



POLITECNICO DI MILANO
DIPARTIMENTO DI INGEGNERIA CIVILE ED AMBIENTALE
DOTTORATO IN INGEGNERIA AMBIENTALE E DELLE
INFRASTRUTTURE

**LA COMBUSTIONE DI BIOMASSA IN
PICCOLI IMPIANTI RESIDENZIALI:
EMISSIONI, INCERTEZZE, SCENARI DI
RIDUZIONE**

**Tesi di dottorato di:
Silvia Galante**

**Relatore:
Ing. Stefano Caserini**

**Tutor:
Prof. Stefano Cernuschi**

**Coordinatore del dottorato:
Prof. Ferdinando Sansò**

XXV Ciclo

LA COMBUSTIONE DI BIOMASSA IN PICCOLI IMPIANTI RESIDENZIALI: EMISSIONI, INCERTEZZE, SCENARI DI RIDUZIONE

SINTESI

ABSTRACT

PARTE 1 - LA COMBUSTIONE DI BIOMASSA IN PICCOLI IMPIANTI RESIDENZIALI

1. Introduzione

2. La combustione domestica della biomassa: aspetti ambientali

- 2.1. Combustione della biomassa e formazione di inquinanti
 - 2.1.1. Influenza delle caratteristiche della legna
 - 2.1.2. Influenza della tipologia di apparecchio e delle condizioni operative
 - 2.1.3. Influenza del ciclo di carico del combustibile
 - 2.1.4. Caratteristiche fisico-chimiche del particolato emesso – influenza delle condizioni di combustione
 - 2.1.5. Influenza delle modalità di campionamento sulla misura del particolato
 - 2.1.6. Emissioni di polveri ultrafini
- 2.2. Aspetti tossicologici
- 2.3. Combustione della legna ed emissioni climalteranti
- 2.4. Piccoli impianti a biomassa e incendi
- 2.5. L'evoluzione tecnologica in corso
 - 2.5.1. Ottimizzazione del processo di combustione
 - 2.5.2. Dispositivi per la rimozione a valle delle polveri

3. Fattori di emissione nella letteratura scientifica

- 3.1. Materiale particolato
- 3.2. Monossido di carbonio, ossidi di azoto, idrocarburi non metanici
- 3.3. Idrocarburi policiclici aromatici
- 3.4. Diossine (PCDD/F)
- 3.5. Black carbon (BC) e organic carbon (OC)

PARTE 2 - SPERIMENTAZIONE

4. Definizione dei cicli-tipo per gli apparecchi ad alimentazione manuale

- 4.1. La campagna di misura della temperatura di combustione
 - 4.1.1. Caldaia a legna
 - 4.1.2. Camino aperto

- 4.1.3. Camino chiuso
- 4.1.4. Stufa a legna
- 4.2. Definizione dei cicli di combustione - tipo
 - 4.2.1. Camino aperto
 - 4.2.2. Camino chiuso e stufa a legna

5. Descrizione della campagna sperimentale

- 5.1. Dati disponibili
- 5.2. Analisi dei cicli di combustione
 - 5.2.1. Camino aperto
 - 5.2.2. Camino chiuso
 - 5.2.3. Stufa tradizionale ed innovativa
 - 5.2.4. Apparecchi ad alimentazione automatica: stufa e caldaia a pellet
- 5.3. Incertezze nella stima dei fattori di emissione
 - 5.3.1. Inquinanti gassosi
 - 5.3.2. Materiale particolato
- 5.4. Test statistici

6. Risultati della sperimentazione – fattori di emissione

- 6.1. Materiale particolato
 - 6.1.1. Influenza del tipo di legna
 - 6.1.2. Influenza del tipo di ciclo
 - 6.1.3. Tipo di pellet
- 6.2. CO, NO_x e COVNM
 - 6.2.1. Influenza del tipo di legna
 - 6.2.2. Influenza del tipo di ciclo
 - 6.2.3. Tipo di pellet
- 6.3. Idrocarburi policiclici aromatici
- 6.4. Frazioni fini del PM: PM₁₀, PM_{2.5}
- 6.5. Misura a caldo del PM
- 6.6. PCDD/F

7. Analisi delle diverse fasi di combustione

- 7.1. Andamento dei parametri di combustione
- 7.2. Andamento dei fattori di emissione
- 7.3. Analisi della fase finale nei diversi tipi di ciclo

8. Confronto fra i risultati della sperimentazione e i dati di letteratura

- 8.1 Materiale particolato
 - 8.1.1 Quadro riassuntivo
 - 8.1.2 Caminetto aperto
 - 8.1.3 Caminetto chiuso
 - 8.1.4 Stufa a legna
 - 8.1.5 Stufa e caldaia a pellet
- 8.2 CO, NO_x, COVNM
- 8.3 IPA

PARTE 3 – INVENTARI EMISSIONI E SCENARI EMISSIVI

9. Stima delle emissioni dalla combustione domestica della biomassa

9.1 Individuazione dei fattori di emissione ottimali

9.1.1. Materiale particolato

9.1.2. CO, COVNM, NO_x

9.1.3. IPA e diossine

9.2 Stima dei consumi di biomassa

9.2.1. Consumi di biomasse legnose in Italia

9.2.2. Consumi di biomasse legnose in Lombardia

9.3 Stima delle emissioni

9.3.1. Stima delle emissioni di macroinquinanti in Italia: PM, CO, NO_x, COVNM

9.3.2. Stima delle emissioni di microinquinanti in Italia: B(a)P e PCDD/F

9.3.3. Stima delle emissioni di macroinquinanti in Lombardia: PM, CO, NO_x, COVNM

9.3.4. Stima delle emissioni di microinquinanti in Lombardia: B(a)P e PCDD/F

10. L'inventario delle emissioni di carbonio elementare ed organico in Lombardia e il ruolo della combustione della legna

10.1. La presenza di EC ed OC nel particolato emesso dagli impianti a biomassa

10.2. L'inventario delle emissioni di EC e OC in Lombardia

10.3. Contributo di EC ed OC alle emissioni climalteranti

11. La stima dell'incertezza negli inventari delle emissioni

11.1. La stima dell'incertezza mediante il metodo Monte Carlo: teoria ed applicazioni

11.2. L'incertezza nelle emissioni di macroinquinanti (PTS, CO, COVNM, NO_x)

11.3. L'applicazione del metodo Monte Carlo all'inventario delle emissioni di EC e OC in Lombardia

11.4. Il metodo probabilistico-possibilistico: teoria e applicazione all'inventario del benzo(a)pirene

11.4.1. Il metodo Monte Carlo ibrido probabilistico-possibilistico

11.4.2. L'applicazione del metodo Monte Carlo ibrido alle emissioni di benzo(a)pirene

11.4.3. Calcolo dell'incertezza mediante il metodo Monte Carlo probabilistico

11.4.4. Calcolo dell'incertezza mediante il metodo Monte Carlo ibrido possibilistico-probabilistico

11.4.5. Comparazione dei risultati ottenuti con i diversi metodi

11.4.6. Analisi di sensitività

11.5. Conclusioni

12. Scenari di emissione dalla combustione domestica della legna in Lombardia

12.1. Scenario tendenziale

12.1.1. Consumi di biomassa e numero di apparecchi in uso

12.1.2. Vendite di apparecchi

12.1.3. Tasso di rinnovamento, efficienza energetica

12.1.4. Fattori di emissione

12.2. Scenario alternativo

12.2.1. Manutenzione obbligatoria

12.2.2. Campagna informativa

12.2.3. Campagna per il rispetto della legge regionale in vigore

12.2.4. Standard regolamentari per nuovi apparecchi

12.2.5. Tutti gli interventi

12.3. Risultati: proiezione delle emissioni

12.3.1. Scenario BAU

12.3.2. Scenario alternativo

12.3.3. Conclusioni

13. Conclusioni

14. Riferimenti bibliografici

ELENCO DEGLI ALLEGATI

Allegato 1 - Review dei fattori di emissione per PM, PM10, PM2.5, PM1.

Allegato 2 - Review dei fattori di emissione per CO, NO_x, COVNM

**Allegato 3 - Review dei fattori di emissione per idrocarburi policiclici aromatici, diossine,
carbonio elementare ed organico**

Allegato 4 - Immagini della campagna sperimentale

SINTESI

La combustione domestica della biomassa costituisce un'importante fonte di emissioni in atmosfera – soprattutto per il particolato ed alcuni microinquinanti, come gli idrocarburi policiclici aromatici – ed è anche una delle sorgenti la cui quantificazione presenta i più ampi margini di incertezza, sia per il suo carattere diffuso sia per la scarsità di studi specifici, soprattutto nel sud Europa.

Il lavoro di tesi ha avuto come obiettivo la stima del contributo emissivo dei piccoli impianti a biomassa e la valutazione dei fattori più importanti che influiscono sulle emissioni, tramite un'estesa campagna sperimentale su diverse tipologie di apparecchi ed essenze legnose, supportata da un'approfondita rassegna della letteratura esistente. Altri obiettivi sono stati la quantificazione degli intervalli di confidenza negli inventari delle emissioni ed in un caso di studio (la Regione Lombardia) l'analisi, sulla base del rinnovo del parco impiantistico atteso negli anni futuri, della possibile evoluzione delle emissioni.

La prima attività è consistita in una *review* della letteratura scientifica inerente la combustione domestica delle biomasse, volta a identificare tutti gli aspetti che influenzano l'emissione di inquinanti. Specifica attenzione è stata data alle seguenti tematiche:

- meccanismi di formazione degli inquinanti;
- emissioni medie di macroinquinanti - particolato (PM), monossido di carbonio (CO), composti organici volatili non metanici (COVNM) - e microinquinanti - in particolare idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e diossine (PCDD/F);
- speciazione del PM e conseguenti emissioni di 'black carbon' ed 'organic carbon';
- distribuzione granulometrica delle polveri emesse;
- analisi delle incertezze;
- prospettive tecnologiche, in particolare per i dispositivi di abbattimento a valle degli inquinanti.

La parte sperimentale è stata svolta nell'ambito di una collaborazione fra il DICA, ARPA Lombardia, ENEA e Stazione Sperimentale dei Combustibili (SSC), che ha realizzato misure emissive su alcuni degli apparecchi del settore residenziale di maggiore uso in Italia.

Uno degli elementi critici delle misure di laboratorio è costituito dal fatto che le emissioni sono misurate in condizioni di combustione stazionaria, molto distanti da quelle reali per i piccoli impianti domestici. Una parte iniziale dell'attività è stata quindi volta a realizzare misure della temperatura "in campo", mediante un *data-logger* che è stato installato nella camera di combustione di 13 diversi apparecchi utilizzati in abitazioni private, registrando complessivamente i dati di temperatura per più di 1.300 ore, ed esaminando di conseguenza le caratteristiche delle diverse fasi della combustione. I dati raccolti sono stati utilizzati per definire un ciclo di combustione per la valutazione delle emissioni in laboratorio atto a simulare le reali condizioni operative degli apparecchi. Per stufe a legna e camini chiusi si sono definite due tipologie, un ciclo normale ed uno con sovraccarico finale dell'apparecchio e chiusura della valvola di afflusso dell'aria (circostanza che si verifica abitualmente, soprattutto nelle ore serali e notturne).

La campagna sperimentale, condotta nei laboratori di SSC, include complessivamente 63 cicli di combustione su apparecchi ad alimentazione manuale e 9 su apparecchi automatici; per ciascun ciclo sono stati misurati i parametri di combustione (temperatura ed ossigeno nei fumi) ed i macroinquinanti emessi (PM, CO, COVNM, NOx). Si sono inoltre effettuate misure aggiuntive

che riguardano idrocarburi policiclici aromatici, diossine, frazioni fini del particolato, misura del PM con altre metodiche. Si è provveduto alla elaborazione statistica dei dati, indagando sull'influenza dei diversi fattori, quali la tipologia di essenza legnosa, il tipo di apparecchio, il ciclo di combustione.

Per i macroinquinanti gassosi è risultata disponibile una registrazione in continuo, così come per i principali parametri di combustione. La campagna sperimentale ha reso disponibile, oltre ai dati di concentrazione degli inquinanti, anche i fattori di emissione, elaborati a partire dai dati grezzi mediante la metodologia suggerita dalle norme UNI-EN. N. I risultati ottenuti dalle elaborazioni hanno dimostrato che questa metodologia, che prevede l'utilizzo di valori medi della portata specifica dei fumi e del tenore di ossigeno negli stessi, non è adatta a cicli di combustione che provocano un andamento molto variabile dei parametri della combustione. Si è quindi proceduto ad un ricalcolo dei fattori di emissione con una metodologia che prevede un approccio più dettagliato, e ad una valutazione statistica dei risultati volta ad identificare i fattori più influenti.

I fattori di emissione ottenuti dalla campagna sperimentale sono stati confrontati con quelli raccolti nel corso della *review* di letteratura, evidenziando le eventuali variazioni ed i fattori di incertezza. Mediante l'ulteriore elaborazione dell'insieme dei dati formato da *review* e risultati sperimentali, si sono ottenuti dei fattori di emissione medi per tipo di apparecchio ed i relativi intervalli di incertezza, successivamente utilizzati per la stima delle emissioni inquinanti in due casi di studio, Italia e Lombardia.

Una parte specifica delle elaborazioni è stata volta ed evidenziare le caratteristiche peculiari del processo di combustione e delle emissioni nelle diverse fasi del ciclo, e come queste si differenziano nei vari apparecchi testati: si sono analizzate in particolare la fase iniziale della combustione, la fase di combustione a regime e la fase finale – evidenziando le differenze riscontrabili nei casi di sovraccarico finale dell'apparecchio.

Uno degli aspetti poco indagati della combustione di biomassa è costituito dalle emissioni di 'black carbon' (BC) ed 'organic carbon' (OC) associate (sulle quali vi è crescente interesse a causa delle loro proprietà climalteranti): pur non essendo prevista la misura di questi inquinanti nell'ambito della campagna sperimentale, nel lavoro di tesi si è inserito uno specifico approfondimento su questo argomento, stimando fattori di emissione medi ed emissioni in un caso di studio a partire dai dati di letteratura. L'attività di ricerca è stata poi sviluppata nell'elaborazione di un primo inventario regionale, riguardante tutte le fonti emissive di BC ed OC. Nel settore delle biomasse specifica attenzione è stata data alla stima delle incertezze correlate, che sono state calcolate mediante il metodo Monte Carlo tramite l'elaborazione di curve di probabilità per tutte le variabili coinvolte.

Nel caso della Lombardia i trend di utilizzo delle biomasse e di rinnovo del parco impiantistico sono stati elaborati costruendo scenari relativi alle emissioni di particolato nel periodo 2010-2020. Si è messo in luce, in particolare, come è possibile prevedere nei prossimi anni, in assenza di misure ad hoc, un iniziale incremento delle emissioni di PM10 a causa di un maggiore utilizzo della biomassa nel settore civile; tale trend potrebbe successivamente invertirsi a causa di un maggiore utilizzo di apparecchi più efficienti, ad esempio impianti a pellet. Le emissioni al 2020 resteranno comunque molto elevate in assenza di un rinnovo spinto degli apparecchi, in grado di portare ad un netto aumento dell'efficienza.

Una valutazione più avanzata dell'incertezza è stata fatta nel caso delle emissioni di benzo(a)pirene: partendo dalle curve di probabilità e di possibilità associabili ai fattori che influiscono sull'emissione, la stima è stata oggetto di valutazione mediante l'utilizzo del metodo Monte Carlo sia in versione probabilistica che in versione ibrida probabilistica-possibilistica.

ABSTRACT

Biomass combustion is an important source of air pollution – especially for particulate matter and for some trace pollutants, like polycyclic aromatic hydrocarbons – and one of the emission sources with largest uncertainty, due to its diffuse character and to the lack of specific studies, in particular for southern Europe.

The purpose of the present work is the assessment of the emissions originating from small residential biomass plants; furthermore, the main factors influencing emissions have been evaluated through an extended experimental campaign, involving different appliance and biomass types and supported by a thorough literature review. Other goals have been the quantification of the confidence intervals in the emission inventories, and in a case study (the Lombardy region) an evaluation of emission scenarios for the next years, on the base of appliance renewal.

The first activity has been a literature review concerning residential biomass combustion, aimed at the identification of the most important aspects influencing the emission process. Particular attention has been paid to the following topics:

- dynamics of pollutants formation during the combustion;
- average emission of macropollutants - particulate matter (PM), carbon monoxide (CO), non methanic volatile organic compounds (NMVOC) - and trace pollutants - in particular polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and dioxins (PCDD/F);
- PM speciation and consequent black carbon and organic carbon emissions;
- particle size distribution;
- uncertainty analysis;
- technological perspectives, concerning in particular PM aftertreatment units.

The experimental part of the work has been realized within the framework of a collaboration between DICA, ARPA Lombardia, ENEA and Innovhub – Stazione Sperimentale per i Combustibili (SSC), through a measurement campaign conducted on different types of heating appliances, representative of small scale residential units mostly utilized in Italy.

A critical point of the campaign is that measurements are usually performed in stationary combustion conditions, significantly different from the real ones. Therefore, part of the activity has been devoted to the preliminary evaluation of real scale operating regimes, conducted by in-field measurement of the temperature: a data-logger has been installed in the combustion chamber of 13 different appliances, and the temperature has been registered for more than 1.300 hours, examining the different phases of the combustion process. The data collected have been used to define a combustion cycle for the evaluation of emissions in the laboratory test bench that properly simulates real operating conditions of the heating appliance. For closed fireplaces and wood stoves two different procedures have been defined: a ‘normal cycle’ and a cycle with overload and closure of the air inlet in the final phase (most typical of ‘real life’ behavior in the evening and during the night).

Further measurements have been performed on automatic plants (pellet boilers and stoves): since in such appliances emissions are not so sensitive to the combustion phase, measurements have been performed in stationary condition.

The experimental investigation, conducted at SSC laboratory, includes as a whole emissions measurements for 63 different combustion cycles on manually fed appliances and 9 on automatic appliances; for each cycle combustion parameters (oxygen, temperature) and macropollutants (PM,

NMVOC, NO_x) have been monitored. In addition, further measurements have been performed on polycyclic aromatic hydrocarbon, dioxins, fine particles, PM with different measurement methods.

Data have been statistically elaborated, and the influence of different factors (i.e.: type of wood, appliance and combustion cycle) have been examined.

Gaseous macropollutants and combustion parameters have been measured every few seconds. Analytical data have been made available by SSC with emission factors, determined from the raw data with the methodology suggested by the UNI-EN normative. The results obtained through data processing have proven that this methodology, that implies the use of averaged values of the mass flow and of the oxygen content in the effluent, is not appropriate for cycles in which the combustion parameters are highly variable. Therefore emission factors have been recalculated with a methodology that uses a more detailed approach, and a statistical evaluation of the most influent parameters has been performed.

The emission factors obtained by the experimental campaign have been compared with values available in the reference literature, underlining differences and uncertainties. By further data processing of the whole ensemble of experimental results and literature values, new average emission factors per appliance type and related uncertainty intervals have been proposed and finally applied to assess sectorial emissions in two case studies: Italy and Lombardy.

A more specific part of data analysis and evaluation has been devoted to the peculiar features of the combustion phases, in terms of combustion parameters and pollutants emission, and to the variations for different appliance types. In particular, the initial, steady and final phases of the combustion process have been examined; specific attention has been dedicated to the cycle with final overload.

An interesting aspect related to biomass combustion is connected to black carbon (BC) and organic carbon (OC) emissions: these PM components are considered important for climate change, but have not been thoroughly investigated until now. A measurement of BC and OC have not been performed during the experimental campaign; nevertheless a specific evaluation has been made in the present work, assessing average emission factors from a literature review, and calculating emissions in a case study. The research activity has been further developed in the elaboration of a regional inventory, comprehensive of all BC and OC emission sources. The inventory identifies as dominant sources diesel vehicles and residential use of biomass, responsible together of more than 70% of overall emissions. In the biomass sector specific attention has been given to the uncertainty assessment, that has been performed with the Monte Carlo method; a preliminary evaluation of the probability density function of every variable has been performed.

In the case study of Lombardy, PM emission scenarios prospected for the period 2010-2020 have been calculated on the basis of biomass use trend and appliance renewal rate. In particular, the 'business as usual' scenario has forecasted in the next years a period of increasing PM emissions, due to an enhancement of biomass use in the residential sector, followed by a decrease in consequence of the better energy efficiency of new appliances. In the absence of specific policy aimed at appliance renewal and at a sharp improvement in the efficiency, 2020 emissions will be still higher.

A more advanced evaluation of uncertainty has been performed in the case of benzo(a)pyrene emissions: starting from probability and possibility curves associated to biomass use and emission factors, the Monte Carlo method has been applied in the pure probabilistic and hybrid probabilistic – possibilistic version, comparing results.

1. INTRODUZIONE

Il crescente interesse per l'utilizzo delle biomasse a scopo energetico deriva dalla loro natura di 'fonte rinnovabile' e quindi dalla neutralità rispetto alle emissioni di biossido di carbonio (CO₂). La sua diffusione pertanto è uno degli strumenti essenziali per combattere i cambiamenti climatici.

Le potenzialità di crescita in questo settore sono ampie: a livello europeo, l'Agenzia Europea per l'Ambiente (European Environment Agency, 2006) ha stimato che la biomassa tecnicamente utilizzabile potrebbe passare dai 2.890 PJ del 2003 a 12.400 PJ nel 2030, pari rispettivamente al 15 % e al 58 % dei consumi energetici nel settore residenziale e terziario. Secondo il Piano di azione nazionale per le energie rinnovabili, che definisce gli scenari di sviluppo per l'Italia tesi a conseguire gli obiettivi comunitari di sviluppo delle rinnovabili, i consumi di biomassa solida dovrebbero passare da 92 PJ nel 2010 a 217 PJ nel 2020.

La combustione è attualmente la tecnologia di utilizzo delle biomasse più tradizionale ed a maggiore maturità tecnologica. Nell'ambito degli impianti di medie e grandi dimensioni sono presenti realtà in cui viene effettuata la combustione di biomassa di diverso tipo (ciocchi di legna, cippato, pellet, paglia, gusci di noce, semi di olive, ecc.); per gli impianti di piccola taglia (intendendosi con questo termine gli apparecchi con potenza nominale inferiore a 35 kW), presenti nella realtà dei paesi industrializzati essenzialmente nel settore civile e terziario, l'utilizzo è invece limitato alle biomasse di origine legnosa (ciocchi di legno o pellet).

Tuttavia gli apparecchi a legna anche più efficienti, specie se alimentati a ciocchi, hanno emissioni in atmosfera nettamente superiori a quelle del gas naturale e del gasolio, sia per le polveri fini (PM₁₀ e PM_{2,5}) che per i composti organici volatili non metanici (COVNM) e per il monossido di carbonio (CO). Inoltre, adsorbiti nel particolato possono essere emessi microinquinanti di particolare pericolosità, quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e diossine (PCDD/F). Per questo motivo il particolato prodotto dai processi di combustione incompleta della legna è caratterizzato da elevata tossicità, come dimostrato da numerosi studi (Bolling e t al., 2009).

Mentre negli impianti di media e grande taglia il processo avviene in modo controllato e con l'utilizzo di tecnologie di depurazione dei fumi, i piccoli impianti domestici risultano fonti di emissione spesso del tutto incontrollate. Inoltre, in questi apparecchi sono a volte bruciati altri materiali (carta, legno trattato, ecc) con un ulteriore aumento delle emissioni di inquinanti tossici.

Il problema è particolarmente sentito nelle aree – come la zona alpina, le zone rurali della pianura padana ed il nord Europa – nelle quali l'utilizzo della legna per il riscaldamento domestico è molto diffuso. In queste aree, l'uso residenziale della biomassa dà un contributo importante alle emissioni complessive, in particolare per le polveri con granulometrie più fini: dati di letteratura, ad esempio, attribuiscono al settore il 43% delle emissioni di PM_{2,5} in Danimarca (Illerup and Nielsen, 2004) ed il 20% circa in Austria (Winiwarter et al., 2001). Sempre in Austria, si stima che nel settore residenziale la legna produca il 18% del calore ma sia responsabile per l'88% delle emissioni di polveri.

In Italia, stime effettuate sulle emissioni di PM₁₀ indicano in 84 kt/anno le emissioni nazionali dalla combustione domestica delle biomasse (Caserini et al., 2007), corrispondenti al 90% delle emissioni provenienti dal settore residenziale precedentemente stimate a livello italiano. Per la Lombardia, la medesima fonte indica un'incidenza della legna sulle emissioni di PM₁₀ dal settore domestico del 94%, pari a circa un terzo delle emissioni complessive, ed il contributo è anche superiore nei contesti montani in cui la legna è il combustibile più usato. Nel presente lavoro questi dati sono stati

aggiornati, e pur essendosi ridotta la stima delle emissioni complessive, il loro ordine di grandezza resta confermato.

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 intermedio di combustione della cellulosa) come tracciante 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).

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. Come segnalato anche da un recente 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.

Dal punto di vista della qualità dell'aria, la biomassa ha un'incidenza molto rilevante – oltre che per il particolato – per le emissioni di idrocarburi policiclici aromatici (IPA). La combustione a bassa temperatura, tipica dei biocombustibili, 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., 2009).

In diversi contesti di paesi industrializzati (Svezia, California) gli studi effettuati hanno stimato un contributo della combustione della legna alle emissioni di composti aromatici superiore a quello del traffico (Ravindra et al., 2009). Simili risultati sono stati ottenuti anche nelle aree semirurali della Lombardia, per le quali van Drooge e Ballesta (2009) hanno stimato che nella stagione invernale la legna contribuisca per il 30-70% alle concentrazioni di IPA.

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 siano 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).

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 le conoscenze scientifiche sono per ora scarse. 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, e 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 le essenze legnose prevalentemente utilizzate; variano inoltre anche le modalità di stagionatura e di alimentazione in camera di combustione – anche in relazione alle caratteristiche climatiche prevalenti.

L'attività di ricerca svolta nell'ambito del dottorato ha riguardato il contributo emissivo degli impianti a biomassa, focalizzando l'attenzione in particolare sulle tecnologie maggiormente diffuse in Italia e più in generale nell'Europa meridionale.

Per ottenere una stima attendibile dei fattori di emissione (le emissioni per unità di combustibile bruciato) dei diversi tipi di apparecchi, si sono esaminati da un lato i dati riportati nella letteratura scientifica, dall'altro i risultati di una campagna sperimentale realizzata nel corso del 2012 presso Innovhub-Stazione Sperimentale per i Combustibili di San Donato Milanese nell'ambito di una ricerca congiunta fra DICA-Politecnico di Milano, ARPA Lombardia ed ENEA.

La campagna sperimentale ha considerato le tipologie impiantistiche maggiormente diffuse nel sud Europa, nonché cicli di combustione che si avvicinino il più possibile all'utilizzo reale degli apparecchi. Complessivamente, i cicli misurati sono stati 70, differenziati per tipologia di apparecchio, essenza legnosa e protocollo di alimentazione del combustibile: si è perciò resa disponibile una grande quantità di dati, che è stata analizzata per comprendere l'influenza dei diversi fattori sul processo di combustione e sulle emissioni dei singoli inquinanti.

L'analisi dei risultati sperimentali, e il confronto con i dati di letteratura, è stata indirizzata anche a evidenziarne le incertezze residue nel definire la rappresentatività dei fattori di emissione misurati rispetto alle condizioni medie esistenti sul territorio italiano, che non risultano tra l'altro compiutamente note per quanto riguarda diversi parametri (ad esempio le caratteristiche tecnologiche del parco impiantistico, le essenze legnose utilizzate, la loro umidità, ecc.). Di conseguenza, un fattore di emissione rappresentativo della realtà italiana e differenziato per tipologia impiantistica è stato ricavato valutando nel complesso le informazioni desunte dalla campagna sperimentale e dalla *review* di letteratura; i margini di incertezza residui, che sono stati sintetizzati in un 'intervallo di incertezza' come effettuato in altri lavori, ad esempio il Guidebook EEA (EEA, 2009).

La seconda parte del lavoro è dedicata agli inventari delle emissioni, che sono stati elaborati in due casi di studio, l'Italia e la Lombardia – sempre per il settore della combustione residenziale di biomasse. L'elaborazione dell'inventario implica di combinare, per ciascuna tipologia di apparecchio, i fattori di emissione con i consumi di biomassa; l'incertezza complessiva può essere determinata combinando quelle relative ai singoli dati.

Mentre l'analisi del caso italiano si è limitata alla stima dei principali inquinanti emessi (CO, COVNM, NOx ma anche i microinquinanti a maggiore criticità, cioè idrocarburi policiclici aromatici e diossine) per la Lombardia sono state realizzate elaborazioni ulteriori: in primo luogo l'analisi è stata estesa alle componenti carboniose del particolato, *black carbon* e carbonio organico. In secondo luogo, si è stimato lo scenario emissivo del settore sino al 2020, mediante l'elaborazione di un modello che sintetizza gli effetti dei cambiamenti in atto. In questo modo è stato possibile anche quantificare gli effetti delle diverse possibili politiche di contenimento delle emissioni.

Un particolare approfondimento, presentato al capitolo 11, è stato dedicato alla stima dell'incertezza negli inventari, che costituisce un elemento estremamente critico, considerati i deficit conoscitivi tuttora presenti. Se le variabili coinvolte nella stima delle emissioni hanno una distribuzione di probabilità nota, o che può essere stimata (da dati sperimentali o di letteratura) l'approccio classico per la determinazione dell'intervallo di incertezza consiste nell'applicazione del metodo Monte Carlo; in questo modo si è proceduto ad esempio per la stima del carbonio organico ed elementare. Questo approccio tuttavia presenta dei limiti, determinati dagli elementi di arbitrarietà necessariamente introdotti dalla stima di una funzione di probabilità per il fattore di emissione – a rigore non sono infatti presenti tutti gli elementi conoscitivi necessari. Questa affermazione è stata approfondita confrontando i risultati ottenuti mediante il metodo Monte Carlo 'classico' (versione probabilistica) e quelli ottenibili applicando una metodologia ibrida possibilistico-probabilistica.

Il lavoro svolto, per i nuovi dati sperimentali considerati e per la mole di dati e valutazioni effettuate relative al contesto italiano, si propone come un importante contributo per l'impostazione delle politiche nazionali di sviluppo dell'utilizzo delle biomasse compatibili con gli obiettivi di risanamento della qualità dell'aria.

2. LA COMBUSTIONE DOMESTICA DELLA BIOMASSA: ASPETTI AMBIENTALI

Il presente capitolo è dedicato all'esame delle principali problematiche ambientali relative alla combustione domestica della biomassa. Verrà trattata principalmente la fenomenologia del processo di combustione nelle sue implicazioni sull'inquinamento dell'aria e sulla salute; si esamineranno poi anche altre conseguenze ambientali, quali gli incendi e la potenzialità climalterante delle emissioni.

Verranno infine brevemente esaminate le soluzioni tecnologiche in via di sviluppo nell'ottimizzazione degli apparecchi di combustione e nell'installazione di sistemi di depurazione dei fumi a valle.

2.1. COMBUSTIONE DELLE BIOMASSE E FORMAZIONE DI INQUINANTI

La combustione della biomassa è un processo complesso, che può essere descritto suddividendo le diverse fasi che si verificano con il progressivo aumento della temperatura del combustibile (Faravelli et al., 2006):

- essiccamento del solido: viene rilasciata l'umidità presente;
- devolatilizzazione: la biomassa rilascia una serie di composti volatili (che costituiscono l'80-85% in peso del combustibile);
- combustione in fase gas: i composti rilasciati in fase gassosa vengono ossidati;
- combustione del *char*: combustione del residuo solido carbonioso.

Le diverse fasi, che possono avvenire simultaneamente in diverse zone della camera di combustione, hanno una durata che dipende dal tipo di biomassa, dalla temperatura e dalle condizioni di combustione.

Temperatura, turbolenza e tempo di permanenza sono i tre parametri che maggiormente influenzano la combustione; se i loro valori non sono ottimali, o in assenza di un adeguato eccesso d'aria, si ha l'emissione di sostanze incombuste; in particolare: monossido di carbonio (CO), composti organici volatili (COV), fuliggine. La natura solida del combustibile genera situazioni di non omogeneità, con la creazione di aree a locale carenza di ossigeno o ad insufficiente temperatura.

La fase di accensione ed il funzionamento a basso carico risultano particolarmente critiche per l'emissione di sostanze incombuste, a causa della bassa temperatura in camera di combustione. Per questo motivo in alcuni paesi le caldaie a legna devono avere obbligatoriamente un serbatoio di stoccaggio dell'acqua calda, in modo da disaccoppiare la richiesta dell'utenza, che può essere bassa e intermittente, dalle condizioni di funzionamento della caldaia (Nussbaumer, 2010). La fase finale della combustione è ugualmente associata ad alte emissioni di materiale particolato (PM) e CO, soprattutto se viene chiusa la valvola dell'aria con lo scopo di fare durare di più la combustione. Un po' inferiore è invece l'emissione di idrocarburi, per la gran parte volatilizzati nelle fasi precedenti (Keltz et al., 2010).

Altri inquinanti provengono dalle sostanze contaminanti contenute nella biomassa: ceneri, ossidi di zolfo e di azoto ed elementi in traccia quali Cu, Pb, Zn e Cd (Nussbaumer, 2003).

Gli ossidi di azoto in particolare, tenuto conto delle temperature che usualmente non raggiungono livelli molto elevati, provengono generalmente da processi che coinvolgono non l'azoto atmosferico, ma quello presente nel combustibile (intorno allo 0,5% in peso del combustibile, riferito alla sostanza secca).

I paragrafi seguenti riassumono i principali parametri che possono influenzare il processo di combustione ed emissione di inquinanti nelle applicazioni pratiche.

2.1.1 Influenza delle caratteristiche della legna

L'influenza delle caratteristiche del combustibile sulla quantità e composizione delle emissioni è stata oggetto di numerosi studi (Hays et al., 2003; Purvis et al., 2000; McDonald et al., 2000); tuttavia, il numero dei parametri che influenzano il processo è assai elevato per cui non è facile identificare una relazione chiara. In linea generale, oltre al tipo di essenza legnosa utilizzata, le emissioni dipendono dalla pezzatura del materiale utilizzato e dalla sua umidità.

Nelle applicazioni pratiche, l'eccessiva umidità del combustibile (legna non sufficientemente stagionata) produce condizioni di cattiva combustione. Diversi studi hanno indagato sull'influenza dell'umidità sulle emissioni; ad esempio Hays et al. (2003) hanno trovato una correlazione lineare tra umidità del combustibile e massa di PM_{2.5} emessa.

Risultati simili sono stati trovati anche da Gras et al. (2002), come mostrato in Figura 1_1.

Nell'Europa centrale, è frequente che la legna venga lasciata a stagionare per due anni, raggiungendo umidità inferiori al 10% (Schmidl et al., 2011), che sono considerati valori prossimi alle condizioni 'di equilibrio', cioè alla minima umidità che la legna può raggiungere in seguito alla stagionatura (9.2-9.5% in un range di temperatura ambientale tra 0 e 20 °C): di conseguenza anche molti degli studi realizzati in quelle aree utilizzano legna molto secca. In altre zone, come gli Stati Uniti e l'Australia, gli studi utilizzano essenze notevolmente più umide: si vedano in proposito i dati riportati nel capitolo 3 e negli Allegati 1, 2 e 3.

Per quanto riguarda l'influenza del tipo di essenza, la legna da ardere presenta caratteristiche diverse a seconda della pianta dalla quale è derivata: di conseguenza variano anche il processo di combustione e le tipologie di inquinanti. Si individuano due gruppi principali di piante: le *softwood* (gimnosperme: ad esempio pino, abete) e le *hardwood* (angiosperme: ad esempio faggio, quercia). La lignina delle angiosperme si caratterizza per una maggiore presenza del gruppo metossile e quindi per una più elevata ossigenazione, che si traduce in un maggior grado di gassificazione ed una minore presenza di ceneri (Faravelli et al., 2006). In letteratura sono disponibili alcuni studi che hanno confrontato le emissioni di diverse essenze legnose (Fine et al., 2001 e Fine et al., 2002); anche se non è possibile correlare i tipi di legna a specifici livelli emissivi, è possibile comunque trovare delle specificità mediante la caratterizzazione chimica delle sostanze organiche emesse. In generale le gimnosperme sono considerate le essenze che – a parità di altri fattori, presentano le maggiori emissioni specifiche; inoltre studi austriaci hanno proposto il rapporto tra levoglucosano e mannosano come indice per la quantificazione del rapporto tra *softwood* e *hardwood* utilizzati (Schmidl et al., 2007).

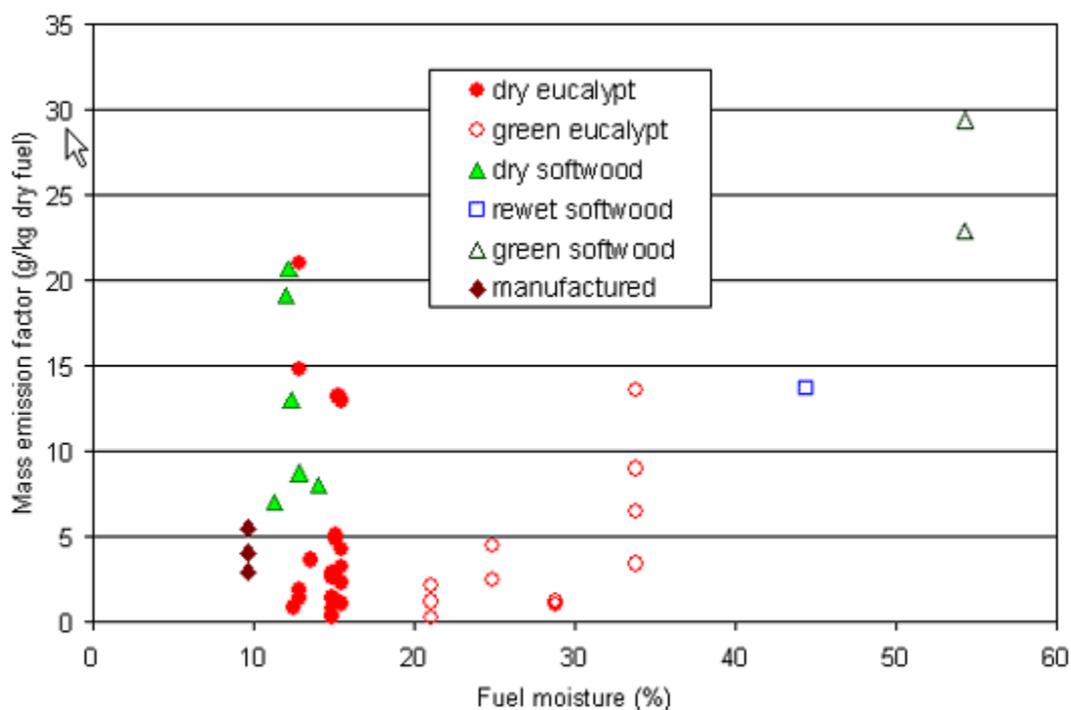


Figura 2_1 – Variazione delle emissioni di PM in base all’umidità del combustibile (Fonte: Gras et al., 2002). Essenze legnose analizzate: dry eucalypt (legna di eucalipto secca), green eucalypt (legna di eucalipto non stagionata), dry softwood (legna di pino secca), rewet softwood (legna di pino bagnata), green softwood (legna di pino non stagionata), manufactured (prodotto commerciale costituito da frammenti di legna estrusi ad alta pressione senza l’utilizzo di leganti)

2.1.2 Influenza della tipologia di apparecchio e delle condizioni operative

Nei piccoli impianti domestici la qualità della combustione e le caratteristiche quantitative e qualitative delle emissioni inquinanti risultano fortemente influenzate dal tipo e modalità di operazione dell’apparecchio utilizzato.

Gli apparecchi maggiormente diffusi possono essere distinti nelle seguenti tipologie:

- caminetto aperto: consiste in una camera di combustione, dotata di una larga apertura per l’accesso al letto di combustione e direttamente connessa al camino. L’energia viene trasmessa ai locali generalmente per radiazione. Questa tipologia di apparecchio si caratterizza per un eccesso d’aria molto elevato, con la conseguente perdita della maggior parte del calore attraverso il camino. Il processo di combustione ha quindi bassa efficienza termica, ed elevate emissioni di sostanze incombuste a causa delle condizioni non ottimali di combustione;
- caminetto chiuso: sono apparecchi installati come strutture a sé stanti, oppure collocate all’interno di un camino aperto preesistente. Sono dotati di porte frontali che riducono l’afflusso dell’aria, con il conseguente aumento della temperatura di combustione e dell’efficienza termica. Sono inoltre presenti dispositivi per la regolazione dell’aria, che negli apparecchi più moderni sono almeno parzialmente automatici;

- stufe a legna: sono apparecchi a focolare chiuso che, a differenza dei camini, possiedono superfici per lo scambio termico, che quindi viene trasmesso all'unità abitativa sia per radiazione che per convezione. Ne esistono in commercio molte tipologie, che si differenziano soprattutto per le modalità di trasmissione del calore e per il principio di combustione, che può essere del tipo *up-draught* (alimentazione dell'aria al di sotto del letto di combustione) o *down-draught* (alimentazione dall'alto). Le stufe tradizionali sono generalmente del tipo *up-draught*, con la conseguente minore qualità della combustione e maggiore presenza di emissioni inquinanti;
- stufe a pellet: sono apparecchi ad alimentazione automatica, generalmente dotati anche di dispositivi per la regolazione automatica dell'aria. Le caratteristiche di piccola pezzatura ed omogeneità del combustibile e le opportunità di controllo del processo la rendono una delle tecnologie per le quali si sono raggiunti gli standard di emissione migliori;
- caldaie: ve ne sono diverse tipologie, alimentate a legna o a pellet, generalmente di potenze superiori a quelle delle stufe e utilizzate per produrre sia calore che acqua calda sanitaria e per il riscaldamento degli edifici. Le caldaie a ciocchi di legna sono generalmente ad alimentazione manuale; anche in questo caso si differenziano per i diversi principi di combustione applicati. Le tipologie più tradizionali prevedono l'alimentazione del combustibile dall'alto, sopra il letto di combustione, e si caratterizzano per condizioni di combustione generalmente non ottimali.

Gli apparecchi più moderni hanno raggiunto oggi elevati livelli di efficienza (oltre il 90% per le più moderne caldaie a pellet) e di contenimento delle emissioni inquinanti, seppur, come si vedrà in seguito, ancora lontani dai livelli emissivi raggiungibili con combustibili gassosi o liquidi. Le tecnologie applicate mirano in primo luogo ad eliminare le condizioni di combustione incompleta, con la conseguente riduzione delle emissioni di CO, composti organici e polveri di natura organica, ma anche al contenimento degli ossidi di azoto.

Gli apparecchi ad alimentazione automatica (a pellet o cippato di legno) sono attualmente quelli che riescono ad ottenere le migliori performance ambientali, ma anche gli apparecchi ad alimentazione manuale hanno dimostrato notevoli miglioramenti negli ultimi anni.

Un notevole miglioramento si ottiene mediante l'immissione di aria primaria nel letto di combustione e secondaria nella camera di combustione; la regolazione dell'aria può inoltre essere automatica (anche negli apparecchi ad alimentazione manuale), mediante la rilevazione dei parametri di combustione.

Negli apparecchi ad alimentazione manuale, un importante fattore da tenere in considerazione sono gli effettivi parametri operativi di conduzione, che si discostano di solito notevolmente dalle condizioni ottimali previste dal costruttore. La scarsa conoscenza delle condizioni reali di utilizzo è uno degli elementi che, come si vedrà nei paragrafi successivi, crea maggiore incertezza nella stima dei fattori di emissione: si consideri ad esempio che l'emissione di polveri può cambiare di un ordine di grandezza tra le condizioni di buona e di cattiva combustione (Tissari et al., 2008; Nussbaumer et al., 2008).

2.1.3 Influenza del ciclo di carico del combustibile

La pezzatura della legna, il grado di umidità, le modalità di carico e di accensione sono tutti parametri che influenzano le emissioni inquinanti. Questi fattori dipendono dalle abitudini di chi gestisce l'impianto, che difficilmente coincidono con le sue modalità ottimali di gestione.

Ad esempio, negli apparecchi chiusi la regolazione dell'aria è effettuata – parzialmente o totalmente – dall'utente, che spesso crea condizioni di difetto d'aria allo scopo di fare durare più a lungo la

combustione. In questo modo si aumenta notevolmente l'emissione di composti organici volatili, monossido di carbonio (Tissari et al., 2008).

La fase iniziale della combustione, nella quale la legna e l'apparecchio sono ancora freddi, è quella che produce la maggiore quantità di particolato e di sostanze organiche. Per minimizzare le emissioni è necessario raggiungere quanto prima condizioni di combustione sufficienti a raggiungere una temperatura elevata; non necessariamente però questo è considerato un obiettivo da parte dell'utente, con la conseguente maggiore durata della fase iniziale.

A livello europeo, non sono disponibili studi specifici sulle modalità di utilizzo dei piccoli impianti di combustione a biomassa. Alcuni studi (Tissari et al., 2009) dimostrano tuttavia che nella pratica reale l'utilizzo non corretto dell'apparecchio è estremamente diffuso.

In molti dei cicli reali la fase di accensione ha una durata piuttosto lunga, nel senso che l'utente non si preoccupa di raggiungere in breve tempo una fase di combustione a temperatura sufficientemente elevata. In altri casi, una temperatura elevata viene raggiunta in breve tempo ma non viene mantenuta per tutta la prima ora di combustione. Questo tipo di andamento è stato confermato da rilievi eseguiti sulla temperatura dei fumi, che saranno descritti nel capitolo 4.

2.1.4. Caratteristiche fisico-chimiche del particolato emesso – influenza delle condizioni di combustione

Nei piccoli impianti, le classiche tecnologie di combustione a letto fisso lavorano in condizioni usualmente distanti da quelle ottimali, con la conseguente generazione di polveri e sostanze inquinanti di natura organica, che comprendono anche le frazioni a maggiore tossicità (idrocarburi policiclici aromatici, diossine). Le emissioni di polveri hanno luogo prevalentemente quando la combustione non è a regime e soprattutto in fase di avvio dell'impianto, quando negli impianti tradizionali si registrano concentrazioni anche dieci volte maggiori di quelle caratteristiche della combustione a regime (Nussbaumer, 2008). Il particolato è prevalentemente (per l'80-90%) composto da particelle fini ($D_p < 2.5 \mu\text{m}$) (Ehrlich, 2007; EEA, 2010).

Considerata l'elevata variabilità delle caratteristiche fisico-chimiche in funzione delle condizioni di combustione, le fonti bibliografiche più recenti (Bolling et al., 2009) tendono a classificare il particolato in tre categorie: particolato inorganico (sali), fuliggine (*soot* in termini anglosassoni) e composti organici semivolatili. La Figura 2_2 mostra le tipologie del particolato in funzione delle condizioni di combustione rappresentate in termini di eccesso d'aria e concentrazione del monossido di carbonio.

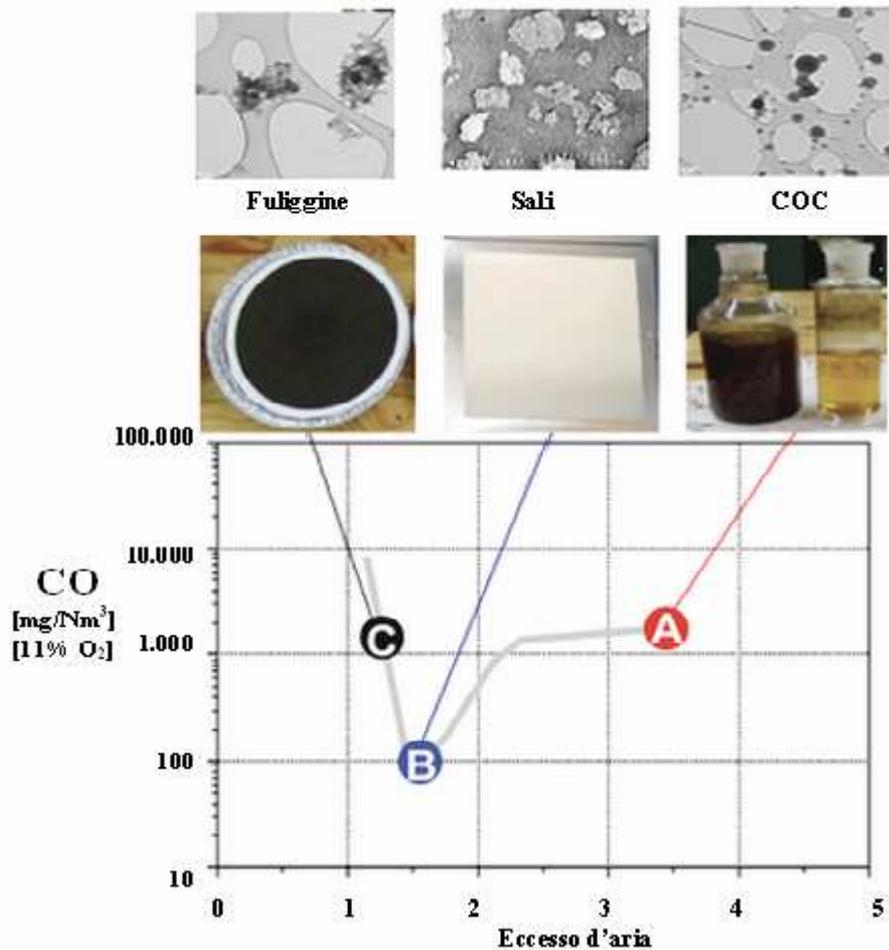


Figura 2_2 - Tipologie di particolato emesso dalla combustione della legna in relazione a diversi livelli di eccesso d'aria e di CO (elaborazione da Nussbaumer e Lauber, 2010)

Il particolato inorganico, costituito per la maggior parte da sali, come KCl , NaCl , K_2SO_4 , è la componente prevalente nel particolato emesso a regime dagli apparecchi automatici più moderni (stufe e caldaie a pellet), dove si realizzano condizioni di combustione completa.

La fuliggine è l'emissione tipica delle condizioni di cattiva combustione (cattiva miscelazione o carenza di aria) a temperatura sufficientemente elevata, accompagnate da alti livelli di emissioni di monossido di carbonio, ed è essenzialmente costituita da carbonio elementare in forma grafite. Questa frazione del particolato, chiamata anche 'black carbon', è responsabile di effetti climalteranti.

I composti organici semivolatili sono invece tipici delle condizioni di temperatura insufficiente (in fase di avvio e di spegnimento dell'impianto), nelle quali la sostanza organica volatilizzata non è completamente combusta, e si formano prodotti carboniosi organici condensabili (COC).

La Tabella 2_1 mostra un quadro riassuntivo delle caratteristiche del particolato appartenente alle diverse categorie.

Tabella 2_1: Caratteristiche del particolato nelle diverse condizioni di combustione (Fonte: Bolling et al., 2009)

	Particelle sferiche di carbonio organico	Fuligine (aggregati di carbonio elementare)	Particelle di cenere inorganica
Struttura schematica			
Diametro misurato al microscopio elettronico	50-600 nm	20-50 nm	50-125 nm
Diametro di mobilità	100-300 nm	50-300 nm	50-125 nm
Microstruttura turbostratica	No	Si/No	No
Solubilità (H ₂ O)	Dipende dal processo di invecchiamento	Insolubile	Solubile
Principali caratteristiche chimiche	Carbonio organico (composti organici maggiormente presenti: metossifenoli e anidridi monosaccaridi)	Carbonio elementare con quantitativi variabili di composti organici condensati sulla superficie	Sali alcalini (soprattutto KCl e K ₂ SO ₄ con piccole quantità di elementi in traccia, e.g., Zn)
Condizioni di combustione	Combustione incompleta a bassa temperatura	Combustione incompleta ad alta temperatura	Combustione completa ad alta temperatura
Possibili fonti	Combustione in carenza di aria o fase di avvio della combustione o combustione di tipo 'batch' in stufe tradizionali, camini aperti	Combustione in stufe tradizionali, camini aperti, caldaie funzionanti a legna, trucioli di legna o pellet	Combustione in stufe a pellet, caldaie funzionanti a legna, trucioli di legna o pellet

2.1.5. Influenza delle modalità di campionamento sulla misura del particolato

Il contributo della materia condensabile al particolato misurato è fortemente influenzato dalle condizioni di campionamento, in quanto il passaggio di stato dalla fase gassosa alla fase particolata dipende dalla temperatura e della pressione parziale delle specie semivolatili coinvolte. Vista la

quantità ingente di sostanze semivolatili emesse durante combustioni incomplete, il particolato misurato in queste condizioni sarà più suscettibile alla modalità di campionamento.

Ancora nel novembre 2012 non esiste uno standard europeo comune per la misura delle polveri da impianti di combustione alimentati a combustibili solidi. La norma tecnica specifica europea, ratificata anche in Italia (UNI CEN/TS 15833) riporta diverse metodologie di misura desunte da norme nazionali.

In sostanza, ci sono due principali approcci al campionamento delle polveri: campionamento a caldo e campionamento a diluizione a freddo.

Il metodo di campionamento a caldo mediante filtri preriscaldati non misura le particelle organiche condensabili, che non hanno natura solida alla temperatura di combustione ma condensano in fase di raffreddamento dei fumi in atmosfera. Il metodo di campionamento utilizzato in alternativa è il campionamento a freddo su filtro dal flusso diluito mediante tunnel di diluizione, e comprende nella misura le particelle derivanti dal materiale organico condensabile.

I dati sperimentali disponibili in letteratura (Nussbaumer et al., 2008) mostrano come la differenza tra i diversi metodi risulti assai rilevante per i piccoli impianti di combustione, che spesso funzionano in condizioni non ottimali, con elevate emissioni della frazione condensabile. Solo in condizioni di funzionamento ottimale i valori rilevati mediante il campionamento a caldo risultano comparabili con quelli ottenuti tramite la diluizione a freddo (inferiori a questi del 10 %), mentre nelle condizioni reali, con un'elevata quantità di prodotti semivolatili incombusti, le emissioni misurate a freddo possono salire da 2,5 fino a quasi 10 volte.

In altre parole, i fattori di emissioni dei piccoli apparecchi a legna sono influenzati, più di altre tipologie di fonti stazionarie, dalle modalità di campionamento e misura del particolato.

La frazione condensata dipende anche dal valore del rapporto di diluizione, raggiungendo un massimo intorno a 10 e poi riducendosi a causa dell'evaporazione e del deadsorbimento, come mostrato in Figura 2_3.

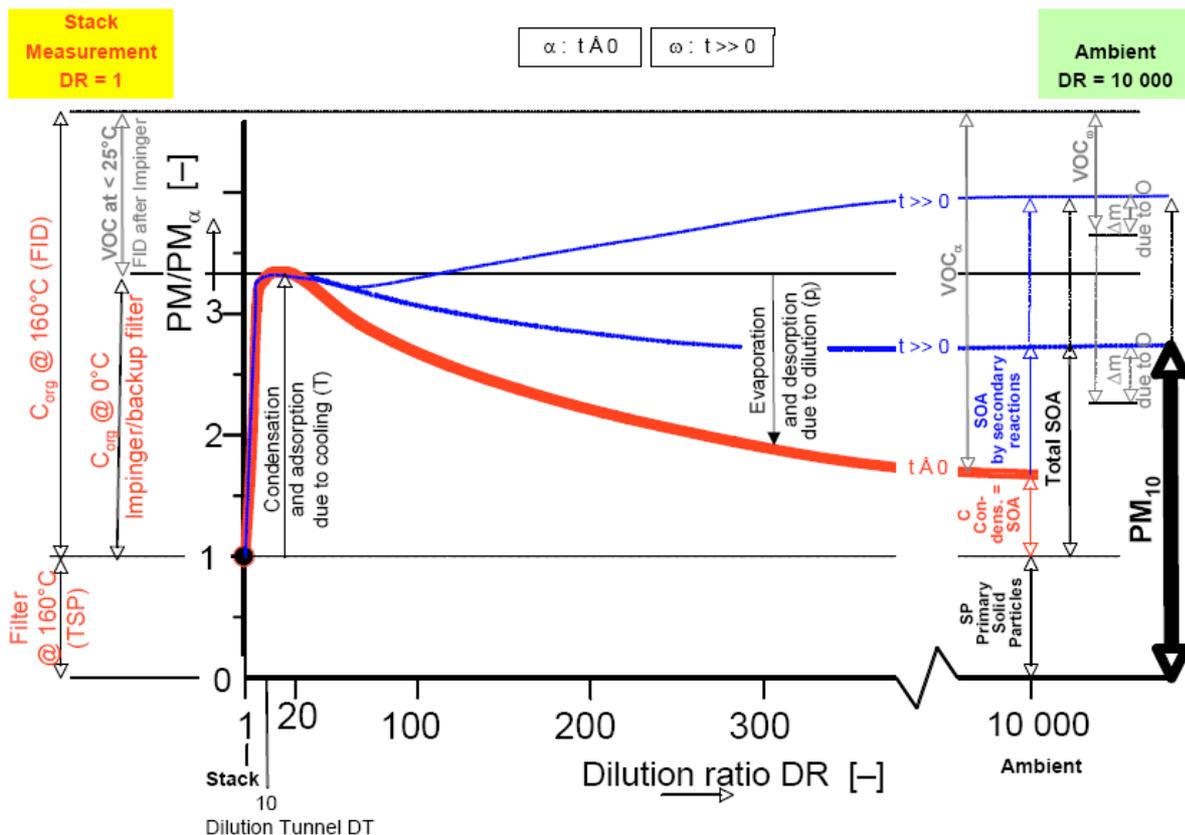


Figura 2_3 – Frazione di PM catturato nel campionamento in funzione del fattore di diluizione DR (Fonte: Nussbaumer, 2010).

2.1.6. Emissioni di polveri ultrafini

Recenti indagini sperimentali su utenze di riscaldamento civile a biomassa di piccola potenzialità (Cernuschi et al., 2010; Ozgen et al., 2012) hanno dimostrato il contributo significativo di polveri ultrafini ($D_p < 0.1 \mu\text{m}$) al numero totale di particelle emesse, con percentuali che variano dal 50% al 90% in funzione delle condizioni operative dell'impianto.

I risultati delle prove sulla combustione del pellet in una caldaia a tecnologia avanzata in regime di carico nominale indicano un fattore di emissione medio dell'ordine di 10^{14} particelle/kg_{combustibile}. Dello stesso ordine è anche il fattore di emissione medio osservato per un caminetto chiuso, alimentato a ciocchi di legna. Nonostante i livelli emissivi confrontabili per quanto riguarda il numero totale di particelle, le diverse caratteristiche dei due apparecchi si rispecchiano sulle emissioni della frazione nanopaticolata ($D_p < 0.05 \mu\text{m}$). Infatti, nella caldaia a pellet di tecnologia avanzata con migliori condizioni di combustione e minori emissioni di specie organiche condensabili rispetto al caminetto chiuso a legna, le misure non appaiono particolarmente influenzate dall'entità della diluizione applicata, con emissioni che presentano caratteristiche del tutto confrontabili tanto in termini di concentrazioni che di caratteristiche dimensionali delle distribuzioni. Nel caminetto chiuso invece la diluizione sembra influire sul contributo delle nanoparticelle incrementandone la presenza.

2.2. ASPETTI TOSSICOLOGICI

Il cosiddetto ‘fumo da legna’ consiste in una complessa miscela di gas e particelle fini ed ultrafini, che comprende oltre 200 specie chimiche quasi interamente appartenenti alla categoria delle sostanze inalabili (Zelikoff et al., 2002); tra queste specie sono comprese, oltre al particolato, almeno cinque gruppi di sostanze chimiche classificate dall’IARC (International Agency for Research on Cancer) come noti cancerogeni, ed almeno 26 sostanze chimiche indicate come pericolose dall’EPA (Naeher et al., 2007). Gli studi concernenti la rilevanza tossicologica delle polveri da combustione di biomassa (Naeher et al. 2007), partono tuttavia dall’assunto che – seppure è nota la tossicità delle polveri in generale, ed anche quella di alcuni suoi specifici costituenti (quali gli idrocarburi policiclici aromatici) – non è possibile da questi elementi trarre delle conclusioni generali, che non rendano conto degli effetti sinergici delle diverse componenti. E’ necessario quindi – come è stato fatto nel caso del fumo da sigaretta, che costituisce in effetti un particolare caso di fumo da biomasse – esaminare la tossicità complessiva dell’intera ‘miscela’, e perciò prendere in considerazione gli studi che riguardano specificamente la tossicità del fumo prodotto dalla combustione delle biomasse. In questo ambito gli studi possono distinguersi in tre filoni:

- studi sull’inquinamento *outdoor*;
- studi sull’inquinamento *indoor*;
- studi sulle caratteristiche biochimiche del particolato emesso (studi sulle fonti di emissione).

Gli studi sull’esposizione *outdoor* riguardano generalmente gli effetti acuti dell’esposizione correlati a livelli di fumo molto superiori a quelli usualmente riscontrabili (Naeher et al., 2007): per la maggior parte riguardano l’esposizione degli addetti allo spegnimento di incendi boschivi, in cui si rilevano effetti sull’apparato respiratorio e la funzionalità polmonare.

Gli studi epidemiologici riguardanti l’inquinamento *indoor* devono essere distinti tra quelli che riguardano il mondo industrializzato ed i paesi in via di sviluppo.

Nei paesi in via di sviluppo, infatti, le biomasse sono utilizzate intensivamente, con un’alta percentuale di apparecchi privi di sistemi di ventilazione, cioè nei quali non è presente un camino per la rimozione dei fumi dagli ambienti domestici. Gli effetti epidemiologici sul sistema respiratorio sono evidenti, tanto che l’Organizzazione Mondiale della Sanità ha inserito l’inquinamento indoor causato dai combustibili solidi (legna e carbone) nell’ambito dei fattori di maggiore rischio ambientale, al secondo posto per importanza, stimando 2,6 milioni di morti premature legate a questa causa. Gli effetti più rilevanti riguardano le malattie respiratorie acute e croniche, l’irritazione oculare, la cataratta, ed altri effetti quali il basso peso dei bambini alla nascita (che parrebbe essere correlato soprattutto alla presenza di monossido di carbonio nell’ambiente domestico).

Esistono numerosi lavori che hanno documentato questi effetti; uno studio condotto in Messico (Delgado et al., 2005), ad esempio, ha rilevato una correlazione tra il cancro al polmone ed il fumo da legna, con sintomi del tutto simili a quelli derivanti dall’esposizione al tabacco; i pazienti esaminati erano per la gran parte donne provenienti dalle aree rurali povere del paese, nelle quali la legna viene comunemente utilizzata per cucinare.

Tuttavia, anche nei paesi industrializzati diversi studi epidemiologici (Naeher et al., 2007) hanno riscontrato effetti derivanti dall’inquinamento indoor, che vanno dalle affezioni respiratorie alla decrescita della funzionalità polmonare, all’aumento delle visite di emergenza e delle ospedalizzazioni. Orozco-Levi et al. (2006) hanno rilevato, in Spagna, una forte correlazione tra l’utilizzo di legno o carbonella e le malattie polmonari ostruttive croniche (COPD).

In Canada, Levesque et al (2001) hanno condotto uno studio sull'inquinamento indoor, rilevando da un lato i sintomi di problemi respiratori e dall'altro la presenza di formaldeide, biossido di azoto, PM10 e monossido di carbonio. Il campione di popolazione esaminato comprendeva sia persone che utilizzavano piccoli apparecchi a legna nelle proprie abitazioni, sia persone che non ne facevano uso. Lo studio non ha rilevato una correlazione tra la presenza di apparecchi a biomassa, inquinamento indoor (risultato sempre molto basso) e morbilità. Tuttavia, mediante un diario giornaliero compilato dal campione si è rilevato che le persone che dichiaravano di essere state esposte al fumo da legna presentavano una crescita delle affezioni respiratorie.

Uno studio svedese (Gustafson et al., 2008) ha misurato gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) presenti all'interno ed all'esterno di abitazioni di diverso tipo, evidenziando come nelle abitazioni che utilizzavano biomassa fossero presenti quantità di IPA (misurate in benzo(a)pirene – equivalenti) quattro volte superiori a quelle riscontrate nelle altre abitazioni.

Negli Stati Uniti, uno studio epidemiologico (Sood et al., 2010) ha evidenziato come – nell'ambito di una popolazione di forti fumatori – la presenza di COPD sia statisticamente molto superiore nelle persone che utilizzano apparecchi per la combustione di biomassa.

Di recente, una review (Kim et al., 2011) ha sintetizzato le informazioni disponibili relativamente ai danni alla salute derivanti dall'utilizzo di biomasse (soprattutto legna) per le attività di cucina. Lo studio mette in rilievo come:

- diversi studi hanno evidenziato l'associazione con malattie respiratorie acute (affezioni al tubo respiratorio, otite), specialmente dei bambini. I lavori citati riguardano prevalentemente i paesi in via di sviluppo, ma vi è anche uno studio realizzato nello stato di New York e che analizza i casi di otite nei bambini, il cui numero risulta influenzato dalla presenza di stufe a legna nelle abitazioni;
- numerosi studi hanno evidenziato l'associazione tra uso di biomasse e bronchite cronica e/o COPD;
- non si è evidenziata un'influenza diretta sui casi di tubercolosi, ma vi è influenza sulla velocità dell'infezione da tubercolosi;
- vi sono studi che mettono in luce l'influenza dell'utilizzo di combustibili solidi sul cancro ai polmoni; va però precisato che tale associazione è meno evidente per la legna, mentre lo è di più per il carbone;
- si è evidenziata una relazione con il basso peso alla nascita dei neonati; tale associazione è stata correlata soprattutto con la presenza di monossido di carbonio nelle abitazioni;
- vi è un'associazione tra biomassa, irritazione oculare e cataratta.

Gli studi epidemiologici relativi all'inquinamento indoor sono stati sintetizzati anche dall'International Agency of Research on Cancer (IARC, 2010) che ha definito le emissioni indoor dalla combustione di biomassa (soprattutto legnosa) come 'probabili cancerogeni per l'uomo'. Questa conclusione si è fondata su tre elementi: la presenza di idrocarburi policiclici aromatici ed altri composti cancerogeni nel fumo da legna, le evidenze sulla sua mutagenicità e i numerosi studi che hanno evidenziato danni citogenetici negli esseri umani esposti. L'influenza sul cancro ai polmoni è comunque meno evidente di quella riscontrata nel caso del carbone.

Uno studio ha considerato specificamente un fenomeno prettamente italiano, cioè l'utilizzo di forni a legna nelle pizzerie (Buonanno, 2010). Lo studio ha misurato il numero, l'area superficiale e la concentrazione di PM1 all'interno di pizzerie, rilevando parametri simili a quelli di altri microambienti critici, quali le aree in prossimità delle grandi arterie stradali.

Per quanto riguarda gli studi sulle fonti di emissione, molti lavori partono dalla classificazione - già riportata nel paragrafo 2.1.4. – del particolato in categorie a cui associare le caratteristiche tossiche:

sali, fuliggine, composti organici condensabili; le ultime due, che derivano da combustione incompleta, sono quelle associate alla presenza di composti tossici.

Alcuni studi hanno cercato di approfondire questo aspetto: in particolare, uno studio svizzero (Klippel et al., 2007) ha comparato la tossicità ed il potere mutageno su cellule polmonari in vitro di polveri provenienti da un'auto diesel e da una stufa in condizioni di combustione completa e incompleta. I risultati hanno mostrato una tossicità delle polveri da diesel 5 volte più alta di quella delle polveri da combustione completa della legna; il particolato proveniente dalla combustione incompleta, invece, che conteneva livelli di idrocarburi policiclici aromatici venti volte quelli del diesel, presentava un livello di tossicità 15 volte superiore.

Un altro studio (Jalava et al., 2010) ha indagato l'influenza delle condizioni di combustione sull'attività citotossica ed infiammatoria del particolato: i risultati mostrano come il particolato prodotto in condizioni di combustione incompleta abbia una maggiore presenza di composti organici, ed un potere citotossico ed infiammatorio chiaramente più elevato. Con la medesima metodologia sono state studiate le differenze immunotossiche e citotossiche tra il particolato emesso da una caldaia a pellet e quello emesso da un *masonry heater* – caldaia tradizionale ad accumulo utilizzata nei paesi scandinavi (Tapanainen et al., 2011): i due apparecchi sono stati considerati rappresentativi di un processo di combustione ottimale (caldaia a pellet) e di un processo incompleto (*masonry heater*). Anche in questo caso, la combustione più inefficiente del *masonry heater* causa una maggiore genotossicità, che sembra essere associata ad una alta concentrazione di IPA e di altri composti organici nel particolato.

Un altro studio (Tian, 2009) ha rilevato come uno dei possibili meccanismi di generazione del danno da PM è correlato allo stress ossidativo, prodotto dalla presenza di radicali liberi. La rilevazione sperimentale degli effluenti dalla combustione di carbone e legna ha mostrato una forte correlazione tra intensità dei radicali e presenza di carbonio elementare, suggerendo che le specie radicaliche siano *carbon-centered*.

Miljevic et al. (2010) hanno indagato la presenza di specie reattive ossigenate, utilizzando una sonda che presenta forte fluorescenza in presenza di elevata attività redox. Sugli effluenti di una stufa a legna, è stata rilevata un'attività molto più elevata nel caso di avvio della combustione a freddo rispetto all'avvio a caldo. Inoltre la differenza rilevata dopo il passaggio dell'effluente attraverso un *thermodenuder* ha permesso di mettere in luce la natura semi-volatile dei composti attivi. Gli effluenti della stufa a pellet si sono dimostrati privi di attività in tutte le fasi di combustione.

Danielson et al. (2011) hanno studiato gli effetti (in termini di stress ossidativo, danni al DNA ed infiammazioni) indotti su cellule polmonari e monociti umani da tre campioni di PM: le emissioni da una stufa a legna, PM raccolto in un ambiente rurale con forte presenza di riscaldamento a legna, e ambiente rurale di *background*. Anche in questo caso, per quanto riguarda le emissioni da legna, si è concluso che queste hanno un elevato contenuto di IPA, producono radicali liberi, danni al DNA e stress infiammatorio ed ossidativo. Ciò che è originale è però che effetti del medesimo tipo – seppure non così acuti – si sono riscontrati con il PM raccolto nell'ambiente rurale fortemente inquinato dal fumo delle stufe.

2.3. COMBUSTIONE DELLA LEGNA ED EMISSIONI CLIMALTERANTI

La combustione di biomassa non comporta emissioni dirette di anidride carbonica con effetto climalterante, in quanto non si tratta di emissioni aggiuntive, avendo la stessa pianta sottratto dall'atmosfera durante il suo ciclo vitale la quantità di CO₂ emessa al momento della combustione. L'uso della biomassa non è però del tutto neutro in quanto ad effetti climalteranti.

Innanzitutto, come per tutti i combustibili, alcune emissioni sono legate al “ciclo di produzione” della legna, ad esempio per via del trasporto dalla produzione al punto di consumo. Comunque, un recente studio (Caserini et al., 2010) mostra che si tratta di un contributo poco rilevante, anche se la legna è trasportata in camion da centinaia di chilometri di distanza. Analogamente, poco rilevanti sono le emissioni durante la preparazione dei pellets.

Più importante è invece il contributo che la legna può dare all'emissione di composti gassosi e particolati che hanno un effetto riscaldante. In condizione di cattiva combustione, la legna da ardere emette metano, un importante gas serra, oltre a notevoli quantità di fuliggine, indicata più spesso come *black carbon* (BC). Il BC è un agente con un fortissimo potere climalterante: il suo contributo medio riscaldante su 100 anni è circa 500 volte quello dalla CO₂. Sul breve termine (20 anni) la fuliggine ha un effetto riscaldante pari a oltre 2000 volte quello della CO₂ (Bond, 2007). Di recente, le valutazioni effettuate dagli esperti nell'ambito della Convenzione sul Trasporto Transfrontaliero di Inquinanti a Lunga Distanza (Ad-Hoc Expert Group on Black Carbon, 2011) hanno stimato che nei paesi aderenti alla convenzione il contributo del settore residenziale (comprensivo di emissioni dall'uso di carbone, in particolare nei paesi dell'Est Europa) alle emissioni di *black carbon* è mediamente intorno al 30% delle emissioni complessive.

Vanno considerati tra le emissioni della legna anche il particolato inorganico con effetto raffreddante per l'atmosfera, ed il *brown carbon*, un aerosol organico che si origina da composti organici volatili e sostanze umiche. L'effetto del *brown carbon* sul clima è ancora incerto e controverso; da un lato è in grado di assorbire la luce (radiazione UV) e quindi avere un effetto riscaldante per l'atmosfera, seppure nettamente minore del BC. Dall'altro non assorbe la radiazione infrarossa, quindi porta ad un raffreddamento della superficie. Tenendo conto che non c'è una chiara distinzione fra *brown carbon*, *black carbon* e le varie molecole del carbonio organico, e che la radiazione luminosa può alterare i rapporti fra le sostanze, non è agevole valutare quale sia l'effetto climalterante complessivo del particolato emesso dalla combustione delle biomasse.

Non va dimenticato, infine che l'entità delle emissioni di metano e *black carbon* dipendono non solo dal tipo di apparecchio ma anche dalle effettive condizioni operative di combustione. Ad esempio, se si considerano le emissioni di un camino aperto, o di una stufa poco efficiente con alte emissioni di BC e CH₄, è possibile che la combustione della legna abbia un effetto negativo anche dal punto di vista delle emissioni climalteranti. Viceversa, per apparecchi a basse emissioni (es. stufe a pellets) il bilancio della CO₂ rimane largamente favorevole. In altre parole, una cattiva combustione della legna può far perdere una parte anche consistente del vantaggio di non utilizzare la combustione di carbonio fossile, oltre a produrre, come detto in precedenza, notevoli quantità di inquinanti.

2.4. PICCOLI IMPIANTI A BIOMASSA E INCENDI

Un ultimo aspetto da considerare riguardo all'impatto ambientale dei piccoli impianti a biomassa è relativo all'incendio delle canne fumarie, un evento di grande importanza per la sicurezza delle abitazioni. Secondo i dati raccolti da ANFUS (Bani, 2011), in Italia, dalle statistiche dei Vigili del

Fuoco si possono stimare circa 10.000 incendi di tetti innescati da un incendio all'interno della canna fumaria; considerando un costo di circa 50.000 euro a incendio, i costi risultanti si aggirano in circa 500 milioni di euro l'anno.

Una recente indagine dei Vigili del Fuoco di Brescia (Buffo e Dadone, 2009) ha identificato due principali cause degli incendi dei tetti. La prima è la cattiva manutenzione (18% dei casi), in quanto la fuliggine depositata all'interno della canna fumaria prende fuoco innescando l'incendio. La seconda sono le realizzazioni non a regola d'arte del camino (53% dei casi): infatti non sempre in fase di costruzione vengono rispettati i necessari accorgimenti. Tipico esempio è che la canna fumaria in acciaio è posta a contatto col legno, senza l'interposizione di un adeguato strato di coibentazione.

L'assenza di controlli è sicuramente una delle cause del fenomeno: in Italia, infatti, a differenza di quanto accade nella maggior parte degli altri paesi europei, non vi è una normativa specifica concernente la manutenzione degli apparecchi a legna.

Le normative più recenti (DM 22.1.2008, n. 37) hanno assoggettato gli impianti termici a legna alle normative sulla sicurezza di tutti gli impianti di riscaldamento. Di conseguenza, il quadro di obblighi e controlli risulta ampliato rispetto al passato. Sono oggi vigenti i seguenti obblighi, tuttora poco conosciuti:

- è obbligatorio un progetto redatto dal responsabile tecnico dell'impresa installatrice (o da parte di professionista iscritto negli albi professionali, nel caso di canne fumarie ramificate collettive);
- i lavori di installazione, di trasformazione, di ampliamento e di manutenzione straordinaria degli impianti sono da affidare ad imprese abilitate che realizzano gli impianti secondo la regola dell'arte;
- al termine dei lavori l'impresa installatrice rilascia al committente la dichiarazione di conformità degli impianti realizzati;
- deve essere rilasciato un certificato di agibilità dalle autorità competenti, previa acquisizione della dichiarazione di conformità;
- per il rifacimento o l'installazione di nuovi impianti in edifici già dotati di certificato di agibilità l'impresa installatrice deposita a fine lavori la dichiarazione di conformità presso il comune.

2.5. L'EVOLUZIONE TECNOLOGICA IN CORSO

L'utilizzo delle biomasse è incentivato nella maggior parte dei paesi sviluppati, a causa della loro natura di fonte rinnovabile. Gli attuali livelli emissivi sono tuttavia considerati in chiaro conflitto con gli obiettivi di risanamento della qualità dell'aria (Nussbaumer, 2010): pertanto, è considerevole lo sforzo, sia a livello legislativo che di ricerca scientifica, per la riduzione delle emissioni degli apparecchi.

Si possono distinguere due filoni di lavoro, descritti in seguito: l'ottimizzazione del processo di combustione e l'installazione di dispositivi a valle per l'abbattimento degli inquinanti.

2.5.1. Ottimizzazione del processo di combustione

Il miglioramento emissivo è perseguito mediante l'ottimizzazione della geometria della camera di combustione e dei sistemi di alimentazione dell'aria. Lo scopo primario è la riduzione del particolato organico, che costituisce anche la frazione più tossica delle emissioni di particolato; si punta anche a ridurre le componenti inorganiche. La fluidodinamica computazionale fornisce un importante strumento, perché consente di sviluppare le innovazioni minimizzando il ricorso ai test di laboratorio – più lunghi e costosi (Brunner et al., 2011).

Le possibili strategie di riduzione possono essere riassunte nel modo seguente:

- per minimizzare le ceneri volanti grossolane, è possibile mantenere bassa la velocità dei flussi gassosi sul letto di combustione, mediante l'ottimizzazione della geometria della griglia e dei sistemi di alimentazione dell'aria primaria. Una strategia alternativa consiste nel produrre punti di riduzione della velocità dei fumi, o brusche variazioni di direzione del flusso a valle della camera di combustione, in modo da consentire una riprecipitazione delle ceneri;
- per ridurre le emissioni di particolato inorganico, è necessario ridurre le temperature sul letto di combustione, oppure aggiungere appositi additivi al combustibile;
- per ridurre le emissioni di particolato organico, è necessario ottimizzare il processo di combustione in modo da rendere la fase di accensione più breve possibile; va però nel contempo evitata una velocità di combustione troppo elevata, che potrebbero produrre carenza di ossigeno durante la fase principale di combustione. Questi obiettivi vengono perseguiti mediante la parzializzazione degli afflussi d'aria (primaria/secondaria/terziaria) e l'introduzione di sistemi automatici avanzati per il controllo.

Particolare attenzione è dedicata all'ottimizzazione delle fasi transitorie della combustione, che costituiscono quelle a maggiori emissioni di particolato.

L'ottimizzazione degli apparecchi procede in ogni caso su binari distinti per quanto riguarda gli impianti a legna, ad alimentazione necessariamente manuale, e gli impianti ad alimentazione automatica (a *wood chips* o pellet). Per gli impianti ad alimentazione manuale, si punta a minimizzare la frazione organica del particolato; per gli impianti ad alimentazione automatica, si punta anche alla riduzione della componente inorganica.

Una recente presentazione (Brunner, 2011) ha indicato come livello emissivo relativo alle migliori tecnologie attualmente sul mercato un *range* tra 20 e 50 g/GJ di PM. Si prevede che questi valori possano, mediante l'ottimizzazione degli apparecchi, essere ridotti dell'80% nel caso degli impianti automatici e del 50% nel caso degli impianti ad alimentazione manuale.

Un'ulteriore linea di sviluppo è costituita dai sistemi di gassificazione di piccola taglia, per i quali le applicazioni a scala residenziale sono considerate attualmente in fase pre-commerciale. Uno studio recente (Jokkiniemi, 2011) ha illustrato le sperimentazioni effettuate in laboratorio su un sistema di gassificazione a pellet di potenza pari a 15 kW: il livello di emissione raggiunto è pari a circa 2 g/GJ. Restano ovviamente da verificare le prestazioni in campo.

2.5.2. Dispositivi per la rimozione a valle delle polveri

I sistemi di abbattimento a valle considerati tecnicamente ed economicamente applicabili ai piccoli impianti del settore residenziale sono costituiti dai catalizzatori e dai precipitatori elettrostatici. Nel seguito verranno descritte brevemente le tecnologie applicate ed i dati disponibili per valutarne l'efficacia.

CATALIZZATORI

Il principio di funzionamento dei catalizzatori consiste nell'ossidazione dei composti organici presenti nei fumi. In assenza di dispositivi specifici, l'ossidazione richiede una temperatura di almeno 540 °C; temperature così alte sono difficili da raggiungere all'esterno della camera di combustione. Per ridurre la temperatura di ignizione dei fumi, gli apparecchi possono essere dotati di un catalizzatore a valle della camera di combustione. I dispositivi sono realizzati solitamente con un supporto ceramico estruso in una configurazione a celle o ad alveare. La superficie è poi ricoperta con un sottile strato di catalizzatore (p.es.: platino, rodio o palladio).

In termini operativi, possono prodursi danni al catalizzatore dovuti ad una temperatura eccessiva, e può esserci la necessità di periodiche operazioni di pulizia. I catalizzatori sono dispositivi estremamente diffusi soprattutto negli Stati Uniti; recentemente si è avuto il lancio di qualche prodotto anche sul mercato europeo ed italiano, ma non sono ancora disponibili dati di letteratura sufficienti ad accertarne l'efficacia e la durabilità nel tempo.

PRECIPITATORI ELETTROSTATICI

Nei precipitatori elettrostatici ad uso domestico, l'elettrodo è solitamente posizionato al centro della canna fumaria, ma esistono anche conformazioni diverse (p.es.: con elettrodi piatti). La tensione prodotta provoca la ionizzazione delle particelle, che si depositano di solito lungo il camino. La rimozione delle particelle depositate può avvenire a seconda dei casi:

- durante le normali operazioni di pulizia del camino (previa rimozione dell'elettrodo);
- tramite un sistema di rimozione periodica dei residui dalla canna fumaria, mediante vibrazione, rimozione meccanica (p.es.: spazzole rotanti) o insufflazione di aria.

Il sistema può inoltre avere necessità di una presa d'aria per il raffreddamento dell'elettrodo, e di una sonda di regolazione che attiva l'elettrofiltro a seconda della temperatura.

Una ulteriore tipologia da considerare è costituita dagli scambiatori di calore: si tratta di dispositivi dedicati al recupero di calore, la cui configurazione viene ottimizzata con lo scopo di favorire anche la precipitazione del particolato.

Molti dispositivi sono in fase di sviluppo, e non sempre esiste documentazione scientifica attendibile riguardo alla loro efficacia.

Uno studio effettuato in Svizzera (Okozentrum Langenbruck, 2006) ha testato in campo l'efficacia di un elettrofiltro, verificando sugli impianti a carica manuale rendimenti del 76% nella fase centrale del processo di combustione. Più critiche sono invece la fase iniziale (rendimento 40-60%) e finale (58%).

Un altro lavoro realizzato presso l'Università di Trento (Baggio et al., 2008), ha testato l'efficienza dell'elettrofiltro Zumikron, uno dei primi dispositivi ad essere immesso sul mercato europeo. Le conclusioni dello studio certificano percentuali di abbattimento intorno all'80%, ma ottenute in fase di combustione stazionaria; un limite degli elettrofiltri, come si è già visto, è tuttavia proprio la

difficoltà di funzionamento in condizioni di combustione non ottimale (Nussbaumer e Lauber, 2010).

La rassegna più completa sui dispositivi di abbattimento delle polveri applicati agli impianti residenziali a biomasse è presentata in IEA Bioenergy (2011), che ha descritto i principali dispositivi di abbattimento in commercio o prossimi alla commercializzazione, e li ha anche sottoposti a prove di laboratorio per verificarne l'efficacia. Complessivamente sono stati sottoposti a test 19 apparecchiature, per la maggior parte costituite da precipitatori elettrostatici (ESP). Una sintesi dei risultati è riportata in Tabella 2_2. Come sottolineato nello studio, le misure di efficienza riportate richiederebbero di riferirsi a standard di misura comuni. Infatti, diverse circostanze possono influenzarne il valore:

- non è chiara l'influenza delle particelle cariche sui dispositivi di misura a valle del filtro;
- alcuni filtri sono posizionati sul tetto: il conseguente raffreddamento dei fumi ha influenza sull'efficienza, e pertanto le prove di laboratorio dovrebbero svolgersi quanto più possibile in condizioni simili a quelle in campo;
- la presenza di flussi d'aria per la pulizia degli elettrodi può raffreddare i fumi e produrre quindi ulteriore particolato per adsorbimento dei composti organici sul PM: questo potrebbe nel caso peggiore produrre efficienze negative.

Risulta inoltre importante definire le condizioni di combustione in fase di test; in particolare va chiarita l'influenza delle particelle appiccicose, che si generano in fase di combustione incompleta.

Lo studio evidenzia come le migliori performance siano correlate a filtri di tipo elettrostatico, che possono raggiungere efficienze tra il 50 e l'85%. I dispositivi catalitici danno risultati promettenti, ma non sono operativi in fase di combustione iniziale, in quanto necessitano di alte temperature; fa eccezione uno dei dispositivi censiti, che è collocato all'interno della camera di combustione.

Per i filtri ceramici installati nella parte superiore della camera di combustione l'efficienza non può essere testata, perché è impossibile il prelievo a monte del filtro. Tuttavia le stufe in commercio che li montano hanno emissioni paragonabili a quelle degli altri impianti di pari tecnologia, e quindi l'efficienza non parrebbe essere elevata. L'impiego di scambiatori di calore come dispositivi di abbattimento del particolato è teoricamente promettente, ma richiede ulteriore sviluppo.

L'EPA danese ha recentemente finanziato la valutazione di nove dispositivi (tra cui un catalizzatore e numerosi elettrofiltri) per la rimozione del particolato da impianti a biomassa (Schleicher, 2011).

I risultati dello studio hanno evidenziato, per quanto riguarda gli elettrofiltri:

- riduzioni delle emissioni molto limitate per le diossine; i composti aromatici in alcuni casi risultano addirittura aumentati;
- il particolato risulta ridotto – in una certa misura – per quanto riguarda le emissioni in massa, ma con un aumento delle granulometrie più fini (<0.1 μm). La spiegazione parrebbe essere che, in fase di raffreddamento dei fumi, le particelle organiche anziché condensare sul particolato di granulometria maggiore (che viene rimosso dall'elettrofiltro) vanno a formare particolato di granulometria inferiore.

Lo studio ha inoltre evidenziato alcuni problemi pratici (p.es.: necessità di una canna fumaria in metallo, rumorosità dell'apparecchio) che limitano l'applicabilità nei casi reali.

Per quanto riguarda il catalizzatore, si evidenzia che le prestazioni elevate sono accompagnate da frequenti necessità di pulizia (circa ogni 8 ore di funzionamento) e difficile applicabilità per problemi di pressione – sono necessari almeno 7-10 m di canna fumaria perché si raggiungano i valori necessari. Un ulteriore punto critico è la possibilità che il catalizzatore possa bloccare il flusso di gas nella canna fumaria, con conseguenti problemi di sicurezza.

Dal punto di visto economico, in vista anche delle maggiori necessità di manutenzione dell'impianto, per gli apparecchi di piccola taglia si considera complessivamente più conveniente

comprare un nuovo e più efficiente apparecchio di combustione piuttosto che un dispositivo di abbattimento a valle.

Essenzialmente, questi sistemi di abbattimento sono particolarmente interessanti per gli apparecchi ad alimentazione manuale, dove le possibilità di ottimizzazione del processo di combustione sono limitate; tuttavia è proprio in condizioni di cattiva combustione che i filtri mostrano le maggiori limitazioni di impiego.

Un altro lavoro (Nussbaumer e Lauber, 2010) ha approfondito il ruolo delle proprietà delle particelle sull'efficienza di rimozione dei precipitatori elettrostatici. Le particelle sono state classificate in:

- sali (prodotto della combustione completa della biomassa);
- fuliggine (combustione incompleta ad alta temperatura in carenza di ossigeno);
- composti organici condensabili (combustione incompleta a bassa temperatura).

L'efficienza di un precipitatore elettrostatico è stata testata in laboratorio per i diversi tipi di particelle, mostrando che solo i sali presentano caratteristiche ideali per la rimozione. La fuliggine mostra una conduttività troppo alta, che provoca una significativa risospensione delle particelle; viceversa la frazione organica condensabile ha conducibilità troppo bassa e crea un effetto corona, che limita il campo elettrico del dispositivo.

Un altro lavoro (Meyer et al., 2009) ha approfondito il ruolo delle particelle caricate nel funzionamento dei sistemi di misurazione e dimostrato l'influenza sulle misure di un TEOM (*Tapered Element Oscillating Microbalance*), per il quale è suggerita la preventiva neutralizzazione del particolato prima della misurazione.

L'influenza delle diverse fasi di combustione è indagata in Bologna et al. (2009), che riguarda lo sviluppo di uno dei dispositivi menzionati nel lavoro dello IEA (CAROLA). Lo studio sostiene che, in un dispositivo ad alimentazione manuale, ad ogni nuova aggiunta di legna corrisponde un aumento del numero di particelle ed un conseguente effetto corona, che limita l'efficienza al 40% per i successivi 20 minuti. Successivamente l'efficienza risale al 75%. Il lavoro mette peraltro in luce il fatto che l'efficienza del dispositivo è comunque sufficiente a raggiungere i futuri standard di emissione per le stufe previsti in Germania.

L'utilizzo sperimentale di un dispositivo catalitico è documentato anche in Hukkanen et al. (2012); l'efficienza (relativa ad un filtro commerciale a base di platino e palladio) è stimata in un 30% di riduzione del PM1 sull'intero di ciclo di combustione. L'utilizzo del dispositivo ha dimostrato di avere diversi limiti: innanzitutto l'apparecchio scelto (stufa da sauna) ha una temperatura dei fumi particolarmente elevata e perciò adatta all'uso del catalizzatore, che nonostante ciò non può operare nella fase iniziale della combustione; inoltre il filtro è soggetto a progressivo intasamento, e deve perciò essere pulito una volta al mese.

Uno studio recente (Le Dreff – Lorimier, 2012) ha documentato l'efficienza di un elettrofiltro commercializzato in Francia sulle emissioni di un inserto, stimando nel 75% l'efficienza di rimozione del particolato. Si tratta tuttavia di una sperimentazione condotta in condizioni di funzionamento dell'apparecchio al carico nominale.

Tabella 2_2 – Sintesi dei risultati dello studio IEA Bioneregy (2011). η = efficienza di rimozione del PM

Costruttore e denominazione dell'apparecchio	Caratteristiche essenziali	Campo di applicazione	Costi di investimento e consumi elettrici	Manutenzione	Risultati dei test di laboratorio (fra parentesi il nome del laboratorio che ha eseguito il test)
Applied Plasma Physics ASA (Norvegia) - R_ESP	Dispositivo tubolare montato in cima al camino. L'accensione e lo spegnimento sono automatici (in base alla temperatura dei fumi)	Vecchie stufe; combustibili ad elevato tenore di ceneri (p.es.: pellet di corteccia). Necessaria connessione elettrica sopra il tetto.	Costo: tra i 1.000 ed i 2.000 € (il dispositivo non è ancora sul mercato) Consumi: sino a 180 kW	Pulizia manuale da parte dello spazzacamino (uno o due volte all'anno in relazione al tipo di apparecchio ed alla frequenza di utilizzo)	Test per 61 giorni con una vecchia stufa: η = 54-61% (National Institute of Technology – Norvegia) Test per 250 minuti (ciclo di combustione completo su una vecchia stufa): η = $86 \pm 4\%$. Per una caldaia funzionante a pellet di erba: η intorno all'85% (SP Technical Research Institute of Sweden) Test per 4.300 ore su 4 tipi diversi di stufe: η medio: 69%. Apparecchio molto rumoroso, si sono verificati guasti per l'eccessivo deposito sull'elettrodo; rottura di un elettrodo durante il test con necessità di sostituzione (TFZ Straubing, Germania)
Karlsruhe Institut für Technologie (Germania) – Carola	Dispositivo in due stadi, installato tra l'impianto di combustione ed il camino (richiede uno spazio di 0.8x0.44x0.22 m): ionizzazione mediante elettrodo ad alto voltaggio; raccolta polveri mediante tubo dotato di spazzola	Sinora test da parte del costruttore solo su apparecchi moderni	Costo: 1.200 € circa – ma è ancora in fase di prototipo Consumi: 36 W	Le polveri vengono rimosse automaticamente ogni ora e raccolte in una tramoggia	Nei test di laboratorio efficienze 87% per stufe a legna e 82% per stufe a pellet (costruttore)
Kutzen und Weber GmbH (Svizzera) - ESP Zumikron	Apparecchio tubolare installato alla base del camino, dotato di valvola aggiuntiva per prevenire i depositi sull'elettrodo.	Apparecchi a biomassa sino a 35 kW	Costo: 1.500 € + costi di installazione. Consumi: 15 W	Rimozione polveri da parte dello spazzacamino. Necessaria periodica sostituzione elettrodo a causa della corrosione	Test su vecchia stufa per 545 h di funzionamento: η = 41% per TSP e 53% per PM1 (Graz University of Technology). Test di 3700 h con tre tipi diversi di stufe: η media 11-17% Apparecchio rumoroso; si sono verificate rotture dell'elettrodo durante l'uso (TFZ Straubing, Germania)
OekoSolve (Liechtenstein) -ESP Oekotube	Apparecchio tubolare montato in cima al camino	Apparecchi a biomassa sino a 70 kW	Costo: circa 2000 € + il installazione (500-1.000 €) Consumi: 20-30 W	Pulizia da parte dello spazzacamino. Necessaria periodica rimozione ceneri dalla base del camino	Test su una moderna caldaia a pellet η = 96.7-97.5%: (Graz University of Technology, Austria)
Robert Bosch GmbH (Germania) - ESP Bosch	Apparecchio tubolare installato nel camino (necessaria 1.25 m di lunghezza) e preriscaldato per prevenire i depositi di	Caldaie e stufe a pellet e legna	Costo: circa 1.300 € + 300 € di installazione Consumi: 34 W	Pulizia con dispositivo a molla da attivare manualmente ogni 50-100 h	Test su caldaia a pellet per 860 h: η = 70% (test eseguiti internamente)

	polveri				
RuFF-Kat GmbH (Germania) - ESP RuFF-Kat	Apparecchio tubolare installato in cima al camino. Valvola aggiuntiva di ventilazione per prevenire i depositi. Necessaria connessione elettrica sul tetto	Caldaie e stufe a pellet e legna	Costo: circa 1.500 € + installazione; in fase di prossima commercializzazione. Consumi: 20 W	Pulizia automatica periodica mediante dispositivo magnetico vibrante. Periodica rimozione delle ceneri dalla base del camino.	Test con caldaia a pellet moderna: $\eta > 70\%$ (TFZ Straubing, Germania)
Schrader Abgastechnologie (Germania) - ESP AL-Top Schrader	Apparecchio tubolare con letto filtrante metallico	Caldaie a pellet e trucioli di legna	Costo: intorno ai 3000 € - in fasi di prototipo. Consumi: 15-150 W	Pulizia automatica mediante spruzzamento di acqua al raggiungimento di un calo di pressione predefinito	In fasi di test η sino all'82 % (DBFZ Lipsia)
Otto Spanner GmbH (Germania) - ESP SF20	Apparecchio tubolare con valvola per prevenire i depositi (spazio richiesto: 0,4x0,5x 1m); valvola aggiuntiva per ridurre il calo di pressione	Caldaie a pellet, legna e trucioli di legna	Costo: 1.200 € + installazione. Consumi: 30 W	Pulizia giornaliera con apparecchiatura automatica – da attivare manualmente	Test per 410 h su una caldaia a legna: $\eta = 68\%$ Dispositivo di pulizia automatica inefficiente (Graz University of Technology, Austria) Test per 2.900 h con caldaie di diverso tipo: η dal 25 al 94%; elevata per gli apparecchi moderni. Malfunzionamento a causa di depositi sul sensore di temperatura. Il sistema di pulizia è lento e la valvola dell'aria influenza la combustione (TFZ Straubing, Germania)
Spartherm Feuerungstechnik GmbH (Germania) - ESP AirBox Spartherm	ESP montato sopra l'apparecchio e dotato di diverse superfici piane di raccolta delle polveri all'interno dell'apparecchio	Stufe a camino sino a 20 kW	Costo: circa 1.500 € - disponibile solo con stufe Spartherm. Consumi: 10-20 W	Pulizia manuale dopo circa 100 h (durata circa 15 minuti)	$\eta = 60-80\%$ (Rhein-Ruhr Feuerstätten Prüfstelle, Germania)
TassuESP LTD (Norvegia) - NasuRESP – Tassu ESP	Particelle caricate per diffusione all'esterno del camino vengono trasferite nel camino mediante un compressore (spazio necessario: 0,5x0,5x1,5 m)	Apparecchi automatici; in fase di sviluppo per apparecchi manuali	Costo non definito. Consumi: 10-20 W	Le particelle vengono rimosse mediante carica elettrica. Smaltimento delle ceneri, che vengono raccolte in un contenitore	Dati del costruttore: $\eta = 85-90\%$ per apparecchi automatici
TH Alternativ Energie (Germania) - ESP Kamin-Feinstabkiller – TH - AE	Elettrodo installato nel camino	Applicabile in camini metallici	Costo: circa 1.500 € + installazione. Consumi: 40-80 W	Pulizia automatica mediante iniezione di acqua nel camino (ogni 3 ore) – necessaria rimozione ceneri dalla scatola di neutralizzazione	Test su caldaia a legna per 30 h: η media 64% (TFZ Straubing, Germania)

Windhager Zentralheizung Technik GmbH (Austria) - ESP Windhager	Non pubblicata	Sinora applicato solo ad apparecchi automatici	Costo: 1.500 € + installazione ; in fase di prototipo. Consumi: 12-18 W	Pulizia automatica (dettagli non specificati)	Test per 1.500 h con caldaia a pellet: η 68-78% (BIOS, Austria Windhager, Austria)
Fine Particle and Aerosol Technology Laboratory (Finlandia) - Flue gas condenser UEF	I fumi sono diretti nel condensatore e convogliati all'interno di piccolo tubi; all'interno la condensazione produce film liquidi raccolti alla base. La rimozione sono rimosse con l'acqua	Apparecchi che usano combustibili poco corrosivi e molto umidi (trucioli di legna e pellet con aggiunta di acqua)	Non specificato	Non specificato	η 0-30% (25-40% di riduzione nel numero di particelle) (UEF Finlandia)
Bschor GmbH (Germania) - Flue gas condenser Oko-Carbonizer – Bschor	Consiste in un blocco di carbonio che agisce come condensatore. Le particelle sono rimosse col condensato	Caldaie a pellet o legna sino a 60 kW	Costo: circa 1200 € per unità da 35 kW	Il condensato pulisce automaticamente il blocco di carbonio	Test con caldaie moderne a trucioli di legna e multi combustibile: η 11-23% (TFZ Straubing, Germania)
OkoFEN Forschung und Entwicklungsgesmb H (Austria) - Pellematic Plus con condensatore integrato	Caldaia a pellet con condensatore di carbonio integrato	Integrato nella caldaia	Costo: circa 1200 €	Condensatore da pulire manualmente una volta all'anno	η poco sopra il 10% (Austrian BioEnergie Centre, Austria)
Hark GmbH e CO KG (Germania) - ECO plus con filtro a ceramica Hark	Stufa a legna con integrato un filtro di schiuma ceramica. Bypass del filtro in fase di avvio per evitare cali di pressione	Integrato nella stufa	Nessun costo aggiuntivo	Pulizia periodica manuale.	Efficienza impossibile da specificare – non è possibile misurare il PM a monte del filtro (Rhein Ruhr Feuerstätten Prüfstelle, Germania)
Interfocos BV (Olanda) - Interfocos BV	Struttura ceramica aperta	Stufe a legna	Costo: 100 € - in fase di prossima commercializzazione	Pulizia manuale periodica	Test da parte del costruttore: η variabile dal 10% al 70%
CAMINOS Kaminofen Produktions- und Vertriebs GmbH & CO (Germania) - KLIMACAT - CAMINOS	Filtro con NANOlappilli che bruciano le particelle organiche e convertono il CO a CO ₂ ; installato in camera di combustione	Integrato nella stufa	Non specificato	Non specificato	Efficienza secondo il costruttore: sino all'85%

MoreCat GmbH (Germania) - MEKAT - moreCat	Filtro al palladio contenuto in una lente che converte CO e composti carboniosi in CO ₂ e acqua	Stufe a legna, a pellet ed a lignite	Non specificato	Non necessaria	Test per 134 h su stufa a legna: le emissioni di PM aumenta perché il processo di combustione peggiora a causa dell'elevata perdita di carico (Graz University of Technology, Austria)
Prodotto non commerciale (Svezia) - Flue-gas well	Dispositivo artigianale. I fumi sono convogliati in un pozzo interrato: con la riduzione di temperatura parte delle ceneri e dei gas acidi condensano	Caldaie per la combustione dei cereali	Costo: 500-1000 € + lo scavo ed il sensore di pressione	Non necessaria	Efficienza del 42% (Stoker Saatotuli, Svezia)

3. FATTORI DI EMISSIONE NELLA LETTERATURA SCIENTIFICA

Per fattore di emissione si intende generalmente il rapporto fra i quantitativi di inquinanti emessi da una sorgente e un indicatore di attività della stessa, che tipicamente per i processi di combustione è rappresentato dalla massa di combustibile consumato.

Quanto più si dispone di dati dettagliati per una sorgente o disaggregati per un determinato settore, tanto più il fattore di emissione può essere dettagliato, definendo valori differenti ad esempio per le diverse tipologie di apparecchi e per le diverse taglie di impianti.

Per gli impianti di combustione domestica di biomasse, l'identificazione di appropriati fattori di emissione risulta particolarmente problematica a causa dei molteplici fattori, descritti nei paragrafi precedenti, che influenzano la combustione.

A livello europeo, il principale punto di riferimento per il reperimento dei fattori di emissione è l'Atmospheric Emission Inventory Guidebook (AEIG), curato dall'European Topic Center for Emission Inventory and Projection e pubblicato dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (EEA, 2010). Per i piccoli impianti di combustione a biomassa, l'AEIG fornisce un fattore di emissione medio (*Tier 1*) ed uno più dettagliato (*Tier 2*) distinto per le principali tipologie impiantistiche presenti sul mercato; i valori suggeriti dall'AEIG, che sono utilizzati negli inventari nazionali delle emissioni redatti in Europa, saranno considerati come riferimento per il confronto con i risultati della campagna sperimentale sperimentale descritta nei capitoli successivi.

Di seguito sono descritti i risultati della *review* di letteratura effettuata, distinti per i diversi inquinanti.

L'impatto della combustione domestica della biomassa sull'atmosfera è principalmente associato al materiale particolato (PM – *particulate matter*), contenente ceneri residue, carbonio elementare e sostanze organiche pesanti, ed ai gas prodotti dalla combustione incompleta, in particolare monossido di carbonio (CO), composti organici volatili (COV). Inoltre, adsorbiti nel particolato possono essere emessi microinquinanti di particolare pericolosità, quali idrocarburi policiclici aromatici (IPA) e diossine (PCDD/F). Il lavoro si è concentrato quindi su questi contaminanti.

3.1. MATERIALE PARTICOLATO

Numerosi sono i fattori che possono influenzare i fattori di emissione di PM, in particolare tipo di combustibile e sua umidità, tipo di apparecchio, nonché metodo di misura utilizzato (a caldo o a freddo, si veda il paragrafo 2.1.5).

I fattori reperiti nella letteratura scientifica sono troppo numerosi e variabili perché sia possibile evidenziare una correlazione diretta tra una singola caratteristica ed il valore assoluto delle emissioni. Anche le caratteristiche dell'apparecchio sono estremamente variabili; la stessa definizione di modello 'tradizionale' ed 'avanzato' è soggetto a variazioni e risulta difficile ricavare una definizione univoca.

La letteratura scientifica è concorde sul fatto che le emissioni più elevate di PM avvengono nelle fasi di combustione incompleta, che si realizzano soprattutto negli impianti ad alimentazione manuale; in queste fasi è molto elevata l'emissione di PM a matrice organica, direttamente correlata alla presenza di monossido di carbonio ed idrocarburi (Keltz et al., 2010).

In Tabella 3_1 è riportato un quadro riassuntivo degli intervalli relativi ai fattori di emissione di particolato dalla combustione domestica della biomassa reperiti in letteratura, riportati in dettaglio nell'Allegato 1.

	Dati letteratura								AEIG	
	Media	Mediana	Min	Max	Percentili				Valore suggerito	Intervallo di confidenza
					5°	25°	75°	95°		
Camino aperto	656	746	115	1156	190	422	860	1092	860	516-1200
Camino chiuso	399	323	82	929	139	240	502	850	860	516-1200
Camino chiuso avanzato									240	66-250
Stufa a legna	374	233	31	2021	49	85	517	1254		
Stufa a legna tradizionale									810	486-1130
Stufa a legna avanzata									240	66-250
Caldaia a legna	270	81	11	2101	14	22	408	831	475	450-1130
Stufa a pellet	45	30	8	235	8	18	59	112		
Caldaia a pellet	66	30	6	191	11	18	122	180	76	66-240

Tabella 3_1 – Fattori di emissione (g GJ^{-1}) del PM10 reperiti in letteratura e valori suggeriti dall'AEIG

Nelle fonti utilizzate, le emissioni non sono sempre riferite al PM10, ma anche alle polveri totali o alle granulometrie più fini: per poter usare questi dati nel confronto, si è utilizzato un fattore di conversione, ipotizzando che il PM10 rappresenti il 95% delle polveri totali, il PM2.5 il 94%. Tali percentuali di conversione sono state ricavate come valori medi delle distribuzioni granulometriche reperite nella letteratura scientifica, riportati in Tabella 3_2 e riassunti in Figura 3_1.

Tabella 3_2 – Fattori di emissione di PM, PM10 e PM2.5 in letteratura (sono riportate solo le fonti che indicano contemporaneamente più di una classe dimensionale)

Tipo di apparecchio	Fonte bibliografica	Fattore di emissione g/GJ				Note
		PM1	PM2.5	PM10	PM	
Caminetto aperto	EEA (2009)		850	860	900	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti (aperti e chiusi)
	Gulland (2003), in EEA (2009)		1156	1156	1206	Fattore di emissione - Canada
Caminetto chiuso	EEA (2009)		240	240	250	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti a tecnologia avanzata
	Gulland (2003), in EEA (2010)		300	300	319	Fattore di emissione per caminetto a tecnologia avanzata - Canada
			813	844	856	Fattore di emissione per caminetto convenzionale chiuso - Canada
			300	300	319	Fattore di emissione per inserto a tecnologia avanzata - Canada
			300	300	319	Fattore di emissione per inserto catalitico - Canada
			850	850	900	Fattore di emissione per inserto convenzionale - Canada
Stufe a legna	Bafver et al. (2011)		97	124		Stufa da cucina. Ciclo di combustione escluso lo start-up. Misura a caldo
			43	45		Stufa moderna. Ciclo di combustione escluso lo start-up. Misura a caldo
	EEA (2009)		240	240	240	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito a stufa a legna avanzata
			810	810	810	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito a stufa a legna convenzionale
	Gaegauf et al. (2005)	103	118	125	129	Ciclo reale misurato in campo - misura a freddo
	Gulland (2003) in EEA (2009)		300	300	319	Fattore di emissione per stufa a tecnologia avanzata - Canada
			300	300	319	Fattore di emissione per stufa catalitica - Canada
			1450	1450	1538	Fattore di emissione per stufa convenzionale - Canada
			850	850	900	Fattore di emissione per stufa convenzionale a tenuta d'aria - Canada
			1450	1450	1538	Fattore di emissione per stufa non convenzionale a tenuta d'aria - Canada
	Houck et al. (2006)		929	929		Fattore di emissione per stufa a legna non certificata
			413	413		Fattore di emissione per stufa a legna certificata non catalitica - USA
			460	460		Fattore di emissione per stufa a legna certificata catalitica - USA
Stufe a pellet	Bafver et al. (2011)		42	44		Ciclo di combustione escluso lo start-up - misura a caldo
	EEA (2009)		76	76	76	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook
	Gulland (2003) in EEA (2009)		64	70	75	Fattore di emissione - Canada
	Gaegauf et al. (2005)		46	47		Ciclo reale misurato in campo - misura a freddo
Caldaia a legna	EEA (2009)		475	475	500	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook
	Gaegauf et al. (2005)	31	34	37	39	Caldaia a ciocchi di legna. Ciclo reale misurato in campo; misura a freddo
		59	67	71	85	Caldaia a wood chips. Ciclo reale misurato in campo; misura a freddo
	Gulland (2003) in EEA (2009)		831	831	881	Fattore di emissione per caldaia centralizzata esterna - Canada
		831	831	831	Fattore di emissione per caldaia centralizzata interna - Canada	

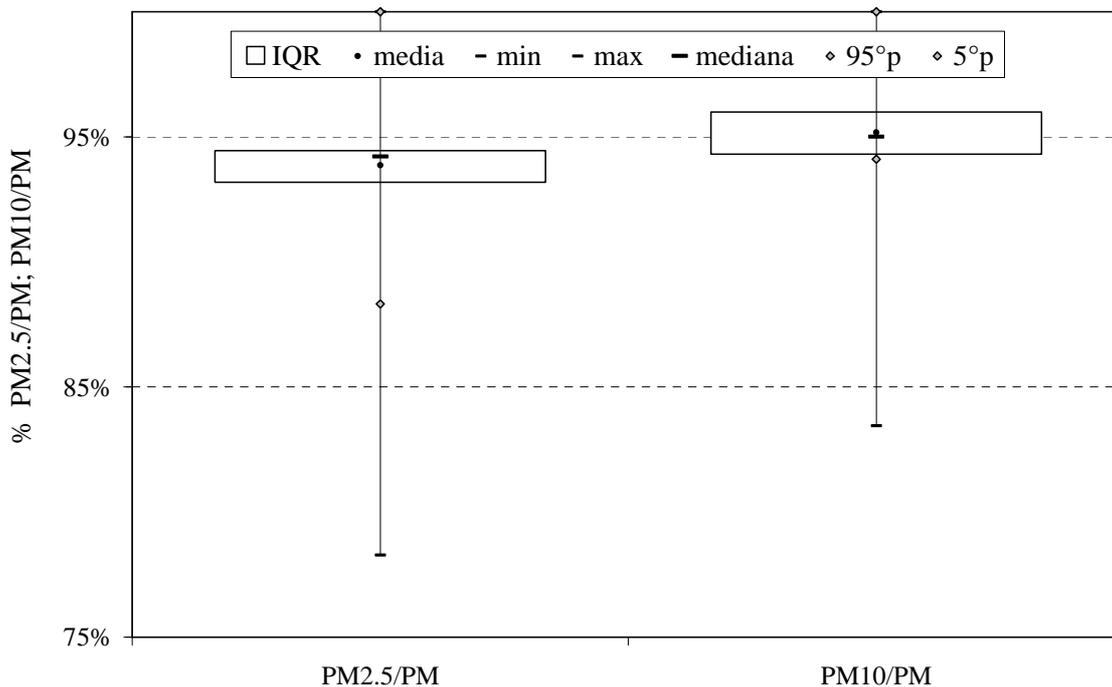


Figura 3_1. Distribuzione statistica dei dati sul rapporto PM2.5/PM e PM10/PM reperiti nella letteratura scientifica (IQR = intervallo tra 25° e 75° percentile)

Nella Tabella 3_1 sono mostrati anche i valori dei fattori di emissione suggeriti dall'AEIG, ed i relativi intervalli di confidenza. Per quanto riguarda i caminetti chiusi, va segnalato che l'AEIG li tratta in modo piuttosto incompleto. Viene, infatti, suggerito il medesimo fattore di emissione (860 g GJ^{-1} , c.i. $516\text{-}1200 \text{ g GJ}^{-1}$) per tutti gli impianti della categoria 'caminetti' (quindi aperti e chiusi), e viene poi indicato un fattore di emissione diverso per la categoria 'caminetto chiuso avanzato' (240 g GJ^{-1} , c.i. $66\text{-}250 \text{ g GJ}^{-1}$). Da segnalare che la revisione dell'AEIG attualmente in discussione accorpa i caminetti chiusi alle stufe, proponendo tre fattori di emissione, rispettivamente per caminetto chiuso tradizionale (760 g GJ^{-1} , c.i. $380\text{-}1520 \text{ g GJ}^{-1}$), caminetto chiuso energeticamente efficiente (380 g GJ^{-1} , c.i. $290\text{-}760 \text{ g GJ}^{-1}$) e caminetto chiuso avanzato/ con ecolabel (95 g GJ^{-1} , c.i. $19\text{-}238 \text{ g GJ}^{-1}$).

Come si può notare, i fattori di emissione di PM10 del caminetto aperto sono nettamente più elevati di quelli del caminetto chiuso.

Le stufe a legna sono caratterizzate da valori medi dei fattori di emissione di PM10 non dissimili da quelli del camino chiuso, ma sono presenti un numero molto maggiore di dati ed il range dei valori è più ampio. In particolare, i massimi livelli di emissione assoluti si rilevano nelle stufe a legna, con valori superiori anche a quelli da camini aperti. Si tratta dei dati riportati in due fonti di letteratura, che riportano i fattori di emissione suggeriti negli inventari di alcuni paesi (Scandinavia, Canada). Sono presenti in letteratura anche valori molto bassi – seppure sempre più elevati di quelli riscontrati per le stufe a pellet – che si riferiscono ad apparecchi a tecnologia avanzata.

I livelli di emissione medi più bassi si riscontrano negli apparecchi ad alimentazione automatica (stufe a pellet e caldaie a legna). I valori minimi in assoluto si riscontrano per le stufe a pellet: in effetti, la tecnologia di combustione del pellet è quella che – nell'ambito

degli sviluppi tecnologici in corso – riscontra le migliori performance in termini di riduzione delle emissioni. I dati riportati in letteratura e riferiti ad apparecchi a tecnologia avanzata mostrano spesso valori di PM10 inferiori ai 20 g GJ⁻¹ riferiti però a combustione a regime; per questo tipo di apparecchi con alimentazione automatica, comunque, le condizioni di transitorio sono meno significative (Boman et al., 2011; Brunner et al., 2011).

Per quanto riguarda le caldaie a legna, vi è un unico fattore di emissione superiore a 2000 g GJ⁻¹, ma si riferisce ad una prova su apparecchio tradizionale in condizioni particolarmente critiche (sovraccarico dell'apparecchio e chiusura della valvola dell'aria).

L'ampiezza degli intervalli mostrati in Tabella 3_1 è dovuta a fattori diversi, quali l'estesa gamma delle tipologie impiantistiche considerate e la presenza in letteratura sia di dati riferiti ad apparecchi testati in fase di certificazione sia di valori riscontrati riproducendo per quanto possibile cicli di carico reali degli apparecchi, ossia comprendenti le fasi di transitorio.

Un altro elemento importante è certamente la diversità dei metodi di campionamento. Difatti, un recente lavoro (Nussbaumer et al., 2008) effettuato per conto dell'International Energy Agency, per confrontare i fattori di emissione utilizzati per gli inventari delle emissioni nei diversi paesi europei, evidenzia la presenza dei fattori di emissione più elevati nei paesi che utilizzano il campionamento delle polveri mediante sistemi di diluizione dei fumi con aria ambiente. A titolo di esempio, il fattore di emissione per le stufe adottato nell'inventario nazionale è pari a 94 g GJ⁻¹ in Germania, che prevede il campionamento a caldo, , mentre in Norvegia, che utilizza il tunnel di diluizione, il corrispondente valore è pari a 1.932 g GJ⁻¹. Il medesimo studio ha inoltre rilevato che le emissioni misurate in diverse condizioni operative mostrano variazioni di un ordine di grandezza tra le emissioni nelle condizioni ottimali e quelle in caso di cattivo funzionamento.

Anche relativamente a questo aspetto, i dati relativi ai caminetti chiusi risultano incompleti. Questa tipologia impiantistica infatti, largamente diffusa in Italia, e particolarmente in Lombardia con il 44% dei consumi di legna per uso domestico (APAT-ARPA Lombardia, 2007), è poco presente nei paesi dell'Europa centro-settentrionale.

L'uso domestico delle biomasse è ampiamente diffuso anche in Nord America ed in Australia, dove sono assai diffusi anche i caminetti chiusi: ulteriori dati sui fattori di emissione sono quindi disponibili nella letteratura scientifica prodotta nei paesi extraeuropei industrializzati. Nei paesi non industrializzati l'utilizzo domestico della biomassa è estremamente diffuso, ma le tecnologie sono completamente diverse, e generalmente molto più rudimentali e di minor costo.

Nel complesso i valori suggeriti dall'AEIG risultano congruenti con la *review* di letteratura, pur in presenza di alcuni dati al di fuori dell'intervallo di confidenza definito dall'AEIG; per questo motivo i dati AEIG saranno assunti come base per il confronto con i dati misurati nella campagna sperimentale in seguito descritta.

Come già rilevato nel capitolo 2, dalla letteratura scientifica è noto che il fattore di emissione è dipendente dall'umidità del combustibile. Una ulteriore elaborazione statistica è stata quindi effettuare per valutare la relazione tra i fattori di emissione e l'umidità del

combustibile, utilizzando come base dati i fattori di emissione reperiti in letteratura per il quali l'umidità del combustibile è esplicitamente specificata.

Come si può notare nelle successive Figure 3_2, 3_3, 3_4 e 3_5, i numerosi altri fattori che influenzano la variabilità delle emissioni fanno sì che le regressioni trovate siano estremamente deboli; seppur in linea generale si può delineare una relazione crescente tra fattore di emissione e umidità per tutti gli apparecchi eccetto il caminetto aperto. Il coefficiente di correlazione più elevato – ad eccezione del caso della caldaia a legna, non significativo per il numero di dati disponibili molto ridotto – si riscontra per il caminetto chiuso.

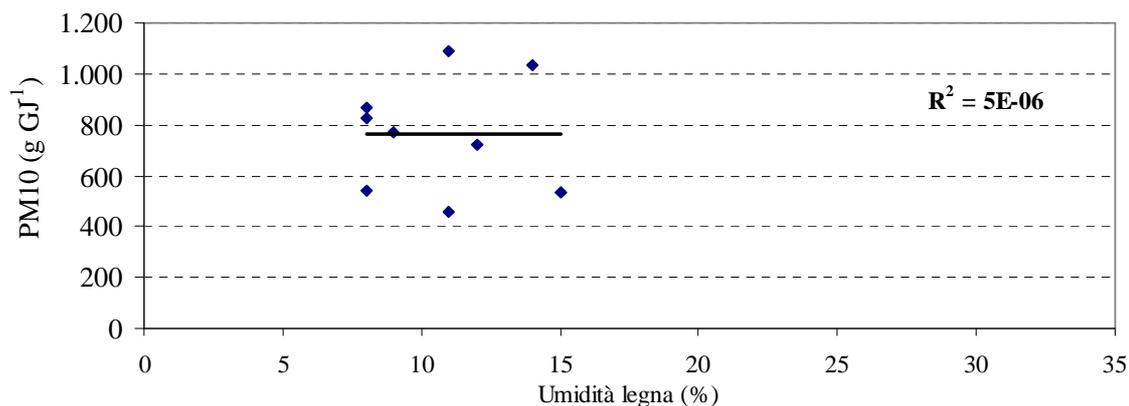


Fig. 3_2 – Rapporto tra fattore di emissione del PM10 (g GJ⁻¹) ed umidità della legna per caminetto aperto

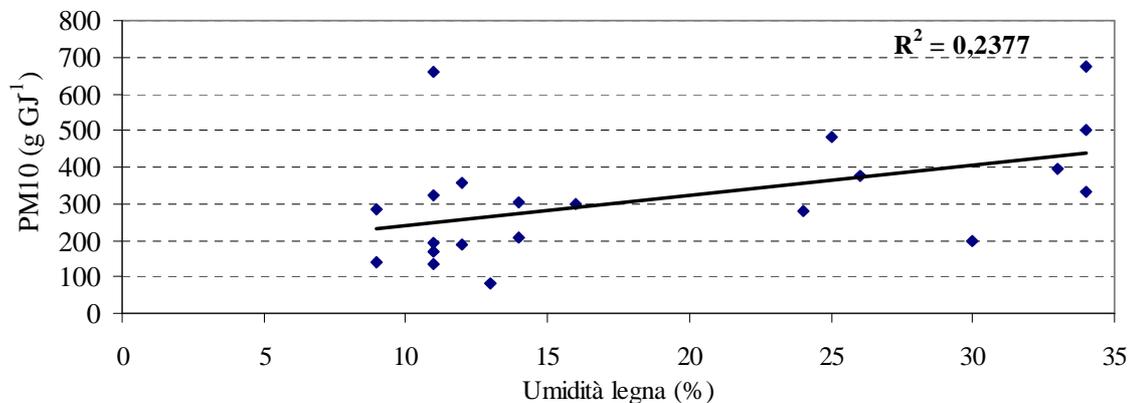


Fig. 3_3 – Rapporto tra fattore di emissione del PM10 (g GJ⁻¹) ed umidità della legna per caminetto chiuso

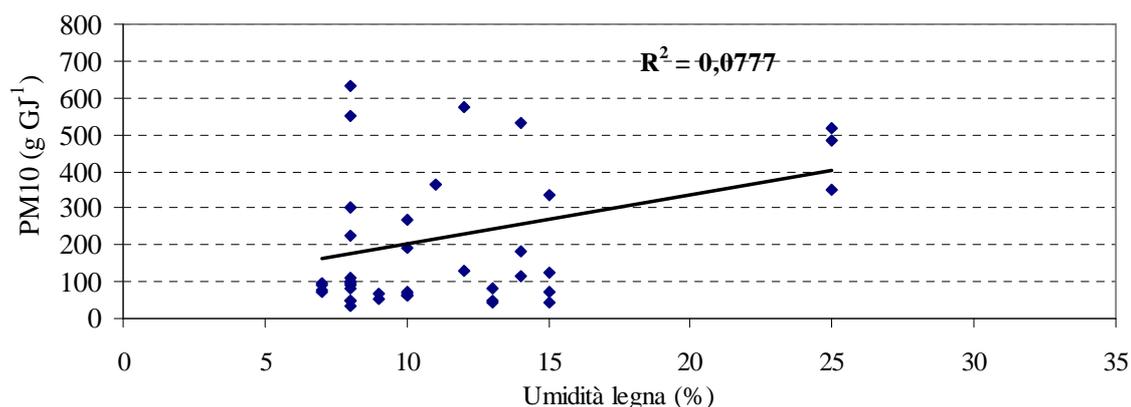


Fig. 3_4 – Rapporto tra fattore di emissione del PM10 (g GJ⁻¹) ed umidità della legna per stufa a legna

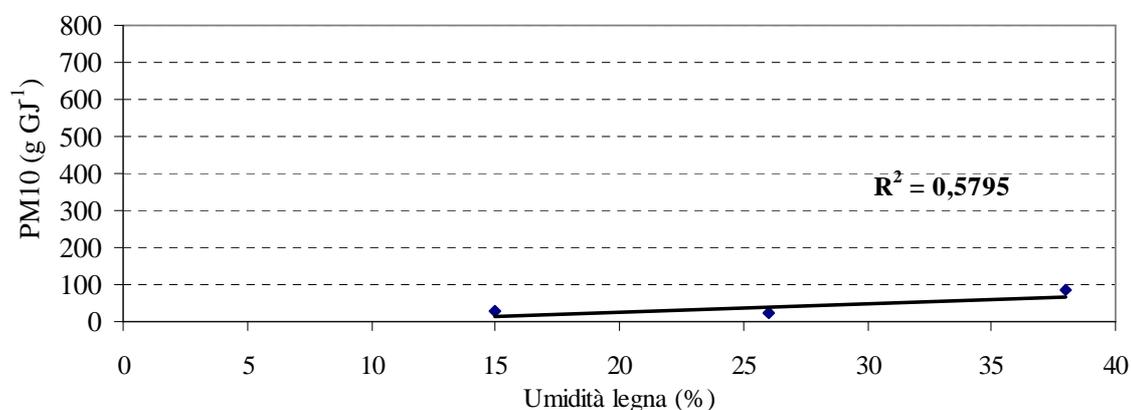


Fig. 3_5 – Rapporto tra fattore di emissione del PM10 (g GJ⁻¹) ed umidità della legna per caldaia a legna

3.2. MONOSSIDO DI CARBONIO, OSSIDI DI AZOTO, IDROCARBURI NON METANICI

Le emissioni di incombusti (CO e COVNM) derivano essenzialmente dalla cattiva combustione, e sono quindi soggetti ai medesimi fattori di variabilità già descritti per il PM, ed in particolare per la sua componente organica: le emissioni attese sono quindi più elevate negli apparecchi automatici rispetto a quelli ad alimentazione manuale, sono soggette ad incrementi se il combustibile è più umido, o nelle fasi iniziali della combustione, ed in generale se peggiorano tutti quei fattori che possono essere responsabili di un peggioramento del processo di combustione. Keltz et al. (2010) hanno rilevato una correlazione tra le concentrazioni di CO, COVNM e PM1 nei fumi di combustione; si nota inoltre come nella fase finale del ciclo la correlazione viene meno, poiché il processo di gassificazione si è esaurito e sono quindi basse le emissioni di composti organici volatili, mentre restano elevate le emissioni di CO.

Gli ossidi di azoto sono invece ritenuti (van Loo e Koppejan, 2003) essenzialmente legati al contenuto di azoto del combustibile ('fuel NOx'), perché la combustione delle biomasse non raggiunge temperature così elevate da far reagire l'azoto presente nell'atmosfera.

La Tabella 3_3 riporta la numerosità dei dati considerati e sintetizza i parametri (ove disponibili) della statistica descrittiva (valor minimo, massimo, media e mediana). La raccolta completa dei dati si trova nell'Allegato 2, che riporta anche dettagli come l'essenza legnosa utilizzata, la potenza degli apparecchi, le condizioni di combustione.

Tabella 3_3. Principali parametri statistici dei fattori di emissione presenti nella letteratura scientifica e numerosità dei dati analizzati per la stima *= dati riferiti ad una unica fonte, che indica il medesimo valore per differenti tipologie di caminetto chiuso

NO_x (g/GJ)	Nr dati elaborati	Media	Mediana	Minimo	Massimo
Caminetto aperto	9	45	43	11	540
Caminetto chiuso	5*	88	88	88	88
Stufa tradizionale	17	65	60	26	111
Stufa avanzata	49	68	70	1	194
Stufa a pellet	39	84	56	44	282
Caldaia a pellet	78	97	79	30	295
CO (g/GJ)					
Caminetto aperto	28	5104	4862	2567	9677
Caminetto chiuso	14	5106	4858	3458	7213
Stufa tradizionale	50	4085	3511	100	9602
Stufa avanzata	53	1951	1681	130	8087
Stufa a pellet	43	369	237	33	2564
Caldaia a pellet	89	511	200	1	2532
COVNM (g/GJ)					
Caminetto aperto	ND	ND	ND	ND	ND
Caminetto chiuso	9	447	425	291	780
Stufa tradizionale	8	950	747	0,6	2973
Stufa avanzata	4	388	57	1,4	1436
Stufa a pellet	ND	ND	ND	ND	ND
Caldaia a pellet	20	4	0,9	0,1	23

Le figure 3_6, 3_7 e 3_8 mostrano la distribuzione di frequenza dei fattori di emissione reperiti. Gli apparecchi considerati nella ricerca bibliografica hanno tutti una potenza nominale inferiore ai 50 kW. Sono inclusi i casi con combustione alle condizioni nominali e subnominali. Le essenze legnose comprendono sia le angiosperme che le gimnosperme. La disomogeneità dei casi considerati si rispecchia nella dispersione dei fattori di emissione riportati per lo stesso apparecchio, osservabile nelle figure. Le emissioni per gli apparecchi a carica manuale risentono molto di più rispetto agli apparecchi automatici le condizioni operative del sistema per cui per lo stesso apparecchio e combustibile si possono trovare fattori di emissione che variano anche di qualche volta per quanto riguarda i prodotti della combustione incompleta, mentre si osservano variazioni minori per i fattori relativi agli NOx.

Ai fini della rappresentazione dei dati di letteratura, le stufe a rilascio lento (*masonry stoves*, molto utilizzate nei paesi scandinavi) sono raggruppate insieme alle stufe avanzate,

in quanto secondo l'ultima versione dell'AEIG attualmente in fase di revisione la loro efficienza di combustione risulta essere più elevata rispetto alle stufe tradizionali (EEA, 2012). L'AEIG accomuna le stufe per sauna insieme ai caminetti per combustibili solidi ad eccezione della biomassa (EEA, 2012) senza specificare la tecnologia di raggruppamento nel caso l'apparecchio utilizzi biomasse. Nel presente studio in un primo momento i valori di letteratura relativi alle stufe per sauna sono stati raggruppati insieme ai caminetti aperti - tuttavia questo approccio risulta inaccettabile per le emissioni di NOx in quanto le stufe da sauna emettono molto più NOx rispetto ai caminetti aperti come si nota anche dalla distribuzione dei dati mostrata in Figura 3_6; per le emissioni di CO invece tale assunzione è plausibile e viene applicata (Figura 3_7). L'AEIG in base alla similitudine del principio di combustione per la presenza dell'aria primaria e secondaria che incrementa l'efficienza di questi apparecchi e che riduce le emissioni di CO e COVNM rispetto ai caminetti aperti, nella versione in revisione (2012) li accorpa alle stufe tradizionali. L'AEIG suggerisce gli stessi fattori ed intervalli di confidenza per il caminetto aperto, il caminetto chiuso e la stufa tradizionale.

Le Figure 3_9 e 3_10 mostrano la sintesi grafica del confronto tra la media e la mediana dei dati di letteratura ed i valori medi proposti nell'AEIG che nel complesso risultano congruenti considerando anche gli intervalli di confidenza. Tuttavia per le stufe avanzate, il confronto dei valori medi dell'AEIG con la media e la mediana dei dati reperiti in letteratura ha mostrato che le emissioni di CO sono rappresentate meglio dal valor medio indicato per le stufe avanzate eco-label (Figura 3_9). I valori per i COVNM si basano su un insieme di dati molto ristretto che non permette ulteriori commenti (Figura 3_10).

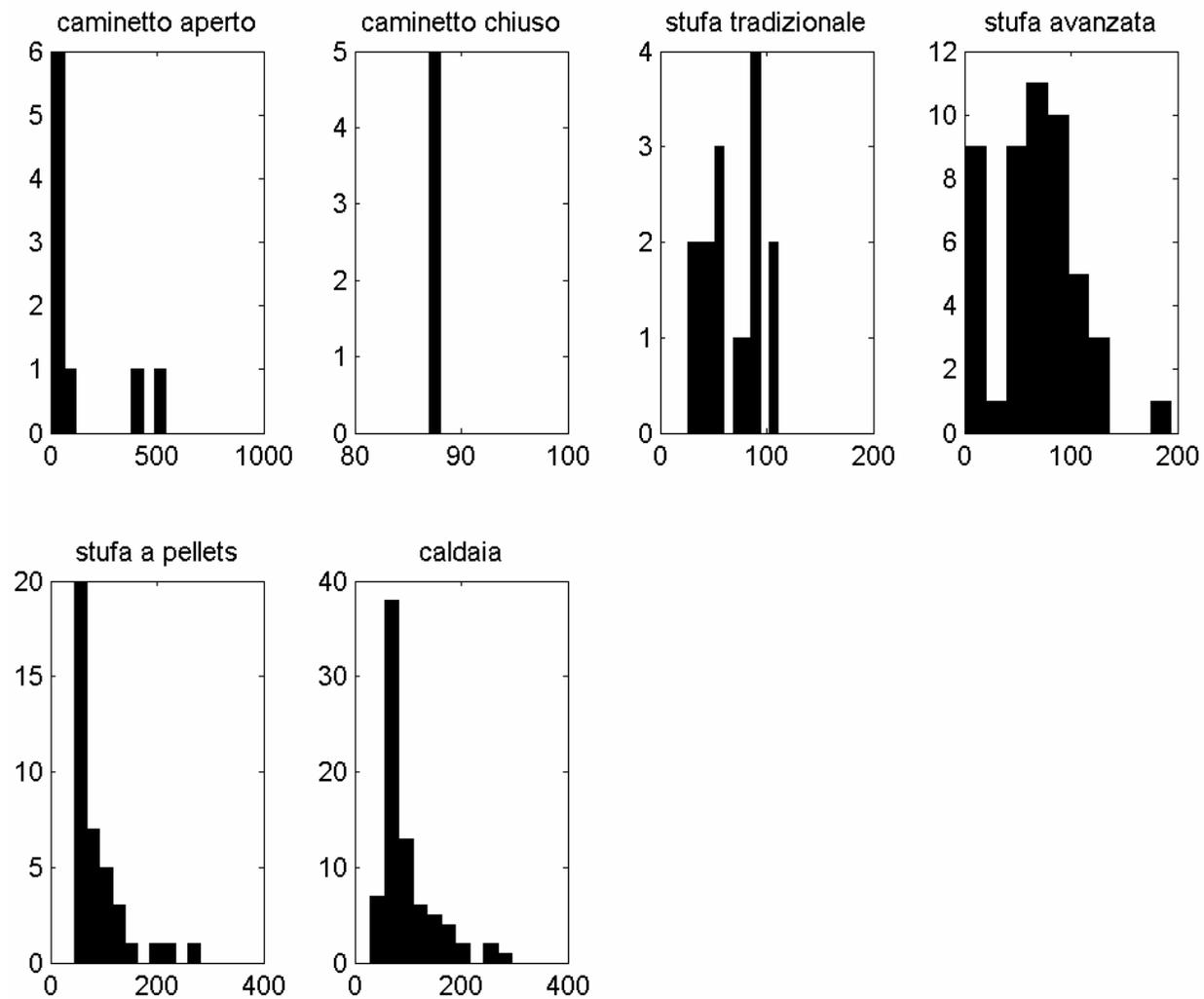


Figura 3_6. Distribuzione di frequenza dei fattori di emissione degli NOx per tipologia di apparecchio reperibili in letteratura (g GJ⁻¹)

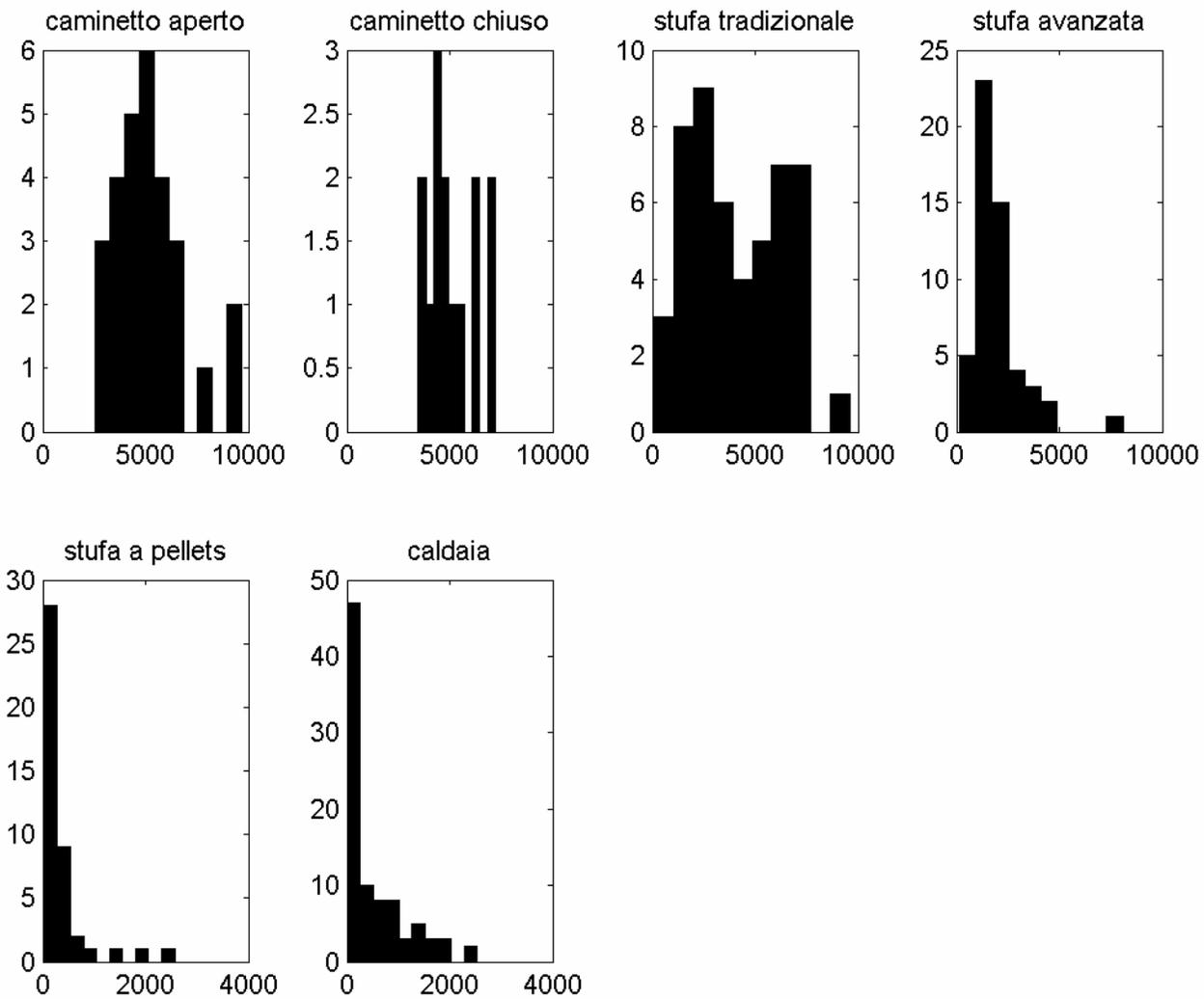


Figura 3_7. Distribuzione di frequenza dei fattori di emissione degli CO per tipologia di apparecchio reperibili in letteratura (g GJ⁻¹)

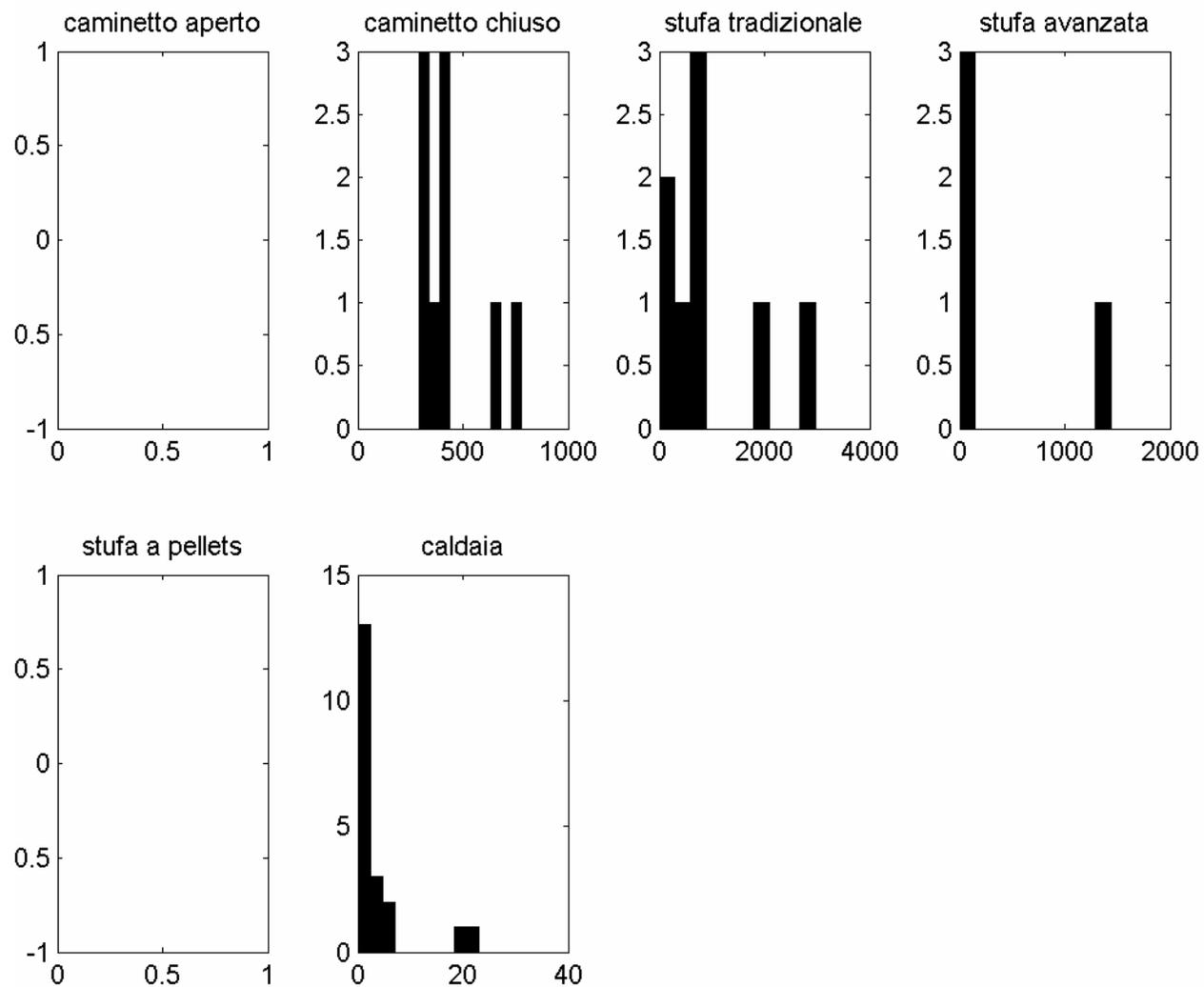


Figura 3_8. Distribuzione di frequenza dei fattori di emissione degli COVNM per tipologia di apparecchio reperibili in letteratura (g GJ^{-1})

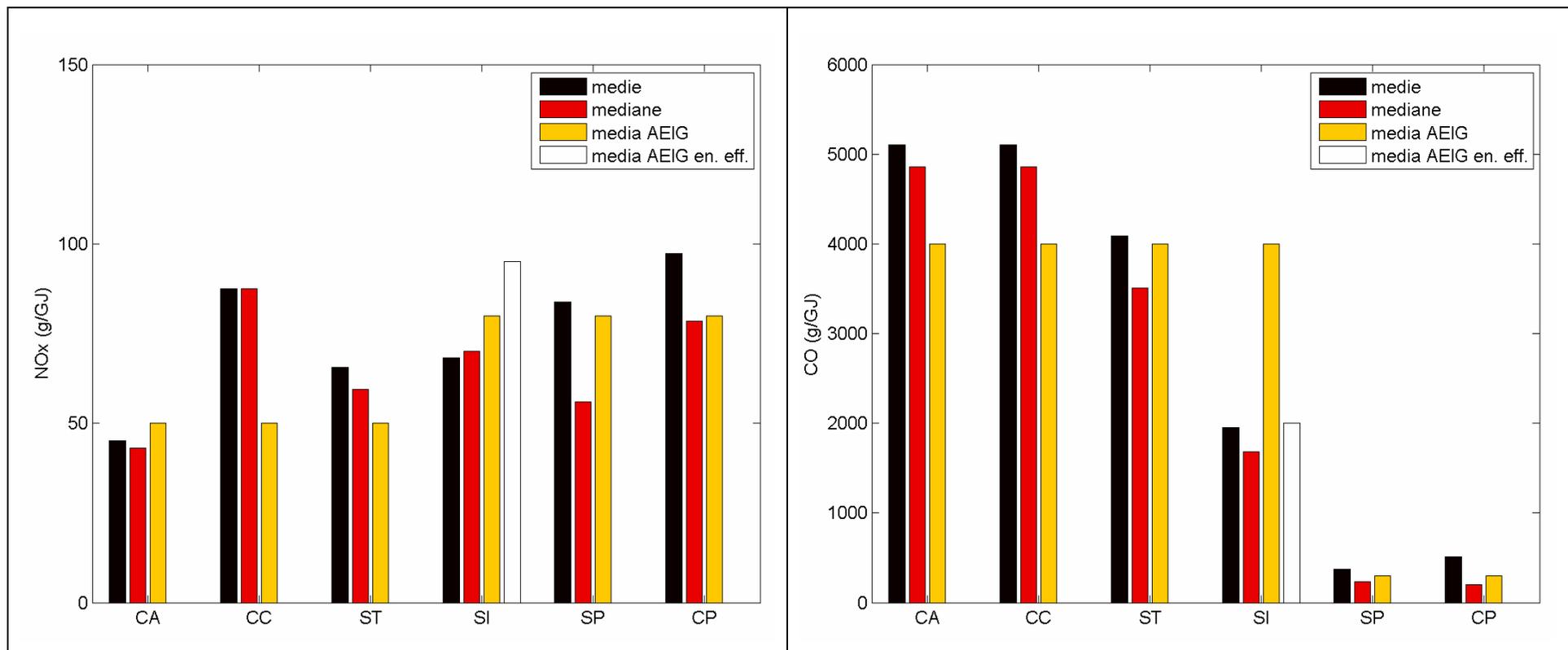


Figura 3_9. Confronto media e mediana dei dati di letteratura con la media AEIG per NOx e CO (CA: caminetto aperto; CC: caminetto chiuso; ST: stufa tradizionale; SA: stufa avanzata; SP: stufa a pellets; CP: caldaia a pellets; en. eff.: stufa ad alta efficienza eco-label).

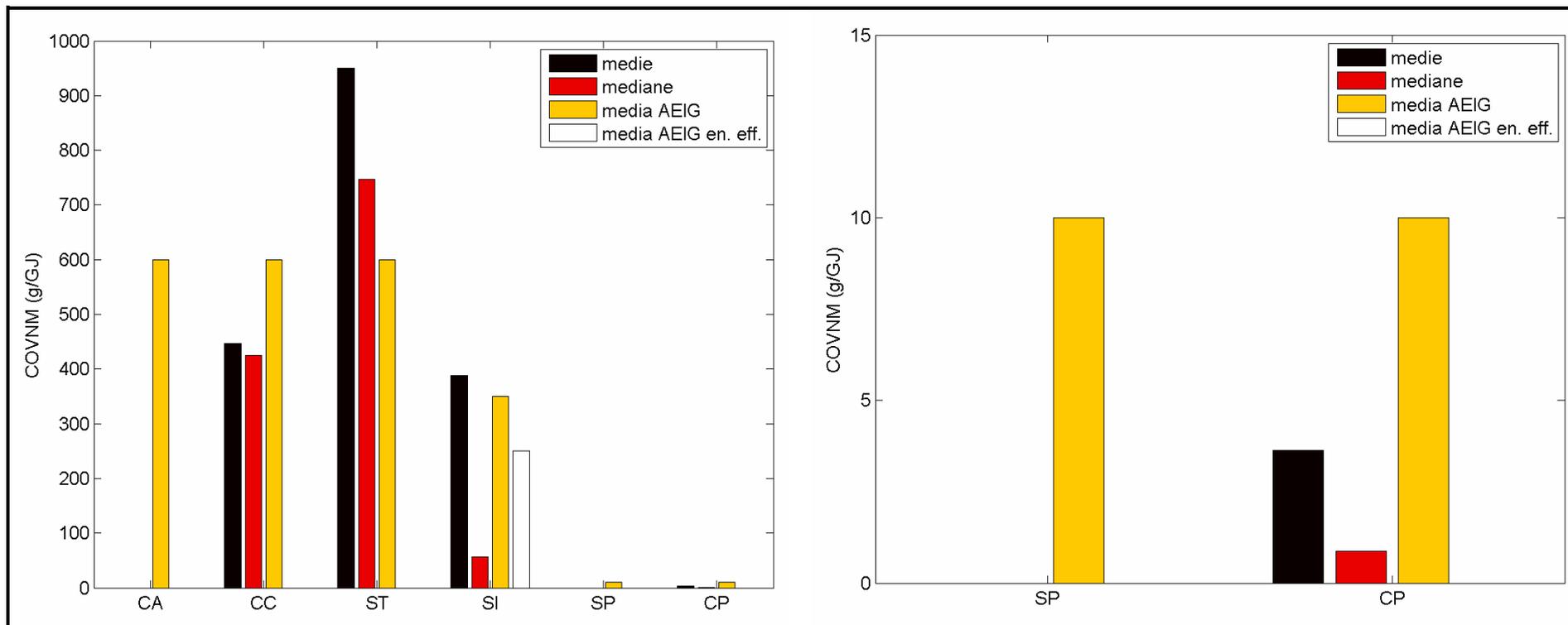


Figura 3_10. Confronto media e mediana dei dati di letteratura con la media AEIG per gli COVNM (CA: caminetto aperto; CC: caminetto chiuso; ST: stufa tradizionale; SA: stufa avanzata; SP: stufa a pellets; CP: caldaia a pellets; en. eff.: stufa ad alta efficienza eco-label).

Nota: per questioni di scala i dati relativi alle alle stufe e caldaie a pellets sono eappresentate in un grafico separato (il quadrante a destra).

3.3. IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI

La formazione di idrocarburi policiclici aromatici (IPA) avviene in seguito alla combustione di materiale carbonioso in ambiente riducente. Il processo ha luogo in fase gassosa, con il successivo adsorbimento di parte dei composti formati nella fase particolata.

Come per la formazione di monossido di carbonio, la presenza di IPA è particolarmente elevata in condizioni di combustione incompleta, e può essere connessa ad una insufficiente temperatura di combustione, ad una locale mancanza di ossigeno o ad un insufficiente tempo di residenza in camera di combustione. Tra le sostanze incombuste che si formano, tuttavia, gli IPA sono di solito oggetto di specifica attenzione a causa delle loro proprietà cancerogene.

I fattori di emissione per gli IPA dalla combustione domestica della legna sono affetti da una incertezza anche maggiore di quelli attribuibile al particolato; questo per diversi motivi.

In primo luogo, gli studi pubblicati in letteratura su questo argomento sono pochi, e nella maggior parte dei casi non viene campionato l'intero flusso di IPA in uscita dalla camera di combustione, ma viene fatta esclusivamente l'analisi chimica della frazione particolata. Il campionamento della fase particolata è ovviamente soggetto anche alle problematiche legate ai diversi sistemi di misura (a caldo o a freddo, ecc.) già menzionati: ciò che varia maggiormente tra i diversi sistemi di campionamento è proprio l'intercettazione della frazione organica condensabile, e quindi anche degli IPA.

In secondo luogo, non vi è un generale consenso su quali composti vadano misurati, e su come ponderare la loro tossicità relativa: molti studi risultano perciò inutilizzabili, perchè fanno riferimento a somme di IPA più o meno ponderate, senza specificare il contributo dei singoli composti.

Variazioni nelle emissioni possono essere legate anche alle caratteristiche del combustibile: Gullett et al. (2003), ad esempio, hanno rilevato forti variazioni tra una prova e l'altra correlate alla presenza di resina nella legna.

Negli ultimi anni, l'Agenzia Europea per l'Ambiente ha fatto riferimento nel suo manuale di fattori di emissione ai 4 composti menzionati nel Protocollo UNECE sugli inquinanti organici persistenti, ovvero: benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene e indeno(123-cd)pirene. Nel seguito faremo riferimento quindi a questi quattro composti.

La stessa EEA indica peraltro l'emissione di composti organici persistenti (tra cui gli IPA) dal settore della combustione commerciale e residenziale come uno di quelli maggiormente affetti da incertezza, assegnando come valore di *rating* qualitativo per la qualità della stima una E (cioè il valore minimo, per il quale vi possono essere errori anche di ordini di grandezza).

Una *review* degli studi di letteratura sulle emissioni di IPA dai piccoli impianti di combustione domestica è riportata in Allegato 3. Come si può notare l'apparecchio più frequentemente investigato è la stufa a legna, mentre per i camini gli studi sono pochi e generalmente relativi solo alla presenza di IPA nel particolato (tecnica con la quale si rilevano valori di emissione decisamente inferiori).

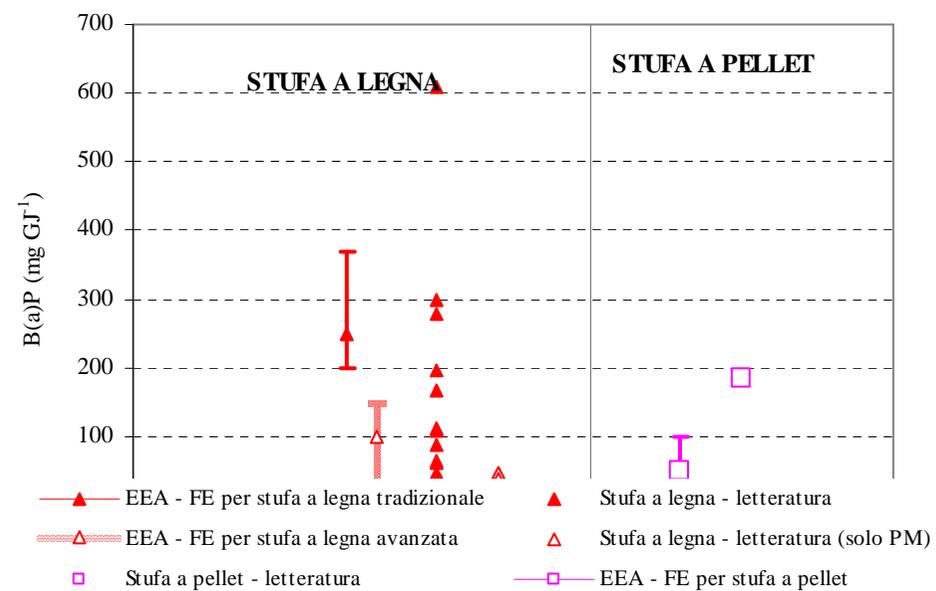
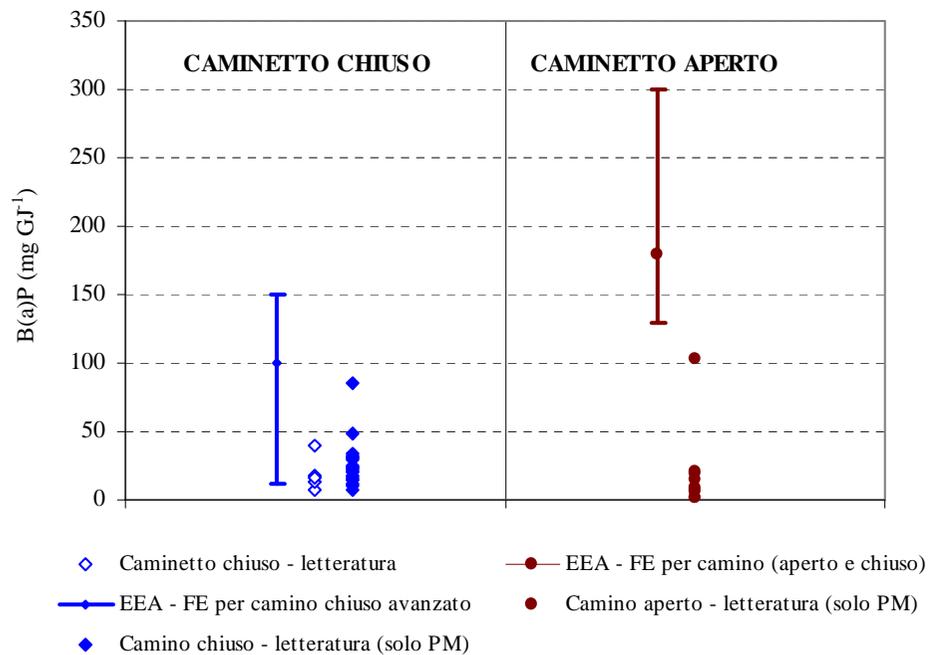


Figura 3_11 – Fattori di emissione per il benzo(a)pirene e confronto con i valori suggeriti dall'AEIG

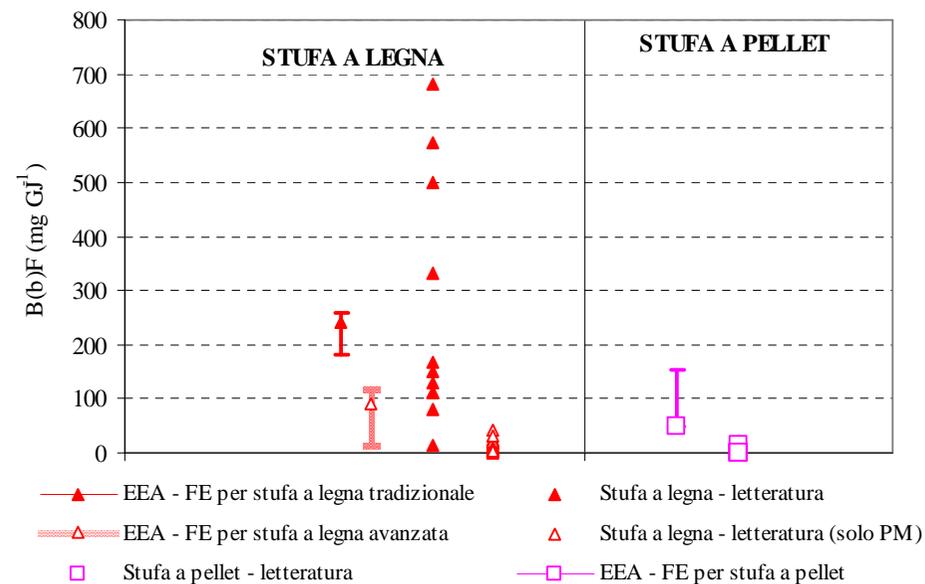
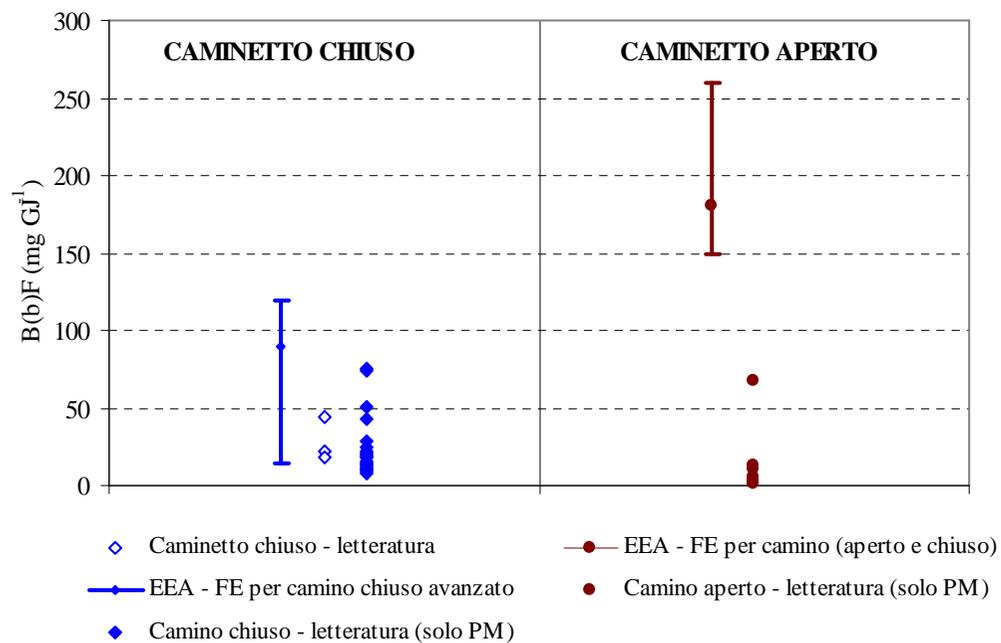


Figura 3_12 – Fattori di emissione per il benzo(b)fluorantene e confronto con i valori suggeriti dall'AEIG

In Figura 3_11 e 3_12 è riportato anche un confronto (per benzo(a)pirene e benzo(b)fluorantene) tra i fattori di emissione reperiti in letteratura e quelli proposti dall'EEA. Si sono tenuti separati i dati che si riferiscono a misurazioni solo nella frazione particolata, per i quali è ragionevole attendersi una sottostima, seppure la maggior parte degli IPA a maggiore peso – quali il benzo(a)pirene – si registra nella frazione particolata.

Come si può notare vi è una buona congruenza tra fattori di emissione EEA e dati di letteratura per le stufe a legna – che peraltro sono l'apparecchiatura più diffusamente investigata – mentre per le altre apparecchiature la situazione è più controversa. Anche nel caso delle stufe a legna, i range rilevati in letteratura sono comunque più ampi degli intervalli di confidenza suggeriti dall'EEA.

Nel caso del caminetto aperto, non si sono reperite misurazioni che comprendano anche la frazione gassosa. Per il caminetto chiuso i dati riferiti alla sola frazione particolata sono in un range più elevato rispetto alle misurazioni in fase gassosa+particolata; questa evidente contraddizione è probabilmente dovuta a diversità nelle apparecchiature, nei cicli e nelle modalità di campionamento. Per le stufe a pellet le misurazioni che si riferiscono alle apparecchiature moderne mostrano spesso valori molto bassi, al di fuori del range suggerito dall'EEA.

In effetti, la revisione dell'AEIG attualmente in discussione (EEA, 2012) abbassa significativamente i valori proposti per le apparecchiature a tecnologia più avanzata, ma amplia l'intervallo di confidenza a due ordini di grandezza. A titolo esemplificativo, in Figura 3_13 sono riportati i nuovi valori suggeriti per il benzo(a)pirene; la figura è in scala logaritmica per motivi di leggibilità.

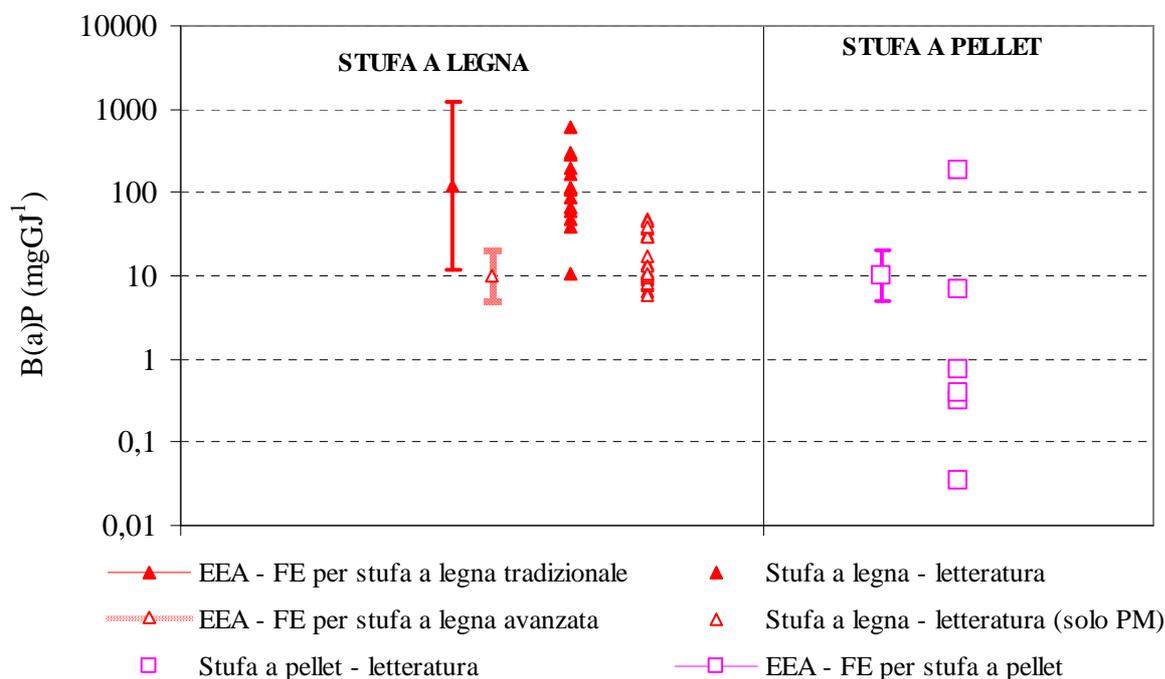


Figura 3_13 – Fattori di emissione per il benzo(a)pirene e confronto con i valori suggeriti nella bozza di revisione dell'AEIG attualmente in discussione (EEA, 2012)

3.4 DIOSSINE (PCDD/F)

Le diossine si possono originare nella combustione di biomassa quando si hanno temperature comprese tra 300 e 800 °C (van Loo and Koppejan, 2007). Il processo di formazione risulta estremamente complesso, ed influenzato anche dalla presenza di catalizzatori, quali il rame (presente in tracce nella legna), e dalle condizioni di raffreddamento dei fumi. Essenziale risulta la presenza di cloro, ed anche per questo la presenza di materiali contaminanti (carta, plastica) può aumentare le emissioni di ordini di grandezza.

Gli studi che concernono specificamente le emissioni di diossine nei piccoli impianti per la combustione di biomassa non sono particolarmente numerosi; tra questi, uno dei più interessanti è Hubner et al. (2005), che riporta i risultati di una campagna di misura in campo su 30 diversi tipi di apparecchiature. Lo studio ha evidenziato variazioni di tre ordini di grandezza tra le diverse misure. Si è inoltre messo in rilievo che le diverse apparecchiature hanno range di emissioni simili, con la sola eccezione della caldaia centralizzata moderna (Figura 3_14: si noti che la scala di riferimento è logaritmica). Motivo di emissioni più elevate può essere un utilizzo non appropriato (p.es.: sovraccarico dell'apparecchio), ma soprattutto l'utilizzo di materiali contaminanti in fase di accensione; in questo caso l'effetto memoria – cioè dei combustibili bruciati nei giorni precedenti – può essere importante.

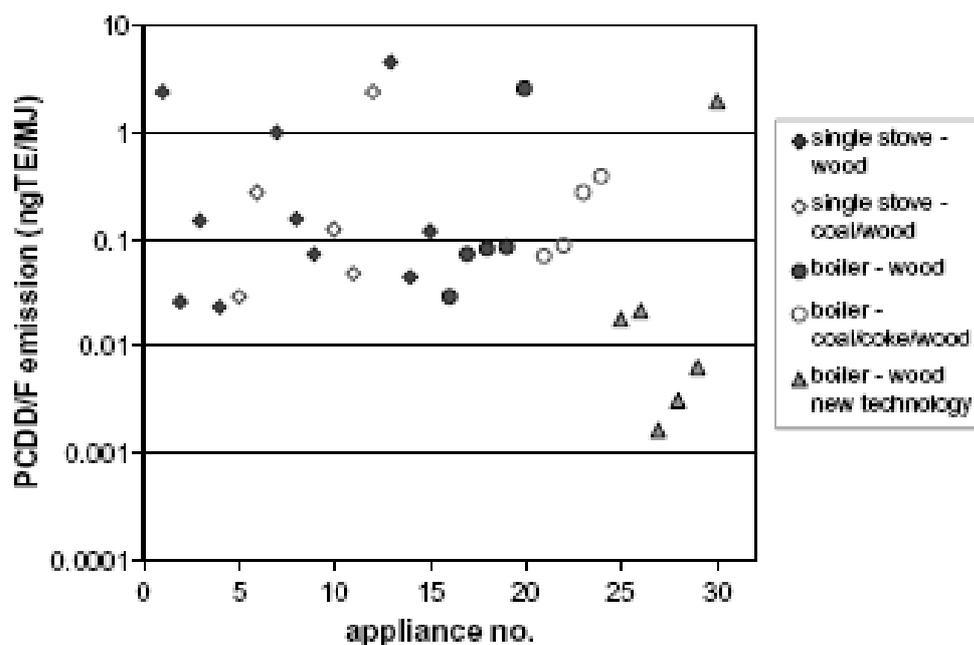


Figura 3_14 - Emissioni di PCDD/F rilevate in campo. Fonte:Hubner et al. (2005)

In Allegato 3 è riportata la *review* dei fattori di emissione di PCDD/F reperiti in letteratura; in Figura 3_15 è mostrata una rappresentazione grafica ed un confronto con i valori suggeriti dall'EEA. Dal grafico è stato omesso per motivi di leggibilità il valore (15.591 ng-I-TEQ/GJ) misurato da Hedman et al. (2005) su una stufa tradizionale in presenza di residui di carta e plastica. Da segnalare che la revisione in corso del manuale AEIG sta andando nella direzione di confermare il fattore di emissione medio ma di ampliare il range di variazione.

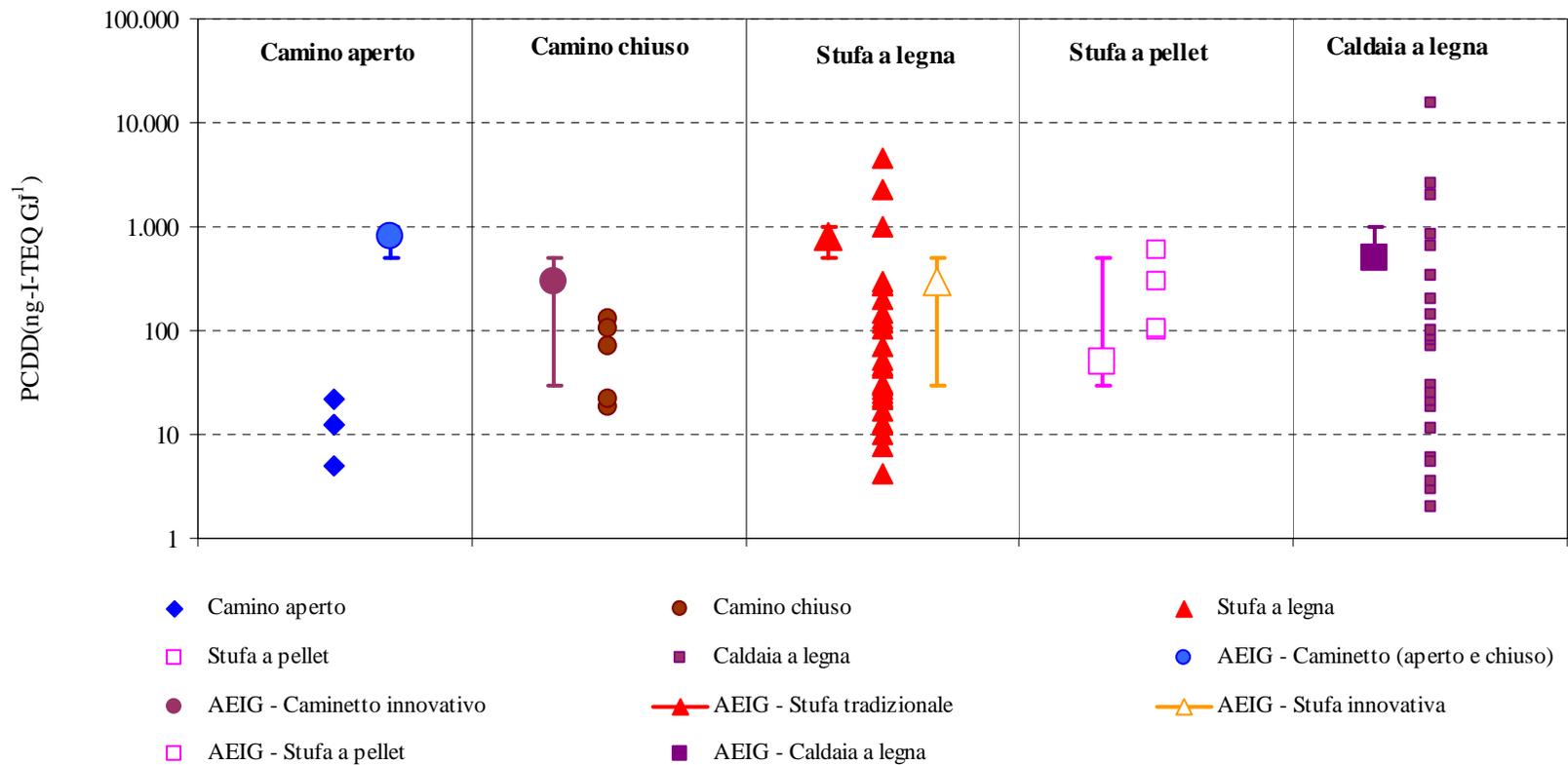


Figura 3_15 – Emissioni di PCDD/F – *review* di letteratura e valori suggeriti dall’AEIG

3.5. BLACK CARBON (BC) E ORGANIC CARBON (OC)

Black carbon (BC) ed organic carbon (OC) sono due componenti del particolato atmosferico recentemente oggetto di attenzione crescente, non solo in relazione ai loro effetti sulla salute, ma anche al loro impatto sul clima, considerata la loro potenzialità di alterare il bilancio atmosferico della terra. La componente carboniosa del particolato è responsabile di un elevato assorbimento della componente visibile della luce solare, e si stima sia la seconda causa del riscaldamento globale dopo il biossido di carbonio (Ramanathan e Carmichael, 2008).

I termini black carbon e carbonio elementare sono spesso utilizzati per indicare la medesima componente del particolato carbonioso (ovvero la componente inorganica e non carbonatica); si utilizza solitamente il termine black carbon quando le misure sono state effettuate con metodi ottici, mentre il termine carbonio elementare si riferisce a determinazioni analitiche mediante analisi chimico-fisiche. In realtà i due termini sono correlati, ma non coincidenti: il rapporto tra le due misure dipende dalle proprietà ottiche del particolato analizzato, che sono variabili. In letteratura esiste attualmente molta confusione, e gli inventari di black carbon sono usualmente basati su misure di carbonio elementare (EC), che sono le uniche reperibili in letteratura. Nel seguito ci si riferirà pertanto alle emissioni di EC.

Seguendo gli approcci maggiormente utilizzati per la costruzione degli inventari delle emissioni di BC ed OC (Kupiainen e Klimont, 2007; Winther e Nielsen, 2011) la review di letteratura ha raccolto i dati relativi alla percentuale di EC ed OC nel particolato, e non alla loro emissione assoluta, che è ottenuta mediante l'equazione seguente:

$$E_{y,i,j} = p_{y,k,i,j} \cdot E_{k,i,j} \quad (1)$$

Dove:

y,i,j,k = specie chimica (EC o OC), settore, combustibile, frazione dimensionale del PM ;

$E_{y,i,j}$ = emissione della specie chimica y per il settore i ed il combustibile j ;

$E_{k,i,j}$ = emissione della frazione k del PM per il settore i ed il combustibile j ;

$p_{y,k,i,j}$ = percentuale della specie chimica y nella frazione k del PM per il settore i ed il combustibile j .

Questo approccio ha il vantaggio di valorizzare le informazioni già presenti negli inventari delle emissioni di PM, che generalmente hanno una storia più lunga di quelli delle emissioni di EC ed OC e dispongono già di molte informazioni dettagliate.

I dati completi raccolti nel corso della review sono riportati in Allegato 3.

La combustione residenziale della biomassa è una importante fonte di particolato carbonioso, sia a livello globale che nei paesi industrializzati. La quantità e la composizione chimica delle particelle emesse dipende dalle proprietà del combustibile (p.es.: umidità e tipo di legna) ma anche dal processo di combustione. I principali parametri della combustione (temperatura, ossigeno, tipo di ciclo applicato) hanno un'influenza sul processo chimico che avviene durante le diverse fasi, e perciò anche sulla componente organica dell'effluente (Nussbaumer, 2010). I risultati della *review* di letteratura sono riportati in Allegato 3 e nella Figura 3_16; come si può notare una frazione rilevante del PTS è emessa come OC, ma anche l'EC può costituire una frazione rilevante.

La presenza di percentuali di OC più elevate rispetto agli altri tipi di apparecchio è dovuta ad alcune delle fonti di letteratura, che indicano la percentuale di carbonio organico includendo anche l'OC presente in fase gas.

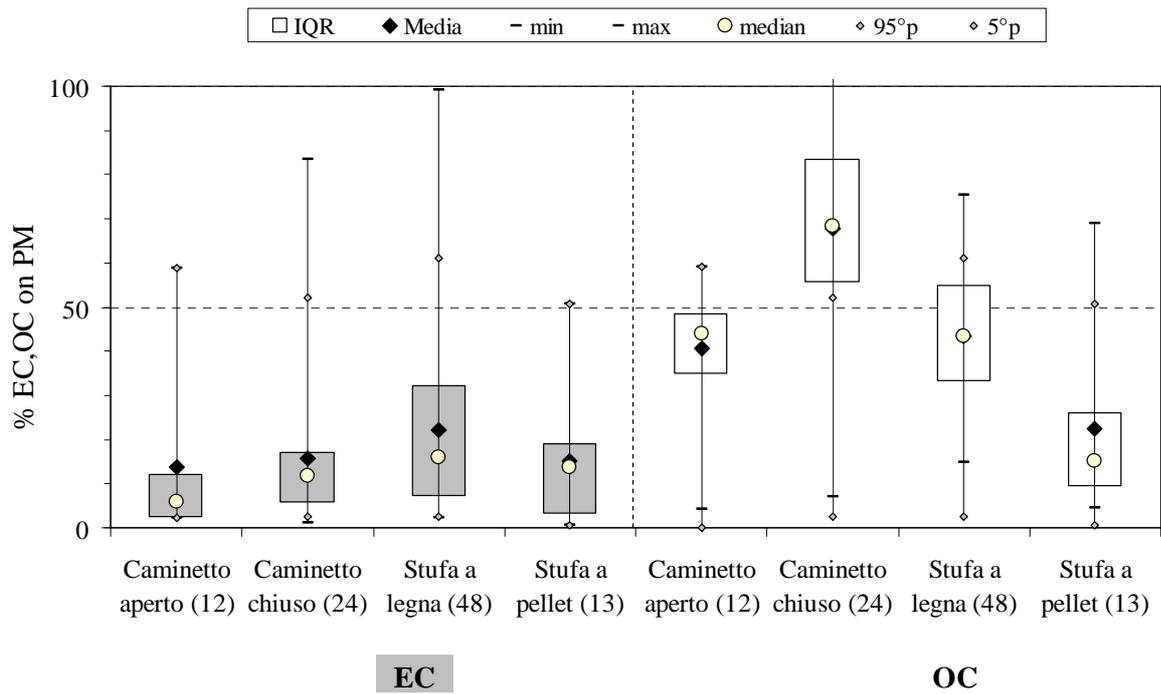


Figura 3_16. Percentuali di EC and OC nel PM emesso dalla combustione della legna nel settore residenziale (IQR = range interquartile; 5°p, 95°p = 5° e 95° percentile). Nota: i valori superiori al 100% derivano da dati che includono OC in fase gas.

4. DEFINIZIONE DEI CICLI-TIPO PER GLI APPARECCHI AD ALIMENTAZIONE MANUALE

Le emissioni di sostanze inquinanti da piccoli impianti alimentati a legna – in particolare per quanto riguarda gli impianti a carica manuale – è fortemente influenzata dal comportamento dell'utente, che crea condizioni di combustione molto diverse da quelle generalmente utilizzate nelle prove di laboratorio.

La fase iniziale della combustione, nella quale il combustibile e l'apparecchio sono ancora freddi, è quella che produce la maggiore quantità di particolato e di sostanze organiche (Tissari et al., 2008; Tissari et al., 2009). Per minimizzare le emissioni è necessario raggiungere quanto prima condizioni di combustione sufficienti a raggiungere una temperatura elevata; non necessariamente però questo è considerato un obiettivo da parte dell'utente, con la conseguente maggiore durata della fase iniziale.

Negli apparecchi ad alimentazione manuale, l'aggiunta di combustibile viene compiuta con modalità dipendenti dalle abitudini dell'utente e difficilmente raggiunge livelli ottimali per l'efficienza della combustione. Inoltre, negli apparecchi chiusi la regolazione dell'aria è effettuata – parzialmente o totalmente – dall'utente, che molto spesso crea condizioni di difetto d'aria allo scopo di fare durare più a lungo la combustione. In questo modo si provoca l'emissione di composti organici volatili, monossido di carbonio e polveri in quantità molto superiore. Inoltre si aumenta la componente organica del particolato, che presenta caratteristiche diverse da quello prodotto in condizioni di combustione completa e livelli di tossicità superiori (Klippel et al., 2007).

A livello europeo, non sono disponibili studi specifici sulle modalità di utilizzo dei piccoli impianti di combustione a biomassa. Altri studi disponibili per realtà diverse (Todd, 2008) dimostrano però che nella pratica reale l'utilizzo non corretto dell'apparecchio è estremamente diffuso.

Nell'ambito del presente lavoro è stata realizzata una campagna di misura in campo della temperatura di combustione, con la finalità di definire le caratteristiche medie dei cicli reali. A conclusione di questa attività si è definito un protocollo di carico del combustibile, che è stato utilizzato nel corso della campagna sperimentale di misura delle emissioni da piccoli apparecchi domestici presentata nel capitolo 5.

4.1. LA CAMPAGNA DI MISURA DELLA TEMPERATURA DI COMBUSTIONE

Nell'ambito delle attività di ricerca, si è effettuata una campagna di misura nella temperatura della camera di combustione, mediante l'installazione di data-logger su impianti aventi differenti caratteristiche; in Figura 4_1 è mostrata ad esempio l'immagine di una stufa con il data-logger in funzione. Sono stati eseguiti 19 campionamenti (per periodi di 4-11 giorni) su 13 diversi apparecchi, appartenenti alle principali tipologie in uso in Lombardia.

La campagna di misura è stata realizzata installando un sensore di temperatura nella camera di combustione 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.

In tabella 4_1 è riportata la durata dei periodi di combustione campionati, l'ubicazione e la tipologia degli apparecchi.



Figura 4_1 – Data-logger inserito nella camera di combustione di una stufa ad accumulo (Casirate, febbraio 2011)

La campagna è stata realizzata nel corso delle stagioni termiche 2008-2009, 2009-2010 e 2010-2011.

Nei casi esaminati, l'accensione è stata effettuata mediante tavolette accendifuoco, oppure legnetti o carta di giornale.

In molti dei cicli reali la fase di accensione ha una durata piuttosto lunga, nel senso che l'utente non si preoccupa di raggiungere in breve tempo una fase di combustione a temperatura sufficientemente elevata. In altri casi, una temperatura elevata viene raggiunta in breve tempo ma non viene mantenuta per tutta la prima ora di combustione.

In generale, l'alimentazione della legna (a pieno carico) è stata effettuata in una o due soluzioni nell'arco di una ventina di minuti; successivamente non si interviene più sull'apparecchio per periodi di 45-80 minuti a seconda dell'apparecchio e delle abitudini dell'utente.

Tabella 4_1 - Dati relativi agli apparecchi campionati ed alla durata dei periodi di combustione

Località	Tipo di apparecchio	Periodo di misura	Nr di cicli di combustione	Durata complessiva combustione - minuti	Durata media dei cicli - minuti
Calco	caldaia bifamiliare	6/2/2010-9/2/2010	4	2.142	536
Capergnanica	camino aperto	25/2/2009-28/2/2009	3	1.654	551
	camino aperto	6/3/2009-12/3/2009	4	2.070	518
	camino aperto	6/3/2009-17/3/2009	4	2.076	519
Casorate	camino aperto	25/02/2010-4/3/2010	7	3.186	455
	camino aperto	05/03/2010-6/3/2010	2	556	278
Treviglio	camino aperto	12/2/2010-18/2/2010	5	2.530	506
Origgio	camino aperto	12/1/2011-23/1/2011	12	5.234	436
Cavacurta	camino chiuso	12/3/2008-14/3/2008	4	618	155
	camino chiuso	23/3/2008-26/3/2008	3	1.030	343
	camino chiuso	3/1/2010-10/1/2010	8	5.896	737
Treviglio	camino chiuso	14/1/2010-25/1/2010	9	2.974	330
	camino chiuso	25/12/2010-3/1/2011	7	6.330	904
Borgomanero	stufa ad alto rendimento	30/1/2009-1/2/2010	2	1.188	594
Venegono	stufa in ghisa	28/11/2008-1/12/2008	3	2.410	803
Brescia	stufa tradizionale	19/2/2010-24/2/2010	3	5.563	1.854
Dovera	stufa tradizionale	26/12/2009-3/1/2010	9	10.032	1.115
Treviglio	stufa tradizionale	16/2/2011-25/2/2011	10	12.848	1.285
Casirate	stufa ad accumulo	5/2/2011-13/2/2011	9	11.072	1.230
TOTALE			108	79.409	735

A titolo esemplificativo, nelle Figure 4_2 e 4_3 l'andamento misurato in due cicli-tipo per camino chiuso sono confrontati con gli andamenti di temperatura dei fumi misurati nel corso di una precedente campagna di misura in laboratorio (Angelino et al., 2007) in un periodo di misura della durata di un'ora.

Si nota come i cicli di laboratorio sono caratterizzati da una maggiore frequenza di intervento (per ricarica o riattizzazione) e da un quantitativo di legna per singola ricarica molto più basso. Di conseguenza in questi cicli viene raggiunta rapidamente e mantenuta una temperatura sufficientemente elevata diversamente dai cicli misurati in campo nei quali dopo il valore massimo si ha un rapido decremento della temperatura. Questa differenza è più marcata per il camino chiuso rispetto agli altri apparecchi.

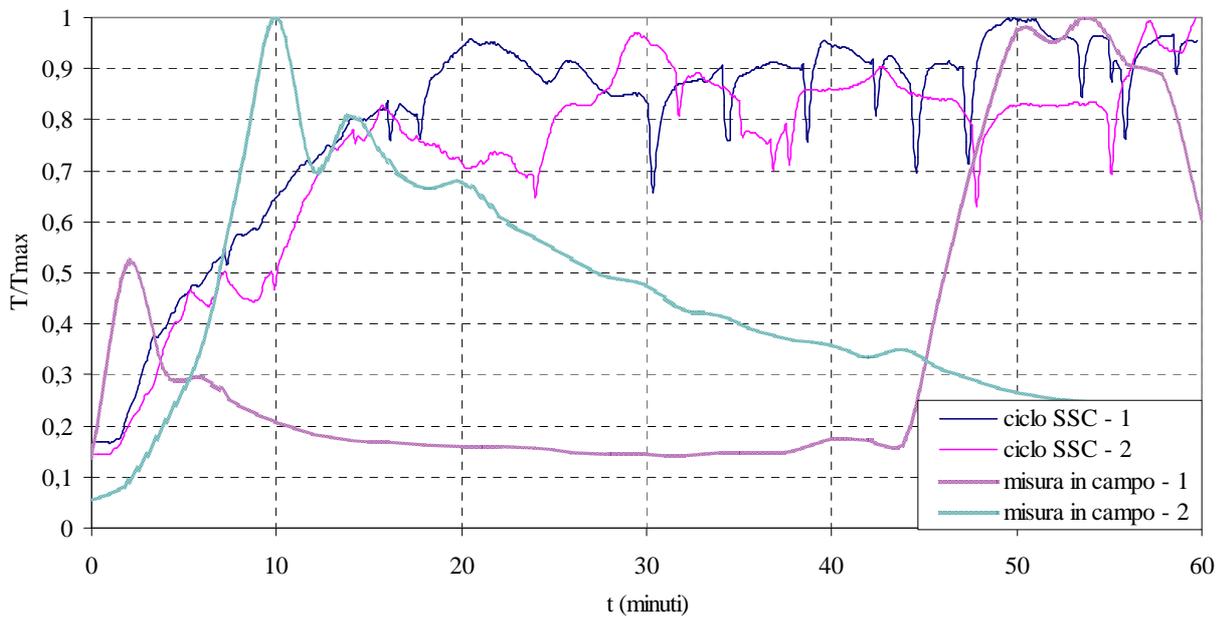


Figura 4_2 – Confronto tra i profili di temperatura nella prima ora di combustione di due cicli reali e due cicli di laboratorio - camino chiuso

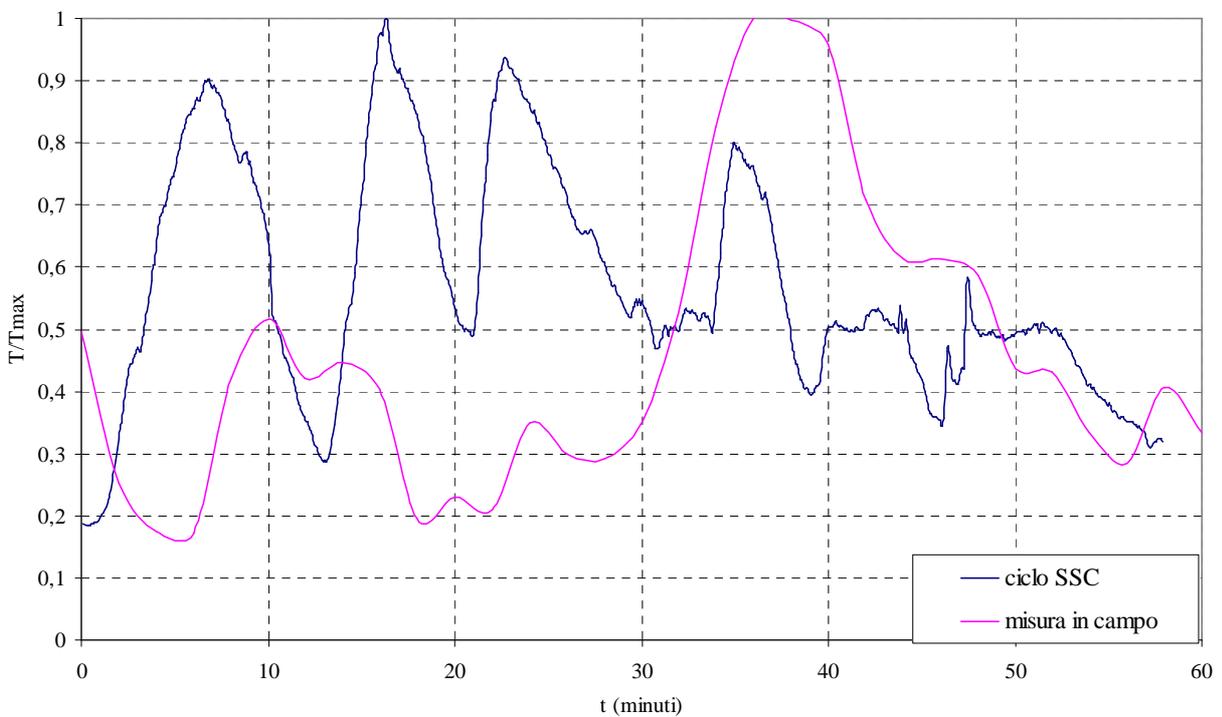


Figura 4_3 – Confronto tra i profili di temperatura nella prima ora di combustione di un ciclo reale e un ciclo di laboratorio – camino aperto

Per valutare la durata media dei cicli di combustione, ciascun ciclo è stato considerato concluso quando la temperatura scende al di sotto della temperatura minima misurata nel corso del periodo di combustione.

La durata media misurata dei cicli di combustione (Tabella 4_2) varia da 648 minuti per il caminetto aperto a 1198 minuti per la stufa, con un valore medio complessivo di circa 735 minuti, pari a quasi 12 ore. La durata particolarmente lunga nel caso delle stufe significa che questi apparecchi sono fatti funzionare quasi in continuo nella giornata.

Dal grafico della temperatura non è sempre agevole identificare i momenti in cui viene effettuata una nuova carica di combustibile: sulla base dei dati registrati e dei questionari si è stimata una frequenza media di riattizzamento di circa 80 minuti; i valori più elevati si registrano nel caso delle caldaie e delle stufe ed i più bassi per i camini – in particolare i camini aperti.

Tabella 4_2 – Numero di cicli misurati, durata media e frequenza degli interventi di aggiunta del combustibile

Tipo di apparecchio	Numero di cicli di combustione misurati	Minuti complessivi misurati	Durata media cicli di combustione (min)	Frequenza media interventi utente (min)
Camino aperto	37	17.306	468	60
Camino chiuso	31	16.848	543	80
Stufa	36	43.113	1.198	100
Caldaia	4	2.142	536	90
TOTALE	108	79.409	735	80

Negli apparecchi chiusi (camini chiusi e stufe), dall'analisi delle dichiarazioni degli utilizzatori raccolte tramite questionari si è rilevato come, in molti casi, nella fase finale del ciclo di combustione i dispositivi manuali per la regolazione dell'aria vengono chiusi, in modo da ottenere una maggiore durata della combustione; questo fenomeno, che peggiora considerevolmente la qualità della stessa, è peraltro difficile da rilevare nell'ambito dei profili di temperatura.

Nel seguito verranno illustrati i dati degli andamenti delle temperature rilevati per le diverse tipologie di apparecchio.

- Dalle elaborazioni sono stati escluse alcune rilevazioni relative al camino chiuso, in quanto due periodi hanno temperature massime rilevate sotto i 100 °C: in questi casi il sensore era probabilmente troppo distante ed è difficoltoso dedurre l'effettivo andamento della combustione. È stato inoltre scartato un periodo di misura relativo alla stufa in quanto nel periodo di misura l'apparecchio è stata alimentata sia a legna che a carbone.

Ciascun periodo di misura registra una diversa temperatura massima, in relazione alla posizione del sensore rispetto al centro della fiamma. Di conseguenza, per avere una statistica significativa dell'andamento, le elaborazioni relative a diversi periodi di misura sono state riferite ad un parametro normalizzato (nel seguito temperatura normalizzata), ottenuto dividendo ciascun dato di temperatura per la mediana della temperatura rilevata nel corso del periodo di misura.

4.1.1. Caldaia a legna

Alla tipologia caldaia appartiene solo uno degli apparecchi monitorati; si tratta di una caldaia bifamiliare, nella quale si sono registrati 4 cicli di combustione, uno per ciascuna giornata di monitoraggio. Uno dei profili di temperatura rilevati è riportato in Figura 4_4. Come si può notare, i momenti in cui viene effettuata la ricarica del combustibile sono facilmente individuabili; dopo ciascuna ricarica si ha un picco di temperatura, che viene raggiunto nel giro di 5-10 minuti. Successivamente al picco la temperatura comincia immediatamente a scendere, sino alla successiva ricarica. Il picco di temperatura viene raggiunto nel giro di una decina di minuti anche alla prima carica.

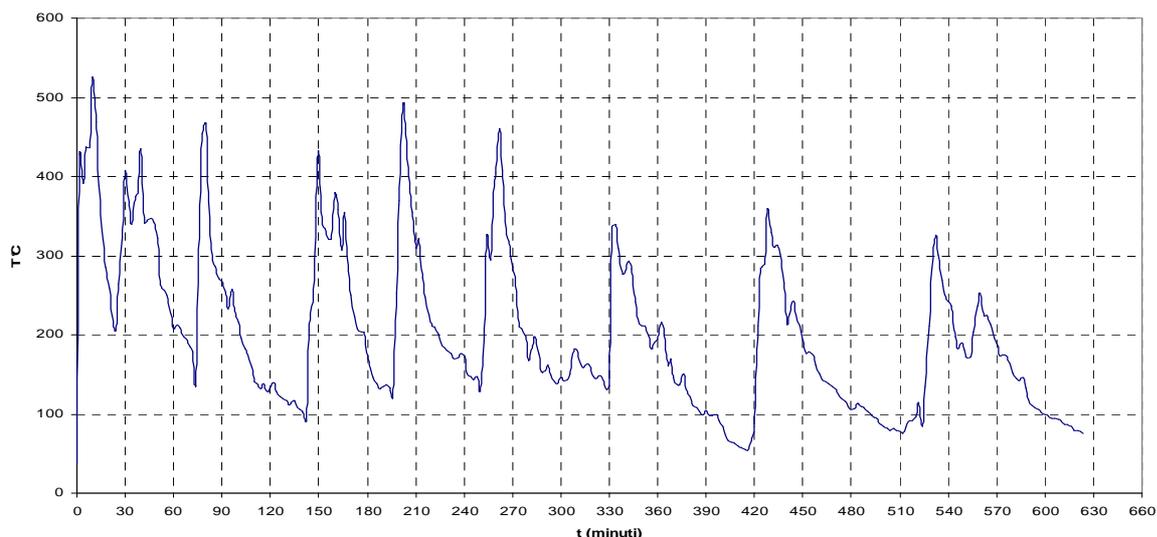


Figura 4_4 – Profilo di temperatura della caldaia a legna – ciclo 2

In Figura 4_5 è riportata la curva di frequenza delle temperature rilevate, che rispecchia l'andamento qualitativamente descritto: infatti le massime temperature raggiunte in occasione dei picchi hanno bassa frequenza, cioè vengono mantenute solo per un breve lasso di tempo. Si veda in proposito anche la Figura 4_6, che mostra l'andamento della temperatura normalizzata: le massime frequenze si hanno per valori bassi del parametro.

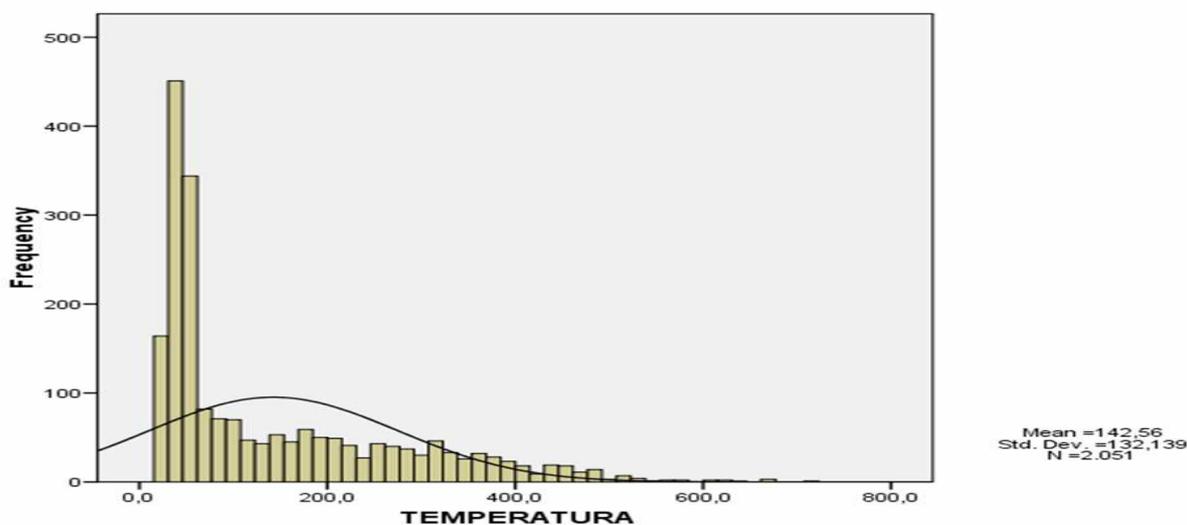


Figura 4_5 – Caldaia a legna: curva di frequenza delle temperature assolute rilevate - tutti i cicli misurati

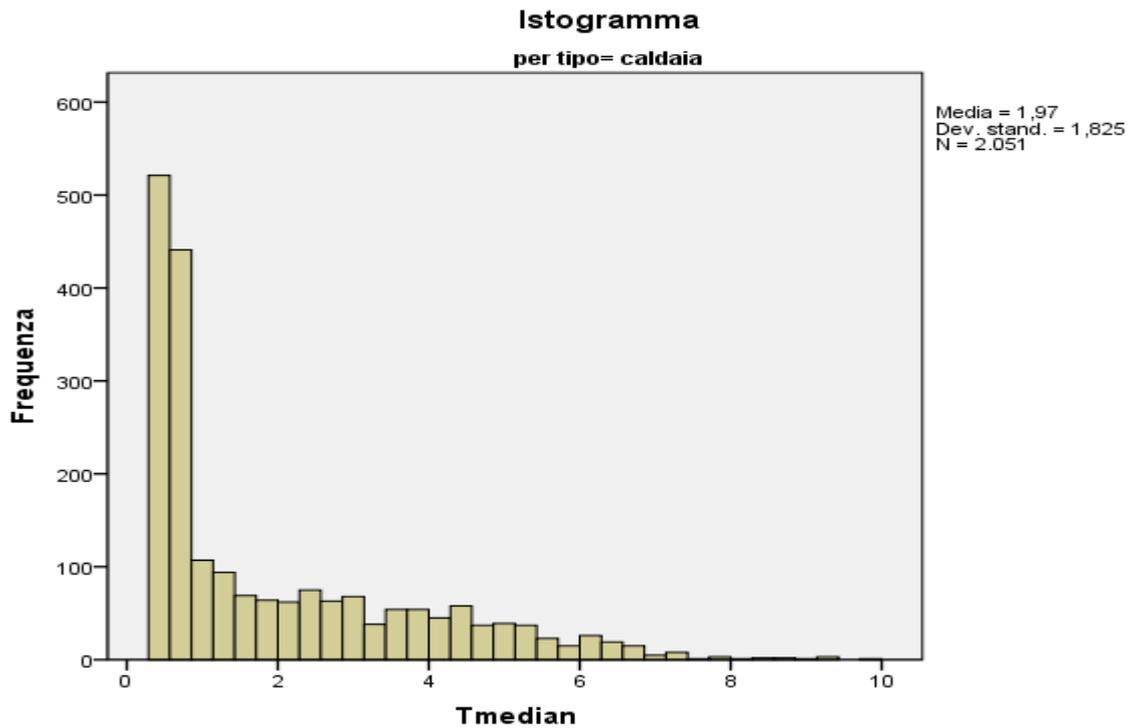


Figura 4_6 – Caldaia a legna: curva di frequenza della temperatura normalizzata (T/T_{mediana}) – tutti i cicli misurati

4.1.2. Camino aperto

Sono stati oggetto di indagine quattro diversi apparecchi appartenenti alla categoria dei caminetti aperti, per un totale 37 cicli di combustione; si tratta della tipologia per la quale si è riscontrata la più bassa durata media dei cicli.

A titolo esemplificativo, due cicli sono mostrati in Figura 4_7 e 4_8.

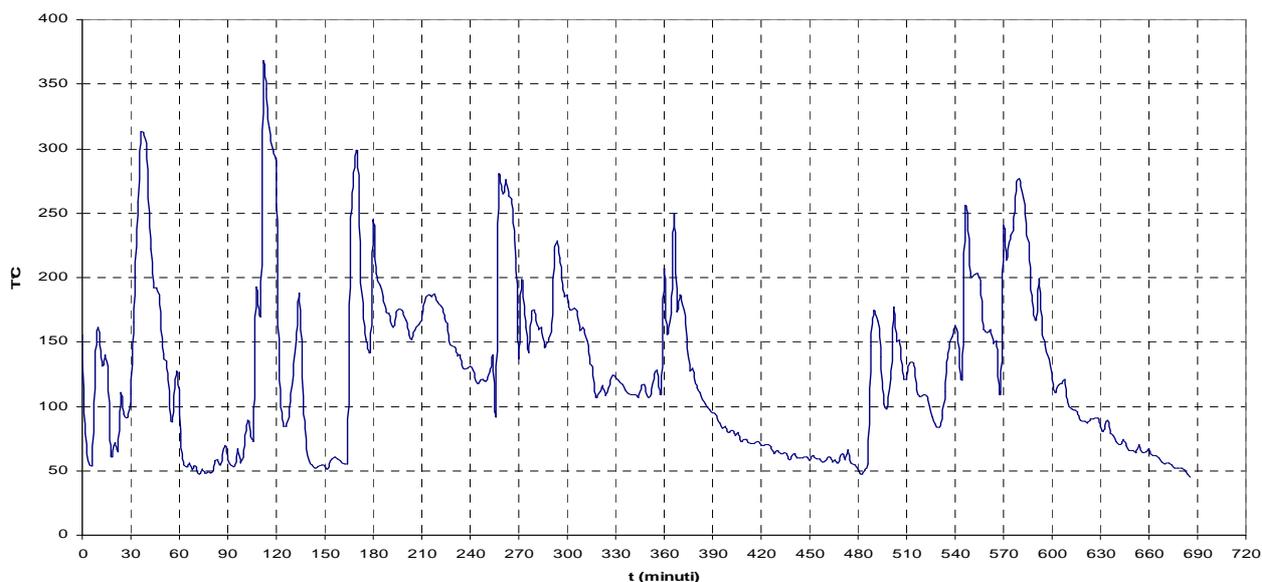


Figura 4_7 – Camino aperto. Andamento della temperatura - Ciclo 1 - Treviglio

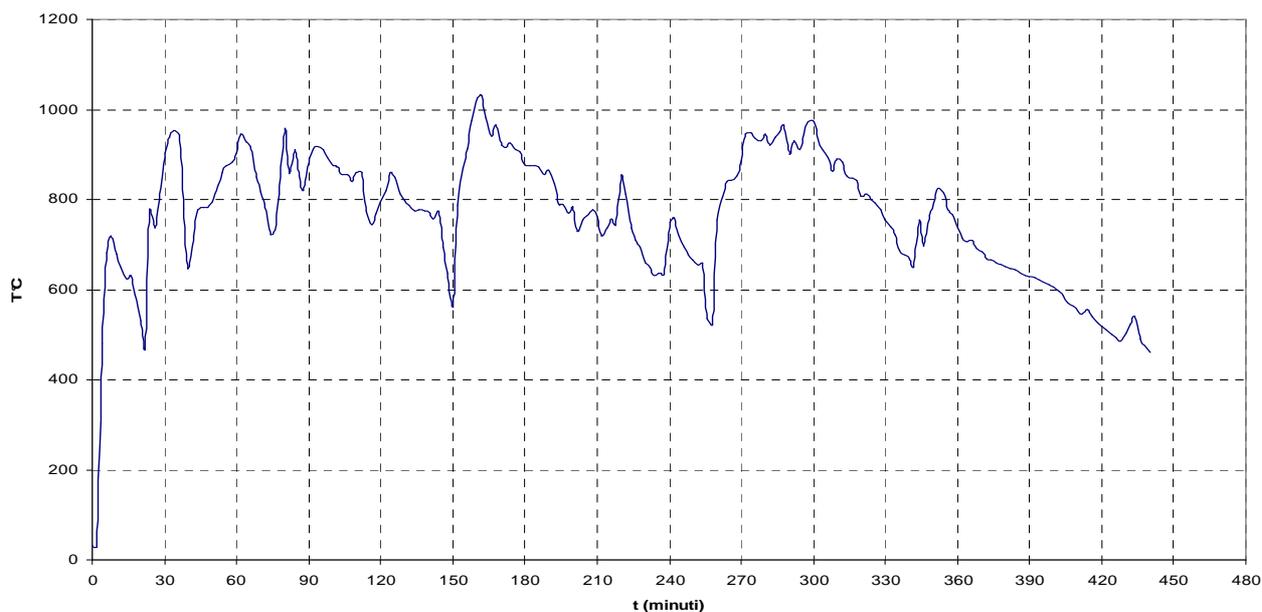


Figura 4_8 - Camino aperto: andamento della temperatura – Ciclo 7 - Casorate

Come si può notare, l'andamento è piuttosto irregolare; si registrano dei forti incrementi della temperatura dopo le principali aggiunte di combustibile, ma non è sempre facile identificare se un cambiamento di trend della temperatura (da decrescente a crescente) sia dovuto ad un aggiunta di legna all'interno della camera di combustione.

In figura 4_9 è riportato l'istogramma di frequenza della temperatura normalizzata; si nota che le frequenze più elevate si registrano intorno al valore mediano, ma si ha una elevata incidenza anche di periodi con temperatura bassa (rapporto tra temperatura e temperatura mediana inferiore a 0,4).

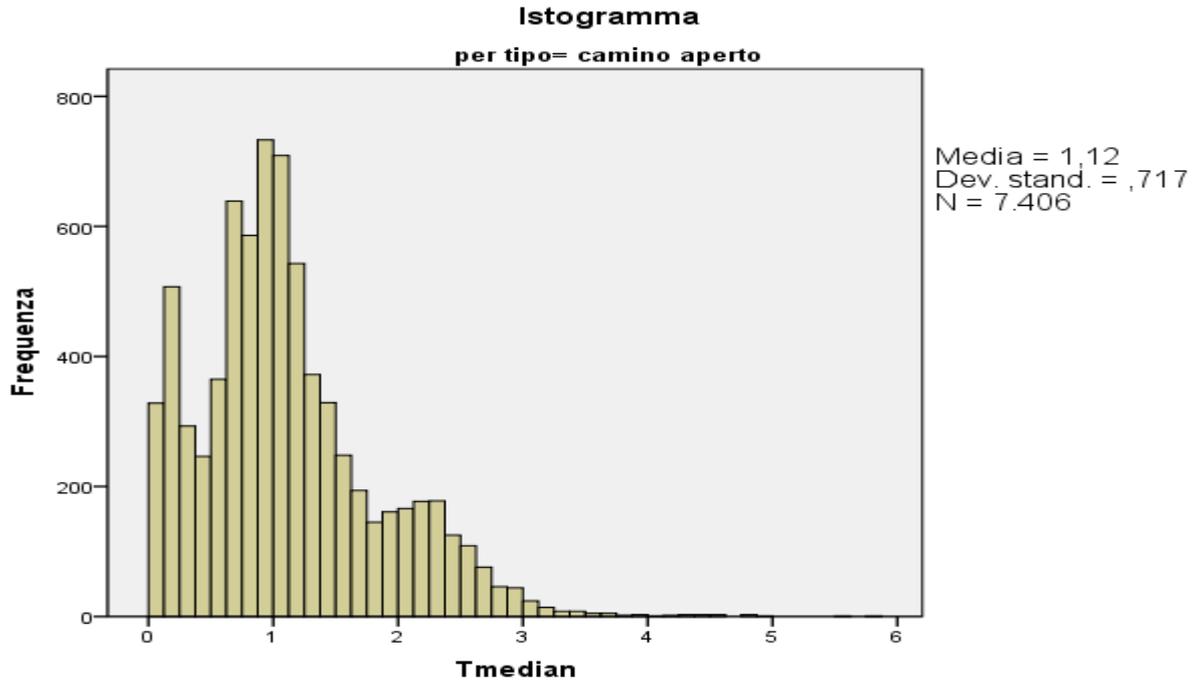


Figura 4_9 – Caminetto aperto: curva di frequenza della temperatura normalizzata (T/T_{mediana}) – tutti i cicli misurati

4.1.3. Camino chiuso

Sono stati monitorati due diversi apparecchi, per un totale di cinque periodi di misura. Due esempi di ciclo sono riportati in Figura 4_10 e 4_11. Si nota che in Figura 4_10 sono marcatamente visibili i momenti (minimi di temperatura) nei quali viene aperto e ricaricato l'apparecchio, o riattizzato il fuoco. Al di fuori di questi brevi periodi, la temperatura si mantiene sostanzialmente sempre su valori alti. In Figura 4_11, viceversa, sono presenti periodi di temperatura bassa, presumibilmente dovuti ad un processo di combustione già in fase di esaurimento, o anche ad una prolungata apertura dell'apparecchio.

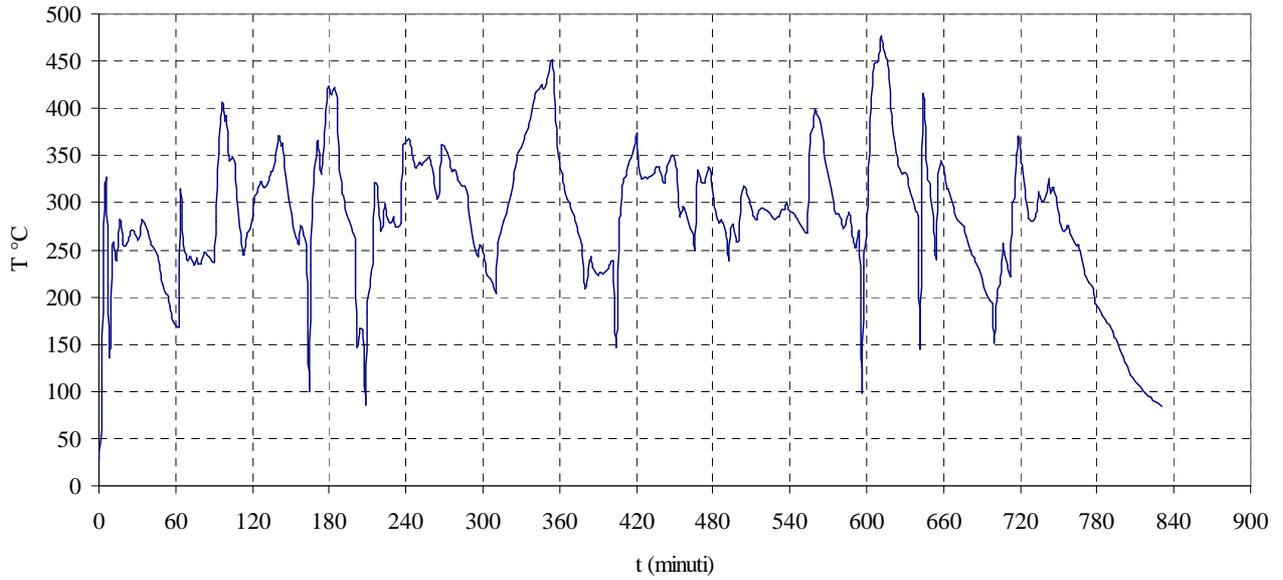


Figura 4_10 – Caminetto chiuso: ciclo 5 del 3° periodo di misura - Cavacurta

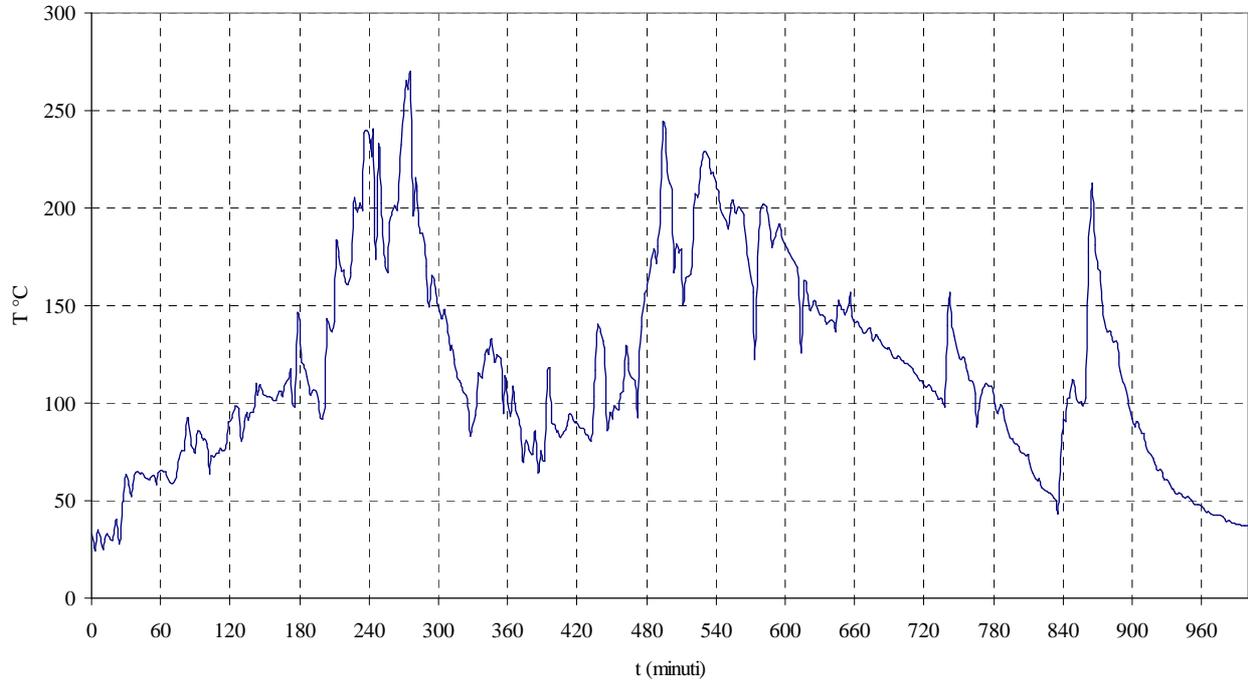


Figura 4_11 – Caminetto chiuso: ciclo 6 del 2° periodo di misura - Treviglio

La curva di frequenza della temperatura normalizzata, riportata in Figura 4_12, mostra un'elevata frequenza dei valori mediani.

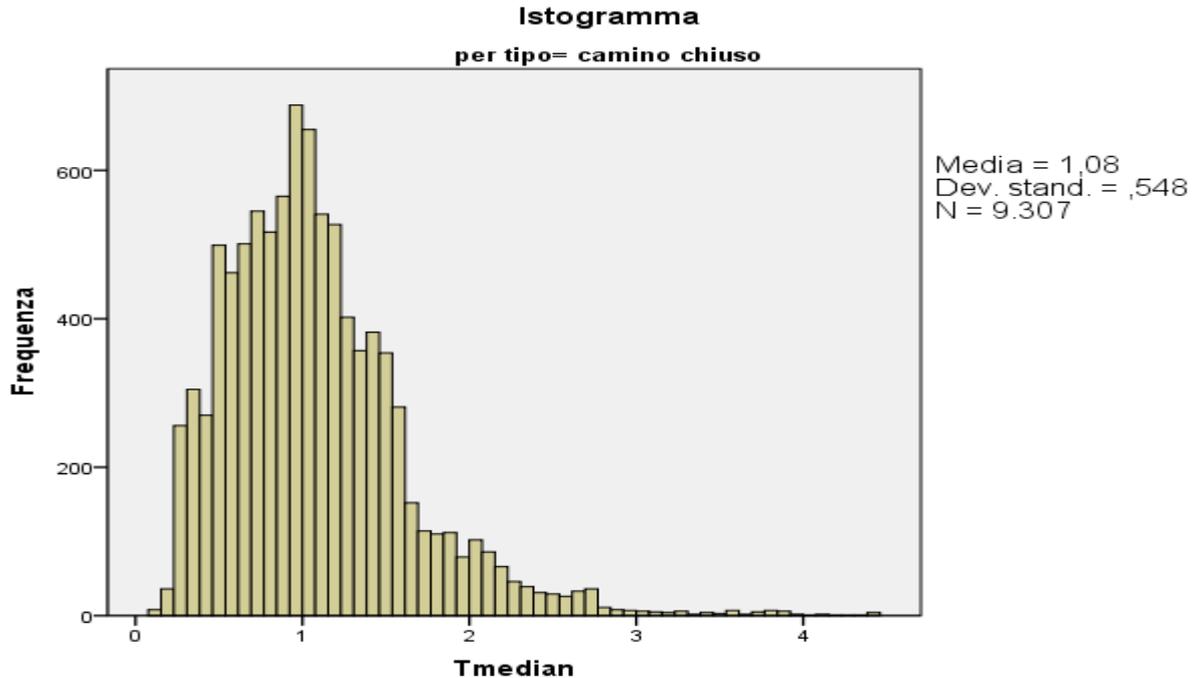


Figura 4_12 - Caminetto chiuso: curva di frequenza della temperatura normalizzata ($T/T_{mediana}$) – tutti i cicli misurati

4.1.4. Stufa a legna

Nell'ambito della campagna sperimentale sono state monitorate sei diverse stufe a legna; tra queste quattro stufe di tipo tradizionale, una stufa ad alto rendimento ed una stufa ad accumulo.

In Figura 4_13 e 4_14 sono mostrati i cicli di una stufa tradizionale e della stufa ad alto rendimento. I grafici sono qualitativamente simili; si tratta in entrambe i casi di cicli molto lunghi, nel corso dei quali per alcuni periodi vi è un riattizzamento sufficientemente costante della fiamma, con temperature che si mantengono a valori alti, mentre in altri passano ore senza che vi sia alcun intervento, con progressiva lenta riduzione della temperatura.

Un ciclo tipico della stufa ad accumulo è riportato in Figura 4_15. Questo apparecchio è costruito in modo da bruciare il combustibile in modo relativamente rapido, e quindi proseguire nella propria funzione cedendo progressivamente il calore accumulato: si nota infatti che, dopo i primi 180 minuti, la temperatura si mantiene su una curva di decrescita stabile; da questo momento la stufa è stata spenta e non vi è più alcun processo di combustione in corso.

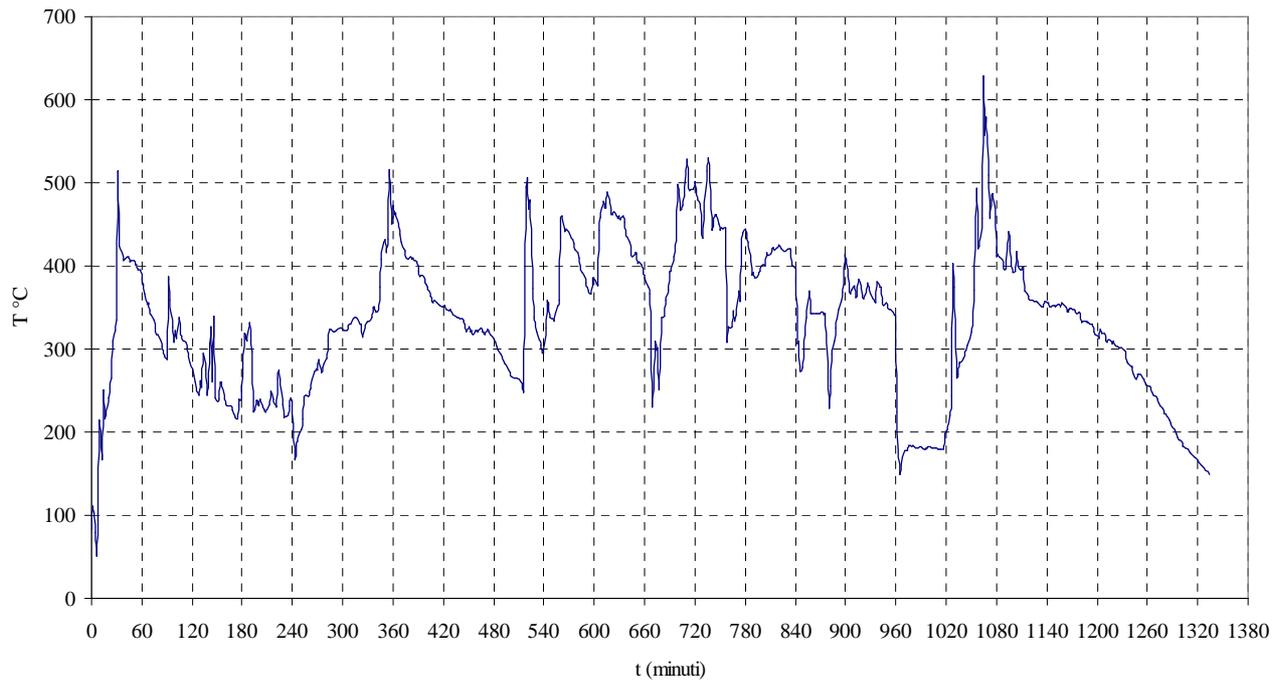


Figura 4_13 – Stufa tradizionale: ciclo 6 - Dovera

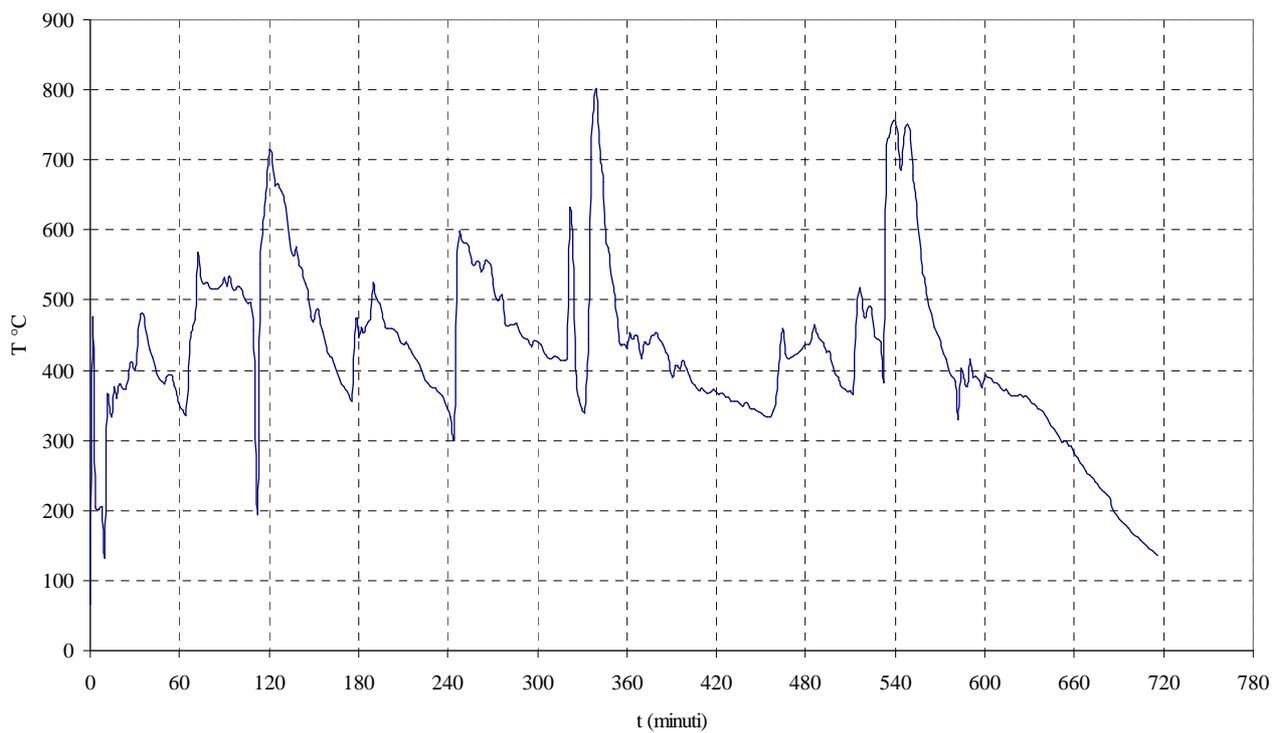


Figura 4_14 – Stufa ad alto rendimento: ciclo 2 – Borgomanero

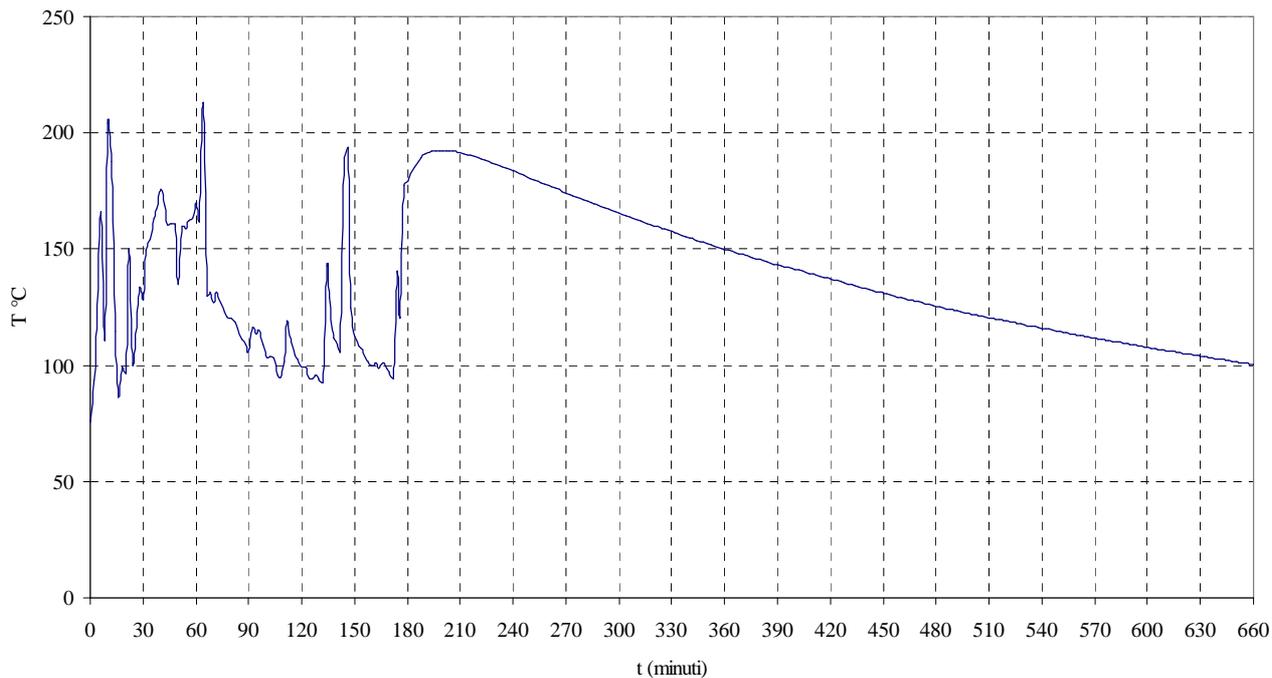


Figura 4_15 – Stufa ad accumulo: ciclo 5, 1° periodo di misura - Casirate

L'istogramma di frequenza delle stufe è mostrato in Figura 4_16 e mostra caratteristiche analoghe a quelle rilevate nel caso del caminetto chiuso.

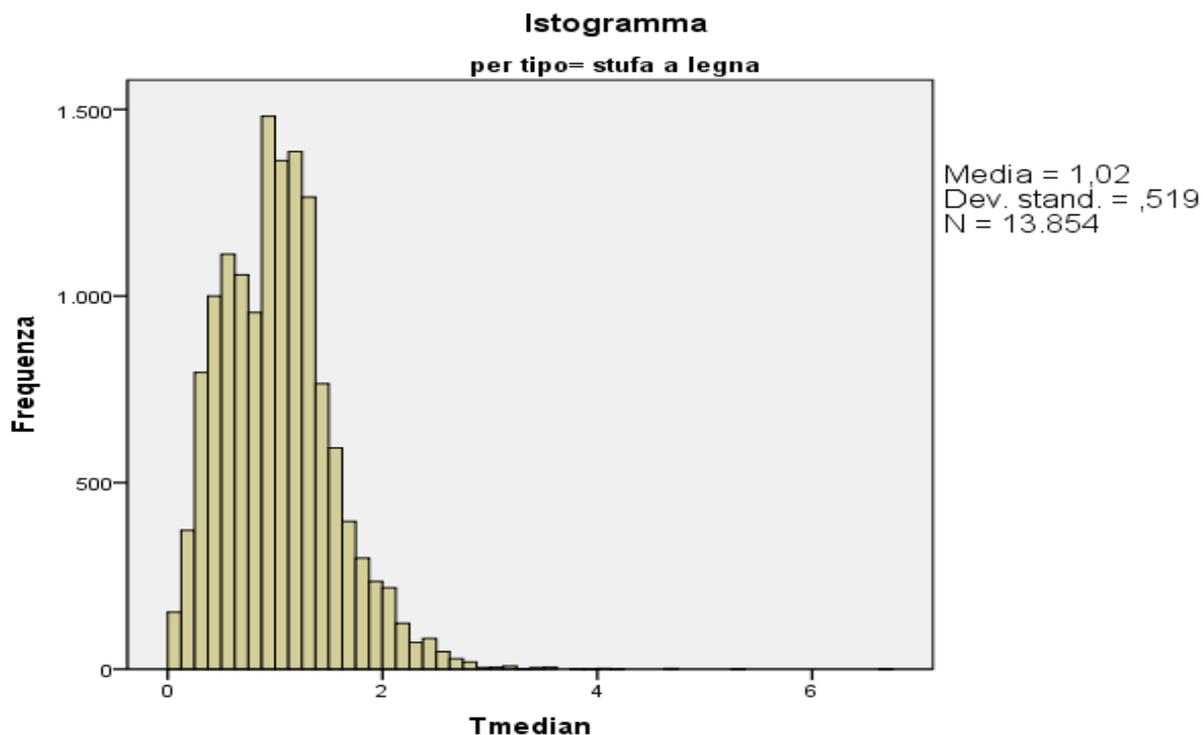


Figura 4_16 – Stufa a legna: curva di frequenza della temperatura normalizzata (T/T_{mediana}) – tutti i cicli misurati

4.2. DEFINIZIONE DI CICLI DI COMBUSTIONE – TIPO

La campagna di misura della temperatura è stata utilizzata per definire un ciclo di combustione – tipo, da replicare in laboratorio nel corso della campagna di misura descritta nel capitolo successivo.

Le misure effettuate in campo suggeriscono – per stufe e camini aperti – frequenze di ricarica che raggiungono anche gli 80-90 minuti. E' comunque difficile definire un valore a priori, anche perché nella realtà spesso la ricarica viene effettuata quando chi controlla l'apparecchio valuta che la carica precedente si sta esaurendo. Per questo motivo si è ritenuto di non indicare frequenze di ricarica superiori ai 60 minuti, che avrebbero potuto creare problemi in sede di prova.

I quantitativi di legna corrispondenti alle singole ricariche di combustibile sono stati definiti in relazione alle interviste realizzate con i conduttori degli impianti ed al carico massimo ammissibile, indicato nei manuali d'uso.

Nel seguito per carico nominale di riferimento sarà considerato un consumo orario corrispondente alla potenza termica nominale dell'apparecchio, aumentato sino ad un massimo del 25%. Ad esempio, se la potenza nominale è pari a 3 kg/h, si intende un carico pari a 3-3,8 kg ora.

Nel seguito sono riportate le indicazioni fornite per la realizzazione dei cicli, relative alle singole tipologie di apparecchio.

4.2.1. Camino aperto

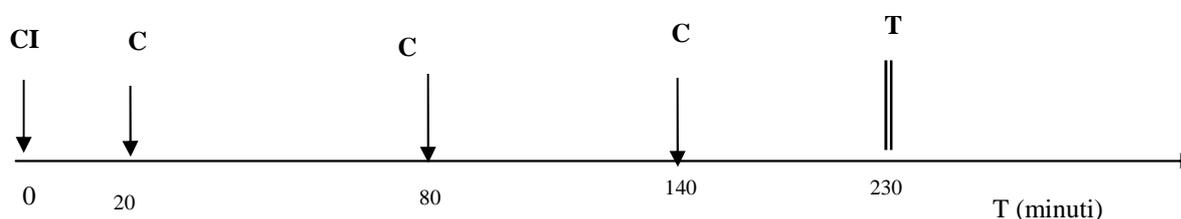
Accensione mediante l'utilizzo di legnetti o tavolette accendifuoco collocati alla base di una catasta di legna (0,7 kg circa). Dopo 15-20 minuti aggiungere un quantitativo di legna pari al carico nominale di riferimento.

Le ulteriori 2 cariche (anch'esse pari al carico nominale di riferimento) verranno effettuate ad intervalli successivi di 60 minuti l'una dall'altra. Tra una carica e la successiva si potrà riattizzare il fuoco per non più di una volta.

La misurazione nella fase finale, dopo l'ultima carica, deve essere il più possibile prolungata, ossia deve interrompersi nel momento in cui si raggiunge la concentrazione di fondo degli inquinanti.

Si ipotizza che per lo smaltimento della carica siano necessari circa 90 minuti (da valutare sul posto al momento della prima prova).

La durata intera della prova è quindi di circa 230 minuti.



CI = carica iniziale

C = carica

T = termine ciclo

Figura 4.17 – Protocollo di alimentazione del caminetto aperto

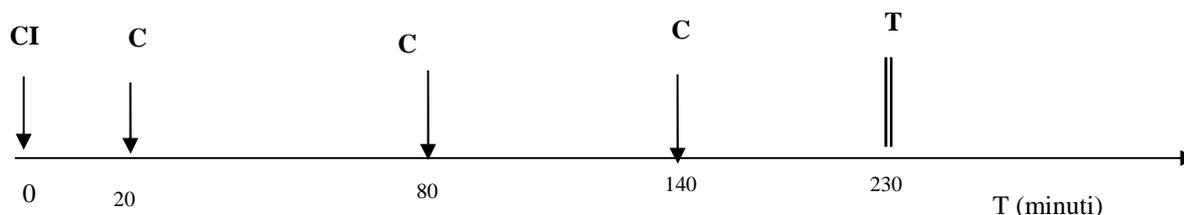
4.2.2. Camino chiuso e stufa a legna

Accensione mediante l'utilizzo di legnetti o tavolette accendifuoco collocati alla base di una catasta di legna (0,7 kg circa). In questa fase la valvola per la regolazione dell'aria va tenuta completamente aperta. Dopo 15-20 minuti aggiungere un quantitativo di legna pari al carico nominale di riferimento e chiudere parzialmente la valvola per la regolazione dell'aria (la chiusura dovrà essere tale da consentire la durata della combustione per i successivi 60 minuti).

Le ulteriori 2 cariche (anch'esse pari al carico nominale di riferimento) verranno effettuate ad intervalli successivi di 60 minuti l'una dall'altra. Tra una carica e l'altra si potrà provvedere al riattizzamento del fuoco per non più di una volta.

Contestualmente all'ultima carica, in 2 delle 3 prove effettuate per ciascuna essenza legnosa verrà chiusa completamente la valvola dell'aria e verrà aumentato il peso della ricarica (sino al carico nominale di riferimento aumentato del 50%).

La misurazione nella fase finale, dopo l'ultima carica, deve essere il più possibile prolungata, ossia deve interrompersi nel momento in cui si raggiunge la concentrazione di fondo degli inquinanti.



CI = carica iniziale

C = carica

T = termine ciclo

Figura 4.18 – Protocollo di alimentazione di stufa a legna e caminetto chiuso

5. DESCRIZIONE DELLA CAMPAGNA SPERIMENTALE

La sperimentazione oggetto del presente lavoro è stata effettuata da Innovhub - Stazioni Sperimentali Per L'industria - Divisione Stazione Sperimentale per i Combustibili di San Donato Milanese (in seguito, SSC) su incarico di ENEA.

La sperimentazione ha riguardato la misura delle emissioni inquinanti in 6 diversi tipi di apparecchi per la combustione della biomassa legnosa (camino aperto, camino chiuso, stufa a legna tradizionale, stufa innovativa, stufa a pellet, caldaia a pellet), alimentati con 5 diversi tipi di legna (faggio, carpino, quercia, robinia, abete) e 2 tipi di pellet (certificato e non certificato), in diversi cicli di carico.

SSC ha riassunto i risultati della sperimentazione in un rapporto (Innovhub – Stazione Sperimentale per i Combustibili, 2012) a cui si rimanda per la descrizione dei materiali e metodi relativi ai sistemi di campionamento e di misura adottati.

SSC ha inoltre reso disponibili i dati elementari su formato elettronico, la cui elaborazione è oggetto del presente lavoro.

In questo capitolo saranno descritti i metodi adottati per il calcolo dei fattori di emissione a partire dai dati grezzi.

5.1. DATI DISPONIBILI

Un quadro riassuntivo dei dati grezzi disponibili in formato elettronico è mostrato nella seguente Tab. 5_1. Per il camino aperto e gli apparecchi ad alimentazione automatica il ciclo di carico utilizzato è sempre il medesimo, e quindi i singoli cicli sono identificati mediante numeri progressivi. Viceversa per gli altri apparecchi vi sono due diversi tipi di ciclo (A e B) a seconda che vi sia o meno il sovraccarico finale dell'apparecchio; il numero di ciclo è pertanto preceduto dalla lettera che ne identifica il tipo.

I dati relativi a ciascun apparecchio ed essenza legnosa sono stati controllati al fine di eliminare singoli dati anomali presenti nelle misurazioni in continuo. I criteri per la validazione sono stati:

- eliminazione di tutti i valori di concentrazione - ossidi di azoto (NO_x), monossido di carbonio (CO) e idrocarburi non metanici (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 in quanto derivanti da errori nella misurazione o nel campionamento;
- eliminazione di tutti i dati in corrispondenza degli istanti nei quali si registrano valori non regolari del tenore di ossigeno (ossia prossimi al valore di 20,9%), o quando i valori di ossigeno presentano marcate e rapide fluttuazione (qualche punto percentuale nel giro di pochi secondi)

Infine, in alcuni casi (ad esempio per la stufa innovativa) si sono riscontrati dati palesemente non attendibili di peso, che sono stati eliminati.

Tabella 5_1 Dati grezzi di emissione disponibili in formato elettronico

		Numero totale dati				
	Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
CAMINETTO APERTO	1	2287	2661	2529	2430	2526
	2	2897	2592	2791	3006	3082
	3	2559	2527	2518	2971	2923
CAMINETTO CHIUSO	A	2565	2834	2485	2919	2785
	B1	2979	2389	2890	3001	3057
	B2	2899	2950	2918	3102	2927
	B3	2997	3453	2699		
STUFA TRADIZIONALE	A	2294	2254	2319	2008	2311
	B1	2758	2431	2458	2467	2315
	B2	2709	2567	2448	2575	2437
STUFA INNOVATIVA	A	2456	2144	2175	2176	1819
	B1	2591	2739	2430	2643	2665
	B2	2410	2914	3154	2300	2352

		Numero totale dati	
	Ciclo	Pellets certificato	Pellets non cert.
STUFA A PELLETS 1	1	722	1254
	2	726	1075
	3	715	1353
CALDAIA A PELLETS		624	463

Questo tipo di validazione ha permesso di eliminare i dati anomali, di norma corrispondenti a picchi molto accentuati dei valori di concentrazione. Nel complesso sono stati eliminati circa il 2% dei dati.

In Tab. 5_2 e Tab. 5_3 è riportato un quadro riassuntivo del numero di dati validi per i singoli inquinanti, per ogni tipo di prova e biomassa legnosa, per apparecchi manuali e automatici. Sono indicati anche i dati relativi a emissioni di PM, IPA e PCDD/F, per i quali si ha una unica misura per ciascun ciclo di combustione.

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 O₂ e CO₂, temperatura dei fumi, temperatura ambiente, peso del combustibile.

Anche per i dettagli sul tipo di apparecchi, le tipologie di legna ed il ciclo di si rimanda alla relazione SSC (SSC, 2012).

Tabella 5_2 Apparecchi ad alimentazione manuale - dati validi

		Numero dati validi					
		Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
CO	CAMINETTO APERTO	1	2279	2629	2516	2322	2516
		2	2877	2576	2767	2994	3072
		3	2530	2510	2501	2971	2884
	CAMINETTO CHIUSO	A	2538	2711	2462	2810	2680
		B1	2828	2310	2837	2921	3021
		B2	2843	2843	2873	3033	2900
		B3	2855	3423	2627		
	STUFA TRADIZIONALE	A	2255	2218	2266	1935	2256
		B1	2725	2402	2402	2430	2279
		B2	2542	2546	2391	2530	2399
	STUFA INNOVATIVA	A	2445	2067	2123	2073	1816
		B1	2525	2685	2362	2549	2631
B2		2406	2859	3026	2239	2120	
		Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
COVNM	CAMINETTO APERTO	1	2287	2658	2529	2425	2526
		2	2897	2584	2791	3006	3066
		3	2559	2519	2518	2971	2884
	CAMINETTO CHIUSO	A	-	2709	2379	2839	2680
		B1	2828	2328	2840	2921	2993
		B2	2839	2843	2868	3030	2877
		B3	2855	3423	2627		
	STUFA TRADIZIONALE	A	2236	2233	2262	1983	2266
		B1	2710	2395	2402	2402	2276
		B2	2331	2504	2392	2527	2398
	STUFA INNOVATIVA	A	-	2058	2123	2065	1816
		B1	2519	2666	2357	2545	2643
B2		-	2820	3033	2234	-	
		Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
NOx	CAMINETTO APERTO	1	2287	2660	2525	2369	2524
		2	2897	2586	2791	3000	3082
		3	2559	2527	2518	2971	2884
	CAMINETTO CHIUSO	A	2538	2711	2460	2810	2680
		B1	2828	2329	2846	2921	3039
		B2	2843	2843	2873	3007	2899
		B3	2831	3423	2627		
	STUFA TRADIZIONALE	A	2251	2242	2263	1995	2289
		B1	2725	2402	2402	2431	2301
		B2	2541	2556	2392	2530	2420
	STUFA INNOVATIVA	A	2446	2068	2123	2073	1816
		B1	2529	2685	2362	2549	2631
B2		2407	2858	3026	2239	2120	
		Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
PM	CAMINETTO APERTO	1	3	3	3	3	3
		2	3	3	3	3	3
		3	3	3	3	3	3
	CAMINETTO CHIUSO	A	3	3	3	3	3
		B1	3	3	3	3	3
		B2	3	3	3	3	3
	STUFA TRADIZIONALE	A	3	3	3	3	3
		B1	3	3	3	3	3
		B2	3	3	3	3	3
	STUFA INNOVATIVA	A	3	3	3	3	3
		B1	3	3	3	3	3
		B2	3	3	3	3	3
		Ciclo	Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
IPA	CAMINETTO APERTO		1	1	1	1	1
	CAMINETTO CHIUSO	B	2	2	2	2	2
	STUFA TRADIZIONALE	B	2	2	2	1	1
	STUFA INNOVATIVA	B	2	1	1	1	2
			Faggio	Carpino	Quercia	Robinia	Abete
PCDD/F	CAMINETTO CHIUSO		1	0	0	0	1

Tabella 5_3 Apparecchi automatici - dati validi

		Ciclo	Numero dati validi	
			Pellets certificato	Pellets non certificato
CO	STUFA A PELLETS	1	722	1254
		2	725	1075
		3	715	1353
	CALDAIA A PELLETS		624	463
COV	STUFA A PELLETS	1	-	1254
		2	-	1075
		3	-	1353
	CALDAIA A PELLETS		-	463
NOX	STUFA A PELLETS	1	722	1254
		2	725	1075
		3	715	1353
	CALDAIA A PELLETS		-	463
PM	STUFA A PELLETS		3	3
	CALDAIA A PELLETS		3	3
IPA	STUFA A PELLETS		1	1
	CALDAIA A PELLETS		1	1
DIOX	STUFA A PELLETS			
	CALDAIA A PELLETS			

5.2. ANALISI DEI CICLI DI COMBUSTIONE

Come riferimento per l'effettuazione delle prove negli apparecchi ad alimentazione manuale, sono stati utilizzati i cicli di carico descritti nel capitolo 4. Tali cicli, che riproducono il comportamento reale degli utilizzatori nella conduzione degli apparecchi, sono stati trasmessi a SSC e utilizzati come riferimento per il carico del combustibile nei cicli nel seguito chiamati "cicli reali"; tali cicli di carico sono diversi dai cicli utilizzati nei metodi di prova descritti nelle Norme Tecniche del settore, chiamati nel seguito "cicli di certificazione".

Negli apparecchi manuali a focolare chiuso (caminetto chiuso, stufa tradizionale e stufa innovativa) come già descritto si sono differenziate due tipologie di ciclo: nella prima (ciclo di tipo A) l'ultima carica non differisce sostanzialmente dalle precedenti; nella seconda (ciclo di tipo B) l'ultima carica viene maggiorata in termini quantitativi, chiudendo completamente la valvola di regolazione dell'aria.

Di seguito è riportata una breve descrizione delle principali caratteristiche rilevate nei diversi tipi di apparecchio.

5.2.1. Camino aperto

I cicli del camino aperto sono tutti caratterizzati da valori di ossigeno nei fumi elevati (superiori al 18-19%) in tutte le fasi della combustione. L'immissione della legna nella camera di combustione non ha seguito nel dettaglio il "ciclo reale" descritto nel capitolo 4,

in quanto SSC lo ha considerato non applicabile per l'eccessiva dispersione di fumi nell'ambiente; di conseguenza, l'alimentazione del combustibile è avvenuta ad intervalli di 20-30 minuti. Dopo ogni alimentazione, si assiste ad una riduzione dell'ossigeno e ad un aumento della temperatura dei fumi (che peraltro supera raramente i 200 °C). Le concentrazioni di CO e COVNM sono caratterizzate da picchi, che possono essere collegati alle fasi di avvio della combustione nel periodo successiva a ciascuna ricarica; le concentrazioni di NOx si mantengono invece più costanti.

Pur con lo stesso protocollo di alimentazione del combustibile, le emissioni associate possono essere molto variabili, sia per le diverse caratteristiche della legna sia per la variabilità intrinseca di questo tipo di apparecchi. L'andamento di due tipici cicli di combustione per il caminetto aperto è mostrato in Figura 5_1.

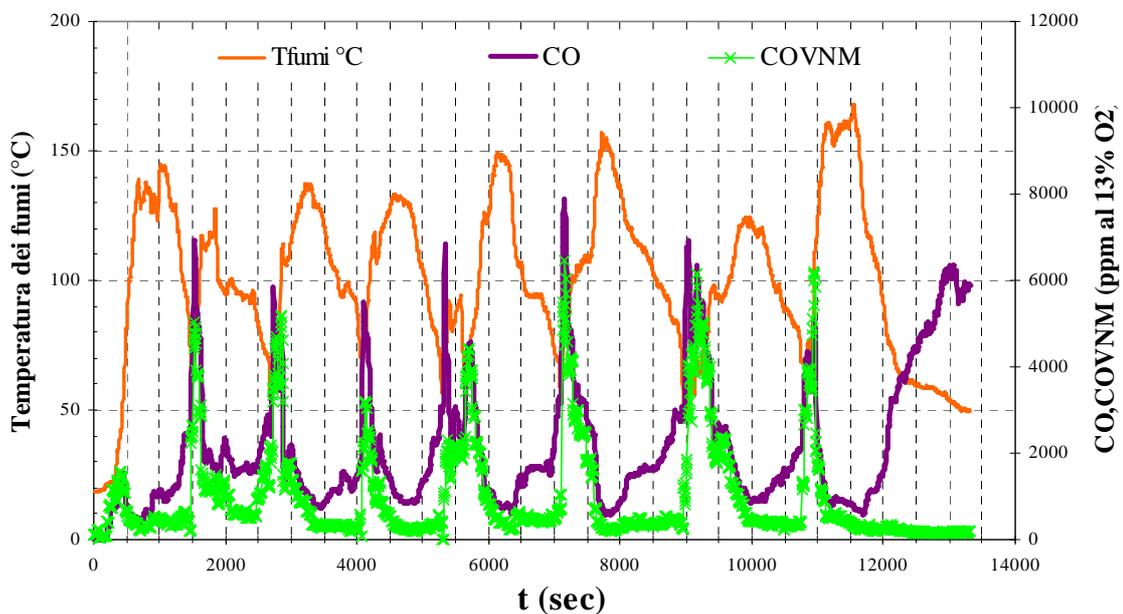


Figura 5_1a – Andamento di temperatura e concentrazione di CO, COVNM nel ciclo 1 di combustione del carpino.

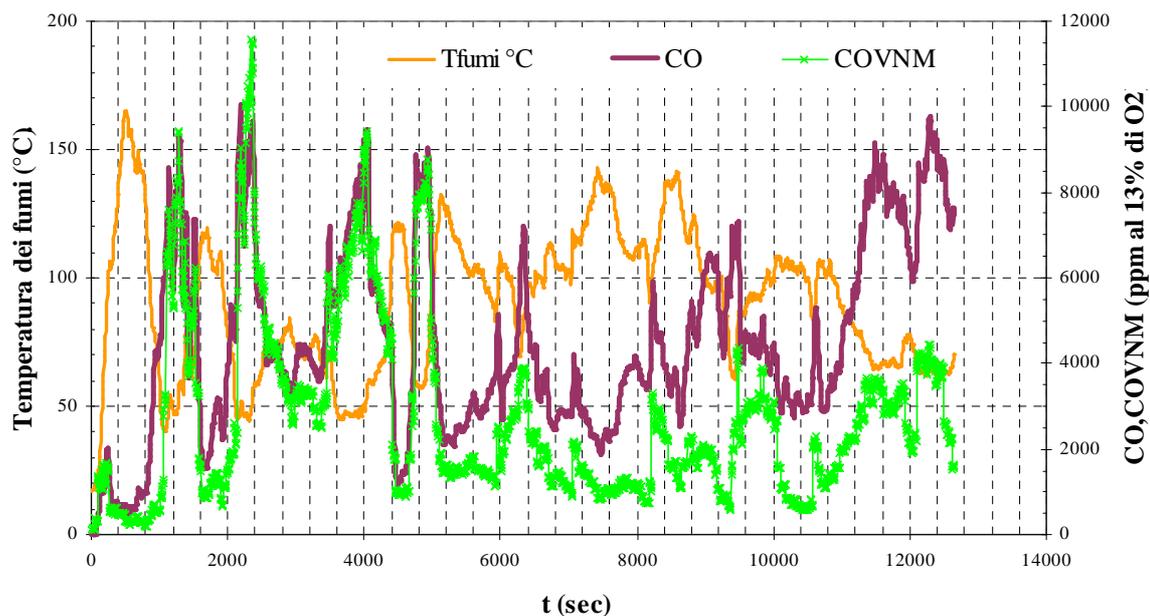


Figura 5_1b – Andamento di temperatura e concentrazione di CO, COVNM nel ciclo1 di combustione della quercia

Si nota in Figura 5_1a come il Ciclo 1 - carpino presenta marcati incrementi nella temperatura a seguito di ogni alimentazione del combustibile, associati evidentemente ad un buon attecchimento del fuoco al nuovo materiale immesso in camera di combustione. CO e COVNM presentano un picco nel momento della ricarica, e si riducono successivamente quando la combustione entra a regime. Viceversa, nel grafico di Figura 5_1b (quercia – ciclo 1) la temperatura non presenta picchi così marcati: il processo di combustione avviene in modo meno rapido ed anche le emissioni si mantengono alte per la maggior parte del ciclo.

5.2.2. Camino chiuso

Nel camino chiuso, così come anche nelle stufe oggetto di sperimentazione, si raggiungono temperature dei fumi molto più elevate e tenori di ossigeno molto più bassi rispetto a quanto riscontrato nel camino aperto. La temperatura dei fumi presenta picchi marcati dopo l'alimentazione del combustibile; di solito i valori massimi (oltre i 250 °C) si raggiungono dopo la seconda ricarica. In corrispondenza all'aumento della temperatura si ha una riduzione nel tenore di ossigeno, che raggiunge il 10-11% (ma a volte anche valori molto più bassi, sino al 7%), indice evidentemente dell'intenso procedere della combustione. Verso la fine del periodo tra una carica e l'altra si assiste ad un progressivo esaurimento del combustibile e di conseguenza all'incremento del tenore di ossigeno nei fumi.

CO e COVNM presentano picchi molto marcati in corrispondenza delle fasi di alimentazione del combustibile. Come si vedrà nel seguito, nei cicli di tipo B (con ultima carica maggiorata) si hanno mediamente emissioni superiori; questo non è però sempre vero, perché anche in questo caso – come mostrato per il camino aperto – si possono avere andamenti molto variabili tra un ciclo e l'altro.

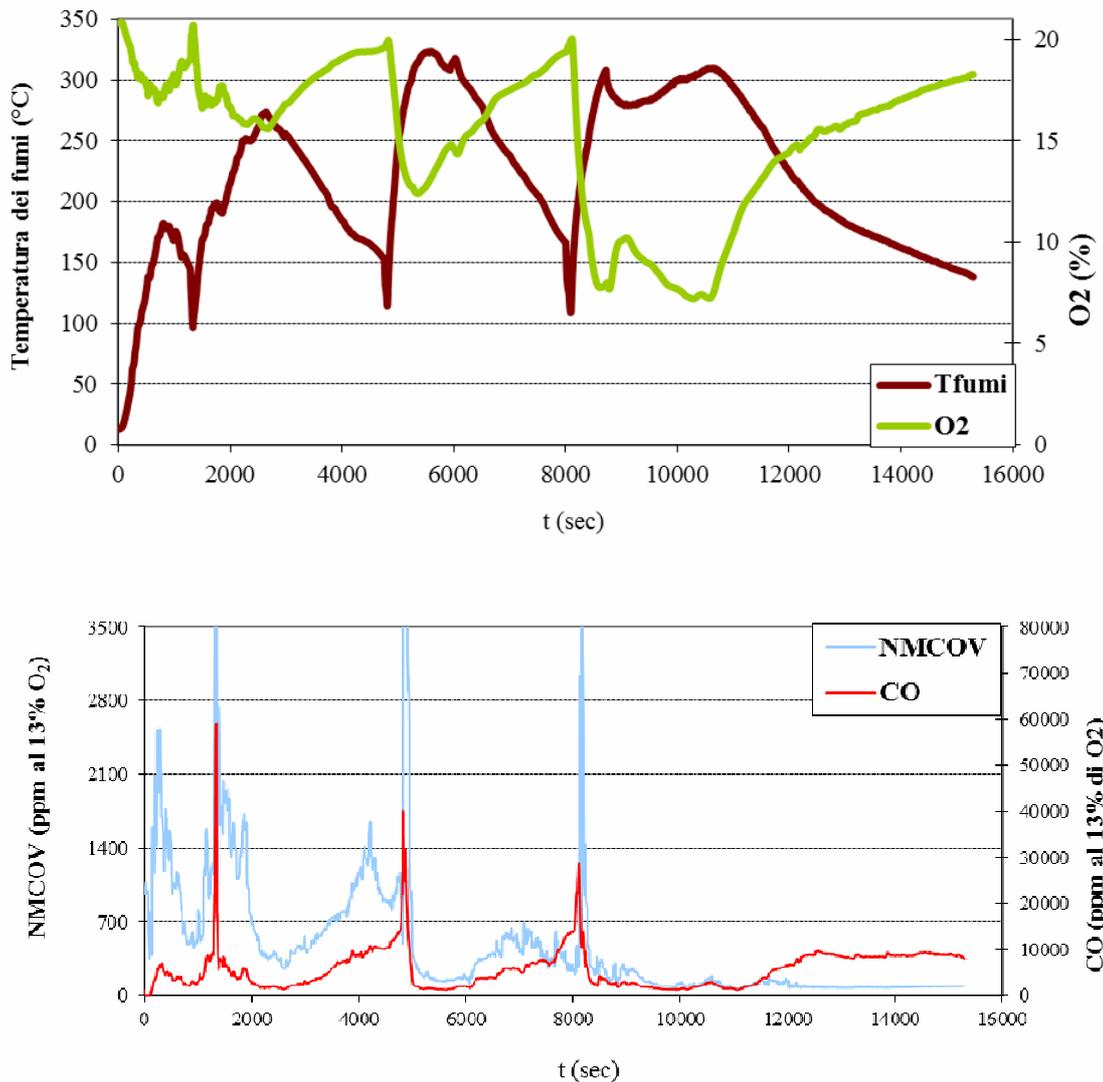


Figura 5_2 - Andamento dei principali parametri per un ciclo del caminetto chiuso (abete – ciclo B)

5.2.3. Stufa tradizionale ed innovativa

I cicli della stufa tradizionale ed innovativa presentano il medesimo andamento di quelli del caminetto chiuso, con picchi nella temperatura e decrementi dell'ossigeno a seguito di ciascuna alimentazione del combustibile; i valori di temperatura raggiungono i valori massimi nella stufa innovativa (sino a 400 °C), che presenta i minimi più marcati dell'ossigeno nei fumi (sino a valori inferiori al 5%).

Anche per la stufa si hanno repentini picchi nelle concentrazioni di sostanze incombuste immediatamente dopo l'alimentazione del combustibile; tuttavia, per la stufa tradizionale i valori elevati tendono a essere maggiormente prolungati nel tempo.

A titolo esemplificativo è riportato in Figura 5_3 l'andamento dei principali parametri in un ciclo A di combustione della stufa tradizionale alimentato con quercia.

I cicli della stufa innovativa (esempio in Figura 5_4), seppure presentano concentrazioni inferiori a quelle della stufa tradizionale e picchi di valore nettamente inferiore, non si discostano in modo così marcato in termini di emissioni medie degli inquinanti, come sarà meglio illustrato nei capitoli successivi.

In tutti i cicli ad alimentazione manuale si registra nella fase finale della combustione un ulteriore aumento della concentrazione di CO, che solitamente non è accompagnata da una risalita degli idrocarburi (la fase finale corrisponde all'esaurimento del processo di devolatilizzazione della biomassa, e quindi la concentrazione di sostanze organiche non è elevata).

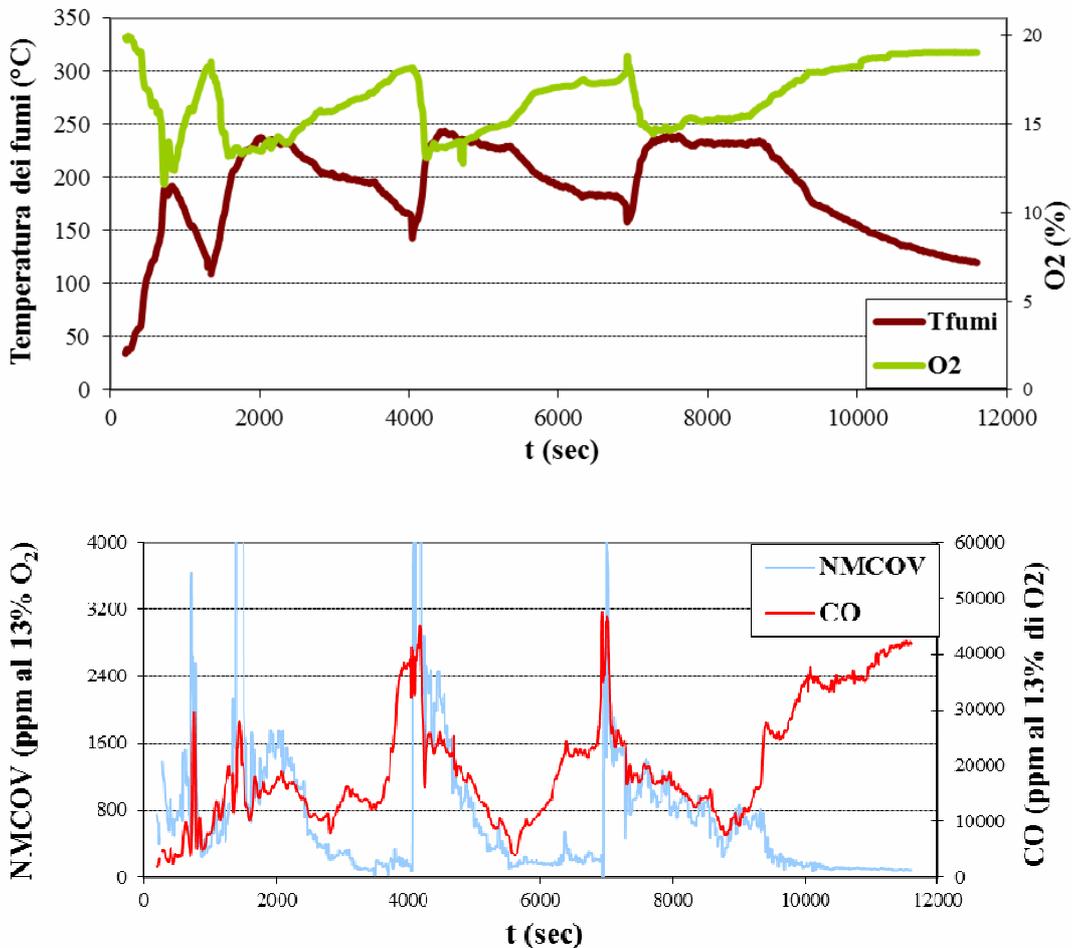


Figura 5_3 - Andamento dei principali parametri per un ciclo della stufa tradizionale (quercia – ciclo A)

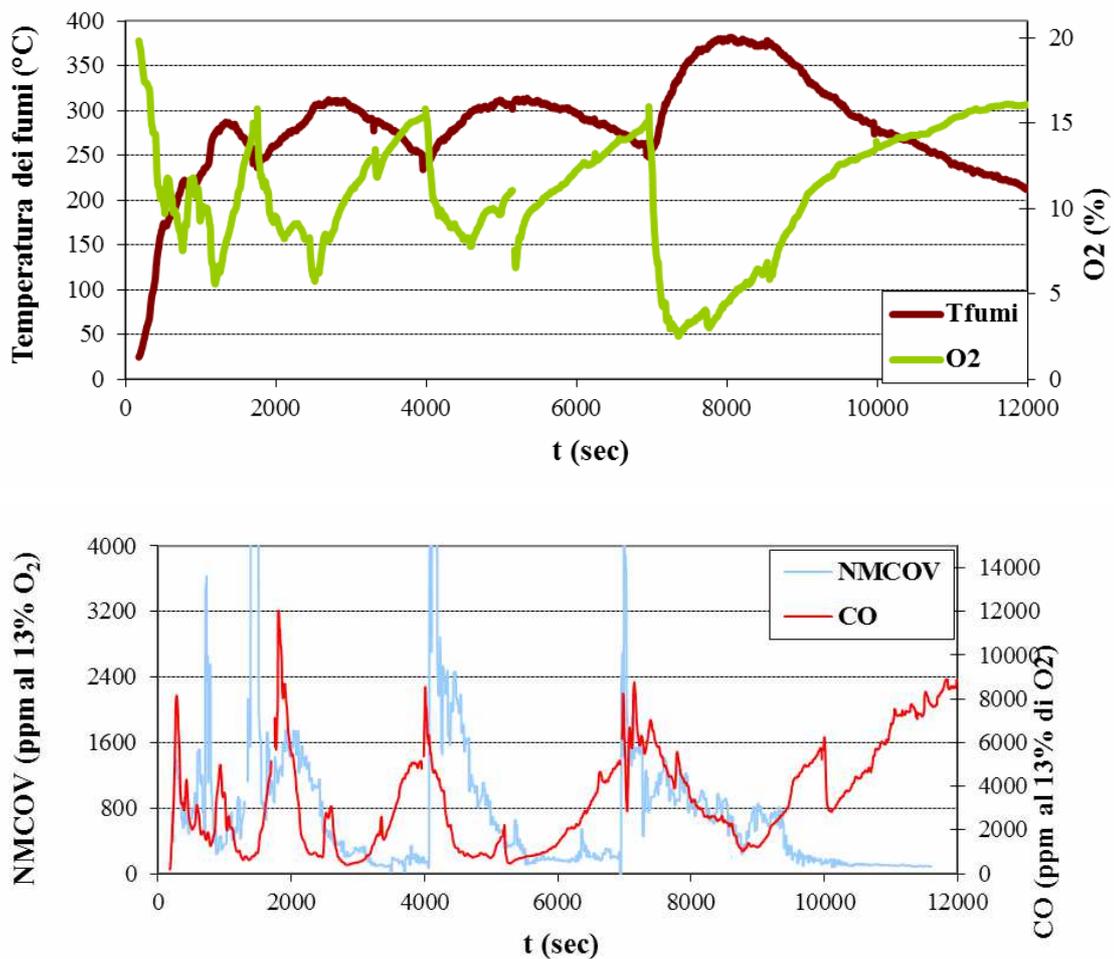


Figura 5_4 - Andamento dei principali parametri per un ciclo della stufa innovativa (quercia – ciclo A)

5.2.4. Apparecchi ad alimentazione automatica: stufa e caldaia a pellet

Gli apparecchi ad alimentazione automatica sono stati alimentati esclusivamente con cicli di combustione costanti: si hanno quindi periodi di registrazione di circa mezz'ora, con temperature dei fumi che all'istante iniziale hanno già raggiunto valori elevati ed andamento abbastanza regolare.

Da segnalare la marcata variazione nelle concentrazioni di inquinanti che si registrano passando dalla combustione di pellet certificato ad un pellet non certificato.

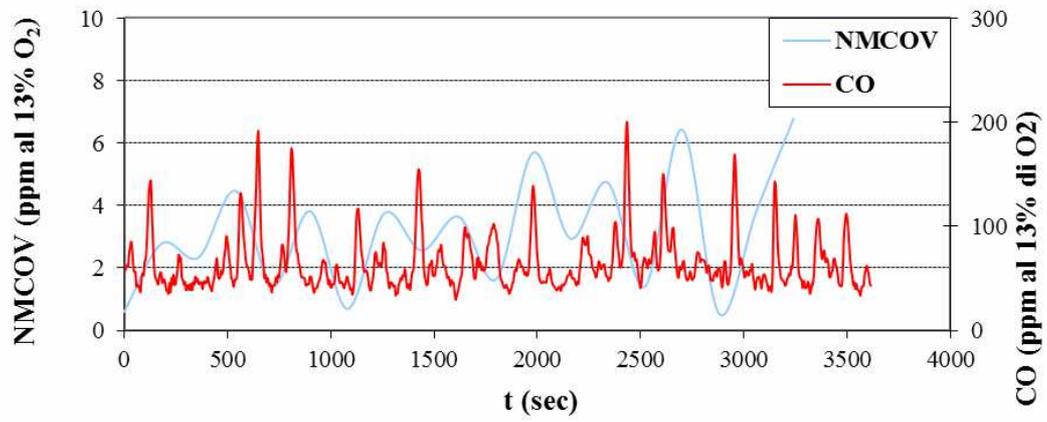
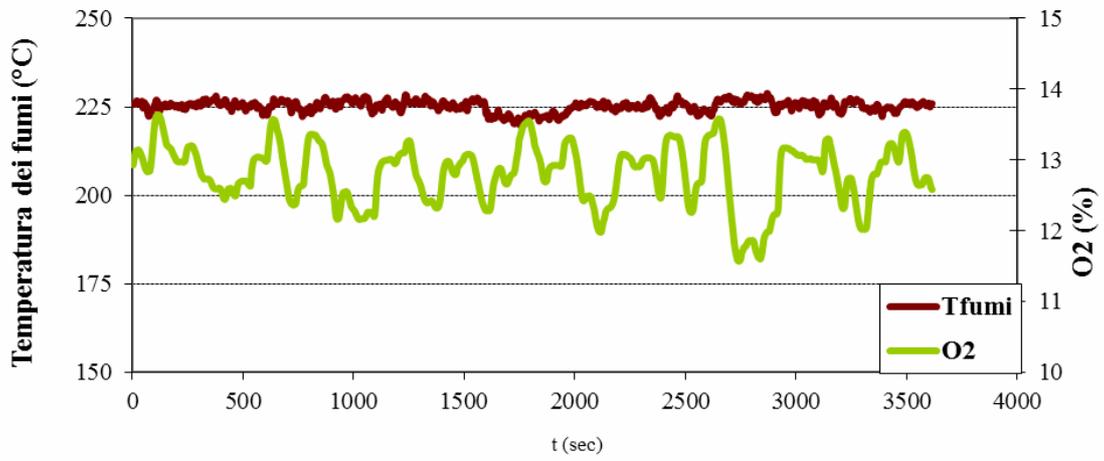


Figura 5_5 - Andamento dei principali parametri per un ciclo della stufa a pellet (pellet certificato – ciclo 1)

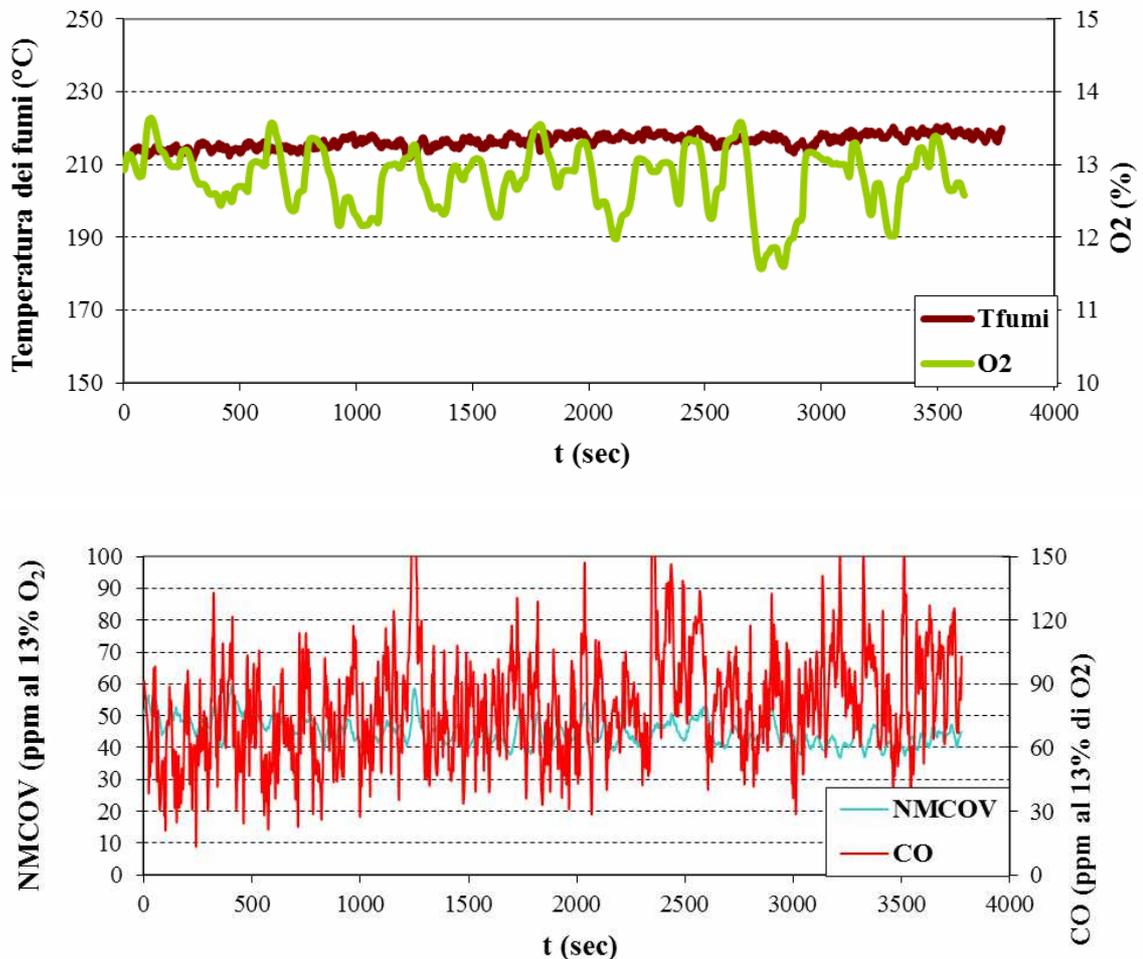


Figura 5_6 - Andamento dei principali parametri per un ciclo della stufa a pellet (pellet non certificato – ciclo 1)

5.3 INCERTEZZE NELLA STIMA DEI FATTORI DI EMISSIONE

5.3.1. Inquinanti gassosi

Mentre con l'utilizzo di un ciclo di certificazione le condizioni di combustione si mantengono pressoché costanti sull'intero ciclo di misura (UNI EN 13240), durante i cicli reali negli apparecchi a carica manuale le condizioni sono estremamente variabili; di conseguenza è possibile utilizzare diversi metodi per la stima delle concentrazioni medie e dei conseguenti fattori di emissione.

Nel caso delle concentrazioni, i valori medi degli inquinanti gassosi riportati nella relazione SSC sono stati stimati sulla base della metodologia indicata nelle norme UNI EN

13240 e UNI EN 13229. La metodologia, ideata per un flusso di fumi sufficientemente costante, effettua la media delle concentrazioni in ppm misurate, indipendentemente dalla diversa concentrazione di ossigeno presente nei fumi; il valore medio viene poi convertito dal tenore di ossigeno effettivo ad un tenore standard (13%) in relazione al contenuto medio di ossigeno nei fumi. Se si procede diversamente, ad esempio convertendo ciascun valore misurato al tenore standard di ossigeno, e poi effettuando una media dei valori, si possono ottenere concentrazioni medie diverse, con differenze che possono arrivare anche al 20-40% (Tabella 5_4).

Tabella 5_4 Confronto tra le concentrazioni medie (caso caminetto chiuso – concentrazioni in mg/Nm³ al 13% di O₂ nei fumi)

Essenza	Ciclo	CO mediato normalizzato	CO normalizzato mediato	differenza percentuale
Abete	A	3413	4632	-36%
	B1	3283	4577	-39%
	B2	3573	4272	-20%
Carpino	A	2938	3630	-24%
	B1	3130	4148	-33%
	B2	3148	4068	-29%
	B3	2144	2733	-27%
Faggio	A	2259	2377	-5%
	B1	2662	3399	-28%
	B2	2836	3672	-29%
	B3	2858	3412	-19%
Quercia	A	5202	5583	-7%
	B1	5760	5958	-3%
	B2	4965	6305	-27%
	B3	4796	5945	-24%
Robinia	A	5193	5881	-13%
	B1	4946	6199	-25%
	B2	4759	5731	-20%

La metodologia di calcolo utilizzata da SSC per la stima dei fattori di emissione degli inquinanti gassosi non è stata specificata nella relazione citata; di conseguenza si è provveduto ad un ricalcolo del valore dei fattori di emissione, sulla base della metodologia che è apparsa più corretta per l'identificazione di un fattore di emissione rappresentativo degli inquinanti effettivamente generati nel corso del processo di combustione. Si è quindi tenuto conto che il processo di combustione procede in modo variabile, e quindi i fattori di emissione istantanei vanno "pesati" rispetto al quantitativo effettivamente bruciato nelle diverse fasi.

Il calcolo dei fattori di emissione dovrebbe essere effettuato con una metodologia che si basa sul calcolo stechiometrico del volume specifico dei fumi secchi e sul consumo istantaneo di combustibile. Il fattore di emissione medio FE_c (g/GJ) per ogni singola carica può essere stimato dalla relazione:

$$FE_c = \sum_t C_t * \frac{V_{spec_t}}{PCI} * FP_t * 10^3 \quad (2.1)$$

dove:

C_t : concentrazione dell'inquinante all'istante t (ppm)

V_{spec_t} : volume specifico dei fumi secchi all'istante t (m³/kg)

PCI : potere calorifico inferiore (MJ/kg) dell'essenza legnosa

FP_t : fattore di peso

Dove il volume specifico dei fumi secchi è dato dalle relazioni stechiometriche basate sul contenuto di carbonio nel combustibile (X_C , espresso in termini di percentuale in peso del combustibile secco e senza ceneri) e la concentrazione effettiva di CO₂ nei fumi secchi (riferita all'ossigeno effettivo):

$$V_{spec_t} = \frac{X_C * V_{mol}}{M_C * CO_{2_t}} \quad (2.2)$$

Il fattore di peso si ottiene per ogni istante dal rapporto tra il consumo di combustibile e il consumo complessivo durante il ciclo di combustione.

Il fattore di emissione medio del ciclo si ottiene quindi dalla media dei FE_c pesata rispetto al rapporto tra la durata della carica (t_{carica}) e la durata del ciclo (t_{ciclo}).

$$FE = \sum_c FE_c * \frac{t_{carica}}{t_{ciclo}} \quad (2.3)$$

Il fattore di emissione medio per l'essenza si ottiene dalla media aritmetica dei tre fattori di emissione medi relativi ai cicli.

Per permettere il calcolo dei fattori di emissioni anche in corrispondenza dei cicli dove mancano i dati del peso di combustibile è stata utilizzata una metodologia semplificata (formula 2.4) che da risultati del tutto analoghi ai FE calcolati tramite le formule 2.1-2.3.

$$FE = \frac{1}{n} \sum_i C_i * \frac{V_{spec_i}}{PCI} * 10^3 \quad (2.4)$$

dove i rappresenta l'osservazione i^{esimo} e n è il numero totale delle osservazioni per ogni prova.

Al fine di valutare le incertezze legate alla stima dei fattori di emissione, è stato effettuato il calcolo delle differenze tra i risultati derivanti dai diversi approcci. Mentre la stima del fattore di emissione medio che considera la variazione dell'intensità della combustione (metodo 1) è stata effettuata sulla base della formula 2.4 precedentemente esposta, la stima dei fattori di emissione medi nell'ipotesi di portate fumi costanti (metodo 2) è stata effettuata con la seguente relazione:

$$FE = C_{media} * densità * \frac{21-13}{21-O_{2,eff}} * F \quad (2.5)$$

dove F (m^3/MJ) è il volume specifico dei fumi secchi riferito al potere calorifico del combustibile.

Il confronto fra i fattori di emissione riportati nel rapporto SSC e stimati con i due metodi è mostrato in Tabelle 5_5 e 5_6.

Come si può notare in Tabella 5_6, l'utilizzo dei dati medi nella stima dei fattori di emissione porta in alcuni casi a sottostimare il valore dei fattori di emissione anche del 40%. I motivi delle differenze fra le due stime sono dovuti innanzitutto alla normalizzazioni dei dati sulla base dei valori di O_2 medio e non istante per istante come è stato già riportato in Tabella 5_4.

Da notare che i fattori di emissione stimati con il metodo 2 per il caminetto chiuso differiscono poco da quelli riportati nel rapporto SSC (Tabella 5_6), per cui è possibile ritenere che questo tipo di approccio sia stato utilizzato da SSC per la stima dei fattori di emissione riportati nella relazione citata.

Tabella 5_5: Confronto dei fattori di emissione calcolati con il metodo 1 ed i fattori di emissione riportati nel rapporto SSC (caminetto chiuso)

CO (g GJ^{-1})	SSC	Metodo1	differenze percentuali
Abete	2786	3984	-30%
Carpino	2526	3795	-33%
Faggio	2101	3193	-34%
Quercia	4294	6015	-29%
Robinia	4274	5505	-22%
NOx (g GJ^{-1})	SSC	Metodo 1	differenze percentuali
Abete	66	70	-6%
Carpino	113	122	-7%
Faggio	88	106	-17%
Quercia	108	118	-8%
Robinia	194	190	2%
COVNM (g GJ^{-1})	SSC	Metodo 1	differenze percentuali
Abete	330	413	-20%
Carpino	313	360	-13%
Faggio	229	403	-43%
Quercia	496	844	-41%
Robinia	584	685	-15%

Tabella 5_6: Confronto dei fattori di emissione calcolati con il metodo 2 ed i fattori di emissione riportati nel rapporto SSC (caminetto chiuso)

CO (g GJ ⁻¹)	SSC	Metodo2	differenze percentuali
Abete	2786	2811	-1%
Carpino	2526	2344	8%
Faggio	2101	2158	-3%
Quercia	4294	4229	2%
Robinia	4274	4218	1%
NO _x (g GJ ⁻¹)	SSC	Metodo 2	differenze percentuali
Abete	66	60	9%
Carpino	113	114	-1%
Faggio	88	91	-3%
Quercia	108	95	14%
Robinia	194	191	2%
COVNM (g GJ ⁻¹)	SSC	Metodo2	differenze percentuali
Abete	330	288	15%
Carpino	313	285	10%
Faggio	229	273	-16%
Quercia	496	563	-12%
Robinia	584	573	2%

5.3.2. Materiale particolato

Il campionamento delle polveri è stato effettuato utilizzando un metodo di campionamento “a freddo”, cioè a seguito di miscelazione dei fumi di combustione con aria di diluizione all’interno di un tunnel. Questo 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 (materiale particolato) che di COVNM. La criticità di questo parametro è mostrata in Figura 5_7: per i rapporti di diluizione (DR) che superano 20 la quantità del particolato organico condensabile si riduce per l’eccessiva diminuzione della pressione parziale delle specie semivolatili coinvolte.

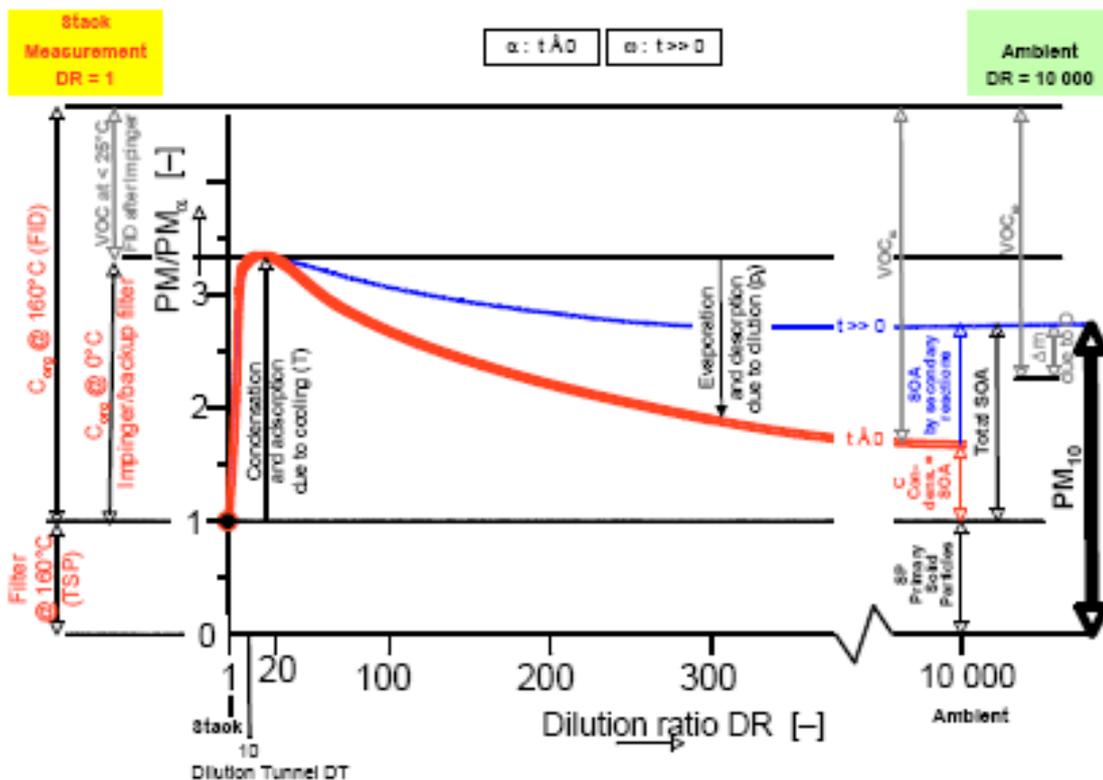


Figura 5_7 – Frazione di PM catturato nel campionamento in funzione del fattore di diluizione DR (Fonte: Nussbaumer, 2010).

Nel corso dei cicli di combustione campionati da SSC, si riscontrano periodi con rapporti di diluizione elevati; questo costituisce quindi un ulteriore elemento di incertezza nelle misure. A titolo di esempio si riporta in Figura 5_8 le statistiche descrittive dei rapporti di diluizione nel tunnel calcolati con la seguente relazione:

$$DR_{tunnel} = \frac{CO_{2fumi} - CO_{2BG}}{CO_{2dil} - CO_{2BG}} \quad (2.6)$$

Dove:

DR_{tunnel} = rapporto di diluizione

CO_{2fumi} = 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 è attorno a 10. Si nota però che in alcuni momenti il DR raggiunge livelli molto alti ($DR > 26$ per l'1% dei dati; 99° percentile $DR = 26$) con il probabile effetto della diminuzione eccessiva della pressione parziale delle specie semivolatili.

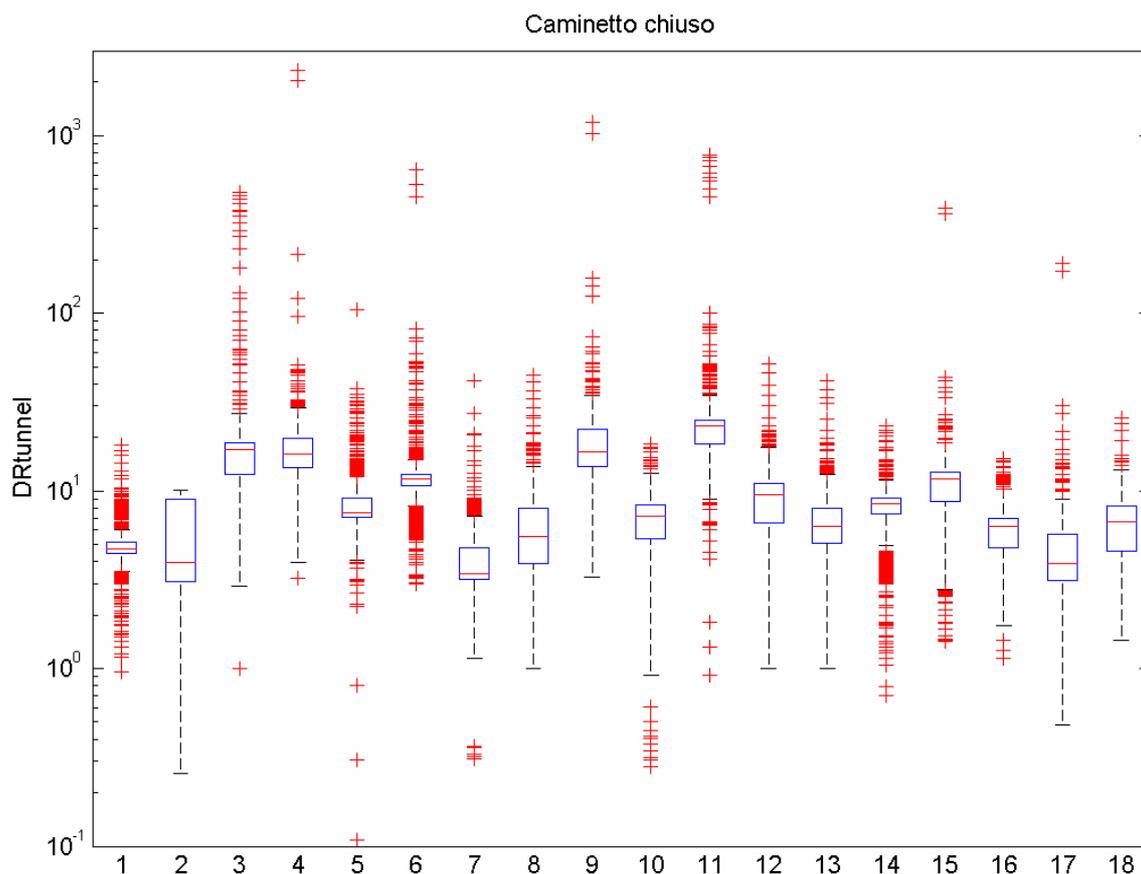


Figura 5_8 - Rapporto di diluizione nel tunnel durante le prove sul caminetto chiuso

5.4. TEST STATISTICI

L'analisi dei dati comporta – in alcuni casi – l'esecuzione di test statistici sui fattori di emissione, al fine di verificare la loro dipendenza da un determinato parametro.

La scelta si è orientata verso test non parametrici, che non richiedono l'esistenza di una distribuzione di probabilità determinata – questo è infatti il caso dei fattori di emissione.

Per confrontare per esempio i fattori di emissione dei cicli A e B ci si è avvalsi del test di Mann Whitney, un test non parametrico per verificare se due campioni statistici indipendenti provengono dalla stessa popolazione (quindi hanno la stessa mediana) o differiscono nel valore centrale (mediana). La verifica si basa sull'ipotesi che se i due campioni appartengono alla stessa popolazione il 50% delle volte l'osservazione di un campione è maggiore dell'altra.

In altri casi è stato utilizzato il test di Kruskal-Wallis, che serve a verificare che più campioni siano statisticamente indipendenti (p.es. nel nostro caso: le emissioni sono indipendenti dalle essenze legnose utilizzate). Il test verifica se i campioni hanno la medesima mediana; a questo scopo tutte le osservazioni vengono considerate come una

serie unica e convertite in ranghi – viene cioè attribuito loro un numero progressivo in relazione al loro ordinamento, partendo con 1 al valore minore e proseguendo verso valori via via più elevati. Se i campioni hanno la medesima mediana le medie aritmetiche dei ranghi di ciascun gruppo sono statisticamente simili tra loro ed alla media generale; per verificarlo viene calcolata una funzione g a partire dai ranghi, il cui valore deve essere inferiore ad una determinata soglia.

6. RISULTATI DELLA SPERIMENTAZIONE – FATTORI DI EMISSIONE

Nel presente capitolo sono illustrati i risultati della sperimentazione condotta da SSC, in termini di fattori di emissione medi per i diversi inquinanti, apparecchi, essenze legnose, nei cicli di combustione considerati.

Sono trattati separatamente gli inquinanti gassosi – misurati in continuo – ed il particolato, per il quale è disponibile un'unica misura per ciascun ciclo di campionamento.

6.1 MATERIALE PARTICOLATO

Come già illustrato nel Capitolo 4, i risultati della campagna sperimentale forniti da SSC comprendono sia i dati relativi alle concentrazioni medie di PM nei fumi (mg/m^3 , al 13% di O_2) per singolo ciclo (per ogni apparecchio ed essenza legnosa), sia i valori medi del fattore di emissione (g GJ^{-1}) per tipo di apparecchio ed essenza legnosa, come dato medio di 3 cicli.

Poiché ai fini di un'elaborazione statistica dei dati è necessario disporre dei fattori di emissione relativi a ciascun singolo ciclo, si è provveduto ad un loro ricalcolo, effettuato a partire dai dati di concentrazione.

La SSC ha utilizzato per la conversione dei valori di concentrazione (mg/Nm^3) in fattori di emissione (g GJ^{-1}) il rapporto tra la portata totale dei fumi in uscita dal tunnel di diluizione (Nm^3) ed il quantitativo di legna bruciato (espresso in MJ). In questo modo, sono stati ricalcolati i fattori di emissione, e confrontati con quelli riportati nella relazione SSC. In Tabella 6_1 è riportato un esempio del confronto relativo al camino chiuso.

Il valore dei fattori di emissione ottenuti dalla media dei tre dati stimati differiscono da quelli contenuti nella relazione SSC. Va inoltre considerato che vi sono margini di incertezza nella stima dall'effettivo quantitativo di legna bruciato, che può essere rilevato solo in modo impreciso dai dati disponibili, relativi al peso del combustibile registrato dalla bilancia.

Tabella 6_1 – Confronto fra fattori di emissione del PM calcolati per i singoli cicli e il valore medio SSC – camino chiuso.

Portata fumi in uscita dal tunnel di diluizione - m3/h				
	ABETE	FAGGIO	ROBINIA	QUERCIA
Ciclo A	229	224	270	224
Ciclo B	208	206	270	206
Ciclo B2	nd	nd	269	224
Fattore di emissione PM (g/GJ)				
	ABETE	FAGGIO	ROBINIA	QUERCIA
Ciclo A	104	137	300	93
Ciclo B	158	85	242	287
Ciclo B2	nd	nd	299	54
MEDIA valore stimato	131	111	280	145
Valore medio relazione SSC	149	150	269	191
Differenza valore medio stimato - valore medio SSC	-18	-39	11	-46
Differenza % valore medio stimato - valore medio SSC	-14%	-35%	4,0%	-32%

Al fine di stimare un valore del fattore di emissione per ogni ciclo di carico, anche in assenza di dati di portata dei fumi, e così effettuare un calcolo semplificato del fattore di emissione per ogni ciclo, si è assunto un valore costante – per apparecchio ed essenza legnosa – del fattore di conversione in m³/MJ. Tale fattore di conversione medio è stato calcolato in modo da minimizzare la differenza fra il valore medio stimato e il valore riportato da SSC.

Pur se questo tipo di elaborazione introduce un'approssimazione nel valore stimato dei fattori di emissione per singolo ciclo, va considerato che, come si rileva in Tabella 6_2, la variazione del fattore di emissione nei diversi cicli, per singolo apparecchio ed essenza legnosa è comunque rilevante, in grado di rendere trascurabile l'approssimazione introdotta sui singoli valori.

Tabella 6_2 – Fattore di emissione PM totale (g GJ⁻¹) per singolo apparecchio ed essenza legnosa

APPARECCHIO	ESSENZA	TIPO DI CICLO			Media
		1	2	3	
CAMINETTO APERTO	FAGGIO	474	612	425	504
	CARPINO	366	402	489	419
	QUERCIA	827	841	723	797
	ROBINIA	461	559	582	534
	ABETE	348	358	212	306
	MEDIA	495	555	486	512
CAMINETTO CHIUSO		A	B1	B2	Media
	FAGGIO	156	68	227	150
	CARPINO	142	176	156	158
	QUERCIA	190	276	108	191
	ROBINIA	312	206	290	269
	ABETE	111	159	177	149
MEDIA	182	177	191	183	
STUFA TRADIZIONALE		A	B1	B2	Media
	FAGGIO	115	251	143	170
	CARPINO	204	238	300	247
	QUERCIA	138	89	85	104
	ROBINIA	126	78	90	98
	ABETE	270	200	343	271
MEDIA	171	171	192	178	
STUFA INNOVATIVA		A	B1	B2	Media
	FAGGIO	110	151	288	183
	CARPINO	76	100	139	105
	QUERCIA	107	78	178	121
	ROBINIA	74	131	154	120
	ABETE	168	206	191	188
MEDIA	107	133	190	143	
STUFA A PELLETT		1	2	3	Media
	PELLET CERTIFICATO	67	56	77	67
	PELLET NON CERTIFICATO	141	159	150	150
	MEDIA	104	108	114	109
CALDAIA A PELLETT		1	2	3	
	PELLET CERTIFICATO	25	19	16	20
	PELLET NON CERTIFICATO	73	90	140	101
	MEDIA	49	54	78	61

6.1.1. Influenza del tipo di legna

Si è quindi proceduto all'analisi dei dati, partendo ad identificare l'effetto delle diverse essenze legnose.

In Figura 6_1 è mostrato un quadro riassuntivo dei fattori di emissione per le diverse essenze legnose, suddivisi per tipo di apparecchio.

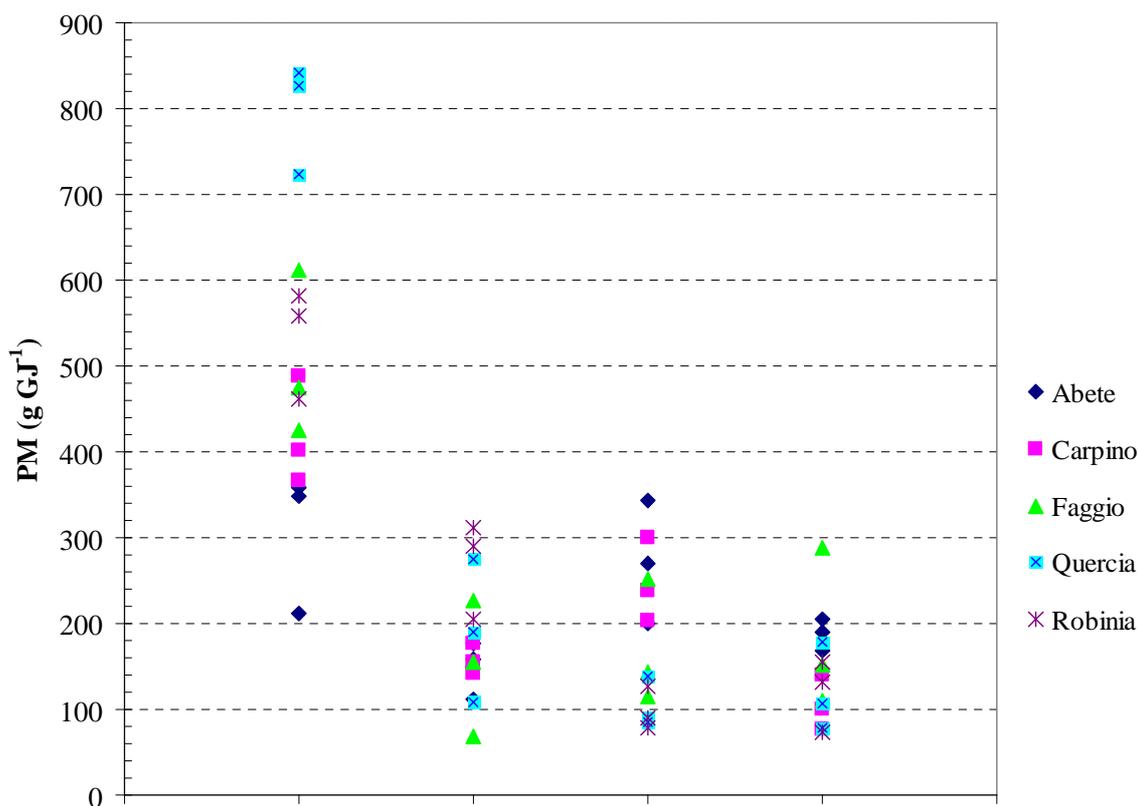


Figura 6_1 – Fattori di emissione di PM per tipo di apparecchio ed essenza legnosa

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 le concentrazioni più elevate, non per tutti gli apparecchi è quella con il maggiore fattore di emissione.

L'ipotesi di indipendenza del fattore di emissione dal tipo di essenza legnosa è stata anche verificata statisticamente mediante il test di Kruskal-Wallis, che si fonda sull'eguaglianza delle mediane di n campioni indipendenti (nel caso in esame, i fattori di emissione distinti per essenza legnosa utilizzata). Per l'esecuzione del test, è necessario che i dati appartenenti a ciascun campione (p.es.: fattore di emissione ottenuto con l'abete) siano in numero minimo pari a cinque. Non era possibile quindi distinguere tra i singoli apparecchi (vi sarebbero stati solamente tre valori per ciascuna essenza legnosa), e perciò i dati sono stati considerati come facenti parte di un'unica serie.

Il risultato del test mostra che, ad un livello di significatività di 0.05, i fattori di emissione 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.

Si è perciò deciso di effettuare le valutazioni successive sui fattori di emissione e le loro incertezze non considerando le tipologie di essenze legnose.

6.1.2 Influenza del tipo di ciclo

L'influenza del tipo di ciclo, A (ciclo "di certificazione", si veda il Capitolo 1) o B (ciclo "reale") è mostrata in Figura 6_2 e nella Tabella 6_3.

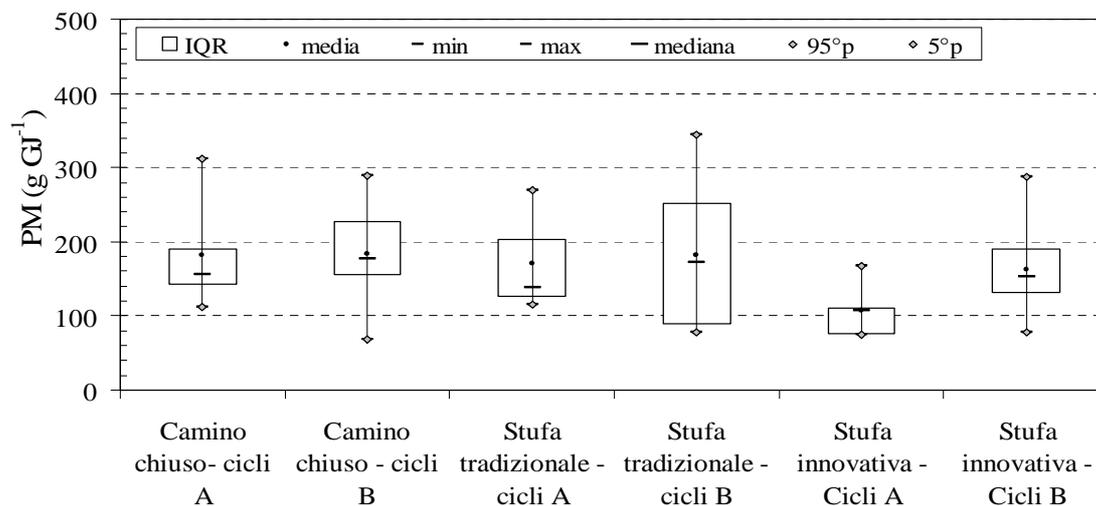


Figura 6_2 – Fattori di emissione di PM per caminetto chiuso e stufa tradizionale – cicli “A” e “B” (mediana, 5. e 95. percentile, intervallo di variabilità tra 25. e 75. percentile (IQR))

Tabella 6_3 – Media, mediana, massimo, minimo e percentili dei fattori di emissione di PM (g GJ^{-1}), distinti per tipo di apparecchio e di ciclo

	Tipo di ciclo	Media	Mediana	Min	Max	Percentili			
						5°	25°	75°	95°
Camino chiuso	A	182	156	111	312	111	142	190	312
	B	184	177	68	290	68	156	227	290
	diff(A-B)/A %	1%	14%	-39%	-7%	-39%	9%	20%	-7%
Stufa a legna	A	171	138	115	270	115	126	204	270
	B	182	172	78	343	78	89	251	343
	diff(A-B)/A %	7%	24%	-33%	27%	-33%	-29%	24%	27%
Stufa innovativa	A	107	107	74	168	74	76	110	168
	B	162	153	78	288	78	131	191	288
	diff(A-B)/A %	51%	43%	5%	72%	5%	73%	73%	72%

L'apparecchio più sensibile al tipo di ciclo applicato è la stufa innovativa, per la quale si ha un aumento del 50% nelle emissioni medie nel ciclo B rispetto al ciclo A (Tabella 6_3). Per gli altri due apparecchi (stufa tradizionale e caminetto chiuso), la variazione del tipo di ciclo aumenta in misura maggiore la mediana della media, ad indicare che i cicli di tipo B, che come detto meglio rappresentano condizioni reali, sono caratterizzati statisticamente dalla presenza di valori massimi più alti.

6.1.3 Tipo di pellet

Per quanto riguarda gli apparecchi ad alimentazione automatica, in Figura 6_3 è mostrata l'influenza del tipo di pellet utilizzato (certificato o non certificato).

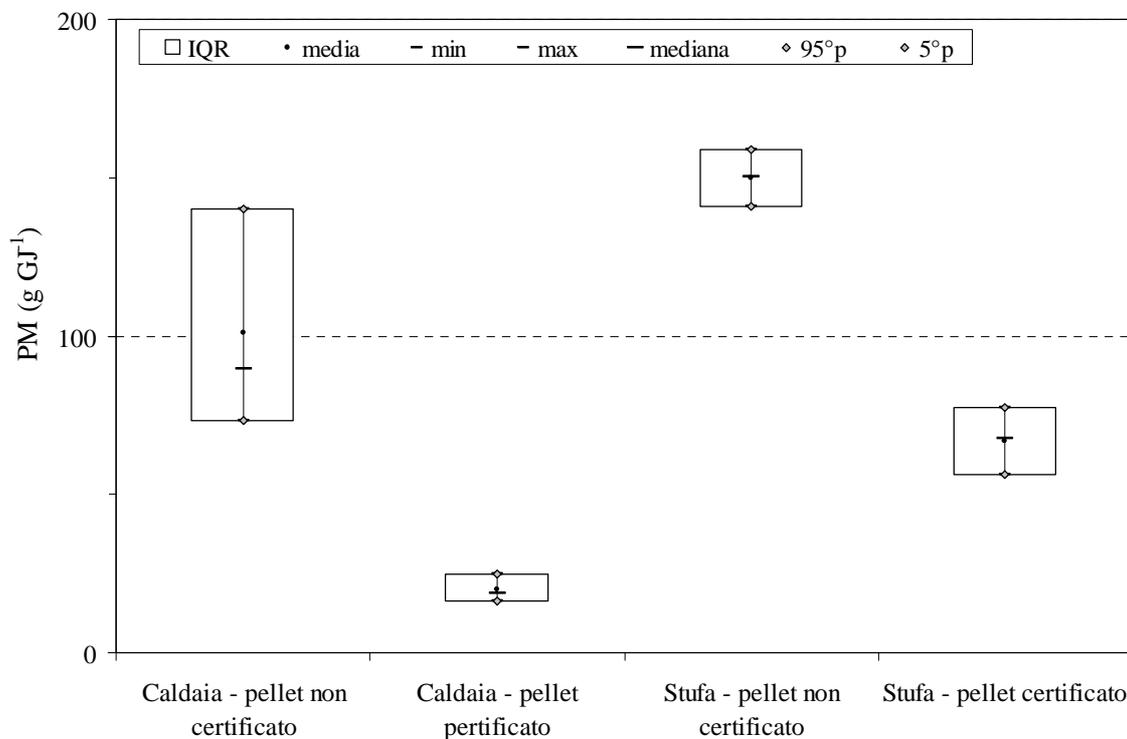


Figura 6_3 – Stufa e caldaia a pellet – influenza del tipo di pellet sul fattore di emissione del PM (mediana, 5. e 95. percentile, intervallo di variabilità tra 25. e 75. percentile (IQR))

Come si può notare, l'influenza del tipo di pellet utilizzato è marcata: in particolare, per le stufe a pellet il fattore di emissione passa da 67 g GJ⁻¹ a 150 g GJ⁻¹, mentre per la caldaia a pellet si passa da 20 g GJ⁻¹ a 100 g GJ⁻¹.

Dall'analisi chimica delle due tipologie di pellet si deduce che questi hanno potere calorifico ed umidità molto simili; per contro si riscontra una notevole differenza nel contenuto di cloro (che passa da 30 a 85 mg/kg) e di zolfo (da 55 a 110 mg/kg).

L'aumento di emissioni di PM, tuttavia, non è collegato solo ad una maggiore presenza della matrice inorganica, ma ad una mancata ottimizzazione del processo di combustione. Come si può notare dalla Tabella 6_4 e dalla Figura 6_4a e 6_4b, relative alla stufa a pellet, i cicli di prova del pellet non certificato sono caratterizzati non solo da una

maggiore presenza di CO, ma anche da emissioni molto elevate di COVNM, pur mantenendosi sostanzialmente costante la temperatura ed il tenore di ossigeno.

Tabella 6_4 – Valore medio di O₂ (%), CO₂ (%), CO (ppm), NOx (ppm), temperatura dei fumi (T_{fumi}, °C), temperatura ambiente (T_{amb}, °C), COVNM (ppm) nei sei cicli di prova sulla stufa a pellet

		NOx ppm	CO ppm	COVNM ppm	T _{fumi} °C	T _{amb} °C	O ₂ %	CO ₂ %
Pellet certificato	prova 1	63,4	65,2	3,2	225,2	10,0	12,8	6,9
	prova 2	63,3	76,0	3,2	223,6	15,5	13,0	6,8
	prova 3	59,3	74,4	5,5	209,6	16,8	11,6	7,4
	media	62,0	71,8	4,0	219,5	14,1	12,5	7,0
Pellet non certificato	prova 1	12,4	80,7	45,5	216,4	8,0	12,9	6,6
	prova 2	12,7	123,8	29,5	221,6	16,6	11,5	7,6
	prova 3	12,3	110,3	44,2	210,1	13,2	12,8	6,5
	media	12,5	104,9	39,7	216,0	12,6	12,4	6,9

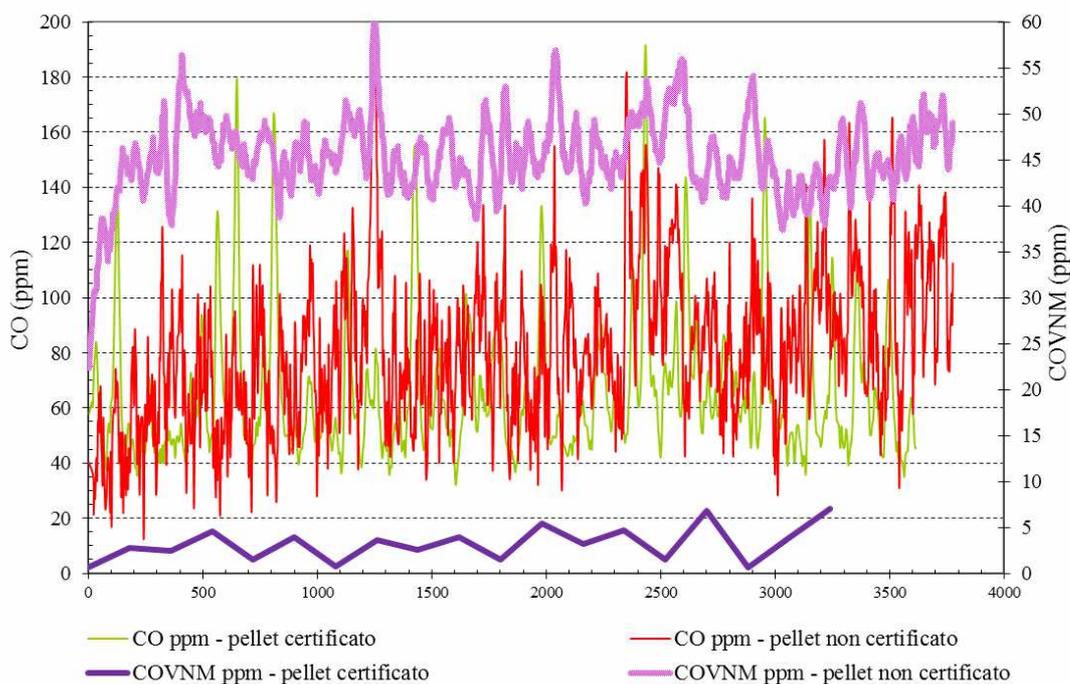


Figura 6_4a – Stufa a pellet alimentata con pellet certificato e non certificato: confronto fra i valori di CO e COVNM.

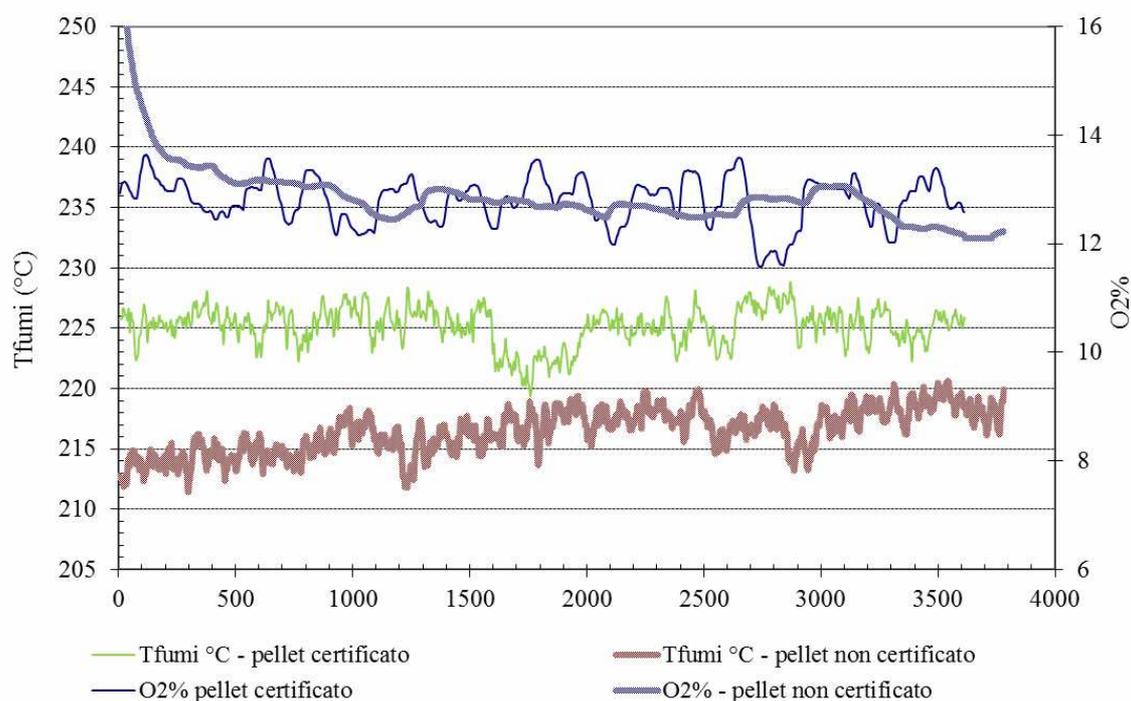


Figura 6_4b – Stufa a pellet alimentata con pellet certificato e non certificato: confronto fra i valori di temperatura dei fumi e O₂ nei fumi.

6.2 CO, NO_x e COVNM

Come nel caso delle emissioni di particolato, anche per gli inquinanti gassosi misurati (CO, NO_x, COVNM) si è provveduto al ricalcolo dei fattori di emissioni a partire dai dati di concentrazione, utilizzando la metodologia indicata come “Metodo 1” nel Capitolo 2 (formula 2.4). Un quadro riassuntivo dei risultati della sperimentazione è mostrato nelle Tabelle 6_5a, 6_5b, 6_5c e 6_5d.

6.2.1 Influenza del tipo di legna

Le emissioni medie per ciclo dei quattro apparecchi a carica manuale ottenuti utilizzando cinque essenze diverse (abete, carpino, faggio, quercia, robinia) sono rappresentate in forma grafica in Figura 6_5. La figura mostra la mediana, massimo, minimo, il range interquartile (la differenza tra il 75° e il 25° percentile). L’effetto delle diverse essenze legnose sulle emissioni di CO, NO_x e COVNM è stato studiato applicando il test di Kruskal-Wallis con un livello di significatività di 0.05. I p-value ed altri dettagli dell’analisi sono riportati in nelle Figure 6_6a, 6_6b e 6_6c.

Per le emissioni di CO il test di Kruskal-Wallis ha messo in evidenza il fatto che le emissioni variano con l’utilizzo di diverse essenze: in particolare con il faggio le emissioni risultano essere diverse da quelle della quercia. Questo si deduce anche dalla figura 6_5 dove si nota che la mediana più bassa si registra in corrispondenza del faggio e la mediana più alta della quercia.

Tabella 6_5a – Fattori di emissione per CO, misurati nei diversi cicli di combustione (g GJ⁻¹)

caminetto aperto	Essenza	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3	Media	
	Abete	3912	6228	4862	5001	
	Carpino	3618	3609	3772	3666	
	Faggio	3670	4432	3890	3997	
	Quercia	6791	8224	6713	7243	
	Robinia	4307	5857	5830	5331	
	Media	4459	5670	5013	5048	
caminetto chiuso	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2	ciclo B3	Media
	Abete	3963	4194	3794		3984
	Carpino	3794	2642	4525	4222	3795
	Faggio	2823	3092	3726	3128	3193
	Quercia	6014	6697	5512	5839	6015
	Robinia	5606	5637	5272		5505
	Media	4440	4452	4566	4396	4498
stufa tradizionale	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	7507	7244	6760		7171
	Carpino	5541	7203	5950		6231
	Faggio	6149	3808	4642		4866
	Quercia	21720	11184	13257		15387
	Robinia	4702	5480	4074		4752
	Media	9124	6984	6937		7681
stufa innovativa	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	1562	12193	9785		7847
	Carpino	5089	6160	7153		6134
	Faggio	3196	9996	3260		5484
	Quercia	4490	3908	7428		5275
	Robinia	5245	9300	4708		6417
	Media	3916	8311	6467		6232
stufa a pellets	Tipo pellets	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3		Media
	Certificato	66	78	69		71
	Non certificato	84	113	118		105
	Media	75	96	94		88
caldaia a pellets	Tipo pellets	ciclo 1				Media
	Certificato	107				107
	Non certificato	594				594
	Media	350				350

Tabella 6_5b – Fattori di emissione per NOx, misurati nei diversi cicli di combustione (g GJ⁻¹)

caminetto aperto	Essenza	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3	Media	
	Abete	97	98	98	98	
	Carpino	136	140	150	142	
	Faggio	122	113	107	114	
	Quercia	141	144	142	142	
	Robinia	183	166	174	174	
	Media	136	132	134	134	
caminetto chiuso	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2	ciclo B3	Media
	Abete	69	69	73		70
	Carpino	118	128	111	131	122
	Faggio	104	103	101	116	106
	Quercia	148	106	98	119	118
	Robinia	192	192	187		190
	Media	126	120	114	122	121
stufa tradizionale	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	78	72	71		74
	Carpino	102	99	101		101
	Faggio	121	92	92		101
	Quercia	107	110	92		103
	Robinia	106	122	141		123
	Media	103	99	99		100
stufa innovativa	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	63	45	310		139
	Carpino	97	97	90		94
	Faggio	190	55	82		109
	Quercia	104	112	91		103
	Robinia	205	284	152		214
	Media	132	118	145		132
stufa a pellets	Tipo pellets	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3		
	Certificato	104	106	91		100
	Non certificato	21	19	22		21
	Media	63	62	56		60
caldaia a pellets	Tipo pellets	ciclo 1				Media
	Certificato					
	Non certificato	129				129
	Media	129				129

Tabella 6_5c – Fattori di emissione per COVNM, misurati nei diversi cicli di combustione (g GJ⁻¹)

caminetto aperto	Essenza	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3	Media	
	Abete	721	1083	613	806	
	Carpino	664	632	958	751	
	Faggio	864	1074	1123	1020	
	Quercia	1786	1685	1444	1638	
	Robinia	893	868	752	838	
	Media	985	1069	978	1011	
caminetto chiuso	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2	ciclo B3	Media
	Abete	308	360	572		413
	Carpino	333	294	406	409	360
	Faggio		604	212	393	403
	Quercia	998	968	764	647	844
	Robinia	948	599	509		685
	Media	647	565	493		541
stufa tradizionale	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	232	212	174		206
	Carpino	242	99	156		165
	Faggio	690	200	144		345
	Quercia	314	285	284		295
	Robinia	183	156	275		205
	Media	332	190	207		243
stufa innovativa	Essenza	ciclo A	ciclo B	ciclo B2		Media
	Abete	151	228			190
	Carpino	334	395	296		342
	Faggio		249			249
	Quercia	279	196	271		249
	Robinia	295	1274	419		662
	Media	265	468	328		338
stufa a pellets	Tipo pellets	ciclo 1	ciclo 2	ciclo 3		
	Certificato Non certificato	20	12	20		17
caldaia a pellets	Tipo pellets	ciclo 1				Media
	Certificato Non certificato	2,1				2,1

Tabella 6_5d – Fattori di emissione per CO, NOx e COVNM (g GJ⁻¹) misurati con i cicli di certificazione (UNI EN 13229, UNI EN 13240)

	Essenza	CO			NOx			COVNM		
		ciclo 1	ciclo 2	Media	ciclo 1	ciclo 2	Media	ciclo 1	ciclo 2	Media
caminetto aperto	Faggio	3178	2833	3005	87	93	90	784	678	731
	caminetto chiuso	Faggio	1673	1236	1455				145	114
stufa tradizionale	Abete	3250	3612	3431	61	101	81	211	231	221
	Faggio	3940	3957	3948	83	130	106	236	342	289
	Media	3595	3784	3690	72	115	93	224	287	255
stufa innovativa	Abete	1938	1439	1688	70	54	62	164	145	155
	Faggio	2405	2913	2659				162		162
	Media	2171	2176	2173	70	54	62	163	145	154

Differenze tra i tipi di legna si evidenziano anche per quanto riguarda le emissioni di NOx. In particolare la robinia si distingue dalle altre essenze, ad eccezione della quercia; infatti le emissioni di robinia sono mediamente più alte quasi in tutti gli apparecchi studiati. La formazione di NOx nei piccoli apparecchi di combustione è maggiormente dovuta all'ossidazione del *char* (residui solidi della devolatilizzazione) (van Loo, 2008) quindi al contenuto di azoto del combustibile. Nel caso studiato comunque la maggiore formazione degli NOx durante la combustione di robinia non si riesce a spiegare con il contenuto di azoto ($N = 0.44\%_{\text{secco, senza ceneri}}$), rispetto ad altre essenze perché l'abete è l'essenza con il più alto tenore di azoto ($N = 0.72\%_{\text{secco, senza ceneri}}$). Per quanto riguarda i COVNM, il test mostra invece che non vi è alcuna differenza statistica tra i valori ottenuti con legna di diverso tipo.

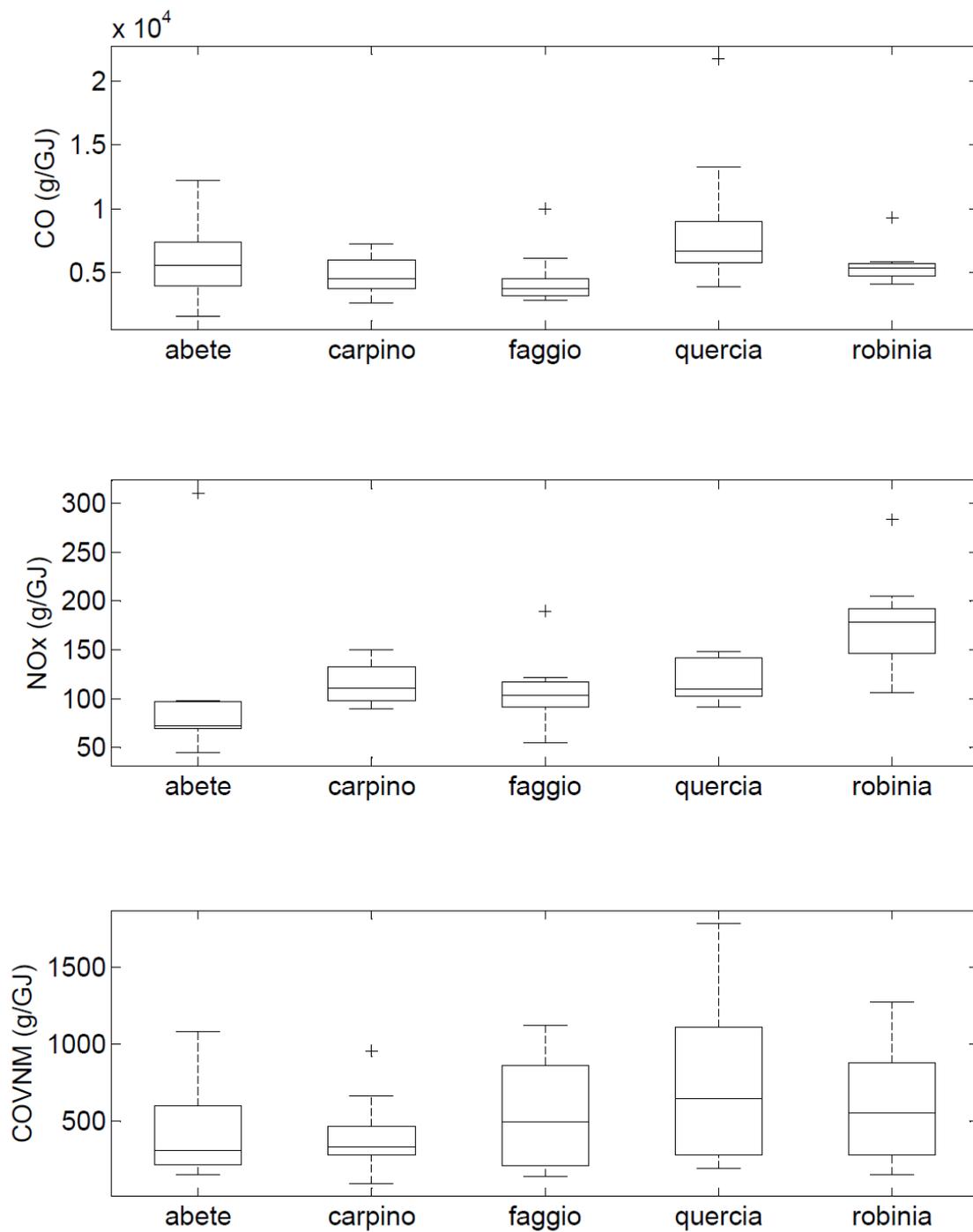


Figura 6_5 – Fattori di emissione di CO, NOx e COVNM per tipo di apparecchio ed essenza legnosa (g GJ⁻¹)

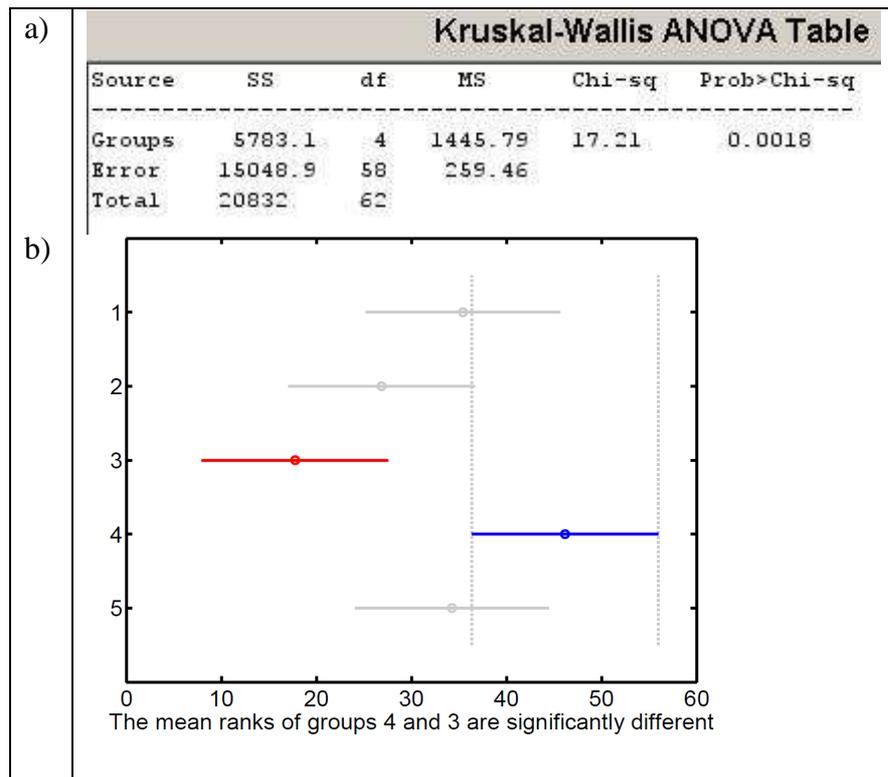


Figura 6_6a – a) risultati del test di Kruskal-Wallis per i FE di CO, b) grafico di confronto multiplo, dove 1: abete, 2: carpino, 3: faggio, 4: quercia, 5: robinia

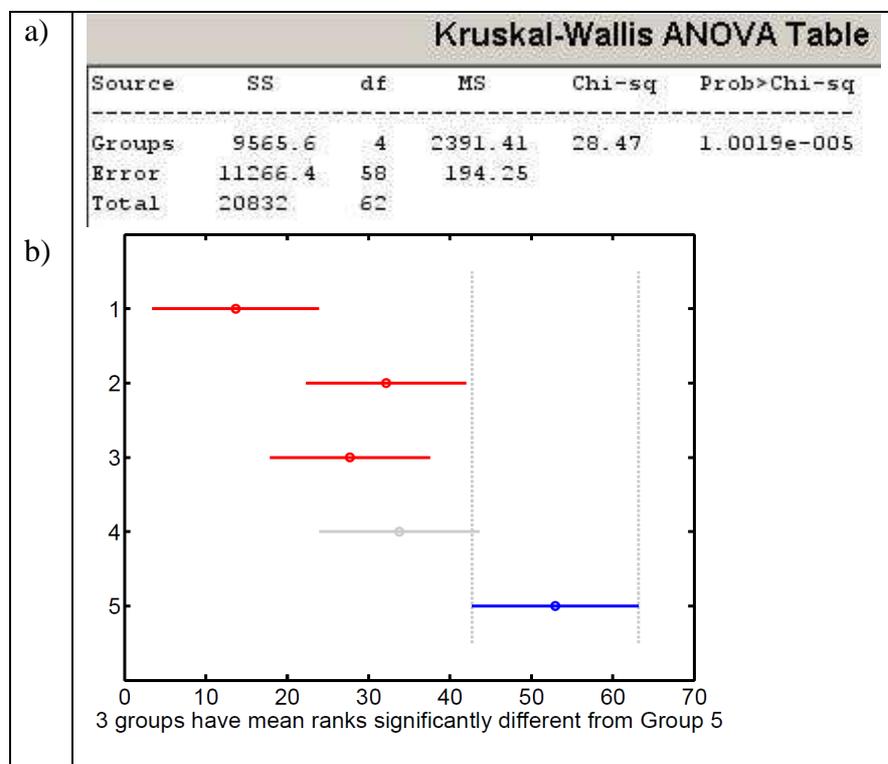


Figura 6_6b – a) risultati del test di Kruskal-Wallis per i FE di NOx, b) grafico del confronto molteplice dove 1: abete, 2: carpino, 3: faggio, 4: quercia, 5: robinia

Kruskal-Wallis ANOVA Table					
Source	SS	df	MS	Chi-sq	Prob>Chi-sq
Groups	1370.7	4	342.686	4.65	0.3255
Error	15739.3	54	291.468		
Total	17110	58			

Figura 6_6c – Risultati del test di Kruskal- Wallis per i FE di COVNM

6.2.2 Influenza del tipo di ciclo

Le differenze percentuali tra i fattori di emissione medi dei cicli A e B, analizzate separatamente per i tre apparecchi a carica manuale studiati (caminetto chiuso, stufa tradizionale, stufa innovativa), sono mostrate in Tabella 6_6. Come per il PM, anche in questo caso l'apparecchio più sensibile al tipo di ciclo applicato è la stufa innovativa con aumenti per più di 50% nel caso di CO e COVNM passando dal ciclo A ai cicli B.

In Tabella 6_7 è riportata invece la differenza media tra cicli “reali” e cicli di certificazione. Si nota come le emissioni ottenute con i cicli di certificazione sono notevolmente inferiori a quelle dei cicli reali, soprattutto per il CO (dal 40% al 68% di riduzione a seconda degli apparecchi). L'unica eccezione è costituita dai COVNM nella stufa tradizionale, che restano sostanzialmente stabili. Sensibili riduzioni delle emissioni si registrano anche per gli NOx, in particolare per il caminetto aperto e la stufa innovativa. Una spiegazione potrebbe risiedere in una diversa temperatura media di combustione; una verifica non è tuttavia possibile perché per i cicli di certificazione la temperatura non è sempre disponibile.

Tabella 6_6 – Media dei fattori di emissione di CO, NOx e COVNM (g GJ^{-1}), distinti per tipo di apparecchio e di ciclo

	Tipo di ciclo	CO	Nox	COVNM
caminetto chiuso	A	4440	126	647
	B	4483	118	518
	diff(A-B)/A %	-1%	6%	20%
stufa tradizionale	A	9124	103	332
	B	6960	99	199
	diff %	24%	4%	40%
stufa innovativa	A	3916	132	265
	B	7389	132	416
	diff %	-89%	0,1%	-57%

Tabella 6_7 – Media dei fattori di emissione di CO, NOx e COVNM (g GJ⁻¹) – differenza tra cicli “reali” e cicli di certificazione

	Tipo di ciclo	CO	Nox	COVNM
caminetto aperto	reale (C)	5048	134	1011
	certificazione (D)	3005	90	731
	diff(C-D)/C %	40%	33%	28%
caminetto chiuso	reale (C)	4498	121	541
	certificazione (D)	1455		130
	diff(C-D)/C %	68%		76%
stufa tradizionale	reale (C)	7681	100	243
	certificazione (D)	3690	93	255
	diff(C-D)/C %	52%	7%	-5%
stufa innovativa	reale (C)	6232	132	338
	certificazione (D)	2173	62	154
	diff(C-D)/C %	65%	53%	54%

6.2.3 Tipo di pellet

Per quanto riguarda gli apparecchi ad alimentazione automatica, in Figure 6_7-6_8 è mostrata l’influenza del tipo di pellet utilizzato (certificato o non certificato).

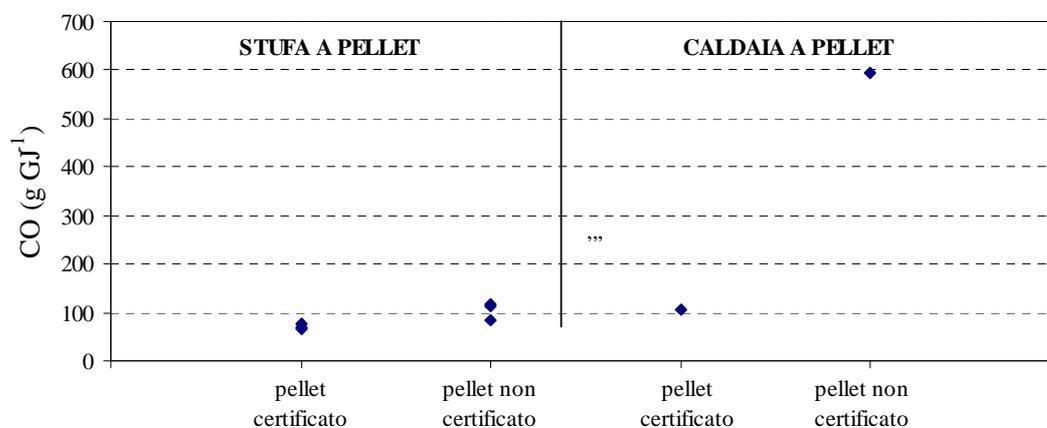


Figura 6_7 – Stufa e caldaia a pellet – influenza del tipo di pellet sul fattore di emissione di CO

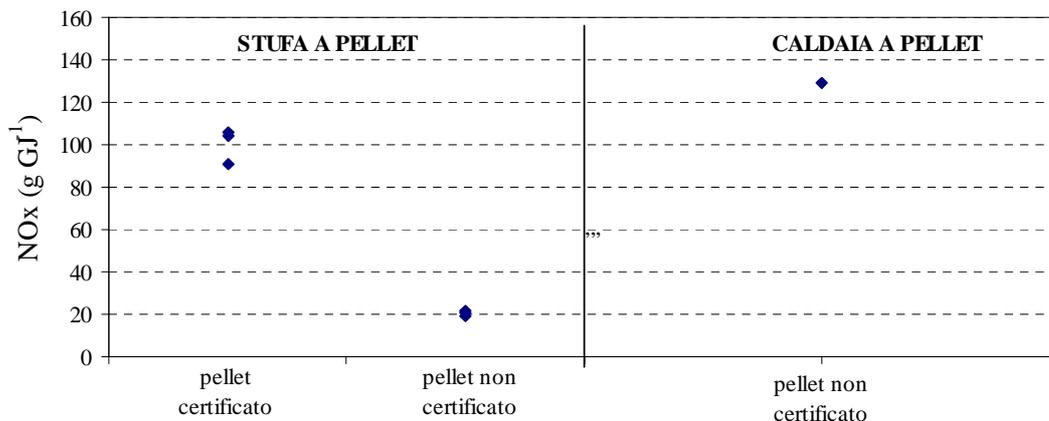


Figura 6_8 – Stufa a pellet – influenza del tipo di pellet sul fattore di emissione di NOx

Come per il PM, l'influenza del tipo di pellet utilizzato è particolarmente marcata, in particolare per le stufe a pellet, che vede per il pellet certificato migliori condizioni di combustione evidenziate 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 COVNM sono basse rispetto agli apparecchi a carica manuale.

6.3. IDROCARBURI POLICICLICI AROMATICI

Per quanto riguarda le emissioni di IPA, sono disponibili in totale i dati relativi a 34 prove. In primo luogo si è verificato se esiste una differenza significativa tra i valori ottenuti con le diverse essenze legnose. Come già fatto nel caso dei campioni di PM si è applicato il test di Kruskal-Wallis, che ha dato come esito l'indipendenza dei valori rilevati dall'essenza legnosa (ad un livello di significatività pari a 0.05). La validità del test risulta però debole per l'esiguo numero di dati.

Le successive elaborazioni hanno considerato i dati senza distinguere tra le diverse essenze legnose.

In Figura 6_9, 6_10, 6_11 e 6_12 sono rappresentate (in scala logaritmica) le concentrazioni di benzo(a)pirene, benzo(b)fluorantene, benzo(k)fluorantene, indeno(1,2,3-cd)pirene misurate per le diverse tipologie impiantistiche.

Come si può notare, il rapporto tra le concentrazioni misurate nelle diverse tipologie di apparecchio è più o meno la stessa per i quattro diversi composti considerati.

Sorprendentemente, il caminetto chiuso presenta lo stesso intervallo di valori riscontrato per il caminetto aperto, ben al di sotto delle emissioni misurate per le stufe; per queste ultime non si rilevano variazioni significative tra la stufa tradizionale e la stufa innovativa.

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⁻¹ per tutte le misure effettuate su apparecchi a pellet).

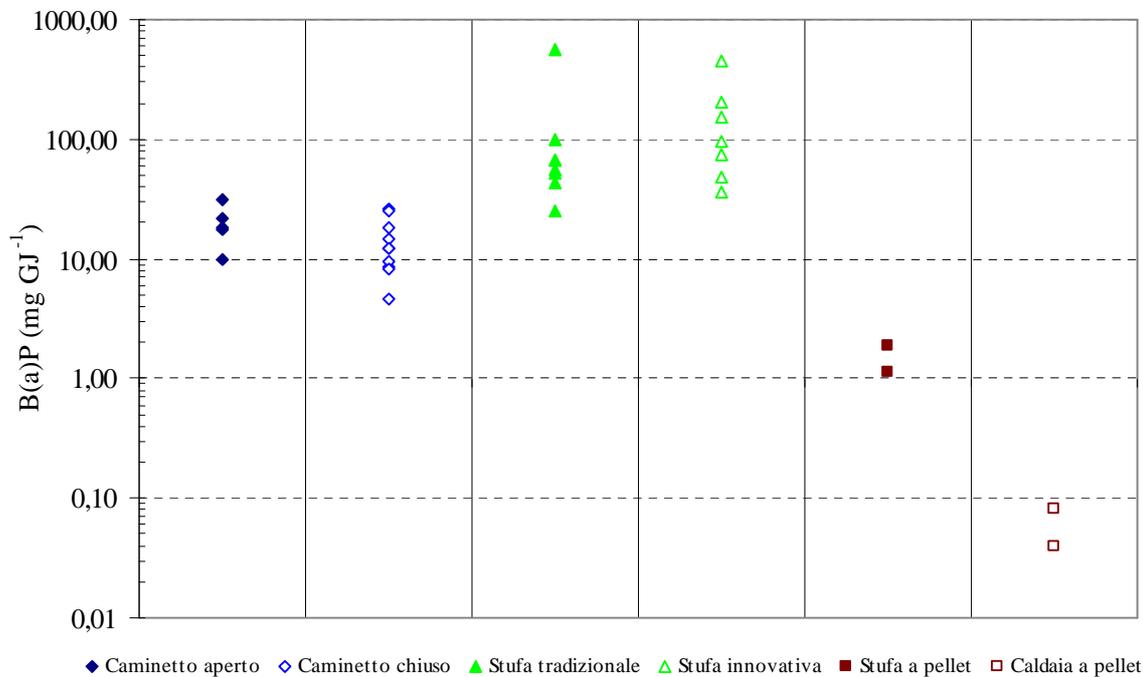


Figura 6_9 – Emissioni di benzo(a)pirene misurate per le diverse tipologie impiantistiche

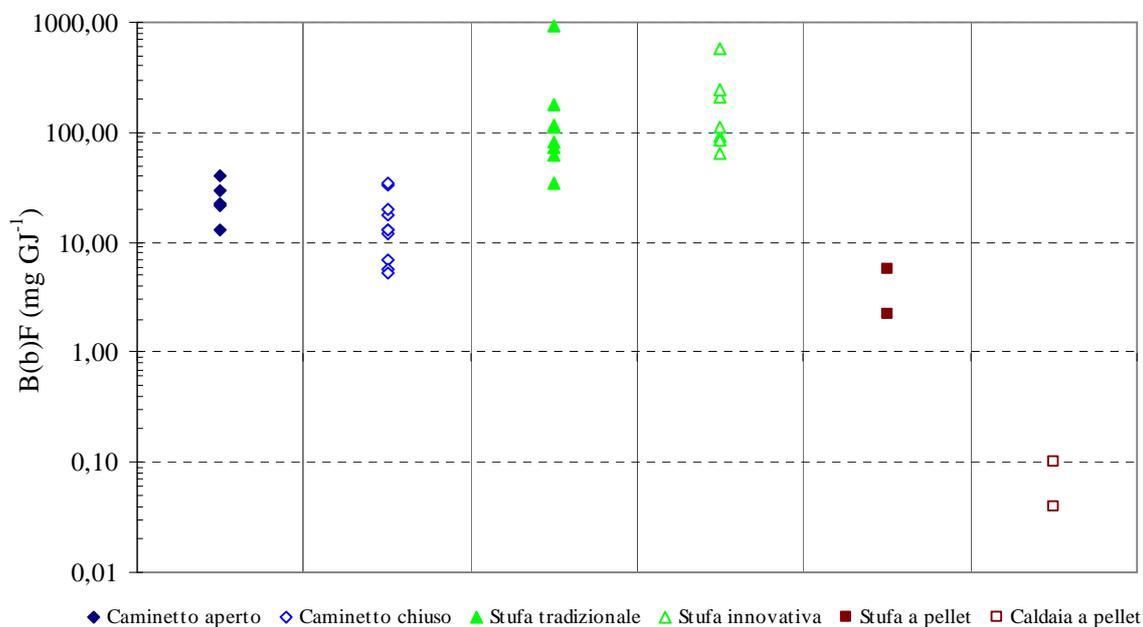


Figura 6_10 – Emissioni di benzo(b)fluorantene misurate per le diverse tipologie impiantistiche

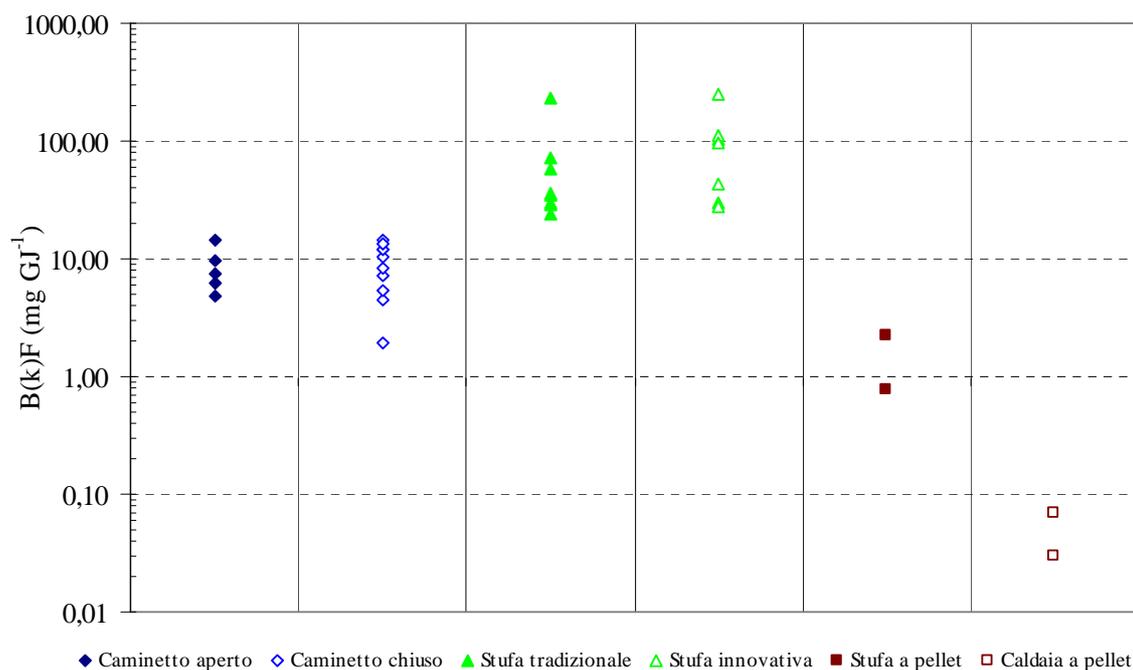


Figura 6_11 – Emissioni di benzo(k)fluorantene misurate per le diverse tipologie impiantistiche

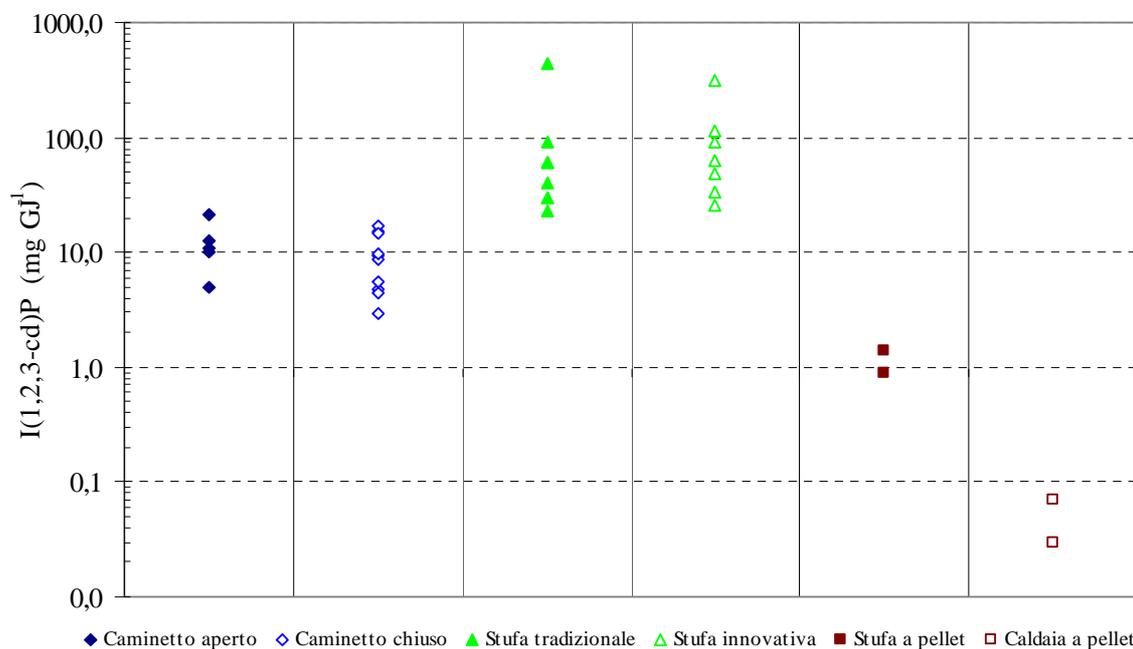


Figura 6_12 – Emissioni di indeno(1,2,3-cd)pirene misurate per le diverse tipologie impiantistiche

6.4. FRAZIONI FINI DEL PM: PM10 e PM2.5

Per ciascun apparecchio sono stati effettuati due cicli di misura delle frazioni fini (PM2.5, PM10). Nella Figura 6_13 sono riportate le percentuali PM2.5/PM e PM10/PM ottenute con i diversi apparecchi.

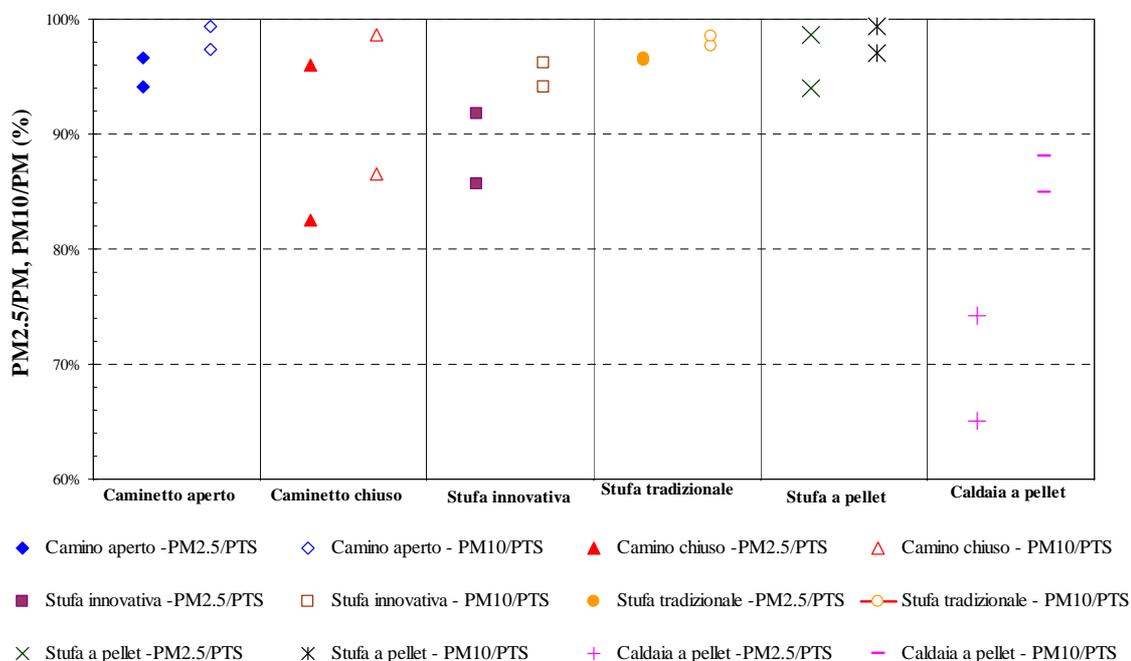


Figura 6_13 - PM2.5/PM, PM10/PM misurato per le diverse tipologie di apparecchi

I dati della letteratura scientifica mostrano una netta prevalenza della frazione fine, con percentuali PM2.5/PM superiori al 90%. Gli intervalli misurati sono quasi tutti congruenti con i dati di letteratura, ad eccezione di un ciclo del caminetto chiuso ed uno della stufa innovativa (valori di PM2.5/PM tra l'80 ed il 89%), e soprattutto dei cicli della caldaia a pellet. Quest'ultima in particolare ha uno dei due rapporti PM2.5/PM pari al 65%. Percentuali più basse della frazione fine nella combustione del pellet rispetto alla combustione della legna sono riportate da altre fonti di letteratura (Boman et al., 2011), ma non con valori così bassi.

In ogni caso, fonti di letteratura (Tissari et al., 2008; Lamberg et al., 2011) documentano la dipendenza della distribuzione granulometrica del PM dalla fase di combustione e dalla qualità del processo di combustione in corso. Nella campagna sperimentale oggetto del presente studio la determinazione delle frazioni fini è stata fatta su un ciclo di certificazione, e quindi con combustione a regime: non può quindi considerarsi rappresentativa, in generale, della distribuzione granulometrica media nell'apparecchio indagato nelle reali condizioni di utilizzo.

6.5. MISURA A CALDO DEL PM

Nell'ambito delle prove aggiuntive effettuate nel corso della presente campagna sperimentale, per gli apparecchi ad alimentazione manuale è stata effettuata anche la

misura ‘a caldo’ delle polveri, cioè senza tunnel di diluizione, dalla quale, come si è detto, è escluso il condensato dalle componenti semivolatili delle emissioni. Tali prove sono state però realizzate – diversamente dalle altre - con un ciclo di combustione a regime: non è quindi possibile un confronto diretto tra misura a caldo e misura a freddo. I risultati ottenuti sono riportati in Figura 6_14.

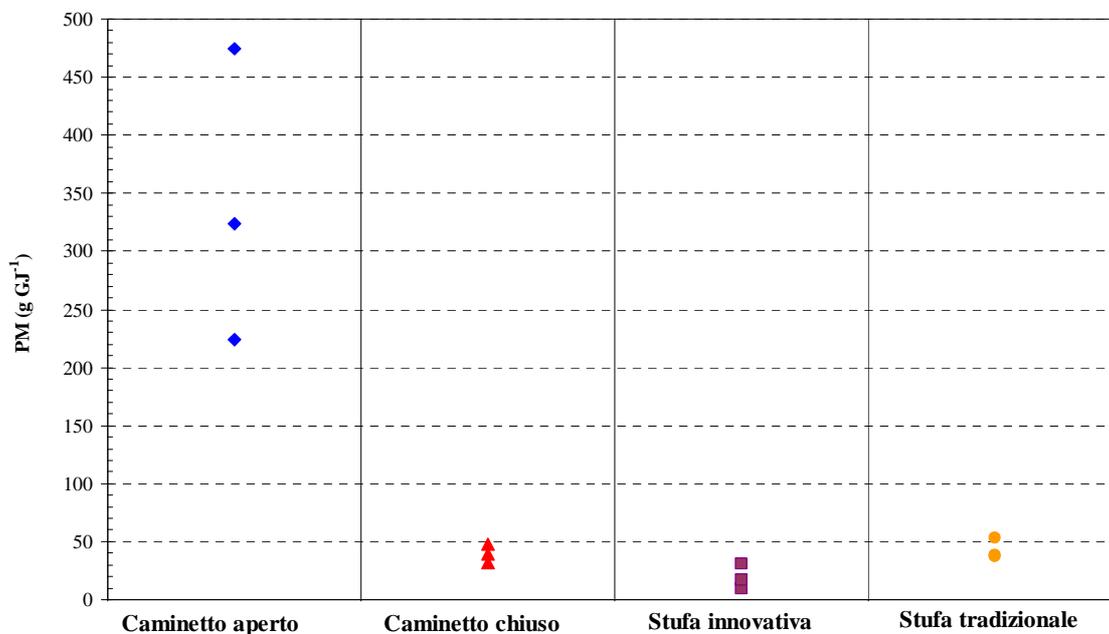


Figura 6_14 - Fattori di emissione di PM (g GJ⁻¹) con misura a caldo – ciclo di certificazione.

Come si poteva prevedere, i valori dei fattori di emissione sono significativamente più bassi (10-50 g GJ⁻¹) in tutti i cicli misurati, ad eccezione di quelli del caminetto aperto (200-500 g GJ⁻¹).

6.6. PCDD/F

Per le diossine erano previste due misure, effettuate sul caminetto chiuso per un ciclo di combustione del faggio ed uno dell’abete. Le misure registrate rientrano negli intervalli indicati dall’AEIG; si registra un valore molto più elevato per l’abete (170 ng I-TEQ GJ⁻¹) rispetto al faggio (77 ng I-TEQ GJ⁻¹).

7. ANALISI DELLE DIVERSE FASI DI COMBUSTIONE

Il presente capitolo è dedicato all'analisi dell'andamento dei parametri nel corso del processo di combustione per gli apparecchi ad alimentazione manuale utilizzati nella sperimentazione presentata nei precedenti capitoli.

Per il caminetto aperto, essendoci ricariche di combustibile frequenti, non sono state considerate fasi diverse fra l'alimentazione iniziale e la fase di esaurimento; i parametri saranno quindi analizzati al procedere della combustione, tramite la media e la mediana dei dati di ciascun minuto, a partire dall'istante iniziale.

Per tutti i dispositivi manuali, escluso il caminetto aperto, si sono considerate quattro fasi principali:

- alimentazione iniziale del combustibile (fase 1);
- combustione dopo la prima ricarica (fase 2);
- combustione dopo la seconda carica (fase 3);
- combustione dopo la terza carica e sino ad esaurimento del processo (fase 4).

Per questi apparecchi conseguentemente si analizzerà l'andamento dei parametri nel tempo riferendosi a queste 4 fasi successive.

7.1. ANDAMENTO DEI PARAMETRI DELLA COMBUSTIONE

In Figura 7_1 è riportato l'andamento mediano della temperatura dei fumi e della percentuale di ossigeno al procedere della combustione; tali valori sono ottenuti come mediane dei dati relativi ai 15 cicli di combustione del camino aperto.

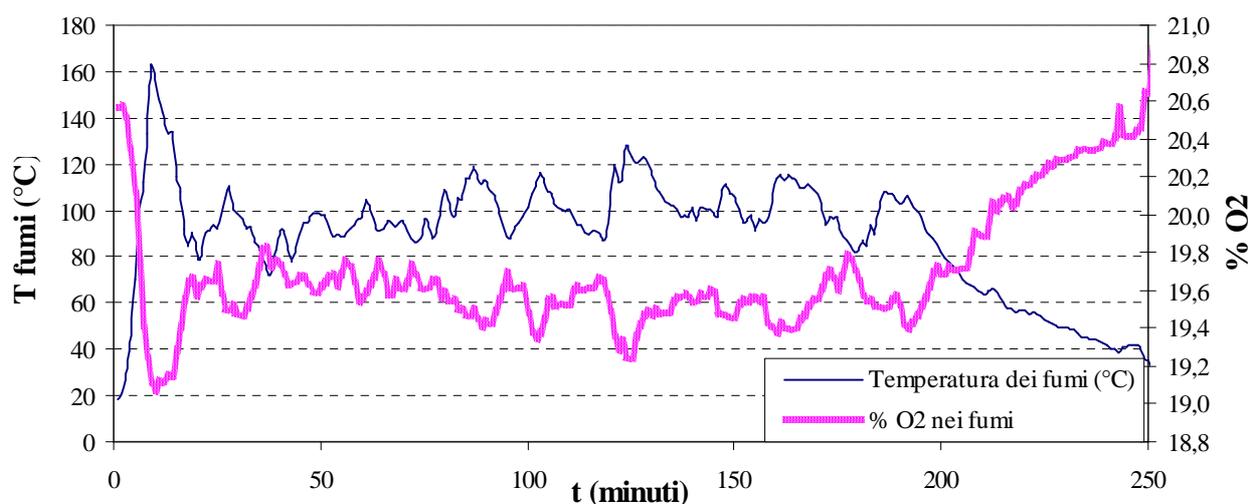


Figura 7_1 – Camino aperto: andamento della temperatura e del tenore di ossigeno nei fumi al procedere del processo di combustione

Si evidenzia una fase iniziale che registra, dopo pochi minuti dall'inizio, la maggiore velocità del processo di combustione, come si deduce dalla compresenza del massimo di temperatura e del minimo contenuto di ossigeno nei fumi. Successivamente il processo procede in modo sufficientemente stabile sino alla fase finale, nella quale il progressivo esaurimento del combustibile causa l'innalzamento dell'ossigeno e la riduzione della temperatura dei fumi.

In Figura 7_2 e 7_3 è mostrato l'andamento della temperatura di combustione e dell'ossigeno nelle diverse fasi di combustione per caminetto chiuso, stufa tradizionale e stufa innovativa.

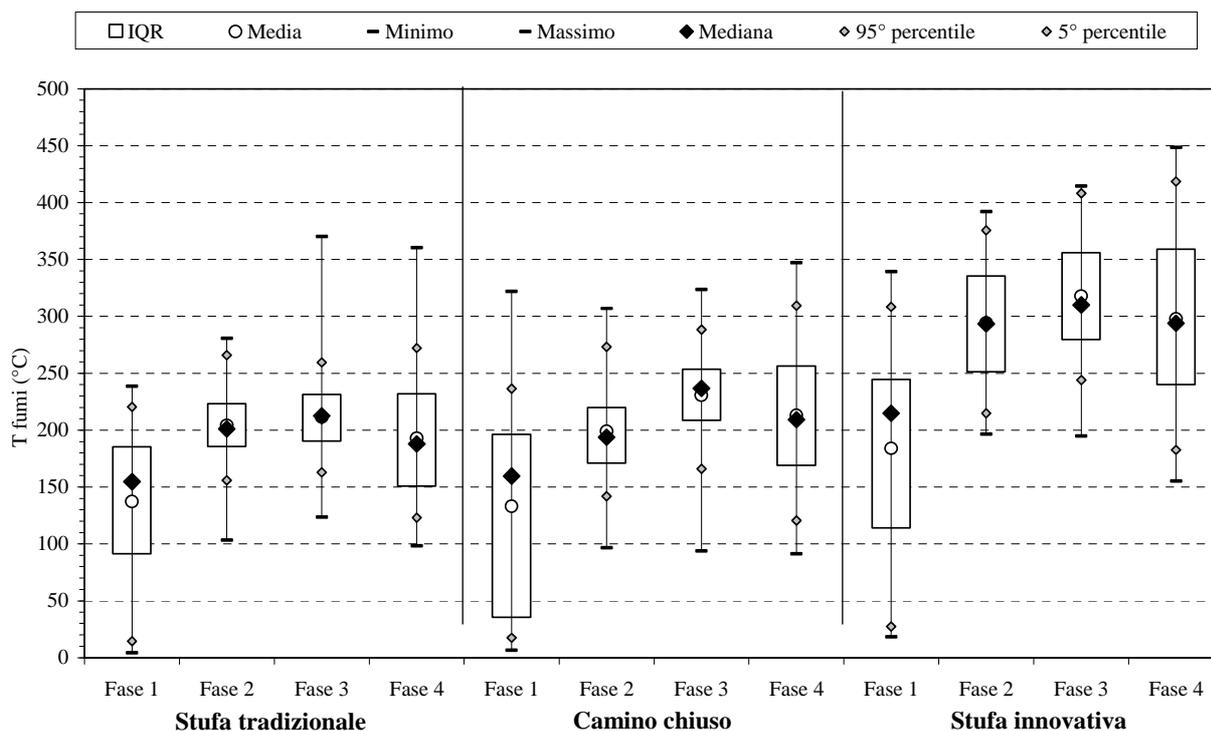


Figura 7_2 – Temperatura dei fumi nelle diverse fasi di combustione per stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

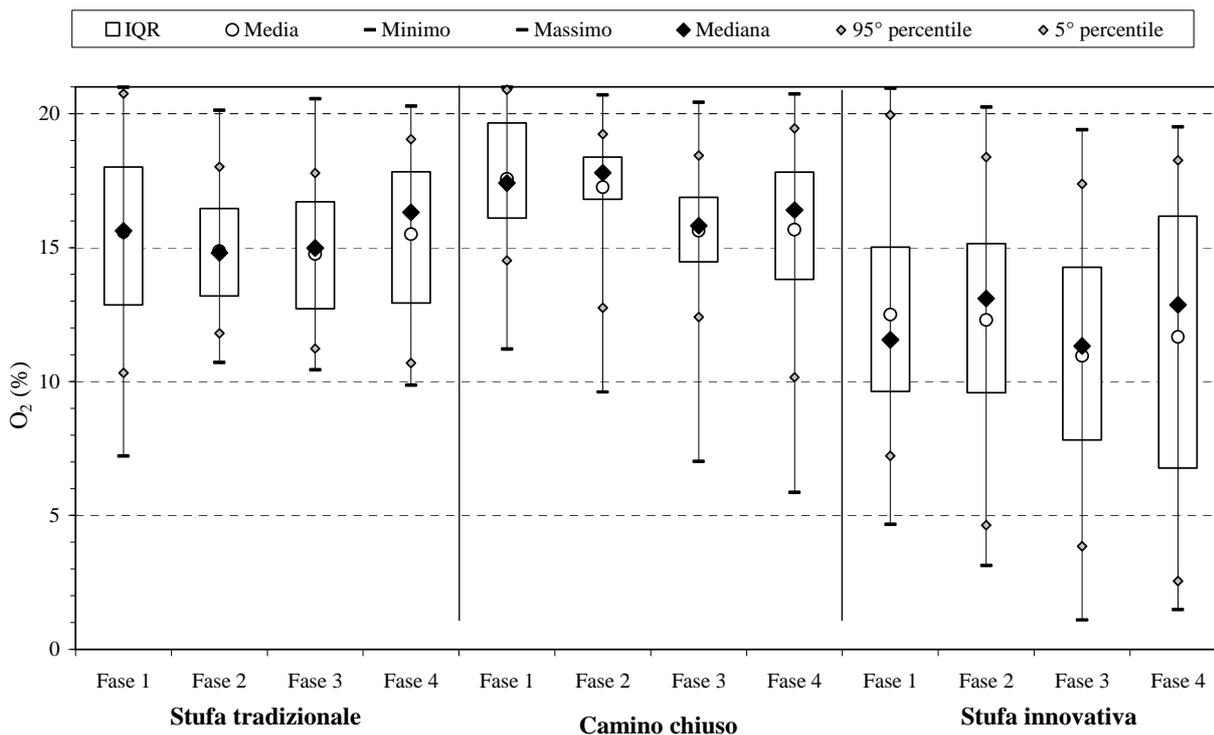


Figura 7_3 – Percentuale di ossigeno nei fumi per le diverse fasi di combustione: stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

Come si può notare, la massima temperatura di combustione si raggiunge solo nella fase 3, dopo circa 80 minuti dall'inizio del processo; l'apparecchio in cui questo fenomeno è più marcato è il caminetto chiuso (la mediana della temperatura cresce di oltre 40°C tra la fase 2 e la fase 3). Nella fase 4 di esaurimento le temperature si mantengono comunque elevate.

Nel camino chiuso e nella stufa innovativi i minimi valori di ossigeno nei fumi vengono raggiunti nella fase 3, mentre per la stufa tradizionale non vi è differenza significativa tra la fase 2 e la fase 3. Si nota la grande variabilità dei dati di O₂ nelle fasi, in particolare l'ampiezza dei valori minimi e massimi per la stufa innovativa.

7.2. ANDAMENTO DEI FATTORI DI EMISSIONE

L'andamento dei fattori di emissione nel corso del processo di combustione è stato studiato con le medesime modalità adottate per i parametri di combustione, ovvero considerando per il caminetto aperto i valori medi per minuto a partire dall'inizio del processo di combustione, e per gli altri parametri la statistica nelle diverse fasi (1, 2, 3 e 4).

In Figura 7_4 è mostrato l'andamento dei fattori di emissione per il caminetto aperto. Si rilevano valori ridotti degli NO_x nelle fasi iniziale e finale della combustione, caratterizzati da temperatura più bassa), nonché il netto aumento del CO nella fase finale della combustione. I COVNM non mostrano invece variazioni significative.

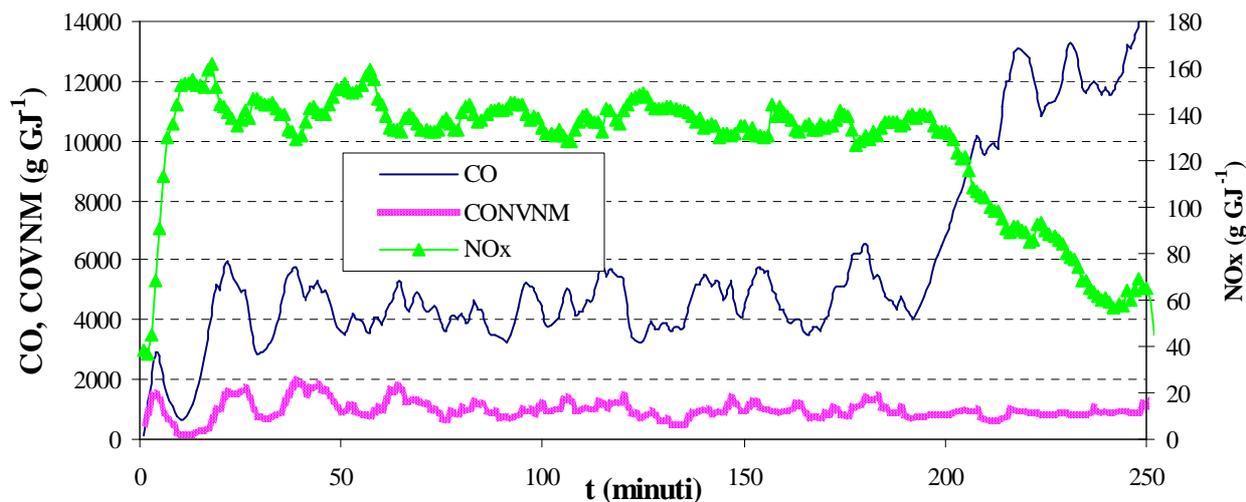


Figura 7_4 – Caminetto aperto: andamento di CO, COVNM, NOx (g GJ⁻¹) al procedere del processo di combustione

In Figura 7_5, 7_6 e 7_7 sono mostrati i parametri statistici relativi ai fattori di emissione degli altri apparecchi ad alimentazione manuale nelle diverse fasi della combustione.

Per tutti gli apparecchi considerati, il fattore di emissione più elevato di CO si riscontra nella fase 4, mentre i minimi si registrano nella fase 1. Per i COVNM la situazione non risulta invece così lineare. Tendenzialmente si registrano emissioni un po' più alte nella prima fase; spicca tuttavia il caso del caminetto chiuso, che registra i più elevati fattori di emissione di COVNM nella fase 2.

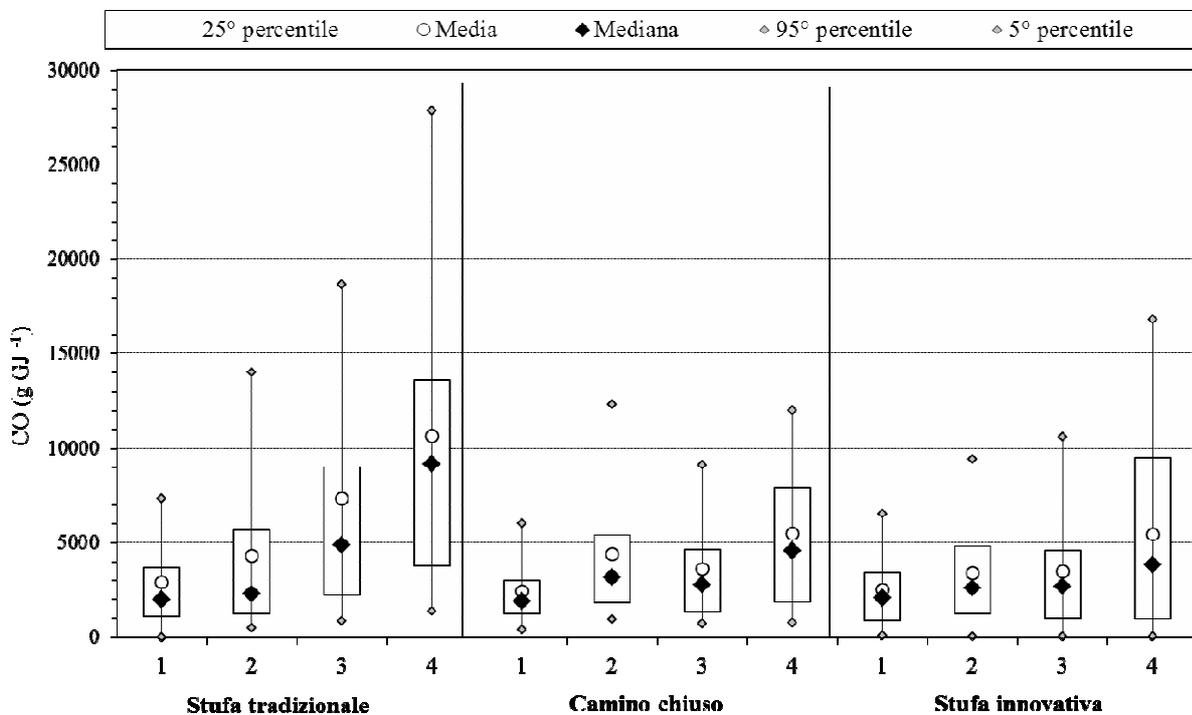


Figura 7_5 – Fattore di emissione CO (g GJ⁻¹) per le diverse fasi di combustione: stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

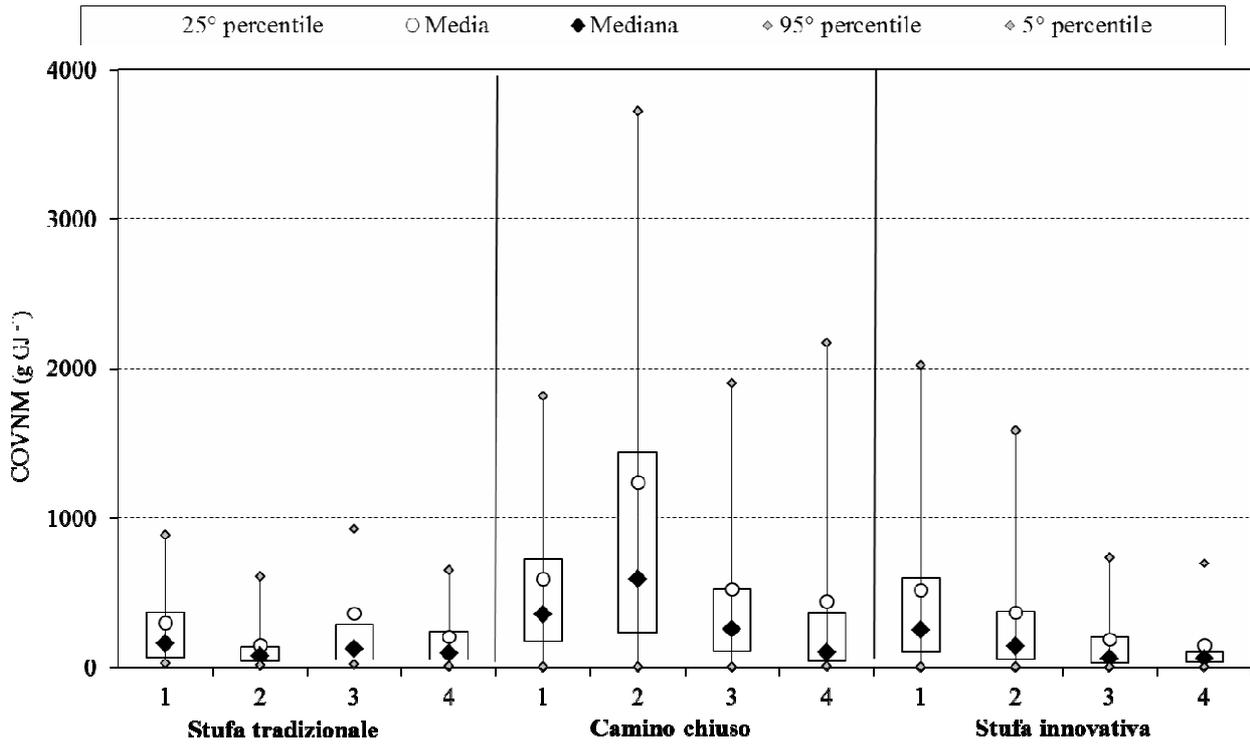


Figura 7_6 – Fattore di emissione COVNM (g GJ^{-1}) per le diverse fasi di combustione: stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

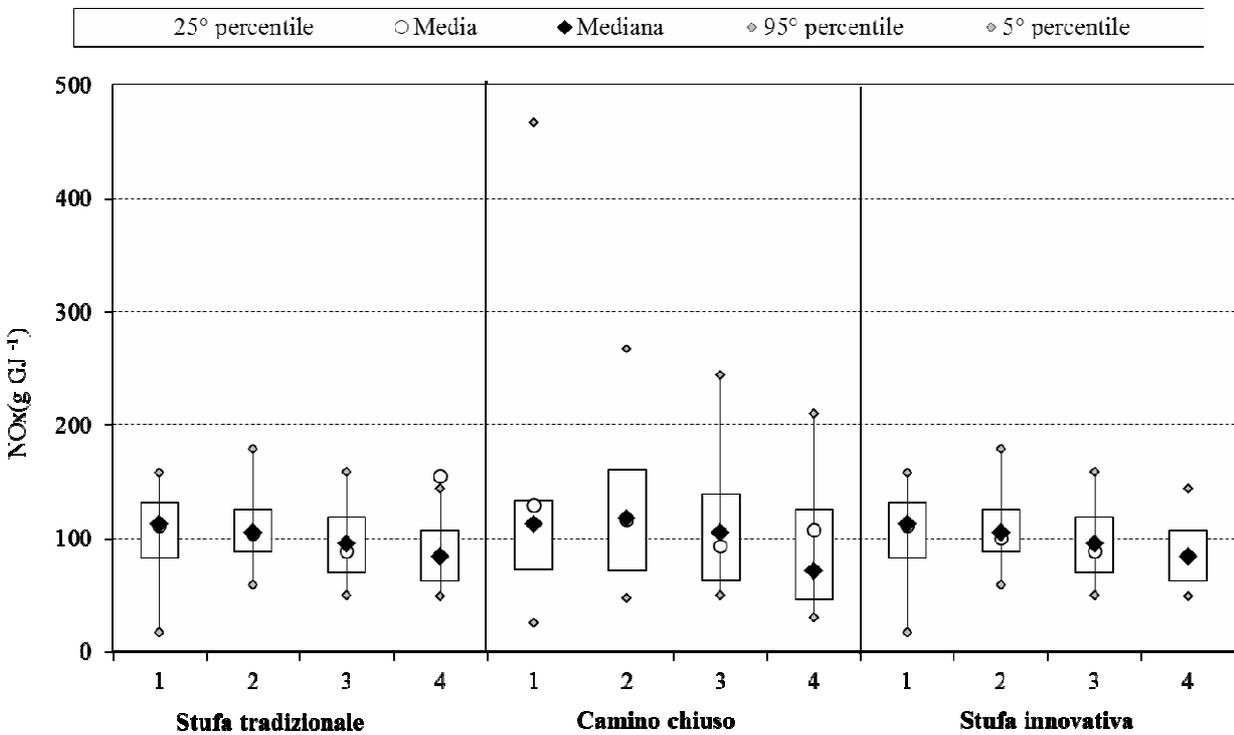


Figura 7_7 – Fattore di emissione NOx (g GJ^{-1}) per le diverse fasi di combustione: stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

Per quanto riguarda gli NOx, non si registrano variazioni marcate nel corso del processo di combustione; le emissioni sono tendenzialmente più basse nella fase 4.

7.3. ANALISI DELLA FASE FINALE NEI DIVERSI TIPI DI CICLO

In questo paragrafo verrà analizzata specificamente la fase di combustione finale dopo la seconda ricarica e sino ad esaurimento del combustibile, esaminando in particolare se si siano registrate differenze significative tra i cicli che prevedono (tipo A) o non prevedono (tipo B) il sovraccarico finale dell'apparecchio. Tali cicli sono stati descritti nel dettaglio al capitolo 4.

In Figura 7_8 e 7_9 è mostrato l'andamento di O₂ e temperatura dei fumi nella sola fase 4 di combustione nei cicli A e B. Si nota come le uniche differenze rilevanti tra le due tipologie di ciclo riguardano la temperatura dei fumi nella stufa innovativa (abbassamento di circa 60°C della temperatura media tra fase A e fase B) ed il tenore di O₂ nel camino chiuso.

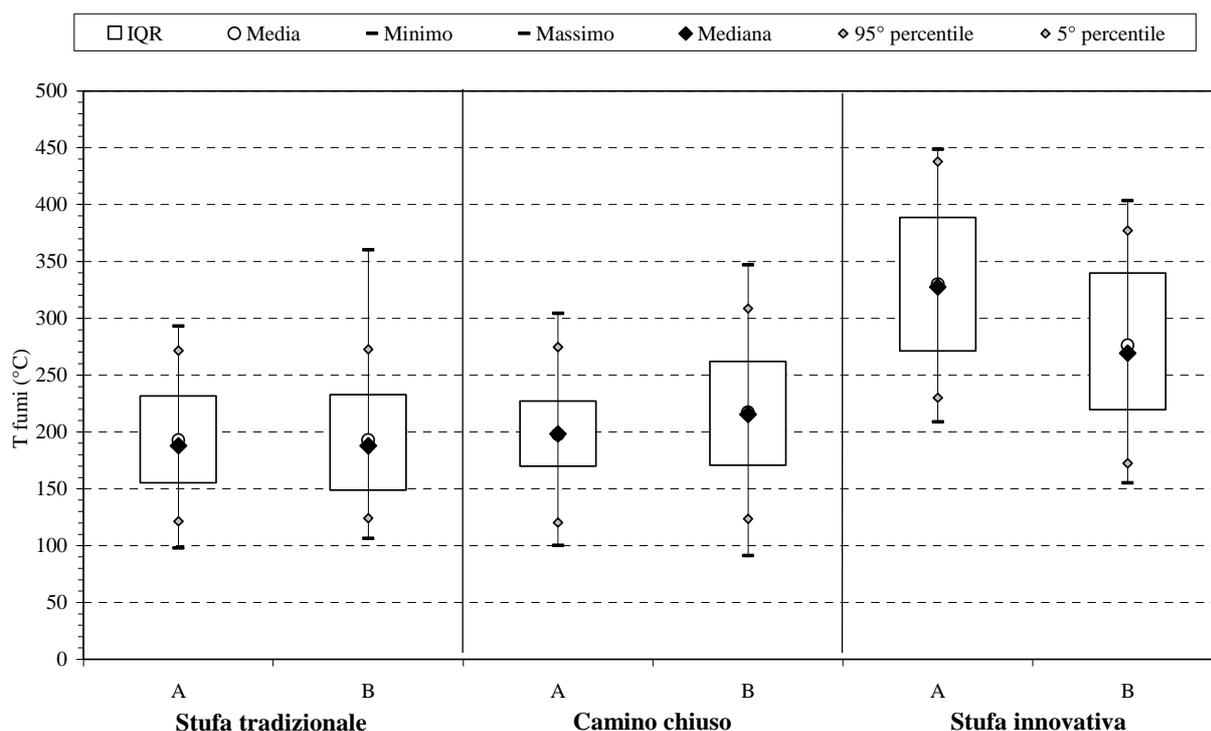


Figura 7_8 – Fase 4 nei cicli A e B: temperatura dei fumi per stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

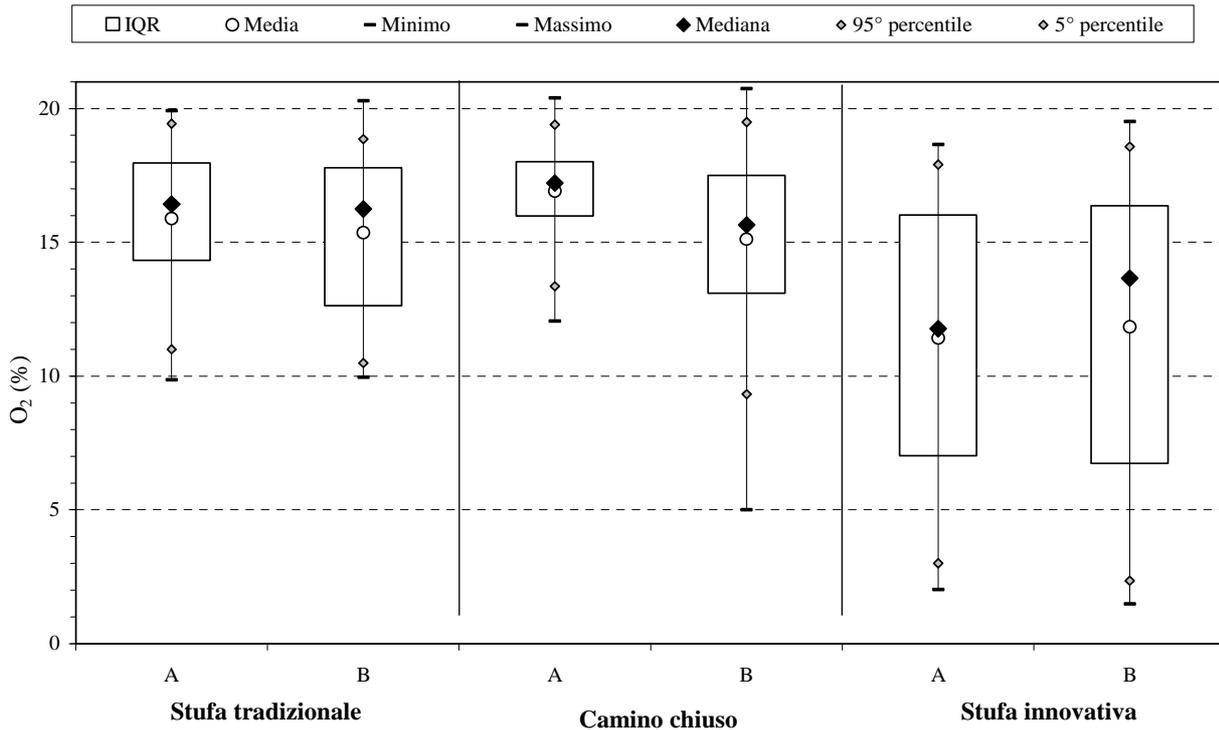


Figura 7_9 – Fase 4 nei cicli A e B: ossigeno nei fumi per stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

In Figura 7_10, 7_11 e 7_12 è mostrata invece la statistica dei fattori di emissione di CO, COVNM e NOx – sempre per la fase 4 nei cicli A e B.

Per stufa tradizionale e caminetto chiuso non si registrano sostanziali differenze tra i due cicli; ciò risulta di difficile interpretazione, considerato che vi è invece un incremento nel fattore di emissione medio del PM (vedi Figura 6_2 e Tabella 6_3).

Per la stufa innovativa si registrano invece maggiori emissioni di CO nei cicli di tipo B; questa tipologia impiantistica è anche quella per la quale maggiormente differisce il fattore di emissione del PM, che aumenta in valore medio del 50% passando dai cicli di tipo A ai cicli di tipo B. Questo comportamento potrebbe essere legato anche alle minori temperature dei cicli B nelle stufe avanzate (Figura 7_8).

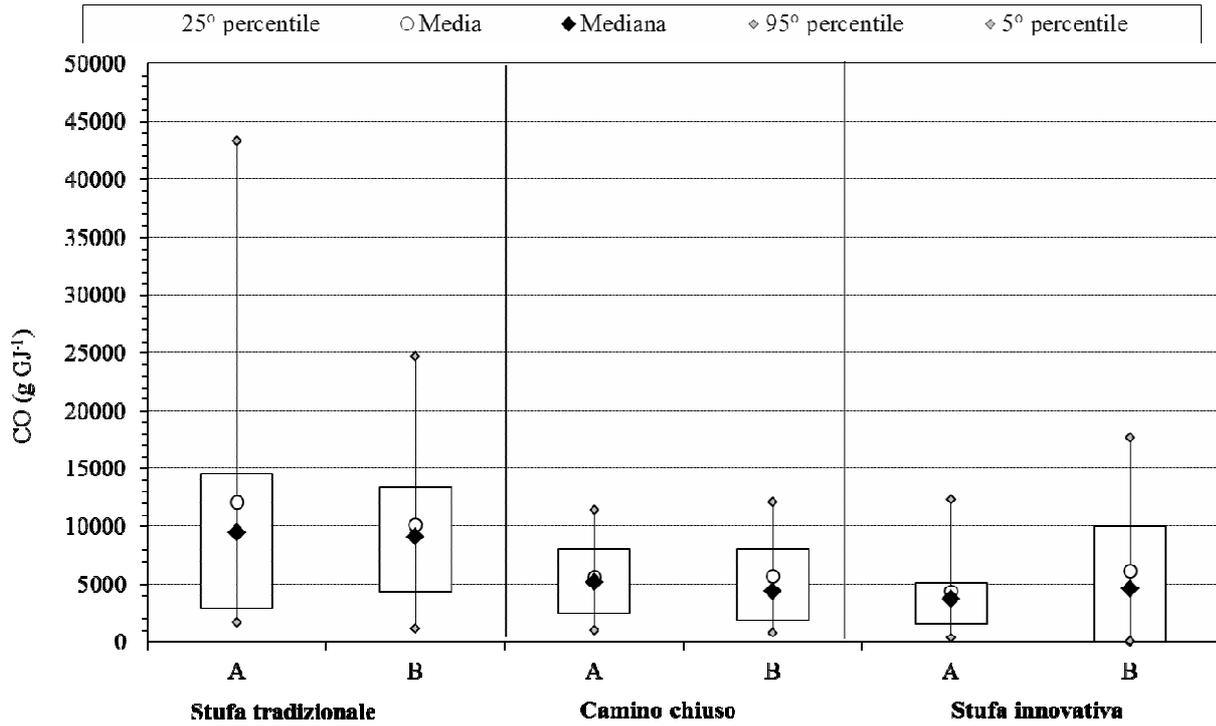


Figura 7_10 – Fase 4 nei cicli A e B: fattore di emissione del CO (g GJ^{-1})stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

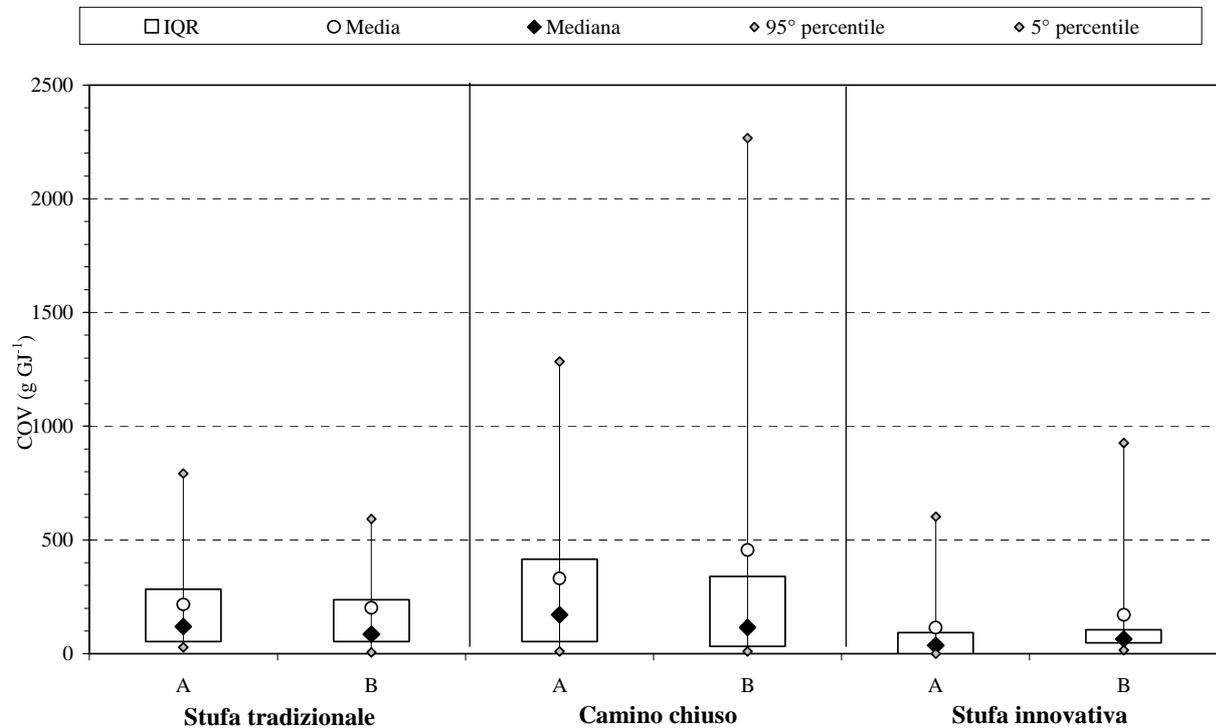


Figura 7_11 – Fase 4 nei cicli A e B: fattore di emissione del COVNM (g GJ^{-1})stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

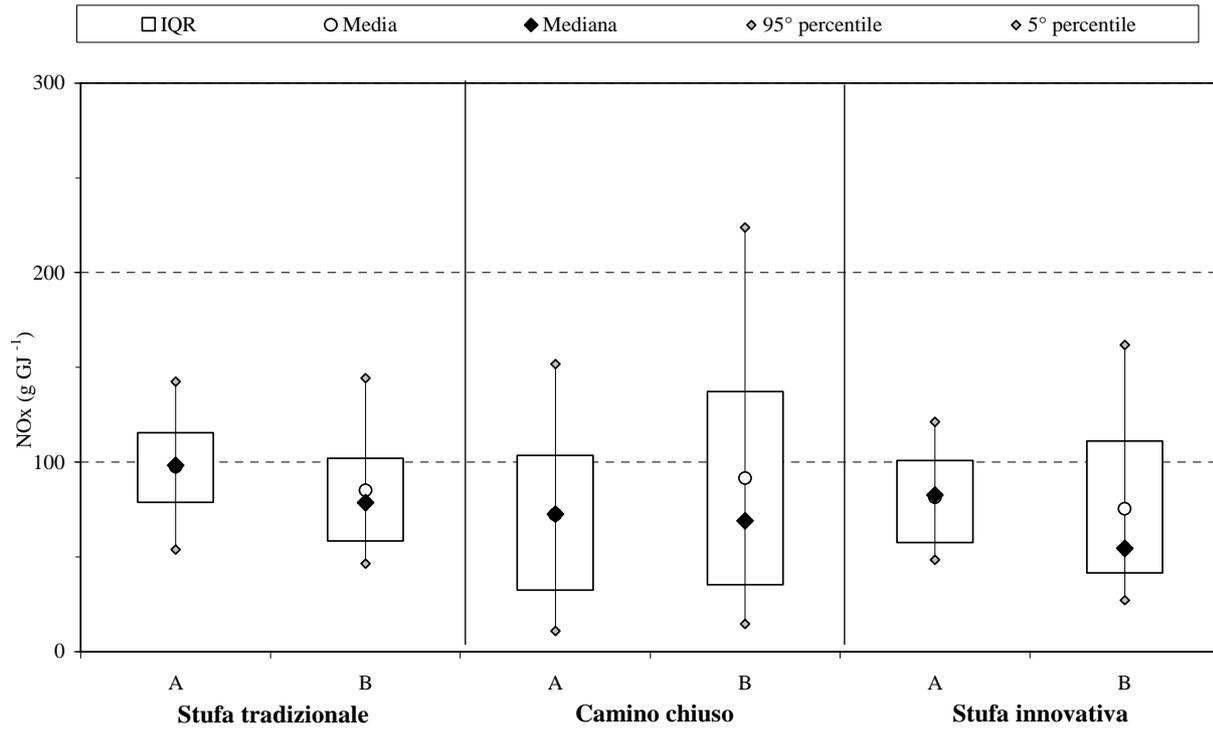


Figura 7_12 – Fase 4 nei cicli A e B: fattore di emissione del NOx (g GJ^{-1}) stufa tradizionale, camino chiuso e stufa innovativa (media, mediana, 5° e 95° percentile, intervallo di variabilità tra 25° e 75° percentile (IQR))

8. CONFRONTO FRA I RISULTATI DELLA SPERIMENTAZIONE E I DATI DI LETTERATURA

I risultati della sperimentazione, presentati al Capitolo 3, sono nel presente capitolo confrontati con i valori medi proposti nella letteratura scientifica, già illustrati nel Capitolo 1, per i diversi inquinanti considerati. Il confronto non è stato effettuato per le diossine per l'esiguità dei dati sperimentali disponibili.

8.1 MATERIALE PARTICOLATO

8.1.1 - Quadro riassuntivo

In Tabella 8_1 e nella Figura 8_1 è riportato il confronto fra il fattore di emissione medio di PM per tipo di apparecchio ricavato dai dati SSC, e i valori suggeriti dal citato Atmospheric Emission Inventory Guidebook dell'EEA (AEIG) per la medesima tipologia di apparecchi. Sono altresì riportati i fattori di emissione desunti dalla letteratura scientifica (capitolo 3).

Per il caminetto chiuso, AEIG non propone uno specifico fattore di emissione, includendo questa categoria nella più generale categoria dei "caminetti" e proponendo separatamente un fattore di emissione per il "caminetto chiuso avanzato".

Si può notare come i fattori di emissione rilevati nella campagna di misura siano inferiori ai valori suggeriti dall'AEIG per quel che riguarda i valori medi, mentre l'intervallo dei dati misurati non si discosta in modo significativo dal range proposto dall'AEIG, che come visto risulta congruente con i dati riportati in generale nella letteratura scientifica.

Il fattore di emissione stimato per i dispositivi ad alimentazione manuale risulta inferiore a quello suggerito dall'AEIG; la differenza è particolarmente marcata (-79%) per la stufa tradizionale. Viceversa, per la stufa a pellet le emissioni medie sono superiori ai valori AEIG (+36%).

Tabella 8_1 – Fattore di emissione medio di PM per tipo di apparecchio – confronto con valori suggeriti dall'EEA

		Camino aperto	Camino chiuso (1)	Stufa a legna	Stufa innovativa	Stufa a pellet	Caldia a pellet
Campagna sperimentale	Media	512	183	178	143	109	60
	Intervallo di confidenza 95%	412-612	145-222	130-226	111-176	60-157	8-113
Valori suggeriti dall'AEIG (EEA, 2010)	Media	900	250	850	250	80	80
	Intervallo di confidenza 95%	540-1.260	70-260	510-1.190	70-260	70-250	70-250
Differenza campagna sperimentale - AEIG (%)		-43%	-27%	-79%	-43%	36%	-25%

(1) Il valore AEIG è riferito al camino chiuso avanzato

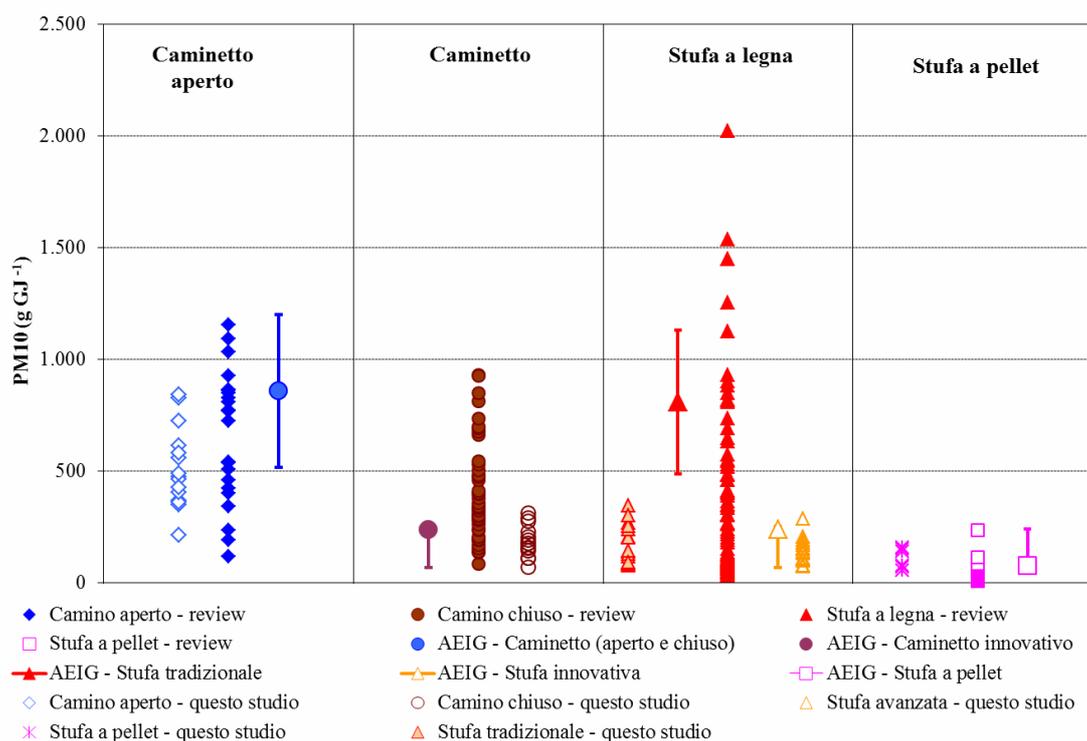


Figura 8_1 – Confronto tra dati sperimentali, *review* di letteratura e valori suggeriti dall'AEIG

Mentre nei paragrafi successivi sarà effettuata un'analisi approfondita delle differenze rilevate per ciascun tipo di apparecchio, nonché un confronto più approfondito fra i livelli misurati e quelli di letteratura, a livello generale un fattore rilevante da considerare, che influisce notevolmente sulla variabilità e l'incertezza delle misure effettuate, è il grado di umidità della legna.

Come illustrato nel capitolo 2 di *review* della letteratura, l'umidità ha una forte influenza sul fattore di emissione.

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.

Mentre nel nord Europa si riscontrano generalmente umidità molto basse derivanti da periodi di stagionatura prolungati, in Italia, pur se non sono disponibili dati al riguardo, la pratica di approvvigionamento, accantonamento e stoccaggio del legname per lungo tempo prima di un suo utilizzo si ritiene meno consolidata e diffusa. In effetti, gli standard in Italia considerano una "buona stagionatura" quando la legna raggiunge umidità inferiore al 20%, ma non ci sono dati oggettivi per valutare i livelli medi di umidità nella legna utilizzata nelle abitazioni italiane. L'umidità è quindi un fattore che può spiegare parte della differenza fra i valori medi misurati e quelli di letteratura.

8.1.2 Caminetto aperto

Per il caminetto aperto, così come per gli altri apparecchi ad alimentazione manuale, è stato previsto un ciclo di alimentazione il più possibile simile al comportamento reale degli utilizzatori. Il ciclo, descritto nel capitolo 4, prevede ad esempio intervalli di un'ora circa tra un'alimentazione e l'altra della fiamma con nuova legna.

Per problemi logistici legati all'eccessiva dispersione dei fumi nei locali del laboratorio, SSC ha dimezzato gli intervalli tra i momenti di alimentazione della fiamma. Questa modifica ha reso la combustione più regolare, con una probabile riduzione del fattore di emissione, in quanto come discusso al capitolo 2 le condizioni di cattiva combustione sono identificate in letteratura come quelle caratterizzate da maggiori emissioni.

Nella figura 8_2 è rappresentata la distribuzione statistica dei fattori di emissione relativi ai singoli cicli; la barra con doppia freccia riportata nella parte alta della figura rappresenta il range dei fattori di emissione derivante dall'AEIG (il cerchio sulla barra rappresenta il valore medio proposto dall'AEIG).

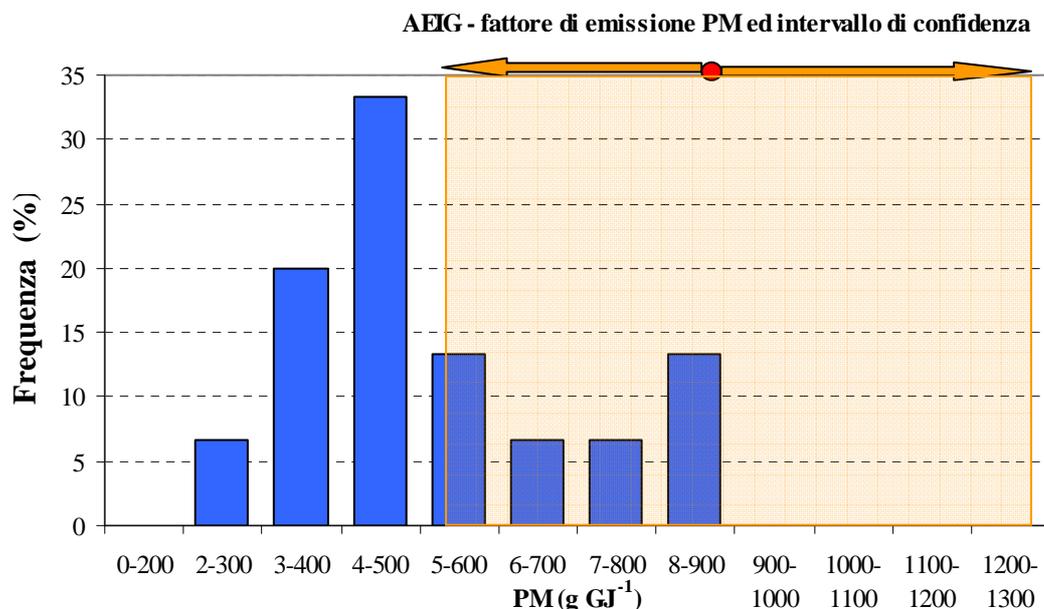


Figura 8_2 – Caminetto aperto: distribuzione del fattore di emissione in classi di frequenza – confronto coi valori suggeriti dall'AEIG

I valori misurati nella sperimentazione risultano in media inferiori ai valori suggeriti dall'AEIG. I motivi possibili sono già stati menzionati; a questi va aggiunta la già citata minore umidità del combustibile.

Un'ulteriore possibile causa di riduzione del fattore di emissione riguarda la lunghezza del periodo di misurazione. Nel protocollo di alimentazione degli apparecchi manuali era specificato che la misurazione avrebbe dovuto protrarsi sino al raggiungimento della concentrazione 'di fondo' degli inquinanti. In realtà questo non sempre è avvenuto; a riguardo SSC ha specificato che, pur essendo l'abbassamento dei valori di CO e CO₂ il principale parametro monitorato per decidere la lunghezza del periodo di misura, in alcuni casi vi è stata la necessità di tener conto di altri elementi.

In primo luogo, data la lunghezza dei cicli, in alcuni casi è accaduto di dover interrompere la misurazione del PM per le troppe perdite di carico e l'eccessivo impaccamento del filtro; in altri casi la CO₂ di valle assumeva valori così bassi da rendere inattendibile il calcolo del fattore di diluizione: anche in questo caso si è deciso di interrompere la misurazione. Infine, per alcuni cicli è accaduto che il tecnico non rilevasse visivamente più tracce di combustione: la misurazione è stata pertanto interrotta imputando i valori elevati di CO₂ ad un accumulo al camino dovuto alla mancanza di tiraggio.

Resta quindi il dubbio che alcuni cicli si siano interrotti prima che si fosse concluso il processo di combustione; questo dubbio è particolarmente fondato nel caso dei caminetti aperti, per i quali molte volte la misurazione si interrompe in presenza di un trend decrescente nel peso (che indicherebbe la presenza di combustione residua). Si veda in proposito il grafico in Figura 8_3 che riproduce l'andamento del peso nei tre cicli di combustione della robinia.

Nel caso della robinia, due dei tre cicli hanno prolungato il periodo di misura a 60-80 minuti dopo l'ultima carica; nel terzo poco più di 30 minuti.

Dal grafico risulta evidente come il ciclo 1 (dove si è interrotta la misurazione) ha probabilmente perso l'ultimo periodo di combustione. Parallelamente, il fattore di emissione del PM nel ciclo 1 è inferiore di oltre il 20% rispetto a quello degli altri due cicli.

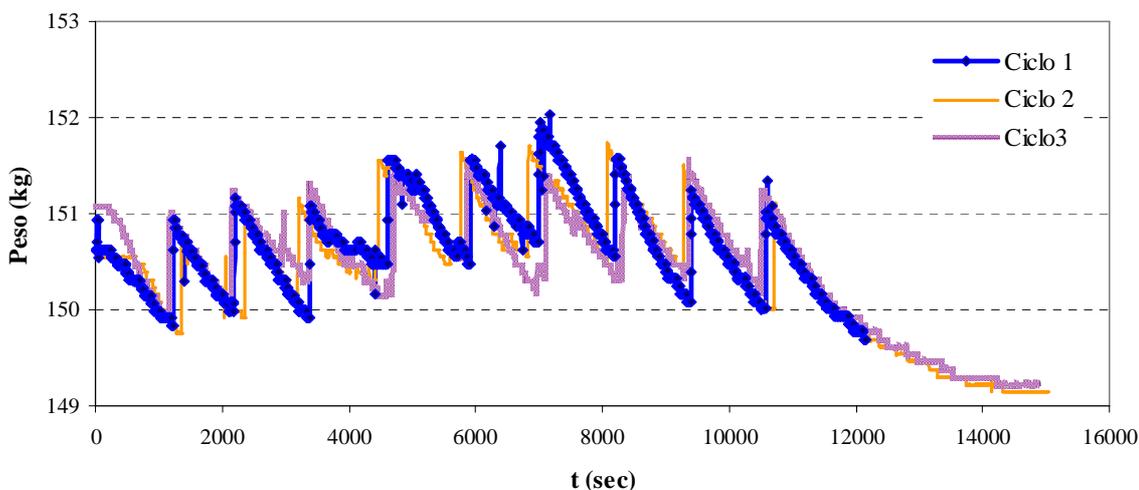


Figura 8_3 – Caminetto aperto - Andamento del peso per i cicli con robinia

Da segnalare che- contrariamente a quanto riportato in letteratura (si veda in proposito l'Allegato 1) – 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').

8.1.3 Caminetto chiuso

La campagna sperimentale è stata effettuata su un caminetto chiuso dotato di dispositivi per la regolazione dell'aria primaria e secondaria, con un rendimento termico dichiarato dell'82%: si tratta quindi di un apparecchio che già si avvicina alle tecnologie di

combustione più moderne. La statistica dei fattori di emissione riscontrati nel corso della campagna di misura è mostrato in figura 8_4.

Per quanto riguarda il fattore di emissione AEIG da utilizzare come riferimento – come già fatto nel caso dei caminetti aperti – va fatta una premessa.

Come precisato nel capitolo relativo ai fattori di emissione, il riferimento dell'AEIG è attualmente incompleto (accorpa il caminetto chiuso tradizionale al caminetto aperto), mentre la revisione in corso accorpa i caminetti alle stufe, considerando tre tipologie: stufa tradizionale, stufa energeticamente efficiente e stufa avanzata/con ecolabel. Quest'ultima tipologia viene descritta come apparecchio con ingressi dell'aria multipli e preriscaldamento dell'aria secondaria – si tratta quindi di una tipologia con tecnologia molto avanzata, che non collima con l'apparecchio testato da SSC.

Viceversa è sembrato più congruente l'utilizzo dello standard proposto per la stufa 'energeticamente efficiente' considerato anche che i valori proposti nella revisione dell'AEIG risultano congruenti con i dati di letteratura che riguardano il camino chiuso.

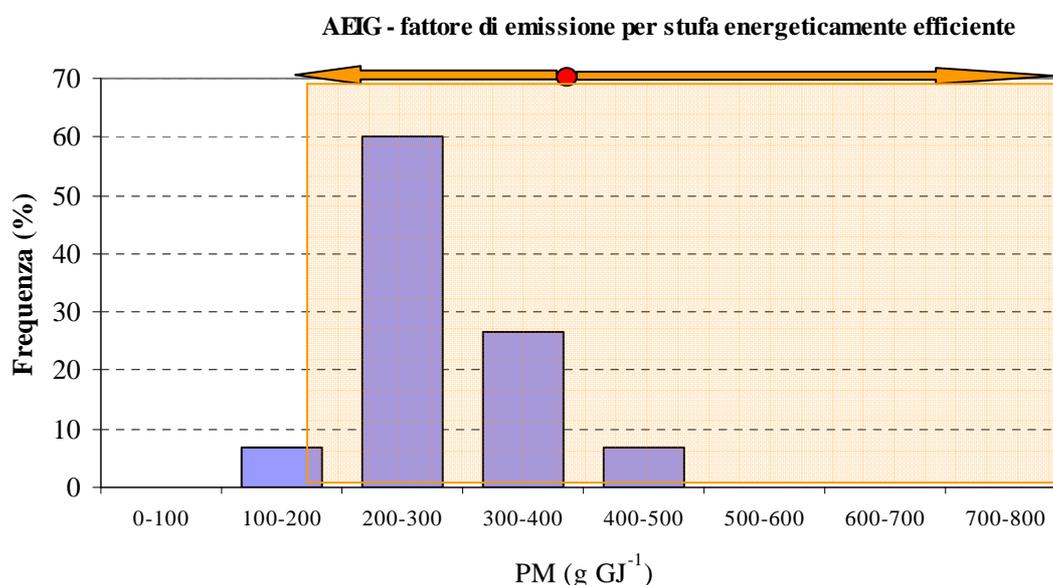


Figura 8_4 – Caminetto chiuso: distribuzione del fattore di emissione in classi di frequenza – confronto coi valori suggeriti dall'AEIG

Come si può notare i valori misurati sono sensibilmente più bassi; tale diversità può essere parzialmente spiegata dalla già citata minore umidità della legna.

8.1.4 Stufa a legna

Nelle figure 8_5 e 8_6 sono mostrati gli istogrammi di distribuzione statistica dei valori misurati per la stufa tradizionale ed avanzata, paragonati ai fattori di emissione AEIG per le due categorie corrispondenti.

Come si può notare lo scostamento tra i valori suggeriti dall'AEIG risulta importante soprattutto per la stufa tradizionale.

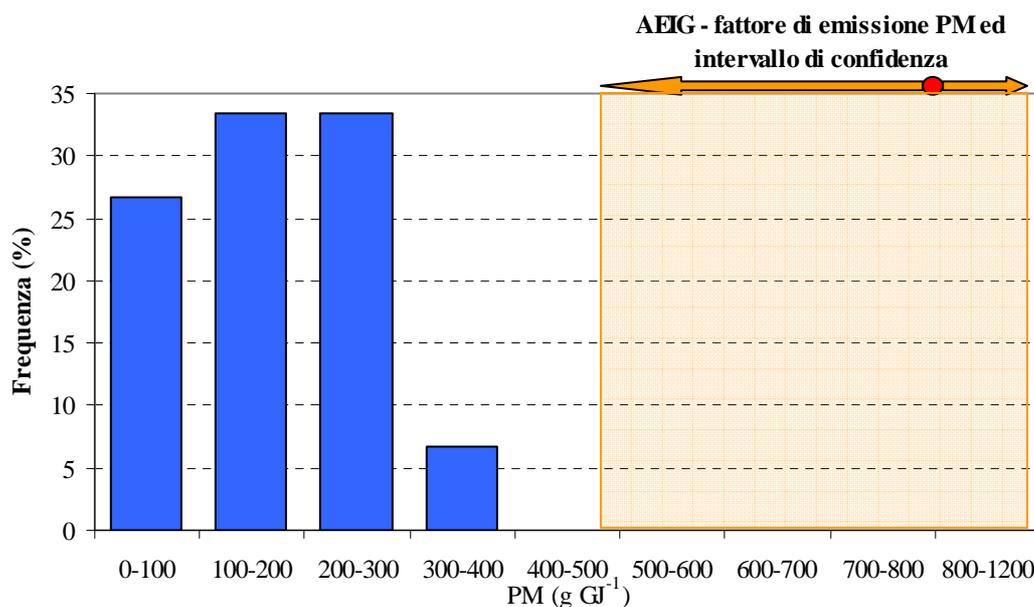


Figura 8_5 – Stufa tradizionale: distribuzione del fattore di emissione in classi di frequenza – confronto coi valori suggeriti dall’AEIG

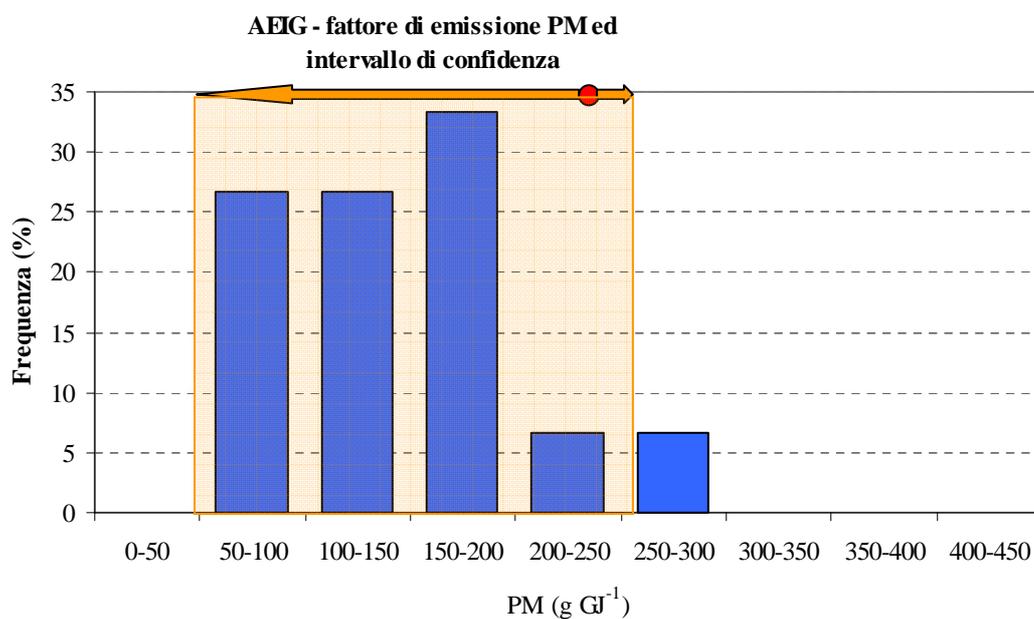


Figura 8_6 – Stufa avanzata: distribuzione del fattore di emissione in classi di frequenza – confronto coi valori suggeriti dall’AEIG

8.1.5 Stufa e caldaia a pellet

Dal punto di vista emissivo, caldaie e stufe a pellet sono spesso accorpate nella medesima categoria. Nella presente campagna sperimentale tuttavia, come sarà mostrato nel seguito, i due apparecchi hanno dato prestazioni abbastanza differenti.

Le misurazioni sono state fatte su un'ora di combustione a regime, nell'ipotesi che per gli apparecchi ad alimentazione automatica il fattore di emissione sia essenzialmente costante. In realtà questo non è del tutto vero, come mostrato nella *review* di letteratura: si hanno variazioni nella fase iniziale della combustione, ma soprattutto si hanno variazioni a seconda che la stufa funzioni a carico parziale o a pieno carico.

In figura 8_7 sono rappresentati i fattori di emissione ottenuti per le due tipologie di apparecchio, utilizzando in alimentazione pellet certificato e non certificato. Come si può notare, il tipo di pellet utilizzato ha un'influenza paragonabile al tipo di apparecchio.

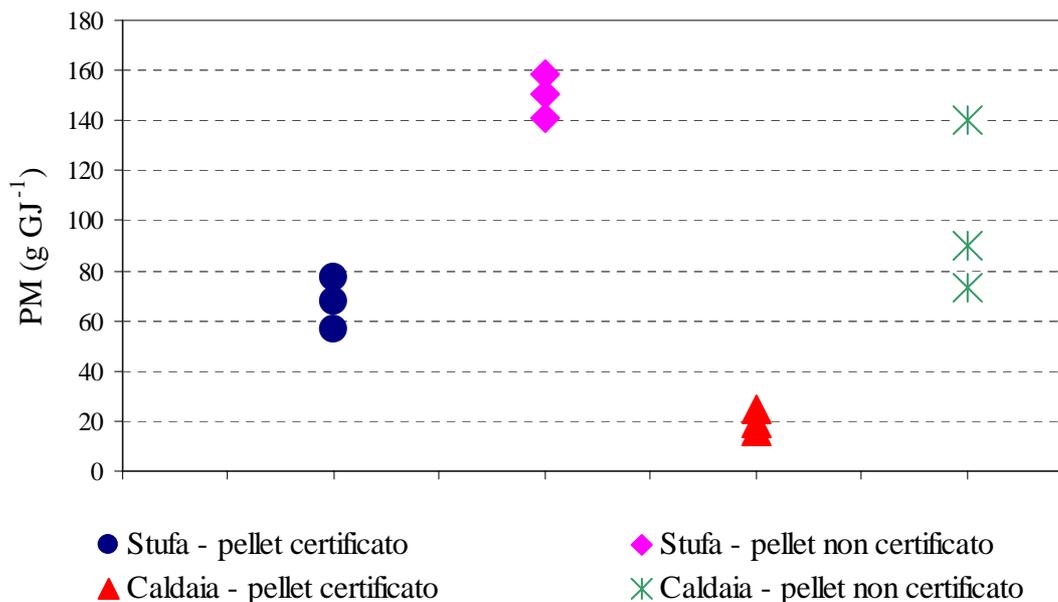


Figura 8_7 – Stufa e caldaia a pellet: emissioni di PM nelle 12 prove di combustione

Il dato relativo alla stufa a pellet è certamente più rappresentativo della realtà italiana, nella quale le caldaie rappresentano una assoluta minoranza nei consumi di pellet. Si è perciò provveduto all'elaborazione statistica dei fattori di emissione considerando solo il dato relativo alle stufe a pellet (vedi figura 8_8). Riguardo al riferimento dell'AEIG riportato in figura, va precisato che la revisione attualmente in elaborazione riporta valori decisamente più bassi.

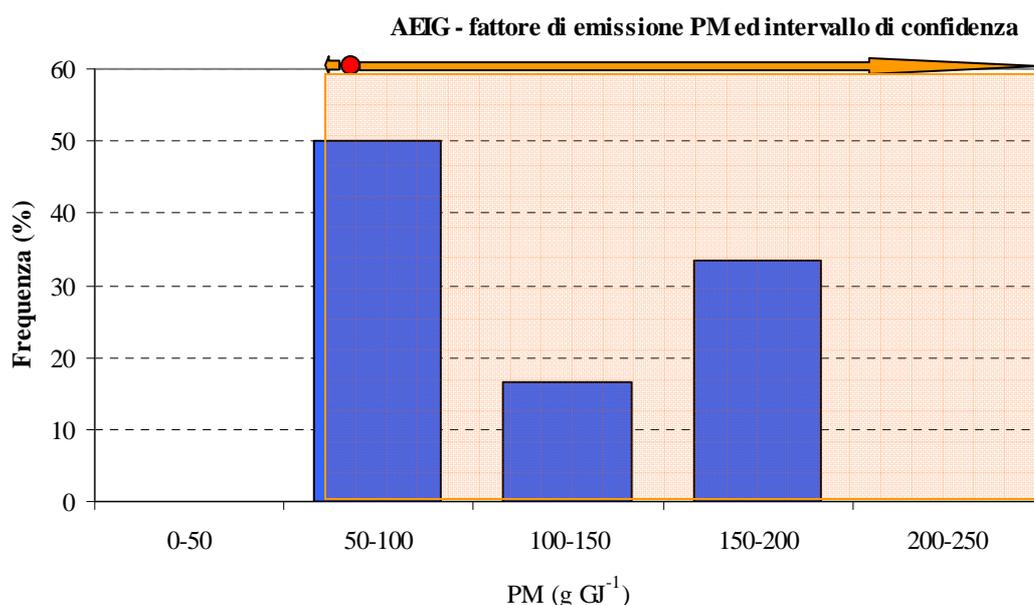


Figura 8_8 - Stufa a pellet: distribuzione del fattore di emissione in classi di frequenza – confronto coi valori suggeriti dall’AEIG

8.2 CO, NO_x, COVNM

Il confronto dei dati di letteratura con i valori proposti nella versione attuale dell’AEIG (EEA, 2010) e con la sua proposta di revisione (AEIG 2012) è mostrato in Tab. 8_2. Si nota come per gli inquinanti CO, NO_x, COVNM, in molti casi le mediane dei dati disponibili si avvicinano di più ai valori dell’AEIG 2012. Le figure 8_9-8_11 mostrano quindi per tipologia di apparecchio i dati reperiti in letteratura, riportando la media e l’intervallo di confidenza al 95% proposti nell’AEIG 2012 in confronto con i dati acquisiti nell’ambito della campagna sperimentale.

Tabella 8_2 – Confronto fra i fattori di emissione di CO, NOx, CO e COVNM per tipo di apparecchio reperiti in letteratura e proposti dall'AEIG.

	Tipo di apparecchio	Numero di FE di letteratura disponibili	Dati di letteratura		AEIG, 2009 - valore medio	AEIG, 2012 - valore medio	Scostamento dati di letteratura rispetto al valore medio dell'AEIG 2012	
			media	mediana			media	mediana
CO (g GJ ⁻¹)	camino aperto	28	5104	4861	6000	4000	28%	22%
	camino chiuso	14	5106	4858	6000	4000	28%	21%
	stufa tradizionale	50	4085	3511	6000	4000	2%	-12%
	stufa innovativa	53	1951	1681	3000	4000	-51%	-58%
	stufa a pellet	43	369	237	500	300	23%	-21%
	caldaia a pellet	89	511	200	500	300	70%	-33%
NOx (g GJ ⁻¹)	camino aperto	7	45	43	50	50	-10%	-14%
	camino chiuso	5	88	88	50	50	75%	75%
	stufa tradizionale	17	65	60	50	50	31%	19%
	stufa innovativa	49	68	70	90	80	-15%	-13%
	stufa a pellet	39	84	56	90	80	5%	-30%
	caldaia a pellet	78	97	79	90	80	22%	-2%
COVNM (g GJ ⁻¹)	camino aperto	0	ND	ND	1300	600	ND	ND
	camino chiuso	9	447	425	1200	600	-26%	-29%
	stufa tradizionale	8	950	747	1200	600	58%	25%
	stufa innovativa	4	388	57	250	350	11%	-84%
	stufa a pellet	0	ND	ND	20	10	ND	ND
	caldaia a pellet	20	4	1	20	10	-64%	-91%

	Tipo di apparecchio	Numero di FE di letteratura disponibili	Dati di letteratura		AEIG, 2009 valore medio	AEIG, 2012 valore medio	Scostamento dati di letteratura rispetto al valore medio dell'AEIG 2012	
			media	mediana			media	mediana
CO (g/GJ)	caminetto chiuso	28	5104	4861	6000	4000	28%	22%
	caminetto chiuso	14	5106	4858	6000	4000	28%	21%
	stufa tradizionale	50	4085	3511	6000	4000	2%	-12%
	stufa innovativa	53	1951	1681	3000	4000	-51%	-58%
	stufa a pellets	43	369	237	500	300	23%	-21%
	caldaia a pellets	89	511	200	500	300	70%	-33%
NOx (g/GJ)	caminetto chiuso	7	45	43	50	50	-10%	-14%
	caminetto chiuso	5	88	88	50	50	75%	75%
	stufa tradizionale	17	65	60	50	50	31%	19%
	stufa innovativa	49	68	70	90	80	-15%	-13%
	stufa a pellets	39	84	56	90	80	5%	-30%
	caldaia a pellets	78	97	79	90	80	22%	-2%
COVNM (g/GJ)	caminetto chiuso	0	ND	ND	1300	600	ND	ND
	caminetto chiuso	9	447	425	1200	600	-26%	-29%
	stufa tradizionale	8	950	747	1200	600	58%	25%
	stufa innovativa	4	388	57	250	350	11%	-84%
	stufa a pellets	0	ND	ND	20	10	ND	ND
	caldaia a pellets	20	4	1	20	10	-64%	-91%

Nella tabella 8_3 è mostrato il confronto, in termini di differenze percentuali, fra i dati sperimentali e i dati della letteratura e proposti dal Guidebook 2012. Le figure 8_12-8_14 mostrano le medie, gli errori standard della media e le mediane dei dati sperimentali e dei dati di letteratura insieme ai valori medi e gli intervalli di confidenza proposti dall'AEIG 2012.

Premesso che l'AEIG propone lo stesso valor medio per più tipologie di apparecchi, si possono fare le seguenti considerazioni sui dati sperimentali del presente studio.

Caminetto aperto:

- la media dei dati sperimentali del CO (5048 g GJ⁻¹) è in accordo con i dati di letteratura (5104 g GJ⁻¹) e rimane all'interno dell'intervallo di confidenza proposta dall'AEIG (1000 - 10000 g GJ⁻¹). I valori medi calcolati sui dati sperimentali e quelli della letteratura differiscono solo dell'1% tra di loro, e sono superiori di circa il 25% al valore proposto dall'AEIG 2012 (4000 g GJ⁻¹).
- i dati sperimentali di NOx, con media 134 g GJ⁻¹, si discostano molto dai dati della letteratura (media pari 45 g GJ⁻¹) e dal valor medio dell'AEIG (50 g GJ⁻¹), pur rimanendo per l'80% delle osservazioni nell'intervallo di confidenza della media riportata nell'AEIG (1000 - 10000 g GJ⁻¹). I dati al di fuori di questo intervallo appartengono tutti alla prova con robinia, già discussa nel capitolo 6333.
- i dati sperimentali per COVNM presentano un valor medio (1011 g GJ⁻¹) di circa il 70% superiore al valore suggerito dall'AEIG (600 g GJ⁻¹).

Tabella 8_3 – Confronto fra i fattori di emissione medi di CO, NO_x, CO e COVNM per tipo di apparecchio della sperimentazione e i dati reperiti in letteratura e proposti dall'AEIG.

	Tipo di apparecchio	Numero di FE sperimentali disponibili	Risultati dati sperimentali		Scostamento dati sperimentali rispetto al valore medio dell'AEIG 2012		Scostamento dati sperimentali rispetto al valore medio di letteratura	
			media	mediana	media	mediana	media	mediana
CO (g GJ ⁻¹)	camino aperto	15	5048	4432	26%	11%	-1%	-9%
	camino chiuso	18	4471	4208	12%	5%	-12%	-13%
	stufa tradizionale	15	7681	6149	92%	54%	88%	75%
	stufa innovativa	15	6232	5245	56%	31%	219%	212%
	stufa a pellet	6	88	81	-71%	-73%	-76%	-66%
	caldaia a pellet	2	350	ND	17%	ND	-31%	ND
NO _x (g GJ ⁻¹)	camino aperto	15	134	140	168%	180%	196%	225%
	camino chiuso	18	120	113	140%	126%	37%	29%
	stufa tradizionale	15	100	101	101%	103%	53%	70%
	stufa innovativa	15	132	97	65%	21%	93%	38%
	stufa a pellet	6	60	56	-25%	-30%	-28%	0%
	caldaia a pellet	1	129	ND	61%	ND	32%	ND
COVNM (g GJ ⁻¹)	camino aperto	15	1011	893	68%	49%	ND	ND
	camino chiuso	17	548	509	-9%	-15%	23%	20%
	stufa tradizionale	15	243	212	-59%	-65%	-74%	-72%
	stufa innovativa	12	366	287	4%	-18%	-6%	404%
	stufa a pellet	3	17	ND	75%	ND	ND	ND
	caldaia a pellet	20	2	ND	-49%	ND	-41%	ND

Caminetto aperto:

- la media dei dati sperimentali del CO (5048 g GJ⁻¹) è in accordo con i dati di letteratura (5104 g GJ⁻¹) e rimane all'interno dell'intervallo di confidenza proposta dall'AEIG (1000 - 10000 g GJ⁻¹). I valori medi calcolati sui dati sperimentali e quelli della letteratura differiscono solo dell'1% tra di loro, e sono superiore di circa il 25% al valore proposto dall'AEIG 2012 (4000 g GJ⁻¹).
- i dati sperimentali di NO_x, con media 134 g GJ⁻¹, si discostano molto dai dati della letteratura (media pari 45 g GJ⁻¹) e dal valor medio dell'AEIG (50 g GJ⁻¹), pur rimanendo per l'80% delle osservazioni nell'intervallo di confidenza della media riportata nell'AEIG (1000 - 10000 g GJ⁻¹). I dati al di fuori di questo intervallo appartengono tutti alla prova con robinia, già discussa nel capitolo 2.
- i dati sperimentali per COVNM presentano un valor medio (1011 g GJ⁻¹) di circa il 70% superiore al valore suggerito dall'AEIG (600 g GJ⁻¹).

Caminetto chiuso:

Il caminetto chiuso oggetto di sperimentazione è un apparecchio di tipo avanzato, per cui i valori emissivi sono più simili ai risultati per la stufa innovativa che alla stufa tradizionale. In particolare si nota che:

- i dati sperimentali del CO, con media 4471 g GJ^{-1} , sono in accordo con i dati di letteratura (5106 g GJ^{-1}) e dell'AEIG (4000), con scostamenti delle medie che non superano il 12%.
- il valor medio dei dati sperimentali per gli NOx (120 g GJ^{-1}) sono ben al di sopra della media dei valori di letteratura (88 g GJ^{-1}) e dal valore medio proposto dell'AEIG (50 g GJ^{-1}).
- i dati sperimentali per COVNM presentano un valor medio (548 g GJ^{-1}) molto simile al valore suggerito dall'AEIG (600 g GJ^{-1}) e si discostano poco dai dati disponibili in letteratura (447 g GJ^{-1}).

Stufa tradizionale:

- i dati sperimentali del CO (7681 g GJ^{-1}) sono mediamente più alti dei dati di letteratura e in alcuni casi superano il limite superiore dell'intervallo di confidenza proposto dall'AEIG (10000 g GJ^{-1}), con scostamenti della media che raggiungono il 90%. La media dei dati della letteratura (4085 g GJ^{-1}) e la media AEIG (4000 g GJ^{-1}) risultano congruenti fra di loro (non sono congruenti nel caso del confronto con la versione del 2009, in cui era proposto un valor medio di 6000 g GJ^{-1}).
- il valor medio dei dati sperimentali per gli NOx (100 g GJ^{-1}) sono due volte la media riportata nell'AEIG (50 g GJ^{-1}) che a sua volta rimane al di sotto della media dei valori riportati in letteratura (65 g GJ^{-1}). Comunque la variabilità dei dati è all'interno dell'intervallo di confidenza proposta nell'AEIG
- i valori sperimentali per COVNM (243 g GJ^{-1}) sono mediamente più bassi del valore suggerito dall'AEIG (600 g GJ^{-1}).

Stufa innovativa:

- alcuni dati sperimentali relativi al CO sono prossimi al limite superiore dell'intervallo di confidenza proposto dall'AEIG (10000 g GJ^{-1}), spostando verso valori elevati la media dei dati osservati (6232 g GJ^{-1}); si nota che la mediana (5245 g GJ^{-1}) delle osservazioni si avvicina di più al valore proposto dall'AEIG (4000 g GJ^{-1} nella versione 2012). I dati di letteratura presentano una media decisamente più bassa (1951 g GJ^{-1}).
- il valor medio dei dati sperimentali per gli NOx (132 g GJ^{-1}) supera di circa due volte la media dei valori di letteratura (68 g GJ^{-1}) e del 65% la media suggerita nell'AEIG 2012 (80 g GJ^{-1}). Si osservano dei dati sperimentali ben al di sopra dell'intervallo di confidenza superiore proposta nell'AEIG (150 g GJ^{-1}).
- i dati sperimentali relativi ai COVNM (366 g GJ^{-1}) sono in accordo con i dati di letteratura (con media 388 g GJ^{-1} ma con mediana 57 g GJ^{-1}) e dell'AEIG (350 g GJ^{-1} nella versione 2012), con uno scostamento che rimane al di sotto di 10%.

Stufa a pellets (per la stufa a pellets il confronto deve tener conto della relativa scarsa numerosità dei dati sperimentali disponibili):

- per quanto riguarda il CO i dati sperimentali disponibili, pur essendo all'interno dell'ampio intervallo di confidenza proposto dall'AEIG ($10 - 2500 \text{ g GJ}^{-1}$), sono mediamente (88 g GJ^{-1}) nettamente al di sotto della proposta dell'AEIG (300 g GJ^{-1})

- il valor medio dei dati sperimentali per gli NOx (60 g GJ⁻¹) è prossimo alla media dei valori di letteratura (84 g GJ⁻¹), nonché al valore medio proposto nell'AEIG (80 g GJ⁻¹).
- i dati sperimentali dei COVNM presentano una media (17 g GJ⁻¹) superiore a quella suggerita nell'AEIG (10 g GJ⁻¹).

Caldiaia a pellets:

Anche per la caldaia a pellets il confronto deve tener conto della relativa scarsa numerosità dei dati sperimentali disponibili

- i dati sperimentali del CO sono mediamente (350 g GJ⁻¹) vicini della proposta dell'AEIG (300 g GJ⁻¹)
- il valore osservato nella sperimentazione per gli NOx (129 g GJ⁻¹) è superiore sia alla media dei valori di letteratura (97 g GJ⁻¹) che al valore medio proposto nell'AEIG (80 g GJ⁻¹).
- il valore osservato nella sperimentazione per i COVNM (2 g GJ⁻¹) è al di sotto del valore medio suggerito (10 g GJ⁻¹) nell'AEIG, ma è più vicino alla media dei dati di letteratura (4 g GJ⁻¹).

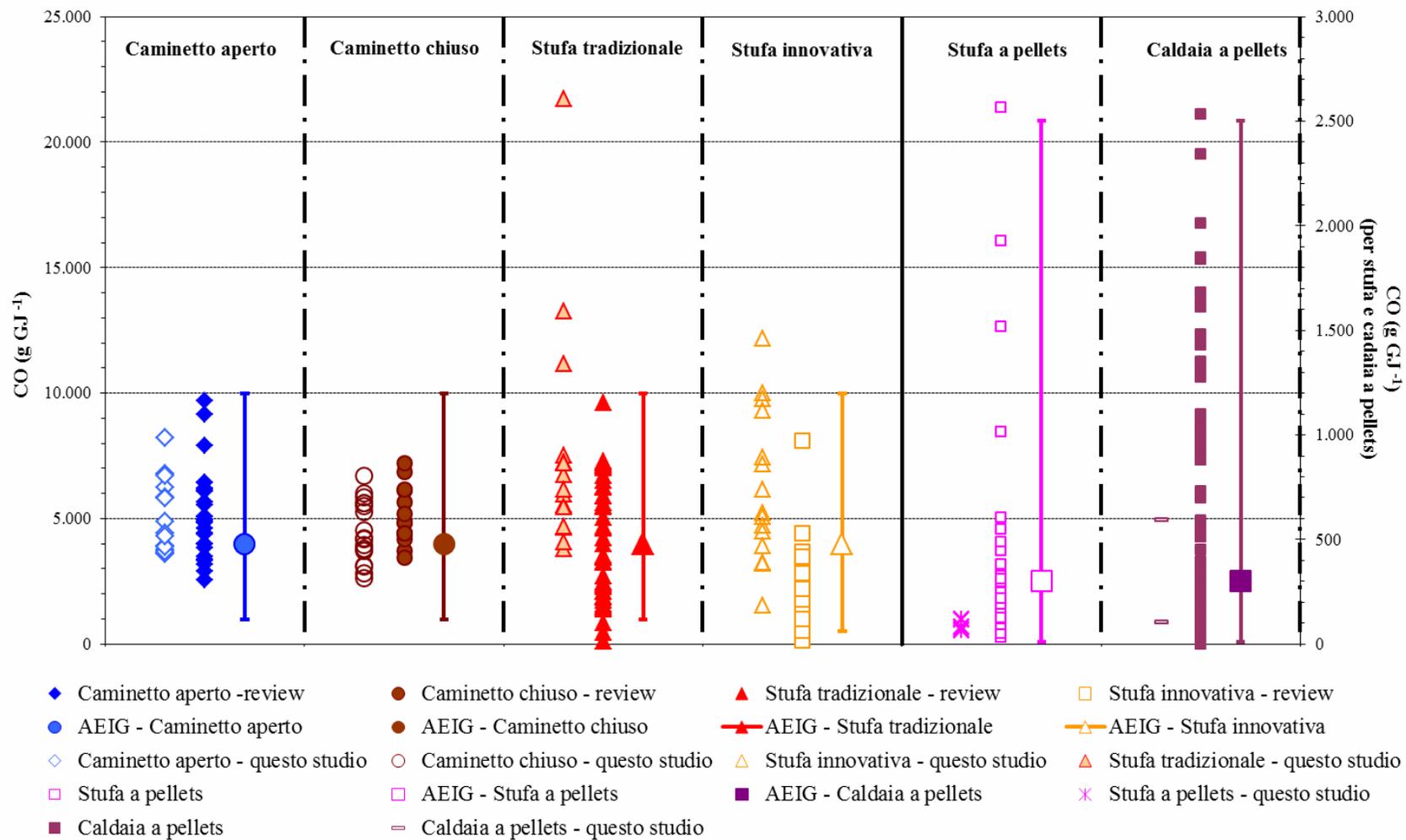


Figura 8_9. Confronto tra dati sperimentali, di letteratura e valori suggeriti dall'AEIG per CO

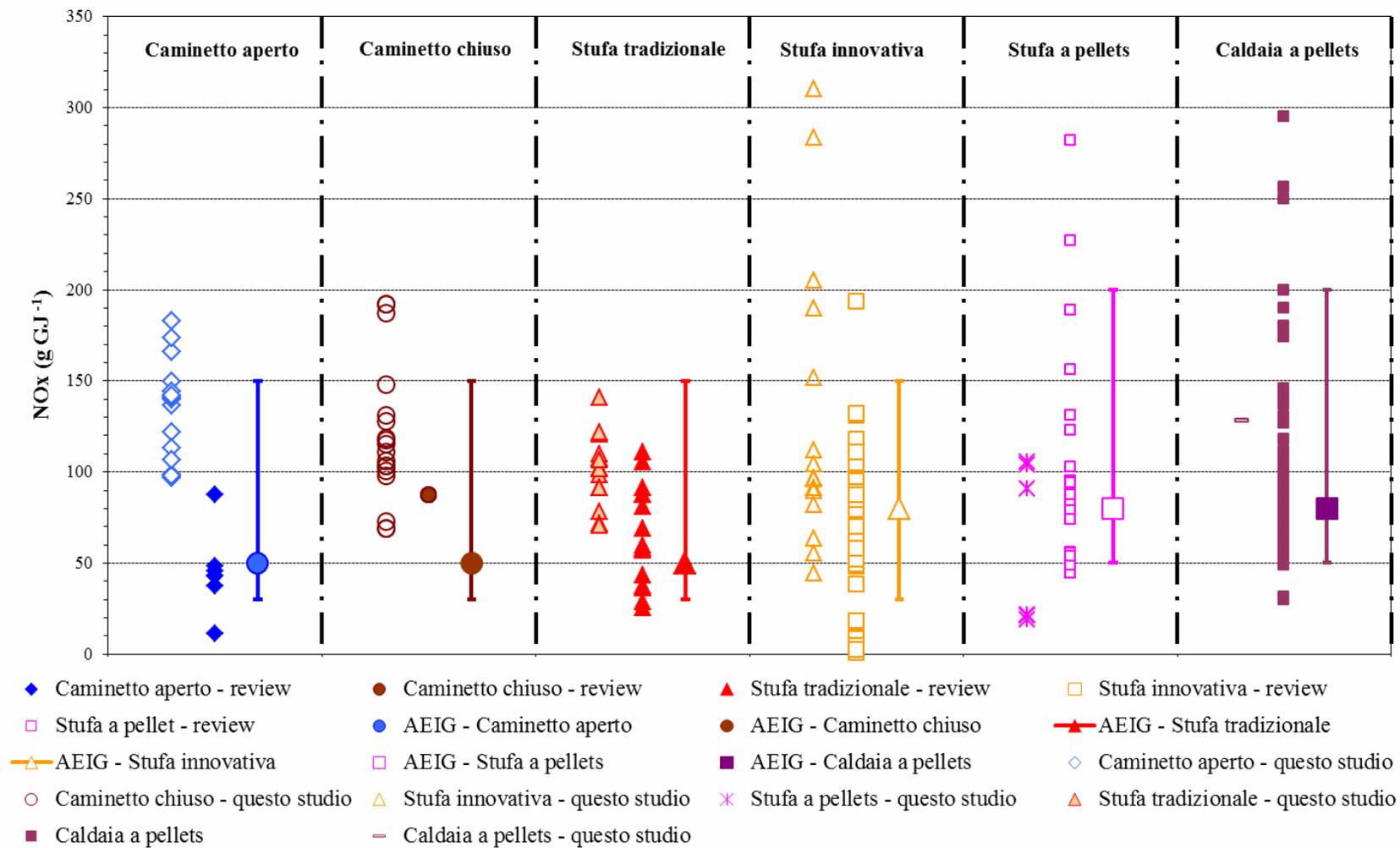


Figura 8_10. Confronto tra dati sperimentali, di letteratura e valori suggeriti dall'AEIG per NOx

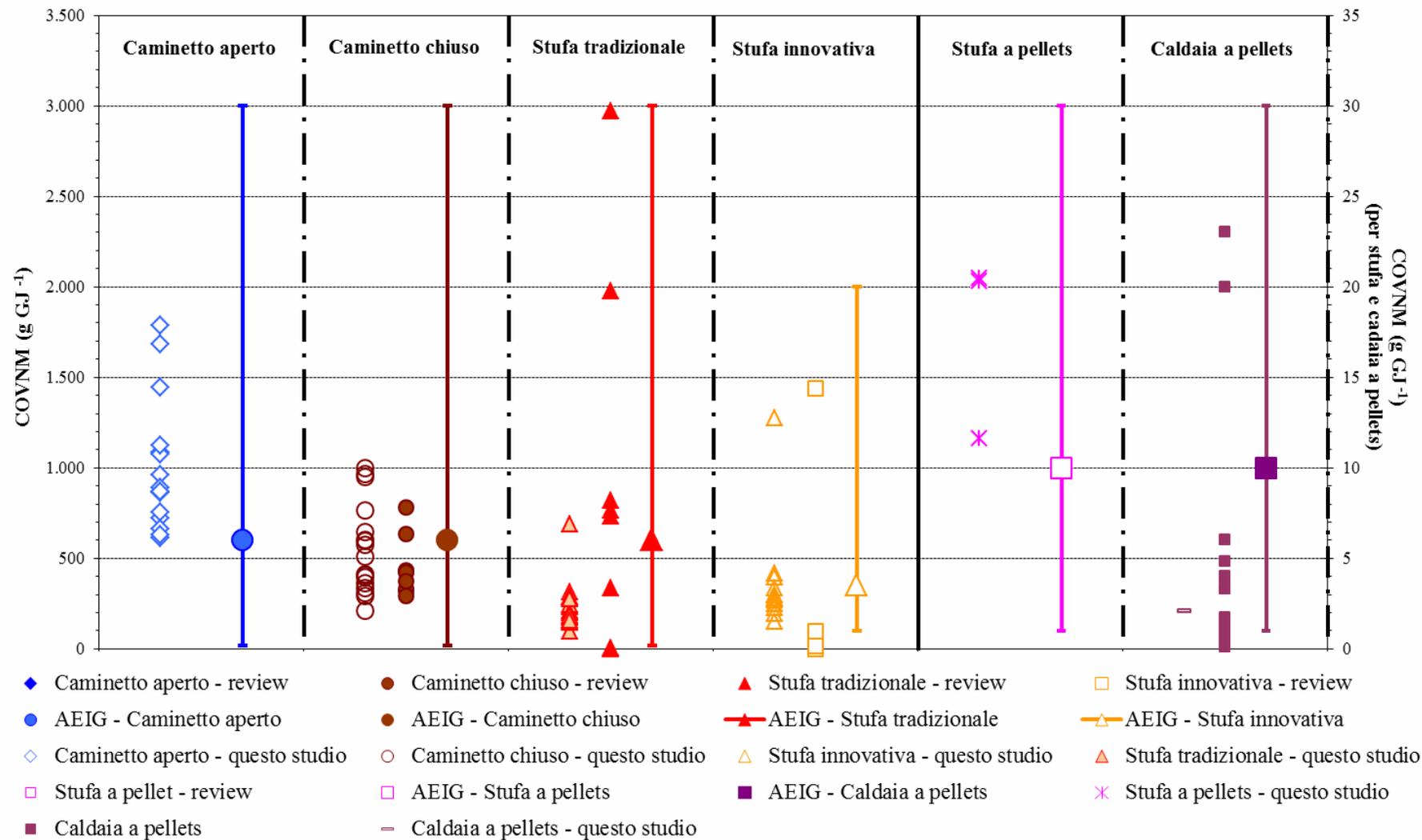


Figura 8_11. Confronto tra dati sperimentali, di letteratura e valori suggeriti dall'AEIG per COVNM

8.3 IPA

Nelle Figure 8_12, 8_13, 8_14, 8_15 e 8_16 sono rappresentati i dati ottenuti nella campagna di misura in confronto con i fattori di emissione proposti dall'AEIG. Come mostrato nella *review* di letteratura, tuttavia, in alcuni casi i valori AEIG non sono del tutto rappresentativi delle misure reperibili in letteratura – in questi casi si sono considerati anche altri elementi nella discussione.

Come si può notare dalla Figura 8_12, gli intervalli dei valori misurati per il caminetto aperto sono molto inferiori ai valori suggeriti dall'AEIG. Risulta in effetti difficile avere ulteriori riscontri, perché in letteratura sul caminetto aperto non vi sono dati misurati che comprendano anche la frazione condensabile (vi sono cioè solo dati che derivano da concentrazioni di IPA nel campione di particolato). Certamente – considerata l'elevata incertezza e la presenza per gli IPA di forti variazioni tra un campionamento e l'altro – sarebbe stato opportuno disporre di un maggior numero di misure.

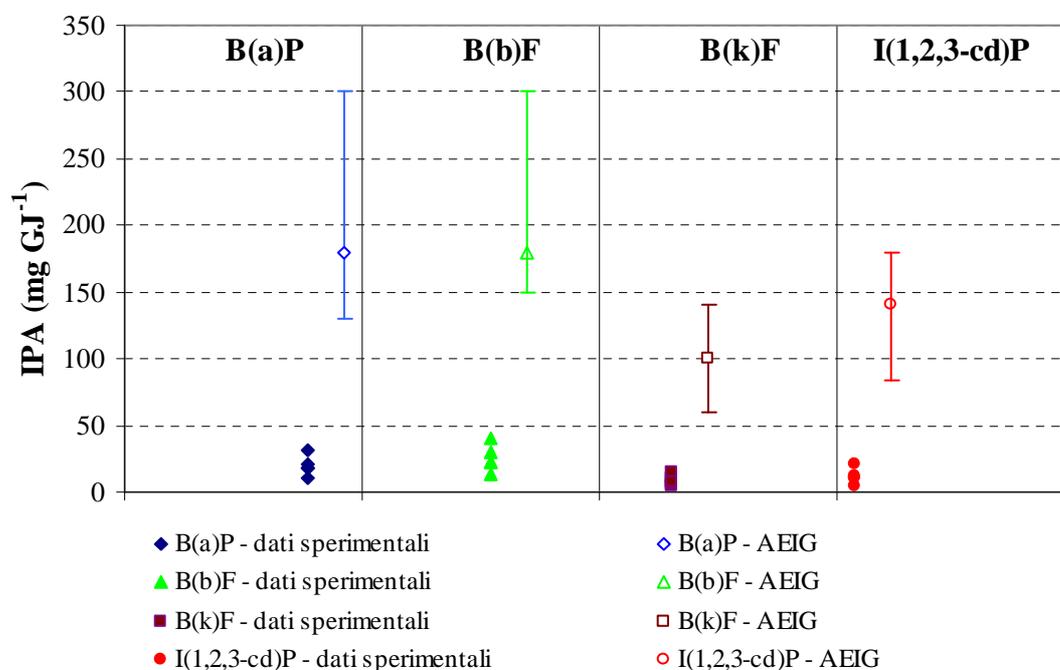


Figura 8_12 – Fattori di emissione di IPA per il caminetto aperto – valori ottenuti nel corso della campagna sperimentale e confronto con i valori dell'AEIG (valore suggerito ed intervallo di confidenza).

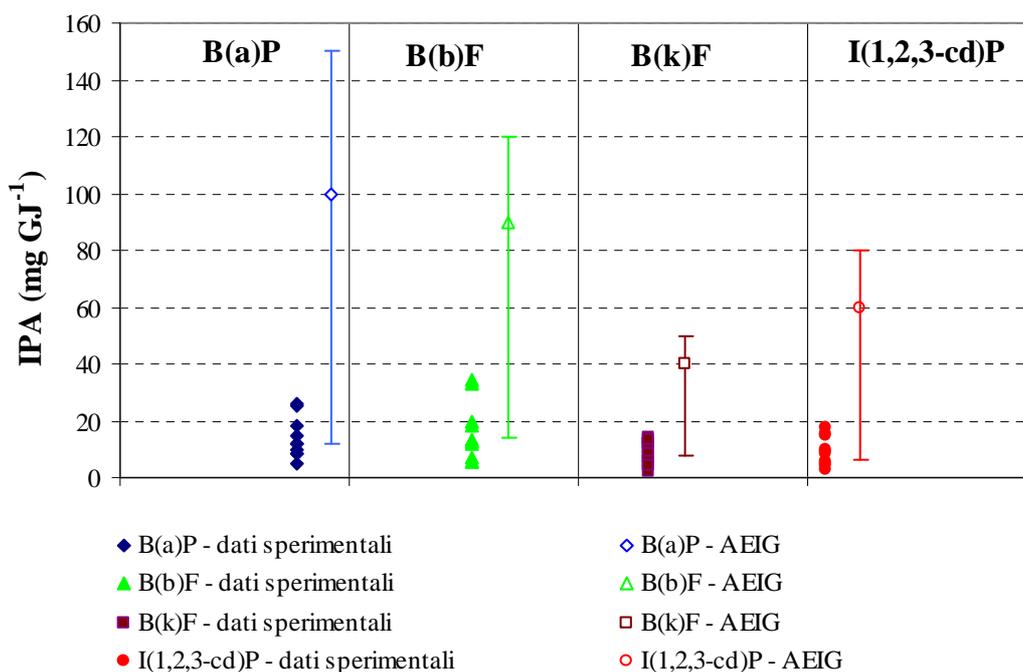


Figura 8_13 – Fattori di emissione di IPA per il caminetto chiuso – valori ottenuti nel corso della campagna sperimentale e confronto con i valori dell’AEIG (valore suggerito ed intervallo di confidenza per la tipologia ‘caminetto avanzato’).

Per il caminetto chiuso, i valori misurati risultano leggermente più bassi dei range suggeriti dall’AEIG, ma congruenti con alcuni dei dati reperibili in letteratura per questa tipologia impiantistica. Decisamente più elevati i valori riscontrati per la stufa tradizionale (Figura 8_14). Elevate concentrazioni di IPA si riscontrano anche per la stufa innovativa; si tratta di dati in linea con quanto già riscontrato nel caso del PM: la campagna di misura effettuata ha riscontrato differenze limitate tra stufa tradizionale ed innovativa.

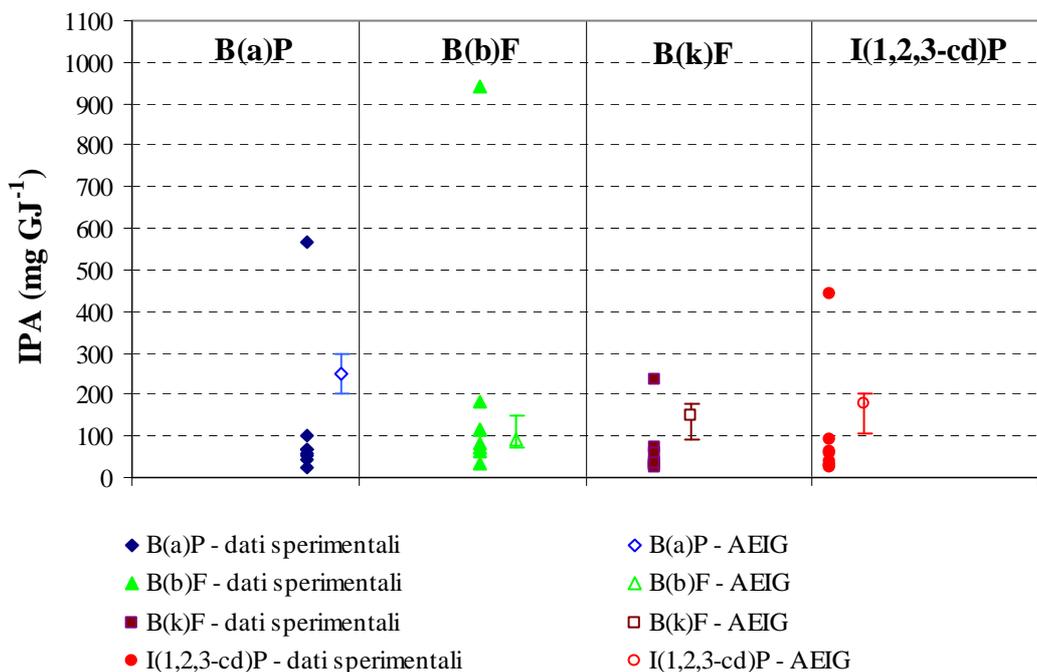


Figura 8_14 – Fattori di emissione di IPA per la stufa tradizionale – valori ottenuti nel corso della campagna sperimentale e confronto con i valori dell’AEIG (valore suggerito ed intervallo di confidenza).

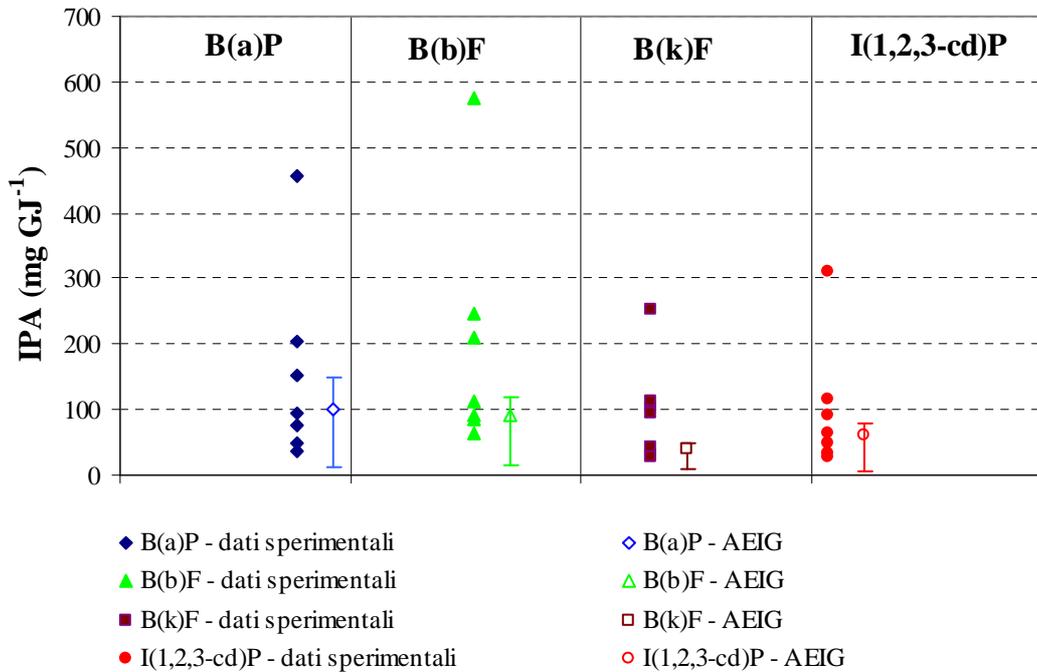


Figura 8_15 – Fattori di emissione di IPA per la stufa innovativa – valori ottenuti nel corso della campagna sperimentale e confronto con i valori dell’AEIG (valore suggerito ed intervallo di confidenza)

I dati sperimentali relativi a stufa e caldaia a pellet sono stati rappresentati sulla medesima figura (Figura 8_16), sia perché l'AEIG non differenzia tra le due tipologie, sia perché il numero di dati da rappresentare è limitato (sono disponibili in totale 4 misure). Si noti che la figura è in scala logaritmica, per consentire di rappresentare le concentrazioni misurate, che sono particolarmente basse soprattutto per la caldaia a pellet.

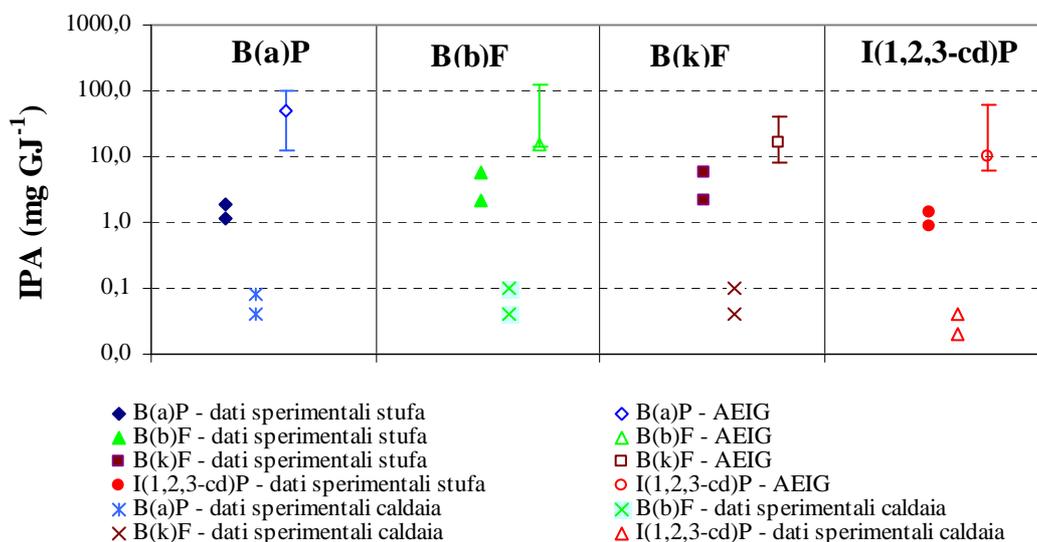


Figura 8_16 – Fattori di emissione di IPA per stufa e caldaia a pellet – valori ottenuti nel corso della campagna sperimentale e confronto con i valori dell'AEIG (valore suggerito ed intervallo di confidenza)

9. STIMA DELLE EMISSIONI DALLA COMBUSTIONE DOMESTICA DELLA BIOMASSA

Sulla base delle indicazioni acquisite dalle campagne di misura sperimentali e dalla valutazione critica dei valori più attendibili attualmente proposti dalla letteratura, si individuano fattori di emissione ottimali che, associati alla stima dei consumi di biomasse, consentono di valutare le emissioni complessive attese attualmente da questo importante settore di attività.

9.1. INDIVIDUAZIONE DEI FATTORI DI EMISSIONE OTTIMALI

La scelta del fattore di emissione è un argomento molto complesso; in linea teorica, essa dovrebbe essere fondata su statistiche che – seppure con un certo margine di incertezza – individuino le diverse tecnologie e stimino le emissioni medie basandosi su un sufficiente set di misure. In pratica questo non è possibile in settori, come quello della combustione della legna, per i quali le emissioni hanno carattere diffuso, non vi sono statistiche sulle caratteristiche tecnologiche degli impianti, e vi sono pochi dati di misura. La campagna sperimentale oggetto del presente studio ha in tal senso sicuramente aggiunto una buona base informativa, ma non ancora sufficiente a fondare la scelta del fattore di emissione esclusivamente su una statistica dei dati di misura. Questo per diversi motivi, già trattati nei paragrafi precedenti, e che possono essere sintetizzati come segue:

- incertezza relativa all'effettiva rappresentatività degli apparecchi testati rispetto al parco impiantistico medio in uso;
- insufficiente quantità di dati;
- problematiche specifiche della campagna sperimentale, quali la scarsa umidità della legna rispetto alla media utilizzata nella realtà italiana, sperimentazione con cicli di combustione diversi da quelli reali (p. es.: nel caso del caminetto aperto, ecc.).

In questo contesto la scelta dei fattori di emissione è fondata essenzialmente sul cosiddetto “expert judgement” (EEA, 2010), mirato a scegliere fattori di emissione il più possibile rappresentativi, basandosi su tutte le informazioni disponibili.

Si propongono di seguito le argomentazioni a sostegno della scelta dei diversi fattori di emissione, con l'intervallo di variazione inteso come indicatore del margine di incertezza residuo.

I valori medi proposti non dipendono dal tipo di essenza legnosa in quanto, come visto al capitolo 6, per PM, COVNM e B(a)P non si è rilevata una differenza statisticamente significativa nei fattori di emissione relativi alle diverse essenze legnose. Per NOx e CO si è rilevato un effetto dell'essenza legnosa, ma di difficile interpretazione e nel complesso secondario rispetto ad altri fattori che influiscono sull'incertezza e la variabilità dei dati.

9.1.1 Materiale particolato

Nella Tabella 9_1 sono riportati i fattori di emissione di PM ed i relativi intervalli di incertezza, in confronto ai valori attualmente proposti dall'Atmospheric Emission Inventory Guidebook (AEIG).

Tabella 9_1 – Fattori di emissione PM (g GJ^{-1}) e intervallo di variazione

	AEIG			Proposta del presente studio		
	Valore medio	Intervallo di confidenza		Valore medio	Intervallo di variazione	
		min	max		min	max
Caminetto aperto	900	540	1,256	900	540	1,256
Caminetto chiuso				400	200	700
Caminetto	900	540	1,256			
Caminetto chiuso avanzato	250	70	260			
Stufa tradizionale	848	509	1,183	500	300	900
Stufa innovativa	251	69	262	400	200	700
Stufa a pellet	80	69	251	80	70	150

Per quanto riguarda il caminetto aperto, come già rilevato, le prove eseguite nel corso della campagna sperimentale hanno utilizzato un ciclo di combustione più simile ad un ciclo di certificazione che ad un ciclo reale. Questo fattore – unitamente alla già citata bassa umidità della legna, ed alla presenza di alcuni cicli di campionamento più brevi di quelli reali – fa sì che non si ritenga di proporre una variazione rispetto ai valori attualmente proposti dall'AEIG.

Per il caminetto chiuso, viene introdotta una riduzione del fattore di emissione (rispetto al valore medio delle due tipologie indicate dall'AEIG, 'caminetto' e 'caminetto chiuso avanzato'), che pure è mantenuto superiore ai valori ottenuti nella campagna sperimentale, per i fattori già menzionati.

Per la stufa a pellet si sono mantenuti i medesimi valori dell'AEIG, considerando anche il fatto che le prove sono state effettuate in condizioni di massimo carico. Infatti, pur se è vero che per gli apparecchi automatici è inferiore la differenza tra emissioni da ciclo reale ed emissioni in fase di certificazione, una differenza comunque esiste, come mostrato nel capitolo relativo all'analisi dei dati di letteratura – anche rispetto alle fasi di carico parziale dell'apparecchio. I dati di misura relativi alla caldaia a pellet non sono stati considerati, perché scarsamente rappresentativi della realtà italiana degli apparecchi a pellet, caratterizzata in ambito civile da apparecchi di piccole dimensioni.

Un discorso a parte meritano le stufe a legna. Infatti, per la stufa 'avanzata' i valori misurati nella sperimentazione portano ad aumentare i precedenti i fattori di emissione medi rispetto a quelli medi indicati dall'AEIG; viceversa si propone una forte riduzione per la stufa tradizionale, che si avvicina a valori simili a quelli della stufa avanzata. Questo fattore, che indurrebbe a considerare limitato l'effetto di un eventuale rinnovo del parco impiantistico, andrebbe verificato rispetto alla reale rappresentatività del modello di stufa avanzata utilizzato nella sperimentazione.

Per quanto riguarda la distinzione tra le diverse frazioni di PM (PM_{2.5}/PM, PM₁₀/PM), i campionamenti effettuati da SSC si riferiscono ad un ciclo di certificazione. Da questo

punto di vista, tutte le fonti di letteratura consultate concordano nella forte influenza delle fasi di combustione transitorie sulla distribuzione dimensionale del particolato. Non si ritiene quindi che la campagna di misura effettuata abbia introdotto elementi aggiuntivi che debbano indurre una variazione nel fattore di conversione $PM_{10}/PM - PM_{2.5}/PM$ definiti in letteratura.

9.1.2 CO, COVNM, NO_x

I valori dei fattori di emissione proposti per CO, COVNM e NO_x sono riportati in Tabella 9_2. La scelta dei valori è stata fatta, anche in questo caso, considerando non solo i risultati della campagna sperimentale, ma anche i valori proposti dall'AEIG e la *review* di letteratura.

Nel caso del CO, i dati sperimentali descritti nei capitoli precedenti sono stati proposti come fattori di emissione medi italiani nel caso dei caminetti (seppure con un lieve aumento nel caso dei caminetti aperti). Viceversa, nel caso delle stufe si è proposto un fattore di emissione inferiore ai dati sperimentali, che risultano eccessivamente elevati rispetto agli altri riferimenti disponibili. Questa scelta è motivata anche dalla necessità di mantenere una congruenza relativa fra i fattori di emissione medi dei diversi apparecchi; inoltre, sulla base delle caratteristiche della combustione, e tenendo conto dello sviluppo tecnologico occorso negli ultimi anni, i livelli molto alti di CO misurati, in particolare per la stufa avanzata, sembrano eccessivamente penalizzanti se assunti come dato medio di tutto il parco impiantistico delle stufe italiane.

Il fattore di emissione delle stufe a pellet è stato decisamente ridotto rispetto ai valori proposti dall'AEIG, in linea con i dati del presente studio e con i riferimenti in letteratura.

Per i COVNM, si sono mantenuti gli stessi criteri di scelta, riproponendo i dati della campagna sperimentale per i camini e - diversamente da quanto fatto per il CO - considerando un valore più elevato per le stufe: da notare che in questo caso i dati sperimentali sono risultati molto più bassi di quelli reperiti nella letteratura scientifica.

I fattori di emissione di NO_x sono risultati nel corso della campagna sperimentale lievemente superiori al riferimento AEIG; non si rilevano differenze sostanziali tra le diverse tipologie impiantistiche, e si è quindi adottato per tutte il medesimo fattore di emissione.

Tabella 9_2 – Fattori di emissione CO, COVNM e NOx (g GJ⁻¹) e intervallo di variazione

		AEIG			Proposta del presente studio		
		Valore medio	Intervallo di confidenza min max		Valore medio	Intervallo di variazione min max	
CO (g GJ ⁻¹)	Caminetto aperto	6000	4000	6500	5000	3000	7000
	Caminetto chiuso				4000	2000	6000
	Caminetto	6000	4000	6500			
	Caminetto chiuso avanzato	4500	300	5000			
	Stufa tradizionale	6000	4000	6500	5000	3000	7000
	Stufa innovativa	3000	300	5000	4000	2000	6000
	Stufa a pellet	500	300	5000	150	50	500
COVNM (g GJ ⁻¹)	Caminetto aperto	1300	780	1500	1000	500	1500
	Caminetto chiuso				500	200	1000
	Caminetto	1300	780	1500			
	Caminetto chiuso avanzato	450	20	500			
	Stufa tradizionale	1200	700	1500	300	200	500
	Stufa innovativa	250	20	500	300	200	800
	Stufa a pellet	20	10	500	15	10	30
NOx (g GJ ⁻¹)	Caminetto aperto	50	30	70	100	50	150
	Caminetto chiuso						
	Caminetto	50	30	70	100	50	150
	Caminetto chiuso avanzato	90	50	150	100	50	150
	Stufa tradizionale	50	30	150	100	50	150
	Stufa innovativa	90	50	150	100	50	150
	Stufa a pellet	90	50	150	100	50	150

9.1.3 IPA e diossine

Gli idrocarburi policiclici aromatici sono caratterizzati, come evidenziato nei capitoli precedenti, da un'incertezza molto superiore a quella del PM; anche i dati di letteratura disponibili sono in numero molto inferiore, soprattutto per alcune tipologie impiantistiche. Per questo motivo si è preferito, in generale, non variare eccessivamente i fattori di emissione medi proposti dall'AEIG, ed eventualmente ampliare l'intervallo di variazione. Si sono proposti dei fattori di emissione esclusivamente per il benzo(a)pirene, considerato come indicatore anche per gli altri IPA.

Le misure effettuate nei caminetti aperti hanno indicato valori medi di un ordine di grandezza inferiori da quelli suggeriti dall'AEIG (p. es. per il benzo(a)pirene: 20 mg GJ⁻¹ di media contro i 180 mg GJ⁻¹ suggeriti dall'AEIG). Si tratta tuttavia solo di cinque misure, effettuate su cicli di combustione ad alimentazione regolare e con essenze legnose molto secche. D'altro canto, non è possibile trovare riscontri sui valori medi misurati in letteratura, perchè gli unici dati disponibili escludono la frazione semi-condensabile.

Per questi motivi, si è preferito proporre un fattore di emissione inferiore, pari a 130 mg GJ⁻¹, e ampliare l'intervallo di variazione: va rilevato tuttavia che su questo punto sarebbero utili ulteriori approfondimenti.

Un elemento da rimarcare è che sia la stufa a legna tradizionale che la stufa a legna innovativa si caratterizzano per emissioni più elevate rispetto al caminetto chiuso, e presentano emissioni di ordini di grandezza simili. Si è ritenuto di variare di conseguenza il

fattore di emissione suggerito, attribuendo il medesimo fattore di emissione a stufa tradizionale ed innovativa, pur con differenti intervalli di variazione. Sono stati anche ampliati gli intervalli di variazione.

Per quanto riguarda la stufa a pellet, sia i dati di letteratura sia le misure effettuate si collocano nei livelli inferiori dell'intervallo proposto dall'AEIG, che è stato conseguentemente ridotto nei suoi valori minimi e massimi.

Come sottolineato in precedenza, la presente campagna sperimentale ha effettuato solo due misure di PCDD/F, su un singolo apparecchio e per un ciclo di combustione a regime. Si sono quindi utilizzati direttamente i fattori di emissione proposti dall'AEIG, utilizzando la tipologia 'caminetto chiuso avanzato' dell'AEIG per il fattore di emissione del caminetto chiuso.

Tabella 9_3 Fattori di emissione benzo(a)pirene (mg GJ⁻¹) e PCDD/F (ng I-TEQ GJ⁻¹) e intervallo di variazione

		AEIG			Proposta del presente studio		
		Valore medio	Intervallo di confidenza min max		Valore medio	Intervallo di variazione min max	
B(a)P (mg GJ⁻¹)	Caminetto aperto	180	130	300	130	20	300
	Caminetto chiuso				100	12	150
	Caminetto	180	130	300			
	Caminetto chiuso avanzato	100	12	150			
	Stufa tradizionale	250	150	300	150	12	300
	Stufa innovativa	100	12	150	150	12	150
	Stufa a pellet	50	12	100	25	2	50
PCDD/F (ng I-TEQ GJ⁻¹)	Caminetto aperto	800	500	1.000	800	500	1.000
	Caminetto chiuso	300	30	500	300	30	500
	Stufa tradizionale	800	500	1.000	800	500	1.000
	Stufa innovativa	300	30	500	300	30	500
	Stufa a pellet	50	30	500	50	30	500

9.2. STIMA DEI CONSUMI DI BIOMASSA

Nell'ambito dell'attività di ricerca si sono stimate le emissioni inquinanti dalla combustione della biomassa in due contesti territoriali, quello italiano e quello lombardo.

Negli inventari delle emissioni i quantitativi di inquinanti emessi sono calcolati a partire dall'equazione:

$$E_k = \sum_i F_{ik} \cdot A_i \quad (9.1)$$

dove:

i = tipo di apparecchio (caminetto aperto, caminetto chiuso, stufa tradizionale, stufa innovativa, stufa a pellet)

$F_{i,k}$ = fattore di emissione per l'inquinante k nell'apparecchio di tipo i

A_i = quantità di biomassa legnosa consumata nell'apparecchio di tipo i

Per la stima delle emissioni provenienti dalla combustione delle biomasse è quindi necessario disporre, oltre che del fattore di emissione appropriato, di un'adeguata stima dei quantitativi di legna utilizzati, dato anche questo affetto da margini di incertezza.

Nei paragrafi 9.2.1. e 9.2.2. saranno specificamente analizzati i consumi di biomassa legnosa rispettivamente in Italia ed in Lombardia.

9.2.1. Consumi di biomasse legnose in Italia

La legna utilizzata in ambito domestico proviene da diverse filiere di produzione e commercializzazione; di conseguenza non sono disponibili statistiche affidabili sui dati di consumo, che non corrispondono alle vendite registrate dai canali ufficiali. L'argomento ha suscitato negli ultimi anni un crescente interesse, correlato alla rilevanza delle emissioni provenienti dalla combustione della legna.

Diverse sono state le stime sui consumi di legna effettuate a livello nazionale:

- indagine ENEA - CIRM, nel 1997 (Gerardi et al., 1998).
- indagine ENEA- ATESIA, nel 1999 (Gerardi e Perrella, 2001)
- indagine ARPA Lombardia – APAT - CRA, nel 2006 (ARPA Lombardia, 2007)
- indagine ISPRA, nel 2012 (ISPRA, 2012)

In figura 9_1 è riportato il confronto tra i consumi totali stimati nelle prime tre indagini.

I dati complessivi dell'ultima indagine effettuata da ISPRA sui consumi di legna a scala nazionale non sono ancora disponibili, mentre è disponibile la ripartizione dei consumi per tipo di apparecchio (ISPRA, 2012).

Seppure condotte con metodologie diverse e in anni diversi, questi studi hanno confermato l'elevato consumo di biomasse legnose nel settore domestico.

Per una comparazione tra i risultati ottenuti nelle indagini, è necessario evidenziare che i campioni di riferimento non sono in realtà direttamente paragonabili tra loro: la prima indagine, infatti, si riferisce ad un universo famiglie di 1727 unità contro le 6000 famiglie della seconda indagine ENEA e le 5000 dell'indagine ARPA Lombardia-APAT-CRA.

Va inoltre considerato che la stima può variare anche in base alle esigenze termiche della stagione, determinate dalle temperature medie.

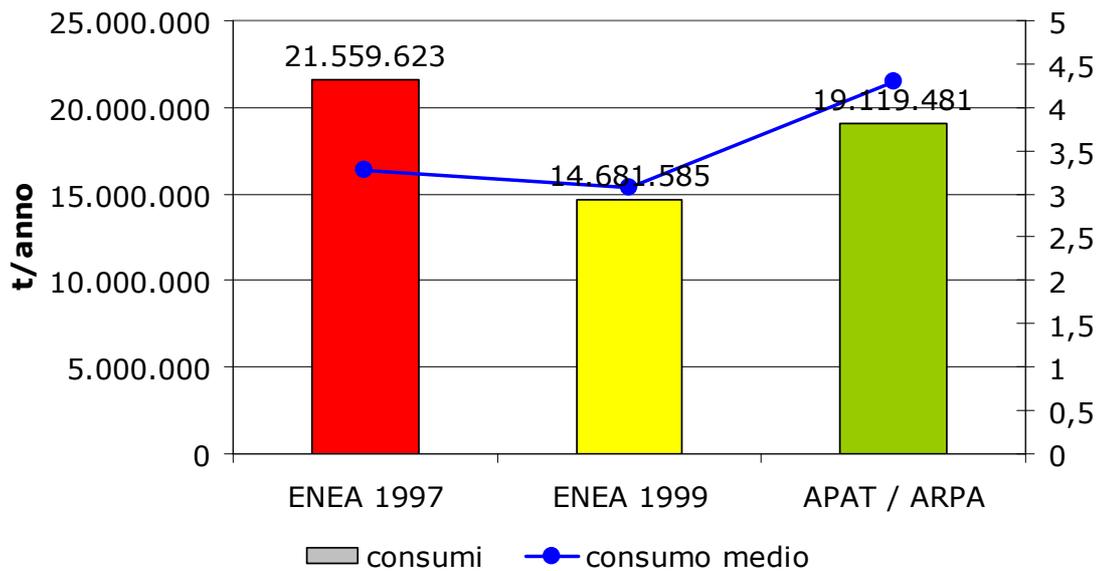


Figura 9_1 – Confronto fra i consumi nazionali (t anno⁻¹) e consumi medi per abitazione (t abitazione⁻¹ anno⁻¹) nelle tre indagini (Fonte: ARPA Lombardia, 2007).

Ai fini della stima, si è quindi considerato il valore nazionale di consumo di biomasse legnose stimato nell'indagine ARPA-APAT-CRA del 2006, pari a 19 milioni di tonnellate. La ripartizione del consumo per tipo di apparecchio si basa su una stima preliminare comunicata da ISPRA, mostrata nella Figura 9_2. Da notare come pur se l'Italia è considerata il primo mercato europeo per le stufe a pellet ed uno dei maggiori consumatori, secondo le stime ISPRA il pellet copre a livello nazionale solo il 3.5% dei consumi nel settore residenziale.

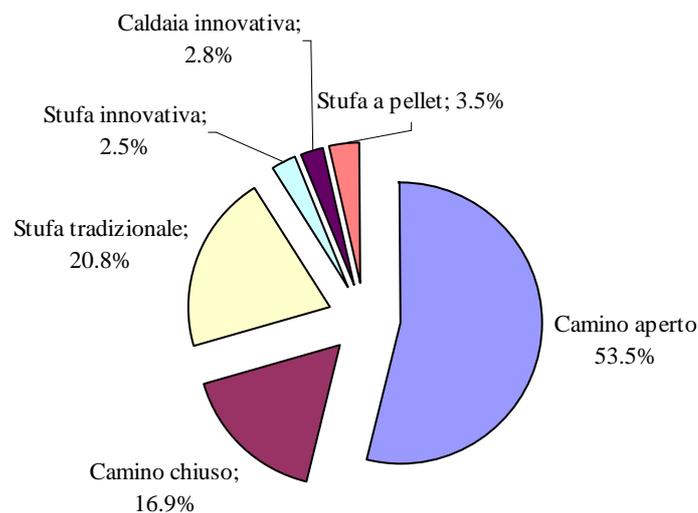


Figura 9_2 - Ripartizione dei consumi di biomassa per tipologia di apparecchio, anno 2012 (Fonte: ISPRA, 2012)

9.2.2. Consumi di biomasse legnose in Lombardia

La più recente stima dei consumi di biomassa legnosa in Lombardia è stata effettuata nella stagione 2007/2008 mediante il metodo CATI (Computer Aided Telephone Interview); l'indagine è compiutamente descritta in Pastorello et al. (2011).

Un campione di 18.085 famiglie, residenti nelle 11 province della Lombardia, è stato costruito scegliendo in modo casuale nell'elenco telefonico. Si è utilizzato un metodo stratificato a due stadi: l'unità statistica primaria è costituita dal Comune, mentre l'unità secondaria sono le famiglie residenti. I comuni sono stati poi aggregati in 50 celle omogenee: l'omogeneità delle celle è stimata sulla base di una serie di variabili che avevano dimostrato in precedenza di essere variabili *proxy* adeguate per l'analisi (altitudine, struttura del comune, consumo di legna stimato nel corso delle indagini precedenti). In ciascuna unità, le famiglie sono state ulteriormente stratificate sulla base del numero di componenti il nucleo familiare e la dimensione dell'abitazione.

Per stimare il consumo complessivo di legna, si sono considerate solamente le famiglie che hanno dichiarato di 'accendere il fuoco' almeno cinque volte l'anno: infatti, indagini precedenti avevano dimostrato l'impatto marginale dei consumatori occasionali, che non sono tra l'altro in grado di produrre stime affidabili dei propri consumi.

Seguendo le categorie definite dall'ISTAT, i comuni sono stati suddivisi in tre categorie (di montagna, pianura e collina) in relazione alla quantità di rilievi ed all'altitudine (colline oltre i 300 m slm e montagne oltre i 600 m slm).

L'indagine ha stimato un consumo di biomasse per uso domestico pari a 1.57 Mt all'anno. L'elevato numero di interviste ha consentito di limitare gli errori statistici: l'intervallo di confidenza al 95% è compreso tra 1.42 e 1.72 Mt a⁻¹.

Il riscaldamento a biomassa è utilizzato in 598.000 abitazioni (il 16.4%); tra queste il 71.4% ha dichiarato di 'accendere il fuoco' almeno cinque volte l'anno, ed è stato quindi considerato nelle analisi successive. Il consumo medio di legna è di 3.68 tonnellate all'anno per abitazione, con un intervallo di confidenza di 3.46-3.90 t a⁻¹; nel 97% l'utilizzo di biomassa avviene solo nell'abitazione principale, nell'1.7% solo in quella secondaria e per la restante parte in entrambe.

Come prevedibile il consumo è più elevato nelle aree montuose, dove il 34% delle abitazioni usa regolarmente un apparecchio a biomassa per il riscaldamento. La percentuale decresce in collina e nelle aree di pianura rispettivamente al 14.3% ed al 7.1%. In Tabella 9_4 sono presentati i dati di utilizzo su base provinciale: la distribuzione territoriale mostra la prevalenza di apparecchi nelle province che comprendono aree di montagna, in particolare Sondrio (45.2%), Brescia (20.7%), Lecco (18.4%) e Bergamo (17.1%). La provincia di Milano presenta la più bassa penetrazione del riscaldamento a biomassa (3.2%)

Tabella 9_4 – Consumo provinciale di biomassa in Lombardia (Fonte: Pastorello et al., 2011)

PROVINCIA	Utilizzatori	Consumo	95% intervallo di confidenza consumi [t a ⁻¹ abitazione ⁻¹]	Consumo complessivo	95% intervallo di confidenza consumi complessivi [kt a ⁻¹]
	[%]	[t a ⁻¹ abitazione ⁻¹]		[kt a ⁻¹]	
Bergamo – BG	17.1	3.66	3.12 - 4.21	242	186 - 299
Brescia – BS	20.7	4.12	3.52 - 4.73	386	283 - 489
Como – CO	15.4	2.86	2.31 - 3.40	92	72 - 112
Cremona - CR	17.3	3.75	3.11 - 4.39	88	75 - 101
Lecco – LC	18.4	3.26	2.43 - 4.09	79	60 - 97
Lodi – LO	14.6	3.79	2.30 - 5.29	43	29 - 57
Mantova - MN	13.7	4.91	3.63 - 6.20	98	61 - 135
Pavia – PV	10.3	4.68	3.48 - 5.88	102	65 - 139
Sondrio – SO	45.2	4.77	3.90 - 5.65	159	130 - 188
Varese – VA	16.5	3.09	2.61 - 3.58	164	127 - 201
Milano - MI	3.2	2.45	2.04 - 2.87	117	88 - 145
Totale	11.5	3.68	3.46 - 3.90	1.570	1.420 - 1.720

In Figura 9_3 sono riportati i consumi per abitazione distinti per fascia altimetrica e classe dimensionale del Comune: si può notare come negli insediamenti più piccoli si riscontrano consumi nettamente più elevati.

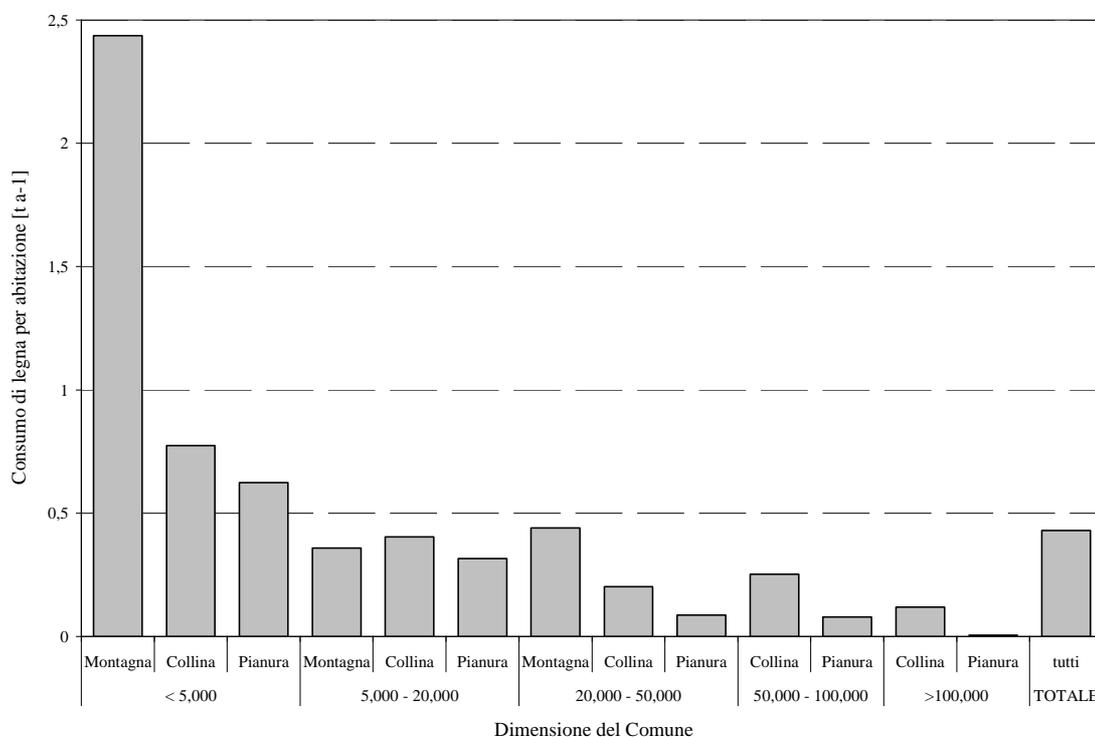


Figure 9_3 – Consumo di legna per abitazione per 3 tre classi di altitudine (montagna, collina, pianura) e classe dimensionale del Comune (Fonte: Pastorello et al., 2011)

In Lombardia la biomassa è generalmente utilizzata più per il riscaldamento domestico che per gli usi di cucina: 56.4% delle abitazioni effettua solo utilizzo per riscaldamento, 3.2% solo per la cucina ed il 38.4% sia per la cucina sia per il riscaldamento.

Circa un quarto (23.3%) degli intervistati ha dichiarato che intende utilizzare di più la biomassa nei prossimi anni. I principali motivi adottati per l'uso della biomassa sono: economici (60%), che 'riscalda meglio' (28%) e per motivi estetici (27.5%).

Nelle 427.000 abitazioni che fanno uso frequente di biomassa vi sono 683.000 apparecchi, includendo i forni a legna ed i barbecue. Ne risulta una media di 1.6 apparecchi per abitazione (1.54 nelle aree montane, 1.71 in collina e 1.58 in pianura).

In Tabella 9_5 è mostrata la suddivisione degli apparecchi per tipologia. I dispositivi tradizionali (caminetto chiuso, caminetto aperto e stufa tradizionale) costituiscono i tre quarti degli apparecchi in uso, mentre la percentuale di penetrazione delle stufe innovative e delle stufe a pellet è molto bassa (5% ciascuna). Come verrà illustrato nel capitolo 12, tuttavia, il dato relativo al pellet è in forte crescita negli ultimi anni.

Circa un quarto (24.4%) delle abitazioni possiede ed utilizza un barbecue ed il 5.2% un forno a legna.

Tabella 9_5 – Numero di apparecchi e consumo di biomassa per tipologia di apparecchio (Fonte: Pastorello et al., 2011)

	Numero di apparecchi [migliaia]	Percentuale di apparecchi sul totale [%]	Consumo di legna [kt anno ⁻¹]
Caminetto aperto	162	23.7	309
Stufa tradizionale	177	25.9	382
Caminetto chiuso	149	21.9	687
Stufa automatica a pellet	32.5	4.8	122
Stufa innovativa	34.2	5.0	47.0
Forno a legna	22.6	3.3	8.0
Barbecue	106	15.5	16.5
TOTALE	683	100	1,57

9.3. STIMA DELLE EMISSIONI

9.3.1. Stima delle emissioni di macroinquinanti in Italia: PM, CO, NOx, COVNM

In Tabella 9_6 è riportata la stima delle emissioni di PM, CO, NOx e COVNM dalla combustione domestica della biomassa in Italia, e l'intervallo di variazione relativo. In assenza di una quantificazione dell'incertezza per i consumi di biomassa, l'intervallo di variazione è stato calcolato solo in relazione ai fattori di emissione. Per la caldaia innovativa – non considerata dal presente studio sperimentale – si sono assunti i medesimi fattori di emissione della stufa innovativa; nelle tabelle che seguono stufa e caldaia innovativa sono state pertanto accorpate in un'unica categoria. In Tabella 9_7 ed in Figura 9_4 è mostrato il contributo delle diverse tipologie di apparecchi alle emissioni totali.

Tabella 9_6 – Emissioni di PM, NOx e COVNM in Italia dalla combustione domestica della biomassa (kt a⁻¹)

	Consumi di legna	PM	NOx	NMVOC	CO
	kt a ⁻¹	kt a ⁻¹			
Camino aperto	10.234	110	13	128	640
Stufa tradizionale	3.985	24	5,0	15	249
Camino chiuso	3.227	15	4,0	20	161
Stufa innovativa	1.011	4,8	1,3	3,8	51
Stufa a pellet	662	0,83	0,83	0,12	1,2
TOTALE	19.120	155	24	167	1.102
Intervallo di variazione		91-233	12-36	85-268	640-1.566

Tabella 9_7 – Ripartizione delle emissioni di PM, NOx e COVNM in Italia dalla combustione domestica della biomassa, per tipo di apparecchio (%)

	Consumi di legna	PM10	NOx	NMVOC	CO
Camino aperto	54%	71%	54%	77%	58%
Stufa tradizionale	21%	15%	21%	9%	23%
Camino chiuso	17%	10%	17%	12%	15%
Stufa innovativa	5%	3%	5%	2%	5%
Stufa a pellet	3%	1%	3%	0%	0%
TOTALE	100%	100%	100%	100%	100%

Come si può notare, per tutti i macroinquinanti considerati il caminetto aperto è responsabile di più del 50% delle emissioni; il secondo apparecchio per importanza delle emissioni è costituito dalla stufa tradizionale. Stufa tradizionale e caminetto aperto sono complessivamente responsabili dell'86% delle emissioni di PM e COVNM e dell'81% delle emissioni di CO. Il contributo delle stufe a pellet è praticamente irrilevante – inferiore allo 0.6% per tutti i macroinquinanti, con la sola eccezione degli NOx.

In Figura 9_5 sono riportati anche gli intervalli di variazione delle emissioni, determinati sulla base degli intervalli di variazione dei fattori di emissione illustrati nelle Tabelle 9_1 e 9_2.

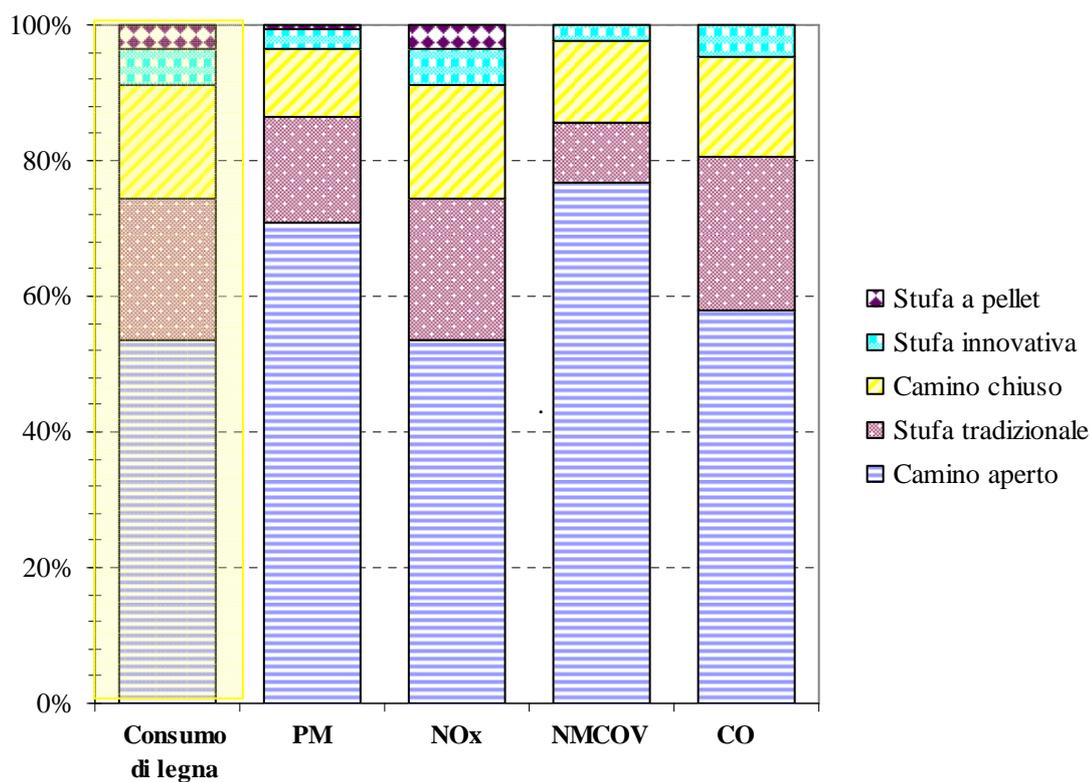


Figura 9_4 – Consumo di legna ed emissioni di PM, NOx, COVNM e CO – ripartizione percentuale tra le diverse tipologie di apparecchio

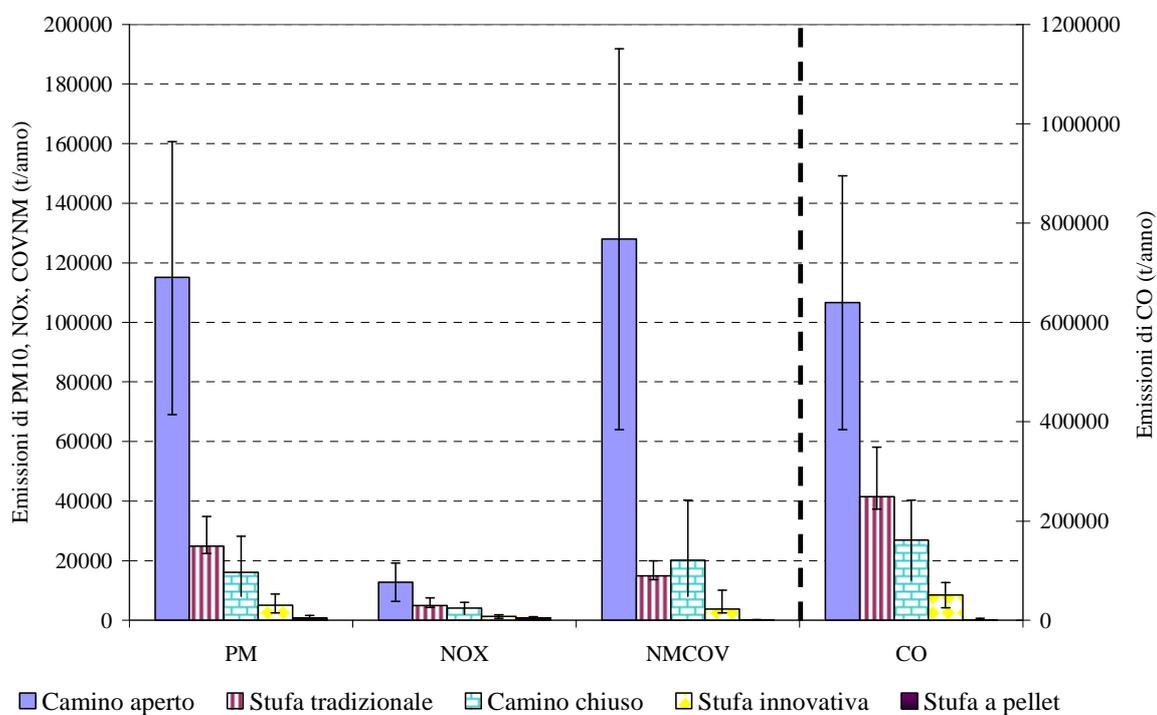


Figura 9_5 – Emissioni di PM, NOx, COVNM e CO per apparecchio – valor medio ed intervallo di variazione ($t a^{-1}$)

9.3.2. Stima delle emissioni di microinquinanti in Italia: B(a)P e PCDD/F

La stima delle emissioni di benzo(a)pirene e PCDD/F è riportata in Tabella 9_8; la ripartizione percentuale delle emissioni per i diversi apparecchi è mostrata in Figura 9_6.

	B(a)P	PCDD/F
	t/a	g I-TEQ/anno
Camino aperto	16,6	102,3
Stufa tradizionale	7,5	39,9
Camino chiuso	4,0	12,1
Stufa innovativa	1,9	3,8
Stufa a pellet	0,3	0,5
TOTALE	30,3	158,6
Intervallo di variazione	4-62	91-210

Tabella 9_8 – Emissioni di benzo(a)pirene e diossine in Italia dalla combustione domestica della biomassa

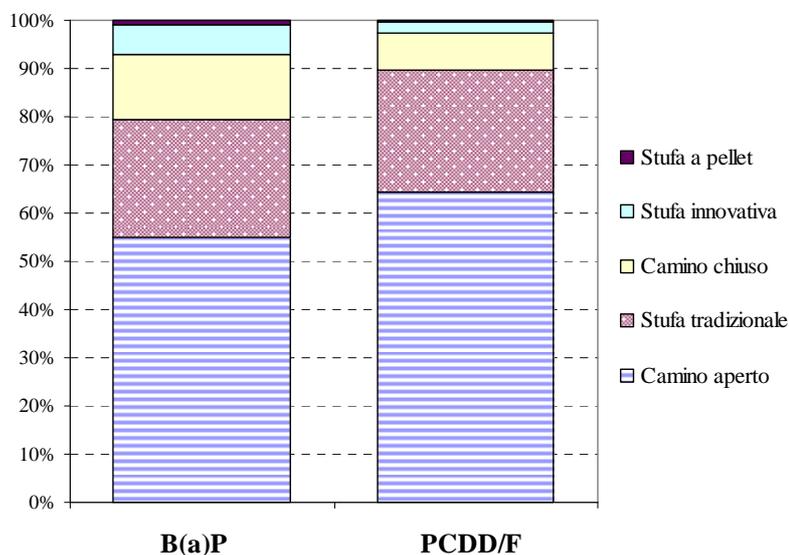


Figura 9_6 – Emissioni di B(a)P e PCDD/F – ripartizione percentuale tra le diverse tipologie di apparecchio

Anche in questo caso si nota la netta prevalenza delle emissioni provenienti da caminetti aperti e stufe tradizionali, particolarmente pronunciata per le diossine, dove queste tipologie impiantistiche sono responsabili complessivamente del 90% delle emissioni. In Figura 9_7 e 9_8 sono riportate le emissioni di B(a)P e PCDD/F per tipo di apparecchio ed i relativi intervalli di variazione.

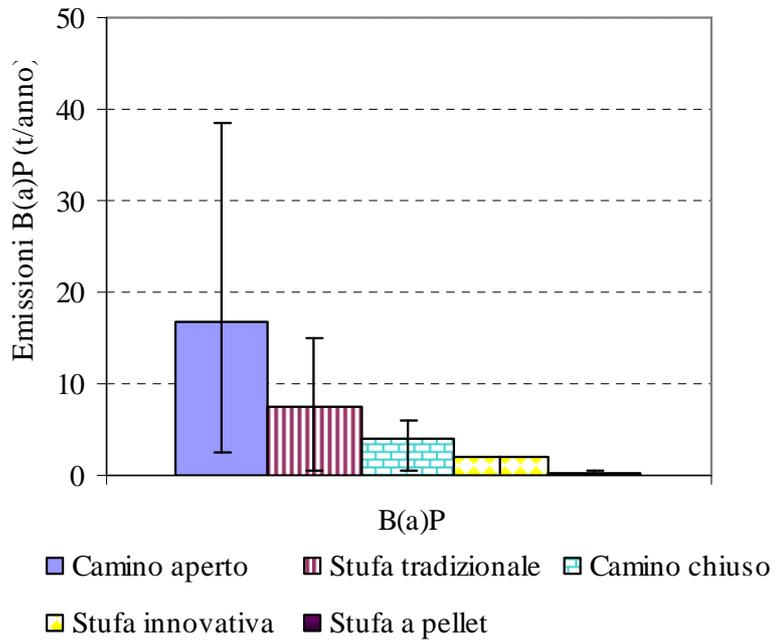


Figura 9_7 – Emissioni di B(a)P per apparecchio – valor medio ed intervallo di confidenza

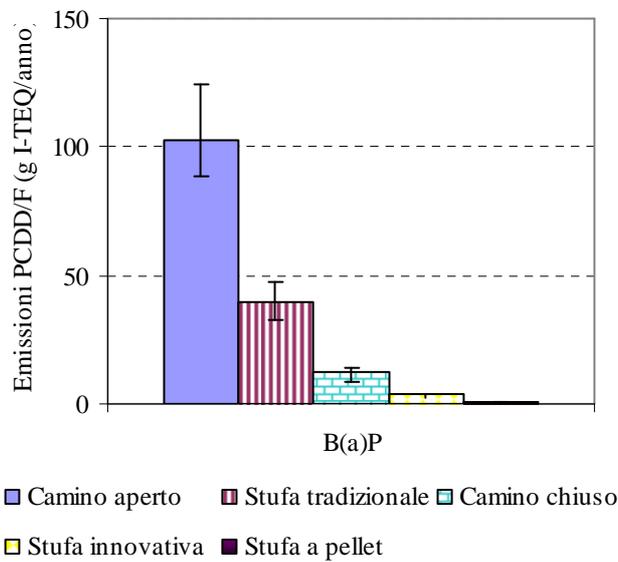


Figura 9_8 – Emissioni di PCDD/F per apparecchio – valor medio e intervallo di confidenza

Si nota la grande variabilità delle emissioni di B(a)P dai camini aperti, che costituisce una dei principali punti di approfondimento necessari per diminuire l'incertezza dell'inventario degli inquinanti tossici in diversi ambiti territoriali.

9.3.3. Stima delle emissioni di macroinquinanti in Lombardia: PM, CO, NO_x, COVNM

Come mostrato nel paragrafo 9.2.2, in Lombardia oltre al consumo medio di biomassa è stato stimato anche l'intervallo di confidenza del dato. Oltre alle emissioni, è pertanto possibile calcolare la loro incertezza in modo più compiuto rispetto a quanto fatto per il caso dell'Italia.

In questo capitolo vengono presentate le stime complessive di emissione, mentre l'analisi di incertezza verrà trattata nel capitolo 11.

In Tabella 9_9 sono riportate le emissioni di macroinquinanti in Lombardia, distinte per tipo di apparecchio.

Tabella 9_9 – Emissioni di PM, NO_x, NMVOC e CO in Lombardia (t a⁻¹)

	PM	NOX	NMVOC	CO
	t a ⁻¹			
Camino aperto	3.472	386	3.857	19.286
Stufa tradizionale	2.385	477	1.431	23.850
Camino chiuso	3.433	858	4.291	34.328
Stufa innovativa	235	59	176	2.348
Stufa a pellet	160	199	30	299
Forno a legna	50	10	30	503
Barbecue	186	21	206	1.031
TOTALE	9.920	2.010	10.022	81.646

Come si può notare, caminetti e stufe tradizionali contribuiscono per più del 95% alle emissioni di PM, CO e COVNM, mentre il contributo di stufe innovative e stufe a pellet (che consumano circa l'11% della biomassa) è meno del 4% per questi inquinanti, mentre cresce al 13% per gli NO_x.

In Tabella 9_10 sono riportate le emissioni complessive e pro capite nelle aree di montagna, collina e pianura. Si nota come oltre il 40% delle emissioni hanno luogo nelle aree montane, dove l'emissione pro capite è 13 volte quella in area di pianura.

Tabella 9_10 – Emissioni complessive e pro capite nelle aree di montagna, collina e pianura

	Emissioni [t a ⁻¹]				Emissioni pro capite [kg persona ⁻¹]		
	Montagna	Collina	Pianura	TOTALE	Montagna	Collina	Pianura
NO _x	885	416	708	2.010	0,89	0,22	0,11
COVNM	4.367	2.108	3.547	10.022	4,37	1,13	0,57
CO	35.283	16.465	29.897	81.646	35,32	8,86	4,84
PM10	4.125	2.138	3.657	9.920	4,13	1,15	0,59

9.3.4. Stima delle emissioni di microinquinanti in Lombardia: B(a)P e PCDD/F

In Tabella 9_11 è riportata la stima delle emissioni di benzo(a)pirene e PCDD/F in Lombardia; la ripartizione percentuale delle emissioni per i diversi apparecchi è mostrata in Figura 9_9.

Tabella 9_11 – Emissioni di B(a)P e TCDD/F in Lombardia dalla combustione domestica della biomassa

	B(a)P	PCDD/F
	kg a⁻¹	g I-TEQ a⁻¹
Camino aperto	501	3,09
Stufa tradizionale	716	3,82
Camino chiuso	858	2,57
Stufa innovativa	59	0,18
Stufa a pellet	50	0,10
Forno a legna	15	0,08
Barbecue	27	0,16
TOTALE	2.226	10,00

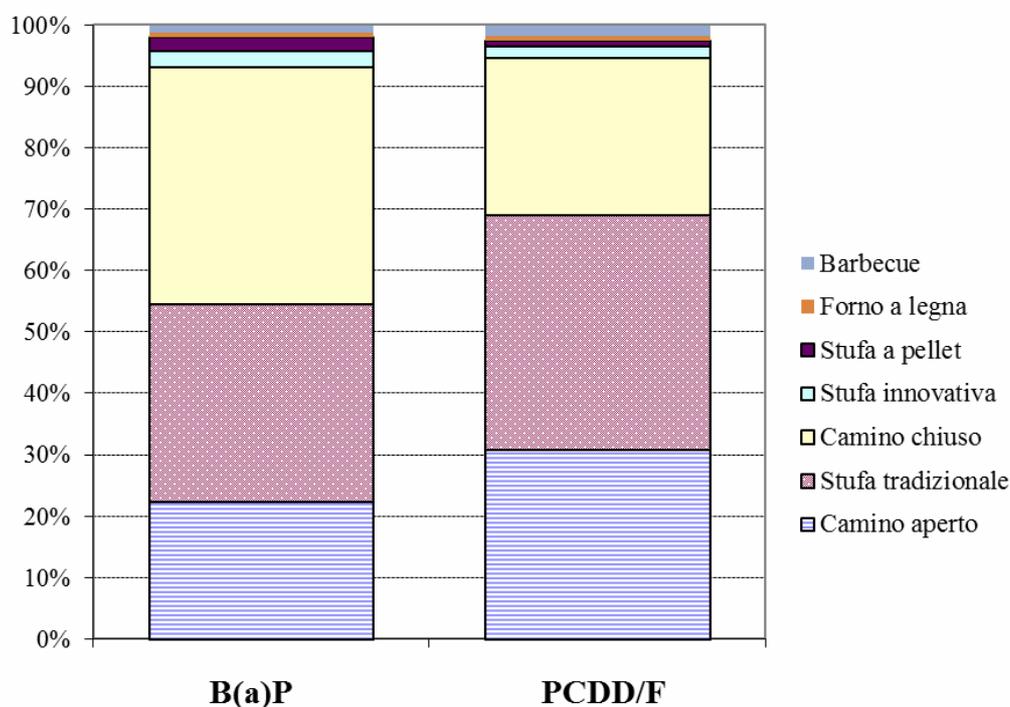


Figura 9_9 – Lombardia: Emissioni di B(a)P e PCDD/F – ripartizione percentuale tra le diverse tipologie di apparecchio

Analogamente al caso dell'Italia, si nota la prevalenza delle emissioni provenienti dagli strumenti tradizionali (camino aperto, stufa tradizionale e camino chiuso).

Anche in questo caso si nota la netta prevalenza delle emissioni provenienti da caminetti aperti e stufe tradizionali, particolarmente pronunciata per le diossine, dove queste tipologie impiantistiche sono responsabili complessivamente del 90% delle emissioni.

10. L'INVENTARIO DELLE EMISSIONI DI CARBONIO ELEMENTARE ED ORGANICO IN LOMBARDIA ED IL RUOLO DELLA COMBUSTIONE DELLA LEGNA

Le prime stime sulle emissioni di carbonio elementare (EC) e carbonio organico (OC) realizzate per contesti dell'Europa Occidentale (Kupiainen e Klimont, 2007; Winther e Nielsen, 2011) hanno evidenziato come la combustione domestica della biomassa costituisca, insieme al traffico, la principale fonte di emissione: per questo motivo nell'ambito del lavoro di tesi l'emissione di sostanze carboniose è stata specificamente approfondita.

Il lavoro in seguito presentato sulla stima delle emissioni di EC e OC da piccoli apparecchi a legna in Lombardia è stato sviluppato nell'ambito dell'inventario regionale delle emissioni di EC ed OC (Caserini et al., 2013): nel seguito saranno quindi specificamente approfondite le tematiche concernenti le biomasse, ma verrà anche dato conto del loro peso nell'ambito più complessivo dell'inventario delle emissioni di questi inquinanti.

10.1. LA PRESENZA DI EC ED OC NEL PARTICOLATO EMESSO DAGLI IMPIANTI A BIOMASSA

Come già spiegato nel paragrafo 3.5, il presente lavoro, seguendo l'approccio di gran parte della letteratura scientifica, stima le emissioni di EC ed OC a partire dall'inventario regionale del PM, utilizzando la seguente equazione:

$$E_{y,i,j} = p_{y,k,i,j} \cdot E_{k,i,j} \quad (10.1)$$

dove:

y,i,j,k = specie chimica (EC o OC), settore, combustibile, frazione dimensionale del PTS
 $E_{y,i,j}$ = emissione della specie chimica y per il settore i ed il combustibile j
 $E_{k,i,j}$ = emissione della frazione k del PM per il settore i ed il combustibile j
 $p_{y,k,i,j}$ = percentuale della specie chimica y nella frazione k del PM per il settore i ed il combustibile j .

Il calcolo del fattore di emissione richiede quindi la stima delle percentuali di EC ed OC da utilizzare per ciascuna fonte emissiva.

Nel caso della biomassa, la stima delle percentuali di EC ed OC nel PTS è stata realizzata a partire dalla *review* di letteratura presentata nel capitolo 3, tenendo conto delle specificità del parco impiantistico in uso in Lombardia e, più in generale, in Italia.

Rispetto agli apparecchi di maggiore uso nel nord Europa (dove sono state realizzate la maggior parte delle campagne di misura riportate in letteratura), la situazione lombarda si caratterizza per apparecchi di piccole dimensioni, con una prevalenza di caminetti (aperti e chiusi), che sono scarsamente utilizzati altrove.

Relativamente alle emissioni di EC ed OC, l'unico apparecchio per il quale è presente in letteratura un sufficiente numero di dati è la stufa a legna. Dall'analisi statistica dei dati relativi alle stufe si

evince che la frequenza della percentuale di EC nel PTS si adatta ad una distribuzione lognormale, mentre quella della percentuale di OC si adatta ad una normale (Figura 10_1). Come valore della percentuale di EC, OC nel PTS si è assunto pertanto quello corrispondente al valore massimo della distribuzione (la moda).

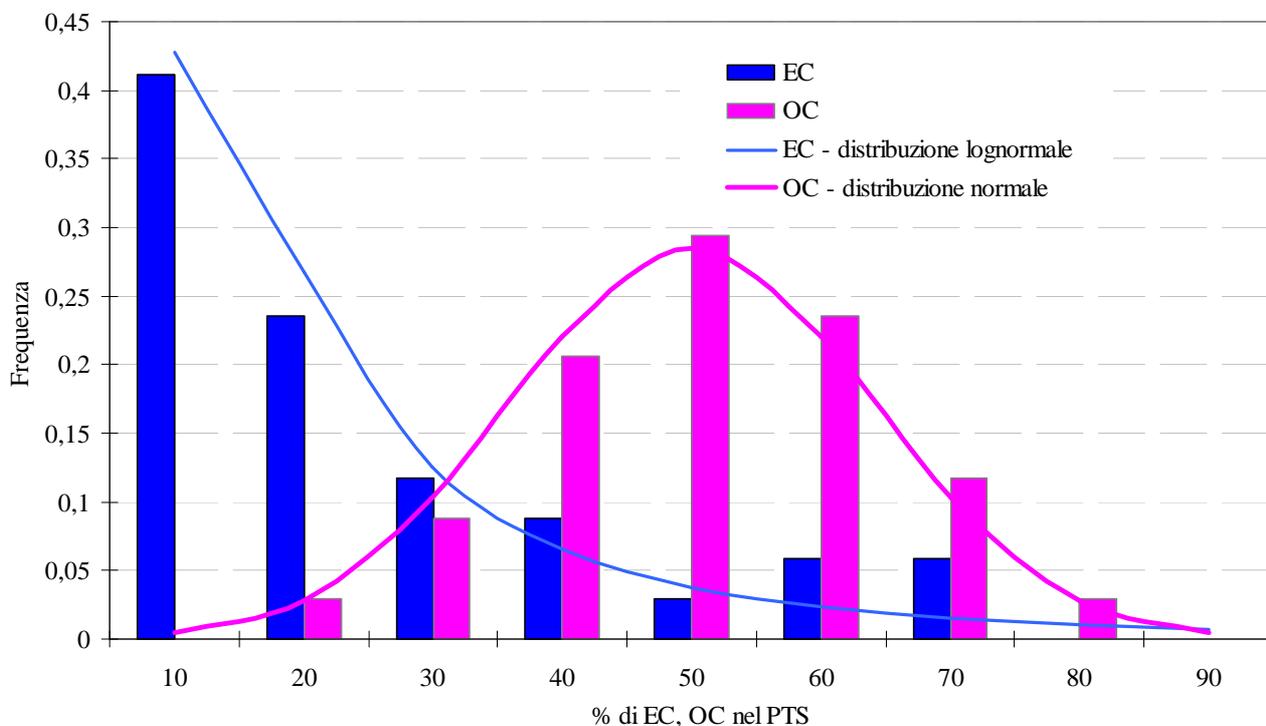


Figura 10_1- Distribuzione di frequenza delle percentuali di EC ed OC nel PTS e migliori curve di adattamento ai dati

Per gli altri apparecchi in uso in Lombardia, per i quali il numero di dati in letteratura è scarso, la percentuale di OC, EC nel PTS è stata assegnata tramite il confronto con quella determinata per le stufe a legna, tenendo in considerazione i parametri tipici di processo (temperatura ed eccesso d'aria) che influenzano la presenza di particelle carboniose nel PTS, e gli studi nei quali sono stati misurati sia i livelli di EC, OC nelle stufe che quelli in altri apparecchi. Si è infine fatta una verifica sul bilancio di massa, assumendo un rapporto medio OM/OC di 1,6 (Aiken et al., 2008): si è cioè verificato che fosse $EC + 1,6 \cdot OC < PTS$.

I fattori di emissione così determinati sono riportati in Tabella 10_1. L'incertezza dei dati è elevata, soprattutto per alcune tipologie impiantistiche. Ad esempio, nel caso del caminetto aperto, i pochi dati di letteratura disponibili non mostravano differenze significative rispetto alle stufe a legna. Si è tuttavia tenuto presente che il tipico processo di combustione del caminetto aperto è caratterizzato da basse temperature ed elevato eccesso di ossigeno, e quindi da un alto contenuto di sostanze organiche nel particolato emesso (Nussbaumer et al., 2008): al caminetto aperto si è assegnata quindi una percentuale di OC nel PTS maggiore rispetto a quella della stufa.

Per quanto riguarda le stufe a pellet, si è tenuto conto del fatto che gli apparecchi in uso in Lombardia sono mediamente di piccole dimensioni: per questo si sono presi come riferimento i livelli di particelle carboniose nel PTS tipici dei piccoli apparecchi automatici (ed inferiori a quelli riscontrabili ad esempio nelle caldaie, per quanto deducibile dai dati di letteratura).

Tabella 10_1 – Fattori di emissione per i diversi tipi di apparecchio (g GJ⁻¹)

Tipo di apparecchio	PTS (g GJ ⁻¹)	%EC/PTS	%OC/PTS	EC (g GJ ⁻¹)	OC (g GJ ⁻¹)
Camino aperto	896	8%	55%	72	493
Stufa tradizionale	844	12%	50%	101	422
Camino chiuso	469	10%	50%	42	208
Stufa innovativa	250	15%	42%	50	113
Stufa a pellet	79	10%	25%	7,9	20

Nell’inventario complessivo della Lombardia, oltre agli apparecchi per la combustione residenziale della biomassa hanno una certa rilevanza anche le pizzerie, per le quali non vi sono riferimenti di letteratura sulle emissioni di PTS e di particelle carboniose. Alle pizzerie è stato assegnato lo stesso fattore di emissione dei caminetti chiusi, per la similitudine del processo di combustione in particolare rispetto alla temperatura – che è mediamente più alta di quella riscontrabile ad esempio in un caminetto aperto (Buonanno et al., 2010).

10.2. L’INVENTARIO DELLE EMISSIONI DI EC e OC IN LOMBARDIA

Come detto, la stima effettuata si è svolta in collaborazione con i lavori dell’inventario delle emissioni di EC e OC in Lombardia da parte di ARPA Lombardia (Caserini et al., 2013), e ha assunto come riferimento l’inventario delle emissioni di PTS riportato nel database INEMAR (ARPA Lombardia, 2011). Mediante una *review* di letteratura sono state stimate le percentuali di EC ed OC per le diverse fonti di emissione. In Tabella 10_2 è riportata la sintesi dell’inventario delle emissioni di EC ed OC in Lombardia nel 2008, i cui totali ammontano rispettivamente a 4.225 t a⁻¹ e 8.538 t a⁻¹.

La distribuzione percentuale di PTS, EC ed OC tra le sorgenti principali è riportata in Figura 10_2. La categoria ‘altre sorgenti di PTS’ si riferisce a PTS completamente inorganico (per il quale quindi la percentuale di EC ed OC è pari a zero), emesso nel settore agricolo e da alcune fonti industriali. L’emissione da veicoli stradali diesel e da combustione della biomassa è responsabile di oltre l’80% delle emissioni, mentre il loro contributo al PTS è inferiore al 60%. Complessivamente, le sorgenti diverse dalla combustione forniscono un contributo molto limitato.

In confronto con altre realtà europee, l’importanza del diesel e della biomassa è accresciuta nel contesto lombardo dal limitato uso di carbone ed olio combustibile, e dagli standard restrittivi in vigore nel settore industriale. Al contrario, il traffico – ed in specifico quello derivante dai veicoli diesel – costituisce un’importante fonte di emissione.

Come mostrato in Tabella 10_2, il diesel presenta alte percentuali di EC, mentre l’OC è relativamente limitato; il contrario accade per la combustione della biomassa. Altri combustibili, quali gasolio, kerosene e GPL, hanno alte percentuali di OC, ma non forniscono un contributo significativo a causa del basso valore assoluto delle emissioni di PTS.

Tabella 10_2 – Inventario delle emissioni di EC, OC in Lombardia

Fonte di emissione		TSP t a ⁻¹	EC t a ⁻¹	OC t a ⁻¹	%EC/TSP	%OC/TSP
Diesel	Automobili Euro 0	27	14	6,8	52%	25%
	Automobili Euro 1- Euro 3	619	498	82	80%	13%
	Automobili Euro 4	561	393	107	70%	19%
	Veicoli commerciali < 3.5 t Euro 0	337	175	84	52%	25%
	Veicoli commerciali < 3.5 t Euro 1- Euro 3	631	479	101	76%	16%
	Veicoli commerciali < 3.5 t >= Euro 4	91	64	17	70%	19%
	Veicoli commerciali > 3.5 t ed autobus Euro 0	539	237	140	44%	26%
	Veicoli commerciali > 3.5 t ed autobus Euro 1-Euro 3	624	333	165	53%	26%
	Veicoli commerciali > 3.5 t ed autobus >= Euro 4	20	15	3,0	75%	15%
	Ferrovie, aeroporti, navigazione, altri trasporti	64	25	16	38%	25%
<i>Total</i>	<i>3.513</i>	<i>2.232</i>	<i>721</i>	<i>64%</i>	<i>21%</i>	
Combustione biomassa	Stufa tradizionale	4.001	480	2.000	12%	50%
	Camino chiuso	3.554	355	1.777	10%	50%
	Camino aperto	3.524	282	1.938	8%	55%
	Caldaia < 50 MW - combustione industriale	396	83	55	21%	14%
	Stufa a pellet	119	12	30	10%	25%
	Stufa e caldaia innovativa	146	22	61	15%	42%
	Caldaie < 50 MW – teleriscaldamento	1,8	0,4	0,7	21%	36%
	Caldaie >=50 e < 300 MW - combustione industriale	8,1	1,7	3,0	21%	36%
	Pizzeria con forno a legna	940	75	470	8%	50%
<i>Totale</i>	<i>12.690</i>	<i>1.312</i>	<i>6.335</i>	<i>10%</i>	<i>50%</i>	
Altre combustioni	Benzina e diesel <i>off-road</i>	677	250	176	37%	26%
	Combustione in campo di paglia e altri residui agricoli	630	63	189	10%	30%
	Carbone	551	0,6	0,4	0%	0%
	Olio combustibile	476	22	6,5	5%	1%
	Incendi boschivi	371	37	111	10%	30%
	Combustione con contatto (cemento, founderia, etc.)	345	1,4	0,1	0%	0%
	Fuochi d'artificio	341	72	150	21%	44%
	Benzina - trasporto su strada	290	106	155	36%	53%
	Metano	207	14	155	7%	75%
	Tabacco	154	0,8	92	0%	60%
	Gas e nafta in raffinerie	126	8,8	93	7%	74%
	Gasolio residenziale e industriale	101	30	7,4	29%	7%
	Incenerimento dei rifiuti	95	3,5	3,0	4%	3%
	Processi di combustione minori	29	14	10	48%	36%
<i>Totale</i>	<i>4.391</i>	<i>623</i>	<i>1.149</i>	<i>14%</i>	<i>26%</i>	
Altre sorgenti	Emissioni da traffico 'non exhaust'	4.294	57	326	1%	8%
	Industrial processes	1.442	2,1	7,1	0%	0%
	<i>Totale</i>	<i>5.736</i>	<i>59</i>	<i>333</i>	<i>1,0%</i>	<i>5,8%</i>
Altre sorgenti di TSP		<i>1.817</i>				
Totale		28.148	4.225	8.538	15%	30%

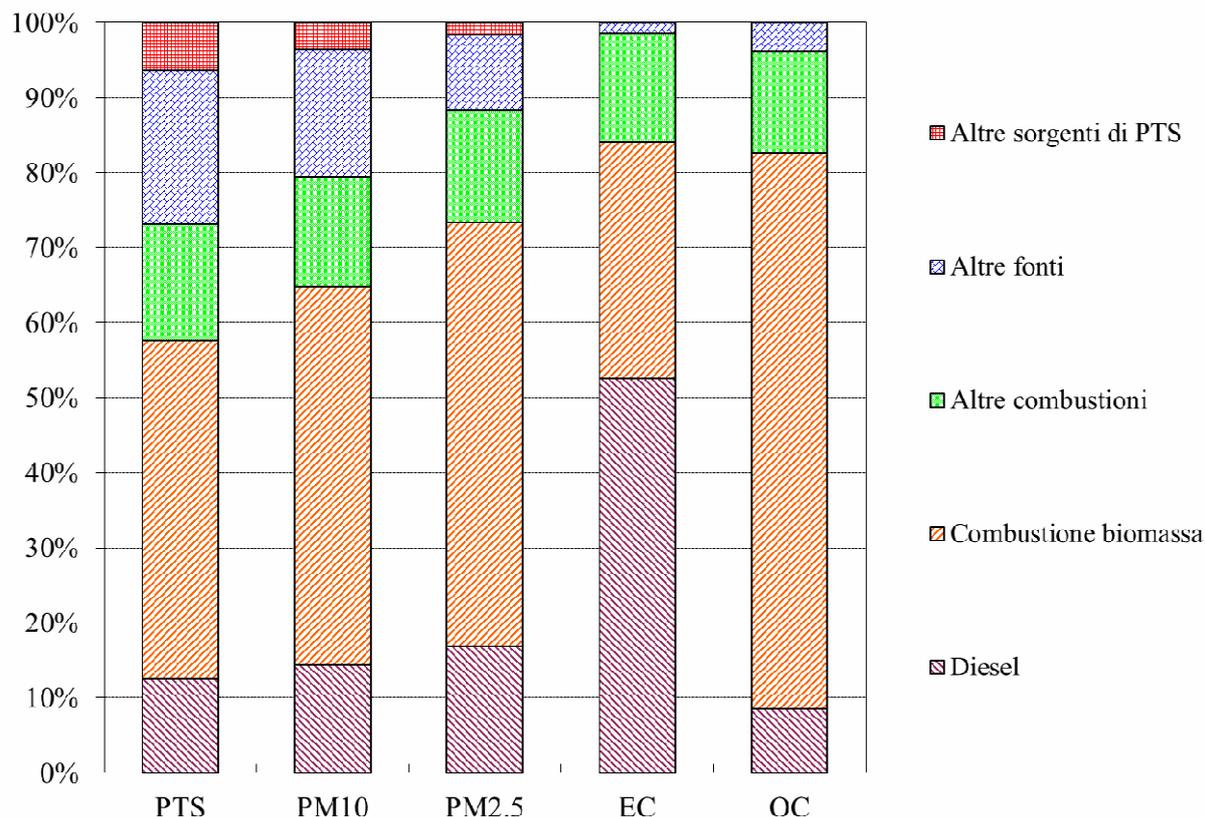


Figura 10_2 – Contributo delle cinque fonti principali alle emissioni di PTS, PM10, PM2.5, EC ed OC.

Le emissioni di EC ed OC dalla combustione della biomassa sono rispettivamente 1.312 and 6.335 t a⁻¹. La maggior parte delle emissioni è dovuta a tre tipologie di apparecchio (stufa tradizionale, camino aperto e camino chiuso) che hanno un contributo percentuale alle emissioni totali abbastanza simile. Le uniche differenze si riscontrano nelle emissioni di EC, con un contributo più elevato delle stufe (37% del totale) e più basso dei camini aperti. Per una migliore comprensione dei risultati è sufficiente analizzare i fattori di emissione in Tabella 10_1: l'apparecchio più inquinante, in termini di emissioni di PTS, EC ed OC, è il caminetto aperto, seguito dalla stufa tradizionale, il caminetto aperto, la stufa innovativa e la stufa a pellet. Il caminetto aperto ha una larga percentuale di composti derivanti dalla combustione incompleta (e quindi di OC) nell'effluente; il contrario si verifica nella stufa a pellet, caratterizzata da condizioni di combustione decisamente migliori.

I risultati ottenuti sono congruenti con gli altri studi pubblicati nella letteratura scientifica. A livello europeo, il trasporto su strada e la combustione residenziale (settore nel quale la biomassa ha un contributo dominante) sono ritenute responsabili del 60-67% delle emissioni di BC e del 25-30% delle emissioni di PTS (Kupiainen e Klimont, 2007; dati riferiti all'Europa occidentale per l'anno 2000). Il medesimo studio conferma il contributo dominante di questi due settori nelle emissioni di OC (85-97% delle emissioni complessive), con una prevalenza del settore residenziale (50%).

Uno studio recente ha stimato le emissioni di BC ed OC in Danimarca (Winther e Nielsen, 2011), attribuendo al settore residenziale un contributo del 62% sul BC e dell'84% sull'OC. Il contributo dei trasporti (36% per il BC e 15% per l'OC) è più limitato rispetto al caso lombardo, a causa della minore importanza del settore nelle emissioni di PTS (15%, contro il 25% della Lombardia); in Danimarca sono anche meno presenti i veicoli diesel (in Lombardia al diesel è attribuito il 52% del combustibile consumato, contro il 27% della Danimarca). E' anche interessante notare come nel

settore della combustione di biomassa il rapporto OC/BC è pari a 2 in Danimarca ed a 4 nell'inventario lombardo. La causa di questa differenza risiede nella maggiore presenza in Lombardia di apparecchi inefficienti di piccola dimensione (in particolare i camini aperti) che presentano emissioni di OC più elevate. Questa particolarità rende conto anche delle differenze rispetto allo studio menzionato precedentemente (Kupiainen e Klimont, 2007) sulle stime che riguardano il settore residenziale.

Le emissioni pro capite di EC in Lombardia (0.51 kg a^{-1}) sono più basse di quelle stimate da Kupiainen e Klimont (0.67 kg a^{-1}), mentre per l'OC le emissioni pro capite sono più alte in Lombardia (0.99 kg a^{-1} contro 0.79 kg a^{-1}). La differenza è principalmente dovuta al fatto che le emissioni pro capite di PTS ed OC dalla combustione residenziale della biomassa in Lombardia sono due volte il dato medio stimato per l'Europa occidentale.

10.3. CONTRIBUTO DI EC E OC ALLE EMISSIONI CLIMALTERANTI

Secondo numerosi autori (Ramanathan e Carmichael, 2008; UNEP-WMO, 2011) le particelle carboniose - ed in particolare l'EC - sono tra le sostanze che maggiormente contribuiscono all'effetto serra antropogenico; tuttavia nella letteratura scientifica non vi è ancora consenso su quale peso esse abbiano rispetto alle emissioni di CO_2 . La difficoltà risiede principalmente nella diversità dell'effetto, che rispetto a quello della CO_2 è molto intenso ma concentrato su un orizzonte temporale limitato: questo lo rende tra l'altro molto sensibile alle condizioni specifiche del sito di emissione; ad esempio il BC ha importanti effetti sul manto nevoso, che si verificano in concreto solo negli ambiti territoriali dove una copertura nevosa è significativamente presente (Rypdal et al., 2009). Tuttavia proprio per il suo potenziale a breve termine la riduzione del BC è considerata uno degli strumenti per mitigare il cambiamento climatico nella prima metà del ventunesimo secolo: può quindi essere interessante una comparazione con la CO_2 , anche in termini di costi delle misure adottabili (Bond e Sun, 2005; UNEP-WMO, 2011).

A livello internazionale, la comparazione degli effetti climalteranti dovuti ai diversi inquinanti avviene mediante il *Global Warming Potential* (GWP), che costituisce una stima delle potenzialità di alterare il clima attribuita ad una determinata sostanza rispetto alle potenzialità della CO_2 . Per avere una prima quantificazione degli effetti climalteranti associati alle emissioni di BC ed OC in Lombardia, si sono utilizzati i valori di GWP medio, minimo e massimo su un orizzonte temporale di 100 anni attribuiti ad EC ed OC da un recente studio (UNEP-WMO, 2011): i risultati sono riportati nella Tabella 10_3.

Tabella 10_3 – GWP100 delle emissioni di EC e OC in Lombardia nell'anno 2008

	CO ₂ eq (EC)			CO ₂ eq (OC)			CO ₂ eq (EC+OC)		
	GWP100 media	GWP100 min	GWP100 max	GWP100 media	GWP100 min	GWP100 max	GWP100 media	GWP100 min	GWP100 max
Diesel	1518	469	3348	-50	-18	-93	1468	451	3255
Combustione di biomassa	892	275	1968	-437	-158	-817	455	117	1150
Altre combustioni	423	131	934	-79	-29	-148	344	102	786
Altre sorgenti	40	12	88	-23	-8	-43	17	4	45
Totale	2873	887	6338	-589	-213	-1101	2284	674	5236

La $\text{CO}_{2\text{eq}}$ associata alla somma EC+OC è di 2.3 Mt a^{-1} , pari al 2.7% delle emissioni regionali di $\text{CO}_{2\text{eq}}$ attribuibili ai sei gas considerati nel Protocollo di Kyoto (84.2 Mt a^{-1} - ARPA Lombardia, 2011). Utilizzando il massimo valore di GWP proposto dall'UNEP, il potenziale di EC ed OC sale al 6.3% delle emissioni attribuite agli altri sei gas. Va anche tenuto presente che se si considerasse un orizzonte temporale più breve il contributo di EC e OC aumenterebbe ulteriormente: se si assume ad esempio un GWP20 pari a 3.5 volte il GWP100 (Rypdal e al., 2009), la $\text{CO}_{2\text{eq}}$ di EC+OC cresce a 8.1 Mt a^{-1} (9.6% delle emissioni attribuite ai gas considerati nel Protocollo di Kyoto, con un range tra il 3 ed il 21% se si considerano i valori minimo e massimo del GWP20).

Nonostante il contributo negativo dell'OC al cambiamento climatico (il GWP100 attribuito è infatti di segno negativo) tutti i settori considerati – compresa la combustione delle biomasse – forniscono in questa prospettiva un contributo positivo alle emissioni climalteranti.

11. LA STIMA DELL'INCERTEZZA NEGLI INVENTARI DELLE EMISSIONI

Molti inventari delle emissioni (in primis quelli di gas climalteranti) sono utilizzati per valutare il rispetto di impegni vincolanti previsti negli accordi internazionali: è allora cruciale una stima attendibile dell'incertezza associata. La Convenzione sul Trasporto a Lunga Distanza dell'Inquinamento Atmosferico (CLRTAP), cui aderiscono l'Unione Europea ed altri 24 paesi, esplicitamente prevede che “le parti devono quantificare l'incertezza delle loro stime utilizzando la metodologia disponibile più appropriata, tenendo presente le linee guida contenute nel Manuale”. Il “Manuale” è l'EMEP/EEA Emission Inventory Guidebook (nel seguito AEIG; EEA, 2010), che definisce gli standard metodologici minimi per la quantificazione dell'incertezza. L'AEIG rimanda a sua volta alle linee guida dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006), il riferimento obbligatorio per tutti i paesi che si sono impegnati a quantificare i gas ad effetto serra nell'ambito delle convenzioni sul clima.

Nella maggior parte dei casi il calcolo è effettuato – come verrà mostrato nel paragrafo 11.1. – con il metodo Monte Carlo, che utilizza una procedura di stima basata sulla distribuzione di probabilità delle diverse variabili.

La stima dell'incertezza è stata affrontata nella presente tesi con tre applicazioni, in seguito descritte:

- valutazione dell'incertezza delle emissioni di macroinquinanti (PM, COVNM, CO) in Lombardia tramite la stima degli intervalli di confidenza al 95% con una simulazione di Monte Carlo;
- applicazione del metodo Monte Carlo per la stima della distribuzione di probabilità delle emissioni di EC e OC in Lombardia;
- applicazione dell'approccio probabilistico-possibilistico alle emissioni di Benzo(a)Pirene in Lombardia.

11.1. LA STIMA DELL'INCERTEZZA MEDIANTE IL METODO MONTE CARLO: TEORIA E APPLICAZIONI

Come detto, le due convenzioni internazionali più importanti per la realizzazione degli inventari hanno i medesimi riferimenti metodologici. Si suggeriscono due possibili approcci per la propagazione delle incertezze: il metodo di approssimazione basato sull'equazione di propagazione degli errori ed il metodo Monte Carlo. Il primo è una metodologia semplificata, la cui applicazione richiede che siano soddisfatte alcune ipotesi: le variabili devono essere non correlate, a distribuzione di probabilità simmetrica e con una deviazione standard inferiore al 30% del valore medio. Il secondo metodo implica l'utilizzo di tecniche statistiche numeriche, ed in particolare del metodo Monte Carlo.

Per la combustione di biomassa, le ipotesi del metodo di approssimazione sono difficilmente soddisfatte dalla distribuzione di probabilità del fattore di emissione, che è generalmente più ampia e spesso non simmetrica: il metodo Monte Carlo resta quindi l'unica opzione.

Per applicare l'analisi Monte Carlo è necessario, come primo passo, quantificare la funzione di distribuzione della probabilità (pdf) per ciascuna variabile coinvolta nella stima. Si applica quindi una procedura iterativa di calcolo delle emissioni, che utilizza ogni volta un diverso valore dei fattori di emissione. I fattori di emissione sono determinati campionando in modo casuale le loro pdf: dato cioè un numero casuale di partenza che è assunto come valore della probabilità, si effettua un'inversione della pdf per determinare il fattore di emissione associato. Le emissioni calcolate nel corso delle ripetizioni vengono poi trattate come un campione statistico ed utilizzate per la costruzione della pdf delle emissioni.

Il punto critico del metodo è la necessità di avere una pdf associata a tutte le variabili: questa è in molti casi di difficile determinazione. L'AEIG propone, in assenza di dati sufficienti per definire una pdf, di utilizzare una procedura di *expert judgement*: vengono cioè coinvolti esperti del settore che, mediante un preciso protocollo, provvedono alla definizione della distribuzione di probabilità. In casi specifici è proposto l'utilizzo di pdf di forma predeterminata: ad esempio se le uniche informazioni note sono il valore preferito e l'intervallo di confidenza si suggerisce la forma triangolare – questo caso sarà meglio descritto nel seguito.

Nella letteratura scientifica il metodo Monte Carlo è di gran lunga il più utilizzato nella quantificazione dell'incertezza. Quando non vi sono sufficienti dati per calcolare la pdf, sono possibili diversi approcci per verificare l'attendibilità della stima.

Winiwarter e Rypdal (2001) hanno quantificato l'incertezza per l'inventario austriaco di gas serra: quando la scelta della pdf non era adeguatamente supportata dai dati è stata effettuata un'analisi di sensitività, sostituendo le pdf con una distribuzione uniforme e valutando l'effetto sulle emissioni.

Monni et al. (2004) hanno realizzato il calcolo dell'incertezza per l'inventario delle emissioni di gas serra in Finlandia con il metodo Monte Carlo, supportato da una procedura di *expert judgement* per i casi in cui la pdf non è disponibile.

Van der Sluijs et al. (2005) hanno utilizzato un approccio più strutturato, il sistema NUSAP (Numeral, Unit, Spread, Assessment, Pedigree) per identificare i punti più critici. Il metodo consiste nel combinare i risultati del metodo Monte Carlo, di un'analisi di sensitività e di una valutazione qualitativa sull'attendibilità dei dati basata su quattro criteri chiamati "*pedigree*" (approssimazione, base empirica, rigore metodologico e validazione). Le informazioni raccolte sono rappresentate in un diagramma diagnostico, che consente di visualizzare i dati associati a minore affidabilità e ad una maggiore varianza nell'analisi di sensitività. Il metodo NUSAP è applicato anche da Ramirez et al. (2008) all'inventario dei gas serra in Olanda.

Gli studi citati (con l'eccezione di van der Sluijs et al., 2005) riguardano inventari di gas ad effetto serra, per i quali l'incertezza complessiva associata è dell'ordine del 5%. Zhao et al. (2011) ha applicato invece la medesima metodologia ad un inventario di inquinanti atmosferici, con variabilità molto più elevate (-14% - +13% ad esempio per il biossido di azoto, e -40% - +121% per il carbonio organico). Per rappresentare il grado di affidabilità in questo caso è assegnato un punteggio alle pdf delle diverse variabili, che può variare da A (distribuzione ottenuta da estrapolazione di misure locali) a D (determinazione mediante *expert judgement* in assenza di dati di riferimento).

11.2. L'INCERTEZZA NELLE EMISSIONI DI MACROINQUINANTI (PTS, CO, COVNM, NO_x)

Per la stima delle emissioni di macroinquinanti, come già mostrato nel capitolo 9 è stata utilizzata l'equazione 9.1.

Per la biomassa consumata è disponibile la pdf ricavata dall'indagine campionaria descritta al paragrafo 9.2.2, che ha forma normale con un coefficiente di variazione compreso tra il 1'8% ed il 20%, in relazione al tipo di apparecchio.

I fattori di emissione utilizzati, ed i relativi intervalli di variazione, sono riportati in Tabella 9_2. Nelle elaborazioni successive gli intervalli di variazione sono stati interpretati come intervalli di confidenza al 95% delle variabili. La metodologia per la stima dell'incertezza descritta al paragrafo precedente suggerisce – quando per una determinata variabile sono noti solamente un valore preferito ed un intervallo di confidenza – l'adozione di una pdf di tipo triangolare, con vertice nel valore preferito ed estremi sui limiti dell'intervallo di variazione. La forma della pdf di tipo triangolare è schematicamente riportato in Figura 11_1, e sarà utilizzata anche per la distribuzione di possibilità, come specificato al paragrafo 11.3.

I parametri μ , L2 e L3 rappresentano rispettivamente il valore centrale del fattore di emissione e i due estremi dell'intervallo di confidenza 95%. Al di fuori dell'intervallo di confidenza (5% della probabilità associata) viene assunta una distribuzione uniforme entro i limiti dell'intervallo L1-L4. Come verrà mostrato nel paragrafo 11.4, l'analisi di sensitività ha dimostrato che i risultati sono poco sensibili ai valori di L1 ed L4.

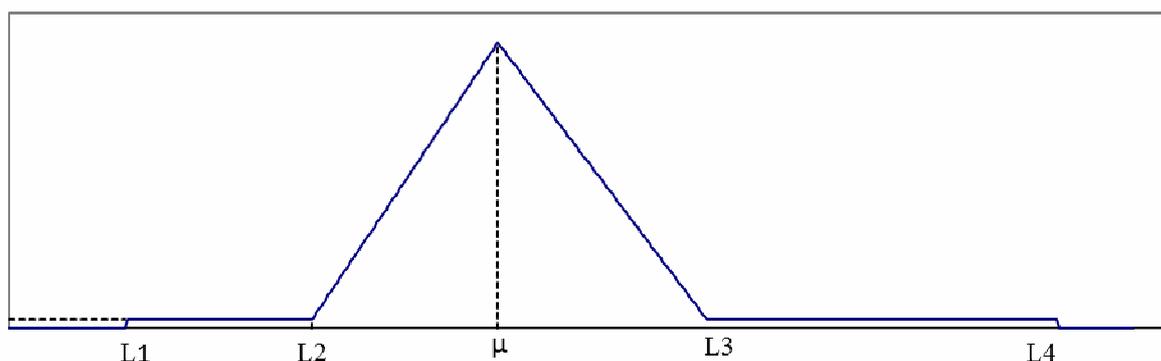


Figura 11_1 – Forma della distribuzione di probabilità dei fattori di emissione

La simulazione di Monte Carlo è stata condotta utilizzando 10.000 iterazioni di un ciclo interno; ciascun ciclo prevede, per tutte le tipologie di apparecchio esaminate, la scelta casuale del fattore di emissione e del consumo di biomassa nell'ambito della rispettiva pdf. Per ciascun ciclo le emissioni complessive vengono poi calcolate mediante l'equazione 9.1.; al termine delle iterazioni i 10.000 valori di emissione così ottenuti vengono trattati come un campione statistico, dal quale si deriva la pdf delle emissioni complessive. I risultati ottenuti per le emissioni di macroinquinanti sono riportati in Tabella 11_1 e rappresentati graficamente in Figura 11_2.

Tabella 11_1 – Emissioni di PM, NOx, NMVOC e CO in Lombardia ($t a^{-1}$) – media e intervallo di confidenza 95%

	PM10		NOX		NMVOC		CO	
	t a ⁻¹							
	media	C.I. 95%	media	C.I. 95%	media	C.I. 95%	media	C.I. 95%
Camino aperto	3.472	2.050 - 5.000	386	210 - 480	3.857	1.900 - 5980	19.286	11.170 - 28.530
Stufa tradizionale	2.385	1.500 - 4.370	477	260 - 590	1.431	930 - 2420	23.850	13.950 - 34.850
Camino chiuso	3.433	1.700 - 6.080	858	470 - 1060	4.291	1.710 - 8700	34.328	16.930 - 53.350
Stufa innovativa	235	110 - 430	59	30 - 80	176	110 - 490	2.348	1.100 - 3.880
Stufa a pellet	160	120 - 320	199	110 - 260	30	20 - 60	299	160 - 2.440
Forno a legna	50	30 - 100	10	5-15	30	20 - 60	503	250 - 830
Barbecue	186	90 - 290	21	10-30	206	90 - 340	1.031	500 - 1.650
TOTALE	9.920	7.310-12.710	2.010	1.450-2.220	10.022	6.950-15.400	81.646	57.020-107.450

Il rapporto tra l'ampiezza dell'intervallo di confidenza ed il valore medio della stima è variabile per i diversi inquinanti in relazione all'incertezza associata ai fattori di emissione: il suo valore è compreso tra il 38% (NOx) e l'84% (COVNM).

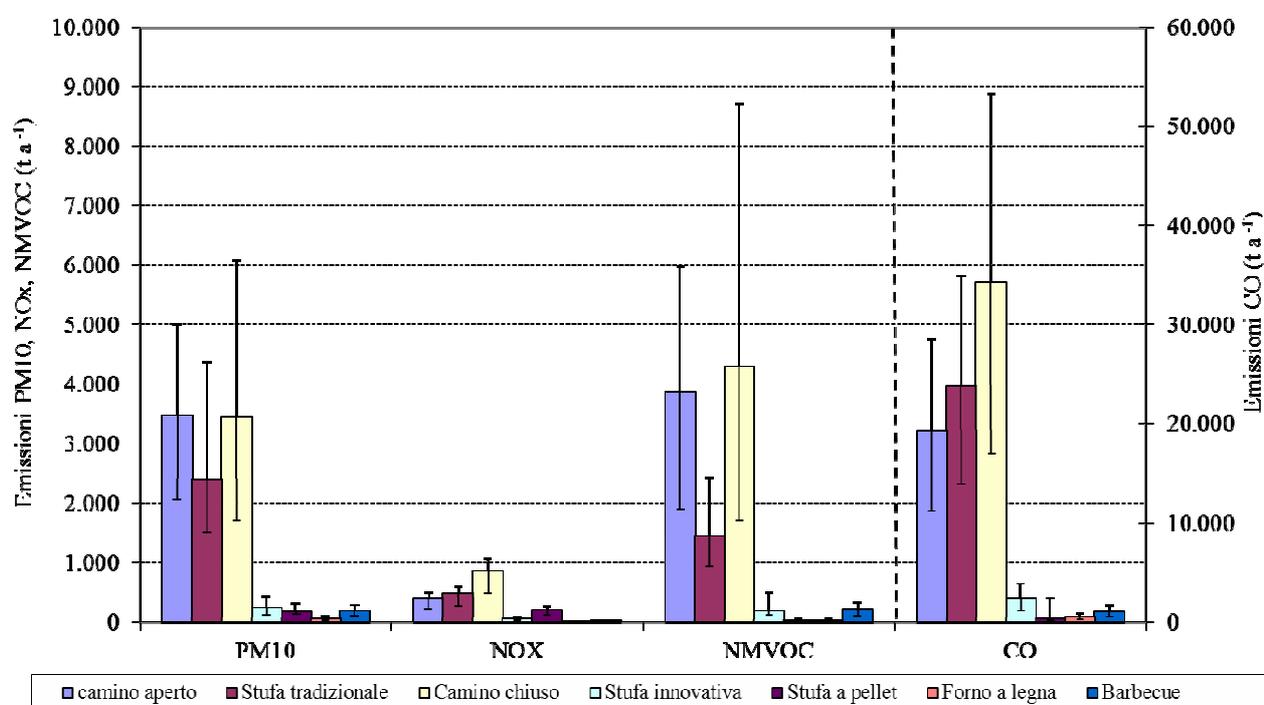


Figura 11_2 – Emissioni PM, NOx, NMVOC e CO per tipo di apparecchio: media ed intervallo di confidenza al 95%

11.3. L'APPLICAZIONE DEL METODO MONTE CARLO ALL'INVENTARIO DELLE EMISSIONI DI EC E OC IN LOMBARDIA

Per stimare le emissioni di BC ed OC dalla biomassa viene utilizzata l'equazione 10.1 riportata nel paragrafo 10.2, che combinata con l'equazione 9.1. per il calcolo delle emissioni di PM fornisce la seguente:

$$E_y = \sum_w E_{y,w} = A_w \cdot EF_{TSP,w} \cdot p_{y,w} \cdot 10^{-6} \quad (11.1)$$

dove:

y,w = specie chimica (EC o OC), tipo di apparecchio;

$E_{y,w}$ = emissione della specie chimica y nell'apparecchio w ($t a^{-1}$);

A_w = legna consumata nell'apparecchio di tipo w ($GJ a^{-1}$);

$EF_{TSP,w}$ = fattore di emissione di PTS per l'apparecchio di tipo w ($g GJ^{-1}$);

$p_{y,w}$ = percentuale della specie chimica y nel PTS emesso dall'apparecchio w (%).

La stima dell'incertezza è stata effettuata nella prima fase della tesi di dottorato, precedentemente alla conclusione della campagna sperimentale descritta nella Parte 2; di conseguenza i fattori di emissione utilizzati non sono congruenti con quelli utilizzati nei paragrafi precedenti, in quanto sono stati utilizzati i valori dell'AEIG.

La pdf associata è stata assunta di forma triangolare all'interno dell'intervallo di confidenza, come descritto al paragrafo precedente. Le caratteristiche di tutte le pdf utilizzate sono specificate nella Tabella 11_2.

Tabella 11_2 – Parametri delle pdf utilizzate per l'analisi Monte Carlo

VARIABILE	TIPO DI APPARECCHIO	FORMA DELLA PDF	MEDIA	DEVIAZIONE STANDARD
Biomassa consumata (A_w), $kt a^{-1}$	Camino aperto	Normale	309	25
	Stufa tradizionale		382	27
	Camino chiuso		687	46
	Stufa innovativa		47	6
	Stufa a pellet		122	14
	Forno a legna		8	2
Percentuale di EC nel PTS ($P_{y,w}$), %	Camino aperto	Lognormale	8	1
	Stufa tradizionale		12	1
	Camino chiuso		10	1
	Stufa innovativa		15	1
	Stufa a pellet		10	1
	Forno a legna		12	1
Percentuale di OC nel PTS ($P_{y,w}$), %	Camino aperto	Normale	60	15
	Stufa tradizionale		50	15
	Camino chiuso		55	15
	Stufa innovativa		42	15
	Stufa a pellet		25	15
	Forno a legna		50	15
Fattore di emissione ($EF_{TSP,w}$), $g GJ^{-1}$			MODA	INTERVALLO DI CONFIDENZA
	Camino aperto	Triangolare nei limiti dell'intervallo di confidenza	860	516-1200
	Stufa tradizionale		810	486-1130
	Camino chiuso		450	230-600
	Stufa innovativa		240	66-250
	Stufa a pellet		76	66-240
	Forno a legna		810	486-1130

La pdf stimata per EC, OC nel PTS nel caso delle stufe a legna è rappresentata nella Figura 10.1: si è utilizzata una pdf normale per l'OC e lognormale per l'EC. Per le altre tipologie di apparecchio si sono assunte distribuzioni della medesima forma, con moda corrispondente alla percentuale media di EC, OC stimata per quella tipologia di apparecchio e con la medesima varianza calcolata per le stufe a legna. Si è infine introdotto un vincolo di bilancio di massa per evitare che alcuni dei risultati corrispondano a valori fisicamente impossibili, in quanto le particelle carboniose emesse sono in quantità superiore al PTS che di cui fanno parte. La relazione utilizzata è la seguente: $EC+1,6 \cdot OC < PTS$. L'ipotesi sottesa – che è stata giustificata nel capitolo 10 – è che il rapporto ponderale tra composti organici e carbonio organico sia pari a 1,6.

I risultati dell'analisi Monte Carlo sono riportati in Figura 11_3.

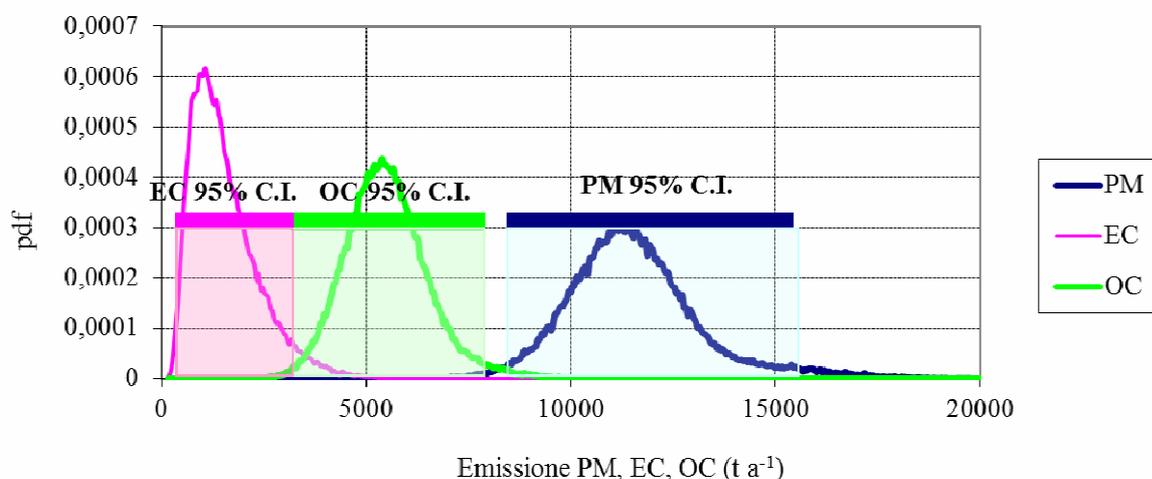


Figura 11_3 – Funzione di distribuzione della probabilità per le emissioni complessive di PM, EC ed OC ricavata dall'analisi Monte Carlo (95% C.I. = intervallo di confidenza 95%).

L'intervallo di confidenza 95% è pari a 0.44-3.6 kt a⁻¹ per l'EC e 3.6-7.8 kt a⁻¹ per l'OC. Si noti che l'ampiezza dell'intervallo corrisponde al 280% del valore medio per l'EC ed al 70% per l'OC. Il range così ampio è in parte dovuto all'incertezza nella quantificazione di EC, OC nel PTS, in parte a quella correlata allo stesso valore del fattore di emissione del PTS (l'intervallo di confidenza per PTS ha un'ampiezza pari al 60% del valor medio).

11.4. IL METODO PROBABILISTICO – POSSIBILISTICO: TEORIA ED APPLICAZIONE ALL'INVENTARIO DEL BENZO(A)PIRENE

Il punto più critico dell'analisi Monte Carlo è la stima della funzione di probabilità: in assenza di un sufficiente numero di dati, infatti, questa deve essere, come mostrato nel paragrafo precedente, assegnata introducendo una serie di elementi di arbitrarietà. Questo introduce un errore nella stima, che dovrebbe essere compiutamente valutato. In letteratura, come visto nel paragrafo 11.1, vi sono varie modalità di affrontare il problema, dall'analisi di sensitività a modalità più strutturate come il sistema NUSAP. Una alternativa deriva dall'utilizzo del metodo Monte Carlo ibrido (possibilistico-probabilistico), che verrà presentato nel paragrafo seguente.

11.4.1. Il metodo Monte Carlo ibrido probabilistico-possibilistico

La teoria della possibilità si applica ai casi di informazione incompleta o insufficiente. Se non è nota la distribuzione di probabilità di una variabile questa viene descritta in termini di possibilità: vengono definite due funzioni cumulative, la funzione di possibilità (Π) e di necessità (N). Π e N rappresentano il limite superiore ed inferiore della possibilità di x $\pi(x)$, e per ciascun sottoinsieme A della variabile x le due funzioni sono definite dalle seguenti relazioni:

$$\Pi(A) = \sup(\pi(x)), \quad \text{per } x \text{ che appartiene ad } A \quad (11.2)$$

$$N(A) = \inf(1 - \pi(x)), \quad \text{per } x \text{ che non appartiene ad } A \quad (11.3)$$

La normalizzazione è data dalla condizione:

$$\pi(x) = 1 \quad \text{almeno per un valore di } x$$

Nell'ambito della teoria della possibilità, questo equivale ad affermare che tra tutti i valori di x , ve ne è almeno uno totalmente possibile. In termini più concreti, un'espressione di questo tipo consente di esprimere per ciascun valore di x non un singolo valore, ma un intervallo di probabilità. Questa rappresentazione è particolarmente adatta quando l'insufficienza dei dati non consente di esprimere compiutamente una distribuzione di probabilità.

Nei sistemi complessi vi possono essere variabili definite in termini di probabilità, ed altre che vengono più correttamente espresse in termini di possibilità: per questi casi l'incertezza complessiva del sistema può essere calcolata - in termini di intervalli di probabilità - utilizzando il metodo Monte Carlo ibrido possibilistico-probabilistico. Si tratta di una teoria che ha avuto negli ultimi anni diverse applicazioni, soprattutto nell'analisi di rischio (Baudrit et al., 2002; Baraldi e Zio, 2008). Recentemente il metodo è stato utilizzato anche per la stima delle emissioni inquinanti da un impianto di gassificazione dei rifiuti (Ripamonti et al., 2012).

Il metodo Monte Carlo ibrido (HMC) si applica ad un modello del tipo $Z = f(y_1, \dots, y_k, Y_{k+1}, \dots, Y_n)$, dove y_1, \dots, y_k sono variabili con una descrizione probabilistica (variabili *random*), e Y_{k+1}, \dots, Y_n sono possibilistiche. La procedura prevede la ripetizione di due cicli nidificati:

1. nel ciclo più esterno, le variabili probabilistiche vengono campionate secondo il metodo Monte Carlo tradizionale;
2. nel ciclo più interno, si procede iterativamente a variare un parametro α tra 0 e 1;
3. per ogni valore di α e per i valori di y_1, \dots, y_k determinati nel ciclo più esterno (i-esimo campione di y_1, \dots, y_k):
 - la procedura trova gli intervalli di Y_{k+1}, \dots, Y_n dove la distribuzione di possibilità è uguale o maggiore di α ;
 - si trova il massimo e minimo valori di $f^i(y_1, \dots, y_k, Y_{k+1}, \dots, Y_n)$ ($f^{i\alpha}$ and f^i_α);

Alla fine, ciascun campione è associato alle due funzioni $f^{i\alpha}$ and f^i_α , che definiscono la distribuzione possibilistica di Z , e quindi le sue misure di possibilità ($\Pi_i^f(A)$) e necessità ($N_i^f(A)$).

Le n distribuzioni di possibilità ottenute possono essere aggregate (Baudrit, 2006) mediante l'equazione:

$$\text{Bel}(A) = \sum_i p_i N_i^f(A) \quad \text{Pl}(A) = \sum_i p_i N_i^f(A) \quad (11.4)$$

dove p_i rappresenta la probabilità della i -esima realizzazione.

$\text{Bel}(A)$ e $\text{Pl}(A)$ (funzioni di confidenza e plausibilità) possono essere interpretate come limiti superiore ed inferiore della distribuzione di probabilità cumulativa della variabile Z . L'intervallo di confidenza può pertanto essere calcolato dal limite inferiore e superiore delle due funzioni.

11.4.2. L'applicazione del metodo Monte Carlo ibrido alle emissioni di benzo(a)pirene

Le diverse applicazioni del metodo Monte Carlo (in versione probabilistica e ibrida possibilistico-probabilistica) sono state utilizzate per valutare l'incertezza nella stima delle emissioni di benzo(a)pirene (B(a)P) dalla combustione domestica della legna.

Lo studio intende comparare i risultati ottenibili mediante i diversi approcci suggeriti dalla metodologia AEIG: per questo motivo i fattori di emissione utilizzati sono desunti dal manuale AEIG, e sono quindi diversi dai valori utilizzati nel capitolo 9.

L'AEIG utilizza due approcci per il calcolo delle emissioni: il metodo *Tier 1*, che definisce un fattore di emissione medio per l'intero settore, ed un metodo più dettagliato (*Tier 2*) che definisce fattori di emissione specifici per i diversi apparecchi di combustione (camino aperto, camino chiuso, ecc.). L'utilizzo del metodo Tier 2 richiede ovviamente un livello più dettagliato di informazione, cioè la suddivisione dei quantitativi di legna complessivamente consumati per tipologia di apparecchio.

Le equazioni utilizzate sono le seguenti:

$$\textit{Tier 1:} \quad E = F \cdot A \cdot 10^{-6} \quad (11.5)$$

E = emissioni di B(a)P (kg a^{-1})

F = fattore di emissione medio di B(a)P per la combustione residenziale della biomassa (mg GJ^{-1})

A = biomassa consumata nel settore domestico (GJ a^{-1})

$$\textit{Tier 2:} \quad E = \sum_{i=1}^n F_i \cdot A_i \cdot 10^{-6} \quad (11.6)$$

E = emissioni di B(a)P (kg a^{-1})

F_i = fattore di emissione di B(a)P per la combustione della biomassa nell'apparecchio i (mg GJ^{-1})

A_i = biomassa consumata nell'apparecchio i (GJ a^{-1})

Le variabili A , A_i sono state compiutamente descritte da una pdf, e quindi rappresentano la parte puramente probabilistica del modello. Per il fattore di emissione invece è noto solamente un valore 'suggerito' ed un intervallo di confidenza: è pertanto possibile procedere come già fatto nel caso delle emissioni di EC, OC, oppure considerare F_i una variabile di tipo possibilistico.

Nel caso di studio (l'inventario lombardo dell'anno 2008) l'incertezza è stata calcolata comparando quattro approcci differenti:

1. Monte Carlo probabilistico (PMC) considerando l'intero settore aggregato (Tier 1);
2. PMC considerando i singoli sottosettori (Tier 2);
3. Monte Carlo ibrido (HMC) considerando l'intero settore aggregato (Tier 1);
4. HMC considerando i singoli sottosettori (Tier 2)

I fattori di emissione utilizzati, ed i relativi intervalli di confidenza, sono quelli suggeriti dall'AEIG; per i barbecues (apparecchio di importanza marginale) in assenza di dati specifici si è utilizzato il fattore di emissione assegnato ai caminetti aperti. I dati di base utilizzati nel modello sono riportati in Tabella 11_3.

Tabella 11_3 – Consumo di legna per apparecchio in Lombardia nel 2008 [kt a⁻¹] e fattori di emissione per il B(a)P [mg GJ⁻¹]

	Consumo di biomassa [kt a ⁻¹]		Fattore di emissione[mg GJ ⁻¹]	
	Media	Intervallo di confidenza 95%	Media	Intervallo di confidenza 95%
Combustione residenziale legna (Tier 1)	1570	1420-1720	210	130-300
Camino aperto	309	259-358	180	130-300
Stufa tradizionale	382	327-436	250	150-300
Camino chiuso	687	594-779	180	130-300
Stufa innovativa	47	35-59	100	12-150
Stufa a pellet	122	94-149	50	12-100
Forno a legna	8	5-11	250	150-300
Barbecue	16	11-22	180	130-300

11.4.3. Calcolo dell'incertezza mediante il metodo Monte Carlo probabilistico

L'assegnazione di una pdf al fattore di emissione del benzo(a)pirene è analoga a quella già vista per il PTS nel paragrafo 11_2: anche in questo caso è stata utilizzata una funzione di forma triangolare (Figura 11_1). In una fase successiva, per valutare l'influenza sui risultati della forma assegnata alla pdf, la simulazione è stata ripetuta utilizzando una distribuzione uniforme.

La simulazione ha seguito sia l'approccio Tier 1 che il Tier 2: i risultati ottenuti sono mostrati in Tabella 11_4.

Tabella 11_4 – Intervallo di confidenza per le emissioni di B(a)P applicando l'approccio PMC

APPROCCIO	Intervallo di confidenza (t a ⁻¹)	
	Limite inferiore	Limite superiore
Tier 1 – pdf triangolare	2,6	6,0
Tier 2 – pdf triangolare	2,9	4,9
Tier 1 – pdf uniforme	2,4	6,2
Tier 2 – pdf uniforme	2,9	5,2

Come si può notare, il passaggio dall'approccio Tier 1 al Tier 2 (più dettagliato) produce una riduzione dell'intervallo di confidenza pari a circa il 40%. La forma della pdf ha invece influenza limitata, in linea con i risultati ottenuti da Winiwarter et al. (2001) e Monni et al. (2004).

11.4.4. Calcolo dell'incertezza mediante il metodo Monte Carlo ibrido possibilistico - probabilistico

Nell'applicazione del metodo HMC, si è assunta per F_i una distribuzione di possibilità triangolare (della medesima forma mostrata nella Figura 11.1): la probabilità che F_i sia compresa nell'intervallo 12-13 è $\geq 95\%$, mentre la probabilità che F_i sia nell'intervallo 11-14 è del 100%. Come si può notare l'informazione contenuta nella funzione di probabilità è più coerente con i dati effettivamente disponibili sul fattore di emissione, evitando gli elementi arbitrari introdotti con la scelta della pdf.

Nel caso Tier 1, il modello HMC procede come segue:

1. Nel ciclo esterno si campiona la variabile A utilizzando il PMC;
2. Per ciascun valore di A ottenuto viene eseguito un ciclo interno. Nell'intervallo di valori tra 0 e 1, vengono generati 41 intervalli della variabile α (α -cuts), e per ciascun valore, in base alla distribuzione di possibilità di F, si calcola il massimo ed il minimo di E mediante l'equazione 10.5: viene generata quindi una distribuzione di possibilità per ciascun valore di α generato nel ciclo più esterno;
3. Concluse le iterazioni del ciclo più esterno, viene fatta una media delle 10.000 distribuzioni cumulative generate (misure di possibilità e necessità) utilizzando la formula 10.4: si ottengono così le curve di probabilità cumulate massima e minima per E.

Nell'approccio Tier 2 si segue la medesima struttura, ma il calcolo è modificato nel modo seguente:

1. Nel ciclo esterno vengono campionate separatamente le 7 variabili A_i (una per ciascun tipo di apparecchio);
2. Per ogni insieme di valori A_i , nel ciclo interno vengono calcolate le distribuzioni di possibilità di E_i (emissioni dell'apparecchio i) mediante la distribuzione di possibilità di F_i ;
3. Si ottiene la distribuzione di possibilità di E sommando le 7 distribuzioni relative ai singoli settori;
4. Alla fine del ciclo esterno viene seguita la procedura di aggregazione già spiegata ai punti 3. e 4. del caso Tier 1.

11.4.5. Comparazione dei risultati ottenuti con i diversi metodi

I risultati ottenuti con le 4 elaborazioni previste (PMC e HMC con metodi Tier 1 e Tier 2) sono presentati in Figura 11_3.

I due casi Tier 1 e Tier 2 portano a risultati simili, con una lieve riduzione nell'ampiezza dell'intervallo di confidenza per il caso Tier 2, che utilizzando informazioni più dettagliate dovrebbe fornire risultati più attendibili. L'approccio possibilistico fornisce come risultato due curve di probabilità cumulate che costituiscono un limite inferiore e superiore, all'interno dei quali è compresa la curva di probabilità della variabile. Considerato lo scarso livello di conoscenza associato al fattore di emissione, l'approccio fornisce una rappresentazione della probabilità più congruente alla realtà.

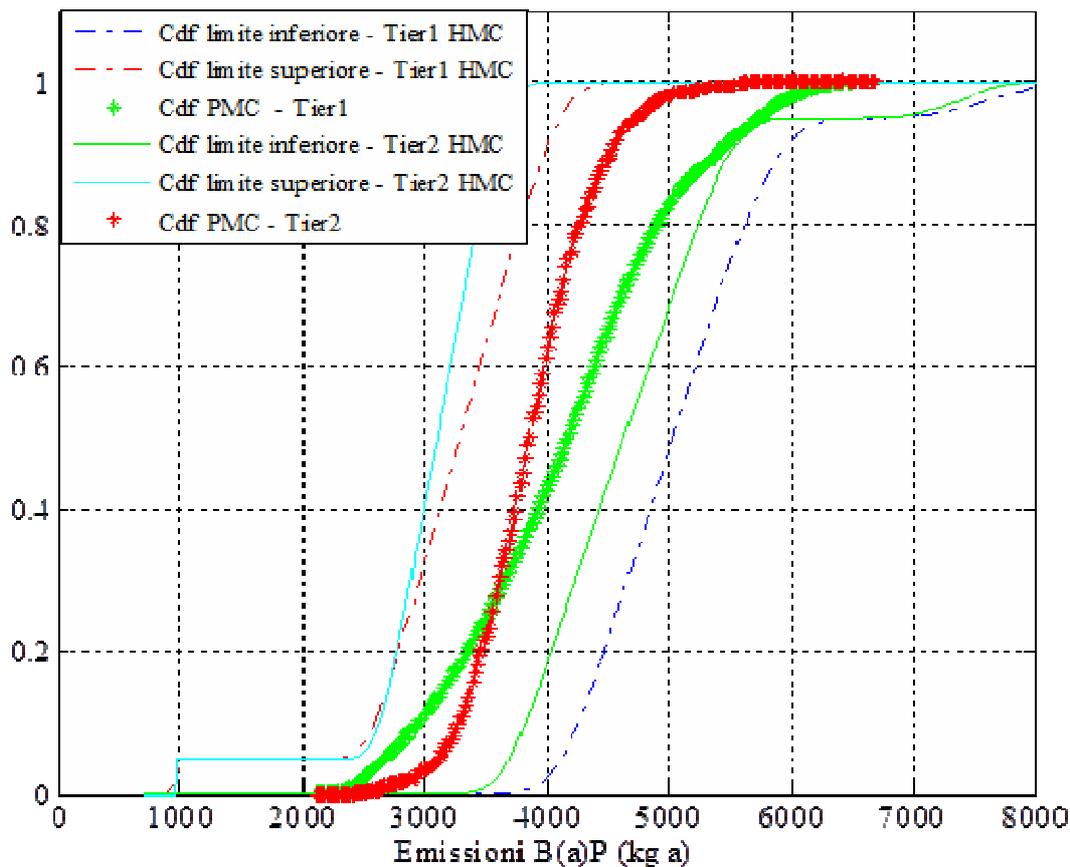


Figura 11_3 – Distribuzioni di probabilità cumulate relative alle quattro simulazioni: Tier 1 – PMC, Tier 1- HMC, Tier 2 – PMC, Tier 2 – HMC

11.4.6. Analisi di sensitività

La scelta dei due parametri L1 ed L4 (valori estremi dell'intervallo all'interno dei quali è contenuta la variabile con il 100% di probabilità: si veda Fig. 11_1) è stata fatta senza una reale base, essendo l'informazione disponibile limitata all'intervallo nel quale la variabile è contenuta con un 95% di probabilità. Si è perciò effettuata un'analisi di sensitività sui due parametri.

Si è proceduto a diverse simulazioni variando in ugual modo l'ampiezza dei due intervalli L1-L2 ed L3-L4, che sono stati ridotti del 25%, 50% e 90%. In Figura 11_4 sono mostrati i risultati ottenuti per il caso Tier 2; le simulazioni Tier 1 forniscono risultati analoghi.

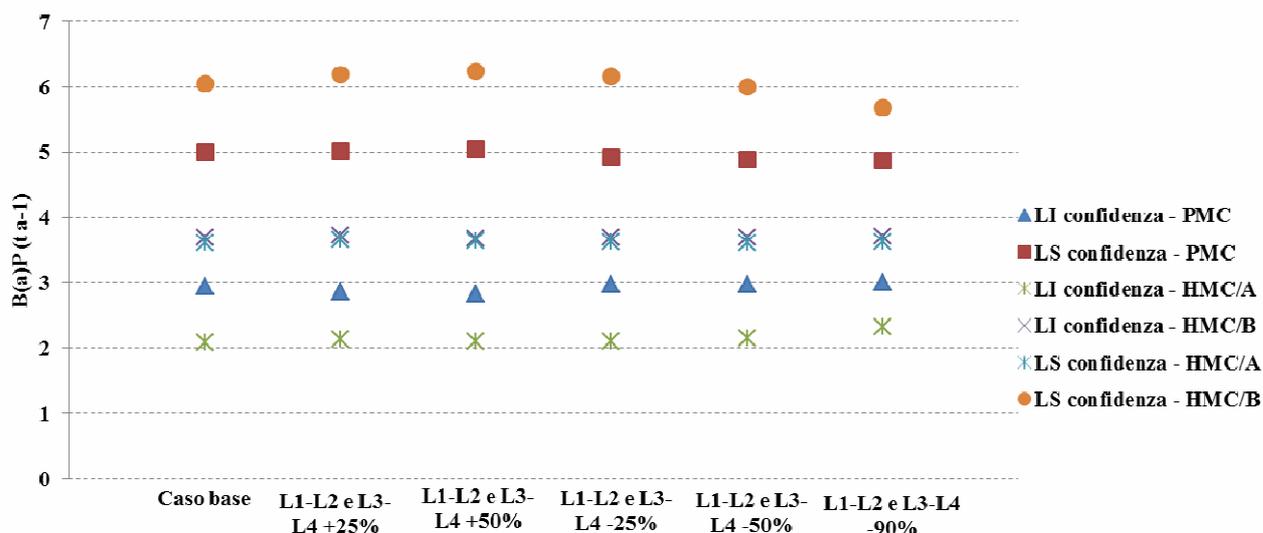


Figura 11_4 – Sensitività degli intervalli di confidenza delle emissioni di B(a)P in Lombardia al variare degli intervalli L1-L2 e L3-L4

LI confidenza – PMC = limite inferiore dell’intervallo di confidenza calcolato con il PMC

LS confidenza – PMC = limite superiore dell’intervallo di confidenza calcolato con il PMC

LI confidenza – HMC/A = valore più basso del limite inferiore dell’intervallo di confidenza calcolato con l’HMC

LI confidenza – HMC/B = valore più alto del limite inferiore dell’intervallo di confidenza calcolato con l’HMC

LS confidenza – HMC/A = valore più basso del limite superiore dell’intervallo di confidenza calcolato con l’HMC

LS confidenza – HMC/B = valore più alto del limite superiore dell’intervallo di confidenza calcolato con l’HMC

Come si può notare dalla Figura 11_4, la variazione dell’intervallo di confidenza è limitata ad un 3-4% sia nel caso probabilistico che in quello possibilistico. Considerata l’incertezza dei dati, la variazione può essere considerata accettabile.

11.5. Conclusioni

Il grado di incertezza associato agli inventari delle emissioni è difficile da stimare; tuttavia questa operazione è necessaria per motivi di correttezza scientifica e per assicurare un corretto uso dello strumento da parte dei decisori politici. A questo fine è necessario stimare l’incertezza associata a ciascuna variabile e propagarla; nelle applicazioni lo strumento utilizzato con maggior frequenza è il metodo numerico Monte Carlo.

In un caso di studio – la Lombardia - l’intervallo di confidenza associato alle emissioni dei principali macroinquinanti è stato stimato utilizzando il metodo Monte Carlo: l’ampiezza varia tra il 38% e l’84% rispetto al valore medio delle emissioni. Per le emissioni di BC ed OC l’ampiezza dell’intervallo di confidenza è risultata anche superiore (70% per l’OC e 280% per l’OC), perché all’incertezza associata alle emissioni di PM si aggiunge quella associata alle percentuali di sostanze carboniose nel PM.

L’utilizzo del Metodo Monte Carlo presenta però un limite: presuppone la stima della distribuzione di probabilità associata a ciascuna variabile. Quando non vi sono dati disponibili, questa operazione viene fatta usualmente mediante la “expert elicitation”, che contiene necessariamente ampi margini di approssimazione considerata appunto la scarsità dei dati sui quali basare la stima. Il rischio è di introdurre nel modello un’informazione falsata, che può alterare i risultati.

Il vantaggio del metodo Monte Carlo in versione ibrida possibilistico-probabilistica è che l'incertezza viene rappresentata in modo più corretto, non essendovi la necessità di introdurre nel modello elementi che non sono in realtà noti. In effetti, la sua applicazione ha consentito di dimostrare come l'intervallo di confidenza è in realtà più ampio rispetto a quanto calcolato mediante il metodo Monte Carlo probabilistico. Lo svantaggio è in una maggiore complessità teorica, e nella difficoltà di riassumere le conclusioni della simulazione in modo facilmente comunicabile. Se infatti la probabilità è un concetto sufficientemente immediato, la possibilità, o l'identificazione di un range di probabilità e di un range per i valori estremi dell'intervallo di confidenza, risulta di più difficile comprensione.

12. SCENARI DI EMISSIONE DALLA COMBUSTIONE DOMESTICA DELLA LEGNA IN LOMBARDIA

Il presente capitolo è dedicato alla stima degli scenari di evoluzione delle emissioni dalla combustione di biomassa in Lombardia, considerando lo sviluppo tecnologico e i trend di utilizzo in corso.

A livello generale, si può ritenere che l'evoluzione tecnologica condurrà ad un incremento dell'efficienza e ad una riduzione delle emissioni; d'altra parte negli ultimi anni si assiste ad un incremento nell'utilizzo della biomassa – in particolare del pellet.

Uno studio recente (AIEL, 2012) ha confrontato il costo dell'energia per riscaldamento in Italia con l'utilizzo di diversi combustibili: la biomassa è stata la risorsa più conveniente (da -25% a -60% rispetto al gas naturale a parità di calore fornito). Quest'aspetto rende probabili ulteriori incrementi negli anni futuri. Inoltre, la politica in favore delle fonti rinnovabili, che prevede incentivi per l'acquisto di apparecchi a biomassa, è destinata a contribuire ulteriormente a questo effetto.

In Lombardia, una legge regionale del 2006 ha introdotto limitazioni all'utilizzo della legna nelle aree più critiche per la qualità dell'aria (le aree di pianura al di sotto dei 300 m di quota); ulteriori restrizioni – o una migliore applicazione dei limiti attualmente in vigore – potrebbero entrare in vigore nei prossimi anni. Può essere quindi utile conoscere gli scenari di sviluppo sia con la legislazione attuale, sia nel caso entrino in vigore ulteriori provvedimenti per limitare le emissioni.

Il lavoro presentato in questo capitolo è stato pubblicato nel 2012 agli atti della XX European Biomass Conference (Galante et al., 2012); successivamente il valore dei fattori di emissione sono stati modificati, per tener conto dei dati resi disponibili dalla campagna sperimentale, riportati nel capitolo 9.

Sono stati considerati due tipi di scenari.

Il primo tipo è composto da un solo scenario, lo scenario tendenziale o 'business as usual' (BAU); considera l'evoluzione delle emissioni sulla base della legislazione attuale, senza prevedere ulteriori provvedimenti o azioni a diversi livelli in grado di influenzare le emissioni. Il secondo tipo raggruppa gli scenari alternativi, ossia scenari che considerano l'effetto di una serie di provvedimenti specificatamente indirizzati alla riduzione delle emissioni. Gli scenari alternativi permettono quindi di valutare la riduzione delle emissioni rispetto allo scenario tendenziale.

Il periodo temporale considerato è dall'anno 2008 all'anno 2020.

12.1 SCENARIO TENDENZIALE

La metodologia utilizzata stima le emissioni in ogni anno dal 2008 al 2020 sulla base dell'evoluzione di tre tipi di dati: numero di apparecchi installati, consumi di biomassa per apparecchio ed emissioni specifiche per apparecchio.

La prima fase consiste quindi nella stima del numero di apparecchi in uso, mediante l'equazione seguente:

$$N_{a,y+1} = N_{a,y} \cdot (1-r_a) + S_{a,y+1} \quad (12.1)$$

$N_{a,y}$ o $N_{a,y+1}$ = numero di apparecchi di tipo a nell'anno y o y+1

r_a = tasso di rinnovamento degli apparecchi di tipo a

$S_{a,y+1}$ = vendite di apparecchi di tipo a nell'anno y+1

La seconda fase consiste nella stima dei consumi di biomassa per ciascuna tipologia di apparecchio. Il calcolo si fonda sull'assunzione che l'energia primaria prodotta da ciascun apparecchio fosse costante nel tempo, indipendentemente dall'efficienza energetica – che al contrario aumenta con il rinnovo degli apparecchi. Questa ipotesi è ragionevole, perché la produzione di energia primaria è correlata direttamente al fabbisogno energetico dell'edificio, e non all'apparecchio. Il consumo specifico medio di biomassa per l'apparecchio a nell'anno y ($b_{a,y}$) – può essere quindi derivato dall'equazione seguente:

$$P_{a,ref} = b_{a,ref} \cdot \eta_{a,ref} = b_{a,y} \cdot \eta_{a,y} \quad (12.2)$$

$P_{a,ref}$ = produzione media di energia primaria specifica per l'apparecchio di tipo a nell'anno 2008, assunto come riferimento appliance ($GJ \text{ anno}^{-1} \text{ apparecchio}^{-1}$);

$b_{a,ref}$ = consumo specifico medio di biomassa per l'apparecchio a nell'anno di riferimento ($GJ \text{ anno}^{-1} \text{ apparecchio}^{-1}$);

$b_{a,y}$ = consumo specifico medio di biomassa per l'apparecchio a nell'anno y ($GJ \text{ anno}^{-1} \text{ apparecchio}^{-1}$);

$\eta_{a,ref}$ = efficienza energetica degli apparecchi di tipo a nell'anno di riferimento (%)

$\eta_{a,y}$ = efficienza energetica degli apparecchi di tipo a nell'anno y (%)

Poiché $b_{a,ref}$ è noto, $b_{a,y}$ può essere calcolato una volta note l'efficienza energetica media nell'anno di riferimento ($\eta_{a,ref}$) e la sua evoluzione nel tempo ($\eta_{a,y}$), mediante l'equazione:

$$b_{a,y} = \frac{b_{a,ref} \cdot \eta_{a,ref}}{\eta_{a,y}} \quad (12.3)$$

Va sottolineato che ci si deve riferire a un'efficienza in condizioni reali, e non all'efficienza standard di certificazione dell'apparecchio, che è in generale molto più elevata.

Come fase finale si sono stimate le emissioni di PM10 mediante l'equazione:

$$E_y = \sum_a N_{a,y} \cdot b_{a,y} \cdot F_{a,y} \quad (12.4)$$

E_y = emissioni di PM10 nell'anno y ($t \text{ anno}^{-1}$)

$N_{a,y}$ = numero di apparecchi di tipo a nell'anno y

$b_{a,y}$ = consumo specifico medio di biomassa per l'apparecchio di tipo a nell'anno y ($GJ \text{ anno}^{-1} \text{ apparecchio}^{-1}$)

$F_{a,y}$ = fattore di emissione del PM10 ($g \text{ GJ}^{-1}$)

Nel seguito vengono descritti i parametri e le variabili utilizzati per l'applicazione del modello al caso lombardo.

12.1.1 Consumi di biomassa e numero di apparecchi in uso

A livello lombardo, l'ultima stima dei consumi di legna è stata realizzata nella stagione termica 2007-2008 ed è stata descritta al paragrafo 9.2.2; le emissioni di PM10 associate sono riportate nella Tabella 9_9.

Il consumo annuale di biomassa per apparecchio, mostrato nella Tabella 12_1, può essere dedotto dal numero di apparecchi e dal consumo complessivo di biomassa per ciascun tipo di apparecchio.

Tabella 12_1 – Numero di apparecchi in Lombardia e consumo di biomassa per apparecchio, anno 2008

	Nr di apparecchi (x1000)	Consumo annuale di biomassa per apparecchio (t/anno)
Camino aperto	162	1.9
Camino chiuso	149	4.6
Stufa tradizionale	177	2.1
Forno a legna	22.6	0.36
Stufa innovativa	34.2	1.4
Stufa a pellet	32.5	3.7

12.1.2 Vendite di apparecchi

A livello nazionale, i dati forniti dalle associazioni industriali (Bani, 2012) forniscono i volumi di produzione dei diversi tipi di apparecchio per il periodo 2005-2010, ed i volumi d'importazione, non suddivisi per tipologia di apparecchio. Il numero di apparecchi complessivamente venduti in Italia può quindi essere dedotto per differenza; poiché la produzione equivale complessivamente al 90-100% delle vendite (con percentuali variabili nei diversi anni), si è assunto che le vendite per tipo di apparecchio rispettassero la medesima distribuzione percentuale della produzione per tipo di apparecchio.

Le vendite di nuovi apparecchi a biomassa in Lombardia sono state poi dedotte in proporzione al numero di apparecchi installati rispetto al totale nazionale, deducibile dall'indagine APAT – ARPA Lombardia descritta nel paragrafo 9.2.1. Quest'assunzione è certamente associata ad incertezza, inevitabile in assenza di dati più dettagliati: i dati di vendita così dedotti sono riportati nella Figura 12_1.

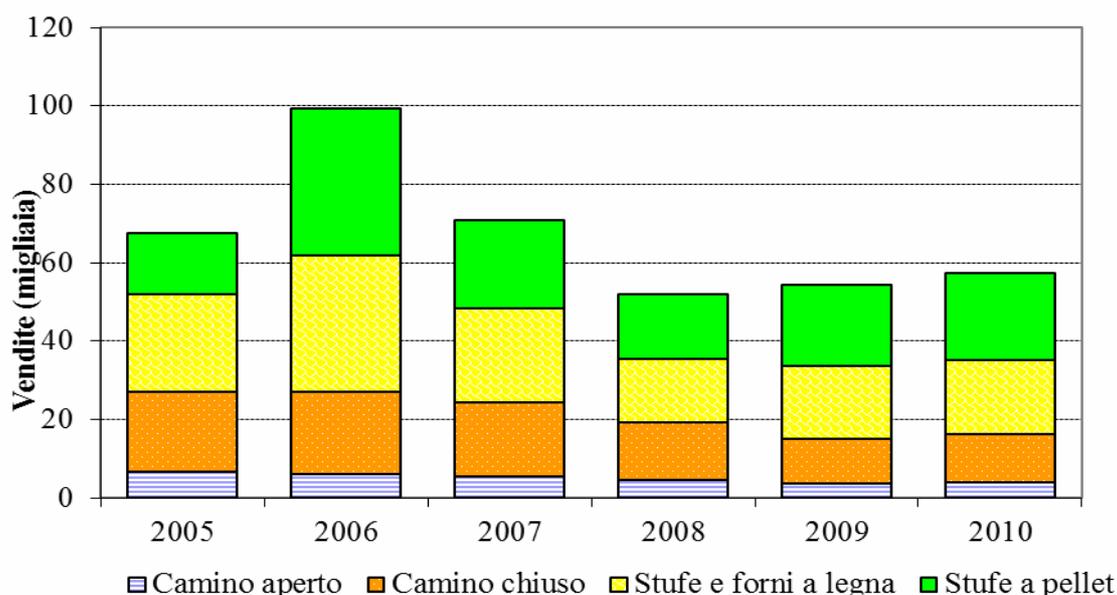


Figure 12_1 – Numero di apparecchi (x1000) venduti in Lombardia nel periodo 2005-2010

Nel 2008, le stufe a pellet costituivano una frazione minore del parco impiantistico; gli elevati volumi di vendita evidenziano quindi la loro crescente rilevanza. Come si può notare dalla Figura 12_1, dopo due anni di riduzione, si assiste ad un lieve incremento delle vendite complessive nel biennio 2009-2010.

La commercializzazione di nuovi apparecchi nel periodo 2011-2020 è stata stimata a partire dai dati del periodo 2005-2010.

Il volume delle vendite, tenendo conto della vita media assunta per i diversi apparecchi, porta a un incremento del numero di apparecchi negli anni. Questo dato è coerente con la convenienza economica che si riscontra attualmente nell'utilizzo della biomassa: la situazione non è destinata a cambiare nel breve periodo, e pertanto si è supposto che l'andamento crescente perduri nei prossimi anni. Successivamente si andrà incontro ad un effetto di saturazione; questo anche perché l'uso della biomassa non è sempre possibile (è ad esempio molto limitato nelle grandi città, caratterizzate da edifici con diversi problemi logistici e regolamentari all'uso di biomassa).

12.1.3 Tasso di rinnovamento, efficienza energetica

Il tasso di rinnovamento degli apparecchi deriva dalla vita media, mostrata nella Tabella 12_2 (Fonte: EC DG TREN, 2009); il valore del tasso di rinnovo varia tra il 7% (1/15) e l'8% (1/12,5), a seconda del tipo di apparecchio.

Il tasso di rinnovamento non è specificato per il caso del caminetto aperto e del barbecue, in quanto si tratta di apparecchi con caratteristiche diverse, il cui tempo di vita media è difficile da stabilire, essendo per il caminetto aperto virtualmente uguale a quello della casa nella quale viene costruito. In secondo luogo, i dati relativi alla vendita di nuovi apparecchi non separano i caminetti chiusi dagli inserti: questi ultimi, di fatto, sostituiscono un caminetto aperto con uno chiuso, ed anche di questo è necessario tenere conto.

Per questi motivi l'equazione 12.1 è di fatto impossibile da applicare. Poiché negli ultimi anni si sta assistendo ad un lento declino nell'utilizzo dei caminetti aperti – la circostanza è

deducibile per confronto dalle indagini effettuate negli ultimi anni (Pastorello et al, 2011; Caserini et al., 2007) – si è ipotizzato che il numero di camini aperti si riduca del 3% ogni anno, indipendentemente dai volumi di vendita.

Il numero di barbecue – tipologia peraltro di importanza minore – è stato supposto costante su tutto l’orizzonte temporale considerato.

Tabella 12_2 – Tempo di vita medio e variazione dell’efficienza energetica in base all’anno di commercializzazione (η - %) per i diversi tipi di apparecchio

APPARECCHIO	VITA UTILE (anni)	η (%) < 2010	η (%) 2010-15	η (%) > 2015
Camino aperto	15	49	59	68
Stufa tradizionale	15	49	49	(1)
Forno a legna	15	49	61	69
Stufa avanzata	15	65	61	69
Stufa a pellet	12.5	75	80	86

[1] oltre il 2015 si considera che le stufe a legna tradizionali non siano più commercializzate (sono sostituite dalle stufe avanzate)

L’efficienza media per tipo di apparecchio è stata derivata dalla letteratura scientifica (EC DG TREN, 2009). Dalla medesima fonte si è dedotta l’evoluzione nel tempo dell’efficienza energetica nei nuovi apparecchi, riportata nella Tabella 12_2: a questo fine sono state prese in considerazione le migliori tecnologie disponibili, considerando la differenza tra standard di certificazione e condizioni reali di utilizzo.

I dati di Tabella 12_2 sono affetti da incertezza, dovuta ad esempio alla variabilità delle caratteristiche nell’ambito della medesima categoria impiantistica, o alle differenze dovute al comportamento dell’utente, ed ai diversi cicli di combustione utilizzati. Come già ricordato, è noto che l’efficienza misurata in condizioni di certificazione differisce di diversi punti da quella reale; la differenza è inoltre maggiore per gli apparecchi ad alimentazione manuale (Nussbaumer, 2008). Va tuttavia specificato che – come si può dedurre dall’equazione 12.2 - gli scenari non sono influenzati dal valore assoluto dell’efficienza energetica, ma dalla sua variazione negli anni. Per questo motivo non è necessario stimare l’efficienza del caminetto aperto, che è stata assunta costante per tutto il periodo.

12.1.4 Fattori di emissione

Per il calcolo delle emissioni al 2008 si sono utilizzati i fattori di emissione riportati nella Tabella 9_1. Si è poi ipotizzato un miglioramento nel tempo nelle emissioni delle stufe, che condurrà dal 2015 tutti gli apparecchi a raggiungere gli standard della categoria ‘avanzata’ (non vi saranno più quindi differenze tra stufe tradizionali ed avanzate di nuova commercializzazione).

12.2. SCENARIO ALTERNATIVO

L’effetto delle diverse politiche è stato valutato assumendo come base per il confronto lo

scenario BAU. Le misure considerate sono le seguenti:

- normativa che impone una manutenzione regolare degli apparecchi;
- campagna informativa;
- campagna per l'effettiva applicazione della normativa esistente, che proibisce l'utilizzo dei camini aperti nelle aree di pianura;
- introduzione degli standard emissivi previsti dalla normativa tedesca per gli apparecchi commercializzati dal 2015.

Le misure sono brevemente descritte nel seguito.

12.2.1 Manutenzione obbligatoria

Attualmente la manutenzione è obbligatoria – ogni due anni – per gli apparecchi alimentati a metano e gasolio (l'utilizzo dell'olio combustibile è stato bandito in Lombardia dal 2005), ma non per quelli alimentati a biomassa.

La mancanza o la cattiva manutenzione è correlata ad una riduzione dell'efficienza e ad un aumento delle emissioni, oltre ad essere la causa di molti incendi accidentali: per questo è attualmente in studio una regolamentazione che rende obbligatoria la manutenzione. L'effetto del provvedimento è stato valutato in un incremento del 10% dell'efficienza energetica.

12.2.2 Campagna informativa

La consapevolezza pubblica degli effetti negativi derivanti dalla combustione della biomassa, in termini di inquinamento atmosferico, è molto bassa. Si è perciò studiato l'effetto di una campagna informativa intensa su questo argomento per l'intero periodo 2011-2020.

Una caratteristica dell'uso di biomassa in Lombardia è che questa è utilizzata principalmente come fonte energetica secondaria: nelle unità abitative esiste cioè una fonte alternativa di calore (Pastorello et al., 2011; Caserini et al., 2007). Per questo molti consumatori potrebbero semplicemente interrompere l'utilizzo di biomassa, senza avere necessità di acquistare un ulteriore apparecchio per il riscaldamento.

Si è assunto che l'effetto della campagna informativa si potesse quantificare in un 1% all'anno di consumatori che smetteranno di utilizzare un apparecchio a legna di tipo tradizionale; di questi la metà acquisterà un apparecchio a tecnologia avanzata (stufa a pellet o stufa a legna avanzata), mentre l'altra metà smetterà di utilizzare la legna.

12.2.3 Campagna per il rispetto della legge regionale in vigore

Un regolamento della Regione Lombardia che risale al 2006 prevede la proibizione all'utilizzo di legna in dispositivi con un'efficienza termica certificata inferiore al 65% nelle aree di pianura della regione. Dall'inventario regionale delle emissioni appare evidente che l'utilizzo di camini aperti (che certamente non possiedono l'efficienza prevista dalla norma) è ancora presente nelle aree di pianura, nonostante il divieto. Il motivo risiede in un'insufficiente conoscenza della norma, e nell'assenza di controlli. Si è quindi valutato l'effetto di una misura che prevede l'informazione dei consumatori e delle autorità pubbliche responsabili dei controlli. L'effetto della misura è valutato in una riduzione dell'80% dell'uso di camini aperti nelle aree di pianura.

12.3.4 Standard regolamentari per nuovi apparecchi

Una legge tedesca (Bundesrat, 2010) introduce limiti per l'efficienza energetica e le emissioni di PM degli apparecchi immessi sul mercato dal 2015; i limiti sono riportati in Tabella 12_3.

Tabella 12_3. Limiti di certificazione imposti dalla normativa tedesca per gli apparecchi commercializzati dal 2015

	Efficienza (%)	Concentrazione di PM nei fumi (mg/Nm ³)	Fattore di emissione per il PM (g GJ ⁻¹)
Stufa a pellet	85	30	19.8
Camino chiuso	75	40	26.4
Stufa a legna	75	40	26.4

Per l'utilizzo nel presente studio, i limiti della legge tedesca – che sono verificati in fase di certificazione dell'apparecchio – sono stati tradotti in parametri di utilizzo effettivo, ipotizzando una perdita di efficienza del 10% dal ciclo di certificazione al ciclo reale. I fattori di emissione nei cicli reali sono stati stimati pari a quattro volte il valore di certificazione per gli apparecchi ad alimentazione manuale e due volte il valore di certificazione per gli apparecchi automatici. Questa scelta è motivata dal fatto che la variazione tra ciclo reale e ciclo di certificazione è maggiore negli apparecchi a carica manuale (Nussbaumer, 2008). In effetti, per camino chiuso, stufa tradizionale e stufa innovativa, nel corso della campagna sperimentale descritta nei capitoli precedenti si è avuto modo di comparare la misura del PM a freddo con cicli “reali” con la misura a caldo per un ciclo di certificazione. Il rapporto tra i due valori è esattamente quello scelto nel modello per camino chiuso e stufa tradizionale (emissioni reali pari a 4,1-4,6 volte quelle di certificazione); per la stufa innovativa il rapporto è invece superiore (7,4 volte). Nel complesso si ha perciò una sostanziale conferma sull'ordine di grandezza della variazione.

12.2.5 Tutti gli interventi

Nelle proiezioni si è valutato anche l'effetto combinato di tutti gli interventi, con l'eccezione della campagna informativa. Questo perché il divieto nell'uso dei caminetti chiusi e la campagna informativa agiscono, secondo le ipotesi fatte, sui medesimi parametri (in particolare l'uso degli apparecchi più inquinanti) e quindi è complesso valutare l'effetto combinato di queste due azioni.

12.3. RISULTATI: PROIEZIONE DELLE EMISSIONI

12.3.1. Scenario BAU

I risultati ottenuti per lo scenario BAU sono riportati nelle Figure 12_2 e 12_3.

Il numero di apparecchi previsto nello scenario BAU è in crescita del 13% nel decennio 2010-2020; la crescita è in gran parte dovuta alle stufe a pellet, il cui contributo cresce dal 5% al 25% sul numero totale degli apparecchi. Il numero degli altri apparecchi (con l'eccezione dei

camini aperti) resta sostanzialmente stabile. Il consumo di biomassa cresce del 30%, mentre il consumo di legna diminuisce del 23%.

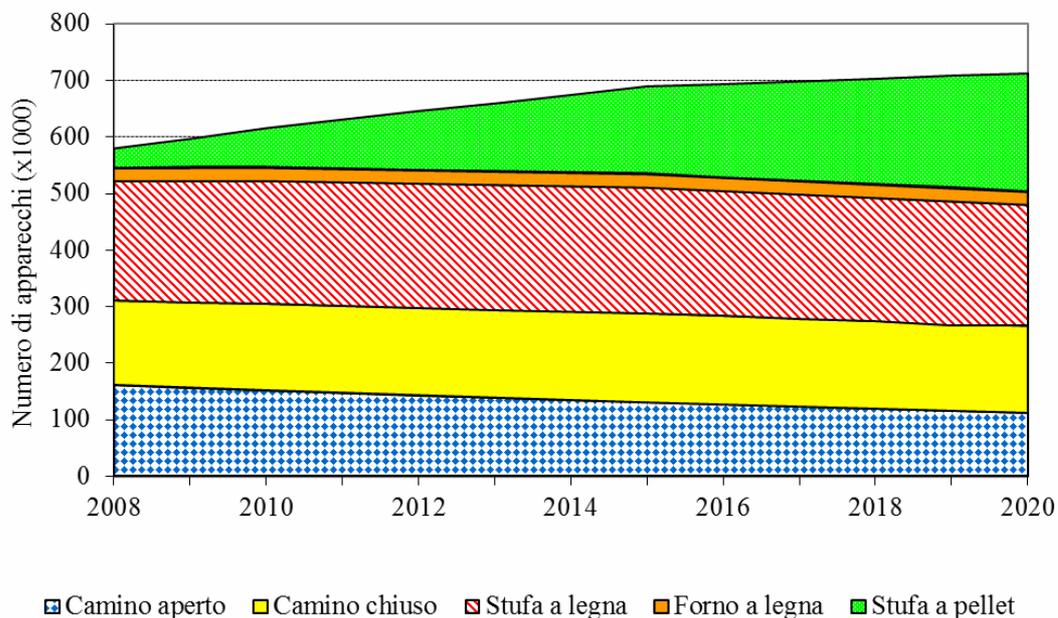


Figura 12_2 – Scenario BAU: numero di apparecchi a biomassa utilizzati in Lombardia nel periodo 2008 -2020.

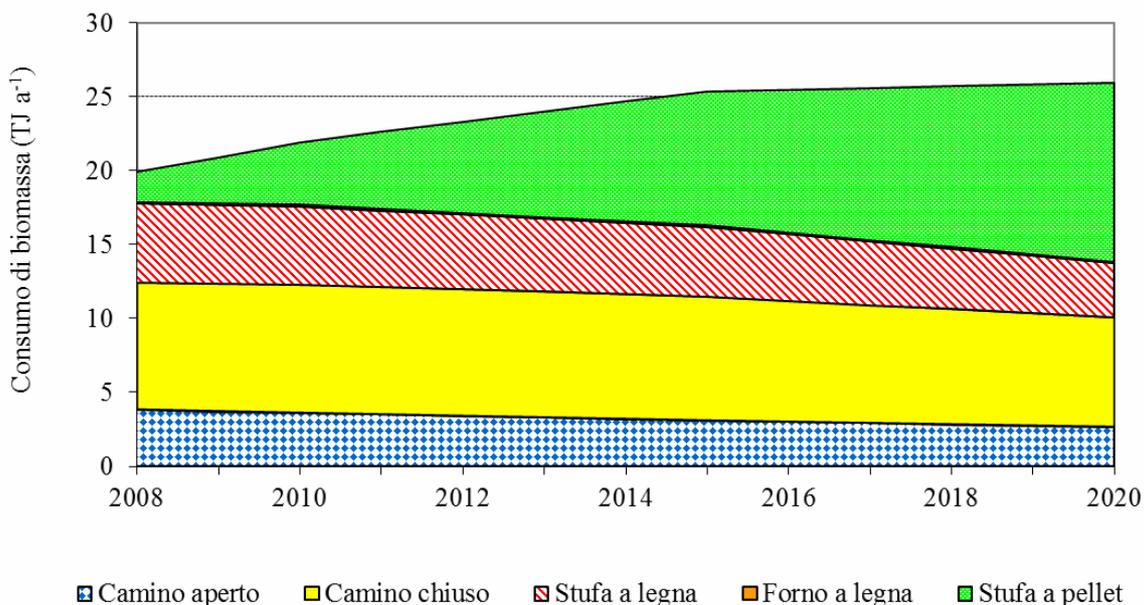


Figura 12_3 – Scenario BAU : utilizzo di biomassa in Lombardia per il periodo 2008-2020.

La crescita della biomassa utilizzata non è accompagnata ad una crescita delle emissioni (Figura 12_5) a causa delle migliori caratteristiche ambientali dei nuovi apparecchi: il PM10 diminuisce del 33% nel periodo 2008-2020.

12.3.2. Scenario alternativo

I risultati delle politiche descritte al paragrafo precedente sono mostrati in Tabella 12_4 e nelle Figura 12_4 e 12_5.

Tabella 12_4 – Consumi di biomassa (TJ a⁻¹) e emissioni di PM10 (t a⁻¹) secondo i diversi scenari considerati

SCENARIO	Consumi di biomassa (TJ a ⁻¹)			Emissioni di PM10 (t a ⁻¹)		
	2010	2015	2020	2010	2015	2020
Scenario BAU	22.139	25.600	26.915	9.243	8.478	7.135
Manutenzione obbligatoria	22.139	23.040	24.224	9.243	7.630	6.422
Campagna informativa	22.139	25.441	26.736	9.243	8.214	6.726
Manutenzione obbligatoria e campagna informativa	22.139	22.897	24.062	9.243	7.392	6.054
Divieto ai caminetti paerti nelle aree di pianura	22.139	23.975	25.519	9.243	7.103	5.954
Standard obbligatori per i nuovi apparecchi	22.139	25.600	26.915	9.243	8.365	6.479
Tutti gli interventi	22.139	21.577	22.967	9.243	6.291	4.768

La campagna per il rispetto della regolamentazione in vigore (cioè il divieto di utilizzo dei camini aperti nelle aree di pianura) è l'intervento che dà le performance migliori in termini di riduzione del PM10 sull'orizzonte temporale 2020 (-1.200 t a⁻¹). Un effetto analogo è ottenuto combinando l'obbligo di manutenzione periodica degli apparecchi con un'intensiva campagna informativa. L'obbligo di manutenzione non abbinato ad altri interventi produce una riduzione pari a 780 t a⁻¹ di PM10; si eviterebbero inoltre le emissioni provocate dagli incendi di tetto (l'assenza di manutenzione ne è una delle cause principali).

L'introduzione di standard obbligatori per i nuovi apparecchi potrebbe evitare al 2020 650 t a⁻¹ di PM10. Va considerato anche che questo intervento è caratterizzato dal trend di riduzione più rapido; poiché si è ipotizzato che la regolamentazione entri in vigore dal 2015, è evidente che gran parte degli effetti è attesa oltre l'orizzonte temporale del 2020.

Infine, l'effetto combinato di tutte le politiche porterebbe nel 2020 ad una riduzione delle emissioni pari al 33% (- 2.400 t a⁻¹) rispetto allo scenario BAU, con una riduzione complessiva rispetto al 2008 pari a circa il 50%.

In Figura 12_4 i diversi scenari sono messi a confronto in termini di consumi di biomassa. L'introduzione di standard normativi sui nuovi apparecchi è mostrata insieme allo scenario BAU, perché l'intervento non prevede riduzioni nel consumo di biomassa. L'effetto della campagna informativa è marginale (riduzione dei consumi di meno dell'1%). Un decremento maggiore (5-10%) è associato al divieto di utilizzo dei caminetti aperti ed all'obbligo di manutenzione: riguardo a quest'ultima, la riduzione dei consumi è conseguenza dell'ipotesi iniziale, per la quale una maggiore manutenzione produrrebbe un incremento dell'efficienza energetica, e di conseguenza una riduzione dei consumi.

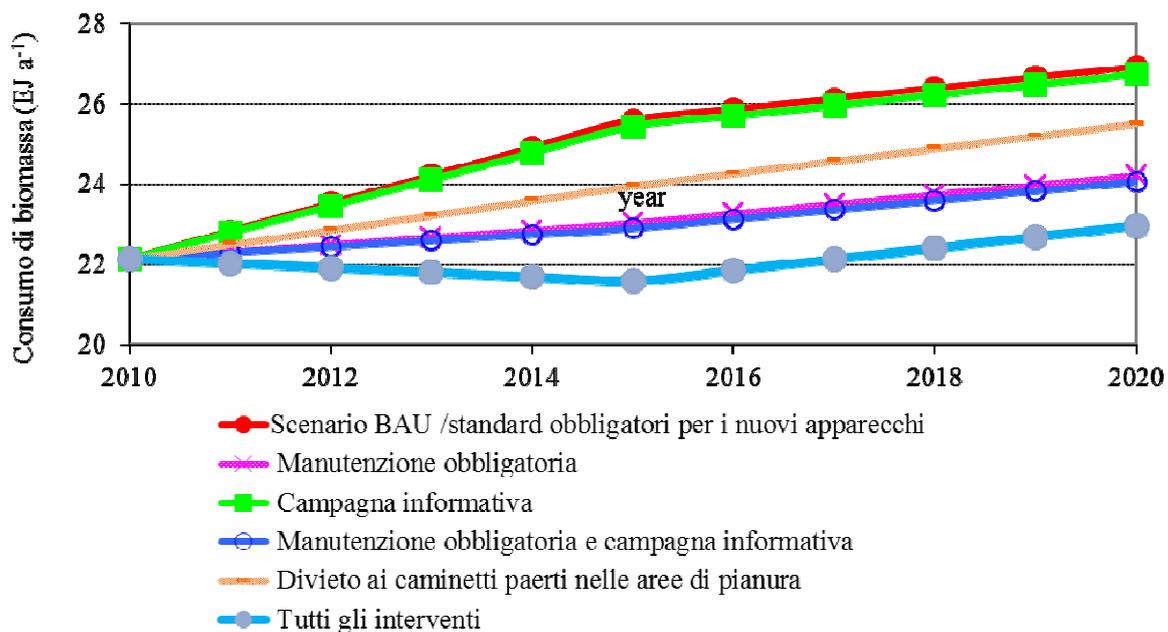


Figura 12_4 – Scenario BAU e scenari alternativi: consumo di biomassa in Lombardia nel periodo 2010-2020.

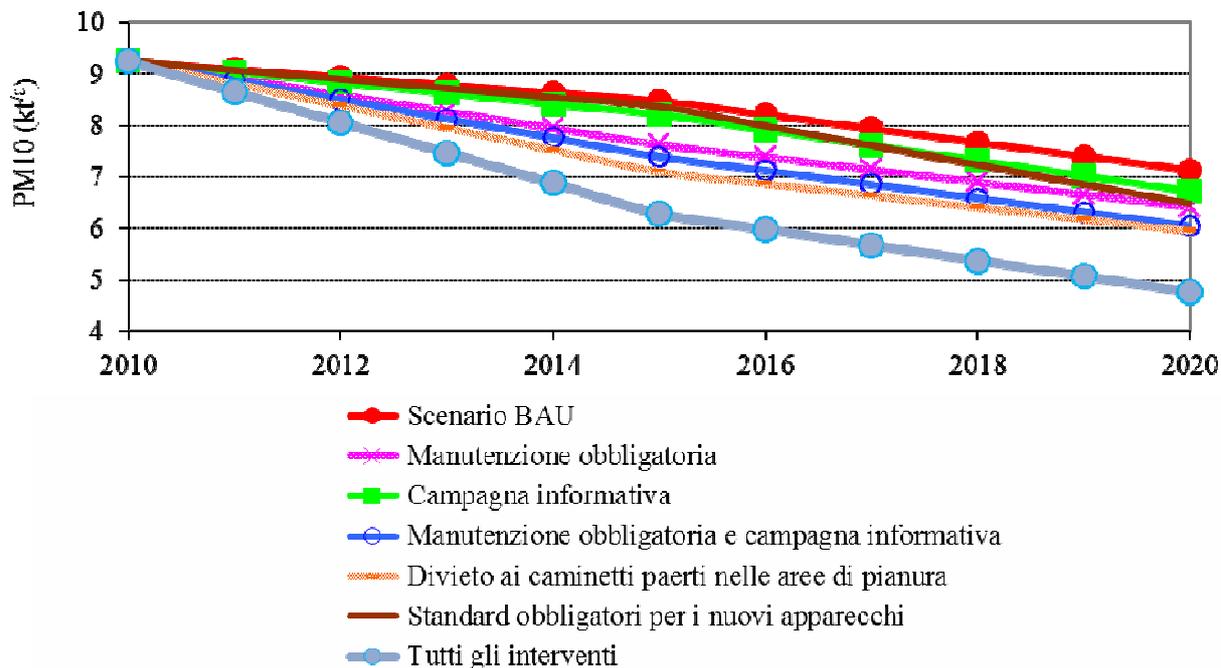


Figure 12_5 – Scenario BAU e scenari alternativi: emissioni di PM10 in Lombardia nel periodo 2010-2020.

In Figura 12_5 i diversi scenari sono messi a confronto in termini di biomassa e emissioni di

PM10. L'introduzione di standard normativi sui nuovi apparecchi è mostrata insieme allo scenario BAU, perché l'intervento non prevede riduzioni nel consumo di biomassa. L'effetto della campagna informativa è marginale, in quanto la riduzione dei consumi ipotizzata è inferiore all'1%). Un decremento maggiore (5-10%) è associato al divieto di utilizzo dei caminetti aperti ed all'obbligo di manutenzione: riguardo a quest'ultima, la riduzione dei consumi è conseguenza dell'ipotesi iniziale, per la quale una maggiore manutenzione produrrebbe un incremento dell'efficienza energetica, e di conseguenza una riduzione dei consumi.

12.3.3 Conclusioni

Il lavoro svolto mostra che per il prossimo decennio è prevedibile nello scenario BAU un incremento nei consumi di biomassa, correlato in gran parte ad un maggiore uso dei pellet. Contemporaneamente è atteso un decremento nelle emissioni di PM10, come conseguenza della riduzione nei fattori di emissione medi. Le emissioni al 2020 saranno comunque elevate, a meno che non siano implementate politiche di contenimento.

Nel breve periodo politiche mirate al miglioramento della manutenzione ed all'aumento dell'informazione potrebbero produrre un effetto sensibile; lo stesso può essere raggiunto mediante la proibizione dei dispositivi più inefficienti nelle aree di pianura. Su un orizzonte temporale più lungo, miglioramenti significativi si possono ottenere dall'introduzione di standard normativi più stringenti per i nuovi apparecchi.

L'incremento nell'uso della biomassa è correlato alla sua convenienza economica rispetto ai combustibili fossili; le politiche di incentivazione in atto ed i più recenti aumenti nel costo dei combustibili fossili potrebbero enfatizzare questo effetto, che dovrà essere monitorato nei prossimi anni.

13. CONCLUSIONI

La combustione domestica della biomassa è oggi una importante fonte di emissioni inquinanti in atmosfera, in particolare per polveri fini, benzo(a)pirene e black carbon, e lo sarà nei prossimi anni.

Le emissioni stimate di PM10 (9,9 kt a⁻¹ in Lombardia e 154,8 kt a⁻¹ in Italia) costituiscono una delle principali fonti di emissione dei rispettivi territori. In entrambe i contesti le tre tipologie impiantistiche prevalenti (caminetti aperti, caminetti chiusi e stufe a legna) sono responsabili della quasi totalità delle emissioni, mentre gli apparecchi più innovativi (stufe innovative e stufe a pellet) forniscono un contributo molto limitato, a causa della loro scarsa diffusione e del valore inferiore dei fattori di emissione. In Italia il contributo prevalente (oltre il 50%) è associato ai camini aperti, mentre in Lombardia camini aperti e chiusi forniscono un contributo simile (intorno al 35%).

Tra i microinquinanti, molto rilevanti risultano le emissioni di composti aromatici. Le stime condotte nella tesi hanno permesso di concludere che le emissioni di di B(a)P dalla combustione domestica della biomassa in Lombardia (2,2 t a⁻¹) risultano essere il 73% delle emissioni regionali di B(a)P; ciò ha trovato conferma anche nei dati di qualità dell'aria, che registrano i valori massimi nell'area montana, e non nell'area urbana di Milano, dove si registrano i livelli più elevati di particolato.

Un aspetto innovativo della tesi è l'elaborazione di un inventario delle emissioni anche per le particelle carboniose facenti parte del particolato, il carbonio elementare (in seguito BC, black carbon) e carbonio organico (OC). Le biomasse sono risultate essere la principale fonti di OC in atmosfera, ed una delle principali (insieme al traffico) per il BC. Il contributo delle tre principali categorie impiantistiche – camino chiuso, camino aperto e stufa tradizionale - alle emissioni di OC è paragonabile (31-34%), mentre per le emissioni di EC il contributo delle stufe è decisamente più alto (42%), ed è più basso quello dei camini aperti (25%). In effetti la produzione di BC è massima in condizioni di alta temperatura e difetto di ossigeno, tipiche della stufa.

Le emissioni di carbonio organico sono quantitativamente quasi cinque volte quelle di black carbon; ciò nonostante, se si utilizzano i più recenti valori del GWP100 presenti in letteratura, l'effetto riscaldante del BC prevale, evidenziando un contributo positivo sull'effetto serra. Si tratta di un fattore del quale sarà in futuro necessario tenere conto, nel valutare gli effetti ambientali complessivi di un impianto a biomassa.

Il lavoro di tesi, facendo il punto sulla stato della ricerca scientifica e considerando i risultati sperimentali acquisiti nel corso del lavoro, ha messo in rilievo come il contributo della combustione della legna in piccoli impianti domestici deve essere considerato uno degli interventi prioritari per la riduzione dei livelli di polveri fini in atmosfera, nonché per la riduzione di quelle componenti, come il benzo(a)pirene e il black carbon, di crescente interesse per le politiche sulla qualità dell'aria e i cambiamenti climatici.

Dall'analisi di possibili scenari evolutivi delle emissioni, è emerso che seppur la normale evoluzione del settore comporta una riduzione delle emissioni di polveri fini (- 23% al 2020), interventi ad hoc potrebbero ridurre ulteriormente le emissioni di un ulteriore 25% rispetto ai livelli emissivi del 2008.

Pur con tali riduzioni, i piccoli apparecchi a biomassa rimarrebbero nel 2020 una delle fonti principali di PM10, B(a)P e black carbon.

Dall'analisi svolte nel corso della tesi è emerso come lo stato delle conoscenze sia, per alcuni aspetti del problema della combustione domestico delle biomasse, ancora incompleto. La principale esigenza è quella di maggiori approfondimenti sulle emissioni specifiche dei diversi apparecchi, che risultano dipendenti da numerosissimi fattori.

Un primo aspetto in questo senso è la necessità di definire standard comuni per la misurazione: sono adottati infatti diversi sistemi di campionamento delle polveri, riconducibili essenzialmente a due, cioè i sistemi cosiddetti “a freddo” ed “a caldo”. I sistemi a caldo prevedono il prelievo dei campioni immediatamente a valle della camera di combustione, mentre quelli a freddo prevedono il raffreddamento dei fumi prima del prelievo; la rilevanza delle componenti organiche semi-condensabili, soprattutto nelle fasi di combustione incompleta, rende estremamente rilevanti le differenze tra i due, che possono arrivare ad un ordine di grandezza. Ulteriori necessità di standardizzazione stanno emergendo nella misura dell'efficienza dei filtri per l'abbattimento delle polveri. Vi sono sistemi posizionati subito a valle della camera di combustione, ed altri installati sul tetto, con conseguente minore temperatura dei fumi in ingresso al dispositivo: data la rilevanza della temperatura sulle frazioni condensabili del particolato, di questo fattore è necessario tenere conto. Inoltre i dispositivi più comunemente installati sono elettrofiltri, il cui principio di funzionamento richiede che le particelle nell'effluente vengano caricate elettricamente, creando una potenziale interferenza con i sistemi di misura a valle.

La ricerca scientifica è molto attiva nello studio di apparecchi a biomassa ottimizzati, che consentono di ridurre significativamente l'impatto ambientale. I risultati migliori (seppure ancora lontani dai livelli emissivi ottenibili col metano o col gasolio) si ottengono per gli apparecchi automatici, in particolare quelli a pellet. Sono inoltre in fasi di sviluppo numerosi dispositivi per la depurazione a valle dei fumi, che – seppure non hanno ancora raggiunto caratteristiche adeguate in termini di prestazioni ed affidabilità – potrebbero in futuro fornire un contributo nel contenimento delle emissioni.

Gli apparecchi per la combustione delle biomasse hanno caratteristiche fortemente influenzate dallo specifico contesto territoriale, sia dal punto di vista climatico che di continuità con gli apparecchi di uso tradizionale: ciò significa che il parco impiantistico è molto variabile nei diversi paesi, ed è spesso difficile che una ricerca compiuta in un determinato paese possa essere immediatamente applicata in altri. Il presente lavoro ha posto particolare attenzione alle tipologie impiantistiche maggiormente utilizzate in Italia, ovvero i camini – aperti e chiusi – per i quali vi è difficoltà a reperire dati in letteratura, per la loro scarsa presenza nei paesi del nord Europa dove la ricerca si è maggiormente sviluppata negli ultimi anni.

La campagna sperimentale e le ricerche preliminari condotte hanno permesso di migliorare le conoscenze su alcuni punti critici a livello internazionale nella definizione dei fattori di emissione degli apparecchi.

Infatti, nei dispositivi ad alimentazione manuale, uno dei fattori che più influenza la qualità della combustione è la modalità e la frequenza di alimentazione del combustibile. Per questo motivo la campagna di misura è stata preceduta da una analisi in campo sulle reali modalità di utilizzo degli apparecchi, che ha fatto uso di un data-logger per la misura della temperatura in camera di combustione. Gli esiti dello studio hanno confermato che la frequenza di alimentazione del

combustibile è mediamente inferiore a quanto sarebbe necessario per mantenere condizioni di combustione il più possibile vicine a standard ottimali, e di conseguenza la temperatura risulta continuamente variabile: non si verificano cioè condizioni stazionarie. Viceversa le prove di certificazione degli apparecchi si basano su periodi di combustione sostanzialmente stabili, che escludono la fase iniziale e finale della combustione. Per le successive misure in laboratorio si sono quindi definite modalità di alimentazione del combustibile prossime alle condizioni medie verificate in campo, e si è previsto di misurare gli inquinanti dall'istante di accensione sino alla completa estinzione del processo di combustione (cicli 'reali').

La parte sperimentale del lavoro è stata realizzata nell'ambito di una collaborazione con ENEA, ARPA Lombardia e Stazione Sperimentale per i Combustibili: quest'ultima ha realizzato le misure in laboratorio utilizzando cicli 'reali' su apparecchi rappresentativi delle tipologie maggiormente utilizzate in Italia; in totale sono stati misurati 72 cicli di combustione. Si sono misurati i principali macroinquinanti (PM, CO, COVNM) ed alcuni microinquinanti (PCDD/F, IPA), seppure su un numero più limitato di cicli.

I principali macroinquinanti, con l'esclusione del PM, sono stati misurati sui medesimi apparecchi secondo le procedure previste dalle norme di certificazione: si dimostra così la forte dipendenza delle emissioni dalla procedura di carico del combustibile, con riduzioni particolarmente sensibili (dal 40 al 68% a seconda del tipo di apparecchio) per il CO, ma anche per COVNM (dal 5% al 76%) e per gli NO_x (dal 7% al 53%). Molto più debole è risultato invece l'effetto del tipo di essenza legnosa combusta: il calcolo statistico non ha evidenziato infatti alcun tipo di dipendenza per PM e COVNM, ed una parziale dipendenza nel caso del CO e degli NO_x – in quest'ultimo caso peraltro non nella direzione attesa, che sarebbe stata quella di valori più elevati nell'essenza con il più alto contenuto di azoto. Questo fattore è risultato evidentemente secondario rispetto ad altri elementi di variabilità; va detto tuttavia che le caratteristiche della legna utilizzata in laboratorio – molto secca – potrebbe avere influenzato i risultati.

Il tipo di pellet è risultato un fattore molto importante per le emissioni negli apparecchi automatici (stufa e caldaia a pellet): il pellet non certificato, che presenta una composizione molto più ricca di sostanze inorganiche, ha causato incrementi non solo nelle emissioni di PM (dal 55% all'80%), ma anche di CO, COVNM.

Le emissioni di idrocarburi policiclici aromatici hanno dimostrato una forte variabilità tra i diversi cicli, in linea con i risultati riportati in letteratura. Di grande interesse la variabilità tra le diverse tipologie di apparecchio, con i valori più elevati riscontrati nelle stufe (sia la stufa tradizionale che quella innovativa) rispetto ai camini (sia aperto che chiuso). Il numero di misure è tuttavia troppo limitato per giungere a conclusioni definitive.

Uno specifico approfondimento è stato dedicato nel corso della tesi al tema della quantificazione dell'incertezza delle stime delle emissioni, che è un aspetto cruciale negli inventari delle emissioni, soprattutto quando – come nel caso delle biomasse – il quadro conoscitivo si presenta incompleto. L'intervallo di confidenza associato alle emissioni dei principali macroinquinanti è stato stimato utilizzando il metodo Monte Carlo: l'ampiezza varia tra il 38% e l'84% rispetto al valore medio delle emissioni. Per le emissioni di BC ed OC l'ampiezza dell'intervallo di confidenza è risultata anche superiore (70% per l'OC e 280% per l'OC), perché all'incertezza associata alle emissioni di PM si aggiunge quella associata alle percentuali di sostanze carboniose nel PM.

Dal punto di vista metodologico, l'applicazione del metodo Monte Carlo ibrido possibilistico-probabilistico ha consentito di dimostrare peraltro come l'applicazione delle metodologie

usualmente adottate per la stima dell'incertezza negli inventari delle emissioni può condurre ad una sottostima. Infatti la costruzione di una funzione di probabilità per i fattori di emissione, in presenza di dati statistici insufficienti, utilizza forme di distribuzione di tipo standard, introducendo nel modello elementi non adeguatamente supportati dal punto di vista conoscitivo. L'utilizzo del metodo probabilistico-possibilistico, d'altra parte, risulta di maggiore complessità; inoltre i risultati sono più difficili da interpretare, essendo espressi in termini di intervalli di possibilità.

Per analizzare le prospettive di medio termine, si è elaborato un modello per il calcolo degli scenari emissivi al 2020. L'evoluzione attesa in assenza di variazioni di tipo regolamentare vede un incremento nei consumi di biomassa (+30% nel 2020 rispetto al 2008) essenzialmente dovuto ad un maggiore uso dei pellet da legna. Contemporaneamente si dovrebbe realizzare un decremento delle emissioni di PM (-23%), in relazione al miglioramento del parco impiantistico ed alle minori emissioni specifiche degli impianti a pellet. Il modello ha consentito di valutare anche l'effetto di possibili misure politiche e regolamentari: nell'ambito delle misure prescelte gli effetti più marcati sono risultati associati all'introduzione di un obbligo di manutenzione degli apparecchi (-10%) ed al divieto di utilizzo dei caminetti aperti nelle aree di pianura (-17%). Si è valutata anche l'introduzione di standard normativi per i nuovi apparecchi a partire dal 2015: questa misura seppure raggiunge risultati inferiori al 2020 (riduzione del 9%) è associata ad un trend di riduzione rapido ed è destinata a raggiungere gli effetti più consistenti dopo il 2020.

Le misure descritte nella presente ricerca contribuiscono ad aumentare le informazioni disponibili ma non sono ovviamente rappresentative di tutte le diverse tipologie di apparecchi disponibili sul mercato. Pur se gli apparecchi testati sono molto diffusi, e quindi possono essere considerati "tipici" del parco impiantistico italiano, non ci sono dati per valutare la loro capacità di rappresentare le caratteristiche "medie" degli stessi sul territorio nazionale.

Riguardo ai tipi di combustibile, la sperimentazione ha considerato i tipi di legna più diffusi, ma non sono disponibili dati statistici sull'uso dei diversi tipi di legna a livello nazionale; inoltre, non va dimenticato che in condizioni reali è frequente l'introduzione, nei piccoli apparecchi a biomassa, di materiali contaminanti di diversa natura, il cui effetto sulle emissioni è per ora di difficile quantificazione.

Altri fattori di incertezza sono dovuti alla differenza fra le condizioni di laboratorio e le condizioni reali. I cicli di carico del combustibile utilizzati per le apparecchiature manuali hanno cercato di simulare il più possibile il comportamento 'reale' degli utilizzatori; è evidente comunque che esistono ampi margini di variabilità.

Un altro elemento da considerare è l'umidità della legna utilizzata nelle prove di laboratorio, 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.

Infine, altri elementi di incertezza già segnalati nei capitoli precedenti sono più specificamente connessi ai metodi di misura delle polveri da piccoli impianti domestici, a causa della difficoltà del campionamento, della variabilità della portata e della diluizione dei fumi.

In ragione di tutti questi elementi è stata proposta una stima dell'intervallo di confidenza dei fattori di emissione di diversi inquinanti per gli apparecchi considerati, che in assenza di una diffusa indagine statistica (riguardo tipi di apparecchio in uso, caratteristiche medie della legna e del pellet, ecc.) e di campagne di misura con una sufficiente numerosità di dati, ha dovuto fondarsi sulla

cosiddetta *expert knowledge* (EEA, 2010), ovvero su una sintesi ragionata delle misure disponibili e dei dati reperibili in letteratura.

Si sono evidenziati alcuni aspetti particolarmente critici e meritevoli di ulteriori approfondimenti. Caratteristica peculiare del parco impiantistico italiano è la diffusa presenza di caminetti – aperti e chiusi: nei paesi del centro e nord Europa, che hanno maggiormente contribuito negli ultimi anni allo studio dell'inquinamento atmosferico derivante dalla combustione delle biomasse, sono più diffuse altre tipologie impiantistiche, e di conseguenza i caminetti sono poco considerati nella letteratura scientifica. Questo dato di fatto è pienamente confermato dal manuale (AIEG) dall'Agenzia Europea dell'Ambiente, che nella versione attuale considera in un'unica voce i caminetti aperti e chiusi (che sono apparecchi estremamente diversi dai punti di vista emissivo e di qualità della combustione), salvo poi considerare come tipologia a sé stante il 'caminetto chiuso avanzato'. La revisione dell'AEIG, attualmente in fase di bozza, considera invece separatamente i caminetti aperti ed accorpa semplicemente i caminetti chiusi alle stufe – assunzione anche questa semplicistica, considerate le diverse tecnologie e geometrie di impianto.

Le prossime indagini dovrebbero quindi specificamente concentrarsi su queste tipologie impiantistiche, ed in particolare sul caminetto aperto con diversi cicli di combustione. La presente campagna sperimentale, infatti, per questo impianto non ha potuto – per problemi logistici – realizzare i cicli di combustione 'reali' previsti nel corso della sua programmazione, con un conseguente aumento delle incertezze nella stima del fattore di emissione.

Per quanto riguarda gli inquinanti, ulteriori approfondimenti sono necessari, oltre che per il particolato, per gli idrocarburi policiclici aromatici; si tratta di un inquinante le cui emissioni dai piccoli impianti a biomassa sono state ancora relativamente poco indagate nella letteratura scientifica, e per il quale è nota l'estrema variabilità dei fattori di emissione, anche nell'ambito di diverse misure relative al medesimo impianto. La campagna sperimentale presentata nella tesi, che ha realizzato complessivamente 34 misure di IPA sulle 6 tipologie impiantistiche indagate, ha certamente contribuito ad aumentare le conoscenze, ma la variabilità e le incertezze sono ancora elevate. Per il caminetto aperto, in particolare, le cinque misure realizzate concordano nel definire livelli di emissione di IPA decisamente inferiori a quelli riscontrati nelle stufe. Analizzando il processo di combustione, ci sono elementi che possono spiegare questo comportamento (il maggiore eccesso d'aria e la minore temperatura in camera di combustione) ma anche contrari (la minore efficienza del processo di combustione, le elevate emissioni di composti organici incombusti); d'altra parte quanto emerso non ha riscontri in letteratura, e quindi rimane la necessità di approfondire l'argomento al fine di migliorare la stima del fattore di emissione.

Riguardo alle tipologie impiantistiche, un altro elemento meritevole di attenzione è la differenza contenuta tra le emissioni di PM, CO e IPA della stufa tradizionale ed innovativa. Si tratta di un risultato di grande interesse per valutare la convenienza di eventuali politiche di incentivazione delle stufe più moderne; il risultato trovato, che non evidenzia significative differenze fra apparecchi con tecnologie molto diverse, andrebbe confermato con un'indagine più estesa sul parco impiantistico esistente, per valutare se effettivamente gli apparecchi utilizzati nella sperimentazione possono rappresentare lo 'stato dell'arte' delle apparecchiature tradizionali e innovative presenti sul territorio.

Dal punto di vista del combustibile, i dati di letteratura confermano per la legna un'influenza sul fattore di emissione in particolare dell'umidità; non vi sono indagini atte a definire la lunghezza e la qualità del processo di stagionatura mediamente effettuato in Italia, e quindi sarebbe necessario anche su questo elemento un ulteriore approfondimento.

Per il pellet, è risultata particolarmente eclatante la differenza dal punto di vista emissivo tra le prestazioni ottenute con pellet certificato e non certificato; anche in questo caso non vi sono informazioni sulle caratteristiche medie del pellet immesso sul mercato.

Ulteriori approfondimenti sono inoltre necessari sulle emissioni di diossine, misurate nella presente indagine solo per una tipologia impiantistica ed utilizzando un ciclo di combustione ‘di certificazione’. Una specifica indagine a riguardo richiederebbe di focalizzare l’attenzione sulle sostanze contaminanti abitualmente combuste con la legna nelle condizioni reali, perché queste sembrerebbero – dai dati di letteratura – essere uno dei fattori che maggiormente influenza le emissioni.

14. RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- AAVV, 2011. Ad hoc Expert Group on Black Carbon under the Long-Range Convention on Transboundary Air Pollution, "Draft Report"
- Associazione Italiana Energie Agroforestali (AIEL), 2012. Legna, cippato e pellet. Edizioni AIEL, Terza Edizione
- Aiken, C., De Carlo, P., Kroll, J., Worsnop, D., Huffman, A., Docherty et al., 2008. O/C and OM/OC ratios of primary, secondary, and ambient organic aerosols with high-resolution time-of-flight aerosol mass spectrometry. *Env. Science Technol.* 42, 4478-4485.
- Alves, C., Goncalves, C. Fernandes, A.P., Tarelho, L., Pio, C., 2011. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types – *Atmospheric Research* 101, 692-700
- Angelino, E., Bertagna, S., Caserini, S., Giudici, A., Hugony, F., Marengo, S., Mascherpa, A., Migliavacca, G., 2007. "Experimental investigations of the influence of transitory phases on small-scale wood combustion emissions.". <http://www.aidic.it/aaas08/webpapers/54Angelino.pdf>, 2012
- APAT-ARPA Lombardia, 2007. Stima dei consumi di legna da ardere ed uso domestico in Italia", ricerca commissionata da APAT ad ARPA Lombardia - Rapporto finale, Marzo 2007.
- ARPA Lombardia. INEMAR - Inventario emissioni aria – Lombardia, 2011. www.inemar.eu (20/5/2012)
- Bani, S., 2011. Comunicazione personale ANFUS
- Bafver, L., Leckner, B., Tullin, C., Berntsen, M., 2011. Particle emissions from pellets stoves and modern and old type wood stoves. *Biomass e Bioenergy* Volume 35, Issue 8, August 2011, 3648–3655
- Baraldi, P., Zio, E., 2008. A combined Monte Carlo and possibilistic approach to Uncertainty propagation in Event Tree Analysis. *Risk Analysis.* 28, 5.
- Baudrit, C., Dubois, D., 2002. Joint Propagation and Exploitation of Probabilistic and Possibilistic Information in Risk Assessment. *Journal of LATEX Class Files* 1, 11.
- Baudrit, C., Couso, I., Dubois, D., 2007. Joint propagation of probability and possibility in risk analysis: Towards a formal framework. *International Journal of Approximate Reasoning* 45, 82–105
- Belis, C.A., Cancelinha, J., Duane, M., Forcina, V., Pedroni, V., Passarella, R., Tanet, G., Douglas, K., Piazzalunga, A., Bolzacchini, E., Sangiorgi, G., Perrone, M.G., Ferrero, L., Fermo, P., Larsen, B.R., 2011. Sources for PM air pollution in the Po Plain, Italy: I. Critical comparison of methods for estimating biomass burning contributions to benzo(a)pyrene, *Atmospheric Environment* 45, 7266-7275
- BLT (Vari 1999–2005). BLT — Biomass Logistics Technology Francisco Josephinum, Wieselburg, Austria. Reports are available at this link: <http://blt.josephinum.at/index.php?id=653>. (citato in EEA, 2012)

- Bologa, A., Paur, H.r., Seifert, H., Woletz, K., 2009. Particle Collection by an Electrostatic Precipitator from the Exhaust Gas of a Wood Combustion Stove. Proceedings of the 4th. European Combustion Meeting 2009, Vienna, 14-17 April 2009
- Boman, C., Nordin, A., Bostrom, D., Ohman, M., 2004. Characterization of inorganic particulate matter from residential combustion of pelletized biomass fuel. *Energy and Fuels* 18, 838-848
- Boman, C., Nordin, A., Westerholm, R., Pettersson, E., 2005. Evaluation of a constant volume sampling setup for residential biomass fired appliances - influence of dilution conditions on particulate and IPA emissions. *Biomass and Bioenergy* 29, 258-268
- Boman, C., R., Pettersson, E., Westerholm, E., Bostrom, D., Nordin, A., , 2011. Stove Performance and Emission Characteristic in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves. *Energy Fuels* 25, 307-314
- Bolling, A., Pagels, J., Yttri, K.E., Barregard, L., Sallsten, G., Schwarze, P.E., Boman, C., 2009. Health effects of residential wood smoke particles: The importance of combustion conditions and physicochemical particle properties. *Particle and Fibre Toxicology* 6, 29
- Bond, T. C., Streets, D. G., Yarber, K. F., Nelson, S.M., Woo, J-H., Klimont, Z., 2004. A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *Journal of Geophysical Research*, vol. 109, D14203
- Bond, T., 2007. Testimony for the Hearing on Black Carbon and Climate ChangeHouse Committee on Oversight and Government Reform. United States House of Representatives. <http://oversight-archive.waxman.house.gov/documents/20071018110647.pdf>
- Boman, C., Nordin, A., Bostrom, D., Ohman, M., 2004. Characterization of inorganic particulate matter from residential combustion of pelletized biomass fuels. *Energy and Fuels* 18, 338-348
- Boman, C., Nordin, A., Westerholm, R., Pettersson, E., 2005. Evaluation of a constant volume sampling setup for residential biomass fired appliances - influence of dilution conditions on particulate and IPA emissions. *Biomass and Bioenergy* 29, 258-268
- Boman, C., R., Pettersson, Westerholm, E., Bostrom, d., Nordin, A., , 2011. Stove Performance and Emission Characteristic in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves. *Energy Fuels* 25, 307-314
- Bond, T., Streets, D. G., Yarber, K. F., Nelson, S. M., Woo, J., Klimont, Z., 2004. Global inventory of black and organic carbon. A technology-based global inventory of black and organic carbon emissions from combustion. *J. Geophys. Res.*, 109:D14203
- Bond ,T., Sun, H., 2005. Can reducing black carbon counteract global warming? *Env, Sci. Tech.* 39, 5921-5926.
- Bostrom, C.A., 2002. Emission Factors for Small Scale Combustors (Bio-Fuels). IVL, Sweden. UN-ECE TFEIP Combustion and Industry Expert Panel Workshop on: 'Emissions from Small and Medium Combustion Plants'. Ispra, April 2002, Procc. No. I.02.87. (citato in EEA, 2012)
- Brunner, T., Biedermann, F., Obernberger, I., 2011. Primary measures for low-dust combustion – relevant findings. Central European Biomass Conference, Graz 26-29 January

- Buffo S., Dadone P.N., Comando Provinciale dei Vigili del Fuoco di Brescia, 2010. “Incendi di tetto ed errori di realizzazione dei camini”.
<http://www.vigilfuoco.it/asp/notizia.aspx?codnews=7616>
- Bundesrat, 2010. Erste Verordnung zur Durchführung des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (Verordnung über kleine und mittlere Feuerungsanlagen - 1. BImSchV)
- Buonanno, G., Morawska, L., Stabile, L., Viola, A., 2010. Exposure to particle number, surface area and PM concentrations in pizzerias. *Atmos. Environ.* 44, 3963-3969
- Caseiro, A., Bauer, H., Schmidl, C., Pio, C.A., Puxbaum, H., 2009. “Wood burning impact on PM10 in three austrian regions”. *Atmospheric Environment* 43, 2186-2195
- Caserini, S., Fraccaroli, A., Monguzzi, A.M., Moretti, M., Angelino, E., Leonardi, A., De Lauretis, R., Zanella, V., 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, 2007
- Caserini, S., Livio, S., Giugliano, M., Grosso, M., Rigamonti, L., 2010. LCA of domestic and centralized biomass combustion: The case of Lombardy (Italy). *Biomass and Bioenergy* 34, 474-482
- Caserini, S., Galante, S., Ozgen, Cucco, S., de Gregorio, K., S., Moretti, M., 2013. A Methodology for Elemental and Organic Carbon Emissions Inventory and Results for Lombardy Region, Italy. *Science of the Total Environment* 450-451, 22-30
- Cernuschi, S., Giugliano, M., Consonni, S., 2010. Emissioni di Polveri Fini e Ultrafini da impianti di combustione. Studio Federambiente. Sintesi finale Ottobre 2010.
<http://www.federambiente.it/Primopiano/Leap/Emissioni%20di%20Polveri%20Fini%20e%20Ultrafini.pdf>
- Chow, J.C., Watson, J.G., Lowenthal, D. H., Chen, L.A., Motallebi, N., 2011. PM2.5 source profiles for black and organic carbon emission inventories. *Atmospheric Environment* 45, 5407-14
- Danielson, P., Møller, P., Jensen, K.A., Sharma, A.K., Wallin, H., Bossi, R., Autrup, H., Mølhav, L., Ravanat, J., Bried, J.J., de Kok, T.M., Loft, S., 2011. Oxidative Stress, DNA Damage, and Inflammation Induced by Ambient Air and Wood Smoke Particulate Matter in Human A549 and THP-1 Cell Lines. *Chem. Res. Toxicol.*, 24, 168–184
- Dasch J.M., 1982. Particulate and gaseous emissions from wood-burning fireplaces. *Environmental Science and Technology* 6, 638-645
- EC DG TREN, 2009. Preparatory studies for Eco-Design Requirements of EuPs (II) – Lot15 Solid Fuel Small Combustion Appliances – Final Version December 2009
- Le Dreff – Lorimier, C., Dufresne de Virel, M., Trouve, G., 2012. Evaluation of the performances of a commercialized electrostatic system for the reduction of pollutants emitted by wood combustion in an inset. 20th European Biomass Conference and Exhibition, Milano 18-22 giugno 2012
- van Drooge, B.L. and Ballesta, P.P., 2009. Seasonal and daily source apportionment of polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in PM10 in a semirural european area. *Environmental Science & Technology* 43, 7310-7316
- Ehrlich, C., Noll, G., Kalkoff, W., Baumbach, G., Dreiseidler, A., 2007. PM10, PM2.5 and PM1.0—Emissions from industrial plants—Results from measurement programmes in Germany. *Atmospheric Environment* 41, 6236-6254

- European Environmental Agency, 2006. How Much Bioenergy can Europe Produce without Harming the Environment?, EEA Report Nr. 7
- European Environmental Agency, 2010. Small combustion installations. emission inventory guidebook 2009. <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-emission-inventory-guidebook-2009>
- European Environmental Agency, 2012. Small combustion installations. emission inventory guidebook 2012 – draft version
- Faravelli, T., Frassoldati, A., Granata, S., Cuoci, A., Ranzi, E., 2006. “Fenomenologia della combustione di biomasse. Tecnologie e prospettive della produzione di energia da biomasse”, Atti del Corso di aggiornamento, Piacenza, 20-22 novembre 2006
- Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2001. Chemical characterization of fine particle emissions from fireplace combustion of woods grown in the northeastern United States. *Environ. Sci. Technol* 35, 2665-2675
- Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2002. Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of woods grown in the southern United States. *Environ. Sci. and Technology* 36, 1442-1451
- Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2004. Chemical Characterisation of Fine particle Emissions from the Wood Stove Combustion of United States prevalent species. *Environ. Eng. Sci.* 21, 705-721
- Fuller, G., Sciare, J., Lutz, M., Moukhtar, S., Wagener, S., 2013. New Directions: Time to tackle urban wood burning? *Atmospheric Environment* 68, 295-296
- Gaegauf, C., Wieser, U., 2000. Nanoparticle emissions of wood combustion processes. 1st World Conference and Exhibition on Biomass for Energy and Industry, June 2000 Sevilla
- Gaegauf, C., Wieser, U., Macquat, Y., 2001. Field investigation of nanoparticle emissions from various biomass combustion systems. *Aerosols from Biomass Combustion: International Seminar*, 81
- Gaegauf, C., Schmid, M., Güntert, P., Langenbruck, Ö., 2005. Elemental and organic carbon in flue gas particles of various wood combustion systems. 8th International Conference on Energy for a Clean Environment, Lisbon, 27-30 June
- Galante, S., Caserini, S., Ozgen, S., 2012. PM emission scenario from domestic biomass burning: data and uncertainties. In: 20th European Biomass Conference and Exhibition, 18-22 June 2012, Milan, Italy
- Germain, A., 2005. Impact of Residential Wood Stove Replacement on Air Emissions in Canada: report. Environmental Protection Branch – Environment Canada ISBN: 0-662-69331
- Gonçalves, C., Alves, C., Fernandes, A.P., Monteiro, C., Tarelho, L., Evtyugina, M., Pio, C.; 2011. Organic compounds in PM_{2.5} emitted from fireplace and woodstove combustion of typical Portuguese wood species. *Atmospheric Environment* 45, 4533-4545
- Gonçalves, C., Alves, C., M., Pio, 2012. Inventory of fine particulate organic compound emissions from residential wood combustion in Portugal. *Atmospheric Environment* 50, 297-306
- Gras, J., Meyer, C., Weeks, I., Gillett, R., Galbally, I., Todd, J., Carnovale, F., Joynt, R., Hinwood, A., Berko, S., and Brown, S., 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
- Gullett, B., Toutati, A., Hays, M.D, 2003. PCDD/F, PCB, HxCBz, IPA, and PM Emission Factors for Fireplace and Woodstove Combustion in the San Francisco Bay Region. *Environ. Sci. Technol.* 2003, 37, 1758-1765
- Gustafson, P., Östman, C., Sällsten, G., 2008. Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without wood burning for heating. *Environmental science & technology* 42, 5074-5080
- Hays, M. D., Smith, N. D., Kinsey, J., Dong, Y., Kariher, P., 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
- Hedberg, E., Kristensson, A., Ohlsson, M., Johansson, C., Johansson, P., Swietlicki, E., Vesely, V., Wideqvist, U., Westerholm, R., 2002. Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment* 36, 4823-4837.
- Hedman, B., Morgan, N., Marklund, S, 2006. Emission of PCDD/F, PCB, and HCB from Combustion of Firewood and Pellets in Residential Stoves and Boilers. *Envi. Sci. Tech.* 40, 4968-4975
- Hobson M., Thistlethwaite, G., 2003. Emission factors programme Task 7 – Review of Residential & Small-Scale Commercial Combustion Sources Report to the Department for Environment, Food and Rural Affairs; the National Assembly of Wales: the Scottish Executive; and the Department of Environment in Northern Ireland
- Houck, J.E., Eagle, B.N., 2006. Control Analysis and Documentation for Residential Wood Combustion in the MANE-VU Region. Prepared for: Mid-Atlantic Regional Air Management Association
- Houck, J.E., Scott, A.T., Purvis, C.R., Kariher, P.H., Crouch, J., Van Buren, M.J., 2000. Low emission and high efficiency residential pellet-fired Heaters”. In: *Proceedings of the Ninth Biennial Bioenergy Conference, Buffalo, NY*
- C. Hubner, C., Boos, R., Prey, T., 2005. In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. *Chemosphere* 58, 367-72
- Hukkanen, T., Kaivosoja, T., Sippula, O., Nuutinen, K., Jokiniemi, J., Tissari, J., 2012. Reduction of gaseous and particulate emissions from small-scale wood combustion with a catalytic combustor. *Atmospheric Environment* 50, 16-23
- IEA Bioenergy, 2011. Particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50 kW in IEA Bioenergy Task 32 Member Countries. Task 32 Report, December 2011
- Illerup, J. and Nielsen, M., 2004. Improved PM emissions inventory for residential wood combustion. *Proceedings of the PM Emission Inventories Scientific Workshop, Lago Maggiore, Italy*, 142-149.
- Innovhub – Stazione Sperimentale per i Combustibili, 2012. Sperimentazione sulle emissioni da combustione di legna (biomasse). Rapporto Finale
- International Agency for Research on Cancer (IARC), 2010. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans: VOLUME 95 - Household Use of Solid Fuels and High-temperature Frying

- ISPRA, 2012. Comunicazione personale
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2006. IPCC Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories
- Jalava, P.I., Salonen, R.O., Nuutinen, K., Pennanen, A.S., Happonen, M.S., Tissari, J., Frey, A., Hillamo, R., Jokiniemi, J., Hirvonen, M., 2010. Effect of combustion condition on cytotoxic and inflammatory activity of residential wood combustion particles. *Atmospheric Environment* 44, 1691-1698
- Johansson, L.S., Leckner, B., Gustavsson, L., Cooper, D., Tullin, C., Potter, A., 2004. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* 38, 4183-4195.
- Jokiniemi, 2011. "The effect of combustion – gasification technology on emissions" Central European Biomass Conference 2011, Graz 26-29 January
- Keltz, J., Brunner, T., Obernberger, I., Jalava, I., Hirvonen, M.R., 2010. PM emissions from old and modern biomass combustion systems and their health effect. Proceeding of the 18. European Biomass Conference, Lyon
- Kim, K.H., Jahan, S.A., Kabir, E., 2011. A review of diseases associated with household air pollution due to the use of biomass fuels. *Journal of hazardous materials* 192, 425-431.
- Kistler, M., Schmidl, C., Padouvas, E., Giebl, H., Lohninger, H., Ellinger, R., Bauer, H., Puxbaum, H., 2012. Odor, gaseous and PM10 emissions from small scale combustion of wood types indigenous to Central Europe. *Atmospheric Environment* 51, 86-93.
- Koyuncu T., Pinar Y., 2007. The emissions from a space-heating biomass stove. *Biomass and Bioenergy* 31, 73–79.
- Klippel, N. and Nussbaumer, T., 2007. Health relevance of particles from wood combustion in comparison to Diesel soot. In: 15th European Biomass Conference, International Conference Centre, Berlin, 7–11.
- Kleeman, M., Robert, M.A., Riddle, S., Fine, P.M., Hays, M. D., Schauer, J. J., Hannigan, M., 2008. Size distribution of trace organic species emitted from biomass combustion and meat charbroiling. *Atmosph. Env.* 42, 3058-3075
- Kupiainen K, Klimont Z., 2004. Primary emissions of submicron and carbonaceous particles in Europe and the potential for their control. Interim Report IR-04-079. IIASA, Austria
- Kupiainen K, Klimont Z., 2007. Primary emissions of fine carbonaceous particles in Europe. *Atmos. Environ.* 41, 2156-70
- Lamberg, H., Nuutinen, K., Tissari, J., Ruusunen, J., Yli-Pirila, P., Sippula, O., Tapanainen, M., Jalava, P., Makkonen, U., Teinilä, K., Saarnio, K., Hillamo, R., Hirvonen, M.R., Jokiniemi, J., 2011. Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion. *Atmos. Environ.* 45, 7635-7643
- Lanz, V.A., Alfarra, M.R., Baltensperger, U., Buchmann, B., Hueglin, C., Szidat, S., Wehrli, M.N., Wacker, L., Weimer, S., Caseiro, A., Puxbaum, H., Prevot, A.S.H., 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, E.D., Konnov, A., De Ruyck, J., 2004. Dioxin levels in wood combustion—a review. *Biomass and Bioenergy* 26, 115 – 145

- Lee, R.G.M., Coleman, P., Jones, J.L., Jones, K.C., Lohmann, R., 2005. Emission factors and importance of PCDD/Fs, PCBs, PCNs, IPAs and PM 10 from the domestic burning of coal and wood in the U.K. *Environmental Science and Technology* 39, 1436-1447
- Lévesque, B., Allaire, S., Gauvin, D., Koutrakis, P., Gingras, S., Rhainds, M., Prud'Homme, H., Duchesne, J., 2001. Wood-burning appliances and indoor air quality. *Science of The Total Environment*, Volume 281, Issues 1–3, Pages 47-62
- Van der Sluijs, J. P., Risbey, J.S., Ravetz, J., , 2005. Uncertainty assessment of VOC emissions from paint in the Netherlands using the NUSAP system. *Environmental Monitoring and Assessment* 105, 229–259
- Meyer, N.K., Lauber, A., Nussbaumer, T., Burtscher, H., 2009. Influence of particle charging on TEOM measurement in the presence of an electrostatic precipitator. *Atmosph. Meas. Tech.* 2, 81-85
- Meyer, N.K., 2012. Particulate, black carbon and organic carbon emissions from small-scale residential wood combustion appliances in Switzerland. *Biomass & Bioenergy* 36, 31-42
- van Loo, S. and Koppejan, J., 2003. Handbook on biomass combustion and cofiring. Task 32, International Energy Agency. ISBN 978-1-84407-249-1
- McDonald, J.D., Zielinska, B., Fujita, E.M., Sagebiel, J.C., Chow, J.C., Watson, J.G., 2000. Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environ. Sci. Technol* 34, 2080-2091.
- Miljevic, B., Heringa, M., Keller, A., Meyer, N., Good, J., Lauber, A., deCarlo, P., Fairfull-Smith, K., Nussbaumer, T., Burtscher, H., 2010. Oxidative potential of logwood and pellet burning particles assessed by a novel profluorescent nitroxide probe. *Environmental Science & Technology inc. News & Research Notes* 44, 6601-6607.
- Monni, S., Syri, S., Savolainen, I., 2004. Uncertainties in the Finnish greenhouse gas emission inventory. *Environmental Science & Policy* 7, 87-98.
- Naeher, L.P., Brauer, M., Lipsett, M., Zelikoff, J.T., Simpson, C.D., Koenig, J.Q., Smith, K.R., 2007. Woodsmoke health effects: A review. *Inhalation toxicology* 19, 67-106.
- Nussbaumer, T., 2003. Combustion and co-combustion of biomass: Fundamentals, technologies, and primary measures for emission reduction. *Energy and Fuels* 17, 1510-1521.
- Nussbaumer, T., Klippel, N., Johansson, L., 2008. Survey on measurements and emission factors on particulate matter from biomass combustion in IEA countries. In: 16th European Biomass Conference and Exhibition, Valencia
- 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
- Nussbaumer, T., Lauber, A., 2010. Formation mechanisms and physical properties of particles from wood combustion for design and operation of electrostatic precipitators, 18th European Biomass Conference and Exhibition, Lyon 3–7 May 2010
- Ökozentrum Langenbruck, 2006. – Staub und Partikelanalytik an Klein-Holzfeuerungen mit elektrostatischen Partikelabscheider

- Ozgen, S., Hugony, F., Morreale, C., Signorini, S., Cernuschi, S., Maggioni, A., Migliavacca, G., Marengo, S., Giugliano, M., 2012. Nanoparticle and non methane hydrocarbon emissions from a modern closed fireplace. In: 20th European Biomass Conference and Exhibition, 18-22 June 2012, Milan, Italy
- Orozco-Levi, M., Garcia-Aymerich, J., Villar, J., Ramirez-Sarmiento, A., Anto, J., Gea, J., 2006. Wood smoke exposure and risk of chronic obstructive pulmonary disease. *European Respiratory Journal* 27, 542-546.
- Pastorello, C., Caserini, S., Galante, S., Dilara, P. Galletti, F., 2011. Importance of activity data for improving the residential wood combustion emission inventory at regional level. *Atmospheric Environment* 45, 2869-2876.
- Pettersson, E., Lindmark, F., Öhman, M., Nordin, A., Westerholm, R., Boman, C., 2010. Design changes in a fixed-bed pellet combustion device: Effects of temperature and residence time on emission performance. *Energy & Fuels* 24, 1333-1340.
- Pettersson, E., Boman, C., Westerholm, R., Boström, D., Nordin, A., 2011. Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 2: Wood Stove. *Energy & Fuels* 25, 315-323
- Pfeiffer, F., Struschka, M., Baumbach, G., Hagenmaier, H., Hein, K.R.G. , 2000. PCDD/F emissions from small firing systems in households. *Chemosphere* 40, 225-32
- Purvis, C.R., Mccrillis, R.C., Kariher, P.H., 2000. Fine particulate matter (PM) and organic speciation of fireplace emissions. *Environ. Science and Technology* 34, 1653-1658.
- Ragazzi, M., Baggio, P., 2008. Caratterizzazione dell'efficienza di un elettrofiltro. DICA Università di Trento
- Ramanathan V, Carmichael G.,2008. Global and regional climate changes due to black carbon. *Nature Geoscience* 1, 221-227.
- Ravindra, K., Sokhi, R., Van Grieken, R., 2008. Atmospheric polycyclic aromatic hydrocarbons: Source attribution, emission factors and regulation. *Atmospheric Environment* 42, 2895-2921
- Ripamonti, G., Lonati, G., Baraldi, P., Cadini, F., Zio, E., 2012. Uncertainty propagation methods in dioxins/furans estimation models. *Advances in Safety, Reliability and Risk Management*. Taylor & Francis Group, ISBN 978-0-415-68379-1
- Riva, G., Foppa Pedretti, E., Toscano, G., Duca, D., Pizzi, A., 2011. Determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in domestic pellet stove emissions. *Biomass and Bioenergy* 35, 4261-67
- Rogge, W.F., Hildemann, L.M., Mazurek, M.A., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 1998. Sources of fine organic aerosol. 9. pine, oak, and synthetic log combustion in residential fireplaces. *Environ. Sci. Technol.* 32, 13-22
- Ross, A.B., Jones, J.M., Chaiklangmuang, S., Pourkashanian, M., Williams, A., Kubica, K., Andersson, J.T., Kerst, M., Danihelka, P., Bartle, K.D., 2002. Measurement and prediction of the emission of pollutants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace. *Fuel* 81, 571-582
- Rypdal, K., Rive, N., Berntsen, T.K., Klimont, Z., Mideksa, T., Myhre, G., Skeie, B., 2009. Costs and global impacts of black carbon abatement strategies. *Tellus B* 61, 625-641

- J. Schauer, M. Kleeman, G. Cass, B. Simoneit. Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C1-C29 Organic Compounds from Fireplace Combustion. *Environ. Sci. Technol.* 35, 1716-1728
- Schleicher, O., 2011. "Evaluation of small-scale precipitators in Denmark – results of lab-/field tests", Central European Biomass Conference – Graz, 26-29 January
- Schmidl, C., Marr, I.L., Caseiro, A., Kotianova, P., Berner, A., Bauer, H., Kasper-Giebl, A., Puxbaum, H., 2007. Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-european alpine regions. *Atmospheric Environment* 42, 126-141.
- Schmidl, C., Luisser, M., Padouvas, E., Lasselsberger, L., Rzaca, M., Ramirez-Santa Cruz, C., Handler, M., Peng, G., Bauer, H., Puxbaum, H., 2011. Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small combustion systems-. *Atmospheric Environment* 45, 7443-7454
- Sippula, O., Hytonen, K., Tissari, J., Raunemaa, T., Jokiniemi, J., 2007. "Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove". *Energy and Fuels* 21, 1151-1160.
- Syc M., Horak, J., Hopan F., Krpec K., Tomsej T., Ocelka T. and Pekarek V., 2011. Effects of fuels and domestic heating appliance types on emission factors of selected organic pollutants. *Environmental Science & Technology* 45, 9427-34
- Sippula, O., Hytonen, K., Tissari, J., Raunemaa, T., Jokiniemi, J., 2007. Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove. *Energ. Fuel.* 21, 1151-1160.
- Smith, W.J., Morrin, S., Timoney, D.J., 2011. Effect of operating condition on particulate matter emission factor for a domestic biomass boiler. *Proceedings of the Institution of Mechanical Engineers. Journal of Power and Energy* 225:614
- Sood, A., Petersen, H., Blanchette, C.M., Meek, P., Picchi, M.A., Belinsky, S.A., Tesfaigzi, Y., 2010. Wood smoke exposure and gene promoter methylation are associated with increased risk for COPD in smokers. *American journal of respiratory and critical care medicine* 182, 1098-1104.
- Sternhufvud, C., Karvosenoja, N., Illerup, J., Kindbom, K., Lükewille, A., Johansson, M., Jensen, D., 2004. Particulate Matter Emissions and Abatement Options in Residential Wood Burning in the Nordic Countries. *Nordic Council of Ministers*
- Tapanainen, M., Jalava, P.I., Mäki-Paakkanen, J., Hakulinen, P., Happonen, M.S., Lamberg, H., Ruusunen, J., Tissari, J., Nuutinen, K., Yli-Pirilä, P., 2011. In vitro immunotoxic and genotoxic activities of particles emitted from two different small-scale wood combustion appliances. *Atmospheric Environment* 45, 7546-7554
- Tian, L., Koshland, C.P., Yano, J., Yachandra, V.K., Yu, I.T.S., Lee, S., Lucas, D., 2009. Carbon-centered free radicals in particulate matter emissions from wood and coal combustion. *Energy & Fuels* 23, 2523-2526
- Tissari, J., Hytonen, K., Lyyranen, J., Jokiniemi, J., 2007. A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. *Atmospheric Environment* 41, 8330-8344
- Tissari, J., Lyyränen, J., Hytönen, K., Sippula, O., Tapper, U., Frey, A., Saarnio, K., Pennanen, A.S., Hillamo, R., Salonen, R.O., Hirvonen, M.-., Jokiniemi, J., 2008. Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. *Atmospheric Environment* 42, 7862-7873.

- Tissari, J., Hytönen, K., Sippula, O., Jokiniemi, J., 2009. The effects of operating conditions on emissions from masonry heaters and sauna stoves. *Biomass and Bioenergy* 33, 513-520.
- Todd J.J., 2008. *Woodheater Operations and Firewood Parameters*; Australian Department of the Environment, Water, Heritage and the Arts, Australia
- UNEP-WMO, 2011. Integrated assessment of black carbon and tropospheric ozone. By the United Nations Environment Programme and World Meteorological Organization. www.unep.org/dewa/Portals/67/pdf/BlackCarbon_report.pdf. (maggio 2012)
- United States Environmental Protection Agency, 2001. Emission Inventory Improvement Program – Volume 3, Chapter 2: Residential Wood Combustion
- United States Environmental Protection Agency, 1998. *Locating And Estimating Air Emissions From Sources Of Polycyclic Organic Matter*
- Verma, V.K., Bram, S., Gauthier, G., De Ruyck, J., 2011. Performance of a domestic pellet boiler as a function of operational loads: Part-2. *Biomass and Bioenergy* 35, 272-279
- Win K.M., Persson T., Bales C., 2012. Particles and gaseous emissions from realistic operation of residential wood pellet heating systems. *Atmospheric Environment* 59, 320–327.
- Wiinikka, H. and Gebart, R., 2004. Experimental investigations of the influence from different operating conditions on the particle emissions from a small-scale pellets combustor“. *Biomass and Bioenergy* 27, 645-652.
- Winiwarter, W., Trenker, C., Höflinger, W., 2001. *Österreichische Emissionsinventur für Staub*. ARC Seibersdorf research Report. Wien
- Winiwarter, W. and Rypdal, K., 2001. Assessing the uncertainty associated with national greenhouse gas emission inventories:: A case study for Austria. *Atmospheric Environment* 35, 5425-5440.
- Winther M, Nielsen OK. Technology dependent BC and OC emissions for Denmark, Greenland and the Faroe Islands calculated for the time period 1990-2030. *Atmos. Environ.* 45, 5880-5895.
- Zelikoff, J.T., Chen, L.C., Cohen, M.D., Schlesinger, R.B., 2002. The toxicology of inhaled woodsmoke. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B* 5, 269-282.

Allegato 1
Review dei fattori di emissione per PM, PM10, PM2.5, PM1.

Tipo di apparecchio	Fonte bibliografica	Frazione misurata	Fattore di emissione g/GJ	Tipo di legno	Note
Caminetto aperto	Alves et al. (2011)	PM2.5	759	pino marittimo (U=9%)	Ciclo di combustione esclusa la fase iniziale
		PM2.5	1080	eucalipto U=11%)	
		PM2.5	717	quercia da sughero (U=12%)	
		PM2.5	535	acacia dorata (U=8%)	
		PM2.5	529	olivo (U=15%)	
		PM2.5	1021	quercia portoghese (U=14%)	
		PM2.5	856	leccio (U=8%)	
		PM2.5	818	bricchette (U=8%)	
	Angelino et al. (2007)	PM	199	Faggio e robinia	Ciclo a regime - misura a freddo
		PM	358		Fase iniziale della combustione - misura a freddo
	EEA (2009)	PM2.5	850		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti (aperti e chiusi)
		PM10	860		
		PM	900		
	Gras et al. (2002)	PM	121	Eucalipto (hardwood) stagionato	Ciclo in condizioni stazionarie (senza la fase iniziale) - misura a freddo
	Gulland (2003), in EEA (2009)	PM2.5	1156		Fattore di emissione - Canada
	Gulland (2003), in EEA (2009)	PM10	1156		
	Gulland (2003), in EEA (2009)	PM	1206		
	Hobson et al. (2003)	PM10	422		Fattore di emissione - Regno Unito
	Houck et al. (2006)	PM10	850		Fattore di emissione - USA
	Lee et al (2005)	PM10	459	hardwood (U=11%)	La misura (a caldo) non è riferita ad un caminetto chiuso ma ad un 'open fire'
Meyer (2012)	PM10	508	hardwood	Fattore di emissione riferito a condizioni di buona combustione - Svizzera	
Meyer (2012)	PM10	771	hardwood	Fattore di emissione riferito a condizioni di cattiva combustione - Svizzera	
Meyer (2012)	PM10	235	mixed	Fattore di emissione riferito ad un apparecchio di tipo 'avanzato' - Svizzera	
Meyer (2012)	PM10	400	softwood	Fattore di emissione - Svizzera	
Sternhufvud et al. (2004)	PM2.5	800		Fattore di emissione per caminetto aperto - Finlandia, Norvegia, Svezia	
US EPA (2001)	PM10	925		FE EPA misurato con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)	
Caminetto chiuso	Angelino et al. (2007)	PM	199	Faggio e robinia	Ciclo a regime - misura a freddo
		PM	358		Fase iniziale della combustione - misura a freddo
	EEA (2009)	PM2.5	240		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti a

Caminetto chiuso				tecnologia avanzata	
	PM10	240		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti a tecnologia avanzata	
	PM	250		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito ai caminetti a tecnologia avanzata	
	Fine e al. (2001)	PM2.5	193	acero rosso (U=11%)	Ciclo di combustione completo; misura a freddo
		PM2.5	298	rovere rosso (U=14%)	
		PM2.5	137	paper birch (U=9%)	
		PM2.5	655	pino bianco (U=11%)	
		PM2.5	194	hemlock (U=30%)	
		PM2.5	282	balsam fir (U=9%)	
	Fine e al. (2002)	PM2.5	188	loblolly pine (U=12%)	
		PM2.5	393	Yellow poplar (U=33%)	
		PM2.5	168	White ash (U=11%)	
		PM2.5	203	Sweet gum (U=14%)	
		PM2.5	354	Mockernut hickory (U=12%)	
		PM2.5	81	Slash pine (U=13%)	
	Germain (2005)	PM2.5	690		Fattore di emissione per caminetto con porte a vetro - Canada
		PM2.5	727		Fattore di emissione per inserto convenzionale - Canada
		PM2.5	257		Fattore di emissione per inserto a tecnologia avanzata - Canada
	Gulland (2003), in EEA (2010)	PM2.5	300		Fattore di emissione per caminetto a tecnologia avanzata - Canada
		PM10	300		
PM		319			
PM2.5		856		Fattore di emissione per caminetto convenzionale chiuso - Canada	
PM10		813			
PM		844			
PM2.5		300		Fattore di emissione per inserto a tecnologia avanzata - Canada	
PM10		300			
PM		319			
PM2.5		300		Fattore di emissione per inserto catalitico - Canada	
PM10		300			
PM		319			
PM2.5		850		Fattore di emissione per inserto convenzionale - Canada	
PM10		850			
PM	900				
Gaeugauf (2001)	PM	161	Non specificato	Ciclo di combustione completo; misura con tunnel di diluizione	

Caminetto chiuso	Gullett, Toutati, Hays (2003)	PM	293	Rovere (U=20-29%)	Test sul ciclo di combustione completo. Le emissioni da tunnel di diluizione sono convertite secondo il metodo US EPA 5H (senza tunnel di diluizione).
		PM	142	Pino (U=11%)	
	Hays et al. (2003)	PM2.5	478	White oak (U>25%)	Campionamento sull'intero ciclo di combustione; dettagli non specificati
	Houck et al. (2006)	PM10	417		Fattore di emissione per caminetto certificato non catalitico - USA
		PM10	465		Fattore di emissione per caminetto certificato catalitico - USA
	McDonald e al. (2000)	PM2.5	320	Ponderosa pine/ pinion pine (U=8-14%)	Campionamento su un ciclo di combustione completo. Le singole prove variano per tipo di combustibile; umidità; presenza o meno della grata. Misura a a freddo
		PM2.5	319	Oak/mixed hardwoods	
	Meyer (2012)	PM10	544	hardwood	Fattore di emissione per caminetto chiuso riferito a condizioni di buona combustione - Svizzera
		PM10	689	hardwood	Fattore di emissione per caminetto chiuso riferito a condizioni di cattiva combustione - Svizzera
		PM10	235	mixed	Fattore di emissione per caminetto chiuso avanzato - Svizzera
		PM10	400	softwood	Fattore di emissione per caminetto chiuso - Svizzera
	Purvis, McCrillis, Kariher (2000)	PM	709	Rovere rosso (red oak) U=34%	Caminetto chiuso. Ciclo di combustione completo, dal superamento dei 25°C sino a che la temperatura non torna sotto i 25 °C - misura a freddo
		PM	526	Rovere rosso (red oak) U=34%	Caminetto chiuso con valvola per l'afflusso dell'aria primaria.Ciclo di combustione completo, dal superamento dei 25°C sino a che la temperatura non torna sotto i 25 °C - misura a freddo
		PM	312	Rovere rosso (red oak) U=15-17%	
		PM	395	Douglas fir (U=22-30%)	
		PM	350	Rovere rosso (red oak) U=34%	Caminetto chiuso innovativo (valvola per l'aria secondaria).Ciclo di combustione completo, dal superamento dei 25°C sino a che la temperatura non torna sotto i 25 °C - misura a freddo
	Schauer et al. (2001)	PM10	528	pino	Campionamento a freddo su un ciclo di combustione completo
PM10		283	quercia		
PM10		472	eucalipto		
US EPA (2001)	PM10	925		FE EPA misurato con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)	
Stufe a legna	Angelino et al. (2007)	PM	89	Faggio e robinia	Ciclo a regime - misura effettuata a freddo
		PM	409		Fase iniziale della combustione - misura a freddo
	Alves et al. (2011)	PM2.5	872	pino marittimo (U=9%)	Ciclo di combustione completo esclusa la fase iniziale
		PM2.5	358	eucalipto U=11%)	
		PM2.5	807	quercia da sughero (U=12%)	
		PM2.5	626	acacia dorata (U=8%)	
		PM2.5	332	olivo (U=15%)	
		PM2.5	524	quercia portoghese (U=14%)	
		PM2.5	545	leccio (U=8%)	
		PM2.5	225	bricchette (U=8%)	

**Stufe a
legna**

Bafver et al. (2011)	PM2.5	97	U=15%	Stufa da cucina. Ciclo di combustione escluso lo start-up. Misura a caldo
	PM10	124	U=15%	
	PM2.5	45	U=15%	Stufa moderna. Ciclo di combustione escluso lo start-up. Misura a caldo
	PM10	43	U=15%	
EEA (2009)	PM2.5	240		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito a stufa a legna avanzata
	PM10	240		
	PM	240		
	PM2.5	810		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito a stufa a legna convenzionale
	PM10	810		
	PM	810		
Fine et al. (2004)	PM2.5	51	red maple (U 9%)	Stufa a legna. Ciclo di combustione completo; misura a freddo
	PM2.5	178	White oak (U= 14%)	
	PM2.5	82	Sugar maple (U= 13%)	
	PM2.5	102	loblolly pine (U= 8%)	
	PM2.5	60	douglas fir (U= 10%)	
	PM2.5	115	White oak (U= 14%)	Stufa a legna catalizzata. Ciclo di combustione completo; misura a freddo
	PM2.5	66	douglas fir (U= 10%)	
Gaegauf (2001)	PM	569		Ciclo completo dall'accensione all'esaurimento - misura a freddo
Gaegauf et al. (2005)	PM1	103		Ciclo reale misurato in campo - misura a freddo
	PM2.5	118		
	PM10	125		
	PM	129		
Gaegauf (2000)	PM	38	faggio (U=16%)	Room heater. Misura a freddo; ciclo non specificato
	PM	105		Soapstone stove. Misura a freddo; ciclo non specificato
Germain (2005)	PM2.5	1241		Fattore di emissione per stufa convenzionale senza tiraggio - Canada
	PM2.5	727		Fattore di emissione per stufa convenzionale con tiraggio - Canada
	PM2.5	257		Fattore di emissione per stufa a tecnologia avanzata - Canada
Gras e al. (2002)	PM	158	Eucalipto (hardwood) non stagionato	Stufa moderna. Ciclo cond. staz., no fase iniziale; valvola aria max apertura. Misura a freddo
	PM	481	Eucalipto (hardwood) non stagionato	Ciclo cond. stazionarie, senza fase iniziale, valvola aria minima apertura. Misura a freddo
	PM	99	Eucalipto (hardwood) stagionato	Stufa moderna. Ciclo cond. staz., no fase iniziale; valvola aria max apertura. Misura a freddo
	PM	508	Eucalipto (hardwood) stagionato	Ciclo cond. stazionarie, senza fase iniziale, valvola aria minima apertura. Misura a freddo
	PM	225	Mixed chips (stagionato)	Stufa moderna. Ciclo cond. staz., no fase iniziale; valvola aria max apertura. Misura a freddo

**Stufe a
legna**

	PM	1176	Pino (softwood) non Stagionato	Ciclo cond. stazionarie, senza fase iniziale, valvola aria minima apertura. Misura a freddo
	PM	941	Pino (softwood) Stagionato	Stufa moderna. Ciclo cond. staz., no fase iniziale; valvola aria max apertura. Misura a freddo
	PM	424	Pino (softwood) Stagionato	Ciclo cond. stazionarie, senza fase iniziale, valvola aria minima apertura. Misura a freddo
	PM	59	Eucalipto (hardwood) stagionato	Stufa tradizionale. Ciclo cond. staz., no fase iniziale; valvola aria max apertura. Misura a freddo
	PM	212	Eucalipto (hardwood) stagionato	Stufa tradizionale. Ciclo in condizioni stazionarie, esclusa la fase iniziale; valvola per l'aria alla minima apertura. Misura a freddo
Gulland (2003) in EEA (2009)	PM2.5	300		Fattore di emissione per stufa a tecnologia avanzata - Canada
	PM10	300		
	PM	319		
	PM2.5	300		Fattore di emissione per stufa catalitica - Canada
	PM10	300		
	PM	319		
	PM2.5	1450		Fattore di emissione per stufa convenzionale - Canada
	PM10	1450		
	PM	1538		
	PM2.5	850		Fattore di emissione per stufa convenzionale a tenuta d'aria - Canada
	PM10	850		
	PM	900		
	PM2.5	1450		Fattore di emissione per stufa non convenzionale a tenuta d'aria - Canada
PM10	1450			
PM	1538			
Gullett, Toutati, Hays (2003)	PM	504	Rovere con umidità 18-26%	Test sul ciclo di combustione completo. Le emissioni da tunnel di diluizione sono convertite secondo il metodo US EPA 5H (senza tunnel di diluizione)
Hays et al. (2003)	PM2.5	478	White oak con U >25%	Stufa non catalitica convenzionale; campionamento sull'intero ciclo di combustione
	PM2.5	511		
	PM2.5	567	White oak con U=12%	
	PM2.5	126		
	PM2.5	346	Abete Douglas con U >25%	
Hedberg et al. (2002)	PM2.5	71	Betulla (U=15%)	Stufa non catalitica convenzionale. Per il campionamento viene utilizzato un ciclo di combustione completo (90 min a carico approssimativamente costante) escluso il primo minuto
Hobson et al. (2003)	PM10	80		Fattore di emissione, UE
Houck et al. (2006)	PM2.5	929		Fattore di emissione per stufa a legna non certificata

Stufe a legna		PM10	929		
		PM2.5	413		
		PM10	413		Fattore di emissione per stufa a legna certificata non catalitica - USA
		PM2.5	460		
		PM10	460		Fattore di emissione per stufa a legna certificata catalitica - USA
	Kelz et al. (2010)	PM1	47	U=8% - tipo di legna non specificato	Stufa a legna moderna - misure con ELPI su un ciclo completo che simula il ciclo reale
		PM1	65	U=9% - tipo di legna non specificato	Stufa a legna tradizionale - misure con ELPI su un ciclo completo che simula il ciclo reale
		PM1	30	U=8% - tipo di legna non specificato	Stufa ad accumulo - misure con ELPI su un ciclo completo che simula il ciclo reale
	Kubica (2002) in EEA (2009)	PM	1610		Fattore di emissione (Polonia)
	McDonald e al. (2000)	PM2.5	265	Oak (U 6-15%)	Ciclo di combustione completo; misura a freddo. Le singole prove variano per tipo di combustibile; umidità; carico
		PM2.5	190	Mixed hardwood (U 7-14%)	
	Meyer (2012)	PM10	646	hardwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale riferito a condizioni di buona combustione - Svizzera
		PM10	689	hardwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale riferito a condizioni di cattiva combustione - Svizzera
		PM10	49	mixed	Fattore di emissione per stufa a tecnologia avanzata - Svizzera
		PM10	400	softwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale - Svizzera
	Pettersson et al. (2011)	PM	140	betulla, abete e pino (umidità 8-23%)	Media delle fasi 1 (normale), 2 (basso carico) e 3 (alto carico con difetto d'aria). Misura a freddo
		PM	110	betulla, abete e pino (umidità 8-23%)	Media delle fasi 1 (normale) e 2 (basso carico). Misura a freddo
	Schmidl et al (2011)	PM10	95	bricchette (U=7%)	Stufa a legna convenzionale. Ciclo a regime costante compresa la fase di start up. Misura a freddo
		PM10	76	faggio (U=7%)	
		PM10	63	quercia (U=10%)	
PM10		97	abete (U=8%)		
PM10		303	abete (U=8%)	Stufa a legna convenzionale. Ciclo a regime costante compresa la fase di start up- valvola dell'aria semichiusa. Misura a freddo	
PM10		110	abete (U=8%)	Stufa a legna convenzionale. Ciclo a regime costante compresa fase di start up - sovraccarico. Misura a freddo	
PM10		73	bricchette (U=7%)	Stufa a legna a tecnologia avanzata. Ciclo a regime costante compresa la fase di start up- valvola dell'aria semichiusa. Misura a freddo	
PM10		89	faggio (U=7%)		
PM10		72	quercia (U=10%)		
PM10		80	abete (U=8%)		

		PM10	91	abete (U=8%)	Stufa a legna a tecnologia avanzata. Ciclo a regime costante compresa la fase di start up- valvola dell'aria semichiusa. Misura a freddo	
		PM10	49	abete (U=8%)	Stufa a legna a tecnologia avanzata. Ciclo a regime costante compresa la fase di start up - sovraccarico. Misura a freddo	
	Sternhufvud et al. (2004)		PM2.5	2000		Fattore di emissione per stufe convenzionali - Danimarca, Norvegia
			PM2.5	100		Fattore di emissione per stufe convenzionali - Finlandia
			PM2.5	340		Fattore di emissione per stufe convenzionali - Svezia
			PM2.5	300		Fattore di emissione per stufe moderne - Norvegia
	Tissari et al. (2007)		PM1	42	betulla e legno da costruzione (abete) - U 10-17%	Ciclo reale misurato in campo su una stufa da cucina. Misure con diluizione in due fasi
			PM1	47	Abete (U 10-17%)	Ciclo reale misurato in campo su una stufa per riscaldamento. Misure con diluizione in due fasi
	US EPA (2001)		PM10	412		Stufa innovativa. FE EPA misurato con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)
			PM10	818		Stufa convenzionale. FE EPA misurato con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)
Stufe a pellet	Bafver et al. (2011)	PM2.5	42	pellet	Ciclo di combustione escluso lo start-up - misura a caldo	
	Bafver et al. (2011)	PM10	44	pellet	Ciclo di combustione escluso lo start-up - misura a caldo	
	Boman et al (2005)		PM	51	pellet	Combustione ad alto carico; misura a freddo
			PM	15	pellet	Combustione a medio carico; misura a freddo
			PM	16	pellet	Combustione a basso carico; misura a freddo
	Boman et al. (2011)		PM	16	pellet	Stufa moderna. Combustione ad alto carico; misura a caldo
			PM	24	pellet	Stufa moderna. Combustione a basso carico; misura a caldo
			PM	23	pellet	Stufa tradizionale. Combustione ad alto carico; misura a caldo
			PM	40	pellet	Stufa tradizionale. Combustione a basso carico; misura a caldo
	EEA (2009)		PM2.5	76	pellet	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook
			PM10	76		
			PM	76		
	Gaegauf (2000)		PM	23	pellet	Combustione a carico nominale; misura a freddo
	Germain (2005)		PM2.5	59	pellet	Fattore di emissione - Canada
	Gulland (2003) in EEA (2009)		PM2.5	64	pellet	Fattore di emissione - Canada
			PM10	70	pellet	
		PM	75	Pellet		
Houck et al. (2000)		PM	39	Pellet	Stufa a pellet con alimentazione dall'alto. Combustione a regime - misura a freddo	
		PM	19	Pellet	Stufa a pellet con alimentazione dal basso. Combustione a regime - misura a freddo	
Stufe a	Houck et al. (2006)	PM10	85	pellet	Fattore di emissione - USA	

pellet	Johannson et al. (2004)	PM	22	pellet	Bruciatore con fiamma pilota. Combustione a carico nominale; misura a freddo
		PM	47	pellet	Bruciatore con fiamma pilota. Combustione intermittente; misura a freddo
		PM	65	pellet	Bruciatore con accensione elettrica. Combustione a carico nominale; misura a freddo
		PM	16	pellet	Bruciatore con accensione elettrica. Combustione intermittente; misura a freddo
	Meyer (2012)	PM10	30	hardwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale riferito a condizioni di buona combustione - Svizzera
		PM10	63	hardwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale riferito a condizioni di cattiva combustione - Svizzera
		PM10	11	mixed	Fattore di emissione per stufa a tecnologia avanzata - Svizzera
		PM10	30	softwood	Fattore di emissione per stufa tradizionale - Svizzera
	Sternhufvud et al. (2004)	PM2.5	20	pellet	Fattore di emissione - Svezia
	Schmidl et al. (2011)	PM10	8	pellet	Fase di start up - misura a freddo
		PM10	8	pellet	Fase di pieno carico - misura a freddo
		PM10	3	pellet	Fase di carico parziale - misura a freddo
	Sippula (2007)	PM	58	pellet	Combustione a carico nominale; misura a freddo
	US EPA (2001)	PM10	112	pellet	FE EPA stufa a pellet certificata misurato con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)
PM10		235	pellet	FE EPA stufa a pellet non certificata con metodo di riferimento: 5H (filtro a caldo + impinger)	
Wiinikka, Gebart (2004)	PM	7	Pellet	Combustione a regime; misura a caldo	
Caldaia a pellet	Boman et al. (2004)	PM	128	pellet da segatura fresco	Ciclo intermittente esclusa la fase iniziale - misura a freddo
		PM	178	pellet da segatura stagionato	
		PM	200	pellet da legna fresco	
		PM	189	pellet da legna stagionato	
		PM	144	pellet da corteccia fresco	
		PM	107	pellet da corteccia stagionato	
	Gaegauf (2001)	PM	164	pellet	Ciclo completo dall'alimentazione del combustibile sulle braci al consumo totale; misura a freddo
	Gaegauf et al. (2005)	PM2.5	46	pellet	Ciclo reale misurato in campo - misura a freddo
		PM10	47	pellet	
	Gaegauf et al. (2005)	PM	49	pellet	Ciclo reale misurato in campo; misura a freddo
	Kelz et al. (2010)	PM1	6	pellet	Ciclo completo che simula il ciclo reale - misura mediante ELPI
	Kubica (2002) in EEA (2009)	PM	30	pellet	Fattore di emissione - Polonia

	Johannson et al. (2004)	PM	12	pellet di legno	Carico nominale; misura a freddo
		PM	51	pellet di legno	Combustione intermittente; misura a freddo
	Lamberg et al. (2011)	PM1	20	pellet	Combustione a regime - misura a freddo
	Petterson et al. (2010)	PM	16	pellet	Combustione a regime - misura a freddo
	Schmidl et al. (2011)	PM10	29	pellet	Start up - misura a freddo
		PM10	14	pellet	Pieno carico - misura a freddo
		PM10	18	pellet	Carico parziale - misura a freddo
	Smith et al. (2011)	PM	15	pellet	Alto carico
		PM	25	pellet	Medio carico
		PM	51	pellet	Basso carico
PM		30	pellet	Start up	
Sternhufvud et al. (2004)	PM2.5	30	pellet	Fattore di emissione - Svezia, Norvegia, Danimarca, Finlandia	
Caldia a legna	EEA (2009)	PM2.5	475		Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook
		PM10	475		
		PM	500		
	Gaegauf (2001)	PM	12	legna	Caldaia ad alimentazione manuale. Ciclo completo dall'alimentazione del combustibile sulle braci al consumo totale; misura a freddo
		PM	45	wood chips	Caldaia automatica. Test sulle diverse fasi di combustione (pieno carico, carico parziale e esaurimento); misura a freddo
		PM	39	wood chips (umidi)	Test su diverse fasi di combustione carico (pieno, parziale e esaurimento); misura a freddo
	Gaegauf et al. (2005)	PM1	31	Ciocchi	Caldaia a ciocchi di legna. Ciclo reale misurato in campo; misura a freddo
		PM2.5	34		
		PM10	37		
		PM	39		
		PM1	59	wood chips	Caldaia a wood chips. Ciclo reale misurato in campo; misura a freddo
		PM2.5	67		
		PM10	71		
	PM	85			
	Germain (2005)	PM2.5	711		Fattore di emissione per caldaia centralizzata - Canada
Gulland (2003) in EEA (2009)	PM2.5	831		Fattore di emissione per caldaia centralizzata esterna - Canada	
	PM10	831			
	PM	881			
	PM2.5	831		Fattore di emissione per caldaia centralizzata interna - Canada	

Caldaia a legna		PM10	831		
		PM	881		
	Kelz et al. (2010)	PM1	14	wood chips	Caldaia moderna.Ciclo completo che simula il ciclo reale; misura a freddo con ELPI
		PM1	16	ciocchi	
		PM1	102	ciocchi	Caldaia tradizionale.Ciclo completo che simula il ciclo reale; misura a freddo con ELPI
	Schmidl et al. (2011)	PM10	29	wood chips	Caldaia multicomcombustibile; fase di start up; misura a freddo
		PM10	14	wood chips	Caldaia multicomcombustibile; pieno carico; misura a freddo
		PM10	18	wood chips	Caldaia multicomcombustibile; carico parziale; misura a freddo
	Sternhufvud et al. (2004)	PM2.5	700		Fattore di emissione per caldaia manuale senza accumulo - Danimarca, Finlandia, Norvegia, Svezia
		PM2.5	80		Fattore di emissione per caldaia manuale con accumulo - Danimarca, Finlandia, Norvegia, Svezia
	Johannson (2004)	PM	87	betulla (umidità<15%)	Caldaia tradizionale; combustione a regime; misura a freddo
		PM	350		Caldaia tradizionale; ciclo con carico elevato e successiva chiusura dell'aria (escluso lo start up); misura a freddo
		PM	89		Caldaia tradizionale; ciclo con carico elevato e successiva chiusura dell'aria (escluso lo start up); misura a freddo
		PM	103		Caldaia tradizionale; combustione a regime; misura a freddo
		PM	2200		Caldaia tradizionale; ciclo con carico elevato e successiva chiusura dell'aria (escluso lo start up); misura a freddo
		PM	27		Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo
		PM	25	betulla (umidità 26%)	Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo
		PM	89	betulla (umidità 38%)	Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo
		PM	32	betulla (umidità <15%)	Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo
PM		23	betulla (umidità 26%)	Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo	
PM		18	bricchette	Caldaia avanzata; combustione a regime; misura a freddo	
Kubica (2003) in EEA (2009)	PM	428	Non specificato	39	

Allegato 2
Review dei fattori di emissione per CO, NO_x, COVNM

Riferimento	Tipo apparecchio	dettaglio apparecchio	combustibile	CO	COV-NM	NOx	note sull'apparecchio, combustibile ecc.
Lamberg et al. (2011)	caldaia	moderno	pellets	80		49	25 kW; pellets di pino; comb.efficiente
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	580		74	masonry heater; betulla; comb.efficiente (improved batch combustion)
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	tradizionale	legna	2700		82	masonry heater; betulla
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	tradizionale	legna	2300		194	masonry heater; betulla
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	tradizionale	legna	830		82	masonry heater; betulla
Lamberg et al. (2011)	caminetto aperto	tradizionale	legna	6100		540	sauna stufa; betulla; comb.inefficiente
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	390		75	masonry heater; betulla; comb.efficiente (improved batch combustion); condizioni specifiche (ciclo corto)
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	tradizionale	legna	1200		76	masonry heater; betulla; condizioni specifiche (ignizione)
Lamberg et al. (2011)	stufa avanzata	tradizionale	legna	930		88	masonry heater; betulla; comb.relativamente efficiente; condizioni specifiche (ciclo corto)
Lamberg et al. (2011)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4400		420	sauna stufa; betulla; comb.inefficiente; carica manuale (batch combustion)
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	35		103	20kW; pellets di softwood; anche circuito acqua calda sanitaria; esclusi dall'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	stufa a pellets	nd	pellets	33		95	12kW; pellets di softwood; combined solar;
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	184		100	20kW; pellets di softwood; combined solar; esclusi dall'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	65		97	20kW; pellets di softwood; combined solar; esclusi dall'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	9		144	20kW; pellets di softwood; combined solar; esclusi dall'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	13		146	20kW; pellets di softwood; combined solar; esclusi dall'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	547		98	20kW; pellets di softwood; anche circuito acqua calda sanitaria; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	stufa a pellets	nd	pellets	192		94	12kW; pellets di softwood; combined solar; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	393		97	20kW; pellets di softwood; combined solar; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	271		94	20kW; pellets di softwood; combined solar; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	197		143	20kW; pellets di softwood; combined solar; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Win et al. (2012)	caldaia	nd	pellets	236		146	20kW; pellets di softwood; combined solar; inclusi nell'analisi i periodi di startup e di fermo
Pettersson et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	2400		47	9kW; stufa tradizionale a convezione naturale; condizioni di comb.normali; comb.a intensità bassa, fredda
Pettersson et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	7150		37	9kW; stufa tradizionale a convezione naturale; comb.con scarsa aria comburente
Hukkanen et al. (2012)	caminetto aperto	moderno	legna	6200			18 kW; stufa sauna; betulla ben stagionata; combustore catalitico; comb.'senza air staging';
Hukkanen et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	7900			18 kW; stufa sauna; betulla ben stagionata; comb.'senza air staging';
Tissari et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	legna	1497		48	masonry heater in pietra saponaria; betulla; ciocchi grandi
Tissari et al. (2007)	caminetto aperto	tradizionale	legna	6417		48	stufa sauna in acciaio; ontano e pioppo; ciocchi piccoli
Tissari et al. (2007)	stufa avanzata	tradizionale	legna	1979		53	masonry heater in mattoni; betulla;
Tissari et al. (2007)	stufa avanzata	tradizionale	legna	2193		39	masonry heater in mattoni, ricoperto di piastrelle; conifero (pecci); ciocchi grandi;
Tissari et al. (2007)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	1872		26	conifero (pecci); ciocchi piccoli;
Tissari et al. (2007)	stufa avanzata	tradizionale	legna	3636		59	masonry heater in mattoni; betulla e ontano; ciocchi grandi;
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	briquettes	880	3,9	60	23kW; briquettes; operazione a carico nominale;

Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	36	1,2	68	11kW (bruciatore); pellets di legno; operazione in condizioni nominali
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	350	3,3	71	6kW (bruciatore); operazione non continua; pellets di legno
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	290		68	6kW (bruciatore); operazione non continua; pellets di legno
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	960	23,0	66	3kW (bruciatore); operazione non continua; pellets di legno
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	120	1,0	70	22kW (bruciatore); pellets di legno; operazione in condizioni nominali
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	990	20,0	64	6kW (bruciatore); pellets di legno; operazione non continua
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	120	1,7	67	3kW (bruciatore); pellets di legno; operazione non continua
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	30			16kW; pellets di legno; operazioni in condizioni nominali
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	380		62	6kW; pellets di legno; operazione non continua
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1100		62	3kW; pellets di legno; operazione non continua;
Johansson et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	730	4,8	180	6kW (bruciatore); pellets (corteccia); operazione non continua
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	142		56	8kW; pellets commerciali
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	604		156	8kW; pellets di betulla (corteccia)
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	283		78	8kW; pellets di betulla
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	1926		189	8kW pellets di conifero (corteccia)
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	194		95	8kW; pellets di conifero
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	1013		227	8kW; pellets di ontano (corteccia)
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	237		123	8kW; pellets di ontano
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	444		131	8kW; pellets di pino (corteccia)
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	150		82	8kW; pellets di pino
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	2564		282	8kW; pellets di salice (corteccia)
Sippula et al. (2007)	stufa a pellets	moderno	pellets	339		103	8kW; pellets di salice
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna		320,0		pino (ponderosa) (softwood); comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna				pino (ponderosa) (softwood); comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	331,4			pino (ponderosa) (softwood); comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	291,4			pino (pinion) (softwood); comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	428,6			pino (pinion) (softwood); comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	435,5			hardwood misti; comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	424,7			hardwood misti; comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	779,6			quercia; comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	634,4			hardwood misti ; comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	376,3			quercia; comb.inefficiente
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	7301			hardwood misti
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	9602			hardwood misti
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	5522	333,3		hardwood misti
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	6715	763,4		quercia
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	5634	817,2		quercia

Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	7091	731,2		quercia
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	7091	2973,1		quercia
Mcdonald et al. (2000)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	6500	1978,4		quercia
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	5	0,4	72	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	1	0,5	80	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets			81	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	7		86	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets		0,8	63	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	6	0,6	89	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	20	0,4	83	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	5		83	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets		0,2	72	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets		0,4	61	<5kW (bruciatore); standard pellets softwood misti (pino, pecci);
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets		0,1	55	<5kW ; standard pellets softwood misti (pino, pecci); comb.a temp. bassa, tempo di residenza ridotto
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	510	6,0	58	<5kW ; standard pellets softwood misti (pino, pecci); comb.a temp. bassa, tempo di residenza ridotto
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	47	0,3	75	<5kW ; standard pellets softwood misti (pino, pecci); comb.a temp. bassa, tempo di residenza ridotto
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	96	0,3	64	<5kW ; standard pellets softwood misti (pino, pecci); comb.a temp. bassa, tempo di residenza ridotto
Pettersson et al. (2010)	caldaia	laboratorio	pellets	390	4,0	55	<5kW ; standard pellets softwood misti (pino, pecci); comb.a temp. bassa, tempo di residenza ridotto
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	3314		46	softwood (conifero)
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	9143		11	softwood(pino)
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	6452		43	hardwood (acero soft)
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4839		43	hardwood (quercia rossa)
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	3817			hardwood (betulla - secco)
Dasch et al. (1982)	caminetto aperto	tradizionale	legna	9677		38	hardwood (betulla - fresco(verde))
Schmidl et al. (2011)	stufa a pellets	tradizionale	pellets	116		81	6kW; pellets di legno; fase di start up
Schmidl et al. (2011)	stufa a pellets	tradizionale	pellets	33		83	6kW; pellets di legno; operazione a carico parziale
Schmidl et al. (2011)	stufa a pellets	tradizionale	pellets	488		79	6kW; pellets di legno; operazione a carico parziale
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	561		190	40kW; pellets (triticale); fase di start up
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	43		256	40kW; pellets (triticale); operazione a carico pieno
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	213		250	40kW; pellets (triticale); operazione a carico parziale
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	298		112	40kW; pellets (mischantus); fase di start up
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	3		175	40kW; pellets (mischantus); operazione a carico pieno
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	26		137	40kW; pellets (mischantus); operazione a carico parziale
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	319		77	40kW; pellets di legno; fase di start up
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	5		75	40kW; pellets di legno; operazione a carico pieno
Schmidl et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	47		63	40kW; pellets di legno; operazione a carico parziale

Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	briquettes	839	111	6.5kW; briquette; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	1890	105	6.5kW; faggio; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	1739	91	6.5kW; quercia; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	1389	60	6.5kW; conifero; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	2462	43	6.5kW; conifero; comb.con aria comburente ridotta
Schmidl et al. (2011)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	1469	37	6.5kW; conifero; comb.con eccesso di combustibile
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	briquettes	939	95	6kW; briquette; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	1681	106	6kW; faggio; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	1814	90	6kW; quercia; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	1340	54	6kW; conifero; prova standard
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	1761	53	6kW; conifero; comb.con aria comburente ridotta
Schmidl et al. (2011)	stufa avanzata	moderno	legna	1233	50	6kW; conifero; comb.con eccesso di combustibile
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	180	31	40kW; operazione a carico nominale pellets di legno;
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	2532	54	40kW; operazione a carico nominale peat pellets;
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets		67	40kW; reed grass pellets; operazione a carico nominale; stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	1037	104	40kW; citrus pectin pellets; operazione a carico nominale; stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets		101	40kW; sun flower husk pellets; operazione a carico nominale; stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets		102	40kW; straw pellets; operazione a carico nominale; stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	156	30	40kW; pellets di legno; operazione a carico ridotto; stime EF molto grossolane;
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets		78	40 kW; pellets; operazione a carico ridotto stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	317	52	40 kW; reed grass pellets; operazione a carico ridotto; stime EF molto grossolane
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	696	131	stime EF molto grossolane; 40 kW; operazione a carico ridotto citrus pectin pellets
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	915	104	stime EF molto grossolane; 40 kW; operazione a carico ridotto sun flower husk pellets
Verma et al. (2011)	caldaia	tradizionale	pellets	1276	104	stime EF molto grossolane; 40 kW; operazione a carico ridotto straw pellets
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	314	48	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	250	51	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	383	44	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	323	44	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	218	48	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	243	46	2.5kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	309	44	2.5kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	stufa a pellets	moderno	pellets	243	44	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	310	44	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	312	51	2.3kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	100	54	4.6kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	152	51	4kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	62	51	4.9kW; softwood pellet; operazione a carico pieno

Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	81	54	4.5kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	104	55	4.6kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets			4.6kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets			4.5kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	52	49	4.9kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	94	49	4.5kW; softwood pellet; operazione a carico pieno
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	144	49	3.6kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Boman et al. (2005)	Stufa a pellets	moderno	pellets	250	54	3.6kW; softwood pellet; operazione a carico ridotto
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	3253		pino marittimo
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	5447		Golden wattle
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	3466		quercia (Holm)
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	4232		eucalipto
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	3522		olivo
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	5881		quercia (cork)
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	5037		quercia portoghese
Goncalves et al. (2012)	stufa tradizionale	tradizionale	briquettes	3441		Briquettes/Pellets
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	2912		pino marittimo
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	3488		Golden wattle
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	3363		quercia (Holm)
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4940		eucalipto
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4396		olivo
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	5069		quercia (cork)
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4603		quercia portoghese
Goncalves et al. (2012)	caminetto aperto	tradizionale	briquettes	3189		Briquettes/Pellets
Brunner et al. (2010)	caldaia	moderno	pellets	47		21kW
Brunner et al. (2010)	caldaia	moderno	pellets	45		21kW
Brunner et al. (2010)	stufa avanzata	moderno	legna	1048		6kW
Brunner et al. (2010)	stufa avanzata	moderno	legna	1036		6kW
Brunner et al. (2010)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	2355		6.5kW
Brunner et al. (2010)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	2085		6.5kW
Brunner et al. (2010)	stufa avanzata	moderno	legna	1207		4.2kW; stufa rivestita
Brunner et al. (2010)	stufa avanzata	moderno	legna	1008		4.2kW; stufa rivestita
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	legna	1489	13	ciocco di legno
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	altra	1403	10	wood shavings
			biomassa			
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	altra	1667	6	buccia di nocchie
			biomassa			
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	altra	2445	9	buccia di noci

Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	biomassa altra	2422	18	buccia di noccioline
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	biomassa altra	1405	5	seed shell apricot - sweet
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	biomassa altra	1449	5	seed shell apricot - hot seed
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	biomassa altra	3276	1	kernel removed corncob
Koyuncu et al. (2007)	stufa avanzata	moderno	biomassa altra	2095	3	charcoal
Tissari et al. (2008)	stufa avanzata	tradizionale	legna	2295	97	77 comb.normale
Tissari et al. (2008)	stufa avanzata	tradizionale	legna	8087	1436	71 comb.smoldering
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	briquettes	1482	63	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;faggio briquettes
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1234	110	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;european hornbeam (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1410	95	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;faggio europeo (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1856	65	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;pioppo (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1816	88	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;oak (turkey) (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	3681	131	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;oak (sessile) (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	3253	104	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;pedunculate oak (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	2000	118	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;black locust (hard wood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	3497	105	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;silver fir (softwood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1263	58	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;european larch (softwood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1901	69	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;conifero (Norvegia) (softwood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1710	64	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;pino nero (softwood)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	legna	1189	70	8 kW; ciclo completo (incluso ignizione); operazione a carico pieno ;pino (scots) (softwood)
Kistler et al. (2012)	stufa a pellets	moderno	pellets	118	94	9 kW; non include l'ignizione; operazione a carico pieno ;pellets di legno
Kistler et al. (2012)	stufa a pellets	moderno	pellets	188	131	9 kW; non include l'ignizione; operazione a carico pieno ;pellets di legno
Kistler et al. (2012)	stufa a pellets	moderno	pellets	245	74	9 kW; non include l'ignizione; operazione a carico parziale; pellets di legno
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	residuo di giardino	2249	132	8 kW; prova speicifica per il residuo di giardino (pigne, aghi di pino, foglie secche)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	residuo di giardino	2821	89	8 kW; prova speicifica per il residuo di giardino (pigne, aghi di pino, foglie secche)
Kistler et al. (2012)	stufa avanzata	moderno	residuo di giardino	2204	111	8 kW; prova speicifica per il residuo di giardino (pigne, aghi di pino, foglie secche)
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1000		10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	970		10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1840		10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh logging residues

Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1630			10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored logging residues
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1850			10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh (corteccia)
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1480			10-15kW pellet (bruciatore) A, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored (corteccia)
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1610			10-15kW pellet (bruciatore) B, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1350			10-15kW pellet (bruciatore) B, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1090			10-15kW pellet (bruciatore) B, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh logging residues
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	2340			10-15kW pellet (bruciatore) B, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored logging residues
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	2010			10-15kW pellet (bruciatore) B, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh (corteccia)
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	940			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1310			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored saw dust
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1430			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh logging residues
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	1680			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored logging residues
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	990			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), fresh (corteccia)
Boman et al. (2004)	caldaia	moderno	pellets	580			10-15kW pellet (bruciatore) C, operazione non continua (potenza richiesta di 3kW), stored (corteccia)
Boman et al. (2004)	stufa avanzata	moderno	pellets	130	1,4	57	2-6kWfuel; continuous operation in modulation; operazione a carico pieno (5kW)
Boman et al. (2004)	stufa avanzata	moderno	pellets	550	17	52	2-6kWfuel; continuous operation in modulation; operazione a carico ridotto (1.7kW)
Boman et al. (2004)	stufa tradizionale	tradizionale	pellets	100	0,6	58	4-9.5kW; operazione non continua operation in modulation ;operazione a carico pieno (5-6kW)
Boman et al. (2004)	stufa tradizionale	tradizionale	pellets	470	3,4	57	4-9.5kW; operazione non continua operation in modulation; operazione a carico ridotto (2kW)
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	6106			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	6878			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	tradizionale	legna	5556			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	tradizionale	legna	6117			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	5667			quercia rossa; con immisione di aria esterna nel firebox
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	4861			quercia rossa; con immisione di aria esterna nel firebox
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	4856			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	5206			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	tradizionale	legna	5078			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	moderno	legna	5644			low emission fireplace (2ry air); quercia rossa; con immisione di aria esterna nel firebox
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	moderno	legna	4867			low emission fireplace (2ry air); quercia rossa; con immisione di aria esterna nel firebox
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	moderno	legna	3700			low emission fireplace (2ry air); quercia rossa; con immisione di aria esterna nel firebox
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	4182			douglas fir
Purvis et al. (2000)	caminetto chiuso	tradizionale	legna	3458			douglas fir
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4006			quercia rossa
Purvis et al. (2000)	caminetto aperto	tradizionale	legna	2567			quercia rossa
Lamberg et al. (2011)	caldaia	moderno	pellets	63		81	pellets commerciali di pino

Lamberg et al. (2011)	caldaia	moderno	pellets	132	76	pellets commerciali di pino
Lamberg et al. (2011)	caldaia	moderno	pellets	178	79	pellets commerciali di pino
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		73	nominale 10.7kW
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		70	6kW capacity
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		68	6kW generated power; high ventilation
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		66	3kW generated power
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		70	nominale 10.7kW
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		64	6kW capacità
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		174	6kW di potenza generata; legno con alto tenore di ceneri;
Bostrom et al. (2002)	caldaia	nd	pellets		67	3kW potenza generata
Kubica (2002/2), in EEA(2010)	stufa tradizionale	nd	legna	6290	69	5.7kW
Kubica (2002/2), in EEA(2010)	caldaia	nd	pellets	200	179	25kW (upper fire stocker)
Kubica (2002/2), in EEA(2010)	caldaia	nd	pellets	59	295	20.5kW (bruciatore)
Hobson et al. (2003)	caminetto aperto	tradizionale	legna	4000		annotazione originale: domestic open fire
Hobson et al. (2003)	stufa tradizionale	tradizionale	legna	7000	29	annotazione originale: domestic closed stove
Hobson et al. (2003)	stufa avanzata	moderno	legna	1000	58	annotazione originale: domestic closed stove
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	186	127	25kW; pellet e wood chips; operazione a carico pieno; annotazione originale: caldaia
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	589		25kW; pellet e wood chips; operazione a carico ridotto; annotazione originale: caldaia
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	60	110	43kW; pellet e wood chips; operazione a carico pieno; annotazione originale: caldaia
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	37	71	43kW; pellet e wood chips; operazione a carico ridotto; annotazione originale: caldaia
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	118	110	46.7kW; pellet ; operazione a carico pieno; annotazione originale: caldaia
BLT 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	172	118	46.7kW; pellet ; operazione a carico ridotto; annotazione originale: caldaia
BLT (2003)	caldaia	nd	pellets	7	67	7.7, 26kW; pellets e briquette; operazione a carico pieno
BLT (2003)	caldaia	nd	pellets	44		7.7, 26kW; pellets e briquette; operazione a carico ridotto
Houck et al. (2000)	stufa tradizionale	nd	legna	7200		annotazione originale: conventional stove, cordwood
Houck et al. (2000)	stufa a pellets	nd	pellets	1515		annotazione originale: stufa a pellets, softwood
Houck et al. (2000)	stufa a pellets	nd	pellets	125		annotazione originale: stufa a pellets, hardwood
Houck et al. (2000)	stufa a pellets	nd	pellets	188		annotazione originale: stufa a pellets, hardwood
Houck et al. (2000)	stufa a pellets	nd	pellets	219		annotazione originale: stufa a pellets, hardwood
Houck et al. (2000)	caldaia	nd	pellets	146		annotazione originale: caldaia a pellets, topfeed, soft wood
Houck et al. (2000)	caldaia	nd	pellets	449		annotazione originale: caldaia a pellets, topfeed, soft wood
Houck et al. (2000)	caldaia	nd	pellets	510		annotazione originale: caldaia a pellets, topfeed, soft wood
Houck et al. (2000)	caldaia	nd	pellets	112		annotazione originale: caldaia a pellets, bottom feed, softwood
Houck et al. (2000)	caldaia	nd	pellets	169		annotazione originale: caldaia a pellets, bottom feed, softwood
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	1500		annotazione originale: legna

Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	4600		annotazione originale:briquettes di legno (quercia)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	2700		annotazione originale: wood(ciocchi)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	3300		annotazione originale: faggio(ciocchi)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	5500		annotazione originale: faggio.browncoalbriquettes
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	5900		annotazione originale: Wood,browncoalbriquettes
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	2400		annotazione originale: prucewood(smalllogs)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	1600		annotazione originale: wood(smalllogs)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	1900		annotazione originale: woodogs(faggio,oak)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	4000		annotazione originale: legno di conifero (pecci), briquettes di carbone marrone
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	2100		annotazione originale: legna, briquettes di carbone marrone
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	2100		annotazione originale: faggio (ciocchi)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	3500		annotazione originale: faggio (ciocchi)
Hubner et al. (2005)	stufa tradizionale	nd	legna	4700		annotazione originale: faggio (ciocchi)
Hubner et al. (2005)	caldaia	nd	pellets	120		annotazione originale: legno pellettato
Kubica 2004/1, in EEA (2010)	stufa tradizionale	nd	legna	2272	81	annotazione originale: stufa tradizionale senza dettaglio per il combustibile
Kubica 2005/1, in EEA (2010)	caldaia	nd	pellets	200	200	annotazione originale: caldaia (boiler stocker) a pellets 30kW
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto chiuso	nd	legna	6163	88	FE di NOx uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; conventional with glass doors
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto aperto	nd	legna	4856	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; conventional without glass doors
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto chiuso	nd	legna	4400	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; advanced technology
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto chiuso	nd	legna	7213	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; insert; conventional
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto chiuso	nd	legna	4400	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; insert; catalytic
Gulland(2003), in EEA (2010)	caminetto chiuso	nd	legna	4400	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: fireplace; insert; advanced technology
Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa tradizionale	nd	legna	6250	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: conventional stove
Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa tradizionale	nd	legna	6250	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: conventional stove; not air-tight
Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa tradizionale	nd	legna	7213	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: conventional stove; air-tight
Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa avanzata	nd	legna	4400	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: advanced stove
Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa avanzata	nd	legna	4400	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: catalytic stove

(2010) Gulland(2003), in EEA (2010)	stufa a pellets	nd	pellets	550	88	FE uguali per diversi tipi di apparecchi, annotazione orig.: pellets stove
---	-----------------	----	---------	-----	----	--

Allegato 3
***Review* dei fattori di emissione per idrocarburi policiclici
aromatici, diossine, carbonio elementare ed organico**

Review di letteratura delle emissioni di benzo(a)pirene (B(a)P), benzo(b)fluorantene (B(b)F), benzo(k)fluorantene (B(k)F), indeno(123-cd)pirene (I(123-cd)P)

APPARECCHIO	FE (mg/GJ)				Fonte	Legna	Misura frazione semi-condensabile (1)	NOTE
	B(a)P	B(b)F	B(k)F	I(123-cd)P				
	180	180	100	140	EEA (2010)		ND	Fattore di emissione dell'AEIG (aperti e chiusi)
	21				Houck et al. (2006)		no	Fattore di emissione
	8.7	5.4	3.4	5.7		pino marittimo	no	Ciclo con avvio a caldo
	19.8	13.3	8.4	8.8		pino marittimo	no	Ciclo con avvio a freddo
Caminetto aperto	1.5	0.9	0.6	1.1		acacia dorata	no	Ciclo con avvio a caldo
	15.0	10.0	6.1	7.2	Goncalvez et al. (2011)	acacia dorata	no	Ciclo con avvio a freddo
	102.4	67.7	43.2	50.8		leccio	no	Ciclo con avvio a caldo
	8.0	4.8	4.1	3.7		leccio	no	Ciclo con avvio a freddo
	2.2	1.3	1.1	1.4		eucalipto	no	Ciclo con avvio a caldo
	6.0	3.2	3.1	2.8		eucalipto	no	Ciclo con avvio a freddo
Camino chiuso	180	180	100	140	EEA (2010)		ND	Fattore di emissione dell'AEIG riferito ai caminetti (aperti e chiusi)
	100	90	40	60	EEA (2010)		ND	Fattore di emissione dell'AEIG riferito ai caminetti chiusi a tecnologia avanzata

31	25	14	10	Hays et al. (2003)	abete di Douglas con U=24%	no	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
31	19	22	15	Gullett, Toutati, Hays (2003)	Rovere con U=20-29%	no	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
16	12	14	10		Pino con U=11%		
33	28	27	5	Rogge et al. (1998)	Pino	no	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
12	11	14	2		Quercia		
8				McDonald e al. (2000)	pinus ponderosa/ pinion monophylla (U 8-11,4%)	sì	Campionamento sull'intero ciclo di combustione. Le singole prove variano per tipo di combustibile; umidità; presenza o meno della grata
18					quercia/angiosperme miste		
20	22	22	27		acero rosso (U=11%)		
14	9	13	10		rovere rosso (U=14%)		
15	12	15	13	Fine e al. (2001)	betulla (U=9%)	no	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
85	76	89	61		pino bianco (U=11%)		
18	13	17	13		cicuta (U=30%)		
21	15	20	16		abete balsamico (U=9%)		
25	18	20	18	Fine e al. (2002)	Pioppo giallo	no	Campionamento sull'intero ciclo di

							(U=33%)		
	23	18	20	18			frassino bianco (U=11%)		
	11	10	9	9			Liquidambar styraciflua (U=14%)		
	30	21	24	20			Carya tomentosa (U=12%)	combustione	
	21	15	21	18			pinus taeda (U=12%)		
	8	8	7	10			Pinus elliottii (U=13%)		
	32	50		27			pino		
	24	43		12	Kleeman et al. (2008)		quercia californiana	no	IPA solo nel PM1.8
	48	74		27			quercia dell'East Coast		
	40	44	37	29			pino		
	14	22	17	0	Schauer et al. (2001)		quercia	sì	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
	17	18	16	9			eucalipto		
Stufa a legna	250	240	150	180	EEA (2010)			nd	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito alle stufe tradizionali

100	90	40	60			nd	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook riferito alle stufe a tecnologia avanzata
197	333	-	197	Hedberg (2002)-6	Betulla	sì	Stufa tradizionale. Per il campionamento viene utilizzato un ciclo di combustione completo (90 min a carico approssimativamente costante) escluso il primo minuto
31	18	15	5		Quercia bianca con U>25%		
6	5	4	4		Quercia bianca con U>25%		
36	20	20	20	Hays (2003)	Quercia bianca con U=12%	no	Stufa tradizionale. Campionamento sull'intero ciclo di combustione
9	5	5	5		Abete Douglas con U=12%		
48	26	27	24		Abete Douglas con U=24%		
29	19	23	7	Gullett, Toutati, Hays (2003)	Rovere con U=18-26%	no	Campionamento sull'intero ciclo di combustione
10			4	McDonald e al. (2000)	Quercia/angiosperme miste	sì	Campionamento sull'intero ciclo di combustione. Le singole prove variano per tipo di combustibile; umidità; presenza o

								meno della grata
r	14	14	8	Tissari et al. (2007)	Abete (U=10-17%)	sì		Ciclo real misurato in campo
610	680	250	410		betulla, abete e pino (U=8-23%)	sì		Media delle fasi 1 (normale), 2 (basso carico) e 3 (alto carico con difetto d'aria)
88	150	51	77	Petterson et al. (2011)	betulla, abete e pino (U=8-23%)	sì		Media delle fasi 1 (normale), 2 (basso carico)
65	130	43	71		betulla (U=16%)	sì		Combustione normale
300	500	160	240		abete (U=16%)	sì		Combustione normale
38	81	25	42		pino (U=16%)	sì		Combustione normale
8	6	9	6		acero rosso (U=9%)	no		
11	9	10	8		Quercia bianca (U=14%)	no		
14	13	14	10		Quercia bianca (U=14%)	no		
8	8	9	6	Fine et al. (2004)	Acer saccharum (U=13%)	no		Campionamento sull'intero ciclo di combustione
17	19	20	14		pinus taeda (U=8%)	no		
11	9	13	9		douglas fir (U=10%)	no		
29	19	31	19		douglas fir (U=10%)	no		
111	167	56		US EPA (1998)		ND		Dato medio EPA per stufa a legna tradizionale

	167	111	< 56	556		ND	Dato medio EPA per stufa a legna non catalitica
	111	111	56	111		ND	Dato medio EPA per stufa a legna catalitica
	278	572	150	139	Kakareka (2004) in EEA (2010)	No	Dato medio - Bielorussia
	47					ND	Dato medio USA per stufa non certificata
	61				Houck et al. (2006)	ND	Dato medio - USA per stufa certificata non catalitica
	109					ND	Dato medio - USA per stufa certificata catalitica
	-	-	-	-		No	Ciclo con avvio a caldo
	6	5	4	3		No	Ciclo con avvio a freddo
	9	5	4	5		No	Ciclo con avvio a caldo
	13	9	7	7	Goncalvez et al. (2011)	No	Ciclo con avvio a freddo
	10	6	4	5		No	Ciclo con avvio a caldo
	46	42	23	26		No	Ciclo con avvio a freddo
	11	4	4	5		No	Ciclo con avvio a caldo
	38	33	18	22		No	Ciclo con avvio a freddo
Stufa a pellet	50	15	16	10	EEA (2010)	ND	Fattore di emissione dell'Emission

							Inventory Guidebook	
	0.31	0.57		0.83		pellet	Sì	stufa moderna - alto carico
	6.7	14		7.4	Boman et al. (2011)	pellet	Sì	stufa moderna - basso carico
	0.035	0.14		0.039		pellet	Sì	stufa tradizionale - alto carico
	0.75	1.1		0.81		pellet	Sì	stufa tradizionale - basso carico
		0.72			US EPA (1998)			Dato medio EPA
	185.6				Houck et al. (2006)			Dato medio USA
	0.4	0.7		0.2	Riva et al. (2011)	pellet	sì	alto carico
Caldaia a pellet	0.00197	0.0	<DL	<DL	Lamberg (2011)	pellet	sì	combustione a regime
Caldaia a legna - speciazione (IPA-4)	130	200	100	80	EEA (2010)		ND	Fattore di emissione dell'Emission Inventory Guidebook
Caldaia	10	30		1	Ross et al. (2002)	brichette	sì	Caldaia tipica polacca disegnata per la combustione del carbone
Caldaia	50	70		10		pezzetti di legna		

(1) sì= misura anche della frazione semicondensabile; no = misura solo nella frazione particolata; ND = non disponibile

Review di letteratura dei fattori di emissione di PCDD/F. U=umidità del combustibile

APPARECCHIO	PCDD/F (ng-I- TEQ/GJ)	Fonte	Legna	Note
Caminetto aperto	800	EEA (2010)		Fattore di emissione AEIG per caminetto aperto e chiuso
	12	Hobson et al (2003)		Dato medio - UK ('open fire')
	12	Lee et al (2005)	angiosperme (U=10,8%)	Apparecchio utilizzato: 'open fire'
	5	in Lavric et al (2005)	faggio	
	22	Houck et al. (2006)		Dato medio – USA
Caminetto chiuso	300	EEA (2009)		Fattore di emissione AEIG per caminetto chiuso avanzato
	18	Gullett, Toutati, Hays (2003)	Rovere con U=20-29%	Test sul ciclo completo di combustione
	71		Pino con U=11%	
	128			Dato medio per caminetto non certificato – USA
Stufa a legna	22	Houck et al. (2006)		Dato medio per caminetto certificato non catalitico – USA
	106			Dato medio per caminetto certificato catalitico – USA
	800	EEA (2010)		Dato medio AEIG per stufa tradizionale
	300			Fattore di emissione AEIG per stufa avanzata
	267	Hobson et al (2003)		Dato medio – UK
	2300	Hubner et al. (2005)	legna	Stufa a legna. Intero ciclo misurato in campo. I diversi valori sono riferiti ad apparecchiature diverse
	27		bricchette	
	150		ciocchi di legna	

23		Ciocchi di legno di faggio	
29		abete (piccoli ciocchi)	
270		legna (grandi ciocchi)	Stufa da cucina. Intero ciclo misurato in campo. I diversi valori sono riferiti ad apparecchiature diverse
1000		ciocchi di legna (faggio e quercia)	
4500		ciocchi di faggio	Stufa ad accumulo. Intero ciclo misurato in campo. I diversi valori sono riferiti ad apparecchiature diverse
45		ciocchi di faggio	
120		ciocchi di faggio	
13	Gullett, Toutati, Hays (2003)	Rovere con U=18-26%	Test sul ciclo completo di combustione
200	Hedman et al. (2006)	betulla (U=16-18%)	Ciclo di combustione completo con aria normale
300		betulla (U=16-18%)	Ciclo di combustione completo con aria ridotta
4		legno di betulla	
69		legno di betulla	
17	in Lavric et al (2005)	acero	
12		abete	
52		acero	
31		abete	
128			Dato medio per stufa non certificata – USA
22	Houck et al. (2006)		Dato medio per stufa certificata non catalitica – USA
106			Dato medio per stufa certificata catalitica – USA
10	Sic et al. (2011)	faggio	Combustione in condizioni stazionarie
44	Pfeiffer et al. (2000)	faggio	Combustione in condizioni stazionarie - valvola dell'aria aperta

	24		Combustione in condizioni stazionarie - valvola dell'aria semiaperta
	8		Combustione in condizioni stazionarie - valvola dell'aria chiusa
Stufa a pellet	50	EEA (2010)	Fattore di emissione AEIG per stufa a pellet
	106	Houck et al. (2006)	Dato medio USA
	600		pellet da legna funzionamento intermittente - misura a partire dal raggiungimento di 80°C
Caldaia a pellet	100	Hedman et al. (2006)	pellet da legna funzionamento continuo - misura a partire dal raggiungimento di 80°C
	300		pellet da paglia funzionamento continuo - misura a partire dal raggiungimento di 80°C
Caldaia a legna	500	EEA (2010)	Fattore di emissione AEIG per caldaia a legna
	824	Kubica (2003) in EEA (2010)	
	30		legna in ciocchi (faggio e abete)
	72		ciocchi di abete
	82		legna in ciocchi (faggio, tiglio, acacia) Caldaia a legna tradizionale. Intero ciclo misurato in campo. I diversi valori sono riferiti ad apparecchiature diverse
	86		Abete
	2600	Hubner et al. (2005)	abete in ciocchi
	18		abete in ciocchi
	21		ciocchi (abete e betulla)
	2		Pellet
	3		Chips
	6		Chips
	2000		Chips
	645	Hedman et al.	Betulla (U=16-18%) Caldaia a legna tradizionale.Ciclo

339	(2006)	conifere (U=16-18%)	completo di combustione
339		Betulla e carta	
15591		betulla, carta e plastica	
200		Betulla (U=16-18%)	Caldaia a legna moderna. Pieno carico
100		Betulla (U=16-18%)	Caldaia a legna moderna. Ciclo
100		conifere (U=16-18%)	completo di combustione
143	in Lavric et al (2005)	chips	
12		faggio	
25	Sic et al.	faggio	Combustione in condizioni stazionarie
3	(2011)	faggio	
6		abete	

Review di letteratura delle emissioni di carbonio elementare ed organico

Tipo di apparecchio	Fonte	f = frazione del PM di riferimento	EC [% di f]	OC [% di f]	Note
Camini aperti	Meyer (2012)	PM10	6.3-59	4.3-59	Utilizzato nell'inventario svizzero
	Alves et al. (2011)	PM2.5	2.2-7.5	37-53	Misura sull'intero ciclo di combustione, esclusa la fase iniziale
	Chow et al (2011)	PM2.5	5.7-18	55-68	database SPECIATE (US EPA, 2008)
Camini	Kupiainen and Klimont (2007)	TSP	5-20	45-75	Intervallo utilizzato per l'inventario europeo
	Kupiainen and Klimont (2004)	TSP	10	50	Utilizzato per l'inventario europeo
	Bond et al. (2004)	PM1	15	60	Utilizzato per l'inventario globale
Camini chiusi	Meyer (2012)	PM10	6.3-59	7-56	Utilizzato nell'inventario svizzero
	Fine et al. (2002)	PM2.5	1.2-18	74-101	Misura sull'intero ciclo di combustione; l'OC comprende i composti organici in fase gas
	Fine et al. (2001)	PM2.5	3.8-31	59-106	
	Mc Donald et al. (2000)	PM2.5	7-15	59-63	Misura sull'intero ciclo di combustione
	Colombi et al. (2010)	TSP	26-33	42-55	Misura sull'intero ciclo di combustione
Stufe a legna	Meyer (2012)	PM10	9.7-99	15-68	Utilizzato nell'inventario svizzero
	Chow et al (2011)	PM2.5	3.7-13	22-58	database SPECIATE (US EPA, 2008)
	Schmidl et al. (2011)		7.3-42	16-52	Misura su diversi cicli di combustione
	Alves et al. (2011)	PM2.5	1.9-7.7	45-54	Misura sull'intero ciclo di combustione esclusa la fase iniziale
	Tissari et al. (2007)	PM1	68	28	Misure in campo
	Kupiainen e Klimont (2007)	TSP	5-20	37-52	Intervallo utilizzato per l'inventario europeo
	Gaeugauf (2005)	TSP	68	30	Misure in campo
	Kupiainen and Klimont (2004)	TSP	15	45	Utilizzato per l'inventario europeo
	Fine et al. (2004)	PM2.5	5.8-23	44-65	Intero ciclo di combustione
	Bond et al. (2004)	PM	12	65	Utilizzato per l'inventario globale

	Mc Donald et al. (2000)	PM2.5	07:06	60	Intero ciclo di combustione
	Meyer (2012)	PM10	3.3-19	6.5-48	Utilizzato nell'inventario svizzero
	Lamberg et al. (2011)	PM1	0.5	4.6	Caldaia, carico nominale
Stufe e caldaie a pellet	Schmidl et al. (2011)	PM10	14-16	13-15	Stufe, riferito a fase iniziale, carico parziale e pieno carico
		PM10	2-25	20-69	Caldaie, riferito a fase iniziale, carico parziale e pieno carico
		PM1	1.6	6.6	Stufe, carico nominale
	Gaeugauf et al. (2005)	TSP	49	23	Caldaie, misura in campo
	Kupiainen and Klimont (2004)	TSP	35	25	Caldaie, utilizzato per l'inventario europeo
Caldaie a legna	Gaeugauf (2005)	TSP	32	43	Misura in campo
	Kupiainen and Klimont (2004)	TSP	35	25	Utilizzato per l'inventario europeo

ALLEGATO 4 - IMMAGINI DELLA CAMPAGNA SPERIMENTALE



Figura 1 – Caminetto chiuso – fase iniziale della combustione (28/2/2012 - h 9.45)



Figura 2 – Caminetto chiuso – combustione in fase di esaurimento (28/2/2012- h 12.15)



Figura 3 – Caminetto aperto – inizio della sperimentazione (8/3/2012 – h. 9.00)



Figura 4 – Caminetto aperto - Inizio della combustione (8/3/2012 – h. 9.15)



Figura 5 – Caminetto aperto – combustione dopo 15 minuti dall'accensione (8/3/2012 – h. 9.30)



Figura 6 – Caminetto aperto – combustione dopo 2h 15 dall'accensione (3/3/2012 – h.11.30)



Figura 7 – Caminetto aperto – combustione in esaurimento (3/3/2012 – h. 12.30)



Figura 8 – Stufa tradizionale (14 febbraio 2012 – h. 9.10)



Figura 9 – Stufa tradizionale – fase di accensione (14 febbraio 2012 – h. 9.10)



Figura 10 – Stufa tradizionale – fase finale di combustione (14 febbraio 2012 – h. 11.15)



Figura 11 – Stufa tradizionale – fase finale di combustione (14 febbraio 2012 – h. 11.40)



Figura 12 – legna utilizzata per la sperimentazione (robinia)



Figura 13 – Legna utilizzata per la sperimentazione (carpino)