

Diagnostic environnemental du chauffage au bois dans des appareils indépendants

Environmental Assessment of wood burning in independent heating devices

Caroline ROGAUME*, Yann ROGAUME*,
Gwénaëlle TROUVE**, André ZOULALIAN*

Résumé

Un diagnostic des émissions polluantes a été mené sur deux appareils de chauffage au bois indépendants, un foyer fermé et un foyer ouvert qui représentent 80 % du marché de la vente des appareils de chauffage au bois et environ 65 % de l'utilisation du bois-énergie en France. Cette étude a porté, d'une part sur les rejets atmosphériques générés à l'émission dans le conduit d'évacuation des fumées et d'autre part sur la qualité de l'air intérieur. À ce titre, différents polluants font l'objet de mesures à l'émission et/ou en air intérieur : monoxyde de carbone (CO), dioxyde de carbone (CO₂), composés organiques volatils (COV) et méthane (CH₄), oxydes d'azotes (NO_x), particules de différentes granulométries (PM₁₀ à PM_{0,1}), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et dioxines et furannes (PCDD et PCDF). Les résultats obtenus en air intérieur ont été comparés à des mesures portant sur l'impact d'appareils de chauffage indépendants sans conduit d'évacuation des fumées type poêle à pétrole ou poêle à gaz sur la qualité de l'air intérieur. Les essais de combustion à l'émission réalisés en conditions normatives à allure nominale montrent que la combustion en foyer ouvert est globalement plus polluante que la combustion en foyer fermé : environ 10 fois plus de PM_{2,5} en concentration massique, plus de 4,5 fois plus de COV totaux, 1,5 fois plus de dioxines et furannes. Par contre, la tendance est inversée pour les émissions de HAP (entre deux et trois fois moins selon le référentiel réglementaire choisi).

La comparaison de l'impact des différents appareils de chauffage sur la qualité de l'air intérieur montre que la concentration en CO est équivalente pour tous les systèmes, sauf pour le foyer ouvert qui est plus élevée. Le taux de CO₂ est 10 fois plus élevé pour le poêle à pétrole et 8 fois plus pour le poêle à gaz que le taux obtenu en présence des foyers fermé et ouvert, ce qui s'explique par l'absence de conduit d'évacuation des fumées. La

concentration en nombre des PM_{2,5} est 16 fois plus élevée pour le foyer ouvert, 1,6 fois plus pour le poêle à pétrole et 4,4 fois plus pour le poêle à gaz que le foyer fermé. Le pourcentage de nanoparticules produites en nombre, qui présentent un risque sanitaire accru, est de 95 % pour le poêle à pétrole, 85 % pour le poêle à gaz, 75 % pour le foyer ouvert, et 64 % pour le foyer fermé. Les concentrations en COV totaux sont équivalentes pour tous les appareils mais on note une plus faible proportion de méthane dans le cas du poêle à gaz. Enfin, selon le protocole d'Aarhus, il n'y a pas de HAP détectés quels que soient les appareils mais si on considère la somme des 17 HAP définis par l'EPA, les foyers fermé et ouvert émettent 2 fois plus que le poêle à pétrole.

Mots clés

PM. HAP. Dioxines. COV. CO. NO_x. Foyer fermé. Bois. Biomasse. Combustion. Émission. Air intérieur.

Abstract

An environmental assessment has been achieved on two domestic wood-heating devices, a closed fireplace and an open fireplace which represent 80% of the sale market of wood small-scale combustion units and around 65% of the use of wood-energy in France. Not only deals this study with the atmospheric polluting emissions produced in the exhaust stack, but also with the indoor air quality. Therefore, different pollutants were measured at the emission stage and as indoor air concentrations : carbon monoxide (CO), carbon dioxide (CO₂), volatile organic compounds (VOC), methane (CH₄), nitrogen oxides (NO_x), particulate matter with different sizes (PM₁₀ to PM_{0,1}), polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and dioxins and furans. The results concerning indoor air were compared to measurements that showed the influence of residential heating devices

* Nancy-Université, Laboratoire d'études et de recherche sur le matériau bois (LERMAB), École nationale supérieure des technologies et industries du bois (ENSTIB) – 27 rue du Merle Blanc – BP 1041 – 88051 Épinal cedex 09 (France)
Tél. : +33(0) 329 29 61 00 – Fax : +33(0) 329 29 61 38 – E.mail : yann.rogaume@enstib.uhp-nancy.fr

** Université de Haute Alsace, Laboratoire de gestion des risques et environnement (LGRE) – 25 rue de Chemnitz – 68200 Mulhouse (France)

without exhaust duct like an oil stove or a gas stove (space heater) on indoor air quality. Some combustion emission experiments achieved in normal conditions showed that the combustion in open fireplace pollutes more than the combustion in closed fireplace: around 10 times more of $PM_{2.5}$ (mass concentration), more than 4 times of total VOC, 1.5 times more of dioxins and furans. On the other hand, the opposite trend was shown for PAH emissions (between 2 and 3 times less depending on the regulations considered).

The comparison of the impact of different heating appliances on indoor air quality shows that the rate of CO is the same for all the devices except for the open fireplace which is higher. The CO_2 rate is 10 times higher for the oil stove and 8 times higher for the gas stove than for the fireplaces, which is due to the lack of exhaust duct. The concentration of $PM_{2.5}$ is 16 times higher for the open fireplace,

1.6 times higher for the oil stove and 4.4 times higher for the gas stove than the closed fireplace. The percentage of the number distribution of nanoparticles, that represents an enhanced health risk, reaches 95% for the oil stove, 85% for the gas stove, 75% for the open fireplace and 64% for the closed fireplace. The total VOC concentrations are equal for all the devices, besides the lower proportion of methane for the gas stove. Finally, according to the Aarhus protocol, no PAH are detected whatever the appliances but the sum of the 17 PAH considered by EPA is two times higher for the fireplaces than for the oil stove.

Keywords

PM. PAH. Dioxins. VOC. CO. NO_x. Fireplace. Wood. Biomass. Combustion. Emission. Indoor air.

1. Introduction

En France, le bois-énergie est la première énergie renouvelable dont près de 85 % sont utilisés dans des appareils de chauffage domestique, ce qui représente 8,5 Mtep depuis de nombreuses années. La hausse du prix des énergies fossiles, les engagements dans les divers protocoles internationaux et les incitations nationales (crédit d'impôt) favorisent encore ce développement, le bois étant très largement disponible sur tout le territoire et son utilisation dans des appareils indépendants étant simple et conviviale.

Cependant, le chauffage au bois dans les appareils indépendants produit quelques émissions polluantes, comme toute combustion. Pour limiter ces émissions et rendre la combustion du bois de plus en plus propre, des normes ont été édictées [1, 2] et les principaux fabricants d'appareils se sont engagés avec l'ADEME et le Syndicat des énergies renouvelables (SER) dans la labellisation « Flamme verte » qui a pour objet de proposer des appareils de plus en plus performants tant au niveau énergétique qu'environnemental.

On remarque également que jusqu'il y a encore peu de temps, on se préoccupait davantage de la pollution émise directement dans le conduit d'évacuation des fumées que de celle générée dans l'air intérieur de la pièce où se situe l'appareil de chauffage. Ces dernières données deviennent essentielles actuellement, en particulier dans le cadre du Plan national Santé Environnement et de la volonté de définir une législation et des normes concernant la qualité de l'air intérieur et d'identifier clairement leurs impacts sanitaires. Des valeurs guides de qualité d'air intérieur sont en effet en préparation et viendront compléter celles qui existent déjà pour le monoxyde de carbone et le formaldéhyde [3, 4].

Ce travail a pour but d'établir un diagnostic des émissions polluantes sur des appareils de chauffage au bois indépendants, d'une part en considérant les rejets atmosphériques générés à l'émission dans le conduit d'évacuation des fumées et d'autre part de caractériser la qualité de l'air intérieur. Les polluants étudiés ont été choisis en se basant sur des travaux d'investigation antérieurs [5, 15]. Ainsi, le monoxyde de carbone (CO), le dioxyde de carbone (CO_2), les composés organiques volatils et le méthane (COV et CH_4), les oxydes d'azote (NO_x), les particules de différentes granulométries (PM_{10} à $PM_{0,1}$), les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les dioxines et furanes font l'objet de mesures à l'émission et/ou en air intérieur.

Pour compléter les résultats menés sur l'utilisation d'appareils de chauffage domestique au bois, il semblait intéressant de comparer les résultats obtenus avec ceux issus de l'utilisation d'appareils de chauffage indépendants sans conduit d'évacuation des fumées type poêle à pétrole ou poêle à gaz pour caractériser l'impact sur la qualité de l'air intérieur.

2. Matériels et méthodes

2.1. Description du laboratoire d'essais

Dans le cadre de ce projet, un laboratoire d'essais a été aménagé dans les locaux du LERMAB sur le site de l'ENSTIB et est représentatif d'une pièce à vivre d'un logement de type salon dans lequel se trouverait installé un appareil de chauffage indépendant. Il est constitué d'une pièce de dimensions $4,7 \times 7 \times 2,75$ m³. Un renouvellement d'air est assuré par une ventilation mécanique simple flux dont le débit d'extraction est connu et pour lequel on mesure également la température de sortie de l'air. Le local

dispose de deux entrées d'air frais extérieur (deux conduites cylindriques de diamètre intérieur 58 mm) dont les débits et températures sont mesurés.

Selon les normes en vigueur [1, 2] l'appareil de chauffage au bois est connecté à un conduit de cheminée isolé d'une hauteur de 4 mètres et de diamètre 180 mm disposant de plusieurs ouvertures permettant les prises d'échantillon des différents analyseurs utilisés. Le tirage est régulé par un extracteur de fumées afin de maintenir une dépression constante de 12 Pa pour les essais normalisés réalisés en allure nominale.

2.2. Les différents appareils de chauffage

Deux appareils de chauffage au bois fournis par la société SUPRA ont été utilisés. Il semblait également intéressant de comparer les résultats obtenus concernant la qualité de l'air intérieur avec des systèmes de chauffage d'appoint sans conduit d'évacuation des fumées. Ainsi, un chauffage d'appoint au gaz (Ektor confort commercialisé par Butagaz) et un chauffage mobile à combustible liquide (Inverter 6007) ont été testés.

- Foyer fermé : le modèle TERTIO 67 fourni par la société SUPRA permet d'utiliser des bûches de bois en longueur 50 cm et développe une puissance nominale de 9 kW. Cet appareil est labellisé « Flamme verte » et annonce des performances de 70,2 % de rendement énergétique et 0,27 % de CO à 13 % d'O₂ en date du 30 juin 2008. L'appareil dispose d'un réglage de l'air de combustion accessible pour l'utilisateur avec trois positions : 1 (ouvert à 50 %), 0 (tout fermé) et S (tout ouvert). Les essais réalisés ont été effectués pour le réglage sur la position S.
- Foyer ouvert : le modèle ORPHEE 94 pour Richard le Droff a été fourni par SUPRA. Il est constitué principalement de pierre réfractaire. Ce modèle permet d'utiliser des bûches de longueur 50 cm.
- Poêle à pétrole : le chauffage mobile à combustible liquide (selon la dénomination du constructeur INVERTER) est le modèle 6007. Cet appareil développe une puissance maximale de 4 000 W et fonctionne par gazéification du combustible à injection directe. L'appareil possède un thermostat d'ambiance qui permet de réguler et de contrôler automatiquement la chaleur en fonction de la température de consigne programmée par l'utilisateur, fixée dans notre cas à 30 °C (consigne maximale admissible) de manière à fonctionner à plein régime pendant les essais.
- Poêle à gaz : l'appareil est commercialisé par BUTAGAZ sous la référence EKTOR Confort et développe une puissance maximale de 2 900 W.

2.3. Caractérisation du combustible

Divers combustibles ont été utilisés selon les appareils de chauffage :

- bois : les essais en foyer ouvert et en foyer fermé ont été réalisés en utilisant des bûches de hêtre de

longueur 50 cm calibrées et de même provenance. L'humidité sur brut est contrôlée selon la norme [1] à 16 % ;

- combustible liquide pour poêle à pétrole : un combustible de qualité supérieure recommandé par INVERTER a été utilisé, Tosaïne Plus® ;
- combustible gaz pour poêle à gaz : le combustible utilisé est du butane.

2.4. Méthodologie d'analyses des différents polluants

2.4.1. Les particules

Les particules sont mesurées à l'aide d'un impacteur électrique basse pression (ELPI) qui est un granulomètre conçu à l'Université de technologie de Tampere (Finlande) et qui permet en temps réel la mesure de la distribution de taille et de concentration de particules dispersées dans un gaz, dans une large plage comprise entre 30 nm et 10 µm par le phénomène physique de l'impaction. L'échantillon gazeux contenant les particules passe à travers un chargeur à effet couronne. Les particules ainsi chargées percutent ensuite un impacteur à étages (12 plateaux). Un étage d'impaction, constitué d'un ajutage dirigeant le gaz à haute vitesse contre une surface solide, provoque l'impact des particules supérieures au diamètre de coupure de l'étage. Le principe de fonctionnement d'un impacteur résulte dans le nombre de Stokes, défini comme étant le rapport entre la distance d'arrêt d'une particule et une dimension caractéristique de l'obstacle R, le rayon de l'ajutage. L'aérosol polydispersé est fractionné dans l'impacteur par passage à travers des ajutages de plus en plus petits. La collecte sur chaque plateau dépend du diamètre aérodynamique des particules. Le courant électrique transporté par les particules pour chaque étage est mesuré en temps réel par un électromètre et représente un courant induit de décharge. Par le biais de fonctions mathématiques, un calcul permet d'aboutir aux nombres de particules collectées sur un étage, après prise en compte du débit de prélèvement (10 l.min⁻¹), à la concentration en nombre par unité de volume de gaz prélevé. La Figure 1 représente un étage démonté de l'impacteur : il est composé de deux plateaux co-linéaires dont l'un contient un

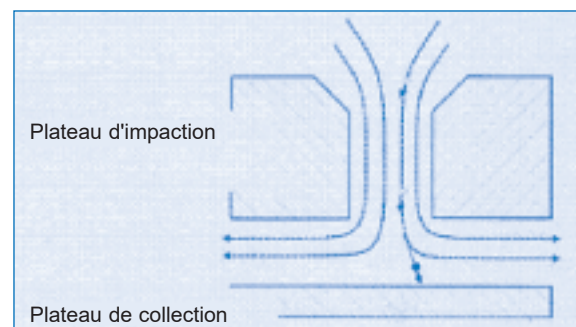


Figure 1.
Schéma de principe de l'impacteur.
General scheme of impactor.

nombre caractéristique d'orifices répartis sur des cercles concentriques. L'aérosol pénètre par ces orifices et effectue un virage serré afin de rejoindre les plateaux inférieurs. Cependant, si une particule possède un diamètre aérodynamique supérieur au diamètre de coupure de l'étage, son inertie ne lui permet pas de franchir l'obstacle et elle s'impacte sur le plateau de collection.

Le prélèvement de particules pour analyse par l'ELPI peut ainsi être réalisé directement en air intérieur ou par le biais d'un système de dilution chauffé pour les prélèvements à l'émission. La dilution est effectuée à un taux constant de 8,09 sous gaz neutre (diazote de qualité laboratoire). Par précaution et par souci de comparaison, tous les prélèvements à l'émission ont été menés sous dilution. Le logiciel de traitement des données a permis d'exprimer les résultats en concentrations moyennes des particules en nombre par unité de volume de fumées prélevées selon la granulométrie des particules : PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_1 et $PM_{0,1}$ pendant la durée d'un essai normalisé [1]. Les résultats ont pu également être exprimés en concentration massique ($mg.Nm^{-3}$) selon la granulométrie des particules : de $PM_{2,5}$, à $PM_{0,1}$ et suivre les cinétiques de production de particules pendant un essai de combustion. Dans ce cas, une masse volumique constante des particules a été choisie et fixée à $1\ 000\ kg.m^{-3}$. La fraction massique de la portion granulométrique $PM_{2,5}$ - PM_{10} n'est pas donnée car les valeurs des concentrations sont surévaluées en raison de la condensation majeure de l'aérosol d'eau sur cette fraction (phénomène de thermophorèse [16, 17]). Il faut noter que la masse volumique des particules varie en fonction de la nature du combustible et des conditions de combustion imposées par le procédé (température, excès d'oxygène, etc.). Dans le cas d'un combustible carboné, il y a une relation directe entre la masse volumique des particules et leur chimie [18-21]. Moisio [22] a souligné que la méconnaissance de la masse volumique faisait partie des limitations de l'ELPI. D'une part, il est nécessaire de connaître la masse volumique de l'aérosol, ce qui n'est pas toujours le cas. D'autre part, elle peut varier selon l'étage d'impaction, en admettant que certains composés chimiques (comme les métaux lourds) se posent préférentiellement sur des particules plus petites.

Le logiciel de traitement des données mesurées par l'ELPI ne permet pas à l'heure actuelle de différencier pour chaque plateau la valeur propre de la masse volumique. Une seule masse volumique doit être imposée pour le calcul des distributions. Il a été démontré que la masse volumique de la fraction PM_{10} d'un aérosol issu de la combustion de bois dans un pilote de laboratoire pouvait varier entre $0,87$ et $2\ g.cm^{-3}$ sur l'ensemble des plages collectées par l'ELPI [23]. Une augmentation significative de la masse volumique de l'aérosol n'a que très peu d'influence sur les masses des 12 fractions collectées : une augmentation de 300 % de la masse volumique aboutit à une augmentation de 7 % sur la masse.

2.4.2. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les analyses HAP ont été réalisées à l'aide d'un système de prélèvement isocinétique sur lequel vient s'adapter une verrerie spécifique permettant de collecter les HAP particulaires par piégeage sur filtre en fibres de quartz chauffé, les HAP dans les condensats après passage des gaz sur un réfrigérant puis les HAP gazeux par adsorption sur une résine de type XAD-2 selon la norme NF X 43-329 [24]. Les prélèvements sont ensuite envoyés pour analyse dans un laboratoire indépendant spécialiste de la chimie des polluants.

Les analyses HAP ont été effectuées avec le même dispositif, d'une part pour la caractérisation des fumées à l'émission et d'autre part pour les prélèvements à l'air ambiant au cours des essais de combustion des différents appareils de chauffage indépendants.

L'analyse a porté sur 17 HAP spécifiques du protocole EPA : naphthalène, 2-méthyl naphthalène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, fluoranthène, pyrène, 2-méthyl fluoranthène, benzo (a) anthracène, chrysène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (a) pyrène, dibenzo (a,h) anthracène, benzo (ghi) pérylène et indéno (1,2,3 cd) pyrène allant de $C_{10}H_8$ à $C_{22}H_{12}$.

En se basant sur les réglementations existantes, il est usuel de présenter les émissions de HAP en considérant la somme de certains d'entre eux, selon leur toxicité ou l'importance de leur fréquence de présence dans notre environnement : ainsi on présentera les résultats selon le protocole d'Aarhus de 1998 (4 HAP CEE-NU), selon l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux émissions de HAP des installations classées pour la protection de l'environnement (8 HAP ICPE) et enfin selon les 17 HAP EPA.

2.4.3. Les dioxines et furannes

Les analyses dioxines-furannes (polychloro-dibenzo-p-dioxines (PCDD) et polychloro-dibenzo-furannes (PCDF)) ont été réalisées à l'aide d'un système de prélèvement isocinétique sur lequel vient s'adapter une verrerie spécifique permettant de collecter les dioxines et furannes par piégeage sur filtre en fibres de quartz chauffé, dans les condensats après passage des gaz sur un réfrigérant puis par adsorption sur une résine de type XAD-2 selon la norme NF EN 1948-1 [25]. Les prélèvements sont ensuite envoyés pour analyse dans un laboratoire indépendant spécialiste de la chimie des polluants.

Parmi les 210 dioxines et furannes, seuls 17 congénères reconnus comme toxiques sont analysés (toxicité de facteur 1 pour la 2,3,7,8-TCDD à 0,0001 pour les OCDD et OCDF). La mesure de toxicité d'un échantillon passe par la quantification de ces 17 congénères toxiques auxquels est appliqué le facteur équivalent toxique (I-TEF), ce qui permet d'obtenir pour un échantillon donné sa teneur en « équivalent toxique dioxines et furannes ou I-TEQ ». Les résultats sont exprimés selon le référentiel des facteurs d'équivalent toxiques de l'OMS de 1997.

2.4.4. Les composés organiques volatils (COV)

Dans le cadre de ce projet, deux analyseurs COV ont permis de suivre la cinétique de formation des COV et de quantifier les essais de combustion liés à l'utilisation d'appareils de chauffage indépendants. Les deux analyseurs sont commercialisés par la société Environnement SA et permettent de mesurer en continu les COV totaux (notés COVT), le méthane (CH₄) et de déduire de ces deux mesures les COV sans le méthane (COVnM). Un appareil (HC 51 M) est dédié aux mesures de COV dans l'air ambiant tandis que le deuxième appareil (GRAPHITE 52 M) permet de caractériser les gaz de combustion par prélèvement direct dans le conduit d'évacuation des fumées à l'aide d'une ligne chauffée. La méthode de détection commune est basée sur le principe de l'ionisation de flamme grâce à deux détecteurs indépendants (l'un pour COVT, l'autre pour CH₄).

2.4.5. Les gaz non condensables – mesure à l'émission

Un système de mesure portable (TESTO 350 XL) dédié à l'analyse des gaz de combustion a permis de caractériser les émissions de gaz non condensables en continu directement dans le conduit d'évacuation des fumées. Le principe de mesure des polluants est basé sur le passage des gaz dans des cellules électrochimiques. L'appareil permet les mesures, entre autres, de température des fumées, taux d'oxygène, taux de monoxyde de carbone, taux en oxydes d'azote. Le taux de dioxyde de carbone est calculé, ainsi que le rendement énergétique de combustion.

2.4.6. Les gaz non condensables – mesure à l'air ambiant

Un système de mesure portable (AQ 5001 Pro) a permis de caractériser en continu la qualité de l'air intérieur. Une sonde mesure la température d'ambiance, l'humidité relative de l'air, ainsi que la concentration en CO₂ (donnée en ppm) et la concentration en CO (en ppm) de l'air ambiant. La résolution sur les cellules de mesure de CO₂ et de CO est de 1 ppm.

2.5. Système d'acquisition

Pour une meilleure synchronisation et correspondance des divers polluants analysés en continu, une acquisition commune aux divers appareils étudiés a été développée au sein du laboratoire. Ce système permet de collecter dans un même fichier les données issues de divers appareils de mesure pour un pas d'acquisition choisi (dans notre cas 15 secondes) : analyseurs COV (Environnement SA), Testo 350 XL, valise d'air intérieur (AQ 5001 Pro), balance (Combics 1, Sartorius). En ce qui concerne les émissions de particules pour lesquelles on suit également la cinétique, le système d'exploitation de l'ELPI (Dekati) est géré de manière indépendante mais pour un pas d'acquisition similaire. Enfin, le système de prélèvement isocinétique qui permet de réaliser les mesures de HAP et de dioxines et furannes est indépendant puisqu'il permet de mesurer de manière ponctuelle une

quantité émise de polluants pour un volume de gaz prélevé connu. Ces prélèvements débutent néanmoins en même temps que le lancement du système d'acquisition commun.

3. Résultats et discussion

3.1 Caractérisation des émissions polluantes générées dans les fumées de combustion

Les essais ont été ainsi réalisés suivant les conditions prescrites par la norme [1] en utilisant un bois d'humidité sur brut fixe de 16 % sous allure nominale. Les chargements en combustible ont été réalisés suivant les recommandations de la norme et du fabricant des appareils et calculés de manière à garantir une durée d'essai supérieure à 60 minutes. Les résultats fournis sont des moyennes de deux ou trois essais. La mesure des polluants est corrigée à 13 % d'oxygène comme proposé par la norme [1].

3.1.1. Émissions polluantes en foyer fermé

La première partie du Tableau 1 présente les caractérisations classiques de combustion : taux de CO, CO₂, O₂, NO_x, température des fumées et rendement énergétique.

Les figures 2 à 4 présentent respectivement les évolutions des teneurs en CO et CO₂, du rendement énergétique, de la teneur en oxygène dans les fumées et de la température des fumées. Ces courbes sont des représentations types de la combustion du bois dans des appareils de chauffage indépendants où les trois phases de combustion sont bien identifiées :

- une phase d'allumage qui a lieu juste après le chargement, lorsque la température moyenne au sein de l'appareil est réduite. Les bûches subissent alors une courte phase de séchage en surface, puis la pyrolyse libre des gaz qui vont être oxydés par l'apport d'air. La température relativement faible de cette phase conduit à la production d'imbrûlés de type CO (Figure 2). Cette phase est également caractérisée par un rendement énergétique faible, lié principalement à de fortes pertes par les fumées à cause de l'excès d'air important (Figure 3) ;
- lorsque la température moyenne au sein du foyer est suffisante, la combustion vive débute : il s'agit alors d'un équilibre entre la production de gaz due à la pyrolyse des produits volatils du bois et l'apport en oxygène. Si l'appareil est bien dimensionné et réglé, cette phase conduit à des émissions polluantes très faibles et un rendement énergétique optimum, limité uniquement par la température des fumées en sortie (Figure 4) ;
- la dernière phase de combustion est hétérogène : il s'agit d'oxyder le carbone fixe contenu dans les « braises ». Les vitesses de réactions sont plus faibles et l'oxydation difficile : la présence d'eau serait alors un avantage, mais n'existe plus à ce moment. Cette phase est alors le plus souvent longue et produit des quantités d'imbrûlés plus élevées, avec un rendement énergétique plus faible.

Tableau 1.
Résultats des divers polluants mesurés (foyer fermé).
Results of pollutants monitored (closed fireplace).

Mesures classiques	CO à 13% O ₂ (%)	0,20
	CO ₂ (%)	6,23
	Rendement énergétique (%)	82,14
	O ₂ (%)	14,39
	Tf (°C)	179,82
	NO _x à 13 % O ₂ (ppm)	38,51
PM en nombre.Nm⁻³ corrigés à 13 % O₂	Nombre total PM ₁₀	1,33 E + 13
	Nombre total PM _{2,5}	1,33 E + 13
Répartition en nombre % PM₁₀	PM _{0,1}	68,74
	PM _{0,1-1}	31,22
	PM _{1-2,5}	0,04
	PM _{2,5-10}	0,01
PM mg.Nm⁻³ corrigés à 13 % O₂	masse PM _{2,5}	99,38
	masse PM ₁	69,62
	masse PM _{0,1}	3,77
Répartition en masse % PM_{2,5}	PM _{0,1}	3,71
	PM _{0,1-1}	66,81
	PM _{1-2,5}	29,49
COV	COVT ppm à 13 % O ₂ (%)	1 170
	CH ₄ ppm à 13 % O ₂ (%)	281
Dioxines/Furannes	ng I-TEQ OMS (1997). Nm ⁻³ à 13 % O ₂	0,0342
HAP (mg.Nm⁻³ à 13 % O₂)	Total 4 HAP CEE-NU	0,058
	Total 8 HAP ICPE	0,204
	Total 17 HAP EPA	2,698

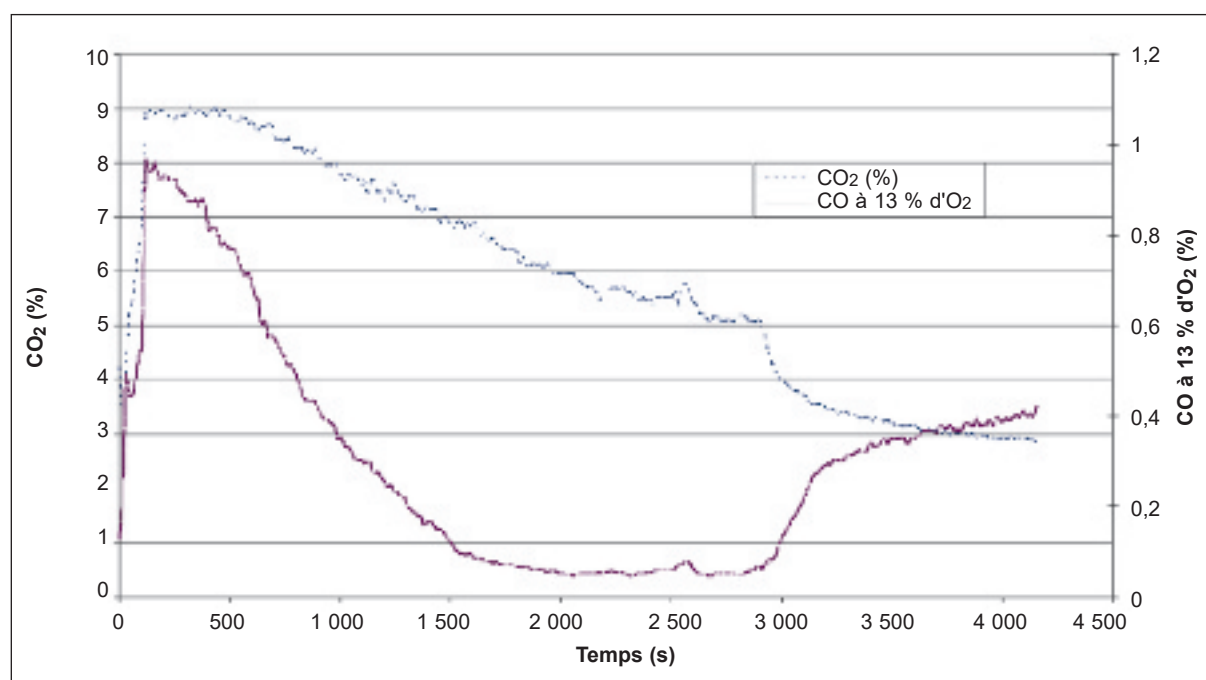


Figure 2.
Émissions de CO corrigées à 13 % O₂ et de CO₂ (foyer fermé).
CO emissions corrected with 13% O₂ and of CO₂ (closed fireplace).

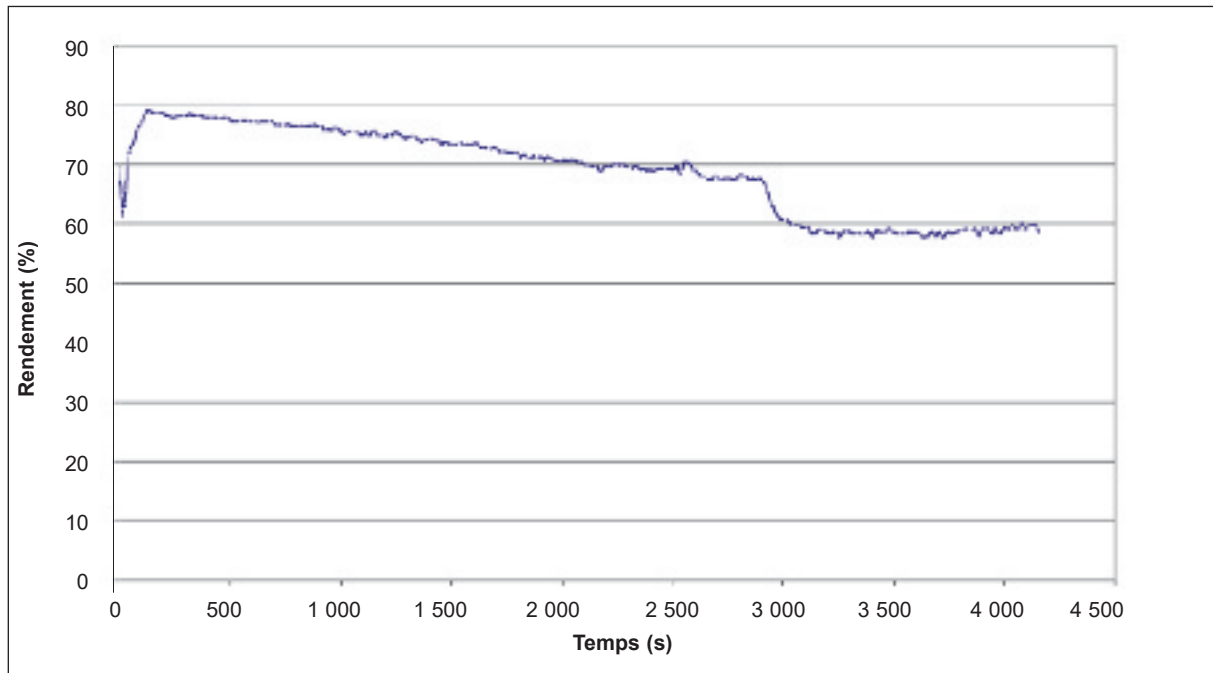


Figure 3.
Évolution du rendement énergétique (foyer fermé).
Time evolution of energy efficiency (closed fireplace).

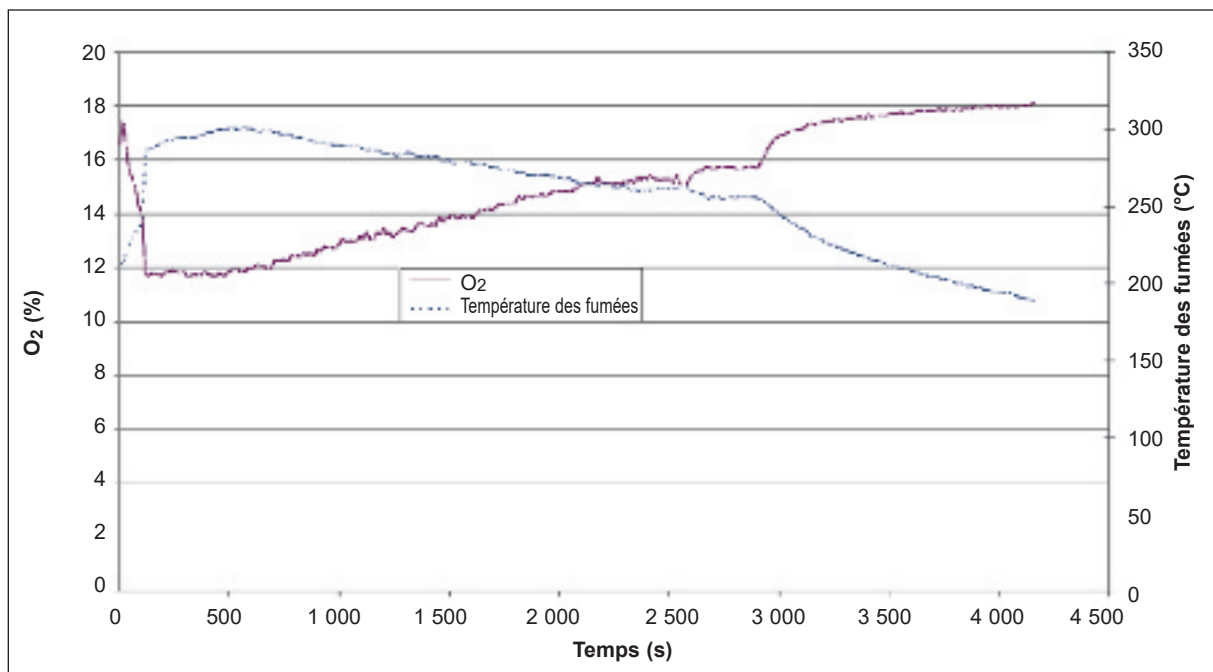


Figure 4.
Taux d'oxygène et température des fumées (foyer fermé).
Oxygen content and temperature of combustion gases (closed fireplace).

Tableau 2.
Récapitulatif des polluants à l'émission corrigés à 13 % d'O₂ (foyer fermé).
Summary of emissions corrected with 13% O₂ (closed fireplace).

Polluants à l'émission	Unités de mesure	Facteur d'émission (g.GJ ⁻¹)	Facteur d'émission en g.GJ ⁻¹ (avec rendement)
CO	0,20 %	1 730	2 106
NO _x	38,51 ppm	54,72 (eq NO ₂)	66,61 (eq NO ₂)
Masse PM _{2,5}	99,38 mg.Nm ⁻³	74,05	90,16
Masse PM ₁	69,62 mg.Nm ⁻³	51,88	63,16
Masse PM _{0,1}	3,77 mg.Nm ⁻³	2,81	3,42
COVT	1 170 ppm	622,75 (eq CH ₄)	758,16 (eq CH ₄)
CH ₄	281 ppm	149,57	182,09
Dioxines	0,0342 ng I-TEQ.Nm ⁻³	2,55E-08	3,10E-08
Total 4 HAP CEE-NU	0,579 mg.Nm ⁻³	0,043	0,053
Total 8 HAP ICPE	2,043 mg.Nm ⁻³	0,152	0,185
Total 17 HAP EPA	26,981 mg.Nm ⁻³	2,011	2,448

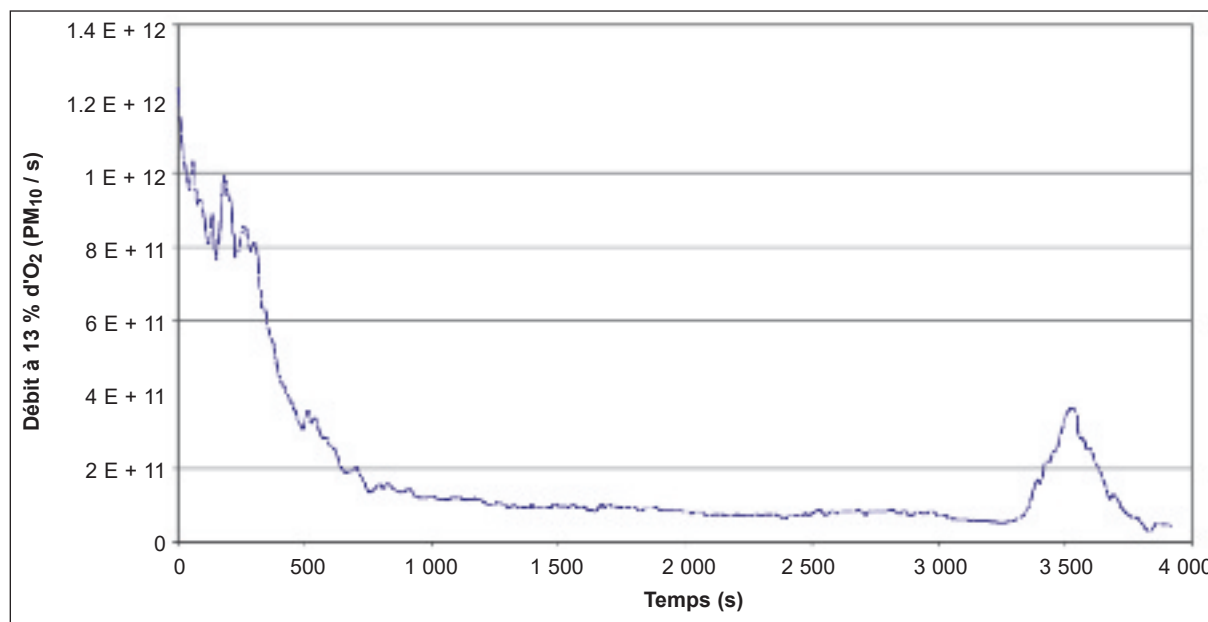


Figure 5.
Cinétique de production des PM₁₀ en nombre corrigées à 13 % d'O₂ (foyer fermé).
Kinetic of PM₁₀ production in number corrected with 13 % O₂ (closed fireplace).

Dans la deuxième partie du Tableau 2, les résultats des analyses menées avec l'ELPI sont détaillés : les résultats sont exprimés, d'une part en nombre de particules (nombre.Nm⁻³) et d'autre part en masses de particules (mg.Nm⁻³). Pour les particules en nombre, on distingue les PM₁₀ des PM_{2,5} puis la répartition granulométrique des particules allant de PM₁₀ à PM_{0,1} est exprimée en pourcentage.

La Figure 5 présente la cinétique de production en nombre de PM₁₀ corrigée à 13 % d'oxygène. On identifie de manière flagrante les phases d'allumage et de combustion hétérogène des braises en début et fin d'essai qui sont plus polluantes que la phase homogène de combustion.

La Figure 6 présente l'évolution de la concentration massique en PM_{2,5} corrigée à 13 % d'oxygène.

Comme sur la Figure 5, on identifie clairement les phases d'allumage et de combustion hétérogène.

Pour mieux comprendre le pic maximal obtenu lors de la combustion hétérogène dans la Figure 6, il semble intéressant de différencier la répartition des particules en nombre pour chaque phase caractéristique de combustion : phase d'allumage (jusqu'à 500 s), combustion homogène (entre 500 et 3 000 s) et phase de combustion hétérogène (3 000 s à la fin). Ainsi, la Figure 7 montre clairement que la répartition des particules en nombre est différente selon les phases de combustion et que la combustion hétérogène produit davantage de particules comprises entre 0,1 et 1 µm que la phase d'allumage qui produit une grande majorité de PM_{0,1}, ce qui a pour incidence d'obtenir une concentration massique plus élevée des PM_{2,5} en fin de combustion.

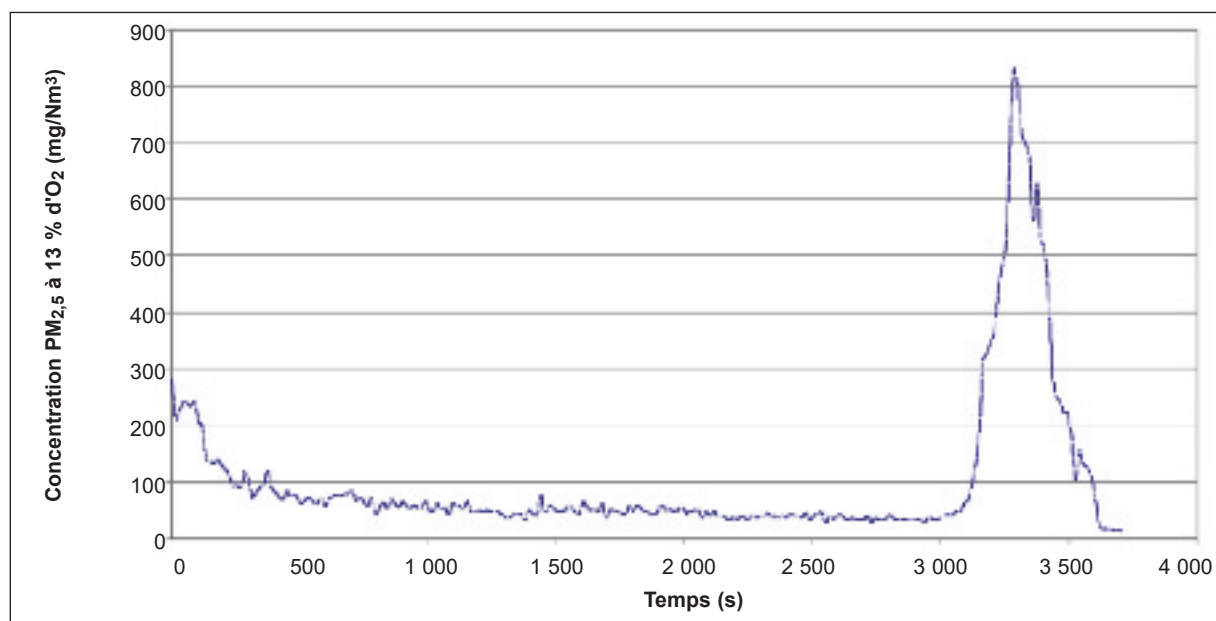


Figure 6.

Évolution de la concentration massique des PM_{2,5} corrigée à 13 % d'O₂ (foyer fermé).
Time evolution of PM_{2,5} mass concentration corrected with 13% O₂ (closed fireplace).

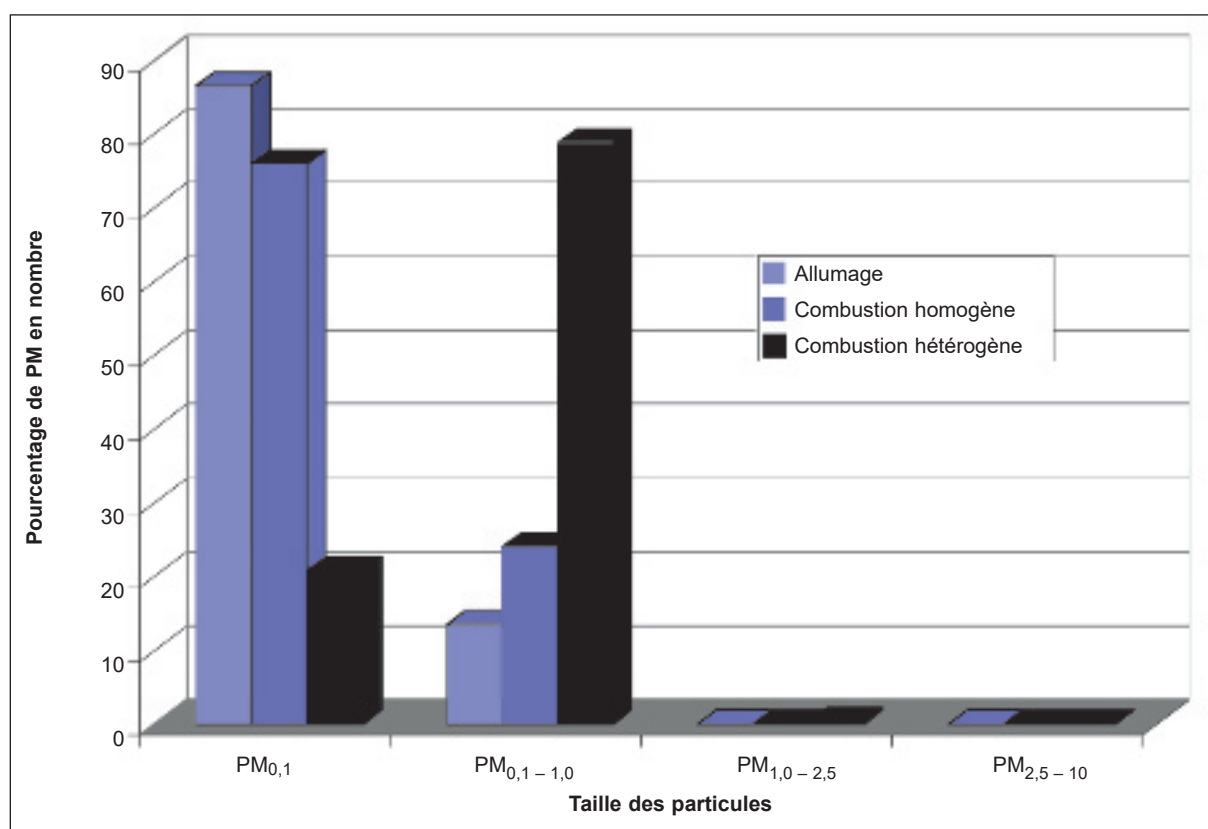


Figure 7.

Répartition des particules en nombre selon les phases de combustion (foyer fermé).
Particulate number distribution according to combustion phase (closed fireplace).

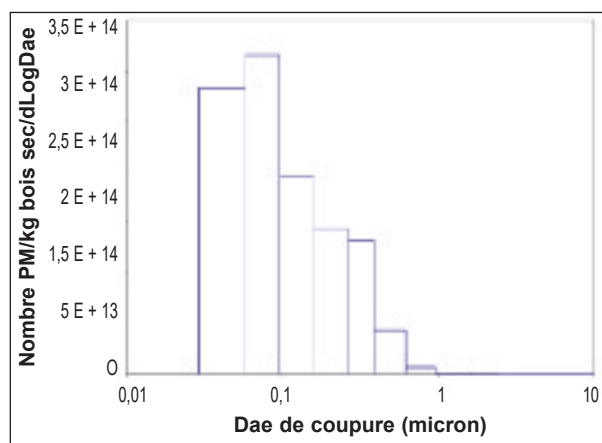


Figure 8.

Distribution logarithmique normale en nombre des PM₁₀ au cours d'un essai normalisé (foyer fermé).
Log-normal distribution of PM₁₀ in number in a standard run (closed fireplace).

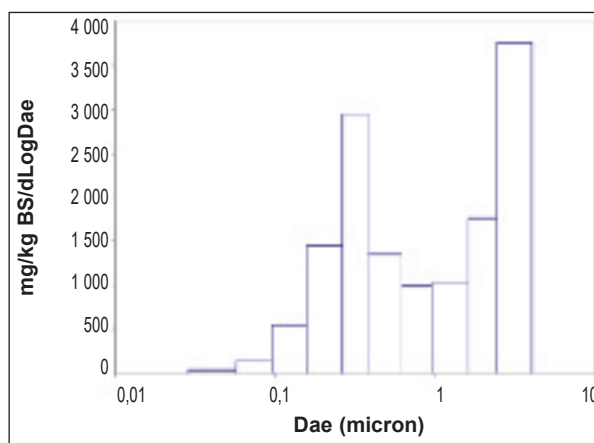


Figure 9.

Distribution logarithmique normale en masse des PM_{2,5} au cours d'un essai normalisé (foyer fermé).
Log-normal distribution of PM_{2,5} in mass in a standard run (closed fireplace).

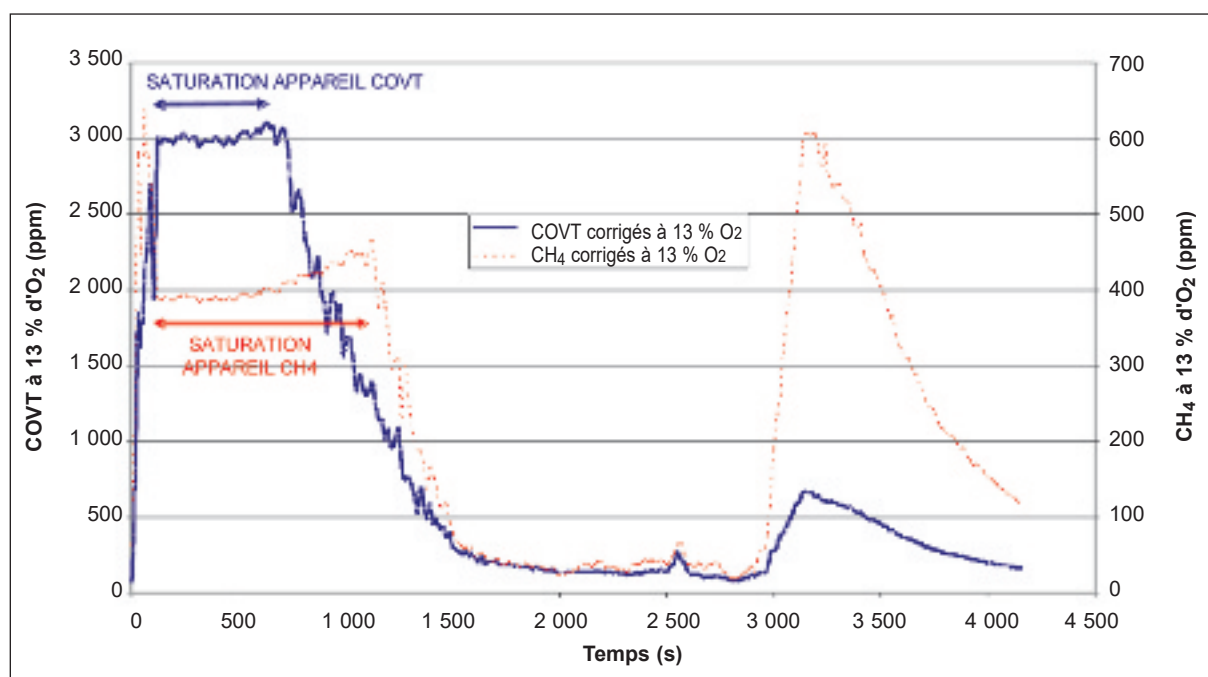


Figure 10.

Émissions de COVT et CH₄ corrigées à 13 % d'O₂ (foyer fermé).
Total VOC and CH₄ emissions corrected with 13% O₂ (closed fireplace).

La Figure 8 montre la répartition logarithmique normale des particules PM₁₀ en nombre au cours d'un essai. On remarque que les particules émises sont globalement très fines puisque inférieures à 1 µm. La Figure 9 présente la répartition logarithmique normale des PM_{2,5} en masse pour un essai. La courbe montre aussi une prépondérance des particules de petite taille modulée néanmoins par l'influence de la densité unique indépendante de la granulométrie et qui augmente la proportion de particules entre 1 et 2,5 µm.

La troisième partie du Tableau 1 présente les mesures de COV totaux et de méthane. La cinétique de formation des émissions de COV totaux et de CH₄ corrigées à 13 % d'O₂ est présentée sur la Figure 10. Il faut noter que la capacité maximale de mesure de l'appareil est basée à 3 585 ppm pour les COVT et 448 ppm pour les CH₄ sans tenir compte de la correction à 13 % d'O₂, ce qui explique les paliers de saturation facilement identifiables sur la Figure 10 pour les deux polluants analysés. On remarque les pics de pollution caractéristiques des phases d'allu-

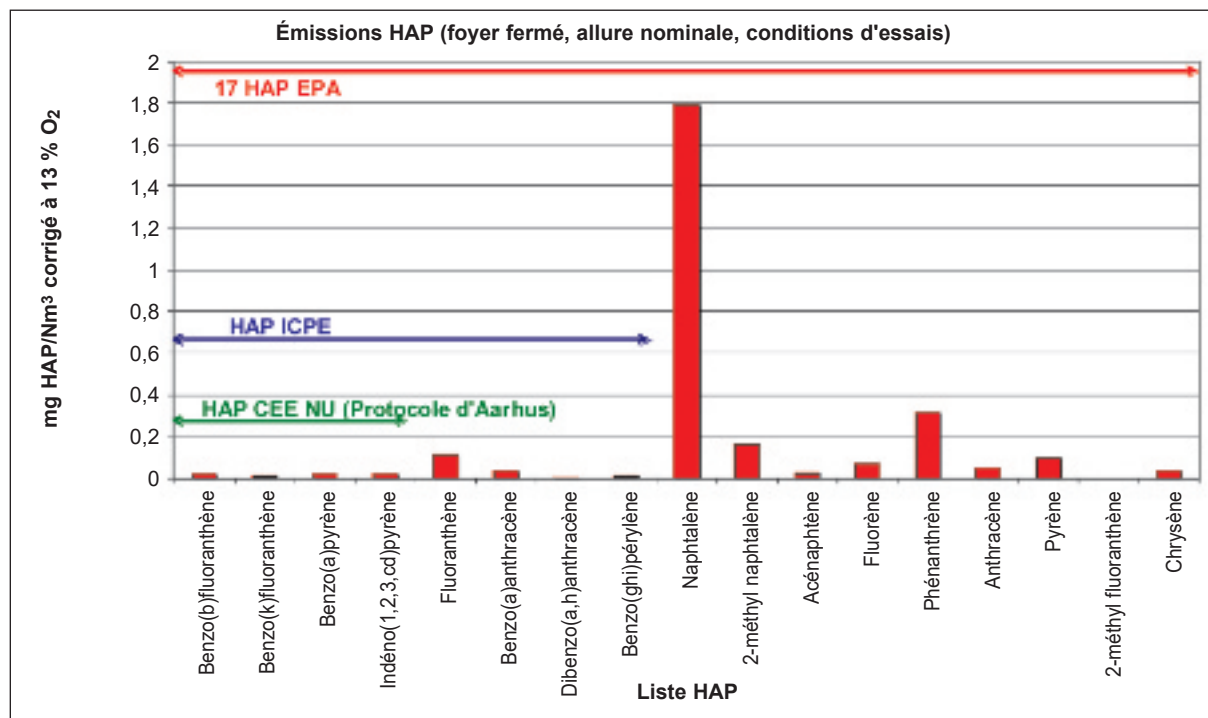


Figure 11.

Répartition des émissions de HAP corrigées à 13 % d'O₂ (foyer fermé).
Distribution of PAH emissions corrected with 13% O₂ (closed fireplace).

mage en début d'essai et de combustion hétérogène en fin d'essai. On note également que la proportion en méthane par rapport aux COV totaux est beaucoup plus importante en fin d'essai puisqu'il représente l'espèce largement majoritaire en phase hétérogène de combustion.

La cinquième partie du Tableau 1 traite des émissions de HAP exprimées selon les différents référentiels. La Figure 11 montre que les différents HAP considérés présentent une importance dépendante du référentiel considéré. Le HAP que l'on retrouve en plus grande quantité est le naphthalène (C₁₀H₈) avec une proportion relative de 66 % de la totalité des 17 molécules. Finalement, les HAP considérés par les deux cadres réglementaires européens sont les moins abondants avec le fluoranthène (C₁₆H₁₀) comme espèce majoritaire. Ils représentent en proportions 2 % et 9 %, respectivement pour les 4 de la CEE-NU et les 8 du référentiel ICPE 98.

Le Tableau 2 rassemble les résultats obtenus pour les différents polluants étudiés à l'émission pour des essais réalisés en foyer fermé à allure nominale dans des conditions d'essai normalisées en exprimant les résultats corrigés à 13 % d'oxygène dans leurs unités de mesure mais aussi en facteurs d'émission en g.GJ⁻¹ corrigés et non corrigés par le rendement énergétique.

3.1.2. Émissions polluantes en foyer ouvert

La première partie du Tableau 3 présente les caractérisations classiques de combustion : taux de CO, CO₂, O₂, NO_x, température des fumées et rendement énergétique.

Dans la deuxième partie du Tableau 3, les résultats des analyses menées avec l'ELPI sont détaillés. En comparant ces résultats avec ceux obtenus pour la combustion en foyer fermé dans les mêmes conditions d'essais, on remarque que les résultats des particules, aussi bien exprimés en nombre qu'en masse, sont près de quarante fois plus élevés pour la combustion en foyer ouvert. La répartition du nombre de particules montre une très forte prépondérance des nanoparticules.

La cinétique de formation des émissions de COV totaux et de CH₄ corrigées à 13 % d'O₂ est présentée sur la Figure 12. Il n'y a pas eu saturation de l'appareil pour la période d'essai considérée.

En comparant les mesures de COV obtenues en foyer ouvert (Tableau 3), on remarque que la combustion de bois en foyer ouvert produit cinq fois plus de COVT qu'en foyer fermé dans les mêmes conditions opératoires. On observe une tendance similaire pour les dioxines et furannes : la combustion de bois en foyer ouvert produit environ 1,5 fois plus de dioxines et furannes qu'en foyer fermé.

A contrario, on remarque que les émissions de HAP en foyer ouvert sont entre 2 et 3 fois plus faibles que celles obtenues en foyer fermé dans les mêmes conditions opératoires selon le cadre réglementaire considéré. En comparant ces résultats avec ceux obtenus dans les mêmes conditions en foyer fermé, la proportion relative des deux familles ciblées par rapport à la totalité des 17 molécules reste constante. La combustion en foyer ouvert n'a pas d'incidence sur celle-ci. La Figure 13 présente la répartition des émissions pour chacun des HAP considérés. Comme

Tableau 3.
Résultats des divers polluants analysés (foyer ouvert).
Results for various pollutants monitored (open fireplace).

Mesures classiques	CO à 13 % O ₂ (%)	0,48
	CO ₂ (%)	0,40
	Rendement énergétique (%)	12,54
	O ₂ (%)	20,12
	Tf (°C)	111,36
	NO _x à 13 % O ₂ (ppm)	273,04
PM en nombre.Nm⁻³ corrigés à 13 % O₂	Nombre total PM ₁₀	4,48 E + 14
	Nombre total PM _{2,5}	4,48 E + 14
Répartition en nombre % PM₁₀	PM _{0,1}	82,09
	PM _{0,1 - 1}	17,89
	PM _{1 - 2,5}	0,01
	PM _{2,5 - 10}	0,01
PM mg.Nm⁻³ corrigés à 13 % O₂	masse PM _{2,5}	1 036,55
	masse PM ₁	743,96
	masse PM _{0,1}	88,08
Répartition en masse % PM_{2,5}	PM _{0,1}	8,68
	PM _{0,1 - 1}	62,79
	PM _{1 - 2,5}	28,52
COV	COVT ppm à 13 % O ₂ (%)	5 407
	CH ₄ ppm à 13 % O ₂ (%)	697
Dioxines/Furannes	ng I-TEQ OMS (1997). Nm ⁻³ à 13 % O ₂	0,0510
HAP (mg.Nm⁻³ à 13 % O₂)	Total 4 HAP CEE-NU	0,026
	Total 8 HAP ICPE	0,084
	Total 17 HAP EPA	0,889

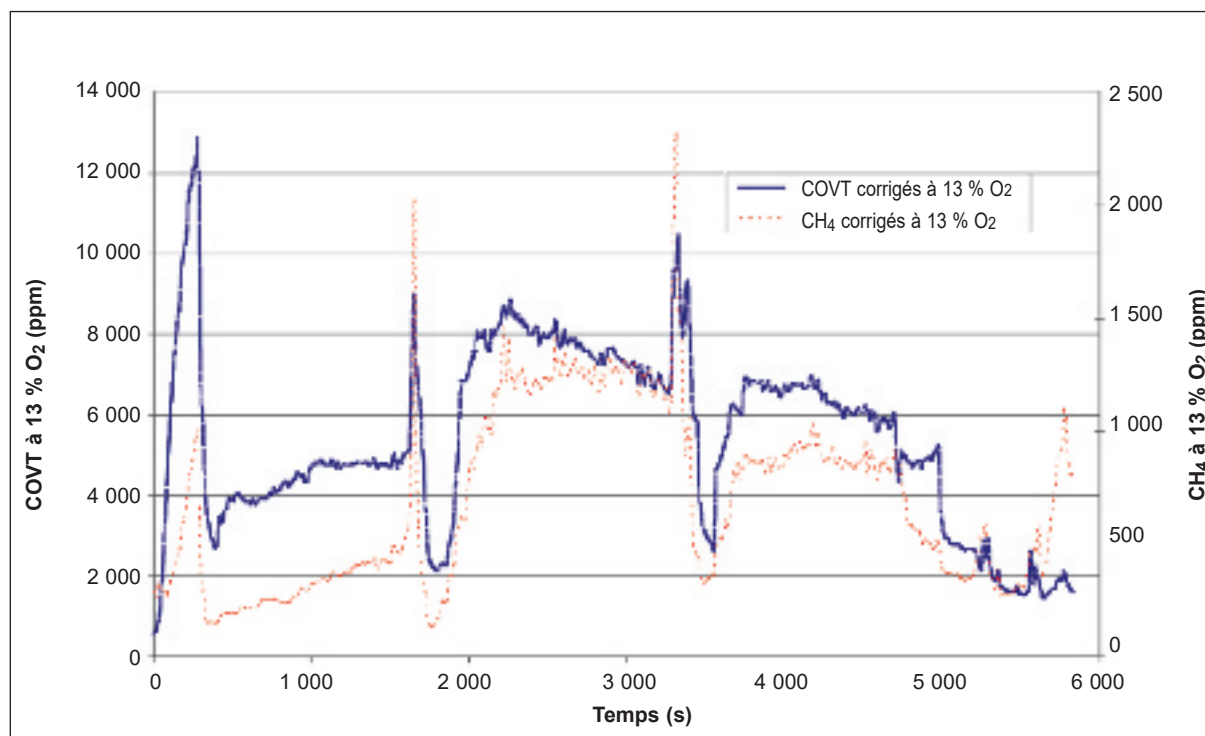


Figure 12.
Émissions de COVT et CH₄ corrigées à 13 % d'O₂ (foyer ouvert).
Total VOC and CH₄ emissions corrected with 13% O₂ (open fireplace).

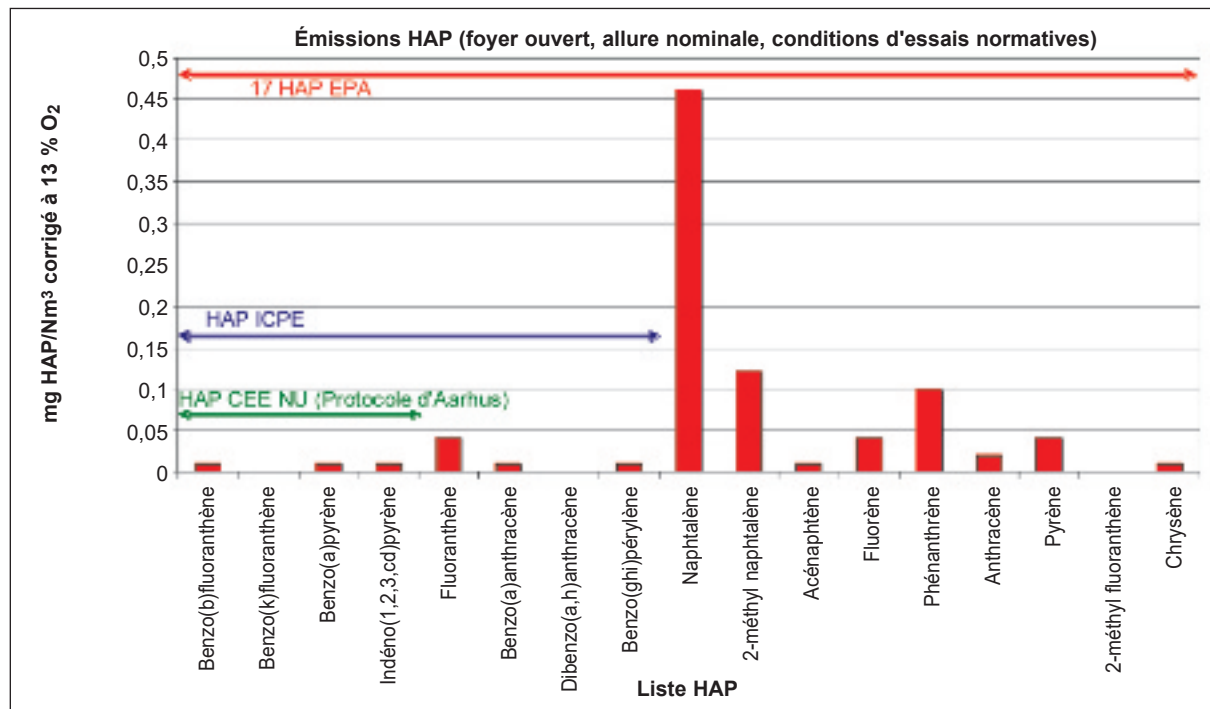


Figure 13.
Répartition des émissions de HAP corrigées à 13 % d'O₂ (foyer ouvert).
Distribution of PAH emissions corrected with 13% O₂ (open fireplace).

Tableau 4.
Récapitulatif des polluants à l'émission corrigés à 13 % d'O₂ (foyer ouvert).
Summary of emissions corrected with 13% O₂ (open fireplace).

Polluants à l'émission	Unités de mesure	Facteur d'émission (g.GJ ⁻¹)	Facteur d'émission en g.GJ ⁻¹ (avec rendement)
CO	0,48 %	4 151	33 102
NO _x	273,04 ppm	387,95 (eq NO ₂)	3 094 (eq NO ₂)
Masse PM _{2,5}	1 036,55 mg.Nm ⁻³	772,41	6 160
Masse PM ₁	743,96 mg.Nm ⁻³	554,38	4 421
Masse PM _{0,1}	88,08 mg.Nm ⁻³	65,63	523,37
COVT	5 407 ppm	2 878 (eq CH ₄)	22 951 (eq CH ₄)
CH ₄	697 ppm	370,99	2 958
Dioxines	0,0510 ng I-TEQ.Nm ⁻³	3,80E-08	3,03 E-07
Total 4 HAP CEE-NU	0,026 mg.Nm ⁻³	0,019	0,15
Total 8 HAP ICPE	0,084 mg.Nm ⁻³	0,063	0,50
Total 17 HAP EPA	0,889 mg.Nm ⁻³	0,662	5,28

dans le cas du foyer fermé, le naphthalène est présent majoritairement dans les fumées émises. Les HAP concernés par le protocole d'Aarhus et par la réglementation ICPE représentent également une faible proportion des émissions globales avec le fluoranthène comme espèce majoritaire.

Le Tableau 4 rassemble les résultats obtenus pour les différents polluants étudiés à l'émission pour des essais réalisés en foyer ouvert à allure nominale dans des conditions d'essai normalisées en exprimant les résultats corrigés à 13 % d'oxygène dans leurs unités

de mesure mais aussi en facteurs d'émission en g.GJ⁻¹ corrigés et non corrigés par le rendement énergétique.

3.2. Qualité de l'air en espaces intérieurs (habitat)

Pour la combustion de bois, les essais ont été réalisés en suivant les conditions prescrites par la norme [1] et en utilisant un bois d'humidité sur brut fixe de 16 % sous allure nominale. Les chargements en combustible ont été réalisés suivant les recom-

Tableau 5.
Résultats des paramètres de confort et des aérosols/particules en air intérieur (sans chauffage).
Results of comfort parameters and of particulate in indoor air (without heating).

Paramètres de confort en air intérieur	CO (ppm)	2,00
	CO ₂ (ppm)	397
PM en nombre/Nm³	Nombre total PM ₁₀	1,69 E + 09
	Nombre total PM _{2,5}	1,69 E + 09
Répartition en nombre % PM₁₀	PM _{0,1}	99,98
	PM _{0,1 – 1}	0,02
	PM _{1 – 2,5}	0,00
	PM _{2,5 – 10}	0,00
COV	COVT (ppm)	2,25
	CH ₄ (ppm)	1,61
HAP (ng.Nm⁻³)	Total 4 HAP CEE-NU	0
	Total 8 HAP ICPE	0
	Total 17 HAP EPA	0

Tableau 6.
Résultats des divers paramètres mesurés en air intérieur (foyer fermé).
Results of various parameters monitored in indoor air (closed fireplace).

Paramètres de confort en air intérieur	CO (ppm)	6,7
	CO ₂ (ppm)	386
PM en nombre.Nm⁻³	Nombre total PM ₁₀	4,61 E + 10
	Nombre total PM _{2,5}	4,61 E + 10
Répartition en nombre % PM₁₀	PM _{0,1}	64,11
	PM _{0,1 – 1}	35,81
	PM _{1 – 2,5}	0,07
	PM _{2,5 – 10}	0,01
COV	COVT (ppm)	3,79
	CH ₄ (ppm)	2,13
HAP (ng.Nm⁻³)	Total 4 HAP CEE-NU	0
	Total 8 HAP ICPE	248
	Total 17 HAP EPA	787

mandations de la norme et du fabricant des appareils et calculés de manière à garantir une durée d'essai supérieure à 60 minutes (durée équivalente pour les essais en poêles à pétrole et gaz). Pour tous les appareils, les résultats fournis sont des moyennes de deux ou trois essais.

3.2.1. Qualité de l'air sans chauffage

L'objectif de cette étape est surtout de servir de système de référence pour comparer ensuite l'impact des différents modes de chauffage sur la qualité de l'air. La première partie du Tableau 5 présente les mesures des paramètres de confort réalisées en air intérieur portant sur les taux de CO et de CO₂.

Dans la deuxième partie du Tableau 5, les résultats des analyses menées avec l'ELPI sont détaillés. Dans cette partie de l'étude et contrairement aux

résultats fournis lors des essais de caractérisation des particules mesurées à l'émission, les aérosols/particules ne seront pas exprimés en concentration massique car la masse volumique des particules émises est différente selon le combustible utilisé (bois, « pétrole » ou gaz) et les résultats ne pourraient être comparés. Les résultats exprimés en répartition en nombre montrent que la quasi-totalité des aérosols présents dans l'air intérieur de la pièce sont de granulométrie inférieure ou égale à 0,1 µm.

Il faut noter que les concentrations en HAP obtenues en air intérieur sans chauffage sont toutes en dessous de la limite de détection de la méthode d'analyse qui se situe à 300 ng pour le naphthalène et le 2-méthyl naphthalène, 100 ng pour le phénanthrène et 50 ng pour les 14 autres composés analysés. Ainsi, la valeur « zéro » est indiquée lorsque le résultat de la mesure est sous le seuil de détection.

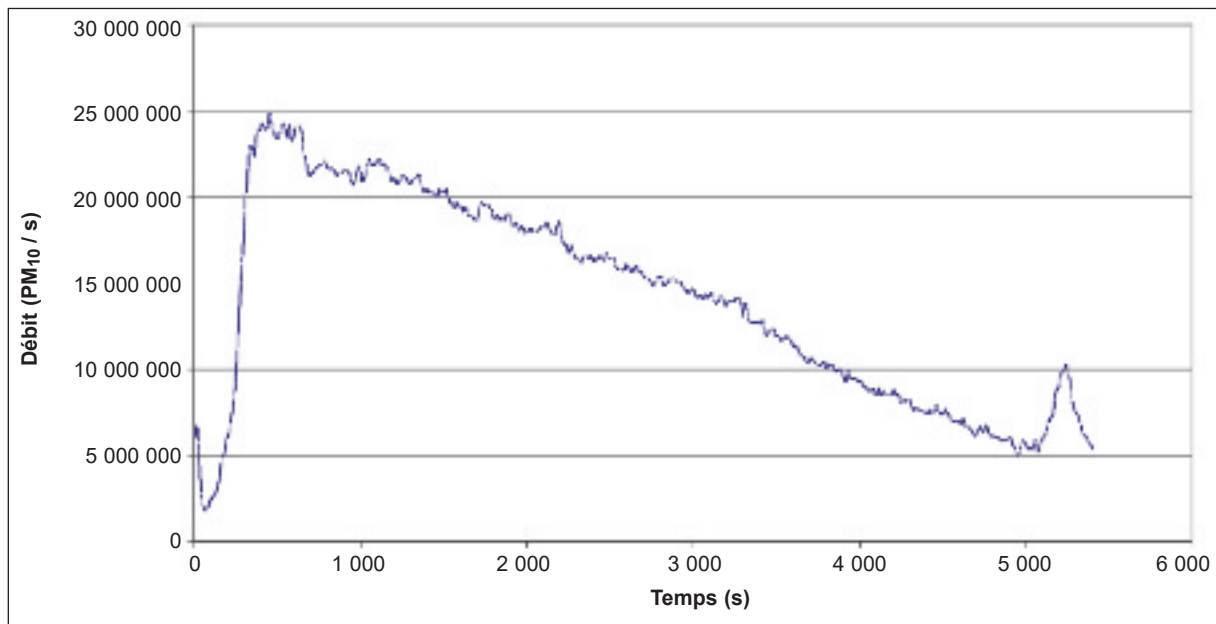


Figure 14.
Cinétique de production des PM₁₀ en nombre (air intérieur, foyer fermé).
Kinetic of PM₁₀ production in number (indoor air, closed fireplace).

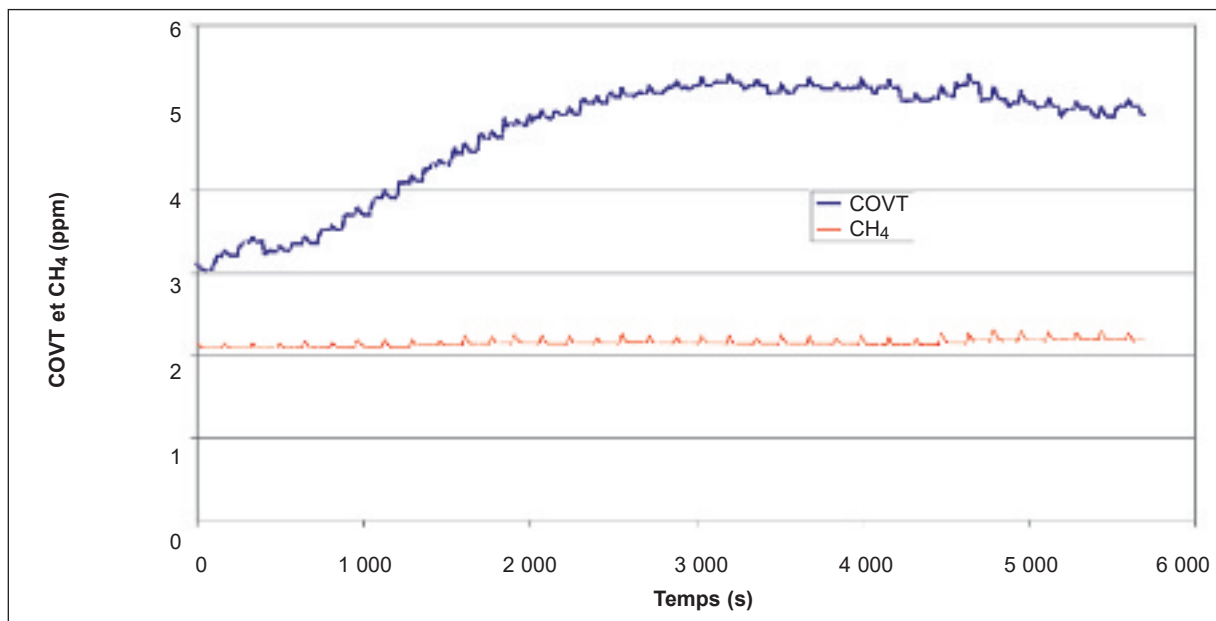


Figure 15.
Évolution des émissions de COVT et de CH₄ en air intérieur (foyer fermé).
Evolution of total VOC and CH₄ emissions in indoor air (closed fireplace)

3.2.2. Qualité de l'air avec chauffage au bois de type foyer fermé

La première partie du Tableau 6 présente les mesures des paramètres de confort réalisées en air intérieur portant sur les taux de CO et de CO₂.

Dans la deuxième partie du Tableau 6, les résultats portant sur la répartition en nombre montrent que la quasi-totalité des aérosols présents dans l'air intérieur de la pièce dans laquelle fonctionne un foyer

fermé est constituée de PM₁ mais la répartition en pourcentage est différente de celle obtenue sans chauffage. Toutefois, cette répartition est proche de celle obtenue à l'émission pour le même foyer fermé. L'ordre de grandeur sur la concentration des PM₁₀ en nombre par Nm³ est dans l'air ambiant divisé par un facteur 4 000 comparativement à la concentration mesurée à l'émission dans les mêmes conditions. La Figure 14 présente la cinétique de production en nombre des PM₁₀. On identifie de manière flagrante

les phases d'allumage et de combustion hétérogène des braises en début et fin d'essai qui sont plus polluantes que la phase homogène de combustion et qui ont une répercussion directe sur les aérosols émis en air intérieur.

La Figure 15 montre l'évolution des émissions de COVT et de CH₄ en air intérieur lors de la combustion en foyer fermé.

On remarque que les émissions de COVT augmentent rapidement lors de la phase d'allumage caractéristique de l'essai de combustion qui est la phase la plus polluante, pour se stabiliser ensuite et amorcer une décroissance en fin d'essai qui peut s'expliquer par l'action du renouvellement d'air qui prend alors l'ascendant sur la production de polluants lors de la combustion hétérogène des braises résiduelles. Les émissions de CH₄ demeurent quant à elles assez constantes pendant toute la durée de l'essai, les légères fluctuations observées étant liées au seuil de précision de l'appareil de 0,01 ppm.

En ce qui concerne les HAP, les seuls polluants mesurés au-dessus du seuil de détection lors de l'essai sont le phénanthrène (C₁₄H₁₀) (309 ng.Nm⁻³), le fluoranthène (C₁₆H₁₀) (248 ng.Nm⁻³) et le pyrène (C₁₆H₁₀) (230 ng.Nm⁻³).

3.2.3. Qualité de l'air avec chauffage au bois de type foyer ouvert

La première partie du Tableau 7 présente les mesures des paramètres de confort réalisées en air intérieur portant sur les taux de CO et de CO₂.

Les émissions de CO en air intérieur selon la combustion en foyer ouvert sont nettement plus élevées que celles obtenues en foyer fermé (10,6 ppm contre 6,7).

En ce qui concerne les aérosols, les concentrations en particules en nombre par unité de volume en air intérieur sont plus de 14 fois plus élevées que celles obtenues dans les mêmes conditions mais lors

de la combustion en foyer fermé. Les résultats exprimés en répartition en nombre montrent que la quasi-totalité des aérosols présents dans l'air intérieur de la pièce dans laquelle fonctionne un foyer ouvert est constituée de PM₁ mais la répartition en pourcentage est différente de celle obtenue sans chauffage.

La Figure 16 présente la cinétique de production en nombre des PM₁₀. On identifie de manière flagrante la phase d'allumage en début d'essai, davantage polluante et qui a une influence directe sur la quantité d'aérosols.

Les émissions de COVT et de CH₄ en air intérieur sous combustion en foyer ouvert sont semblables à celles obtenues en foyer fermé pour des essais réalisés dans les mêmes conditions opératoires.

En ce qui concerne les HAP, on remarque que la somme des 4 HAP du protocole d'Aarhus et la somme des 17 HAP EPA donnent les mêmes résultats que ceux obtenus en présence d'un foyer fermé. Seule va différer la répartition des HAP : en présence d'un foyer ouvert, on produit une grande quantité de naphtalène (C₁₀H₈) (493 ng.Nm⁻³) qui n'apparaît pas en présence d'un foyer fermé et par contre environ trois fois moins de fluoranthène (82 ng.Nm⁻³), de phénanthrène (117 ng.Nm⁻³) et de pyrène (62 ng.Nm⁻³).

3.2.4. Qualité de l'air avec chauffage de type poêle à pétrole et poêle à gaz

La première partie du Tableau 8 présente les mesures des paramètres de confort réalisées en air intérieur portant sur les taux de CO et de CO₂.

Les émissions de CO en air intérieur selon la combustion en poêle à pétrole sont un peu plus élevées que celles obtenues lors de l'utilisation d'un foyer fermé (6,7 ppm). La production de CO₂ est par contre 10 fois plus élevée avec le poêle à pétrole, ce qui s'explique par le fait que l'appareil ne possède pas de conduit extérieur d'évacuation des fumées. Pour la combustion en poêle à gaz, les émissions de

Tableau 7.
Résultats des analyses réalisées en air intérieur (foyer ouvert, allure nominale).
Results of indoor air analysis (open fireplace, nominal running).

Paramètres de confort en air intérieur	CO (ppm)	10,6
	CO ₂ (ppm)	343
PM en nombre.Nm ⁻³	Nombre total PM ₁₀	7,26 E + 11
	Nombre total PM _{2,5}	7,26 E + 11
Répartition en nombre % PM ₁₀	PM _{0,1}	74,42
	PM _{0,1-1}	25,57
	PM _{1-2,5}	0,01
	PM _{2,5-10}	0,00
COV	COVT (ppm)	3,73
	CH ₄ (ppm)	2,26
HAP (ng.Nm ⁻³)	Total 4 HAP CEE-NU	0
	Total 8 HAP ICPE	82
	Total 17 HAP EPA	789

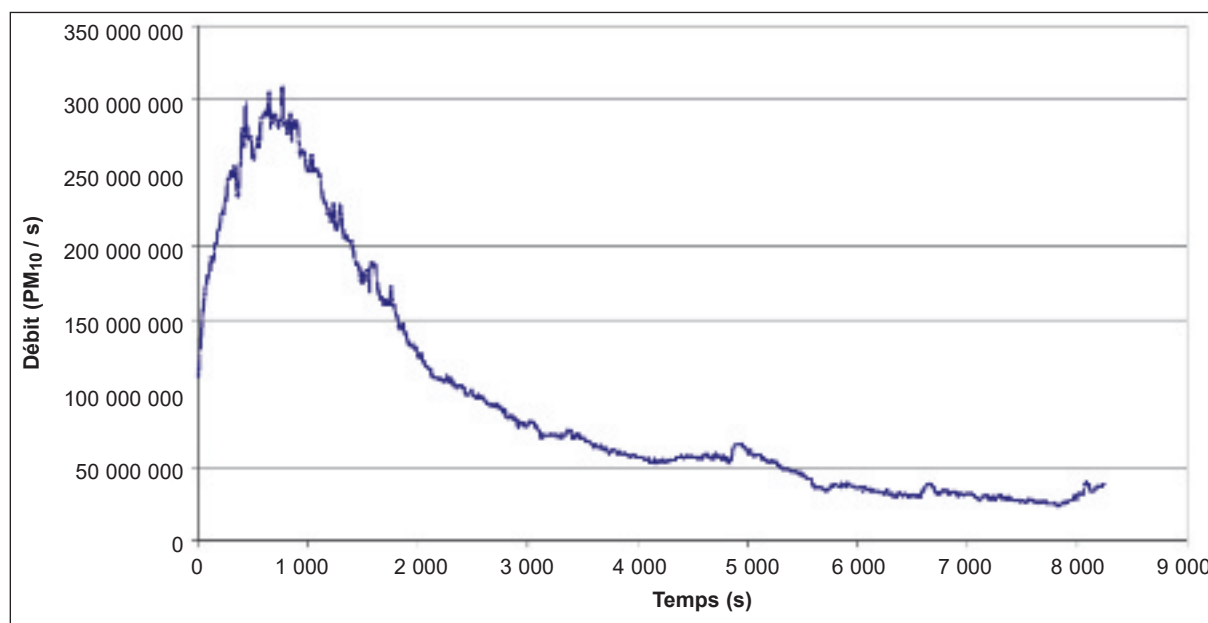


Figure 16.
Cinétique de production des PM₁₀ en nombre (air intérieur, foyer ouvert).
Kinetic of PM₁₀ production in number (indoor air, open fireplace).

CO sont identiques à celles obtenues lors de l'utilisation d'un foyer fermé (6,7 ppm). De la même façon que pour le poêle à pétrole, la production de CO₂ est par contre 7,5 fois plus élevée avec le poêle à gaz.

En ce qui concerne les mesures d'aérosols, on remarque que pour le poêle à pétrole, les concentrations en air intérieur en nombre.Nm⁻³ de PM₁₀ et PM_{2,5} sont supérieures à celles obtenues dans le cas de la combustion en foyer fermé. De plus, les résultats exprimés en répartition en nombre montrent que la quasi-totalité des aérosols présents dans l'air intérieur de la pièce dans laquelle fonctionne un poêle à pétrole est constituée de PM_{0,1}, ce qui présente un risque sanitaire accru.

Dans le cas du poêle à gaz, les concentrations en nombre.Nm⁻³ de PM₁₀ et PM_{2,5} sont encore supérieures à celles obtenues avec le poêle à pétrole. La répartition en nombre est par contre différente et intermédiaire entre le poêle à pétrole et le foyer fermé en termes de prépondérance des PM_{0,1}. Dans ce cas précis de l'utilisation d'un poêle à gaz, la fraction PM_{0,1}-PM₁ est bien plus grande que lors de l'utilisation d'un poêle à pétrole. La répartition en nombre est par contre différente et intermédiaire entre le poêle à pétrole et le foyer fermé en termes de prépondérance des PM_{0,1}.

Les valeurs obtenues pour les émissions de COV totaux et de CH₄ en présence d'un poêle à pétrole

Tableau 8.
Résultats des analyses menées en air intérieur (poêle à pétrole et poêle à gaz).
Results of analysis in indoor air (petrol stove and gas stove)

Paramètres analysés		Poêle à pétrole	Poêle à gaz
Paramètres de confort en air intérieur	CO (ppm)	7,6	6,8
	CO ₂ (ppm)	3 435	2 843
PM en nombre/Nm ³	Nombre total PM ₁₀	7,46 E + 10	2,02 E + 11
	Nombre total PM _{2,5}	7,46 E + 10	2,02 E + 11
Répartition en nombre % PM ₁₀	PM _{0,1}	94,81	84,79
	PM _{0,1-1}	5,16	15,19
	PM _{1-2,5}	0,02	0,02
	PM _{2,5-10}	0,01	0,00
COV	COVT (ppm)	3,10	3,78
	CH ₄ (ppm)	1,58	0,11
HAP (ng.Nm ⁻³)	Total 4 HAP CEE-NU	0	-
	Total 8 HAP ICPE	68	-
	Total 17 HAP EPA	390	-

sont un peu plus faibles que celles obtenues pour le foyer fermé (3,79 ppm de COVT et 2,13 ppm de CH₄). Pour le poêle à gaz, la concentration en COVT est identique à celle obtenue pour le foyer fermé mais la concentration en CH₄ est très faible pour le poêle à gaz.

En ce qui concerne les mesures de HAP en présence du poêle à pétrole, on remarque que la somme des 17 HAP EPA est deux fois plus faible que celle obtenue en présence du foyer fermé. On remarque que les HAP détectés sont produits en faible quantité (naphtalène 150 ng.Nm⁻³, phénanthrène 145 ng.Nm⁻³, fluoranthène 68 ng.Nm⁻³ et fluorène 27 ng.Nm⁻³).

4. Conclusion

Les essais de combustion à l'émission réalisés en conditions normatives à allure nominale montrent que la combustion en foyer ouvert est globalement plus polluante que la combustion en foyer fermé : environ 10 fois plus de PM_{2,5} en concentration massique, plus de 4,5 fois plus de COV totaux, 1,5 fois plus de dioxines et furannes. Par contre, la tendance est inversée pour les émissions de HAP (entre deux et trois fois moins selon le référentiel réglementaire choisi).

Globalement, les résultats obtenus sont plus faibles mais du même ordre de grandeur que ceux obtenus par le CITEPA [26] et l'INERIS [27], ce qui peut s'expliquer par le fait que notre étude est plus récente et porte par conséquent sur des appareils technologiquement plus performants et plus respectueux de l'environnement (labellisés Flamme verte).

En ce qui concerne la caractérisation des particules émises lors de la combustion en foyer fermé, il n'existe pas en France de seuil réglementaire à ce jour. Par contre, les réglementations allemande et suisse exigent depuis 2008 une concentration mas-

sique en particules inférieure à 100 mg.Nm⁻³ corrigée à 13 % d'O₂ en foyer fermé, seuil que l'appareil que nous avons testé respecte. La répartition granulométrique des particules montre que plus de 99 % ont une taille inférieure à 1 µm dont plus de 68 % sont des nanoparticules. Bernard *et al.* [28] ont montré que ces particules sont des agglomérats d'éléments plus petits qui s'agglutinent lors du refroidissement des gaz de combustion et qui comportent de nombreux éléments de bois qui ne sont pas complètement dégradés et très majoritairement formés par une combustion incomplète.

Le Tableau 9 présente l'ensemble des résultats des mesures effectuées en air intérieur pour les différents systèmes de chauffage étudiés.

La comparaison de l'impact des différents appareils de chauffage sur la qualité de l'air intérieur montre que la concentration en CO est équivalente pour tous les systèmes, sauf pour le foyer ouvert pour lequel cette concentration est plus élevée. La valeur guide pour le CO donnée par l'OMS est de 10 ppm pour 8 heures d'exposition (long terme) et 25 ppm pour une heure d'exposition. La valeur seuil de 10 ppm est respectée pour tous les appareils, sauf dans le cas de la combustion en foyer ouvert à allure nominale où elle est alors légèrement dépassée. Cependant, la durée d'exposition est rarement supérieure à 8 heures.

Le taux de CO₂ est 10 fois plus élevé pour le poêle à pétrole et 8 fois plus pour le poêle à gaz que le taux obtenu en présence des foyers fermé et ouvert. Les mesures de CO₂ pour le foyer fermé et le foyer ouvert sont largement inférieures à la valeur guide de 1 000 ppm recommandée en France pour les bâtiments du tertiaire. Par contre, cette valeur est dépassée dans le cas de l'utilisation de systèmes de chauffage dépourvus de conduit d'évacuation des fumées (poêle à pétrole et poêle à gaz).

Tableau 9.
Récapitulatif des mesures de polluants effectuées en air intérieur pour divers systèmes de chauffage.
Summary of pollutant measurements in indoor air for various heating systems.

Paramètres analysés		Sans chauffage	Foyer fermé	Foyer ouvert	Poêle à pétrole	Poêle à gaz
Paramètres de confort en air intérieur	CO (ppm)	2,0	6,7	10,6	7,6	6,8
	CO ₂ (ppm)	397	386	343	3 435	2 843
PM en nombre.Nm ⁻³	Nombre total PM ₁₀	1,69 E + 09	4,61 E + 10	7,26 E + 11	7,46 E + 10	2,02 E + 11
	Nombre total PM _{2,5}	1,69 E + 09	4,61 E + 10	7,26 E + 11	7,46 E + 10	2,02 E + 11
Répartition en nombre % PM ₁₀	PM _{0,1}	99,98	64,11	74,42	94,81	84,79
	PM _{0,1 - 1}	0,02	35,81	25,57	5,16	15,19
	PM _{1 - 2,5}	0,00	0,07	0,01	0,02	0,02
	PM _{2,5 - 10}	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00
COV	COVT (ppm)	2,25	3,79	3,73	3,10	3,78
	CH ₄ (ppm)	1,61	2,13	2,26	1,58	0,11
HAP (ng.Nm ⁻³)	Total 4 HAP CEE-NU	0	0	0	0	-
	Total 8 HAP ICPE	0	248	82	68	-
	Total 17 HAP EPA	0	787	789	390	-

La concentration en nombre des PM_{2,5} est 16 fois plus élevée pour le foyer ouvert, 1,6 fois plus pour le poêle à pétrole et 4,4 fois plus pour le poêle à gaz que pour le foyer fermé. Le pourcentage de nanoparticules produites en nombre, qui présentent un risque sanitaire accru, est de 95 % pour le poêle à pétrole, 85 % pour le poêle à gaz, 75 % pour le foyer ouvert, et 64 % pour le foyer fermé.

Les concentrations en COV totaux sont équivalentes pour tous les appareils mais on note une plus faible proportion de méthane dans le cas du poêle à gaz.

Enfin, selon le protocole d'Aarhus, il n'y a pas de HAP détectés quels que soient les appareils, mais si on considère la somme des 17 HAP définis par l'EPA, les foyers fermé et ouvert émettent 2 fois plus que le poêle à pétrole. La valeur guide conseillée est de 10 µg.m⁻³ pour une exposition chronique (supérieure à 8 heures). Les résultats obtenus pour les différents appareils testés sont tous en dessous de ce seuil.

Néanmoins, les résultats obtenus en air intérieur sont à nuancer car ils dépendent à la fois de la

concentration de l'exposition mais surtout de la durée de l'exposition. Des valeurs inférieures au seuil ne signifient pas qu'il n'y a pas de risque. Cela dépendra de combien de temps l'individu est exposé à ces concentrations. *A contrario*, une exposition courte à une forte concentration ne risque pas de déclencher systématiquement une réponse biologique de notre organisme.

Une étude complémentaire financée par l'ADEME a débuté courant 2008 pour poursuivre le diagnostic environnemental du chauffage domestique au bois et porte sur l'étude d'un poêle à granulés et de chaudières possédant diverses caractéristiques (type de combustible, alimentation manuelle ou automatique).

Remerciements

Nous tenons à remercier particulièrement l'ADEME qui a participé financièrement à la réalisation de cette étude. Merci également à la société SUPRA, partenaire du projet.

References

1. NF 13229. Foyers ouverts et inserts à combustibles solides – Exigences et méthodes d'essai. Juin 2002.
2. NF EN 13240. Poêles à combustible solide – Exigences et méthodes d'essai. Septembre 2002.
3. AFSSET. Valeurs guides de qualité d'air intérieur : le monoxyde de carbone. Juillet 2007 : 68 p.
4. AFSSET. Valeurs guides de qualité d'air intérieur : le formaldéhyde. Juillet 2007 : 78 p.
5. CITEPA. Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France – Séries sectorielles et analyses étendues. CITEPA/CORALIE/format SECTEN février 2008 : 297 p.
6. Olsson M, Kjällstrand J. Low emissions from wood burning in an ecolabelled residential boiler. *Atmospheric Environment* 2006 ; 40 : 1148-58.
7. Hübner C, Boos R, Prey T. In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. *Chemosphere* 2005, 58 : 367-72.
8. Kjällstrand J, Olsson M. Chimney emissions from small-scale burning of pellets and fuelwood – examples referring to different combustion appliances. *Biomass & Bioenergy* 2004 ; 27 : 557-61.
9. Johansson LS, Leckner B, Gustavsson L, Cooper C, Tullin C, Potter A. Emissions characteristics of modern and old-type residential boilers with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* 2004 ; 38 : 4183-95.
10. Johansson LS, Tullin C, Leckner B, Sjövall P. Particle emissions from biomass combustion in small combustors. *Biomass & Bioenergy* 2003 ; 25 : 435-46.
11. Hedberg E, Kristensson A, Ohlson M *et al.* Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment* 2002 ; 36 : 4823-37.
12. Gaegauf C, Wieser U, Macquat Y. Aerosols from biomass combustion. Proceedings of the International Seminar of IEA Bioenergy, Task 32, Zürich, Switzerland 2001 : 81-85.
13. Mc Donald JD, Zielinska B, Fujita EM, Sagebiel JC, Chow JC, Watson JG. Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. *Environmental Science and Technology* 2000 ; 34 : 2080-91.
14. Zhang J, Smith KR, Ma Y *et al.* Greenhouse gases and other airborne pollutants from household stoves in China: a data base for emission factors. *Atmospheric Environment* 2000 ; 34 : 4537-49.
15. Muhlbaler Dasch J. Particulate and gaseous emissions from wood-burning fireplaces. *Environmental Science and Technology* 1982 ; 16 (10) : 639-45.
16. Gauchet N, Vendel J. Modelling of the aerosol collection efficiency by drops – Influence of the distance between the drops. *Journal of Aerosol Science* 2000 ; 31 (SUPPL.1) : S41-S42.

17. Tsai R, Liang LJ. Correlation for thermophoretic deposition of aerosol particles onto cold plates. *Journal of Aerosol Science* 2001 ; 32 (4) : 473-87.
18. Wierzbicka A, Lillieblad L, Pagels J *et al.* Particle emissions from district heating units operating on three commonly used biofuels. *Atmospheric Environment* 2005 ; 39 : 139-50.
19. Geresdi I, Meszaros E, Molnar A. The effect of chemical composition and size distribution of aerosol particles on droplet formation and albedo of stratocumulus cloud. *Atmospheric Environment* 2006 ; 40 : 1845-55.
20. Kinsey JS, Mitchell WA, Squier WC *et al.* Evaluation of methods for the determination of diesel-generated fine particulate matter: Physical characterization results. *Aerosol Science* 2006 ; 37 : 63-87.
21. Rau JA. Composition and size distribution of residential wood smoke particles. *Aerosol Sciences and Technology* 1989 ; 10 : 181-92.
22. Moisio M. Real time size distribution measurement of combustion aerosols. Thèse à l'université de technologie de Tampere, *Publications* 279, 1999 : 33.
23. Coudray N, Vidal L, Roth E, Trouvé G, Bistac S. Image Processing Microparticle Size measurements for the determination of density values to adjust ELPI measures. *Journal of the International Sciences for Precision Engineering* 2008 ; 32 : 88-99.
24. NF X 43-329. Émissions de sources fixes – Prélèvement et mesurage d'hydrocarbures aromatiques polycycliques à l'émission. Mai 2003.
25. NF EN 1948-1. Émissions de sources fixes – Détermination de la concentration massique en PCDD/PCDF et PCB de type dioxine – Partie 1 : prélèvement des PCDD/PCDF. Juin 2006.
26. Allemand N. Estimation des émissions de polluants liées à la combustion du bois en France, convention ADEME n° 01 01 080, programme « Recherche des conditions optimales de cadrage réglementaire de la valorisation énergétique des bois faiblement adjuvantés », CITEPA 2003.
27. Collet S. Facteurs d'émission – Émissions de dioxines, de furannes et d'autres polluants liées à la combustion de bois naturels et adjuvantés. INERIS, février 2000 : 68 p.
28. Bernard C, Rabot-Querci ML, Rogaume Y, Rogaume C, Zoulalian A. Optimiser la combustion pour un développement durable du bois-énergie. *Oil & Gas Science and Technology – Rev. IFP* 2006 ; 61 (2) : 203-11.