



UNIVERSITÀ  
DEGLI STUDI  
DI BRESCIA

**G. Finzi, C. Carnevale,  
E. De Angelis, A. Pederzoli,  
E. Turrini, M. Volta**

Dipartimento Ingegneria  
Meccanica e Industriale (DIMI)  
Sistemi di Controllo

## VALUTAZIONE INTEGRATA DELL'INQUINAMENTO ATMOSFERICO

NEL BACINO PADANO  
E NEL TERRITORIO  
BRESCIANO

**Parte seconda**  
ANALISI DI  
SCENARI  
EFFICIENTI DI

# RIDU ZIONE

DELL'INQUINAMENTO



A2A e l'Università degli Studi di Brescia hanno siglato nel 2015 una Convenzione Quadro per la collaborazione scientifica finalizzata allo studio della salute e alla promozione del benessere delle persone e dell'ambiente, inquadrata nel contesto del progetto strategico di Ateneo *Health & Wealth*, allo scopo di incentivare la convergenza di competenze multidisciplinari sulle questioni ambiente e salute.

Nell'ambito di tale convenzione è stato concordato lo studio (della durata di due anni) oggetto di questa relazione al fine di valutare in modo integrato l'inquinamento atmosferico e il suo impatto sulla salute nel bacino padano con un focus particolare sul territorio bresciano.

L'inquinamento atmosferico è infatti uno dei maggiori problemi ambientali in queste aree, dove la cattiva qualità dell'aria è prodotta da avverse condizioni meteorologiche e da processi di rilascio, formazione, trasporto ed accumulo degli inquinanti. Ne deriva quindi la necessità di considerare tutte le fonti presenti sul nord Italia (bacino padano), per poter successivamente caratterizzare ambiti specifici in modo completo e preciso.

L'obiettivo del lavoro è la messa a punto di una metodologia integrata in grado di:

1. valutare sul territorio il peso delle emissioni atmosferiche di inquinanti quali PM<sub>10</sub>, NO<sub>x</sub> e NH<sub>3</sub>, prendendo in considerazione tutte le fonti presenti (traffico veicolare, industrie, attività agricole e zootecniche, impianti di produzione di energia, riscaldamento domestico, processi di trattamento dei rifiuti, ecc.);
2. quantificare il loro coinvolgimento nei processi di formazione di inquinanti secondari (O<sub>3</sub>, PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>);
3. identificare emissioni e ricadute sul territorio dei principali microinquinanti quali PCD-D/F, PCB e PCB-DL.
4. valutare l'efficacia di azioni di risanamento della qualità dell'aria, in particolare volte al contenimento delle concentrazioni medie di PM<sub>10</sub>;
5. inquadrare dal punto di vista sanitario i contaminanti considerati individuando in particolare i parametri utili alla stima del rischio di esposizione della popolazione.

Il lavoro consta di tre parti. La prima è dedicata all'analisi della situazione attuale (punti 1-3), la seconda all'identificazione e descrizione di scenari futuri (punto 4) e la terza alla valutazione degli effetti sulla salute umana (punto 5).



<b>Premessa</b>	<b>3</b>
<b>Sommario</b>	<b>5</b>
<b>1 Introduzione</b>	<b>7</b>
<b>2 I sistemi modellistici RIAT+ e MAQ</b>	<b>8</b>
2.1 Analisi di Scenario	8
2.2 Analisi multi-obiettivo	9
2.3 Calcolo degli impatti sulla salute e dei costi esterni	10
2.4 Implementazione	11
<b>3 Set-up dei sistemi modellistici</b>	<b>13</b>
3.1 I modelli sorgente-recettore	13
3.1.1 DoE	14
3.1.2 Le simulazioni degli scenari emissivi con il modello TCAM	15
3.1.3 Identificazione e validazione dei modelli sorgente-recettore	16
3.2 Quadro emissivo di riferimento (CLE2020)	19
<b>4 Soluzioni del problema decisionale</b>	<b>21</b>
4.1 Costi e riduzione delle emissioni	22
4.2 Impatti	23
4.3 Misure di riduzione	26
<b>5 Conclusioni</b>	<b>30</b>
<b>6 Bibliografia</b>	<b>32</b>
<b>7 Acronimi</b>	<b>33</b>



L'Organizzazione Mondiale della Sanità indica l'inquinamento atmosferico come causa di circa 7 milioni di morti premature ogni anno nel mondo ([www.who.int/news-room/air-pollution](http://www.who.int/news-room/air-pollution)). Di queste, circa 430.000 sono stimate nei paesi europei, 91.000 solo in Italia a causa dell'esposizione a ozono troposferico, particolato atmosferico (PM10 e PM2.5) e ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>). Un tema estremamente rilevante sia dal punto di vista sanitario che dal punto di vista economico, se si considerano i costi sanitari, di mancata produzione e delle azioni di risanamento. Nonostante l'applicazione della vigente normativa sul controllo delle emissioni in atmosfera, alcune regioni italiane ed europee continuano a registrare livelli d'inquinamento superiori ai valori limite di legge, incorrendo in onerose procedure d'infrazione da parte della Commissione Europea.

Le autorità necessitano quindi di strumenti per la definizione di piani di risanamento della qualità dell'aria. Si tratta di Sistemi di Supporto alle Decisioni in grado di orientare il decisore politico verso strategie di riduzione delle emissioni di medio-lungo periodo, tali da comportare il contenimento delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera, valutandone i fenomeni di formazione, diffusione e trasporto, molto complessi e non lineari. Per attuare strategie efficaci, devono essere considerati numerosi aspetti: la riduzione delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera, l'impatto dell'esposizione sulla salute della popolazione, i costi legati alle politiche di riduzione e ai benefici che queste comportano.

Nel presente studio si analizza l'efficacia di azioni rivolte alla riduzione delle concentrazioni di PM10 nella provincia di Brescia. Tali azioni sono di medio-lungo periodo e si aggiungono a quelle già previste dalla normativa europea, nazionale e regionale in tema di riduzione delle emissioni. Lo scenario, rispetto al quale è valutata l'efficacia delle azioni future, ipotizza un quadro emissivo, per la regione Lombardia e quindi la provincia di Brescia, proiettato al 2020, derivante dalla stima dell'applicazione della normativa vigente (Scenario CLE2020, Current Legislation 2020).

Si osserva che lo scenario emissivo di riferimento in questa parte del lavoro è necessariamente diverso da quello studiato nella prima parte del lavoro finalizzata all'analisi dello stato attuale.

Lo strumento utilizzato per lo studio è il modello RIAT+ [1] integrato con il modello MAQ (Multi-dimensional Air Quality tool, [2]). I due sistemi modellistici prevedono la possibilità di utilizzare diversi approcci: l'analisi di scenario, l'analisi costi-efficacia e l'analisi multi-obiettivo.

Nel capitolo 2 è formalizzato il problema decisionale, descritte le funzionalità e le analisi ex-post prodotte dai due sistemi modellistici.

Nel capitolo 3 sono descritti i dati necessari all'implementazione del modello decisionale, tra cui il quadro emissivo di riferimento, in relazione alle proiezioni al 2020 sulla base delle direttive comunitarie e nazionali vigenti (CLE2020).

Nel capitolo 4 sono descritte le due politiche efficienti, soluzioni del problema decisionale formalizzato nel capitolo 2.

## 2 I sistemi modellistici RIAT+ e MAQ

RIAT+ e MAQ sono sistemi modellistici a supporto dei decisori regionali, spesso nella necessità di selezionare politiche di controllo della qualità dell'aria con importanti vincoli economici sulle risorse che possono essere impiegate.

La metodologia implementata dai sistemi modellistici prevede due possibili configurazioni facilmente interpretabili a partire dallo schema DPSIR (Drivers-Pressures-State-Impacts-Responses, [3]) suggerito dall'Agencia Europea per l'Ambiente. Esso definisce e organizza dati, modelli e metodologie per supportare il decisore nella formalizzazione e implementazione di politiche di risanamento ambientale. Lo schema struttura le interazioni causa-effetto che intercorrono tra i sistemi economici, politici e sociali e le componenti ambientali. I bisogni individuali e sociali, le attività e le infrastrutture necessarie al loro soddisfacimento (Determinanti) esercitano Pressioni, che producono alterazioni sulla qualità dell'ambiente e delle risorse naturali (Stato). L'alterazione delle condizioni ambientali determina Impatti sulla salute della popolazione, gli ecosistemi, l'economia, che richiedono Risposte di mitigazione degli effetti. Le azioni su Determinanti, Pressioni, Stato e Impatti sono il modo con il quale il decisore deve assicurare la salvaguardia della salute, lo sviluppo sostenibile, il benessere sociale e la protezione degli ecosistemi. I sistemi modellistici RIAT+ e MAQ implementano l'intero schema DPSIR declinato per l'inquinamento atmosferico. I sistemi supportano i due approcci di seguito descritti.

### 2.1 Analisi di Scenario

In questo approccio si valutano, attraverso successive simulazioni modellistiche, gli effetti di un insieme di interventi di riduzione delle emissioni selezionati sulla base della conoscenza che esperti del settore hanno del fenomeno o sulla base di risultati di tecniche di Source Apportionment. Questo approccio non garantisce che le misure selezionate siano efficienti, ma consente, a posteriori, una valutazione dei costi di implementazione e della loro efficacia.

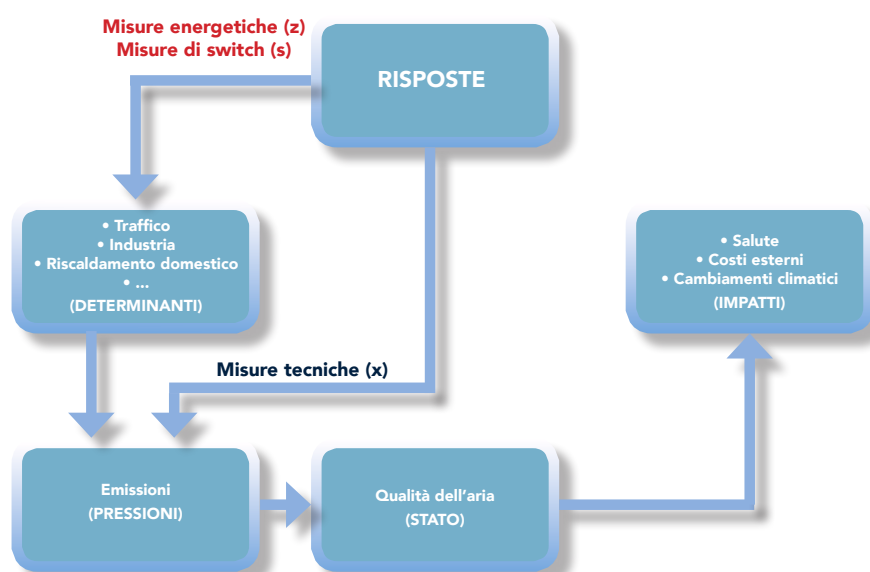


Figura 2.1: Schema DPSIR (Analisi di Scenario).



Si possono, in linea di principio, considerare due classi di misure:

- le **misure end-of-pipe**, definite dalla variabile  $x$ , che riducono le emissioni dei precursori senza variare il consumo energetico dell'attività antropica;
- le **misure energetiche** ( $s, z$ ) che variano direttamente il consumo di energia. Le misure energetiche possono essere suddivise in due sottoclassi:
  - La variabile  $z$  descrive le misure che riducono il livello di attività e quindi il consumo di combustibile (*fuel consumption measures*);
  - La variabile  $s$  descrive la situazione in cui un combustibile viene sostituito, completamente o in parte, da un altro a minore emissione (*switch measures*).

## 2.2 Analisi multi-obiettivo

In questa configurazione viene risolto un problema di ottimizzazione che considera in modo congiunto l'impatto di politiche di riduzione delle emissioni sulla qualità dell'aria e il costo della loro implementazione. Questa modalità consente di identificare strategie efficienti costituite da un insieme di misure end of pipe e di misure energetiche.

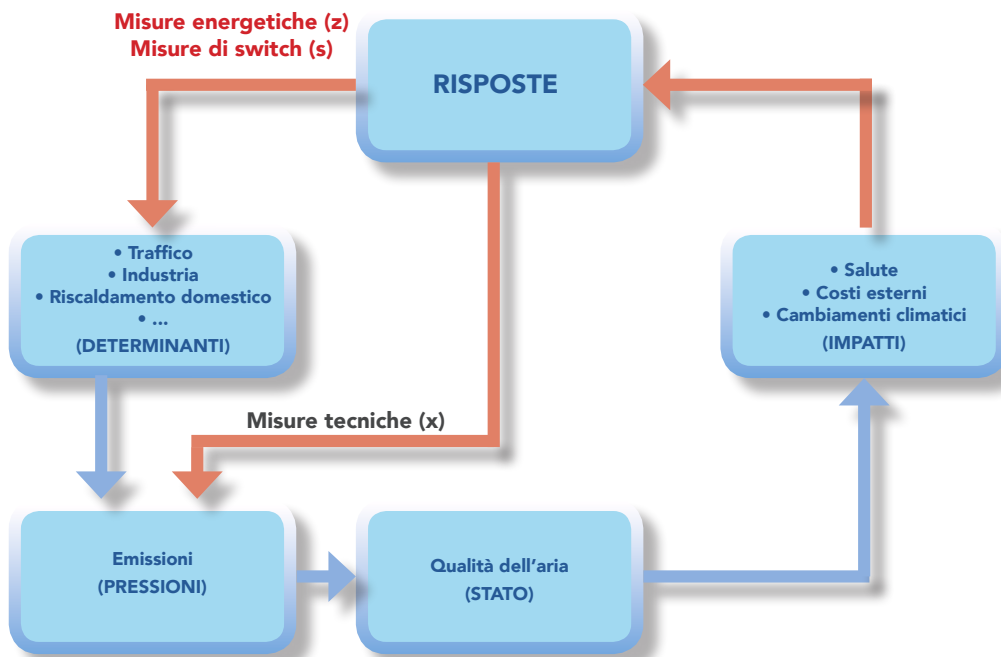


Figura 2.2: schema DPSIR (ottimizzazione).

Il problema di ottimizzazione multi-obiettivo può essere così formalizzato:

$$\min_{s,x,z} [f_o(s,x,z)], \text{ con } o=1,\dots,O_{obj}$$

$$s \in S, x \in X, z \in Z$$

dove

- $f_o$  è l' $o$ -esima componente della funzione obiettivo vettoriale,
- $O_{obj}$  è il numero degli obiettivi che il decisore desidera ottimizzare,
- $S, X, Z$  sono rispettivamente gli insiemi dei valori ammissibili (*feasible decision variable set*) per le variabili di decisione  $s, x, z$ .

Più specificamente, il problema diventa:

$$\min_{s,x,z} J(s,x,z) = \min_{s,x,z} [AQI_n(s,x,z) \cdot IC(s,x,z)], \quad \text{con } n=1,\dots,N$$

$$s \in S, x \in X, z \in Z$$

dove  $AQI_n(s,x,z)$  sono gli indici di qualità dell'aria che il decisore intende migliorare e  $IC(s,x,z)$  rappresenta un obiettivo di costo, ovvero la possibilità di attuare politiche a costi di riduzione delle emissioni più contenuti possibile.

Le soluzioni di questo problema sono le politiche efficienti di riduzione delle emissioni in grado di produrre la minima esposizione della popolazione a costi di riduzione minimi.

Il problema multi-obiettivo è risolto mediante il metodo  $\epsilon$ -Constraint che prevede che soltanto uno degli obiettivi venga minimizzato e gli altri siano inseriti tra i vincoli:

$$\min_{s,x,z} J(s,x,z) = \min_{s,x,z} AQI(s,x,z)$$

con i vincoli:

$$s \in S, x \in X, z \in Z$$

$$IC(s,x,z) \leq L, \text{ con } L \in \mathbb{R}^+ \text{ e } 0 \leq L \leq \underline{L}$$

La soluzione del problema è un insieme di strategie efficienti, rappresentate nello spazio degli obiettivi tramite una curva di Pareto.

L'analisi **Costi-Efficacia** rappresenta un caso particolare di problema multi-obiettivo, dove il valore dei costi  $L$  è fissato.

### 2.3 Calcolo degli impatti sulla salute e dei costi esterni

Per un definito scenario, il sistema di supporto alle decisioni permette di stimare gli impatti sulla salute e i costi esterni causati dall'esposizione alle concentrazioni di PM10. In particolare, la procedura Externe [11] consente la stima tra gli altri dell'indicatore dell'impatto sulla salute YOLL (Years Of Life Lost) e la sua valutazione economica.

Gli effetti sulla salute sono generalmente calcolati tramite relazioni dose-risposta; in questo caso il modello permette di definire gli impatti sulla salute in termini di YOLL moltiplicando le concentrazioni in ogni cella del dominio per la funzione dose-risposta e per la popolazione residente in tale cella:

$$YOLL = \sum_{d=1,\dots,D} (S_{CRF} \cdot P_d^{30} \cdot X_d)$$

dove:

- $S_{CRF}$  è il coefficiente della funzione dose-risposta relativa all'esposizione a PM10, pari a  $4 \cdot 10^{-4}$  [YOLL/(abitanti·anno·(µg/m³))]
- $P_d^{30}$  è la popolazione con età maggiore di 30 anni esposta all'inquinamento da PM10 nella cella  $d$ ;
- $X_d$  è la concentrazione media annua di PM10 nella cella  $d$ .

I costi esterni legati agli impatti dell'inquinamento sulla salute sono calcolati moltiplican-

do l'indicatore YOLL per un valore economico convenzionale:

$$HC = YOLL \cdot ev$$

dove  $ev$  è il valore economico stimato per un anno di vita perso (YOLL), assunto pari a  $50000 \text{ €}_{2000}/YOLL$ .

## 2.4 Implementazione

Il modello MAQ, implementato secondo lo schema rappresentato in Figura 2.3, richiede in input i seguenti database:

- emissioni puntuali e areali;
- misure per la riduzione delle emissioni (sia end-of-pipe che di efficienza energetica). Il database deve essere completo di tutte le informazioni sulle tecnologie di abbattimento delle emissioni: i fattori di emissioni dei precursori (PM10, PM2.5, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, COV e NH<sub>3</sub>), i livelli di attività, le efficienze di rimozione degli inquinanti, i tassi di applicazione delle tecnologie (potenziali ed effettivi al base case) e i costi unitari;
- modelli Sorgente-Recettore che mettano in relazione le emissioni e le concentrazioni: un modello S/R può essere semplice come una relazione lineare, o complesso come un modello di chimica e trasporto (Chemical Transport Model, CTM). Per limitare il tempo di calcolo, RIAT+ e MAQ utilizzano modelli non lineari (reti neurali artificiali, ANN) identificate utilizzando un insieme di simulazioni del modello di chimica e trasporto TCAM [5].

RIAT+ e MAQ differiscono per l'insieme delle variabili di decisione. Il primo sistema ottimizza un insieme di obiettivi cercando la combinazione efficiente di misure end-of-pipe, il secondo è in grado di valutare sia le misure end-of-pipe che le azioni finalizzate al risparmio di energia.

I principali output di RIAT+ e MAQ sono i livelli di applicazione delle tecnologie, la quantificazione della riduzione delle emissioni sul dominio e i costi di applicazione delle misure, la rappresentazione spaziale dei principali indicatori relativi alla qualità dell'aria (AQI) e, nel caso dell'ottimizzazione multi-obiettivo, la Curva di Pareto che rappresenta le soluzioni efficienti implementabili al variare dei costi.

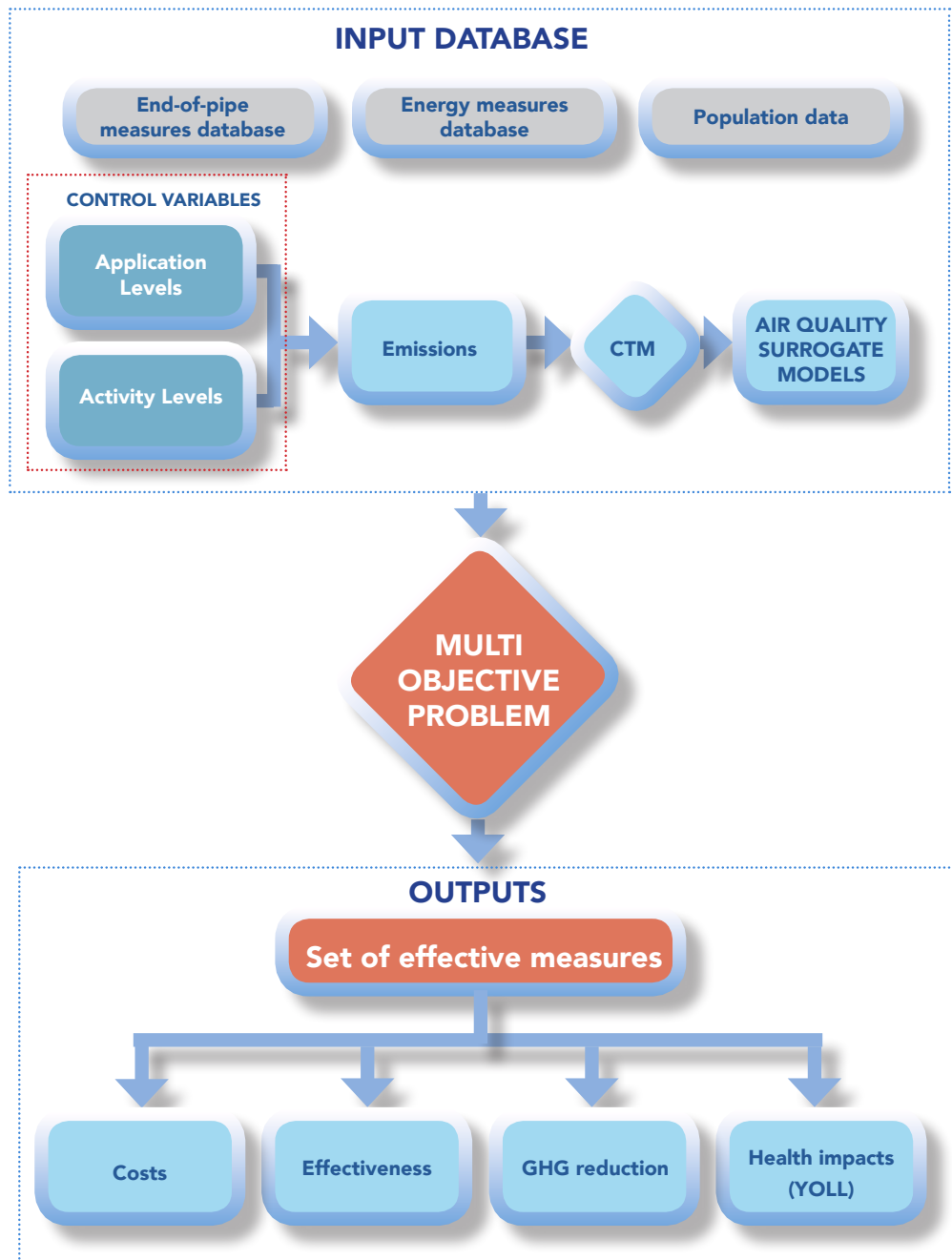


Figura 2.3: Schema a blocchi del modello MAQ.

### 3 Set-up dei sistemi modellistici

Il capitolo è dedicato alla descrizione del set-up dei sistemi modellistici RIAT+ e MAQ, in particolare a come sono costruiti i database dei modelli sorgente-recettore e lo scenario di riferimento per il dominio di studio, ovvero la provincia di Brescia.

#### 3.1 I modelli sorgente-recettore

La relazione tra la variazione emissiva e l'indice di qualità dell'aria, utilizzata durante la risoluzione del problema nelle due configurazioni (scenario e ottimizzazione), può essere calcolata mediante modelli CTM la cui complessità e i cui tempi computazionali non sono compatibili con l'utilizzo di un algoritmo di ottimizzazione.

Per ovviare a questo problema, a partire da un numero limitato di simulazioni del modello di chimica e trasporto TCAM [5], un insieme di modelli semplificati sorgente-recettore (o surrogate models) può essere calcolato e implementato nel sistema.

In questo lavoro si è utilizzata una famiglia di modelli sorgente-recettore basata su reti neurali. Il termine rete neurale indica una struttura computazionale in grado di riprodurre attraverso un modello matematico le proprietà e le capacità fondamentali di alcune strutture cerebrali, in particolare le caratteristiche di apprendimento, di elaborazione parallela e di auto-adattamento. Una rete neurale è costituita da un insieme di elementi base (nodi) e dai collegamenti tra di essi. Ogni nodo contiene un elemento computazionale (detto neurone), i cui ingressi derivano da connessioni a monte, che fornisce in uscita l'input per le connessioni a valle dello stesso, le quali, a loro volta, possono costituire ingressi per un altro elemento.

Il nodo realizza la somma pesata degli ingressi e trasmette il risultato alla funzione di attivazione, la cui uscita corrisponde all'uscita del neurone. La funzione di attivazione può essere lineare o non lineare, ma la seconda tipologia è la più diffusa in quanto permette di implementare sistemi più complessi.

Per il singolo neurone, l'output di ogni elemento dipende dalla combinazione di vari fattori quali: il peso degli ingressi e la tipologia della funzione di trasferimento interna. È possibile variare la distribuzione dei pesi e le funzioni di attivazione, ma anche le caratteristiche topologiche della rete, attraverso la scelta del numero di neuroni e degli strati che la compongono.

Combinando in modo differente questi elementi, si possono realizzare diverse tipologie di reti neurali. L'assegnazione di pesi alle connessioni conferisce maggiore importanza ad alcuni ingressi a scapito di altri. In questo modo si riesce ad ottenere il comportamento desiderato da parte del sistema focalizzando l'analisi su particolari input. I pesi delle connessioni sono quindi i parametri che vengono variati nella fase di addestramento fino al raggiungimento di una soddisfacente condizione di somiglianza tra i dati in uscita e i valori di riferimento considerati.

Per determinare le variazioni dei pesi delle connessioni, gli algoritmi di apprendimento utilizzano diverse tecniche: la più diffusa è quella basata sul gradiente dell'errore e prende il nome di back propagation. L'algoritmo ha un funzionamento molto semplice, che consiste sostanzialmente nella modifica dei pesi delle connessioni dopo ogni prova, in funzione

dell'errore dell'output rispetto al valore desiderato.

Le reti vengono addestrate in modo che, in corrispondenza di uno specifico ingresso, l'uscita si avvicini il più possibile al corrispondente target (come illustrato in Figura 3.1), modificando i pesi delle connessioni tra le strutture elementari della rete. Nel caso in esame, ciò significa che la rete viene addestrata a riprodurre, in corrispondenza di un certo quadro emissivo, le concentrazioni calcolate dal modello TCAM. Attraverso una continua comparazione dei risultati della rete con i valori di concentrazioni stimati dal modello, avviene un progressivo affinamento dei parametri della rete finché una determinata cifra di merito non assume un valore inferiore ad una specifica tolleranza.

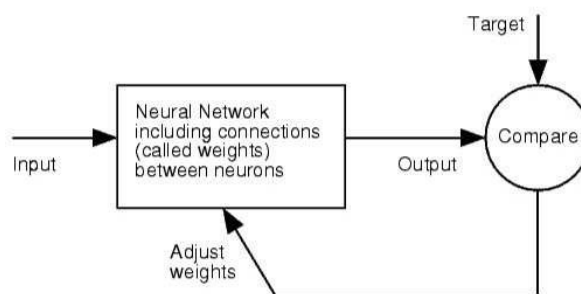


Figura 3.1: Diagramma di addestramento di una rete neurale

### 3.1.1 DoE

La fase di Design of Experiment ha come obiettivo la definizione degli scenari da simulare mediante il modello TCAM al fine di definire il dataset di identificazione e validazione dei modelli sorgente-recettore.

Tali simulazioni devono essere forzatamente in numero limitato a causa dei tempi computazionali del modello, ma devono essere in grado di rappresentare nel miglior modo possibile la relazione causa-effetto esistente tra le emissioni dei precursori e i diversi indici di qualità dell'aria considerati. Inoltre, tra le simulazioni devono essere considerati i casi estremi, ovvero i casi in cui il valore dei precursori assume valore minimo ( $L$ ) e massimo ( $H$ ).

Lo scenario  $i$ -esimo per l'inquinante  $j$  viene calcolato mediante combinazione lineare degli scenari  $L$  e  $H$ :

$$E(i,j)=M(i,j) (H_i-L_i)+L_i$$

dove  $M(i,j)$  è un coefficiente che viene determinato dalla Tabella 3.1:

Tabella 3.1: Valori di  $M(i,j)$  per i diversi scenari simulati

Scenario	NO <sub>x</sub>	VOC	NH <sub>3</sub>	SO <sub>2</sub>	PM10
1	1	1	1	1	1
2	0	0	0	0	0
3	0	1	1	1	1
4	1	0	1	1	1
5	1	1	0	1	1
6	1	1	1	0	1
7	1	1	1	1	0
8	0,25	0,25	0,25	0,75	0,25
9	0,25	0,75	0,25	0,75	0,25
10	0,25	0,75	0,75	0,75	0,25
11	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
12	0,75	0,25	0,75	0,75	0,25
13	0,75	0,75	0,25	0,75	0,25
14	0,25	0,25	0,75	0,25	0,75

Lo scenario 1 rappresenta lo scenario in cui le emissioni di tutti i precursori sono maggiori (H) mentre lo scenario 2 vede le emissioni più basse (L). Gli scenari (3-7) valutano l'impatto delle riduzioni di un singolo precursore sull'indice di qualità dell'aria mentre gli scenari (8-14) sono ottenuti attraverso l'applicazione di una tecnica di campionamento ottima dell'iperspazio delle emissioni basata sul numero di Sobol [4]

### 3.1.2 Le simulazioni degli scenari emissivi con il modello TCAM

Il modello TCAM (Transport Chemical Aerosol Model, [5]), è un modello tridimensionale euleriano a griglia che consente di simulare i principali fenomeni chimico-fisici che coinvolgono gas e aerosol in troposfera. E' composto da diversi moduli dedicati alla simulazione dei seguenti fenomeni:

- Trasporto e diffusione orizzontale. Il modulo integra le equazioni di trasporto e diffusione per specie chimiche e aerosol trascurando la diffusività molecolare. L'algoritmo di integrazione include filtri non lineari che escludano anomalie numeriche assicurando il principio di conservazione della massa.
- Trasporto e diffusione verticale. Il modello implementa due diversi algoritmi di integrazione delle equazioni di trasporto verticale: uno schema implicito per valori elevati di diffusività verticale e uno schema ibrido per diffusività contenute.
- Deposizione secca e umida di specie gassose e aerosol.
- Chimica in fase gas. Il modello implementa schemi chimici a molecole raggruppate (SAPRC97, COC-OH97) e a strutture raggruppate (CB-IV).
- Fisica e chimica degli aerosol. Il modello tratta la condensazione, l'evaporazione, la nucleazione e la chimica in fase eterogenea attraverso la definizione di: (1) classi di composti organici secondari reagenti con le specie gassose descritte dal modulo di

Chimica in fase gassosa, (2) di classi granulometriche e chimiche per il particolato.

Il modello integra le equazioni di diffusione, chimica e trasporto mediante una tecnica di splitting che disaccoppia i fenomeni contemporanei, risolvendo per ogni intervallo di simulazione le equazioni del trasporto orizzontale, del trasporto verticale e della chimica e quindi lo stesso set in ordine inverso. L'integrazione delle reazioni chimiche è affidata a diversi algoritmi (impliciti e ibridi) in grado di trattare separatamente la dinamica di specie lente e veloci.

I dettagli sugli schemi implementati nel modello si possono trovare in [5] e [6].

### 3.1.3 Identificazione e validazione dei modelli sorgente-recettore

In accordo con i dati emissivi forniti che prevedevano idonei profili temporali, è stato possibile identificare i modelli sorgente-recettore necessari alla rappresentazione dei legami tra emissione e diversi AQI su due orizzonti temporali: l'intero anno e il semestre estivo (aprile-settembre).

In questa sezione sono presentati gli scatter plot relativi alla validazione dei modelli sorgente-recettore identificati [7].

I grafici mostrano, per ciascuna cella del dominio, quanto il valore dell'indice di qualità dell'aria simulato attraverso le reti neurali, si discosti dal valore calcolato con il modello deterministico TCAM. Un punto si trova sulla bisettrice quando il valore calcolato dalla rete neurale è uguale al valore calcolato dal modello deterministico. Le principali statistiche della validazione sono riportate nella Tabella 3.2.



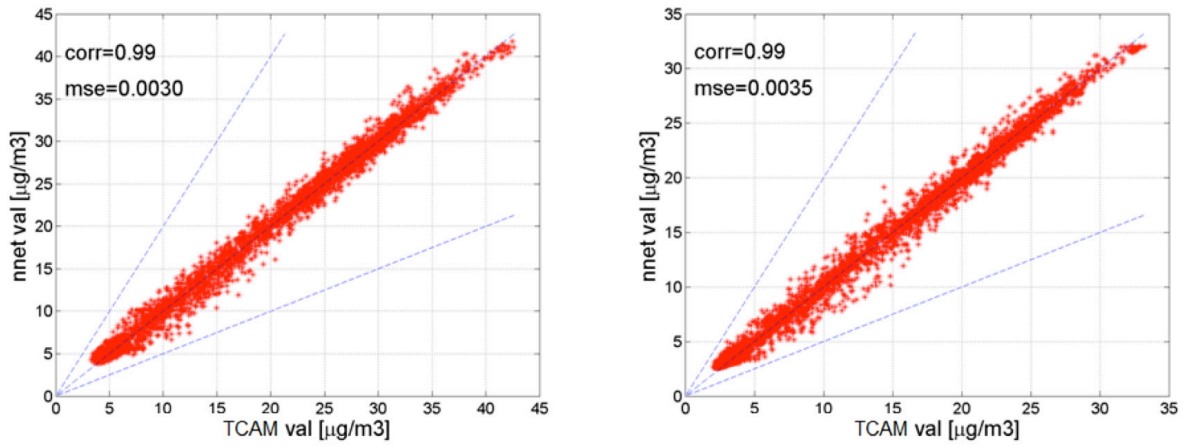


Figura 3.2: Scatter di validazione relativo alla rete PM10 (sinistra) e PM2.5 (destra)

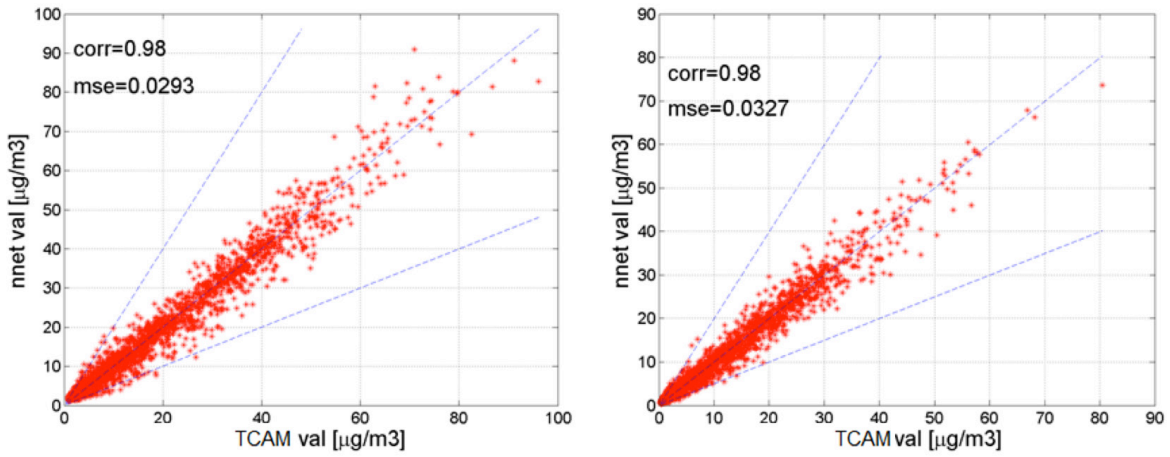


Figura 3.3: Scatter di validazione relativo alla rete NO2 annuale (sinistra) ed estiva (destra)

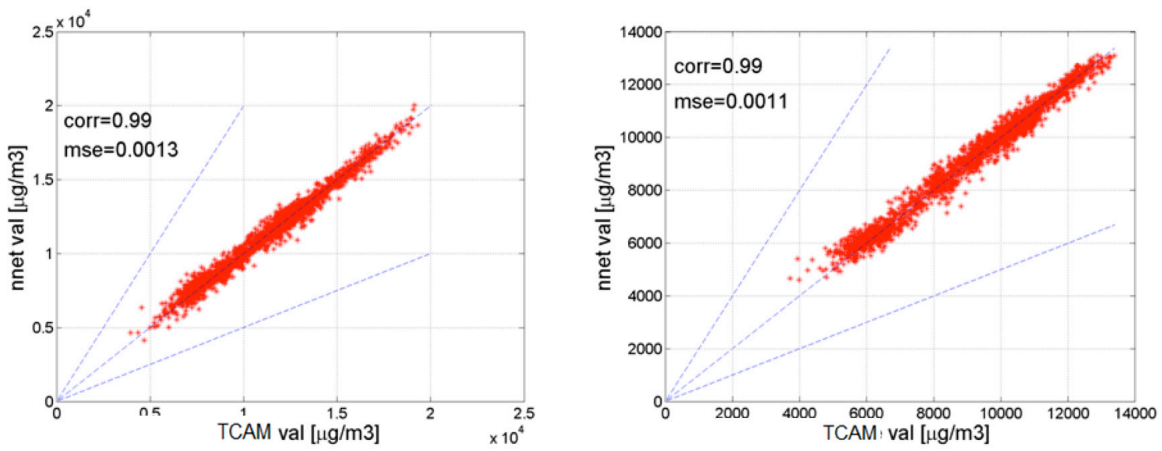


Figura 3.4: Scatter di validazione relativo alla rete SOMO35 annuale (sinistra) ed estiva (destra)

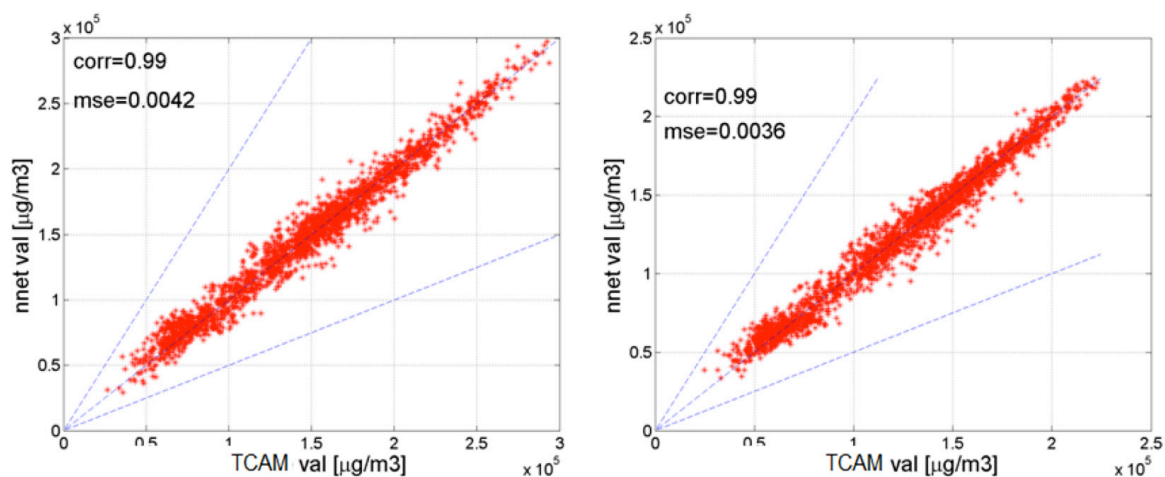


Figura 3.5: Scatter di validazione relativo alla rete AOT40 annuale (sinistra) ed estiva (destra)

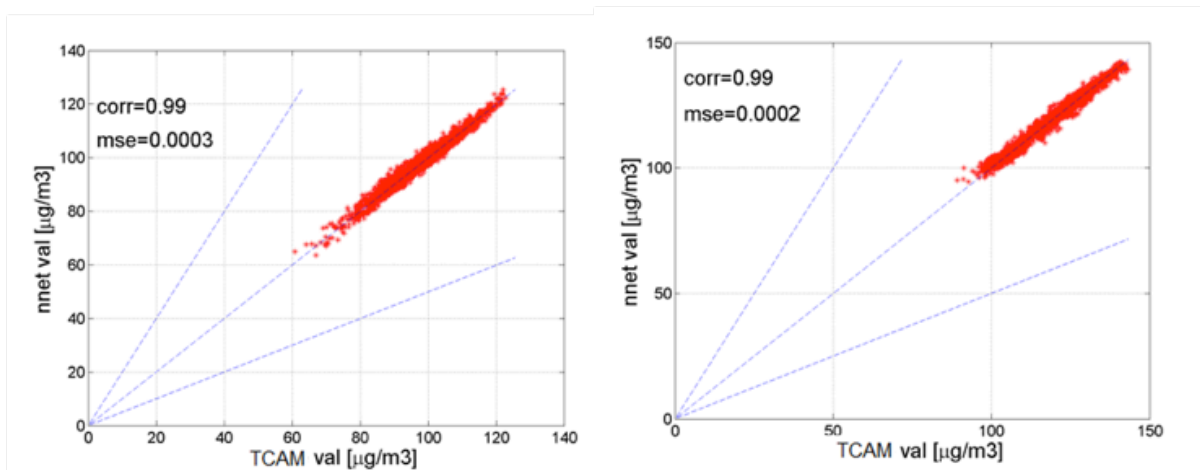


Figura 3.6: Scatter di validazione relativo alla rete MAX8H annuale (sinistra) ed estiva (destra).

Tabella 3.2 Correlazione ed errore quadratico medio relativi alla validazione delle reti neurali.

	Correlazione	mse
PM10 annuale	0,99	0,0030
PM2.5 annuale	0,99	0,0035
NO <sub>2</sub> annuale	0,98	0,0293
NO <sub>2</sub> estivo	0,98	0,0327
SOMO35 annuale	0,99	0,0013
SOMO35 estivo	0,99	0,0011
AOT40 annuale	0,99	0,0042
AOT40 estivo	0,99	0,0036
MAX8H annuale	0,99	0,0003
MAX8H estivo	0,99	0,0002

Sia gli scatter che i valori degli indicatori statistici evidenziano un buon comportamento dei modelli. I punti degli scatter sono tutti molto vicini alla bisettrice, i valori di correlazione sono prossimi a 1 e l'errore quadratico medio (MSE) risulta molto basso in tutti i casi.

### 3.2 Quadro emissivo di riferimento (CLE2020)

Il quadro normativo di riferimento è il Current LEgislation Level del 2020. Le emissioni per questo scenario sono state ottenute proiettando al 2020 le emissioni censite dal database regionale INEMAR. La proiezione considera i valori di Activity Level (presenza di un'attività antropica) e Application Rate (grado di diffusione/implementazione di una tecnologia) previsti dalla normativa vigente europea e nazionale al 2020 [8]. Lo scenario CLE2020 include la conversione della linea alimentata a carbone della centrale di Lamarmora, coerentemente a quanto indicato dalla strategia energetica nazionale [10], da raggiungere entro il 2025.

In Tabella 3.3 si riportano le emissioni in tonnellate/anno nella provincia di Brescia divise per macrosettore e per precursore del PM10. Si osserva come le emissioni di  $\text{NO}_x$  siano attribuibili principalmente alla Combustione nell'industria e al Trasporto su strada. Per quanto riguarda i composti organici si può osservare che le emissioni sono causate principalmente dal Ciclo di utilizzo e smaltimento dei solventi e dall'Agricoltura (il macrosettore 11, che comprende "Altre sorgenti di emissione", soprattutto naturali, rimane comunque responsabile di circa il 30% delle emissioni di Composti Organici Volatili). L'agricoltura (macrosettore 10) è responsabile circa del 99% delle emissioni di ammoniaca. Le polveri sottili, sia PM10 che PM2.5, sono emesse soprattutto nel macrosettore della combustione non industriale (quindi il riscaldamento residenziale e commerciale). Circa l'80% delle emissioni di  $\text{SO}_2$  sono invece imputabili ai macrosettori industriali (combustione nell'industria e processi produttivi).

È importante osservare che lo scenario CLE2020 è una proiezione basata sull'integrazione di database diversi, ovvero:

- l'inventario regionale delle emissioni INEMAR Lombardia (<http://www.inemar.eu/xwiki/bin/view/Inemar/HomeLombardia>),
- il database GAINS che fornisce per ciascuna tecnologia end-of-pipe l'efficacia di riduzione delle emissioni, la stima della diffusione nel futuro e i costi di implementazione (<http://www.iiasa.ac.at/web/home/research/researchPrograms/air/GAINS.html>)
- il database delle misure di risparmio energetico costruito durante i progetti OPERA (<http://www.operatool.eu/html/eng/index.html>) e VALUTA [7].

Rispetto all'inventario emissivo della Regione Lombardia (INEMAR) relativo all'anno 2012, lo scenario CLE2020 è caratterizzato dalla riduzione di circa il 20% delle emissioni di ossidi di azoto ( $\text{NO}_x$ ) e ammoniaca ( $\text{NH}_3$ ) e del 10% delle emissioni di particolato nelle due frazioni PM10 e PM2.5. Non si stimano significative variazioni nelle emissioni da attività antropiche di  $\text{SO}_2$  e VOC.

Si osserva che per alcune attività inquinanti si prevede un incremento (modesto) delle emissioni di ammoniaca a causa della sempre maggiore diffusione di catalizzatori nei processi di combustione, necessari per il controllo delle emissioni di  $\text{NO}_x$ , che utilizzano un insieme di riducenti tra cui l'ammoniaca.

Tabella 3.3: Emissioni dei precursori nella provincia di Brescia, scenario CLE2020.

Macrosettori	Emissioni dei precursori [t/anno]					
	NO <sub>x</sub>	VOC	NH <sub>3</sub>	PM10	PM2.5	SO <sub>2</sub>
1 Produzione di Energia	263,1	26,3	0,5	1,6	1,5	181,3
2 Combustione - Non industriale	1439,4	1906,3	28,5	1682,5	1624,2	108,2
3 Combustione - Industria	3808,3	447,2	55,5	280,9	222,1	1668,0
4 Processi Produttivi	804,7	1795,8	3,3	81,0	40,8	758,5
5 Estrazione, distribuzione combustibili fossili / geotermico	0,0	816,2	0,0	0,0	0,0	0,0
6 Uso di solventi	5,5	9276,4	0,0	23,2	5,2	0,1
7 Trasporti su Strada	7154,1	2010,3	105,8	743,6	472,5	16,6
8 Altre Sorgenti Mobili	1502,2	236,5	0,0	68,1	65,7	15,7
9 Trattamento e Smaltimento Rifiuti	433,4	240,6	90,9	7,0	5,2	51,7
10 Agricoltura	71,3	10260,7	23181,8	230,3	89,3	0,0
11 Altre sorgenti di Emissione ed Assorbimenti	9,5	18759,4	2,1	19,5	9,5	2,2
<b>TOTALE</b>	<b>15491,5</b>	<b>45775,6</b>	<b>23468,6</b>	<b>3137,7</b>	<b>2536,0</b>	<b>2802,4</b>

## 4. Soluzioni del problema decisionale

Si riportano in Figura 4.1 due curve di Pareto risultanti dalla soluzione di un problema decisionale multi-obiettivo nel quale gli obiettivi sono

- la concentrazione media annua di PM10 per la provincia di Brescia pesata per la popolazione residente. Questo indicatore è calcolato come la somma pesata delle concentrazioni medie annue di PM10 di tutte le celle in cui è diviso il dominio. I pesi di tale somma sono calcolati come la frazione di popolazione residente in ciascuna cella rispetto alla popolazione residente nell'intero dominio. L'utilizzo di questo indicatore consente di selezionare politiche che sono maggiormente efficaci nelle aree urbane.
- i costi di intervento, ovvero i costi necessari all'implementazione delle azioni di riduzione delle emissioni

e siano state considerate come variabili di decisione:

- le sole misure end-of-pipe (linea rossa)
- le misure end-of-pipe e le misure energetiche (linea blu).

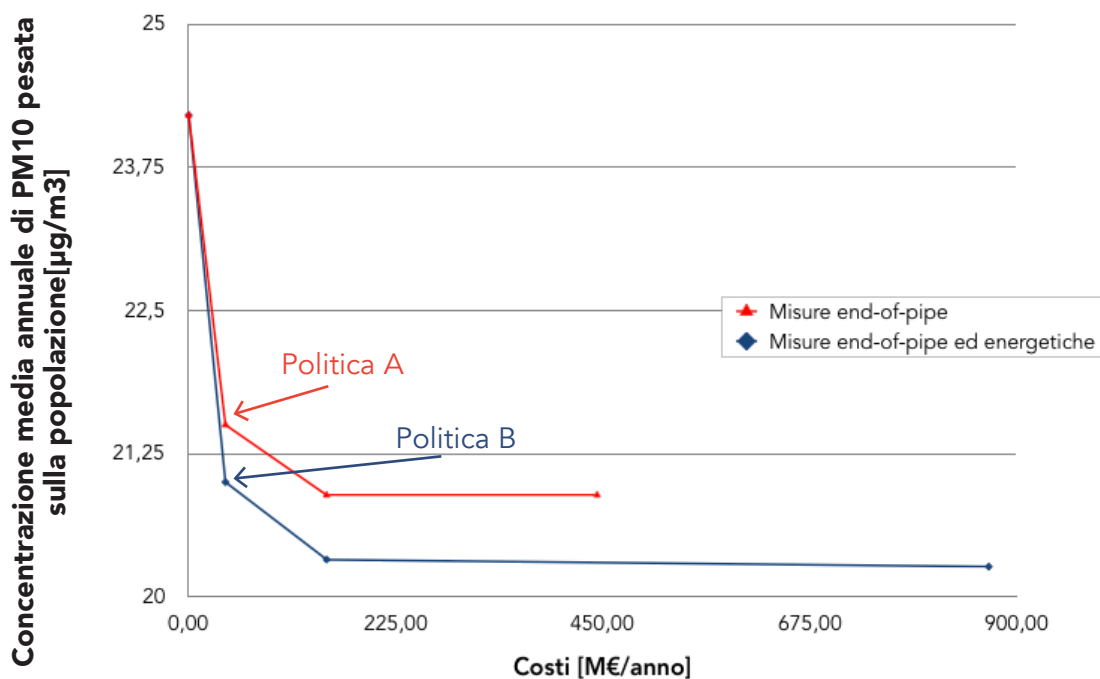


Figura 4.1: Curve di Pareto.

Nel seguito saranno analizzate le due soluzioni efficienti indicate nella figura come Politica A e Politica B calcolate per costi di implementazione pari a 40M€/anno (orizzonte temporale 10 anni).

Tabella 4.1 : Politiche ottime a costo 40M€/anno.

	Misure di riduzione delle emissioni	Concentrazioni medie annue di PM10 per la provincia di Brescia pesate sulla popolazione residente
Politica A	end-of-pipe	21,5
Politica B	end-of-pipe e di risparmio energetico	21,0

## 4.1 Costi e riduzione delle emissioni

Entrambe le politiche prevedono costi di intervento, oltre al CLE2020, prevalentemente nei macrosettori della Combustione non industriale (riscaldamento domestico e commerciale), dell'Agricoltura e in parte minore del Trasporto su strada (Figura 4.2).

Tali interventi producono un forte abbattimento delle emissioni di ammoniaca in Agricoltura, del particolato nel settore del riscaldamento e delle emissioni di ossidi di azoto dovuti al comparto del Traffico su strada. Si osserva che, a parità di costi di intervento, la politica B, includendo misure energetiche, consente maggiori riduzioni delle emissioni di NO<sub>x</sub> e particolato rispetto alla soluzione A (Figura 4.3).

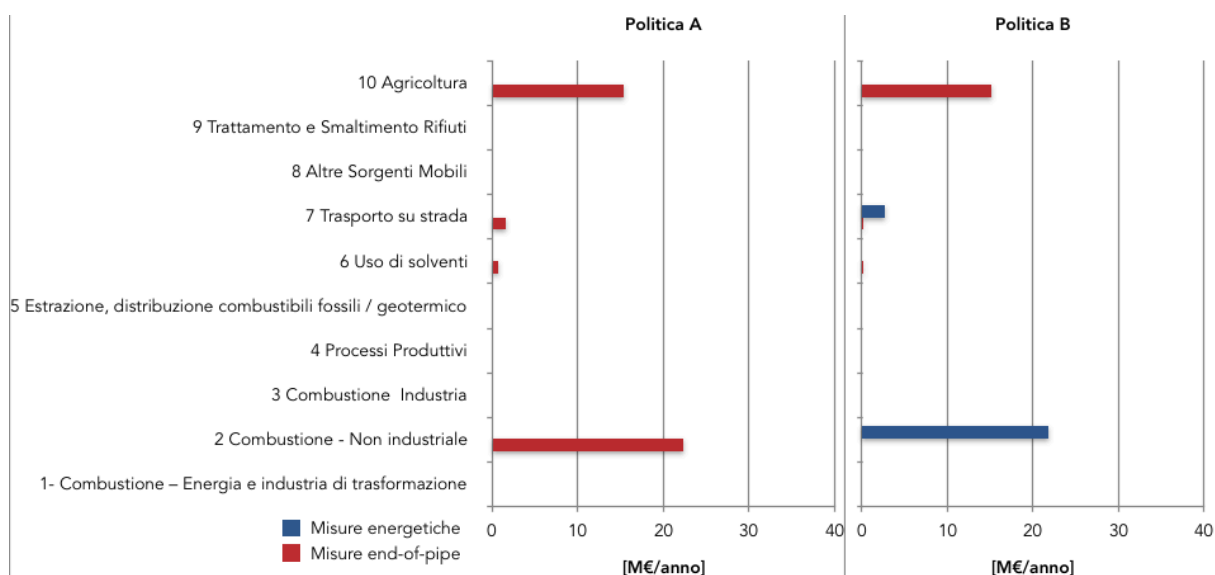


Figura 4.2: Distribuzione dei costi di riduzione (M€/anno) per macrosettore della Politica A (sinistra) e la Politica B (destra) nella provincia di Brescia.

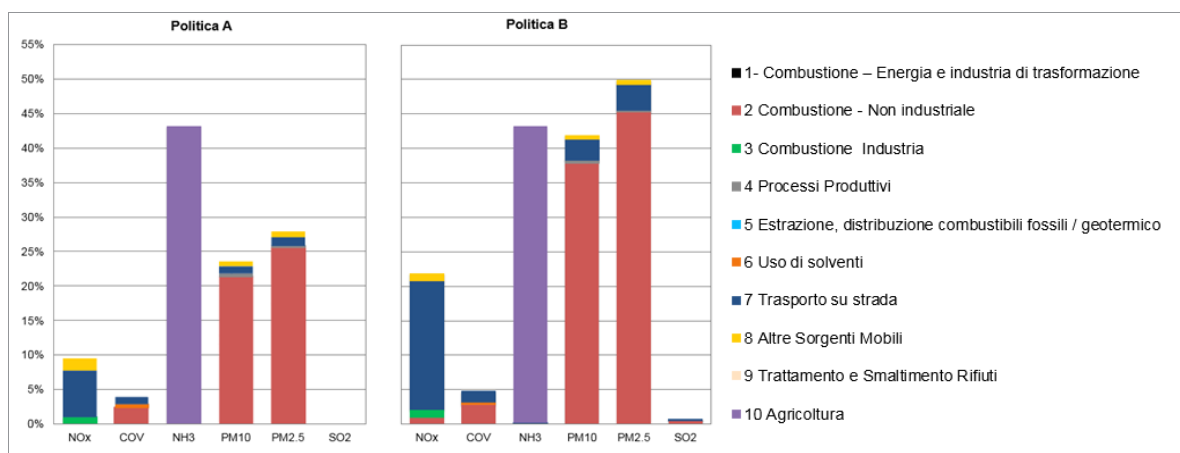


Figura 4.3: Distribuzione delle riduzioni di emissioni (ton/anno) per macrosettore della Politica A (sinistra) e la Politica B (destra) nella provincia di Brescia.

## 4.2 Impatti

Di seguito sono riportate le mappe di concentrazione media annua stimata per il PM10 (Figura 4.4), NO<sub>2</sub> (Figura 4.6) e l'indicatore YOLL (Years Of Life Lost, Figura 4.5) sia per lo scenario di base, CLE2020, che per le politiche A e B.

Si osserva un'importante riduzione soprattutto nelle concentrazioni di PM10. Nello scenario CLE2020 le concentrazioni medie annue di PM10 superano i 30 µg/m<sup>3</sup> in tutta l'area meridionale della provincia mentre con l'applicazione delle politiche A e B le concentrazioni si riducono sensibilmente. La distribuzione spaziale dell'indicatore YOLL riproduce quella del PM10. La riduzione delle concentrazioni di NO<sub>2</sub> è analoga.

E' importante notare che le mappe di concentrazione di PM10 e NO<sub>2</sub> stimate per lo scenario CLE2020 possono differire da quelle prodotte per la prima parte dello studio. Le ragioni delle discrepanze, relative soprattutto alle concentrazioni nella fascia pedemontana, sono dovute a due motivi. Il primo, come già evidenziato nel paragrafo 3.3, riguarda all'utilizzo di scenari emissivi di riferimento diversi (INEMAR2012 per la prima parte dello studio, CLE2020 per la presente analisi). Il secondo è dovuto all'impiego di modelli di Chimica e Trasporto diversi e, in particolare, all'adozione di schemi di assimilazione delle concentrazioni misurate nella prima parte dello studio, procedura non possibile in questa seconda parte focalizzata sull'analisi di scenari futuri, per i quali è evidente che non sono disponibili rilevazioni.

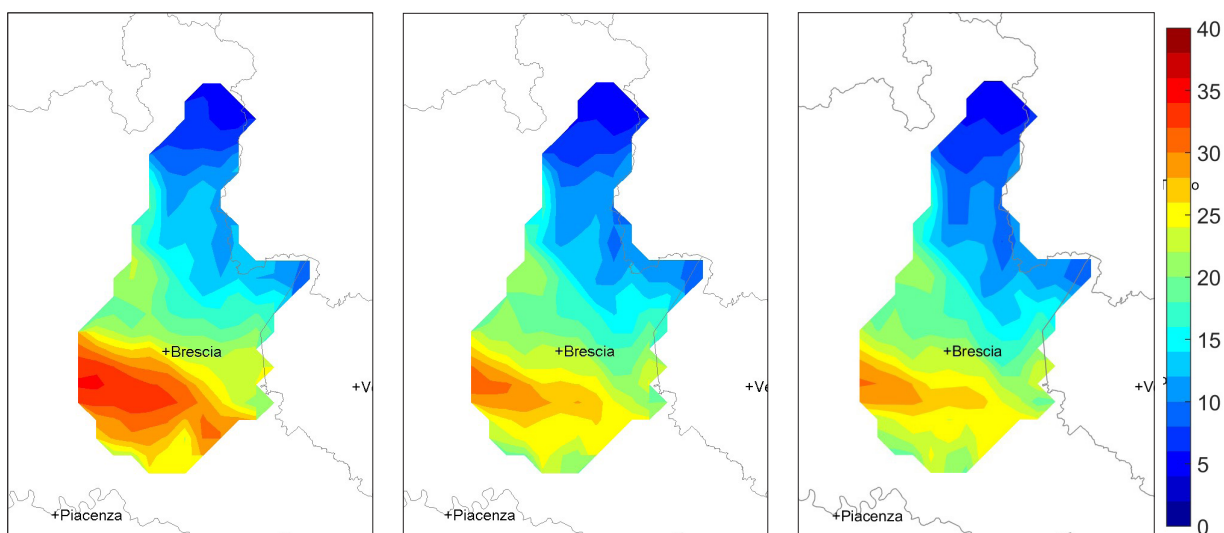


Figura 4.4: Concentrazioni medie annue di PM10 [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] in provincia di Brescia, stimate per lo scenario CLE2020 (sinistra), la Politica A (centro), la Politica B (destra).

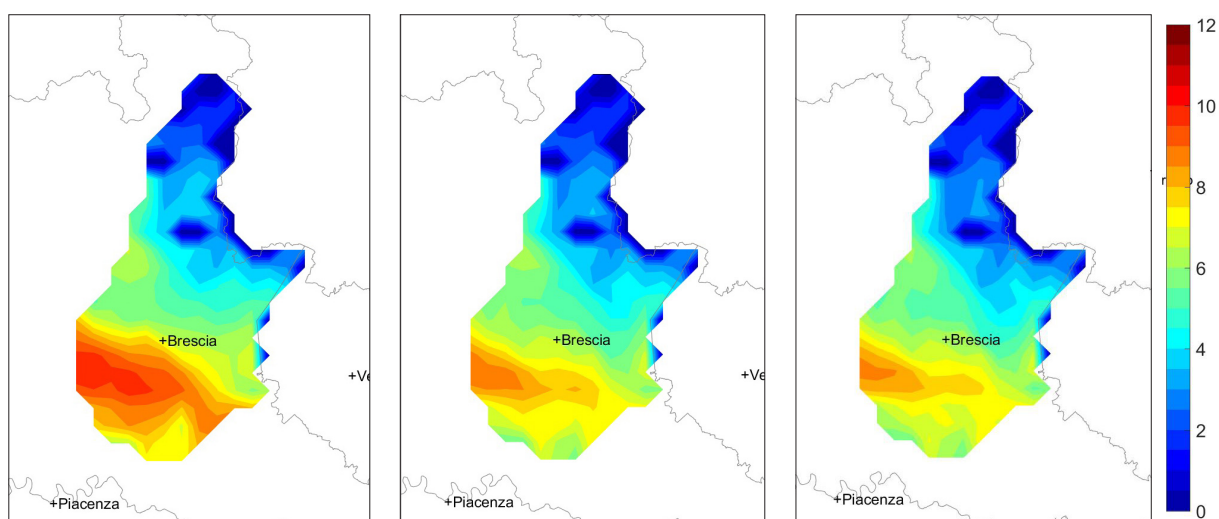


Figura 4.5: YOLL [mesi/uomo] stimati per lo scenario CLE2020 (sinistra), la Politica A (centro), la Politica B (destra).

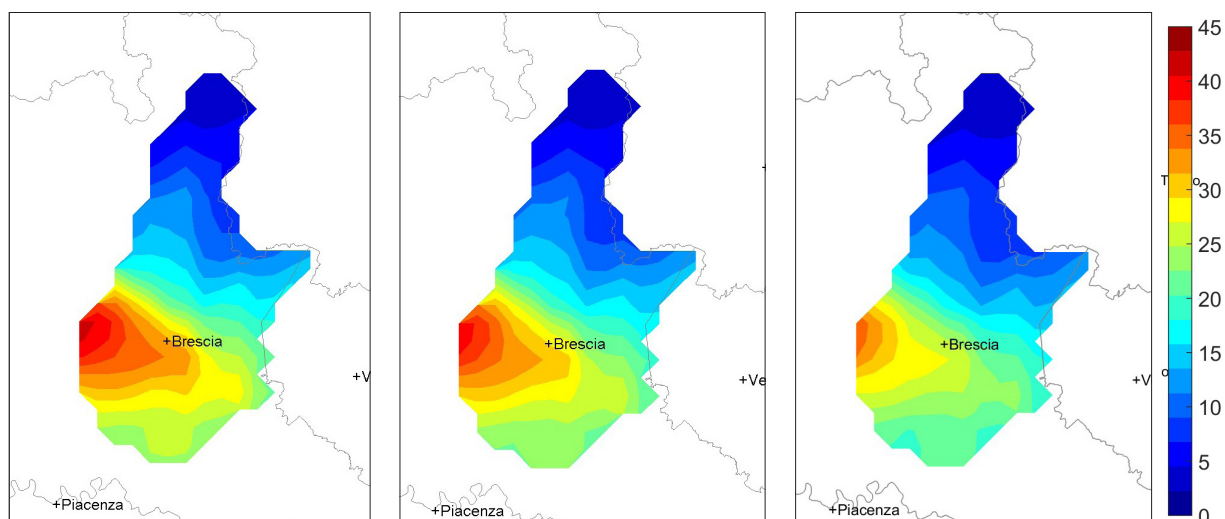


Figura 4.6 - Concentrazioni medie annue di NO<sub>2</sub> [ $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ] in provincia di Brescia, stimate per lo scenario CLE2020 (sinistra), la Politica A (centro), la Politica B (destra).



In Tabella 4.2 sono riassunti gli impatti delle politiche applicate alla provincia di Brescia. Si stima una riduzione della concentrazione media di PM10 e PM2.5 pari rispettivamente a 2µg/m<sup>3</sup> e 1,3µg/m<sup>3</sup>, per la Politica A e 2,5µg/m<sup>3</sup> e 1,7µg/m<sup>3</sup> per la Politica B. La riduzione di concentrazioni di NO<sub>2</sub> è stimata pari a 1,3µg/m<sup>3</sup> (A) e 3,4 µg/m<sup>3</sup> (B).

Le riduzioni delle concentrazioni sarebbero più rilevanti se anche le province e le regioni limitrofe provvedessero all'adozione di politiche efficienti di contenimento delle emissioni.

Tabella 4.2: Concentrazioni medie annue di PM10, PM2.5, NO<sub>2</sub> e indicatori di ozono per la provincia di Brescia per lo scenario CLE2020 e le Politiche A e B.

Scenario	PM10 (media pesata sulla popolazione residente) [µg/m <sup>3</sup> ]	PM10 [µg/m <sup>3</sup> ]	PM2.5 [µg/m <sup>3</sup> ]	AOT40 [µg/m <sup>3</sup> *h]	SOMO35 [µg/m <sup>3</sup> *d]	MAX8h [µg/m <sup>3</sup> *h]	NO <sub>2</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]
CLE2020	24,2	19,5	15,3	104950,0	14269,0	103,5	19,6
Politica A	21,5	17,5	14,0	104540,0	14527,0	103,7	18,3
Politica B	21,0	17,0	13,6	107440,0	15107,0	105,3	16,2

La Tabella 4.3 riassume la stima ex-post dei costi esterni dovuti all'esposizione al PM10 della popolazione.

Tabella 4.3: Stima dei costi esterni dovuti a morbidità e mortalità precoce (YOLL).

Scenario	Costi dovuti alla morbidità [M€/anno]	Costi dovuti alla mortalità YOLL [M€/anno]
CLE2020	286,1	521,5
Politica A	254,7	464,3
Politica B	247,8	451,8

### 4.3 Misure di riduzione

Le attività antropiche che vedono le proprie emissioni maggiormente ridotte con l'adozione della Politica A e B sono elencate in Tabella 4.5, mentre la Tabella 4.6 indica l'incremento di applicazione delle misure rispetto allo scenario base CLE2020.

Le misure previste dalle due politiche sono sintetizzabili come indicato in Tabella 4.4.

Tabella 4.4: Tabella sinottica delle misure di riduzione delle emissioni previste dalle due politiche.

Macrosettore	Politica A	Politica B
Combustione Non industriale	- evoluzione di camini a legna;	- sostituzione di stufe e camini tradizionali a legna con stufe e caldaie a legna e pellet certificate per emissioni e rendimenti; - impianti solari termici; - estensione di reti di teleriscaldamento efficiente (cogenerazione ad alto rendimento a gas naturale);
Combustione Industria	- tecnologie per gli impianti industriali per i quali sono necessari processi a combustione;	- tecnologie per gli impianti industriali per i quali sono necessari processi di combustione;
Uso di solventi	- riformulazione di prodotti domestici con elevato rilascio di composti organici volatili;	- riformulazione di prodotti domestici con elevato rilascio di composti organici volatili;
Trasporti su strada	- svecchiamento del parco circolante in particolare la frazione alimentata a diesel;	- svecchiamento del parco circolante in particolare la frazione alimentata a diesel; - definizione di modalità di distribuzione dei beni in ambito urbano, pedaggi su strade ordinarie per veicoli pesanti diesel; - organizzazione di modalità di car pooling per il raggiungimento del posto di lavoro;
Agricoltura	- azioni di contenimento delle emissioni di ammoniaca prodotte dalla zootecnia e dalle pratiche agricole.	- azioni di contenimento delle emissioni di ammoniaca prodotte dalla zootecnia e dalle pratiche agricole

Tabella 4.5: Attività antropiche a maggiore riduzione delle emissioni (ton/anno) rispetto al CLE2020 per entrambe le politiche.

Macro-settore	Settore	Attività	NO <sub>x</sub>		VOC		NH <sub>3</sub>		PM10		PM2.5		SO <sub>2</sub>	
			A	B	A	B	A	B	A	B	A	B	A	B
Combustione - Non industriale	Stufe per ambienti residenziali e commerciali	Legno	0,0	108,0	716,8	915,0	0,0	15,5	325,7	791,4	315,5	766,6	0,0	10,7
	Caminetti residenziali e commerciali	Legno	0,0	49,2	399,4	380	0,0	6,4	341,2	395,8	330,4	383,3	0,0	4,5
Combustione Industria	Altri tipi di combustione (non boiler industriali)	Gas naturale	106,4	106,4	0,0	0,0	0,9	0,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
		Olio combustibile pesante	56,4	56,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Processi Produttivi	Forno elettrico ad arco		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	15,8	15,8	7,9	7,9	0,0	0,0
Uso di solventi	Utilizzo domestico di solventi (diversi dalla vernice)	Popolazione totale	0,0	0,0	259,3	163,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Trasporti su strada	Veicoli pesanti - Camion	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	696,3	1655,0	31,5	118,1	0,0	1,7	5,4	23,2	5,4	23,2	0,0	2,2
	Veicoli leggeri commerciali a 4 tempi	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	132,6	1038,1	0,0	99,0	0,0	0,7	6,4	47,6	6,4	47,6	0,0	1,6
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	160,5	140,5	0,0	2,7	0,0	0,1	15,4	16,1	15,4	16,1	0,0	0,1
		Benzina e altre frazioni leggere	48,4	53,9	22,3	24,0	25,0	27,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,0	0,1
Agricoltura	Bestiame - Suini	Sistemi liquidi (liquami)	0,0	0,0	0,0	0,0	4580,9	4580,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Utilizzo di fertilizzanti - urea	Nessun combustibile	0,0	0,0	0,0	0,0	1464,5	1464,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bestiame - Bovini da latte	Sistemi liquidi (liquami)	0,0	0,0	0,0	0,0	1728,6	1728,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Bestiame - Pollame	Altro pollame	0,0	0,0	0,0	0,0	396,3	396,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Galline ovaiole		0,0	0,0	0,0	166,4	155,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
	Bestiame - Bovini da Macello	Sistemi per rifiuti solidi	0,0	0,0	0,0	0,0	1753,8	1753,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

Tabella 4.6: Variazione di applicazione delle principali misure end-of-pipe ( $\Delta x$ ) ed energetiche ( $\Delta z$ ) nelle Politiche A e B rispetto al CLE2020.

Macro-settore	Settore	Attività	Misure	A		B		
				$\Delta x$ [%]	$\Delta z$ [%]	$\Delta x$ [%]	$\Delta z$ [%]	
Combustione - Non industriale	Stufe per ambienti residenziali e commerciali	Legno	Stufe a biomasse - pellet	44,7	0,0	0,0	0,0	
		Legno	Impianti solari termici in edifici pubblici e edifici di nuova costruzione	0,0	0,0	0,0	20,0	
		Legno	Nuova classificazione energetica stufe [12]	0,0	0,0	0,0	50,0	
	Caminetti residenziali e commerciali	Legno	Camini ad alta efficienza	68,0	0,0	0,0	0,0	
		Legno	Estensione di reti di teleriscaldamento efficiente (cogenerazione ad alto rendimento a gas naturale)	0,0	0,0	0,0	20,0	
		Legno	Impianti solari termici in edifici pubblici e edifici di nuova costruzione	0,0	0,0	0,0	20,0	
Combustione - Industria	Gas naturale	Gas naturale	Modifica del processo di combustione dei forni e delle caldaie a petrolio e a gas	20,0	20,0	20,0	0,0	
			Modifica del processo di combustione dei forni e delle caldaie a petrolio e a gas	23,5	23,4	23,4	0,0	
	Altri tipi di combustione (non boiler industriali)	Olio combustibile pesante	Modifica del processo di combustione e riduzione selettiva catalitica dei forni e delle caldaie a petrolio e a gas	6,54	6,54	6,54	0,0	
			Depolveratori ad alta efficienza	0,5	0,5	0,5	0,0	
	Processi Produttivi	Forno elettrico ad arco	Popolazione totale	Riformulazione dei prodotti (stage 1 [9])	3,3	10,20	10,20	0,0
			Popolazione totale	Riformulazione dei prodotti (stage 2 [9])	11,6	14,80	14,80	0,0
Popolazione totale			Riformulazione dei prodotti (stage 3 [9])	10,1	0,0	0,0	0,0	
Uso di solventi	Veicoli pesanti - Camion	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	10,2	10,2	10,2	0,0	
		Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	Pagamento di pedaggio sulle strade ordinarie per i veicoli pesanti	0,0	0,0	0,0	29,0	
		Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	13,0	7,8	7,8	0,0	
	Trasporti su strada	Veicoli leggeri commerciali a 4 tempi - Autostrade	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	5,13	12,5	12,5	0,0
			Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	15,12	15,1	15,1	0,0
			Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	15,12	15,1	15,1	0,0

Macro-settore	Settore	Attività	Misure	A		B		
				$\Delta x$ [%]	$\Delta z$ [%]	$\Delta x$ [%]	$\Delta z$ [%]	
Trasporti su strada	Veicoli leggeri commerciali a 4 tempi - Strade Urbane	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	Ottimizzazione della distribuzione urbana delle merci	0,0	0,0	0,0	100,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Autostrade	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	10,0	10,0	10,0	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Extraurbane	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	10,0	10,0	10,0	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Extraurbane	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	Campagna di comunicazione sulla mobilità sostenibile	0,0	0,0	0,0	4,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Urbane	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	EURO 6	10,0	10,0	10,0	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Urbane	Distillati medi (gasolio, olio combustibile leggero e biocombustibili)	Campagna di comunicazione sulla mobilità sostenibile	0,0	0,0	0,0	4,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Autostrade	Benzina e altre frazioni leggere	EURO 6	6,8	6,8	6,8	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Extraurbane	Benzina e altre frazioni leggere	EURO 6	7,7	6,9	6,9	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Extraurbane	Benzina e altre frazioni leggere	Campagna di comunicazione sulla mobilità sostenibile	0,0	0,0	0,0	4,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Urbane	Benzina e altre frazioni leggere	EURO 6	7,5	6,8	6,8	0,0	
	Auto e piccoli autobus a 4 tempi - Strade Urbane	Benzina e altre frazioni leggere	Campagna di comunicazione sulla mobilità sostenibile	0,0	0,0	0,0	4,0	
	Agricoltura	Bestiame - Suini	Sistemi liquidi (liquami)	Combinazione di LNF_BF_CS_LNA	57,0	57,0	57,0	0,0
		Utilizzo di fertilizzanti - urea	Nessun combustibile	Sostituzione dell'urea	100,0	100,0	100,0	0,0
		Bestiame - Bovini da latte	Sistemi liquidi (liquami)	Combinazione di LNF_CS_LNA	42,0	42,0	42,0	42,0
Bestiame - Pollame		Altro pollame	Combinazione di LNF_SA_LNA	25,0	25,0	25,0	0,0	
		Galline ovaiole	Combinazione di LNF_BF_CS_LNA	11,5	0,0	0,0	0,0	
		Galline ovaiole	Combinazione di LNF_SA_LNA	11,5	23,0	23,0	0,0	
Bestiame - Bovini da Macello		Sistemi per rifiuti solidi	Tecniche di spargimento ad alta efficienza	82,0	82,0	82,0	0,0	

## 5 Conclusioni

L'applicazione di due sistemi modellistici di valutazione integrata (RIAT+, MAQ) ha consentito di valutare l'efficacia, i costi e i benefici di azioni di risanamento della qualità dell'aria sulla provincia di Brescia. Sono state identificate due politiche che si stima abbiano la massima efficacia nella riduzione delle concentrazioni medie annue provinciali di PM10, a parità di costi di implementazione. Le due politiche si differenziano nelle azioni considerate: in un primo caso (Politica A) si è ipotizzato di implementare solo tecnologie di tipo end-of-pipe, nel secondo (Politica B) di poter adottare sia misure end-of-pipe che di risparmio energetico.

Emerge che le priorità di intervento comuni alle due politiche sono:

- l'utilizzo di migliori tecnologie per gli impianti industriali caratterizzati da processi di combustione;
- la necessità di riformulare prodotti domestici con elevato rilascio di composti organici volatili, come già prospettato da studi europei di settore;
- l'opportunità di rendere più veloce lo svecchiamento del parco circolante, in particolare della frazione alimentata a diesel;
- l'adozione di azioni di contenimento delle emissioni di ammoniaca prodotte dalla zootecnia e dalle pratiche agricole.

Tra le priorità è evidenziata anche la necessità di ridurre le emissioni derivanti dalla combustione della legna per il riscaldamento domestico. La Politica A, intervenendo sulle sole tecnologie end-of-pipe, indica di incrementare la qualità delle stufe a legna. Tale soluzione viene integrata dalla Politica B che suggerisce, come prevedibile, la sostituzione di caldaie tradizionali e camini a legna con stufe e caldaie a legna e pellet certificate per emissioni e rendimenti, impianti solari termici e l'estensione di reti di teleriscaldamento efficiente (cogenerazione ad alto rendimento a gas naturale).

La Politica B inoltre introduce strategie legate alla mobilità, quali l'organizzazione efficiente di distribuzione dei beni in ambito urbano e nuove azioni per ridurre l'uso del mezzo proprio da parte dei pendolari che raggiungono il posto di lavoro.

Sebbene entrambe le politiche portino a un miglioramento della qualità dell'aria sull'intero territorio provinciale in termini di concentrazioni medie annuali di PM10, PM2.5 e NO<sub>2</sub>, la Politica B, prevedendo anche l'adozione di misure di risparmio energetico, risulta, a parità di costi di intervento, più efficace.

L'efficacia delle misure proposte sarebbe naturalmente incrementata dall'adozione di politiche di qualità dell'aria condivise con le province limitrofe e, più in generale, con le regioni del bacino padano.

Va osservato infine che i dati che alimentano i sistemi modellistici e i modelli stessi sono affetti da incertezza e che questa influenza anche gli output di tali sistemi ([7] [13]). I risultati presentati in questa relazione non sono quindi da leggersi in termini assoluti, ma in termini di variazione rispetto allo scenario di riferimento. Allo stesso modo le azioni che compongono le politiche identificate e analizzate sono significative in termini comparativi, l'una rispetto all'altra, e in tal senso forniscono un'indicazione di priorità di intervento.



## 6 Bibliografia

- [1] C. Carnevale, G. Finzi, A. Pederzoli, E. Turrini, M. Volta, G. Guariso, R. Gianfreda, G. Maffei, E. Pisoni, P. Thunis, L. Markl-Hummel, N. Blond, A. Clappier, V. Dujardin, C. Weber, and G. Perron, "Exploring trade-offs between air pollutants through an Integrated Assessment Model," *Sci. Total Environ.*, vol. 481, no. 1, pp. 7–16, 2014.
- [2] E. Turrini, C. Carnevale, G. Finzi, and M. Volta, "A non-linear optimization programming model for air quality planning including co-benefits for GHG emissions," *Sci. Total Environ.*, 621, pp. 980-989, 2018.
- [3] EEA, "Environmental indicators : Typology and overview" *Eur. Environ. Agency*, vol. 25, no. 25, p. 19, 1999.
- [4] I. M. Sobol, "Uniformly distributed sequences with an additional uniform property," *USSR Comput. Math. Math. Phys.*, vol. 16, no. 5, pp. 236–242, Jan. 1976.
- [5] C. Carnevale, E. Decanini, and M. Volta, "Design and validation of a multiphase 3D model to simulate tropospheric pollution," *Sci. Total Environ.*, vol. 390, p. 166-176, 2008.
- [6] C. Carnevale, G. Finzi, E. Pisoni, P. Thunis, and M. Volta, "The impact of thermodynamic module in the CTM performances," *Atmos. Environ.*, vol. 61, pp. 652–660, 2012.
- [7] C. Carnevale, F. Ferrari, G. Guariso, G. Maffei, E. Turrini, M. Volta, "Assessing the Economic and Environmental Sustainability of a Regional Air Quality Plan" *Sustainability*, vol.10, 3568, 2018.
- [8] M. Amann, I. Bertok, J. Borken-Kleefeld, J. Cofala, C. Heyes, L. Hoeglund-Isaksson, Z. Klimont, B. Nguyen, M. Posch, P. Rafaj, R. Sandler, W. Schoepp, F. Wagner, and W. Winiwarter, "Cost-effective control of air quality and greenhouse gases in Europe: Modeling and policy applications," *Environ. Model. Softw.*, 2011.
- [9] European Commission, "Screening study to identify reductions in VOC emissions due to the restrictions in the VOC content of products," 2002.
- [10] Strategia Energetica Nazionale, decreto interministeriale del 10 novembre 2017.
- [11] European Commission, 2005. ExternE Externalities of Energy; Methodology 2005 Update.
- [12] Regione Lombardia. "PRIA, Documento di Piano", 2013. <http://www.regione.lombardia.it/wps/wcm/connect/13c2a065-db1f-483a-8318-aec1e3eb3dc8/Documento+di+Piano+PRIA.pdf?MOD=AJPERES&CACHEID=13c2a065-db1f-483a-8318-aec1e3eb3dc8>
- [13] C. Carnevale, J. Douros, G. Finzi, A. Graff, G. Guariso, Z. Nahorski, E. Pisoni, J-L. Ponche, E. Real, E. Turrini, Ch. Vlachokostas, "Uncertainty evaluation in air quality planning decisions: a case study for Northern Italy", *Environmental Science & Policy*, 65, pp. 39-47, 2016.



## 7 Acronimi

LNF: Low nitrogen feed

BF: Air Scrubber

CS: Covered outdoor storage of manure

LNA: Low ammonia application





