


	<b>CISMA Srl</b> via Siemens 19, I-39100 Bolzano c/o TIS innovation park via Malpaga 8, I-38100 Trento <i>Tel:</i> 0471-068295/068281; 0461-222014 <i>Fax:</i> 0471-068197; 0461-522545 <i>Web:</i> <a href="http://www.cisma.bz.it">http://www.cisma.bz.it</a> <i>Mail:</i> <a href="mailto:info@cisma.bz.it">info@cisma.bz.it</a>	supported by 
---	--	---

## **Modellazione dei fenomeni di dispersione e deposito degli inquinanti previsto nell'ambito dello studio**

### **“Approfondimenti sull'incidenza ambientale dell'acciaiera di Borgo Valsugana”**

Committente	Descrizione
 Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia autonoma di Trento	Studio della ricaduta al suolo degli inquinanti emessi dall'acciaiera di Borgo Valsugana

Documento n°:	Data:	Autori:
2012/APPATN/01	15/03/2012	ing. Ilaria Todeschini ing. Gianluca Antonacci ing. Gianluca Vignoli
		Responsabile:  ing. Ilaria Todeschini

---

---

## Indice generale

1 Premessa.....	4
2 Approccio metodologico utilizzato.....	5
3 Analisi meteo-climatologica.....	5
3.1 Intensità e direzione del vento.....	6
3.2 Temperatura.....	14
3.3 Radiazione.....	14
3.4 Precipitazione.....	15
4 Analisi dei dati di emissione.....	16
4.1 Analisi dell'evoluzione della produzione.....	17
4.2 Analisi dell'evoluzione dell'impianto.....	18
4.3 Analisi dello storico emissivo.....	20
4.3.1 Valutazione dello scenario emissivo autorizzato.....	20
4.3.2 Valutazione dello scenario emissivo storico misurato.....	22
4.3.2.1 Portata e temperatura dei fumi.....	22
4.3.2.2 Concentrazione di inquinanti – camino E1.....	28
4.3.2.3 Concentrazione di inquinanti – camino E2.....	33
4.3.3 Valutazione dello scenario emissivo attuale.....	36
4.3.3.1 Portata e temperatura dei fumi.....	36
4.3.3.2 Concentrazione di inquinanti e cicli di emissione.....	40
4.3.4 Valutazione delle emissioni diffuse dal capannone.....	46
4.3.5 Valutazione delle emissioni diffuse dal deposito scorie.....	47
4.3.6 Individuazione di periodi omogenei e scenari emissivi considerati.....	48
5 Il modello di dispersione.....	51
5.1 Utilizzo del modello digitale del terreno.....	53
5.2 Definizione del dominio di calcolo.....	54
5.3 Utilizzo della mappa di uso del suolo.....	55
5.4 Preprocessamento dei dati meteorologici.....	57
6 Risultati del modello di dispersione.....	59
6.1 CO.....	65
6.1.1 Scenario autorizzato.....	65
6.1.2 Scenario misurato.....	66
6.2 NOX.....	66
6.2.1 Scenario autorizzato.....	67
6.2.2 Scenario misurato.....	67
6.3 PM10.....	67
6.3.1 Scenario autorizzato – mappe di concentrazione.....	68
6.3.2 Scenario misurato – mappe di concentrazione.....	73
6.4 PCDD/PCDF.....	73
6.4.1 Scenario autorizzato.....	73
6.4.2 Scenario misurato.....	73
6.5 Interpretazione dei risultati.....	73
7 Analisi dei dati di qualità dell'aria della stazione di Borgo Valsugana.....	75
8 Confronto con i dati di deposizione.....	84
9 Considerazioni conclusive.....	88
10 Bibliografia.....	89

---



## 1 Premessa

Il presente studio si inquadra in una più ampia indagine di approfondimento relativa all'impatto ambientale sulla qualità dell'aria delle acciaierie di Borgo Valsugana. Il lavoro è commissionato dalla Provincia Autonoma di Trento e coordinato dall'Università degli Studi di Trento, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale (per brevità indicato nel seguito con l'acronimo DICA). La presente parte ha lo scopo di approfondire l'impatto dovuto agli inquinanti aerodispersi sulla zona circostante l'impianto oggetto di studio.

L'approccio metodologico adottato è quello dell'integrazione tra modello di calcolo e misure. In altre parole sono stati simulati tramite un apposito software i fenomeni di emissione, trasporto, diffusione e ricaduta degli inquinanti immessi in atmosfera dall'impianto, confrontando ed integrando i risultati con dati effettivamente misurati sul campo. Lo scopo è quello di ottenere un inquadramento il più possibile accurato – compatibilmente con le informazioni disponibili – dell'impatto dovuto alle attività delle acciaierie sul comparto “aria”. È stata quindi eseguita una “fotografia” dello stato attuale e si è inoltre cercato di ricostruire, ancorché in modo approssimato a causa di alcune incertezze dovute a lacune nei dati, lo storico del carico ambientale sul comparto atmosferico ascrivibile all'impianto nel corso dei decenni passati.

I dati utilizzati (ambientali, emissivi, meteorologici) nel presente studio sono stati raccolti da diverse fonti dal DICA e ridistribuiti agli enti coinvolti nell'analisi, consentendo quindi di partire da una base conoscitiva comune e condivisa. Nel corso della relazione si fa quindi riferimento ai dati ricevuti come “consolidati”, salvo nei casi (esplicitamente evidenziati) in cui le informazioni sono ritenute affette da grande incertezza. Si rimanda alla relazione del DICA per la disamina dei metodi di raccolta dei suddetti dati e loro validazione.

---

## 2 Approccio metodologico utilizzato

La valutazione della qualità dell'aria nell'area di Borgo Valsugana è stata effettuata utilizzando tutte le informazioni relative alle emissioni provenienti dall'impianto, le autorizzazioni all'emissione e i dati disponibili relativi sia alle emissioni che alla qualità dell'aria. Con riferimento al rischio potenziale per la salute particolarmente importante è la stima della presenza di contaminanti nella massa d'aria che si trova a contatto diretto con la popolazione (strati bassi dell'atmosfera). La valutazione della concentrazione di inquinanti in atmosfera avviene attraverso l'impiego di un modello matematico per il calcolo della dispersione. La scelta della tipologia di modello più appropriata al fine di stimare l'impatto sull'atmosfera di un impianto viene effettuata sulla base delle caratteristiche dell'area su cui si effettua lo studio; grande importanza riveste la disponibilità di informazioni riguardanti le emissioni di sostanze inquinanti.

Questa scelta deve necessariamente tener conto del grado di dettaglio delle informazioni a disposizione, perché anche un modello sofisticato non è in grado di produrre risultati dettagliati se non sono altrettanto dettagliati i dati in input.

La metodologia applicata in questo studio prevede quindi di effettuare preliminarmente un inquadramento del territorio; quindi è stata effettuata un'analisi meteo-climatologica e successivamente è stato applicato il modello di dispersione scelto sulla base della conformazione del territorio, della tipologia di sorgente emissiva e della quantità di informazioni a disposizione. Infine i risultati delle simulazioni sono confrontati con i limiti imposti dalla normativa vigente. Il D. Lgs. n. 155 del 13/08/2010, che ha sostituito il D.M. n.° 60 del 02/04/2002, stabilisce infatti i valori limite di concentrazione per la protezione della salute umana per diversi inquinanti.

## 3 Analisi meteo-climatologica

Uno studio delle concentrazioni di inquinanti in atmosfera necessita di un'attività preliminare di fondamentale importanza: l'analisi climatica e micrometeorologica del sito in esame. Si tratta usualmente di un'analisi statistica di serie temporali di osservazioni meteorologiche locali, in grado di evidenziare le caratteristiche del sito dal punto di vista della ventosità, della radiazione solare, della stabilità atmosferica ed in generale delle caratteristiche dispersive dell'atmosfera. Sulla base dei risultati forniti dall'analisi meteorologica del sito è poi possibile effettuare delle simulazioni numeriche di emissione, dispersione e ricaduta al suolo degli inquinanti e valutare quindi il contributo dell'impianto considerato sulla qualità dell'aria.

Il regime anemometrico costituisce il fattore determinante per stimare le concentrazioni in atmosfera degli inquinanti emessi. Essi vengono infatti diluiti e trasportati ad opera dei venti. Inoltre la valutazione delle caratteristiche dispersive dell'atmosfera si può effettuare calcolando l'intensità della turbolenza atmosferica, ad esempio attraverso la valutazione della classe di stabilità atmosferica. Quest'ultima indica l'intensità turbolenta della massa d'aria

all'interno dell'area di studio. Convenzionalmente la stabilità può essere classificata facendo riferimento alle prime 6 lettere dell'alfabeto (secondo la notazione di Pasquill – Gifford), con il seguente significato: A, B instabile; C, D neutra; E, F stabile. Per instabile si intende una condizione caratterizzata da turbolenza ben sviluppata e di conseguenza atmosfera ben miscelata ed elevata capacità diluiva. Al contrario per atmosfera stabile si intende una massa d'aria stratificata in cui i moti verticali sono molto limitati e che quindi possiede bassa capacità diluitiva degli inquinanti.

Sono di seguito riportati i risultati derivanti dall'analisi meteorologica effettuata sulla base dei dati relativi alle due stazioni meteorologiche più prossime all'impianto in esame, quella di Telve e quella Borgo Valsugana, entrambe appartenenti alla rete di stazioni di primo livello gestite dall'Istituto Agrario di San Michele all'Adige - Fondazione Edmund Mach. Ai fini della caratterizzazione meteo-climatica di una zona vengono generalmente utilizzati i dati relativi ad un periodo di tempo di almeno un anno solare. I dati meteorologici utilizzati ed elaborati sono quelli relativi alla velocità, alla direzione del vento, all'umidità relativa, alla temperatura, alla radiazione solare e alla deviazione standard della direzione del vento, misurate nel triennio 2008-2010.

### **3.1 Intensità e direzione del vento**

L'analisi dei dati di velocità e direzione del vento misurate nelle due stazioni di Borgo Valsugana e Telve ha permesso di ottenere le rose dei venti per la velocità e per la classe di stabilità atmosferica, riportate nelle figure 1 - 4.

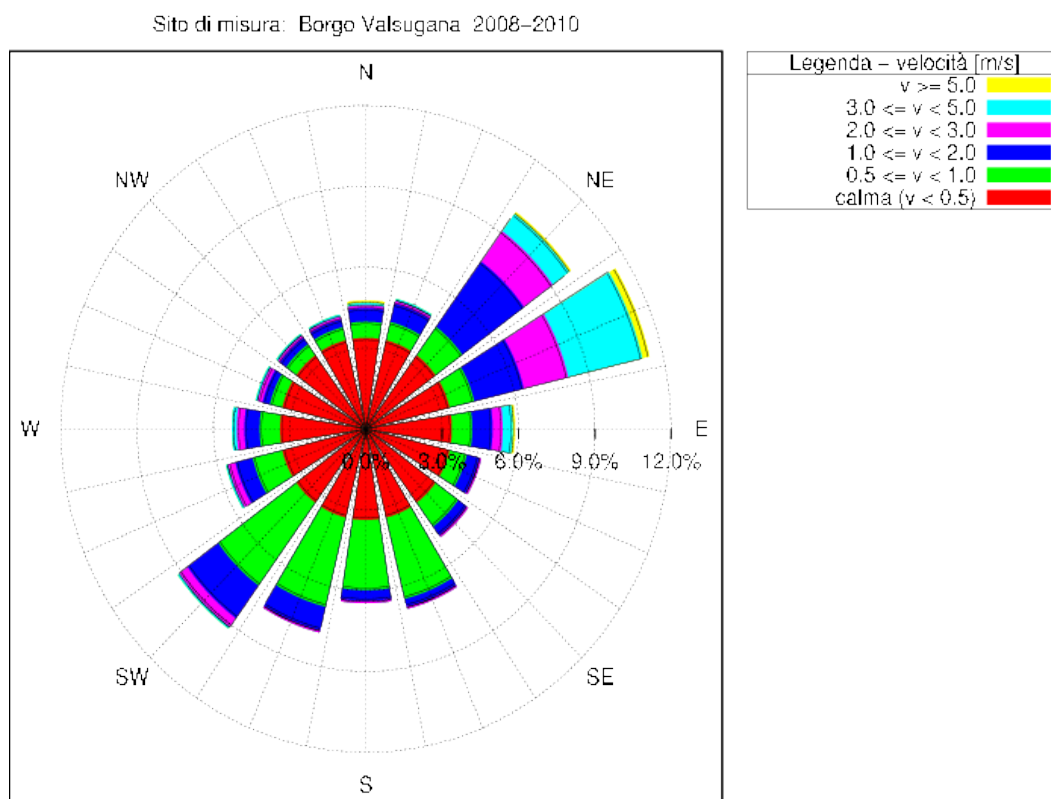


Fig. 1 - Rosa dei venti relativa al triennio 2008-2010 e alla stazione di Borgo Valsugana

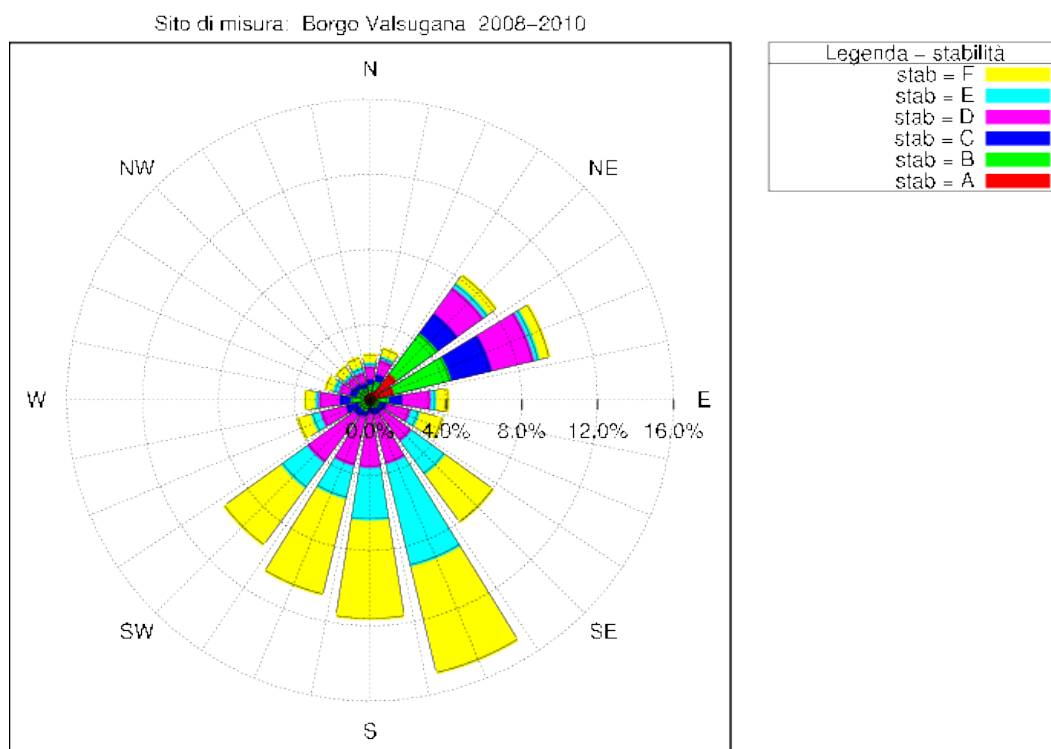


Fig. 2 - Rosa della stabilità relativa al triennio 2008-2010 e alla stazione di Borgo Valsugana

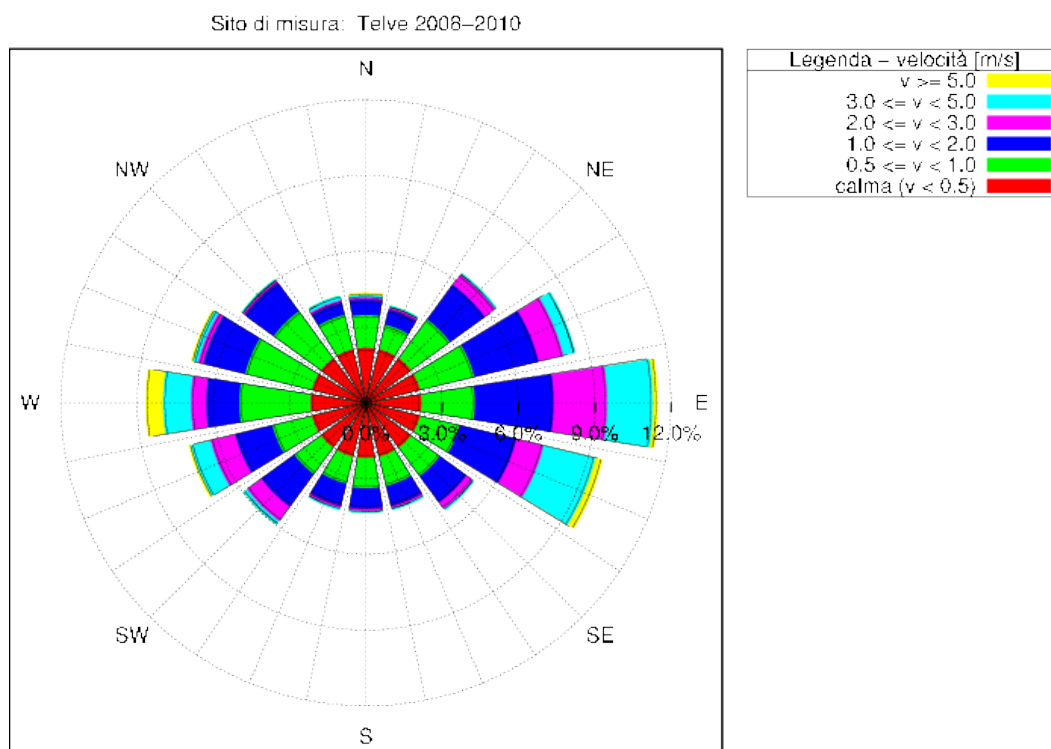


Fig. 3 - Rosa dei venti relativa al triennio 2008-2010 e alla stazione di Telve

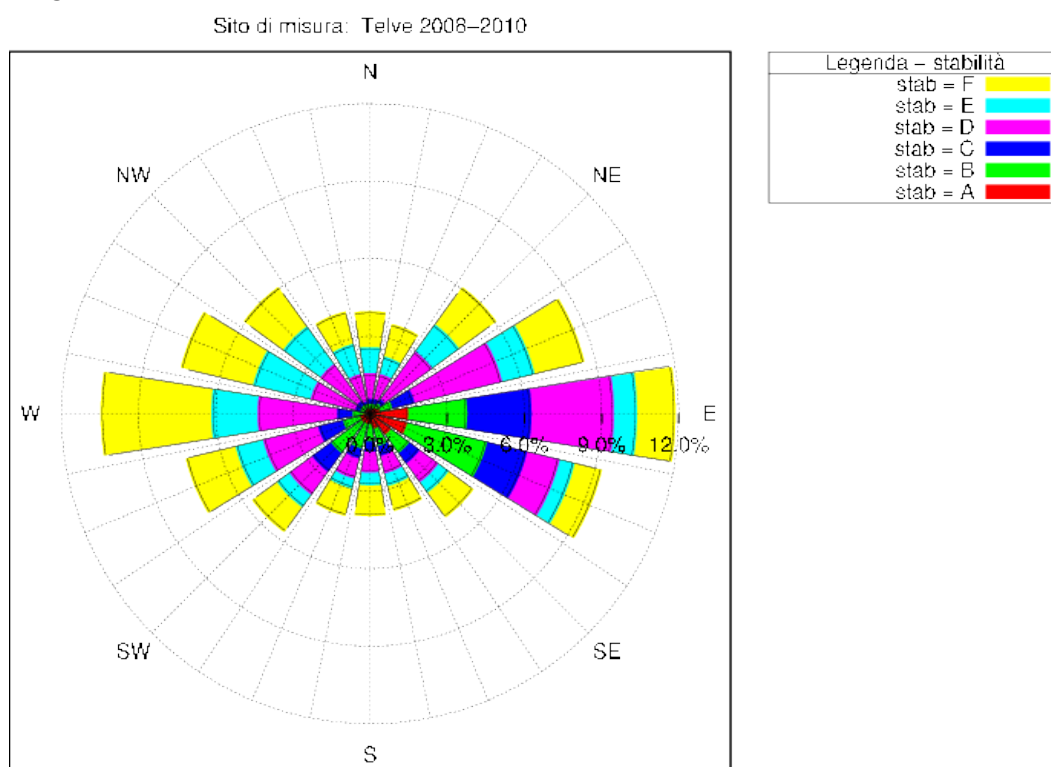
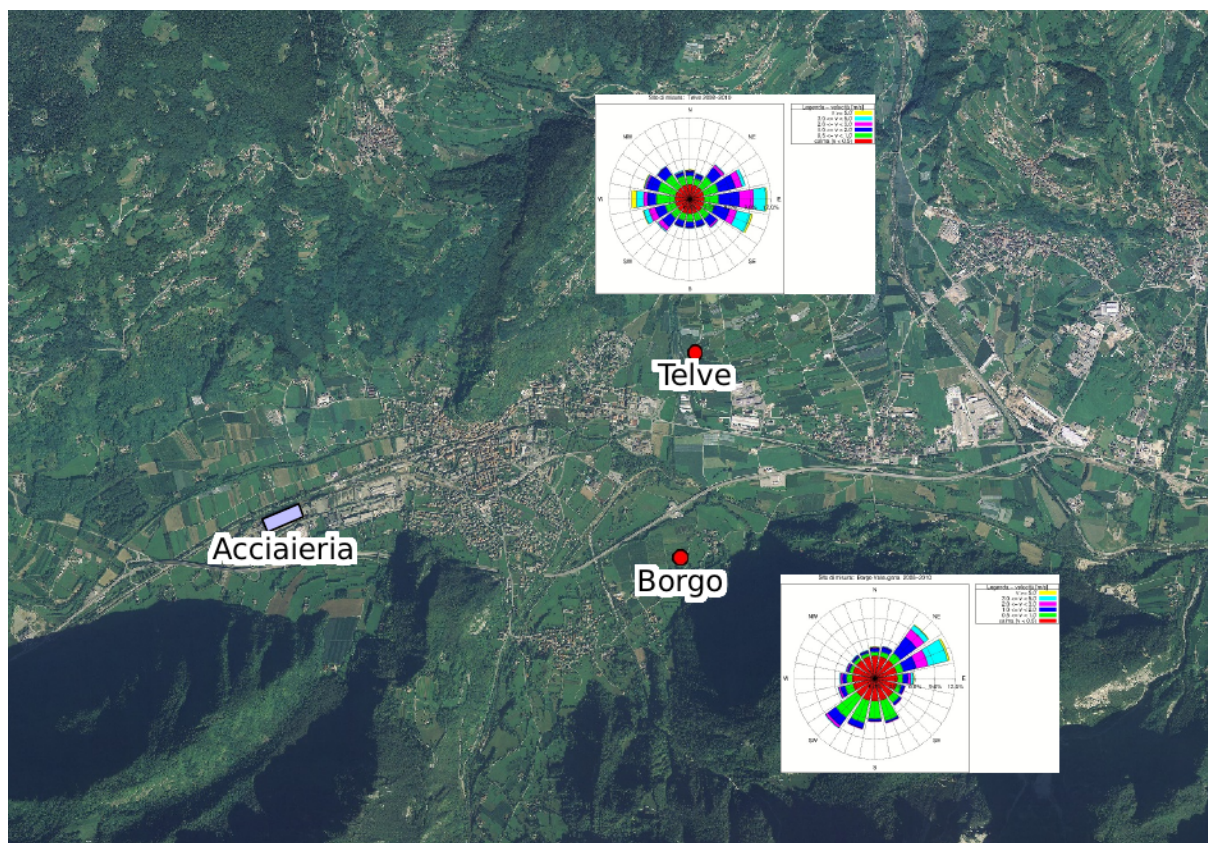


Fig. 4 - Rosa della stabilità relativa al triennio 2008-2010 e alla stazione di Telve

Si è scelto di utilizzare i dati meteorologici della stazione di Telve, caratterizzata da una direzione predominante del vento Est-Ovest, orientata come l'asse principale della valle. Questa stazione appare infatti maggiormente indicata a descrivere le condizioni meteorologiche nei pressi dell'acciaieria,, la centralina di Borgo Valsugana sembra invece influenzata dall'orografia in prossimità della stazione stessa (si veda la Fig. 5) e dall'imbocco della val di Sella.



*Fig. 5 - Ubicazione delle stazioni meteorologiche rispetto alla acciaieria con le relative rose dei venti per il periodo 2008-2010*

Si noti comunque che entrambe le stazioni sono caratterizzate da modeste velocità del vento e da elevate percentuali di calma di vento. Inoltre si evidenzia una netta dominanza di classi neutre e stabili (D, E e F), che inducono il realizzarsi di frequenti condizioni che inibiscono i fenomeni di diluizione degli inquinanti.

In Tab. 1 e Tab. 2 sono riportate le correlazioni tra classi di stabilità e i parametri (misurabili) di velocità del vento e radiazione solare (Sozzi et al., 2001) adottate per la determinazione della stabilità atmosferica, che sarà utilizzata nelle simulazioni matematiche per la determinazione della dispersione degli inquinanti.

Tab. 1 - Classificazione delle classi di stabilità in base a velocità del vento e radiazione solare (periodo diurno)

		Radiazione solare globale [W/m <sup>2</sup> ]					
		< 140	140 - 270	270 - 400	400 - 540	540 - 700	> 700
Vento [m/s]	< 2	D	C	B	B	A	A
	2 - 3	D	C	B	B	B	A
	3 - 4	D	C	C	B	B	B
	4 - 5	D	D	C	C	B	B
	5 - 6	D	D	C	C	C	C
	> 6	D	D	D	D	C	C

Tab. 2 - Classificazione delle classi di stabilità in base a velocità del vento e radiazione solare (periodo notturno).

		Radiazione solare netta [W/m <sup>2</sup> ]		
		< -40	-40 / -20	> -20
Vento [m/s]	< 2	F	F	D
	2 - 3	F	E	D
	3 - 4	E	E	D
	4 - 5	E	E	D
	5 - 6	D	D	D
	> 6	D	D	D

Poiché il dato di radiazione netta non è disponibile, l'algoritmo per il calcolo della classe di stabilità nelle ore notturne è modificato sulla base di quello ricavato nel corso delle campagne di misura del progetto europeo ALPNAP ([www.alpnep.org](http://www.alpnep.org)), adattato alle nostre latitudini e riportato in Tab. 3.

Tab. 3 - Determinazione della classe di stabilità di Paquill nelle ore notturne: schema basato sulle campagne di misure del progetto ALPNAP

		Mese dell'anno Gennaio-Marzo e Settembre-Dicembre	
Vento [m/s]	< 1	F	
	1 - 3	E	
	> 3	D	

I dati meteorologici della stazione di Telve sono stati quindi analizzati statisticamente. In Fig. 6 è riportato un boxplot dell'andamento giornaliero dell'intensità del vento.



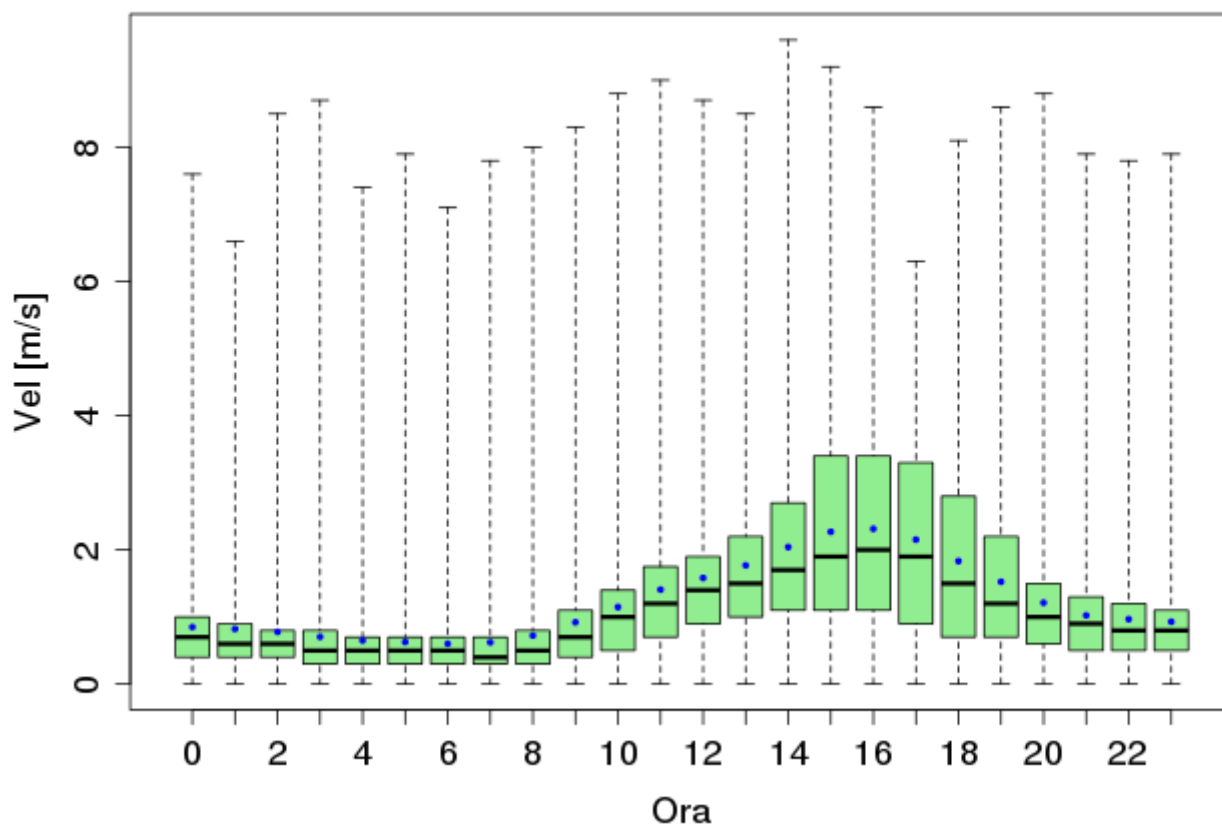


Fig. 6 - Boxplot dell'andamento diurno della velocità del vento nella stazione di Telve; con un puntino blu è indicato il valore medio

Il boxplot è una rappresentazione sintetica delle principali statistiche, ogni barra verticale di colore verde si estende fra il 25-esimo e il 75-esimo percentile, la linea orizzontale nera indica la mediana, il punto blu indica il valore medio ed infine la linea tratteggiata verticale si estende fra i valori minimo e massimo.

Come si può osservare, le velocità del vento sono mediamente modeste; nel primo pomeriggio si registrano generalmente valori maggiori.

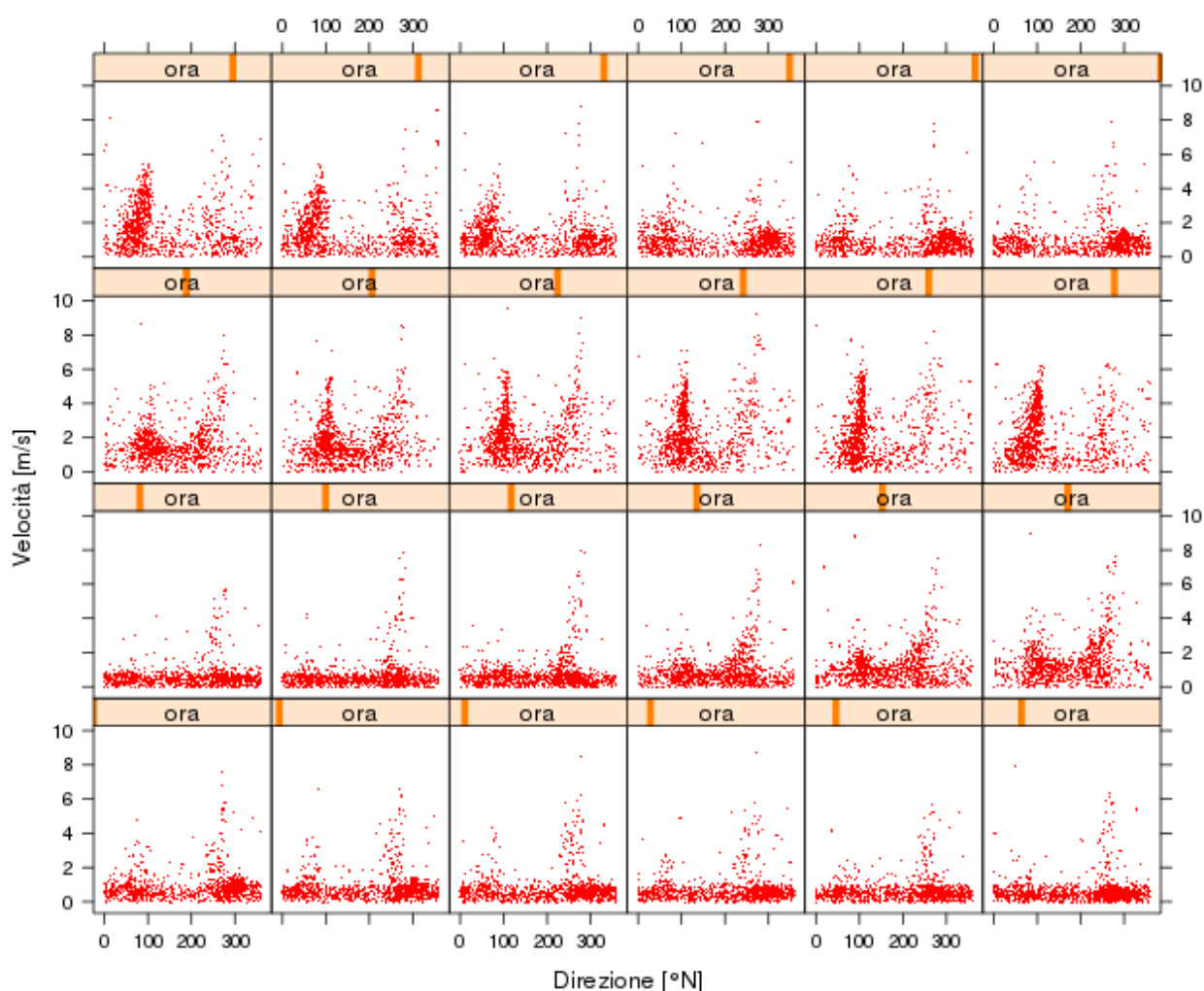


Fig. 7 - Correlazione tra velocità e direzione del vento della stazione di Telve per le 24 ore del giorno; ore 0 diagramma in basso a sinistra, ore 23 diagramma in alto a destra

Osservando le correlazioni tra velocità e direzione del vento (Fig. 7), si può notare come in corrispondenza delle ore del primo pomeriggio si abbiano direzioni prevalenti da Est e Sud-Est (90-120°N) mentre durante la notte e il primo mattino le velocità maggiori si hanno in corrispondenza di venti provenienti da Ovest (270°N).

Analizzando la distribuzione della stabilità atmosferica in funzione della direzione del vento, si osserva come le direzioni dominanti nelle ore notturne sono quelle caratterizzata da maggiore stabilità atmosferica (Tab. 4).

*Tab. 4 - Distribuzione della classe di stabilità di Pasquill in funzione della direzione di provenienza del vento*

Settore di provenienza del vento [°N]	A	B	C	D	E	F	Totale
0	0.1%	0.2%	0.2%	1.0%	1.0%	1.4%	3.9%
22.5	0.1%	0.2%	0.2%	1.0%	0.7%	1.3%	3.5%
45	0.2%	0.2%	0.2%	2.3%	1.3%	1.8%	6.0%
67.5	0.3%	0.5%	0.9%	3.5%	1.3%	2.0%	8.5%
90	1.4%	2.3%	2.5%	3.2%	0.9%	1.5%	11.7%
112.5	1.4%	3.2%	1.6%	1.3%	0.6%	1.1%	9.2%
135	0.9%	0.9%	0.5%	0.9%	0.5%	1.2%	4.9%
157.5	0.5%	0.7%	0.4%	0.7%	0.5%	1.0%	3.8%
180	0.3%	0.7%	0.4%	0.8%	0.5%	1.2%	3.9%
202.5	0.3%	1.0%	0.4%	0.8%	0.4%	1.1%	4.0%
225	0.3%	1.5%	0.9%	1.1%	0.6%	1.2%	5.6%
247.5	0.3%	0.7%	1.0%	2.2%	1.1%	2.0%	7.3%
270	0.1%	0.5%	0.6%	3.1%	1.8%	4.3%	10.4%
292.5	0.1%	0.2%	0.2%	1.8%	2.3%	2.9%	7.5%
315	0.1%	0.2%	0.2%	1.8%	1.8%	1.9%	6.0%
337.5	0.1%	0.2%	0.1%	1.1%	1.2%	1.3%	4.0%
Totale	6.5%	13.3%	10.1%	26.5%	16.4%	27.2%	100.0%

### 3.2 Temperatura

I dati di temperatura dell'aria a 2m dal suolo mostrano, come è logico attendersi, valori maggiori di temperatura nelle ore centrali della giornata e nei mesi estivi.

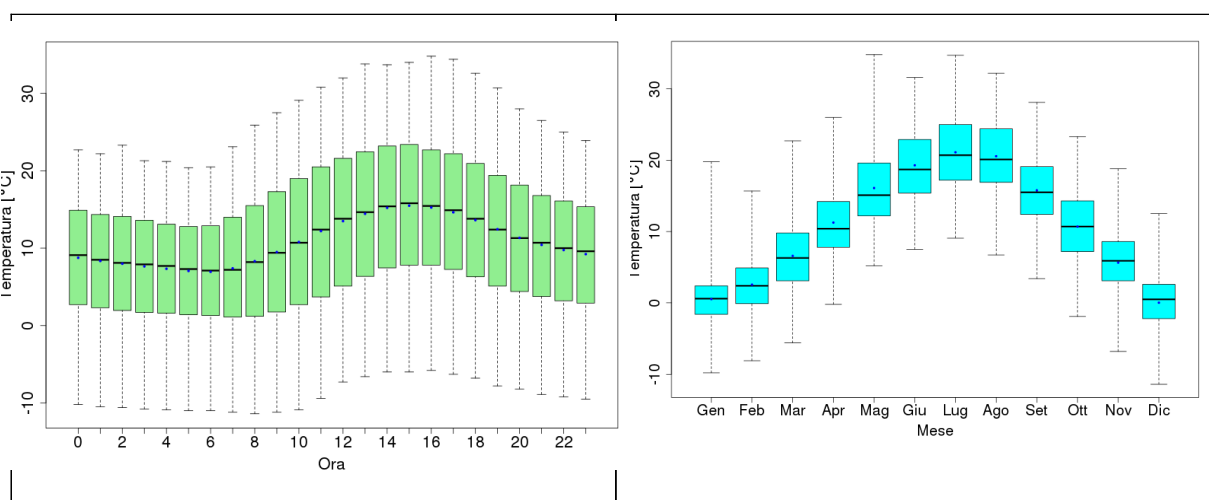


Fig. 8 - Boxplot dell'andamento diurno e annuale della temperatura dell'aria registrata nella stazione di Telve; con un puntino blu è indicato il valore medio

### 3.3 Radiazione

Si è analizzato anche l'andamento dei dati di radiazione solare; gli andamenti medi giornalieri e annuali sono riportati in Fig. 9; anche in questo caso si può osservare radiazione maggiore nelle ore centrali della giornata e nei mesi estivi.

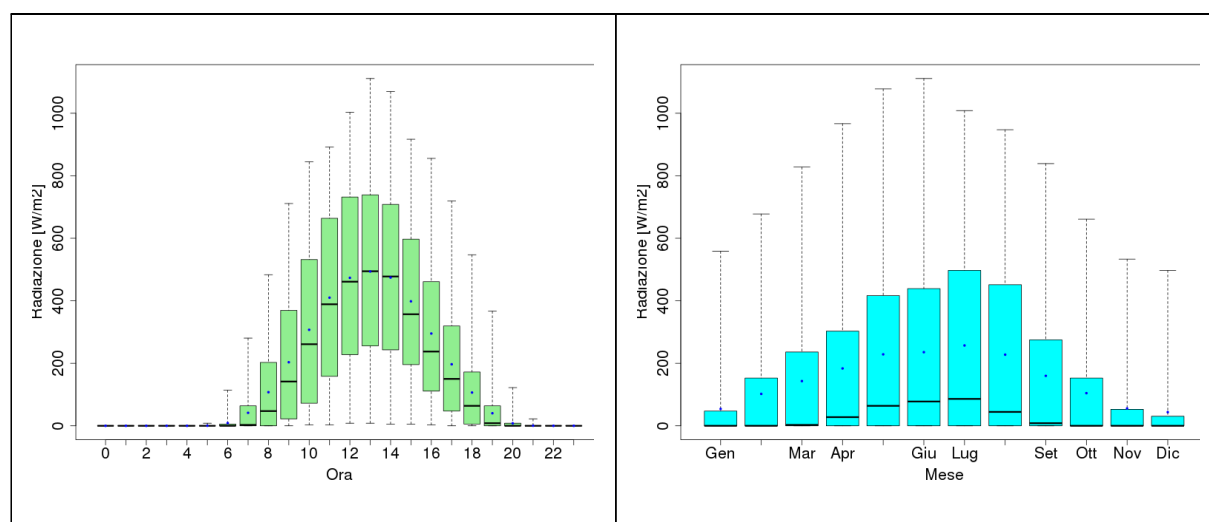
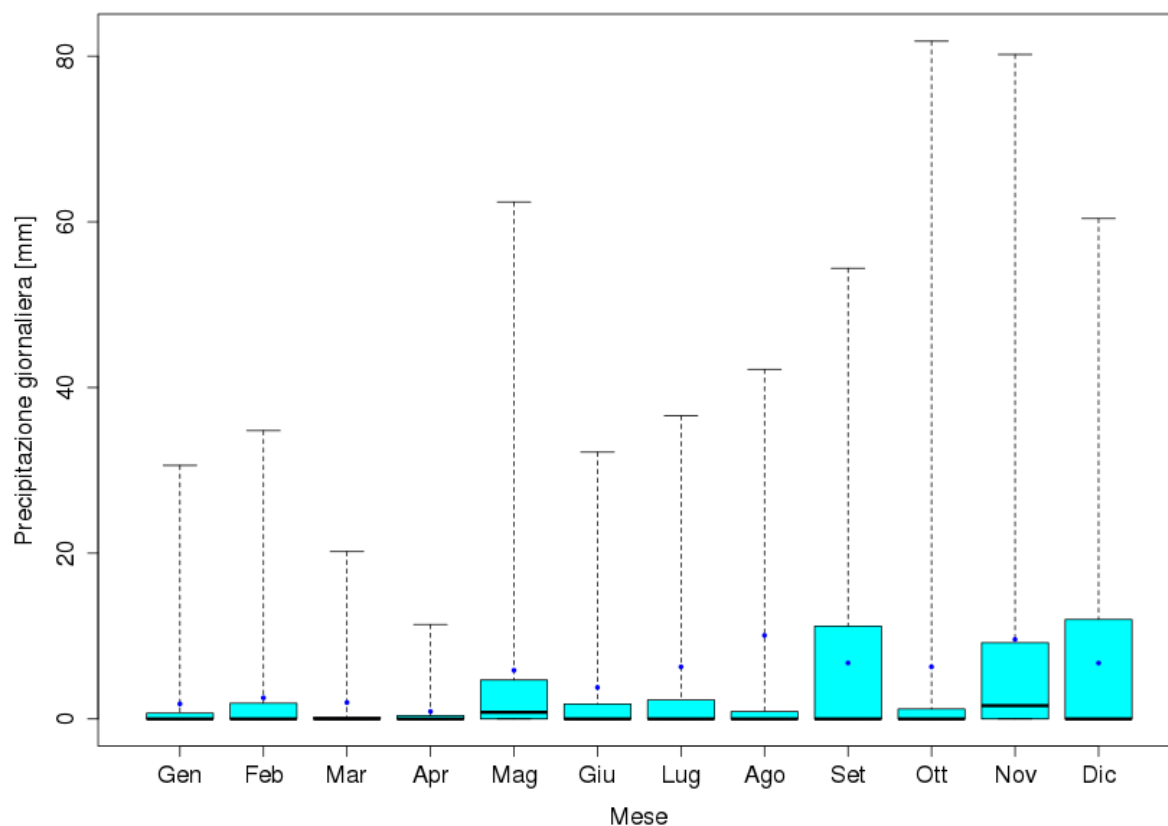


Fig. 9 - Boxplot dell'andamento diurno e annuale della radiazione solare registrata nella stazione di Telve; con un puntino blu è indicato il valore medio

### 3.4 Precipitazione

In Fig. 10 è rappresentato il boxplot dell'andamento annuale della pioggia cumulata giornaliera. I mesi più secchi sono quelli invernali e dell'inizio della primavera (da gennaio ad aprile).



*Fig. 10 - Boxplot dell'andamento annuale della precipitazione cumulata giornaliera registrata nella stazione di Telve; con un puntino blu è indicato il valore medio*

---

## 4 Analisi dei dati di emissione

Alla base dell'utilizzo di un modello numerico per il calcolo dell'impatto sull'atmosfera di un impianto vi è la conoscenza delle emissioni di sostanze inquinanti. La qualità del risultato dell'applicazione modellistica sarà tanto maggiore quanto più elevato è il grado di dettaglio con cui sono note le caratteristiche emissive delle sorgenti.

Le emissioni di inquinanti in atmosfera sono state correlate all'attività produttiva dell'acciaieria; essa avviene attraverso l'utilizzo di un forno ad arco elettrico che partendo da rottame ferroso ricava semilavorati metallici (billette in acciaio).

Le emissioni prodotte durante la fase di fusione, dette emissioni primarie, vengono prelevate direttamente all'interno del forno attraverso il quarto foro presente nella volta del forno stesso; i fumi vengono quindi fatti decantare attraverso una "sacca polveri", quindi raffreddati nella torre di quenching e stabilizzati mediante ciclone e filtri a manica.

Le emissioni secondarie, che si creano durante le fasi di carica del rottame nel forno, sono aspirate da una cappa di aspirazione dalla struttura di incapsulamento del forno "dog-house".

Attualmente le emissioni vengono convogliate in due camini denominati E1 ed E2, ma la configurazione dell'impianto ha subito importanti variazioni nel corso degli anni. Si è quindi cercato di ricostruire l'evoluzione dell'impianto nel periodo che va dal 1979 al 2011.

Tra le sorgenti puntuali di polveri sono presenti anche dei silos di stoccaggio collegati a due ulteriori camini (E3 e E4), ciascuno con una portata nominale di 1400 m<sup>3</sup>/h e presidiati da dei filtri a maniche. Non si tratta di emissioni continue durante il periodo di funzionamento dell'impianto, dal momento che le emissioni da tali camini si hanno solamente nel momento del caricamento dei silos che avviene mediamente ogni due o tre giorni e dura all'incirca 40 minuti. Tuttavia, anche supponendo si tratti di emissioni continue, l'ordine di grandezze della portata di massa che ne deriverebbe sarebbe comunque almeno due ordini di grandezza inferiore alla massima emissione proveniente dai camini E1 ed E2. Per questa ragione il contributo di queste due sorgenti puntuali è stato trascurato.

Oltre alle emissioni convogliate a camino, durante il funzionamento dell'impianto si hanno emissioni diffuse dal capannone, dovute alla non perfetta efficienza del sistema di captazione specialmente durante le fasi di carica, e dal deposito scorie, la cui stima è particolarmente complessa dal momento che non esistono misure specifiche a riguardo. Nonostante la loro stima sia particolarmente complessa e soggetta a errore, esse costituiscono però una fonte di inquinanti particolarmente significativa, specialmente per quanto riguarda il particolato.



*Fig. 11 - Mappa delle sorgenti considerate nel presente studio*

L'evoluzione dello scenario emissivo è stata effettuata valutando sia le emissioni autorizzate che quelle misurate. Per fare questo ci si è basati sulla ricostruzione dell'evoluzione dell'impianto ricevuta dal DICA e sulle Autorizzazioni Integrate Ambientali successive al 2007. In generale la complessità dell'analisi dello scenario emissivo è dovuta principalmente alla carenza di informazioni che riguardino il periodo antecedente il 2008. Dal 2008 in avanti, infatti, si hanno a disposizione nel dettaglio sia le autorizzazioni che i dati misurati in continuo ai camini delle emissioni di inquinanti, della portata e della temperatura dei fumi. Relativamente al periodo precedente invece si deve rifarsi a informazioni disomogenee e non continue che quindi contengono un elevato grado di approssimazione.

#### **4.1 Analisi dell'evoluzione della produzione**

L'evoluzione della produzione d'acciaio negli anni, ricavata dal DICA da una relazione redatta da Siderurgica Trentina spa, dalle schede del censimento delle sorgenti puntuali della Provincia di Trento per quanto riguarda gli anni 2004-2007 e dalla relazione del consulente tecnico del G.U.P.<sup>1</sup> per gli anni 2008-2011, è riportata in Tab. 5.

<sup>1</sup> Relazione del consulente tecnico del G.U.P. Angelo Borroni, depositata presso il Tribunale ordinario di Trento, Ufficio del Giudice per le Udienze Preliminari



Tab. 5 - Dati di produzione dell'acciaieria dal 1979 al 2008

Data	Capacità del forno [t]	Ore di funzionamento [h/g]	Giorni di funzionamento [g/a]	Ore di funzionamento [h/a]	Produzione annua [t/a]
28/02/1979	70	6	340		
22/05/1979	70	24	340		
22/10/1979	70				
15/05/1980	70				
1988	70				218000
1990	70			7790	276000
1993	70			6502	271000
1996	90			5803	315200
1998	90			5414	334800
2001	90			3718	299000
2002	90			3868	319731
2004	90			4435	386186
2005	90			5427	448994
2006	90			5636	470681
2007	90			5692	521605
2008	90				557550
2009					382267
2010					406657
2011					194449

Come si può notare si osserva un generale aumento della produzione fino al 2008, mentre si osserva una diminuzione nel 2009, anno in cui però sono stati effettuati degli interventi sull'impianto. Il calo del 2011 è principalmente dovuto alla presenza di periodi di cassa integrazione durante i quali l'impianto non ha prodotto.

Dall'analisi di questi dati, si è individuato tra il 1995 e il 1996 il cambiamento da una produzione continuata 24 ore al giorno, a una produzione concentrata prevalentemente nelle ore notturne (dalle 22 alle 6) e nei fine settimana. Si tratta evidentemente di una stima non accurata, ma in assenza di dati più dettagliati è parsa ragionevole.

## 4.2 Analisi dell'evoluzione dell'impianto

Si è analizzata l'evoluzione che l'impianto dell'acciaieria ha subito nel periodo dal 1979 al 2011. L'attenzione si è concentrata sull'evoluzione che i camini hanno subito sia per quanto riguarda le loro caratteristiche geometriche sia per quanto riguarda la portata e la temperatura dei fumi rilasciati in atmosfera.

## Camino E2

Il camino E2 è in funzione dal 1979. Le informazioni riassunte in Tab. 6 sono state ricavate a partire dal materiale raccolto dal DICA. Dall'analisi dei dati a disposizione non è specificato se si tratti di valori autorizzati o di esercizio. Appare tuttavia logico supporre si tratti di informazioni relative ai valori autorizzati, dal momento che per gli anni dal 2007 al 2011 i valori di portata coincidono con quelli delle autorizzazioni AIA in nostro possesso. Per gli anni precedenti, si può quindi verosimilmente dedurre si tratti allo stesso modo di valori autorizzati.

*Tab. 6 - Evoluzione delle caratteristiche del camino E2 dal 1979 al 2011*

Data	h [m]	d [m]	Temperatura dei fumi a monte del filtro a manica [°C]	Temperatura a valle del filtro a manica [°C]	Portata dei fumi [Nm <sup>3</sup> /h]
22.10.79	16	2.8	115	95	90000
18.12.81	16	2.8	110	90	220000
01.01.86	16	2.8	110	90	300000
01.03.90	16	2.8	110	90	300000
18.08.09	40	4.7	85	65	1200000

Per la temperatura dei fumi in uscita dal camino, si è ipotizzato che essa fosse indicativamente 20 °C inferiore a quella che si rileva a monte del filtro a manica. Si tratta chiaramente di un'ipotesi, che però è sufficientemente confermata dai dati relativi alle misure effettuate negli anni 1989-2010 e pertanto si è ritenuta ragionevole.

## Camino E1

Il camino E1 è entrato in funzione nel 1990. Le informazioni riassunte in Tab. 7 sono state ricavate a partire dal materiale raccolto dal DICA. Anche in questo caso si è supposto si tratti di valori autorizzati.

*Tab. 7 - Evoluzione delle caratteristiche del camino E1 dal 1990 al 2011*

Data	h [m]	d [m]	Temperatura dei fumi a monte del filtro a manica [°C]	Temperatura a valle del filtro a manica [°C]	Portata dei fumi [Nm <sup>3</sup> /h]
01.03.90	40	5.1	110	90	803000
20.09.90	40	5.1	110	90	1050000
18.08.09	40	5.1	85	65	1050000

Per la temperatura dei fumi in uscita dal camino, si è ipotizzato anche per il camino E1 che essa fosse indicativamente 20 °C inferiore a quella che si rileva a monte del filtro a manica.

### **4.3 Analisi dello storico emissivo**

La ricostruzione dello storico delle emissioni è stata effettuata analizzando tutti i dati disponibili relativamente a concentrazione di inquinanti, portata e temperatura dei fumi misurate nel corso degli anni dal 1979 al 2011.

#### **4.3.1 Valutazione dello scenario emissivo autorizzato**

Per la ricostruzione dello scenario emissivo autorizzato, si è ipotizzato che la concentrazione di inquinanti nei fumi fosse pari a quella massima autorizzata.

Gli inquinanti di cui si è tenuto conto sono il particolato solido (PTS), gli ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), il monossido di carbonio (CO) e le diossine e i furani (PCDD/F).

Nelle autorizzazioni integrate ambientali del 2007 e del 2009 sono contenute tutte le informazioni riguardanti le concentrazioni massime autorizzate di inquinanti.

I dati relativi al camino E1 sono riassunti in Tab. 8, mentre quelli relativi al camino E2 sono riportati in Tab. 9.

Tab. 8 - Dati di configurazione dell'impianto e di emissioni autorizzate relativi al periodo 1979-2011: camino E1

Periodo	Altezza del camino [m]	Diametro del camino [m]	Temperatura fumi [°C]	Portata [Nm³/h]	Conc. CO [mg/Nm³]	Conc. NO <sub>x</sub> [mg/Nm³]	Conc. PTS [mg/Nm³]	Conc. PCDD/F [ng I-TEQ /Nm³]
01/03/1990 – 20/09/1990	38	5.1	90.0	803000	3000	500	10	
01/03/1990 – 18/08/2009	38	5.1	90.0	1050000	3000	500	10	500
Dopo 18/8/2009	38	5.1	57.5	1050000	300	350	10	0.5

Tab. 9 - Dati di configurazione dell'impianto e di emissioni autorizzate relativi al periodo 1979-2011: camino E2.

Periodo	Altezza del camino [m]	Diametro del camino [m]	Temperatura fumi [°C]	Portata [Nm³/h]	Conc. CO [mg/Nm³]	Conc. NO <sub>x</sub> [mg/Nm³]	Conc. PTS [mg/Nm³]	Conc. PCDD/F [ng I-TEQ /Nm³]
22/10/1979 – 18/12/1981	16	2.8	90	90000	3000	500	25	
18/12/1981 – 01/01/1986	16	2.8	90	220000	3000	500	25	
01/01/1986 – 01/03/1990	16	2.8	90	300000	3000	500	25	
01/03/1990 – 18/08/2009	16	2.8	90	300000	3000	500	10	500
Dopo 18/8/2009	40	4.7	58	1200000	300	350	10	0.5

Nelle Tab. 8 e Tab. 9 sono evidenziati in rosso i dati ipotizzati. In particolare si è ipotizzato che la concentrazione massima di PTS fosse pari a 25 mg/Nm<sup>3</sup> fino al 1990 e a 10 mg/Nm<sup>3</sup> dal 1990 in poi.

Per quanto riguarda le concentrazioni autorizzate di diossine e furani, il valore riportato nelle Tab. 8 e Tab. 9 si riferisce all'Autorizzazione Integrata Ambientale del 2007, in cui la concentrazione massima autorizzata era pari a 500 µg/m<sup>3</sup>; si tratta di un limite 1000 volte superiore a quello dell'Autorizzazione del 2009, per cui si può ritenere verosimilmente un valore non raggiunto. Non sono disponibili informazioni antecedenti il 2007 per quello che riguarda l'emissione di diossine, per cui non è possibile stabilire i limiti di concentrazione dal 1990 al 2007.

### **4.3.2 Valutazione dello scenario emissivo storico misurato**

La valutazione dello stato emissivo misurato è stata effettuata analizzando ed elaborando i dati raccolti dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale. In particolare sono state elaborate le misure di concentrazione di portata e temperatura dei fumi e di concentrazione di inquinanti effettuate dal 1989 al 2010.

#### **4.3.2.1 Portata e temperatura dei fumi**

I dati delle misure di portata e temperatura dei fumi sono stati riordinati e analizzati separatamente per ciascun camino.

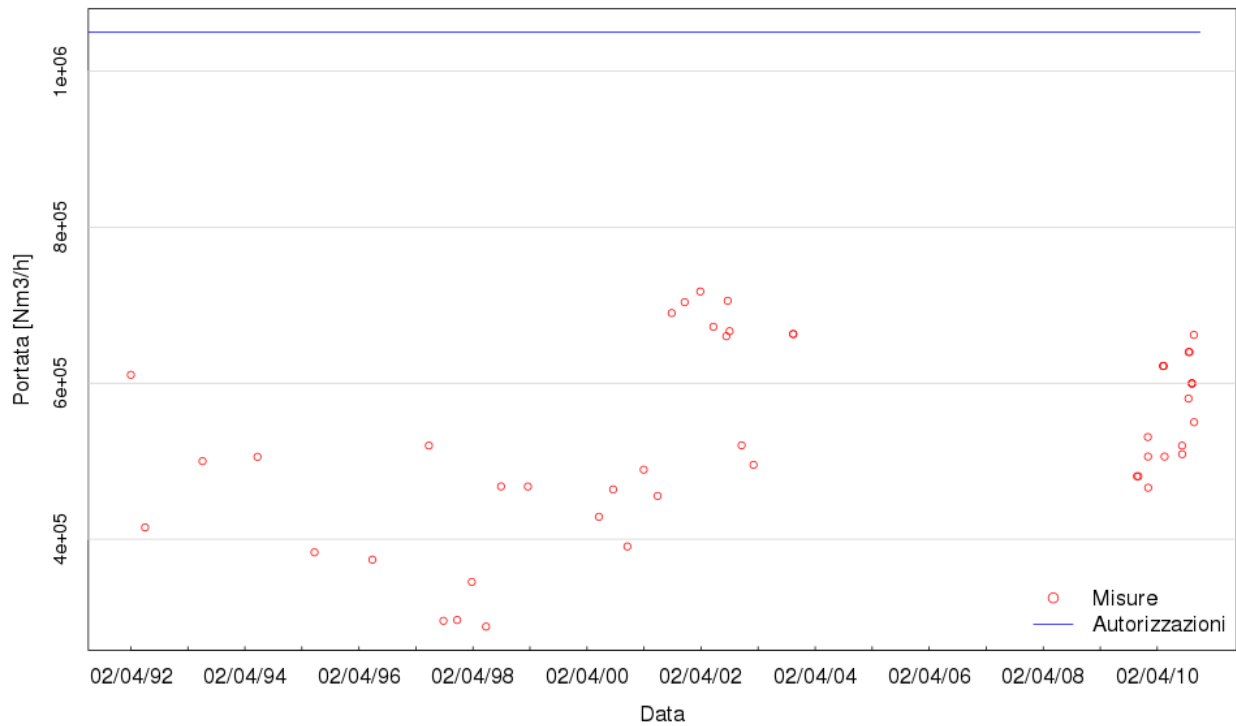
**Camino E1**

Fig. 12 - Misure di portata dei fumi effettuate sul camino E1

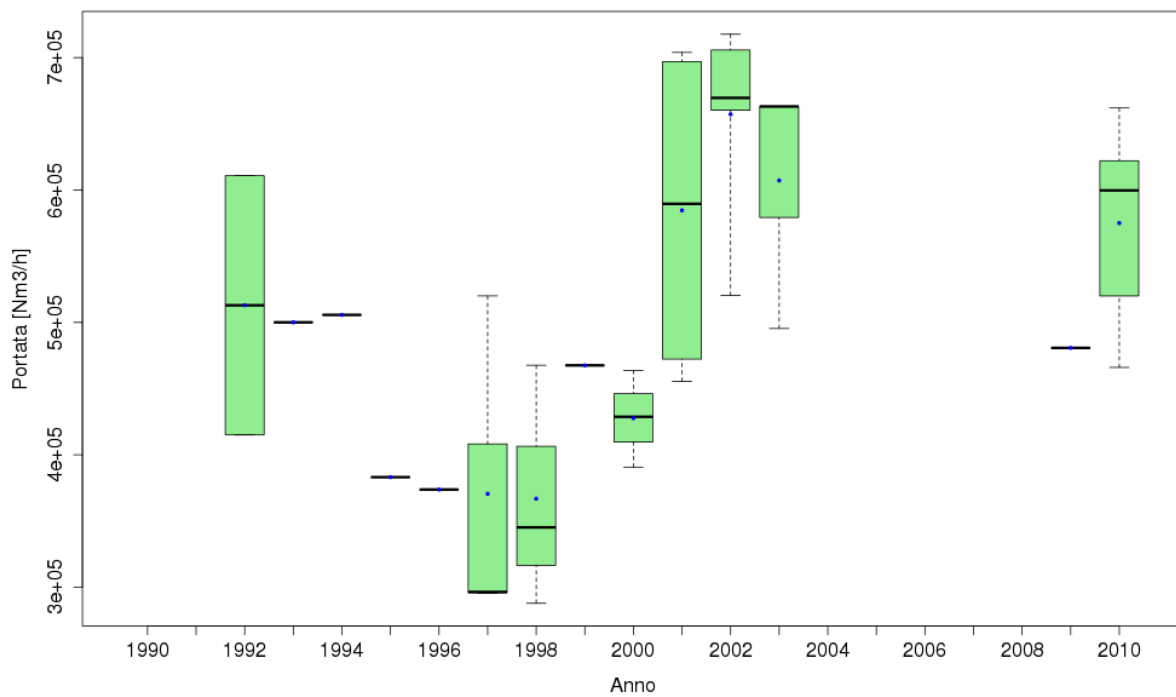


Fig. 13 - Boxplot dell'andamento medio annuale di portata dei fumi del camino E1

Si noti come le medie annuali dei valori di portata dei fumi (evidenziate nel boxplot di Fig. 13 con un pallino blu) sono in alcuni casi poco significative dal punto di vista statistico, dal momento che in alcuni anni è stata effettuata un'unica misura e in altri anni nessuna.

Il confronto con i valori misurati di temperatura dei fumi è stato effettuato con i valori di temperatura desunti dagli schemi di impianto e riportati in Tab. 8; infatti in questo caso non ha senso riferirsi a valori autorizzati di temperatura.

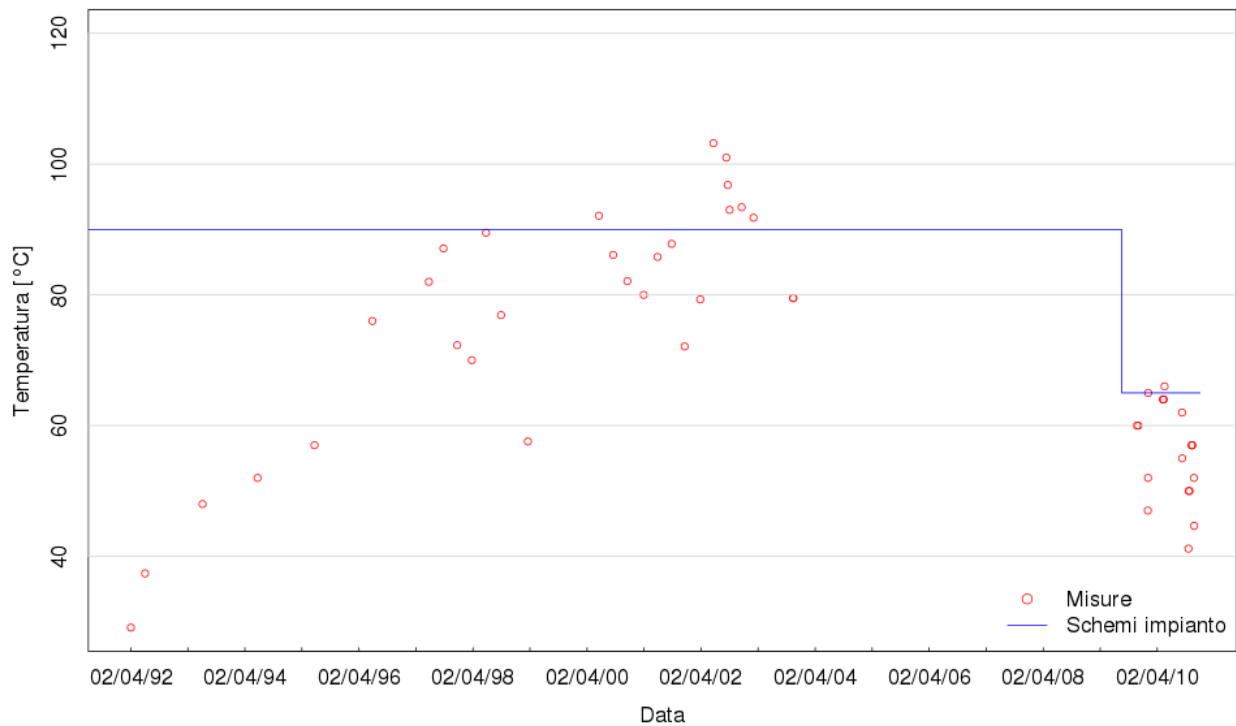


Fig. 14 - Misure di temperatura dei fumi effettuate sul camino E1; in blu la temperatura dedotta dagli schemi di impianto

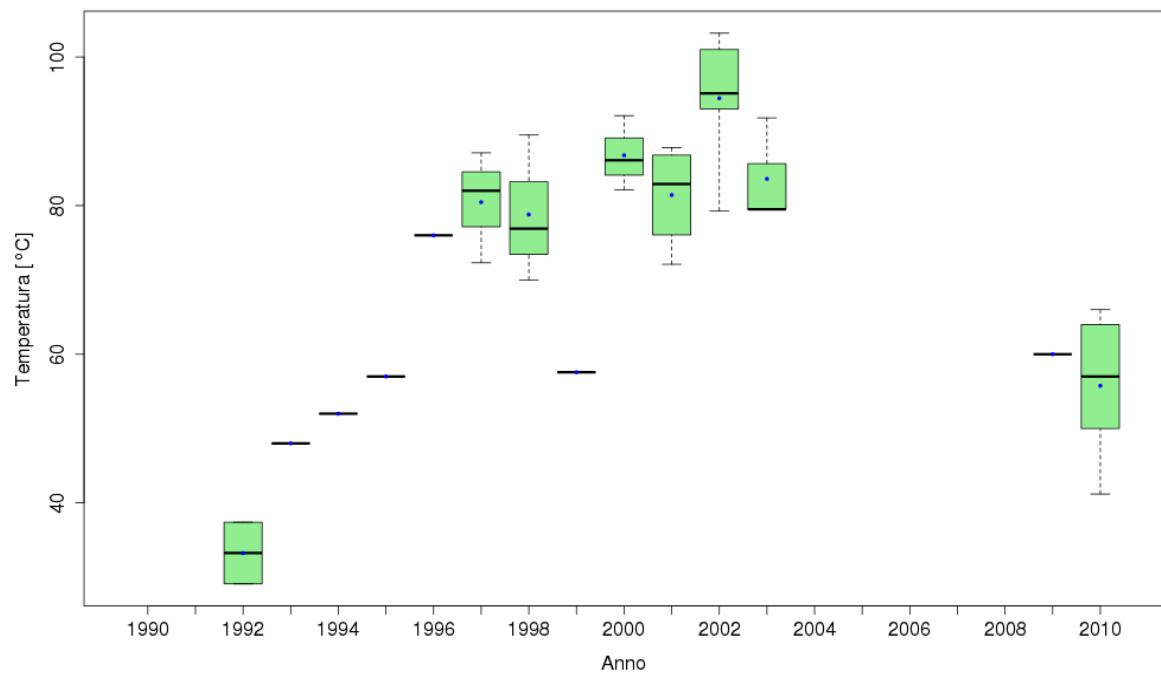


Fig. 15 - Boxplot dell'andamento medio annuale di temperatura dei fumi del camino E1



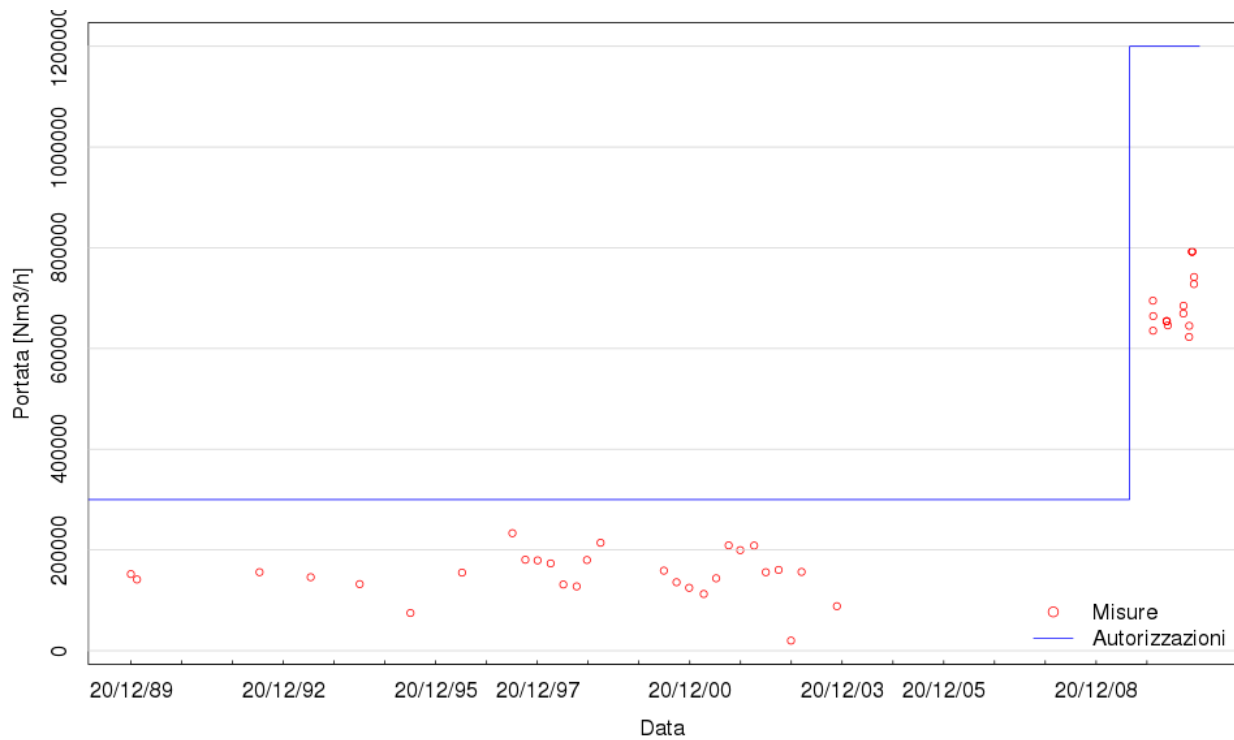
**Camino E2**

Fig. 16 - Misure di portata dei fumi effettuate sul camino E2

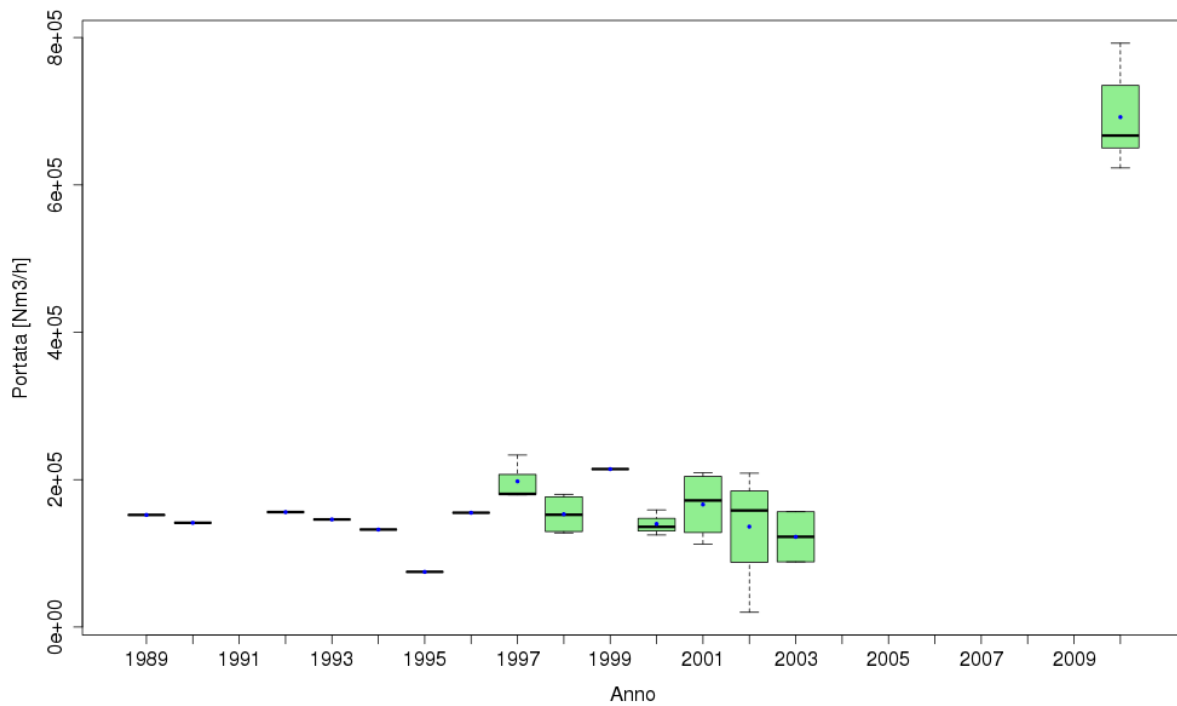


Fig. 17 - Boxplot dell'andamento medio annuale di portata dei fumi del camino E2

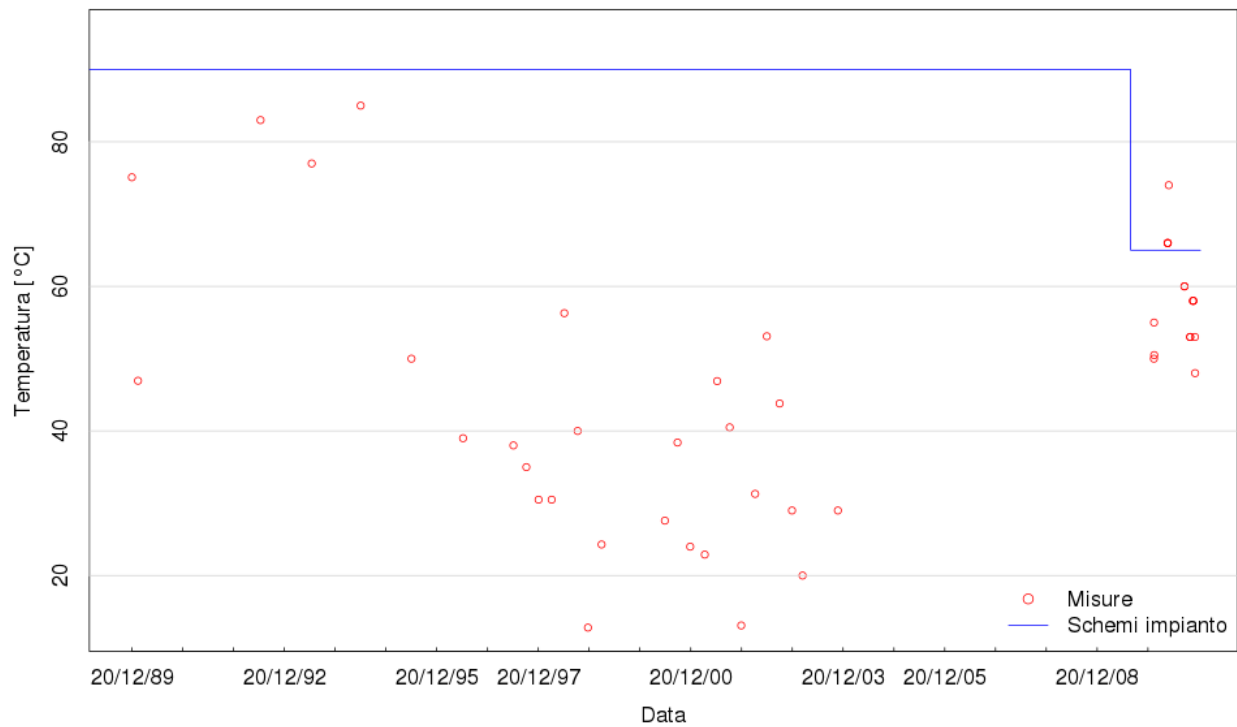


Fig. 18 - Misure di temperatura dei fumi effettuate sul camino E2; in blu la temperatura dedotta dagli schemi di impianto

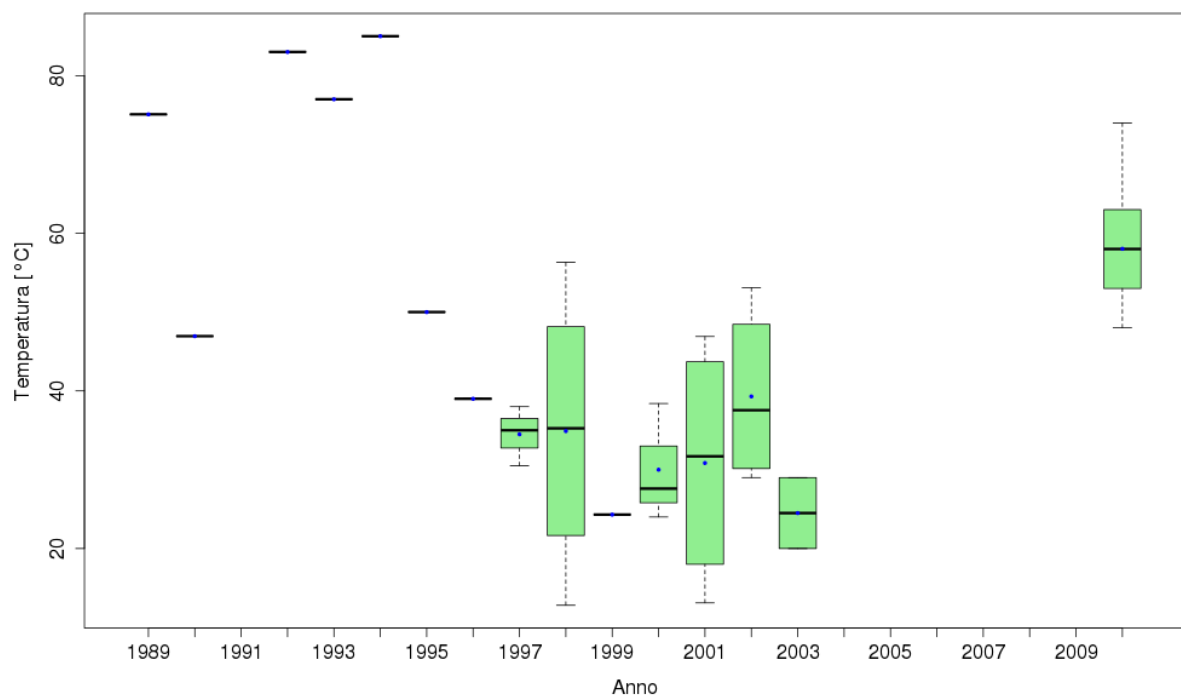


Fig. 19 - Boxplot dell'andamento medio annuale di temperatura dei fumi del camino E2

Le considerazioni riguardo la significatività statistica del valore medio annuo di portata e temperatura valgono anche per il camino E2.

È pertanto preferibile considerare degli intervalli temporali più lunghi, in cui non siano ovviamente intervenuti cambiamenti nella configurazione della sorgente e calcolare i parametri medi da utilizzare poi nelle simulazioni numeriche sui periodi così individuati.

Tab. 10 - Valori di temperatura e portata dei fumi misurati al camino dal 1989 al 2011

Periodo	Temperatura E1 [°C]	Portata E1 [Nm <sup>3</sup> /h]	Temperatura E2 [°C]	Portata E2 [Nm <sup>3</sup> /h]
gen 1986-mar 1990	-	-	46.0	182050
mar 1990- ago 2009	76.1	529740	41.3	152101
Post ago 2009	56.2	568445	58.4	649443

#### 4.3.2.2 Concentrazione di inquinanti – camino E1

Parallelamente all'analisi dei dati di temperatura e di portata dei fumi, sono stati analizzati i valori di concentrazione di inquinanti misurati al camino nel periodo dal 1989 al 2010. I dati sono stati raccolti e aggregati per camino e per inquinante.

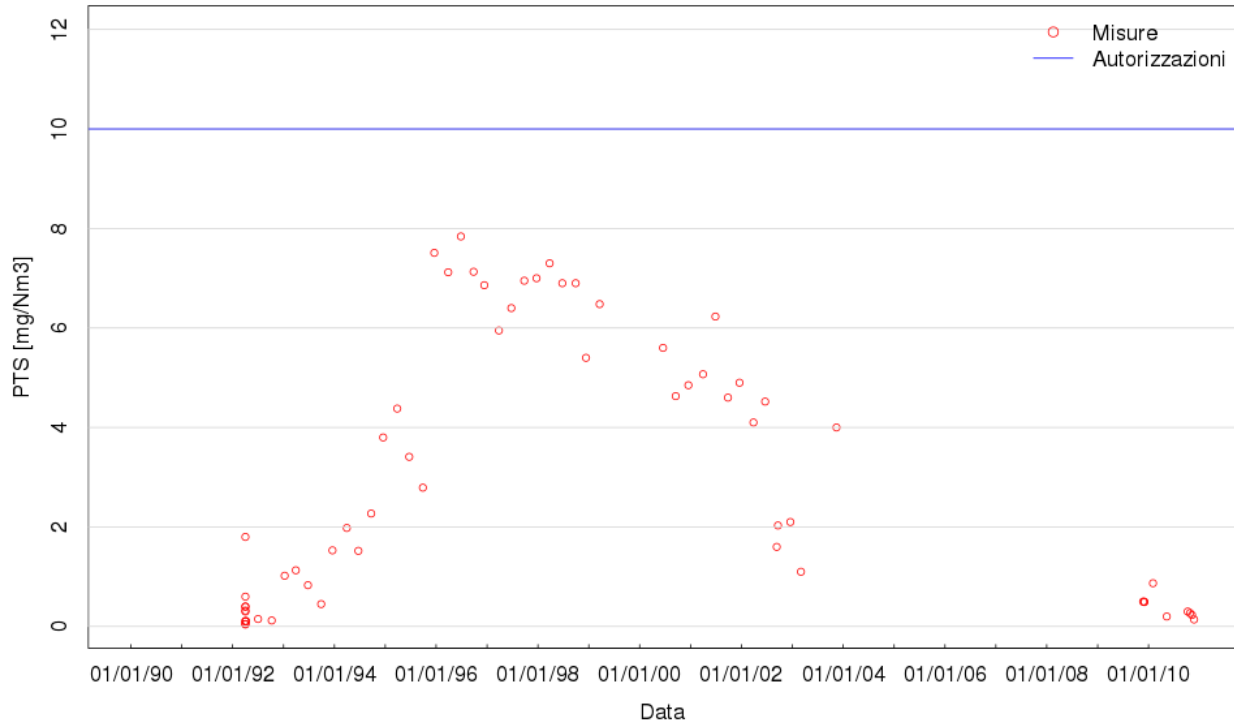


Fig. 20 - Misure di concentrazione di PTS al camino E1; il valore massimo autorizzato per il periodo considerato è pari a 10 mg/Nm<sup>3</sup>

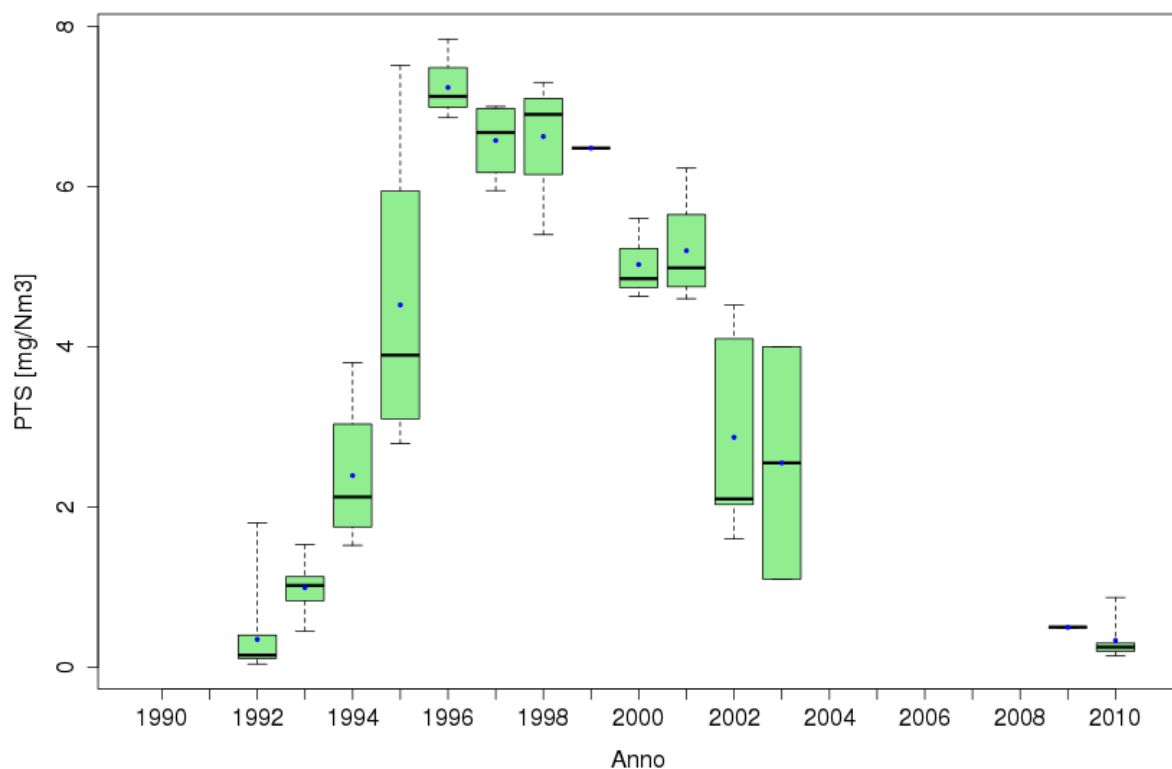


Fig. 21 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di PTS al camino E1

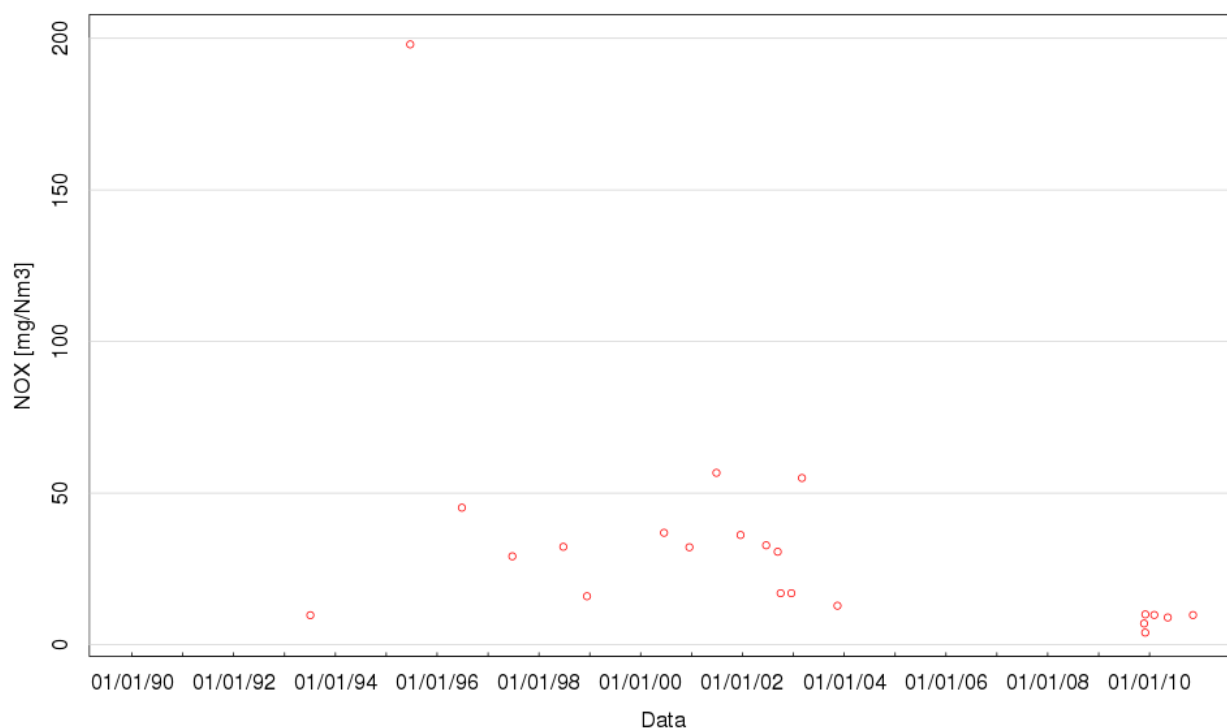


Fig. 22 - Misure di concentrazione di  $\text{NO}_x$  al camino E1; il valore massimo autorizzato per il periodo considerato è pari a  $500 \text{ mg/Nm}^3$

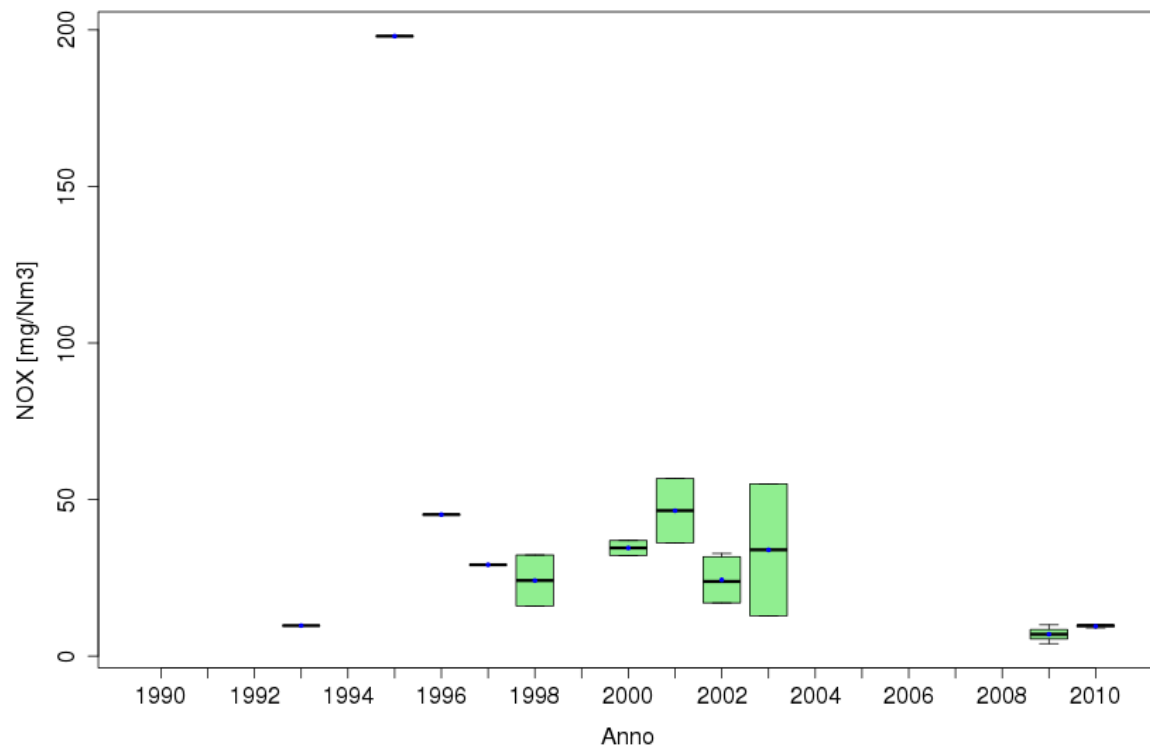


Fig. 23 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di NO<sub>x</sub> al camino E1

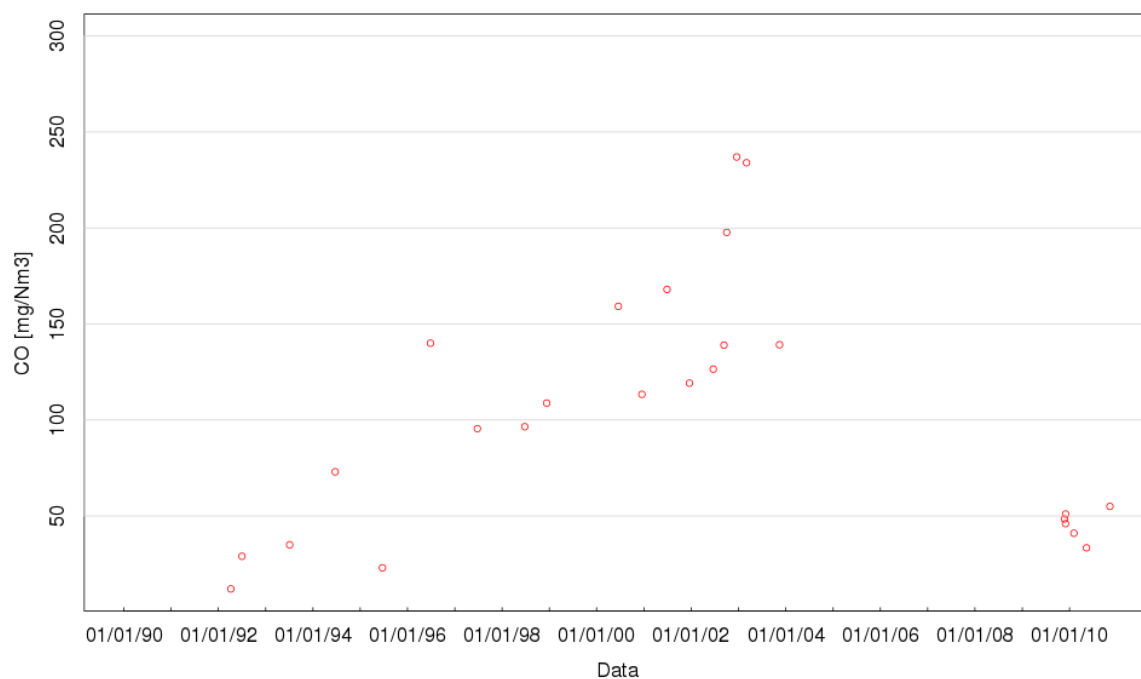


Fig. 24 - Misure di concentrazione di CO al camino E1; il valore massimo autorizzato per il periodo considerato è pari a 3000 mg/Nm<sup>3</sup>

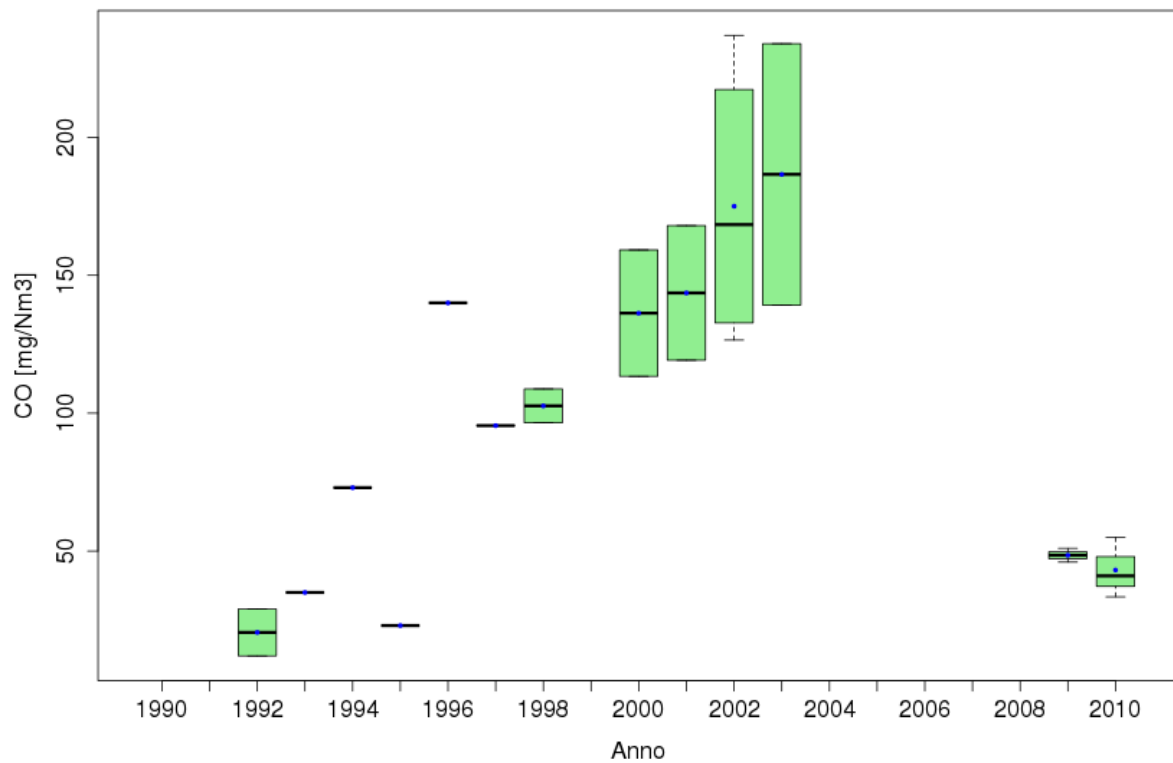


Fig. 25 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di CO al camino E1

Per quanto riguarda la concentrazione di diossine e furani, sono disponibili misure a camino a partire da novembre 2009. Le concentrazioni sono state riportate in termini di tossicità equivalente, utilizzando i fattori di equivalenza tossica TEF indicati nell'allegato 1 del D.L.133/2005.

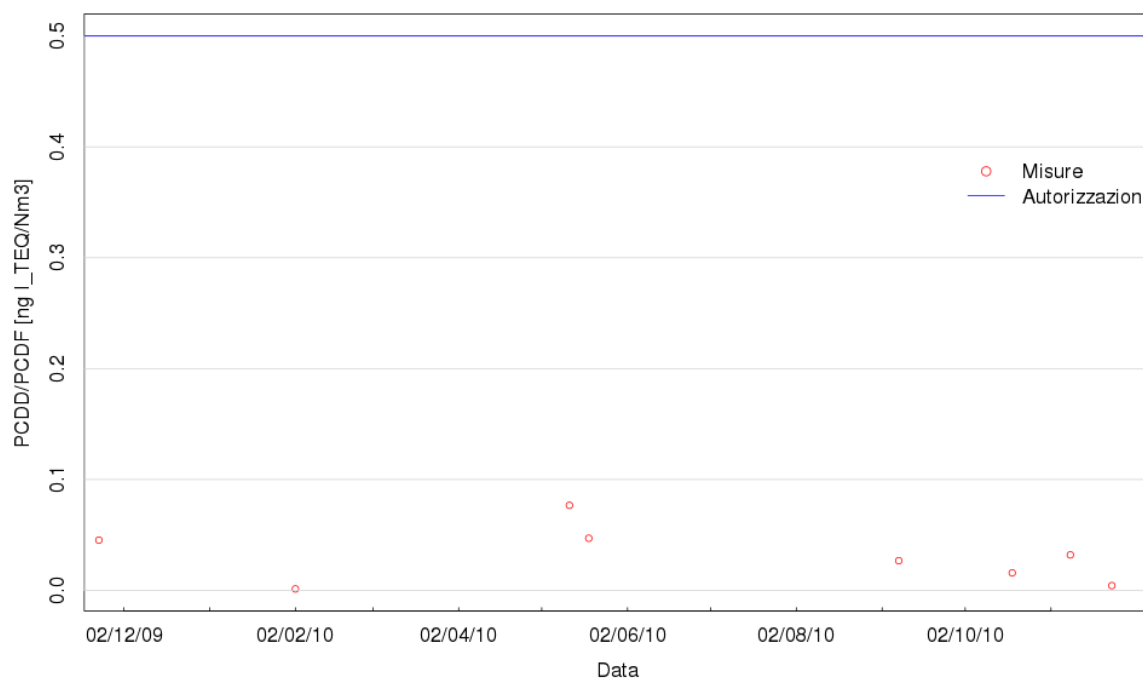


Fig. 26 - Misure di concentrazione di PCDD/F al camino E1

#### 4.3.2.3 Concentrazione di inquinanti – camino E2

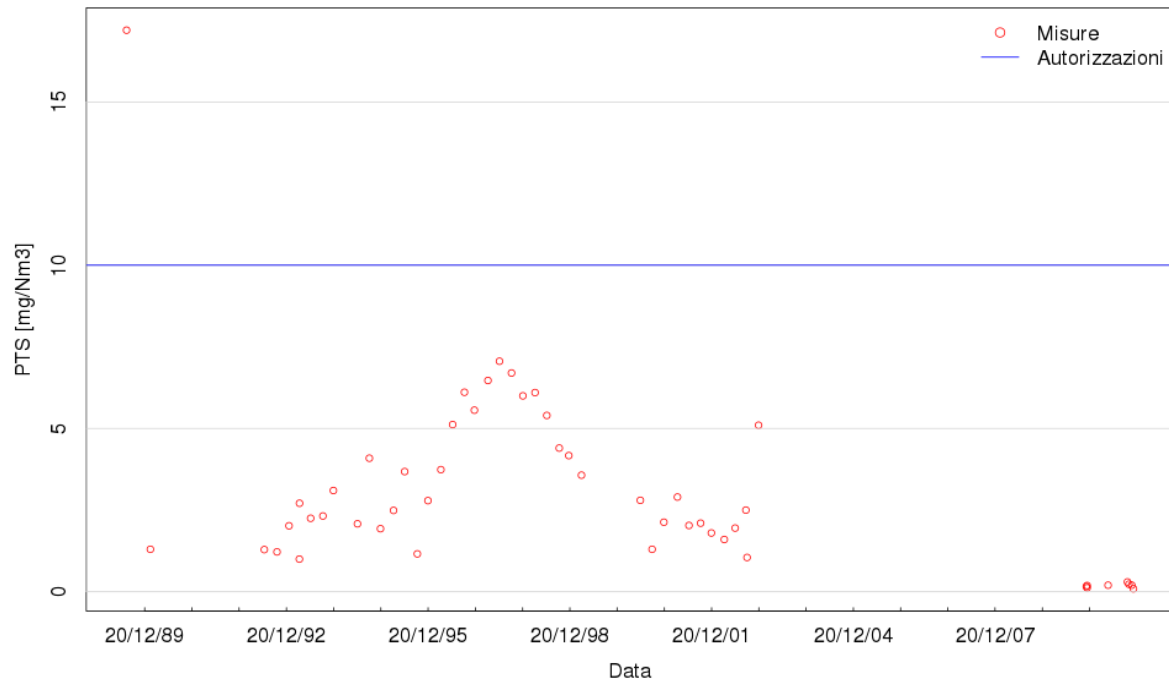


Fig. 27 - Misure di concentrazione di PTS al camino E2; il valore massimo autorizzato per il periodo considerato è pari a 10 mg/Nm<sup>3</sup>

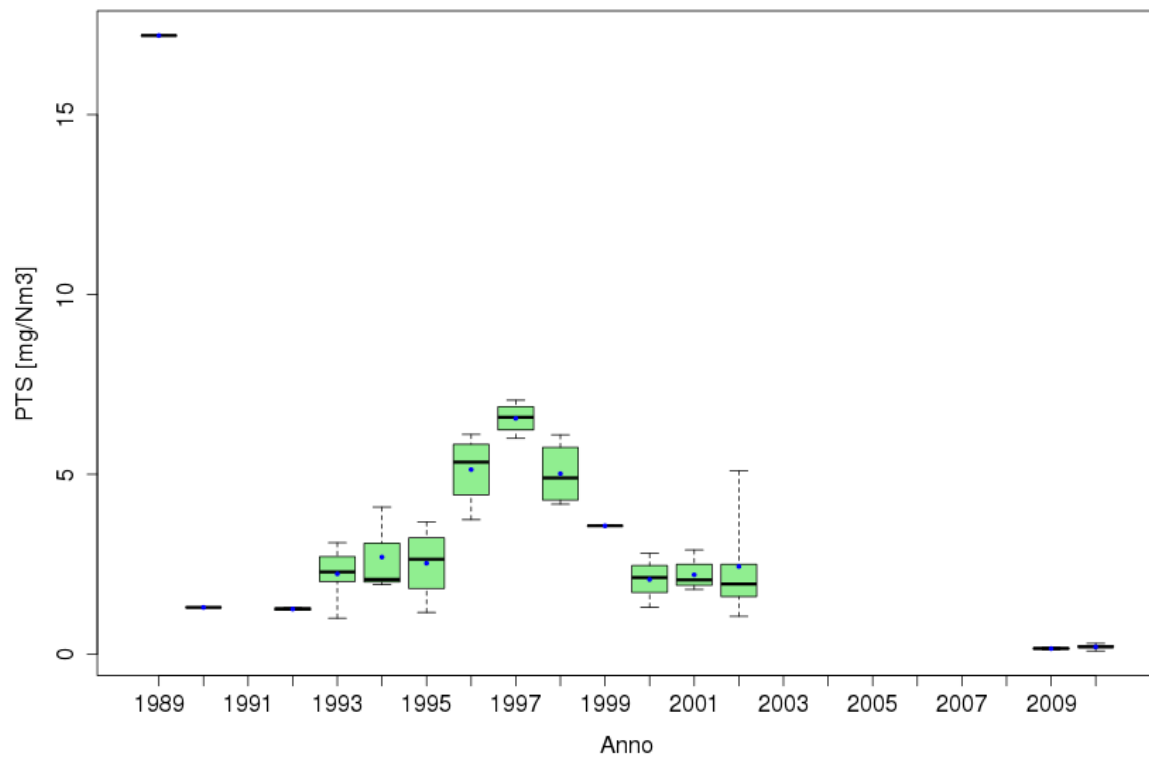


Fig. 28 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di PTS al camino E2



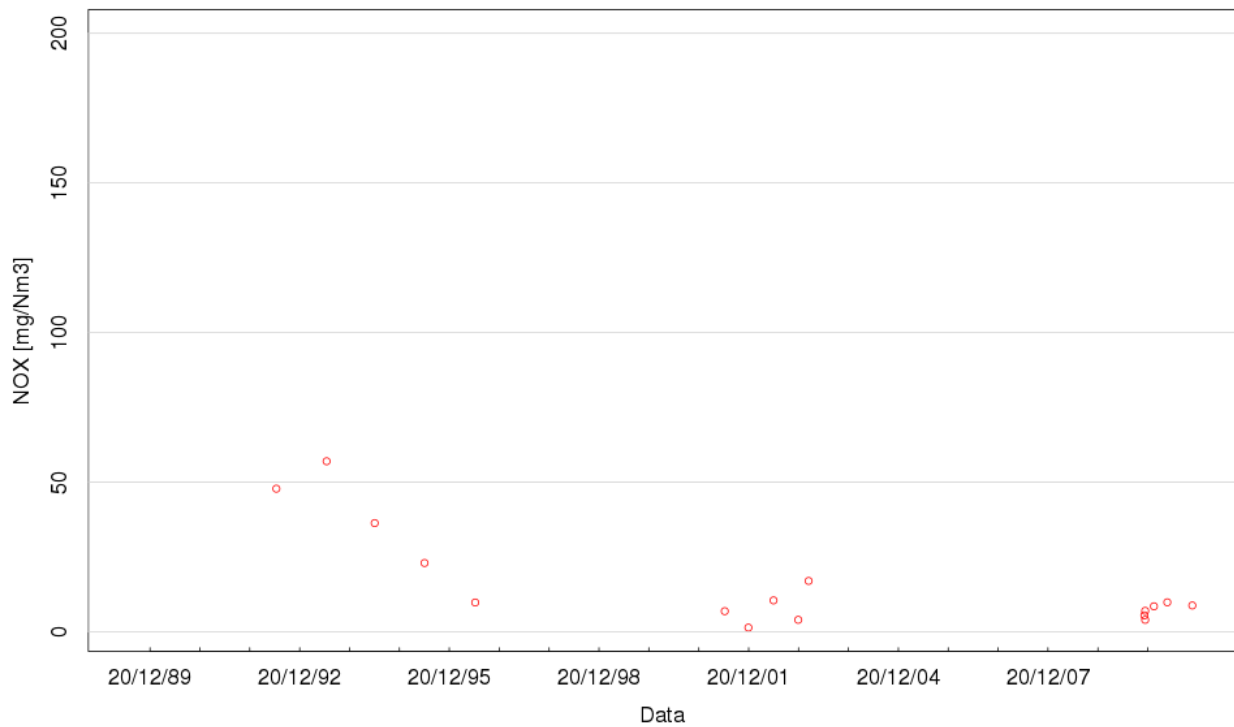


Fig. 29 - Misure di concentrazione di  $\text{NO}_x$  al camino E2; il valore massimo autorizzato è pari a 500 mg/Nm3

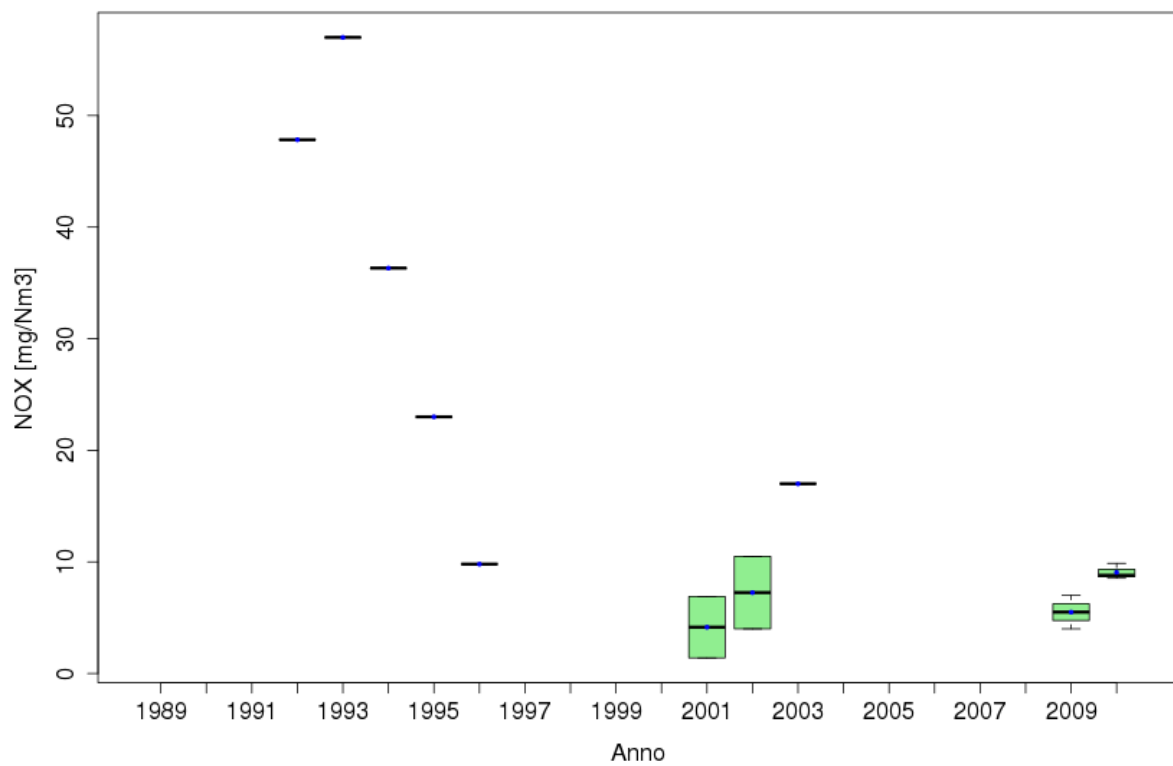


Fig. 30 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di  $\text{NO}_x$  al camino E2

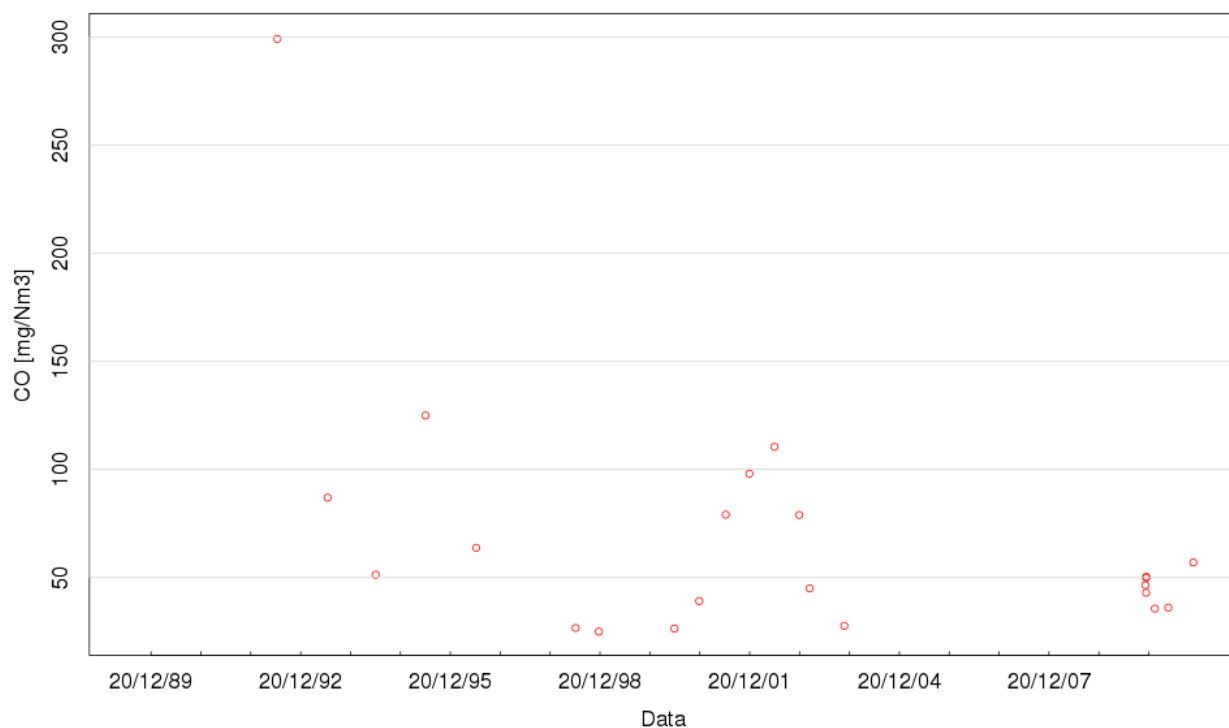


Fig. 31 - Misure di concentrazione di CO al camino E2; il valore massimo autorizzato per il periodo considerato è pari a 3000 mg/Nm<sup>3</sup>

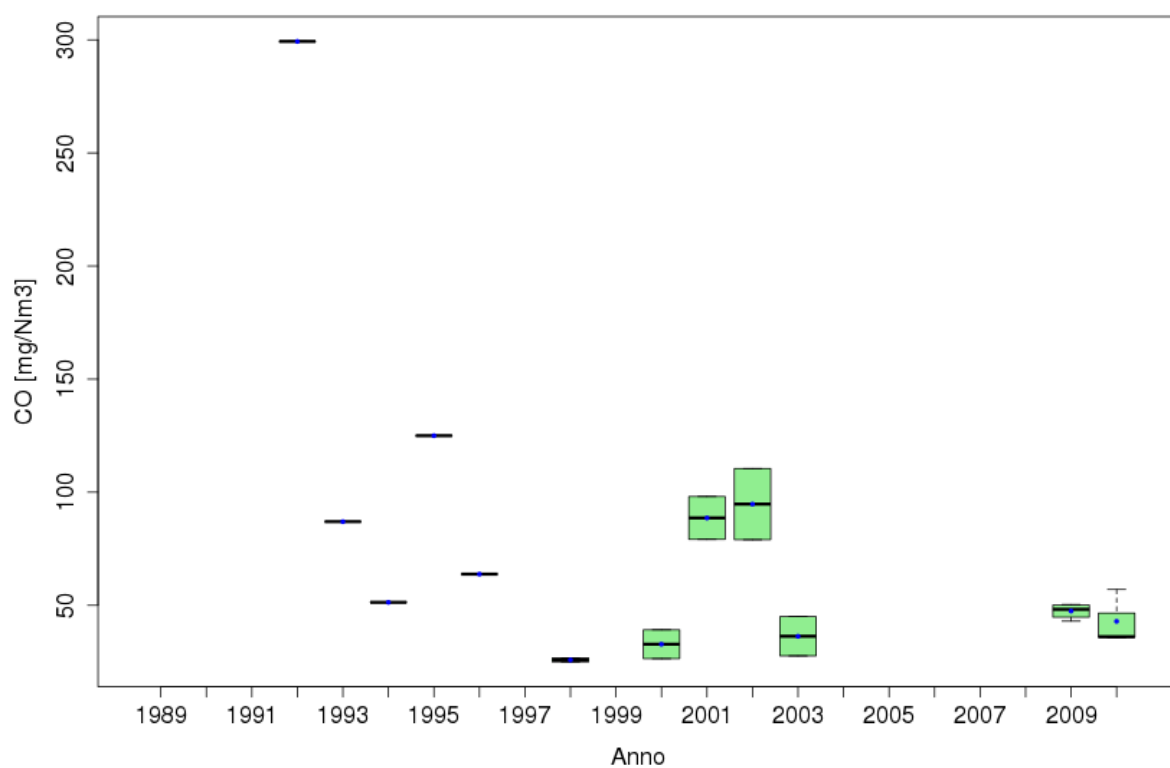


Fig. 32 - Boxplot dei valori medi annui di concentrazione di CO al camino E2

Per quanto riguarda la concentrazione di diossine e furani, sono disponibili misure a camino a partire da novembre 2009. Le concentrazioni sono state riportate in termini di tossicità equivalente, utilizzando i fattori di equivalenza tossica TEF indicati nell'allegato 1 del D.L.133/2005.

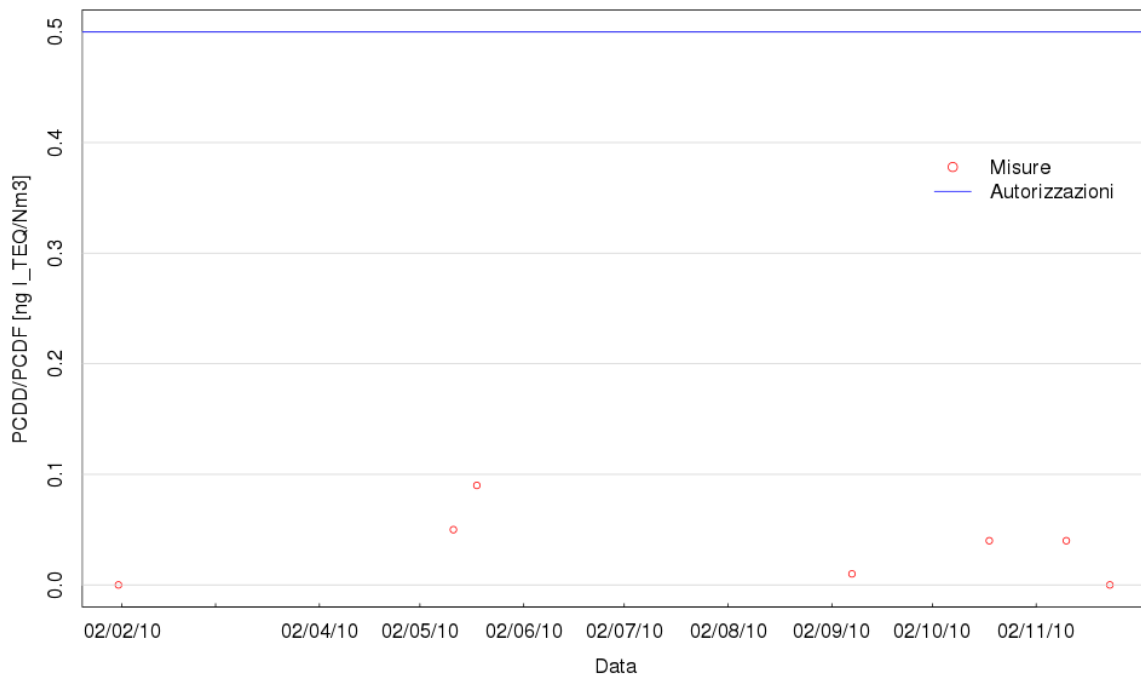


Fig. 33 - Misure di concentrazione di PCDD/F al camino E2

### 4.3.3 Valutazione dello scenario emissivo attuale

Dal 16/06/2008 al 31/12/2011 sono disponibili i dati di temperatura e portata dei fumi e di concentrazione di inquinanti misurati in continuo. Si è quindi deciso di definire uno scenario emissivo attuale sulla base di questi dati, in quanto essi forniscono informazioni molto più dettagliate rispetto alle misure effettuate a campione durante gli anni precedenti. L'anno di riferimento scelto è il 2010, in quanto successivo alla variazione subita dall'impianto nel 2009 e non influenzato come il 2011 da numerosi periodi di fermo impianto.

#### 4.3.3.1 Portata e temperatura dei fumi

La portata, la temperatura e la velocità dei fumi per lo scenario del 2010 sono state dedotte dai dati misurati in continuo a camino. In Fig. 34, Fig. 35 e Fig. 36 sono riportati gli andamenti dei cicli giornalieri relativi al camino E1; quelli relativi al camino E2 sono rappresentati in Fig. 37, Fig. 38 e Fig. 39.

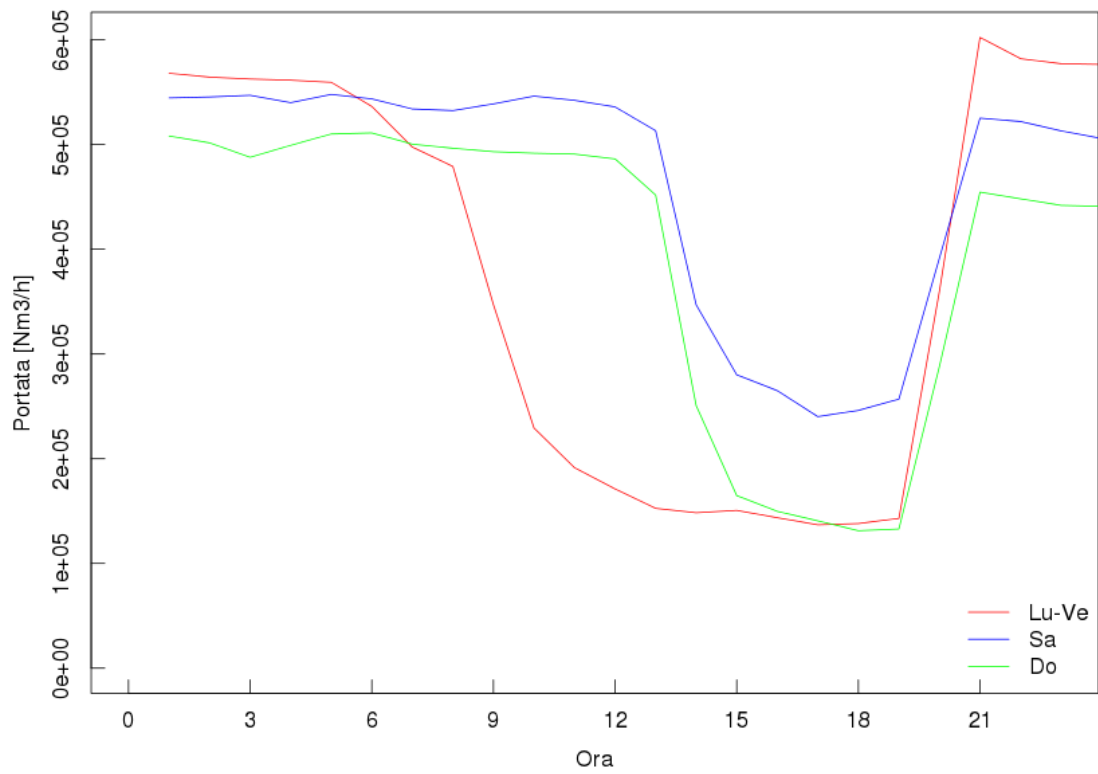


Fig. 34 - Cicli giornalieri di portata dei fumi - camino E1 anno 2010

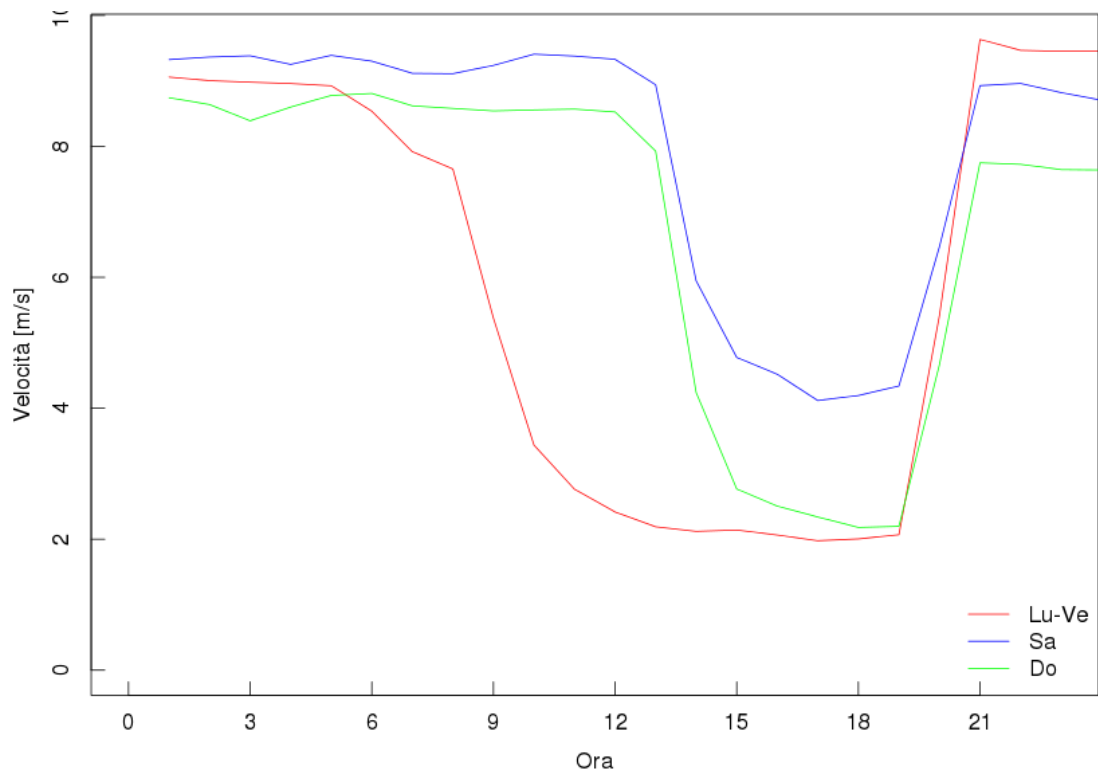


Fig. 35 - Cicli giornalieri di velocità dei fumi - camino E1 anno 2010

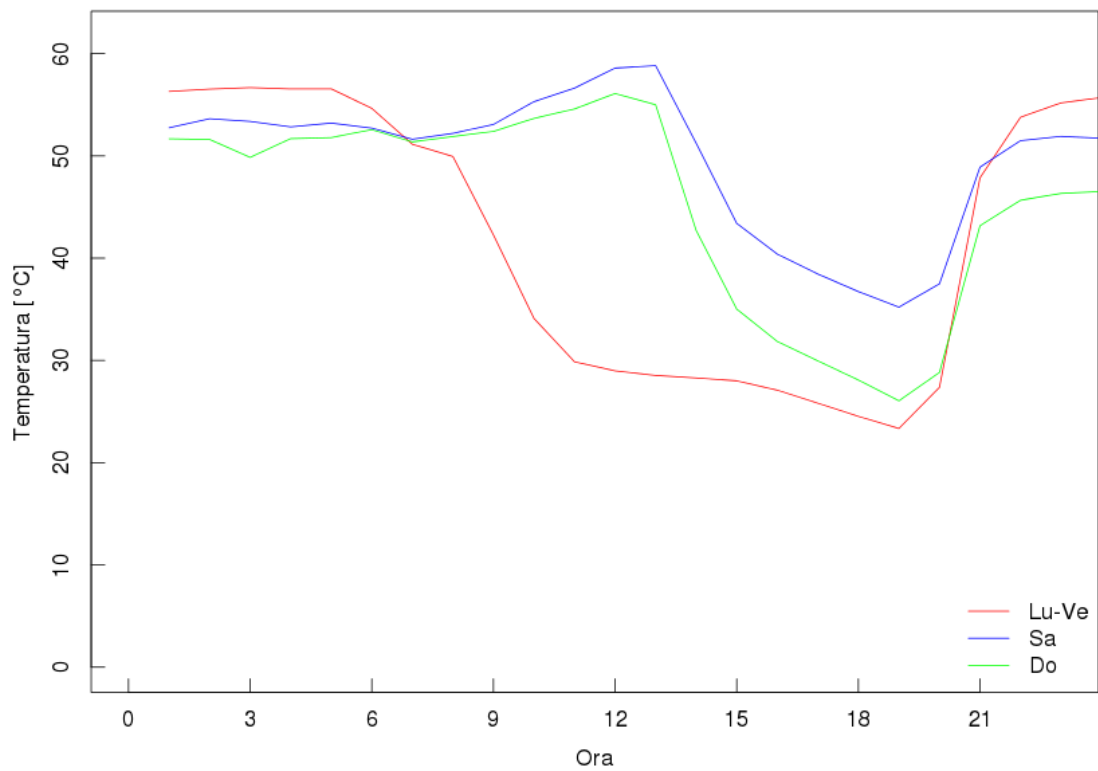


Fig. 36 - Cicli giornalieri di temperatura dei fumi - camino E1 anno 2010

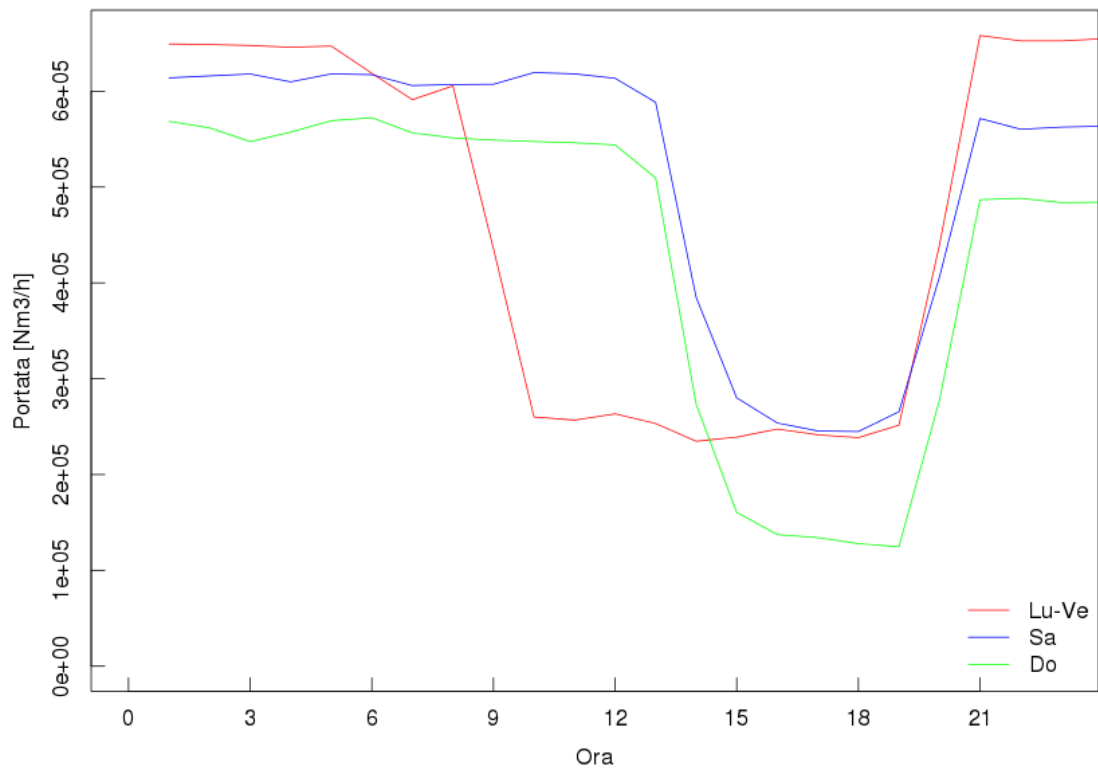


Fig. 37 - Cicli giornalieri di portata dei fumi - camino E2 anno 2010

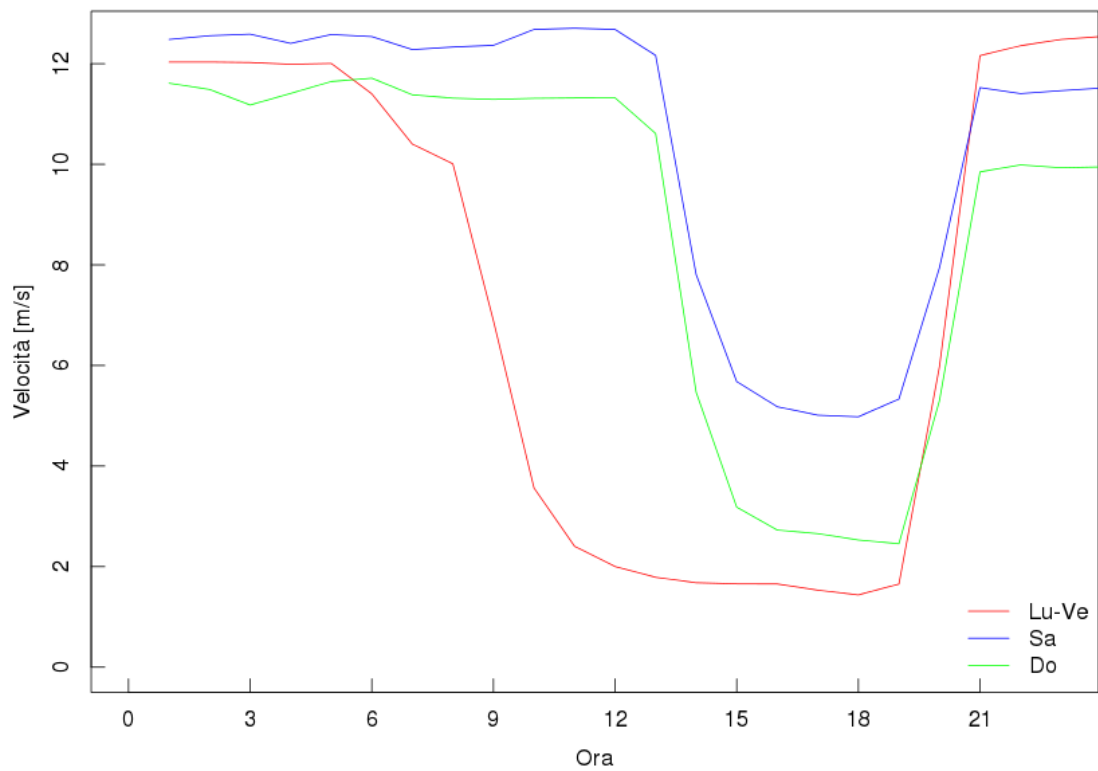


Fig. 38 - Cicli giornalieri di velocità dei fumi - camino E2 anno 2010

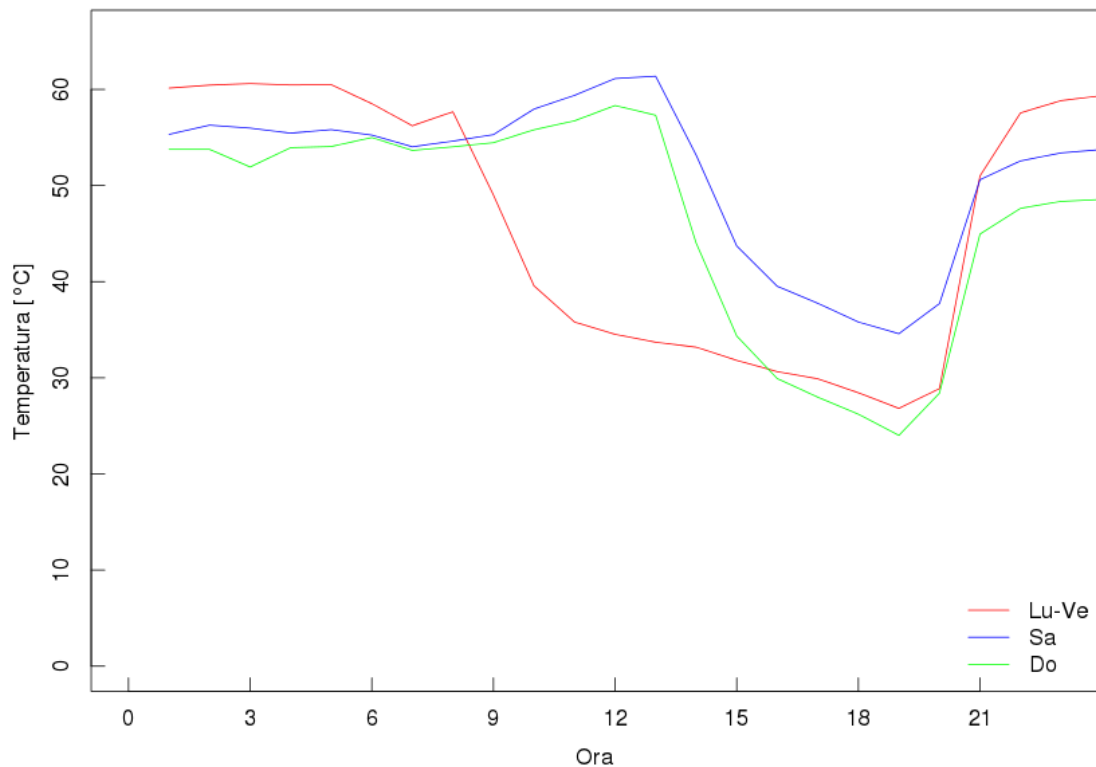


Fig. 39 - Cicli giornalieri di temperatura dei fumi - camino E2 anno 2010

#### 4.3.3.2 Concentrazione di inquinanti e cicli di emissione

Per quanto riguarda le emissioni di inquinanti sono stati presi in considerazione i valori di portata massica orari. Sono stati esclusi dall'analisi i dati relativi ai periodi di fermo impianto e di manutenzione; nelle ore diurne in cui la produzione non è attiva, i valori misurati risultano spesso essere sotto il limite tecnico di rilevabilità. Considerare però soltanto i dati validi avrebbe comportato una sovrastima delle emissioni nelle ore diurne, per cui si è ritenuto più ragionevole tener conto anche di questi dati nel calcolo dei cicli giornalieri di emissione per i diversi inquinanti. Nelle Fig. 40, Fig. 41 e Fig. 42 sono riportati i cicli medi di emissione del camino E1 per le quattro stagioni. Si noti che nella stagione estiva non è stato considerato il mese di agosto che è stato considerato separatamente per tener conto in modo adeguato del periodo di chiusura estiva.

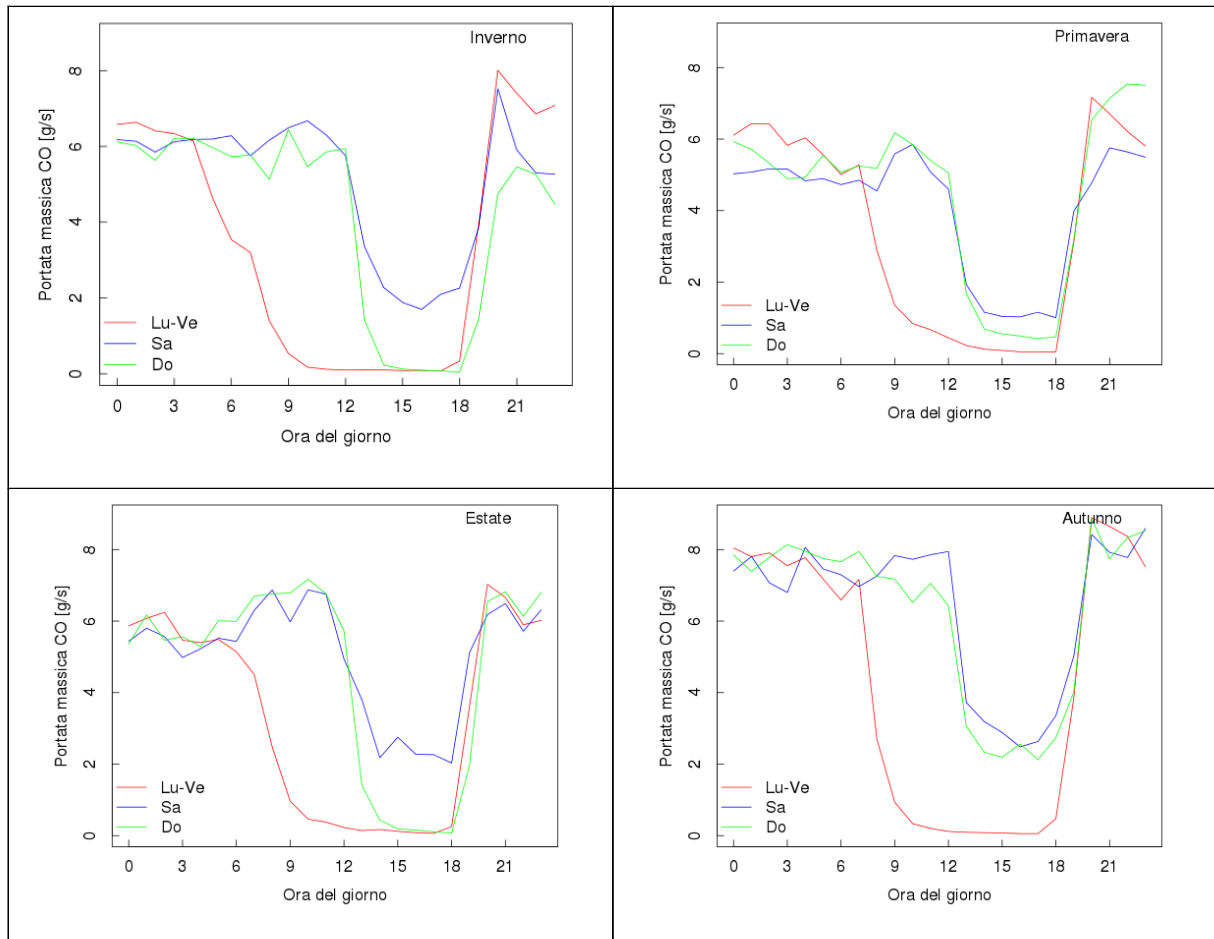
**Camino E1**

Fig. 40 - Cicli giornalieri di emissione di CO per le diverse stagioni- camino E1 anno 2010



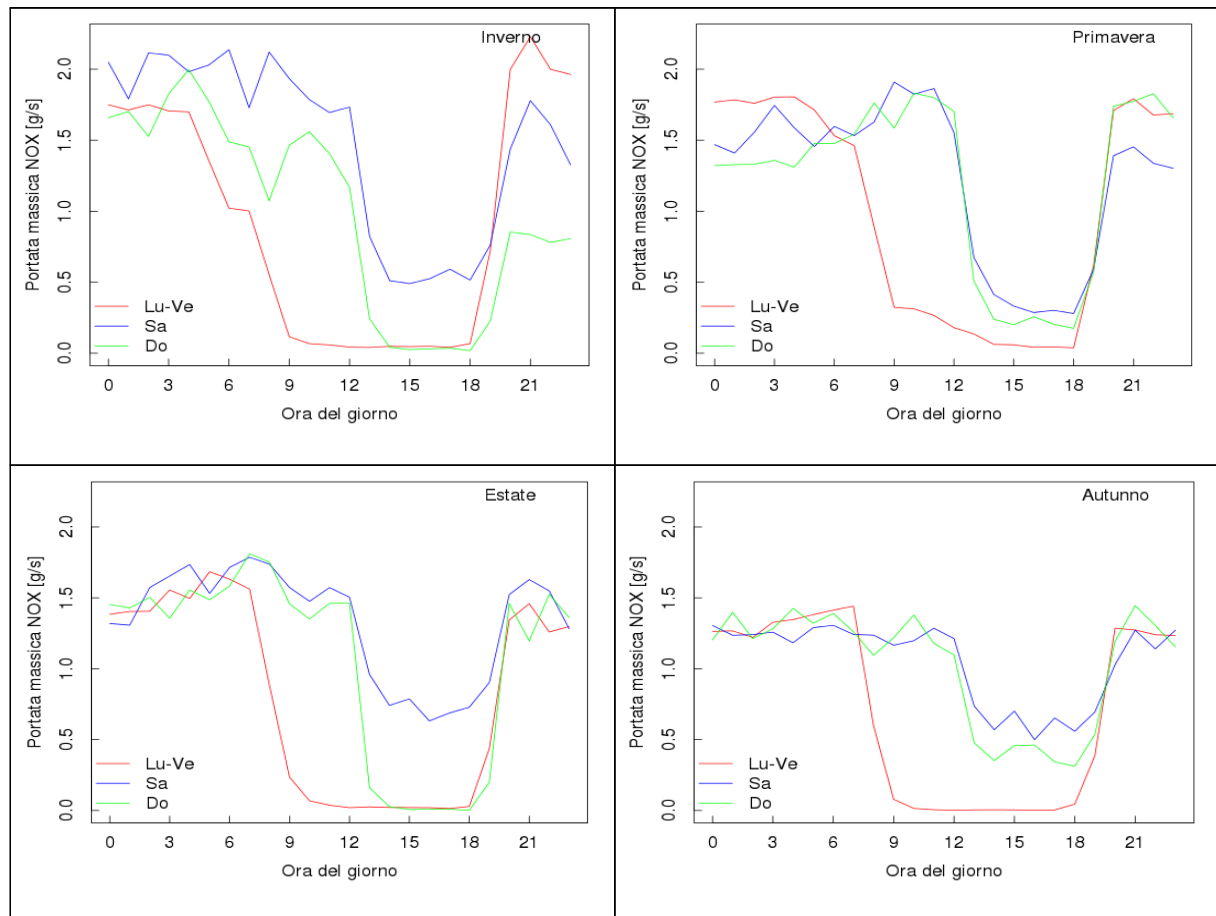


Fig. 41 - Cicli giornalieri di emissione di NO<sub>x</sub> per le diverse stagioni - camino E1 anno 2010

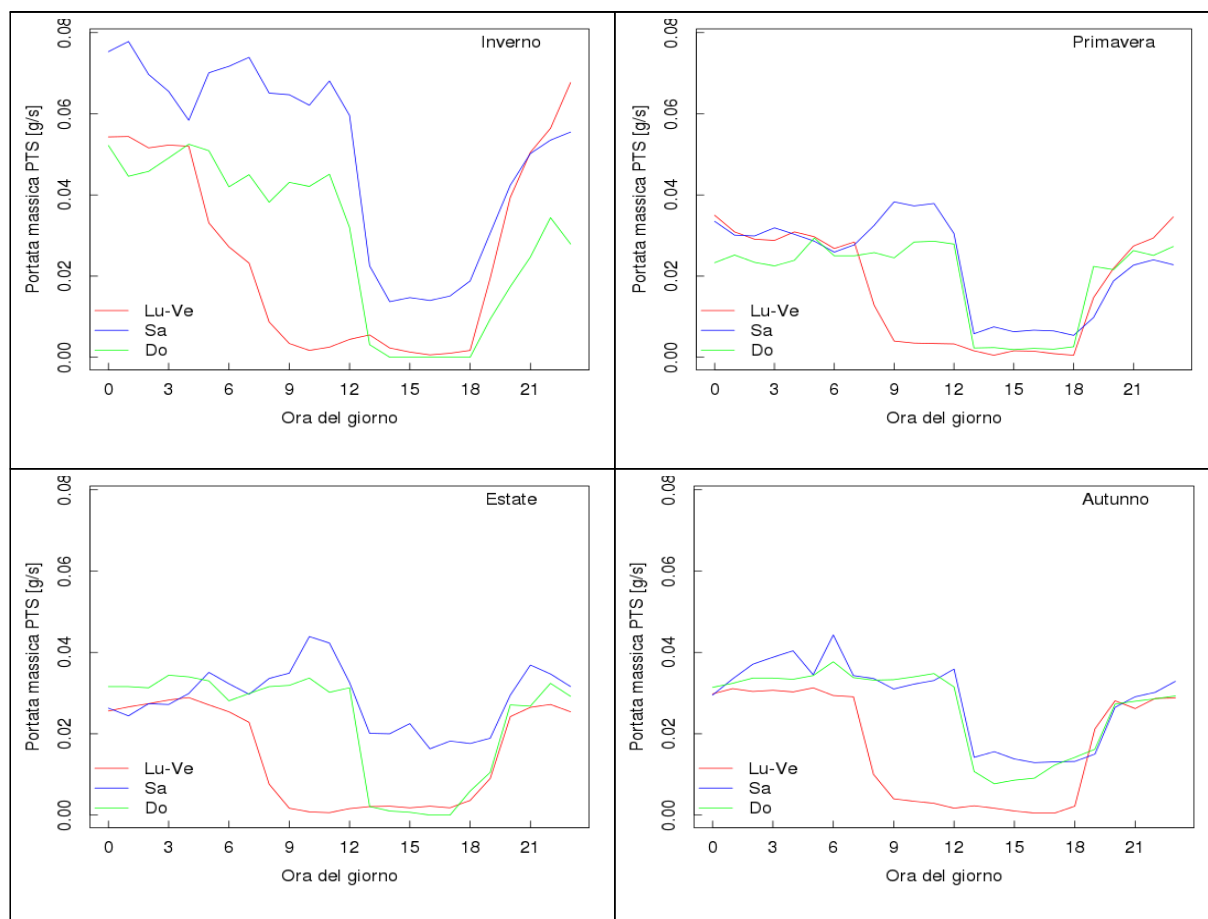


Fig. 42 - Cicli giornalieri di emissione di PTS per le diverse stagioni - camino E1 anno 2010

Per quanto riguarda le emissioni di diossine, si è utilizzato il valore medio delle misure a campione effettuate a camino tra il 2009 e il 2010 ed è stato applicato un ciclo medio pari a quello degli altri inquinanti.

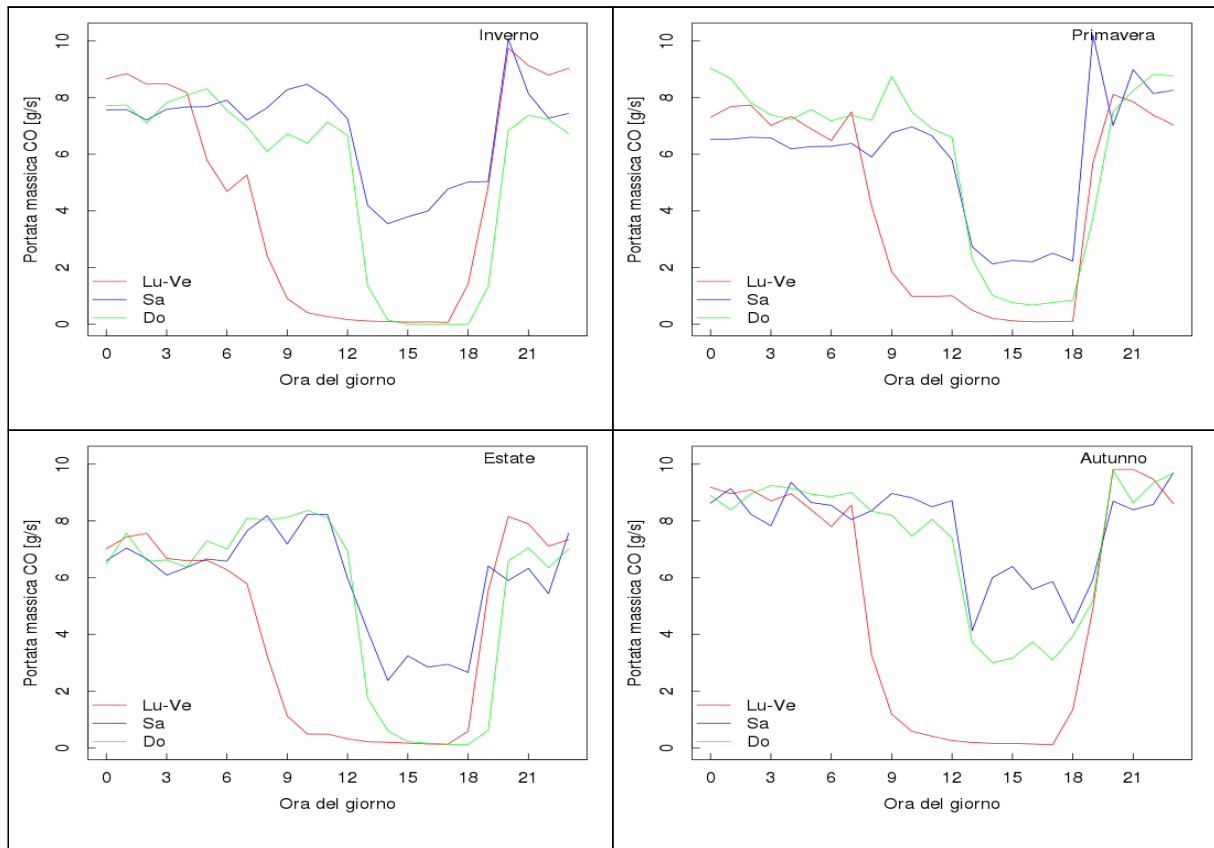
**Camino E2**

Fig. 43 - Cicli giornalieri di emissione di CO per le diverse stagioni - camino E2 anno 2010

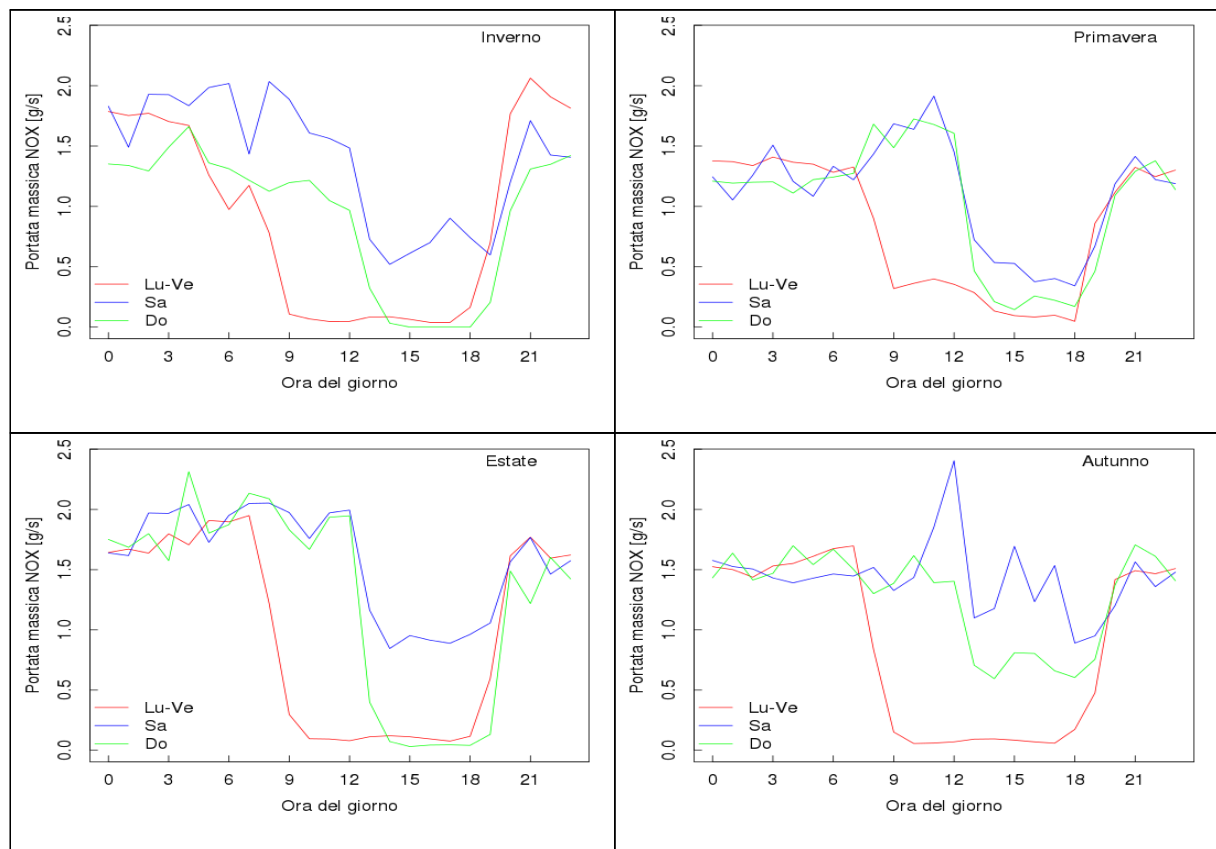


Fig. 44 - Cicli giornalieri di emissione di  $\text{NO}_x$  per le diverse stagioni - camino E2 anno 2010

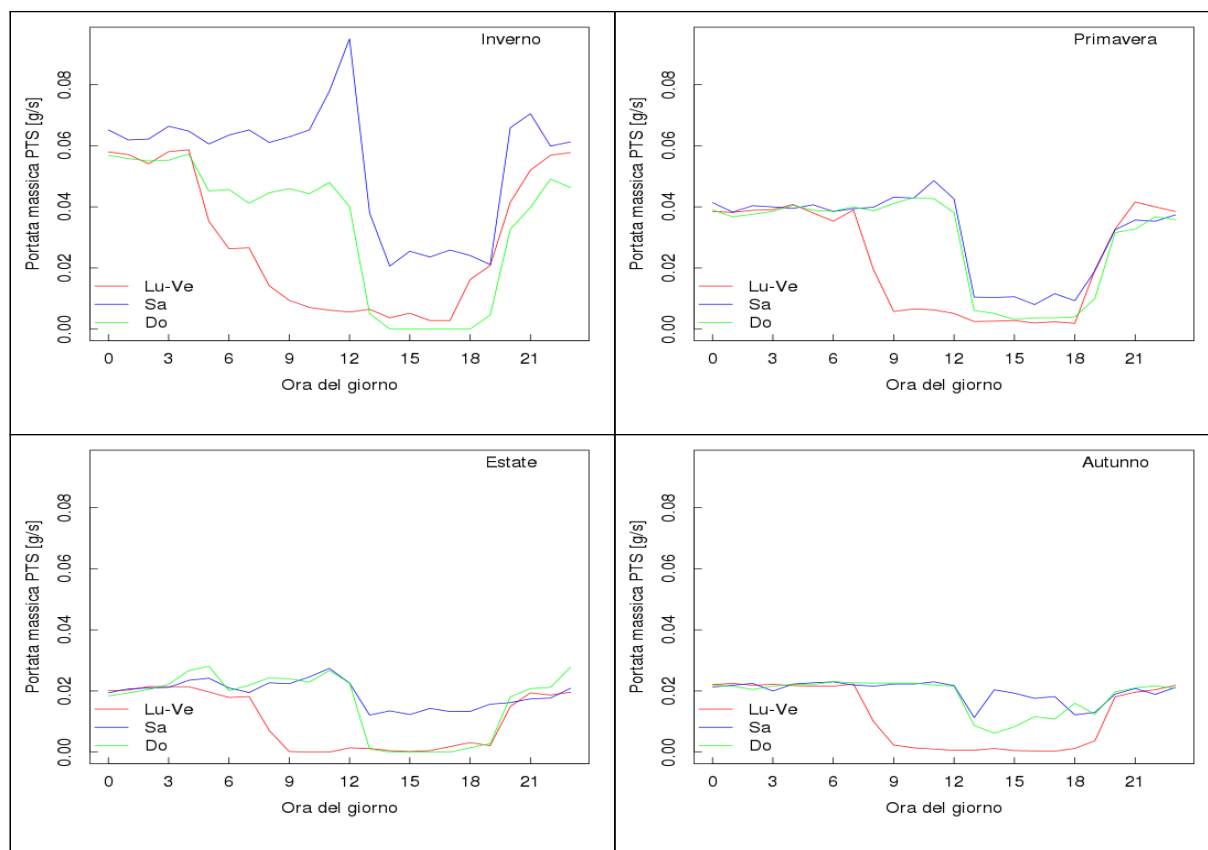


Fig. 45 - Cicli giornalieri di emissione di PTS per le diverse stagioni - camino E2 anno 2010

Anche nel caso del camino E2, sono stati usati i valori di concentrazione misurati a camino di diossine e furani e si è applicato un ciclo medio giornaliero pari a quello degli inquinanti.

Per entrambi i camini si è ipotizzata la seguente distribuzione granulometrica delle polveri:

- 25% PM10
- 60% PM2.5
- 15% PM1

#### 4.3.4 Valutazione delle emissioni diffuse dal capannone

La valutazione delle emissioni diffuse di particolato dal capannone assume una importanza fondamentale a causa della loro rilevanza in termini quantitativi.

Nell'estate 2009, con la revisione dell'Autorizzazione Integrata Ambientale (AIA 2009), Acciaieria Valsugana s.p.a. ha proceduto ad un adeguamento complessivo dell'impianto di Borgo Valsugana, attraverso la razionalizzazione con incremento delle portate aspirate, l'ampliamento della cappa sovra-forno, il miglioramento del quenching e il potenziamento del sistema filtrante. L'intervento, progettato secondo le best practices EPA, consente una maggiore captazione delle emissioni secondarie e, attraverso la riconfigurazione del quenching, inibisce la riformazione delle diossine.

Dalla relazione di sintesi "Impatto dell'acciaieria di Borgo Valsugana sulla salute e sull'ambiente" è possibile ricavare una stima delle emissioni diffuse pre e post adeguamento dell'impianto del 2009.

AIA del 30.10.2007				AIA del 19.08.2009			
Emissioni orarie [kg/h]				Emissioni orarie [kg/h]			
convogliate		diffuse(1)	complessive	convogliate		diffuse(2)	complessive
autorizzate	misurate	stimate		autorizzate	misurate	stimate	
2,88	~1,5	~80,5	~82	6,75	~2,5	~32,5	~35
Emissioni giornaliere [kg/giorno] (16,5h/giorno)				Emissioni giornaliere [kg/giorno] (16,5h/giorno)			
convogliate		diffuse	complessive	convogliate		diffuse	complessive
autorizzate	misurate	stimate		autorizzate	misurate	stimate	
47,52	~24,75	~1.328,25	~1.353	111,375	~41,25	~536,25	~577,5

(1) captazione 95% (CIRIA, Regione Lombardia)      (2) captazione 98% (IPPC 2006)

Fig. 46 - Stima delle emissioni diffuse pre e post adeguamento dell'impianto del 2009  
(Fonte: Relazione di sintesi "Impatto dell'acciaieria di Borgo Valsugana sulla salute e sull'ambiente", Provincia Autonoma di Trento)

Per lo scenario antecedente il 2009, si è deciso di utilizzare la stima di 80.5 kg/h proposta nella relazione. Per quanto riguarda invece lo scenario attuale relativo al 2010, sulla base di considerazioni effettuate dall'Agenzia Provinciale di Protezione dell'Ambiente, si è stabilito che un valore pari a 20 kg/h potesse essere una stima più realistica delle emissioni diffuse.

Come si può osservare, rispetto alle emissioni di PTS convogliate a camino quelle diffuse sono circa due ordini di grandezza più grandi.

Una stima delle emissioni diffuse è contenuta anche nella relazione del consulente tecnico del G.U.P. Borroni, depositata il 26 settembre 2011. In questa perizia si propone una stima per le emissioni diffuse compresa tra 2 e 5 kg/h di particolato. Questa valutazione risulta essere un ordine di grandezza inferiore rispetto alla stima della Provincia; ovviamente questa sostanziale differenza si ripercuote sui risultati dell'applicazione modellistica.

Per il periodo antecedente il 2009, si è deciso di utilizzare la stima della relazione di sintesi della Provincia pari a 80.5 kg/h. Per il 2010 invece si è deciso di

considerare tutte e tre le stime, quella proposte dalla Relazione di sintesi, quella rivista dall'APPA e per quella proposta dal CTU si è deciso di utilizzare il valore intermedio nell'intervallo da lui indicato, e cioè 3.5 kg/h. Sono quindi state effettuate le simulazioni con i tre differenti valori.

Ulteriori considerazioni relativamente alla stima delle emissioni diffuse saranno possibili quando saranno disponibili le misure di particolato nei dintorni dell'acciaiera che il DICA ha in programma di compiere nei prossimi mesi. Queste misure potrebbero essere molto utili per capire quale stima sia più corretta e più vicina alla realtà in quanto effettuate nei dintorni del capannone, in cui è ragionevole attendersi le concentrazioni più elevate dal momento che si tratta di emissioni che avvengono a bassa quota.

#### **4.3.5 Valutazione delle emissioni diffuse dal deposito scorie**

La valutazione delle emissioni derivanti dal deposito delle scorie del processo di produzione dell'acciaio è stata effettuata sulla base di dati disponibili in letteratura.

Sono stati presi in considerazione alcuni diversi fattori proposti in letteratura, tra cui:

- Capitolo 12.5 di AP-42 di U.S. Environmental Protection Agency, il documento che raccoglie i diversi fattori di emissione suddivisi per le diverse tipologie di attività;
- Report finale del National Emission Standards for Hazardous Air Pollutants (NESHAP) for Integrated Iron Plant and Steel Plant, U.S. Environmental Protection Agency, 2001;
- Fugitive emissions from integrated iron and steel plants dell'U.S. Department of Commerce del 1978.

L'analisi dei dati presenti in letteratura ha evidenziato come si tratti di stime con un elevato fattore di incertezza: alcuni fattori di emissione si basano sul dato di produzione annua di acciaio, altri sulla quantità di scorie prodotte. Inoltre alcune stime tengono conto delle operazioni di carico e scarico delle scorie, delle emissioni dovute al traffico veicolare dei mezzi adibiti al trasporto e infine alla risospensione del vento sul deposito di scorie all'aperto. Alcuni fattori invece non chiariscono a quali attività facciano riferimento.

I fattori di emissione riportati nel report finale di NESHAP sono relativi ad alcuni impianti reali negli Stati Uniti, con tecnologia diversa da quella ad arco elettrico utilizzata dall'acciaiera Valsugana. Utilizzando la media dei fattori di emissione riportati e il dato di produzione del 2010, si ottiene un'emissione di PTS pari a 0.09 g/s.

Nel documento dell'AP-42, capitolo 12.5, relativo agli impianti di produzione di acciaio, è riportato un fattore di emissione relativo alla gestione e maneggio delle scorie calcolato sulla base delle tonnellate di scorie prodotte. Utilizzando quindi il valore medio riportato in Tab.12.5-4 del documento, alla voce "Batch drop, Front end loader/truck" e ipotizzando una quantità di scorie pari a circa il 10%

dell'acciaio prodotto, sulla base di dati di letteratura, si ottiene un valore di emissione pari a 0.011 g/s.

Nel documento del 1978 del U.S. Dept. of Commerce sono riportati dei fattori di emissioni calcolati in seguito ad alcune campagne di misura in alcuni impianti di produzione dell'acciaio. Effettuata la media dei valori dei fattori di emissione relativi al maneggio delle scorie, si ottiene un valore pari a 0.11 g/s.

La variabilità dei fattori di emissione proposti dimostra come avere una stima corretta di questo tipo di emissione sia estremamente complesso. Inoltre non si hanno a disposizione informazioni relative alla periodicità e alla modalità con cui le scorie vengono accumulate, movimentate e rimosse dal deposito, che sono invece fondamentali per poter stimare la periodicità delle emissioni.

Dovendo scegliere un fattore di emissione, si è tenuto conto del fatto che il valore dell'AP-42 risulta essere di un ordine di grandezza più piccolo rispetto agli altri due, ma sembra riferito alle sole fasi di carico e scarico delle scorie. Gli altri due invece inglobano anche le emissioni causate dall'erosione da vento e dal trasporto delle scorie. Si è deciso di utilizzare come fattore di emissione il valore medio tra il fattore di emissione di NESHAP e quello del documento del U.S. Dept. of Commerce, ottenendo un'emissione media pari a 0.099 g/s.

#### **4.3.6 Individuazione di periodi omogenei e scenari emissivi considerati**

Di seguito vengono riassunti i parametri di input utilizzati per le simulazioni della dispersione degli inquinanti. Essi sono stati ricavati per ciascun periodo omogeneo relativamente alle caratteristiche emissive e geometriche delle sorgenti. Il confronto tra lo scenario emissivo autorizzato e quello misurato è stato eseguito a partire dal 1990, anno dal quale sono disponibili delle misure di concentrazione degli inquinanti a camino.

Il confronto tra lo scenario emissivo autorizzato e quello misurato ha messo in luce differenze che possono arrivare anche a due ordini di grandezza. Questo significa che l'impianto allo stato attuale è autorizzato ad emettere molto di più di quello che realmente fa in normali condizioni di esercizio. Lo stesso si può osservare anche per i passati decenni. Si noti però che questa disparità è riferita solo alle emissioni a camino, non esistendo in realtà alcun limite per le emissioni diffuse che sono tuttavia predominanti, almeno per quello che riguarda le polveri.



Tab. 11 - Identificazione dei periodi omogenei di simulazione e valori di input utilizzati – scenario autorizzato

<b>E1</b>	h [m]	d [m]	Temp. fumi [°C]	Portata [Nm³/h]	Conc. CO [mg/Nm³]	Conc. NOX [mg/Nm³]	Conc. PTS [mg/Nm³]	Conc. PCDD PCDF [ng I- TEQ/Nm³]	Massa CO [g/s]	Massa NOx [g/s]	Massa PTS [g/s]	Massa Diossine [g/s]	Vel. fumi [m/s]
01/03/1990 – 20/09/1990	38	5.1	90.0	803000	3000	500	10		$6.69 \cdot 10^2$	$1.12 \cdot 10^2$	$2.23 \cdot 10^0$		15.7
01/03/1990 – 18/08/2009	38	5.1	90.0	1050000	3000	500	10		$8.75 \cdot 10^2$	$1.46 \cdot 10^2$	$2.92 \cdot 10^0$		20.5
2010	38	5.1	57.5	1050000	300	350	10	0.5	$8.75 \cdot 10^1$	$1.02 \cdot 10^2$	$2.92 \cdot 10^0$	$1.46 \cdot 10^{-7}$	18.7
<b>E2</b>													
22/10/1979 – 18/12/1981	16	2.8	90	90000	3000	500	25		$7.50 \cdot 10^1$	$1.25 \cdot 10^1$	$6.25 \cdot 10^{-1}$		5.8
18/12/1981 – 01/01/1986	16	2.8	90	220000	3000	500	25		$1.83 \cdot 10^2$	$3.06 \cdot 10^1$	$1.53 \cdot 10^0$		14.2
01/01/1986 – 01/03/1990	16	2.8	90	300000	3000	500	25		$2.50 \cdot 10^2$	$4.17 \cdot 10^1$	$2.08 \cdot 10^0$		19.4
01/03/1990 – 18/08/2009	16	2.8	90	300000	3000	500	10		$2.50 \cdot 10^2$	$4.17 \cdot 10^1$	$8.33 \cdot 10^{-1}$		19.4
2010	40	4.7	57.5	1200000	300	350	10	0.5	$1.00 \cdot 10^2$	$1.17 \cdot 10^2$	$3.33 \cdot 10^0$	$1.67 \cdot 10^{-7}$	25.1
<b>CAPANNONE</b>													
2009 – Rel.sintesi											$2.24 \cdot 10^0$		
2010 – Rel.sintesi											$9.03 \cdot 10^0$		
2010 – Rel. sintesi **											$5.56 \cdot 10^0$		
2010 - Perizia											$9.72 \cdot 10^{-1}$		
<b>SCORIE</b>													
Letteratura											$9.91 \cdot 10^{-2}$		

\*\* Stima della Relazione di Sintesi della Provincia di Trento rivista sulla base di considerazioni dell'APPA (si veda il paragrafo 4.3.4 )

Tab. 12 - Identificazione dei periodi omogenei di simulazione e valori di input utilizzati – scenario misurato

<b>E1</b>	h [m]	d [m]	Temp. fumi [°C]	Portata [Nm³/h]	Conc. CO [mg/Nm³]	Conc. NOX [mg/Nm³]	Conc. PTS [mg/Nm³]	Conc. PCDD PCDF [ng I-TEQ/Nm³]	Massa CO [g/s]	Massa NOx [g/s]	Massa PTS [g/s]	Massa Diossine [g/s]	Vel. fumi [m/s]
01/03/1990 – 20/09/1990	38	5.1											
01/03/1990 – 18/08/2009	38	5.1	76.1	529740	116.2	40.4	3.4		1.74·10 <sup>1</sup>	6.05·10 <sup>0</sup>	5.00·10 <sup>-1</sup>		9.9
2010	38	5.1	54.9	568445				0.019	7.79·10 <sup>0*</sup>	1.53·10 <sup>0*</sup>	3.00·10 <sup>-2*</sup>	4.75·10 <sup>-9</sup>	9.0
<b>E2</b>													
22/10/1979 – 18/12/1981	16	2.8											
18/12/1981 – 01/01/1986	16	2.8											
01/01/1986 – 01/03/1990	16	2.8					17.2						
01/03/1990 – 18/08/2009	16	2.8	41.3	152101	72.0	21.6	3.6		3.33·10 <sup>0</sup>	9.00·10 <sup>-1</sup>	1.40·10 <sup>-1</sup>		8.5
2010	40	4.7	58.9	649443				0.025	6.37·10 <sup>0*</sup>	1.50·10 <sup>0*</sup>	4.00·10 <sup>-2*</sup>	6.83·10 <sup>-9</sup>	12.0
<b>CAPANNONE</b>													
2009 – Rel.sintesi											2.24·10 <sup>0</sup>		
2010 – Rel.sintesi											9.03·10 <sup>0</sup>		
2010 – Rel. sintesi **											5.56·10 <sup>0</sup>		
2010 - Perizia											9.72·10 <sup>-1</sup>		
<b>SCORIE</b>													
2010											9.91·10 <sup>-2</sup>		

\* Per il 2010 il valore rappresenta l'emissione media durante le ore di funzionamento dell'impianto, a cui però è stata applicata una modulazione giornaliera diversa per ciascun mese dell'anno e per ciascun inquinante, essendo disponibile questa informazione maggiormente dettagliata per il solo anno 2010.

\*\* Stima della Relazione di Sintesi della Provincia di Trento rivista sulla base di considerazioni dell'APPA (si veda il paragrafo 4.3.4 )

## 5 Il modello di dispersione

Data la tipologia di sorgenti puntuali e areali e la necessità di effettuare il calcolo della dispersione in orografia complessa, si è utilizzato il modello AERMOD. Esso è basato sulla soluzione dell'equazione di convezione-diffusione stazionaria, ed utilizza una successione di stati stazionari (con scansione temporale oraria) per simulare la variabilità nel tempo. A partire dal 2006 questo codice, sviluppato e distribuito dall'U.S.EPA, ha sostituito ISC3 (e ne è la sua evoluzione) tra i modelli raccomandati per simulare l'impatto atmosferico di sorgenti industriali. Il modello AERMOD è definito come "regulatory" (standard normativo di riferimento) negli Stati Uniti e spesso usato in altri Paesi dove non esiste un'analoga standardizzazione.

AERMOD può simulare contemporaneamente l'effetto di molte sorgenti di diverse tipologie, al suolo o elevate, con o senza galleggiamento, con emissioni di diversi inquinanti. L'algoritmo è in grado di tenere conto della disomogeneità verticale della struttura dello strato limite atmosferico, accettando in input i dati di profili meteorologici verticali.

Il modello si avvale dell'utilizzo di due altri codici per elaborare i dati di input: il software è così costituito da tre moduli:

1. Il preprocessore orografico AERMAP, utilizzato in presenza di orografia complessa per valutare l'altezza di ogni recettore. Questo consente di elaborare le caratteristiche e l'altimetria del territorio, consentendo l'applicazione di AERMOD a zone sia pianeggianti che a morfologia complessa.
2. Il preprocessore meteorologico AERMET, utilizzato per preparare il dato meteorologico in un formato compatibile al successivo modulo di dispersione e per calcolare i parametri dispersivi dello strato limite atmosferico; esso permette pertanto ad AERMOD di utilizzare i profili verticali delle variabili meteorologiche più influenti sul trasporto e dispersione degli inquinanti.
3. Il modulo di dispersione atmosferica vero e proprio (esso stesso denominato AERMOD come il pacchetto software complessivo).

Il codice di dispersione AERMOD, infine, dopo aver integrato le informazioni provenienti dai due preprocessori sopra illustrati, calcola le concentrazioni al suolo degli inquinanti emessi in atmosfera sulla base di opportune ipotesi.

AERMOD richiede in ingresso due file meteorologici, un dato al suolo ed un profilo verticale, entrambi con risoluzione temporale oraria. Le variabili necessarie in superficie sono: velocità e direzione del vento, velocità di attrito, velocità scala convettiva, temperatura, spessore dello strato limite convettivo, altezza dello strato limite meccanico, lunghezza di Monin Obukhov, scabrezza, Bowen ratio, albedo. Le variabili necessarie nel profilo verticale, per ogni quota di misura, sono: la quota stessa, la velocità del vento, la direzione del vento, la temperatura, la deviazione standard della direzione del vento e la deviazione standard della velocità verticale del vento.

In caso di strato limite stabile la dispersione in atmosfera dell'inquinante emesso da una sorgente viene simulata adottando una distribuzione gaussiana della concentrazione, sia nella direzione orizzontale che in quella verticale. Al contrario, in condizione instabile, ovvero quando si è in presenza di meccanismi convettivi, l'algoritmo descrive la concentrazione in aria adottando una distribuzione gaussiana nella direzione orizzontale e una funzione densità di probabilità bi-gaussiana per la direzione verticale. Per tale motivo si può considerare AERMOD come un modello ibrido, dal momento che è in grado di descrivere in modo molto più rappresentativo gli effetti della turbolenza dello strato limite atmosferico, che risultava invece una limitazione per i modelli gaussiani di vecchia generazione come ad esempio ISC3. AERMOD include infatti diversi miglioramenti rispetto ai modelli gaussiani di generazione precedente, con particolare riferimento alla trattazione della turbolenza:

- non utilizza classi discrete di stabilità atmosferica ma profili continui di turbolenza orizzontali e verticali che possono essere basati su misure o calcolati per mezzo della teoria di similarità;
- descrive la dispersione verticale non gaussiana in condizioni convettive, caratterizzate dalla presenza di "updraft" e "downdraft" con diversa probabilità di accadimento e diversa intensità;
- in condizioni stabili descrive la dispersione orizzontale e verticale come i modelli gaussiani standard, ma non assume uno strato limite di spessore infinito;
- tratta le sorgenti come "rurali" o "urbane" indipendentemente senza imporre le stesse condizioni per tutto il dominio.

Il codice prevede la possibilità di considerare diverse tipologie di fonti emissive (puntuali, areali, volumetriche) e a ciascun tipo di sorgente fa corrispondere un diverso algoritmo per il calcolo della concentrazione. Si può quindi calcolare il contributo di ciascuna sorgente nel dominio d'indagine, in corrispondenza di recettori distribuiti su una griglia (definita dall'utente) o discreti e sommarne gli effetti. Poiché il modello è concepito come stazionario, la variabilità è simulata tramite una successione di stati stazionari di intervallo orario (tanti quanti sono gli intervalli da simulare) e le emissioni sono assunte costanti all'interno del medesimo lasso di tempo.

L'attuale versione di AERMOD contiene particolari algoritmi in grado di tenere conto di determinate caratteristiche dello strato limite atmosferico (PBL) ed è in grado di simulare il comportamento del pennacchio emesso dalle sorgenti in diverse situazioni. Il punto sorgente utilizzato nelle simulazioni non è posto in corrispondenza della bocca di emissione, bensì a una quota più alta e ad una certa distanza sottovento. Due effetti contribuiscono a determinare la localizzazione della sorgente virtuale: la risalita del pennacchio, dovuta alla quantità di moto iniziale del getto effluente e agli effetti di galleggiamento prodotti dalla differenza di densità fra l'effluente e l'aria circostante, e l'effetto aerodinamico.

Nel corso della simulazione viene effettuato – ove si applichi - il calcolo del "plume rise", ossia il sovrizzo del pennacchio legato agli effetti termici e

dinamici, nonché l'eventuale intrappolamento del pennacchio nei flussi turbolenti, sia di natura meccanica che convettiva, che tendono a manifestare una spinta discendente sottovento agli edifici eventualmente presenti vicino al camino e una spinta ascendente collegata ai flussi turbolenti diretti verso l'alto. Viene simulata la spinta di galleggiamento del pennacchio legata alle differenze di densità e di temperatura del pennacchio rispetto all'aria esterna, così come anche il "lofting", ovvero il fenomeno che in situazioni convettive è caratterizzato da un pennacchio che prima di diffondersi nello strato limite, tende a risalire rimanendo in prossimità del top dello strato limite. AERMOD tiene anche conto della penetrazione parziale o totale del pennacchio in presenza di inversioni termiche in quota; è in grado di simulare inoltre il cosiddetto "downwash", ossia quell'effetto di distorsione del flusso del pennacchio causato dalla presenza di edifici di notevoli dimensioni e la possibilità che tale distorsione trascini il pennacchio al suolo. Nell'algoritmo si assume infine che la risalita del pennacchio cessi nel momento in cui gli effetti di diffusione turbolenta diventano dominanti rispetto agli effetti di galleggiamento. In merito va osservato infine che quando le azioni di galleggiamento sono molto rilevanti, cioè nel caso in cui i valori di temperatura o di densità dell'effluente differiscono significativamente dai valori ambiente, l'innalzamento del pennacchio può risultare pari a qualche centinaio di metri: in tale situazione non è dunque lecito trascurare gli effetti di dispersione che si realizzano durante la risalita del pennacchio, il che equivale ad assumere che la sorgente virtuale non sia puntuale ma distribuita.

## 5.1 Utilizzo del modello digitale del terreno

Essendo l'impianto in esame ubicato in un terreno a orografia complessa, si è utilizzato il modello digitale del terreno messo a disposizione dalla Provincia Autonoma di Trento con risoluzione pari a 40 m.

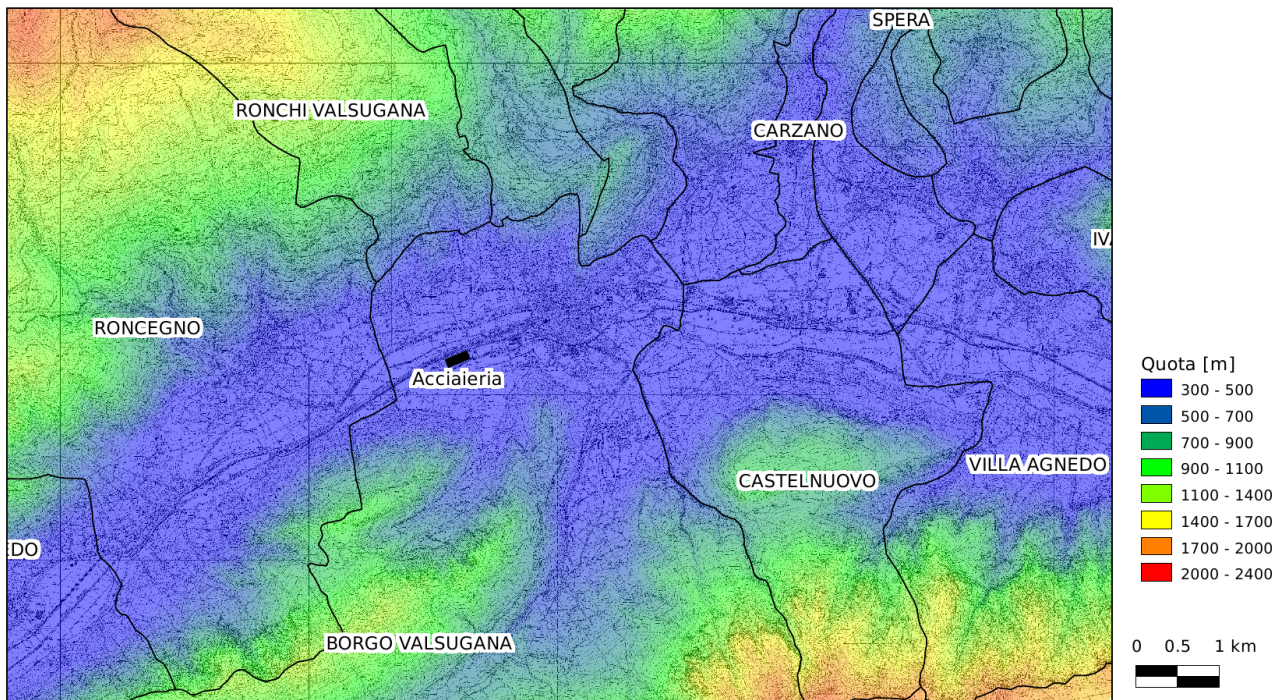


Fig. 47 - Modello digitale del terreno della zona in esame

## 5.2 Definizione del dominio di calcolo

Le simulazioni sono state effettuate su un dominio rettangolare con lati di lunghezza pari a 14 km in direzione Est-Ovest e 9 km in direzione Nord-Sud. Per avere un dettaglio maggiore nei dintorni dell'impianto, si sono utilizzati tre domini innestati l'uno all'interno dell'altro con risoluzione crescente :

- dominio esterno: rettangolo con lati di dimensioni pari a 14 km (Est-Ovest) e 9 km (Nord-Sud) con risoluzione pari a 100 m
- dominio intermedio: rettangolo con lati di dimensioni pari a 5 km (Est-Ovest) e 2.5 km (Nord-Sud) con risoluzione pari a 50 m
- dominio interno: rettangolo con lati di dimensioni pari a 2.5 km (Est-Ovest) e 1.25 km (Nord-Sud) con risoluzione pari a 25 m.



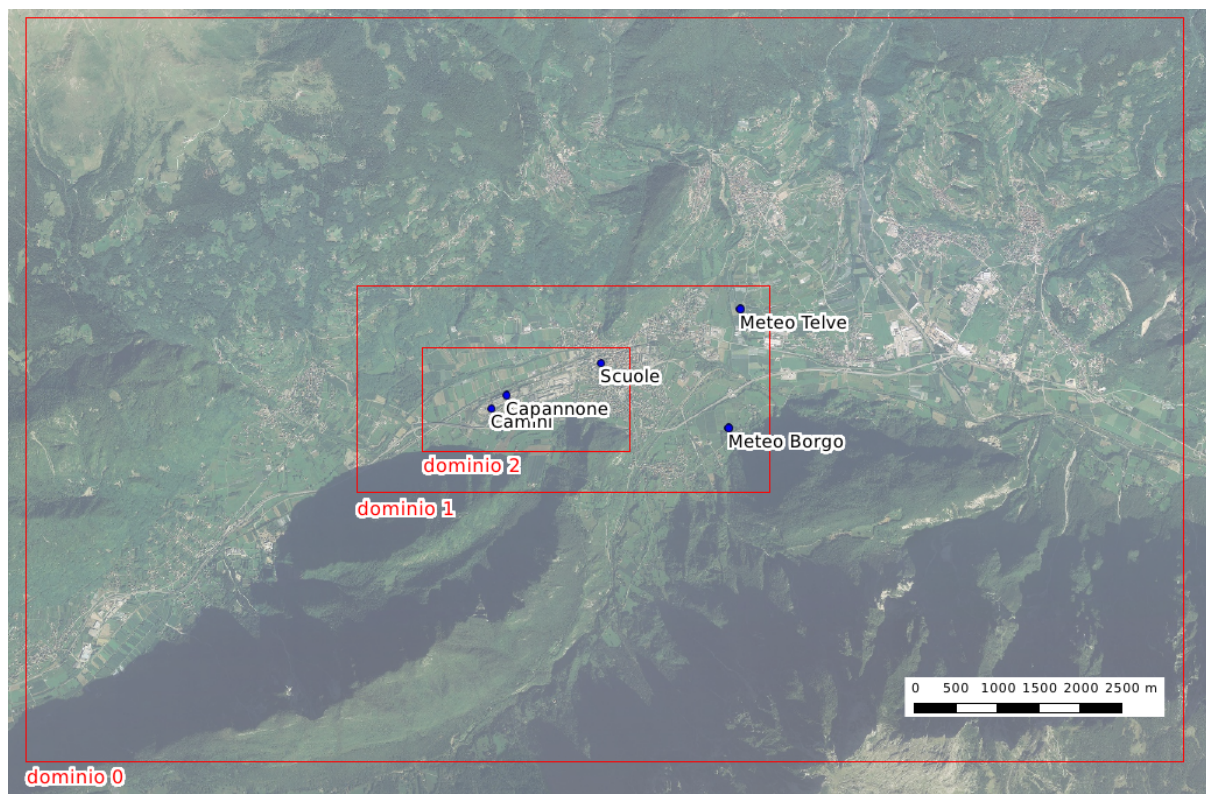


Fig. 48 - Domini di calcolo utilizzati nelle simulazioni numeriche

### 5.3 Utilizzo della mappa di uso del suolo

La scabrezza superficiale (roughness length,  $z_0$ ) è un parametro fisico collegato all'altezza degli ostacoli che il campo di vento incontra. Esso influenza in modo importante la turbolenza meccanica e la stabilità dello strato limite.

Essa varia da punto a punto e dipende essenzialmente dalla conformazione del territorio. Per questa ragione esistono delle correlazioni tra la mappa d'uso del suolo e il valore di scabrezza da utilizzare.

In questo caso si è utilizzata la mappa di uso del suolo secondo la classificazione Corine Land Cover, scaricata dal portale cartografico nazionale.

Si è utilizzata la tabella di correlazione tra uso del suolo e scabrezza contenuta nel preprocessore Aersurface, appositamente sviluppato per poter tener conto dei valori di scabrezza e di albedo Bowen ratio. Essa è riportata in Fig. 50. Come si può osservare è possibile attribuire ad alcune classi caratterizzate da presenza di vegetazione un diverso valore alla scabrezza a seconda delle stagioni. Poiché la classificazione utilizzata da Aersurface corrisponde a NLCD92 (National Land Cover Data 1992), uno schema composto da 21 diverse classi di uso del suolo utilizzato negli Stati Uniti, è stato necessario riportare le classi secondo lo schema Corine in questa classificazione NLCD.



Class Number	Class Name	Seasonal Surface Roughness <sup>1</sup> (m)					Reference
		1	2	3	4	5	
11	Open Water	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	Stull <sup>2</sup>
12	Perennial Ice/Snow	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	Stull <sup>2</sup>
21	Low Intensity Residential	0.54	0.54	0.50	0.50	0.52	40% 22 + 50% 43+ 10% 85 <sup>3</sup>
22	High Intensity Residential	1	1	1	1	1	AERMET <sup>4</sup>
23	Commercial/Industrial/Transp (Site at Airport)	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	5%: 22 & 95%: 31 <sup>5</sup>
	Commercial/Industrial/Transp (Not at Airport)	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8	80%: 22 & 20%: 31 <sup>5</sup>
31	Bare Rock/Sand/Clay (Arid Region)	0.05	0.05	0.05	NA	0.05	Slade <sup>6</sup>
	Bare Rock/Sand/Clay (Non-arid Region)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05	Slade <sup>6</sup>
32	Quarries/Strip Mines/Gravel	0.3	0.3	0.3	0.3	0.3	Estimate <sup>7</sup>
33	Transitional	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	Estimate <sup>8</sup>
41	Deciduous Forest	1.3	1.3	0.6	0.5	1	AERMET <sup>4</sup>
42	Evergreen Forest	1.3	1.3	1.3	1.3	1.3	AERMET <sup>4</sup>
43	Mixed Forest	1.3	1.3	0.95	0.9	1.15	(41+42)/2 <sup>9</sup>
51	Shrubland (Arid Region)	0.15	0.15	0.15	NA	0.15	50% 51 (Non-Arid) <sup>10</sup>
	Shrubland (Non-arid Region)	0.3	0.3	0.3	0.15	0.3	AERMET <sup>4</sup>
61	Orchards/Vineyards/Other	0.3	0.3	0.1	0.05	0.2	Garratt <sup>11</sup>
71	Grasslands/Herbaceous	0.1	0.1	0.01	0.005	0.05	AERMET <sup>4</sup>
81	Pasture/Hay	0.15	0.15	0.02	0.01	0.03	Garratt <sup>11</sup> & Slade <sup>12</sup>
82	Row Crops	0.2	0.2	0.02	0.01	0.03	Garratt <sup>11</sup> & Slade <sup>12</sup>
83	Small Grains	0.15	0.15	0.02	0.01	0.03	Garratt <sup>11</sup> & Slade <sup>12</sup>
84	Fallow	0.05	0.05	0.02	0.01	0.02	31 & 81,82,83 <sup>13</sup>
85	Urban/Recreational Grasses	0.02	0.015	0.01	0.005	0.015	Randerson <sup>14</sup>
91	Woody Wetlands	0.7	0.7	0.6	0.5	0.7	(43+92)/2 <sup>15</sup>
92	Emergent Herbaceous Wetlands	0.2	0.2	0.2	0.1	0.2	AERMET <sup>4</sup>

Fig. 50 - Valori di scabrezza utilizzati per ciascuna classe di uso del suolo e per ciascuna stagione

Il calcolo della scabrezza superficiale è stato effettuato considerando un'area circolare di raggio pari a 1 km e centrata sulla posizione dell'impianto. Si sono considerati 12 diversi settori angolari, ciascuno con ampiezza di 30°, e si è calcolata la scabrezza media per ciascun settore.

## 5.4 Preprocessamento dei dati meteorologici

Il preprocessore meteorologico AERMET consente di tenere conto della variabilità stagionale della scabrezza, dovuta alle diverse fasi vegetative. A ciascuna ora dell'anno meteorologico considerato, a seconda della direzione di provenienza del vento e della stagione, è dunque assegnato un diverso valore di scabrezza.

I dati meteorologici sono stati elaborati con il modello AERMET, un preprocessore meteorologico, dotato di un modulo diagnostico che ricostruisce i parametri di turbolenza, vento e temperatura anche in aree ad orografia complessa.

Lo strato limite convettivo è principalmente descritto attraverso i seguenti parametri significativi:

- Altezza di mescolamento: corrisponde all'altezza dello strato rimescolato ed è il parametro più utilizzato per valutare la diffusione degli inquinanti in condizioni di atmosfera instabile. Può essere definita come l'altezza dello

strato adiacente alla superficie all'interno del quale un inquinante viene disperso verticalmente per turbolenza meccanica o convettiva in un tempo pari a un'ora circa (Beyrich, 1997). Tuttavia la definizione di altezza di rimescolamento non è univoca così come non lo è il metodo per calcolarla.

- Velocità d'attrito ( $u^*$ ): è una grandezza scala che dà indicazioni sull'entità della turbolenza generata da fattori meccanici vicino alla superficie (principalmente l'aumento della velocità del vento con la quota nello strato superficiale)
- Lunghezza di Monin Obukhov ( $L$ ): è un parametro di scala utile all'interno dello strato superficiale e corrisponde al rapporto tra l'intensità della turbolenza prodotta da fattori meccanici (shear del vento) e quella di origine convettiva (termiche). In condizioni di strato limite instabile (tipicamente durante il giorno),  $L$  è negativa e a un'altezza pari a circa  $-L/2$  le due sorgenti di turbolenza sono tra loro paragonabili in intensità. In condizioni di atmosfera stabile (notte),  $L$  è positiva, perché la stratificazione stabile dell'atmosfera inibisce la convezione (Stull, 1988).
- Velocità di scala convettiva ( $w^*$ ): è una grandezza di scala utile in condizioni di atmosfera instabile, tanto più grande quanto maggiori sono l'altezza di rimescolamento e i flussi di calore dalla superficie terrestre. Dà un'indicazione sulle velocità verticali che possono essere generate dai moti convettivi.

AERMET può essere inizializzato sia attraverso dati misurati in stazioni meteorologiche a terra e radiosondaggi, che mediante dati calcolati attraverso stime ottenute da modelli meteorologici applicati ad un'area limitata. Esso elabora gli input necessari all'utilizzo di un modello di dispersione degli inquinanti.

In questo caso sono stati utilizzati anche i dati di deviazione standard della direzione del vento misurati nella stazione di Telve che altrimenti sarebbero ricavati dal modello con opportune parametrizzazioni.

## 6 Risultati del modello di dispersione

Il modello di dispersione descritto nel capitolo 5 è stato applicato all'area in esame, per tutti gli inquinanti e i diversi periodi considerati. L'elenco delle mappe di concentrazione e di deposizione così ottenute è riportato in Tab. 13.

*Tab. 13 - Elenco delle tavole prodotte e allegata alla presenza relazione*

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Stima emissioni</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>
Tavola 1	conc. media su 8 ore di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 2	conc. media su 8 ore di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 3	conc. media su 8 ore di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 4	conc. media annua di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 5	conc. media annua di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 6	conc. media annua di CO	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 7	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 8	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 9	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 10	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 11	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 12	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 13	conc. media su 8 ore di CO	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 14	conc. media su 8 ore di CO	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 15	conc. media su 8 ore di CO	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 16	conc. media annua di CO	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Stima emissioni</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>
Tavola 17	conc. media annua di CO	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 18	conc. media annua di CO	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 19	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 20	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 21	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 22	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 23	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 24	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 25	conc. media giornaliera di PM10	scorie	scorie	
Tavola 26	conc. media giornaliera di PM10	stima consulente G.U.P.	capannone	Post 2009
Tavola 27	conc. media giornaliera di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 28	conc. media giornaliera di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 29	conc. media giornaliera di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 30	conc. media giornaliera di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 31	conc. media annua di PM10	letteratura	scorie	
Tavola 32	conc. media annua di PM10	stima consulente G.U.P.	capannone	Post 2009
Tavola 33	conc. media annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 34	conc. media annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 35	conc. media annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 36	conc. media annua di PM10	emiss. autorizzate	somma sorgenti	2010

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Stima emissioni</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>
Tavola 37	conc. media giornaliera di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 38	conc. media giornaliera di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 39	conc. media giornaliera di PM10	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 40	conc. media giornaliera di PM10	emiss. misurate	somma sorgenti	2010
Tavola 41	conc. media annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 42	conc. media annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 43	conc. media annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 44	conc. media annua di PM10	emiss. misurate	somma sorgenti	2010
Tavola 45	dep. annua di PM10	letteratura	scorie	
Tavola 46	dep. annua di PM10	stima consulente G.U.P.	capannone	Post 2009
Tavola 47	dep. annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1990-1995
Tavola 48	dep. annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	1996-2009
Tavola 49	dep. annua di PM10	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 50	dep. annua di PM10	emiss. autorizzate	somma sorgenti	2010
Tavola 51	dep. annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1990-1995
Tavola 52	dep. annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	1996-2009
Tavola 53	dep. annua di PM10	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 54	dep. annua di PM10	emiss. misurate	somma sorgenti	2010
Tavola 55	conc. media annua PCDD/F	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 56	conc. media annua PCDD/F	emiss. misurate	E1+E2	2010
Tavola 57	dep. annua PCDD/F	emiss. autorizzate	E1+E2	2010
Tavola 58	dep. annua PCDD/F	emiss. misurate	E1+E2	2010

Si noti inoltre come le mappe dei massimi di concentrazione oraria rappresentino in ciascun punto il massimo valore di concentrazione che si realizza nell'anno in esame. Questo significa che esse non costituiscono una fotografia realizzata allo stesso istante temporale, ma descrivono per ciascun punto le condizioni più sfavorevoli che si realizzano nell'intervallo di tempo considerato.

A scopo riassuntivo, in Tab. 14, è riportato il massimo di concentrazione per ciascuna delle mappe allegate.

*Tab. 14 - Massimo di concentrazione per ciascuna delle tavole prodotte allegate alla presenza relazione*

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Emiss.</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>	<i>Massimo di conc.</i>	<i>Unità di misura</i>
Tavola 1	conc. media su 8 ore di CO	A	E1+E2	1990-1995	12.88	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 2	conc. media su 8 ore di CO	A	E1+E2	1996-2009	12.88	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 3	conc. media su 8 ore di CO	A	E1+E2	2010	2.72	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 4	conc. media annua di CO	A	E1+E2	1990-1995	0.80	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 5	conc. media annua di CO	A	E1+E2	1996-2009	0.76	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 6	conc. media annua di CO	A	E1+E2	2010	0.15	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 7	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	1990-1995	227.82	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 8	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	1996-2009	226.90	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 9	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	2010	253.11	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 10	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	1990-1995	66.61	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 11	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	1996-2009	62.30	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 12	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	A	E1+E2	2010	83.98	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 13	conc. media su 8 ore di CO	M	E1+E2	1990-1995	0.31	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 14	conc. media su 8 ore di CO	M	E1+E2	1996-2009	0.27	mg/m <sup>3</sup>
Tavola 15	conc. media su 8 ore di CO	M	E1+E2	2010	0.24	mg/m <sup>3</sup>

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Emiss.</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>	<i>Massimo di conc.</i>	<i>Unità di misura</i>
Tavola 16	conc. media annua di CO	M	E1+E2	1990-1995	18.67	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 17	conc. media annua di CO	M	E1+E2	1996-2009	16.09	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 18	conc. media annua di CO	M	E1+E2	2010	13.90	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 19	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	1990-1995	97.80	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 20	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	1996-2009	106.06	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 21	conc. massima oraria di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	2010	107.40	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 22	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	1990-1995	4.90	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 23	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	1996-2009	4.52	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 24	conc. media annua di NO <sub>2</sub>	M	E1+E2	2010	2.42	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 25	conc. media giornaliera di PM10	scorie	scorie		26.94	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 26	conc. media giornaliera di PM10	stima CTU	capanno ne	Post 2009	380	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 27	conc. media giornaliera di PM10	A	E1+E2	1990-1995	16.80	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 28	conc. media giornaliera di PM10	A	E1+E2	1996-2009	16.19	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 29	conc. media giornaliera di PM10	A	E1+E2	2010	30.03	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 30	conc. media giornaliera di PM10	A	somma sorgenti	2010	388.13	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 31	conc. media annua di PM10	letteratura	scorie		6.60	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 32	conc. media annua di PM10	stima CTU	capanno ne	Post 2009	92.57	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 33	conc. media annua di PM10	A	E1+E2	1990-1995	2.67	µg/m <sup>3</sup>

<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Emiss.</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>	<i>Massimo di conc.</i>	<i>Unità di misura</i>
Tavola 34	conc. media annua di PM10	A	E1+E2	1996-2009	2.52	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 35	conc. media annua di PM10	A	E1+E2	2010	5.02	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 36	conc. media annua di PM10	A	somma sorgenti	2010	93.09	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 37	conc. media giornaliera di PM10	M	E1+E2	1990-1995	4.27	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 38	conc. media giornaliera di PM10	M	E1+E2	1996-2009	4.31	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 39	conc. media giornaliera di PM10	M	E1+E2	2010	0.78	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 40	conc. media giornaliera di PM10	M	somma sorgenti	2010	386.86	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 41	conc. media annua di PM10	M	E1+E2	1990-1995	0.69	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 42	conc. media annua di PM10	M	E1+E2	1996-2009	0.52	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 43	conc. media annua di PM10	M	E1+E2	2010	0.08	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 44	conc. media annua di PM10	M	somma sorgenti	2010	92.95	µg/m <sup>3</sup>
Tavola 45	dep. annua di PM10	letteratura	scorie		1.28	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 46	dep. annua di PM10	stima CTU	capanno ne	Post 2009	13.17	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 47	dep. annua di PM10	A	E1+E2	1990-1995	9.78	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 48	dep. annua di PM10	A	E1+E2	1996-2009	8.82	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 49	dep. annua di PM10	A	E1+E2	2010	10.23	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 50	dep. annua di PM10	A	somma sorgenti	2010	13.87	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 51	dep. annua di PM10	M	E1+E2	1990-1995	2.59	g/m <sup>2</sup> /anno



<i>Nome tavola</i>	<i>Descrizione</i>	<i>Emiss.</i>	<i>Sorgente</i>	<i>Periodo di riferimento</i>	<i>Massimo di conc.</i>	<i>Unità di misura</i>
Tavola 52	dep. annua di PM10	M	E1+E2	1996-2009	1.49	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 53	dep. annua di PM10	M	E1+E2	2010	0.12	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 54	dep. annua di PM10	M	somma sorgenti	2010	13.37	g/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 55	conc. media annua PCDD/F	A	E1+E2	2010	250.40	fg/m <sup>3</sup>
Tavola 56	conc. media annua PCDD/F	M	E1+E2	2010	12.76	fg/m <sup>3</sup>
Tavola 57	dep. annua PCDD/F	A	E1+E2	2010	511.62	ng/m <sup>2</sup> /anno
Tavola 58	dep. annua PCDD/F	M	E1+E2	2010	9471.05	pg/m <sup>2</sup> /anno

Di seguito per ciascun inquinante vengono riassunti i risultati ottenuti, i quali sono confrontati con i limiti imposti dal D. Lgs. 155/2010. Si tenga conto che il confronto con i limiti di legge attuali non è significativo per le simulazioni relative allo storico considerato, se non a scopo di paragone con lo stato attuale.

## 6.1 CO

Qualsiasi processo di combustione incompleta determina la produzione di monossido di carbonio (CO), un gas incolore ed inodore che a concentrazioni molto elevate, normalmente non riscontrabili nell'aria ambiente, è fortemente dannoso per la salute.

Una quota notevole di CO deriva da processi naturali connessi all'ossidazione atmosferica di metano e di altri idrocarburi normalmente emessi nell'atmosfera, dalle emissioni degli oceani e paludi, da incendi forestali, da acqua piovana e tempeste elettriche.

Le fonti antropiche di monossido di carbonio sono rappresentate da tutte le attività che comportano l'utilizzo di combustibili fossili, in particolare il traffico stradale (motori a benzina) è la sorgente principale, seguito dall'industria metallurgica e dalle utenze domestiche e commerciali. Il CO è un inquinante primario che solo lentamente viene ossidato a CO<sub>2</sub>: il tempo di permanenza in atmosfera può arrivare a sei mesi. Il D. Lgs. 155/2010 impone per il monossido di carbonio un limite sulla concentrazione media calcolata su 8 ore pari a 10 mg/m<sup>3</sup>. Fortunatamente, l'attenzione posta recentemente sul miglioramento dei motori degli autoveicoli ha contribuito ad una drastica riduzione della presenza di CO in atmosfera.

### 6.1.1 Scenario autorizzato

Le emissioni autorizzate di CO fino al 2009 sono piuttosto consistenti; è ammessa infatti una concentrazione di CO nei fumi pari a  $3000 \text{ mg/Nm}^3$  (300 dal 2009 in poi). Questo comporta valori piuttosto elevati del massimo della concentrazione media calcolata su 8 ore, che dal 1990 fino al 2009 in alcuni punti del dominio risulta essere superiore al limite di legge di  $10 \text{ mg/m}^3$  e pari a circa  $13 \text{ mg/m}^3$ . Si tenga conto che questo limite di legge è in vigore dal 2005 (a partire dal 2000 la tolleranza di  $6 \text{ mg/m}^3$  è stata gradualmente ridotta fino ad annullarsi nel 2005). Si consideri inoltre che il valore imposto dalla normativa si riferisce alla qualità dell'aria, quindi fa riferimento al contributo di tutte le sorgenti esistenti nel territorio in esame. È quindi logico supporre che il valore di concentrazione ottenuto dalla somma di tutte le sorgenti relativamente allo scenario autorizzato possa essere maggiore del valore di  $13 \text{ mg/m}^3$ .

Dal 2010 la massima concentrazione sulle 8 ore non supera i  $2.8 \text{ mg/m}^3$ , dal momento che è molto diminuita la concentrazione di CO nei fumi. I valori massimi si realizzano in corrispondenza dei pendii che delineano l'andamento della valle. Per una spiegazione fisica relativa alla posizione dei massimi si rimanda al paragrafo 6.5 )

### 6.1.2 Scenario misurato

Come si è visto dall'analisi delle misure di concentrazione a campione e in continuo a camino, l'emissione misurata di CO risulta essere notevolmente inferiore a quella autorizzata. Le mappe di concentrazione mostrano di conseguenza valori molto inferiori, con il massimo della mappa della massima concentrazione media giornaliera su 8 ore inferiore a  $0.3 \text{ mg/m}^3$ .

## 6.2 NO<sub>x</sub>

Con il termine ossidi di azoto si indica una famiglia di composti i più caratteristici dei quali sono il monossido (NO) ed il biossido di azoto (NO<sub>2</sub>). Il monossido di azoto (NO) è un gas incolore e inodore che si forma in tutti i processi di combustione, indipendentemente dalla composizione chimica del combustibile, poiché l'azoto e l'ossigeno che lo costituiscono sono naturalmente presenti nell'atmosfera e si combinano in tutti i processi in cui si raggiungono temperature sufficientemente elevate. Tali valori sono normalmente raggiunti nei motori a combustione interna, che emettono principalmente monossido di azoto. Nei processi di combustione si forma però anche una piccola quantità di biossido (circa il 5%), che è dannoso per la salute umana e degli ecosistemi. Quest'ultimo è considerato un inquinante secondario perché deriva principalmente dall'ossidazione dell'ossido di azoto (NO), favorita dalla presenza di ossidanti quali l'ozono. Gli ossidi di azoto permangono in atmosfera per pochi giorni (4-5) e sono rimossi in seguito a reazioni chimiche che portano alla formazione di acidi e di sostanze organiche.

Gli effetti negativi sull'ambiente dovuti ad alte concentrazioni di NO<sub>2</sub> sono legati alla formazione di smog fotochimico in presenza di irraggiamento solare, alla

acidificazione delle piogge ed alla riduzione dell'ozono stratosferico.

Il D.Lgs. 155/2010 impone un valore limite sulla concentrazione oraria del biossido di azoto pari a  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superarsi più di 18 volte l'anno e un valore limite sulla concentrazione media annua pari a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Poiché le emissioni misurate fanno riferimento agli ossidi di azoto  $\text{NO}_x$ , le mappe di concentrazione ottenute con il modello sono state riportate a  $\text{NO}_2$  attraverso l'applicazione della formula di Romberg (Romberg et al., 2006):

$$\text{NO}_2 = \left( \frac{103}{\text{NO}_x + 130} * 0.005 \right) * \text{NO}_x \quad (1)$$

### 6.2.1 Scenario autorizzato

Poiché anche nel caso degli ossidi di azoto le concentrazioni autorizzate sono piuttosto elevate, i valori di concentrazione media annua ottenuti sono decisamente significativi. Infatti dal 1990 al 2009 il massimo della concentrazione media annua ottenuta risulta essere pari a circa  $66 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , nel 2010 pari a circa  $84 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . L'aumento dell'impatto degli ossidi di azoto sul territorio del 2010 è dovuto all'aumento della portata dei fumi autorizzata, che annulla l'effetto della diminuzione delle concentrazioni massime autorizzate. Anche in questo caso i valori maggiori di concentrazione si hanno a ridosso dei pendii. Per una spiegazione fisica del perché ciò avvenga si rimanda al paragrafo 6.5 )

L'impatto dello scenario autorizzato è quindi significativo, perché il contributo della sola acciaieria risulta essere superiore in alcuni punti al valore limite di legge.

Per quanto riguarda i valori orari, in alcuni punti i valori di concentrazione previsti con il modello superano la soglia oraria di  $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

### 6.2.2 Scenario misurato

Nello scenario misurato, i valori medi annui di concentrazione di  $\text{NO}_2$  risultano essere molto inferiori, rispetto al caso dello scenario autorizzato. Si passa da valori medi annui attorno ai  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  prima del 2009, a valori di circa  $2.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  per il 2010.

## 6.3 PM10

Con il termine polveri sottili o PM10 si indica la componente del particolato aerodisperso con diametro aerodinamico inferiore a  $10 \mu\text{m}$ . Si tratta di un insieme alquanto eterogeneo di composti che in parte derivano dall'emissione diretta causata dalle attività antropiche quali traffico, industria, riscaldamento; in parte (si stima per più dell'80%) esso è prodotto da reazioni chimico-fisiche che avvengono in atmosfera e coinvolgono i composti organici volatili, ammoniaca, ossidi di azoto e ossidi di zolfo. Inoltre, grazie alle ridotte dimensioni, le particelle di PM10 possono rimanere in atmosfera per periodi di tempo anche relativamente lunghi prima di subire il processo di dilavamento o sedimentazione. Non è quindi

possibile legare la concentrazione di PM10 misurata localmente con una o più precise fonti emissive poiché essa è il risultato di un complesso insieme di fenomeni che implicano l'emissione di sostanze inquinanti, il loro ricombinarsi e coagularsi in atmosfera e il trasporto dovuto alle dinamiche dei bassi strati dell'atmosfera.

Le emissioni dell'acciaieria provenienti dalle scorie e dal capannone fanno riferimento alle polveri totali, PTS. A favore di sicurezza si è ipotizzato che l'intero particolato emesso fosse costituito da PM10. Le misure che il DICA ha in programma di effettuare nei prossimi mesi nei pressi dell'acciaieria (si veda il paragrafo 4.3.4 ) potrebbero essere utili anche per determinare con maggiore accuratezza la granulometria delle polveri da utilizzare nelle simulazioni.

Relativamente al confronto con la normativa vigente, il D.Lgs. 155/2010 impone un valore limite medio giornaliero pari a  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  da non superarsi più di 35 volte l'anno e un valore limite sulla concentrazione media annua pari a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (passato da  $48 \mu\text{g}/\text{m}^3$  del 1999 a  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dal 2005).

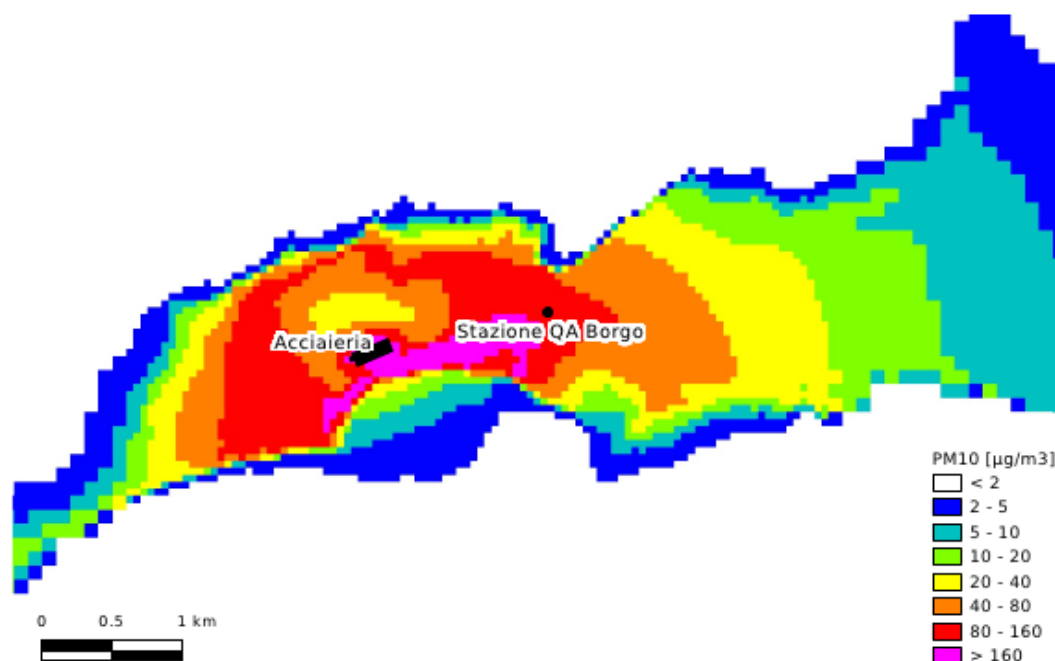
Per quanto riguarda il particolato solido, le sorgenti considerate non sono solo i due camini (per i quali è disponibile il dettaglio della curva granulometrica delle polveri emesse) come nel caso degli altri inquinanti, ma anche il capannone e il deposito scorie come sorgenti di polveri diffuse. Mentre per le emissioni al camino si hanno misure a campione (per il periodo pre 2009) e in continuo per il 2010, per le emissioni diffuse la stima risulta molto più incerta. Per questa ragione vengono di seguito presentati i risultati ottenuti con le diverse stime proposte ed illustrate nel paragrafo 4.3.4 )

### **6.3.1 Scenario autorizzato – mappe di concentrazione**

Poiché la massima concentrazione nei fumi autorizzata ha un valore piuttosto basso ( $10 \text{ mg}/\text{Nm}^3$ ), la somma delle concentrazioni medie annue di PM10 dovute ai due camini è caratterizzata da un massimo di concentrazione non superiore a  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Anche il valore massimo delle medie giornaliere non supera i  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  nel 2010, per cui non viene superata la soglia limite imposta dal D.Lgs. 155/2010.

Quello che invece risulta preponderante è il ruolo delle emissioni diffuse dal capannone. Di seguito vengono riportate le mappe di concentrazione ottenute sulla base delle diverse stime presentate nel paragrafo 4.3.4 ).

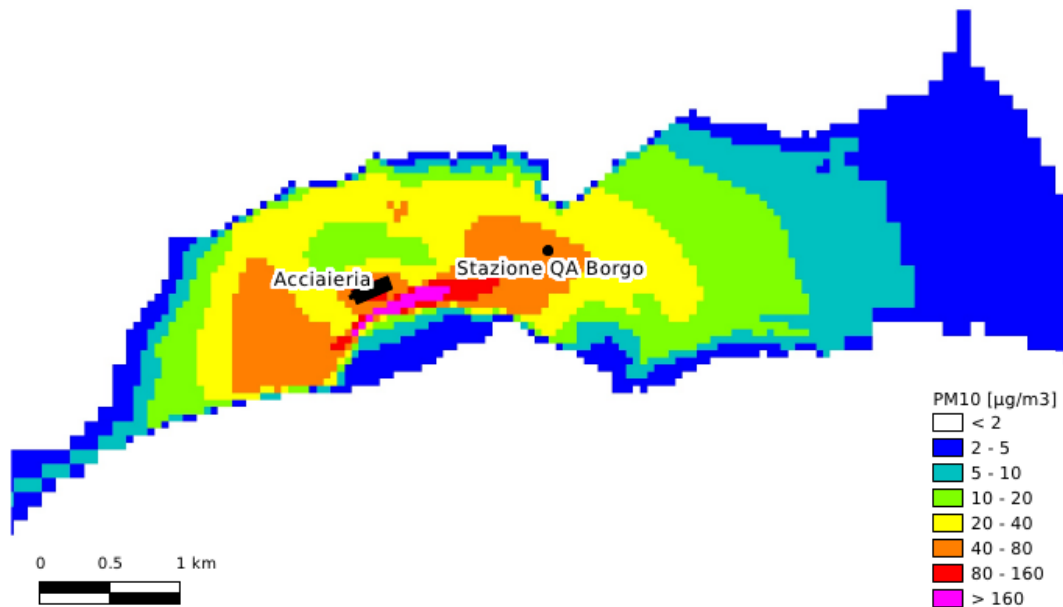
- **Stima di emissione di polveri diffuse pre 2009, basata sulla stima contenuta nella relazione di sintesi della Provincia e pari a 80 kg/h.**



*Fig. 51: valori di concentrazione al suolo di PM10 attesi nel caso di emissioni diffuse pari a 80 kg/h*

Utilizzando questa stima si ottengono concentrazioni medie annue molto elevate, che risultano essere poco verosimili, anche tenendo conto del fatto che si riferiscono al solo contributo dell'acciaieria. Purtroppo non esistono altre stime ragionevoli per queste emissioni diffuse antecedenti il 2009, per cui si è deciso di non considerarle nelle Tavole allegate e di non riportare quindi le mappe relative alla somma di tutte le sorgenti (camini, scorie e capannone), per evitare di sovrastimare pesantemente le concentrazioni ottenute.

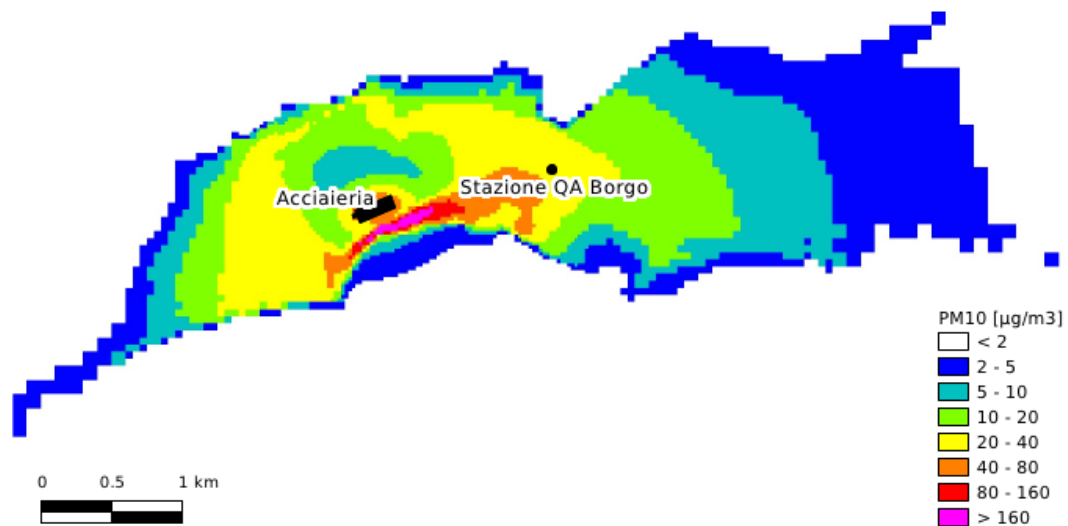
- **Stima di emissione di polveri diffuse relativa al 2010, basata sulla stima contenuta nella relazione di sintesi della Provincia e pari a 32.5 kg/h.**



*Fig. 52: valori di concentrazione al suolo di PM10 attesi nel caso di emissioni diffuse pari a 32.5 kg/h*

Anche in questo caso, utilizzando questo valore di emissione, si ottengono valori di concentrazione molto elevati e poco ragionevoli

- **Stima di emissione di polveri diffuse 2010 da relazione di sintesi della Provincia, ridotta sulla base di considerazioni dell'APPA**



*Fig. 53: valori di concentrazione al suolo di PM10 attesi nel caso di emissioni diffuse pari a 20 kg/h*

Ovviamente, riducendo le emissioni di circa il 40% rispetto alla stima precedente, anche le concentrazioni si riducono di conseguenza.

- **Stima di emissione di polveri diffuse 2010, dedotta dalla relazione del consulente tecnico del G.U.P. E pari a 3.5 kg/h**

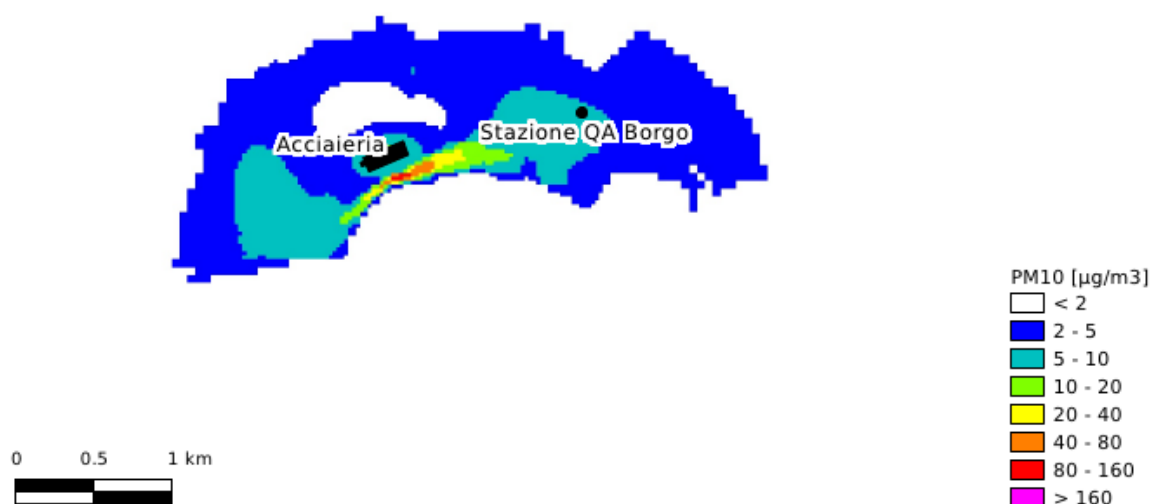


Fig. 54: valori di concentrazione al suolo di PM10 attesi nel caso di emissioni diffuse pari a 3.5 kg/h

Essendo basata su una stima delle emissioni molto più piccola, anche i valori di concentrazione ottenuti dal modello risultano essere decisamente più piccoli. Mentre per lo scenario emissivo antecedente il 2009 non esistono altre stime per le emissioni diffuse, per il 2010 abbiamo a disposizione tre diverse stime. La scelta sul valore più ragionevole da utilizzare, è stata fatta anche sulla base dei valori rilevati nella centralina di qualità dell'aria di Borgo Valsugana e analizzati nel dettaglio nel paragrafo 7 ). Si è deciso di utilizzare il valore della relazione del consulente del G.U.P.: utilizzando infatti la stima dell'APPA pari a 20 kg/h si otterrebbero in corrispondenza della centralina concentrazioni medie annue pari a circa  $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , relativamente al solo contributo dell'acciaieria, perciò questo valore andrebbe sommato alle concentrazioni dovute a tutte le altre sorgenti e alla concentrazione di fondo. Le concentrazioni media annue misurate nella centralina di qualità dell'aria però risultano essere inferiori, per questo si è deciso di utilizzare la stima del C.T.U., che fornisce un contributo alla concentrazione media annua in corrispondenza della centralina pari a circa  $6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Il massimo impatto si ha a sud dell'acciaieria, a circa un centinaio di metri dal capannone, mentre sull'abitato di Borgo, a est dell'impianto le concentrazioni stimate sono inferiori ai  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .



### **6.3.2 Scenario misurato – mappe di concentrazione**

Nel caso dello scenario emissivo misurato, il contributo dei due camini alle emissioni totali di particolato è ancora più modesto rispetto allo scenario autorizzato.

Per quanto riguarda invece le sorgenti diffuse, valgono le stesse considerazioni effettuate per lo scenario autorizzato, dal momento che non esistono misure di emissioni dal capannone o dal deposito scorie e lo scenario autorizzato e misurato nel caso delle sorgenti diffuse coincidono.

## **6.4 PCDD/PCDF**

Con il termine diossine e furani si fa riferimento a una classe di composti, generati da tutti i processi di combustione, estremamente tossiche per la salute umana anche a basse concentrazioni.

La pericolosità di questi composti è dovuta al fatto che esse sono in grado di alterare i meccanismi che controllano lo sviluppo e la crescita cellulare; essendo poi persistenti, tendono ad accumularsi dai primi gradini della catena alimentare fino all'uomo. La modalità di esposizione più significativa è risultata essere quella alimentare, costituita in larga misura dal consumo di carne bovina e di altri prodotti animali.

### **6.4.1 Scenario autorizzato**

La mappa di concentrazione media annua relativa alle diossine e i furani mostra un massimo pari a circa 250 fg/m<sup>3</sup>. Esso si realizza in corrispondenza delle pendici dei pendii a sud dell'impianto.

### **6.4.2 Scenario misurato**

Poiché le emissioni misurate risultano essere circa 20 volte inferiore a quelle autorizzate, anche la concentrazione media annua stimata dal modello risulta essere inferiore dello stesso fattore moltiplicativo a quella autorizzata.

## **6.5 Interpretazione dei risultati**

In condizioni di elevata stabilità atmosferica, che impedisce la dispersione verticale degli inquinanti, il pennacchio tende a non disperdersi ma a venire trasportato da vento, raggiungendo così distanze notevoli.

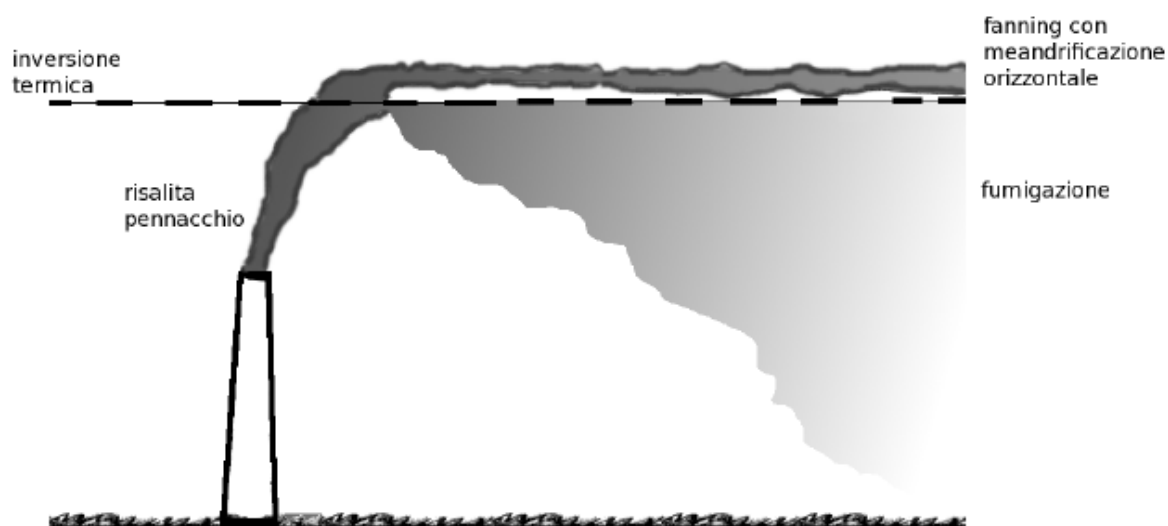
Quando l'atmosfera è instabile, invece, la turbolenza atmosferica favorisce la dispersione degli inquinanti. La presenza, infine, di un tetto di inversione termica, inibisce il mescolamento nella direzione verticale, per cui gli inquinanti rilasciati al di sotto di questo tetto rimangono imprigionati all'interno dello strato di mescolamento causando elevate concentrazioni a livello del terreno (fumigazione).

Il calcolo della dispersione in caso di orografia complessa è effettuato da

AERMOD ipotizzando l'atmosfera suddivisa in due strati, separati da una linea di corrente. La parte del pennacchio intrappolata al di sotto di questa linea tende a rimanere orizzontale e a impattare o aggirare gli ostacoli orografici che incontra. La parte del pennacchio che invece si trova al di sopra della linea di corrente che separa i due strati avrà energia sufficiente a superare l'ostacolo; diffondendo nello strato superiore essa tende a passare sopra ai rilievi del terreno. Il peso relativo delle due parti dipende dalle caratteristiche istantanee della stabilità atmosferica, dalla velocità del vento e dall'altezza del pennacchio rispetto al terreno.

Mentre in condizioni neutre o instabili prevale lo strato superiore, in caso di elevata stabilità prevale il pennacchio orizzontale che tende ad impattare sugli ostacoli offerti dall'orografia complessa.

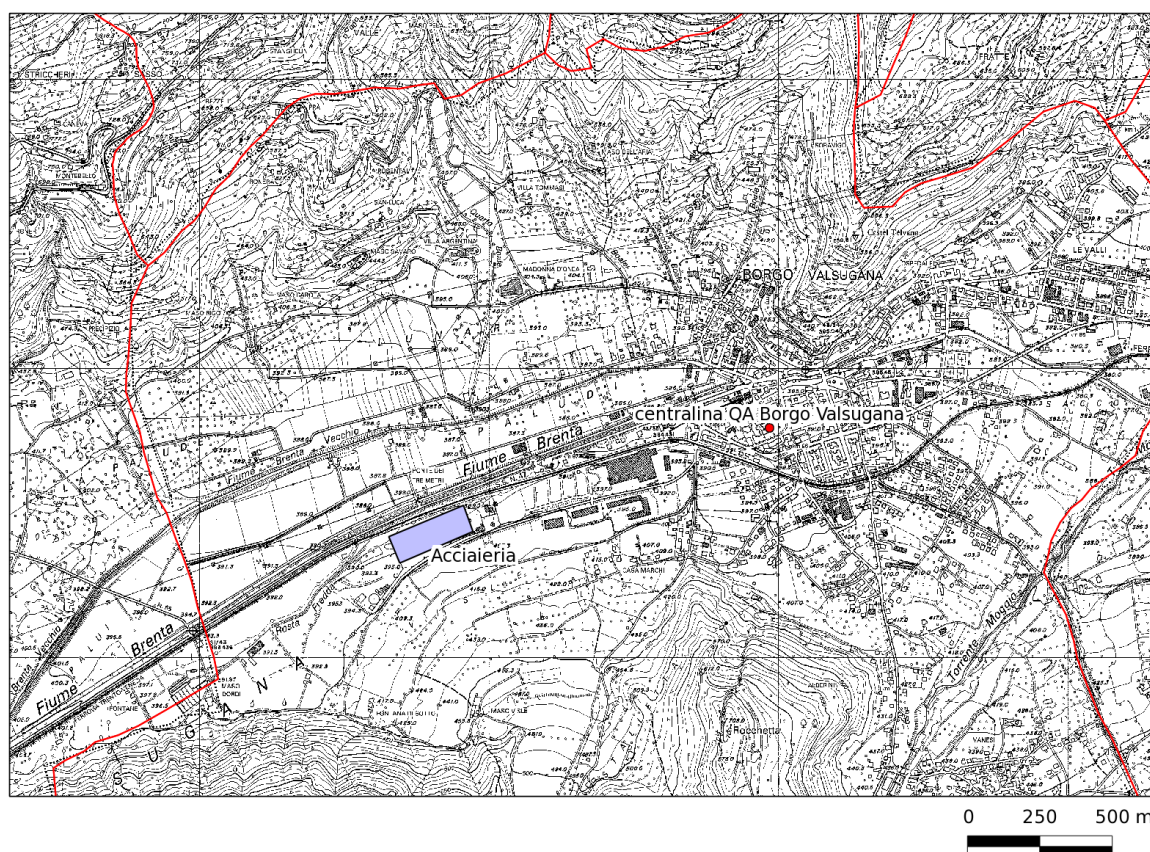
Questo comportamento spiega il perché, analizzando le mappe di concentrazione ottenute dall'applicazione del modello di dispersione, i massimi di concentrazione dovuti alle emissioni dai due camini si verificano prevalentemente a ridosso dei pendii che seguono l'andamento della valle.



*Fig. 55 - Schematizzazione dell'effetto di fumigazione in caso di inversione termica marcata*

## 7 Analisi dei dati di qualità dell'aria della stazione di Borgo Valsugana

L'analisi dei dati di qualità dell'aria rilevati nella stazione di Borgo Valsugana, gestita dall'Agenzia provinciale per la Protezione dell'Ambiente della Provincia di Trento è stata effettuata ricorrendo alle principali statistiche dei dati registrati.



*Fig. 56 - Localizzazione della stazione di qualità dell'aria di Borgo Valsugana*

La stazione dista in linea d'aria poco meno di 1 km dalla sede dell'acciaieria. Sono stati analizzati i dati relativi al periodo compreso tra il 1.1.2010 e il 04.07.2011.

I parametri misurati sono PM<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub> e O<sub>3</sub>. L'analisi è stata effettuata allo scopo di valutare se le emissioni dell'acciaieria influenzino i valori di concentrazione degli inquinanti monitorati nella stazione di misura. Per questa ragione sono stati analizzati i cicli medi giornalieri di emissione al camino dei diversi inquinanti e i corrispondenti cicli di concentrazione misurata, analizzando separatamente i giorni compresi tra lunedì e venerdì e il sabato e la domenica in cui si concentra maggiormente la produzione dell'acciaieria.

Prima di tutto sono stati analizzati i dati relativi al biossido di azoto. In Fig. 57 e Fig. 58 si osservano picchi di concentrazione di  $\text{NO}_2$  attorno alle 6-7 del mattino e delle 18-19. I picchi si hanno sia nei giorni infrasettimanali che nel fine settimana, dove però le concentrazioni sono mediamente più basse.

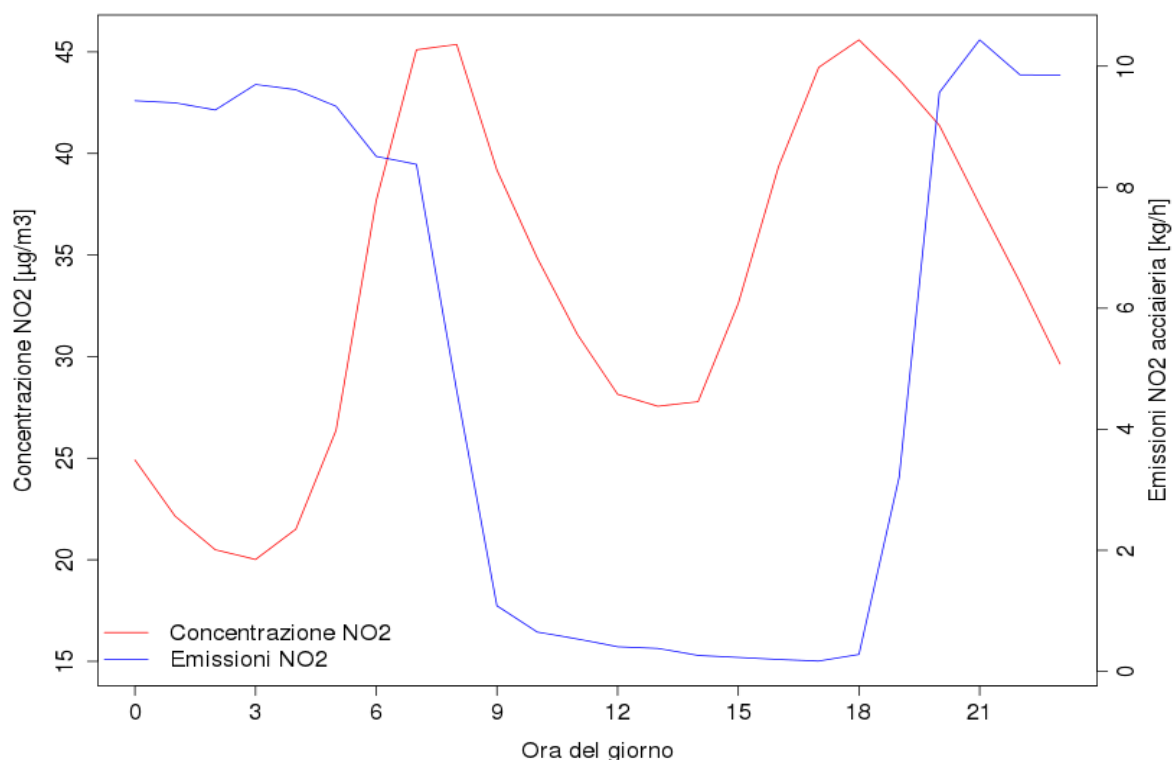


Fig. 57 - Cicli giornalieri di emissione di  $\text{NO}_x$  al camino E1+E2 e di concentrazione di  $\text{NO}_2$  nella stazione di Borgo – media da lunedì a venerdì

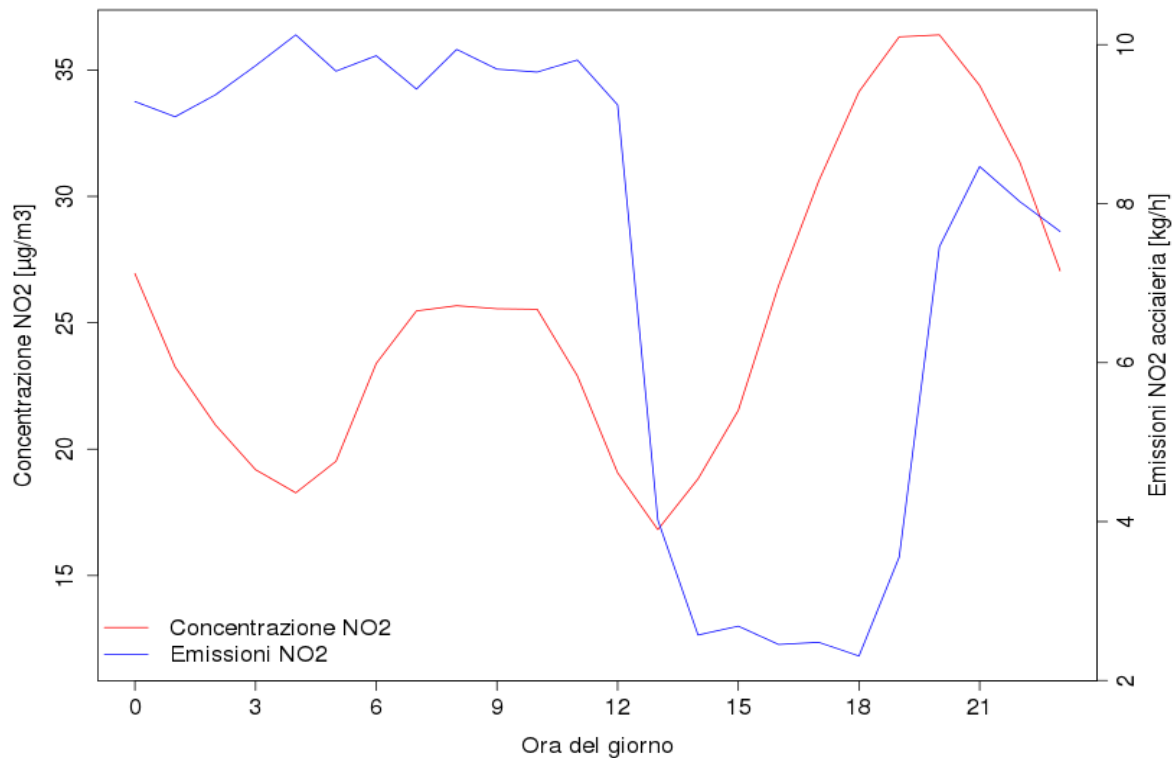


Fig. 58 - Cicli giornalieri di emissione di NOX al camino E1+E2 e di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo– media da sabato a domenica

Si è quindi deciso di confrontare gli andamenti medi giornalieri relativi a due mesi invernali come gennaio e febbraio. I picchi mattutino e serale della concentrazione di NO<sub>2</sub> si osservano sia durante la settimana che il sabato e la domenica; nel fine settimana però, a fronte di una maggiore emissione dell'acciaieria, si osservano concentrazioni mediamente minori. Questo fa presupporre che altre siano le sorgenti dominanti che determinano le elevate concentrazioni di ossidi di azoto, come ad esempio il traffico e il riscaldamento (Fig. 59 e Fig. 60).

Se lo stesso confronto è fatto per due mesi estivi come giugno e luglio, in cui non si hanno le emissioni da riscaldamento, si osserva un comportamento simile a quello dei mesi invernali, ma con concentrazioni minori. In particolare, nel fine settimana gli andamenti della concentrazione di NO<sub>2</sub> sono simili a quelli registrati nei giorni feriali, ma con valori assoluti molto minori e non si evidenziano quindi evidenti correlazioni tra la concentrazione di NO<sub>2</sub> misurata alla centralina di Borgo Valsugana e le emissioni dell'acciaieria (Fig. 61 e Fig. 62).

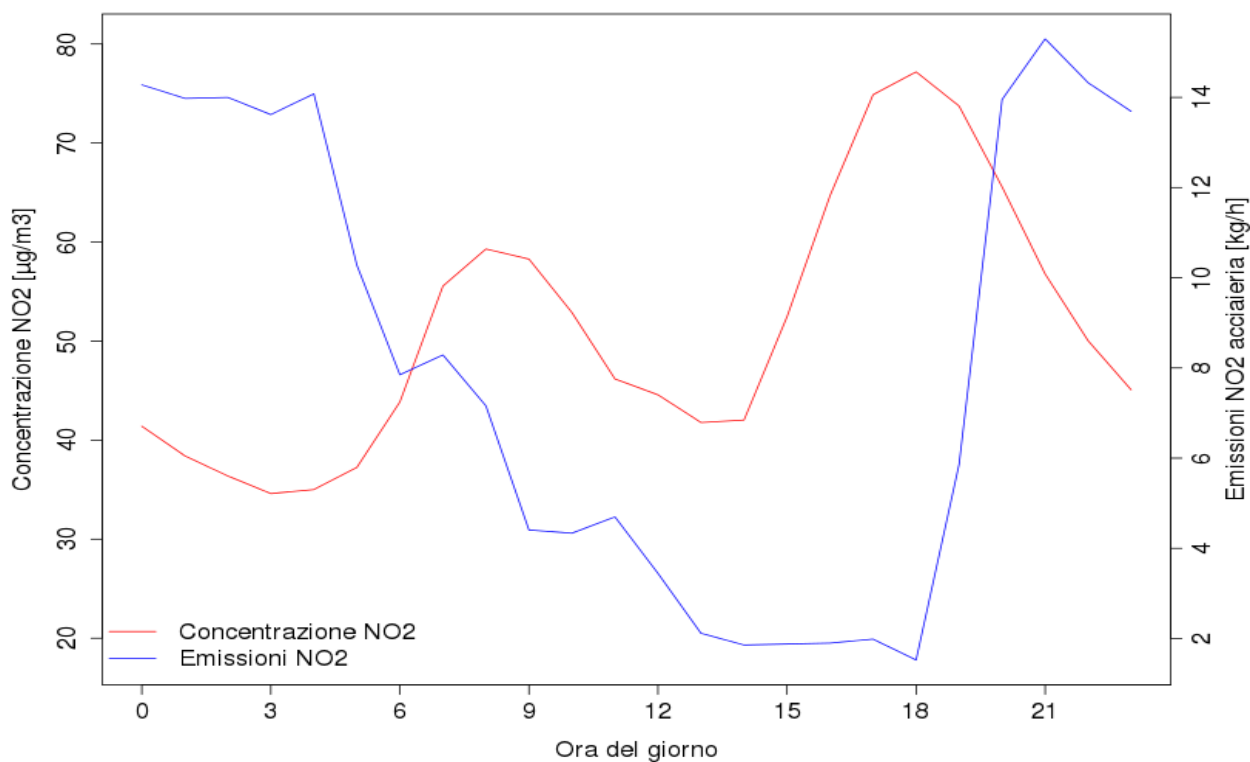


Fig. 59 - Cicli giornalieri di emissione di NO<sub>x</sub> al camino E1+E2 e di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media da lunedì a venerdì, mese di gennaio - febbraio

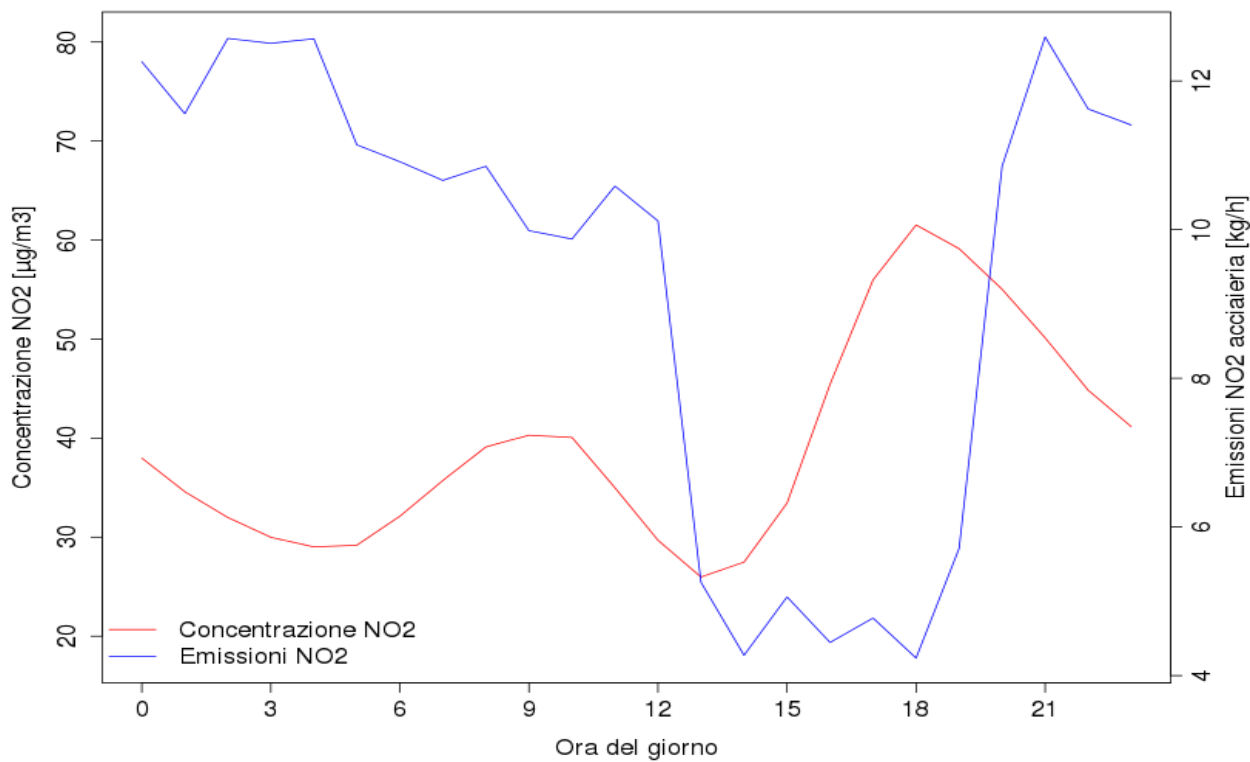


Fig. 60 - Cicli giornalieri di emissione di NO<sub>x</sub> al camino E1+E2 e di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media da sabato a domenica, mese di gennaio- febbraio

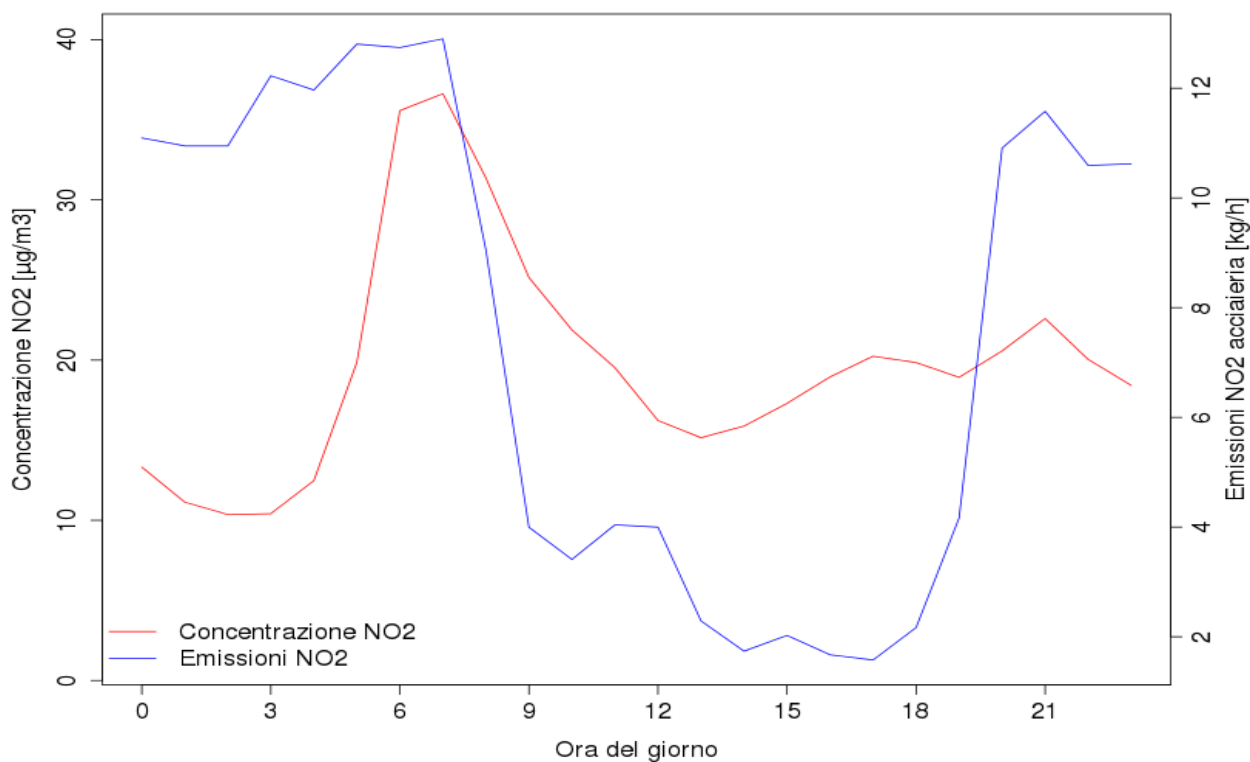


Fig. 61 - Cicli giornalieri di emissione di  $\text{NO}_x$  al camino E1+E2 e di concentrazione di  $\text{NO}_2$  nella stazione di Borgo – media da lunedì a venerdì, mese di giugno – luglio

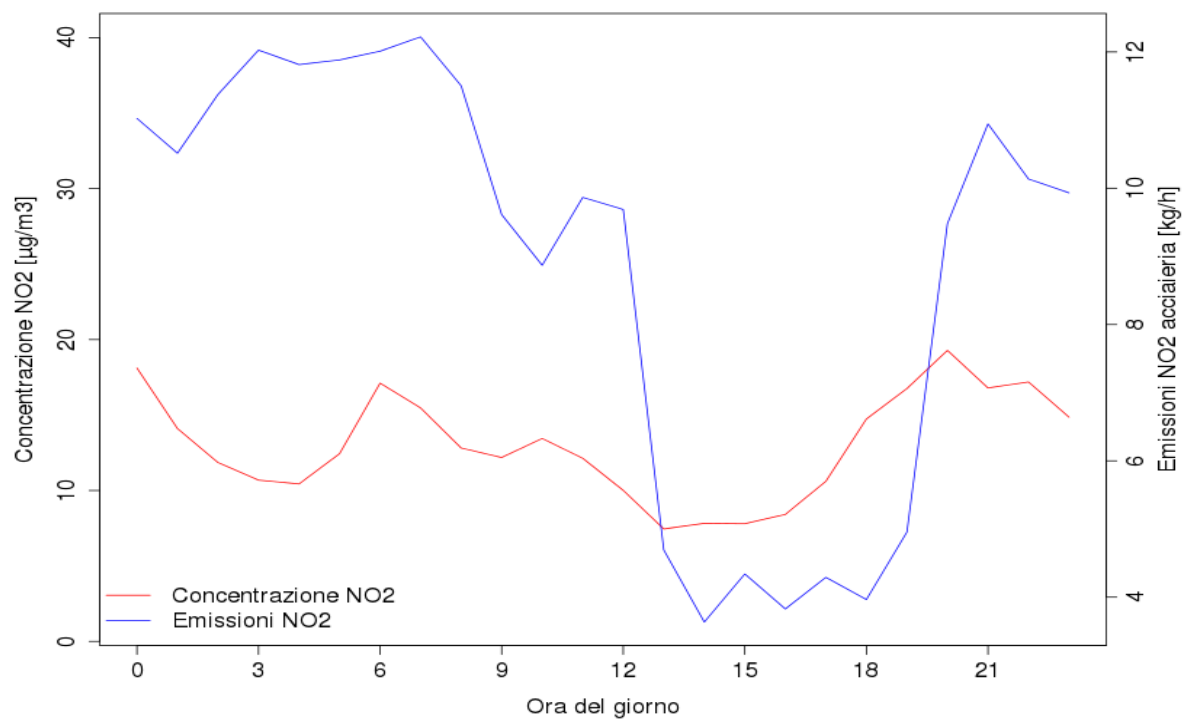


Fig. 62 - Cicli giornalieri di emissione di  $\text{NO}_x$  al camino E1+E2 e di concentrazione di  $\text{NO}_2$  nella stazione di Borgo – media da sabato a domenica, mese di giugno – luglio

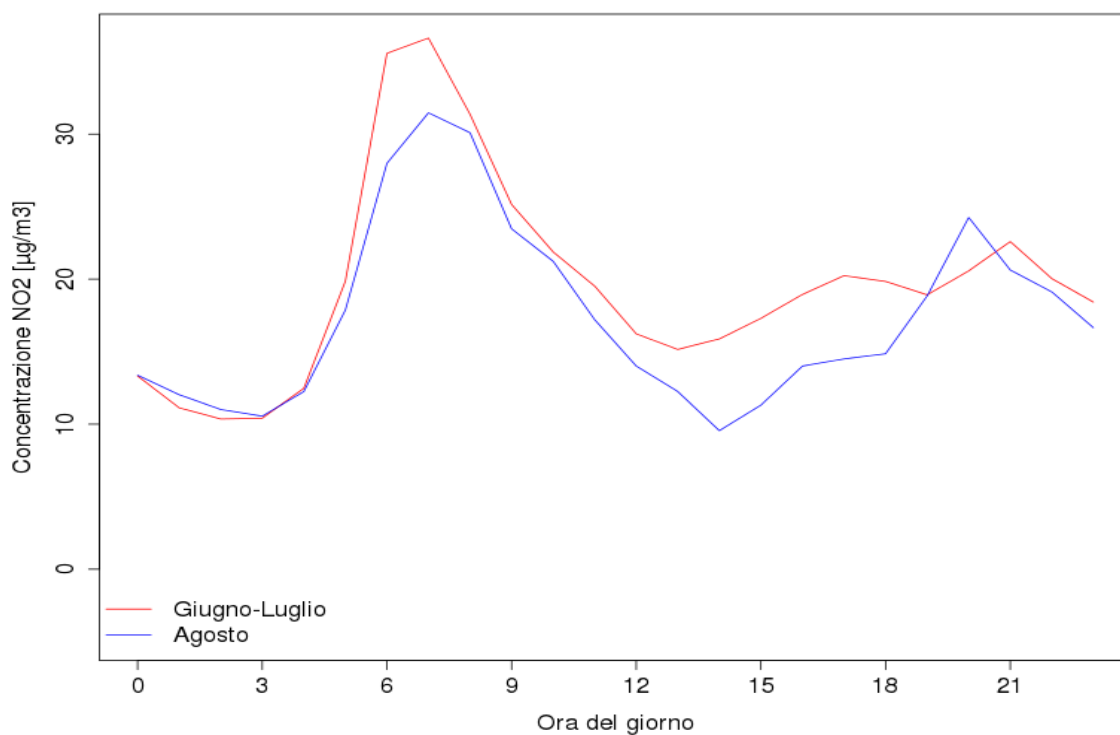


Fig. 63 - Cicli giornalieri di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media da lunedì a venerdì, mese di giugno – luglio (acciaiera in funzione) e agosto (fermo impianto)

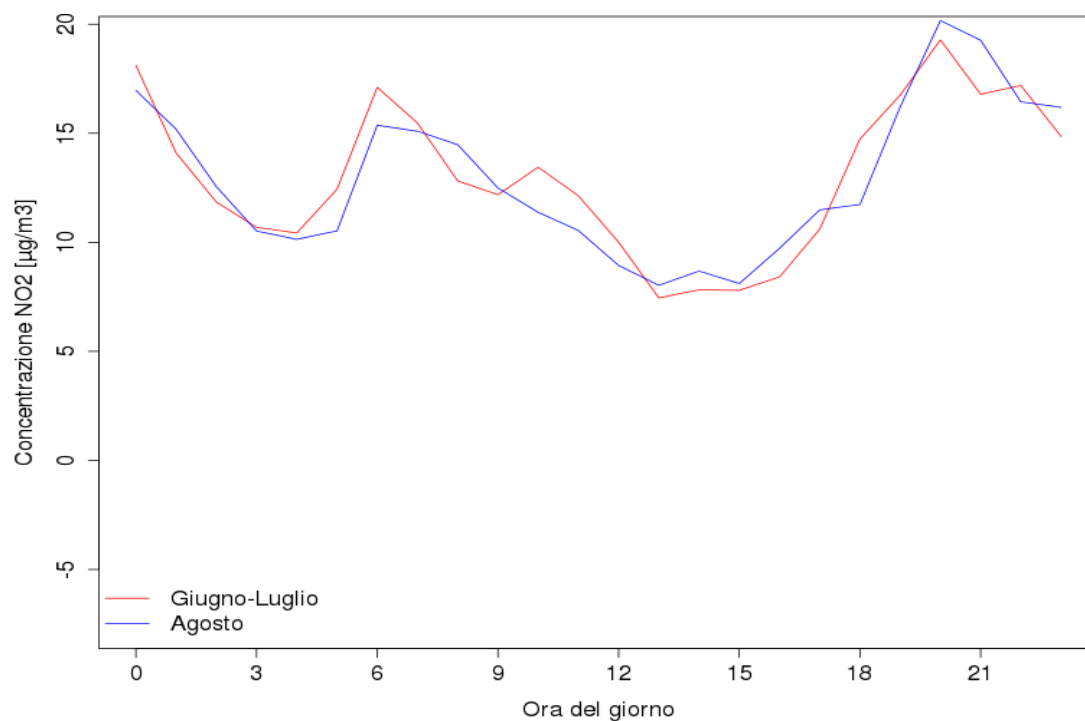


Fig. 64 - Cicli giornalieri di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media da sabato a domenica, mese di giugno – luglio e agosto (acciaiera in funzione) e agosto (fermo impianto)



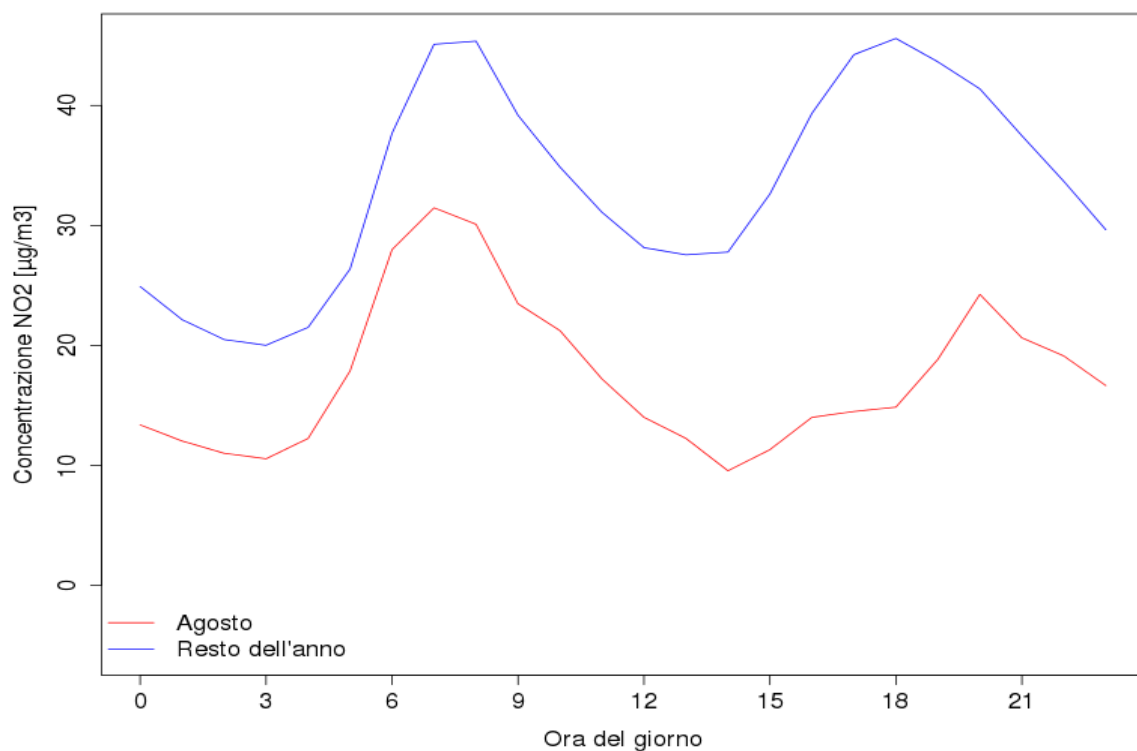


Fig. 65 - Cicli giornalieri di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media lunedì-venerdì, mese di agosto e resto dell'anno

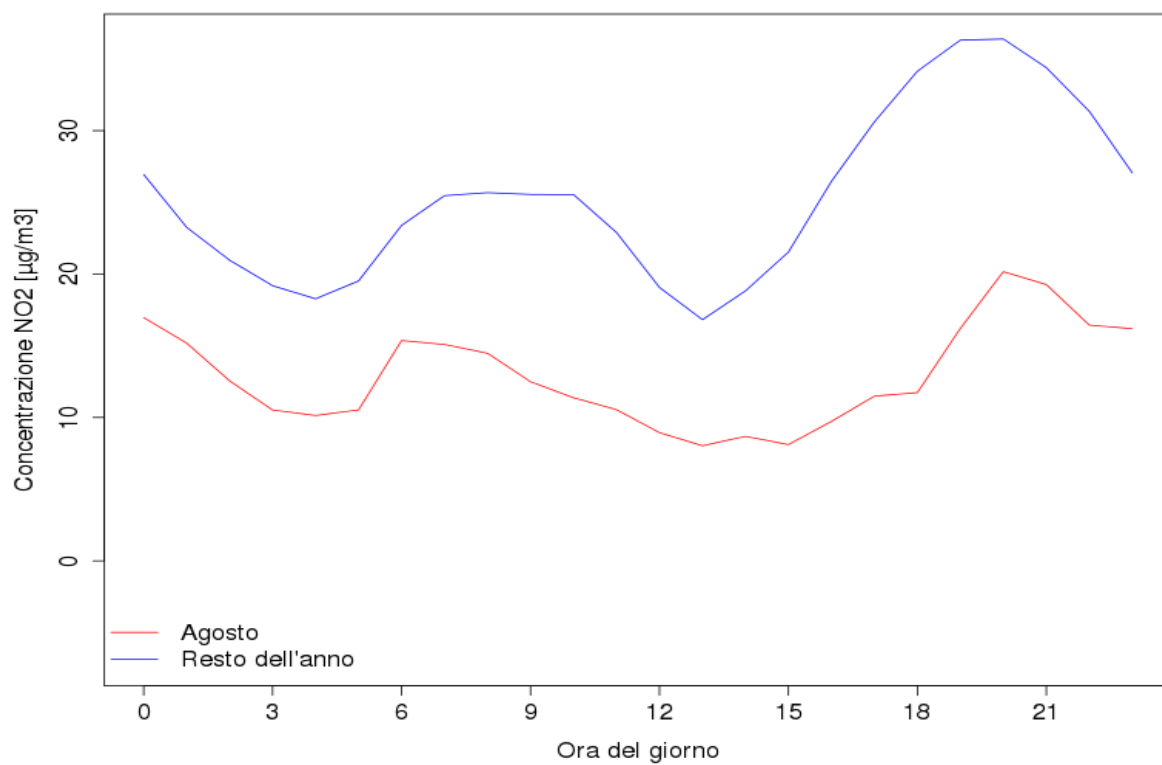


Fig. 66 - Cicli giornalieri di concentrazione di NO<sub>2</sub> nella stazione di Borgo – media sabato-domenica, mese di agosto e resto dell'anno

La concentrazione di NO<sub>2</sub> misurata a giugno e luglio è del tutto simile a quella d'agosto quando l'impianto non è in funzione (Fig. 64 e Fig. 65); le concentrazioni del mese di agosto infatti sembrano essere più basse di quelle del resto dell'anno ma con un andamento del tutto confrontabile. Va notato comunque che l'impatto dell'acciaieria sulla qualità dell'aria in termini di ossidi di azoto è talmente basso che il fatto di non trovare una chiara correlazione con i valori di NO<sub>2</sub> misurati non stupisce.

Lo stesso confronto può essere effettuato con il PM10 misurato a borgo Valsugana e le emissioni di PTS dall'acciaieria. Le emissioni di PTS dai due camini sono tuttavia trascurabili e il loro effetto sulla concentrazione di PM10 nella zona circostante risulta essere poco significativo. È invece rilevante il contributo delle polveri diffuse dal capannone. Di queste emissioni, la cui stima è molto incerta, si può ragionevolmente supporre che abbiano un andamento giornaliero simile a quelle emesse ai camini, che coincide con i periodi di attività dell'acciaieria.

Sono quindi stati confrontati i cicli di concentrazione di PM10 relativi a dei mesi estivi (giugno-luglio) ma con acciaieria in funzione e al mese di agosto (con impianto chiuso). La scelta di confrontare il comportamento in questi mesi è dovuto al fatto che durante l'estate non si ha il contributo in termini di emissioni di polveri dovuto al riscaldamento a legna. Gli andamenti giornalieri dal lunedì al venerdì (Fig. 67) sono piuttosto simili, mentre nel fine settimana si osservano valori inferiori di PM10 nel mese di agosto. Questo comportamento potrebbe essere dovuto non solamente al fatto che l'impianto non è in funzione, ma anche al fatto che ad agosto vengono a mancare anche le emissioni delle altre aziende e anche il traffico risulta molto ridotto. Questo è tanto più verosimile se si osserva che l'andamento nei mesi di giugno-luglio e agosto non è differente nella forma ma solo nei valori.

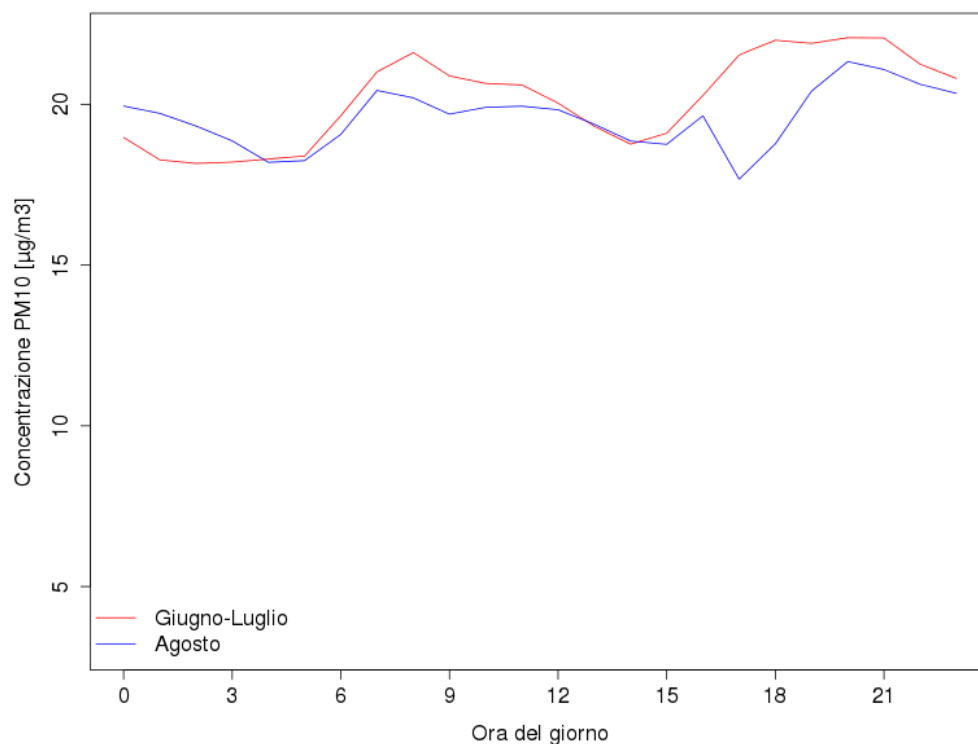


Fig. 67 - Cicli giornalieri di concentrazione di PM10 nella stazione di Borgo – media lunedì-venerdì, mese di agosto e resto dell'anno

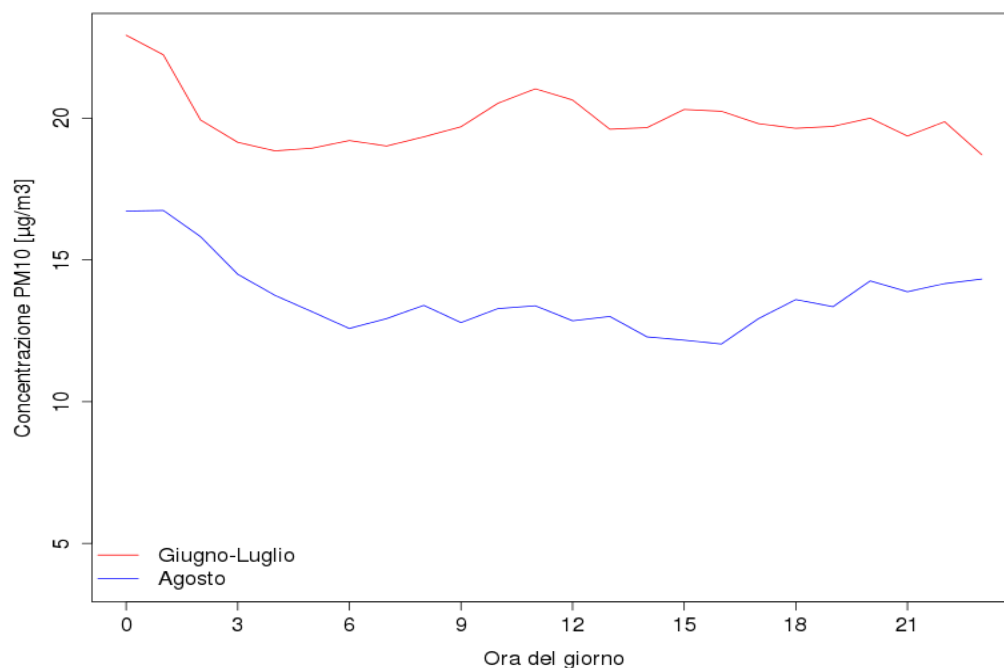


Fig. 68 - Cicli giornalieri di concentrazione di PM10 nella stazione di Borgo – media sabato-domenica, mese di agosto e resto dell'anno

---

## 8 Confronto con i dati di deposizione

Il Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale ha effettuato una campagna di misura della deposizione nei dintorni dell'acciaieria a partire da febbraio 2011 fino a febbraio 2012. La campagna ha previsto l'uso di deposimetri posizionati in diversi punti del territorio interessato dall'impatto dell'acciaieria.

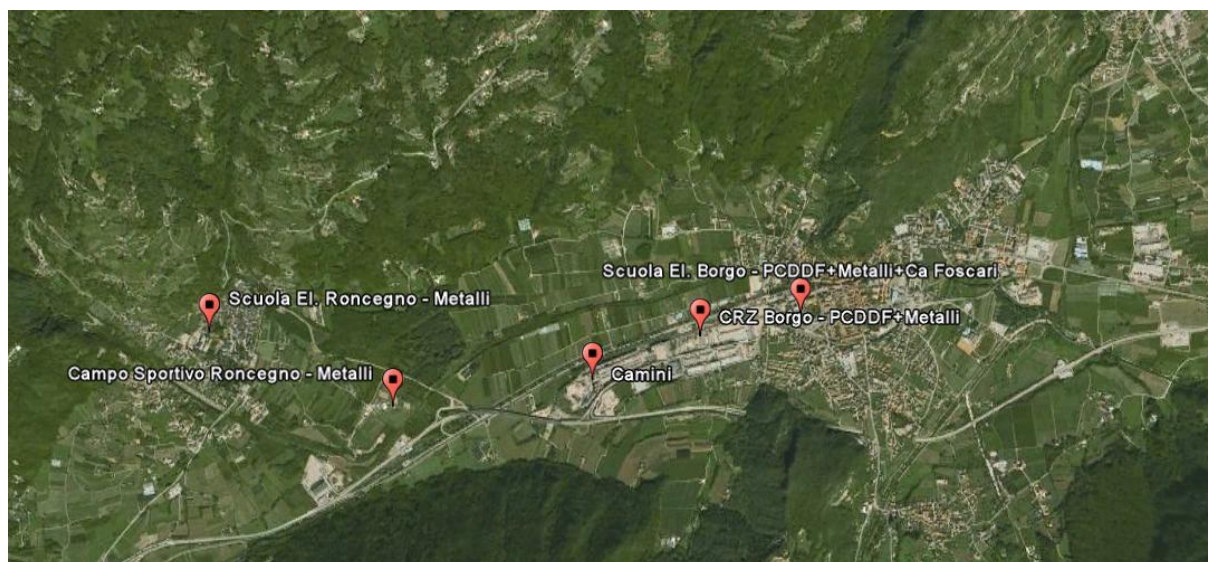


Fig. 69 - Localizzazione dei deposimetri utilizzati dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale nel corso della campagna di misura

Tab. 15 - Valori di deposizione di polveri e diossine misurati dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale nel corso della campagna di misura

<b>PTS [mg/(m<sup>2</sup>·d)]</b>						
<b>Data inizio</b>	<b>Data fine</b>	<b>Durata [d]</b>	<b>Pioggia cumulata [mm]</b>	<b>Scuola Borgo Valsugana</b>	<b>CRZ</b>	
25/02/11	04/03/11	7	27.4			
04/03/11	08/03/11	4	0.0			
08/03/11	05/04/11	28	95.4			
08/04/11	18/05/11	40	43.0			
18/05/11	28/06/11	41	273.8			
28/06/11	08/08/11	41	149.0			
08/08/11	07/09/11	30	78.8			
07/09/11	03/10/11	26	90.1	42.2	37.9	
03/10/11	13/10/11	10	11.2			

<b>PTS [mg/(m<sup>2</sup>·d)]</b>						
<b>Data inizio</b>	<b>Data fine</b>	<b>Durata [d]</b>	<b>Pioggia cumulata [mm]</b>	<b>Scuola Borgo Valsugana</b>	<b>CRZ</b>	
13/10/11	14/11/11	32	193.0	34.2	23.81	
14/11/11	23/12/11	39	31.1			
23/12/11	11/01/12	19	13.8			
11/01/2012	09/02/2012	29	13.2			
09/02/2012	22/02/2012	13				
<b>PCDD/PCDF [pg I-TEQ /(m<sup>2</sup>·d)]</b>						
<b>Data inizio</b>	<b>Data fine</b>	<b>Durata [d]</b>	<b>Pioggia cumulata [mm]</b>	<b>Scuola Borgo Valsugana</b>	<b>CRZ</b>	<b>Scuola Roncegno</b>
25/02/11	04/03/11	7	27.4	1.740		
04/03/11	08/03/11	4	0.0			
08/03/11	05/04/11	28	95.4	0.36		
08/04/11	18/05/11	40	43.0	0.41	0.6	
18/05/11	28/06/11	41	273.8	0.5	1.08	
28/06/11	08/08/11	41	149.0	2.48	0.57	
08/08/11	07/09/11	30	78.8	0.8	3.58	
07/09/11	03/10/11	26	90.1	3.85	0.8	
03/10/11	13/10/11	10	11.2			28.63
13/10/11	14/11/11	32	193.0		0.74	0.41
14/11/11	23/12/11	39	31.1		0.97	16.24
23/12/11	11/01/12	19	13.8		1.09	0.4
11/01/2012	09/02/2012	29	13.2		9.46	121.95
09/02/2012	22/02/2012	13				

Le mappe di deposizione di polveri e diossine e furani ottenute dal modello sono state confrontate con i valori misurati dai deposimetri, riportati opportunamente su un periodo temporale di un anno.

*Tab. 16 - Valori di deposizione totale di polveri e diossine misurati dal Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale riportati al periodo di un anno*

	Scuola Borgo Valsugana	CRZ	Scuola Roncegno
PTS [g/(m <sup>2</sup> ·anno)]	14.03	11.41	
PCDD/PCDF [ng I-TEQ /(m <sup>2</sup> ·anno)]	0.49	0.97	15.58

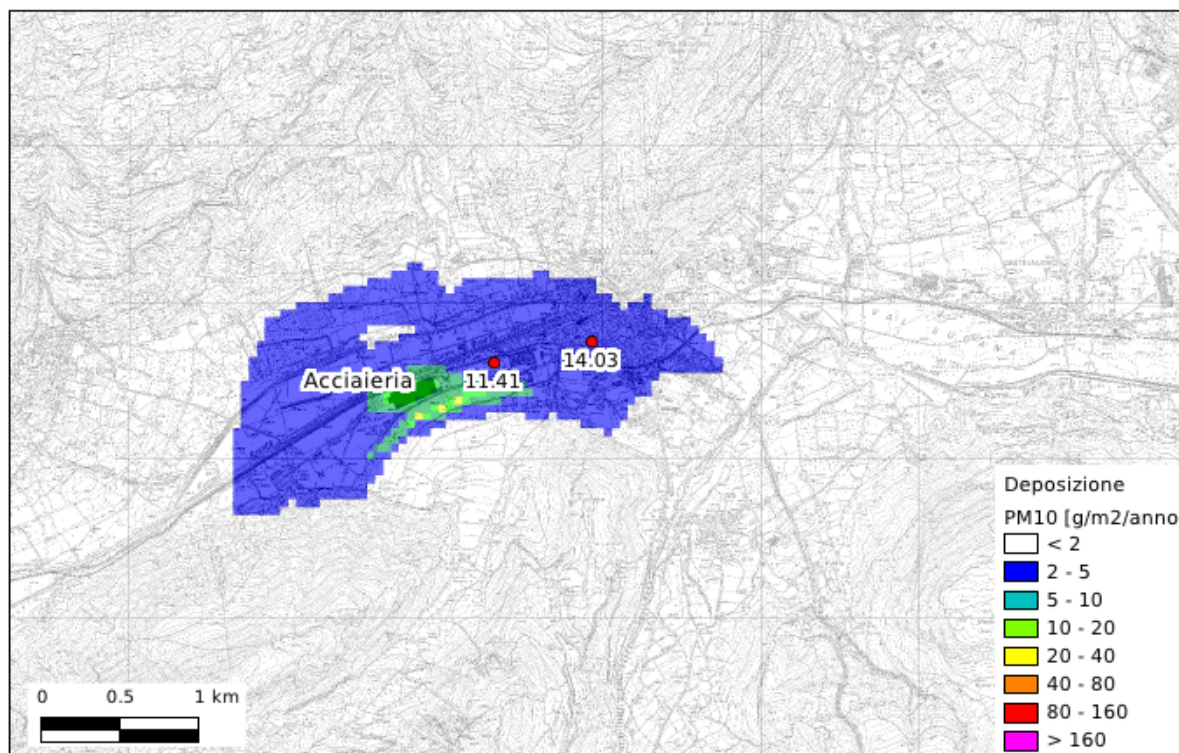


Fig. 70 - Confronto tra la mappa di deposizione annua di polveri ottenuta dal modello e i valori misurati dai deposimetri

Per le polveri, come si può osservare, i valori di deposizione totale annua stimati dal modello sono molto inferiori a quelli misurati, pari a circa  $1.2 \text{ g}/(\text{m}^2 \cdot \text{anno})$ . Si deve tener conto che il deposimetro misura il contributo alla deposizione di polveri di tutte le sorgenti presenti sul territorio, per cui che esso fornisca un valore superiore a quello del modello è verosimile. Inoltre si deve tener conto dell'elevata incertezza sulla stima delle emissioni diffuse che tra le sorgenti esaminate costituiscono la fonte principali di deposizione.

Per quanto riguarda le diossine e i furani, invece, le mappe ottenute mostrano valori di deposizione inferiori a quelle misurate con i deposimetri, ma dello stesso ordine di grandezza. Si noti che il valore misurato alla scuola di Roncegno sia particolarmente elevato, più di 10 volte superiore a quello degli altri punti di misura. Un valore così elevato sembra difficilmente imputabile all'acciaieria, considerando l'area di influenza dei camini. Questo valore è principalmente dovuto alla misura effettuata tra gennaio e febbraio 2012, che risulta molto più elevata delle altre effettuate nei periodi precedenti. Sembra quindi opportuno indagare ulteriormente su questo aspetto, cercando di individuare l'origine di quel valore così elevato cercando di capire se esistano ulteriori sorgenti di diossina finora non indagate.



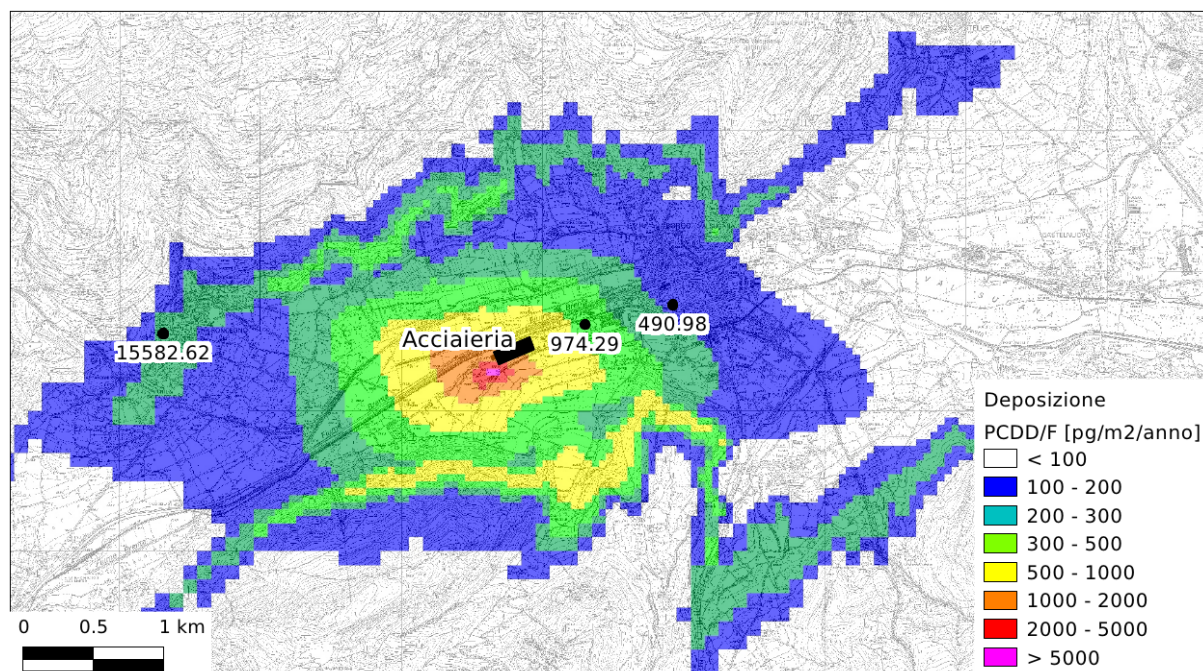


Fig. 71 - Confronto tra la mappa di deposizione annua di diossine ottenuta dal modello e i valori misurati dai deposimetri

Le diversità tra valori simulati e misurati, infatti, oltre che alle incertezze intrinseche all'utilizzo del modello, potrebbe essere dovuta alla presenza di ulteriori fonti di diossine, aspetto che andrebbe ulteriormente approfondito.

## 9 Considerazioni conclusive

La ricostruzione dell'impatto delle Acciaierie di Borgo Valsugana sull'ambiente circostante, relativamente al comparto aria, ha richiesto una notevole mole di elaborazioni, dal momento che la base di partenza era un insieme alquanto eterogeneo di dati, caratterizzati da differente accuratezza. Le maggiori difficoltà si sono riscontrate nel tentativo di ricostruzione dello scenario emissivo dei decenni passati. Questo perché le informazioni sono risultate frammentate e non complete.

Lo scenario emissivo attuale è invece noto grazie a una grande quantità di dati misurati in continuo.

Questo vale per quello che riguarda le emissioni convogliate a camino. Purtroppo la stima delle emissioni diffuse da capannone e deposito scorie è affetta da una elevata incertezza; questo aspetto è tanto più negativo quanto più esse assumono un ruolo significativo nel determinare l'impatto sulla qualità dell'aria dell'ambiente circostante l'impianto. Le stime presentate nel presente studio variano di un ordine di grandezza a seconda delle diverse fonti considerate; è chiaro quindi che i risultati sono pesantemente influenzati dal valore che si sceglie di adottare. A questo proposito va detto che la stima in questione è molto complessa, poiché non esiste una metodologia per misurare le emissioni diffuse. Per questo motivo le misure che il DICA ha intenzione di effettuare prossimamente nei pressi dell'acciaieria potrebbero essere utili per tarare il modello di dispersione utilizzato e di conseguenza stimare indirettamente le emissioni diffuse, o quanto meno per determinarne l'ordine di grandezza.

Un'altra considerazione va fatta sulla scelta di analizzare sia lo scenario emissivo autorizzato che quello misurato. Lo scenario autorizzato dà luogo a una sorta di massimo impatto possibile, supponendo ovviamente il rispetto delle autorizzazioni imposte. Lo scenario misurato, invece, permette di determinare l'impatto che più ragionevolmente è logico attendersi, sulla base del normale funzionamento dell'acciaieria. Questo confronto ha messo in luce un grande divario tra i due scenari considerati, facendo ipotizzare che se fossero imposti limiti molto minori la tecnologia adottata dall'impianto sarebbe comunque in grado di farli rispettare.

La stima dei valori di concentrazione al suolo degli inquinanti ottenuta in questo studio evidenzia come per il biossido di azoto non siano riscontrabili particolari criticità. Al contrario i valori di concentrazione attesa di PM10, che sono quasi interamente imputabili alle emissioni diffuse del capannone e delle scorie, evidenziano come per questo inquinante ci siano delle zone dove vengono superati i limiti normativi del D.Lgs. 155/2010, in particolare per quanto riguarda il limite annuo di PM10.

## 10 Bibliografia

D.Lgs. 155/2010: attuazione della direttiva 2008/50/CE relativa alla qualità dell'aria ambiente e per un'aria più pulita in Europa.

D.Lgs.133/2005: Attuazione della direttiva 2000/76/CE, in materia di incenerimento dei rifiuti.

Borroni Angelo, 2011: Relazione del consulente tecnico del G.U.P. Depositata presso il tribunale Ordinario di Trento, Ufficio del giudice per le udienze Preliminari.

Cimorelli et al., 2004: Aermoc: description of model formulation, EPA-454/R-03-004.

Provincia autonoma di Trento, 2010: Impatto dell'acciaieria di Borgo Valsugana sulla salute e sull'ambiente, relazione di sintesi.

Romberg E., R. Börsinger, A. Lohmeyer, R. Ruhnke, R. Röth, 1996: NO-NO<sub>2</sub>-Umwandlung für die Anwendung bei Immissionsprognosen für Kfz-Abgase. In: Staub-Reinhaltung der Luft Vol. 56 Nr. 6 p. 215-218.

U.S. EPA, 2004: Addendum; User's Guide for the AMS/EPA regulatory model – AERMOD (EPA-454/b-03-001, settembre 2004)