

Rapporto tecnico

STUDIO DI DISPERSIONE ATMOSFERICA DI INQUINANTI EMESSI SUL TERRITORIO BRESCIANO

Autori

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI BRESCIA

Facoltà di Ingegneria - Dipartimento di Elettronica per l'Automazione

Prof.ssa Giovanna Finzi, Ing. Marialuisa Volta

COMUNE DI BRESCIA

Settore Ambiente Ecologia

Ing. Angelo Capretti

Elaborazioni modellistiche a cura di:

ARIANET s.r.l. – via Gilino, 9 – Milano

PRESENTAZIONE

Per milioni di anni la composizione dell'aria è rimasta sostanzialmente immutata ed ha garantito lo svilupparsi delle forme di vita sul pianeta.

Lo sviluppo industriale e l'intensa urbanizzazione hanno introdotto in atmosfera numerose sostanze che, a certe concentrazioni, possono rappresentare una minaccia per l'uomo e per l'ambiente.

Degrado dei monumenti delle città, piogge acide, effetto serra e buchi nell'ozono sono i possibili principali effetti negativi ambientali che ne derivano.

L'aria è anche il fluido vitale più utilizzato: un uomo ne respira, nel corso della sua vita, circa 240.000 metri cubi. L'aria inquinata può produrre danni alla salute, come ci spiega l'Organizzazione Mondiale della Sanità e ci conferma la recente pubblicazione dei risultati di un importante studio pianificato, denominato MISA-2, sugli effetti a breve termine degli inquinanti atmosferici (ossido di carbonio, ossidi di azoto, anidride solforosa, polveri fini e ozono), studio condotto su 15 città italiane da eminenti Centri di Ricerca Universitari, per conto del Ministero della Salute e del Ministero dell'Università e della Ricerca scientifica e tecnologica. Queste considerazioni ed evidenze ci impegnano ad agire tempestivamente e nei modi appropriati. Agire per mitigare, contenere, prevenire l'inquinamento dell'aria. Ma in quale direzione? In che modo? Con quali obiettivi a breve, medio e lungo termine? Con quali strumenti di verifica dei risultati?

Da qui la necessità di conoscere in maniera sempre più precisa le caratteristiche qualitative e quantitative degli inquinanti presenti nell'aria che respiriamo, da dove questi abbiano origine, come si comportino nell'atmosfera e come alla fine si disperdano. Non partiamo da zero. Dal 1999 il Comune di Brescia, con la fattiva collaborazione di ARPA, ASL, Provincia e della Facoltà di Medicina - Cattedra di Medicina del Lavoro e Igiene Industriale, ha elaborato i dati forniti dalle centraline di monitoraggio

dell'aria e quelli derivanti da apposite indagini svolte direttamente ed ha redatto rapporti sulla qualità dell'aria. Dallo stesso anno il Comune ha implementato importanti politiche attive per una mobilità sostenibile, e promosso, tramite la società controllata ASM, lo sviluppo ulteriore del già virtuoso sistema di cogenerazione di energia elettrica e calore e di teleriscaldamento.

L'esigenza di disporre di scenari scientificamente affidabili ha portato a richiedere la collaborazione del Dipartimento di Elettronica per l'Automazione dell'Università di Brescia, che ci ha permesso di aprire il capitolo dello studio dell'aria mediante la modellistica matematica. Con questo studio della dispersione atmosferica di inquinanti emessi sul territorio di Brescia e nel suo hinterland, siamo ora in grado di migliorare ed integrare le nostre conoscenze sulla tipologia e sull'apporto quantitativo delle diverse fonti di inquinamento, nonché sui complessi meccanismi che ne determinano la diffusione in atmosfera.

Al tempo stesso disponiamo di uno strumento che ci potrà permettere di simulare l'efficacia di diversi scenari di intervento prima di metterli in atto, nonché di misurare e verificare i benefici che conseguiranno alla loro adozione.

In conclusione, ritengo che il Comune di Brescia, che proseguirà ad effettuare ulteriori indagini e studi come illustrato nelle conclusioni del presente studio, si sia dotato di uno strumento di grande rilevanza, innovativo ed efficace, in grado di offrire ad amministratori e cittadini importanti elementi di conoscenza sui quali basare valutazioni e decisioni.

Ettore Brunelli
Assessore Ambiente e Mobilità
Comune di Brescia

SOMMARIO

1	INTRODUZIONE	9
2	INQUADRAMENTO GENERALE E NORMATIVO	12
	2.1 INQUINAMENTO A SCALA URBANA E REGIONALE	12
	2.1.1 Gli ossidi di azoto	12
	2.1.2 Il particolato	13
	2.1.3 Microinquinanti	14
	2.2 RIFERIMENTI NORMATIVI	15
	2.2.1 Normativa europea	15
	2.2.2 Normativa nazionale	16
	2.2.3 Valori guida per diossine e furani	18
3	DOMINIO DI INDAGINE	19
	3.1 CARATTERIZZAZIONE METEOCLIMATOLOGICA	20
	3.1.1 Vento	21
	3.1.2 Temperatura	25
	3.1.3 Radiazione	25
	3.1.4 Stabilità atmosferica	27
	3.2 RETE DI MONITORAGGIO E QUALITÀ DELL'ARIA	29
4	QUADRO EMISSIVO	34
	4.1 INVENTARI DI EMISSIONE	34
	4.2 SORGENTI INDUSTRIALI	35
	4.2.1 Sorgenti puntuali	36
	4.2.2 Sorgenti diffuse	36
	4.2.3 Produzione di energia	38
	4.3 RISCALDAMENTO DEGLI EDIFICI	40
	4.3.1 Città di Brescia	40
	4.3.2 Riscaldamento precedente al teleriscaldamento	42
	4.3.3 Altri Comuni	43
	4.4 TRAFFICO STRADALE	45
	4.4.1 Metodologia impiegata per la stima delle emissioni	45
	4.4.2 Descrizione dei fattori di emissione utilizzati per il PM10	47
	4.4.3 Calcolo delle emissioni da traffico stradale sulla viabilità principale	48
	4.4.4 Traffico urbano diffuso	54
	4.5 ANALISI E VALIDAZIONE DELLE EMISSIONI	54
	4.5.1 Analisi delle emissioni	55
	4.5.2 Validazione e confronto con inventari disponibili	58

5	SIMULAZIONI MODELLISTICHE DELLA DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI AERIFORMI	61
5.1	MODELLO UTILIZZATO E SIMULAZIONI EFFETTUATE	61
5.2	RISULTATI DELLE SIMULAZIONI	63
5.3	CONFRONTO CON I DATI SPERIMENTALI	66
6	ANALISI DI SCENARIO	68
6.1	EFFETTI DELLA REALIZZAZIONE DEL TELERISCALDAMENTO SULLA QUALITÀ DELL'ARIA	68
7	CONCLUSIONI	69
	BIBLIOGRAFIA	73
	APPENDICE A - ARIA IMPACT™	75
	IPOTESI FONDAMENTALI E FORMULAZIONE	75
	LA TURBOLENZA ATMOSFERICA	75
	SOVRAINNALZAMENTO DEL PENNACCHIO	76
	CONCENTRAZIONI AL SUOLO	77
	TRATTAMENTO DELL'OROGRAFIA	77
	CALME DI VENTO	77
	PARTICOLATI	78
	APPENDICE B - MAPPE DI ISOCONCENTRAZIONE	81

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni la sensibilità della pubblica opinione per gli aspetti connessi alla qualità della vita nei centri urbani è considerevolmente aumentata. Come conseguenza di ciò, le problematiche relative ai fenomeni di inquinamento hanno assunto un'importanza via via crescente, tanto da condizionare sempre più sia le scelte individuali che quelle operate dai pubblici amministratori.

Di particolare attualità risultano le problematiche relative all'inquinamento atmosferico: è evidente la necessità di fare chiarezza su di esse per meglio affrontarle e individuare adeguate procedure di intervento. La recente normativa comunitaria e nazionale ha introdotto un approccio integrato per la valutazione e la gestione della qualità dell'aria: oltre a definire gli standard di qualità per la protezione della salute umana e degli ecosistemi, essa stabilisce le modalità di misura e valutazione dei vari inquinanti e fissa i criteri fondamentali per la gestione della qualità dell'aria, prescrivendo di attuare piani di risanamento laddove sono evidenziate delle criticità e piani di mantenimento dove i limiti sono rispettati. Sulla base del Piano Regionale della Qualità dell'Aria, in Lombardia è stata definita la zonizzazione del territorio regionale: sono perciò state individuate macroaree, con caratteristiche simili in termini di cause e di livelli di inquinamento, nelle quali le Autorità competenti devono adot-

tare provvedimenti coordinati, a breve e lungo termine, allo scopo di prevenire o ridurre l'inquinamento dell'aria. Ai fini della zonizzazione si sono considerate sia le pressioni sul territorio (sorgenti di emissione d'inquinanti, presenza di infrastrutture, uso del territorio, ecc.) sia le componenti di tutela della salute e dell'ambiente (esposizione dell'uomo, salvaguardia degli ecosistemi). Il Comune di Brescia unitamente ai comuni limitrofi è compreso in zona critica. Nelle zone critiche le Regioni devono definire piani d'azione che contengano le misure da attuare nel breve periodo, affinché sia ridotto il rischio di superamento dei valori limite e delle soglie di allarme, e piani integrati per il raggiungimento degli obiettivi di qualità entro i termini stabiliti dalla normativa.

A Brescia, come in tutta la Lombardia, nel corso degli anni la tipologia di inquinamento è cambiata. In seguito alla radicale trasformazione degli impianti di riscaldamento domestico (teleriscaldamento e larga diffusione del gas metano) e alle innovazioni motoristiche e di abbattimento delle emissioni, si è registrata una vistosa riduzione nelle concentrazioni in aria degli inquinanti tradizionali (per esempio il biossido di zolfo). Negli ultimi anni i problemi di inquinamento atmosferico più critici sono essenzialmente riconducibili alle polveri fini, al biossido di azoto e agli inquinanti fotochimici, che si presentano come gli inquinanti più difficili da combattere sia per la complessità

delle reazioni chimiche nelle quali sono coinvolti, sia perché spesso il fattore meteorologico diventa dominante. La Lombardia è per di più caratterizzata da un regime meteo-climatico, tipico della valle Padana, che non favorisce la dispersione degli inquinanti: sono frequenti condizioni di stabilità atmosferica, caratterizzate da calma di vento e inversione termica. In tale quadro si inserisce il costante impegno dell'Amministrazione Comunale nell'affrontare e analizzare le problematiche di inquinamento atmosferico, avendo ben presente che la definizione delle politiche a tutela della qualità dell'aria richiede, in via prioritaria, di conoscere le sorgenti emissive e le modalità di distribuzione delle sostanze inquinanti nel tempo e nello spazio, per poter individuare i più adeguati settori e gli assi di intervento. In particolare negli anni 1999, 2000 e 2001 il Comune di Brescia, ha provveduto alla pubblicazione del Rapporto Annuale sulla Qualità dell'Aria sia per adempiere ad un preciso obbligo di legge, sia per offrire alla città l'occasione di conoscere lo stato della qualità dell'aria e rivisitare il problema dell'inquinamento atmosferico in tutti i suoi aspetti: sorgenti, meteorologia, concentrazioni misurate, attività di studio, misure prese e da porre in atto.

Nell'ambito delle ulteriori iniziative volte ad approfondire questo complesso tema, l'Amministrazione Comunale con l'Università degli Studi di Brescia ha dato l'avvio ad uno studio modellistico al fine di valutare la diffusione in atmosfera degli inquinanti originati dalle sorgenti presenti sul territorio (traffico,

industria, riscaldamento edifici). Scopo dello studio è stato anche quello di differenziare e quantificare il contributo all'inquinamento atmosferico delle diverse sorgenti emissive presenti sul territorio dell'area critica bresciana, al fine di supportare i decisori nella definizione di strategie di intervento mirate e ottimali.

L'applicazione del modello ha comportato l'analisi dei fenomeni atmosferici che regolano la dispersione degli inquinanti e la messa a punto di un inventario delle principali sorgenti di emissione in atmosfera, sia lineari (traffico), che areali (impianti civili di riscaldamento), o puntiformi (industrie e centrali termoelettriche).

Questo documento costituisce il primo significativo risultato dell'attività sviluppata: le simulazioni modellistiche fino ad oggi condotte, in dettaglio illustrate nei successivi capitoli, hanno consentito di evidenziare il diverso contributo all'inquinamento atmosferico generato da tutte le sorgenti censite. Le analisi effettuate hanno tenuto conto delle peculiarità che caratterizzano la situazione locale:

- il territorio è interessato da un elevato flusso auto-veicolare attratto verso la città e di attraversamento (autostrada Milano – Venezia e tangenziale sud), con importanti vie di comunicazione stradale;

- Brescia è una città altamente industrializzata che vede sul suo territorio comunale acciaierie, fonderie ed industrie per la lavorazione dei metalli, nonché numerose industrie manifatturiere;

- sono inoltre presenti le centrali di teleri-

scaldamento (Lamarmora e Nord) e un Termoutilizzatore che forniscono calore alla più estesa rete di teleriscaldamento urbano in territorio nazionale.

Un ulteriore, ma non meno importante, obiettivo di questo studio è fornire un contributo di chiarezza nell'informazione dei cittadini, favorendo la comprensione e l'accettazione delle soluzioni operative riferite alle problematiche dell'inquinamento atmosferico e in prima misura del traffico nei centri urbani.

Il documento si articola nei punti seguenti:

inquadramento generale e normativo

(Capitolo 2);

identificazione del dominio di indagine:

caratterizzazione meteo-climatica e della rete di monitoraggio della qualità dell'aria

(Capitolo 3);

valutazione del quadro emissivo: sorgenti

industriali, riscaldamento domestico, traffico stradale (Capitolo 4);

simulazioni modellistiche della dispersione di inquinanti (Capitolo 5);

analisi comparata di scenari emissivi

(Capitolo 6)

conclusioni (Capitolo 7);

bibliografia (Capitolo 8).

Il documento è corredato di due appendici:

Appendice A: descrizione del modello di calcolo utilizzato (ARIA Impact™);

Appendice B: mappe di isoconcentrazione.

2. INQUADRAMENTO GENERALE E NORMATIVO

2.1 Inquinamento a scala urbana e regionale

La presenza di un'elevata densità di attività antropiche ed emissive in un ambiente con caratteristiche di dispersione atmosferica non pronunciate, può generare variazioni significative della qualità dell'aria in ambito locale. Tipici esempi di infrastrutture in cui sono rilevabili criticità ambientali sono le aree urbane, le reti stradali e i poli industriali. Le conseguenze di un'alterazione della qualità dell'aria sono: possibili rischi per la salute, danni alla vegetazione ed agli ecosistemi. In questo studio sono stati considerati gli inquinanti (ossidi di azoto e polveri fini) che destano maggior preoccupazione per il rispetto dei valori previsti dalla normativa nel territorio bresciano e in genere in tutta la pianura padana; inoltre, dove possibile, sono stati considerati anche i microinquinanti (diossine e furani), in relazione alla peculiarità dell'area bresciana, alla storia e alla realtà del suo sistema produttivo al fine di definire una prima mappa di impatto sul territorio. Le caratteristiche degli inquinanti atmosferici considerati in questo studio sono qui di seguito brevemente descritte [20].

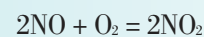
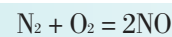
2.1.1 Gli ossidi di azoto

In termini d'inquinamento atmosferico, gli ossidi di azoto che destano più preoccupazione sono NO ed NO₂.

Questi ultimi si formano dalla reazione di due

gas (N₂ e O₂) comunemente presenti nell'aria nelle percentuali di circa 80% e 20% rispettivamente.

I due gas reagiscono però solo ad elevate temperature formando monossido di azoto, il quale, ossidandosi a sua volta, forma biossido di azoto secondo le seguenti reazioni:



Ne consegue che durante il processo di combustione si hanno come reazioni collaterali le due riportate sopra.

Oltre che per le sue caratteristiche di tossicità (piuttosto ridotte) NO è importante in quanto entra nel ciclo fotolitico dell'azoto. Tale fenomeno è una conseguenza diretta dell'interazione tra luce solare e NO₂. Le fasi del ciclo sono:

NO₂ assorbe energia dal sole sotto forma di luce ultravioletta;

l'energia assorbita scinde le molecole di NO₂ in molecole di NO e atomi di ossigeno O; l'ossigeno atomico prodotto è molto reattivo;

gli atomi di ossigeno atomico reagiscono con l'ossigeno atmosferico (O₂) per produrre ozono (O₃), un inquinante secondario;

l'ozono reagisce con NO per dare NO₂ e O₂ e il ciclo si chiude.

Se il ciclo avvenisse effettivamente così, NO₂ si convertirebbe in NO per trasformarsi nuovamente in NO₂ senza modifiche nelle concentrazioni dei due composti a regime. In realtà gli idrocar-

huri presenti nell'atmosfera interferiscono nel ciclo, permettendo che NO si converta più rapidamente in NO₂ di quanto NO₂ venga dissociato in NO e O₂ con un conseguente accumulo di NO₂ e di ozono. La maggior fonte di inquinamento da NO_x sono i trasporti.

In particolare i motori diesel producono più ossidi di azoto dei motori a benzina, poiché utilizzano miscele molto povere in termini di rapporto aria-combustibile. Significativa è anche l'emissione dovuta agli impianti industriali.

2.1.2 Il particolato

L'insieme complessivo delle particelle presenti in atmosfera prende il nome di PTS (Particolato Totale Sospeso).

Con la terminologia aerosol atmosferici si intende l'insieme delle particelle la cui dimensione può variare da qualche decimo a qualche centinaio di micron (µm). Particelle di diametro inferiore a 2.5 µm (generalmente indicate con la sigla PM_{2.5}) sono dette particolato fine (fine particles), quelle di dimensione superiore genericamente polveri (coarse particles).

Si definisce inoltre la classe PM₁₀, che rappresenta la porzione di particolato con diametro inferiore ai 10 µm e sulla quale è attualmente concentrata l'attenzione in termini sia scientifici

sia legislativi.

I particolati presenti in atmosfera provengono in buona parte anche da processi naturali, quali le eruzioni vulcaniche e l'azione del vento sulla polvere e sul terreno, processi che solo raramente provocano vero e proprio inquinamento (tranne localmente, a fronte di eventi particolarmente intensi).

La sorgente principale è infatti da ricercarsi nelle attività dell'uomo, tipicamente l'industria delle costruzioni (particelle di polvere), le fonderie (ceneri volatili) e i processi di combustione incompleta (fumi). Per quanto riguarda gli impianti di combustione fissi, il maggior contributo è fornito dalle centrali termoelettriche non dotate di adeguati sistemi di abbattimento, mentre tra i processi industriali quelli metallurgici occupano il primo posto nell'emissione di polveri inquinanti, seguiti dalle industrie di lavorazione delle pietre e del cemento.

Il traffico urbano contribuisce all'inquinamento dell'aria da particolato sia a causa del processo di combustione, sia attraverso la lenta polverizzazione della gomma dei pneumatici, dei freni e dell'asfalto.

Il diametro delle particelle in sospensione è indicativamente correlato alla fonte di provenienza come indicato in tabella 1.

Tabella 1 - Dimensioni ed emissioni di particolato.

Diametro	Provenienza
>10 µm	processi meccanici (es. erosione del vento, macinazione e diffusione), polverizzazione di materiali da parte di veicoli;
tra 1 µm e 10 µm	Provenienza da particolari tipi di terreno, da polveri e prodotti di combustione di determinate industrie e da sali marini in determinate località;
tra 0.1 µm e 1 µm	Combustione ed aerosol fotochimici;
< 0.1 µm	Particelle non sempre identificabili chimicamente, originate apparentemente quasi del tutto da processi di combustione.

2.1.3 Microinquinanti

Con il termine microinquinanti, in questo studio si fa riferimento a tre classi di composti: policlorodibenzodiossine (denominate diossine o PCDD), policlorodibenzofurani (denominati furani o PCDF) e policlorobifenili (PCB). Le diossine, i furani e i PCB sono tre dei dodici inquinanti organici persistenti (POP) riconosciuti a livello internazionale dall'UNEP.

È importante evidenziare che le diossine, i furani e i PCB mostrano caratteristiche chimiche e di pericolosità analoghe, sebbene le loro fonti di origine siano spesso differenti.

I POP sono composti organici per lo più di origine antropogenica caratterizzati da elevata tossicità, semivolatilità, bioaccumulabilità e resistenza al degrado. Queste caratteristiche rendono tali sostanze estremamente persistenti nell'ambiente e in grado di essere trasportate per lunghe distanze.

Diversamente dalle diossine e dai furani, i PCB sono sostanze chimiche prodotte deliberatamente fino al 1985, anno della loro messa al bando. Sono diffusi nel suolo, nei sedimenti e nell'ambiente acquatico. Sono classificati come sostanze probabilmente cancerogene per le persone ed hanno altri effetti nocivi, ad esempio sulla riproduzione. I PCB sono considerati,

in base alla loro tossicità, “dioxin-like” (DLPCB).

Con il termine “diossine” si fa riferimento a sostanze diverse con caratteristiche chimiche e proprietà simili: le policlorodibenzodiossine (PCDD, diossine) e i policlorodibenzofurani (PCDF, furani). Le diossine sono formate da due anelli aromatici uniti tra loro da ponti ossigeno (due per le PCDD, uno solo per i PCDF) e caratterizzati dalla sostituzione di uno o più atomi di idrogeno con atomi di cloro. In particolare la tossicità è causata dalla simultanea presenza di atomi di cloro nelle posizioni 2,3,7,8, mentre, una volta verificata questa condizione, si osserva una diminuzione della loro tossicità con l'aumentare del grado di clorurazione. A titolo di esempio, dunque, la 1,2,3,7,8,9-HxCDD è meno tossica della 2,3,7,8-TCDD, mentre la 1,2,7,8-TCDD ha tossicità nulla.

Grazie a tutte le possibili disposizioni degli atomi di cloro sulla struttura di base, la famiglia delle PCDD comprende 75 composti. Il più tossico di tutti i congeneri è la 2,3,7,8-tetraclorodibenzo-p-diossina (2,3,7,8-TCDD o TCDD), ad essa normalmente vengono riferiti gli altri congeneri tossici attraverso opportuni coefficienti di equivalenza (figura 1).



Figura 1 - Formula della 2,3,7,8 tetraclorodibenzo-p-diossina (TCDD).

La famiglia chimica dei PCDF è invece formata da 135 composti, i cui effetti sono molto simili a quelli della diossina.

Le diossine sono presenti nell'ambiente in forma di cristalli incolori, insolubili ed estremamente stabili nell'ecosistema, per cui possono entrare nella catena alimentare con conseguente bioaccumulo negli organismi superiori; l'effettiva pericolosità è stata per anni messa in discussione, a causa degli scarsi studi epidemiologici a riguardo, ma nel 1997 la IARC (International Administration for the Research against Cancer [22]) ha collocato la 2,3,7,8-TCDD tra le sostanze di classe I, cioè di provata carcinogenicità. Il cancro non è il solo effetto delle diossine e non è dunque necessariamente il principale effetto da considerare: le diossine possono anche comportare disordini conoscitivi, immunosoppressione, endometriosi, ecc. Effetti simili sono stati osservati nella fauna selvatica.

Le diossine sono presenti pressoché ovunque nell'ecosistema, poiché numerose sono le fonti di formazione, fra cui:

industria siderurgica (produzione acciaio con forno ad arco elettrico, fusione secondaria di Al, fonderie di ferro);
combustione di combustibili fossili;
produzione di pesticidi, farmaci, solventi, ecc.;
incenerimento di rifiuti urbani e speciali;
combustione residenziale – legno;
autoveicoli (diesel);
forni per la produzione di cemento;
industria cartaria (alcuni processi di sbiancamento della carta).

Il loro campo termico di formazione è compreso fra 300 e 400°C. La loro completa termodistruzione si ha con temperature superiori a 800°C in presenza di ossigeno.

Per poterli correttamente valutare e comparare, questi composti sono stati misurati e calcolati secondo gli standard di tossicità equivalente (TCDD_{eq}) specificatamente indicati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità (Standard WHO 1998, [41])

2.2 Riferimenti normativi

2.2.1 Normativa europea

Attualmente le direttive di riferimento sono le seguenti:

Dir 96/62/CE (“Direttiva madre”) - In materia di valutazione e di gestione della qualità dell'aria ambiente;

Dir 99/30/CE - Concernente i valori limite di qualità dell'aria ambiente per il biossido di

zolfo, il biossido d'azoto, gli ossidi d'azoto, le particelle e il piombo;

Dir 2000/69/CE - Concernente i valori limite per il benzene e il monossido di carbonio nell'aria ambiente;

Dir 2002/03/CE - Concernente i valori limite per l'ozono (non ancora recepita dalla normativa nazionale).

2.2.2 Normativa nazionale

DPCM 28/3/1983 - Limiti massimi di accettabilità delle concentrazioni e di esposizione relativi ad inquinanti dell'aria nell'ambiente esterno;

DPR 203/88 (relativamente agli impianti preesistenti) ed altri decreti attuativi - Attuazione Direttive n. 80/779, 82/884, 84/360, 85/203 concernenti norme in materia di qualità dell'aria relativamente a specifici agenti inquinanti e di inquinamento prodotto dagli impianti industriali ai sensi dell'art. 15 della Legge 16/4/87 n. 183;

DM 20/5/1991 - Criteri per l'elaborazione dei piani regionali per il risanamento e la tutela della qualità dell'aria;

DM 15/4/1994 - Norme tecniche in materia di livelli e di stati di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane, ai sensi degli artt. 3 e 4 del DPR 24 maggio 1988, n. 203 e dell'art. 9 del DM 20 maggio 1991;

DM 25/11/1994 - Aggiornamento delle norme tecniche in materia di limiti di concentrazione e di livelli di attenzione e di allarme per gli inquinanti atmosferici nelle aree urbane e disposizioni per la misura di alcuni inquinanti di cui

al decreto ministeriale 15 aprile 1994;

DM 16/5/1996 - Attivazione di un sistema di sorveglianza di inquinamento da ozono;

DL 4/8/99 n. 351 - Attuazione della direttiva 96/62 in materia di valutazione e gestione della qualità dell'aria;

DM 2/4/2002 n.60 - Decreto concernente i valori limite di qualità dell'ambiente per alcuni inquinanti; in particolare, in recepimento delle successive Direttive CE, abroga alcuni articoli del DPR 203/88 fissando nuovi limiti per il biossido di zolfo, gli ossidi di azoto, le particelle, il piombo, il benzene ed il monossido di carbonio;

DM 1/10/2002 n.261 - Regolamento recante le direttive tecniche per la valutazione preliminare della qualità dell'aria ambiente, i criteri per l'elaborazione del piano e dei programmi di cui agli articoli 8 e 9 del decreto legislativo 4 agosto 1999, n. 351;

DL 21/05/2004 n. 183 – Attuazione della direttiva 2002/3/CE relativa all'ozono nell'aria.

I diversi limiti attualmente in vigore per i vari inquinanti sono riassunti nelle tabelle 2, 3 e 4; quest'ultima riporta gli inquinanti considerati in questo studio (NOx e PM10):

Tabella 2 - Limiti alle concentrazioni di inquinanti dell'aria indicati dal DM 60/2002 in recepimento della dir 2000/69/CE.

Inquinante	Tipo di limite	Limite	Tempo di mediazione dati	Margine di tolleranza	Data alla quale il valore limite deve essere rispettato
Monossido di carbonio	valore limite per la protezione della salute umana	10 mg/m ³	media massima giornaliera su 8 ore	6 mg/m ³ (*)	1/1/2005
Benzene	valore limite per la protezione della salute umana	5 µg/m ³	media annuale	100%(**)	1/1/2010

(*) All'entrata in vigore della direttiva 2000/69/CE, con una riduzione lineare il 1 gennaio 2003 ed ogni dodici mesi successivi, per raggiungere lo 0% il 1 gennaio 2005.

(**) All'entrata in vigore della direttiva 2000/69/CE, con una riduzione lineare il 1 gennaio 2006 ed ogni dodici mesi successivi, per raggiungere lo 0% il 1 gennaio 2010.

Tabella 3 - Limiti alle concentrazioni di ozono in atmosfera indicati dal DM 16/05/96 e DL 21/05/04.

Ozono	protezione della salute umana	Media 8 ore: 120 µg/m ³ da non superare più di 25 gg/anno (media su 3 anni)
	protezione dell'ecosistema	AOT40(*): 18000 µg/m ³ h (media su 5 anni)

(*) L'organizzazione mondiale della sanità ha stabilito linee guida per la protezione della vegetazione sulla base del parametro AOT40. Si tratta di un indice di esposizione a lungo termine che rappresenta la somma di tutti i superamenti orari rispetto al valore di 40 ppb (circa 80 µg/m³) da maggio a luglio.

Tabella 4 - Limiti alle concentrazioni di inquinanti dell'aria indicati dal DM 60/2002 in recepimento della dir 1999/30/CE (19/7/99).

Inquinante	Tipo di limite	Limite µg/m ³	Tempo di mediazione dati	Margine di tolleranza	Data alla quale il valore limite deve essere rispettato
Biossido di azoto	valore limite per la protezione della salute umana	200 (da non superare più di 18 volte l'anno)	media oraria	50% (**)	1/1/2010
	valore limite per la protezione della salute umana	40	media annuale	50% (**)	1/1/2010
Ossidi di azoto	valore limite per la protezione degli ecosistemi	30	media annuale	Nessuno	19/7/2001
PM10 (fase 1)	valore limite per la protezione della salute umana	50 (da non superare più di 35 volte l'anno)	media nelle 24 ore	50% (*)	1/1/2005
	valore limite per la protezione della salute umana	40	media annuale	20%(*)	1/1/2005
PM10 (fase 2)	valore limite per la protezione della salute umana	50 (da non superare più di 7 volte l'anno)	media nelle 24 ore	(in base ai dati; deve essere equivalente al valore lim.fase 1)	1/1/2010
	valore limite per la protezione della salute umana	20	media annuale	50% (**)	1/1/2010

(*) Tale valore è ridotto il 1° gennaio 2001 e successivamente ogni 12 mesi, secondo una percentuale annua costante, per raggiungere lo 0% il 1° gennaio 2005.

(**) Al 1 gennaio 2005 con riduzione ogni dodici mesi successivi, per raggiungere lo 0% entro il 1 gennaio 2010.

2.2.3 Valori guida per diossine e furani

Una vera e propria normativa sulle emissioni delle diossine non esiste, piuttosto si trovano numerose fonti comunitarie relative a questo problema. In particolare si tratta di leggi connesse con :

l'incenerimento dei rifiuti (Dir 2000/76/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 4 dicembre 2000 sull'incenerimento dei rifiuti e Dir 94/67/CE del Consiglio, del 16 dicembre 1994 sull'incenerimento dei rifiuti pericolosi);

la prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento (IPPC, Dir 96/61/CE);

il controllo dei pericoli legati all'attività industriale a rischio di incidente rilevante (Dir 96/82/CE, detta anche "Seveso II");

gli scarichi nelle acque (Dir 2000/60/CE);

le restrizioni di immissione sul mercato e di uso di alcuni prodotti chimici (Dir 85/467/CE);

l'alimentazione animale (raccomandazione della Commissione del 4/3/2002 relativa alla riduzione della presenza di diossine, furani e PCB nei mangimi e negli alimenti).

La comunità europea è inoltre parte contraente di molte convenzioni a livello internazionale a riguardo ed ha firmato la Convenzione di Stoccolma sui POP.

Nel loro insieme, le disposizioni comunitarie costituiscono una sorta di approccio inte-

grato che dovrebbe permettere di controllare il problema delle diossine nei prossimi 10 anni, mantenendo gli obiettivi prefissati, ovvero:

valutare lo stato attuale dell'ambiente e dell'ecosistema;

ridurre a breve termine l'esposizione umana a queste sostanze e mantenerla a medio e lungo termine a livelli inoffensivi;

ridurre gli effetti sull'ambiente.

La strategia della comunità europea stabilisce inoltre un obiettivo quantitativo (<http://europa.eu.int/scadplus/leg/it/lvb>). Si tratta di riportare la quantità di queste sostanze assorbita in un giorno dal corpo umano al di sotto di un certo limite (1-4 picogrammi Oms-teq per chilogrammo di peso corporeo).

Assumendo pari a 7300 m³ l'inalazione media annuale per individuo, tale dose si può tradurre in un valore guida di concentrazione in atmosfera pari a 0,35 pg/m³ (ovvero 350 fg/m³) come media annuale; se tale valore guida è da ritenersi assai cautelativo, tuttavia va tenuto presente che l'aria non è, come detto, il principale veicolo di esposizione alle diossine. Infatti, le diossine risultano parzialmente adsorbite dal particolato e tendono a depositare al suolo, con conseguenti fenomeni di accumulo sul territorio.

3. DOMINIO DI INDAGINE

L'area urbana della città di Brescia si estende per circa 5 km in direzione Est-Ovest e per quasi 10 km in direzione Nord-Sud. La città si colloca ai limiti della Pianura Padana, entro un naturale anfiteatro di Prealpi che la riparano nei settori tra E e NW, culminando a NNE nei monti Palosso e Conche, di oltre 1100 m.

L'area o dominio d'indagine presa in consi-

derazione (figure 2 e 3), di 30 km di lato, è percorsa da numerosi corsi d'acqua, che corrono tutti verso il Po a sud, tra cui i fiumi Mella (che proviene dalla Val Trompia verso N), Chiese ed il torrente Garza; a NW è compresa una porzione di Lago d'Iseo. Il territorio comunale di Brescia è inoltre interessato a sud dall'autostrada A4 Milano-Venezia, da cui si dirama verso S la A21 Brescia-Piacenza.

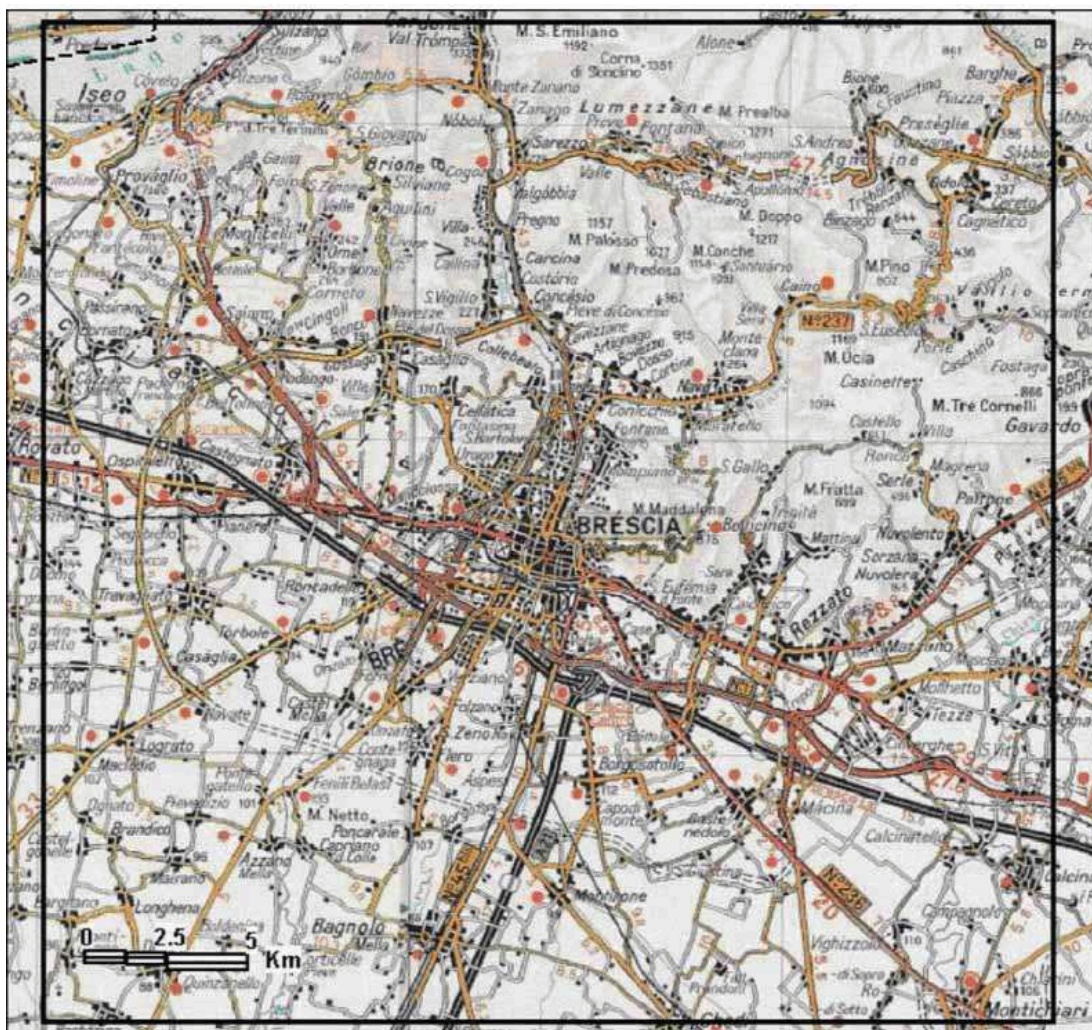


Figura 2 - Dominio di indagine.

3.1 Caratterizzazione meteo-climatologica

Per l'analisi meteo-climatologica del sito sono stati utilizzati i dati, di varie fonti, forniti dal Comune di Brescia, che comprendono:

- due anni di dati orari rilevati presso le stazioni al suolo della rete di monitoraggio del Comune di Brescia (Verziano e Ziziola);

- dati orari di profilo anemologico rilevati con SODAR Doppler presso la stazione di Verziano;

- per un confronto sono stati aggiunti i dati

climatologici rilevati dall'Aeronautica Militare presso l'aeroporto di Brescia Ghedi.

La tabella 5 riassume schematicamente le caratteristiche dei dati meteorologici a disposizione, mentre la figura 3 presenta la localizzazione delle stazioni. Come si può notare le stazioni meteorologiche a disposizione giacciono nella parte meridionale (pianeggiante) dell'area d'indagine, mentre non sono a disposizione stazioni rappresentative della parte settentrionale (montuosa).

Tabella 5 - Schema disponibilità dati meteorologici.

Stazione	Periodo	Disponibilità	Grandezze										
			Velocità vento	Direzione vento	Sigma DV	Temper.	Umidità	Press.	Pioggia	Radiaz. Globale	Radiaz. Netta	Stabilità	Parametri Sonico
Verziano	1999	54%	●	●		●	●	●	●	●	●		●
Verziano	2000	95%	●	●	●	●	●		●	●	●	●	●
Ziziola	1999	92%	●	●		●	●	●	●				
Ziziola	2000	83%	●	●		●	●	●	●				
SODAR Verziano	11 gen - 18 feb '99	63%	●	●									
SODAR Verziano	1-22 sett '99	91%	●	●									

In funzione della disponibilità dei dati, in termini sia di record orari sia di parametri misurati, e della rappresentatività degli stessi, come file meteo preso a base delle simulazioni modellistiche è stato selezionato l'anno 2000 relativo alla stazione di Verziano. L'anno scelto non presenta particolari anomalie rispetto alla climatologia di lungo periodo (si veda la discussione ai paragrafi seguenti), ed è stato

quindi considerato rappresentativo delle caratteristiche meteo-diffusive tipiche della zona. Tra le variabili meteorologiche a disposizione, particolare cura è stata posta nell'analisi di quelle direttamente coinvolte nelle simulazioni modellistiche di dispersione: vento, temperatura, radiazione, stabilità.

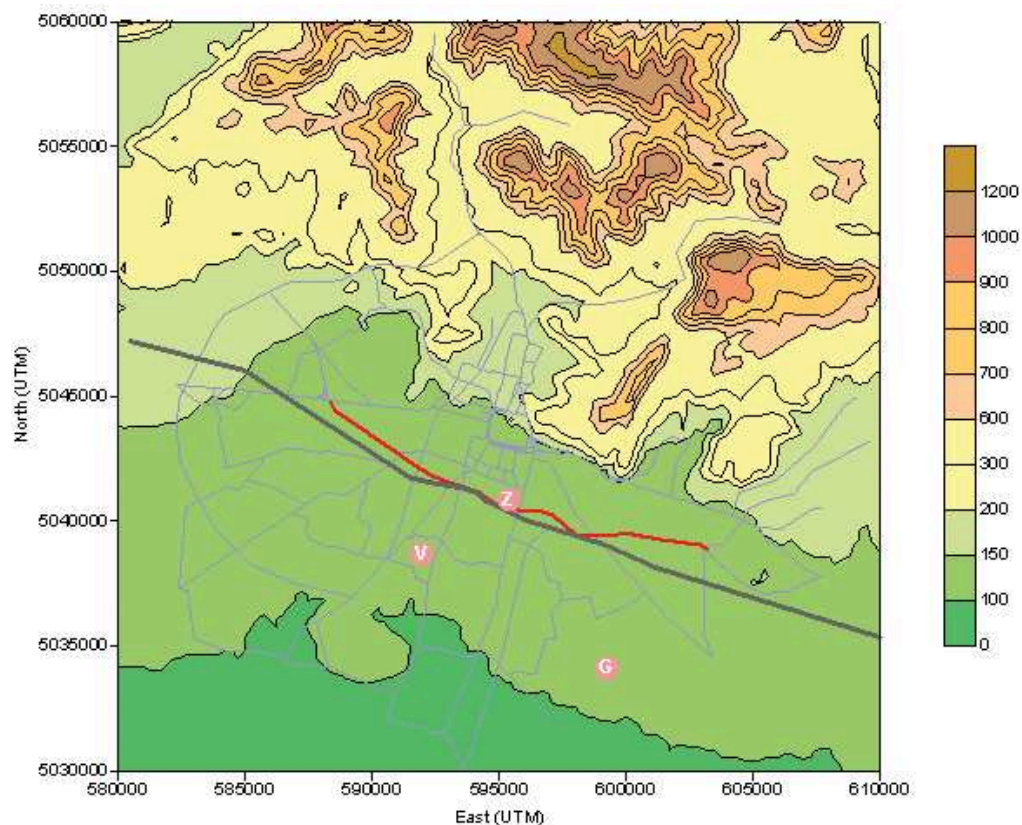


Figura 3 - Orografia del dominio d'indagine e posizione stazioni rete meteorologica (G – Ghedi, V – Verziano, Z - Ziziola).

3.1.1 Vento

La figura 4 presenta le rose dei venti, per il periodo selezionato, delle stazioni di Verziano e Ziziola, messe a confronto con la rosa di Brescia Ghedi (climatologia di lungo periodo: anni 1951-77). Le direzioni prevalenti del vento seguono quelle tipiche della Pianura Padana (Est-Ovest), con una rotazione oraria di circa 22.5° tra Ghedi e le stazioni della rete bresciana (in particolare Verziano), che cominciano a risentire di componenti dei settori settentrionali per la maggior vicinanza alle montagne. La stazione di Ghedi presenta una frequenza di calme più che doppia rispetto a Verziano. La stazione di Ziziola presenta venti

più deboli rispetto a Verziano, una elevata frequenza di casi da Nord ed una discontinuità nei casi da NE, indici presumibilmente di una posizione della stazione influenzata da effetti locali e quindi poco rappresentativa per l'intera area d'indagine. L'anemometro sonico di Verziano presenta una rosa dei venti assai simile all'anemometro tradizionale, con una leggera rotazione rispetto a questo. A Verziano, i venti più intensi provengono da ESE, quelli più deboli da WNW, mentre la frequenza non trascurabile di venti da NE potrebbe essere dovuta alla configurazione delle prime asperità orografiche.

Tutte le stazioni a disposizione sono localizzate nella parte pianeggiante del dominio di calcolo e presentano percentuali di calme di vento al suolo ($v < 1$ m/s) assai rilevanti, sempre superiori al 25% dei casi: 27.6% per Verziano, 43.4% per Ziziola e 61.2% per Ghedi.

La significatività della distribuzione dei venti scelta per le simulazioni modellistiche

(Verziano, anno 2000) è dunque confermata dalla climatologia di lungo periodo di Brescia Ghedi, a meno della frequenza di occorrenza delle calme, visto il diverso posizionamento delle due stazioni rispetto ai rilievi orografici. La consistenza della loro frequenza è invece confermata dai dati provenienti dall'anemometro sonico, in grado di rilevare con precisione elevata anche venti molto deboli.

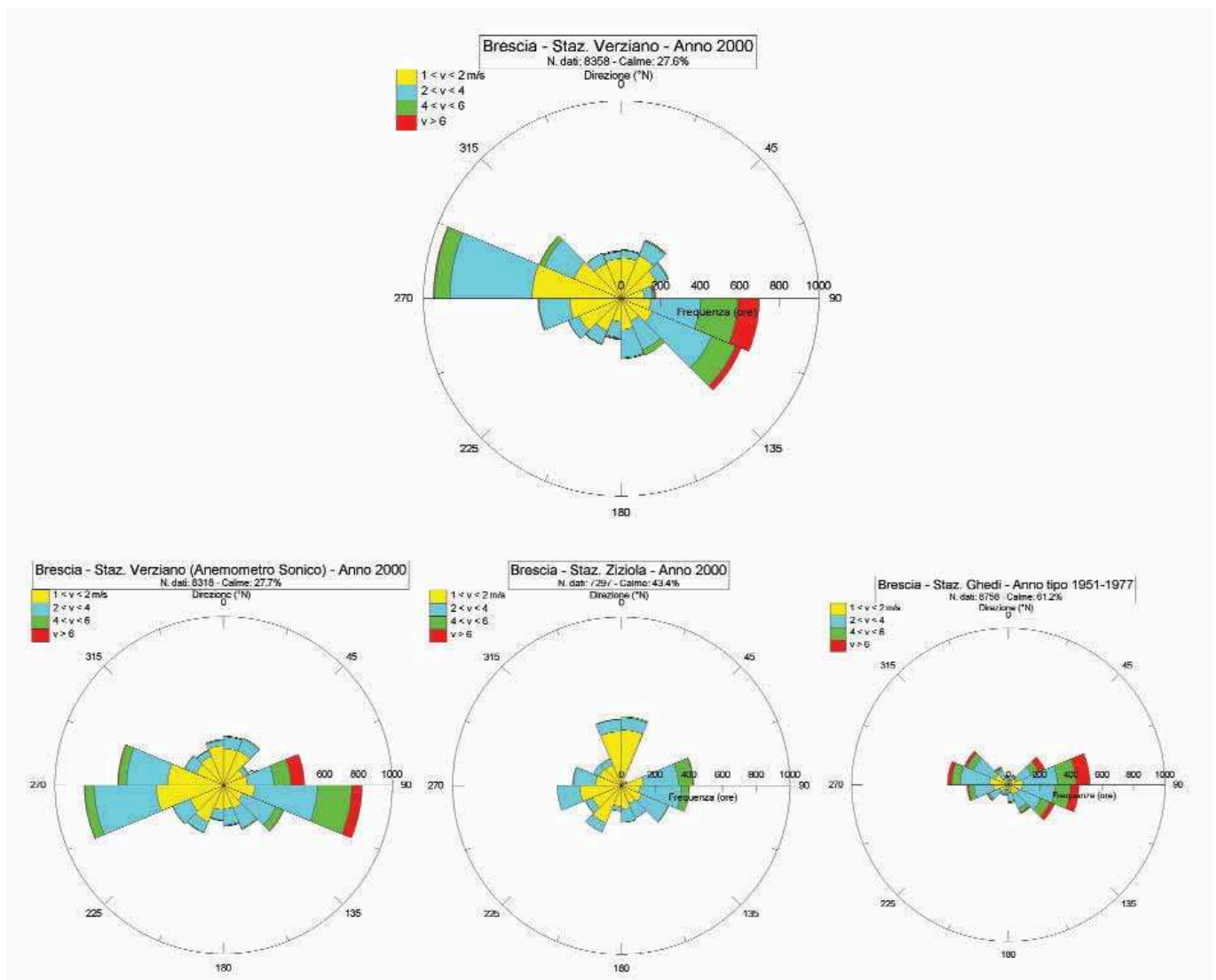


Figura 4 - Rose dei venti, stazioni di Verziano (anemometro tradizionale ed anemometro sonico), Ziziola (anno 2000, fonte: rete di monitoraggio provinciale) e Brescia Ghedi (periodo 1951-1977, fonte: Aeronautica Militare).

Informazioni sulla struttura verticale del campo di vento provengono dalle campagne effettuate con il SODAR. Sono state dunque generate le rose dei venti a tre quote significative (110, 220 e 500m) relative al solo periodo estivo, e confrontate con le equivalenti rose dei rilevamenti presso la stazione suolo di Verziano (i rilevamenti SODAR del periodo invernale risultano invece non affidabili).

Le rose SODAR relative al periodo estivo presentano in generale una direzione prevalente da E a tutte le quote. Confrontandole con quella al suolo di Verziano, relativa allo stesso periodo temporale (figura 5), si osserva un'interessante

struttura verticale dei venti da NE o NNE, tipica dei venti catabatici (venti di pendio): entro uno spessore di atmosfera, che raramente supera il centinaio di metri, il vento in una valle o all'uscita di essa tende ad essere parallelo al suo asse, con provenienza da monte di notte e da valle di giorno.

Presso Verziano, al suolo e relativamente al periodo esaminato, tale effetto risulta essere dominante, anche a causa della generale debole anemologia che caratterizza l'estate. La presenza di queste frequenze è evidente nella rosa dei venti del SODAR a 110 m, mentre scompare alle quote superiori dove dominano i venti da Est.

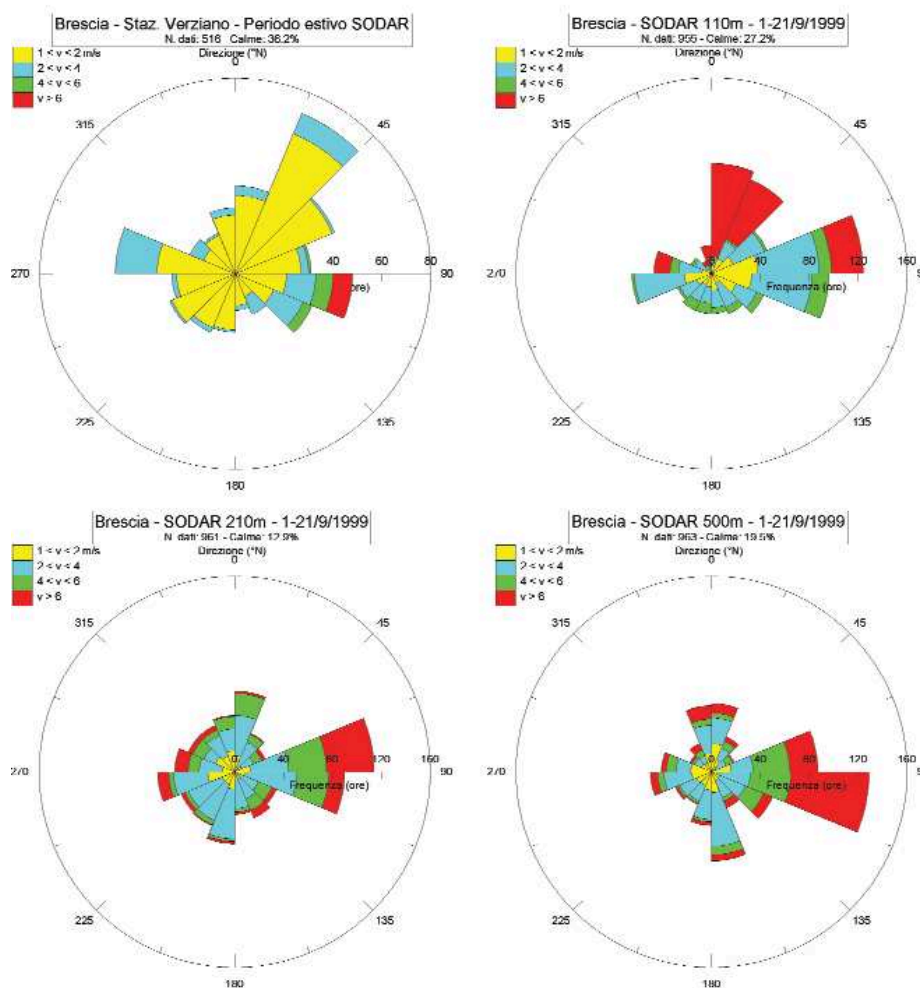


Figura 5 - Rose dei venti del periodo estivo 1999 al suolo dell'anemometro di Verziano, e alle quote 110, 210 e 500 m rilevate dal SODAR.

La figura 6 presenta il giorno tipo estivo del profilo verticale del vento rilevato dal SODAR di Verziano. Si distinguono tre strati sovrapposti: uno al suolo di spessore pari a circa 50 m, uno intermedio tra 50 e 250 m di quota ed uno superiore a partire da 250 m di quota. Il vento tende mediamente a provenire da E in quota (eccetto che nelle ore centrali, tra le 13 e le 17), mentre presenta una ciclicità giornaliera al suolo, con decisa provenienza da est fino alle ore 12 e da ovest a partire dalle 15 e fino

alle 17; lo strato intermedio svolge funzioni di raccordo e presenta un'interessante componente da N di notte, che s'inverte nelle ore centrali della giornata, legata alla circolazione catabatica di monte/valle.

La complessa struttura verticale evidenziata dalle misure di profilo del SODAR, è probabilmente dovuta alla presenza dei rilievi orografici nella parte settentrionale della città di Brescia.

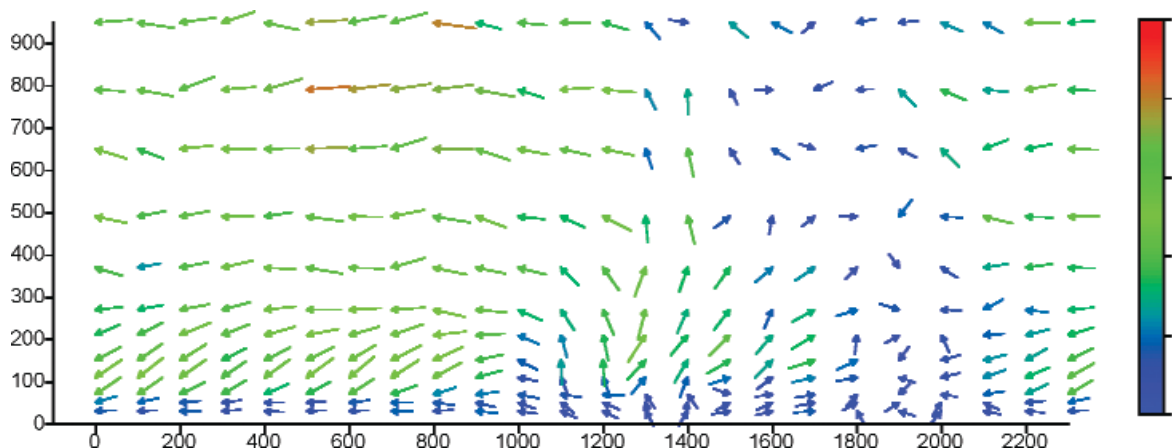


Figura 6 - Giorno tipo del profilo verticale del vento rilevato presso il SODAR di Verziano (velocità in m/s espressa nella barra a colori sulla destra del grafico). Periodo estivo (1 – 22/9/1999). Ogni colonna di frecce rappresenta un profilo verticale di vento ad una determinata ora; la lunghezza delle frecce è proporzionale all'intensità del vento, mentre il loro orientamento corrisponde alla direzione di provenienza (es. freccia diretta verso l'alto = vento da S).

3.1.2 Temperatura

L'andamento mensile delle temperature media, minima e massima presso Verziano è presentato nella figura 7. Complessivamente, il clima risulta in linea con quanto mediamente osservato in Pianura Padana (clima sub-continentale), con una temperatura media annuale attorno ai 15 °C, valori estivi mediamente superiori a 20 °C e forte escursione termica sia

annuale sia giornaliera, con temperatura massima estiva superiore a 36 °C e minima invernale inferiore a -5 °C. Le medie nelle stagioni intermedie (primavera ed autunno) sono pari o superiori all'annuale. I lievi scostamenti nelle temperature di luglio rientrano nella variabilità interannuale ordinaria, ed hanno comunque un'influenza molto limitata sulla dispersione di inquinanti su scala annuale.

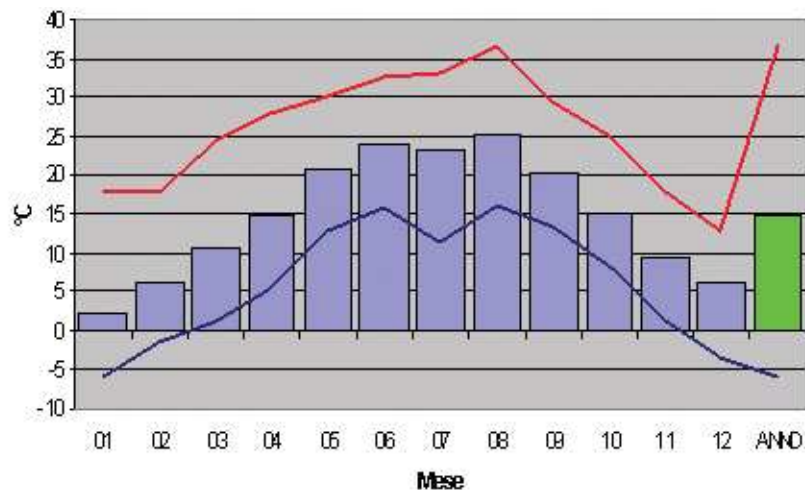


Figura 7 - Andamento mensile delle temperature.
Media (■), minima (—) e massima (—).

3.1.3 Radiazione

Necessaria per la determinazione della categoria di stabilità atmosferica, la radiazione al suolo, sia solare incidente sia netta, è misurata presso Verziano. Le figure 8 e 9 prospettano gli andamenti giornalieri della radiazione, rispettivamente globale e netta: tali andamenti presentano, ovviamente, i valori più elevati nelle ore di massima insolazione, quando si osservano mediamente oltre 400 W/m² per la globale e quasi 300 W/m² per la netta. I massimi di radiazione globale sfiorano invece 1000

W/m² nel mese di luglio, mentre a malapena raggiungono 300 W/m² a dicembre.

L'andamento medio giornaliero della radiazione netta mostra come, da un punto di vista radiativo, l'atmosfera sia maggiormente incline all'instabilità diurna (valori positivi) ed alla stabilità notturna (valori negativi), in estate (luglio) piuttosto che in inverno (dicembre); in inverno, d'altra parte, per via della minore insolazione, la stabilità notturna tende a perdurare per molte ore.

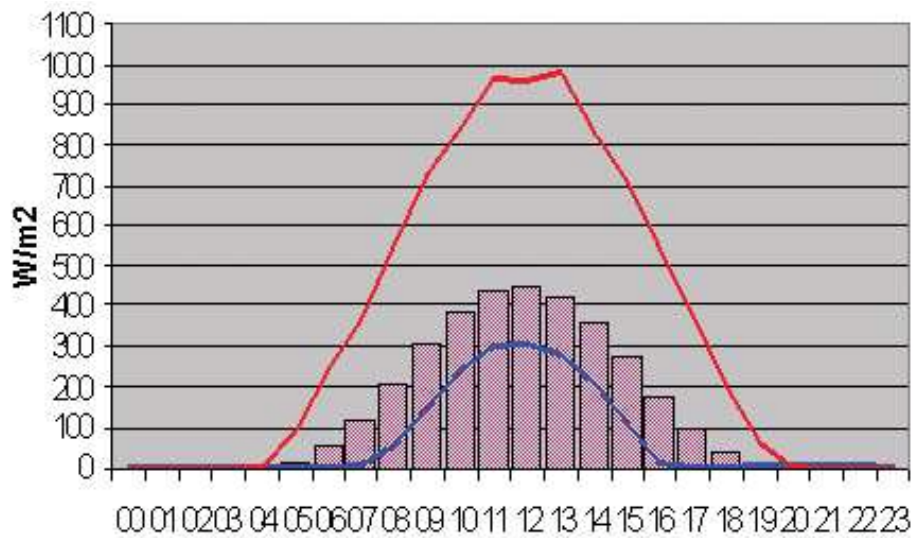


Figura 8 - Andamento giornaliero della radiazione solare globale.
Medie annuali (■), massimi in dicembre (—) e luglio (—).

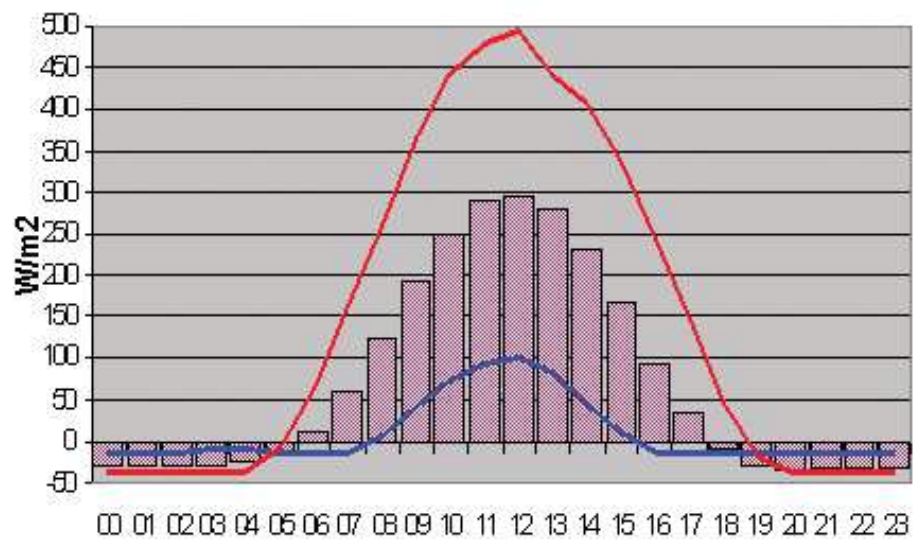


Figura 9 - Andamento giornaliero della radiazione solare netta.
Medie annuali (■) e mensili: dicembre (—) e luglio(—).

3.1.4 Stabilità atmosferica

Un'importante caratteristica dell'atmosfera, ai fini della valutazione delle modalità di dispersione degli inquinanti, è il suo grado di stabilità, che sintetizza l'informazione relativa allo stato della turbolenza atmosferica. In genere, nei modelli a formulazione gaussiana, la stabilità è parametrizzata attraverso le classi di stabilità atmosferica di Pasquill: un'atmosfera prevalentemente di carattere convettivo è detta "instabile" e rappresentata con le classi A e B; con la diminuzione dell'intensità della turbolenza, per via del vento forte o della copertura del cielo, le caratteristiche dell'atmosfera vengono descritte dalle classi C e D di giorno, D ed E di notte, e l'atmosfera viene definita debolmente instabile (C), neutra (D) e moderatamente stabile (E); la classe F descrive le situazioni fortemente stabili, tipiche delle notti con vento debole (<2 m/s) e cielo sereno, caratterizzate da forti gradienti verticali di inversione termica che riducono l'intensità della turbolenza.

Nel caso di condizioni instabili, gli inquinanti sono facilmente dispersi in atmosfera, per

effetto della turbolenza convettiva e/o meccanica. In condizioni stabili, d'altra parte, gli inquinanti tendono a rimanere confinati in uno stretto strato atmosferico, all'altezza della sorgente che li emette, a causa della scarsa capacità di diluizione dell'atmosfera.

Le classi di stabilità A, B, C sono diurne, scalate in base alla radiazione solare e al vento (tipicamente A = forte radiazione e vento debole, C = vento forte), E ed F notturne (tipicamente E per condizioni isoterme e F per condizioni di inversione). La classe D corrisponde a situazioni di cielo coperto, oppure a presenza di precipitazioni o di vento forte (>6 m/s), con prevalenza quindi di turbolenza di natura meccanica.

La stabilità è stata calcolata, per il periodo in esame (anno 2000), utilizzando i dati di radiazione globale (giorno) e netta (notte), congiuntamente alla velocità del vento, relativamente alla stazione di Verziano. Nel seguente prospetto sono riportate le frequenze percentuali delle classi di stabilità, ripartite a livello stagionale e annuale, utilizzate per le simulazioni modellistiche:

Tabella 6 - Classi di stabilità - Distribuzione delle frequenze stagionali e annuali (%).

STAGIONI	A	B	C	D	E	F
Inverno	1.7	10.9	2.7	61.1	10.5	13.1
Primavera	10.9	12.7	11.3	37.3	8.3	19.6
Estate	27.5	14.7	4.3	23.2	19.1	11.1
Autunno	6.0	10.8	2.1	68.4	11.9	0.8
TOTALE	11.9	12.3	5.3	46.4	12.5	11.6

L'andamento annuale mostra il massimo per la categoria D (46%), mentre la categoria meno rappresentata è la C (5%), grazie alla debole anemologia. A livello stagionale, le categorie instabili (A, B, C) mostrano andamenti tipici, con frequenze maggiori nel semestre caldo: in estate la categoria A risulta prevalente (27%) e piuttosto infrequente in inverno (2%); anche le categorie stabili (E ed F) mostrano complessivamente frequenze superiori nel semestre caldo (circa 30%), mentre la neutra (D) presenta accadimenti superiori al 60% nel semestre freddo.

L'andamento giornaliero medio della stabilità atmosferica è riportato in figura 10: si nota la presenza abbastanza uniforme di categorie neutre D, mentre le A si concentrano soprattutto nelle ore più calde e le F in quelle più fredde. La figura 11 presenta le rose dei venti per

categoria di stabilità (in particolare sono considerate le A, D ed F). Le distribuzioni nelle tre categorie evidenziano bene le componenti diurne (classe A) o notturne (classe F), mentre in classe D si osservano condizioni simili alla rosa media, conseguenza dell'alta percentuale d'insorgenza di questa classe (46%) e della presenza di condizioni neutre sia di notte sia di giorno, così come nelle ore di transizione. Le direzioni dei venti in condizioni convettive diurne mostrano prevalenti frequenze da W e dai settori meridionali, legate alle brezze indotte dalla presenza dei rilievi orografici (richiamo di venti verso le montagne durante il giorno); in condizioni neutre le direzioni legate alla circolazione locale di brezza sono viceversa inibite, mentre in condizioni di stabilità notturna si osservano prevalenti direzioni da NE (vento di pendio).

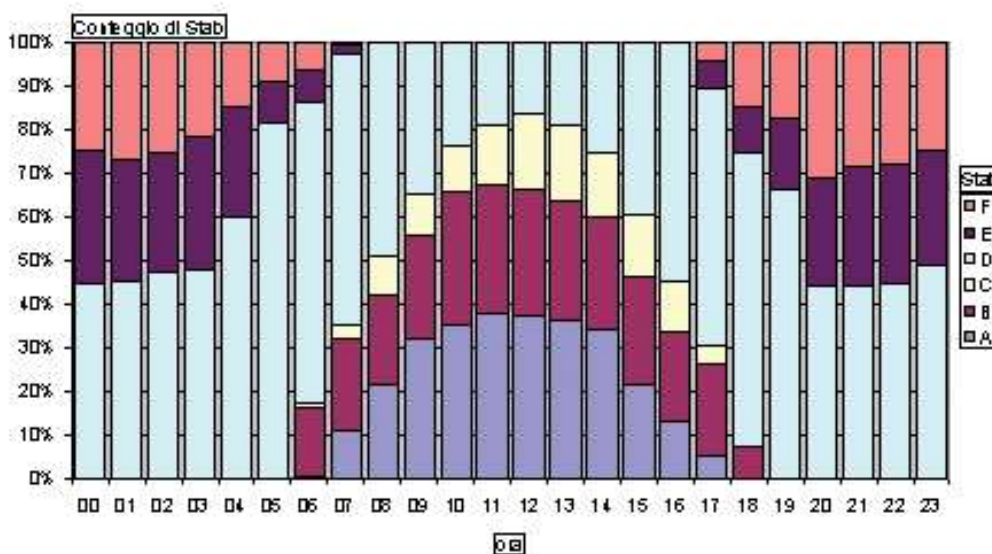


Figura 10 - Distribuzione oraria media della categoria di stabilità atmosferica.

DOMINIO DI INDAGINE

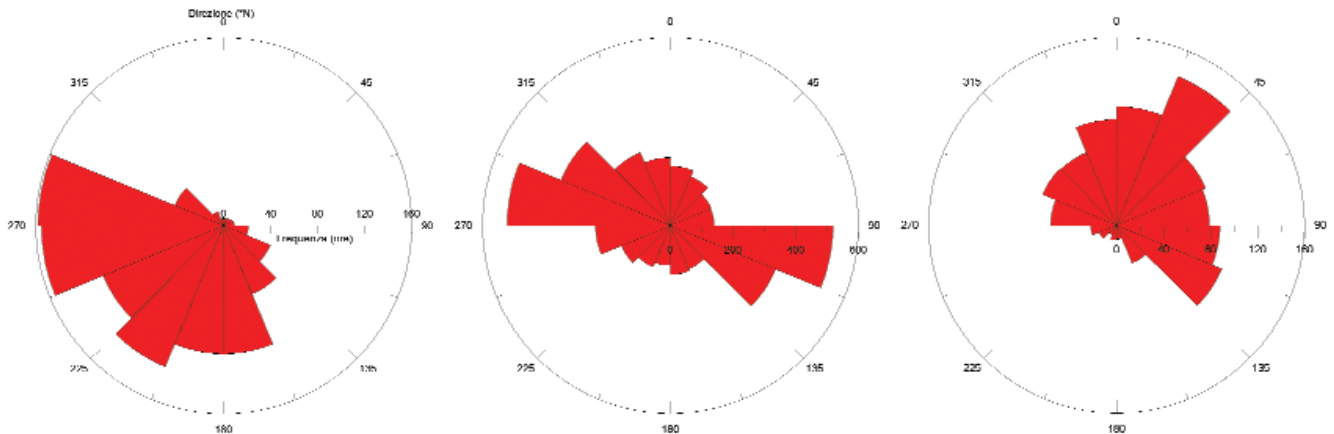


Figura 11 - Rose dei venti relative alle categorie di stabilità indicate.

3.2 Rete di monitoraggio e qualità dell'aria

L'analisi della qualità dell'aria del dominio d'indagine è stata effettuata per l'anno solare 2000 processando i dati misurati dalla rete di monitoraggio dell'ARPA (figura 12).

In tabella 7 è riportata la classificazione

delle centraline di monitoraggio esaminate.

L'insieme delle postazioni risulta essere rappresentativo di aree urbane, suburbane, e zone caratterizzate da intensi flussi di traffico auto-veicolare in ingresso alla città.

Tabella 7 - Postazioni di monitoraggio di qualità dell'aria selezionate.

Numero Id. figura 12	Codice	Comune	Nome Stazione	Classificazione
1	201	Brescia	Broletto	zona ad alta densità abitativa
4	204	Brescia	Folzano	zona periferica o area suburbana
7	207	Ospitaletto	Ospitaletto	zona periferica o area suburbana
8	208	Sarezzo	Sarezzo	zona periferica o area suburbana
12	217	Odolo	Odolo	zona ad alta densità abitativa
14	218	Rezzato	Rezzato	zona periferica o area suburbana
17	220	Brescia	Via Triumplina	zona ad elevato traffico veicolare
19	221	Brescia	Via Orzinuovi	zona ad elevato traffico veicolare
18	222	Brescia	Via Turati	zona ad elevato traffico veicolare
3	223	Brescia	Bettole	zona ad elevato traffico veicolare
16	224	Brescia	Via Milano	zona ad alta densità abitativa
98		Brescia	Via Ziziola	zona urbana – industriale

DOMINIO DI INDAGINE

La tabella 8 presenta le medie annuali delle concentrazioni rilevate dalle stazioni di monitoraggio presenti sul dominio di studio e la percentuale di dati validi nel periodo di riferimento delle simulazioni modellistiche (anno 2000); per le stazioni che misurano le concentrazioni di PM10, sia la percentuale di dati

validi che la media sono calcolate a partire dal momento di attivazione della stazione.

I dati indicano uno stato di forte e diffuso inquinamento da polveri e livelli di NO_x elevati in prossimità di grosse arterie stradali; l'SO₂ ha invece valori trascurabili.

Tabella 8 - Concentrazioni medie annuali rilevate dalle stazioni di monitoraggio dislocate sul dominio d'indagine e funzionanti nel 2000 – DV = % dati validi.

Id. Stazione	SO ₂ (µg/m ³)	% DV	NO ₂ (µg/m ³)	% DV	O ₃ (µg/m ³)	% DV	CO (mg/m ³)	% DV
1 Bs – Broletto	4.52	41.06	43.0	91.8	20.32	88.84	1.10	92.30
3 Bs – Bettole	4.83	80.23	63.8	79.8			1.20	89.30
4 Bs – Folzano	4.39	57.20	68.1	73.5				
7 Ospitaletto	4.17	81.36	53.0	81.4	12.12	37.16		
8 Sarezzo	3.34	84.47	53.4	87.2			0.90	92.30
12 Odolo	2.96	86.58	33.0	93.7				
14 Rezzato	3.35	84.79	48.3	73.8			0.90	83.30
16 Bs - Via Milano	3.39	31.43	62.6	75.7			1.40	82.80
17 Bs - Via Triumplina			82.9	71.9			1.00	68.60
18 Bs - Via Turati			89.7	86.1			2.80	83.90
19 Bs - Via Orzinuovi							1.60	92.60
98 Brescia Via Ziziola								

Id. Stazione	NO _x (µg/m ³)	% DV	PTS (µg/m ³)	% DV	PM10 (µg/m ³)	% DV	Benzene (µg/m ³)	% DV
1 Bs - Broletto	56.58	79.19	53.29	58.84	45.35	72.09		
3 Bs - Bettole	114.18	60.66			61.83	76.88		
4 Bs - Folzano	106.65	65.61	47.90	51.98				
7 Ospitaletto	72.83	70.79	46.62	39.17				
8 Sarezzo	41.61	71.79	48.07	53.06	41.01	68.56		
12 Odolo	27.15	75.55	47.40	55.08	32.84	68.39		
14 Rezzato	52.36	65.15	44.71	82.22				
16 Bs - Via Milano	70.53	70.50						
17 Bs - Via Triumplina	117.07	37.01	31.87	39.38				
18 Bs - Via Turati	219.73	51.56						
19 Bs - Via Orzinuovi								
98 Brescia Via Ziziola							3.80	48.40

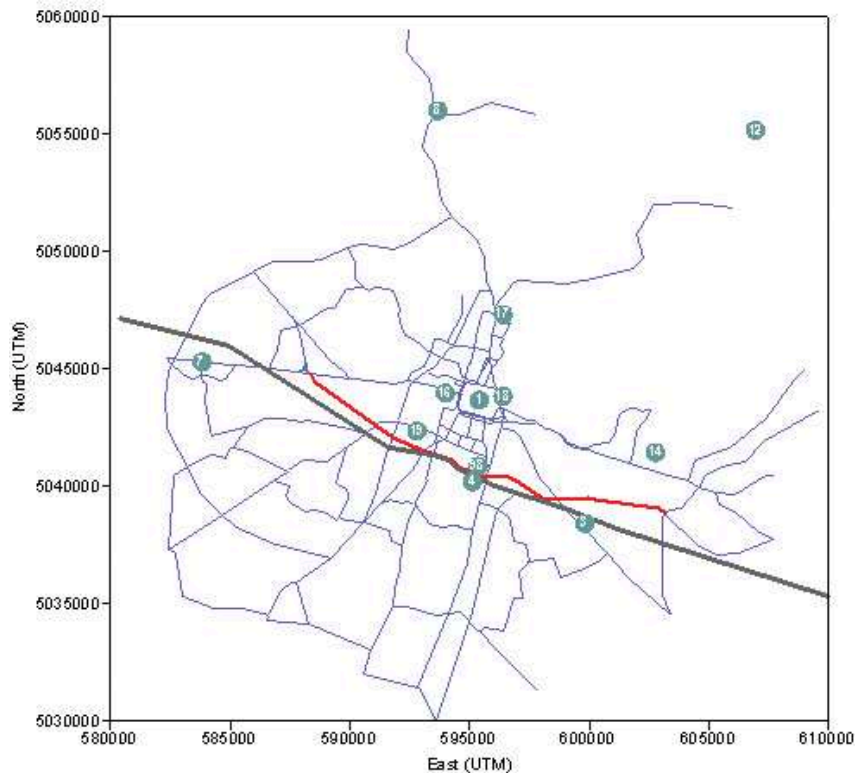


Figura 12 - Posizione delle stazioni della rete di monitoraggio della qualità dell'aria.

Per cercare di identificare andamenti temporali e livelli di inquinamento simili tra quelli rilevati dalle postazioni di monitoraggio per i diversi inquinanti, è stata condotta una cluster analysis [3] sui dati misurati nelle stazioni del dominio (solo per quelle per le quali è disponibile almeno il 50% dei dati).

La tecnica di analisi applicata alle serie temporali delle concentrazioni di NO_x ha portato all'individuazione di cinque cluster (raggruppamenti), le cui caratteristiche sono illustrate in figura 13 in termini di giorno tipo. E' interessante osservare che la postazione di Via Turati presenta comportamenti non assimilabili ad altre stazioni; ciò è probabilmente imputabi-

le al posizionamento degli strumenti di misura, troppo prossimi al passaggio veicolare. Gli altri gruppi individuati dall'analisi presentano una interessante collocazione di tipo geografico:

il primo cluster è costituito da postazioni allineate lungo la direttrice est-ovest della Pianura Padana tracciata dall'autostrada A4 (3-Bettole, 4-Folzano, 7-Ospitaletto);

il secondo cluster raggruppa le stazioni urbane posizionate ai piedi di rilievi (1-Broletto e 14-Rezzato) e la centralina di 16-Via Milano;

infine, sono raggruppate nell'ultimo cluster le postazioni montane nella parte nord del dominio (8-Sarezzo, 12-Odolo).

DOMINIO DI INDAGINE

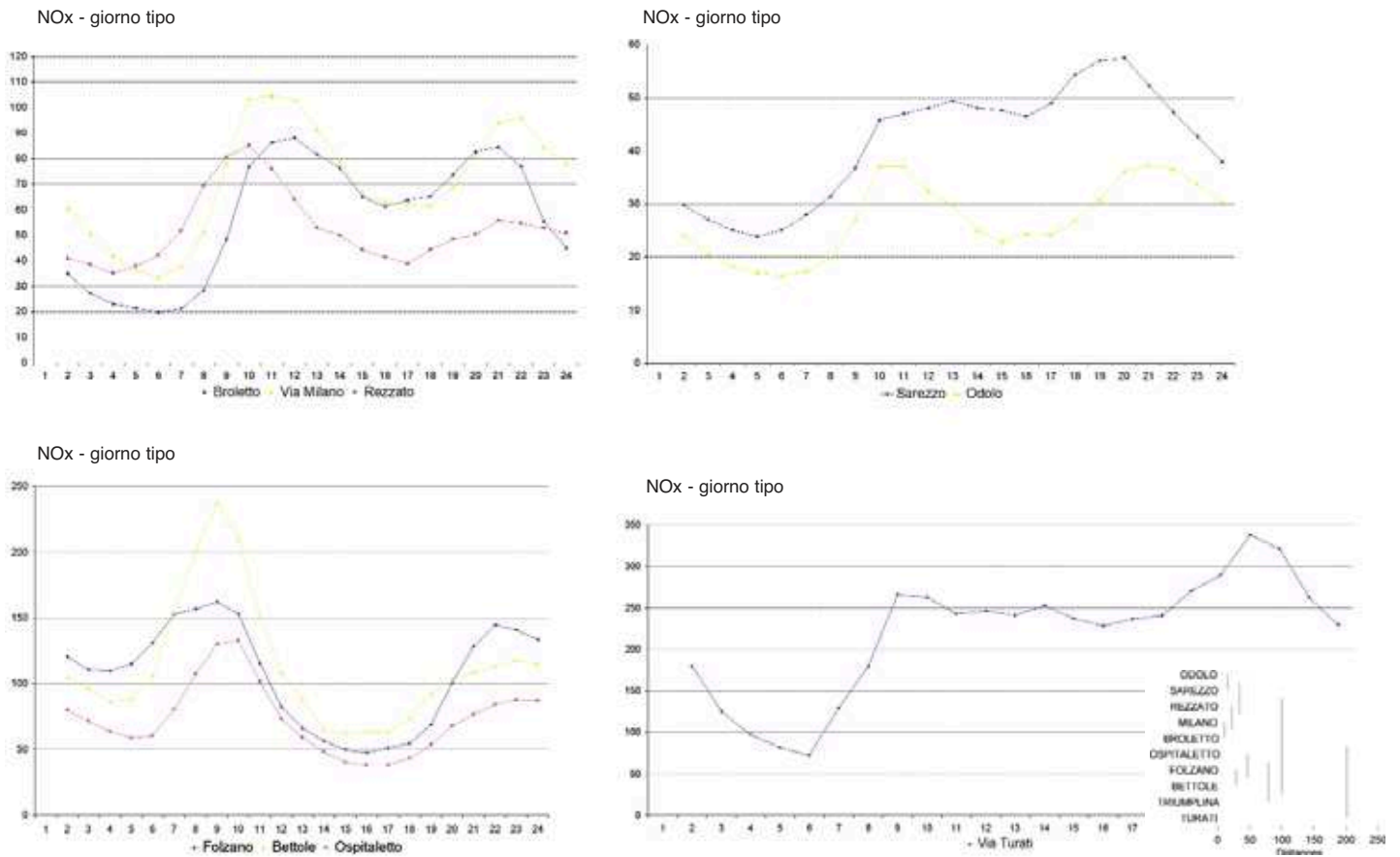


Figura 13 - Andamenti temporali per gli ossidi di azoto (ppb), in termini di giorno tipo per i gruppi evidenziati dall'albero di clusterizzazione

Applicando le stesse tecniche statistiche ai dati misurati di PM10, si individuano solo due cluster, riportati in figura 14, mentre i risultati per il PTS evidenziano 4 cluster (figura 15). Per questi inquinanti, la clusterizzazione porta all'individuazione omogenea per livelli di

inquinamento raggiunti; in particolare, per entrambi gli inquinanti la postazione del Broletto è raggruppata con quella di Sarezzo.

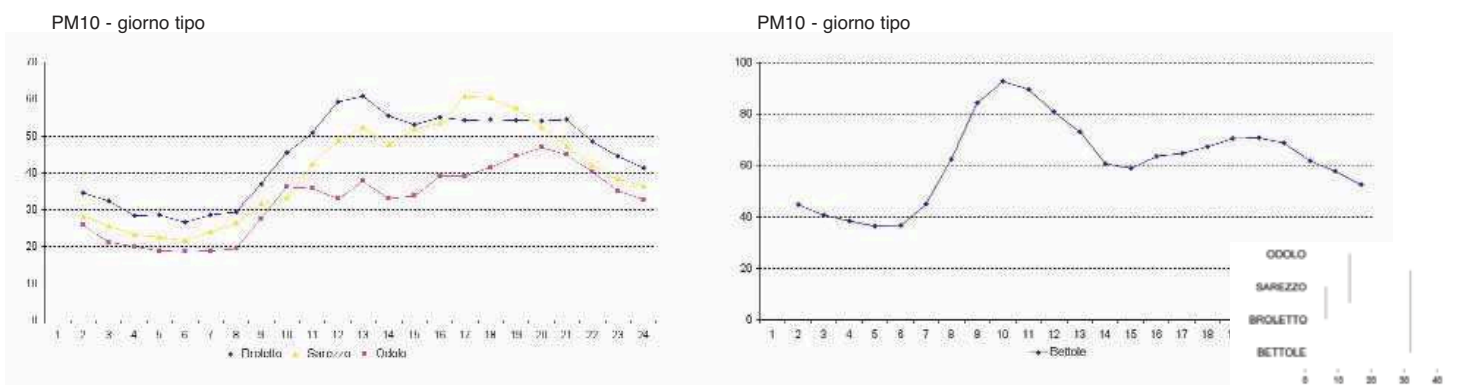
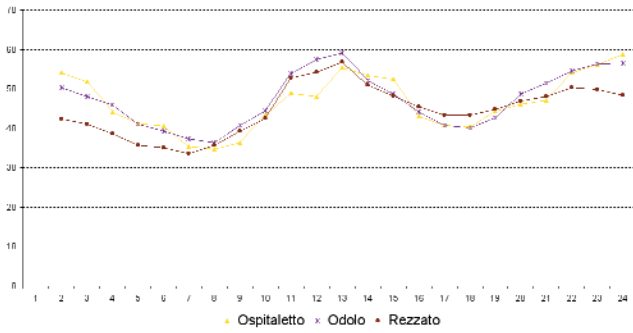


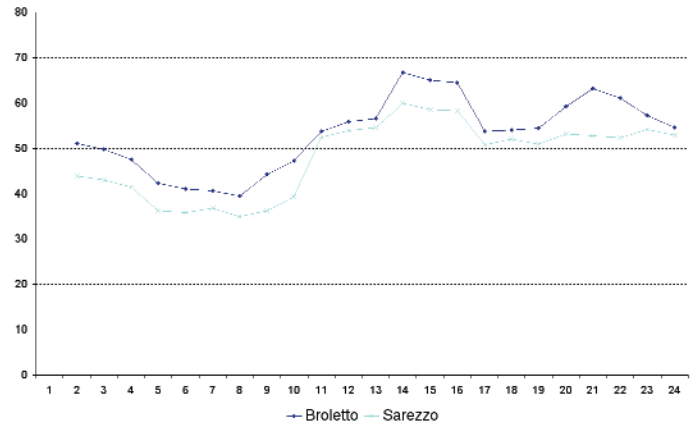
Figura 14 - Andamenti temporali per il PM10 (mg/m³), in termini di giorno tipo per i gruppi evidenziati dall'albero di clusterizzazione

DOMINIO DI INDAGINE

PTS - giorno tipo



PTS - giorno tipo



PTS - giorno tipo

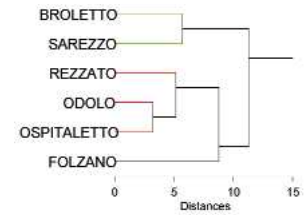
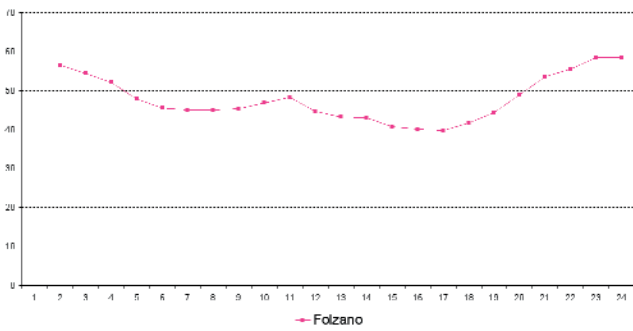


Figura 15 - Andamenti temporali per il PTS (mg/m³), in termini di giorno tipo per i gruppi evidenziati dall'albero di clusterizzazione .

3. QUADRO EMISSIVO

Per il dominio d'indagine preso in considerazione, sono state stimate le emissioni dei principali settori di attività (traffico, industria, riscaldamento).

La metodologia utilizzata è illustrata in dettaglio nel seguito.

4.1 Inventari di emissione

La maggior parte dei dati emissivi utilizzati in questo studio provengono dall'inventario delle emissioni della regione Lombardia (INEMAR - INventario EMissioni ARia [24]); in esso le emissioni delle diverse specie prese in considerazione (ossidi di azoto, polveri e microinquinanti) sono censite in 11 "macrosettori":

1. Produzione energia e trasformazione combustibili
2. Combustione non industriale
3. Combustione nell'industria
4. Processi produttivi
5. Estrazione e distribuzione combustibili
6. Uso di solventi
7. Trasporto su strada
8. Altre sorgenti mobili e macchinari
9. Trattamento e smaltimento rifiuti
10. Agricoltura
11. Altre sorgenti e assorbimenti

Tali macrosettori sono poi articolati più dettagliatamente in alcune centinaia di "attività".

Le sorgenti vengono inoltre distinte in puntuali e diffuse. Le sorgenti puntuali corrispon-

dono a singoli impianti e vengono descritte in un database che ne riporta i dati geometrici e di emissione; l'inventario nazionale italiano contiene poco più di un centinaio di tali sorgenti, localmente tuttavia, in un inventario per esempio regionale, tale base dati può essere più ricca. Le sorgenti diffuse rappresentano invece l'insieme di fonti che non vengono descritte singolarmente, ma come quantità emesse complessivamente per ogni unità amministrativa; nel caso dell'inventario regionale per la Lombardia tali unità corrispondono ai Comuni.

Le emissioni E sono pertanto stimate tramite la relazione seguente:

$$E = A \times EF$$

dove:

A indicatore di attività relativo al settore emissivo (es. per le acciaierie si considera la quantità di acciaio prodotta);

EF fattore di emissione per unità di attività (ottenuti come valore medio di un elevato numero di misure).

In alcuni casi è inoltre stato necessario integrare le informazioni provenienti da INEMAR con altre fonti, quali il Registro Europeo delle Emissioni Inquinanti (EPER - European Pollutant Emission Register [19]) ed il documento redatto da ENEA [17] congiuntamente al Ministero dell'Ambiente.

L'EPER è stato costituito in base ad una

decisione della Commissione il 17 luglio 2000, per la quale ogni Stato membro deve produrre un rapporto triennale sulle emissioni, sia in atmosfera che nei corpi idrici, degli impianti industriali presenti sul proprio territorio. I valori di soglia per introdurre i diversi impianti all'interno del registro sarebbero tali da permettere l'inclusione del 90% delle emissioni industriali.

Il documento redatto da ENEA congiuntamente al Ministero dell'Ambiente ed alla

Associazione Industriale Bresciana è il risultato di uno studio sulle emissioni di inquinanti organici persistenti (POPs) derivanti da processi dell'industria metallurgica di fusione e di affinazione di metalli ferrosi e non ferrosi, riconosciuta come importante fonte di tali sostanze.

L'integrazione del database delle sorgenti puntuali tramite le informazioni citate, ha riguardato, per alcuni insediamenti industriali presenti nel dominio in esame, sia le emissioni che i parametri fisici d'impianto.

4.2 Sorgenti industriali

All'interno del dominio di indagine, comprendente l'area metropolitana bresciana (30x30 km²), sono presenti diverse tipologie di attività industriali che concorrono al rilascio in atmosfera di sostanze inquinanti. Le principali attività sono:

- produzione e distribuzione di energia

(Macrosettore 1 – Produzione energia e trasformazione combustibili);

- impianti di termoutilizzazione

(Macrosettore 9 – Trattamento e smaltimento rifiuti),

- produzione dell'acciaio (Macrosettore 3 – Combustione nell'industria),

- fusione di metalli (Macrosettore 3 – Combustione nell'industria),

- produzione di cemento (Macrosettore 3 – Combustione nell'industria),

- processi metalmeccanici e di verniciatura

(Macrosettore 6 – Uso di solventi).

Tra le sorgenti industriali è necessario operare una distinzione tra “sorgenti aggiuntive”, tipicamente rappresentate da impianti industriali le cui emissioni vanno ad aggiungersi alla già elevata pressione esistente sul comparto ambientale atmosferico, e le “sorgenti sostitutive”, generalmente costituite dagli impianti centralizzati per la produzione di calore alimentanti una rete di teleriscaldamento, che sostituiscono le singole caldaie di riscaldamento degli edifici. Tali impianti consentono una riduzione delle emissioni complessive, ancora più significativa quando producono in cogenerazione, cioè con la produzione contemporanea di energia elettrica e calore, e con un elevato rendimento energetico come la Centrale cogenerativa di Lamarmora e il termoutilizzatore dell'ASM di Brescia.

A tale riguardo è stata dedicata un'apposita

simulazione per la valutazione della riduzione delle emissioni ottenuta grazie all'introduzione del teleriscaldamento a Brescia (par. 6.1).

Le sorgenti industriali si distinguono tra puntuali e diffuse. Nei paragrafi seguenti sono descritte brevemente le fonti principali utilizzate in questo studio.

4.2.1 Sorgenti puntuali

Le caratteristiche emissive delle sorgenti puntuali considerate sono state tratte, dove possibile, dall'inventario INEMAR, e, negli altri casi sono state dedotte dai dati di produzione ricavati da informazioni diffuse sugli organi di stampa, locali e/o nazionali, e pubblicazioni di settore.

Il data set di riferimento è dunque rappresentato dalle informazioni raccolte nell'inventario Regionale INEMAR, i cui dati sono stati

ulteriormente integrati grazie alle informazioni raccolte nel registro europeo EPER (European Pollutant Emission Register, <http://www.eper.cec.eu.int/eper/>), che contiene sia misure dirette delle emissioni che stime. Infine, utilizzando lo studio ENEA [17] è stato possibile stimare anche il contributo delle emissioni di NOx, polveri e inquinanti organici persistenti provenienti da attività metallurgiche secondarie.

I fattori di emissione utilizzati provengono dunque da INEMAR (con riparametrizzazione in funzione della produzione), EPER, ENEA e dal database nazionale INVENTARIA (<http://www.inventaria.sinanet.apat.it/index.html>).

In tabella 9 è riportata la stima, per le sorgenti puntuali, delle emissioni di NOx, polveri e microinquinanti con la rispettiva fonte.

Tabella 9 - Emissioni di ossidi di azoto, polveri e microinquinanti, dovute alle sorgenti puntuali, per il dominio considerato.

Attività	Principali fonti	NOx t/a	Polveri t/a	Microinquinanti g/a
Acciaierie	INEMAR, EPER, ENEA	1155.01	270.43	35.13
Produzione di alluminio di seconda fusione	ENEA	138.44	6.43	38.54
Produzione di rame di seconda fusione	ENEA	26.98	4.10	0.29
Fonderie	ENEA	2.62	0.61	0.08
Produzione energia da rifiuti (TU)	INEMAR, ASM	316	1,36	0.02
Produzione energia (cogenerazione)	INEMAR	1146.33	22.86	
Totale complessivo		2785.38	305.79	74.06

4.2.2 Sorgenti diffuse

Per la stima delle emissioni industriali diffuse, il data set di riferimento è costituito dall'inventario INEMAR. In tabella 10 è riportato il totale complessivo annuo per il comparto

industriale, rappresentato dai macrosettori 3 (Combustione nell'industria), 4 (Processi Produttivi) e 5 (Estrazione e distribuzione combustibili).

Tabella 10 - Emissioni di ossidi di azoto e polveri, dovute alle attività industriali diffuse, per il dominio considerato (t/a).

Macrosettore	Fonte	Ossidi di azoto	Polveri
3+4+5+6	INEMAR	4465.21	208.16

Anche in questo caso, le modulazioni temporali adottate per le emissioni industriali, sono analoghe a quelle presentate per il gruppo della centrale Lamarmora costituito dai gruppi

2 e 3 (vedi figura 17). La distribuzione spaziale delle emissioni industriali diffuse di NOx è quella riportata in figura 16.

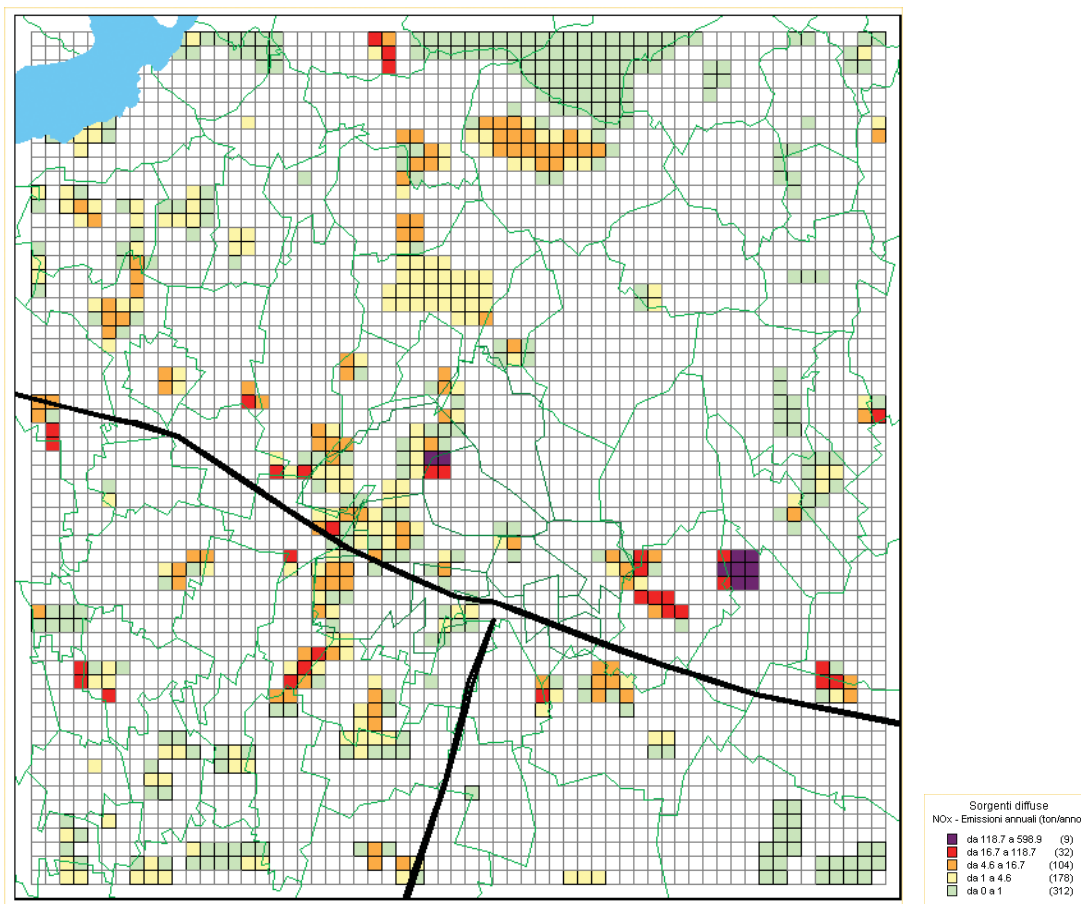


Figura 16 - Emissioni di NOx dalle sorgenti industriali diffuse (t/a).

4.2.3 Produzione di energia

Termoutilizzatore (TU)

Il Termoutilizzatore, composto da 3 linee, di cui una dedicata alle biomasse¹ (in fase di avviamento dal gennaio 2004), e gestito da ASM Brescia, è una centrale di produzione combinata di energia elettrica termica, il cui obiettivo è quello di recuperare da un punto di vista energetico i rifiuti non utilmente riciclabili come materiali. Le caratteristiche emissive

del Termoutilizzatore sono riportate in tabella 11.

I ratei emissivi sono stati in via cautelativa mantenuti costanti nel corso dell'intero anno di simulazione, senza cioè l'applicazione di nessun profilo di variabilità temporale; le concentrazioni utilizzate sono determinate a partire dal monitoraggio in tempo reale effettuato sull'impianto ed inferiori ai valori limite di emissione previsti dal DM 18/11/97 n.503.

Tabella 11 - Caratteristiche emissive TU (tre linee).

Parametri camino	
Temperatura (°C)	140
Diametro singola canna (m)	2.2
Altezza (m)	120
Portata complessiva, su base secca (Nm ³ /h)	561000
Velocità (m/s)	20
Concentrazione di O ₂ all'emissione	8%
Inquinante	Emissioni generate (t/anno)
NO _x	316
POLVERI	1.36

Centrale Lamarmora

La centrale termoelettrica di cogenerazione "Lamarmora" è composta da tre gruppi di combustione e due camini di emissione. Le tabelle 12 e 13 presentano le caratteristiche dei gruppi a pieno carico e le reali emissioni per l'anno di riferimento (2000). In base alle caratteristiche emissive è stato possibile elaborare le variabilità temporali che sono poi state utilizzate per le simulazioni modellistiche; in figura

17 le variabilità temporali giornaliere delle emissioni sono espresse come fattori moltiplicativi applicati ai valori medi.

Tali fattori sono stati calcolati sulla base dei dati sui cicli di funzionamento dell'impianto, normalizzati alla media. Per quanto riguarda l'andamento annuale, la modulazione temporale dell'emissione è stata determinata utilizzando le emissioni reali.

¹ rifiuti di cui al provvedimento della Provincia di Brescia n° 3210 del 19.12.2003.

Tabella 12 - Caratteristiche fisiche della centrale di teleriscaldamento Lamarmora.

	GR1	GR2	GR3	GR2+GR3
Camino	1			2
Temperatura (°C)	130	140	90	
Diametro (m)	2.6			3.2
Altezza (m)	100			100
Portata 100% (Nm ³ /h)	160000	175000	290000	
Velocità 100% (m/s)	12.4			22.5

Tabella 13 - Caratteristiche emissive (t/a) della centrale di teleriscaldamento Lamarmora.

	TG1		TG2		TG3		TG2+TG3	
	NO _x	POLVERI	NO _x	POLVERI	NO _x	POLVERI	NO _x	POLVERI
GENNAIO	37.78	0.93	50.92	0.87	100.93	1.491	151.86	2.36
FEBBRAIO	10.2	0.19	41.87	1.43	91.8	1.14	133.67	2.57
MARZO			11.76	0.6	92.38	1.715	104.14	2.31
APRILE					80.83	1.30	80.83	1.30
MAGGIO			3.91	0.14	77.27	1.59	81.18	1.73
GIUGNO					37.00	0.88	37.00	0.88
LUGLIO								
AGOSTO					66.16	1.21	66.16	1.21
SETTEMBRE					100.73	2.22	100.73	2.22
OTTOBRE					101.34	2.74	101.34	2.74
NOVEMBRE			9.45	0.23	94.17	2.35	103.62	2.58
DICEMBRE	20.77	0.67	36.93	0.93	82.7	0.25	119.63	1.18

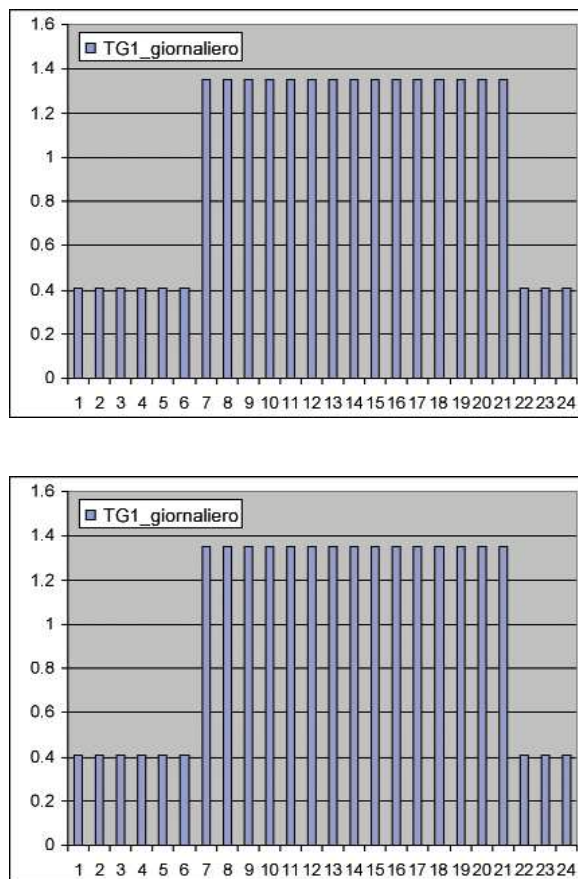


Figura 17 - Profili temporali giornalieri di modulazione delle emissioni adottati nelle simulazioni modellistiche - centrale Lamarmora.

4.3 Riscaldamento degli edifici

4.3.1 Città di Brescia

Il riscaldamento degli edifici della città di Brescia è attualmente assicurato da un sistema misto, composto per il 60% dagli impianti di cogenerazione ASM (centrale Lamarmora, Termoutilizzatore, centrale Nord) e per il 40% da impianti autonomi a metano.

Le emissioni del comparto del riscaldamento con caldaie locali di edificio sono state stimate sulla base della griglia dei consumi (figura 18). Per una migliore rappresentazione spaziale delle emissioni nelle simulazioni modelli-

stiche, il territorio comunale è stato suddiviso in otto zone (figura 19), sulla base di una uniformità dei consumi specifici (cioè per unità di area).

Le emissioni di ciascuna zona sono state calcolate utilizzando i consumi aggregati, il potere calorifico inferiore del metano (pari a 0.0361 GJ/m³) e i fattori di emissione di fonte CORINAIR [16]. La tabella 15 presenta, per le otto zone, i risultati ottenuti in termini di emissioni delle diverse sostanze; nell'ultima riga sono riportati i fattori di emissione utilizzati.

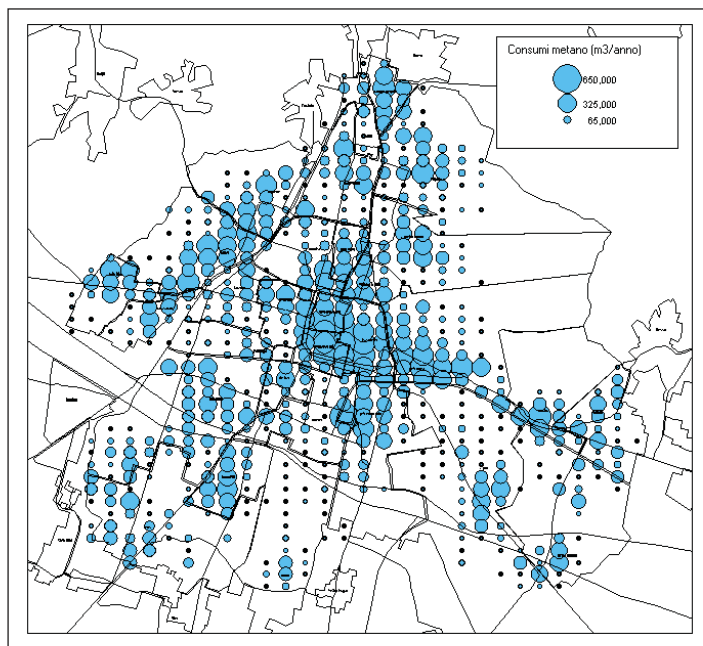


Figura 18 - Consumi annuali di metano per riscaldamento domestico.

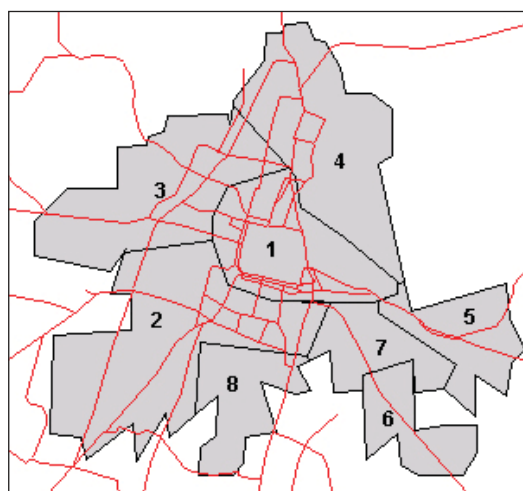


Figura 19 - Zone di raggruppamento dei consumi annuali di metano per riscaldamento.

Tabella 15 - Emissioni attuali riscaldamento (t/a).

Zona	Consumi metano (Nmc)	NO _x	NM _{VOC}	CO	NH ₃	PTS
4	11270810	12.2	1.0	10.2	0.061	0.041
3	14245820	15.4	1.3	12.9	0.077	0.051
1	21535911	23.3	1.9	19.4	0.117	0.078
2	17173454	18.6	1.5	15.5	0.093	0.062
5	5609681	6.1	0.5	5.1	0.030	0.020
6	3623122	3.9	0.3	3.3	0.020	0.013
7	632905	0.7	0.1	0.6	0.003	0.002
8	1370261	1.5	0.1	1.2	0.007	0.005
Totale	75461964	81.7	6.8	68.1	0.409	0.272
EF metano [g/GJ]		30	2.5	25	0.15	0.1(*)

NOTE: (*) fonte: IIASA [23]

4.3.2 Riscaldamento precedente al teleriscaldamento

Per evidenziare gli effetti che sarebbero presenti in assenza della centrale di teleriscaldamento, sono state stimate le emissioni atmosferiche attribuibili al riscaldamento in assenza di tale impianto. Le emissioni sono state otte-

nute calcolando il calore prodotto dagli attuali impianti autonomi a metano ed aggiungendovi un termine determinato in funzione della potenza totale erogata dalla centrale di teleriscaldamento, aggregata nelle otto zone già individuate (figura 20), e del calore complessivo erogato nell'anno 2000.

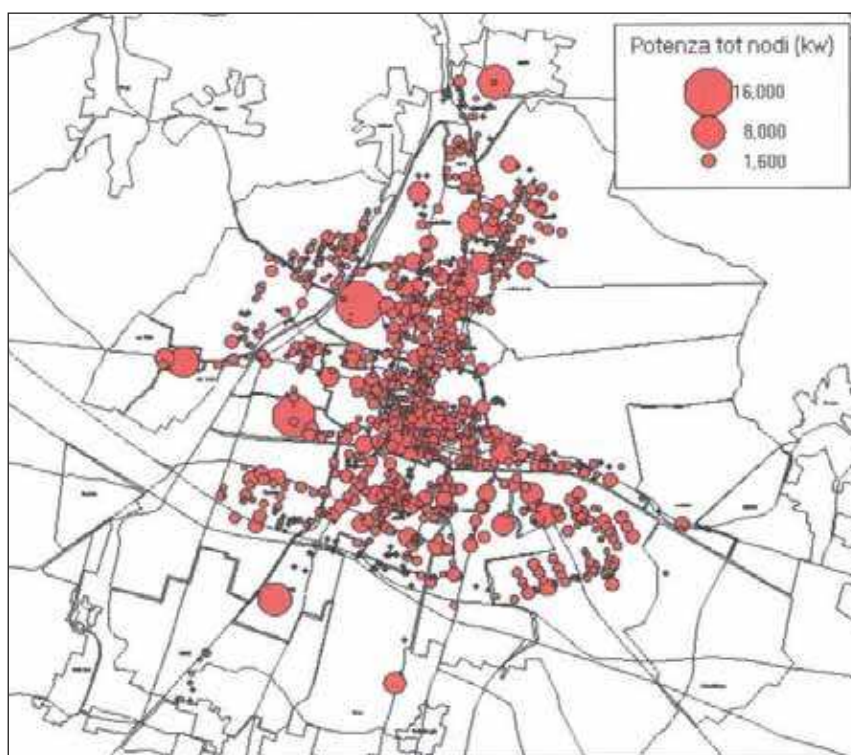


Figura 20 - Potenze totali ai nodi della rete di teleriscaldamento.

Per calcolare le emissioni nella situazione che si avrebbe in assenza del teleriscaldamento, è stata ipotizzata una ripartizione degli impianti di riscaldamento tra metano

e gasolio pari rispettivamente a 85% e 15%. La tabella 16 presenta le emissioni stimate e i rispettivi fattori di emissione.

Tabella 16 - Emissioni riscaldamento domestico progressivo (t/a).

Zona	NOx	NMVOG	CO	NH3	PTS	SO2
4	28.8	2.1	24.5	0.133	0.328	6.84
3	33.5	2.4	28.5	0.154	0.381	7.36
1	68.3	4.9	58.1	0.315	0.776	18.86
2	46.9	3.4	39.9	0.216	0.533	11.73
5	7.4	0.5	6.3	0.034	0.084	0.36
6	4.6	0.3	3.9	0.021	0.053	0.16
7	11.1	0.8	9.4	0.051	0.126	4.55
8	3.2	0.2	2.7	0.015	0.036	0.69
Totale	203.9	14.7	173.5	0.939	2.317	50.55
EF metano [g/GJ]	30	2.5	25	0.15	0.1(*)	0.0
EF gasolio [g/GJ]	47	1.5	43	0.15	1.9(*)	95.2

NOTE: (*) fonte: IIASA [23]

4.3.3 Altri Comuni

Con l'eccezione del comune di Brescia, per il quale è stato possibile effettuare una disamina molto più particolareggiata (cfr. paragrafo precedente), le emissioni da riscaldamento per la restante parte del dominio sono state prese dall'inventario regionale; analogamente a quanto fatto per le sorgenti industriali diffuse, anche in questo caso le emissioni non sono

state associate all'intero territorio comunale, ma sono state riferite esclusivamente alle aree residenziali.

In figura 21 sono stati riportati i profili di modulazione annuale e giornaliero usati per tutto il comparto emissivo (inclusa anche la Città di Brescia) nel corso della simulazione modellistica.

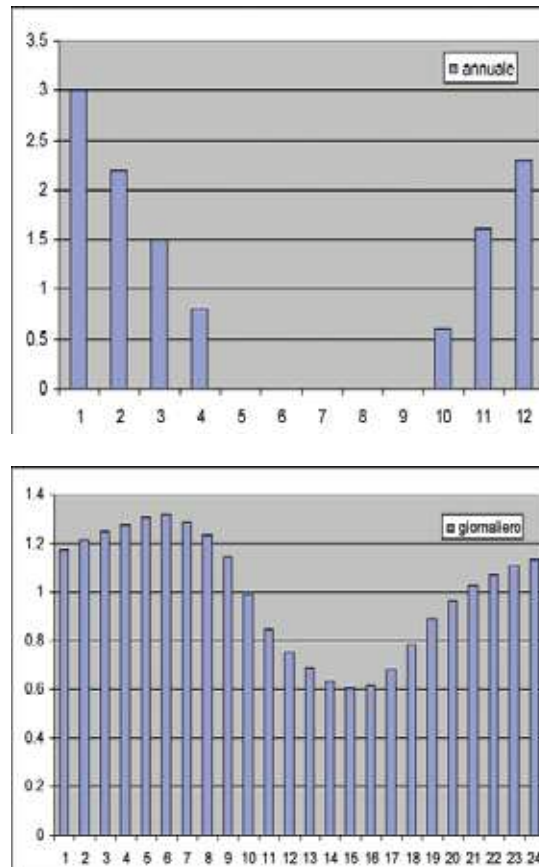


Figura 21 - Profili temporali adottati per la modulazione del riscaldamento domestico.

La figura 22 presenta il grigliato delle emissioni di NO_x ottenuto sull'intero dominio emissioni di NO_x dal riscaldamento residenzia-

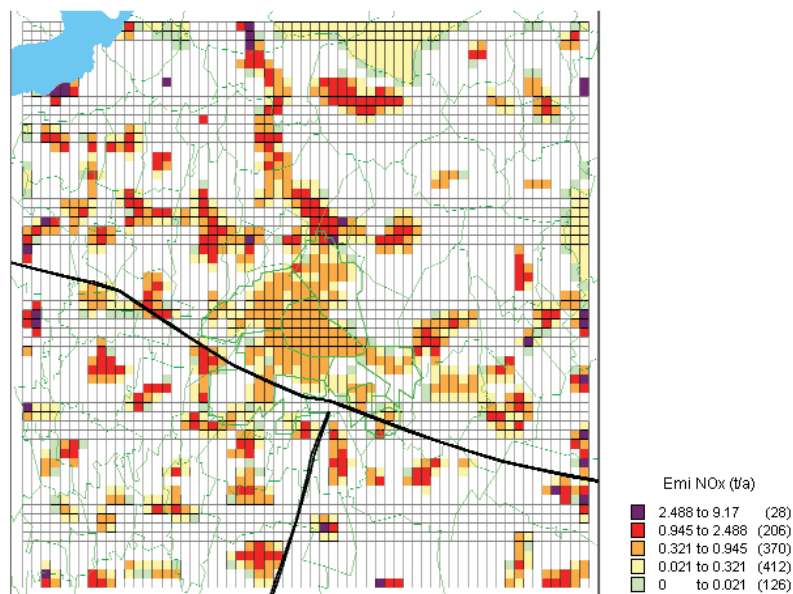


Figura 22 - Emissioni di NO_x del riscaldamento residenziale (t/a).

4.4 Traffico stradale

4.4.1 Metodologia impiegata per la stima delle emissioni

Lo sviluppo di metodologie di stima delle emissioni inquinanti è oggetto del programma europeo CORINAIR, risalente, nella sua prima versione, al 1985 (si veda più avanti il paragrafo 3.6.1). Il comparto del progetto relativo al traffico sviluppa e mantiene aggiornata, sulla base delle nuove informazioni messe a disposizione dalla ricerca, una metodologia per la stima delle emissioni a partire dai fattori d'emissione (per unità di percorrenza), relativi ai singoli veicoli appartenenti a categorie codificate. Tale metodologia è inclusa in un programma informatico, denominato COPERT, concepito per calcolare emissioni da traffico aggregate a livello nazionale. La terza versione del programma (COPERT III, [32]) è stata ormai diffusa ufficialmente. Sulla base della metodologia COPERT è stato sviluppato da ARIANET S.r.l. un programma di calcolo delle emissioni inquinanti da traffico stradale denominato TREFIC ("TRaffic Emission Factor Improved Calculation") [4] , [30].

Il programma TREFIC implementa metodologie ufficiali di calcolo dei fattori di emissione in un "frame" di calcolo a "step", in grado sia di determinare, per tratto stradale, emissioni aggregate su qualsiasi base temporale, sia di produrre in automatico file di input per l'esecuzione di simulazioni modellistiche di dispersione degli inquinanti in atmosfera. Come detto, il programma si basa sulla metodologia

COPERT III per il calcolo degli EF dei veicoli a motore considerando alcune caratteristiche specifiche, tra cui:

- tipologia di veicolo;
- consumo di carburante;
- velocità media di percorrenza;
- tipologia di strada.

La metodologia di calcolo degli EF contiene tutte le istruzioni necessarie per determinare le emissioni dei veicoli a motore.

La metodologia CORINAIR prevede, per molti degli inquinanti atmosferici tipici del traffico (NO_x, N₂O, SO_x, VOC, CH₄, CO, CO₂, NH₃, polveri totali, metalli pesanti, IPA, diossine e furani), la valutazione degli EF in termini di massa d'inquinante emessa per unità di percorrenza (g/km). Tali coefficienti dipendono (figura 23):

- dal tipo di carburante (benzina, gasolio, gpl);
- dal tipo di veicolo (motociclo, autovettura, veicolo commerciale leggero o pesante, autobus...);
- dalla velocità media di percorrenza o dal tipo di strada percorsa (urbana, extraurbana, autostrada);
- dalla cilindrata del motore per i veicoli passeggeri e dalla portata nel caso di veicoli commerciali;
- dall'età del veicolo, o più precisamente dall'anno di costruzione.

Disponendo di informazioni specifiche, i fattori di emissione possono dipendere anche da:

pendenza media del tratto di strada;
 effettivo carico nel caso di veicoli commerciali pesanti.

L'età del veicolo permette di risalire alla tecnologia costruttiva, normata dalle varie direttive che in ambito europeo hanno nel tempo regolamentato le massime emissioni dei nuovi motori prodotti. Tale informazione consente anche di legare il fattore d'emissione allo

stato di efficienza e di manutenzione del veicolo stesso.

Tra le categorie di veicoli contemplate nel progetto COPERT, alcune riguardano tecnologie costruttive normate da particolari legislazioni nazionali non vigenti nel nostro paese. Il dettaglio delle categorie di veicoli COPERT III è riportata nella tabella 17.

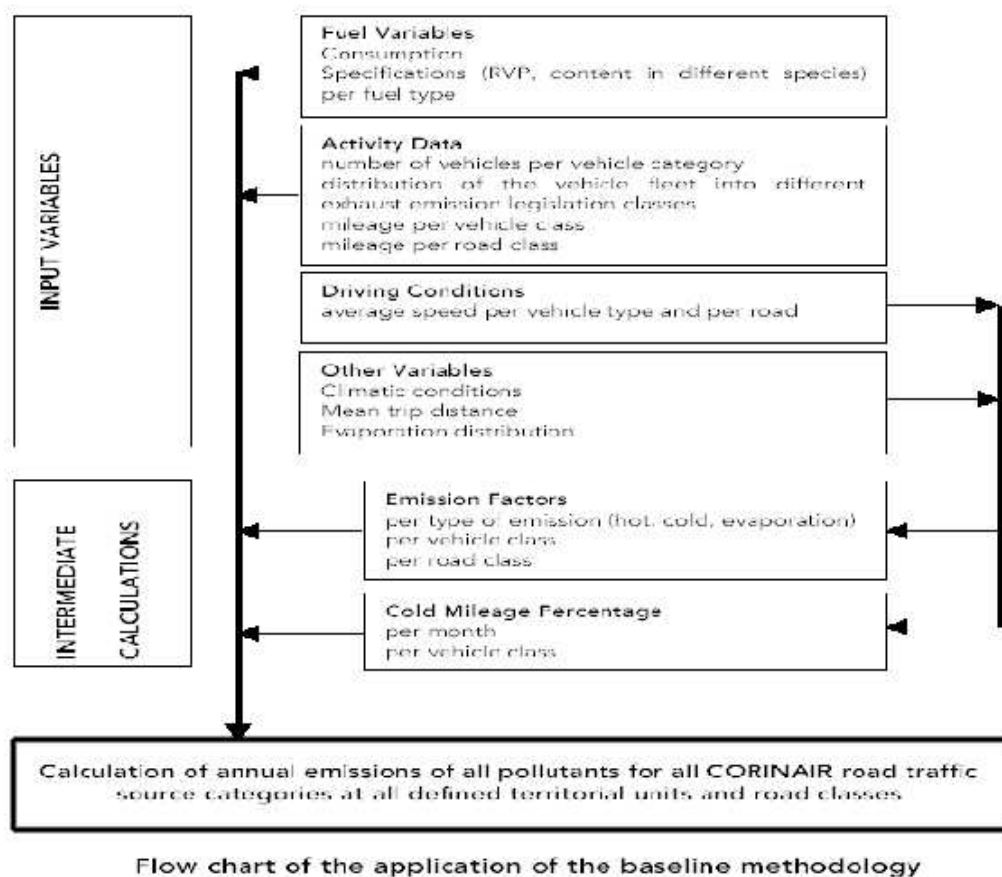


Figura 23 - Schema della metodologia COPERT [32].

Tabella 17 - Categorie di veicoli stradali (metodologia COPERT III [32]).

Vehicle Category	Class	Legislation	Vehicle Category	Class	Legislation			
Passenger Cars	Gasoline <1,4 l	PRE ECE ECE 15/00-01 ECE 15/02 ECE 15/03 ECE 15/04 Improved Conv. Open Loop Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005	Light Duty Vehicles	Diesel < 3,5 l	Conventional Euro I - 93/59/EEC Euro II - 96/69/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005			
	Gasoline 1,4 - 2,0 l	PRE ECE ECE 15/00-01 ECE 15/02 ECE 15/03 ECE 15/04 Improved Conv. Open Loop Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005	Heavy Duty Vehicles	Gasoline > 3,5 t	Conventional			
	Gasoline > 2,0 l	PRE ECE ECE 15/00-01 ECE 15/02 ECE 15/03 ECE 15/04 Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005		Diesel < 7,5 t	Conventional Euro I - 91/542/EEC Stage I Euro II - 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776			
	Diesel < 2,0 l	Conventional Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005		Diesel 7,5 - 16 t	Conventional 91/542/EEC Stage I 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776			
	Diesel > 2,0 l	Conventional Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005		Diesel 16 - 32 t	Conventional 91/542/EEC Stage I 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776			
	LPG	Conventional Euro I - 91/441/EEC Euro II - 94/12/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005	Buses	Diesel > 32 t	Conventional 91/542/EEC Stage I 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776			
	2 Stroke	Conventional		Urban buses	Conventional 91/542/EEC Stage I 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776			
	Light Duty Vehicles	Gasoline < 3,5 l	Conventional Euro I - 93/59/EEC Euro II - 96/69/EC Euro III - 98/69/EC Stage 2000 Euro IV - 98/69/EC Stage 2005	Mopeds	Coaches	Conventional 91/542/EEC Stage I 91/542/EEC Stage II Euro III - COM(97) 627 Euro IV - COM(1998) 776 Euro V - COM(1998) 776		
							Motorcycles	Conventional < 50 cm3 97/24/EC Stage I 97/24/EC Stage II
							2 Stroke > 50 cm3	Conventional 97/24/EC
4 Stroke 50 - 250 cm3				Conventional 97/24/EC				
4 Stroke 250 - 750 cm3				Conventional 97/24/EC				
					4 Stroke > 750 cm3	Conventional 97/24/EC		

4.4.2 Descrizione dei fattori di emissione utilizzati per il PM10

Per quanto riguarda le specie particolate (PM, PM10 e PM2.5), la metodologia COPERT III è stata integrata con fattori di emissione più aggiornati che stimano anche i contributi dovuti

all'abrasione degli pneumatici, dei freni e del manto stradale. Data la complessità del fenomeno di risospensione, i fattori emissivi sono stati ulteriormente modificati come descritto nei paragrafi successivi.

EF particolati IIASA

TREFIC contiene quindi, per le suddette specie, i fattori di emissione sviluppati dall'istituto austriaco IIASA nell'ambito del progetto "RAINS Europe" [23], espressi per unità di percorrenza (g/km) per quanto concerne i fenomeni abrasivi e per unità di energia prodotta (g/GJ) per quanto concerne i fenomeni di combustione.

EF PM10 Lohmeyer

Un aspetto importante che deve essere considerato nella stima del particolato è rappresentato dalla risospensione, la cui rilevanza aumenta in condizioni meteorologiche secche e di calma di vento.

Pur essendo ancora presente un elevato livello di incertezza nella stima di tale frazione del particolato, è comunque noto come in alcune condizioni, con il solo movimento dei veicoli (per quanto a "tecnologia pulita") si possano generare concentrazioni relativamente elevate di PM10.

4.4.3 Calcolo delle emissioni da traffico stradale sulla viabilità principale

L'input del programma TREFIC, costituito dai flussi di traffico sulle strade considerate, è stato predisposto sulla base di dati provenienti dalla rete di rilevamento del traffico gestita dalla società Brescia Trasporti, e rielaborati con l'ausilio di un modello di traffico messo a disposizione dal Dipartimento di Ingegneria Civile dell'Università di Brescia ([28], [39]). La figura 24 presenta uno schema del grafo di strade considerate entro il dominio di calcolo, assieme ai flussi di autoveicoli che lo percorro-

In TREFIC sono stati dunque inseriti i fattori di emissione relativi alla metodologia semiempirica, sviluppata dal gruppo tedesco facente capo ad A. Lohmeyer ([11], [15], [21], [25], [26], [31]), per stimare l'emissione di PM10 come somma di tutte le emissioni provenienti dalle sorgenti primarie (tubi di scappamento, componenti del veicolo, abrasione della strada, etc.) e di quelle risultanti dal materiale che giunge sulla strada dall'esterno (risospensione). Tale metodo deriva da quanto proposto da EPA per il medesimo scopo [18].

In sintesi, i parametri che entrano in gioco nella stima degli EF sono:

- tipo strada (autostrada, extraurbana, urbana);
- stato superficiale della strada (carico di polveri o "silt load");
- velocità dei veicoli;
- peso dei veicoli;
- piovosità del sito.

no all'ora di punta.

Le strade considerate sono state divise in tre categorie:

1. Urbane – comprendente tutte quelle appartenenti all'area urbana di Brescia;
2. Extraurbane – ulteriormente suddivisa in due gruppi, in base al presumibile aumento di congestionamento del traffico in quelle che fanno accesso all'area urbana di Brescia;
3. Autostrade – tra cui la A4, la A21 e la tangenziale sud di Brescia.

Per quanto attiene al solo tratto autostradale, i valori rappresentati in figura sono stati

QUADRO EMISSIVO

messi a confronto con dati più recenti (2000) di fonte AISCAT (Associazione Italiana Società Concessionarie Autostrade e Trafori [1]), relativi al TGM (Traffico Giornaliero Medio) sulla Milano-Brescia per i primi due trimestri del 2000, pari rispettivamente a 88251 e 98328 veicoli. Considerando che, generalmente, i volumi di traffico relativi all'ora di punta si assumono pari ad una frazione compresa tra un

ottavo ed un decimo del valore giornaliero, un valore orario confrontabile con quelli rappresentati nei grafi di figura 24 può essere desunto dai dati AISCAT pari a circa 10000 veicoli/h. Dunque, almeno sul tratto autostradale, i volumi di traffico considerati non si discostano molto da quelli attuali e possono essere quindi ritenuti ancora sufficientemente significativi.

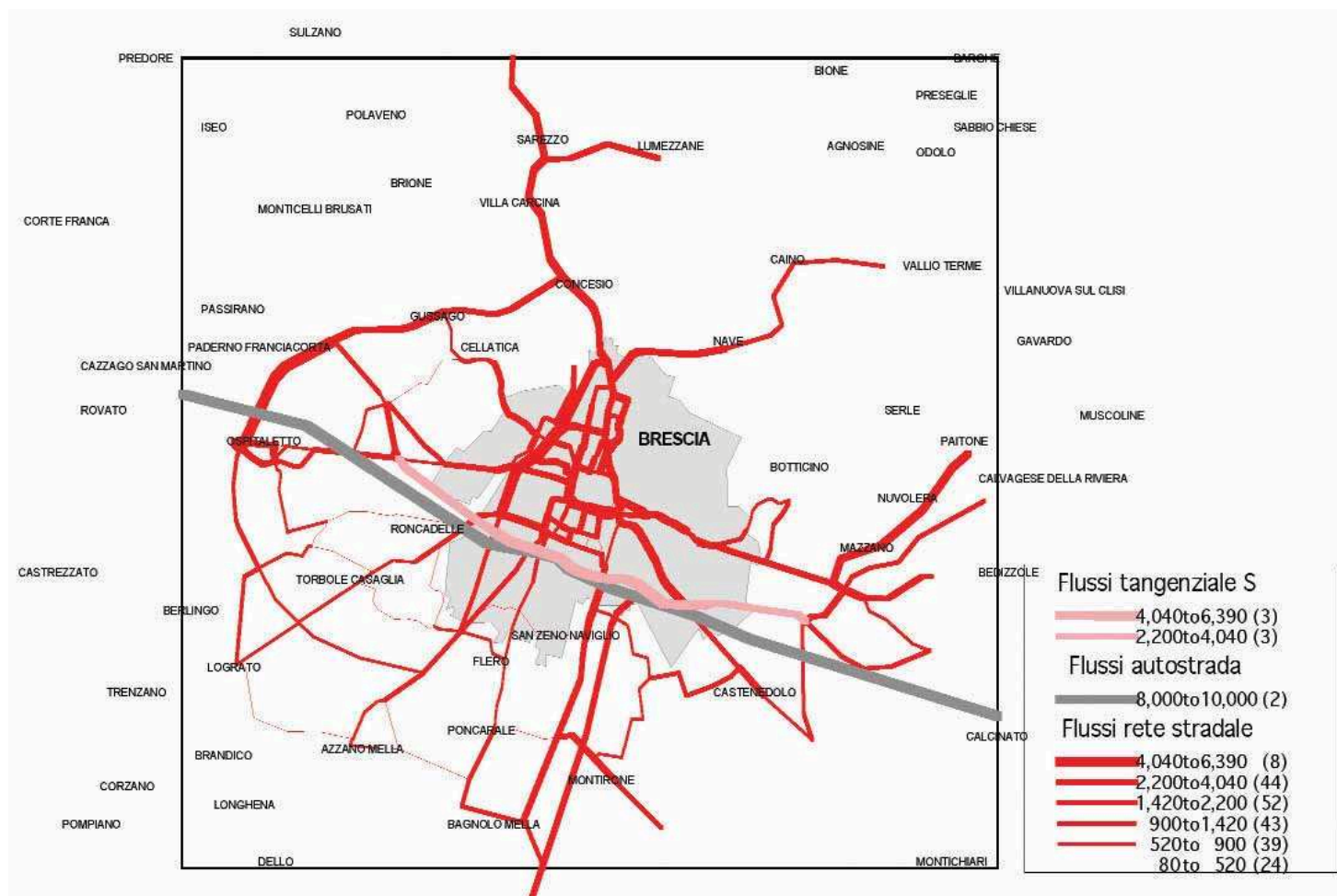


Figura 24 - Flussi veicolari all'ora di punta sulla rete stradale principale (veicoli/h).

La variabilità temporale delle emissioni è descritta su base giornaliera, settimanale ed annuale da profili tipici dei volumi di traffico di realtà metropolitane italiane (figura 25). Tali profili stimano durante il giorno due picchi di traffico alle ore 9 e alle delle ore 18.

La tabella 18 presenta le velocità medie di percorrenza utilizzate nel calcolo delle emissioni da traffico. Tra le extraurbane, i tratti compresi entro i confini comunali della città di Brescia sono stati considerati a più lenta percorrenza, in quanto presumibilmente più congestionati.

Al fine di evidenziare le conseguenze dell'adozione di tale insieme di velocità, la metodologia di calcolo delle emissioni è stata sottoposta ad analisi di sensibilità al variare delle

velocità, entro un range di 20 km/h centrato sul valore adottato. La tabella 19 presenta i risultati ottenuti: entro quest'intervallo di velocità, le emissioni complessive variano al massimo del 30% nel caso delle emissioni di CO da strada urbana, con dipendenza dalla velocità diretta o inversa a seconda della specie inquinante e del tipo di strada. La tabella evidenzia altresì variazioni superiori sulle urbane per quanto riguarda CO e NMVOC, con dipendenza inversa, cioè positive al diminuire della velocità media e sulle autostrade per NOx e Polveri (PM), con dipendenza diretta. Per SO2, urbane ed autostrade presentano invece variazioni dello stesso ordine, con dipendenza rispettivamente inversa e diretta.

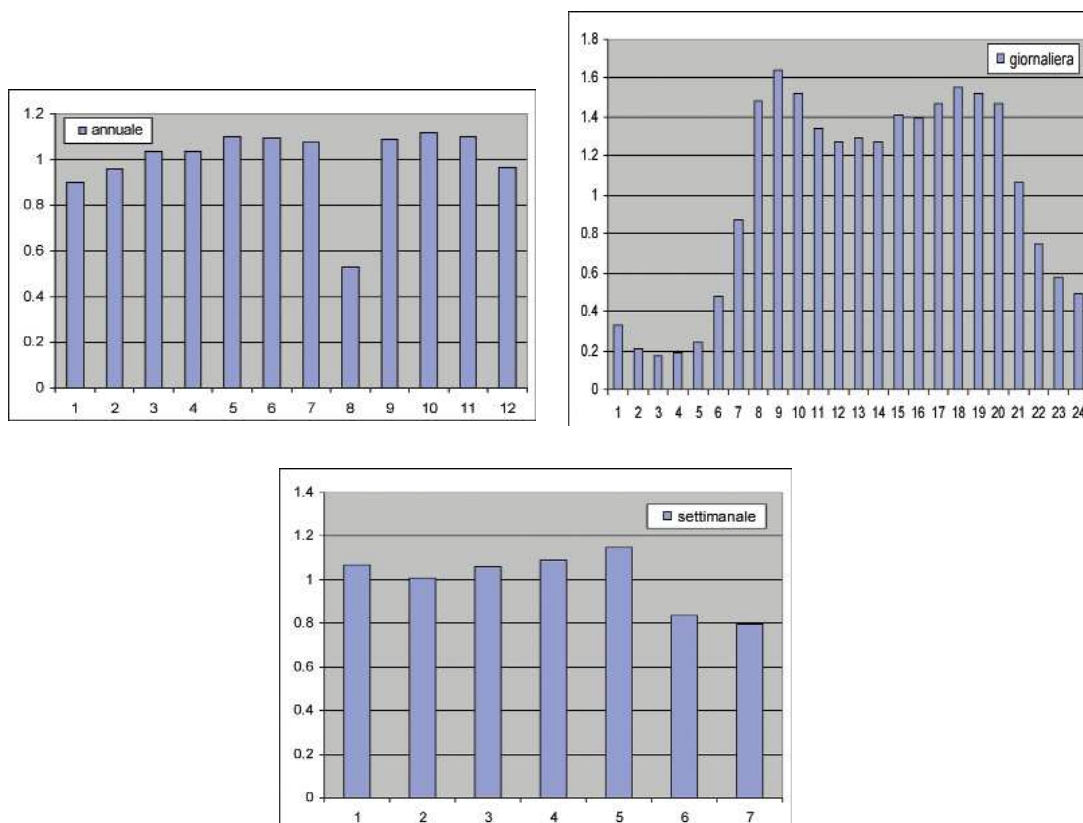


Figura 25 - Profili temporali annuali, giornalieri e settimanali di modulazione delle emissioni adottati nelle simulazioni modellistiche dell'inquinamento da traffico sulle strade.

Tabella 18 - Velocità medie di percorrenza utilizzate per categoria di strada (km/h).

	Urbane	Extraurbane (lente)	Autostrade
Moto	30	70 (50)	110
Auto	30	70 (50)	110
Commerciali leggeri	30	60 (40)	100
Commerciali pesanti	30	50 (30)	80

Tabella 19 - Massima variazione % delle emissioni da traffico all'aumentare (fino a 20 km/h) delle velocità medie di percorrenza degli autoveicoli (vedi Tabella 18).

	CO	NO _x	NMVO _C	SO ₂	PM
Urbane	-30%	+6%	-15%	-16	-8
Extraurbane	-18%	+9%	-8%	-9	-9
Autostrade	+21%	+10%	+10%	+16	+10

La determinazione delle emissioni stradali è legata anche alla composizione del parco veicoli circolanti, che varia nel tempo e localmente può differire anche significativamente rispetto al parco nazionale. Come composizione del parco circolante è stata adottata quella relativa ai veicoli immatricolati a livello nazionale e

riferita all'anno 1998. Le immatricolazioni sono state ripartite nelle tre diverse tipologie di strada sulla base di percentuali fornite dall'Università di Brescia. La tabella 20 presenta la distribuzione del parco veicoli adottato nelle categorie COPERT III.

Tabella 18 - Distribuzione delle immatricolazioni nazionali nelle categorie COPERT III, anno di riferimento: 1998 (rielaborazione da fonte: Università di Brescia)

		urbano %		extraurbano %		autostrade %	
auto	CC<1400 PRE ECE	17139	0.15	11140	0.07	286	0.01
	CC<1400 ECE 00-01	300326	2.68	195212	1.24	5005	0.10
	CC<1400 ECE 02	415144	3.71	301923	1.92	37740	0.79
	CC<1400 ECE 03	732083	6.54	585666	3.73	146417	3.07
	CC<1400 ECE 04	3444950	30.78	4306187	27.40	861237	18.06
	CC<1400 IMPROVED CONVENTIONAL	1621070	14.49	2026337	12.89	405267	8.50
	CC<1400 EURO IV - 98/69/EC Stage 2005	2068054	18.48	2585068	16.45	517014	10.84
	1400<CC<2000 PRE ECE	3213	0.03	5049	0.03	918	0.02
	1400<CC<2000 ECE 00-01	56305	0.50	88479	0.56	16087	0.34
	1400<CC<2000 ECE 02	60647	0.54	121294	0.77	60647	1.27
	1400<CC<2000 ECE 03	117643	1.05	235285	1.50	117643	2.47
	1400<CC<2000 ECE 04	553589	4.95	1383973	8.81	830384	17.41
	1400<CC<2000 IMPROVED CONVENTIONAL	260499	2.33	651248	4.14	390749	8.19
	1400<CC<2000 EURO IV - 98/69/EC Stage 2005	332328	2.97	830819	5.29	498492	10.45
	CC>2000 PRE ECE	62	0.00	186	0.00	62	0.00
	CC>2000 ECE 00-01	1089	0.01	3267	0.02	1089	0.02
	CC>2000 ECE 02	1642	0.01	4926	0.03	1642	0.03
	CC>2000 ECE 03	3185	0.03	7963	0.05	4778	0.10
	CC>2000 ECE 04	18736	0.17	46840	0.30	28104	0.59
	CC>2000 EURO I-91/441/EEC	6612	0.06	24245	0.15	13225	0.28
	CC>2000 EURO IV - 98/69/EC Stage 2005	8436	0.08	30931	0.20	16871	0.35
	diesel <2.5t <2000cc CONVENTIONAL	334359	2.99	1003077	6.38	334359	7.01
	diesel <2.5t <2000cc EURO I - 91/441/EEC	69841	0.62	209523	1.33	69841	1.46
	diesel <2.5t <2000cc EURO IV - 98/69/EC Stage 2005	38243	0.34	114728	0.73	38243	0.80
	diesel <2.5t >2000cc CONVENTIONAL	95742	0.86	351054	2.23	191484	4.01
	diesel <2.5t >2000cc EURO I - 91/441/EEC	19999	0.18	73328	0.47	39997	0.84
	diesel --2.5t >2000cc EURO IV - 98/69/EC Stage 2005	10951	0.10	40152	0.26	21901	0.46
	GPL CONVENTIONAL	487291	4.35	389833	2.48	97458	2.04
	GPL EURO I - 91/441/EEC	51396	0.46	41117	0.26	10279	0.22
*		60260	0.54	48208	0.31	12052	0.25
comm leg	BENZINA COMM. LEGGERI <3.5 t CONVENTIONAL	11190834	100.00	15717062	100.00	4769272	100.00
	BENZINA COMM. LEGGERI <3.5 t EURO I - 93/59/EEC	266422	26.44	233119	24.11	166513	21.13
	DIESEL COMM. LEGGERI <3.5 t CONVENTIONAL	58884	5.84	51524	5.33	36803	4.67
	DIESEL COMM. LEGGERI <3.5 t EURO I - 93/59/EEC	557416	55.32	557416	57.65	477785	60.63
*		124826	12.39	124826	12.91	106994	13.58
comm pes	benzina commerciali pesanti >3.5 t	1007548	100.00	966885	100.00	788095	100.00
	DIESEL COMM. PESANTI <7.5t CONVENTIONAL	1552	1.19	3414	2.58	1241	0.71
	DIESEL COMM. PESANTI <7.5t EURO I - 91/542/EEC Stage I	55505	42.63	55505	42.03	74007	42.48
	DIESEL COMM. PESANTI <7.5t EURO II - 91/542/EEC Stage II	3659	2.81	3659	2.77	4878	2.80
	DIESEL COMM. PESANTI 7.5*16t CONVENTIONAL	4527	3.48	4527	3.43	6036	3.46
	DIESEL COMM. PESANTI 7.5-16t EURO I - 91/542/EEC Stage I	55505	42.63	55505	42.03	74007	42.48
	DIESEL COMM. PESANTI 7.5-16t EURO II - 91/542/EEC Stage II	4048	3.11	4048	3.06	5397	3.10
	DIESEL COMM. PESANTI 16-32t CONVENTIONAL	4533	3.48	4533	3.43	6044	3.47
	DIESEL COMM. PESANTI 16-32t EURO I - 91/542/EEC Stage I	627	0.48	627	0.47	1880	1.08
	DIESEL COMM. PESANTI 16*32t EURO II - 91/542/EEC Stage II	188	0.14	188	0.14	564	0.32
*		59	0.05	59	0.04	177	0.10
moto	motocicli < 50CC CONVENTIONAL	130202	100.00	132064	100.00	174231	100.00
	motocicli < 50cc 97/24/EC Stage I	2016758	53.98	864325	50.49	0	0.00
	motocicli 4 tempi 50*250cc CONVENTIONAL	167811	4.49	71919	4.20	0	0.00
	motocicli 4 tempi 50-250CC 97/24/EC	1432407	38.34	716204	41.83	238735	92.32
		119188	3.19	59594	3.48	19865	7.68
		3736165	100.00	1712042	100.00	258599	100.00

La figura 26 contiene una rappresentazione dei valori di emissione ottenuti per gli inquinanti NOx.

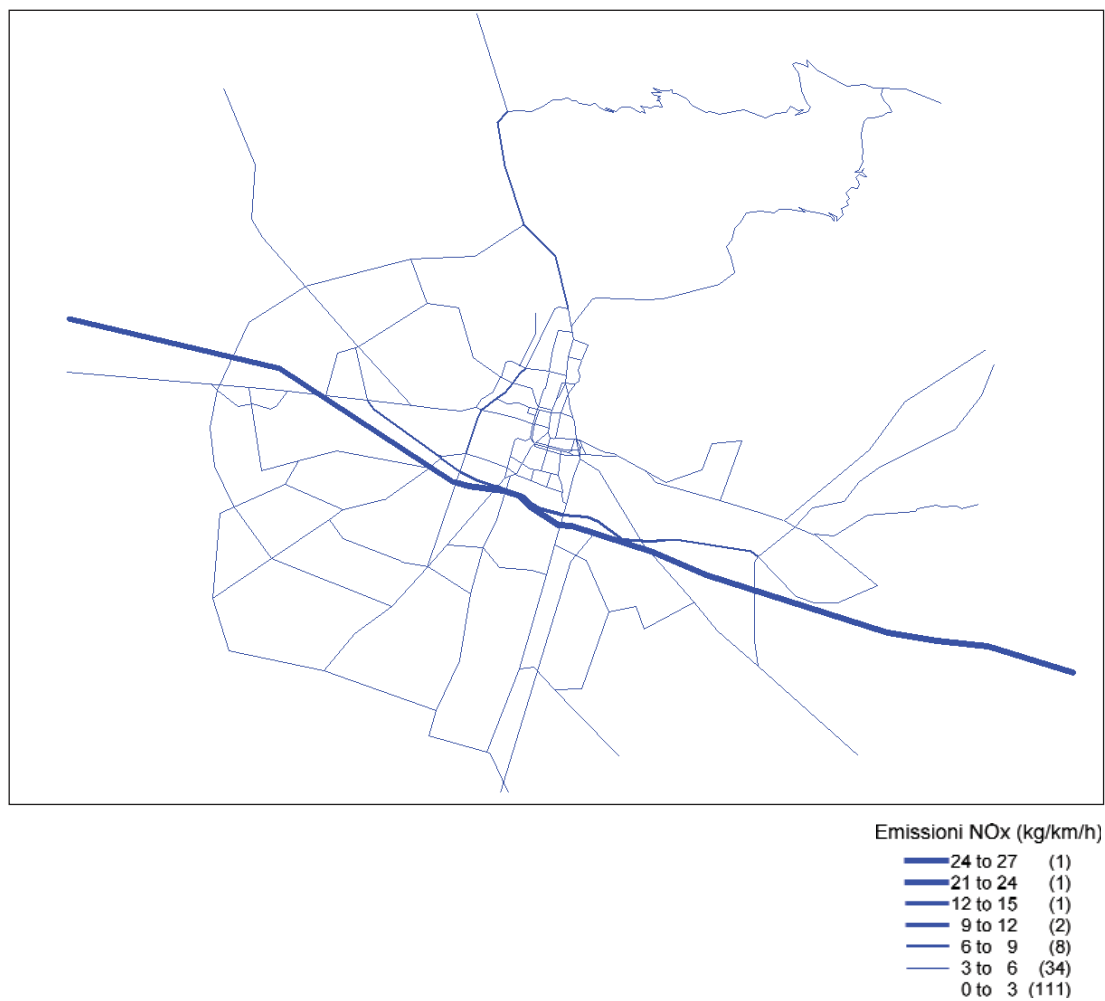


Figura 26 - Emissioni medie di NOx stimate per la rete stradale considerata.

4.4.4 Traffico urbano diffuso

Le emissioni dal traffico urbano dei Comuni diversi da Brescia sono state desunte dall'in-

ventario INEMAR. La figura 27 presenta quanto ottenuto per ciò che concerne gli NOx.

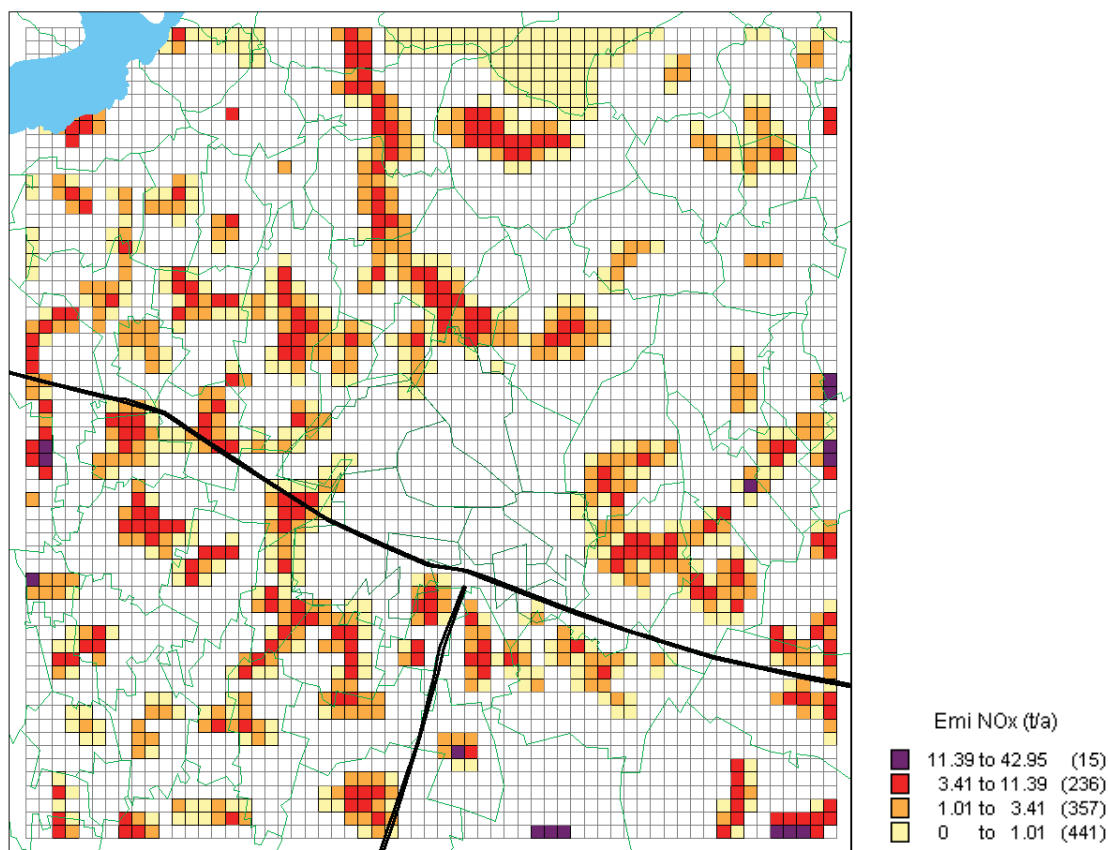


Figura 27 - Emissioni di NOx del traffico urbano diffuso (t/a).

4.5 Analisi e validazione delle emissioni

In questo paragrafo viene effettuata un'analisi comparata delle emissioni stimate per il dominio bresciano, con particolare attenzione ai contributi imputabili ai diversi comparti emissivi considerati.

Come precedentemente riportato, i dati di emissione sono stati ricavati da diverse fonti (INEMAR, EPER, Studio ENEA), le quali sono state messe a confronto al fine di avere dati più completi e significativi.

4.5.1 Analisi delle emissioni

Le stime calcolate per il dominio di studio sono sintetizzate in tabella 21. I contributi percentuali dei vari settori sono invece mostrati nelle figure 28a, 28b.

Sia per gli NOx che per il PM10 il contri-

buto del traffico risulta essere predominante, seppure con percentuali differenti. Nel caso del particolato il contributo relativo del riscaldamento domestico risulta essere maggiore, in relazione all'utilizzo di combustibili meno puliti nell'area esterna alla città di Brescia.

Tabella 21 - Emissioni considerate in questo studio.

	NOx t/a	PM10 t/a	Microinquinanti g/a
Totale traffico	12460	1898	0.13
Riscaldamento	667	251	
Sorgenti industriali	5792	490	74.04
Produzione energia	1465	24	0.02
Totale emissioni	20384	2663	74.19

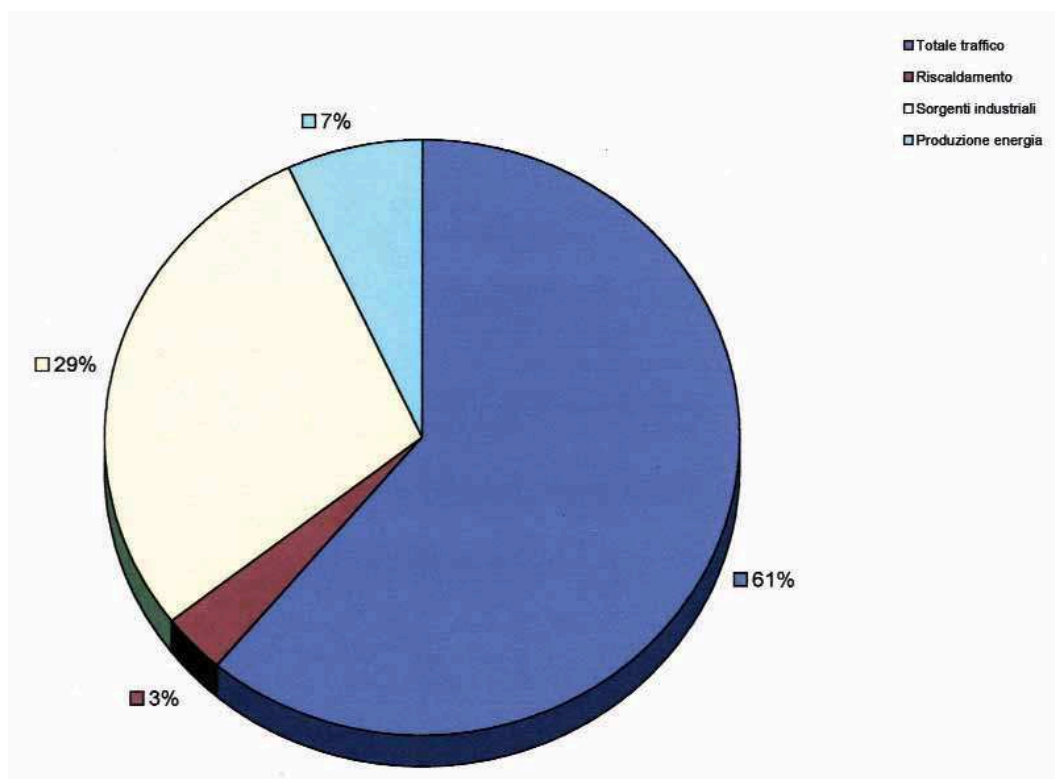


Figura 28a - Ripartizione percentuale delle emissioni di NOx stimate all'interno del dominio in esame

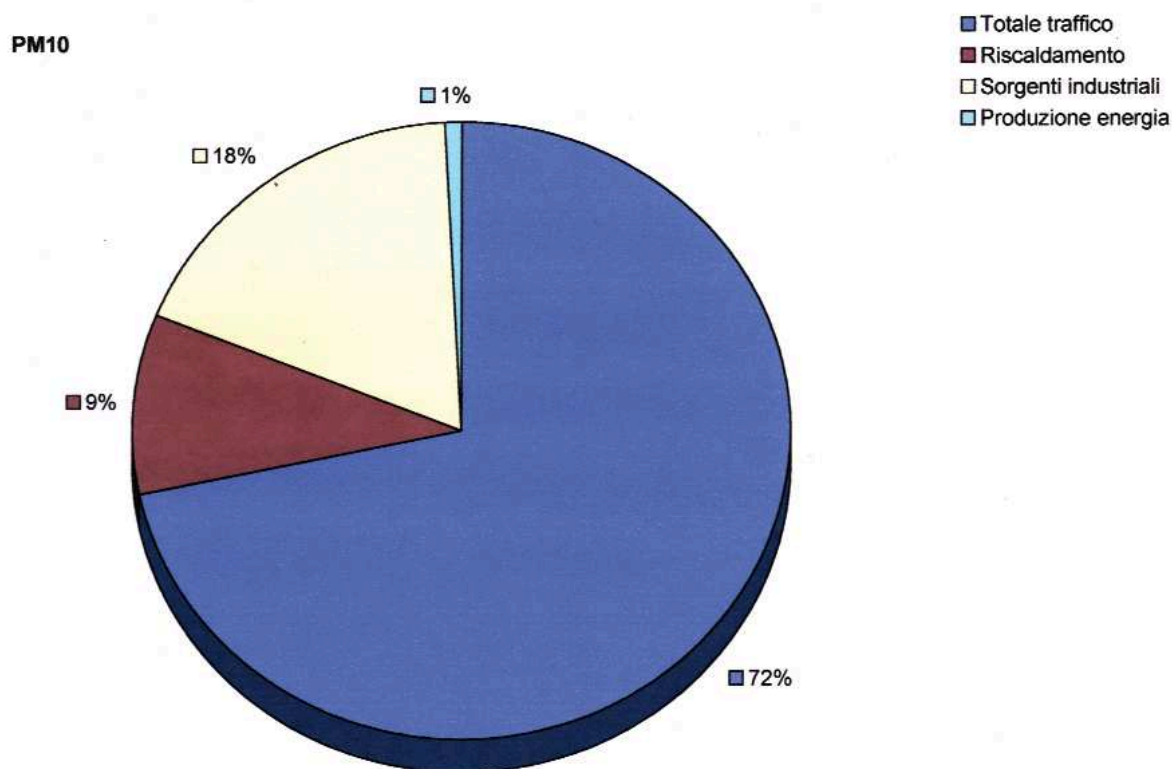


Figura 28b - Ripartizione percentuale delle emissioni del PM10 stimate all'interno del dominio in esame.

Per quanto riguarda i microinquinanti, i dati riportati nella tabella 21 sono relativi alle emissioni nell'ambito del dominio di indagine e risulta evidente che la quasi totalità delle emissioni è dovuta alle sorgenti industriali.

Per una più completa informazione si riportano in tabella 22 i dati relativi alle emissioni di microinquinanti in tutta la regione Lombardia tratti da [7]. Dal confronto dei dati risulta confermata l'incidenza predominante

delle sorgenti industriali e il contributo trascurabile del termoutilizzatore di Brescia riconducibile all'avanzata tecnologia impiantistica adottata per l'abbattimento delle emissioni.

Nel caso del territorio bresciano il rapporto tra le emissioni da sorgenti industriali e da traffico risulta particolarmente significativo a causa della concentrazione delle industrie metallurgiche.

Tabella 22 - Emissioni di microinquinanti stimate per la Lombardia nel 2001
 Dati estratti da [7].

Fonte	Emissioni gTEQ/anno	Percentuale
Produzione acciaio – forni ad arco	25	28.7%
Fusione secondaria alluminio	37	42.5%
Autoveicoli diesel	3.8	4.4%
Combustione residenziale legno	10	11.5%
Forni per produzione cemento	1.6	1.8%
Autoveicoli – benzina con piombo	0.2	0.2%
Combustione industriale olio	0.26	0.3%
Combustione di gas da discarica	0.1	0.1%
Fonderie di ferro	0.6	0.7%
Fusione secondaria piombo	0.36	0.4%
Incenerimento rifiuti tossici	0.15	0.2%
Incenerimento rifiuti	4.9	5.6%
di cui TU ASM Brescia 2002**	0.02	0.02%
Altre fonti	3.1	3.6%
Totale	87.1	100.0%

** dati estratti dai rapporti di analisi eseguite dall'Istituto M. Negri di Milano per conto ARPA Brescia.

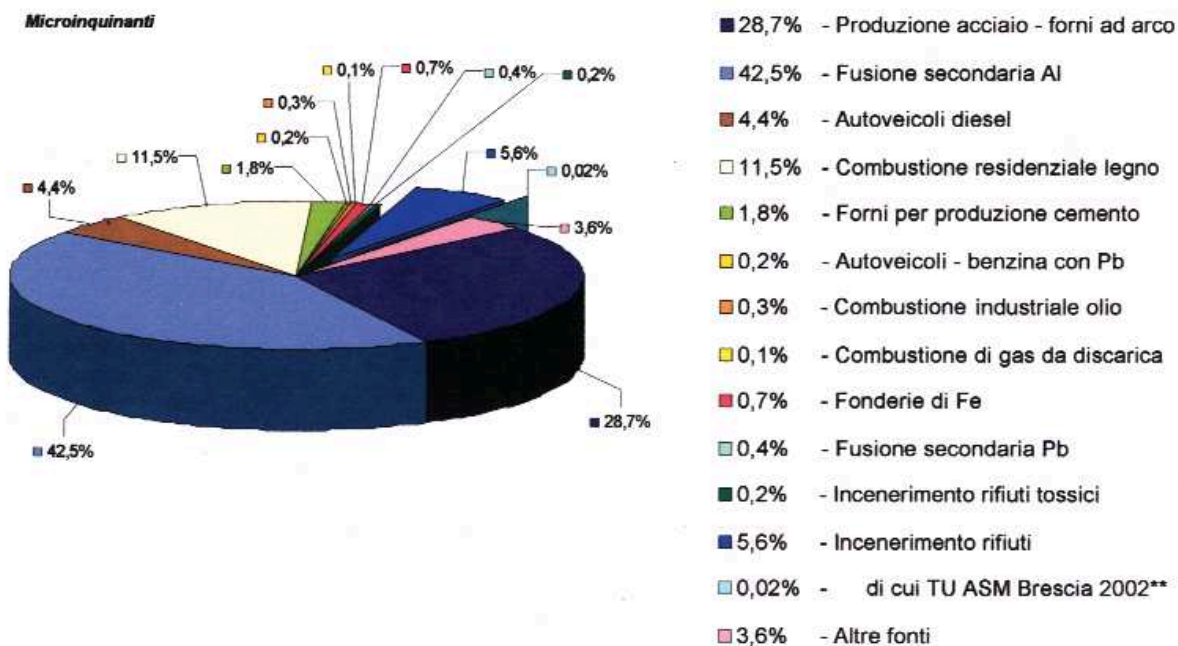


Figura 28c - Ripartizione percentuale delle emissioni di microinquinanti stimate per la Lombardia nel 2001 - Dati estratti da [7]

4.5.2 Validazione e confronto con inventari disponibili

La validazione delle stime di emissioni predisposte per questo studio modellistico è stata effettuata tramite un'analisi comparata con dati estratti dagli inventari emissivi INEMAR e CORINAIR. Tale confronto è stato condotto sia per la provincia di Brescia che per il dominio di indagine 30x30 km².

La provincia di Brescia

L'inventario delle emissioni principalmente utilizzato in questo studio è l'inventario INEMAR, compilato dalla Regione Lombardia in riferimento all'anno 2001.

Le emissioni annuali stimate per la provincia di Brescia sono sintetizzate, secondo la classificazione SNAP97, in tabella 23; in figura 29 inoltre è riportata un'analisi di tipo grafico, al fine di facilitare la valutazione del contributo imputabile ai diversi comparti emissivi.

Tabella 23 - Emissioni annuali INEMAR (t/anno e kt/anno per CO2) per la provincia di Brescia, riferite all'anno 2001.

	SO2	NOx	COV	CH4	CO	CO2	N2O	NH3	PM10
Produzione energia e trasform. combustibili	1,413	1,111	12	12	79	517	6.6	1.8	32
Combustione non industriale	487	1,918	3,189	1,721	38,769	1,642	198	51	1,026
Combustione nell'industria	1,163	6,366	1,032	183	24,525	2,376	111	1.1	186
Processi produttivi	434	646	3,224	45	16,910	860	8.7	1.2	288
Estrazione e distribuzione combustibili			1,028	13,560					
Uso di solventi		238	17,878		0.2				7
Trasporto su strada	353	14,573	7,719	320	44,370	2,221	201	296	1,052
Altre sorgenti mobili e macchinari	206	2,023	264	6.5	904	105	50	0.3	300
Trattamento e smaltimento rifiuti	32	237	7.3	33,963	52	244	50		0.5
Agricoltura		130	53	54,017	6.8		2,873	26,639	0.5
Altre sorgenti e assorbimenti	17	76	6,431	1,944	2,195		2.4	17	97
Totale	4,106	27,318	40,837	105,771	127,812	7,964	3,500	27,007	2,989

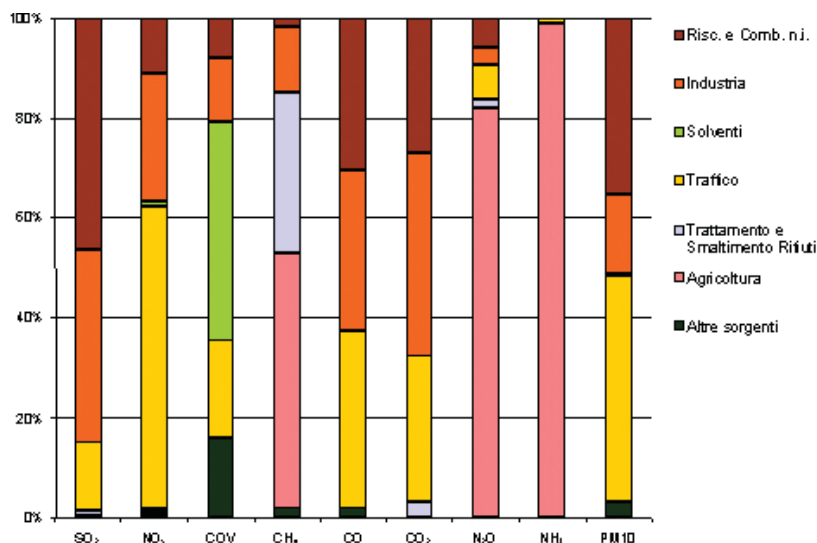


Figura 29 - Contributi dei diversi comparti emissivi per la provincia di Brescia.

Il comparto del Traffico occupa una posizione di rilievo per molti degli inquinanti considerati. Esso concorre all'emissione di ossidi di azoto per il 60% del totale, di PM10 per il 45%, di CO per il 35% e di CO₂ per il 29%.

Le emissioni dei macrosettori CORINAIR 3, 4 e 5 sono strettamente correlate alla presenza sul territorio di realtà industriali (nel grafico evidenziate come Industria). Le emissioni industriali di CO, dovute essenzialmente alla produzione di ghisa e di acciaio, costituiscono il 32% delle emissioni totali. Inoltre, le sorgenti di tipo industriale hanno una rilevanza notevole per ciò che concerne le emissioni di CO₂, contribuendo al 40% delle emissioni totali; anche il contributo alle emissioni di PM10 non è trascurabile, rappresentando il 16% del totale.

Le emissioni di ossidi di zolfo di natura antropica sono principalmente prodotte da impianti di combustione fissa: nella provincia bresciana gli impianti per la produzione di energia associati a quelli di combustione non industriale, corrispondenti ai macrosettori CORINAIR 1 e 2, concorrono al rilascio in atmosfera di quasi il 50% delle emissioni di SO₂, mentre il settore industriale contribuisce con il 40% ed il traffico con il 13%.

Le emissioni di NMVOC attribuite all'uso di solventi, sia di tipo domestico che industriale, sono censite nel macrosettore 6, "Uso dei solventi", il quale contribuisce per oltre il 40% alla produzione di VOC.

Le emissioni di CH₄ sono da imputarsi principalmente alle attività agricole (51%) e agli

impianti per il trattamento e lo smaltimento di rifiuti, quali discariche ed impianti di compostaggio (32%), con un contributo modesto, pari al 13%, derivante dal comparto industriale.

Le emissioni di N₂O e NH₃ sono quasi integralmente da attribuirsi al contributo del settore agricolo.

Per ciò che concerne le emissioni di polveri, nell'inventario INEMAR è stimato solamente il contributo del PM10; tra le fonti primarie di questo inquinante, oltre ai già citati contributi dovuti al traffico e all'industria, risulta rilevante anche l'apporto dovuto agli impianti di combustione di tipo non industriale. È opportuno osservare che le emissioni delle polveri dovute all'attività agricola risultano essere sensibilmente inferiori rispetto a quelle stimate per altre province lombarde (le emissioni della provincia di Bergamo risultano essere 8 volte quelle bresciane). Inoltre, l'inventario europeo del TNO prevede che per l'intero dominio italiano il contributo imputabile all'agricoltura è pari al 5% di tutto il totale del PM10 emesso a fronte dello 0.02% previsto nell'inventario INEMAR.

Al fine di valutare la qualità del dato da inserire come input emissivo nell'applicazione modellistica, può essere utile operare un confronto tra i diversi dataset disponibili, ovvero tra l'inventario regionale INEMAR e quello nazionale CORINAIR. Per inquadrare correttamente tale analisi è importante sottolineare il fatto che i due inventari fanno riferimento a differenti periodi temporali; infatti, mentre INEMAR è compilato per il 2001, le informa-

zioni nazionali si riferiscono al 1998 per il macrosettore del Trasporto su Strada e al 1994 per i restanti comparti [8].

In tabella 24 sono riportate le emissioni di NOx stimate per il comparto del Traffico e per quello industriale; all'interno dei due inventari l'analisi del contributo imputabile ai diversi

settori risulta essere molto simile: il traffico è la principale fonte di emissione di NOx ed i valori stimati presentano una diminuzione nel 2001 rispetto al 1998, differenza da ricondursi allo svecchiamento del parco veicolare circolante.

Tabella 24 - Stime delle emissioni di NOx per la provincia di Brescia.

Attività	Corinair (t/a)	Inemar (t/a)	(Inemar-Corinair)/ Inemar (%)
Industria	6640	7013	+6
Trasporto su strada	19894	14572	-27
Totale	26534	21585	

Il dominio di indagine

Le emissioni industriali diffuse e quelle dovute al traffico calcolate per l'intero dominio di indagine sono riportate in tabella 25 dove sono poste a confronto (1) le stime elaborate dal modello POEM-PM ([8], [14]) a partire dall'inventario CORINAIR basato su un approccio top-down, (2) i dati dell'inventario INEMAR

basato su un approccio bottom-up e (3) le stime elaborate per questo studio.

Si osserva che le emissioni INEMAR risultano essere sensibilmente inferiori rispetto a quelle stimate dal POEM-PM sulla base dell'inventario nazionale CORINAIR, che sono invece confrontabili con le stime elaborate per questa applicazione.

Tabella 25 - Stime delle emissioni di NOx (t/a) per il dominio esaminato.

	POEM-PM	INEMAR	Emissioni elaborate per lo studio
Industria	6089	3309	5844
Trasporto su strada	14092	8696	12460

4. SIMULAZIONI MODELLISTICHE DELLA DISPERSIONE DEGLI INQUINANTI AERIFORMI

5.1 Modello utilizzato e simulazioni effettuate

Le simulazioni modellistiche d'impatto sulla qualità dell'aria delle sorgenti emissive descritte nel capitolo precedente sono state condotte tramite il codice di calcolo ARIA Impact' [5], che utilizza una formulazione gaussiana classica basata sulla parametrizzazione della turbolenza mediante la definizione delle categorie di stabilità atmosferica. In appendice (Capitolo 9) è allegata una descrizione dettagliata del modello, mentre la tabella 26 ne presenta schematicamente le caratteristiche.

I gaussiani rappresentano una classe di modelli largamente utilizzata nell'analisi di impatto ambientale per valutare le caratteristiche della qualità dell'aria a scala locale (qualche decina di chilometri). Sebbene solo applicabili per inquinanti inerti e in condizioni

meteorologiche omogenee nell'area considerata, questa categoria di modelli consente in particolare una valutazione comparata del peso che i diversi comparti emissivi hanno sui valori medi dei principali inquinanti soggetti a vincoli normativi.

Le simulazioni sono state effettuate su un dominio di calcolo centrato sul comune di Brescia, corrispondente all'area geografica identificata in figura 2 (30 km x 30 km,) suddiviso in celle regolari di lato 500 m.

In Appendice B sono riportate le mappe di impatto sul territorio risultanti dalle simulazioni effettuate per i diversi inquinanti e i diversi comparti emissivi presi in considerazione nello studio. Completa l'analisi una valutazione comparata di scenari emissivi virtuali ottenuti ipotizzando l'assenza del teleriscaldamento a Brescia.

Tabella 26 - Caratteristiche principali del codice di simulazione ARIA Impact™.

Dati topografici e meteorologici	Cartografia	Definizione interattiva Importazione DXF Gestione classi di oggetti Associazione sorgenti ad elementi cartografici
	Orografia	Importazione file in formato dedicato
	Serie dati meteo	Assegnazione interattiva manuale Tool di importazione dati da data-base
Sorgenti	Tabella frequenze congiunte di accadimento (JFF)	Definibili a piacere
	Tipologie di sorgenti	Puntuali Lineari Areali
	Modulazione delle emissioni	Tramite fattori (orari, giornalieri, mensili): per singole sorgenti per categorie (es. SNAP) Tool di gestione dei fattori di modulazione
	Specie chimiche	Multispecie (contributi sorgenti) Gas / gas pesanti / particolati Trasformazione (emivita)
	Treatmento delle calme	Algoritmo a “puff” con avvezione
Opzioni di calcolo	Parametri statistici	Media Massimo Percentili Superamenti
	Calcolo deposizioni	Secche Umide
Grafica	Visualizzazione dati input	Serie dati meteo Rose dei venti in funzione della stabilità o per periodi di tempo
	Visualizzazione output	Orografia Tematismi cartografici Campi di concentrazione/ deposizione
	Grafica interattiva	Gestione classi di oggetti Isolinee / filling Scale di colori Zooming su grafici x,y e mappe

5.2 Risultati delle simulazioni

Nelle simulazioni sono state prese in esame le principali attività antropiche responsabili di emissioni inquinanti in atmosfera individuate, studiate e descritte come esposto nel capitolo 4, in modo da evidenziare i rispettivi apporti all'inquinamento a scala locale: sorgenti industriali, traffico stradale, riscaldamento residenziale. Per quanto concerne gli inquinanti, sono stati presi in esame gli ossidi di azoto, le polveri fini ed i microinquinanti, ovvero gli inquinanti che destano maggior preoccupazione per il rispetto dei valori previsti dalla normativa, come già illustrato nell'inquadramento di introduzione a questo studio.

L'inquinamento da traffico stradale è stato simulato utilizzando sorgenti di tipo "lineare" per descrivere le emissioni dalla viabilità principale (autostrada A4, tangenziale S, extraurbane, urbane di Brescia), mentre le informazioni sulle strade urbane negli altri Comuni, sono state stimate su un grigliato delle dimensioni pari a quelle della maglia di calcolo (figura 27).

La tabella 27 presenta un quadro riassuntivo dei risultati in termini di valori massimi sul dominio delle medie annuali, evidenziando altresì il comparto emissivo che contribuisce maggiormente alle ricadute al suolo di ciascun inquinante.

Tabella 27 - Concentrazioni medie annuali massime sul dominio di calcolo: risultati delle simulazioni per comparti emissivi.

Sorgenti	NOx ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	PM10 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	Microinquinanti (fg/m^3)*
Traffico	74.00	14.93	0.86
Riscaldamento	3.77	1.58	
Industrie	134.08	7.12	350.7
Termoutilizzatore	0.38	0.001	0.02
Centrale Lamarmora	1.12	0.023	
TUTTE LE SORGENTI	165.17	45.76**	350.9

* $1\text{fg} = 10^{-15}\text{g}$

** incluso apporto da sorgenti esterne al dominio di indagine (fondo antropogenico)

Per quanto riguarda il PM10, è sicuramente rilevante mettere in conto e aggiungere ai valori di concentrazione ottenuti dalle simulazioni un termine rappresentativo del trasporto medio di particolato dall'esterno del dominio di calcolo. Non è tanto importante il contributo legato ad eventi sporadici, come, ad esempio, la ricaduta di polveri sahariane, quanto il valore del

"fondo", poiché questo è in genere molto elevato a causa delle caratteristiche emissive e meteorologiche della regione. Il "fondo naturale" è rilevabile solo durante fenomeni di intensa precipitazione (pioggia e neve) o durante episodi di fohn e assume valori trascurabili. Il "fondo di origine antropica" è tanto più elevato tanto maggiori sono le emissioni inquinanti e

critiche le condizioni meteorologiche (venti deboli, stagnazione e ricircolo).

Per quantificare il valore medio del “fondo antropogenico” nella regione lombarda, in particolare bresciana, sono state consultate diverse fonti, tra le quali:

- lo studio a scala europea di Putaud [33] che ha esaminato le caratteristiche fisiche e chimiche del particolato in diversi siti europei, classificati a secondo della distanza dalle sorgenti inquinanti in diverse tipologie: per il dominio di Brescia si deve considerare la tipologia “Near City Background” che individua valori medi annuali tra 20 e 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;

- l'esame dei dati raccolti dalle reti di monitoraggio presenti in Pianura Padana (Piemonte, Lombardia, Veneto, Emilia-Romagna): ne risulta che anche le stazioni “rurali” (La Mandria - TO, Monte Cuccolino - BO, Gherardi - FE, Torricelle - VR) presentano medie annuali ben superiori ai 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$;

- i dati APAT 2002 presentati nell'Annuario dati ambientali [10]: le medie delle stazioni in Pianura Padana negli anni 1995-2001 per la tipologia “zona Suburbana stazione Fondo” sono superiori a 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ e quelle in “zona Rurale stazione Fondo” intorno a 25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

In base a queste osservazioni è stato fissato in 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ il valore di fondo da sommare alle concentrazioni ottenute dalla dispersione delle sorgenti inquinanti presenti nel dominio di calcolo.

Le figure 30-45 rappresentano l'impatto di diversi scenari emissivi sul territorio ottenuto con le simulazioni modellistiche e le integra-

zioni sopra illustrate, come segue:

Figura 30: concentrazioni medie annuali di NOx simulate per il complesso delle emissioni censite;

Figure 31-35: concentrazioni medie annuali di NOx simulate separatamente per il diversi comparti emissivi (traffico, riscaldamento domestico, sorgenti industriali, TU, Centrale Lamarmora);

Figura 36: concentrazioni medie annuali di PM10 simulate per il complesso delle emissioni censite e sommate al valore di fondo regionale stimato;

Figure 37-41: concentrazioni medie annuali di PM10 simulate separatamente per il diversi comparti emissivi (traffico, riscaldamento civile decentrato, sorgenti industriali, TU, Centrale Lamarmora);

Figura 42: concentrazioni medie annuali di Microinquinanti simulate per il complesso delle emissioni censite;

Figure 43-45: concentrazioni medie annuali di Microinquinanti simulate separatamente per il diversi comparti emissivi (traffico, sorgenti industriali, TU).

Ossidi di azoto

Per quanto riguarda le concentrazioni medie annuali di NOx, dovute dell'insieme delle sorgenti (figura 30), si osservano valori di poco superiori a 2.25 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ nelle zone più periferiche del dominio e massimi di circa 165.17 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in prossimità della tangenziale all'altezza del comune di Rezzato.

Le concentrazioni medie simulate prenden-

do in esame le sole sorgenti industriali (figura 33) risultano comprese in un range di valori tra $0.62 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $134.08 \mu\text{g}/\text{m}^3$. I valori più significativi sono localizzati nelle aree di competenza dei Comuni di Rezzato e di Brescia. Anche il contributo del traffico (figura 31) risulta significativo con valori medi compresi tra 3.20 e $74.00 \mu\text{g}/\text{m}^3$; l'apporto del riscaldamento (figura 32) risulta invece essere assai ridotto (tra 0.25 e $3.77 \mu\text{g}/\text{m}^3$), anche grazie alla diffusione del teleriscaldamento sul territorio bresciano.

Nella parte nord del dominio le concentrazioni sono comprese mediamente tra 5 e $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Avvicinandosi alla parte centrale dell'area in esame si nota la crescente influenza delle emissioni da traffico. L'area urbana del comune di Brescia è caratterizzata da concentrazioni medie da $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a oltre $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a causa della sovrapposizione degli effetti legati al traffico ed alle attività industriali presenti. Nella regione a sud della città si stimano alte concentrazioni lungo l'asse viario principale (autostrada, tangenziale, arterie di accesso alla città). I valori massimi di concentrazione media sono stati calcolati nei pressi di Rezzato dovuti alla consistente presenza di sorgenti industriali e da traffico (figura 33).

Particolato fine

La mappa mostrata in figura 36 riporta la distribuzione delle concentrazioni medie annuali di particolato fine. Il modello stima valori di concentrazione compresi tra 30.31 e $45.76 \mu\text{g}/\text{m}^3$, determinati sostanzialmente dal fondo antropogenico regionale, dalle emissioni

industriali (figura 39) e del traffico (figura 37) sia urbano sia dovuto alla percorrenza del tratto autostradale e della tangenziale che attraversano l'area. Le concentrazioni dovute al traffico si stima varino da $0.45 \mu\text{g}/\text{m}^3$ a $14.93 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 37). I valori massimi sono raggiunti in prossimità delle arterie stradali a massima percorrenza.

Le sorgenti industriali si stima contribuiscano per valori di concentrazione media compresi tra $0.05 \mu\text{g}/\text{m}^3$ e $7.12 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (figura 39). I valori più significativi sono calcolati nei territori comunali di Rezzato e Brescia.

Il contributo del riscaldamento da caldaie decentrate di edificio (figura 38) è stimato essere più contenuto rispetto ai comparti emissivi del traffico e delle attività industriali, ovvero compreso tra 0.13 ed $1.58 \mu\text{g}/\text{m}^3$, anche grazie all'introduzione del teleriscaldamento su tutto il territorio della città di Brescia.

Microinquinanti

In base alla Convenzione firmata a Ginevra nel 1979 sull'inquinamento atmosferico a lunga distanza (CLRTAP, Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution), si è riconosciuta la necessità di accrescere l'attenzione e la conoscenza sulle strategie di riduzione delle emissioni di inquinanti organici persistenti non prodotti intenzionalmente. L'industria del ferro e dell'acciaio rappresenta una fonte importante dell'emissione in atmosfera di questi inquinanti; pertanto, in questo studio, sono stati presi in considerazione anche i microinquinanti, come miscela di PCDD, PCDF e DLPCB, in funzione

del tipo di industria dominante esistente nel dominio di indagine.

Nonostante non sia stato possibile ricostruire per i microinquinanti il quadro emissivo completo a causa della mancanza di dati relativi ad alcune sorgenti industriali ed al riscaldamento domestico locale, le simulazioni modellistiche forniscono stime in alcune regioni del

dominio di livelli medi di concentrazione vicini al valore guida (ritenuto peraltro cautelativo) di $0.35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (ovvero $350 \text{ fg}/\text{m}^3$) consigliato dalla vigente normativa europea (paragrafo 2.2.3).

I valori medi raggiunti dalle ricadute dell'insieme delle sorgenti passano da un minimo di $4.92 \text{ fg}/\text{m}^3$ ad un massimo di $350,9 \text{ fg}/\text{m}^3$ (figura 42) [*].

5.3 Confronto con i dati sperimentali

La tabella 28 presenta un confronto tra le medie annuali di concentrazione media al suolo calcolate dal modello ed i valori rilevati dalle stazioni della rete di monitoraggio provinciale (sono state considerate solo le stazioni con almeno il 60% dei dati misurati).

I valori calcolati di NO_x risultano sostanzialmente in linea con le statistiche sperimentali: le differenze sono quasi ovunque contenute nell'intervallo (30%) indicato dalla normati-

va di legge di riferimento (direttiva comunitaria 1999/30/CE) per l'accettabilità della simulazione modellistica. Questo risultato evidenzia in particolare che l'inventario delle sorgenti messo a punto è consistente con le emissioni reali.

Inoltre il confronto tra i valori assoluti simulati ed i valori guida della normativa mette in evidenza che è necessario concentrare l'attenzione sulle problematiche relative agli NO_x

Tabella 28 - Confronto dei risultati delle simulazioni con le misure alle stazioni della rete di monitoraggio (anno 2000) – valori in $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Stazioni	NO_x media annuale		PM10 media annuale	
	mis.	calc.	mis.	calc.+ fondo
BS - Broletto	56.58	60.76	45.35	38.91
BS - Bettole	114.18	83.53	61.83	39.13
BS - Folzano	106.65	78.84		
Ospitaletto	72.83	50.06		
Sarezzo	41.61	19.42	41.01	31.90
Odolo	27.15	15.24	32.84	32.62
Rezzato	52.36	41.44		
BS - Via Milano	70.53	74.58		

Anche le concentrazioni simulate dal modello per il particolato possono ritenersi sostanzialmente in linea con i valori rilevati dalla rete di monitoraggio, tenuto conto della valutazione del “fondo antropogenico” sulla base delle considerazioni esposte al p. 5.2.

Un'ulteriore affinamento delle stime di particolato potrà peraltro essere ottenuto nello sviluppo futuro di questo studio, prendendo in considerazione il particolato secondario, che in Lombardia rappresenta, soprattutto nella stagione estiva, una componente confrontabile con la frazione di particolato primario, come messo

in evidenza da numerosi studi sia sperimentali ([6], [27], [34], [38]) che modellistici ([2], [9], [12], [13], [29], [35], [36], [37],[39]).

E' opportuno ricordare infine che, in assenza di dati affidabili, non sono stati specificamente considerati nello studio i contributi delle emissioni legati alla combustione della legna (alla quale, in assenza di adeguati impianti di abbattimento, possono corrispondere emissioni anche molto elevate di particolato), alle altre sorgenti mobili (macchine agricole, treni, aerei) e all'agricoltura.

6. ANALISI DI SCENARIO

6.1 Effetti della realizzazione del teleriscaldamento sulla qualità dell'aria.

Il teleriscaldamento è un servizio energetico urbano mediante il quale il calore prodotto congiuntamente all'energia elettrica viene distribuito tramite una rete di tubazioni interrate ed utilizzato per il riscaldamento degli edifici o come acqua calda per uso igienico-sanitario.

Tra le diverse tecnologie disponibili, la cogenerazione (produzione contemporanea di energia elettrica e calore) consente di ottenere un elevato risparmio energetico rispetto alla produzione separata delle medesime quantità di energia e una sostanziale riduzione delle emissioni di inquinanti in atmosfera. L'utilizzo del teleriscaldamento consente il conseguimento di diversi obiettivi quali:

- un risparmio energetico di fonti primarie;
- un incremento della sicurezza, in quanto, consegnando direttamente ai vari edifici della città l'acqua calda, vengono eliminate le caldaie e tutte le problematiche connesse alle centrali termiche altrimenti ubicate presso gli edifici serviti;
- la riduzione delle emissioni inquinanti nell'ambiente per effetto dell'eliminazione dei singoli impianti termici (emissioni evitate); infatti le emissioni delle centrali di cogenerazione sono controllate secondo criteri di rigosità e di rispetto dei limiti di emissione imposti per

legge, mentre il controllo capillare delle singole caldaie domestiche risulta oltremodo più complesso e problematico.

Per meglio evidenziare le emissioni evitate grazie alla realizzazione dell'attuale sistema di teleriscaldamento nella città di Brescia (che comprende essenzialmente il termoutilizzatore e la centrale Lamarmora), sono presentate nelle figure 46 e 47 le mappe di differenza assoluta delle concentrazioni stimate per NO_x e PM₁₀ relativamente ai due scenari emissivi corrispondenti alla situazione attuale ed a quella ipotizzata nel paragrafo 4.3.2 (ovvero con generazione del calore mediante caldaie installate presso i singoli edifici).

Le simulazioni modellistiche stimano un minore impatto sulle concentrazioni medie di NO_x della configurazione attuale, più evidente nel centro città (figura 46).

Analogamente, il campo differenza ottenuto dal confronto delle concentrazioni medie di PM₁₀ simulate per i due scenari (figura 47) indica un minore impatto dell'attuale configurazione con valori più significativi in corrispondenza dell'area urbana di Brescia e via via meno consistenti quanto più ci si allontana dal centro del dominio.

7. CONCLUSIONI

Scopo di questo studio è fornire una valutazione modellistica dell'impatto sulla qualità dell'aria delle diverse sorgenti di emissione presenti nel Comune di Brescia e dei Comuni limitrofi, compresi in un'area di 30x30 km². Per realizzare questo obiettivo sono state prese in considerazione le tre principali categorie di fonti di inquinamento (traffico stradale, impianti industriali e riscaldamento) ed è stata valutata la pressione sul territorio, in termini di concentrazioni medie annue di ossidi di azoto, particolato fine (PM10) e microinquinanti, allo scopo di individuare le eventuali criticità.

Le simulazioni, effettuate con un modello di tipo gaussiano (ARIA Impact[®]), hanno consentito di valutare le ricadute al suolo dei singoli inquinanti a partire dai parametri meteorologici misurati nella stazione di monitoraggio di Verziano (ubicata a Sud-Ovest ed a breve distanza dal centro cittadino) e dalle sorgenti emissive localizzate nel dominio di indagine.

Per differenziare in maniera accurata il contributo allo stato di qualità dell'aria delle diversi fonti di inquinamento, queste sono state considerate sia nel loro complesso, al fine di valutare l'impatto risultante su ogni porzione del dominio e di conseguenza identificare le zone caratterizzate da una maggiore pressione antropica, sia separatamente, in modo da evidenziare gli effetti prodotti sul territorio da cia-

scuna di esse.

Una prima significativa problematica nasce dalla caratterizzazione delle sorgenti emissive che determinano un impatto sull'area di indagine; non solo quindi all'interno del centro abitato di Brescia, ma anche nei comuni limitrofi. All'interno dell'area presa in esame (30x30 km²), centrata sul capoluogo, sono state considerate tutte le potenziali fonti di emissione, suddivise nelle tre categorie sopra riportate.

Particolarmente complessa è risultata la stima delle sorgenti di inquinamento legate al traffico: questo fattore risulta infatti di difficile valutazione sia per la molteplicità di parametri da prendere in considerazione, legati non solo al numero di autoveicoli, cilindrata e grado di usura degli stessi, ma anche al tipo di traffico considerato (urbano o extraurbano) ed alla frequenza giornaliera di attraversamento della rete viaria. I valori stimati sono stati confrontati con quelli censiti dagli inventari sia regionale (INEMAR) che nazionale (CORINAIR) relativi all'intero territorio provinciale. Tale confronto ha evidenziato una buona rispondenza con i valori stimati.

Sono state quindi valutate le emissioni prodotte dalle sorgenti puntuali industriali e da quelle costituite dagli impianti di generazione di energia distinguendo due classi:

- sorgenti aggiuntive, tipicamente rappresentate da impianti le cui emissioni vanno ad

CONCLUSIONI

aggiungersi alla pressione esistente sul comparto ambientale;

- sorgenti sostitutive, principalmente costituite dagli impianti centralizzati di cogenerazione di elettricità e di calore che alimentano la rete di teleriscaldamento (quali la centrale Lamarmora ed il termoutilizzatore ASM nel capoluogo bresciano) e sostituiscono i singoli impianti di riscaldamento degli edifici; ne consegue una riduzione delle emissioni complessive grazie al risparmio energetico e ai sistemi di controllo delle emissioni, una produzione contemporanea di energia elettrica e calore con risparmio di combustibili e un elevato rendimento.

Per quanto riguarda le emissioni connesse alle singole attività, è stato evidenziato come il settore della produzione di energia influisca in maniera limitata sui livelli globali di emissione, sia da ossidi di azoto (7%), sia da particolato fine (1%) e soprattutto da microinquinanti (0.02%).

Il riscaldamento degli edifici nel territorio considerato è attualmente assicurato da un sistema misto, composto principalmente dalla centrale Lamarmora e dal termoutilizzatore e, per la restante parte, da caldaie decentrate di edificio, alimentate prevalentemente a metano e gasolio. Le emissioni di questi ultimi impianti incidono in modo sensibile unicamente sulla produzione di particolato fine (9%), mentre percentualmente minore appare la quota relativa agli ossidi di azoto (3%).

Molto più significativo è il contributo delle

attività industriali (fusione di metalli, produzione di acciaio e cemento): quasi un terzo della produzione di ossidi di azoto (29%), un quinto della produzione di particolato fine (18%) e soprattutto la quasi totalità (99.8%) delle emissioni di microinquinanti.

Infine il traffico rappresenta la causa principale di emissioni di ossidi di azoto (61%) e di particolato fine (72%); trascurabile risulta invece la produzione di microinquinanti (0.18%).

Per quanto riguarda poi le concentrazioni al suolo, le simulazioni modellistiche hanno consentito di identificare le zone di pressione sul territorio dei principali inquinanti, sia considerando le singole sorgenti, sia ricavando l'impatto complessivo su ciascuna porzione dell'area di indagine.

In merito ai singoli componenti considerati, gli ossidi di azoto (NOx) ed il particolato fine (PM10) presentano concentrazioni decisamente variabili, con minimi nelle aree periferiche del dominio di calcolo e massimi in corrispondenza della tangenziale all'altezza del Comune di Rezzato.

Queste concentrazioni sono dovute in misura rilevante sia all'attività industriale, sia al traffico che svolge un ruolo tanto più significativo quanto più ci si avvicina a tangenziale e autostrada.

Decisamente più contenuto (inferiore al 5% sia per gli NOx che per il PM10) è il contributo dovuto al riscaldamento con caldaie decentrate di edificio, grazie all'ampia diffusione del tele-

CONCLUSIONI

riscaldamento, che consente, oltre ad un elevato risparmio energetico, una riduzione delle emissioni in atmosfera per effetto dell'eliminazione dei singoli impianti termici distribuiti sul territorio (emissioni evitate).

Trascurabile (inferiore all'1% per gli NOx e allo 0.1% per il PM10) risulta il contributo legato al teleriscaldamento e alla produzione di energia sia da combustibili fossili (centralie Lamarmora e Nord) che da combustione di rifiuti (termoutilizzatore). Questi ultimi dati non sorprendono se si considera che le emissioni dovute al teleriscaldamento e alla produzione di energia sono posizionate a quote molto più elevate (oltre 100 m dal suolo) rispetto a quelle delle altre fonti emissive.

Richiede una analisi a parte la valutazione dei microinquinanti, a causa della mancanza di dati di emissione relativi ad alcune sorgenti puntuali. Pur considerando un valore guida cautelativo (350 fg/m^3 - vedi p. 2.2.3), i livelli di concentrazione al suolo stimati si mantengono ben al di sotto di tale valore, a parte un'area limitata situata nella parte meridionale del dominio.

Per meglio evidenziare i benefici sulla qualità dell'aria conseguenti al sistema di teleriscaldamento alimentato da impianti centralizzati cogenerativi, sono state effettuate simulazioni specificamente volte a stimare la riduzione di concentrazioni al suolo di ossidi di azoto e di particolato fine conseguenti all'avvenuta sostituzione di oltre 13.000 caldaie di riscaldamento delle abitazioni. Sia per gli NOx, sia

per il PM10, le concentrazioni dovute agli impianti di cogenerazione, incluso il termoutilizzatore, risultano inferiori a quelle che si avrebbero se gli edifici dell'area urbana di Brescia fossero riscaldati da impianti autonomi. Tali impianti di cogenerazione generano peraltro, oltre al calore, energia elettrica, contribuendo così ad evitare emissioni ulteriori sul territorio.

In conclusione, riassumendo i risultati dello studio, ne è emerso che il traffico e l'industria costituiscono le sorgenti con maggiore pressione ambientale sull'area critica esaminata: il traffico in particolare esercita un ruolo tanto più significativo quanto più ci si avvicina all'area urbana di Brescia che è attraversata da una grande autostrada (Milano – Venezia) e da due tangenziali.

Decisamente più contenuto è il contributo dovuto al riscaldamento urbano, data l'estensione e l'importanza del teleriscaldamento, e trascurabile quello dovuto alla produzione di energia (centrali Lamarmora e Nord, termoutilizzatore).

Le analisi modellistiche effettuate ed i risultati conseguiti rappresentano un passo fondamentale ai fini di una corretta caratterizzazione della qualità dell'aria nell'area considerata, in quanto, soprattutto, consentono una valutazione comparata degli apporti delle diverse fonti emissive. Un adeguato quadro conoscitivo è infatti strumento essenziale per definire e indirizzare una politica organica di

CONCLUSIONI

sviluppo e tutela del territorio, individuando le linee di intervento prioritarie.

Lo studio ha altresì consentito di impostare le basi per indirizzare possibili sviluppi futuri, orientati ad un'acquisizione più dettagliata dei dati relativi alle fonti di emissione, all'installazione di specifiche apparecchiature per la rilevazione di ulteriori dati sperimentali meteorologici, all'utilizzo di modelli di calcolo di maggiore complessità in grado di cogliere in misura adeguata anche la tridimensionalità dei fenomeni e le trasformazioni fotochimiche degli inquinanti in ambito urbano: si tratta di ambi-

ziosi obiettivi che potranno trovare una risposta nelle prossime attività programmate dall'Amministrazione Comunale e dall'Università di Brescia.

Risultato finale di uno studio modellistico ad ampio spettro applicativo potrà essere la realizzazione di un Sistema di Supporto alle Decisioni, ovvero di un sistema informativo integrato, progettato per supportare le fasi di verifica del raggiungimento degli obiettivi di qualità dell'aria, la scelta di politiche di intervento ottimali per la riduzione delle emissioni e la predisposizione di piani di risanamento.

BIBLIOGRAFIA

- [1] AISCAT (2000). Informazioni. Notiziario trimestrale.
- [2] Andreani-Aksoyoglu S., Prevot A.S.H., Baltensperger U., Keller J., Dommen J. (2004) Modeling of formation and distribution of secondary aerosols in the Milan area (Italy), *J. Geophysical Res.*, 109, D05306.
- [3] Angelino E., Bedogni M., Bravetti E., Lanzani G., Lavecchia C., Musitelli A., Valentini M., (1997) Inquinamento da ozono: aree di Bergamo, Como, Milano e Varese. Studi Monografici sulla Qualità dell'Aria, Provincia di Milano.
- [4] ARIANET (2003). TREFIC ("Traffic Emission Factor Improved Calculation") - Manuale utente. Rapporto ARIANET R2003.12.
- [5] ARIA Technologies (2003). General Design and User's Manual - ARIA Impact v 1.3.
- [6] Baltensperger U., Streit N., Weingartner E., Nyeki S., Prevot A.S.H, Van Dingenen R., Virkkula A., Putaud J.P., Even A., ten Brink H., Blatter A. (2002) Urban and rural aerosol characterization of summer smog events during the Pianura Padana Produzione di Ozono field campaign in Milan, Italy. *J. Geophysical Res.*, 107, doi: 10.1029/2001JD001292.
- [7] Caserini, Monguzzi, Fraccaroli, Moretti, Giudici (2003) Distribuzione delle emissioni di diossine in atmosfera in Lombardia: scenario attuale e trend per le principali sorgenti, atti del 1° Convegno seriale: Ingegneria e Chimica per l'Ambiente - Ingegneria e Chimica per l'Ambiente: POP, diffusione nell'ambiente, loro controllo e tecnologie di abbattimento. 26-27 Novembre.
- [8] Carnevale C., Gabusi V., Volta M. (2004) POEM-PM: an emission model for secondary pollution control scenarios, *Environmental Modelling and Software*, in stampa.
- [9] Carnevale C., Volta M. (2004) Valutazione modellistica dell'esposizione a PM10 in Lombardia, Proc. 48° Convegno ANIPLA-BIAS.
- [10] Cirillo M. "La valutazione e gestione della qualità dell'aria alla luce del nuovo quadro normativo". Bologna: giovedì 27/03/2003 Aula Magna V.le A. Moro n. 30
- [11] Claiborn C., Mitra A., Adams G., Bamesberger L., Allwine G., Kantamaneni R., Lamb B., Westberg H. (1995) Evaluation of PM10 emission rates from paved and unpaved roads using tracer techniques. *Atmospheric Environment*, 29, 1075-1089.
- [12] Decanini E., M. Pola, F. Polla Mattiot, M. Volta (2003). Application of REMSAD and GAMES modeling systems on a particulate matter and ozone episode in Milan metropolitan area, *International Journal of Environment and Pollution*, 20, 230-241.
- [13] Decanini E., M. Volta. (2003) The evaluation of secondary aerosol in Milan metropolitan area by means of GAMES modelling system, *European Aerosol Conference 2003, Journal of Aerosol Science*, vol.2, S1013-S1014.
- [14] Deserti M., Angelino E., Finzi G., Pasini A., Zanini G., Gabusi V., Volta M., Minguzzi E. (2001) Metodi per la pre-elaborazione di dati di ingresso ai modelli tridimensionali di dispersione atmosferica, Rapporto Tecnico RTI CTN_ ACE 5/2001, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente.
- [15] During I., Jacob J., Lohmeyer A., Lutz M., Reichenbacher W. (2002). Estimation of the "non exhaust pipe" PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modeling. 11th Intl. Symposium TRANSPORT and AIR POLLUTION, Graz, Austria, June 19 - 21, 2002, proceedings, Vol. I, 309-316.
- [16] EMEP/CORINAIR (1999). Atmospheric Emission Inventory Guidebook – Second edition. <http://reports.eea.eu.int/EMEPCORINAIR/en>
- [17] ENEA, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Associazione Industriale Bresciana (maggio 2003). Valutazione delle emissioni di inquinanti organici persistenti da parte dell'industria metallurgica secondaria.
- [18] EPA (1993). Emission factor documentation for AP-42. Section13.2.1, Paved Roads. <http://www.epa.gov/ttn/chieff/ap42/ch13/final/c13s0201.pdf>.
- [19] EPER (2004). <http://www.eper.cec.eu.int>.
- [20] Finzi G., Pirovano G., Volta M. (2001) Gestione della qualità dell'aria. Modelli di simulazione e previsione, McGraw-Hill, Milano, pp 409.
- [21] Gámez, A.J., Berkowicz, R., Ketznel, M., Lohmeyer, A. and Reichenbacher, W. (2001): Determination of the non exhaust pipe PM10 emissions of streets for practical traffic air pollution modelling, Proceedings of the 7th Intl. Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, 271-275.

- [22] IARC (1997) Carcinogenicity evaluation of polychlorinated dibenzo-para-dioxins. <http://www-cie.iarc.fr/htdocs/monographs/vol69/dioxin.html>.
- [23] IIASA (2001) International Institute for Applied Systems Analysis – RAINS-Europe homepage. <http://www.iiasa.ac.at/~rains/>
- [24] INEMAR, 2001. <http://www.ambiente.regione.lombardia.it/inemar/inemarhome.htm>.
- [25] Kantamaneni, R., Adams, G., Bamesberger, L., Allwine, E., Westberg, H., Lamb, B., Claiborn, C. (1996). The measurement of Roadway PM10 emission rates using atmospheric tracer ratio techniques. *Atmospheric Environment*, 24, 4209-4223.
- [26] Lohmeyer A., Lambrecht U., Peranic Z., Boesinger R. (2002) Validation of vehicle road PM10 emission models by the Karlsruhe PM validation data set and the results of the regular german state monitoring station. 8th Int. Conf. on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Sofia, Bulgaria, October 14-17, 2002
- [27] Marcazzan G.M., Ceriani M., Valli G., Vecchi R. (2003) Source apportionment of PM10 and PM2.5 in Milan (Italy) using receptor modelling. *Sci Total Environ.* 2003 Dec 30;317(1-3):137-47.
- [28] Marcucci L. (1999) Implicazioni di tecniche di traffic calming sulle emissioni inquinanti: il caso dell'area metropolitana bresciana, Tesi di Laurea Università degli studi di Brescia, Facoltà di Ingegneria.
- [29] Martilli A., Neftel A., Favaro G., Kirchner F., Sillman S., Clappier A. (2002) Simulation of the ozone formation in the northern part of the Po Valley, *J. Geophysical Res.*, 107, D22, 8195.
- [30] Nanni A., Brusasca G., Calori G., Finardi S., C., Tinarelli G., Zublena M., Agnesod G., Pession G., (2004). Integrated assessment of traffic impact in an Alpine region. *Science of the Total Environment*, 334-335, 465-471.
- [31] Nanni A. e Radice P. (2004). Sensitivity analysis of three EF methodologies for PM10 in use with climatological dispersion modelling in urban Italian study cases. 9th International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modelling for Regulatory Purposes, Garmisch 1-4 June 2004.
- [32] Ntziachristos N. e Z. Samaras (2000). COPERT III Computer programme to calculate emissions from road transport. Methodology and emission factors (Version 2.1). European Environment Agency, technical report No 49.
- [33] Putaud J.P. et al. (2003) A European aerosol phenomenology: physical and chemical characteristics of particulate matter at kerbside, urban, rural and background sites in Europe, JRC EUR 20411 EN (disponibile anche <http://ies.jrc.cec.eu.int/Download/cc>).
- [34] Putaud J.P., Van Dingenen R., Raes F. (2002) Submicron aerosol mass balance balance at urban and semi-rural sites in the Milan area (Italy). *J. Geophysical Res.*, 107, D22, 8198.
- [35] Silibello C., Calori G., Brusasca G. (2004) Produzione mappe di ozono e PM10 sul territorio regionale. Ricerca IRER Cod. IReR2003C012.
- [36] Silibello C., Calori G., Brusasca G., Angelino E., Fossati G., Giudici A., Lanzani G., Degiarde E. (2004) Studio modellistico della distribuzione del PM10 in Lombardia. 1° Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico, Milano 12-14 maggio 2004.
- [37] Università degli Studi Milano-Bicocca (2004). 1° Convegno Nazionale sul Particolato Atmosferico PM2004 - Problematiche e prospettive. Milano, 12 - 14 maggio 2004
- [38] Venkatram A., Fitz D.R. (1998). Measurement and Modeling of PM10 and PM 2.5 Emissions from Paved Roads in California. Other Documents and Presentations. Phase I Final Report to the California Air Resources Board under Contract 94-336. March 10.
- [39] Veraldi S., Veronesi V., Volta M. (2001) Riduzione delle emissioni da traffico autoveicolare. Il caso dell'area bresciana, *Automazione e Strumentazione*, 7, 111-116.
- [40] Volta M., Finzi G. (2004) GAMES, a comprehensive GAS Aerosol Modelling Evaluation System, *Environmental Modelling and Software*, in stampa.
- [41] WHO (1998). Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans. http://www.euro.who.int/document/aqi/5_11pcddpdf.pdf

APPENDICE “A” ARIA IMPACT™

ARIA Impact™ è composto da un pre-processore meteorologico e due codici di diffusione gaussiani (CALPACT, a pennacchio e DIFFUS, a puff), che consentono di simulare rilasci di gas o particolati pesanti a partire da sorgenti puntuali, lineari ed areali.

Ipotesi fondamentali e formulazione

Le ipotesi su cui è basato il modello sono le seguenti:

- turbolenza omogenea nei bassi strati;
- dati meteorologici rappresentativi del dominio di calcolo nel suo insieme;
- densità degli inquinanti paragonabile a quella dell'aria;
- componente verticale del vento trascurabile rispetto a quella orizzontale;
- regime permanente raggiunto istantaneamente.

Tali ipotesi sono generalmente conservative e consentono una stima rapida degli ordini di grandezza dell'inquinamento su dei domini di dimensione variabile da 1 a 30 km. Il dominio di calcolo deve essere sufficientemente grande, in modo tale che i pennacchi calcolati risultino in esso contenuti e che gli ostacoli (edifici, alberi, ecc.) possano essere considerati come parte della rugosità del terreno.

Nel caso di camini multipli, il codice effettua il calcolo in modo indipendente per cia-

scun pennacchio, sommando poi per ogni specie gli effetti dei singoli pennacchi in corrispondenza di tutti i punti del dominio di calcolo. L'ipotesi di non considerare le possibili interferenze tra i pennacchi per la determinazione delle concentrazioni è conservativa, poiché il sovrainnalzamento viene sottostimato.

Il codice è fondamentalmente basato su un modello a pennacchio gaussiano rettilineo. Tale approccio è valido in regime stazionario ed è maggiorativo rispetto ad un regime transitorio. E' dunque necessario che le variazioni dei dati meteorologici siano sufficientemente lente in rapporto alla propagazione del pennacchio. Una semplice valutazione dei tempi di scala coinvolti è basata sul rapporto:

$$T = L/U$$

essendo L l'estensione del dominio di calcolo ed U la velocità del vento.

Nel caso di venti deboli invece, le concentrazioni vengono calcolate tramite un modello a puff gaussiani, trasportati dal vento.

Nel caso dei particolati infine, il codice consente di descrivere la granulometria in dieci classi dimensionali e l'impoverimento del pennacchio nel corso della sua progressione.

La turbolenza atmosferica

E' stato ipotizzato che la diffusione del pennacchio avvenga in una porzione di atmosfera omogenea, che parte dal suolo e sia sufficiente-

mente alta da non alterare l'espansione verticale del pennacchio.

La turbolenza viene rappresentata attraverso una classe che permette di scegliere una parametrizzazione per gli scarti orizzontali e verticali utilizzati per rappresentare l'allargamento del pennacchio. Un'inversione termica che parte dal suolo e contiene la totalità del pennacchio sarà così rappresentata tramite un'atmosfera stabile o molto stabile (classi E od F di Pasquill).

Per poter stimare la turbolenza è necessario disporre di una serie di informazioni, quali:

- una misura di vento, per stimare la turbolenza di origine meccanica;

- delle informazioni riguardanti l'irraggiamento (solare ed infrarosso): la posizione astronomica del sole (ora e giorno dell'anno) e la copertura nuvolosa, per stimare la turbolenza di origine termica.

Per ciò che riguarda l'alimentazione del modello con i dati meteorologici, sono possibili diverse alternative: inizializzazione manuale, utilizzo di serie temporali di dati storici ed utilizzo di rose dei venti. Nel caso di semplice inizializzazione manuale dei dati meteo, la classe di stabilità può essere fornita direttamente da parte dell'utente, oppure dedotta a partire dai dati forniti. Negli altri casi la classe di stabilità viene invece di norma calcolata a partire dai dati introdotti.

All'interno di ARIA Impact™ la stabilità atmosferica è descrivibile alternativamente tramite le classificazioni di Pasquill, Briggs, Doury o Brookhaven, opportunamente correlate tra di

esse. La loro stima può avvenire secondo diversi metodi, selezionabili a seconda dei dati disponibili:

- irraggiamento - vento (IAEA, Agenzia Internazionale per l'Energia Nucleare);

- gradiente di temperatura;

- scarti della direzione del vento;

- “giorno-notte” (semplificazione dei due metodi precedenti);

- gradiente di temperatura ed umidità relativa;

- copertura nuvolosa - vento;

- scarti della direzione della componente verticale del vento (SODAR).

E' possibile utilizzare diverse formulazioni per le deviazioni orizzontale e verticale ($_y$, $_z$) del pennacchio gaussiano:

- Pasquill - Turner (formulazione standard);

- Briggs 'open country' (siti rurali poco accidentati);

- Briggs 'urban' (siti urbani con forte rimescolamento verticale);

- Doury (formulazione del Commissariat à l'Energie Atomique francese);

- Brookhaven (formulazione del Brookhaven National Laboratory).

Sovrainnalzamento del pennacchio

In ARIA Impact' viene tenuto conto del sovrainnalzamento termico per le grosse sorgenti e di quello dinamico per quelle 'piccole', unitamente all'effetto scia causato dall'interazione di venti forti con la sommità del camino. L'altezza effettiva del pennacchio viene calcolata come somma dell'altezza geometrica e del

sovrainnalzamento all'equilibrio. Per il calcolo del sovrainnalzamento è possibile utilizzare le seguenti formulazioni:

Briggs (distinzione tra pennacchi 'caldi' e di tipo 'jet');

Anfossi (sovrainnalzamento termico in funzione dalla stabilità atmosferica);

Holland (tiene conto del sovrainnalzamento termico e dinamico, indipendentemente dalla stabilità atmosferica);

Stumke (per venti superiori ad 1 m/s);

Concawe (per venti superiori ad 1 m/s).

Concentrazioni al suolo

Le concentrazioni al suolo per le specie gassose vengono calcolate mediante una formulazione gaussiana:

$$C(x, y, z = 0) = \frac{Q}{\pi \sigma_y \sigma_z U} \text{Exp} \left[-0,5 \left(\frac{y}{\sigma_y} \right)^2 \right] \times \text{Exp} \left[-0,5 \left(\frac{H}{\sigma_z} \right)^2 \right]$$

dove $C(x, y, 0)$ è la concentrazione al suolo (g/m^3), $(x, y, 0)$ le coordinate del punto di calcolo, in un sistema di coordinate avente come origine la proiezione sul suolo della sorgente e con l'asse x orientato secondo la direzione del vento, U la velocità del vento (m/s), Q la portata dell'effluente (g/s), σ_y, σ_z gli scarti della dispersione orizzontale e verticale (m), H l'altezza effettiva del pennacchio rispetto al suolo (m).

Tattamento dell'orografia

ARIA Impact™, pur senza essere un modello tridimensionale completo, consente di

tenere conto dell'influenza dei rilievi in modo semplificato. Detta h l'altezza dell'asse del pennacchio rispetto al suolo, la modellizzazione è basata sui seguenti principi:

se l'asse del pennacchio si trova al di sopra di un rilievo di altezza $ht < h$:

in atmosfera neutra o instabile l'altezza dell'asse del pennacchio viene posta pari ad $h + ht/2$;

in atmosfera stabile l'altezza dell'asse del pennacchio non varia;

se l'asse del pennacchio passa al di sotto di un rilievo di altezza $ht > h$:

in atmosfera neutra o instabile l'altezza dell'asse del pennacchio viene posta pari ad $ht + h/2$;

- in atmosfera stabile l'altezza dell'asse del pennacchio viene posta pari ad un valore limite di dieci metri.

La formulazione è conservativa in caso di vento stabile.

Calme di vento

Nel caso di venti deboli ($< 0.8 \text{ m}/\text{s}$), in luogo del modello a pennacchio viene utilizzata una formulazione a puff gaussiani. Il sovrainnalzamento viene calcolato utilizzando la formula di Holland. L'emissione viene poi discretizzata tramite la generazione, a cadenza regolare (tipicamente dell'ordine delle decine di secondi, in funzione della velocità del vento, per assicurare la continuità del pennacchio), di un certo numero di puff. La simulazione della dispersione avviene mediante il calcolo delle traiettorie dei loro centri di massa (trasporto da

parte del vento) e della diffusione attorno ad essi. La velocità orizzontale utilizzata corrisponde a quella in corrispondenza del baricentro del puff; la velocità verticale nel caso di particolati è data invece dalla combinazione della componente verticale del vento e della velocità di sedimentazione, funzione della granulometria. Il trasporto di inquinante sito in un punto (x, y, z) per un intervallo dt a partire dall'istante t viene dunque calcolato tramite le:

$$\left. \begin{aligned} dx &= u(x, y, z, t)dt \\ dy &= v(x, y, z, t)dt \\ dz &= [w(x, y, z, t) - Vg]dt \end{aligned} \right\} (1)$$

dove dx, dy, dz sono le componenti dello spostamento secondo i tre assi per un intervallo dt, u(x,y,z,t), v(x,y,z,t) e w(x,y,z,t) le tre componenti del vento in corrispondenza del punto (x,y,z,t) all'istante t, e Vg l'eventuale velocità di sedimentazione dell'inquinante.

La concentrazione dei puff intorno ai loro centri di massa è assunta di tipo gaussiano, con distribuzione caratterizzata dagli scarti orizzontale e verticale. Tali scarti evolvono nel tempo, per simulare la diffusione del pennacchio nell'atmosfera circostante, sulla base delle formule di Pasquill. Il calcolo è effettuato in funzione della stabilità atmosferica e della distanza percorsa dal puff a partire dal suo rilascio in corrispondenza della sorgente.

Al momento del rilascio, ad ogni puff è attribuita una concentrazione (o massa) di inquinante proporzionale al tasso di emissione della sorgente all'istante in cui esso lascia la sorgente stessa. L'impatto al suolo (concentra-

zioni o deposizioni) viene calcolato come somma dei contributi di ogni puff. Dette [xi, yi, zi, (t - te)i, Mi] le variabili che descrivono il puff i-esimo all'istante t (rispettivamente: coordinate del baricentro, intervallo di calcolo e massa associata al puff), la concentrazione in un punto qualsiasi (x, y, z) del dominio di calcolo viene calcolata utilizzando la formula gaussiana:

$$C = \frac{M_i}{(2\pi)^{\frac{3}{2}} \sigma_{hi}^2 \sigma_{vi}^2} \exp \left[-\frac{(x-x_i)^2 + (y-y_i)^2}{2\sigma_{hi}^2} - \frac{(z-z_i)^2}{2\sigma_{vi}^2} \right]$$

La modellizzazione a puff coincide con quella a pennacchio rettilineo quando il vento è uniforme su tutto il dominio di calcolo, la velocità verticale è nulla, il terreno è pianeggiante ed il flusso d'uscita al camino è costante. E' importante tuttavia precisare come i tempi di calcolo relativi all'adozione di una formulazione a puff siano notevolmente superiori a quelli relativi ad una a pennacchio gaussiano classico.

Particolati

Nel caso dei particolati, l'altezza effettiva del pennacchio per la classe dimensionale j-esima (Hj), è calcolata in funzione della distanza dalla sorgente x e della velocità orizzontale del vento U:

$$H_j = H - V_{gj} \frac{x}{U}$$

essendo V_{gj} (m/s) la velocità di caduta gravitazionale per la classe dimensionale j-esima, calcolata tramite la legge di Stokes:

$$V_{gj} = \frac{d_j^2 g (\rho_p - \rho_a)}{18\mu}$$

dove d_j è il diametro medio delle particelle di classe j (m; deve essere compreso tra 5 μm e 200 μm) g l'accelerazione di gravità (m/s^2), ρ_p

la densità volumetrica del particolato (kg/m^3), ρ_a la densità volumetrica dell'aria (kg/m^3) e μ la viscosità dinamica dell'aria ($1.8 \cdot 10^{-5} \text{ kg/m}\cdot\text{s}$).