Est con intensità media pari a 3.95 m/s. Le calme di vento rappresentano una frazione minima (0.35%) dei dati all'interno dell'anno. Per la stazione di Capriva l'andamento dei venti prevalenti è del

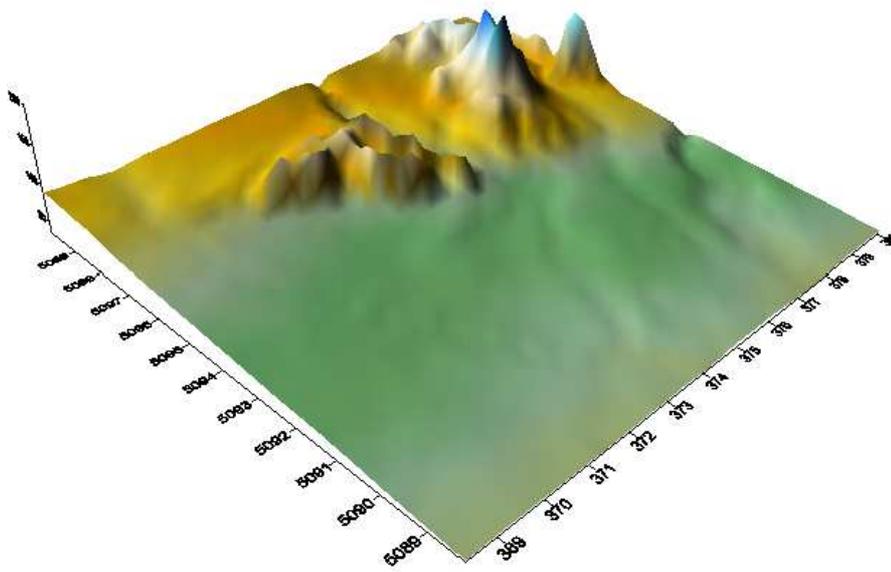


Figura 9: Vista tridimensionale dell'orografia del sito. L'altezza media del terreno s.l.m. è compresa tra $45 \div 135$ m.

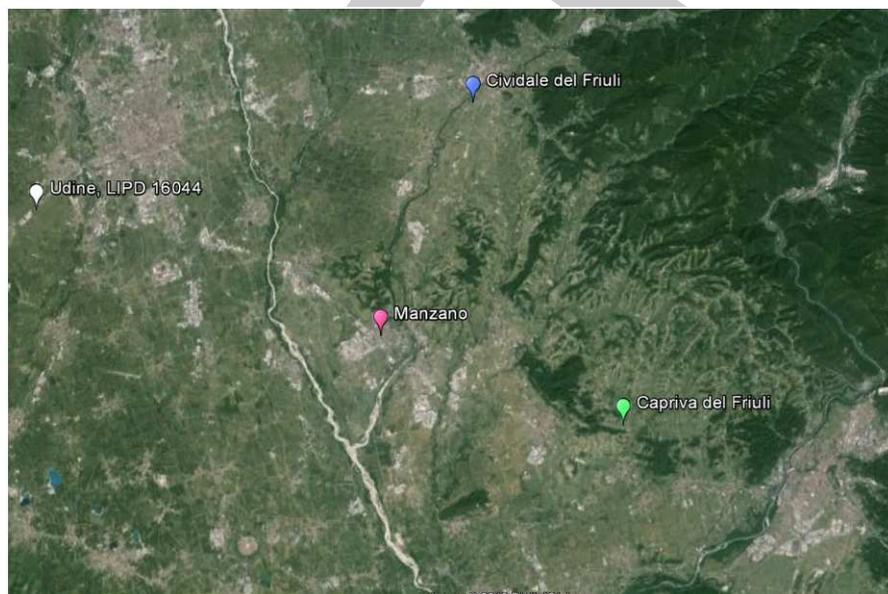
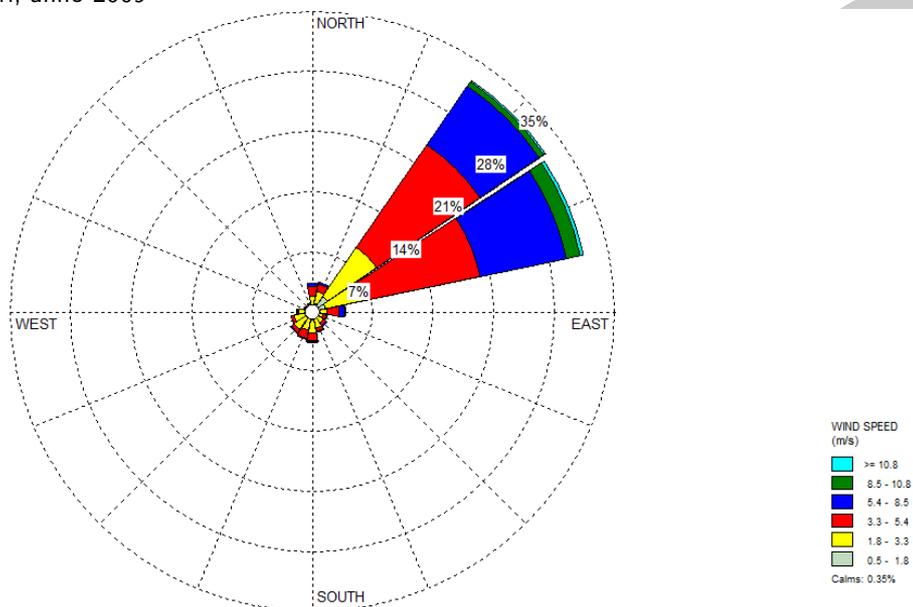


Figura 10: Mappa con localizzazione delle stazioni meteo di Capriva del Friuli e Cividale del Friuli (stazioni di superficie) e Udine Campofornido (stazione per radiosondaggi) rispetto al territorio comunale di Manzano.

tutto simile; la velocità media del vento è tuttavia decisamente minore (2.1 m/s). Per questa stazione, risultano relativamente frequenti anche regimi di vento di intensità moderata caratterizzati da direzione diversa da quella prevalente (venti da Nord e venti da Sud-Sud-Ovest).

Cividale, dati orari, anno 2009



Capriva, dati orari, anno 2009

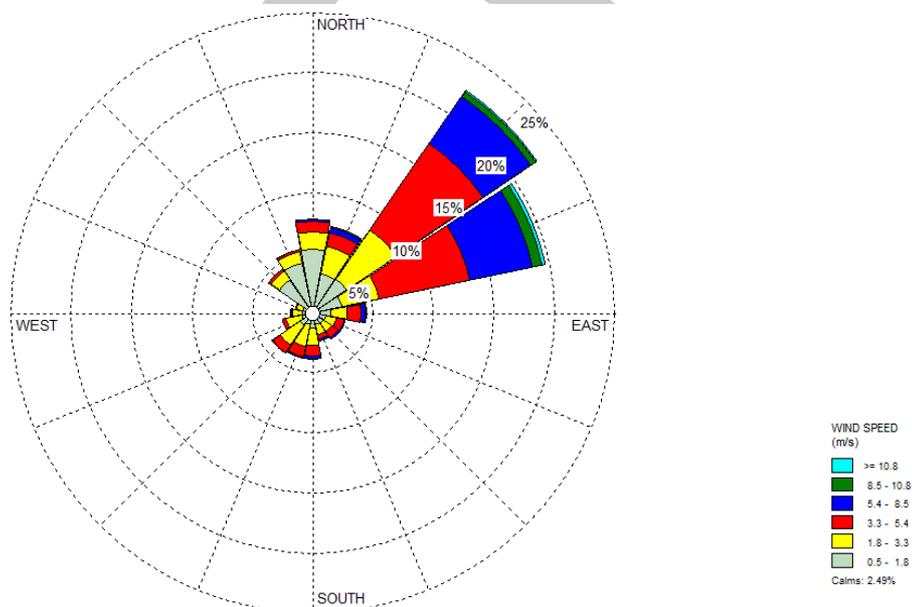
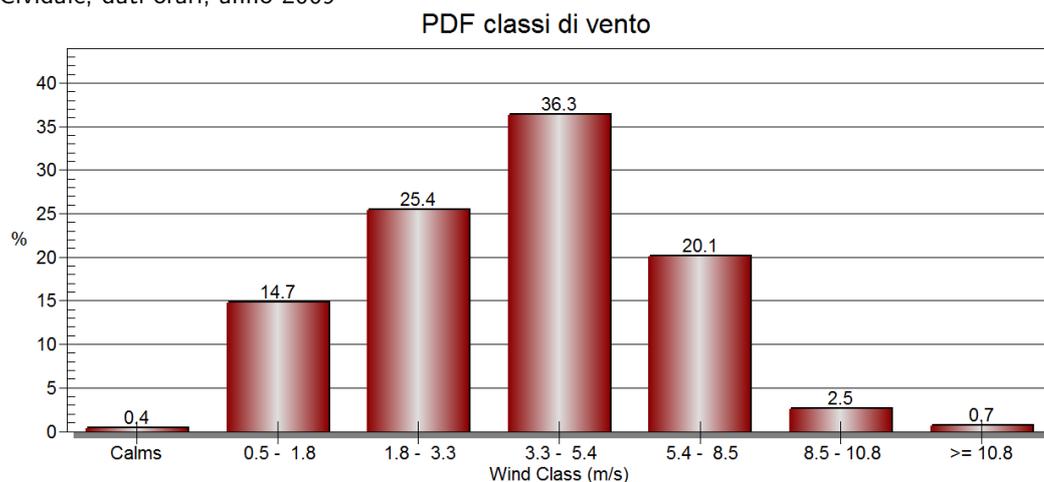


Figura 11: Rosa dei venti calcolata per l'anno 2009 in corrispondenza delle stazioni meteo di superficie di Cividale e Capriva.

In Figura 12 sono rappresentate le probabilità marginali di avere vento che soffia con una deter-

Civdale, dati orari, anno 2009



Capriva, dati orari, anno 2009

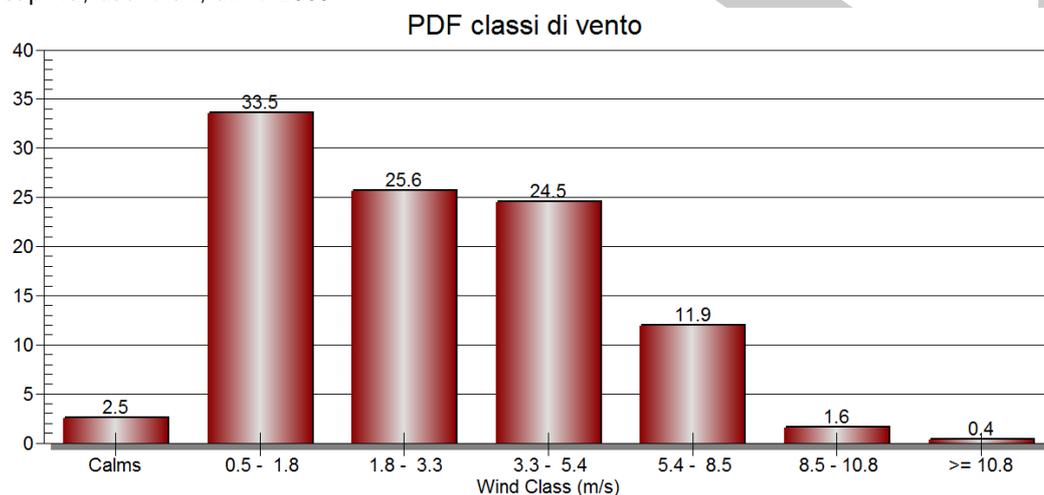


Figura 12: Distribuzione di frequenza delle classi di vento calcolate per l'anno 2009 in corrispondenza delle stazioni meteo di superficie di Cividale e Capriva.

minata intensità, indipendentemente dalla direzione di provenienza, nelle due stazioni di superficie. L'andamento dei grafici evidenzia che la distribuzione delle intensità dei venti è nettamente diversa in corrispondenza delle due stazioni: mentre a Cividale sono predominanti venti di intensità compresa tra $3.3 \div 5.4 \text{ m/s}$, a Capriva prevalgono venti di intensità minore ($0.5 \div 1.8 \text{ m/s}$).

Direzione	Frequenza Intensità/direzione del vento						Somma
	0.5-1.8	1.8-3.3	3.3-5.4	5.4-8.5	8.5-10.8	>10.8	
N	74	86	102	28	2	0	292
NNE	90	127	77	16	0	0	310
NE	196	596	1267	718	57	17	2851
ENE	145	374	1222	880	146	39	2806
E	64	88	125	47	12	1	337
ESE	62	57	39	5	0	0	163
SE	63	81	35	7	0	0	186
SSE	84	95	32	11	0	0	222
S	95	128	76	16	4	0	319
SSO	66	134	87	15	0	0	302
SO	92	134	42	7	0	0	275
OSO	73	126	27	1	0	0	227
O	68	74	15	3	0	0	160
ONO	36	53	8	0	0	0	97
NO	41	29	16	2	0	0	88
NNO	40	42	11	1	0	0	94
Sub-Totale	1289	2224	3181	1757	221	57	8729
Calme di vento	31						
Dati totali	8760						
Velocità media	3.95 m/s						

Tabella 3: Distribuzione di frequenza congiunta di intensità e direzione del vento per la stazione di Cividale. Le calme di vento rappresentano lo 0.35% dei dati orari sull'anno.

Direzione	Frequenza Intensità/direzione del vento						Somma
	0.5-1.8	1.8-3.3	3.3-5.4	5.4-8.5	8.5-10.8	>10.8	
N	850	168	45	10	0	0	1073
NNE	491	277	126	66	19	2	981
NE	404	267	240	108	27	2	1048
ENE	299	165	105	40	3	0	612
E	203	139	82	16	0	0	440
ESE	136	106	71	9	0	0	322
SE	126	70	75	22	0	0	293
SSE	100	59	34	17	0	0	210
S	125	131	80	22	1	0	359
SSO	117	185	72	5	0	0	379
SO	141	209	83	6	0	0	439
OSO	97	106	22	0	0	0	225
O	86	62	15	0	0	0	163
ONO	116	50	6	0	0	0	172
NO	551	121	18	0	0	0	690
NNO	707	126	17	3	0	0	853
Sub-Totale	4549	2241	1091	324	50	4	8259
Calme di vento	406						
Dati totali	8760						
Velocità media	2.01 m/s						

Tabella 4: Distribuzione di frequenza congiunta di intensità e direzione del vento per la stazione di Capriva. Le calme di vento rappresentano il 4.63% dei dati orari sull'anno.

4.4 Emissioni nel Comune di Manzano

L'analisi delle emissioni rilevanti per il Comune di Manzano si è basata su due basi di dati principali:

- i dati INEMAR del 2007 disponibili dal sito dell'ARPA;
- i dati di emissione resi disponibili dal Comune di Manzano sulla base delle analisi fornite dalle aziende

4.4.1 Dati INEMAR

L'analisi dei dati INEMAR, già discussa nel documento "Inquadramento e descrizione della qualità dell'aria nel territorio comunale" con riferimento a dati del 2005, evidenzia che il Comune di Manzano si trova nelle condizioni indicate in Tabella 5 rispetto alla significatività delle emissioni prodotte nel suo territorio.

Emissioni Comune Manzano (INEMAR 2007)	
Polveri totali, PTS	26.142 t/anno
Ossido di Carbonio, CO	450.01 t/anno
Composti organici Volatili, COV	1136.79 t/anno
Ossidi di azoto, NO _x	97.59 t/anno
Ossidi di zolfo, SO ₂	37.00 t/anno

Tabella 5: Emissioni del Comune di Manzano secondo i dati INEMAR 2007.

Nelle Tabelle 6 e 7 sono riportate le statistiche relative alle emissioni stimate per i Comuni della provincia di Udine e per i Comuni dell'intero territorio regionale. Il posizionamento relativo del Comune di Manzano nella graduatoria dei Comuni che maggiormente contribuiscono all'emissione nelle specie chimiche di riferimento è indicato nell'ultima riga delle due tabelle.

	CO	COV	NO _x	PTS	SO ₂
Provincia di Udine	[t/anno]	[t/anno]	[t/anno]	[t/anno]	[t/anno]
Emissione totale	41824.40	43881.20	10787.60	2853.64	2265.20
Statistiche	CO	COV	NO _x	PTS	SO ₂
Max	2386.29	1548.86	1109.01	216.51	1428.00
P ₉₀	523.78934	791.48	124.36	29.85	9.55
P ₇₅	350.17	400.73	79.88	19.83	3.56
P ₅₀	234.10	200.88	33.70	13.65	1.85
P ₂₅	178.28	103.60	11.94	10.6	1.09
P ₁₀	111.11	63.45	6.66	6.23	0.59
Min	42.7309	10.19	1.42	2.19	0.16
Manzano	450.01	1136.79	97.59	26.14	36.98
rank (su 137 comuni)	19	6	22	23	7

Tabella 6: Statistiche di emissione relative ai comuni della provincia di Udine: per ogni specie chimica sono indicati il massimo (Max), il minimo (Min) e il valore di alcuni percentili (P_x con x pari al percentile).

Dalle Tabelle emerge tutte le specie inquinanti elencate possono essere potenzialmente origine di impatti significativi e, disponendo di dati sulle reali emissioni misurate, dovrebbero essere presi in considerazione per verificare il locale livello di qualità dell'aria nel territorio comunale.

4.4.2 Dati di emissione forniti dal Comune di Manzano

Il Comune di Manzano ha chiesto alle aziende insediate nel suo territorio di essere informato sugli esiti delle misure delle emissioni a camino realizzate in regime di di autocontrollo dalle ditte stesse. Il Comune ha identificato questi dati come "Catasto residuo delle emissioni". I dati raccolti, resi disponibili per

Regione FVG	<i>CO</i> [t/anno]	<i>COV</i> [t/anno]	<i>NO_x</i> [t/anno]	<i>PTS</i> [t/anno]	<i>SO₂</i> [t/anno]
Emissione totale	84643.5	83061.37	82520.42	7788.10	120036.37
Statistiche	<i>CO</i>	<i>COV</i>	<i>NO_x</i>	<i>PTS</i>	<i>SO₂</i>
Max	5719.28	2773.40	6652.22	804.42	11083.10
<i>P</i> ₉₀	697.29	1074.69	318.81	49.40	69.62
<i>P</i> ₇₅	391.21	497.79	93.83	24.76	9.85
<i>P</i> ₅₀	235.78	224.51	41.79	14.00	2.44
<i>P</i> ₂₅	158.18	95.82	14.04	9.40	1.19
<i>P</i> ₁₀	96.32	47.62	6.80	5.42	0.58
Min	37.34	10.19	1.42	2.19	0.16
Manzano	450.01	1136.79	97.59	26.14	36.98
rank (su 229 comuni)	47	11	55	52	32

Tabella 7: Statistiche di emissione relative ai comuni della regione Friuli Venezia Giulia: per ogni specie chimica sono indicati il massimo (Max), il minimo (Min) e il valore di alcuni percentili (*P_x* con *x* pari al percentile).

questo studio, sono stati riorganizzati in un database su foglio Excel per permettere di organizzare, controllare e selezionare i dati disponibili e verificare la possibilità di utilizzarli come input per il modello di valutazione della dispersione e della ricaduta degli inquinanti.

Il database contiene dati relativi alle emissioni di un limitato numero di composti inquinanti, rilevanti per la valutazione d'impatto delle attività produttive insediate (aziende coinvolte nella lavorazione e verniciatura del legno). Gli inquinanti monitorati risultano essere:

- polveri totali;
- composti organici volatili, misurati in termini aggregati (COT – carbonio organico totale o SOT – solventi organici totali) e/o come solventi appartenenti ad una delle cinque classi illustrate nelle Tabelle 9-11;
- ossidi di azoto, monossido di carbonio e monossido di zolfo.

Raggruppamento Solventi organici volatili e soglie di emissione		
Classe	Flusso di massa	Concentrazione limite
Classe I	25 g/h	5 mg/Nm ³
Classe II	100 g/h	20 mg/Nm ³
Classe III	2000 g/h	150 mg/Nm ³
Classe IV	3000 g/h	300 mg/Nm ³
Classe V	4000 g/h	600 mg/Nm ³

Tabella 8: Classi di composti organici volatili e rispettive soglie di emissione.

Il database delle emissioni è allegato in forma elettronica alla relazione. In forma iniziale il database risultava costituito da schede di dati relative a 136 aziende. La prima analisi di congruità fatta sui dati ha portato ad eliminare dal database le aziende per cui il dato di emissione risultava incompleto (mancanza del valore di concentrazione, o del valore di portata, o delle caratteristiche geometriche del camino). I risultati di questa elaborazione sono presenti nel foglio "Emissioni". L'analisi puntuale dei dati presenti scheda per scheda ha permesso di estrarre dati completi per la descrizione di 88 punti emissivi relativi a 41 diverse aziende. Nella seconda fase di analisi sono stati esaminati i dati di emissione relativi ai composti organici volatili. Questi dati sono attualmente presenti in tre diverse forme:

1. come concentrazione di COV appartenenti a specifiche classi di composti organici (vedi Tabelle 8-11);

CLASSE I		
Anisidina	Butilmercaptano	Cloropicrina
Diazometano	Dicloroacetilene	Dinitrobenzene
Dinitrocresolo	Esaclorobutadiene	Esaclorociclopentadiene
Esafluoroacetone	Etere diglicidilico	Etilacrilato
Etilenimina	Etilmercaptano	Isocianati
Metilacrilato	Nitroglicerina	Perclorometilmercaptano
1,4 diossano		
CLASSE II		
Acetaldeide	Acido cloroacetico	Acido formico
Acido tioglicolico	Acido tricloroacetico	Anidride italyca
Anidride maleica	Anilina	Benzilcloruro
Bifenile	Butilacrilato	Butilammina
Canfora sintetica	Carbonio tetrabromuro	Carbonio tetracloruro
Cicloesilammina	Cloroacetaldeide	1-Cloro 1-nitropentano
Cresoli	Crotonaldeide	1,2 Dibutilaminoetanolo
Dibutilfosfato o diclorobenzene	1,1 dicloroetilene	Dicloroetiletere
Diclorofenolo	Diclorometano	Dietilammina
Difenilammina	Diisopropilammina	Dimetilammina
Etilammina	Etanolammina	2 etossietanolo
2 etossietilacetato	Fenolo	Ftalati
2 Furaldeide Furfurolo	Iodoformio	Isoforone
Isopropilammina	Metilacrilonitrile	Metilammina
Metilanilina	Metilbromuro	Metil n butilbromuro
Metilcloruro	Metil 2 cianoacrilato	Metilstirene
2 Metossietanolo	2 Metossietanolo acetato	Nitroetano
Nitrometano	1 Nitropropano	Nitrotoluene
Piretro	Piridina	Piomboalchili
2-Propenale	1,1,2,2,tetracloroetano	Tetracloroetilene
Tetranitrometano	m,p toluidina	Tributilfosfato
Triclorofenolo	Tricloroetilene	Triclorometano
Trietilammina	Trimetilammina	Trimetilfosfina
Vinilbromuro	Xilenolo (escluso 2,4-xilenolo)	Formaldeide

Tabella 9: Classi I e II di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.

2. come Total Organic Carbon, *TOC*;
3. come Solventi Organici Totali, *SOT*.

I dati relativi alla concentrazione di COV di classi specifiche sono stati aggregati per ottenere una valutazione complessiva del flusso di COV emesso. Questo valore, confrontato con il valore di *TOC* o *SOT* eventualmente disponibile per lo stesso punto emissivo, ha permesso di caratterizzare ogni emissione con un valore conservativo di flusso di COV emessi (il massimo tra le diverse misure eventualmente disponibili per lo stesso punto emissivo). I risultati di questa elaborazione sono riportati nel foglio "Emissioni-acc".

Nella terza fase, i dati sono stati elaborati per valutare l'entità dei flussi emessi. Nel foglio "Flussi", i dati di portata e concentrazione sono stati utilizzati per calcolare la portata in massa (il flusso) di ogni specie inquinante rilasciata in corrispondenza dei diversi punti emissivi. In mancanza di dati precisi rispetto alla posizione dei diversi punti emissivi, ogni azienda è stata localizzata in termini di coordinate UTM utilizzando Googlemap (foglio "XYEmissioni"). Il database dei flussi emessi è stato ulteriormente elaborato per valutare l'entità globale dei flussi di inquinante associati alle emissioni disponibili (foglio "DB-flussi") e per valutare l'importanza relativa dei singoli punti emissivi rispetto all'emissione globale (fogli "polveri", "COV", "CO", "NOX", "SOX"). In particolare, per ogni tipologia di inquinante, l'analisi

CLASSE III		
Acido acrilico	Acetonitrile	Acido propinico
Acido acetico	Alcool n-butilico	Alcool iso-butilico
Alcool sec-butilico	Alcool ter-butilico	Alcool metilico
Butirraldeide	p-ter-butiltoluene	2-butossietanolo
Caprolattame	Disolfuro di carbonio	Cicloesanone
Ciclopentadiene	Clorobenzene	2-cloro-1,3-butadiene
o-clorostirene	o-clorotoluente	p-clorotoluene
Rumene	Diacetonalcool	1,4-diclorobenzene
1,1-dicloroetano	Dicloropropano	Dietanolammina
Dietilformammide	Diisobutilchetone	N,N-Dimetilacetammide
N,N-Dimetilformammide	Dipropilchetone	E sametilendiammina
n-esano	Etilamilchetone	Etilbenzene
Etilbutilchetone	Etilenglicole	Isobutilglicidiletere
Isopropossietanolo	Metilmetacrilato	Metilamilchetone
o-metilcicloesanone	Metilcloroformio	Metilformiato
Metilisobutilchetone	Metilisobutilcarbinolo	Naftaline
Propilenglicole	Propilenglicolemonometiletere	Propionaldeide
Stirene	Tetraidrofurano	Trimetilbenzene
n-veratraldeide	Vinilacetato	Viniltoluene
2,4-xilenolo		

Tabella 10: Classe III di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.

dell'entità dei flussi emessi dai singoli punti emissivi ha permesso di determinare l'ordine di importanza delle stesse sorgenti nel determinare l'emissione totale.

Nelle Figure 13 e 14 sono riportate le classifiche dei punti emissivi per quel che riguarda l'emissione di polveri totali e COV.

La Figura 13 è stata ottenuta considerando il flusso di polveri emesso da ogni punto emissivo, normalizzato rispetto alla somma totale dei flussi di polveri emessi (600.73 mg/s , corrispondenti a 18.94 t/anno per le emissioni adeguatamente caratterizzate contenute nel database, comprese le Fornaci di Manzano). Il flusso totale emesso è pari a circa due terzi della quantità di polveri emesse stimata secondo i dati INEMAR. I vari punti emissivi sono stati riordinati in ordine decrescente di importanza, da quello che contribuisce di più a quello che contribuisce di meno al flusso totale. Per la funzione cumulata di probabilità, il contributo di ogni sorgente emissiva è stato progressivamente sommato a quello delle sorgenti più importanti per individuare il sottoinsieme di sorgenti responsabile di una quota significativa (il 90%) dell'emissione. Dall'esame della Figura 13 si vede che le Fornaci e l'inceneritore risultano essere le sorgenti più significativi per l'emissione di polveri, seguite da un camino della Ditta La sedia s.r.l e da un camino della Ditta Stockservice. Dalla cumulata delle emissioni, 35 punti emissivi risultano essere responsabili del 90% dell'emissione totale. Si può quindi parlare di inquinamento diffuso da polveri essendo molto numerosi e sparsi sul territorio i punti di emissione significativi.

La Figura 14 mostra i risultati della stessa analisi ottenuti per l'emissione di composti organici volatili. Anche in questo caso il totale emesso dai punti emissivi censiti (pari a 10647.03 mg/s , corrispondenti a 335.76 t/anno) è solo una frazione rispetto alle emissioni di COV stimate secondo INEMAR (circa il 30%). Dal grafico, la sorgente più importante per l'emissione di COV risulta essere un camino della Ditta 2T s.n.c. seguita da un camino della ditta Tinon s.r.l. e un camino della ditta Stock Service. La cumulata delle emissioni indica che l'emissione di COV è imputabile (al 90%) a 20 punti emissivi, una quantità decisamente ridotta di punti emissivi significativi rispetto a quanto determinato per le polveri.

Per l'emissione delle altre specie inquinanti censite (CO , NO_x e SO_2) risulta che i punti di emissione sono 2 o al più 3 (l'inceneritore e il camino 39 della Ditta Calligaris per CO e SO_2 a cui si aggiunge il camino 11 della Ditta Olivo & Godeassi s.p.a. e i camini delle Fornaci Di Manzano per l' NO_x).

Raggruppando tutti i punti emissivi significativi (concorrenti all'emissione del 90% del flusso emissivo) per le diverse specie chimiche considerate (vedi foglio "RankEmiss") risulta che per catturare

CLASSE IV		
Alcool propilico	Alcool isopropilico	n-amilacetato
sec-amilacetato	Benzoato di metile	n-butilacetato
isobutilacetato	Dietilchetone	Difluorodibromometano
Sec-esilacetato	Etilformiato	Metilacetato
Metiletilchetone	Metilisopropilchetone	N-metilpirrolidone
Pinene	n-propilacetato	iso-propilacetato
Toluene	Cilene	
CLASSE V		
Acetone	Alcool etilico	Butano
Cicloesano	Cicloesene	Cloropentano
Clorobromometano	Clorodifluorometano	Cloropentafluoroetano
Dibromodifluoroetano	Dibutiletere	Diclorofluorometano
Diclorotetrafluoroetano	Dietiletere	Diisopropiletere
Dimetiletere	Eptano	Esano tecnico
Etere isopropilico	Etilacetato	Metilacetilene
Metilcicloesano	Pentano	1,1,1,2-tetracloro
2,2-difluoroetano	1,1,1,2-tetracloro	1,2-difluoroetano
Triclorofluorometano	1,1,2-tricloro	1,2,2-trifluoroetano
Trifluorometano	Trifluorobromometano	

Tabella 11: Classi IV e V di composti organici volatili la cui concentrazione è riportata in forma aggregata nelle misure a disposizione.

l'impatto prodotto dal 90% degli inquinanti emessi, dovremmo simulare 36 punti emissivi per le polveri totali, 20 punti emissivi per i COV, e 2 punti emissivi per CO , 5 per NO_x e 4 per SO_2 . Incrociando i dati, i punti emissivi totali da simulare sarebbero 46, associati a 24 diverse aziende. Dato il carattere dimostrativo dello studio e l'attuale grado di approssimazione esistente sui dati di ingresso per le emissioni, si è deciso di accorpare per quanto possibile le emissioni in modo da ridurre il numero (e i tempi di calcolo associati alla valutazione d'impatto).

I criteri utilizzati in questa fase sono stati i seguenti:

- poichè non si dispone del puntuale posizionamento di ogni punto emissivo, i punti emissivi sono stati accorpati su base aziendale;
- poichè le emissioni più numerose sono quelle di polveri totali e COV, per ogni azienda tutte le emissioni di polveri o COV sono state accorcate in modo da conservare il flusso di massa e le caratteristiche salienti dell'emissione per valutare la dispersione dell'emissione da un camino "equivalente":
 - la portata volumetrica del camino equivalente è pari alla somma delle portate volumetriche dei camini accorpati;
 - la concentrazione dell'inquinante emesso dal camino equivalente è pari alla concentrazione media delle emissioni, pesate secondo la portata emessa (in modo da conservare il flusso di massa totale);
 - l'altezza e il diametro del camino sono calcolati come media aritmetica delle altezze e media geometrica dei diametri (in modo da conservare la velocità media del flusso in uscita, che influenza la quantità di moto dell'emissione al camino);
 - la temperatura all'uscita dell'emissione equivalente è stata calcolata come media delle temperature (in modo da conservare l'eventuale effetto di sollevamento del pennacchio di emissioni la cui temperatura è superiore alla temperatura ambiente).

I dati utilizzati per definire le emissioni nel modello Calpuff sono sintetizzati in Tabella 12.

Per le aziende in cui i punti emissivi risultavano molteplici, sono state definiti al più due punti emissivi equivalenti, uno eventualmente specifico per le polveri ed uno per i COV nel caso in cui l'insieme dei

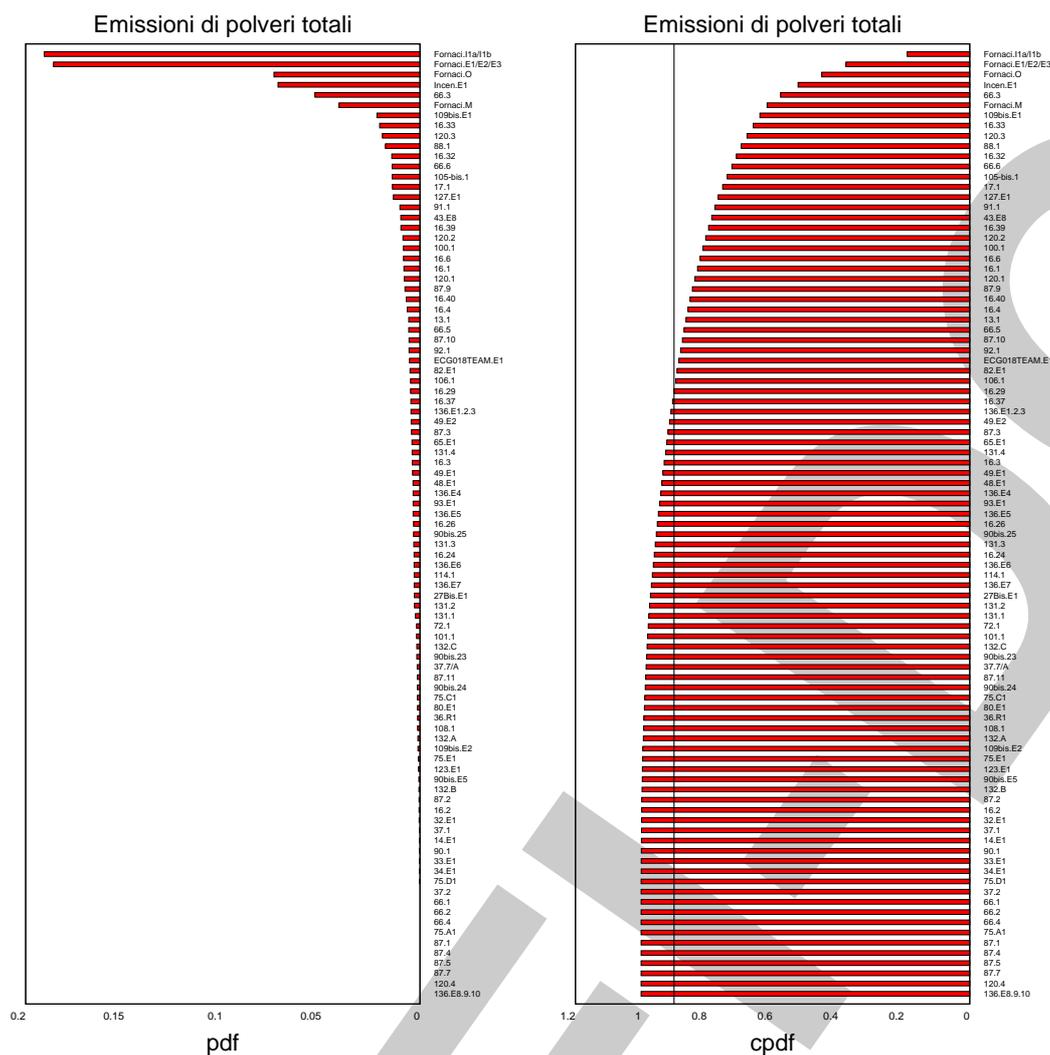


Figura 13: Importanza relativa delle sorgenti rispetto all'emissione di polveri totali: distribuzione delle emissioni per valore crescente del flusso (sinistra) e cumulata dei flussi emessi dalle sorgenti (destra).

punti emissivi risultava disgiunto. Il numero globale di punti emissivi simulato risulta pari a 29 (vedi foglio "Flussi-mod").

Emissione	X, UTM [m]	Y, UTM [m]	H [m]	D_{eq} [m]	U [m/s]	Q [Nm ³ /h]	T [K]	PTS [mg/s]	COV [mg/s]	CO [mg/s]	NO _x [mg/s]	SO ₂ [mg/s]	Nome
13.1	373160	5093391	3	0.56	10.20	9040	293	3.44	106.47	0.00	0.00	0.00	p1
16E.1	374316	5093726	9.125	2.10	11.74	146500	313.74	44.44	0.00	0.00	0.00	0.00	p2
16E.2	374326	5093736	25	0.76	12.86	21000	301.9	5.83	0.00	1283.33	1050.00	758.33	p3
17.1	373160	5093643	5	0.6	17.94	18265	293	8.37	561.70	0.00	0.00	0.00	p4
37.7/A	375603	5098166	8	0.55	8.65	7400	297.7	0.84	219.53	0.00	0.00	0.00	p5
43.E8	375785	5094383	6	0.65	11.03	13180	285.6	5.86	0.00	0.00	0.00	0.00	p6
49.E1	373379	5093834	6	0.6	11.30	11500	283	2.24	146.94	0.00	0.00	0.00	p7
66E.1	375328	5094085	6.5	0.67	29.54	37500	288	31.98	0.00	0.00	0.00	0.00	p8
66E.2	375338	5094095	7	0.85	10.27	20910	288	11.91	233.26	0.00	0.00	0.00	p9
82.E1	369054	5094713	4	0.4	24.31	11000	298	3.06	0.00	0.00	0.00	0.00	p10
87E.1	373153	5093363	6.75	1.44	9.08	53400	300.8	7.92	344.21	0.00	0.00	0.00	p11
87E.2	373163	5093373	9	0.5	4.24	3000	423	0.83	0.00	0.00	225.00	0.00	p12
88.1	372624	5093369	7	1.23	3.53	15100	298	10.49	0.00	0.00	0.00	0.00	p13
91.1	373372	5093342	6	1	3.71	10480	298	6.11	0.00	0.00	0.00	0.00	p14
92.1	375632	5098128.58	5	0.8	8.30	15000	306.6	3.33	0.00	0.00	0.00	0.00	p15
101.1	373419	5093433	12	0.4	15.45	6990	298	1.01	0.00	0.00	0.00	0.00	p16
105 bis.1	373712	5093578	6	0.9	4.74	10850	298	8.44	0.00	0.00	0.00	0.00	p17
106.1	373832	5094143	3	0.71	6.24	8900	298	2.84	205.49	0.00	0.00	0.00	p18
109bis.E1	373720	5093430	9	0.8	12.20	22072	305	13.11	602.80	0.00	0.00	0.00	p19
ECG018TEAM.E1	375333	5094286	8	0.36	10.94	4007	297.1	3.17	126.70	0.00	0.00	0.00	p20
120E.1	374244	5093873	7	1.30	9.26	43950	298	16.62	0.00	0.00	0.00	0.00	p21
120E.2	374254	5093883	2.5	0.6	11.60	11800	298	4.82	1600.05	0.00	0.00	0.00	p22
127.E1	373122	5093450	6	2.53	1.23	22330	305	8.06	0.00	0.00	0.00	0.00	p23
131E.1	375627	5098141	5	0.90	11.03	25550	291	3.55	838.77	0.00	0.00	0.00	p24
132E.1	374337	5094457	7	1.21	8.37	34800	282	1.93	643.80	0.00	0.00	0.00	p25
136E.1	373671	5093613	8	1.92	6.03	62700	288.36	8.36	4185.26	0.00	0.00	0.00	p26
Incen.E1	372632	5093364	22	1.2	8.60	35000	433	43.26	43.36	193.08	1227.92	84.58	p27
FornaciE.1	373111	5094541	17	2.77	2.90	62800	312	111.64	38.38	0.00	122.11	2023.56	p28
FornaciE.2	373121	5094551	23.3	1.6	6.46	46729	403	24.66	6.49	0.00	856.70	12.98	p29

Tabella 12: Dati delle emissioni equivalenti utilizzate per l'implementazione del modello di dispersione degli inquinanti ai fini della valutazione delle ricadute sul territorio Comunale di Manzano.

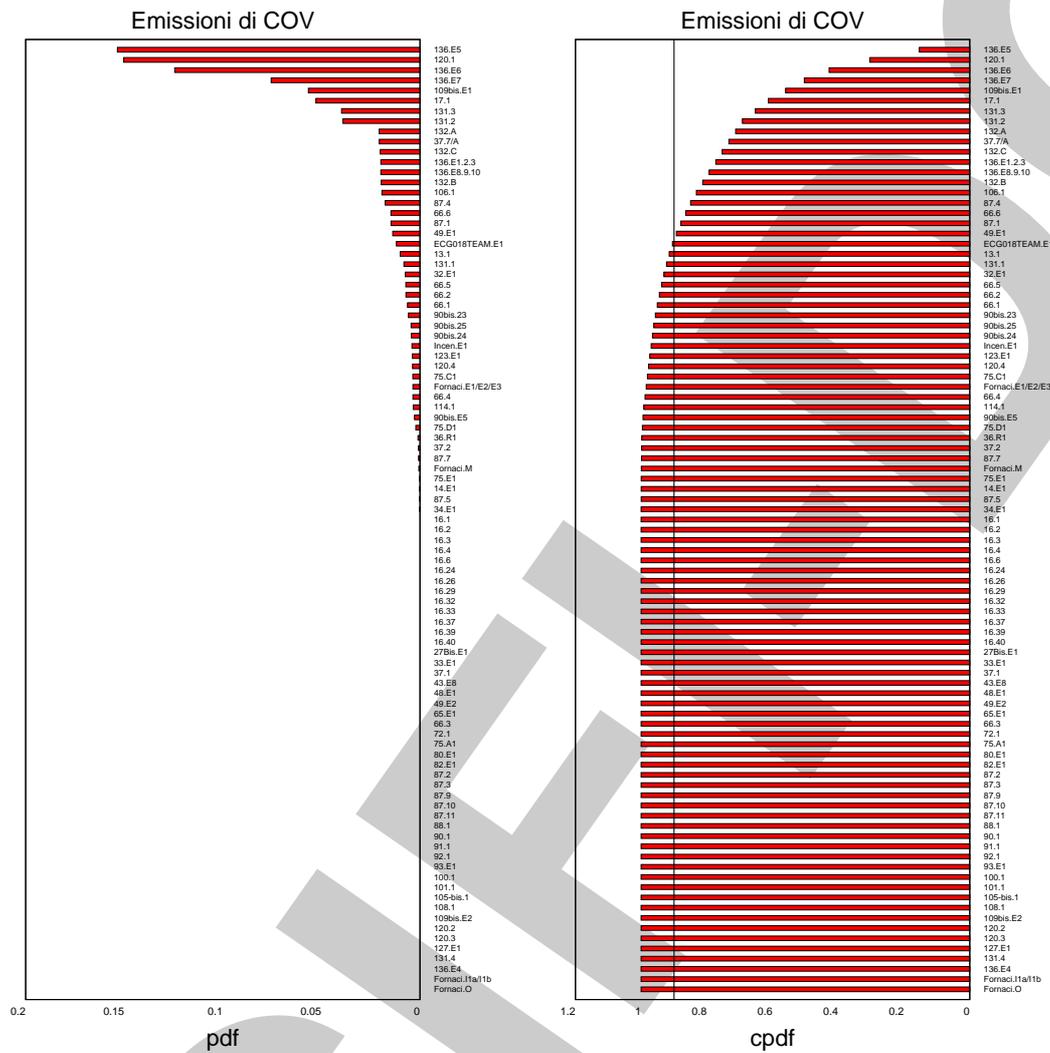


Figura 14: Importanza relativa delle sorgenti rispetto all'emissione di solventi organici: distribuzione delle emissioni per valore crescente del flusso (sinistra) e cumulata dei flussi emessi dalle sorgenti (destra).

5 Risultati

5.1 Campo di vento

Il modello implementato ha permesso di ricostruire il campo di vento nel dominio computazionale ($12 \times 12 \text{ km}$) delimitato dalla linea rossa mostrata in Figura 6. In questa zona, il campo di vento è stato ricostruito a partire dai dati di vento al suolo e in quota su base oraria e con una risoluzione spaziale pari a 300 m.

In Figura 15 è riportata a titolo di esempio la rosa dei venti calcolata sulla base dei risultati forniti dal modello meteorologico in corrispondenza del punto centrale del dominio computazionale. Confrontando la rosa dei venti ricostruita per Manzano con quelle utilizzate in input e relative alle stazioni meteo di Cividale e Capriva del Friuli (vedi Figura 11), si osserva che la direzione prevalente dei venti risulta essere quella di Nord-Est (anzichè Nord-Est ed Est-Nord-Est) con netta prevelenza dei venti di bassa intensità ($v = 1.8 \div 3.3 \text{ m/s}$).

Manzano, dati orari, anno 2009

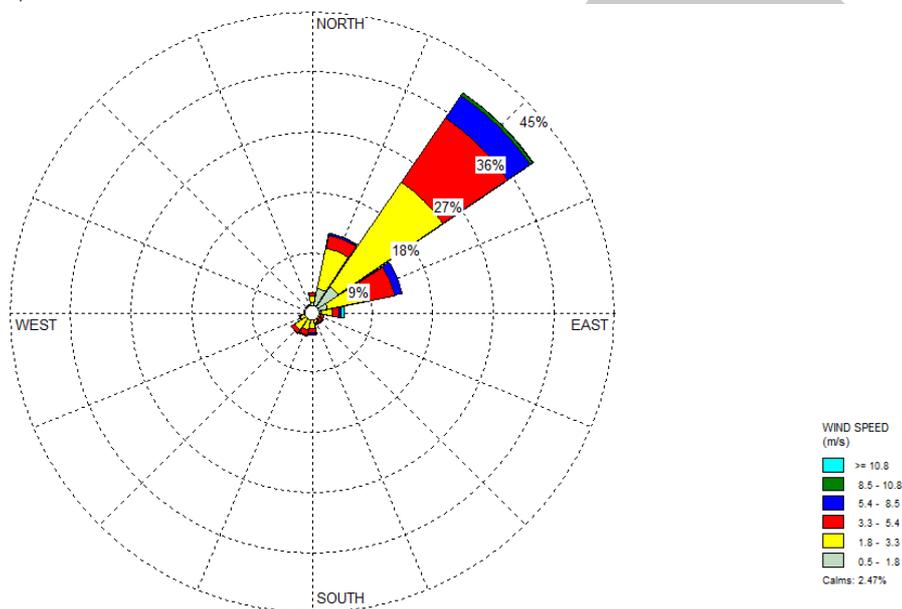


Figura 15: Rosa dei venti calcolata per l'anno 2009 in corrispondenza del centro del dominio computazionale (Manzano).

L'analisi della distribuzione dell'intensità dei venti mostrata in Figura 16 indica che i venti di intensità bassa si presentano con frequenza quasi pari al 43%. La frequenza delle calme di vento è la stessa della stazione di Capriva del Friuli.

5.2 Analisi della dispersione

L'analisi della dispersione si è focalizzata su un dominio più ristretto ($6 \times 6 \text{ km}$) all'interno del quale erano attese le eventuali ricadute significative. Questa zona è stata risolta con maggiore accuratezza (passo spaziale pari a 150 m) per valutare con maggior precisione le curve di ricaduta.

I dati di concentrazione disponibili su base oraria per tutti i punti griglia contenuti all'interno di questo dominio ristretto sono stati elaborati per calcolare le statistiche normalmente impiegate per rappresentare gli impatti:

- il valor medio annuo dei dati orari;
- il valor massimo orario calcolato nel periodo dell'anno;

Manzano, dati orari, anno 2009

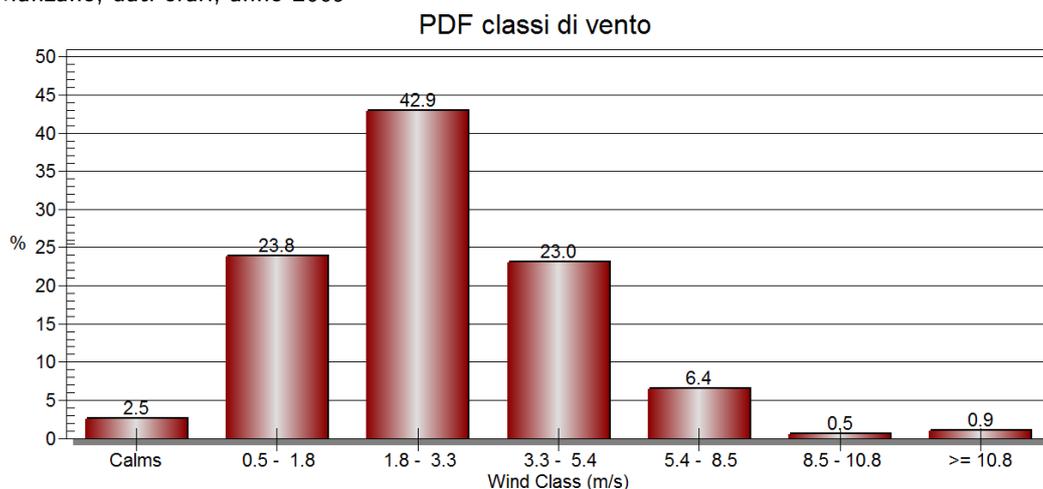


Figura 16: Distribuzione di frequenza delle classi di vento calcolate per l'anno 2009 in corrispondenza del centro del dominio computazionale (Manzano).

- il valore massimo dei dati mediati su un numero predeterminato di ore (per esempio 8 ore) calcolato nel periodo dell'anno;
- il valore massimo dei dati medi giornalieri (mediati sulle 24 ore successive) calcolato nel periodo dell'anno.

In Tabella 13 sono riportati i valori limite (previsti dal DLgs. 155/2010) utili per valutare lo stato di qualità dell'aria rispetto al sottoinsieme di inquinanti identificati come rilevanti per la valutazione di impatto nel Comune di Manzano. Nel nostro caso, le emissioni modellate rappresentano solo una frazione di quelle censite: per una corretta valutazione degli impatti, i risultati del modello andrebbero confrontati e corretti tenendo conto del valore di fondo di inquinamento, rappresentativo degli effetti delle sorgenti non esplicitamente simulate con il modello, prima di calcolare le statistiche di ricaduta e confrontarle con i limiti di legge. Tuttavia, poiché al momento non si dispone di dati di concentrazione di inquinanti assimilabili a valori di fondo, le valutazioni di impatto e ricaduta saranno fatte senza considerare gli effetti del fondo (al netto del valore di fondo).

Specie	Valore orario	Media giornaliera	Media sull'anno
Polveri	—	50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
SO_2	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
NO_2	200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	—	40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
CO	—	10 mg/m^3 , media su 8 ore	—
Benzene	—	30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ **	5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *

* D.Lgs.13 agosto 2010, n.155, Attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa.

** Valore mutuato dalla normativa tedesca.

Tabella 13: Limiti di legge per la concentrazione di inquinanti nell'ambiente.

Nella Tabella 13 è indicato il valore soglia per l'inquinante così come il periodo di media rispetto al quale deve essere calcolato il valore della statistica di riferimento. Per i composti organici volatili, esistono valori di soglia specifici per alcune specie. Si riporta per esempio il valore di soglia definito su base annua e su base giornaliera per il benzene.

Vengono di seguito riportate e analizzate le mappe di ricaduta calcolate sulla base dei risultati forniti dal modello.

5.2.1 Polveri totali

In Figura 17 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo calcolato per le polveri totali. Gli isocontorni rappresentano il valor medio annuo della concentrazione di polveri espressa in g/m^3 . Il limite di legge per la concentrazione media annua è fissato dal DLgs 155/2010 in $40 \mu g/m^3$ (valore orario). L'analisi dello scenario emissivo indica che esiste una molteplicità di sorgenti (35 punti emissivi associati a 24 diverse aziende) responsabili dell'emissione globale di polveri nel territorio comunale. Gli isocontorni mostrati in Figura 17 indicano che su base annua, esistono una serie di punti isolati (i punti emissivi principali) intorno ai quali la concentrazione di polveri totali raggiunge i valori più elevati. Questi valori sono comunque contenuti (valore massimo pari a $1.62 \mu g/m^3$) rispetto al valore limite di legge per cui allo stato attuale non si prevedono superamenti della soglia a meno che il valore di concentrazione di fondo delle polveri non sia di per sè già molto vicino al limite per periodi consistenti dell'anno.

La ricaduta media annua ha la forma caratteristica di una sovrapposizione di pennacchi "Gaussiani": gli isocontorni di concentrazione sono allungati a valle dei punti emissivi principali secondo la direzione del vento prevalente.

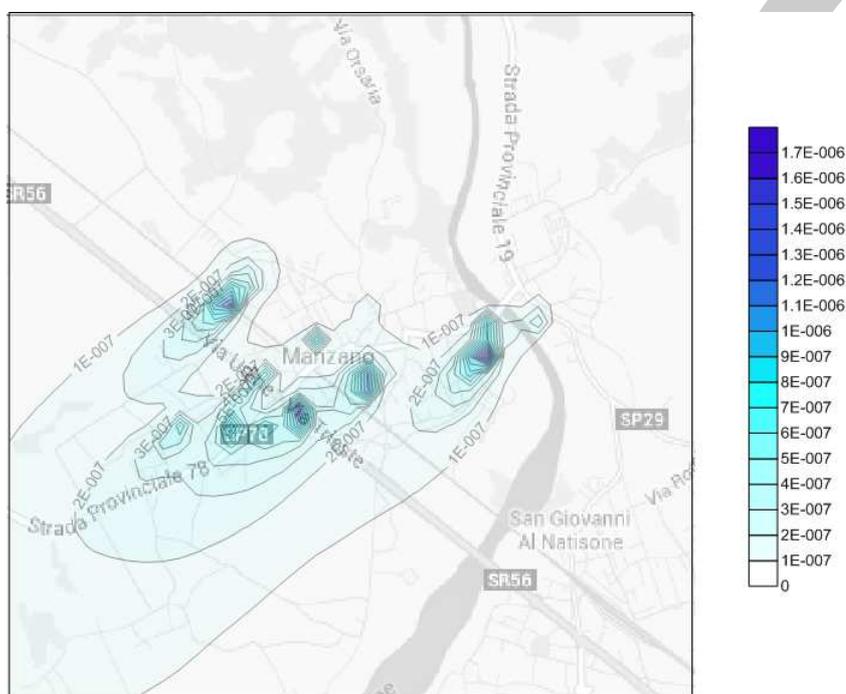


Figura 17: Concentrazione al suolo di polveri: valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.004 \div 1.62 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di polveri su base annua è pari a $40 \mu g/m^3$ e non risulta mai superato sulla base dei risultati ottenuti (ricaduta dovuta alle sole sorgenti simulate).

In Figura 18 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per le polveri totali valutato come massimo orario calcolato su un orizzonte temporale di un anno. Il massimo orario di concentrazione non è necessariamente raggiunto nello stesso istante in tutti i punti del dominio. Questa mappa quindi rappresenta l'insieme delle condizioni peggiori di ricaduta verificatesi in momenti diversi in ognuno dei punti considerati. Gli isocontorni indicano che, senza considerare il livello di fondo di concentrazione di polveri, il massimo valore di concentrazione oraria è pari a circa $35.61 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Non esiste limite di legge per la concentrazione oraria.

In Figura 19 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per le polveri totali valutato come massimo delle medie giornaliere (dati mediati su 24 ore) calcolate su un orizzonte

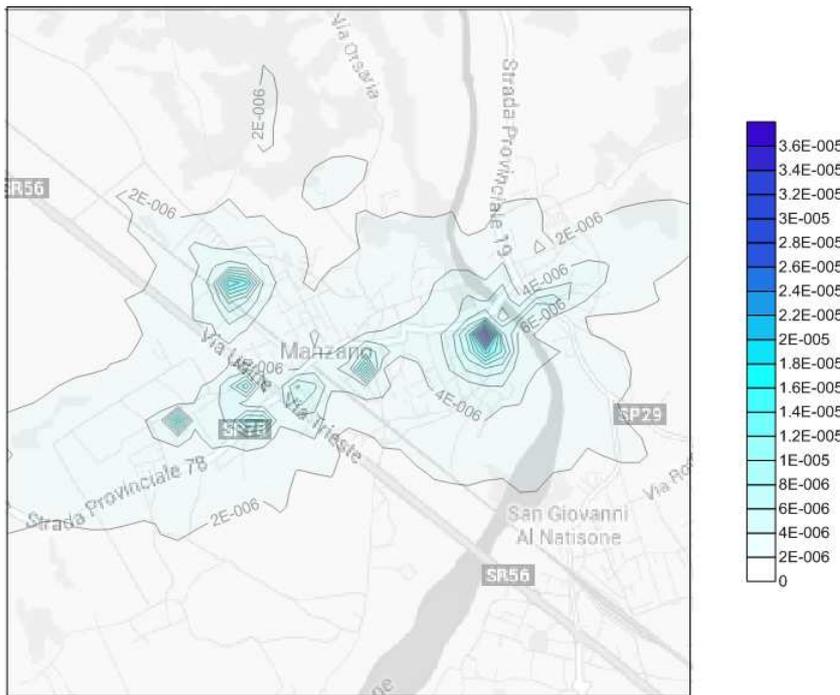


Figura 18: Concentrazione al suolo di polveri: valore massimo della concentrazione valutata su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.57 \div 35.61 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione oraria di polveri.

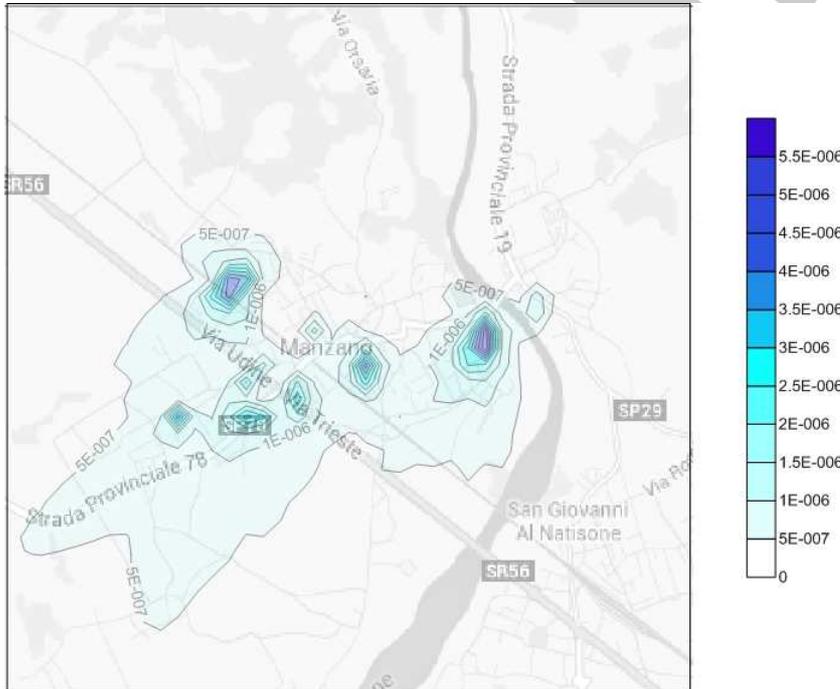


Figura 19: Concentrazione al suolo di polveri: valore massimo della concentrazione valutato su base giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.064 \div 5.495 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di polveri valutata su base giornaliera è pari a $50 \mu g/m^3$.

temporale di un anno.

Gli isocontorni indicano che, nella zona di massima ricaduta, al netto del livello di fondo di concentrazione di polveri, il massimo valore di concentrazione mediato sulle 24 ore è pari a circa $5.49 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Il limite di legge fissato dal DLgs 155/2010 per la concentrazione giornaliera di polveri è fissato a $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$, da non superare per più di 35 giorni nell'arco dell'anno. Sulla base dei risultati ottenuti, non ci si aspettano sforamenti del valore limite di legge giornaliero.

5.2.2 Ossido di carbonio

In Figura 20 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per l'ossido di carbonio. Gli isocontorni rappresentano il valor medio annuo della concentrazione di ossido di carbonio espressa in g/m^3 .

Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossido di carbonio, il valore medio annuo di concentrazione è pari a circa $23.40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta.

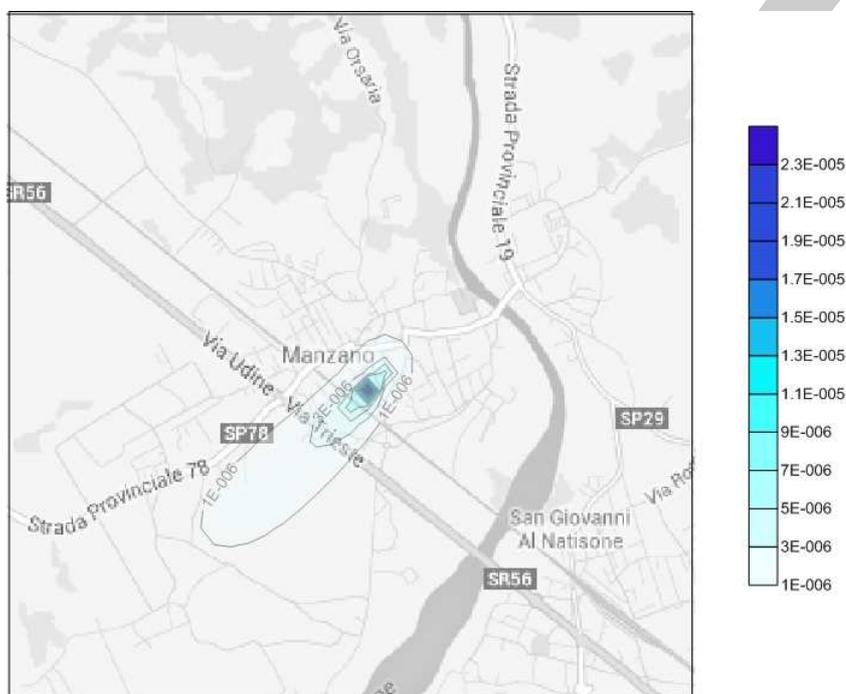


Figura 20: Concentrazione al suolo di CO : valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.0086 \div 23.40 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione di ossido di carbonio valutata come media annua.

In Figura 21 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per l'ossido di carbonio valutato come massimo dei valori orari calcolato su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossido di carbonio, il massimo valore orario di concentrazione di ossido di carbonio raggiunge valori pari a $149.0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ nella zona di massima ricaduta.

In Figura 22 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per l'ossido di carbonio valutato come massimo dei valori mediati su 8 ore successive, calcolati su un orizzonte temporale di un anno. Il limite di legge per la concentrazione media annua, calcolata come valore medio su 8 ore, è fissato dal DLgs 155/2010 in $10 \text{mg}/\text{m}^3$. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossido di carbonio, il valore massimo della media su 8 ore della concentrazione di

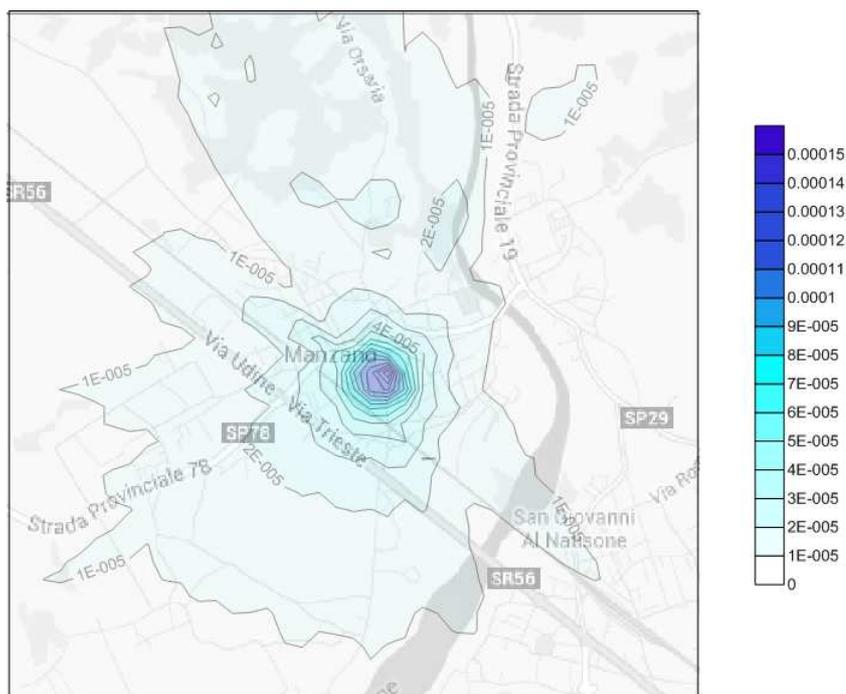


Figura 21: Concentrazione al suolo di CO : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.019 \div 149. \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione oraria di ossido di carbonio.

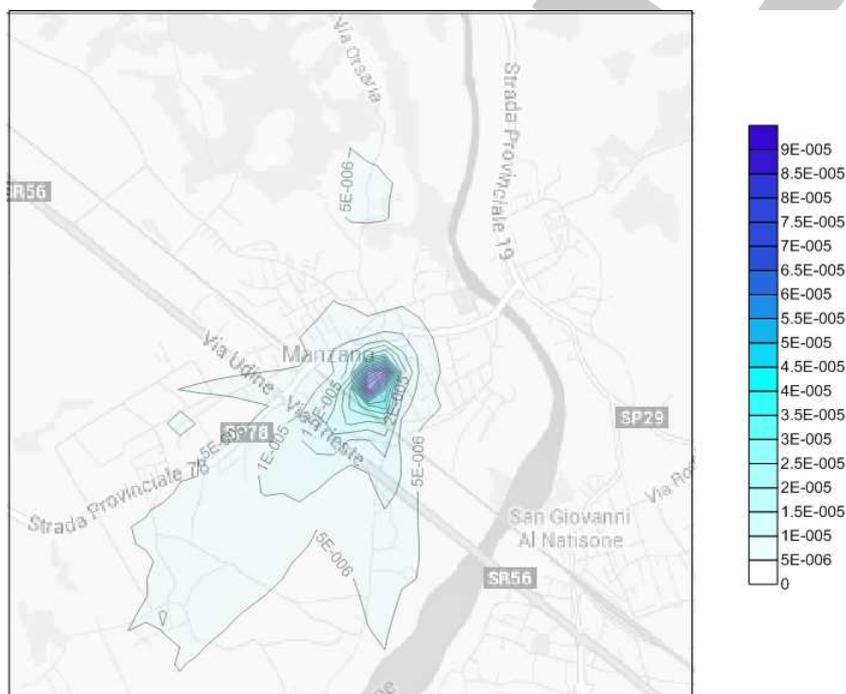


Figura 22: Concentrazione al suolo di CO : valore massimo della concentrazione valutata come media sul periodo di 8 ore. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.36 \div 86.78 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di concentrazione di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di ossido di carbonio valutata su 8 ore, pari a $10 \text{ mg}/m^3 = 10^4 \mu g/m^3$, non viene mai superato.

ossido di carbonio è pari a circa $86.78 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Questo valore è abbastanza lontano dal valore di riferimento ($10 \text{ mg}/\text{m}^3 = 10^4 \mu\text{g}/\text{m}^3$) da far ipotizzare che probabilmente non ci saranno sforamenti del limite di legge a meno di elevati valori di concentrazione di CO nel livello di fondo.

In Figura 23 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per l'ossido di carbonio valutato come massimo delle medie giornaliere su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossido di carbonio, il valore massimo giornaliero di concentrazione di ossido di carbonio è pari a circa $63.16 \mu\text{g}/\text{m}^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta.

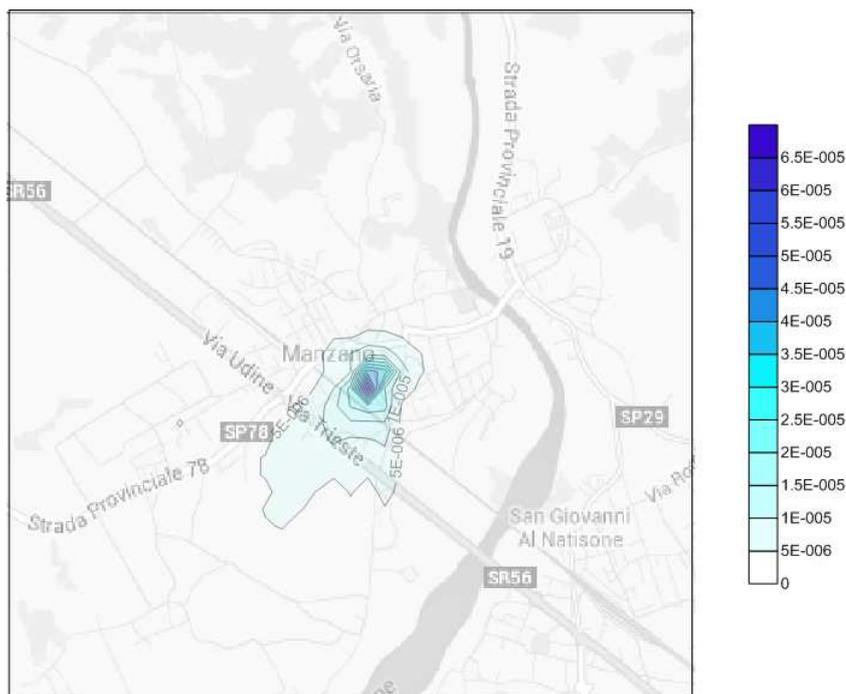


Figura 23: Concentrazione al suolo di CO : valore massimo della concentrazione valutata come media sul giorno. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.16 \div 63.13 \mu\text{g}/\text{m}^3]$ (al netto del valore di fondo). Non esiste limite di riferimento per la concentrazione giornaliera di ossido di carbonio.

5.2.3 Ossidi di azoto

In Figura 24 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per gli ossidi di azoto. Gli isocontorni rappresentano il valor medio annuo della concentrazione oraria di ossidi di azoto espressa in g/m^3 . Il limite di legge per la concentrazione media annua del biossido di azoto è fissato dal DLgs 155/2010 in $40 \mu g/m^3$ (valore orario). Considerando cautelativamente che tutto l' NO_x si trasformi in NO_2 , gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossidi di azoto, il valore medio annuo è pari a circa $19.22 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Non esistono quindi punti in cui il limite di legge risulta superato.

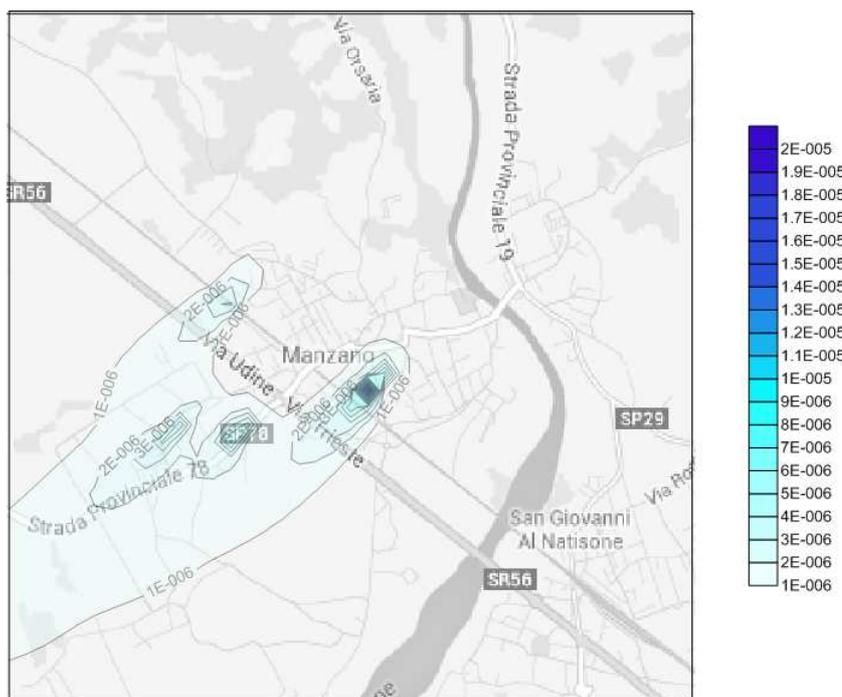


Figura 24: Concentrazione al suolo di NO_x : valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.015 \div 19.22 \mu g/m^3]$ (al netto del valore di fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di NO_x valutata come media annua, pari a $40 \mu g/m^3$, non risulta mai superato.

In Figura 25 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per gli ossidi di azoto valutato come massimo valore orario calcolato su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossidi di azoto, il massimo valore orario di concentrazione di ossidi di azoto è pari a circa $430.0 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Il limite di legge previsto dal DLgs 155/2010 per il valore orario di ossidi di azoto è pari a $200 \mu g/m^3$. Questo limite viene superato 11 volte (11 ore nell'anno) all'interno del dominio di studio nel punto di massima ricaduta.

In Figura 26 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per gli ossidi di azoto valutato come massimo delle medie giornaliere su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di ossidi di azoto, il massimo valore giornaliero di concentrazione di ossidi di azoto è pari a circa $66.11 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Non esistono limiti di legge per il valore giornaliero di ossidi di azoto.

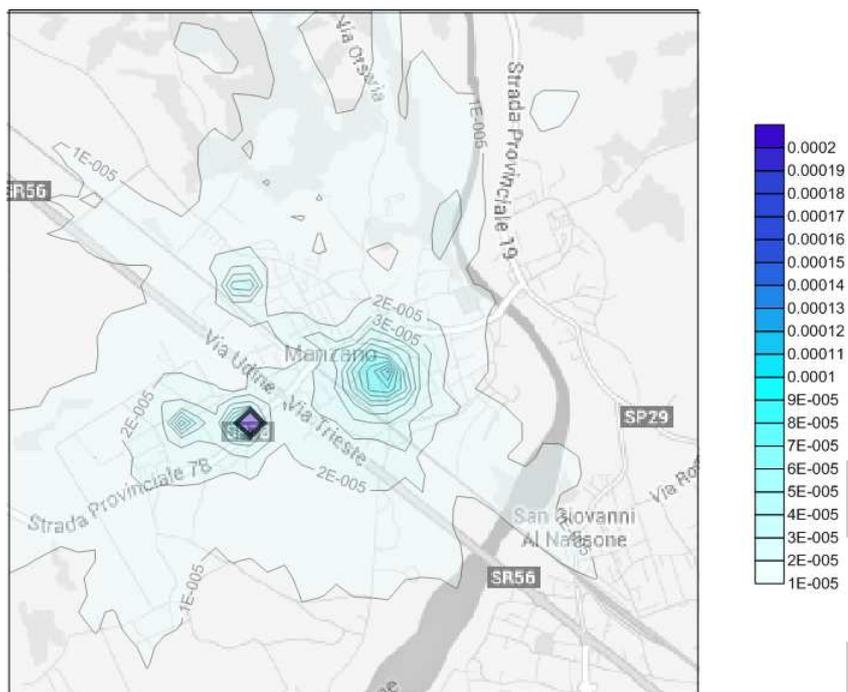


Figura 25: Concentrazione al suolo di NO_x : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[2.1 \div 430.0 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di ossidi di azoto valutata su base oraria, pari a $200 \mu g/m^3$, è superato per 11 ore nel corso dell'anno in corrispondenza del punto di max ricaduta.

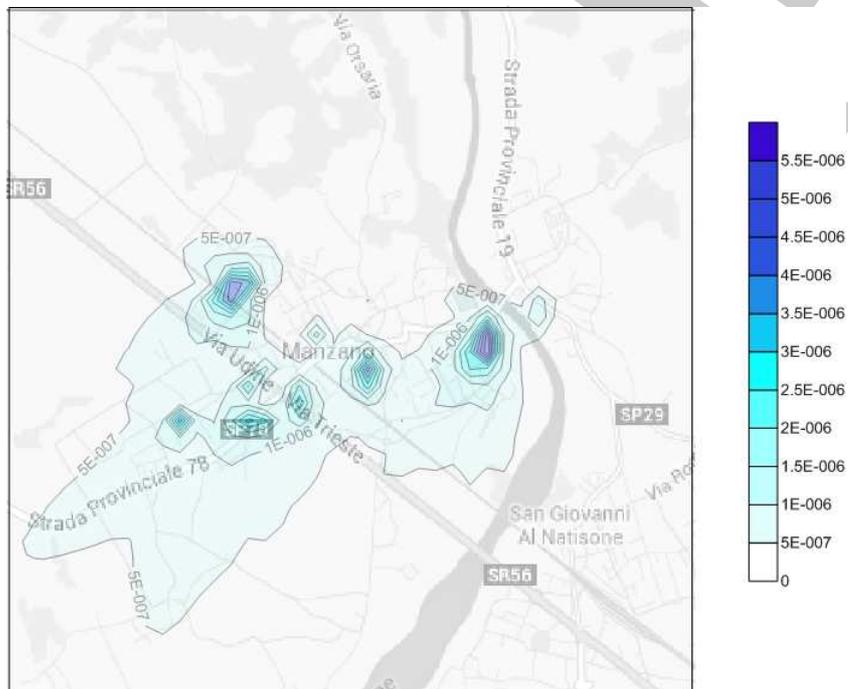


Figura 26: Concentrazione al suolo di NO_x : valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.214 \div 66.11 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione di ossidi di azoto valutata su base giornaliera.

5.2.4 Biossido di Zolfo, SO_2

In Figura 27 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per il biossido di zolfo. Gli isocontorni rappresentano il valor medio annuo della concentrazione oraria di biossido di zolfo espressa in g/m^3 . Il limite di legge per la concentrazione media annua è fissato dal DLgs 155/2010 in $20 \mu g/m^3$. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di biossido di zolfo, il valore annuo di concentrazione di biossido di zolfo è pari a circa $20.88 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Il limite di legge risulta appena superato nel punto del dominio di massima ricaduta (zona Fornaci di Manzano).

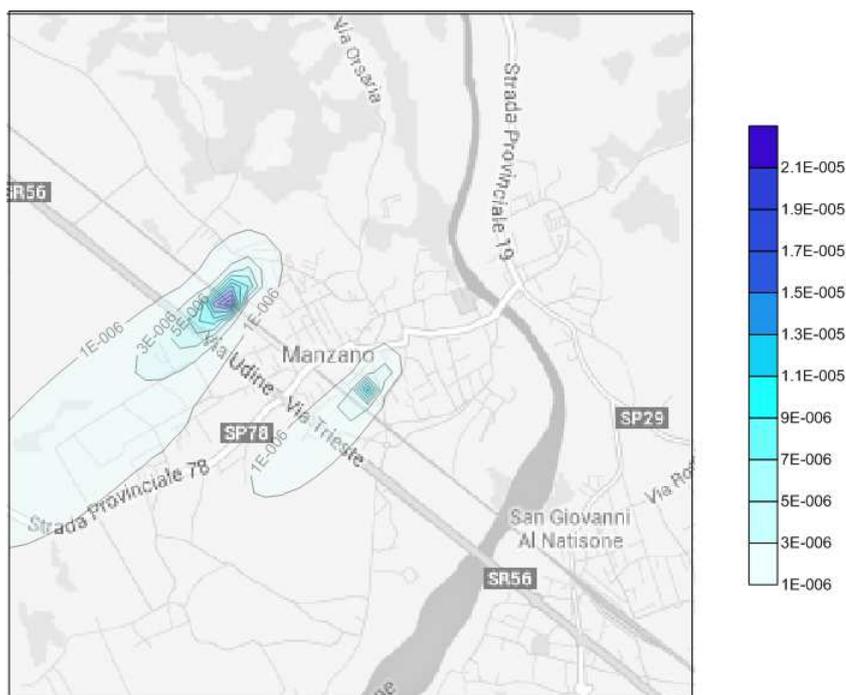


Figura 27: Concentrazione al suolo di SO_2 : valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.011 \div 20.88 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base annua, pari a $20 \mu g/m^3$, è di poco superato in zona Fornaci di Manzano.

In Figura 28 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per il biossido di zolfo valutato come massimo valore orario calcolato su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di biossido di zolfo, il massimo valore orario di concentrazione di biossido di zolfo è pari a circa $357.3 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Il limite di legge previsto dal DLgs 155/2010 per il valore orario di biossido di zolfo è pari a $350 \mu g/m^3$ e risulta leggermente superato nel punto di massima ricaduta una sola volta nell'arco dell'anno.

In Figura 29 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per il biossido di zolfo valutato come massimo delle medie giornaliere su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di biossido di zolfo, il massimo valore giornaliero di concentrazione di biossido di zolfo è pari a circa $73.60 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base giornaliera è pari a $125 \mu g/m^3$. Il limite non viene superato in alcun punto del dominio.

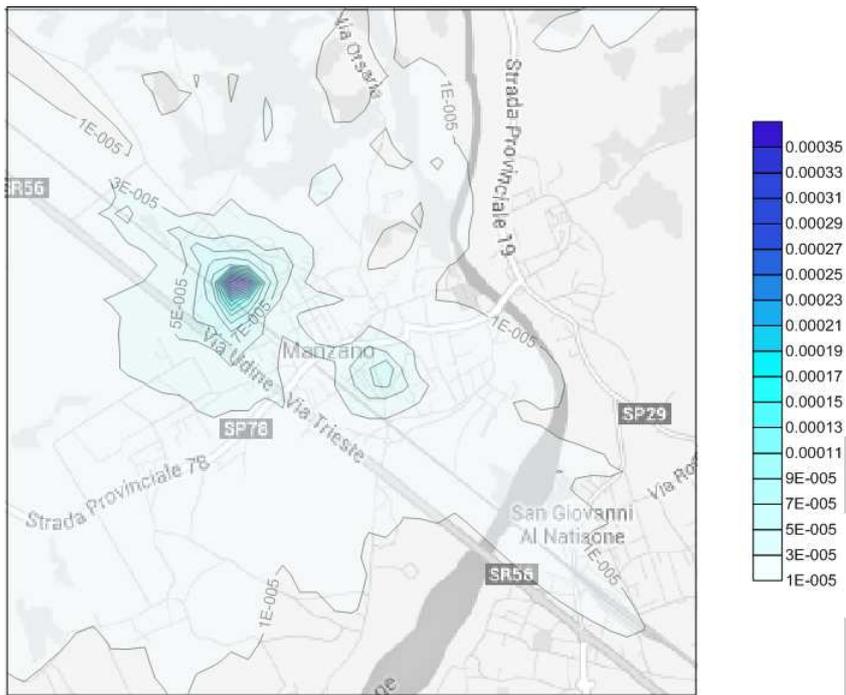


Figura 28: Concentrazione al suolo di SO_2 : valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[1.91 \div 357.3 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base oraria, pari a $350 \mu g/m^3$, viene di poco superato nel punto di massima ricaduta.

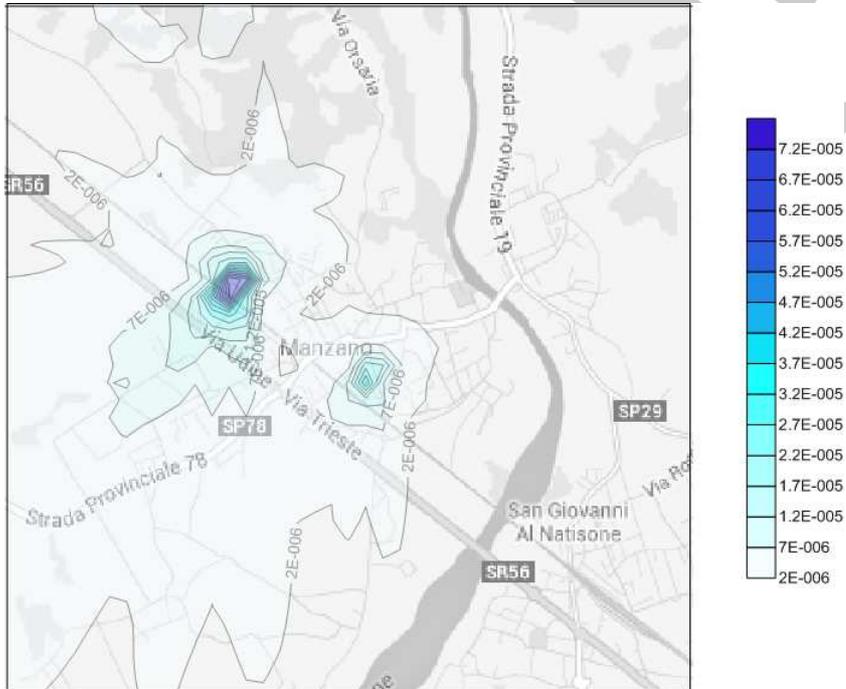


Figura 29: Concentrazione al suolo di SO_2 : valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.1958 \div 73.60 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di biossido di zolfo valutata su base giornaliera, è pari a $125 \mu g/m^3$.

5.2.5 Composti organici volatili, COV

In Figura 30 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per i Composti Organici Volatili. Gli isocontorni rappresentano il valor medio annuo della concentrazione di COV espressa in g/m^3 . Il DLgs 155/2010 non fissa un limite per il valore medio annuo di concentrazione di COV. Esiste invece un valore limite di riferimento per il benzene ($5 \mu g/m^3$). Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di composti organici volatili, il valore medio annuo di concentrazione è pari a circa $146.30 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Questo valore è di circa 30 volte superiore al valore di riferimento indicato dalla legge per il solo benzene.

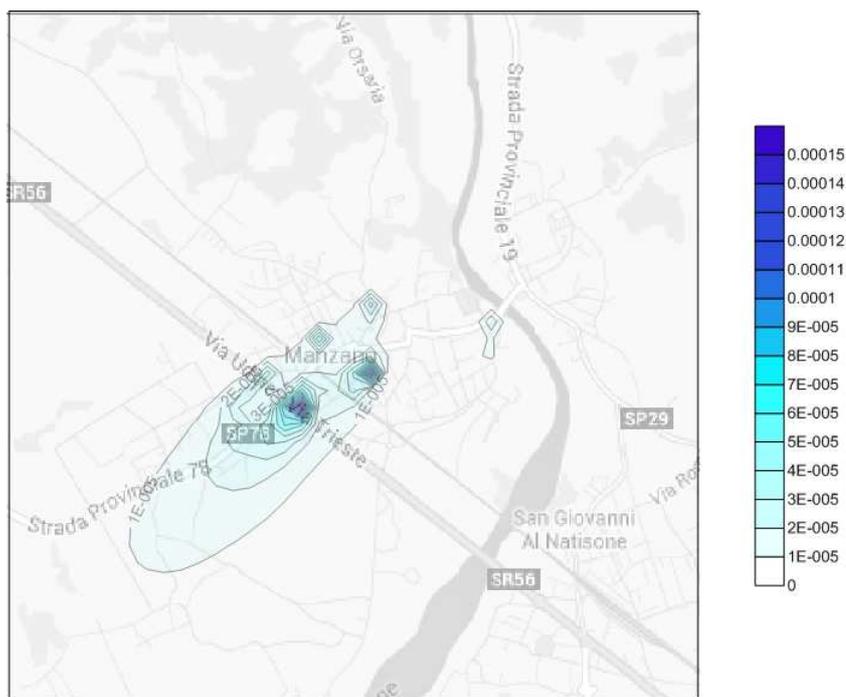


Figura 30: Concentrazione al suolo di COV: valore medio annuo. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[0.149 \div 146.30 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di concentrazione su base annua per i COV. Il valore medio è 30 volte superiore rispetto al valore di riferimento definito per il solo benzene.

In Figura 31 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per i composti organici volatili valutato come massimo valore orario calcolato su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione di composti organici volatili il massimo valore orario di concentrazione è pari a circa $3436 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Non esiste un limite di legge previsto dal DLgs 155/2010 per il valore orario di composti organici volatili.

In Figura 32 è rappresentato l'isocontorno di concentrazione al livello del suolo per i COV valutato come massimo delle medie giornaliere su un orizzonte temporale di un anno. Gli isocontorni indicano che, al netto del livello di fondo di concentrazione dei composti organici volatili, il massimo valore giornaliero di concentrazione è pari a circa $726.1 \mu g/m^3$ in corrispondenza del punto di massima ricaduta. Nella normativa tedesca si fa riferimento (per il benzene) ad un valore limite valutato su base giornaliera pari a $30 \mu g/m^3$. Rispetto a questa soglia, la concentrazione di COV giornaliera valutata con il modello risulta, in alcuni punti del dominio, superiore alla soglia per un significativo numero di giorni all'anno.

In Figura 33 è rappresentata la mappa del numero di superamenti della soglia di concentrazione giornaliera indicata per il solo benzene dalla normativa tedesca ($30 \mu g/m^3$). Come si osserva dalla Figura, le aree nelle immediate vicinanze degli insediamenti produttivi che utilizzano solventi e/o vernici, sono quelle in cui si registra il massimo numero di superamenti. Una significativa parte del territorio

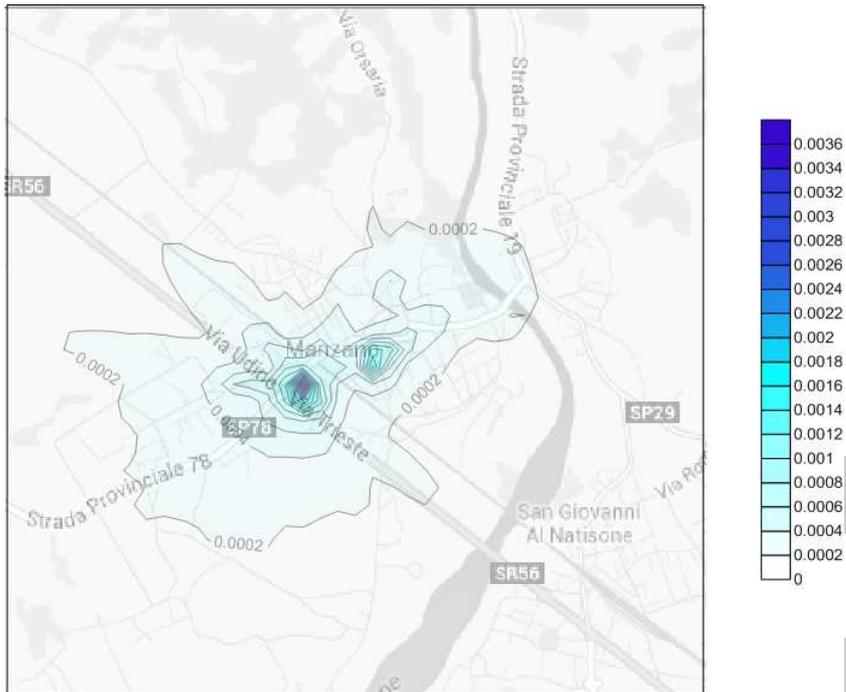


Figura 31: Concentrazione al suolo di COV: valore massimo delle concentrazioni valutate su base oraria. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[22.33 \div 3436.0 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Non esiste un limite di riferimento per la concentrazione di Composti Organici Volatili valutata su base oraria.

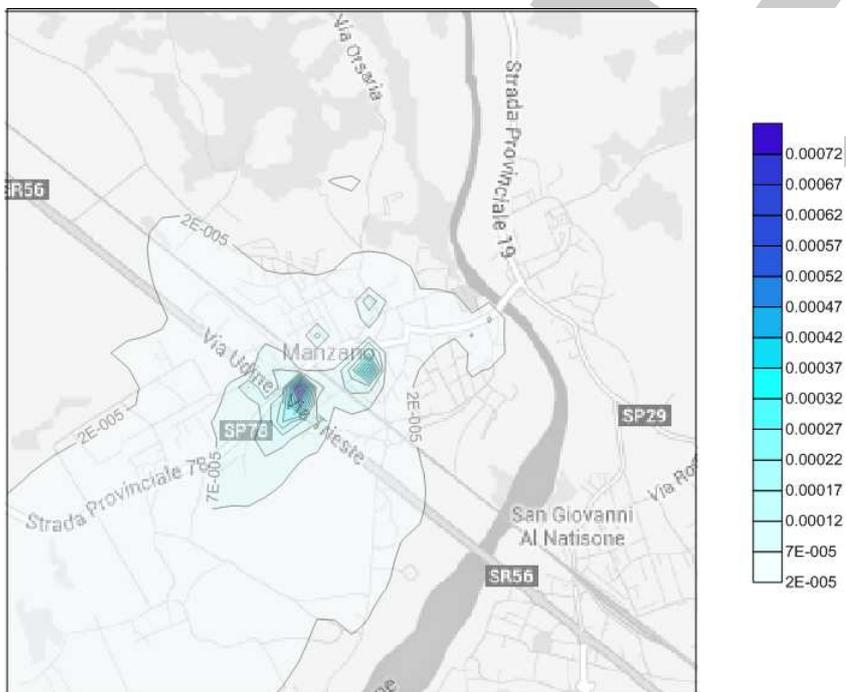


Figura 32: Concentrazione al suolo di COV: valore massimo della concentrazione valutata come media giornaliera. Le concentrazioni sono espresse in g/m^3 . I valori calcolati appartengono all'intervallo $[3.35 \div 726.1 \mu g/m^3]$ (al netto del valore del fondo). Il limite di riferimento per la concentrazione di COV valutata su base giornaliera, pari a $30 \mu g/m^3$ (normativa tedesca), risulta superato fino a 352 volte (giorni/anno) in alcuni punti del dominio.

comunale è comunque esposta a valori di concentrazione superiori ai $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (media giornaliera) per un periodo di 55 giorni all'anno.

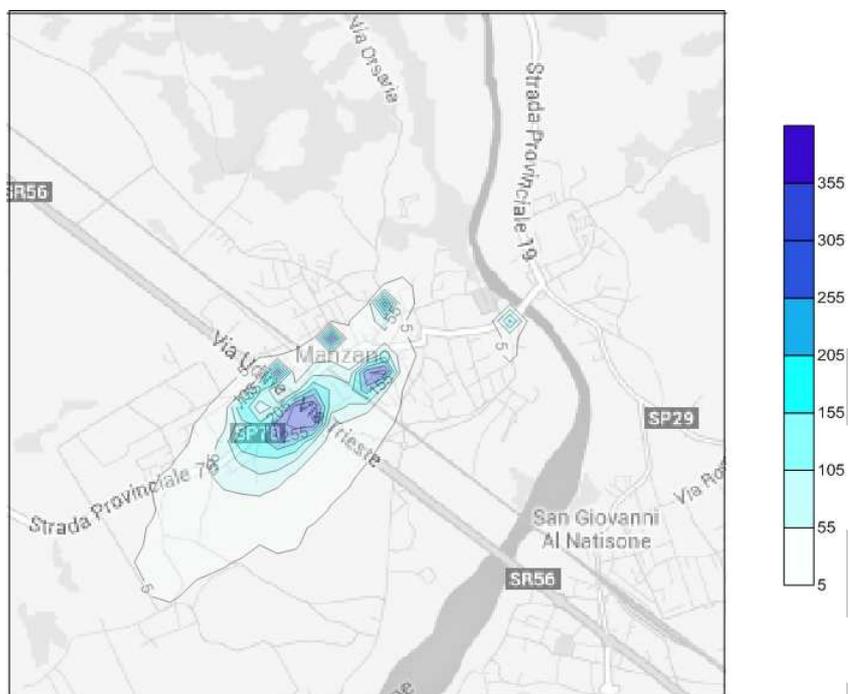


Figura 33: Mappa del numero di superamenti all'interno del territorio comunale del valore giornaliero di soglia ($30 \mu\text{g}/\text{m}^3$) fissato per il solo benzene nella normativa tedesca. Le aree nelle immediate vicinanze degli insediamenti produttivi sono quelle soggette al massimo numero di superamenti (fino a 352 giorni/anno di superamento); una significativa parte del territorio comunale risulta comunque esposta a valori di concentrazione giornaliera superiori ai $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$ per 55 giorni all'anno.

6 Conclusioni

Secondo quanto previsto dalla Legge regionale n.24/2006 il Comune è l'autorità competente per la gestione del livello di qualità dell'aria su scala locale, in particolare nelle situazioni in cui il livello di uno o più inquinanti comportino il rischio del superamento dei valori limite e delle soglie di allarme.

Il Comune di Manzano ospita nel suo territorio numerose aziende produttive e si trova a dover valutare in modo accurato ogni possibile scelta di pianificazione urbana (per esempio la scelta relativa alla più opportuna modalità di raccolta dei rifiuti nel territorio comunale, il piano per la gestione del traffico, ...) per poter garantire nel tempo il mantenimento di elevati livelli di qualità dell'aria all'interno del territorio comunale.

Il Comune di Manzano ha stipulato con il Dipartimento di Chimica, Fisica e Ambiente dell'Università degli Studi di Udine una convenzione dal titolo "Definizione della qualità dell'aria con particolare valutazione dell'incidenza di precedenti impianti di trattamento rifiuti e del traffico veicolare per la raccolta dei rifiuti (metodo del cassonetto stradale e metodo del porta a porta) ed eventuale valutazione di scenari futuri da raccolta dei rifiuti solidi urbani (RSU)". Nell'ambito della convenzione sono stati realizzati due lavori preliminari finalizzati all'"Inquadramento e descrizione della qualità dell'aria nel territorio comunale" e alla "Valutazione delle emissioni e degli impatti del traffico veicolare per la raccolta dei rifiuti". Nell'ultima parte della collaborazione, le attività di ricerca sono state focalizzate sullo sviluppo di modelli che possano essere utilizzati per studiare/prevedere l'evoluzione della qualità dell'aria a partire da dati reali di emissione.

In particolare, in questo rapporto sono state descritte le caratteristiche degli strumenti modellistici utilizzabili per implementare studi per la caratterizzazione/valutazione/previsione del livello di qualità dell'aria. Sono stati descritti ed analizzati i dati necessari per l'implementazione dei modelli, con particolare riguardo ai dati orografici, meteorologici e di emissione. È anche stato implementato un modello "dimostrativo" per valutare il livello di qualità dell'aria nel territorio del Comune di Manzano. L'analisi è stata effettuata utilizzando un modello di trasporto, dispersione e trasformazione degli inquinanti consigliato dalla Environmental Protection Agency (Calpuff), ampiamente validato in letteratura e comunemente utilizzato per queste applicazioni. I dati utilizzati in ingresso includono dati dettagliati per la descrizione dello scenario meteorologico, dati dell'orografia del territorio e dati di emissione.

Si è rilevato che i dati di emissione attualmente disponibili (catasto residuo delle emissioni) potrebbero, se opportunamente riorganizzati e verificati, diventare una base di dati utile a valutare l'evoluzione del livello di qualità dell'aria nel territorio comunale.

Il carattere "dimostrativo" dello studio è essenzialmente legato a due aspetti che necessitano ulteriore approfondimento:

1. le informazioni relative ai punti emissivi sono, ad oggi, solo parziali e incomplete;
2. non è stato possibile caratterizzare in modo adeguato il livello di fondo di qualità dell'aria.

Questi due aspetti sono particolarmente importanti perché determinano il livello di incertezza delle informazioni relative alla qualità dell'aria calcolata con il modello: la completezza dei dati emissivi permette di non trascurare le sorgenti d'impatto comunque note, mentre la conoscenza dello stato del fondo consente di ricostruire in modo realistico l'effetto di tutte le sorgenti che non possono essere esplicitamente simulate (per esempio perché esterne al dominio).

Le simulazioni sono state realizzate considerando un dominio abbastanza ampio ($12 \times 12 \text{ km}$) all'interno del quale è stato ricostruito il campo di moto (non uniforme e tempo dipendente) con risoluzione oraria e per un periodo di un anno solare. Si è invece considerato un dominio ristretto ($6 \times 6 \text{ km}$) per valutare la ricaduta degli inquinanti emessi.

I risultati delle simulazioni hanno permesso di evidenziare la tipologia di informazioni potenzialmente estraibili dal modello per la valutazione della qualità dell'aria che includono:

- una descrizione puntuale del livello di qualità dell'aria, ottenibile realizzando simulazioni su un orizzonte temporale esteso, rappresentativo delle condizioni meteorologiche ed emissive "medie" per il sito;
- la possibilità di costruire mappe di ricaduta per i parametri di qualità dell'aria significativi, facendo riferimento alle statistiche di legge (media annua, valori orari, ...);

- la possibilità di confrontare i risultati con i limiti di legge per delimitare eventuali zone in cui si registrano superamenti e per quantificarne la frequenza.

Ulteriori potenziali utilizzi del modello potrebbero essere i seguenti:

- possibilità di estrarre serie temporali per caratterizzare la situazione meteo e il livello di qualità dell'aria in punti specifici del dominio (per esempio in corrispondenza di stazioni di monitoraggio, utili per "validare" i risultati delle simulazioni con misure sperimentali);
- possibilità di identificare l'importanza relativa di più sorgenti rispetto all'impatto ambientale in un punto (source apportionment, vedi Ghannam e El-Fadel, 2013);
- possibilità di valutare, con lo stesso modello o con modelli ausiliari (Caline, EPA), l'effetto di sorgenti di tipo lineare utilizzate per modellare le emissioni da traffico veicolare.

L'utilizzo di strumenti di modellistica ambientale permettendo una valutazione preventiva dell'impatto di interventi di natura gestionale (diverse politiche per il controllo dell'inquinamento da traffico, diverse politiche per la raccolta dei rifiuti) sul livello di qualità ambientale, potrebbe diventare un utile strumento di supporto per l'ottimale pianificazione e scelta degli interventi stessi.

Riferimenti bibliografici

- [1] Progetto di zonizzazione e classificazione ai sensi dell'art. 3 del D.Lgs n.155 del 13.08.2010 – Rie-same della zonizzazione di cui al Piano regionale di miglioramento della qualità dell'aria approvato con decreto del Presidente n.124 dd.31 maggio 2010, Centro Regionale di Modellistica Ambientale (CRMA) dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia, 18 gennaio 2012
- [2] A. Tonino, A. Trovarelli, "Inquadramento e descrizione della qualità dell'aria nel territorio comunale", Convenzione di ricerca tra Comune di Manzano e Dipartimento di Chimica, Fisica e Ambiente dell'Università degli Studi di Udine: Definizione della qualità dell'aria con particolare valutazione dell'incidenza di precedenti impianti di trattamento rifiuti e del traffico veicolare per la raccolta dei rifiuti metodo del cassonetto stradale e metodo del porta a porta ed eventuale valutazione di scenari futuri da raccolta dei rifiuti solidi urbani (RSU) (2013).
- [3] A. Tonino, A. Trovarelli, "Valutazione delle emissioni e degli impatti del traffico veicolare per la raccolta dei rifiuti", Convenzione di ricerca tra Comune di Manzano e Dipartimento di Chimica, Fisica e Ambiente dell'Università degli Studi di Udine: Definizione della qualità dell'aria con particolare valutazione dell'incidenza di precedenti impianti di trattamento rifiuti e del traffico veicolare per la raccolta dei rifiuti metodo del cassonetto stradale e metodo del porta a porta ed eventuale valutazione di scenari futuri da raccolta dei rifiuti solidi urbani (RSU) (2013).
- [4] U.S. Environmental Protection Agency, 1993, "Interagency Workgroup on Air Quality Modeling (IWAQM) Phase 1 Report: Interim Recommendation for Modeling Long Range Transport and Impacts on Regional Visibility", EPA-454/R-93-015. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- [5] U.S. Environmental Protection Agency, 1995, "Testing of Meteorological and Dispersion Model for Use in Regional Air Quality Modeling", EPA-454/R-95-005. U.S. Environmental Protection Agency, Atmospheric Research and Exposure Assessment Laboratory, Research Triangle Park, NC.
- [6] Scire J.S., Strimaitis D.G., Yamartino R.J., "A User's Guide for the Calpuff dispersion model", Earth Tech Inc., January 2000.
- [7] Scire J.S., Robe F.R., Fernau M.E., Yamartino R.J., "A User's Guide for the Calmet meteorological model", Earth Tech Inc., January 2000.
- [8] Helsel D.R., Hirsch R.M., 2002. "Statistical Methods in Water Resources: Techniques of Water Resources Investigations", U.S. Geological Survey.
- [9] Progetto di zonizzazione e classificazione ai sensi dell'art. 3 del D. Lgs n. 155 del 13.08.2010, Rie-same della zonizzazione di cui al Piano regionale di miglioramento della qualità dell'aria approvato con decreto del Presidente n.124 dd.31 maggio 2010, CRMA - Centro Regionale di Modellistica Ambientale dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente del Friuli Venezia Giulia.
- [10] Lees F.P., Loss Prevention In The Process Industries, (1986), Butterworth & Co.
- [11] Cirillo M., Desiato F., (1998), "Setting up a regulatory frame for atmospheric dispersion modelling in Italy: needs, actors and ongoing activities", 5th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, (Rodi, maggio 1998).
- [12] Deserti M., Lollobrigida F., Angelino E., "CTN-ACE, Obiettivo Specifico 09.02: Elaborazione di linee guida per la selezione e l'uso dei modelli, Tk 09.02.03a: Linee guida per la scelta e l'uso dei modelli Rapporto 2004, I modelli per la valutazione e gestione della qualità dell'aria: normativa, strumenti, applicazioni".
- [13] Ghannam K., El-Fadel M., (2013), "A framework for emissions source apportionment in industrial areas: MM5/CALPUFF in a near-field application", Journal of Air & Waste Management Association, **63**(2): 190-204.