

# FATTORI DI EMISSIONE DALLA COMBUSTIONE DI LEGNA E PELLETTI IN PICCOLI APPARECCHI DOMESTICI

Stefano Caserini<sup>1</sup>, Senem Ozgen<sup>1\*</sup>, Silvia Galante<sup>1</sup>, Michele Giugliano<sup>1</sup>,  
Francesca Hugony<sup>2</sup>, Gabriele Migliavacca<sup>2</sup>, Carmen Morreale<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Civile e Ambientale, Milano.

<sup>2</sup>INNOVHUB- Stazione Sperimentale per i combustibili, San Donato Milanese.

**Sommario** – Sono presentati i risultati di una campagna sperimentale in cui sono state misurate le emissioni di apparecchi domestici di combustione di biomasse legnose, 4 ad alimentazione manuale (camino aperto, camino chiuso, stufa tradizionale e stufa avanzata) e 2 automatici a pellet. Gli apparecchi manuali sono stati testati utilizzando cicli di combustione in grado di simulare le modalità di utilizzo riscontrate nella realtà.

Sono stati effettuati 68 cicli di combustione su apparecchi ad alimentazione manuale e 12 su apparecchi automatici; per ciascun ciclo sono stati misurati i parametri di combustione, nonché le emissioni di particolato (PM), monossido di carbonio (CO), ossidi di azoto (NOx) e composti organici volatili non metanici (COVNM). Sono inoltre state effettuate misure aggiuntive di idrocarburi policiclici aromatici (IPA), diossine, frazioni fini del particolato.

I fattori di emissione medi relativi agli apparecchi ad alimentazione manuale sono risultati: per il CO 5858 g GJ<sup>-1</sup>; per NOx 122 g GJ<sup>-1</sup>, per COVNM 542 g GJ<sup>-1</sup>, per PM 254 g GJ<sup>-1</sup>. Si tratta di valori molto più elevati di quelli riscontrati nel caso di apparecchi automatici (CO 219 g GJ<sup>-1</sup>, NOx 66 g GJ<sup>-1</sup>, NMCOV 5 g GJ<sup>-1</sup>, PM 85 g GJ<sup>-1</sup>). Le emissioni di macroinquinanti più elevate si sono riscontrate nel camino aperto, con l'eccezione del CO, che è risultato più elevato nelle stufe (tradizionale ed avanzata). In molti cicli, la stufa avanzata è risultata avere emissioni molto prossime a quelle della stufa tradizionale.

Le differenze nelle emissioni per le diverse tipologie di legna utilizzate non sono risultate statisticamente significative; viceversa i fattori di emissione di PM dalla combustione di pellet di alta qualità in apparecchi automatici sono sensibilmente inferiori rispetto a quelli per il pellet di scarsa qualità; tale differenza si attenua in caso di utilizzo di pellet di scarsa qualità.

Le emissioni di IPA sono risultate più di un ordine di grandezza più elevate negli apparecchi ad alimentazione manuale rispetto a quelli ad alimentazione automatica. Il Benzo(b)fluorantene fornisce il maggiore contributo alle emissioni di IPA (110 mg GJ<sup>-1</sup> per apparecchi manuali, 2 mg GJ<sup>-1</sup> per i dispositivi automatici) seguito da benzo(a)pirene (77 mg GJ<sup>-1</sup> per apparecchi manuali e 0,8 mg GJ<sup>-1</sup> per i dispositivi automatici).

**Abstract** – The aim of this study was to report emission factors of pollutants (i.e., carbon monoxide, nitrogen oxides, non-methane hydrocarbons, particulate matter, polycyclic aromatic hydrocarbons, dioxins) from biomass burning residential heating appliances. The influence of several factors such as biomass type, appliance and combustion cycle was investigated. Four manually fed (6-11 kW) firewood burning and two automatic wood pellets (8.8-25 kW) appliances were tested under real-world operating conditions in order to determine the actual environmental performance of the appliance. The experimental EFs were also compared with the values proposed by the European emission inventory guidebook used in the local inventory in order to evaluate their representativeness of real world emissions.

The composite macropollutant EFs for manually fed appliances are: for CO 5858 g GJ<sup>-1</sup>, for NOx 122 g GJ<sup>-1</sup>, NMHC 542 g GJ<sup>-1</sup>, PM 254 g GJ<sup>-1</sup>, whereas emissions are much lower for automatic pellets appliances: CO 219 g GJ<sup>-1</sup>, for NOx 66 g GJ<sup>-1</sup>, NMHC 5 g GJ<sup>-1</sup>, PM 85 g GJ<sup>-1</sup>. The open fireplace appears to have very high emission factors, however traditional and advanced stoves show the highest overall CO EFs. Especially for the advanced stove real-world emissions are far worse than those measured under cycles used for type testing of residential solid fuel appliances. No great difference is observed for different firewood types in batch working appliances, diversely the quality of the pellets is observed to influence directly the emission performance of the automatic appliances. Benzo(b)fluoranthene is the PAH with the highest contribution (110 mg GJ<sup>-1</sup> for manual appliances and 2 mg GJ<sup>-1</sup> for automatic devices) followed by benzo(a)pyrene (77 mg GJ<sup>-1</sup> for manual appliances and 0,8 mg GJ<sup>-1</sup> for automatic devices).

**Parole chiave:** materiale particolato; ciclo di combustione; pellet; stufe; caminetti.

**Keywords:** particulate matter; emission factor; combustion cycle; pellets; stoves; fireplaces.

Ricevuto il 22-07-2014; Correzioni richieste il 01-10-2014; Accettazione finale il 20-10-2014.

## 1. INTRODUZIONE

La combustione domestica della biomassa costituisce un'importante fonte di emissioni in atmosfera, ed è anche una delle sorgenti la cui quantificazione presenta i più ampi margini di incertezza, sia per

\* Piazza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano.  
tel. +39-02-2399-6430; fax. +39-02-2399-6499,  
[senem.ozgen@polimi.it](mailto:senem.ozgen@polimi.it)

il suo carattere diffuso sia per la scarsità di studi specifici, soprattutto nel sud Europa.

Dal punto di vista della qualità dell'aria, la biomassa ha un'incidenza molto rilevante, oltre che per il materiale particolato (PM), per le emissioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA). La combustione a bassa temperatura, tipica delle biomasse legnose, è infatti potenzialmente soggetta ad emissioni specifiche molto alte di IPA, 100 volte superiore a quelle di una caldaia ad olio combustibile (Ravindra et al., 2008); di rilievo risultano inoltre le emissioni di diossine (Lavric et al., 2004). La presenza di queste sostanze rende il fumo da biomassa una fonte di potenziali effetti nocivi per la salute (Bolling et al., 2009).

Una conferma dell'impatto derivante dalle biomasse sulla qualità dell'aria viene anche dagli studi basati sulla speciazione del particolato, che usano il levoglucosano (un prodotto intermedio di combustione della cellulosa), il potassio e più recentemente il rapporto  $^{12}\text{C}/^{14}\text{C}$  come traccianti della combustione di legna. Il contributo complessivo nella stagione invernale è stato quantificato ad esempio nel 10-20% per il particolato in Austria (Caseiro et al., 2009) e nel 35-40% per la componente organica del particolato in Svizzera (Lanz et al., 2008). In Italia, uno studio specifico condotto in Lombardia (Gianelle et al., 2013) sui livelli di contaminazione ambientale da IPA, ha rilevato livelli di contaminazione più elevati non nell'area urbana di Milano – dove risulta massima la concentrazione di altri macroinquinanti – ma nelle stazioni situate in aree montane, dove la combustione della biomassa risulta la fonte prevalente.

La combustione della biomassa è sempre stata ritenuta un problema che riguardava, in Europa, essenzialmente la Scandinavia e le aree alpine. Tuttavia studi più recenti hanno dimostrato un'incidenza non trascurabile nelle aree urbane di Berlino, Londra e Parigi: a Parigi l'influenza della legna sulle concentrazioni di PM10 nelle aree periurbane si è dimostrata superiore a quella del traffico; contributi rilevanti sono stati stimati anche per Londra e Berlino (si vedano gli studi citati in Fuller et al., 2013). Come segnalato anche da un editoriale della rivista *Atmospheric Environment* (Fuller et al., 2013), vi può essere il rischio concreto che la politica europea di promozione delle fonti rinnovabili produca ulteriori incrementi delle concentrazioni di polveri anche nelle grandi aree urbane, vanificando parzialmente i miglioramenti della qualità dell'aria ottenuti grazie agli interventi degli ultimi decenni.

Un altro argomento che recentemente ha assunto interesse nella letteratura scientifica è quello delle componenti carboniose del particolato - black

carbon (BC) e carbonio organico (OC) - sia per il forte potenziale climalterante associato soprattutto al BC, sia perché l'OC rappresenta la frazione più tossica del particolato. Anche su questo tema, nei contesti dell'Europa occidentale la combustione della legna rappresenta una delle sorgenti principali: costituisce anzi insieme al traffico la fonte di gran parte delle emissioni. Kupiainen e Klimont (2007) hanno infatti stimato che combustione residenziale della legna e traffico sono responsabili nell'Europa occidentale del 60-67% delle emissioni di BC e dell'85%-97% delle emissioni di OC (con un 50% attribuibile alla biomassa). Uno studio condotto sulla Lombardia (Caserini et al., 2013) ha stimato che il contributo della biomassa è circa il 74% delle emissioni regionali di OC e il 31% di quelle di BC.

Anche in Italia si va evidenziando la necessità di controllare gli impianti di combustione domestica della legna; tuttavia la ricerca scientifica su questo argomento è particolarmente sviluppata nel mondo anglosassone e nel nord Europa, mentre nel sud Europa gli studi sono ancora scarsi. Per le diverse caratteristiche climatiche e per le diversità culturali, gli apparecchi a biomassa presentano caratteristiche assai specifiche nei diversi contesti territoriali, che rendono i risultati ottenuti in altri paesi non immediatamente applicabili. Si veda ad esempio per i dispositivi di piccole dimensioni la prevalenza dei camini aperti e chiusi in Italia (Caserini et al., 2007), delle stufe in nord Europa o, per il pellet, l'utilizzo quasi esclusivo in stufe in Italia, laddove altrove prevalgono largamente le caldaie. Sempre per motivi di diversità ambientale, variano anche le essenze legnose prevalentemente utilizzate e le modalità di stagionatura e di alimentazione in camera di combustione – anche in relazione alle caratteristiche climatiche prevalenti. Esistono inoltre fattori di variabilità intrinseci al processo: le emissioni più elevate sono generalmente associate ad una combustione incompleta, che può essere determinata da una insufficiente temperatura, da scarsità di ossigeno, da insufficiente tempo di residenza ed in generale dalla variabilità delle condizioni ambientali all'interno della camera di combustione (Van Loo e Koppejan, 2008; EC DG TREN, 2009; Nussbaumer, 2010).

Questi elementi determinano un elevato grado di incertezza nei fattori di emissione utilizzati; in Lombardia, l'intervallo di confidenza al 95% per le emissioni di PM dalla combustione domestica della biomassa è stato stimata pari al 60% del valore mediano dell'intervallo (Pastorello et al., 2011; Caserini et al., 2013).

La campagna sperimentale presentata in questo lavoro, realizzata nel corso del 2012 presso Innovhub

- Stazioni Sperimentali per l'Industria - Divisione Stazione Sperimentale per i Combustibili di San Donato Milanese, nell'ambito di una ricerca congiunta fra DICA-Politecnico di Milano, ARPA Lombardia ed ENEA (DIAR, 2012; Ozgen et al., 2014), è stata condotta con l'obiettivo di stimare fattori di emissione più possibile rappresentativi della realtà italiana.

## 2. MATERIALI E METODI

### 2.1 Apparecchi testati

Per la determinazione dei fattori di emissione delle biomasse legnose si è utilizzata un'ampia gamma di apparecchi di combustione, le cui caratteristiche in dettaglio sono riassunte in Tabella MS1 (materiale supplementare). Questi dispositivi sono rappresentativi delle principali tipologie in uso nel settore domestico in Italia (Caserini et al., 2007) e in Europa (EEA, 2013).

In particolare sono stati utilizzati 4 impianti ad alimentazione manuale di ciocchi di legno e 2 ad alimentazione automatica di pellet (Figura 1). Tra gli apparecchi manuali sono stati selezionati due camini e due stufe:

- il caminetto aperto è rappresentativo della bassa efficienza dei camini di vecchia generazione, ha una potenza nominale di 8 kW e rendimento termico (dichiarato) del 51%;
- il caminetto chiuso, provvisto di uno scambiatore di calore a convezione forzata dell'aria e di un sistema di controllo dell'aria primaria e secondaria è rappresentativo, dei modelli più avanzati, ha una potenza nominale di 11 kW e un rendimento termico (dichiarato) di 82%;
- la stufa tradizionale è dotata del solo controllo dell'aria primaria, ha una potenza nominale

di 6 kW e un rendimento termico (dichiarato) del 70%;

- la stufa avanzata dotata, di controllo manuale sia dell'aria primaria che secondaria ha una potenza nominale di 8 kW e un rendimento dichiarato del 75%.

Tra gli apparecchi automatici sono invece state selezionate una stufa e una caldaia a pellet; la stufa di piccole dimensioni rappresenta i dispositivi più comunemente utilizzati in Italia, mentre la caldaia, dotata di sonda lambda, rappresenta la tecnologia più avanzata disponibile sul mercato:

- la stufa a pellet ha una potenza termica tra 2,6 e 9 kW e un'efficienza del 91% è provvista di un serbatoio di alimentazione della capacità di 18 kg, la camera di combustione è alimentata tramite una coclea che si attiva periodicamente. La stufa è inoltre provvista di una ventilazione forzata dell'aria calda che regola simultaneamente l'ingresso dell'aria di combustione;
- la caldaia a pellet ha una potenza termica da 7,3 a 25 kW e un'efficienza del 93% è, collegata ad un impianto idraulico di gestione del liquido termovettore e di misura e smaltimento dell'energia termica prodotta dalla combustione. È provvista di un serbatoio interno per il pellet da 60 kg e anche di un sistema di ricarica automatico. Tramite un sensore lambda la caldaia regola automaticamente l'afflusso di aria e combustibile all'interno della camera di combustione.

### 2.2 Combustibili

Per condurre i test di emissioni sulle stufe e caminetti sono state utilizzate cinque tipologie di legna: faggio, robinia, carpino, quercia e abete.



Figura 1 – Apparecchi utilizzati nella sperimentazione (da sinistra: caminetto aperto, caminetto chiuso, stufa tradizionale, stufa avanzata, stufa a pellet, caldaia a pellet)

Queste tipologie sono state scelte per la loro vasta diffusione nel nord Italia dove, la combustione della legna come riscaldamento domestico è molto comune. I ceppi selezionati per i test avevano una lunghezza di circa 30 cm, conforme a quanto suggerito dal manuale di istruzione di ciascun apparecchio e che garantisce una buona maneggevolezza durante il caricamento della camera di combustione. Per simulare il più possibile le condizioni di utilizzo reale degli apparecchi la legna è stata utilizzata così come fornita dal rivenditore senza alcuna modifica come ad esempio scortecciamento o selezione dei ciocchi. Nella Tabella MS2 (materiale supplementare) sono riportati i risultati delle analisi condotte per ogni tipologia di biomassa legnosa utilizzata. Le analisi sono state condotte seguendo i metodi standard UNI EN 15104-2011 per l'analisi elementare (C, H, N), UNI EN 14918-2012 per il PCI (potere calorifico inferiore), ASTM D7582 per il contenuto di umidità e di ceneri e UNI 15289-2011 per il contenuto di cloro e zolfo.

Il contenuto di umidità è risultato compreso tra il 9,2% della robinia e il 10% della quercia ed è al di sotto della soglia massima indicata per un corretto utilizzo degli impianti di riscaldamento alimentati con combustibili legnosi come indicato dalla UNI EN 14961-5 (prima classe per tronchi di legno <20%), dalla DIN 51731 (<12%) e dalla classificazione austriaca ÖNORM M7132 (<10%). Il faggio è il combustibile comunemente utilizzato nei test standard per gli apparecchi; le altre tipologie di legna utilizzate hanno una composizione chimica molto simile anche, se carpino e robinia presentano un più alto contenuto di zolfo e cloro.

Per i due apparecchi automatici sono state utilizzate due tipologie di pellet: una con certificazione DIN-PLUS mentre l'altra a basso costo senza alcuna certificazione. Entrambi i pellet hanno un potere calorifico inferiore intorno a 17,5 MJ kg<sup>-1</sup> ma, il pellet a basso costo ha un maggior contenuto di cloro, zolfo, ceneri e umidità.

### 2.3 Cicli di carico del combustibile

Esistono diverse normative che regolano la conduzione dei test, specifiche per ogni tipologia di apparecchio:

- EN 13240:2001, Stufe a combustibile solido-Requisiti e metodi di prova;
- EN 13229:2001, Inserti e caminetti aperti alimentati a combustibile solido-Requisiti e metodi di prova;

- EN 14785:2006, Apparecchi per il riscaldamento domestico alimentati con pellet di legno-Requisiti e metodi di prova.

L'uso quotidiano dei piccoli apparecchi a legna è però spesso molto diverso da quello ben controllato indicato nei metodi di prova, specialmente per gli apparecchi manuali in cui il processo di combustione mostra una grande variabilità durante le varie fasi, causata dall'alimentazione manuale dell'apparecchio (Van Loo and Koppejan, 2008).

#### 2.3.1 Indagine sui cicli reali di combustione

Per stimare i fattori di emissione reali è quindi cruciale la definizione di un ciclo di combustione il più possibile vicino a quello che si avrebbe durante un uso quotidiano in ambito domestico, sia in termini di frequenza di ricarica della camera di combustione sia nella durata della fase di arresto e di avviamento. A tal fine è stata condotta un'indagine su 13 apparecchi a carica manuale (camini aperti, camini chiusi, stufe) in 12 case nel nord Italia, registrando la temperatura all'interno dei focolari per una media di 15 giorni ad apparecchio (per un totale di circa 1300 ore di funzionamento). La campagna di misura è stata realizzata installando dei sensori di temperatura nella canna fumaria e registrando le variazioni di temperatura per alcuni giorni nel corso della stagione invernale. A ciascun utente è stato inoltre chiesto di rispondere ad un breve questionario sulle modalità di utilizzo dell'apparecchio. Si è così ottenuta un'indicazione delle principali caratteristiche dei cicli reali di combustione (frequenza di ricarica, accensione e spegnimento) in ambiente domestico. È emerso ad esempio che in molti dei cicli reali la fase di accensione ha una durata piuttosto lunga, in quanto l'utente non si preoccupa di raggiungere in breve tempo una fase di combustione a temperatura sufficientemente elevata; inoltre l'indagine ha permesso di rilevare distinte frequenze di ricarica (60 minuti per caminetto aperto, 80 minuti per caminetto chiuso, 90 minuti per stufe), tempi molto più lunghi rispetto al tempo necessario per consumare l'intera quantità di combustibile introdotto nell'impianto. In Figura 2 è mostrato un esempio di ciclo di combustione rilevato.

#### 2.3.2 Tipi di cicli di carico utilizzati nella sperimentazione

Al fine di rappresentare al meglio i cicli reali, evitando però lo spegnimento degli apparecchi durante i test, si sono definiti due cicli di prova. Nel ciclo A la fase di accensione è avvenuta median-

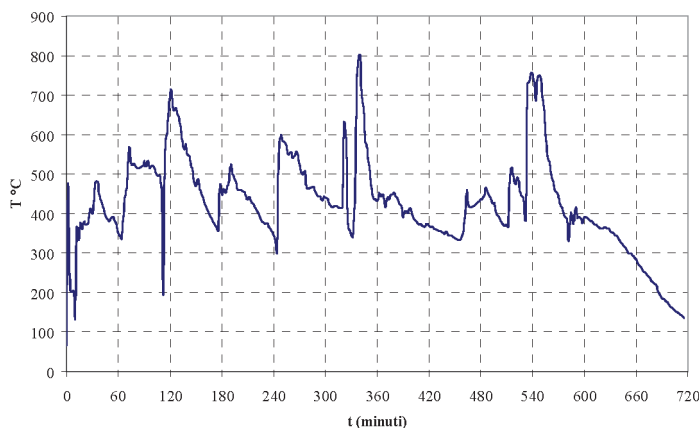


Figura 2 – Andamento della temperatura nella camera di combustione misurata in un ciclo reale di una stufa a legna.

te l'utilizzo di legnetti o tavolette accendifuoco collocati alla base di una catasta di legna di circa 0,7 kg. In questa fase la valvola per la regolazione dell'aria è stata tenuta completamente aperta. Dopo 15-20 minuti è stato aggiunto un quantitativo di legna pari al carico nominale di riferimento ed è stata chiusa parzialmente la valvola per la regolazione dell'aria (la chiusura è stata tale da consentire la durata della combustione per i successivi 60 minuti); le ulteriori 2 cariche (anch'esse pari al carico nominale di riferimento) sono state effettuate ad intervalli successivi di 60 minuti l'una dall'altra. Tra una carica e l'altra quando necessario si è provveduto al riattizzamento del fuoco per non più di una volta.

Il ciclo B è rappresentativo dell'utilizzo serale degli impianti; si è infatti osservato che gli apparecchi con focolare chiuso, nell'ultima carica serale, sono frequentemente sovraccaricati e successivamente viene chiusa la valvola di ingresso dell'aria nel tentativo di prolungare il più a lungo possibile la combustione durante la notte. Questo comportamento è stato simulato, rispetto al ciclo A, aumentando la quantità di combustibile del 50% durante l'ultima ricarica e chiudendo la valvola dell'aria subito dopo aver introdotto la legna in camera di combustione.

Nelle prove con il caminetto aperto è stato utilizzato un terzo ciclo (ciclo C) in quanto i precedenti cicli davano problemi in termini di emissioni di fumi dalla camera di combustione verso l'aria ambiente. Per evitare questi problemi ogni carica è stata divisa in tre parti e i fumi sono stati campionati durante nove fasi di ricarica.

Gli apparecchi manuali sono poi stati testati anche secondo i metodi normati (Ciclo EN), per confrontare le emissioni dei cicli definiti reali con quelle

dei cicli standard. Le due stufe e il caminetto chiuso sono stati testati seguendo il metodo EN-13240 in cui è previsto un periodo di pre-test per preriscaldare la camera di combustione ed ottenere una combustione più stabile ed emissioni più ripetibili. Le emissioni sono state misurate durante tre ricariche consecutive di durata non inferiore ai 45 min. Il caminetto aperto è stato testato seguendo la EN-13229; anche in questo caso è stato effettuato un pre-test per preriscaldare la camera di combustione prima delle misure di emissione, senza però porre limiti sulla durata delle misure.

Per gli apparecchi automatici il ciclo utilizzato (Ciclo P) ha previsto un preriscaldamento dell'apparecchio di 1 ora per ottenere condizioni operative stabili e un successivo campionamento delle emissioni per l'ora seguente con l'apparecchio impostato alla potenza nominale. Un riassunto delle prove effettuate per ogni tipo di ciclo in relazione a ogni impianto è riportato in Tabella 1.

#### 2.4 Sistema di campionamento

Per simulare le emissioni in atmosfera, cioè il raffreddamento dei fumi della combustione e la conseguente condensazione del particolato condensabile, per il campionamento si è scelto di seguire il "Metodo Norvegese" (NS 3058-2), che prevede l'impiego di un tunnel di diluizione dei fumi in cui si effettua il mescolamento dei prodotti della combustione con l'aria ambiente (Standard Norge, 1994). I fumi sono stati diluiti circa di 10 volte; la regolazione è effettuata tramite un aspiratore a potenza variabile e la diluizione è stata verificata istantaneamente durante tutta la prova in base al rapporto della concentrazione di CO<sub>2</sub> a monte e valle del siste-

ma di diluizione. In questo modo la temperatura dei fumi campionati è stata sempre mantenuta al di sotto dei 35°C previsti dal NS 3058-2, al fine di garantire la condensazione dei composti organici volatili non metanici (COVNM). Gli apparecchi sono tutti stati posti sopra una bilancia con sensibilità di 50 g per misurare le variazioni di peso durante la combustione, sono inoltre state posizionate delle termocoppie per misurare le temperature all'uscita della camera di combustione e all'interno del tunnel di diluizione. Lo schema del sistema di misura è mostrato in Figura 3.

L'utilizzo di un metodo di campionamento "a freddo", che prevede la miscelazione dei fumi di combustione con aria di diluizione all'interno di un tunnel, consente di valutare anche la frazione semi-volatile del particolato, che per gli impianti di combustione della legna può avere una considerevole incidenza, soprattutto in condizioni di combustione non ottimali.

Il rapporto di diluizione nel tunnel è un parametro importante in quanto una sua variazione durante le prove, agendo sulla tensione di vapore e pressione parziale delle specie semivolatili, potrebbe influenzare le dinamiche della trasformazione di fase (gas-particolato) di queste, alterandone le concentrazioni sia in termini di PM che di COVNM. Secondo Nussbaumer (2010) per i rapporti di diluizione (DR) superiori a 20 la quantità del particolato organico condensabile diminuisce per l'eccessiva diminuzione della pressione parziale delle specie semivolatili coinvolte.

In Figura 4 si riportano le statistiche descrittive dei rapporti di diluizione nel tunnel, calcolati per le prove del caminetto chiuso, tramite la seguente relazione:

$$DR_{tunnel} = \frac{CO_{2\text{fumi}} - CO_{2BG}}{CO_{2dil} - CO_{2BG}} \quad (1)$$

dove:

$DR_{tunnel}$  = rapporto di diluizione

$CO_{2\text{fumi}}$  = tenore di  $CO_2$  nei fumi in uscita dalla camera di combustione

$CO_{2BG}$  = tenore di  $CO_2$  nell'aria ambiente

$CO_{2dil}$  = tenore di  $CO_2$  nel tunnel di diluizione

Il rapporto di diluizione medio DR è circa pari a 10. Si nota però che in alcuni momenti il DR raggiunge livelli molto elevati, indicando la scarsa portata di fumi e tanta aria di diluizione nel tunnel ( $DR > 26$  per l'1% dei dati) con il probabile effetto della diminuzione eccessiva della pressione parziale delle specie semivolatili.

## 2.5 Tecniche di misura

### 2.5.1 Gas

L'analisi dei prodotti di combustione in fase gassosa è stata effettuata con una serie di analizzatori in linea collegati a moduli di campionamento riscaldati a 160°C posti sul condotto dei fumi rispettivamente all'uscita della camera di combustione e lungo un tratto rettilineo del tunnel di diluizione. Gli analizzatori utilizzati sono:

- analizzatore di NO/NOx a chemiluminescenza Thermo Environmental Instr. 42H;
- sistema HORIBA PG-250 per la misura di  $O_2$  con sensore paramagnetico, di CO,  $CO_2$ ,  $SO_2$  con sensori IR, degli ossidi di azoto (NOx) con metodo a Chemiluminescenza;

Tabella 1 – Numero di cicli di misura effettuati per tipo di apparecchio, ciclo di combustione e inquinante

	Tipo di ciclo	Numero di cicli di misura			
Caminetto aperto	C	15	15	15	15
	EN	1	1	1	1
Caminetto chiuso	A	5	5	4	5
	B	13	13	13	10
	EN	1		1	1
Stufa tradizionale	A	5	5	5	5
	B	10	10	10	10
	EN	1	2	2	1
Stufa avanzata	A	5	5	4	5
	B	10	10	8	10
	EN	1	1	2	5
Stufa a pellets	P	6	6	6	6
Caldaia a pellets	P	2	2	2	6

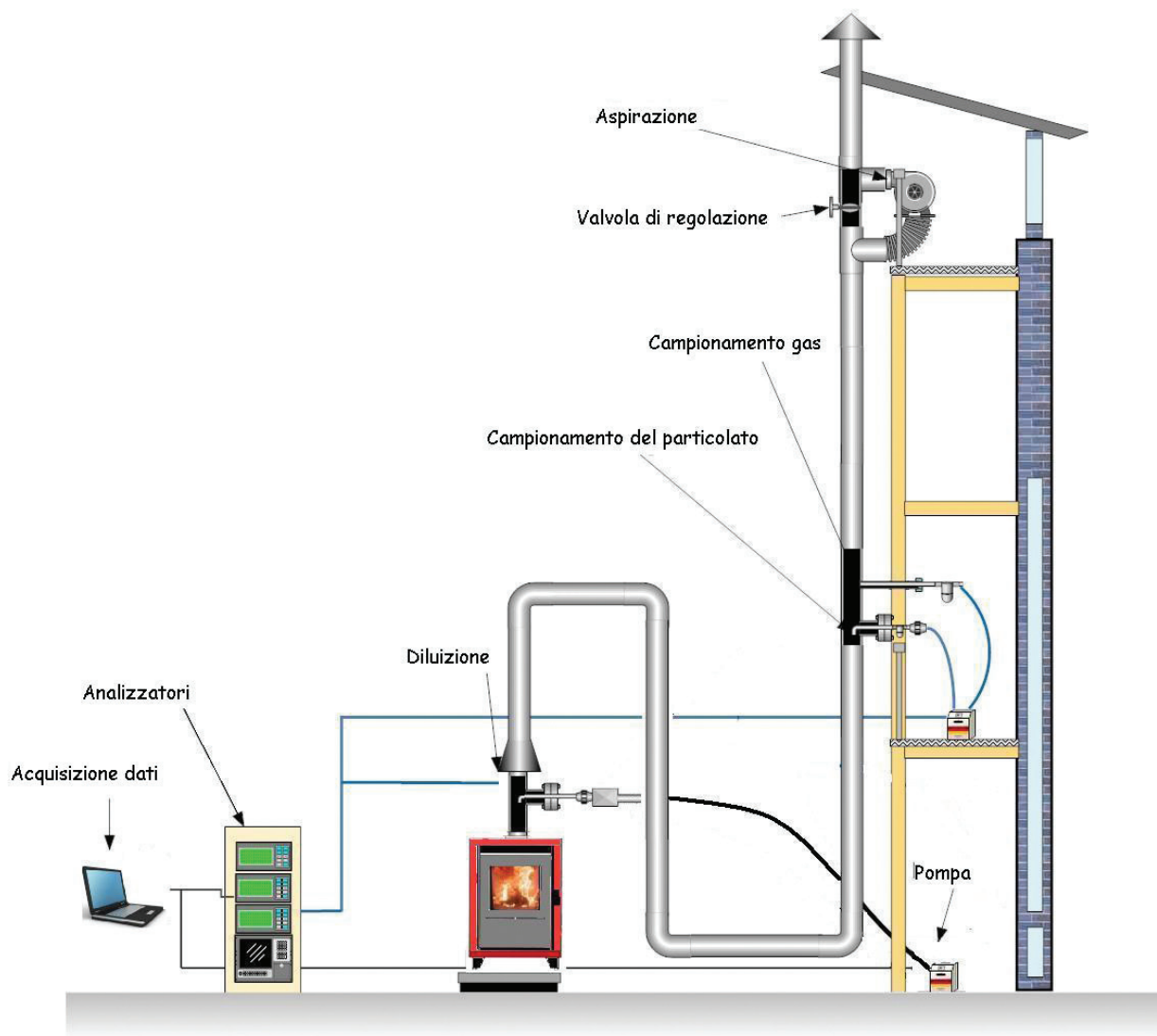


Figura 3 – Schema del sistema di campionamento

- analizzatore di  $\text{CH}_4$ , THC e NMHC a caldo, Modello CAI 600 MHFID provvisto di catalizzatore per il taglio degli idrocarburi non metanici;
- analizzatore multiparametrico Fisher Rosemount NGA 2000 per CO e  $\text{CO}_2$  a spettrometria IR non dispersiva.

### 2.5.2 Particolato solido totale

Come precedentemente detto, per il campionamento si è applicato Metodo Norvegese (NS 3058-2), che prevede l'impiego di un tunnel di diluizione. Il PM è stato determinato mediante campionamento isocinetico dei fumi di combustione utilizzando filtri piani in fibra di quarzo da 47 mm. I filtri sono stati pretrattati per 3 ore a  $850^\circ\text{C}$  per eliminare tutte le impurità, sono quindi stati posti in essiccatore a temperatura

ambiente prima di essere pesati, sono poi stati conservati a  $20^\circ\text{C}$  fino all'utilizzo. Dopo il campionamento sono stati posti in essiccatore per 24 ore e nuovamente pesati per determinare la massa del PM.

Il campionamento è iniziato subito dopo la carica del combustibile e si è arrestato quando l'ultima carica del ciclo si è esaurita.

Sono inoltre stati condotti dei test sulla stufa avanzata con campionamento simultaneo delle polveri a caldo, cioè all'uscita dalla camera di combustione prima della diluizione, e a freddo, cioè dopo la diluizione dei fumi, per determinare l'influenza delle condizioni di campionamento sui fattori di emissione. Questi test sono stati condotti seguendo il metodo "Austriaco-Tedesco", come descritto nel documento UNI CEN EN TS 15883.

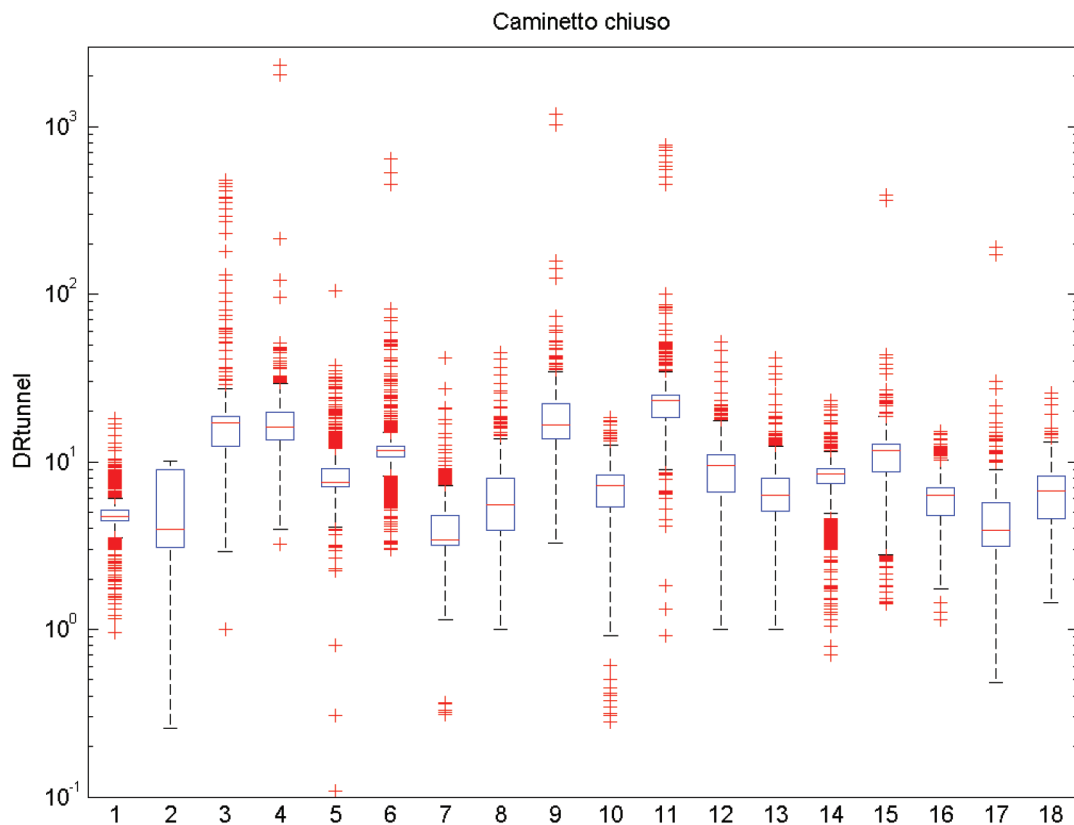


Figura 4 – Rapporto di diluizione nel tunnel durante le prove sul caminetto chiuso

### 2.5.3 IPA e diossine

Per il campionamento di IPA e diossine si è fatto riferimento ai metodi ISO 11338-1 e UNI EN 1948-1 (2006). Il sistema di campionamento è uguale per entrambi gli inquinanti ed è costituito da una linea di prelievo composta da una sonda in titanio riscaldata e termostata a 120°C, corredata di portacampione per l'alloggiamento del filtro di raccolta del materiale particolare, tubo di Darcy per la misura della pressione differenziale e termocoppia per la rilevazione della temperatura dei fumi.

In serie al dispositivo di filtrazione si sono collegati:

- un sistema di refrigerazione a ricadere dotato di serbatoio per la raccolta della condensa mantenuto a +2°C;
- una trappola contenente materiale adsorbente (schiuma poliuretana PUF) per la fissazione della frazione non condensabile;
- una centralina di aspirazione dei fumi in grado di assicurare il campionamento in condizioni isocinetiche.

I filtri e i PUF sono stati estratti insieme, gli estratti sono stati quindi concentrati a piccolo volume e ri-

uniti con la condensa in un unico campione analizzato mediante gascromatografia interfacciata alla spettrometria di massa ad alta risoluzione.

I campioni di IPA sono stati analizzati per benzo(a)pirene (B(a)P), benzo(b)fluorantene (B(b)F), benzo(k)fluorantene (B(k)F) e indeno(1,2,3cd)pirene (IP).

### 2.6 Validazione dei dati

La base dei dati elaborati è costituita, oltre che dalle concentrazioni di inquinanti in emissione, anche dai dati relativi alla modalità della combustione e alle caratteristiche dei fumi, quali portata, tenore di O<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub>, temperatura dei fumi, temperatura ambiente, peso del combustibile.

I dati elementari, misurati in continuo ogni 5 secondi, sono stati controllati al fine di eliminare singoli dati anomali. I criteri per la validazione sono stati:

- eliminazione di tutti i valori di concentrazioni di ossidi di azoto (NO<sub>x</sub>), monossido di carbonio (CO) e COVNM che risultano negativi o nulli, o che rappresentano valori molto elevati per periodi molto limitati (es. di pochi secondi); questi valori non sono ritenuti validi per malfunzionamento del sistema di campionamento o misura;



- eliminazione dell'intero set di dati in corrispondenza di valori non regolari del tenore di ossigeno, ossia prossimi al valore di 20,9%, o quando i valori di ossigeno aumentavano in pochissimi secondi;
- eliminazione di alcuni dati di peso (ad esempio per la stufa avanzata) per malfunzionamenti della bilancia.
- Questo tipo di validazione ha permesso di eliminare i dati anomali, di norma corrispondenti a picchi molto accentuati dei valori di concentrazione (DIIAR 2012; Ferrazzi, 2013). Nel complesso sono stati eliminati circa il 2% dei circa 477.000 dati elementari disponibili delle concentrazioni degli inquinanti in apparecchi manuali (2,13% per CO, 2,16 per COVNM, 1,86% per NOx), e circa lo 0,14% dei circa 6900 dati disponibili per apparecchi a pellet.

## 2.7 Calcolo dei fattori di emissione

I fattori di emissione (FE) possono essere calcolati tramite la media delle concentrazioni nei fumi della sostanza emessa e la media della portata volumetrica dei fumi in relazione alla quantità di combustibile utilizzato ( $\text{g kg}^{-1}$  combustibile), o in relazione all'energia in ingresso al processo ( $\text{g MJ}^{-1}$ ). La prima metodologia funziona bene per combustioni stabili con una portata volumetrica costante; per combustioni irregolari come quelle ottenute in apparecchi manuali, in cui la combustione varia nelle diverse fasi, si possono avere deviazioni rispetto alla media. In questo caso i FE possono essere calcolati istante per istante basandosi sui valori di concentrazioni osservati pesati sul volume specifico dei fumi prodotti, secondo la relazione:

$$FE = \frac{1}{n} \sum_i c_i \cdot V_{spec,i} \cdot PCI^{-1} \cdot 10^3 \quad (2)$$

Dove:

FE = fattore di emissione ( $\text{g GJ}^{-1}$ )

$c_i$  = concentrazione di inquinante osservata ( $\text{g m}^{-3}$ ) all'istante  $i$  di  $n$  osservazioni

$V_{spec,i}$  = volume di gas secco prodotto per kg di combustibile secco ( $\text{m}^3 \text{kg}_{\text{combustibile}}^{-1}$ )

PCI = potere calorifico inferiore ( $\text{MJ kg}_{\text{combustibile}}^{-1}$ ).

Se il contenuto di  $\text{CO}_2$  nei fumi è noto, il volume di gas secco prodotto per kg di combustibile secco può essere calcolato con l'Eq. (3) assumendo una combustione completa (Van Loo e Koppejan, 2008):

$$V_{spec,i} = X_C V_{mol} / (M_C \cdot CO_{2i}) \quad (3)$$

dove:

$X_C$  = contenuto di carbonio nel combustibile ( $\text{kg}_C \text{kg}_{\text{combustibile}}^{-1}$ )

$V_{mol}$  = volume molare del gas (22,4 l NTP)

$M_C$  = peso atomico del carbonio (12  $\text{g mol}^{-1}$ )

$CO_{2i}$  = concentrazione di  $\text{CO}_2$  nei fumi all'istante  $i$  (%v di gas secco)

Per il PM il fattore di emissione è stato determinato in accordo con la norma NS 3058-2, che definisce il metodo del tunnel di diluizione. Il particolato, campionato a temperatura ambiente, viene determinato per via gravimetrica e riproporzionato ai  $\text{m}^3$  campionati e alla portata dei fumi utilizzando la seguente relazione semiempirica che quantifica il valore in  $\text{g h}^{-1}$  (Eq. 4):

$$E_{ad} = 1,82 \cdot \left( \frac{m_n}{1000 \cdot V_m} \cdot Q_{ad} \right)^{0,83} \quad (4)$$

dove:

$E_{ad}$  = emissione di PM in  $\text{g h}^{-1}$ ;

$m_n$  = quantità di PM raccolta (mg)

$V_m$  = volume di gas campionato su base secca ( $\text{dm}^3$  in condizioni standard, 760 mmHg e 273 K)

$Q_{ad}$  = portata media de fumi nel tunnel di diluizione ( $\text{dm}^3 \text{h}^{-1}$  in condizioni standard, 760 mmHg e 273 K)

Per ottenere il fattore di emissione in  $\text{g GJ}^{-1}$  si è utilizzato il PCI e la portata di combustibile misurata, secondo la formula:

$$FE = \frac{E_{ad}}{PCI \cdot Q_{comb}} \cdot 1000 \quad (5)$$

dove:

$Q_{comb}$  = portata del combustibile ( $\text{kg h}^{-1}$ ).

## 2.8 Analisi statistica

Al fine di verificare la dipendenza dei FE da diversi parametri si è avvalsi dei FE medi con i relativi intervalli di confidenza al 95% (bootstrap). L'effettiva sussistenza di una differenza statisticamente significativa tra i FE medi per ciascun parametro che potenzialmente può influire sulle emissioni è stata indagata attraverso rappresentazione grafica delle medie ed i relativi intervalli di confidenza. La differenza tra i FE medi è rilevante da un punto di vista statistico solo laddove non vi è sovrapposibilità delle barre indicatrici degli intervalli di confidenza al 95% della media.

### 3. RISULTATI

Le Tabelle 2 e 3 mostrano un quadro riassuntivo dei fattori di emissione medi per singolo apparecchio, mentre il dettaglio dei risultati per tipo di ciclo o tipo di IPA è mostrato nelle Tabelle MS3-MS7 nel materiale supplementare. Figure 5 e 6 mostrano i FE medi ed i relativi intervalli di confidenza al 95% rispettivamente per le diverse essenze e per i diversi cicli.

Nelle successive elaborazione dei risultati sono trattati separatamente gli inquinanti gassosi – misurati in continuo – ed il particolato, per il quale è disponibile una unica misura per ciascun ciclo di campionamento.

#### 3.1 Materiale particolato

I FE più elevati di PM sono stati misurati per il caminetto aperto, con valori in media superiori di quasi 3 volte a quelli del caminetto chiuso, stufa tradizionale e stufa avanzata. Gli apparecchi a pellets mostrano FE di emissione ancora inferiori.

In Figura 7 è mostrato un quadro riassuntivo dei FE del PM per le diverse essenze legnose, suddivisi per tipo di apparecchio.

Dal grafico si deduce che l'essenza legnosa ha una influenza variabile sui livelli emissivi, e che altri fattori hanno un'influenza più rilevante; ad esempio, l'essenza di tipo 'softwood' (abete), dalla quale ci si attendevano sulla base delle risultanze di letteratura (Meyer, 2012) le concentrazioni più elevate, non per tutti gli apparecchi è quella con il maggiore fattore di emissione. Gli intervalli di confidenza al 95% delle medie si sovrappongono ad indicazione che i FE ottenuti con diverse essenze legnose appartengono ad un'unica serie: non vi è cioè alcuna differenza statistica tra i valori ottenuti con legna di diverso tipo (Figura 5). L'influenza del tipo di ciclo, A o B (con sovraccarico finale dell'apparecchio) sulle emissioni di PM è mostrata in Figura 8 e nella Tabella MS4 (materiale supplementare).

L'apparecchio più sensibile al tipo di ciclo applicato è la stufa avanzata, per la quale si ha un aumento del 50% nelle emissioni medie nel ciclo B rispetto al ciclo A.

Per gli altri due apparecchi (stufa tradizionale e caminetto chiuso), la variazione del tipo di ciclo aumenta in misura maggiore la mediana, ad indicare che i cicli di tipo B, che come detto meglio rappresentano condizioni reali, sono caratterizzati statisticamente dalla presenza di valori più alti.

Per quanto riguarda gli apparecchi ad alimentazione automatica, in Figura 9 è mostrata l'influenza

del tipo di pellet utilizzato (certificato o non certificato).

Come si può notare, l'influenza del tipo di pellet utilizzato è notevole: in particolare, per le stufe a pellet il fattore di emissione medio passa da 67 g GJ<sup>-1</sup> a 150 g GJ<sup>-1</sup>, mentre per la caldaia a pellet si passa da 20 g GJ<sup>-1</sup> a 100 g GJ<sup>-1</sup>. L'aumento delle emissioni di PM nei pellet con alti livelli di ceneri è collegato anche al processo di combustione meno efficiente, come indicato dai maggiori FE di CO e NMHC, e da inferiori livelli di NOx.

Per ciascun apparecchio sono stati effettuati due cicli di misura delle frazioni fini (PM2.5, PM10). Le percentuali PM2.5/PM e PM10/PM misurate per i diversi apparecchi (Tabella 4) sono quasi tutte congruenti con i dati di letteratura (EEA, 2013), che mostrano una netta predominanza della frazione fine (con percentuali PM2.5/PM nettamente superiori al 90%), ad eccezione di un ciclo del caminetto chiuso ed uno della stufa avanzata (valori di PM2.5/PM tra l'80% ed il 89%), e dei cicli della caldaia a pellet, in cui uno dei due rapporti PM2.5/PM è risultato pari al 65%.

#### 3.2 Inquinanti gassosi

Per gli inquinanti gassosi misurati (CO, NOx, COVNM) si è provveduto al calcolo dei FE a partire dai dati di concentrazione misurati in continuo. Le emissioni medie per ciclo dei quattro apparecchi a carica manuale utilizzando cinque essenze diverse sono rappresentate in forma grafica in Figura 10. La figura mostra la mediana, massimo, minimo, il range interquartile (la differenza tra il 75° e il 25° percentile).

Le emissioni gassose da apparecchi a carica manuale sono altamente variabili durante il funzionamento, con picchi di emissioni di prodotti di combustione incompleta in corrispondenza della ricarica di combustibile. Gli apparecchi automatici invece mostrano livelli emissivi relativamente costanti, con FE di CO e NMHC due ordini di grandezza inferiori a quelli dei sistemi a carica manuale. Per gli NOx la tipologia di apparecchio ha un effetto minore.

Si nota in Figura 5 che, ad eccezione della quercia nel caso delle emissioni di CO e la robinia nel caso degli NOx, gli intervalli di confidenza al 95% delle medie dei fattori di emissione sono sovrapposti ad, indicare un'influenza statisticamente non significativa delle diverse essenze legnose sulle emissioni degli inquinanti gassosi. Nel caso studiato la maggiore formazione degli NOx durante la combustione di robinia non è spiegabile col fatto che la formazione di NOx negli apparecchi di

Tabella 2 – Fattori di emissione medi per macroinquinanti

	Apparecchio	numero di prove	intervallo di confidenza al 95%		
			FE medio sperimentale	inferiore	superiore
CO (g GJ <sup>-1</sup> )	caminetto aperto	15	5048		
	caminetto chiuso	18	4471	4417	5828
	stufa tradizionale	15	7681	3949	5030
	stufa avanzata	15	6232	6059	11131
	stufa a pellets	6	88	4885	7829
	caldaia a pellets	2	350	73	108
NOx (g GJ <sup>-1</sup> )	caminetto aperto	15	134		
	caminetto chiuso	18	120	121	148
	stufa tradizionale	15	100	105	140
	stufa avanzata	15	132	91	110
	stufa a pellets	6	60	99	182
	caldaia a pellets	2	71	32	90
COVNM (g GJ <sup>-1</sup> )	caminetto aperto	15	1011		
	caminetto chiuso	17	548	853	1219
	stufa tradizionale	15	243	445	677
	stufa avanzata	12	366	197	352
	stufa a pellets	6	9,0	266	701
	caldaia a pellets	2	1,0	3,0	17
PM (g GJ <sup>-1</sup> )	caminetto aperto	15	512	434	611
	caminetto chiuso	15	183	152	219
	stufa tradizionale	15	178	140	225
	stufa avanzata	15	143	120	176
	stufa a pellets	6	109	75	139
	caldaia a pellets	6	61	30	103

Tabella 3 – Fattori di emissione medi per inquinanti organici in traccia aggiungere (mg GJ<sup>-1</sup>)

Apparecchio	numero di prove	B(a)P	B(b)F	B(k)F	IP
caminetto aperto	5	20	25	8,5	12
caminetto chiuso	10	14	16	9,0	9,2
stufa tradizionale	8	122	200	64	97
stufa avanzata	7	152	198	95	99
stufa a pellets	2	1,5	4,0	1,5	1,1
caldaia a pellets	2	0,06	0,07	0,05	0,03

combustione a scala piccola è maggiormente dovuta all'ossidazione del char (residui solidi dopo la devolatizzazione) (van Loo e Koppejan, 2008) quindi al contenuto di azoto del combustibile, in quanto l'essenza con il più alto tenore di azoto è l'abete (N= 0,72%<sub>secco, senza ceneri</sub>) mentre quello della robinia è circa 0,44%<sub>secco, senza ceneri</sub>. Per quanto riguarda i COVNM, il confronto degli intervalli di confidenza mostra invece che non vi è alcuna differenza statistica tra i valori ottenuti con legna di diverso tipo.

Come per il PM, l'influenza del tipo di pellet utilizzato è particolarmente marcata, in particolare per le stufe a pellet (Figura 11), che vede per il pellet certificato migliori condizioni di combustione evi-

denziate da minore emissione di CO e maggiore emissione di NOx rispetto all'utilizzo del pellet non certificato. In tutti e due i casi le emissioni di CO e COVNM sono molto basse rispetto agli apparecchi a carica manuale, come del resto per il PM.

Per quanto riguarda l'influenza del tipo di ciclo (Tabella MS4-MS5), l'apparecchio più sensibile al tipo di ciclo applicato è la stufa avanzata con, aumenti per più di 50% nel caso di CO e COVNM passando dal ciclo A ai cicli B. Non si evidenziano comunque differenze statisticamente significative tra i cicli reali A e B considerando l'insieme degli apparecchi manuali (Figura 6). La differenza tra i FE medi è rilevante solo nel caso delle emissioni

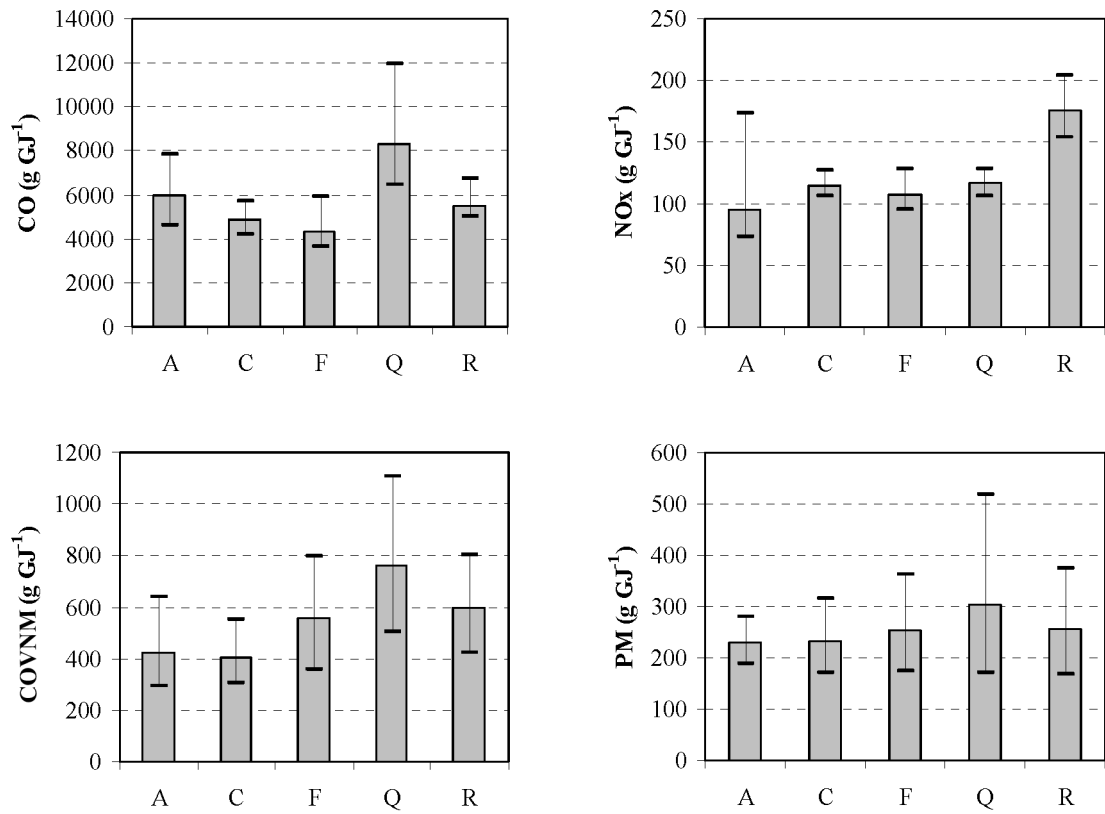


Figura 5 – Fattori di emissione medi con e relativi intervalli di confidenza al 95% per CO, NO<sub>x</sub>, COVNM e PM per tipo di essenza legnosa (A: abete, C: carpino, F: faggio, Q: quercia, R: robinia)

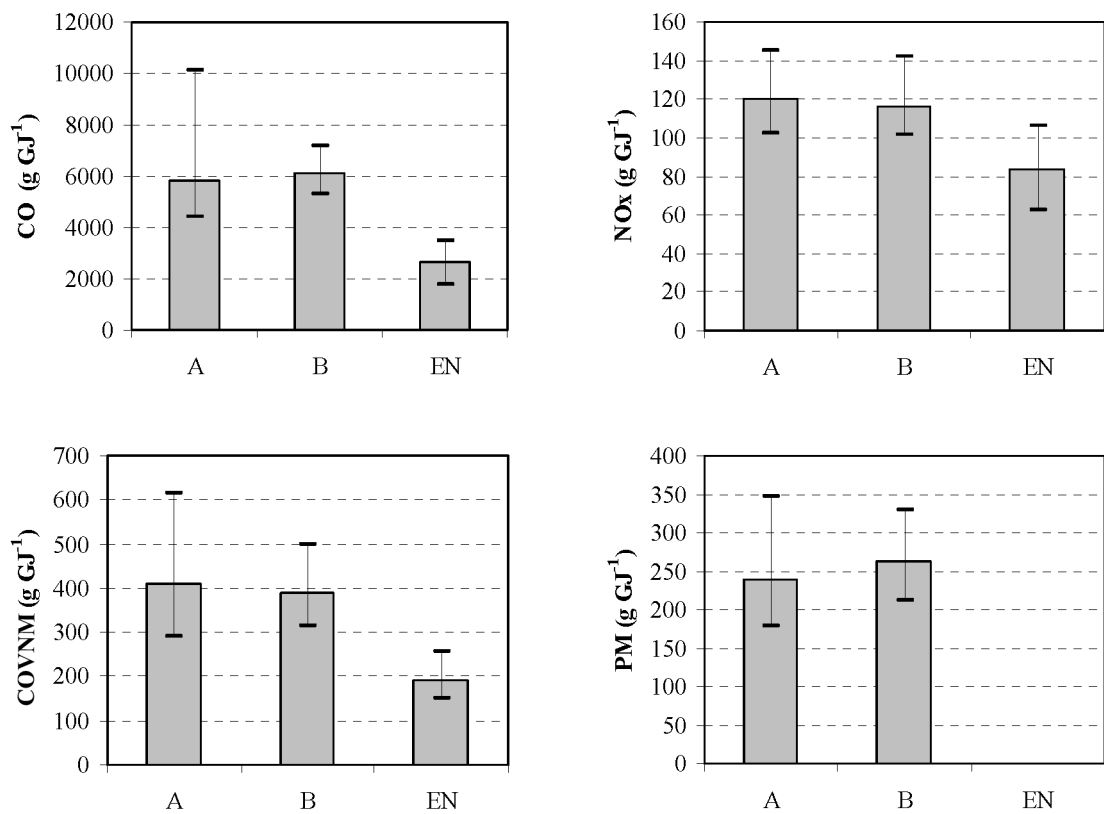


Figura 6 – Fattori di emissione medi con e relativi intervalli di confidenza al 95% per CO, NO<sub>x</sub>, COVNM e PM per diversi cicli (A: ciclo A, B: ciclo B, EN: ciclo EN)

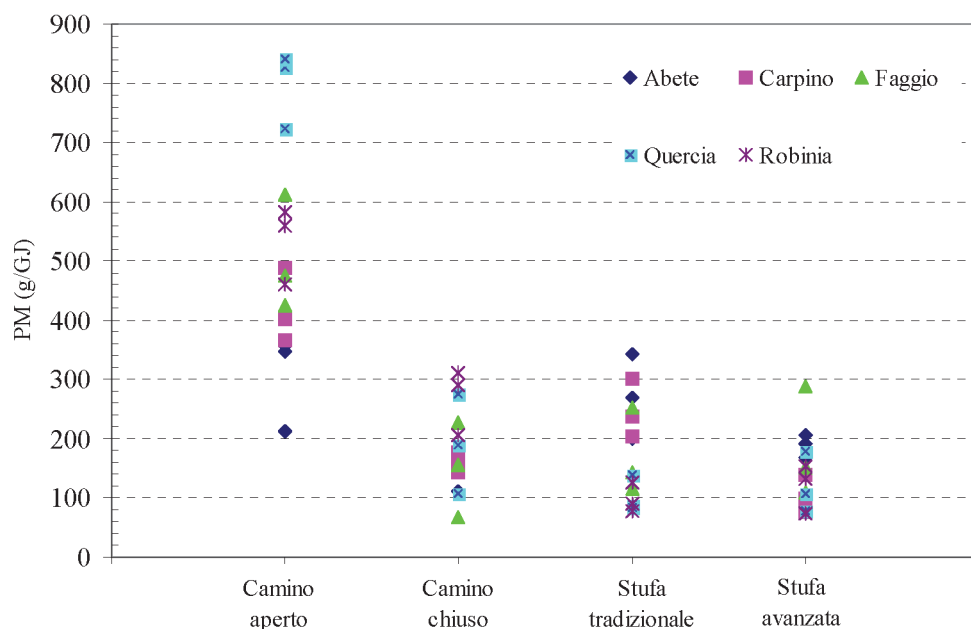


Figura 7 – Fattori di emissione di PM per tipo di apparecchio ed essenza legnosa

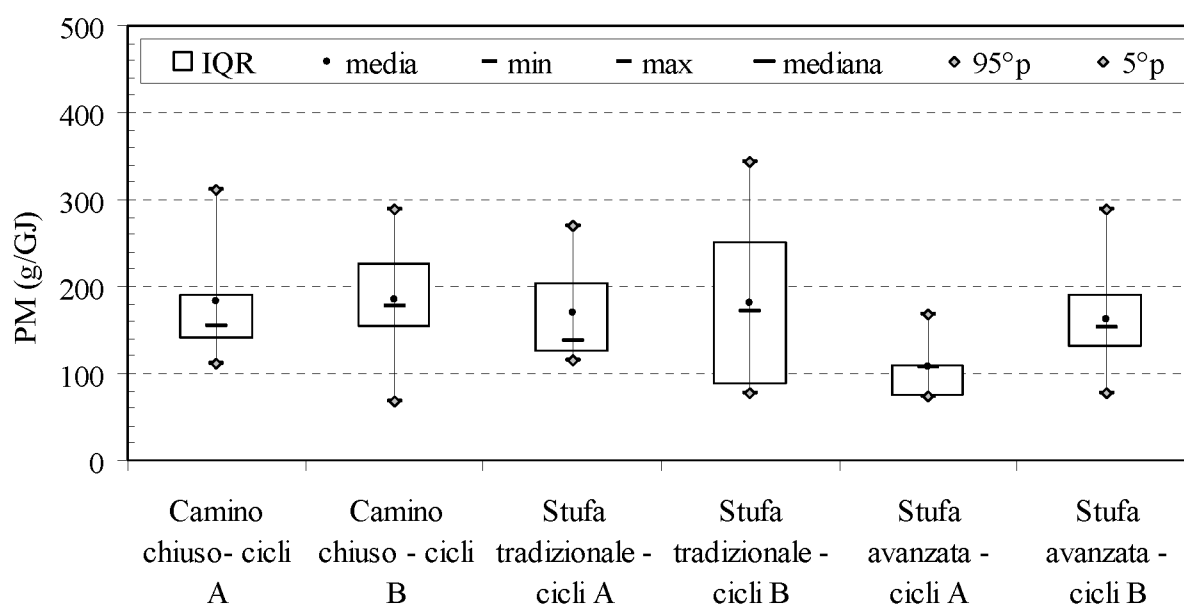


Figura 8 – Fattori di emissione di PM per caminetto chiuso, stufa tradizionale e stufa avanzata – cicli “A” e “B”: mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR)

di CO da stufa avanzata (Figura MS1 nel materiale supplementare). Il confronto dei risultati con il ciclo EN mostra invece un incremento delle emissioni di circa 2 volte per il CO e NMHC, e 1.4 volte per le emissioni di NOx.

### 3.3 Inquinanti organici in traccia

Per quanto riguarda le emissioni di IPA, sono disponibili in totale i dati relativi a 34 prove per le

diverse tipologie impiantistiche (Tabella MS7), i cui valori medi sono riportati in Tab. 3.

Il rapporto tra le concentrazioni misurate nelle diverse tipologie di apparecchio è più o meno la stessa per i quattro diversi composti considerati: benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene. Sorprendentemente, per il benzo(a)pirene (Figura 12) il caminetto chiuso presenta lo stesso intervallo di valori riscontrati per il caminetto aperto, ben al di sotto

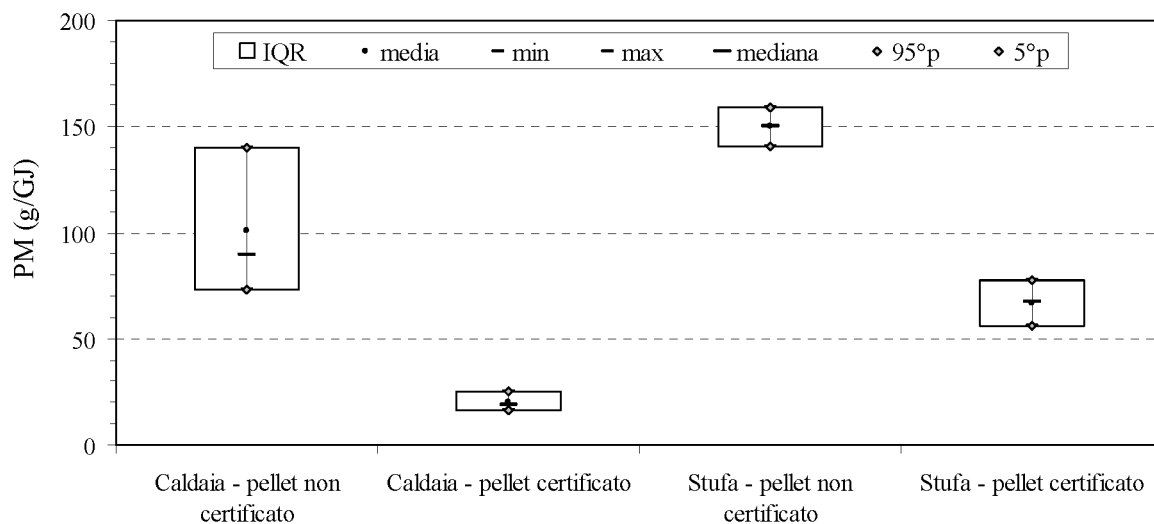


Figura 9 – Stufa e caldaia a pellet – influenza del tipo di pellet sul fattore di emissione del PM: mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR)

Tabella 4 – PM10/PM e PM2.5/PM misurato per le diverse tipologie di apparecchi

Apparecchio	Prova	PM10/PM (%)	PM2.5/PM (%)
Camino aperto	1	99,4	96,6
	2	97,4	94,1
	Media	98,4	95,4
Camino chiuso	1	98,7	96,0
	2	86,6	85,6
	Media	92,6	89,3
Stufa tradizionale	1	97,6	96,5
	2	98,5	96,7
	Media	98,1	96,6
Stufa avanzata	1	96,2	91,8
	2	94,1	85,6
	Media	95,2	88,7
Stufa a pellet	1	97,0	94,0
	2	99,3	98,7
	Media	98,2	96,3
Caldaia a pellet	1	85,0	65,0
	2	88,1	74,3
	Media	86,6	69,6
Media complessiva		94,8	89,3
Mediana		97,2	94,1

delle emissioni misurate per le stufe; per queste ultime non si rilevano variazioni significative tra la stufa tradizionale e la stufa avanzata.

Sono stati registrati alcuni FE molto elevati (ad esempio, per carpino nella stufa tradizionale, e per abete nella stufa avanzata) in alcune prove con una difficile fase di accensione. Ripetendo le prove con lo stesso dispositivo e tipo di combustibile sono stati misurati FE inferiori di un ordine di grandezza.

Per gli apparecchi a pellet – ed in particolare per la caldaia – si riscontrano valori estremamente bassi (p.es.: per il benzo(a)pirene inferiori ai 2 mg GJ<sup>-1</sup> per tutte le misure effettuate su apparecchi a pellet).

Per le diossine le due misure effettuate sul camino chiuso, per un ciclo di combustione del faggio ed uno dell'abete, mostrano un valore molto più elevato per l'abete (170 ng I-TEQ GJ<sup>-1</sup>) rispetto al faggio (77 ng I-TEQ GJ<sup>-1</sup>).

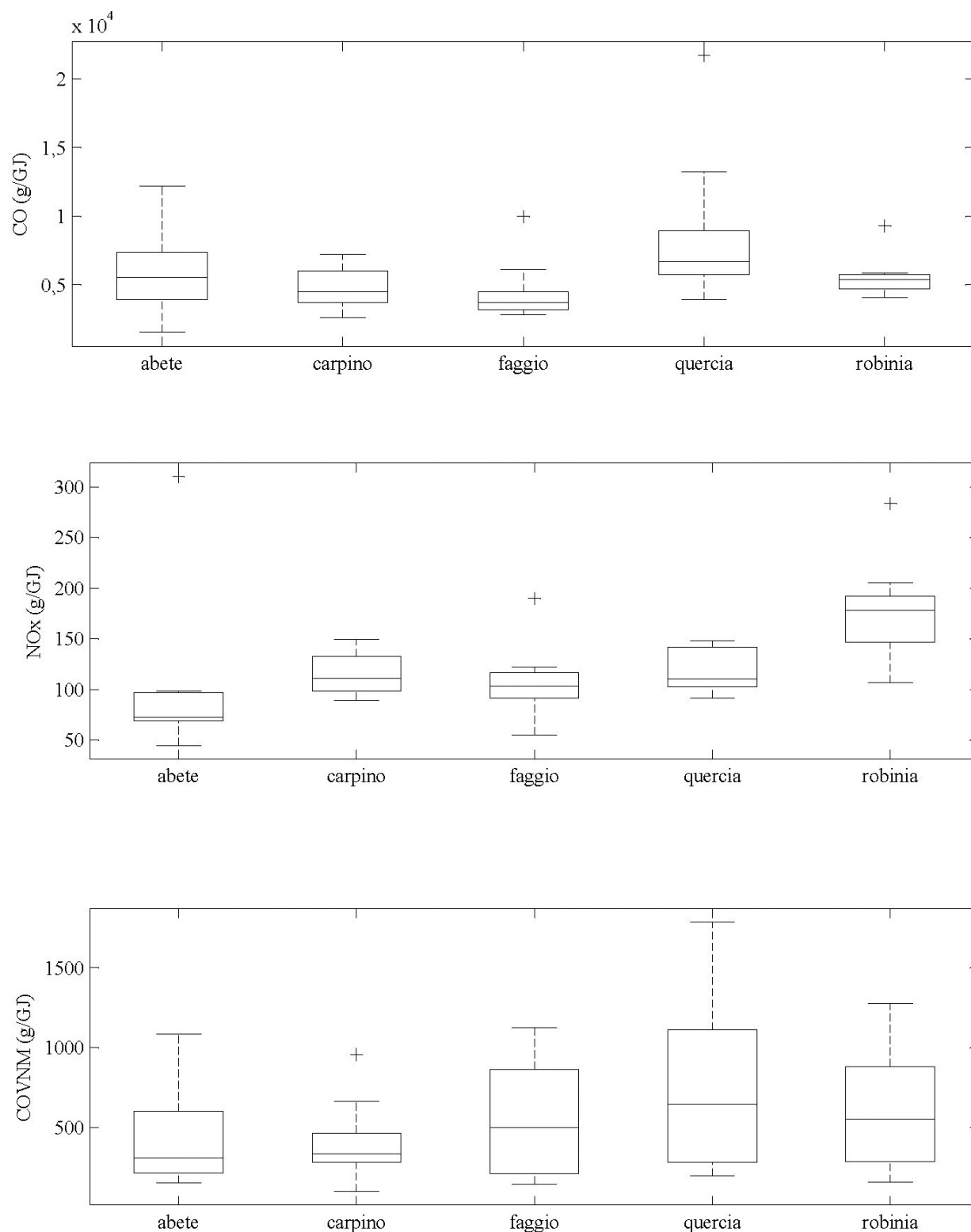


Figura 10 – Fattori di emissione di CO, NOx e COVNM per tipo di essenza legnosa

### 3.4 Influenza delle condizioni di campionamento

Al fine di verificare l'effetto delle condizioni di campionamento, le misure del PM durante i cicli EN sono state effettuate con un campionamento

del PM "a caldo", ossia nel gas di scarico caldo prima del tunnel di diluizione, riproducendo quindi le condizioni di carico e di campionamento previste da alcune norme nazionali.

I corrispondenti FE sono risultati generalmente in-

feriori a quelli misurati con tunnel di diluizione e con cicli di carico “reali” A e B (Figura 13). I FE misurati con tunnel di diluizione e con cicli reali sono risultati infatti superiori di 1,5 volte per il camino aperto, di 4 volte per il camino chiuso e la stufa tradizionale, di 11 volte per la stufa avanzata. È un fatto noto che il tunnel di diluizione comporta la conversione a PM delle specie condensabili, che sono presenti in forma gassosa nei gas caldi, aumentando la concentrazione complessiva misurata del PM (Nussbaumer et al, 2008). Le differenze osservate possono essere associate quindi all’effetto combinato sia dei maggiori livelli di COVNM durante i cicli di vita reali che alla maggiore conversione da gas a particolato quando il gas di scarico è diluito e raffreddato. La minore differenza riscontrata tra i due fattori di emissioni nel caso del camino aperto è probabilmente dovuta al fatto che i fumi prodotti da questo tipo di apparecchio sono già altamente diluiti e raffreddati, quindi in condizioni molto simile a quelle che si verificano nel tunnel di diluizione; va notato che le temperature rimangono comunque differenti, circa 100° C nei fumi del caminetto aperto e circa 35 ° C nel tunnel di diluizione.

Per comprendere meglio l’influenza delle sole condizioni di campionamento, sono state effettuate alcune misure simultanee nei fumi caldi e diluiti della stufa avanzata alimentata con legno di faggio con un ciclo EN. Si nota in Figura 13 come in queste prove i FE del PM diluiti sono in media 4 volte quelli a caldo, confermando che le condizioni

di campionamento possono influenzare sostanzialmente i FE di PM.

#### 4. CONFRONTO FRA I RISULTATI DELLA SPERIMENTAZIONE E I DATI DI LETTERATURA

Il risultati della sperimentazione per i diversi inquinanti considerati sono stati confrontati con i valori medi e gli intervalli di confidenza proposti dall’ Atmospheric Emission Inventory Guidebook - AEIG (EEA, 20013), utilizzato come riferimento per gli inventari locali e nazionali in Europa (Figura 14). Si può notare come per gli inquinanti gassosi i FE rilevati nella campagna di misura siano mediamente inferiori ai valori medi suggeriti dall’AEIG, mentre l’intervallo dei dati misurati non si discosta in modo significativo dall’intervallo proposto dall’AEIG, che risulta congruente con i dati riportati in generale nella letteratura scientifica.

Nettamente inferiori risultano i FE medi di PM stimati per il camino chiuso, la stufa tradizionale e la stufa avanzata; i valori medi dei FE di PM misurati per la stufa a pellet sono invece lievemente superiori a quelli della letteratura.

Un fattore da considerare è il grado di umidità della legna: i campioni di legna utilizzati per la campagna sperimentale sono piuttosto secchi, con umidità inferiore al 10%, che corrisponde usualmente a due anni di stagionatura. Secondo diversi

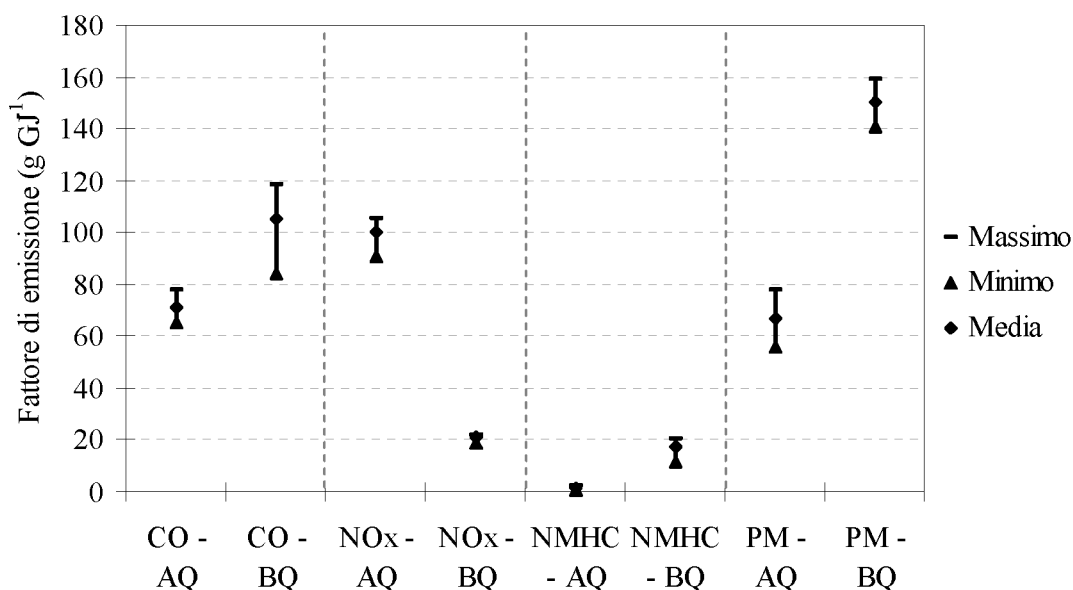


Figura 11 – Stufe a pellets: fattori di emissione di CO, NOx e COVNM per pellet di alta qualità (AQ) e di bassa qualità (BQ)



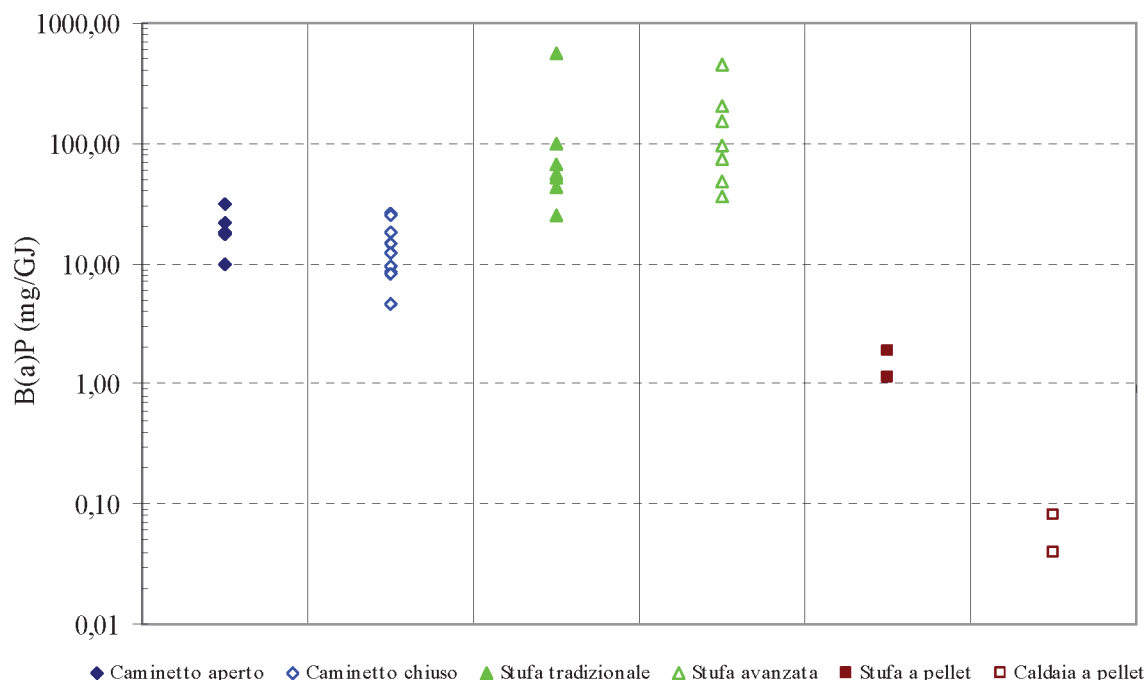


Figura 12 – Fattori di emissione di benzo(a)pirene misurate per diversi tipi di apparecchi

studi (Shen et al., 2013; Hays et al., 2003; Gras et al., 2002) un basso contenuto di umidità della legna può contribuire a determinare valori più bassi dei FE di PM, seppur l'effettiva rilevanza di questo fattore dovrebbe essere confermata con prove specifiche.

Contrariamente a quanto riportato in letteratura le emissioni più elevate si sono avute nei tre cicli di alimentazione con la quercia (essenza 'hardwood') e le più basse con l'abete (essenza 'softwood').

Per gli inquinanti CO, NO<sub>x</sub>, COVNM in molti casi le mediane dei dati disponibili sono simili ai valori medi proposti dall'AEIG. Mentre per IPA i valori medi misurati sono inferiori a quelli proposti dall'AEIG (Tab. SM7), per le diossine i due soli valori misurati rientrano negli intervalli di letteratura.

## 5. CONCLUSIONI

La campagna sperimentale condotta ha reso disponibile una grande quantità di dati di fattori di emissione, relativi ai più diffusi tipi di apparecchi di combustione e di biomassa legnosa oggi utilizzati in Italia, in diverse condizioni di carico del combustibile e con diverse modalità di misura del particolato.

Il database e i valori medi dei FE costituiscono un utile supporto per la realizzazione delle stime delle emissioni in atmosfera dalla combustione domestica della biomassa negli inventari locali e nazionali

in Italia. Si tratta di stime caratterizzate da notevoli incertezze, la principale delle quali è proprio legata alla scelta dei fattori di emissione; scelta non agevole perché, come visto in precedenza, molti sono i fattori che influiscono sulla variabilità e l'incertezza dei dati.

Riguardo ai tipi di combustibile, la sperimentazione ha considerato i tipi di legna più diffusi, pur se non sono disponibili dati statistici affidabili sull'uso dei diversi tipi di legna a livello nazionale; l'influenza del tipo di legna sui FE medi è ridotta e non significativa dal punto di vista statistico per il PM, mentre maggiori emissioni di CO e NO<sub>x</sub> sono state rilevate rispettivamente per quercia e robinia. Non va infine dimenticato che in condizioni reali è frequente l'introduzione, nei piccoli apparecchi a biomassa, di giornali e legname contaminato con sostanze di diversa natura, il cui effetto sulle emissioni è per ora di difficile quantificazione.

Un elemento di criticità delle misure condotte è legato all'umidità della legna utilizzata, tra il 9 ed il 10%, indice quindi di una legna molto secca che si può ottenere con due anni di buona stagionatura: si tratta di caratteristiche che difficilmente possono considerarsi rappresentative di un dato medio italiano.

Un aspetto innovativo è il protocollo di carico del combustibile utilizzato nel corso della campagna per gli apparecchi ad alimentazione manuale, definito a seguito di una campagna di misura in campo della temperatura di combustione, che ha inteso

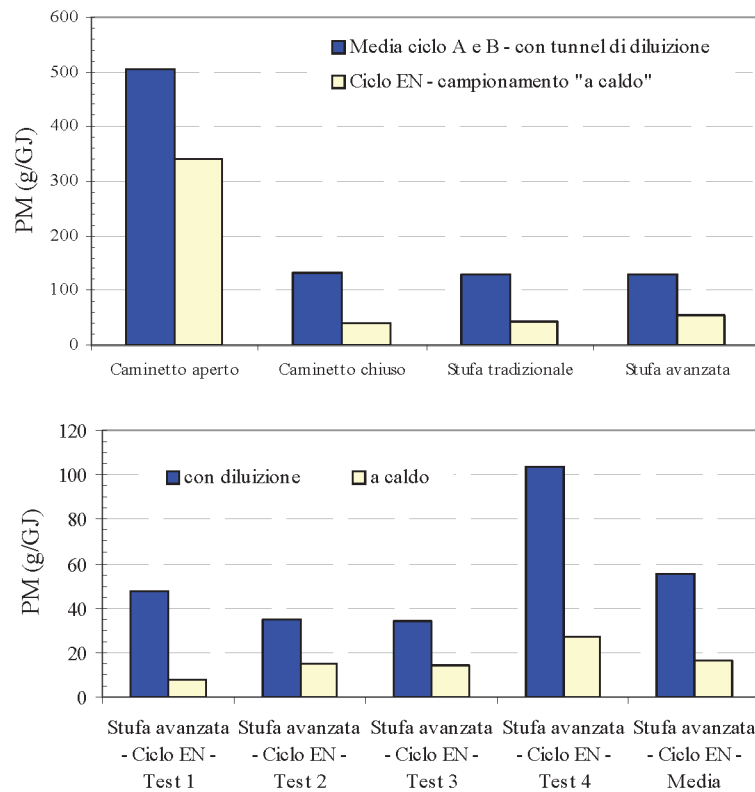


Figura 13 – Confronto fra i fattori di emissione di PM (g GJ<sup>-1</sup>) in diversi cicli e condizioni di misura. In alto: con tunnel di diluizione, cicli A e B e cicli EN. In basso: cicli EN, con tunnel di diluizione e “a caldo”

riprodurre nel modo il più possibile accurato l'utilizzo reale degli apparecchi nelle abitazioni. Questo ha portato ad esempio a considerare frequenze medie di ricarica del combustibile molto più basse rispetto a quanto suggerito nel manuale d'uso degli apparecchi, ed utilizzato nei protocolli standard di misura (UNI EN 13229, UNI EN 13240). Pur se il ruolo del ciclo di carico merita di essere ulteriormente studiato, il presente studio conferma la sua influenza sui fattori di emissione.

La ricerca ha inoltre confermato l'importanza del campionamento a freddo, tramite tunnel di diluizione delle emissioni di polveri. Pur tenendo conto degli inevitabili margini di incertezza connessi ai metodi di misura delle emissioni delle polveri da piccoli impianti domestici, a causa della difficoltà del campionamento, della variabilità della portata e della diluizione dei fumi, le misure indicano come il campionamento a caldo conduce a importanti sottostime dei FE rispetto alla condizioni reali; nei fumi emessi dai piccoli apparecchi domestici, diluiti a basse temperature nell'atmosfera, si verifica la conversione a PM di parte dei composti organici volatili.

Nonostante la grande variabilità dei FE in relazione alle caratteristiche degli apparecchi, dall'analisi dei risultati emerge come le emissioni di CO,

COVNM, PM e B(a)P degli apparecchi a pellet sono molto basse rispetto a quelle degli apparecchi a carica manuale, nel caso dei composti tossici anche di un ordine di grandezza. Le elevate riduzioni delle emissioni possibili con il passaggio da apparecchi manuali ad automatici possono in parte essere attenuate nel caso di utilizzo di pellet di scarsa qualità (con elevato contenuto di ceneri e di sostanze inorganiche), a cui sono associate emissioni di PM e composti tossici nettamente superiori rispetto a quelle del pellet di alta qualità. Seppur la stufa avanzata è caratterizzata da fattori di emissioni medi lievemente inferiori per CO e PM, le maggiori emissioni di NO<sub>x</sub> e COVNM (precursori del particolato secondario), nonché la grande sensibilità delle stesse emissioni alle condizioni reali di conduzione dell'apparecchio non permettono di delineare un'effettiva differenza reale dagli altri apparecchi in termini di carico complessivo inquinante sull'ambiente.

## 6. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Bølling A K, Pagels J, Yttri K E et al. (2009) Health effects of residential wood smoke particles: the importance of combustion conditions and physicochemical particle properties. *Particle and Fibre Toxicology* 6, 29-48.

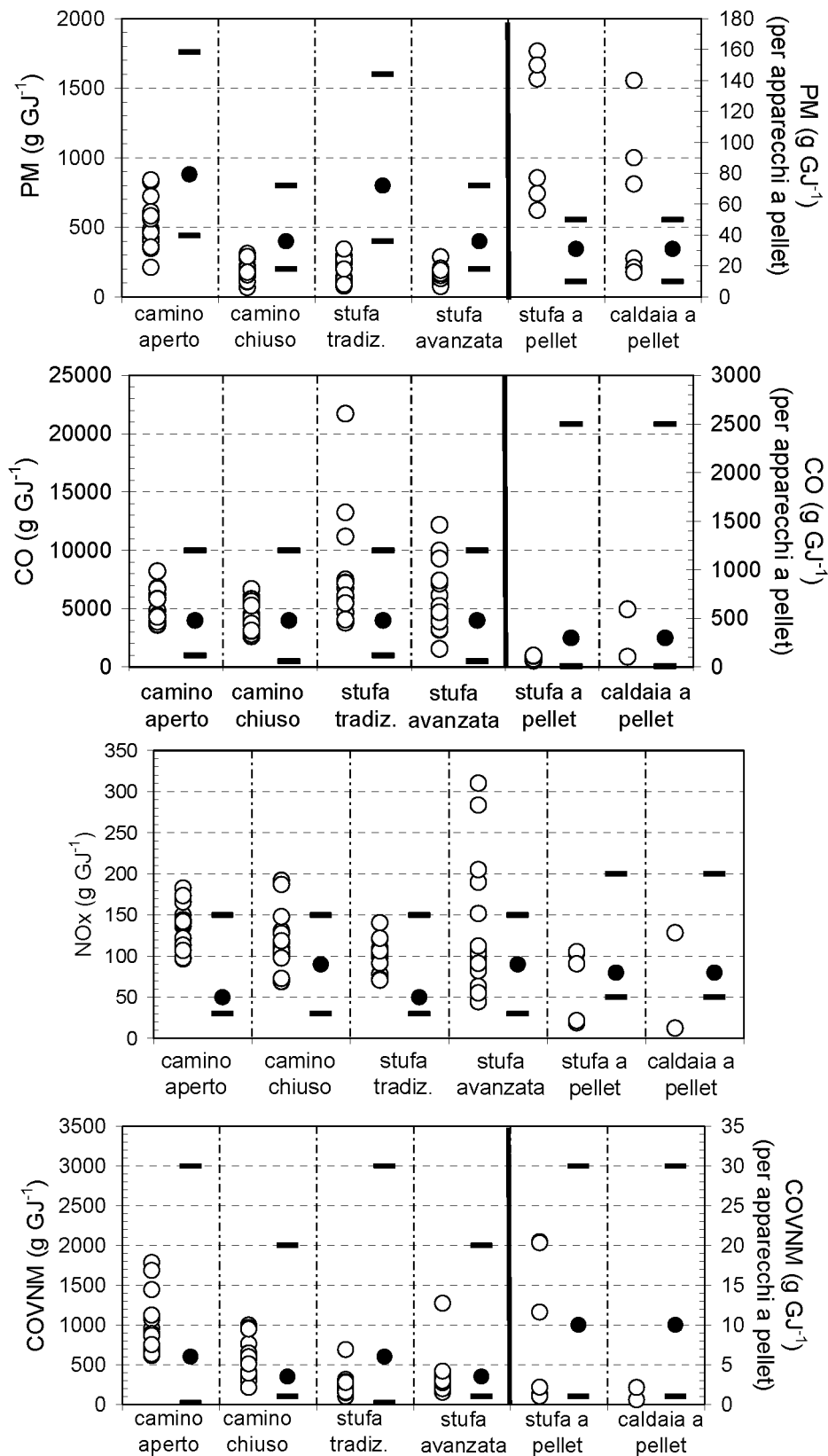


Figura 14 – Dati sperimentali del presente studio (cerchi bianchi) e confronto con i valori medi (cerchi neri) e gli intervalli di confidenza al 95% suggeriti dall'Atmospheric Emission Inventory Guidebook dell'EEA

- Caseiro A, Bauer H, Schmidl C et al. (2009) "Wood burning impact on PM10 in three austrian regions". *Atmospheric Environment* 43, 2186-2195
- Caserini S, Fraccaroli A, Monguzzi AM et al. (2007) New insight into the role of wood combustion as key PM source in Italy and in Lombardy region. 16th Annual International Emissions Inventory Conference "Emission Inventories: Integration, Analysis, and Communications" Raleigh, North Carolina, May 14 – 17
- Caserini S, Galante S, Ozgen S et al. (2013) A methodology for elemental and organic carbon emissions inventory and results for Lombardy region, Italy. *Science of the Total Environment*, 450–451, pp. 22–30.
- DIAR (2012) Stima delle emissioni dalla combustione domestica della legna e intervalli di incertezza. Politecnico di Milano, Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture Viarie, Rilevamento. Report n. 732.2102.11.51.
- EC DG TREN (2009) Preparatory studies for Eco-Design Requirements of EuPs (II) – Lot15 Solid Fuel Small Combustion Appliances – Task 3: Consumer behavior and local infrastructure.
- EEA (2013) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013 – 1.A.4. Small combustion. European Environmental Agency, [www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013](http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013) (accesso 11 luglio 2014)
- Ferrazzi R (2013) Analisi di fattori di emissione sperimentali nei cicli di combustione domestica della biomassa. Tesi di laurea. Politecnico di Milano, Scuola di Ingegneria Civile, Ambientale e Territoriale. A.A. 2012/2013
- Fuller GW, Sciare J, Lutz M et al. (2013) New Directions: Time to tackle urban wood burning? *Atmospheric Environment* 68, 295-296
- Gianelle V, Colombi C, Caserini S et al. (2013). Benzo(a) pyrene air concentrations and emission inventory in Lombardy region. *Atmospheric Pollution Research*, 4, 257-266.
- Gras J, Meyer C, Weeks I et al. (2002) Emissions from domestic solid fuel burning appliances (wood-heaters, open fireplaces). Technical Report No. 5 Environment Australia, March 2002 ISBN 0 6425 4867 6
- Hays MD, Smith ND, Kinsey J et al (2003) Polycyclic aromatic hydrocarbon size distributions in aerosols from appliances of residential wood combustion as determined by direct thermal desorption - GC/MS. *Journal of Aerosol Science* 34, 1061-1084
- Kupiainen K, Klimont Z (2007) Primary emissions of fine carbonaceous particles in Europe. *Atmospheric Environment*, 41, 2156–2170.
- Lanz VA, Alfara MR, Baltensperger U. et al (2008) Source attribution of submicron organic aerosols during wintertime inversions by advanced factor analysis of aerosol mass spectra. *Environ. Science and Technology* 42, 214-220
- Lavric ED, Konnov A, De Ruyck J (2004) Dioxin levels in wood combustion - a review. *Biomass and Bioenergy* 26, 115- 45
- Meyer NK (2012) Particulate, black carbon and organic carbon emissions from small-scale residential wood combustion appliances in Switzerland. *Biomass & Bioenergy* 36, 31-42
- Nussbaumer T, Klippel N, Johansson L (2008) Survey on measurements and emission factors on particulate matter from biomass combustion in IEA countries. 16th European Biomass Conference and Exhibition, 2-6 June 2008, Valencia, Spain.
- Nussbaumer T (2010) Overview on technologies for Biomass combustion and Emission Levels of Particulate Matter – prepared for Swiss Federal Office of Environment as a contribution to the Expert Group on Techno-Economic Issues (EGTEI) under the Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. [http://citepaax.alias.domicile.fr/forums/egtei/Nussbaumer\\_EGTEI-Report\\_final.pdf](http://citepaax.alias.domicile.fr/forums/egtei/Nussbaumer_EGTEI-Report_final.pdf) (accesso 11 luglio 2014)
- Ozgen S, Caserini S, Galante S et al., (2014) Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets. *Atmospheric environment*, 94, 144-153.
- Pastorello C, Caserini S, Galante S et al. (2011) Importance of activity data for improving the residential wood combustion emission inventory at regional level. *Atmospheric Environment* 45, 2869-2876
- Ravindra K, Sokhi R, Van Grieken R (2008) Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42, 2895-2921
- Shen G, Xue M, Wei S (2013) Influence of fuel moisture, charge size, feeding rate and air ventilation conditions on the emissions of PM, OC, EC, parent PAHs, and their derivatives from residential wood combustion. *Journal of Environmental Science* 25, 1808-1816.
- Standard Norge (1994) Norwegian Standard "Enclosed wood heaters. Smoke emission. Part 2: Determination of particulate emission".
- van Loo S, Koppejan J (2008) The handbook of biomass combustion and co-firing. Earthscan, London.

## RINGRAZIAMENTI

La ricerca è stata finanziata nell'ambito del progetto "Sviluppo, verifica e nuove applicazioni del sistema modellistico MINNI a supporto delle politiche di qualità dell'aria nazionali e dei piani e programmi di risanamento della qualità dell'aria regionali", finanziato dal Ministro dell'Ambiente, con la collaborazione dell'ENEA. Gli autori ringraziano per il supporto Massimo Berico e Antonella Malaguti (ENEA), Guido Lanzani, Elisabetta Angelino e Alessandro Marongiu (ARPA Lombardia)

Materiale supplementare è disponibile gratuitamente all'indirizzo [www.ingegneriadellambiente.org](http://www.ingegneriadellambiente.org)