

RAPPORT D'ÉTUDE  
DRC-08-70801-15219A

2008

## Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur

Rapport final





**Nom des organismes bénéficiaires : INERIS\* et Université de Savoie**

**(\*INERIS étant mandataire du CSTB et du CITEPA)**

**Nom des unités ayant effectué les travaux : CIME, EMIS, MILI, ISAE (INERIS)**

**LCME (Université de Savoie)**

**Adresse INERIS : Parc Technologique Alata**

**BP2 60550 Verneuil-en-Halatte**

**Adresse LCME : Campus Scientifique Savoie Technolac**

**73376 Le Bourget du Lac**

**Date de publication: 21 octobre 2008**

**Responsable des travaux INERIS: Eva LEOZ-GARZIANDIA, 03 44 55 64 59**

**Responsable des travaux LCME : Jean-Luc BESOMBES, 04 79 75 81 09**

## **Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur**

**Rapport final**

### **Impact of residential woodburning on indoor and outdoor air quality**

**Final report**

**Auteurs : Nadine ALLEMAND, Jean-Luc BESOMBES, Serge COLLET, Corinne MANDIN, Jacques RIBERON, Eva LEOZ-GARZIANDIA**

**Contrat ADEME N°05 01 C 0066**

**Date de notification : 21/04/2006**

**Durée de l'étude : 30 mois**

**Responsable ADEME : E. AUTRET**

Confidentialité : non

#### Liste des personnes ayant participé à l'étude :

**INERIS : N. BOCQUET, S. COLLET, M. DURIF, S. FABLE, D. GRANIER, N. GUILLAUMET, N. KAROSKI, E. LEOZ-GARZIANDIA, C. MANDIN, D. VAN ELSUVE**

**LCME : N. PISSOT, M. DUGIT, J.L. BESOMBES**

**CSTB : J. GARRIGUE, P. O'KELLY, J. RIBERON**

**CITEPA : N. ALLEMAND**

# Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur

## Rapport final

Etude co-financée par :

Le Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable  
et de l'Aménagement du Territoire

*dans le cadre des programmes d'appui de l'INERIS*



et

**l'ADEME**

*dans le cadre de son appel à proposition 2005 « Recherche et Développement, Innovation : chauffage domestique au bois »*



### Liste des personnes ayant participé à l'étude :

INERIS : N. BOCQUET, S. COLLET, M. DURIF, S. FABLE, D. GRANIER, N. GUILLAUMET,  
N. KAROSKI, E. LEOZ-GARZIANDIA, C. MANDIN, D. VAN ELSUVE  
LCME : N. PISSOT, M. DUGIT, J.L. BESOMBES  
CSTB : J. GARRIGUE, P. O'KELLY, J. RIBERON  
CITEPA : N. ALLEMAND

## PRÉAMBULE

Le présent rapport a été établi sur la base des informations fournies à l'INERIS, des données (scientifiques ou techniques) disponibles et objectives et de la réglementation en vigueur.

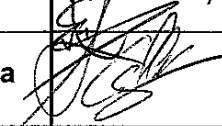



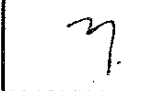

La responsabilité de l'INERIS ne pourra être engagée si les informations qui lui ont été communiquées sont incomplètes ou erronées.

Les avis, recommandations, préconisations ou équivalent qui seraient portés par l'INERIS dans le cadre des prestations qui lui sont confiées, peuvent aider à la prise de décision. Étant donné la mission qui incombe à l'INERIS de par son décret de création, l'INERIS n'intervient pas dans la prise de décision proprement dite. La responsabilité de l'INERIS ne peut donc se substituer à celle du décideur.

Le destinataire utilisera les résultats inclus dans le présent rapport intégralement ou sinon de manière objective. Son utilisation sous forme d'extraits ou de notes de synthèse sera faite sous la seule et entière responsabilité du destinataire. Il en est de même pour toute modification qui y serait apportée.

L'INERIS dégage toute responsabilité pour chaque utilisation du rapport en dehors de la destination de la prestation.

**Les auteurs remercient sincèrement les volontaires pour leur participation et leur patience pendant l'intervention des différentes équipes chez eux.**

	Rédaction				Vérification	Approbation
NOM	E. LEOZ-GARZIANDIA C. MANDIN S. COLLET	J.L. BESOMBES	J. RIBERON	N. ALLEMAND	M. DURIF	D. GOMBERT
Qualité	Ingénieurs à la Direction des Risques Chroniques (DRC-INERIS)	LCME	CSTB	CITEPA	Responsable de l'unité MILI de la Direction des Risques Chroniques (DRC-INERIS)	Directeur adjoint Direction des Risques Chroniques (DRC-INERIS)
Visa						

## **RESUME**

La contribution importante du secteur du chauffage domestique au bois (1<sup>er</sup> producteur national) dans la production d'énergie thermique renouvelable, le besoin d'améliorer les performances énergétiques et environnementales des appareils et l'intégration des appareils dans l'habitat ont conduit l'ADEME à lancer en 2005 un programme structuré de recherche et développement sur le bois énergie domestique.

Le présente projet, mis en œuvre par l'INERIS, le LCME, le CSTB et le CITEPA, porte sur la caractérisation des émissions de la combustion du bois. Il ambitionne d'apporter des éléments de réponses relatifs à l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur l'air intérieur et l'air extérieur, via l'utilisation de traceurs spécifiques de la combustion du bois.

Les résultats montrent que les **facteurs d'émission** obtenus dans cette étude ne remettent pas en cause ceux utilisés à ce jour par le CITEPA pour les différents polluants, sauf éventuellement pour les particules et le taux de benzène dans les émissions de composés organiques volatils non méthaniques (COVNM).

Les concentrations observées pour les traceurs spécifiques de la combustion de biomasse (lévoglucosan et métoxyphénols), couplées aux faibles concentrations en NO<sub>2</sub> et aux niveaux élevés en particules PM<sub>10</sub> et benzo[a]pyrène (B[a]P), a permis de confirmer l'impact marqué de la source « combustion du bois » sur la qualité de l'**air extérieur** en milieu rural.

S'agissant de l'**air intérieur**, une influence du chauffage au bois a été observée pour le dioxyde d'azote, le monoxyde de carbone, les particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, le benzène et les HAP. *A priori* mineur pour le NO<sub>2</sub> et le CO, cet impact peut être qualifié de notable pour les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, et de majeure pour le benzène et les HAP. Par ailleurs, les concentrations intérieures en formaldéhyde ne semblent pas affectées par la combustion bois, compte tenu vraisemblablement des nombreuses autres sources d'émission de ce composé dans l'environnement résidentiel.

Concernant spécifiquement les **traceurs de la combustion bois**, les résultats montrent, en accord avec la littérature, que le composé le plus émis est le lévoglucosan. Cependant les facteurs d'émission des différents composés mesurés dans cette étude sont relativement plus faibles que ceux rapportés dans la bibliographie. D'autre part, le lévoglucosan a été pour la première fois en France mis en évidence sur la phase particulaire collectée dans les atmosphères intérieures.

*Mots clés : chauffage au bois, traceurs, air intérieur, air extérieur, émission, lévoglucosan, HAP, particules*

## SUMMARY

The important contribution of the residential wood burning (1<sup>st</sup> national producer) in the renewable heat energy, the need to improve the energy and environmental performances of devices and the integration of devices in the indoor environments, led the ADEME to start in 2005 a research and development program on the residential wood burning.

Field investigations were performed, in February and November 2007, in six occupied houses located in rural areas. Two houses were equipped with an opened fireplace, two others with respectively an old closed fireplace and a recent one, and the two last ones with respectively an old woodstove and a recent one. Continuous measurements of air temperature, relative humidity, carbon monoxide, nitrogen oxides, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were performed in the room equipped with the woodburning appliance. Moreover in this room and in the main bedroom, PM10 and PM2.5, PAHs (on PM10 fraction), volatile organic compounds, aldehydes, ketones, and tracers of wood combustion such as levoglucosan and methoxyphenols on PM10 fraction, were also measured. These indoor measurements were operated before and during woodburning; nominal and reduced burning conditions were tested. In two of the six dwellings, air leakage of the building envelope was measured using blower door technique. Moreover the air renewal rate was measured using tracer gas technique by the decay method. In the four other dwellings magnitude of air exchange was assessed through visual inspection of the envelope components and through spot measurements of CO<sub>2</sub> or exhausted airflow rate in case of a mechanical ventilation. Outdoor pollutant concentrations were measured during the same sampling period.

**Emission factors** to the atmosphere used to date in French national inventories won't be modified considering these results, except eventually in the case of particules and regarding the level of benzene in NMVOC.

The **outdoor** measurements of biomass burning specific tracers, simultaneously as NO<sub>2</sub> low levels and particles and B[a]P high concentrations confirm the major impact of wood-burning on local ambient air in rural areas.

The magnitude of the impact on **indoor air** is various depending on the compounds that are considered; major influence is observed on benzene and particulate PAH indoor levels, minor one for NO<sub>2</sub> and carbon monoxide. Formaldehyde indoor concentrations appear as not being influenced by wood-burning, which is coherent with the fact that this compound has major other emission sources in residential environment.

For the **wood burning specific tracers**, the results show, in agreement with the literature, that the most emitted compound is the levoglucosan, but that the emissions factors obtained in the field are relatively weaker than those reported in scientific literature. Furthermore for the first time in France, levoglucosan has been measured indoors, confirming the impact of wood-burning on indoor air quality.

*Keywords: wood burning, tracer, indoor, outdoor, emission, levoglucosan, PAH, particulate matter*





## TABLE DES MATIÈRES

<b>RÉSUMÉ – SUMMARY</b> .....	<b>3</b>
<b>LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES</b> .....	<b>11</b>
<b>1. INTRODUCTION ET CONTEXTE</b> .....	<b>19</b>
<b>2. OBJECTIFS DE L'ETUDE</b> .....	<b>21</b>
<b>3. ÉTAT DE L'ART</b> .....	<b>25</b>
3.1 Consommation de bois, types d'appareils utilisés et émissions de polluants : situation en France.....	25
3.2 Combustion résidentielle de bois et qualité de l'air intérieur.....	29
3.2.1 Concentrations intérieures mesurées en présence de foyers ouverts ou de poêles à bois .....	29
3.2.2 Contribution du chauffage au bois en regard d'autres émissions associées ou non à une combustion .....	35
3.3 Air extérieur et contribution de la combustion de biomasse .....	37
3.3.1 Recherche d'un traceur de la combustion de biomasse .....	38
3.3.1.1 Composés sources-spécifiques.....	38
3.3.1.1.1 Composés issus de la pyrolyse de la cellulose : le lévoglucosan....	39
3.3.1.1.2 Composés issus de la pyrolyse de la lignine : les méthoxyphénols	40
3.3.1.1.3 Diterpenoïdes.....	41
3.3.1.2 Composés non sources-spécifiques.....	41
3.3.1.2.1 Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) .....	41
3.3.1.2.2 Composés organiques volatils (COV) .....	42
3.3.1.2.3 Espèces inorganiques.....	42
3.3.2 Approches qualitatives et quantitatives pour le calcul de la contribution de la combustion de biomasse .....	42
<b>4. PHASE 1 : DEFINITION DE LA STRATEGIE DE PRELEVEMENT ET     RECHERCHE DES VOLONTAIRES</b> .....	<b>47</b>
4.1 Définition de la stratégie globale .....	47
4.1.1 Choix des zones géographiques et des appareils à étudier .....	47
4.1.2 Conditions des essais pour chaque habitation .....	48
4.1.3 Évaluation des conditions de ventilation.....	48
4.1.3.1 Description des approches méthodologiques existantes.....	48
4.1.3.2 Protocole retenu pour l'évaluation des conditions de ventilation .....	50

4.1.4	Évaluation des conditions d'ambiance intérieure .....	51
4.2	Recherche et sélection des volontaires .....	51
4.2.1	Élaboration et diffusion du questionnaire de recrutement .....	51
4.2.2	Réponses reçues au questionnaire de recrutement.....	52
4.2.3	Dépouillement du questionnaire et sélection des volontaires .....	52
4.2.4	Visites préliminaires .....	53
4.3	Contacts avec l'ENSTIB-LERMAB .....	53
<b>5.</b>	<b>PHASE 2 : PROTOCOLE DE MESURE ET REALISATION DES ESSAIS... 55</b>	
5.1	Composés recherchés dans les différents environnements .....	55
5.2	Présentation des appareils et des sites d'étude .....	56
5.2.1	Habitation équipée d'un foyer ouvert (Foyer ouvert 1).....	56
5.2.1.1	Appareil de chauffage.....	56
5.2.1.2	Environnement du site .....	57
5.2.2	Habitation équipée d'un poêle ancien .....	57
5.2.2.1	Appareil de chauffage.....	57
5.2.2.2	Environnement du site .....	58
5.2.3	Habitation équipée d'un poêle récent.....	58
5.2.3.1	Appareil de chauffage.....	58
5.2.3.2	Environnement du site .....	58
5.2.4	Habitation équipée d'un foyer ouvert (Foyer ouvert 2) .....	59
5.2.4.1	Appareil de chauffage.....	59
5.2.4.2	Environnement du site .....	59
5.2.5	Habitation équipée d'un foyer fermé ancien.....	59
5.2.5.1	Appareil de chauffage.....	59
5.2.5.2	Environnement du site .....	60
5.2.6	Habitation équipée d'un foyer fermé récent .....	60
5.2.6.1	Appareil de chauffage.....	60
5.2.6.2	Environnement du site .....	60
<b>6.</b>	<b>PHASE 3. PRÉSENTATION ET INTERPRÉTATION DES RESULTATS ..... 61</b>	
6.1	Bilan global des essais .....	61
6.2	Conditions météorologiques durant les campagnes .....	61
6.3	Résultats obtenus à l'émission .....	65
6.3.1	Caractéristiques des fumées, rendement et excès d'air des équipements obtenus lors des essais .....	65
6.3.2	Facteurs d'émission des composés sauf les traceurs spécifiques .....	69

6.3.2.1	Présentation .....	69
6.3.2.2	Commentaires généraux .....	77
6.3.2.3	Comparaison des facteurs d'émission obtenus avec les facteurs d'émission de la littérature.....	79
6.3.2.3.1	Comparaison avec l'étude INERIS 2002 [82].....	79
6.3.2.3.2	Comparaison avec l'étude menée par Tissari <i>et al.</i> [83].....	80
6.3.2.3.3	comparaison avec les autres données de la littérature .....	81
6.3.2.4	Comparaison des facteurs d'émission utilisés pour les inventaires d'émissions avec les facteurs d'émission obtenus et d'autres données d'émission récentes de la littérature .....	83
6.3.2.4.1	Comparaison des résultats obtenus pour les poêles et les foyers fermés .....	86
6.3.2.4.2	Comparaison des résultats obtenus pour les foyers ouverts.....	91
6.3.3	Facteurs d'émission des traceurs spécifiques .....	93
6.4	Étude de l'impact du chauffage au bois sur la qualité de l'air extérieur .....	95
6.4.1	Concentrations mesurées dans l'air extérieur.....	95
6.4.1.1	Composés gazeux et particules .....	95
6.4.1.2	Composés organiques à l'exception des traceurs spécifiques .....	97
6.4.1.3	Traceurs spécifiques .....	99
6.4.2	Influence de la combustion du bois sur la qualité d'air extérieur.....	101
6.4.2.1	Approche qualitative .....	101
6.4.2.2	Essai de quantification de la contribution des sources sur la qualité de l'air extérieur.....	104
6.4.2.2.1	Présentation de l'approche CMB.....	104
6.4.2.2.2	Application et limites d'utilisation du modèle .....	105
6.5	Étude de l'impact du chauffage au bois sur l'air intérieur .....	108
6.5.1	Perméabilité à l'air des maisons et taux de renouvellement d'air .....	108
6.5.1.1	Évaluations qualitatives de la perméabilité à l'air .....	108
6.5.1.2	Évaluations qualitatives du taux de renouvellement d'air .....	108
6.5.1.3	Mesures du taux de renouvellement d'air.....	110
6.5.1.4	Mesure de la perméabilité a l'air.....	113
6.5.1.5	Synthèse des mesures de perméabilité et renouvellement d'air .....	114
6.5.2	Concentrations mesurées dans l'air intérieur.....	116
6.5.2.1	Démarche retenue et données utilisées pour la mise en perspective .....	116
6.5.2.2	Gaz inorganiques et particules .....	116
6.5.2.3	Composés organiques à l'exception des traceurs spécifiques .....	124

6.5.2.4	Mesure des traceurs spécifiques .....	131
6.5.3	Influence de la combustion du bois sur la qualité d'air intérieur .....	133
<b>7.</b>	<b>SYNTHESE DES RESULTATS .....</b>	<b>135</b>
7.1	Principaux résultats et commentaires concernant les mesures à l'émission et les facteurs d'émission .....	136
7.1.1	Résultats obtenus pour les poêles et foyers fermés .....	136
7.1.2	Résultats obtenus pour les foyers ouverts .....	136
7.1.3	Inventaires d'émissions.....	136
7.2	Principaux résultats et commentaires concernant la qualité de l'air extérieur	137
7.3	Principaux résultats et commentaires concernant la qualité de l'air intérieur et les caractéristiques des habitations.....	139
<b>8.</b>	<b>VALORISATION .....</b>	<b>141</b>
8.1	Rapports.....	141
8.2	Publications .....	141
8.3	Communications orales .....	141
8.4	Thèse .....	142
<b>9.</b>	<b>CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>143</b>
<b>10.</b>	<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....</b>	<b>147</b>
<b>11.</b>	<b>LISTE DES ANNEXES .....</b>	<b>156</b>

## LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

$\eta$  : rendement en %

**AASQA** : Associations Agréées pour la Surveillance de la Qualité de l'Air

**ADEME** : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie

**B** : masse de combustible d'essai brûlé par heure (combustible brut) en kg/h

**b** : quantité de matières combustibles et de résidus passant à travers la grille par rapport à la masse des matières résiduelles

**B[a]P** : Benzo(a)pyrène

**Bs** : masse de combustible d'essai brûlé par heure (combustible sec) en kg sec/h

**BTX** : benzène, toluène, xylènes

**C** : teneur en carbone du combustible d'essai (combustible brut) en % de la masse

**CITEPA** : Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique

**CO** : teneur en monoxyde de carbone des fumées sèches en % du volume

**CO<sub>2</sub>** : teneur en dioxyde de carbone des fumées sèches en % du volume

**COV** : Composés Organiques Volatils

**COVnm** : Composés Organiques Volatils Non Méthaniques

**COVT** : Composés Organiques Volatils Totaux

**C<sub>pm</sub>** : chaleur spécifique des fumées sèches, dans des conditions normales, en fonction de la température et la composition des gaz en KJ/K.m<sup>3</sup>

**C<sub>pmH2O</sub>** : chaleur spécifique de la vapeur d'eau en conditions normales, en fonction de la température en KJ/K.m<sup>3</sup>

**Cr** : teneur en carbone des résidus passant à travers la grille par rapport à la quantité de combustible d'essai brûlé en % de la masse

**CSTB** : Centre Scientifique et Technique du Bâtiment

**DGEMP** : Direction Générale de l'Énergie et des Matières Premières

**DNPH** : Dinitrophénylhydrazine

**EC** : carbone élémentaire

**ENSTIB** : École National Supérieure des Techniques du Bois et Industries du Bois

**HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

**H<sub>u</sub>** : pouvoir calorifique inférieur du combustible d'essai (combustible brut ; kJ/kg)

**INERIS** : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques

**LCME** : Laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement

**m** : débit massique des fumées en g/s

**MEEDDAT** : Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire

**NO** : monoxyde d'azote ; **NO<sub>2</sub>** : dioxyde d'azote ; **NO<sub>x</sub>** : oxydes d'azote

**O<sub>2</sub>** : teneur en oxygène des fumées sèches en % du volume

**OC** : carbone organique

**PM<sub>10</sub>** : Particules de diamètre médian aérodynamique inférieur à 10 µm

**PM<sub>2,5</sub>** : Particules de diamètre médian aérodynamique inférieur à 2,5 µm

**Q<sub>a</sub>** : perte par chaleur sensible dans les fumées, rapportées à l'unité de masse du combustible d'essai en kJ/kg

**q<sub>a</sub>** : pourcentage des pertes par chaleur sensible dans les fumées Q<sub>a</sub> rapportée au pouvoir calorifique du combustible d'essai (combustible brut) en %

**QAI** : Qualité de l'Air intérieur

**Q<sub>b</sub>** : perte par chaleur latente dans les fumées, rapportées à l'unité de masse du combustible d'essai en kJ/kg

**q<sub>b</sub>** : pourcentage des pertes par chaleur latente dans les fumées Q<sub>b</sub> rapportée au pouvoir calorifique du combustible d'essai (combustible brut) en %

**Q<sub>r</sub>** : perte de chaleur par imbrûlés solides passant à travers la grille, rapportée à l'unité de masse du combustible d'essai (combustible brut) en kJ/kg

**q<sub>r</sub>** : pourcentage des pertes de chaleur par imbrûlés solides passant à travers la grille et le crible Q<sub>r</sub> rapportée au pouvoir calorifique du combustible d'essai (combustible brut) en %

**R** : matières passant à travers la grille, rapportées à la masse de combustible d'essai brûlé en % de la masse

**T<sub>a</sub>** : température des fumées en °C

**T<sub>r</sub>** : température ambiante en °C

**TSP** : *Total Suspended Particles*, particules totales en suspension

**US-EPA** : *United States Environmental Protection Agency*

**W** : taux d'humidité du combustible d'essai (combustible brut) en % de la masse

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Consommation de bois et nombre d'équipements en 2001 selon le CEREN [3].....	26
Tableau 2. Polluants pris en compte dans les inventaires d'émissions de polluants dans l'atmosphère [4].....	27
Tableau 3. Émissions des principaux polluants pour la combustion du bois dans les divers secteurs utilisateurs en 2005 [4].....	28
Tableau 4. Concentrations moyennes et écarts-types ( $\sigma$ ) et concentrations maximales en formaldéhyde (HCHO) et NO <sub>2</sub> mesurées dans des logements québécois avec ou sans appareils de chauffage au bois [17].....	30
Tableau 5. Distribution des concentrations en PM <sub>10</sub> et CO mesurées dans des logements québécois avec ou sans appareils de chauffage au bois [17].....	30
Tableau 6. Concentrations en HAP mesurées dans des maisons suédoises avec ou sans appareils de chauffage au bois [19].....	32
Tableau 7. Concentrations médianes mesurées dans des maisons suédoises avec ou sans appareils de chauffage au bois [21].....	33
Tableau 8. Concentrations mesurées avant et après le changement de poêle à bois dans seize maisons de l'État du Montana, États-Unis [22].....	34
Tableau 9. Concentrations en nombre de particules ultrafines moyennes à l'intérieur de logements canadiens selon le type de chauffage [26].....	36
Tableau 10. Concentrations en lévoglucosan sur différents sites.....	40
Tableau 11. Composés mesurés dans les différents environnements.....	55
Tableau 12. Dates de réalisation des différents essais.....	61
Tableau 13. Conditions météorologiques durant les campagnes.....	62
Tableau 14. Masse de bois chargée, principales caractéristiques des fumées, rendement et excès d'air obtenus sur les différents équipements étudiés....	66
Tableau 15. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les poêles.....	70
Tableau 16. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers ouverts	71
Tableau 17. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers fermés.	72
Tableau 18. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les poêles ramenés en unité d'énergie entrante.....	73
Tableau 19. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers ouverts ramenés en unité d'énergie entrante.....	74
Tableau 20. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers fermés ramenés en unité d'énergie entrante.....	75
Tableau 21. Comparaison des facteurs d'émission en polluants déterminés, à allure nominale, avec du hêtre, sur site et sur banc par l'INERIS [82].....	79

Tableau 22. Comparaison des facteurs d'émission en polluants déterminés sur site dans cette étude et par Tissari et al. [83] .....	80
Tableau 23. Comparaison des facteurs d'émission en polluants des foyers fermés et des poêles avec les données de la littérature.....	82
Tableau 24. Comparaison des facteurs d'émission en polluants des foyers ouverts avec les données de la littérature.....	83
Tableau 25. Facteurs d'émission (FE) de polluants des équipements couverts par cette étude et pris en compte par le CITEPA dans les inventaires d'émissions nationaux [4].....	85
Tableau 26. Comparaison des facteurs d'émission moyens obtenus dans la présente étude pour les foyers ouverts, les foyers fermés et les poêles, avec les facteurs du CITEPA et de la littérature.....	92
Tableau 27. Facteurs d'émission des indicateurs et traceurs spécifiques de la combustion du bois. Les facteurs d'émission en méthoxyphénols correspondent à la somme de 6 composés : Guaïacol, syringol, vanillin, syringaldéhyde, acétosyringone, conyféraldéhyde .....	94
Tableau 28. Valeur réglementaires des composés mesurés en air extérieur .....	95
Tableau 29. Moyennes journalières des concentrations extérieures mesurées en continu durant les campagnes (concentration de fond de la zone d'étude)...	96
Tableau 30. Moyennes journalières des concentrations extérieures en composés organiques durant les campagnes .....	98
Tableau 31. Concentrations des traceurs de combustions de bois dans les atmosphères extérieures (fond et proximité). Les concentrations en méthoxyphénols correspondent à la somme de 6 composés : Guaïacol, syringol, vanillin, syringaldéhyde, acétosyringone, conyféraldéhyde .....	100
Tableau 32. Profils d'émission de HAP issus de la combustion du bois testés dans le modèle CMB.....	105
Tableau 33. Profils d'émission de HAP pour les sources diesel et essence testés dans le model CMB .....	106
Tableau 34. Classification d'étanchéité à l'air à dire d'experts.....	108
Tableau 35. Niveau estimé de l'étanchéité à l'air des maisons .....	108
Tableau 36. Températures extérieures et intérieures durant les essais .....	109
Tableau 37. Taux de renouvellement d'air mesurés et conditions expérimentales associées .....	113
Tableau 38. Renouvellement d'air mesurés et estimés pendant le fonctionnement des appareils de chauffage au bois.....	115
Tableau 39. Moyennes journalières des concentrations intérieures mesurées en continu (NO <sub>x</sub> et HAP) ou par gravimétrie (PM) durant les campagnes.....	117
Tableau 40. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en NO <sub>2</sub> .....	118
Tableau 41. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en PM <sub>10</sub> et PM <sub>2,5</sub> .....	119



Tableau 42. Concentrations en PM <sub>10</sub> et PM <sub>2,5</sub> mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en µg/m <sup>3</sup> [24] .....	120
Tableau 43. Concentrations en CO mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en µg/m <sup>3</sup> [24].....	123
Tableau 44. Moyennes des concentrations intérieures des composés organiques durant les campagnes .....	124
Tableau 45. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en benzène .....	125
Tableau 46. Concentrations en benzène et en formaldéhyde mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en µg/m <sup>3</sup> [24].....	126
Tableau 47. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en formaldéhyde .....	127
Tableau 48. Concentrations des traceurs de combustions de bois dans les atmosphères intérieures (salon et chambre).....	132
Tableau 49. Concentrations intérieures en lévoglucosan obtenues par Simpson et al. [121] .....	132



## LISTE DES FIGURES

Figure 1. Évolution de la consommation de bois selon les statistiques DGEMP depuis 1970 en France dans le résidentiel (climat réel) .....	25
Figure 2. Principaux composés issus de la pyrolyse de la cellulose et de l'hemicellulose [46].....	39
Figure 3. Structure chimique du lévoglucosan.....	39
Figure 4. Chargement du foyer ouvert 1.....	57
Figure 5. Poêle ancien et prélèvements dans l'air intérieur.....	57
Figure 6. Poêle récent et prélèvements dans l'air intérieur .....	58
Figure 7. Foyer ouvert 2 .....	59
Figure 8. Foyer fermé ancien .....	59
Figure 9. Foyer fermé récent.....	60
Figures 10. Vues aériennes des sites et roses des vents pendant chaque campagne de mesure.....	64
Figure 11. Courbe d'évolution du CO pour le poêle récent à allure réduite.....	68
Figure 12. Courbe d'évolution du CO pour le poêle récent à allure nominale .....	69
Figure 13. Profil des HAP à l'émission des différents appareils de chauffage.....	78
Figure 14. Corrélations entre les concentrations en lévoglucosan et en HAP particulaire obtenues dans les atmosphères de proximité (A) et les atmosphères de fond (B). Données de la deuxième campagne d'essai .....	102
Figure 15. Corrélations entre les concentrations en lévoglucosan et en Benzo[a]Pyrene (B[a]P) obtenues dans les atmosphères de proximité et de fond. Données de la deuxième campagne d'essai.....	103
Figure 16. Estimations de la contribution des sources pour les sites récepteurs de Maimbeville, (a) site de proximité et (b) site de fond. En haut, résultats obtenus avec les profils d'émissions du CITEPA et en bas avec les profils d'émission de Lee et Kim. Données obtenues à partir de la moyenne des concentrations des trois jours de prélèvement sur chacun des sites .....	107
Figure 17. Variation temporelle de la concentration en SF6 : première décroissance .....	111
Figure 18. Variation temporelle de la concentration en SF6 : foyer fermé récent.....	111
Figure 19. Perméabilité à l'air du logement équipé d'un poêle récent .....	114
Figure 20. Perméabilité à l'air du logement équipé du foyer fermé récent.....	114
Figure 21. Exemples de profils temporels des concentrations en CO (ppm).....	122
Figure 22. Distribution des maxima des concentrations en CO : comparaison de l'ensemble des logements OQAI (histogramme noir) et du sous-échantillon chauffé au bois (histogramme rouge).....	123

Figure 23. Concentrations intérieures en benzène dans le salon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) .....	125
Figure 24. Concentrations intérieures en B[a]P ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ) .....	128
Figure 25. Concentrations intérieures en HAP en phase particulaire ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ).....	128
Figure 26. Profils des concentrations totales (gazeuses et particulaires) des congénères de HAP ( $\text{ng}/\text{m}^3$ ).....	130

## **1. INTRODUCTION ET CONTEXTE**

Le bois-énergie constitue la première source d'énergie thermique renouvelable, avec 8,78 Mtep (tonnes équivalent pétrole) en 2004. Au sein de cette filière, le chauffage au bois domestique représente 85 % de l'énergie utilisée avec 7,50 Mtep consommées en 2004 ; ce pourcentage est stable depuis 30 ans.

Si le bois-énergie présente des atouts indéniables en termes d'émission de CO<sub>2</sub>, il peut en revanche conduire à des émissions d'autres polluants atmosphériques qu'il convient de prendre en compte : oxydes d'azote (NO et NO<sub>2</sub> rassemblés sous le terme NO<sub>x</sub> et exprimés en équivalent NO<sub>2</sub>), monoxyde de carbone (CO), composés organiques volatils (COV) incluant les hydrocarbures imbrûlés gazeux, particules (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2.5</sub>), hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)... Ces émissions peuvent être quantifiées à partir de facteurs d'émission établis lors de campagnes de mesure et des données sur les consommations de bois et les caractéristiques des appareils de combustion.

Ainsi, des améliorations technologiques et la diffusion de bonnes pratiques sont encore nécessaires en vue d'améliorer le bilan énergétique et environnemental du chauffage domestique au bois. Même si l'efficacité du parc en fonctionnement s'améliore, ce secteur concentre encore une part très importante des émissions polluantes nationales. Un effort de recherche et développement est à soutenir pour réduire les émissions atmosphériques de la combustion du bois, plus particulièrement dans le secteur domestique.

La contribution importante du secteur du chauffage domestique au bois, le besoin d'améliorer les performances énergétiques et environnementales des appareils et l'intégration des appareils dans l'habitat ont conduit l'ADEME à lancer depuis 2005 un programme structuré de recherche et développement sur le bois-énergie domestique.

Les projets, de 2005 à 2007, se sont répartis sur les 3 thématiques suivantes :

- évaluation des performances environnementales et des impacts sur la qualité de l'air ;
- développement de nouvelles technologies ;
- intégration du chauffage au bois dans l'habitat.

Le projet présenté par l'INERIS, le CSTB, le LCME et le CITEPA s'intègre dans la première thématique, dans laquelle trois axes de recherche étaient définis :

- développement des technologies d'équipements de chauffage ;
- caractérisation des émissions de la combustion du bois ;
- modélisation de la corrélation performance énergétique/bilan environnemental d'un appareil indépendant.

C'est sur la « caractérisation des émissions de la combustion du bois » que ce projet est en mesure d'apporter des réponses par l'étude de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur l'air intérieur et l'air extérieur en utilisant des traceurs spécifiques de la combustion du bois.

Les travaux entre les différents partenaires ont été repartis de la manière suivante :

- L'**INERIS** a été chargé de la mise en place et réalisation des campagnes de prélèvement chez les particuliers volontaires, à l'émission, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur. L'**INERIS** a pris également en charge toutes les analyses chimiques, à l'exception de l'analyse des traceurs spécifiques (lévoglucozan et métoxyphénols) laquelle est réalisée par le Laboratoire de Chimie Moléculaire et Environnement (**LCME**) de l'Université de Savoie. La coordination du projet a été également assurée par l'**INERIS**.
- Le **CSTB** a été chargé de la réalisation des mesures quantitatives et qualitatives du taux de renouvellement d'air dans les habitations étudiées, ainsi que de la mesure de la perméabilité dans deux habitations ;
- Le **CITEPA** a été chargé en particulier, de confronter les facteurs d'émission obtenus aux facteurs pris en compte par le CITEPA et d'évaluer la pertinence d'une modification de ces facteurs si nécessaire.
- L'exploitation globale des résultats a été réalisée avec tous les partenaires du projet, notamment lors de réunions de travail.

Les objectifs, ainsi que les produits de sortie de ce projet sont présentés plus en détails dans le chapitre suivant.

## **2. OBJECTIFS DE L'ETUDE**

Afin de répondre aux attentes de l'appel à projet lancé par l'ADEME en 2005 [1], l'objectif de ce projet est de qualifier et quantifier l'impact des appareils de chauffage domestique au bois sur l'air intérieur et l'air extérieur en utilisant des traceurs spécifiques de la combustion du bois. Ce travail permet également de mieux cerner les émissions des foyers domestiques, dans des conditions réelles de fonctionnement des appareils et en prenant en compte le paramètre rendement énergétique.

Les objectifs spécifiques de cette étude étaient les suivants :

- caractériser les polluants classiques émis par la combustion du bois, ainsi que les composés traceurs **dans les conditions réelles de fonctionnement** des équipements représentatifs du parc actuel ;
- mesurer les composés identifiés précédemment à l'intérieur des habitations et dans l'air ambiant à l'échelle d'un quartier que l'on suppose chauffé au bois.

**Ainsi, ont été réalisées des mesures à l'émission, à l'intérieur et à l'extérieur des habitations, situées en zones rurales et équipées de foyers variés (foyer ouvert, poêle, foyer fermé) ayant différents rendements énergétiques (appareils anciens et récents).**

Les résultats de l'étude devaient permettre :

- d'améliorer si nécessaire la qualité des données relatives aux **facteurs d'émission** des polluants classiques retenus dans le cadre de l'inventaire national d'émissions réalisé par le CITEPA pour le compte du Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de l'Aménagement du territoire (MEEDDAT) avec des valeurs plus représentatives du fonctionnement réel des appareils. Les données existantes sont en effet issues principalement d'études réalisées sur des installations pilotes censées simuler le fonctionnement des appareils notamment ;
- d'aider à améliorer la spéciation des espèces de COV utilisées dans cet inventaire d'une part et les caractéristiques granulométriques des particules (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>) d'autre part ;
- de rechercher un ou plusieurs **traceurs de la combustion du bois** afin de quantifier l'impact de cette source sur l'air des habitations et sur l'air extérieur, au voisinage immédiat des domiciles disposant des équipements étudiés ;
- d'évaluer *in fine* la **contribution du chauffage domestique au bois** à l'apport de polluants dont les effets sur la santé sont connus (PM<sub>10</sub>, CO, HAP, notamment le benzo[a]pyrène) dans les atmosphères intérieures et extérieures.





PARTIE A  
VOLET DOCUMENTAIRE

La combustion résidentielle au bois :  
situation en France, polluants émis et  
état des connaissances relatives à l'impact  
sur l'air intérieur et l'air extérieur



### 3. ÉTAT DE L'ART

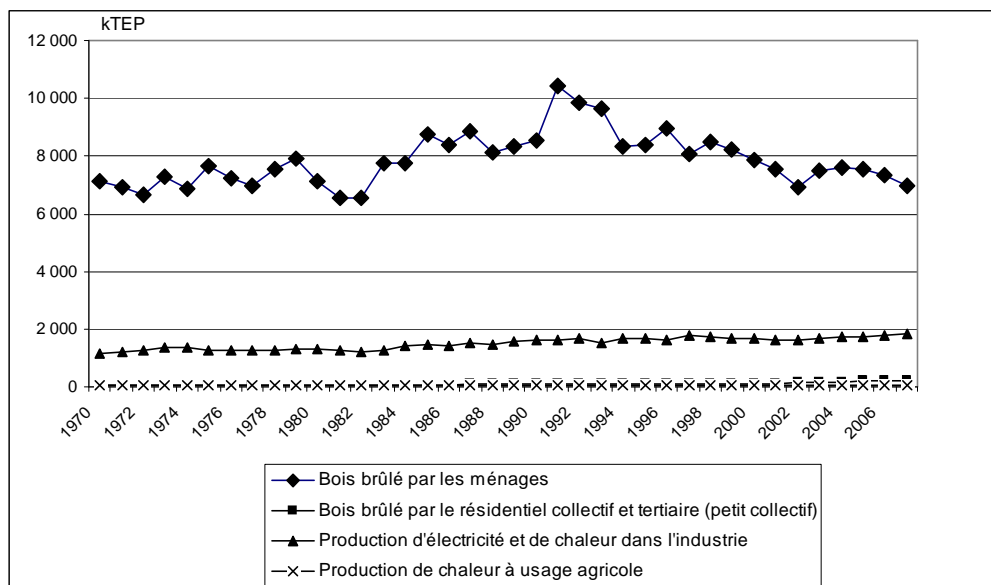
Afin de répondre au mieux aux objectifs spécifiques de cette étude et aux questions posées par l'ADEME dans son appel à projet, ce programme a démarré par une bibliographie très complète, sans être totalement exhaustive, concernant l'état de l'art actuel sur les différents sujets abordés dans ce projet concernant le chauffage au bois :

- caractérisation des émissions ;
- facteurs d'émission ;
- qualité de l'air intérieur ;
- qualité de l'air extérieur ;
- traceurs spécifiques de cette source.

Ce chapitre présente un état de l'art concernant, d'une part, la consommation et l'utilisation du bois ainsi que les facteurs d'émissions actuellement utilisés en France, et d'autre part, la qualité de l'air intérieur et extérieur en rapport avec la combustion domestique de bois.

#### 3.1 CONSOMMATION DE BOIS, TYPES D'APPAREILS UTILISES ET EMISSIONS DE POLLUANTS : SITUATION EN FRANCE

La Figure 1 présente l'évolution de la consommation annuelle de bois selon les statistiques de la DGEMP [2] (Direction Générale de l'Énergie et des Matières Premières, aujourd'hui un des services du MEEDDAT) depuis 1970 en France. Dans le secteur domestique, cette consommation a connu un pic dans les années 1990 et est de l'ordre de 7 500 à 8 000 ktep aujourd'hui.



**Figure 1. Évolution de la consommation de bois selon les statistiques DGEMP depuis 1970 en France dans le résidentiel (climat réel)**

S'agissant exclusivement du secteur domestique, en France, les inserts et les foyers fermés dominent le parc d'équipements de combustion comme en témoignent les données du CEREN [3] pour l'année 2001 (cf. Tableau 1).

**Tableau 1. Consommation de bois et nombre d'équipements en 2001 selon le CEREN [3]**

Équipement	Parc	Consommation	Répartition de la consommation
	Unité	TJ	%
<b>Chaudière</b>	366 000	48 304	15,9
<b>Cuisinière</b>	504 000	41 450	13,7
<b>Poêle</b>	739 000	45 707	15,1
<b>Insert et foyer fermé</b>	2 516 000	125 217	41,2
<b>Cheminée ouverte</b>	1 502 000	42 985	14,2
<b>Total</b>	<b>5 627 000</b>	<b>303 664</b>	<b>100</b>

Les émissions liées à la combustion du bois dans les appareils domestiques sont estimées par le CITEPA pour alimenter les inventaires d'émissions nationaux [4].

Les inventaires d'émissions couvrent l'ensemble des polluants faisant l'objet de rapports obligatoires dans le cadre de :

- la Convention sur la Pollution Atmosphérique à Longue Distance de 1972 et ses Protocoles successifs [5] [6] [7] ;
- la Convention Cadre sur les Changements Climatiques de Nations Unies (CCNUCC) et le Protocole de Kyoto [8] ;
- directives européennes telles que la directive 2001/81/CE relatives aux plafonds d'émissions nationaux [9] et diverses Conventions.

Les polluants répertoriés, avec des périmètres qui peuvent être différents selon les contextes, sont recensés dans le Tableau 2.

**Tableau 2. Polluants pris en compte dans les inventaires d'émissions de polluants dans l'atmosphère [4]**

Thème	Polluants concernés
Acidification, eutrophisation, pollution photochimique	SO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , NH <sub>3</sub> , COVNM, CO
Accroissement de l'effet de serre (les gaz à effet de serre indirect étant déjà rapportés dans le thème de l'acidification et de la pollution photochimique ne sont pas répétés)	CO <sub>2</sub> , CH <sub>4</sub> , N <sub>2</sub> O, HFC, PFC, SF <sub>6</sub>
Contamination par les métaux lourds	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Se, Zn
Contamination par les polluants organiques persistants	Dioxines et furannes (PCDD-F), HAP, PCB, HCB
Particules en suspension	Particules totales en suspension (TSP), PM <sub>10</sub> , PM <sub>2,5</sub> , PM <sub>1,0</sub>

Les HAP couverts par Protocole d'Aarhus [6] sont pris en compte. Il s'agit de : benzo(a)pyrène, benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène et indéno(1,2,3-cd)pyrène.

Une spéciation des composés organiques volatils est également réalisée car cette spéciation est nécessaire pour la modélisation du comportement des COVNM dans l'atmosphère et pour mettre en évidence les émissions de certains COVNM reconnus pour leur impact sur la santé et pris en compte par la réglementation qualité de l'air [10].

Une même base de données sources permet d'alimenter les différents formats d'inventaires requis.

La combustion du bois dans les foyers domestiques est l'une des nombreuses sources prises en compte par l'inventaire des émissions. La méthode a été modifiée profondément en 2006 et ce, pour prendre en compte l'évolution des performances des appareils domestiques (la précédente ne prenait en compte que partiellement cette évolution).

Pour pouvoir distinguer chacun des types d'appareils selon l'évolution de leurs performances, les mêmes hypothèses que celles développées dans l'étude ADEME [11] ont été utilisées. Chaque type d'équipement (chaudière, poêle...) est catégorisé selon qu'il s'agit d'un équipement ancien, d'un équipement récent ou d'un équipement performant. Ces appareils sont associés à des niveaux de rendements énergétiques différents. Les appareils récents sont supposés être ceux mis sur le marché à partir de 1996. Le chapitre 7.2.2. présente plus de détails sur ces facteurs.

Les émissions des polluants liées à la combustion du bois couverts par cette étude sont les suivantes pour 2005 [4] (cf. Tableau 3).

**Tableau 3. Émissions des principaux polluants pour la combustion du bois dans les divers secteurs utilisateurs en 2005 [4]**

<b>2005</b>	<b>SO<sub>2</sub></b>	<b>NO<sub>x</sub></b>	<b>CO</b>	<b>COVNM</b>	
	<b>Gg (kt)</b>	<b>Gg (kt)</b>	<b>Gg (kt)</b>	<b>Gg (kt)</b>	
Appareils domestiques	6,4	19,2	1704,4	303,9	
<b>Total combustion bois et déchets de bois</b>	<b>7,8</b>	<b>27,9</b>	<b>1739,6</b>	<b>306,8</b>	
<b>Émissions totales de la France Métropole</b>	<b>486,0</b>	<b>1412,5</b>	<b>5668,4</b>	<b>1425,4</b>	

<b>2005</b>	<b>TSP</b>	<b>PM<sub>10</sub></b>	<b>PM<sub>2.5</sub></b>	<b>Dioxines</b>	<b>4 HAP UNECE</b>
	<b>Gg (kt)</b>	<b>Gg (kt)</b>	<b>Gg (kt)</b>	<b>g ITEQ</b>	<b>t</b>
Appareils domestiques	138,2	131,3	128,6	21,9	19,1
<b>Total combustion bois et déchets de bois</b>	<b>143,1</b>	<b>135,4</b>	<b>132,1</b>	<b>23,9</b>	<b>19,4</b>
<b>Émissions totales de la France Métropole</b>	<b>1175,8</b>	<b>501,6</b>	<b>327,7</b>	<b>216,1</b>	<b>25,2</b>

À noter que les émissions estimées en 2007 pour l'année 2005 [4], ne peuvent pas être comparées avec des données issues de publications antérieures et construites sur des hypothèses différentes, voire des statistiques qui ont été revues depuis.

### 3.2 COMBUSTION RESIDENTIELLE DE BOIS ET QUALITE DE L'AIR INTERIEUR

Les publications scientifiques traitant de l'impact de la combustion de biomasse sur la qualité de l'air intérieur concernent principalement des études conduites dans les pays en voie de développement [12]. Dans la mesure où il s'agit d'un contexte tout à fait différent de celui de la présente étude, ces publications n'ont pas été examinées plus en détails.

Dans les pays industrialisés, si l'influence du chauffage au bois dans l'habitat sur la qualité de l'air extérieur est de plus en plus souvent évoquée, sa contribution potentielle à la dégradation de la qualité de l'air intérieur reste peu étudiée [13] [14]. Alors que le Centre international de recherche sur le cancer a classé les fumées de combustion du bois comme probablement cancérigènes chez l'Homme en novembre 2006 [12], très peu d'études sur l'impact sanitaire lié à l'exposition aux fumées de combustion de bois à domicile ont été conduites dans les pays industrialisés. Aux États-Unis et au Canada, des recommandations visant à limiter les expositions aux polluants issus des sources de combustion intérieures, incluant le chauffage au bois, existent néanmoins [14] [15].

Cet état de l'art propose une synthèse de la vingtaine de publications collectées spécifiquement sur le sujet. Les publications concernant *stricto sensu* les effets sur la santé liés aux expositions aux polluants issus de la combustion du bois dans l'habitat ont été écartées au regard des objectifs de la présente étude.

#### 3.2.1 CONCENTRATIONS INTERIEURES MESUREES EN PRESENCE DE FOYERS OUVERTS OU DE POELES A BOIS

Les toutes premières études ont été conduites aux États-Unis dans les années 1980 [16]. Depuis, la grande majorité des travaux de recherche est réalisée au Canada et en Suède, pays dans lesquels le chauffage domestique au bois est largement répandu du fait de ressources forestières localement importantes.

Au Canada, où respectivement 400 000 et 900 000 foyers se chauffent totalement ou partiellement au bois, l'impact de la combustion du bois en foyer domestique sur l'air intérieur dans un échantillon de 49 maisons de 3 villes moyennement urbanisées de l'agglomération de Québec, dont 41 disposaient d'un appareil de chauffage à bois (37 ayant un poêle à bois, 3 un poêle à bois et une cheminée, et 1 une cheminée) a été étudiée [17].

Dans toutes ces habitations, aucune autre source intérieure de combustion (garage attenant et communiquant, installations de chauffage ou de cuisson au gaz, présence de fumeurs...) n'était recensée (critère d'éligibilité).

Les concentrations intérieures en **formaldéhyde**, **NO<sub>2</sub>**, **PM<sub>10</sub>** et **CO** ont été mesurées, pendant 24 heures (ou 12 heures pour le CO) en période de fonctionnement de l'appareil, à moins de 3 mètres de celui-ci et dans le salon.

Lorsque l'appareil était dans cette dernière pièce ou bien au sous-sol, un seul prélèvement était alors effectué. Dans les maisons sans appareil de chauffage au bois, un à deux prélèvements étaient réalisés, selon la disponibilité du matériel de mesure.

Les résultats sont présentés dans les Tableau 4 et Tableau 5. Les auteurs concluent que les concentrations intérieures en formaldéhyde et en NO<sub>2</sub> ne sont pas affectées par la présence d'un foyer à bois. Pour les PM<sub>10</sub> et le CO, les concentrations les plus élevées sont mesurées dans les maisons équipées d'appareils de chauffage au bois, mais cette observation n'est pas consolidée en termes statistiques du fait du faible effectif du sous-échantillon des maisons dans lesquelles les concentrations sont supérieures au seuil de détection, pour chacun de ces deux polluants.

**Tableau 4. Concentrations moyennes et écarts-types ( $\sigma$ ) et concentrations maximales en formaldéhyde (HCHO) et NO<sub>2</sub> mesurées dans des logements québécois avec ou sans appareils de chauffage au bois [17]**

	Logements <u>avec</u> poêle à bois et/ou cheminée				Logements <u>sans</u> poêle à bois et/ou cheminée			
	Sous-sol (n = 28)		Salon (n = 34)		Sous-sol (n = 3)		Salon (n = 6)	
	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.
<b>HCHO</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	7,3 (4,1)	20,2	8,2 (4,6)	23,4	9,2 (9,1)	19,7	9,9 (5,5)	19,5
	Sous-sol (n = 12)		Salon (n = 17)		Sous-sol (n = 1)		Salon (n = 4)	
	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.	Moyenne ( $\sigma$ )	Max.
<b>NO<sub>2</sub></b> (ppb)	6,2 (4,4)	15,3	6,6 (3,6)	14,1	8,6 (-)	-	8,8 (1,9)	11,1

**Tableau 5. Distribution des concentrations en PM<sub>10</sub> et CO mesurées dans des logements québécois avec ou sans appareils de chauffage au bois [17]**

	Logements <u>avec</u> poêle à bois et/ou cheminée		Logements <u>sans</u> poêle à bois et/ou cheminée	
	Sous-sol	Salon	Sous-sol	Salon
<b>PM<sub>10</sub></b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )				
< 11	21	22	3	4
11 – 19	3	4	1	3
20 – 49	5	4	0	0
$\geq 50$	0	3	0	0
<b>CO</b> (ppm ; moyenne 12 heures)				
< 1	24	33	4	8
1	4	2	0	0
2	2	0	0	0
3	2	0	0	0
4	1	0	0	0



En Suède, les concentrations intérieures en **PM<sub>2,5</sub>** et en **métaux**, dans 14 maisons chauffées au bois et 10 maisons témoins équipées d'un chauffage électrique ou d'une pompe à chaleur ont été mesurées [18]. Ces maisons étaient toutes situées dans la ville de Hagfors (5 600 habitants). Le prélèvement dans la maison a duré 24 heures et a été couplé à une mesure extérieure et une mesure de l'exposition personnelle<sup>1</sup> de même durée. Il était demandé aux participants de ne pas fumer chez eux pendant les prélèvements.

Les concentrations médianes en PM<sub>2,5</sub>, respectivement égales à 12 µg/m<sup>3</sup> dans les maisons chauffées au bois (min. = 3,9 µg/m<sup>3</sup> et max. = 61 µg/m<sup>3</sup>) et à 9,5 µg/m<sup>3</sup> dans le groupe témoin (min. = 2,9 µg/m<sup>3</sup> et max. = 53 µg/m<sup>3</sup>), sont statistiquement significativement non différentes. Les concentrations intérieures étaient significativement plus élevées dans les maisons équipées d'un chauffage au bois uniquement pour les éléments K, Ca, Mn, Zn et Rb. Aucune corrélation significative n'a été mise en évidence entre les concentrations intérieures et extérieures, sauf pour les sulfates, ce qui est couramment observé.

Toujours lors de cette même campagne, un prélèvement actif de 24 heures a permis la mesure des concentrations en **HAP** (phases gazeuse et particulaire). Les résultats détaillés sont rapportés dans le Tableau 6 ; les HAP en caractères gras sont ceux pour lesquels les concentrations intérieures entre les maisons chauffées au bois et celles ne l'étant pas sont significativement différentes.

Parallèlement aux prélèvements actifs, des capteurs à diffusion passive ont été exposés 14 jours dans un sous-groupe des maisons testées (8 avec chauffage au bois et 7 sans) pour la mesure semi-quantitative des concentrations intérieures en HAP (28 congénères) et polychlorobiphényles (PCB ; 19 congénères) en phase gazeuse [20]. Dans la mesure où les résultats ne reflètent que partiellement les concentrations intérieures (phase particulaire non collectée), ils ne sont pas rapportés. On peut néanmoins mentionner que l'analyse en composantes principales réalisée indique une corrélation positive entre la combustion du bois en foyer domestique et les teneurs intérieures en HAP. Elle montre également, dans certaines des maisons non chauffées au bois, l'impact d'autres sources de HAP comme la cuisson ou l'utilisation de bougies.

Enfin, lors de cette même campagne, les concentrations intérieures, extérieures et personnelles (capteurs portés par les occupants) en **1,3-butadiène**, **benzène**, **formaldéhyde** et **acétaldéhyde** ont également été mesurées (cf. Tableau 7) [21].

Une différence statistiquement significative entre les concentrations intérieures dans les maisons chauffées au bois et dans celles ne l'étant pas, a été mise en évidence pour le 1,3-butadiène (mesures pendant 1 jour et 7 jours). Une corrélation positive avec le chauffage au bois est également observée pour le benzène, uniquement pour la concentration intérieure hebdomadaire. En revanche, s'agissant du formaldéhyde et de l'acétaldéhyde, la combustion du bois en foyer domestique apparaît sans influence notable sur les teneurs intérieures, confirmant la contribution prépondérante des autres sources d'aldéhydes que sont, par exemple, les matériaux de construction et d'ameublement et les produits de consommation courante.

---

<sup>1</sup> Système de prélèvement porté par les occupants des maisons instrumentés

**Tableau 6. Concentrations en HAP mesurées dans des maisons suédoises avec ou sans appareils de chauffage au bois [19]**

Concentration en ng/m <sup>3</sup>	Limite de quantification (LQ)	Maisons chauffées au bois (n=13)			Maisons sans chauffage au bois (n=10)			Extérieur		
		n > LD	Médiane	Gamme	n > LD	Médiane	Gamme	n > LD	Médiane	Gamme
Phénanthrène	0,15	12	11	4,8-36	10	7,6	5,5-15	8	8,3	3,8-13
<b>Anthracène</b>	<b>0,15</b>	<b>11</b>	<b>1,0</b>	<b>&lt; LQ-2,8</b>	<b>9</b>	<b>0,40</b>	<b>&lt; LQ-0,84</b>	<b>8</b>	<b>1,1</b>	<b>0,42-2,4</b>
3-méthylphénanthrène	0,15	12	3,0	1,1-4,3	10	2,0	0,89-4,9	8	0,81	0,31-2,3
2-méthylphénanthrène	0,15	12	2,2	0,97-5,1	10	1,9	0,89-3,8	8	0,99	0,20-2,2
9-méthylphénanthrène	0,15	12	1,6	0,47-3,5	10	1,5	0,65-3,1	7	0,69	< LQ-2,3
1-méthylphénanthrène	0,15	12	1,2	0,63-3,1	10	1,2	0,51-2,3	7	1,0	< LQ-2,0
Fluoranthène	0,15	12	1,5	0,50-6,7	10	0,88	0,44-3,7	8	2,8	1,4-3,7
Pyrène	0,15	12	1,3	0,51-6,7	10	0,75	0,57-1,8	8	2,4	1,3-3,3
Rétène	0,15	11	0,41	< LQ-0,76	9	0,35	< LQ-0,64	6	0,78	< LQ-1,2
2-méthylpyrène	0,15	6	0,15	< LQ-0,87	4	< LQ	< LQ-0,27	6	0,20	< LQ-1,2
4-méthylpyrène	0,15	3	< LQ	< LQ-0,44	1	< LQ	0,14-0,15	4	0,15	< LQ-0,46
1-méthylpyrène	0,15	3	< LQ	< LQ-0,35	1	< LQ	0,14-0,16	3	< LQ	< LQ-0,45
<b>Benzo(g,h,i)fluoranthène</b>	<b>0,15</b>	<b>8</b>	<b>0,19</b>	<b>&lt; LQ-1,4</b>	<b>3</b>	<b>&lt; LQ</b>	<b>&lt; LQ-0,25</b>	<b>8</b>	<b>0,32</b>	<b>0,18-0,61</b>
<b>Cyclopenta(c,d)pyrène</b>	<b>0,15</b>	<b>6</b>	<b>0,20</b>	<b>&lt; LQ-3,9</b>	<b>0</b>	<b>&lt; LQ</b>	<b>&lt; LQ</b>	<b>5</b>	<b>0,20</b>	<b>0,14-0,27</b>
<b>Benzo(a)anthracène</b>	<b>0,15</b>	<b>8</b>	<b>0,22</b>	<b>&lt; LQ-2,5</b>	<b>2</b>	<b>&lt; LQ</b>	<b>&lt; LQ-0,55</b>	<b>8</b>	<b>0,33</b>	<b>0,17-1,2</b>
<b>Chrysène / triphénylène</b>	<b>0,15</b>	<b>8</b>	<b>0,31</b>	<b>&lt; LQ-3,7</b>	<b>5</b>	<b>0,15</b>	<b>&lt; LQ-0,48</b>	<b>8</b>	<b>0,55</b>	<b>0,25-1,7</b>
2-méthylchrysène	0,05	4	< LQ	< LQ-0,14	1	< LQ	< LQ-0,47	1	< LQ	< LQ-0,05
6-méthylchrysène	0,05	3	< LQ	< LQ-0,11	1	< LQ	< LQ-0,32	0	< LQ	< LQ
1-méthylchrysène	0,05	3	< LQ	< LQ-0,13	1	< LQ	< LQ-0,60	2	< LQ	< LQ-0,06
Benzo(b)fluoranthène	0,05	13	0,39	0,06-2,5	9	0,11	< LQ-1,1	8	0,67	0,30-0,96
Benzo(k)fluoranthène	0,05	13	0,18	0,06-0,77	9	0,08	< LQ-0,34	8	0,30	0,12-0,40
Benzo(e)pyrène	0,05	13	0,23	0,08-1,8	10	0,13	0,11-0,78	8	0,34	0,18-0,47
<b>Benzo(a)pyrène</b>	<b>0,05</b>	<b>13</b>	<b>0,52</b>	<b>0,09-2,2</b>	<b>10</b>	<b>0,12</b>	<b>0,09-0,48</b>	<b>8</b>	<b>0,37</b>	<b>0,17-0,54</b>
Pérylène	0,05	6	< LQ	< LQ-0,44	2	< LQ	< LQ-0,13	3	< LQ	< LQ-0,06
<b>Indéno(1,2,3-c,d)pyrène</b>	<b>0,05</b>	<b>13</b>	<b>0,28</b>	<b>0,05-2,8</b>	<b>8</b>	<b>0,10</b>	<b>&lt; LQ-0,17</b>	<b>8</b>	<b>0,37</b>	<b>0,15-0,51</b>
<b>Benzo(g,h,i)pérylène</b>	<b>0,05</b>	<b>13</b>	<b>0,27</b>	<b>0,06-1,9</b>	<b>9</b>	<b>0,10</b>	<b>&lt; LQ-0,18</b>	<b>8</b>	<b>0,34</b>	<b>0,12-0,43</b>
<b>Coronène</b>	<b>0,05</b>	<b>13</b>	<b>0,26</b>	<b>0,08-3,0</b>	<b>9</b>	<b>0,10</b>	<b>&lt; LQ-0,26</b>	<b>8</b>	<b>0,27</b>	<b>0,11-1,2</b>

**Tableau 7. Concentrations médianes mesurées dans des maisons suédoises avec ou sans appareils de chauffage au bois [21]**

	Durée du prélèvement (tubes passifs)	Chauffage au bois (n = 14)		Pas de combustion bois (n = 10)	
		Médiane	IC 95%	Médiane	IC 95%
<b>1,3-butadiène</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 jour	0,20 <sup>a</sup>	0,08 – 0,48	0,10	0,05 – 0,14
	7 jours	0,23 <sup>a</sup>	0,10 – 0,72	0,11	0,06 – 0,17
<b>Benzène</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 jour	2,6	1,3 – 7,3	1,4	0,95 – 2,9
	7 jours	3,0 <sup>b</sup>	1,4 – 14	1,5	1,0 – 2,6
<b>Formaldéhyde</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 jour	26	11 – 36	28	14 – 42
<b>Acétaldéhyde</b> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1 jour	13	9,6 – 25	11	8,1 – 16

IC 95% : intervalle de confiance à 95 % ; <sup>a</sup> :  $P = 0,03$  ; <sup>b</sup> :  $P = 0,05$

À noter que l'application d'un modèle de régression linéaire montre que le type d'appareil de combustion de bois, le nombre de remplissage de ce dernier et la durée du chauffage explique jusqu'à 64 % de la variance des concentrations personnelles 24 heures.

Aux États-Unis, dans le cadre d'un programme de réduction des niveaux ambiants de particules fines, les poêles à bois de 16 habitations situées en zones rurales ont été remplacés par des poêles à bois respectueux des débits d'émission de particules et de fumée définis par l'US-EPA (étude menée en 2005-2007) [22]. Les auteurs se sont intéressés à l'évolution des particules fines à l'intérieur, avant puis après remplacement du poêle à bois vétuste.

Un Dust Trak pour la mesure en continu de la concentration massique en  $\text{PM}_{2,5}$ , ainsi qu'un préleveur d'air Leland© équipé de filtres quartz pour l'analyse de la composition des particules, ont été installés dans les habitations (résidents non fumeurs), à 1,5 m du sol dans la pièce où était installé le poêle (en général, le salon). Un premier prélèvement (24 heures) a eu lieu avant le remplacement des poêles vétustes. Le second prélèvement (24 heures) était effectué environ deux à trois semaines après l'installation des nouveaux appareils. Les paramètres suivis étaient les  **$\text{PM}_{2,5}$** , le **carbone organique (OC)**, le **carbone élémentaire (EC)**, puis des marqueurs chimiques de la fumée de bois (**vanilline, acétovanillone, guaiacol, 4-éthylguaiacol, levoglucosan, acide abiétique, acide déhydroabiétique**). Les concentrations extérieures en  $\text{PM}_{2,5}$  étaient récupérées auprès du service de la qualité environnementale de l'État (Montana).

Les concentrations mesurées sont rapportées dans le Tableau 8.

Une diminution est observée pour tous les paramètres suivis, à l'exception des acides abiétique et déhydroabiétique. Ces composés chimiquement très stables seraient émis davantage par vaporisation que par combustion ou pyrolyse, et continueraient ainsi à être émis aux mêmes teneurs, voire en concentrations supérieures, malgré la mise en place de poêles à bois plus modernes.

**Tableau 8. Concentrations mesurées avant et après le changement de poêle à bois dans seize maisons de l'État du Montana, États-Unis [22]**

	Valeur médiane avant	Valeur médiane après	Variation en %
Moyenne des PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	34,5	9,5	- 71 %
Maximum des PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	266	51,5	- 76 %
Carbone organique (µg/m <sup>3</sup> )	14,4	9,4	- 26 %
Carbone élémentaire (µg/m <sup>3</sup> )	0,68	0,29	- 6 %
Levoglucosan (ng/m <sup>3</sup> )	652	321	- 45 %
Acide déhydroabiétique (ng/m <sup>3</sup> )	74,1	154	+ 133 %
Acide abiétique (ng/m <sup>3</sup> )	2,8	5,20	+ 292 %

En France, à ce jour seule une étude menée dans le cadre d'une thèse de doctorat s'est intéressée spécifiquement à l'impact de la combustion de bois sur l'air intérieur [23].

Les caractéristiques des émissions de foyers individuels à bois ont été étudiées dans deux maisons, l'une en zone péri-urbaine équipée d'un foyer fermé (âge et puissance non précisés) et l'autre en zone rurale, disposant d'une cheminée ouverte.

Les **COV** ont fait l'objet de prélèvements continus par tubes adsorbants actifs, dans la pièce de l'habitation accueillant le foyer, pendant 24 heures (changement automatique de la cartouche TENAX toutes les heures). L'évolution journalière des concentrations intérieures en COV et la nature de ceux-ci ont ainsi pu être étudiées et comparées selon les deux types de foyer.

Les concentrations intérieures sont systématiquement plus élevées pour le foyer ouvert, sauf dans le cas du limonène. Par exemple, la concentration journalière moyenne en benzène dans la pièce avec le foyer ouvert atteint 29,3 µg/m<sup>3</sup> *versus* 9,7 µg/m<sup>3</sup> avec le foyer fermé. Par comparaison, la médiane des concentrations intérieures en benzène issue des résultats de la campagne nationale « Logements » 2003-2005 de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur est égale à 2,1 µg/m<sup>3</sup> (moyenne hebdomadaire mesurée par échantillonnage passif) [24].

Aucune conclusion ne peut cependant être tirée de ces constats qui ne portent que sur deux maisons, pour lesquelles, en outre, aucune information sur les conditions de ventilation et de tirage thermique n'est fournie.

### 3.2.2 CONTRIBUTION DU CHAUFFAGE AU BOIS EN REGARD D'AUTRES EMISSIONS ASSOCIEES OU NON A UNE COMBUSTION

Certains auteurs ont cherché à mettre en perspective les émissions liées à la combustion du bois dans l'habitat par rapport à celles d'autres sources domestiques ou extérieures.

Les concentrations intérieures en **particules** totales en suspension dans l'air de 19 maisons chauffées au bois (avec un poêle) ont été mesurées de janvier à mars 1982 et comparées à celles mesurées dans 5 maisons utilisant d'autres modes de chauffage (fioul, gaz ou électrique) [25]. Tous les logements étudiés étaient « non-fumeurs ».

S'il est apparu que les teneurs intérieures (moyennes sur 24 heures) étaient systématiquement plus élevées qu'à l'extérieur, aucune différence statistiquement significative n'a cependant été observée entre les différents modes de chauffage.

Plus récemment, dans une autre étude, les profils et les concentrations en **HAP particuliers et métaux lourds** (adsorbés sur des particules de diamètre inférieur à 3  $\mu\text{m}$ ) ont été examinés dans des maisons grecques lorsque différentes combustions sont mises en œuvre [26].

Il en ressort que le tabagisme est la source prépondérante de HAP dans l'air intérieur. Pour certains d'entre eux, comme le pyrène et le phénanthrène, les concentrations intérieures les plus élevées l'ont cependant été pendant la friture de poisson. La combustion de bois dans la cheminée n'a pas affecté les concentrations intérieures particulières en HAP et en métaux lourds.

Selon une démarche similaire, dans une étude américaine, différentes combustions ont été mises en œuvre dans une maison californienne habitée, sans garage attenant et communiquant, et les **HAP particuliers** ont été mesurés en continu par photo-ionisation (pas de temps = 1 min, sauf pour les bougies : 10 secondes) [27].

En présence d'un fumeur, la concentration moyenne mesurée dans la chambre (44  $\text{m}^3$ ), porte et fenêtres fermées, est égale à 77  $\text{ng}/\text{m}^3$  (max. = 289  $\text{ng}/\text{m}^3$ ). Pour l'encens, brûlé dans le salon, la concentration moyenne est égale à 18,3  $\text{ng}/\text{m}^3$  (max. = 95  $\text{ng}/\text{m}^3$ ). Toujours dans le salon, la combustion de bougie apparaît très variable selon le type de bougie testée ; les concentrations moyennes vont de 3,6 à 161  $\text{ng}/\text{m}^3$  et les maxima de 15 à 495  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Lors de la cuisson d'aliments (steaks hachés), la concentration moyenne mesurée dans la cuisine est égale à 1,8  $\text{ng}/\text{m}^3$  (max. = 12  $\text{ng}/\text{m}^3$ ). Enfin, pendant la combustion de bûches artificielles (bûches reconstituées à base de sciure et de cire) dans le foyer ouvert du salon, les concentrations moyennes lors des deux expérimentations sont égales à 31  $\text{ng}/\text{m}^3$  et 79  $\text{ng}/\text{m}^3$  (max. = 100  $\text{ng}/\text{m}^3$  et 121  $\text{ng}/\text{m}^3$ ).

En l'absence de l'ensemble des informations nécessaires pour l'interprétation rigoureuse de ces valeurs (taux de renouvellement d'air des pièces, présence ou non d'un conditionnement d'air, d'une hotte dans la cuisine...), il est difficile de proposer une hiérarchisation des contributions. En tout état de cause, d'après ces résultats et contrairement à l'étude présentée précédemment, l'impact de la combustion des bûches artificielles sur les concentrations intérieures en HAP n'apparaît pas négligeable.

Une équipe canadienne a cherché à déterminer l'influence du type de chauffage domestique sur les concentrations intérieures en **particules ultrafines** (de 20 à 100 nm de diamètre avec les compteurs de particules P-Trak utilisés), dans trente maisons individuelles et six appartements canadiens [28]. La concentration en nombre à l'intérieur a été mesurée de 16h à minuit dans la cuisine, puis de minuit à 8h dans le salon. Les appareils de cuisson étaient tous électriques.

Les résultats des mesures sont rapportés dans le Tableau 9. Les modèles multivariés utilisés montrent que le type de chauffage influe peu et que les déterminants essentiels des concentrations moyennes en particules ultrafines sont l'usage du four électrique, l'humidité relative à l'intérieur et le tabagisme. Pour la période nocturne plus spécifiquement, ce sont le taux de renouvellement d'air et les concentrations extérieures en particules ultrafines qui déterminent les concentrations intérieures. Les auteurs soulignent que le fait de ne pas avoir mesuré les particules de diamètre inférieur à 20 nm pourrait biaiser les résultats (sous-estimation possible de la contribution du chauffage au gaz).

**Tableau 9. Concentrations en nombre de particules ultrafines moyennes à l'intérieur de logements canadiens selon le type de chauffage [26]**

	Radiateurs électriques (n = 9)		Poêle à bois (n = 7)		Chaudière fioul (n = 10)		Chaudière gaz (n = 10)	
	Moyenne	IC 95 %	Moyenne	IC 95 %	Moyenne	IC 95 %	Moyenne	IC 95 %
<b>Concentration intérieure de 16h à 8h (nombre/cm<sup>3</sup>)</b>	17 064	4 765 – 29 362	17 546	6 362 – 28 730	11 039	4 664 – 17 413	13 009	2 192 – 23 827
<b>Concentration intérieure de minuit à 8h (nombre/cm<sup>3</sup>)</b>	5 048	2 101 – 7 994	2 412	900 – 3 925	1 600	506 – 2 693	943	573 – 1 313
<b>Concentration extérieure de 16h à 17h (nombre/cm<sup>3</sup>)</b>	29 558	13 350 – 45 587	15 372	3 813 – 26 932	10 634	4 867 – 16 401	14 491	5 757 – 23 225
<b>Concentration intérieure en PM<sub>4</sub> (µg/m<sup>3</sup>)</b>	69,4	0 – 144	62,5	0 – 122	35,3	4 – 66	21,5	5 – 37

IC 95% : intervalle de confiance à 95 %

Enfin, dans le cadre de cette revue bibliographique, les publications rapportant la recherche des déterminants des concentrations intérieures d'un composé donné et des parts contributives des différentes sources (intérieures et extérieures), permise par des campagnes de mesure dans les logements de grande ampleur, ont été collectées. Il s'avère que dans la plupart de ces travaux, le chauffage au bois est rarement testé.

Dans une étude canadienne au cours de laquelle 59 maisons de l'Île du Prince Édouard au Canada ont fait l'objet de mesurages des concentrations intérieures en **aldéhydes**, la combustion de bois n'est pas ressortie comme étant un déterminant de ces dernières [29].

Il n'est pas apparu de différence significative entre les concentrations intérieures en présence d'une cheminée ou d'un poêle à bois en fonctionnement (n = 12) et celles mesurées en l'absence de combustion bois (n = 47). Les médianes étaient en effet respectivement égales à 35,7 et 32,6 µg/m<sup>3</sup> pour le formaldéhyde, 24,8 et 19,2 µg/m<sup>3</sup> pour l'acétaldéhyde et 0,99 et 0,96 µg/m<sup>3</sup> pour l'acroléine.

Cette même équipe a également montré, dans un échantillon de 96 maisons de la ville de Québec, dont 14 disposaient d'une cheminée ou d'un poêle à bois en fonctionnement pendant les mesures, que les teneurs intérieures en formaldéhyde et en NO<sub>2</sub> n'étaient pas significativement associées à la présence d'une source de combustion bois [30].

Dans les deux cas, les auteurs regrettent de ne pas avoir un échantillon plus important de maisons pour consolider leurs observations.

En conclusion, on retient que les études relatives à l'impact du chauffage au bois dans l'habitat sur la qualité de l'air intérieur sont peu nombreuses. L'absence de descriptif détaillé sur le type de foyers domestiques (cheminée ouverte, foyer fermé, cuisinière, poêle ou chaudière), leurs niveaux de performance, leurs configurations de fonctionnement, la nature des combustibles utilisés, ainsi que les conditions de ventilation et de tirage thermique, gêne indéniablement la compréhension et l'extrapolation des résultats. En outre, les échantillons comportent un petit nombre de maisons instrumentées, ce qui ne permet pas une exploitation statistique des résultats.

De ces travaux, il ressort cependant que la combustion résidentielle de bois ne semble pas avoir d'influence sur les teneurs intérieures en aldéhydes et NO<sub>2</sub>, composés pour lesquels d'autres émissions domestiques sont déterminantes. En revanche, en l'absence d'autres sources de combustion, les concentrations intérieures en HAP, benzène et 1,3-butadiène sembleraient être plus élevées en présence d'une cheminée ou d'un poêle à bois. Enfin, l'impact sur les concentrations en particules n'est pas clair et il est insuffisamment documenté dans le cas du CO. Si d'autres sources de combustion sont présentes (tabagisme, appareils de cuisson - fours ou gazinières -) et selon le taux de renouvellement d'air du logement, la combustion de bois peut ne plus marquer l'air intérieur.

### **3.3 AIR EXTERIEUR ET CONTRIBUTION DE LA COMBUSTION DE BIOMASSE**

Le terme « combustion de biomasse » regroupe les sources « feux de biomasse » et « combustion du bois » permettant ainsi de les différencier de la « combustion des produits fossiles ». De ce fait, dans la plupart des études scientifiques, la différenciation entre la biomasse et la combustion du bois, ou l'attribution des contributions observées à l'une ou à l'autre source, est réalisée :

- en tenant compte de la typologie du site de prélèvement, de la période des mesures ainsi que de la présence ou non sur le même site d'autres sources potentielles [31] [32] [33] [34] [35] ;
- par l'étude des rapports entre le lévoglucosan et ses isomères ;
- par l'étude des facteurs d'émission des différents polluants ayant des valeurs différentes pour le bois habituellement utilisé comme bois de chauffage et les feux de biomasse [36] [37] [38].

Si pendant longtemps l'impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air extérieur n'a pas été spécialement mis en évidence ou même envisagé, il est désormais plus souvent pris en compte. C'est au Canada que les travaux sont les plus nombreux. Ils montrent l'impact significatif de la combustion résidentielle de bois, notamment sur les concentrations en particules fines dans l'air ambiant [39], ce que corroborent les travaux internationaux les plus récents. Par exemple, une étude récente montre une contribution pouvant s'élever à plus de 70 % de la masse de la fraction organique de l'aérosol et à plus de 50 % de la masse des PM<sub>2,5</sub> en milieu urbain [40]. Plus globalement, la littérature permet d'estimer la contribution de cette source aux concentrations atmosphériques en PM<sub>2,5</sub> entre 5 et 40%, avec une variabilité spatio-temporelle importante [41] [42] [43].

### 3.3.1 RECHERCHE D'UN TRACEUR DE LA COMBUSTION DE BIOMASSE

La caractérisation chimique des phases gazeuse et particulaire est indispensable à l'étude des impacts des différentes sources d'émission sur la qualité de l'air. Plus particulièrement, l'influence de ces sources sur la composition des atmosphères ambiantes peut être appréhendée par la quantification de deux classes de composés :

- les composés sources-spécifiques émis par un seul type de source ;
- les composés non spécifiques de sources, c'est à dire émis par plusieurs types de sources se distinguant alors souvent par des différences, soit de niveaux d'émission, soit de contributions relatives des composés, y compris au sein d'une même famille d'espèces étudiées.

Les composés étudiés sont différents selon que l'on s'intéresse à la phase gazeuse ou à la phase particulaire.

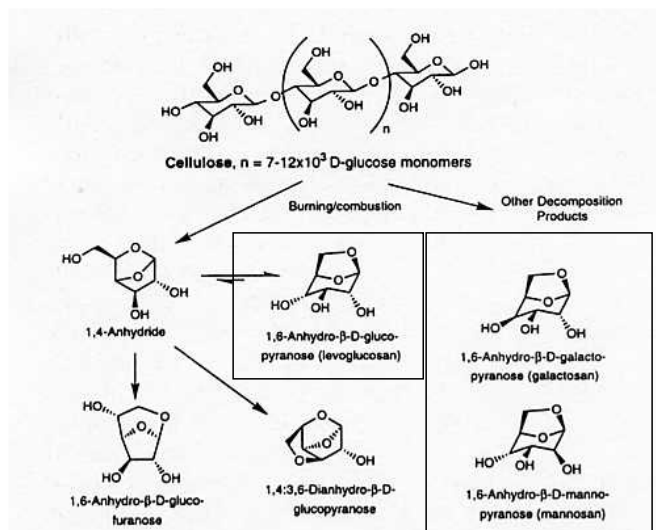
#### 3.3.1.1 COMPOSES SOURCES-SPECIFIQUES

Quantifier l'influence d'une source particulière sur la qualité de l'air nécessite de disposer de paramètres mesurables spécifiques à cette source. Pour cette raison, de nombreuses études ont été axées sur la détermination, dans les échantillons atmosphériques, de composés traceurs. Cependant, si ceci témoigne de l'unicité de la source pour le composé caractérisé, cela suppose également une structure chimique non évolutive et donc une relative stabilité vis-à-vis des oxydants atmosphériques. Or, cette dernière condition est parfois difficile à vérifier. Le terme d'indicateur sera alors, dans ce cas, préféré.

La combustion de biomasse s'accompagne d'émissions importantes de particules en suspension (TSP). Chimiquement, ces particules se caractérisent par une fraction organique importante, avec des taux d'émission de carbone organique (OC) très supérieurs à ceux des combustibles fossiles [44] [45]. La recherche de traceurs ou d'indicateurs de la combustion de biomasse a donc été réalisée majoritairement au sein des familles chimiques qui constituent l'OC des particules (phase particulaire).

**Deux groupes principaux de composés peuvent être distingués, issus soit de la pyrolyse de la cellulose et de l'hémicellulose (Figure 2), soit de la pyrolyse de la lignine.**



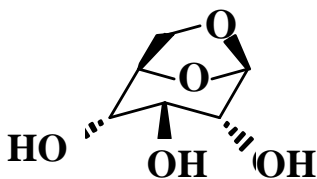


**Figure 2. Principaux composés issus de la pyrolyse de la cellulose et de l'hemicellulose [46]**

### 3.3.1.1.1 COMPOSÉS ISSUS DE LA PYROLYSE DE LA CELLULOSE : LE LEVOGLUCOSAN

Le **lévoglucosan** (1,6-anhydro- $\beta$ -D-glucopyranose ; Figure 3) est le composé de dégradation le plus abondant, devant le **galactosan** et le **mannosan**, avec des facteurs d'émission compris entre 650 et 1 900 mg/kg lors de la combustion de différents bois (chêne, pin, eucalyptus) [36] [37]. Il est, de plus, très résistant aux processus de dégradation atmosphérique [47].

Le lévoglucosan, qui a déjà été utilisé avec succès pour identifier la contribution des feux de biomasse aux concentrations ambiantes en particules [31] [36] [48], commence également à être très utilisé dans différents pays comme traceur de la source « chauffage domestique au bois » [32] [49].



**Figure 3. Structure chimique du lévoglucosan**

C'est la grande stabilité atmosphérique de ce composé peu réactif, couplé à ses forts taux d'émission [36] qui en font un bon traceur de la source « combustion du bois ». Des études ont estimé la stabilité atmosphérique du lévoglucosan à plus de 10 jours.

Dans les études de sources, le lévoglucosan peut être utilisé seul ou en combinaison avec les concentrations en OC [31] [50] ou en particules en suspension (PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub>) [32].

Les rapports entre les différents isomères du lévoglucosan sont également utilisés différencier la combustion issue du bois dur de celle du bois tendre [34] [37].

Dans le Tableau 1, sont présentés des ordres de grandeurs des concentrations de lévoglucosan mesurées dans différents pays.

**Tableau 10. Concentrations en lévoglucosan sur différents sites**

	Lévoglucosan (µg/m <sup>3</sup> )		
	Site	Été	Hiver
<b>Launceston, Australie [32]</b>	urbain	0,1-0,5	2 - 13
<b>Texas, USA [47]</b>	Urbain (Dallas)	0,5	
	Urbain (Houston)	0,3	
<b>California, USA [36]</b>	Rural		1
	Urbain (Fresno)		3
<b>Fraser valley, Canada [31]</b>	Rural	26*	
	Mixte	12*	
	Urbain	14*	
<b>Bakersfield (Californie) [40]</b>	Urbain		1,1-1,4
<b>Chamonix, France [33]</b>	Sub-urbain		0,5 (0,05-0,87)
<b>Maurienne, France [33]</b>	Sub-urbain		0,2 (0,02-0,52)
<b>Azores, Portugal [49]</b>	Rural	0,002	0,006
<b>Aveiro, Portugal [49]</b>	Rural maritime	0,032	1,3
<b>K-Puszt, Hongrie [49]</b>	Rural	0.007	0,02
<b>Schauins-land, Allemagne [49]</b>	Fond montagne	0,012	0,034
<b>Puy de Dôme, France [49]</b>	Fond montagne	0,01	0,012
<b>Sonnblick, Autriche [49]</b>	Fond montagne	0,021	0,653

\* les fortes concentrations mesurées l'été au Canada provenaient des feux de forêt.

### 3.3.1.1.2 COMPOSES ISSUS DE LA PYROLYSE DE LA LIGNINE : LES METHOXYPHENOLS

La combustion des lignines donne naissance à de nombreux produits de dégradation (alcools, acides, carbonyles) de la famille des **méthoxyphénols** [36] [46] [51] [52]. Cependant, les facteurs d'émission sont généralement beaucoup plus faibles que ceux du lévoglucosan. On peut citer, à titre d'exemple, quelques résultats rapportés pour les composés de type guaiacyl : la vanilline (15 mg.kg<sup>-1</sup>), le coniferyl aldéhyde (125 mg.kg<sup>-1</sup>) ou le guaiacol (0,4 mg.kg<sup>-1</sup>) et pour les composés de type syringyl : le syringaldéhyde (35-41 mg.kg<sup>-1</sup>), l'acétosyringone (17-31 mg.kg<sup>-1</sup>) et le syringol (2 mg.kg<sup>-1</sup>) [36] [51].

Il est de plus connu que les méthoxyphénols peuvent évoluer chimiquement très rapidement dans l'atmosphère [53] [54] et leur utilisation dans l'étude des sources des aérosols est parfois rendue difficile par le caractère semi-volatil de certains d'entre eux induisant leur présence dans un processus d'équilibre à la fois dans la phase gazeuse et la phase particulaire. Des travaux récents ont montré qu'ils constituaient des indicateurs de la combustion de la biomasse plutôt appropriés dans le cadre de sites d'observation fortement impactés par cette source en raison notamment de la proximité et de l'intensité des émissions [33].

#### 3.3.1.1.3 DITERPENOÏDES

La littérature rapporte une dernière catégorie majeure d'indicateurs de combustion de biomasse constituée par les **diterpénoïdes** présents essentiellement dans la résine des conifères et leurs produits de dégradation thermique [46]. Ces composés sont de la famille des acides pimariques et abiétiques et leurs produits d'altération thermique sont majoritairement les acides 8,15-pimaradien-18-oïques et déhydroabiétiques. Parmi eux, l'acide déhydroabiétique est l'un des composés les plus fortement émis (30-400 mg.kg<sup>-1</sup>) lors de ces combustions [44] [51] [55].

Enfin, le **réène**, HAP alkylé (1-méthyl-7-isopropylphenanthrene), considéré comme traceur univoque de ces combustions [56], est également un produit d'altération thermique des diterpénoïdes.

#### 3.3.1.2 COMPOSÉS NON SOURCES-SPECIFIQUES

Les composés non sources-spécifiques sont souvent utilisés, seuls ou en combinaison avec les composés précédemment cités, pour les études de sources. Pour cela, **la signature chimique ou l'abondance relative de ces composés dans les échantillons prélevés et/ou l'étude des valeurs des rapports caractéristiques entre certains d'entre eux**, sont souvent utilisées. L'utilisation de ces composés en tant que traceurs de sources reste de ce fait un outil qualitatif.

Les familles des composés non sources-spécifiques les plus couramment utilisées dans la littérature sont décrites ci-après.

##### 3.3.1.2.1 HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Les HAP sont formés lors de la combustion incomplète ou lors des processus pyrolytiques à haute température mettant en œuvre des combustibles fossiles, ou plus généralement des composés contenant du carbone et de l'hydrogène. Ainsi, les principales sources de HAP sont la combustion de pétrole ou de charbon, l'incinération de déchets (agricoles, ménagers, ou industriels), la combustion du bois, les feux de forêts, la production du gaz, les usines de traitement du bois et les gaz d'échappement automobile.

Compte tenu des nombreuses sources de HAP, leur utilisation seule en tant que traceurs est difficile mais très répandue, en travaillant, en particulier, sur des profils ou des rapports caractéristiques [57]. Ainsi, certaines études mettent en évidence une proportion importante de chrysène (CHR), benzo[b]fluoranthène (B[b]F), et benzo[k]fluoranthène (B[k]F) dans les émissions de la combustion du bois [40] [55] [57]. De la même manière, d'autres auteurs signalent la présence de HAP sur les particules de diamètre inférieure à 2 µm pour cette même source [38].

En ce qui concerne les rapports caractéristiques, certains auteurs utilisent l'abondance relative du coronène (COR) et du benzo[g,h,i]perylène (B[ghi]P) par rapport au benzo[a]pyrène (B[a]P) pour différencier les émissions dues aux sources mobiles de celles des autres combustions dont le bois. De la même façon, une valeur élevée pour : indéno[1,2,3-cd]pyrène/ indéno[1,2,3-cd]pyrène + benzo[g,h,i]perylène serait représentative d'une contribution importante de la combustion du bois [38].

#### 3.3.1.2.2 COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV)

Les COV sont beaucoup moins utilisés que les HAP pour les études de sources. Des études finlandaises observent néanmoins un rapport toluène/benzène plus élevé dans le cas de la combustion du bois que dans le cas des émissions des véhicules [58] [59] [60].

#### 3.3.1.2.3 ESPECES INORGANIQUES

Certains auteurs préfèrent l'utilisation des espèces inorganiques comme indicateurs de la source « combustion de biomasse », qui se caractérisent par des fortes concentrations en potassium (K) et en zinc (Zn). Grâce à une bonne connaissance de la composition en espèces inorganiques de nombreuses sources émettrices et une analyse multivariable, cette approche est parfois préférée à celle de l'utilisation du lévoglucosan [61]. Une utilisation plus simplifiée des espèces inorganiques par l'étude des ratios Fe/K et K/Ca est également possible [60]. D'autres espèces inorganiques comme par exemple le manganèse (Mn) et le cuivre (Cu) pourraient potentiellement devenir des traceurs éventuels de la combustion du bois [18].

D'autres auteurs par contre, mettent en garde sur l'utilisation du potassium comme traceur de la combustion du bois du fait de la présence de cet élément dans d'autres sources (la cuisine faite par les particuliers, l'incinération...) [36] [46] [50] [62].

### **3.3.2 APPROCHES QUALITATIVES ET QUANTITATIVES POUR LE CALCUL DE LA CONTRIBUTION DE LA COMBUSTION DE BIOMASSE**

L'ensemble des espèces citées précédemment a été utilisé pour proposer des méthodes d'évaluation de la contribution des sources d'émission à la pollution atmosphérique. Dans le cas de la source « combustion de biomasse », ces travaux se sont principalement axés ces dernières années sur l'étude de la phase particulaire en raison de l'importante fraction organique qui caractérise les particules émises. Ainsi, c'est le plus souvent par l'identification d'indicateurs et l'étude des profils de grandes familles chimiques (HAP, alcanes, acides) présents dans la matière organique particulaire des PM<sub>10</sub> ou des PM<sub>2,5</sub> que la contribution de cette source a pu être dans un premier temps appréhendée de manière qualitative.

Cette approche s'appuie essentiellement sur **une confrontation de la caractérisation chimique des aérosols en atmosphère ambiante avec la caractérisation chimique des émissions**. Une illustration importante de cette démarche concerne la famille des HAP qui a fait l'objet de nombreux travaux pour discerner les origines des pollutions atmosphériques et ceci, soit par l'étude des contributions relatives des différents composés à la concentration totale en HAP, soit par l'étude de rapports caractéristiques entre chaque HAP. Ces composés étant émis par tout type de combustion, c'est donc une approche qualitative de l'influence des différentes sources de combustion qui est alors réalisée. Cependant, elle se heurte à la grande variabilité des données d'émission des différentes sources prises en compte. Cet aspect est d'ailleurs largement commenté par Marchand *et al.* [57]. Il apparaît alors plus pertinent d'associer à la détermination des HAP, l'identification de traceurs plus spécifiques comme le lévoglucosan pour préciser l'influence de la combustion de la biomasse.

Enfin, pour affiner encore cette approche qualitative, il est indispensable de confronter les données de l'ensemble de ces indicateurs ou traceurs aux caractéristiques globales de l'aérosol atmosphérique, telles que les concentrations en carbone organique (OC), carbone élémentaire (EC) et PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub> [49] [57] [63] [64].

Pour la combustion de la biomasse, une première évaluation quantitative peut être réalisée en comparant les rapports des concentrations en lévoglucosan et en OC à l'émission et en atmosphère ambiante [49] [65].

D'autres méthodes d'évaluation quantitative se sont développées grâce à l'utilisation d'outils mathématiques basés principalement sur des approches statistiques. **L'approche la plus largement rapportée utilisée pour assigner une contribution des sources aux concentrations ambiantes des composés particulaires, est la technique du bilan matière (*Chemical Mass Balance, CMB*)**. Cette méthode a été développée dès 1973 par Friedlander et son application à la matière organique particulaire a été proposée par Schauer *et al.* [66]. Elle présente l'intérêt de pouvoir quantifier dans le même modèle plusieurs sources d'émission. Elle permet de plus de prendre en compte des familles de composés non source spécifique, mais dont l'empreinte chimique est dépendante du type de sources d'émission. Dans la méthode CMB, la concentration des constituants d'un échantillon ambiant donné est alors décrite comme résultant d'une combinaison linéaire des compositions chimiques relatives des sources. Ainsi, suivant les espèces utilisées, ce modèle peut établir les contributions des différentes sources, soit aux concentrations en OC, soit aux concentrations en particules. Cependant, la connaissance des profils d'émissions est un facteur prépondérant à la représentativité des contributions calculées par CMB [67]. Or, la connaissance exacte des profils d'émissions des sources de la zone étudiée peut être difficile à obtenir.

Ainsi, ces dernières années s'est accru un intérêt grandissant pour des approches statistiques plus flexibles en termes de connaissance des sources. Des approches statistiques telles que UNMIX, l'analyse en composante principale ou la méthode PMF (*Positive Matrix Factorization*) se sont également développées [68] [69] [70] [71].

Ces différentes méthodes d'évaluation quantitative de la contribution des sources font l'objet actuellement d'inter-comparaison en vue notamment de leurs applications dans les études d'impact sanitaire de l'exposition aux particules [72] [73] [74].

### **Exemples de travaux français d'identification des contributions :**

Des travaux effectués dans les vallées de Chamonix et de la Maurienne, ainsi qu'au Puy de Dôme, ont montré la présence de traceurs spécifiques de la source « combustion de biomasse » en hiver. La combinaison de ces données avec les concentrations et les profils de certains HAP, ont permis de mettre en évidence la contribution importante de la combustion de biomasse sur la qualité de l'air des vallées alpines [33] [49] [57] [75] [76].

Plus récemment, une étude effectuée par l'INERIS à la demande du MEEDDAT durant l'hiver 2006/2007 dans quatre grandes agglomérations françaises (Paris, Lille, Strasbourg et Grenoble), en collaboration avec quatre AASQA (AIRPARIF, ATMO Nord Pas de Calais, ASPA et ATMO Rhône-Alpes GIE/ASCOPARG) et le LCME, a mis en évidence des concentrations en lévoglucosan du même ordre de grandeur que celles observées sur d'autres sites urbains aux États-Unis et en Australie [65].

De plus, une estimation quantitative de la contribution de la source « combustion du bois » à la composante « matière organique » a été réalisée à partir des données de lévoglucosan et de OC dans les quatre villes. Malgré une grande incertitude liée au choix dans la littérature des données numériques d'émissions en traceurs et en OC, lesquelles sont nécessaires au calcul des contributions, l'apport de cette source la plus importante se situe à Grenoble, avec des valeurs comprises entre 32 et 53 % [65].

Enfin, les résultats obtenus dans le cadre du programme CARBOSOL ont montré que la combustion de biomasse (feux de cheminée, feux agricoles et de jardins) est responsable de 50 à 70 % de la pollution carbonée hivernale [49] [77] [78].

# PARTIE B

## VOLET EXPÉRIMENTAL

La partie expérimentale a été divisée en trois phases :

- **Phase 1. Définition de la stratégie de prélèvement et recherche des volontaires**
  - Définition de la stratégie de prélèvement : besoins et contraintes
  - Préparation d'un questionnaire pour la recherche des volontaires
  - Dépouillement du questionnaire et prise de contact avec les volontaires retenus
  
- **Phase 2. Protocole de mesure et réalisation des essais**
  - Protocole de mesure retenu
  - Essais en milieu rural : foyer ouvert et poêles
  - Essais en milieu urbain : foyer ouvert et foyers fermés
  
- **Phase 3. Interprétation des résultats**
  - Synthèse et exploitation des résultats
  - Rédaction du rapport final et valorisation des travaux

Chacune de ces phases fait l'objet d'un chapitre dédié dans la suite du présent rapport.





## **4. PHASE 1 : DEFINITION DE LA STRATEGIE DE PRELEVEMENT ET RECHERCHE DES VOLONTAIRES**

### **4.1 DEFINITION DE LA STRATEGIE GLOBALE**

Afin de mieux connaître les émissions des foyers domestiques et leur impact éventuel, **les concentrations en différents polluants ont été mesurées à l'émission, à l'intérieur et à l'extérieur des habitations** équipées de différents types d'appareil de chauffage au bois.

Par ailleurs, la connaissance des conditions de ventilation des habitations est indispensable pour interpréter de façon satisfaisante les niveaux de concentration de polluants mesurés à l'intérieur des habitations et pour les comparer à des valeurs usuellement rencontrées dans l'air intérieur ou à des valeurs guides de référence. Ainsi, il a été jugé indispensable d'estimer quantitativement ou de mesurer directement le renouvellement d'air des logements instrumentés.

#### **4.1.1 CHOIX DES ZONES GEOGRAPHIQUES ET DES APPAREILS A ETUDIER**

Il était initialement prévu de retenir deux zones d'habitat contrastées en termes d'influences des différentes sources de polluants, mais caractéristiques vis-à-vis de l'utilisation des appareils de chauffage domestique à bois, afin de connaître la contribution de ce type d'appareils à la pollution atmosphérique globale locale.

**Compte tenu des problèmes techniques liés à l'accès de la cheminée avec une nacelle et le matériel nécessaires à effectuer les mesures (cf. 4.2.4), seules les habitations en zone rurale ont *in fine* été retenues pour cette étude. Le nombre total de foyers initialement prévu à ce jour a été respecté.**

La zone rurale devait être étudiée pour les raisons suivantes :

- les zones rurales sont *a priori* plus largement équipées d'appareils de chauffage domestique au bois de par leur configuration : maisons individuelles majoritaires ;
- les appareils de chauffage au bois dans ce type de zone sont, à ce jour *a priori*, majoritairement utilisés en tant que chauffage de base ;
- en zone rurale, les sources autres que la combustion de bois, pour certains composés comme par exemple les HAP, les particules... sont jugées minoritaires.

La zone sub-urbaine devait être étudiée pour les raisons suivantes :

- l'utilisation des appareils de chauffage au bois est de plus en plus répandue en milieu urbain, surtout en périphérie où les maisons individuelles sont majoritaires (zone pavillonnaire) ;
- les appareils de chauffage au bois dans ce type de zone, sont à ce jour *a priori* majoritairement utilisés en tant que chauffage d'appoint ;

- en zone sub-urbaine, les sources autres que la combustion de bois, pour certains composés comme par exemple les HAP, les particules... sont importantes (véhicules, autres types de chauffage urbain...).

Afin de couvrir les trois types d'appareil de chauffage les plus répandus en France actuellement (Tableau 1), il a été convenu de retenir les foyers ouverts, les foyers fermés et les poêles.

Le choix des appareils à étudier s'est fait en fonction de leur âge en partant de l'hypothèse qu'un appareil ancien a un rendement énergétique plus faible qu'un appareil récent, ceci, afin de prendre en compte les améliorations apportées ces dernières années sur les foyers, et permettre de mieux cerner l'évolution de l'impact des futurs foyers.

**Les appareils étudiés ont finalement été les suivants :**

- **deux foyers ouverts** (cheminées) ;
- **un poêle ancien avec un rendement énergétique supposé faible<sup>2</sup>** ;
- **un poêle récent avec un rendement énergétique supposé élevé<sup>3</sup>** ;
- **un foyer fermé ancien avec un rendement énergétique supposé faible<sup>2</sup>** ;
- **un foyer fermé récent avec un rendement énergétique supposé élevé<sup>3</sup>**.

#### 4.1.2 CONDITIONS DES ESSAIS POUR CHAQUE HABITATION

Sur chaque appareil, deux allures de fonctionnement différentes ont été retenues : **allure nominale et allure réduite** ; l'intérêt de travailler à allure réduite étant d'essayer de reproduire un fonctionnement de nuit.

**Le même bois a été utilisé pour tous les essais** (voir Chapitre 1 de l'Annexe 4).

Une **journée de prélèvement à blanc (appareil de chauffage à l'arrêt)** a été réalisée afin de disposer d'un « blanc de l'habitation » et pouvoir ainsi étudier l'incidence du fonctionnement de l'appareil de chauffage.

#### 4.1.3 ÉVALUATION DES CONDITIONS DE VENTILATION

##### 4.1.3.1 DESCRIPTION DES APPROCHES METHODOLOGIQUES EXISTANTES

L'objet est d'apprécier le débit de renouvellement d'air des habitations sous les conditions d'expérimentation. Pour ce faire, on peut recourir essentiellement à deux approches :

- une approche qualitative qui permet de donner un ordre de grandeur des débits de renouvellement d'air ;
- une approche quantitative faisant appel à la mesure.

---

<sup>2</sup> Rendement énergétique supposé faible = 40 à 50 %

<sup>3</sup> Rendement énergétique supposé faible = 65 à 75 %

L'approche qualitative a le mérite d'être facile à mettre en œuvre, mais ne fournit qu'une évaluation grossière du renouvellement d'air. La démarche consiste à évaluer le renouvellement d'air à partir d'informations techniques relatives au bâti, au système éventuel de ventilation, recueillies par inspection visuelle de l'habitation, et d'informations recueillies auprès des occupants sur leurs habitudes vis-à-vis de l'ouverture des fenêtres. Les informations sur le bâti visent à évaluer l'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment.

Pour cette étude, il a été convenu de réaliser les essais fenêtres, portes-fenêtres et portes extérieures fermées. Aussi, le renouvellement d'air de l'habitation peut être considéré comme égal à la somme du renouvellement d'air spécifique du système de ventilation, quand il existe, et de la part supplémentaire<sup>4</sup> liée aux effets du vent et du tirage thermique sur le bâtiment.

L'approche quantitative consiste en :

- soit des mesures directes de renouvellement d'air en faisant appel à des gaz traceurs (①) ;
- soit des mesures de perméabilité à l'air de l'enveloppe du bâtiment (②). Cette mesure ne fournit pas directement le taux de renouvellement d'air, mais celui-ci peut être estimé, moyennant des hypothèses sur les pressions dans le logement.

① Les mesures de renouvellement d'air par gaz traceurs peuvent s'opérer par des méthodes, soit passives (PFT<sup>5</sup>), soit actives :

- La technique de mesure par tubes passifs PFT est généralement utilisée pour mesurer des taux de renouvellement d'air moyens intégrés sur une longue période et ne peut donc pas être utilisée dans la présente étude.
- Les méthodes actives de mesure du renouvellement d'air par gaz traceur sont basées sur l'utilisation d'un doseur et d'un analyseur multi-gaz. L'utilisation de ces méthodes requiert une bonne maîtrise de la technique de mesure de la part de l'opérateur et une bonne connaissance de l'outil métrologique. Trois méthodes actives peuvent être utilisées pour mesurer le taux de renouvellement d'air [79] :
  - La méthode basique, la plus simple, est la méthode de la décroissance de la concentration d'un gaz traceur préalablement injecté dans le local. Cette méthode convient pour déterminer des renouvellements d'air peu importants sur des durées assez courtes (de l'ordre de 1 à 3 heures). Elle est assez bien adaptée aux objectifs de la présente étude ; elle suppose toutefois que l'écoulement d'air dans le local est constant. Le taux de renouvellement d'air est égal au logarithme du rapport des concentrations initiale et finale, divisé par l'intervalle de temps.

---

<sup>4</sup> On parle aussi de renouvellement d'air par infiltration.

<sup>5</sup> Les PFT, *perfluorocarbon tracers*, sont des gaz de la famille des perfluoroalkylcycloalcanes.

- La méthode à émission constante est utilisée pour des mesures, en continu sur une longue période, du taux de renouvellement d'air dans des espaces mono-zones ou du débit d'air dans les conduits. Contrairement à la méthode précédente qui ne nécessite qu'un analyseur de gaz, celle-ci nécessite en outre un débitmètre pour mesurer l'émission de gaz traceur injecté dans le local. Le taux de renouvellement d'air est proportionnel au débit de gaz traceur injecté et inversement proportionnel à la concentration de gaz traceur dans le local. Cette méthode permet de fournir l'évolution au cours du temps du taux de renouvellement d'air. Toutefois, elle est plus difficile à mettre en œuvre et est consommatrice de temps et de gaz.
- La méthode à concentration constante est adaptée aux mesures continues du renouvellement d'air dans une ou plusieurs zones. Elle nécessite un analyseur et un moniteur de dosage et de contrôle du débit de gaz émis pour maintenir la concentration constante. Elle permet une mesure précise du renouvellement d'air moyen sur des longues périodes et l'analyse détaillée des variations du renouvellement d'air au cours du temps. Toutefois, son utilisation est délicate (difficulté de maintenir la concentration constante dans les grands espaces) et onéreuse (consommation de temps et de gaz). N'étant pas adaptée aux besoins de l'étude, cette méthode n'a pas été ici retenue.

② La mesure de la perméabilité à l'air globale du logement est réalisée conformément au guide méthodologique du CSTB [80] à l'aide d'un dispositif spécifique appelé "fausse porte". Cette mesure permet de caractériser le niveau d'étanchéité à l'air de l'enveloppe du bâtiment. Elle consiste, après avoir obturé tous les orifices spécifiques de ventilation du logement, à le mettre en dépression à l'aide d'un ventilateur et à mesurer les débits de fuite pour des différences de pressions données entre l'intérieur et l'extérieur. Des précautions doivent être prises pour assurer la fiabilité des mesures. Deux effets jouent sur les conditions de mesure : le premier est dû à la pression moyenne sur l'enveloppe du bâtiment due au vent et au tirage thermique, le second aux variations de pression générées par les fluctuations du vent. En pratique, il est fortement recommandé de ne pas effectuer les mesures si la vitesse du vent est supérieure à 2 m/s.

#### 4.1.3.2 PROTOCOLE RETENU POUR L'ÉVALUATION DES CONDITIONS DE VENTILATION

Compte tenu de la lourdeur de mise en œuvre des mesures de ces paramètres de ventilation et du coût associé, il n'est pas possible d'instrumenter toutes les habitations avec des moyens métrologiques lourds. **Il a été décidé de limiter l'instrumentation à deux maisons et de conduire des investigations à caractère qualitatif sur les quatre autres maisons.**

L'approche simplifiée, conduite sur les quatre maisons, repose essentiellement sur une inspection pour estimer l'étanchéité de l'enveloppe et en conséquence le renouvellement d'air. Pour les maisons équipées d'un système de ventilation mécanique, des mesures ponctuelles de débits d'air aux bouches d'extraction ont été réalisées (cf. paragraphe 2.2 dans l'annexe 4).

Les investigations détaillées sur les deux autres maisons consistent à :

- mesurer préalablement la perméabilité à l'air de l'enveloppe du logement, à l'aide de la fausse porte, en absence de fonctionnement de l'appareil de chauffage à bois ;
- mesurer en continu le taux de renouvellement d'air du logement par la technique de la décroissance d'un gaz traceur. Le gaz traceur utilisé est l'hexafluorure de soufre (SF<sub>6</sub>) non présent dans l'air ambiant extérieur.

#### **4.1.4 ÉVALUATION DES CONDITIONS D'AMBIANCE INTERIEURE**

En complément des mesures des conditions de ventilation, les conditions hygrothermiques à l'intérieur des logements expérimentés ont été mesurées en continu. Ces mesures visent à apprécier les conditions de confort thermique, mais également à fournir des éléments explicatifs des niveaux de ventilation des habitations. En effet, le taux de renouvellement d'air dépend des effets de tirage thermique à l'intérieur du logement, donc du niveau de température intérieure.

Les températures d'air et les humidités relatives intérieures sont mesurées dans deux pièces différentes : dans le salon (pièce équipée du foyer à étudier) et dans une chambre à l'étage.

Pour les mêmes raisons que précédemment, les mesures de température et d'humidité ne sont effectuées que sur les deux maisons expérimentées de façon approfondie en termes de perméabilité à l'air et de renouvellement d'air.

## **4.2 RECHERCHE ET SELECTION DES VOLONTAIRES**

### **4.2.1 ÉLABORATION ET DIFFUSION DU QUESTIONNAIRE DE RECRUTEMENT**

Le questionnaire élaboré est joint en Annexe 2.

Ce questionnaire visait à examiner l'éligibilité des particuliers volontaires pour participer à l'étude. Les questions étaient groupées selon quatre thématiques :

- type d'appareil et utilisation ;
- type d'habitation et renouvellement d'air ;
- type d'environnement autour de l'habitation et habitudes des occupants ;
- possibilité d'installer le matériel à l'intérieur et à l'extérieur de l'habitation.

Chaque groupe de questions visait à orienter le choix de l'habitation eu égard aux conditions exigées *a minima* par chaque équipe et chaque environnement étudié (air intérieur, air extérieur et émission). Pour les mesures à l'émission, il était important de savoir si le conduit de la cheminée était situé au centre de l'habitation ou bien sur le pignon, et à quelle hauteur. Pour les mesures à l'intérieur, il était important d'avoir connaissance du type de ventilation de la maison, ainsi que de la présence de fumeurs et/ou d'un garage attenant (critères d'exclusion car pouvant influencer les concentrations intérieures). Pour les mesures dans l'air extérieur, la connaissance de la proximité d'autres émetteurs était indispensable. Enfin, l'encombrement des véhicules utilisés pour les mesures à l'émission nécessitait la mise à disposition d'un accès suffisant autour de l'habitation et à proximité de la cheminée.

Une note de présentation du projet, jointe en Annexe 1, accompagnait le questionnaire.

L'ensemble a été diffusé par courrier électronique courant août 2006. L'envoi a été effectué dans un premier temps au sein des instituts des partenaires du projet : INERIS : environ 600 personnes ; université de Savoie : environ 400 personnes ; CSTB : environ 500 personnes et le CITEPA : environ 50 personnes.

#### **4.2.2 REPONSES REÇUES AU QUESTIONNAIRE DE RECRUTEMENT**

Malgré une large diffusion électronique, seulement quarante et un questionnaires ont été remplis et retournés par des particuliers volontaires pour participer à ce projet. Ceci met en évidence la difficulté à travailler chez des particuliers dans des conditions normales de fonctionnement de ce type d'appareils<sup>6</sup>.

Les appareils proposés étaient :

- 16 foyers ouverts ;
- 17 foyers fermés, dont 8 foyers et 9 inserts ;
- 10 poêles ;
- 1 chaudière à granulés de bois.

Parmi les répondants, une vingtaine de cheminées sont situées au centre de l'habitation. La plupart des appareils sont utilisés en tant que chauffage d'appoint (une vingtaine) ou d'agrément (une dizaine), contre une dizaine d'appareils utilisés comme chauffage principal. La plupart des particuliers disent utiliser du bois du commerce. Enfin, il s'agit de l'habitation principale pour tous les candidats.

Très peu de réponses de volontaires en zones pavillonnaires sub-urbaines ont été reçues, et une relance par courrier électronique a été nécessaire.

#### **4.2.3 DEPOUILLEMENT DU QUESTIONNAIRE ET SELECTION DES VOLONTAIRES**

Lors d'une réunion tenue le 7 novembre 2006 en présence de tous les partenaires du projet, toutes les candidatures ont été étudiées et un premier choix a été fait en fonction de l'âge de l'appareil (rendement énergétique), l'accessibilité au toit et à la cheminée, la présence ou non des fumeurs... (cf. conditions d'éligibilité ou d'exclusion mentionnées précédemment).

Les candidats non retenus ont été écartés pour les raisons suivantes :

- modèles de poêles trop récents (rendement énergétique trop élevé), donc non représentatifs du parc actuel ;
- accès difficile à la cheminée (trop haute et/ou au centre de l'habitation) ;
- modèles trop particuliers donc non représentatifs du parc actuel ;
- trop grand nombre de candidats dans le cas des cheminées ;
- garages attenants.

---

<sup>6</sup> Le faible taux de participation est courant pour les études menées dans les logements.

#### **4.2.4 VISITES PRELIMINAIRES**

Entre fin 2006 et octobre 2007, les visites préliminaires des habitations retenues dans le cadre de cette étude ont été effectuées afin de vérifier sur place que l'accessibilité à la maison et à la cheminée étaient bien garanties.

Cette visite préliminaire arrêtait le choix définitif de l'habitation. Ainsi, suite à ces visites, plusieurs maisons en milieu urbain n'ont pas pu être retenues. En effet, l'accès à la cheminée s'est avéré très difficile compte tenu de l'espace limité entre l'habitation à instrumenter et les habitations voisines, voire entre le mur d'accès à la cheminée et d'autres parties de la propriété (impossibilité de mettre la nacelle au pied de la cheminée). De plus, la demande d'autorisation auprès des mairies concernées, pour l'installation du camion laboratoire de l'INERIS utile à la mesure des concentrations de fond des zones d'étude, s'est avérée plus compliquée qu'en milieu rural.

Par ailleurs, deux habitations (foyer ouvert 2 et poêle ancien) étaient en fait des logements de fumeurs (un seul habitant dans chaque cas). Ces personnes n'étaient pas présentes lors de la réalisation des essais, et dans le cas du poêle ancien, l'occupant s'est absenté toute la semaine de la campagne. Ces écarts par rapport à la stratégie initiale sont pris en compte pour l'interprétation des données.

À l'issue de ces visites et après le choix final des volontaires, un document précisant d'une manière plus détaillée le déroulement de la campagne ainsi que les expériences réalisées, a été transmis à chaque occupant des habitations retenues (joint en Annexe 3).

#### **4.3 CONTACTS AVEC L'ENSTIB-LERMAB**

Durant toute la durée de l'étude, des contacts ont été pris avec l'ENSTIB-LERMAB (École Nationale Supérieure des Techniques du Bois et Industries du Bois - Laboratoire d'Études et de Recherche sur le Matériau Bois). En effet, comme souhaité par l'ADEME lors de l'acceptation des projets présentés à l'appel à projet de 2005, par l'INERIS et ses partenaires et l'ENSTIB-LERMAB, un protocole de mesure commun avait été mis en place pour la réalisation des projets respectifs, afin de faciliter la comparabilité des résultats.

Compte tenu de la difficulté à maîtriser un certain nombre de paramètres (tirage, emplacement des points de mesure à l'émission...) lors de mesures sur site, il a été décidé d'utiliser le même combustible pour la réalisation des deux projets. L'intégralité du bois utilisé pour ce projet a ainsi été fournie par l'ENSTIB-LERMAB qui a transmis ses caractéristiques exactes (cf. Tableau A de l'Annexe 4).

Lors d'une réunion entre l'INERIS et l'ENSTIB-LERMAB en octobre 2007, les deux organismes se sont mis d'accord sur le besoin d'ajustement des résultats obtenus, du fait des contraintes rencontrées sur le terrain qui n'ont pas permis d'effectuer les prélèvements à l'émission à la même distance que dans les travaux effectués en laboratoire.

**Les résultats obtenus dans les deux projets seront mis en commun et comparés une fois les deux projets terminés.**





## **5. PHASE 2 : PROTOCOLE DE MESURE ET REALISATION DES ESSAIS**

### **5.1 COMPOSES RECHERCHES DANS LES DIFFERENTS ENVIRONNEMENTS**

L'étude bibliographique a permis de cibler les composés à rechercher et les méthodes analytiques à mettre en place aussi bien pour les mesures effectuées à l'émission, que dans l'air extérieur et l'air intérieur.

Le Tableau 11 liste les composés mesurés dans les différents environnements. Les protocoles de mesure utilisés, ainsi que les limites de détection (LD) et de quantification (LQ) sont détaillés en Annexe 4.

**Tableau 11. Composés mesurés dans les différents environnements**

Composés	Émission	Air intérieur	Air ambiant	Choix selon le critère principal suivant
CO	x	x		Réglementé air ambiant Intoxications oxycarbonées
CO <sub>2</sub>	x			Renseignements sur débit fumées et flux
O <sub>2</sub>	x	x		Suivi de la combustion. Renseignements sur débit fumées et flux
COVT	x			Pertinents dans le cadre de cette étude
PM <sub>10</sub> et PM <sub>2.5</sub>	x	x	x	Réglementés air ambiant
NOx	x	x	x	Réglementé air ambiant
O <sub>3</sub>			x	Réglementé air ambiant
SO <sub>2</sub>			x	Réglementé air ambiant
Aldéhydes et cétones (C <sub>1</sub> à C <sub>9</sub> )	x	x	x	Pertinent dans le cadre de cette étude
HAP	x	x	x	Traceurs / indicateurs. Réglementés air ambiant
COV (dont, BTX)	x	x	x	Traceurs / indicateurs. Réglementés air ambiant
Lévoglucosan	x	x	x	Traceur
Méthoxyphénols <sup>7</sup>	x	x	x	Traceurs
Dioxines et furanes	x			Pertinent dans le cadre de cette étude

Les prélèvements effectués dans les différents compartiments (émission, air intérieur et air extérieur) ont été réalisés simultanément de façon à avoir une cohérence d'ensemble des résultats et de mieux appréhender la contribution du compartiment « émission » sur les autres et celle du compartiment « air extérieur » sur la qualité de l'air intérieur.

<sup>7</sup> Comme par exemple le guaiacol et le syringol

Un suivi des paramètres météorologiques a aussi été effectué simultanément : vitesse et direction du vent (à 10 mètres de hauteur par rapport au sol), pression et température.

Le déroulement de chaque campagne a été le suivant :

- **J** : arrivée sur les lieux et préparation du matériel + mesure de la perméabilité de l'habitation (dans les habitations retenues) ;
- **J + 1** : réalisation du « blanc », c'est-à-dire de la mesure de la qualité de l'air intérieur et extérieur **sans fonctionnement de l'appareil** de chauffage d'appoint ;
- **J + 2** : réalisation des mesures (air extérieur, air intérieur et en sortie de cheminée) en situation de **marche nominale de l'appareil** de chauffage d'appoint + mesure du taux de renouvellement d'air simultanément (dans les habitations retenues) ;
- **J + 3** : réalisation des mesures (air extérieur, air intérieur et en sortie de cheminée) en situation de **marche réduite de l'appareil** de chauffage d'appoint + mesure du taux de renouvellement d'air simultanément (dans les habitations retenues) ;
- **J + 4** : désinstallation des équipements de mesure.

## 5.2 PRESENTATION DES APPAREILS ET DES SITES D'ETUDE

Les six habitations retenues sont toutes situées en Picardie et en zone rurale.

Dans ce chapitre, sont décrits les appareils et l'environnement de chaque site. Une description détaillée des habitations est présentée en Annexe 5.

Pour rappel, il n'a pas été possible d'instrumenter d'habitations en zones urbaines. Par ailleurs, deux habitations (foyer ouvert 2 et poêle ancien) étaient en fait des logements de fumeurs (un seul habitant dans chaque cas). Ces personnes n'étaient pas présentes lors de la réalisation des essais, et dans le cas du poêle ancien, l'occupant s'est absenté toute la semaine de la campagne. Ces écarts par rapport à la stratégie initiale sont pris en compte pour l'interprétation des données.

### 5.2.1 HABITATION EQUIPEE D'UN FOYER OUVERT (FOYER OUVERT 1)

#### 5.2.1.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE

Le bâtiment étudié comprenait 2 foyers ouverts et un foyer fermé. Seul, le foyer ouvert situé dans le salon a fait l'objet des investigations (Figure 4). Ce foyer n'est utilisé qu'en tant que chauffage d'appoint, avec principalement du bois du commerce. Il s'agit d'une vieille cheminée en pierre.



**Figure 4. Chargement du foyer ouvert 1**

#### 5.2.1.2 ENVIRONNEMENT DU SITE

La commune de Saint Paul au bois est située dans l'Aisne dans une zone rurale. Elle compte environ 400 habitants et est majoritairement constituée de maisons individuelles.

Il n'y a pas de route importante autour de la maison instrumentée ; le seul trafic automobile à proximité provient d'une route départementale située à environ 50 mètres.

Le camion laboratoire a été installé à environ 500 mètres de l'habitation, dans l'enceinte de la cour de l'école au centre de la commune.

Durant la campagne de prélèvement, plusieurs cheminées en fonctionnement ont été identifiées dans la commune, ainsi qu'un feu générateur d'une fumée assez importante le mercredi, journée où les essais à allure nominale avaient lieu.

### 5.2.2 HABITATION EQUIPEE D'UN POELE ANCIEN

#### 5.2.2.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE

Le poêle (Effel) étudié a une quinzaine d'années (Figure 5). Ses caractéristiques ne sont pas connues. Le dernier ramonage de la cheminée a été effectué en août 2006. L'appareil n'est utilisé qu'occasionnellement, comme chauffage d'agrément.



**Figure 5. Poêle ancien et prélèvements dans l'air intérieur**

### 5.2.2.2 ENVIRONNEMENT DU SITE

La commune de Pontpoint est située dans l'Oise dans une zone semi-rurale. Elle compte environ 2 800 habitants et est constituée de maisons individuelles, de fermes et d'immeubles de faible hauteur.

Il n'y a pas de route importante autour de la maison instrumentée ; le seul trafic automobile à proximité provient d'une route départementale située à environ 300 mètres. Cependant, cette départementale est un axe très fréquenté aux heures de pointe.

Le camion laboratoire a été installé à environ 200 mètres de l'habitation, dans le jardin d'un particulier habitant la même commune. Durant la campagne, peu de cheminées en fonctionnement ont été identifiées.

## 5.2.3 HABITATION EQUIPEE D'UN POELE RECENT

### 5.2.3.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE

Le poêle étudié est très récent, puisqu'il a été acquis et installé en 2004. Il s'agit d'un poêle de marque Godin (Figure 6). Le rendement annoncé par son constructeur est de 71,6 %. Le dernier ramonage de la cheminée a été effectué en février 2006. Ce poêle est utilisé comme chauffage principal ou d'appoint en fonction de la période de l'année.



**Figure 6. Poêle récent et prélèvements dans l'air intérieur**

### 5.2.3.2 ENVIRONNEMENT DU SITE

La commune de Pont Sainte Maxence est située dans l'Oise dans une zone semi-rurale. Elle compte environ 12 500 habitants et est constituée de maisons individuelles, de fermes et d'immeubles.

Une route départementale est située en bordure immédiate de la maison, à environ 1 mètre. C'est un axe très fréquenté aux heures de pointe. Par ailleurs, la commune est traversée par une route nationale située à environ 800 mètres et très fréquentée notamment par des camions.

Le camion laboratoire a été installé à environ 200 mètres de l'habitation, sur le stade communal. Durant la campagne de prélèvement, plusieurs cheminées en fonctionnement ont été identifiées dans la commune.

## **5.2.4 HABITATION EQUIPEE D'UN FOYER OUVERT (FOYER OUVERT 2)**

### **5.2.4.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE**

Il s'agit d'une vieille cheminée en pierre (Figure 7), utilisée en tant que chauffage d'appoint, avec du bois du commerce principalement.



**Figure 7. Foyer ouvert 2**

### **5.2.4.2 ENVIRONNEMENT DU SITE**

La commune de Maimbeville (60) est située dans une zone rurale. Elle compte environ 280 habitants et est majoritairement constituée de maisons individuelles.

Il n'y a pas de route importante autour de la maison instrumentée ; le seul trafic automobile à proximité est une route départementale située à environ 300 mètres.

Le camion laboratoire a été installé à environ 100 mètres, dans l'enceinte d'une exploitation agricole ayant une circulation relativement importante de tracteurs.

Durant la campagne de prélèvement, plusieurs cheminées en fonctionnement ont été identifiées dans la commune.

## **5.2.5 HABITATION EQUIPEE D'UN FOYER FERME ANCIEN**

### **5.2.5.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE**

Le foyer fermé étudié, de la marque « Deville », a environ 25 ans (Figure 8). Ses caractéristiques ne sont pas connues. Le dernier ramonage de la cheminée a été effectué en octobre 2007. L'appareil est utilisé en tant que chauffage principal, avec du bois de chauffage ne provenant pas des circuits commerciaux.



**Figure 8. Foyer fermé ancien**

### 5.2.5.2 ENVIRONNEMENT DU SITE

La commune d'Erquery est située dans l'Oise dans une zone rurale. Elle compte environ 600 habitants et est majoritairement constituée de maisons individuelles.

Il n'y a pas de route importante autour de la maison instrumentée ; le seul trafic automobile à proximité provient d'une route départementale située à environ 20 m. Des zones agricoles se trouvent à proximité de l'habitation.

Le camion laboratoire a été installé à environ 500 mètres, sur un terrain municipal jouxtant l'école.

Durant la campagne de prélèvement, plusieurs cheminées en fonctionnement ont été identifiées dans la commune.

## 5.2.6 HABITATION EQUIPEE D'UN FOYER FERME RECENT

### 5.2.6.1 APPAREIL DE CHAUFFAGE

Le foyer fermé étudié, de la marque « René Brisach », modèle 67LW1, est très récent, puisqu'il a été acquis et installé en 2004 (Figure 9). Le rendement annoncé par son constructeur est de 70,4 %. Le dernier ramonage a été effectué en 2007. Cet appareil est utilisé en tant que chauffage principal, avec du bois de commerce principalement.



**Figure 9. Foyer fermé récent**

### 5.2.6.2 ENVIRONNEMENT DU SITE

L'habitation est située dans la commune rurale d'Erquery (60), qui compte 600 habitants.

Il n'y a pas de route importante autour de la maison ; le seul trafic automobile à proximité provient d'une route départementale située à environ 100 mètres. Des zones agricoles se trouvent à proximité.

Le camion laboratoire a été installé sur un terrain municipal à environ 200 mètres. Il s'agit du même site de fond que celui du foyer fermé ancien.

## **6. PHASE 3. PRÉSENTATION ET INTERPRÉTATION DES RESULTATS**

### **6.1 BILAN GLOBAL DES ESSAIS**

Le Tableau 12 rassemble les dates des campagnes de prélèvement, ainsi que les différents essais réalisés.

*Tableau 12. Dates de réalisation des différents essais*

	Renouvellement d'air et perméabilité à l'air des habitations		Mesures physico-chimiques		
	Mesure	Évaluation qualitative	Blanc	Allure nominale	Allure réduite
Poêle ancien		15/02/07	06/02/07	07/02/07	08/02/07
Poêle récent	12/02/07 (perméabilité) 14-15/02/07 (renouv. air)	19/02/07	13/02/07	14/02/07	15/02/07
Foyer ouvert 1		15/02/07	20/02/07	21/02/07	22/02/07
Foyer ouvert 2		05/12/07	27/11/07	28/11/07	29/11/07
Foyer fermé ancien		06/12/07	20/11/07	21/11/07	22/11/07
Foyer fermé récent	4/12/07 (perméabilité) 5-6/12/07 (renouv. air)		04/12/07	05/12/07	06/12/07

### **6.2 CONDITIONS METEOROLOGIQUES DURANT LES CAMPAGNES**

Le Tableau 13 récapitule les conditions météorologiques durant les six périodes d'expérimentation (9h - 17h), mesurées dans le camion laboratoire de l'INERIS.

Les Figures 10 présentent les emplacements des habitations investiguées (rond rouge), du camion laboratoire (point jaune), ainsi que la rose de vents moyenne durant les campagnes.

Les conditions météorologiques étaient similaires pour toutes les campagnes avec des températures moyennes comprises entre 2 et 10 °C, avec des températures légèrement plus élevées pour les essais réalisés en novembre/décembre 2007.

**Tableau 13. Conditions météorologiques durant les campagnes**

Appareil	Dates	Pression atm. moyenne (hPa)	Température moyenne, mini-maxi (T°C)	Humidité relative moyenne (%)	Précipitations totales (mm d'eau)	Vitesse moyenne du vent (m/s)
<b>Poêle ancien</b>	06/02/07	998	4,8 (3,8-5,5)	93	0,4	1,7
	07/02/07	994	2,5 (0,4-3,9)	85	0,8	1,9
	08/02/07	986	8,1(6,1-9,6)	73	4,4	3,2
<b>Poêle récent</b>	13/02/07	1006	10 (8,7-11)	66	1,8	3,1
	14/02/07	994	9,5 (8,6-10,8)	97	19,4	3,4
	15/02/07	1017	9,4 (4,6-10,8)	66	1,2	2,0
<b>Foyer ouvert 1</b>	20/02/07	1001	7,4 (4,6-9,8)	92	0	1,0
	21/02/07	1002	10,9 (8,8-12,2)	78	0,4	2,4
	22/02/07	1001	10,5 (6,6-12,2)	77	0,4	2,1
<b>Foyer ouvert 2</b>	27/11/07	1011	3,7 (0,2-9,7)	88,9	0	0,4
	28/11/07	1002	4,5 (2,4-8,6)	81,3	0	1,6
	29/11/07	*	5,6 (4,7-6,2)	99,7	*	*
<b>Foyer fermé ancien</b>	20/11/07	989	10,9 (7,8-12,4)	90,9	3,75	2,3
	21/11/07	991	8,9 (5,9-14,2)	88,7	9,6	2,2
	22/11/07	991	9 (6,3-9)	88,9	9,6	1,6
<b>Foyer fermé récent</b>	04/12/07	1005	10,3 (6,4-11,7)	86,9	1	2,3
	05/12/07	1000	10,9 (9-13,5)	79	1,4	4,8
	06/12/07	1000	12,2 (9-14)	92,2	7,4	4,6

\* Problème technique

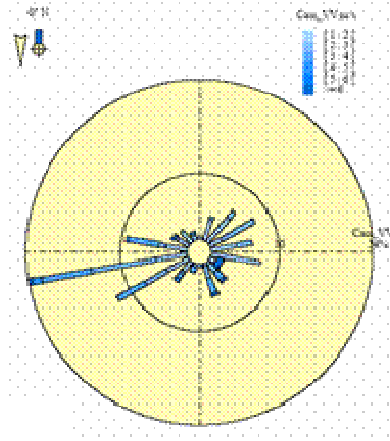
Il faut signaler qu'avec une température moyenne supérieure de 2,1 °C à la normale saisonnière, l'hiver 2006/2007 (décembre 2006 à février 2007) est le plus chaud observé en France depuis 1950. Si la température moyenne de décembre n'a été finalement que légèrement supérieure à la normale (+0,4 °C), celles des mois de janvier et février l'ont chacune dépassé de 3,0 °C<sup>8</sup>.

<sup>8</sup> [www.meteofrance.com](http://www.meteofrance.com)

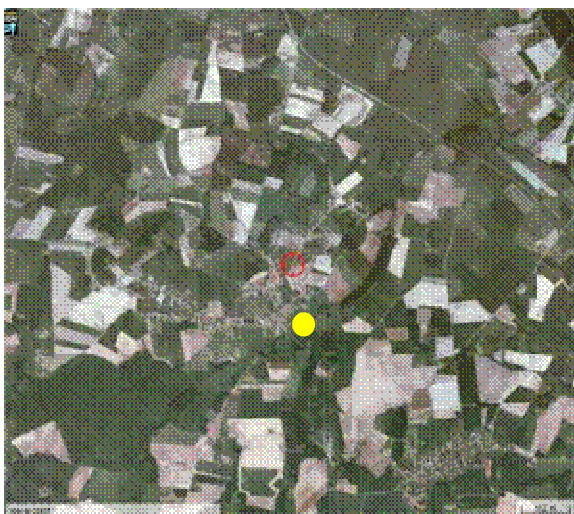
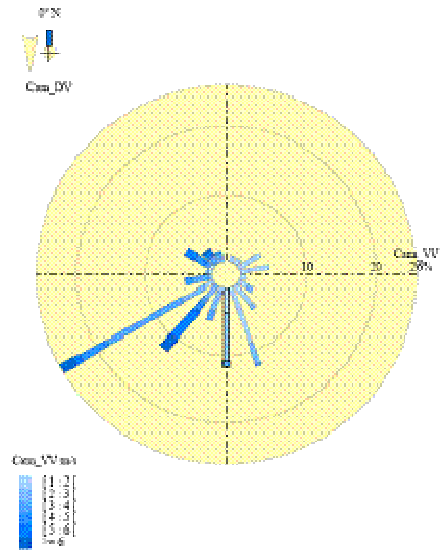




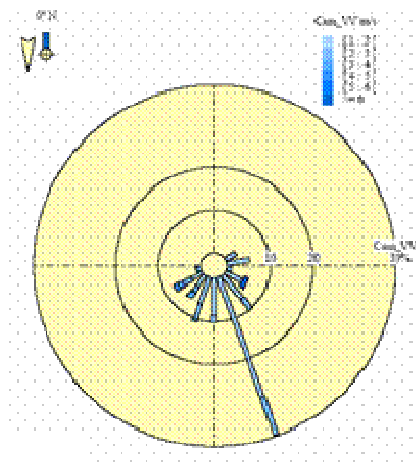
Poêle ancien



Poêle récent

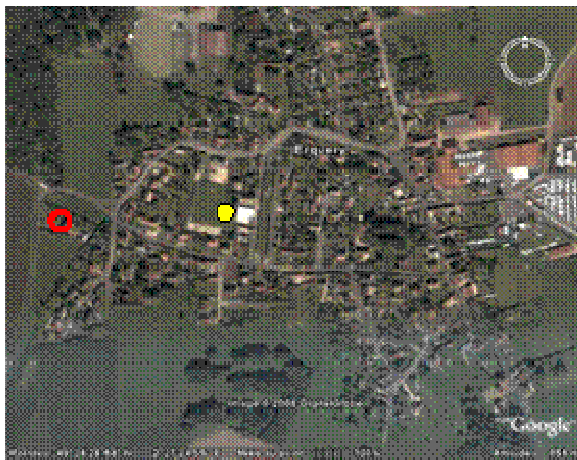
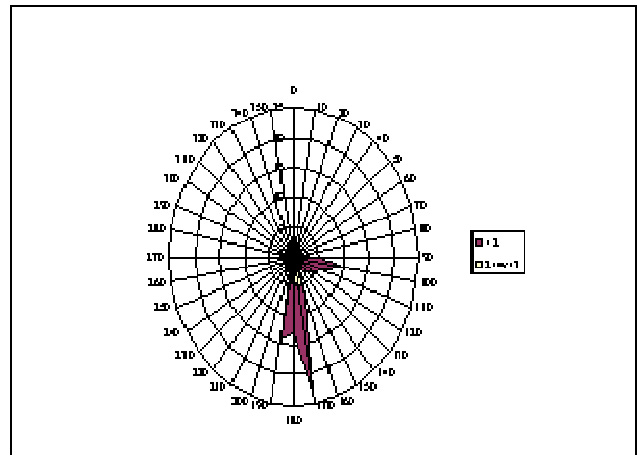


Foyer ouvert 1

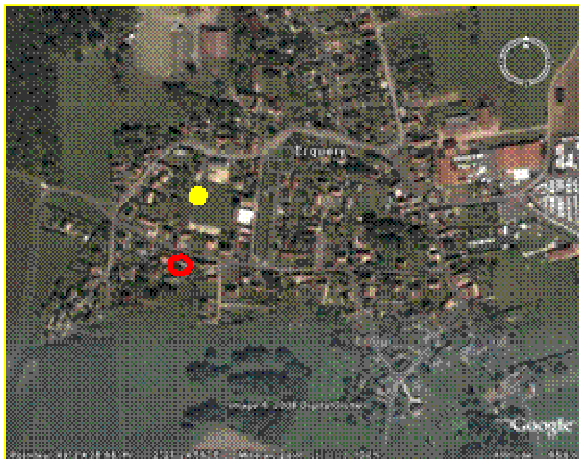
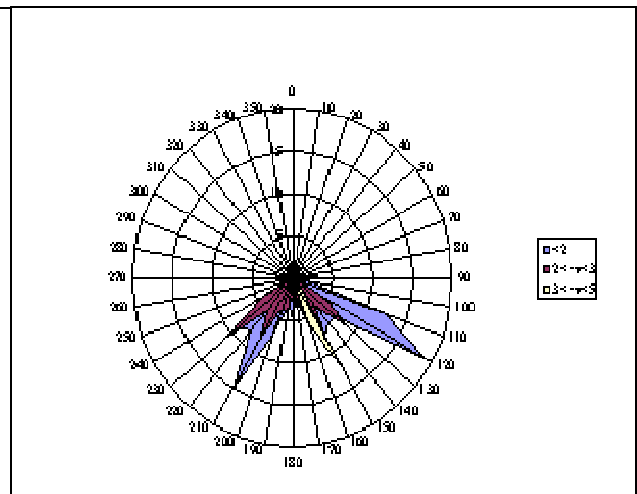




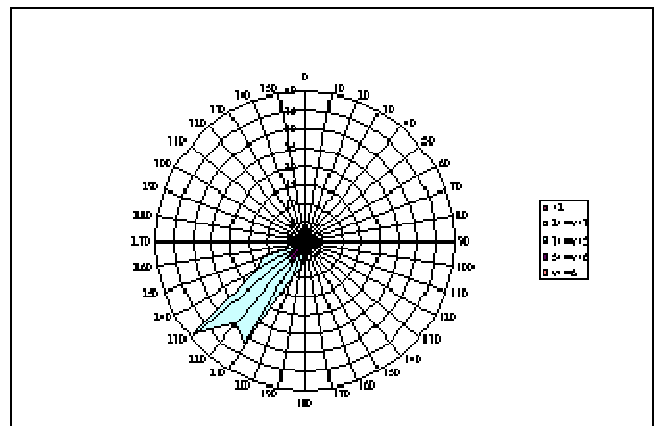
Foyer ouvert 2



Foyer fermé ancien



Foyer fermé récent



**Figures 10. Vues aériennes des sites et roses des vents pendant chaque campagne de mesure**

La pluviométrie a été faible durant les campagnes avec trois phénomènes pluvieux à signaler :

- le 8 et le 14 février, observés durant les essais réalisés à allure réduite sur le poêle ancien et à allure nominale sur le poêle récent respectivement ;
- entre le 20 et 22 novembre lors des essais réalisés sur le foyer fermé ancien.

Le vent était généralement faible durant toutes les campagnes (< de 3,3 m/s). Du vent modéré (compris entre 3,3 et 8,3 m/s) a été néanmoins observé le 14 février 2007 avec une valeur moyenne de 3,4 m/s lors de la réalisation de l'essai à allure nominale sur le poêle récent, et les 5 et 6 décembre 2007 lors des essais réalisés à allure nominale et réduite sur le foyer fermé ancien (4,8 et 4,6 m/s respectivement).

En ce qui concerne la direction des vents, et malgré un positionnement « théorique » du camion sous les vents dominants de la zone (étude des roses de vents annuelles), on observe que :

- dans le cas du foyer ouvert 1 et le poêle récent, les vents dominants (vents du sud et sud/sud-ouest respectivement) proviennent des secteurs à influence majoritairement rurale (forêt, champs...). De ce fait, malgré un nombre important d'habitants dans la commune où le poêle récent a été étudié, la zone d'étude peut être considérée comme « rurale » ;
- dans le cas des essais réalisés sur le poêle ancien, la zone d'étude se trouve sous l'influence d'un secteur rural (vents d'ouest) pour les vents les plus forts mais également d'un secteur plus semi-rural (vents de nord-est) ;
- dans le cas du foyer ouvert 2 les vents dominants (secteur sud) proviennent d'une zone d'habitations représentant à peu près la moitié de la commune ;
- dans le cas des foyers fermés les vents dominant (secteur sud/sud-ouest et sud/sud-ouest) proviennent des secteurs à influence majoritairement rurale (forêt, champs...) malgré la présence de quelques habitations de la commune.

### **6.3 RESULTATS OBTENUS A L'EMISSION**

Ce chapitre présente les résultats des mesures à l'émission des équipements étudiés et propose une mise en perspective détaillée par rapport aux facteurs de la littérature scientifique et à ceux des inventaires d'émission actuellement utilisés.

#### **6.3.1 CARACTERISTIQUES DES FUMÉES, RENDEMENT ET EXCES D'AIR DES EQUIPEMENTS OBTENUS LORS DES ESSAIS**

La température des fumées, le rendement et l'excès d'air calculés selon le protocole décrit en Annexe 4 sont présentés dans le Tableau 14 par type d'équipement (poêle, foyer ouvert, foyer fermé).

**Tableau 14. Masse de bois chargée, principales caractéristiques des fumées, rendement et excès d'air obtenus sur les différents équipements étudiés**

Essais	Poêle ancien		Poêle récent	
	Allure nominale	Allure réduite	Allure nominale	Allure réduite
Bs (kg sec/h)	5,0	2,9	5,0	2,8
ta (°C)	226	163	185	97
Hum (%)	7,5	4,5	5,8	3,9
m (g/s)	29,7	26,6	41,2	39,7
D (nm <sup>3</sup> /h sec)	76	70	107	106
η (%)	68,3	68,1	67,8	71,8
e (%)	256	398	399	770

Essais	Foyer ouvert (1)		Foyer ouvert (2)	
	Allure nominale	Allure réduite	Allure nominale	Allure réduite
Bs (kg sec/h)	10,1	6,7	5,4	2,9
ta (°C)	85	62	65	47
Hum (%)	1,6	1,3	4,0	1,4
m (g/s)	522	591	548	268
D (nm <sup>3</sup> /h sec)	1437	1633	1530	944
η (%)	22,6	14,4	6,3	22,6
e (%)	1550	2957	4195	2254

Essais	Foyer fermé ancien		Foyer fermé récent	
	Allure nominale	Allure réduite	Allure nominale	Allure réduite
Bs (kg sec/h)	3,5	2,6	4,6	3,2
ta (°C)	102	95	232	183
Hum (%)	4,6	3,2	13,2	11,6
m (g/s)	35,8	29,3	23,5	20,8
D (nm <sup>3</sup> /h sec)	96,6	78,4	58,9	50,8
η (%)	79,2	82,2	74,3	73,0
e (%)	552	629	214	301

Avec :

- Bs : masse de combustible d'essai sec brûlé par heure
- ta : température des fumées
- Hum : humidité des fumées
- m : débit massique des fumées
- D : débit volumique des fumées
- η : rendement
- e : excès d'air

Les rendements estimés sont relativement élevés par rapport à des essais menés sur banc du fait de l'échange et de la récupération de chaleur par le conduit d'extraction des fumées sur l'ensemble de la hauteur de la cheminée. Quelques points de rendement ont ainsi pu être gagnés. Ceci est vrai pour le foyer récent (le rendement estimé : 74,3 % à allure nominale, est bien supérieur au rendement annoncé par le constructeur : 70,4 %) mais pas pour le poêle récent (67,8 % *versus* 71,6 %). Lors d'essais sur site, d'autres éléments tels que, par exemple, les caractéristiques d'installation des appareils, les conditions de fonctionnement et d'entretien des appareils et les conditions météorologiques, sont donc aussi susceptibles de jouer un rôle important.

Les rendements obtenus à allure réduite sont également élevés en regard de ceux obtenus sur les mêmes appareils à allure nominale. Les essais à allure réduite se caractérisent par un temps de séjour des fumées dans le conduit plus élevé qu'à allure nominale, d'où un meilleur échange thermique. Cela pourrait expliquer les rendements plus élevés observés à allure réduite lors de la présente étude.

Le foyer ancien présente un rendement relativement élevé pour ce type d'appareil, de l'ordre de 80 %. Les fumées en sortie de cette installation sont relativement froides (100°C environ). Cette installation présente la particularité de disposer d'un conduit d'évacuation des fumées sans tubage, contrairement aux trois autres appareils testés. L'absence de tubage pourrait favoriser l'augmentation du temps de séjour des gaz dans le conduit et par conséquent l'augmentation de l'échange thermique et du rendement de l'installation.

Les deux poêles étudiés (poêle ancien de 1992 et poêle récent de 2004) qui disposent d'un conduit d'évacuation de longueur réduite, présentent des caractéristiques similaires en termes de performance énergétique en particulier à allure nominale.

**Dans les conditions réelles de fonctionnement des installations, le rendement ne reflète donc pas aussi bien que sur banc la qualité de la combustion du fait de la prise en compte du temps de séjour des fumées dans le conduit d'évacuation et des caractéristiques de ce conduit (matériaux, isolation).**

Un autre paramètre intéressant à regarder est l'excès d'air. D'une manière générale, plus l'excès d'air est élevé, plus la température de combustion est faible et plus la qualité de la combustion est médiocre.

Pour l'ensemble des appareils testés (hors foyers ouverts), l'excès d'air augmente lorsque l'allure est réduite. L'excès d'air à allure réduite est 14, 41, 55, et 93 % supérieur à celui déterminé à allure nominale respectivement pour le foyer fermé ancien, le foyer fermé récent, le poêle ancien et le poêle récent, ce qui traduit une moindre dégradation de la qualité de la combustion pour le foyer ancien. D'un appareil à l'autre, les comparaisons d'excès d'air sont délicates : d'autres paramètres tels que les caractéristiques de l'appareil (position et nombre d'entrées d'air), entretien de l'appareil, semblent jouer un rôle important.

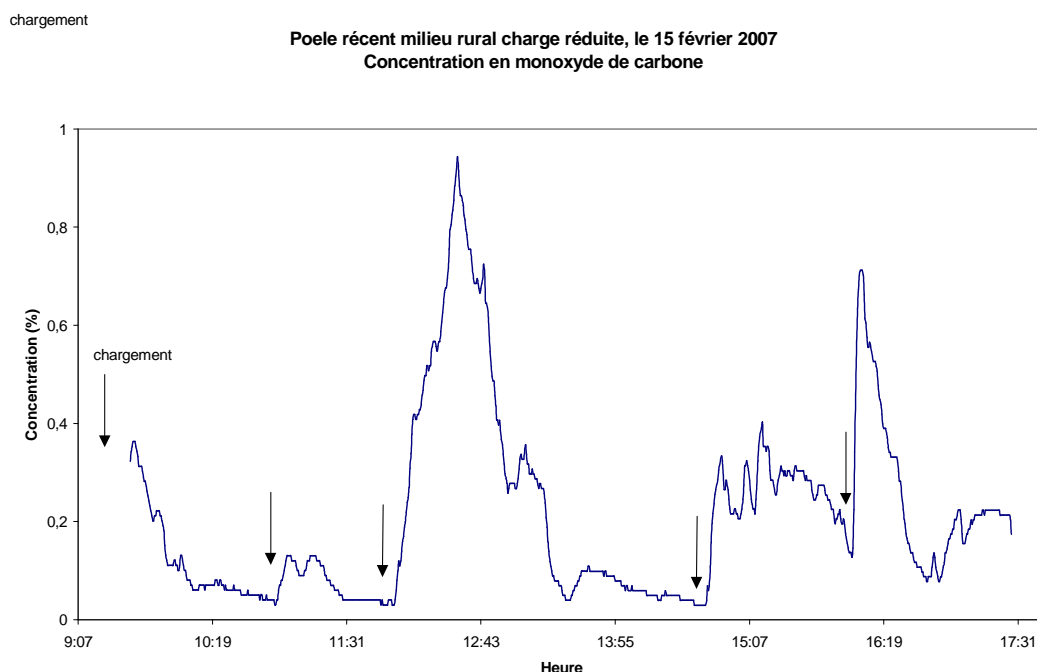
Les excès d'air des foyers ouverts sont bien plus élevés que ceux des poêles (d'un facteur 5 environ). La très forte dilution des fumées (teneur en oxygène des fumées supérieures à 20 %) ne permet pas d'obtenir des rendements et des excès d'air très fiables : l'incertitude sur la mesure de l'O<sub>2</sub> et du CO<sub>2</sub>, même minimale (de l'ordre de 4 %) générant une incertitude très importante sur l'estimation du rendement et de l'excès d'air.

D'une façon générale, le débit de fumées évolue relativement peu entre allure nominale et allure réduite pour un foyer donné. Un plus fort excès d'air compensant une plus faible masse de bois brûlé par heure à allure réduite.

Pour une masse de combustible d'essai brûlé par heure identique, le débit de fumées du poêle ancien est plus faible que celui du poêle récent, l'excès d'air sur ce dernier appareil étant plus important.

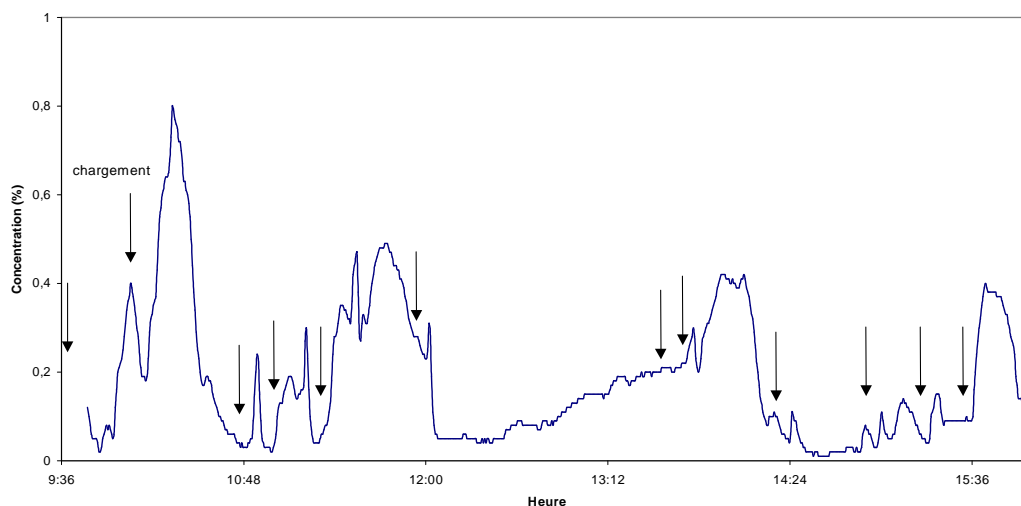
Comparés à ceux des autres appareils, les débits des foyers ouverts sont très élevés en raison des importants excès d'air de ces foyers.

Sur les courbes d'évolution des teneurs en polluants (CO, COVt, NO<sub>x</sub>) à l'émission des différents foyers à allure nominale et réduite (Figure 11 et Figure 12), des pointes d'émission sont constatées après chaque chargement du combustible dans le foyer.



**Figure 11. Courbe d'évolution du CO pour le poêle récent à allure réduite**

Poêle récent en milieu rural à pleine charge, le 14 février 2007  
Concentration en monoxyde de carbone



**Figure 12. Courbe d'évolution du CO pour le poêle récent à allure nominale**

### 6.3.2 FACTEURS D'EMISSION DES COMPOSES SAUF LES TRACEURS SPECIFIQUES

#### 6.3.2.1 PRESENTATION

Les facteurs d'émission déterminés sont présentés dans les tableaux en pages suivantes (Tableau 15 à Tableau 20). Ils sont exprimés en unité de masse par kg de bois sec brûlé et en unité de masse par unité d'énergie entrante. La première unité est largement employée dans la littérature internationale, la seconde est employée dans le cadre de la réalisation des inventaires nationaux.

Le PCS du bois utilisé est de 19100 kJ/kg (combustible sec). Le PCI est déterminé en utilisant la formule suivante [81] :

$$\text{PCI} = \text{PCS} - 226 \text{ mH} \text{ pour un PCI et un PCS exprimés en kJ/kg et mH représentant la teneur exprimée en \% d'hydrogène contenu dans le bois.}$$

La teneur en hydrogène dans le bois sec est estimée à 6 %. Pour une telle teneur, le PCI du bois utilisé est de 17,74 MJ/kg.

**Tableau 15. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les poêles**

Essais	Poêle ancien Allure nominale	Poêle ancien Allure réduite	Moyenne poêle ancien	Poêle récent Allure nominale	Poêle récent Allure réduite	Moyenne poêle récent	Moyenne
CO <sub>2</sub> (g/kg)	1568	1619	1594	1621	1565	1593	1594
CO (g/kg)	64,2	66,9	65,5	44,7	99,6	72,1	68,6
NO <sub>x</sub> (g éq. NO <sub>2</sub> /kg)	0,94	1,10	1,02	1,13	0,80	0,96	0,99
COVt (g éq. C/kg)	7,1	5,7	6,4	5,3	17,7	11,5	9,0
Poussières (g/kg)	0,89	1,47	1,18	1,47	1,61	1,54	1,36
PM 10 (% TSP)	98,5	95,1	96,8	95,1	97,9	96,5	96,7
PM 2.5 (% TSP)	94,8	86,6	90,7	88,2	94,4	91,3	91,0
HAP (mg/kg)							
16 éléments	75,3	250	163	42,8	31,8	37,3	100
8 éléments	17,1	8,5	12,8	3,5	5,0	4,3	8,6
4 éléments	5,2	2,5	3,8	1,0	2,6	1,8	2,8
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/kg)	0,57	0,29	0,43	0,32	0,19	0,25	0,34
COV spécifiques (mg/kg)							
Benzène	0,34	0,11	0,23	0,11	0,80	0,45	0,34
Toluène	0,016	0,009	0,012	0,011	0,077	0,044	0,028
Formaldéhyde	0,017	0,028	0,023	0,035	0,025	0,030	0,027
Acétaldéhyde	0,07	0,13	0,10	0,12	0,21	0,16	0,13
Acroléine	0,075	0,113	0,094	0,068	0,120	0,094	0,094



**Tableau 16. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers ouverts**

Essais	Foyer ouvert 1 Allure nominale	Foyer ouvert 1 Allure réduite	Moyenne foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2 Allure nominale	Foyer ouvert 2 Allure réduite	Moyenne foyer ouvert 2	Moyenne
CO <sub>2</sub> (g/kg)	1712	1715	1713	1665	2166	1915	1814
CO (g/kg)	46,4	48,5	47,5	62,5	56,7	59,6	53,6
NO <sub>x</sub> (g éq. NO <sub>2</sub> /kg)	2,1	2,0	2,1	-	-	-	2,1
COVt (g éq. C/kg)	9,0	12,1	10,5	7,0	15,0	11,0	10,8
Poussières (g/kg)	0,76	1,82	1,29	2,81	2,67	2,74	2,0
PM 10 (% TSP)	97,9	98,9	98,4	-	-	-	98,4
PM 2.5 (% TSP)	95,4	96,7	96,1	-	-	-	96,1
HAP (mg/kg)							
16 éléments	76	131	104	154	445	299	202
8 éléments	12,0	7,6	9,8	8,4	53,6	31,0	20,4
4 éléments	3,1	2,7	2,9	2,3	14,2	8,3	5,6
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/kg)	2,7	0,24	1,5	0,82	1,3	1,05	1,3
COV spécifiques (mg/kg)							
Benzène	0,13		0,13	0,23	0,18	0,20	0,17
Toluène	0,016		0,016	3,7	2,5	3,1	1,6
Formaldéhyde	0,31	0,50	0,40	4,4	3,3	3,9	2,2
Acétaldéhyde	0,39	0,66	0,53	2,1	1,8	2,0	1,5
Acroléine	0,11	0,21	0,16	0,085	0,045	0,065	0,11

**Tableau 17. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers fermés**

Essais	Foyer ancien Allure nominale	Foyer ancien Allure réduite	Moyenne foyer ancien	Foyer récent Allure nominale	Foyer récent Allure réduite	Moyenne foyer récent	Moyenne
<b>CO<sub>2</sub> (g/kg)</b>	1702	1711	1706	1592	1507	1549	1628
<b>CO (g/kg)</b>	25,2	14,7	20,0	20,6	51,9	36,3	28,2
<b>NO<sub>x</sub> (g éq. NO<sub>2</sub>/kg)</b>	0,99	0,31	0,65	-	-	-	0,65
<b>COVt (g éq. C/kg)</b>	1,6	1,5	1,6	3,6	2,0	2,8	2,2
<b>Poussières (g/kg)</b>	0,22	0,36	0,29	0,62	0,51	0,57	0,43
<b>PM 10 (% TSP)</b>	97,1	96,8	97,0	-	-	-	97,0
<b>PM 2.5 (% TSP)</b>	88,4	91,1	89,8	-	-	-	89,8
<b>HAP (mg/kg)</b>							
<b>16 éléments</b>	12,4	27,8	20,1	31,4	35,4	33,4	26,8
<b>8 éléments</b>	1,3	2,3	1,8	2,0	2,4	2,2	2,0
<b>4 éléments</b>	0,49	0,11	0,30	0,54	0,57	0,56	0,43
<b>Dioxines et furanes (ng I.TEQ/kg)</b>	0,72	0,21	0,47	0,06	1,02	0,54	0,51
<b>COV spécifiques (mg/kg)</b>							
<b>Benzène</b>	0,07	0,07	0,07	0,02	< 0,001	0,01	0,04
<b>Toluène</b>	0,20	0,27	0,23	0,32	0,67	0,49	0,36
<b>Formaldéhyde</b>	0,32	2,9	1,6	0,88	0,79	0,84	1,2
<b>Acétaldéhyde</b>	0,12	0,96	0,54	0,58	1,27	0,93	0,74
<b>Acroléine</b>	0,006	0,001	0,004	0,035	0,282	0,158	0,081

**Tableau 18. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les poêles ramenés en unité d'énergie entrante**

Essais	Poêle ancien Allure nominale	Poêle ancien Allure réduite	Moyenne poêle ancien	Poêle récent Allure nominale	Poêle récent Allure réduite	Moyenne poêle récent	Moyenne
CO <sub>2</sub> (kg/GJ)	88,41	91,27	89,84	91,37	88,23	89,80	89,82
CO (g/GJ)	3618	3771	3694	2518	5615	4066	3880
NO <sub>x</sub> (g éq. NO <sub>2</sub> /GJ)	52,9	62,2	57,5	63,5	45,0	54,3	55,9
COVt (g éq. C/GJ)	398	319	358	299	996	647	503
Poussières (g/GJ)	50,0	83,0	66,5	83,0	90,5	86,7	76,6
PM 10 (% TSP)	98,5	95,1	96,8	95,1	97,9	96,5	96,7
PM 2.5 (% TSP)	94,8	86,6	90,7	88,2	94,4	91,3	91,0
HAP (mg/GJ)							
16 éléments	4245	14106	9175	2410	1791	2101	5638
8 éléments	963	481	722	198	283	241	482
4 éléments	293	140	217	58	145	101	159
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)	32,0	16,2	24,1	18,0	10,6	14,3	19,2
COV spécifiques (g/GJ)							
Benzène	19,4	6,3	12,9	6,1	45,2	25,6	19,3
Toluène	0,9	0,5	0,7	0,6	4,3	2,5	1,6
Formaldéhyde	0,95	1,59	1,27	1,99	1,43	1,71	1,49
Acétaldéhyde	3,7	7,6	5,6	7,0	11,6	9,3	7,5
Acroléine	4,2	6,3	5,3	3,8	6,8	5,3	5,3

**Tableau 19. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers ouverts ramenés en unité d'énergie entrante**

Essais	Foyer ouvert 1 Allure nominale	Foyer ouvert 1 Allure réduite	Moyenne foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2 Allure nominale	Foyer ouvert 2 Allure réduite	Moyenne foyer ouvert 2	Moyenne
<b>CO<sub>2</sub> (kg/GJ)</b>	96,49	96,68	96,58	93,83	122,08	107,95	102,27
<b>CO (g/GJ)</b>	2617	2734	2676	3523	3199	3361	3019
<b>NO<sub>x</sub> (g éq. NO<sub>2</sub>/GJ)</b>	119,1	115,1	117,1	-	-	-	117,1
<b>COVt (g éq. C/GJ)</b>	505	680	592	397	843	620	606
<b>Poussières (g/GJ)</b>	42,7	102,5	72,6	158,3	150,4	154,4	113,5
<b>PM 10 (% TSP)</b>	97,9	98,9	98,4	-	-	-	98,4
<b>PM 2.5 (% TSP)</b>	95,4	96,7	96,1	-	-	-	96,1
<b>HAP (mg/GJ)</b>							
<b>16 éléments</b>	4300	7404	5852	8656	25097	16876	11364
<b>8 éléments</b>	677	427	552	476	3019	1747	1150
<b>4 éléments</b>	176	152	164	129	802	465	315
<b>Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)</b>	153,0	13,7	83,3	46,5	72,2	59,3	71,3
<b>COV spécifiques (g/GJ)</b>							
<b>Benzène</b>	7,6	-	7,6	12,7	9,9	11,3	9,5
<b>Toluène</b>	0,9	-	0,9	208	142	175	88
<b>Formaldéhyde</b>	17,2	28,2	22,7	248	188	218	120
<b>Acétaldéhyde</b>	22,1	37,2	29,7	120	102	111	70
<b>Acroléine</b>	6,2	11,7	8,9	4,8	2,5	3,7	6,3

**Tableau 20. Facteurs d'émission en polluants déterminés sur les foyers fermés ramenés en unité d'énergie entrante**

Essais	Foyer ancien Allure nominale	Foyer ancien Allure réduite	Moyenne foyer ancien	Foyer récent Allure nominale	Foyer récent Allure réduite	Moyenne foyer récent	Moyenne
CO <sub>2</sub> (kg/GJ)	95,94	96,42	96,18	89,72	84,95	87,33	91,76
CO (g/GJ)	1422	831	1126	1164	2926	2045	1586
NO <sub>x</sub> (g éq. NO <sub>2</sub> /GJ)	55,7	17,2	36,4	-	-	-	36,4
COVt (g éq. C/GJ)	89,6	85,3	87,5	204,7	114,2	159,4	123,5
Poussières (g/GJ)	12,4	20,3	16,4	34,8	28,9	31,9	24,2
PM 10 (% TSP)	97,1	96,8	97,0	-	-	-	97,0
PM 2.5 (% TSP)	88,4	91,1	89,8	-	-	-	89,8
HAP (mg/GJ)							
16 éléments	699	1570	1134	1770	1997	1883	1509
8 éléments	72	130	101	111	133	122	112
4 éléments	27,6	6,1	16,8	30,5	32,2	31,3	24,1
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)	40,6	11,8	26,2	3,2	57,7	30,5	28,4
COV spécifiques (g/GJ)							
Benzène	4,0	3,7	3,8	0,92	< 0,01	0,46	2,1
Toluène	11,3	14,9	13,1	18,2	37,5	27,9	20,5
Formaldéhyde	18	165	91	50	45	47	69
Acétaldéhyde	7,0	54,0	30,5	32,6	71,8	52,2	41,4
Acroléine	0,35	0,06	0,21	1,95	15,9	8,9	4,6



### 6.3.2.2 COMMENTAIRES GENERAUX

#### **Les émissions des foyers fermés sont très sensiblement inférieures à celles des poêles, d'un facteur 2 à 5 en fonction des polluants.**

Les émissions des deux foyers fermés sont relativement comparables : les émissions du foyer fermé ancien étant globalement un peu plus faibles que celles du foyer récent. Rappelons que le foyer ancien a le rendement énergétique le plus élevé de tous les appareils testés.

Les deux poêles ont des comportements relativement différents. En comparant les résultats obtenus avec les deux poêles, l'essai à allure réduite effectué avec le poêle récent est celui qui présente les facteurs d'émission les plus élevés pour bon nombre de polluants tels que le CO, les COVt, les particules, le benzène, le toluène, l'acétaldéhyde et l'acroléine. L'augmentation importante d'excès d'air entre les deux allures (400 à 770 %) est à l'origine d'une dégradation importante des conditions de combustion par refroidissement du foyer. *A contrario*, l'essai effectué à allure nominale avec ce poêle, présente les facteurs d'émission en CO, COVt, HAP et benzène les plus faibles.

Les deux foyers ouverts ont également des comportements différents. Les émissions de HAP du foyer ouvert testé lors de la seconde campagne de mesures sont particulièrement élevées, notamment à allure réduite. Pour rappel, compte tenu de l'incertitude élevée associée à la détermination de l'excès d'air de ces équipements, il n'est pas possible de les utiliser pour expliquer l'augmentation des émissions observées.

Les facteurs d'émission en dioxines et furanes des foyers ouverts sont les plus élevés. Du fait de l'importante dilution des fumées, les teneurs en NO<sub>x</sub> mesurés sont faibles (quelques ppm) ce qui conduit à une incertitude élevée dans l'estimation des émissions de ces polluants.

La part des émissions de PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> dans les émissions de poussières est conforme aux valeurs relevées dans la littérature.

Les profils en HAP (Figure 13) sont similaires d'un foyer à l'autre et d'une allure à l'autre. Les principaux éléments émis sont sur l'ensemble des essais : le naphthalène, le phénanthrène, le 2-méthyl naphthalène, le fluoranthène et le pyrène.

Profils en HAP à l'émission des différents foyers

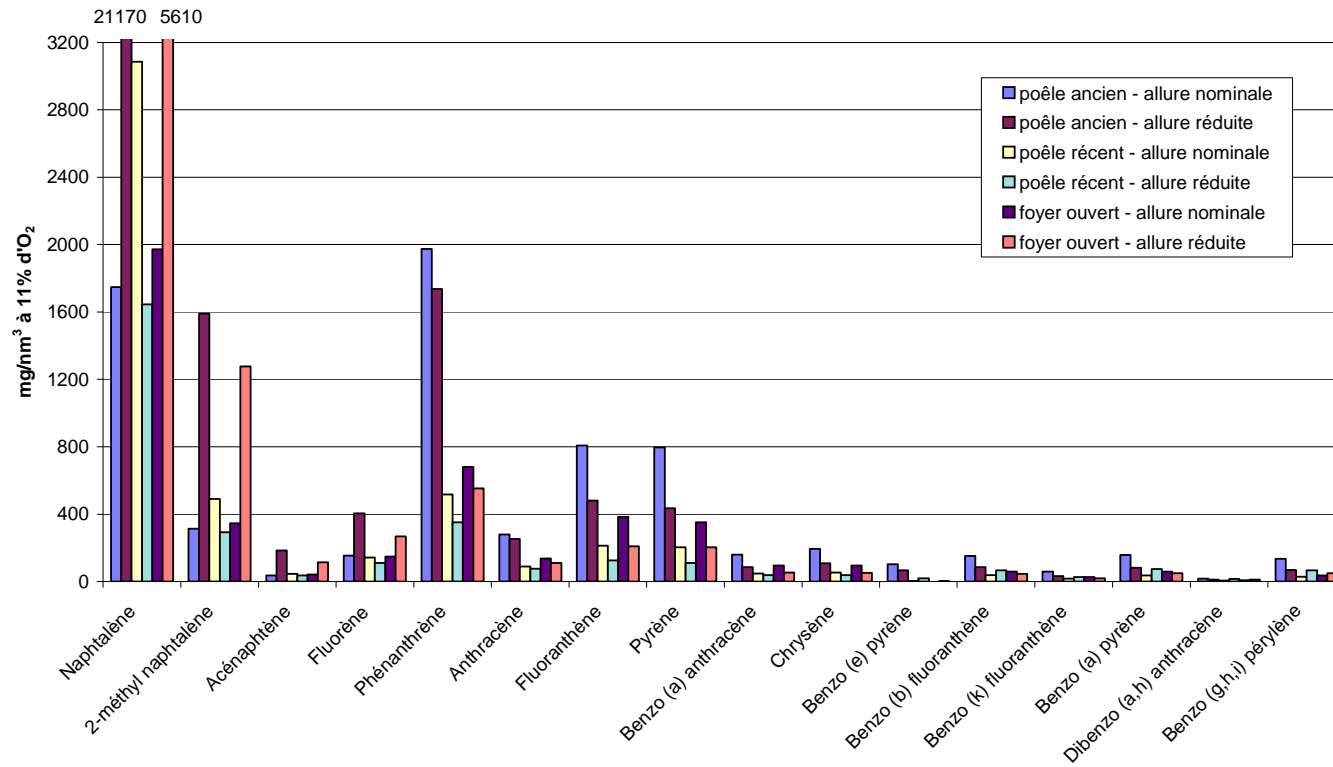


Figure 13. Profil des HAP à l'émission des différents appareils de chauffage



### 6.3.2.3 COMPARAISON DES FACTEURS D'EMISSION OBTENUS AVEC LES FACTEURS D'EMISSION DE LA LITTERATURE

Différentes comparaisons ont été effectuées :

- avec des essais réalisés sur banc dans des conditions opératoires similaires en termes d'allure, d'essence de bois brûlé et de rendement énergétique des appareils testés [82]) ;
- avec des essais réalisés dans des conditions réelles sur site [83]) ;
- avec des essais réalisés sur banc dans différentes conditions opératoires.

#### 6.3.2.3.1 COMPARAISON AVEC L'ETUDE INERIS 2002 [82]

Pour l'ensemble des polluants à l'exception du benzène, les facteurs d'émission établis lors de la présente étude sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors de l'étude de l'INERIS effectuée sur banc d'essai en 2002 dans les mêmes conditions : essais à allure nominale avec l'essence de hêtre.

Les essais INERIS de 2002 ont été effectués avec des appareils récents de rendements compris entre 70 et 74 % (données constructeurs), sur un banc horizontal qui ne permettait pas de quantifier précisément les émissions de poussières du fait du dépôt des particules les plus grosses dans la conduite horizontale.

**Tableau 21. Comparaison des facteurs d'émission en polluants déterminés, à allure nominale, avec du hêtre, sur site et sur banc par l'INERIS [82]**

Essais	Sur site (Cette étude)	Sur banc (2002)
CO (g/GJ)	2181 (1164 à 3618)	2818 (1934 à 3646)
COVt (g/GJ)	248 (90 à 398)	406 (309 à 956)
Poussières (g/GJ)	45 (12 à 83)	37 (29 à 45)
HAP 16 éléments (g/GJ)	2,3 (0,7 à 4,2)	4,5 (2,0 à 6,3)
HAP 8 éléments (g/GJ)	0,34 (0,07 à 0,96)	0,21 (0,13 à 0,33)
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)	34 (18 à 47)	52
Benzène (g/GJ)	7,6 (0,9 à 19,4)	29,9 (26,4 à 33,3)

### 6.3.2.3.2 COMPARAISON AVEC L'ÉTUDE MENÉE PAR TISSARI *ET AL.* [83]

Tissari *et al.* ont mené une étude comparable en 2007, en réalisant des mesures sur site dans des conditions réelles de fonctionnement des installations. Plusieurs appareils scandinaves ont été testés dont un poêle comprenant un semi-stockage de chaleur, plusieurs poêles avec stockage de chaleur (*masonry stove*), un poêle pour sauna ayant une technologie de combustion très simple et une cuisinière.

Les résultats de cette étude ainsi que ceux obtenus dans la présente étude sont présentés dans le Tableau 22 (les résultats des poêles avec stockage de chaleur ne sont pas présentés).

**Tableau 22. Comparaison des facteurs d'émission en polluants déterminés sur site dans cette étude et par Tissari *et al.* [83]**

Essais	Cette étude (2007)		Tissari <i>et al.</i> 2007 [83]		
	Poêles	Foyers fermés	Poêle sauna	Cuisinière	Poêle
CO (g/kg)	69 (45-100)	28 (15-52)	120	29	41
NO <sub>x</sub> (g/kg)	0,99 (0,80-1,13)	0,65 (0,31-0,99)	0,9	0,8	0,48
COVt (g éq. C/kg)	9,0 (5,3-17,7)	2,2 (1,5-3,6)	13	1,9	2,3
Poussières (g/kg)	1,4 (0,9-1,6)	0,4 (0,2-0,6)	2,7 (PM1)	0,8 (PM1)	0,9 (PM1)
HAP 8 éléments (g/kg)	8,6 (3,5-17,1)	2,0 (1,3-2,4)	101,5	nm	1,1 (6 HAP)
Benzène (g/kg)	0,34 (0,11-0,80)	0,07	2,5	0,3	0,39
Formaldéhyde (g/kg)	0,03	1,2 (0,3-2,9)	0,72	0,25	0,35
Acétaldéhyde (g/kg)			0,22	0,13	0,22

Les résultats sont dans l'ensemble comparables compte tenu notamment de la variabilité des émissions d'un appareil à l'autre : les émissions du poêle pour sauna étant plus élevées que celles de la cuisinière et du poêle dans le cas de l'étude menée par Tissari *et al.* et les émissions des poêles étant supérieures à celles des foyers fermés dans le cas de cette étude.

Quelques facteurs d'émission de COV s'écartent cependant sensiblement des valeurs obtenues par Tissari *et al.* : cas des valeurs en formaldéhyde et acétaldéhyde pour les poêles et, dans une moindre mesure, en benzène pour les foyers fermés).

Tissari *et al.* concluent également que, dans l'ensemble, les résultats obtenus sur site sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus en laboratoire.

### 6.3.2.3.3 COMPARAISON AVEC LES AUTRES DONNEES DE LA LITTERATURE

Dans le Tableau 23, sont présentés :

- l'ensemble des résultats obtenus sur site lors de cette étude (essais effectués à allure nominale et réduite) ;
- l'ensemble des résultats obtenus sur banc par l'INERIS en 2002 (essais effectués à allure nominale et réduite avec trois essences de bois : hêtre, chêne et sapin) ;
- les données de la littérature (non exhaustives). Ces mesures ont été effectuées sur banc d'essai.

Toutes les données d'émission recensées dans la littérature sont à considérer avec précaution, car elles ont été obtenues avec des appareils, des qualités de combustible, des conditions d'essais et des méthodes de mesures différentes. Par exemple, l'étude menée par l'INERIS sur banc en 2002 a mis en évidence que certains paramètres tels que l'allure de marche de l'appareil et l'essence de bois jouaient un rôle important sur les émissions de certains polluants.

Les données obtenues lors de cette étude avec les foyers fermés et les poêles ont été comparées aux données de la littérature correspondantes aux appareils conventionnels et à technologie amélioré dont les rendements sont compris entre 40 et 70 % et aux appareils à technologie avancée de rendement bien supérieur à 70 %. Ces comparaisons sont toutefois à considérer avec précaution pour les raisons évoquées ci-dessus.

Les facteurs d'émission en HAP sont assez comparables aux facteurs d'émission de la littérature correspondants aux foyers conventionnels.

En ce qui concerne les particules, les facteurs d'émission obtenus sont plutôt dans le bas de la fourchette des facteurs d'émission des appareils conventionnels et comparables aux facteurs d'émission des appareils de technologies avancées. Cependant, on ne peut que s'interroger sur la pertinence de cette comparaison : la conservation de la masse des particules émises est a priori bien meilleure sur banc (données de la littérature) que sur site du fait du dépôt potentiel des particules dans le conduit de fumées. Il est par ailleurs important de noter que la granulométrie des poussières émises est la même sur site et sur banc.

Les facteurs d'émission en CO et en benzène obtenus sont du même ordre de grandeur que ceux correspondants à des appareils de technologies avancées.

**Tableau 23. Comparaison des facteurs d'émission en polluants des foyers fermés et des poêles avec les données de la littérature**

Essais	Cette étude	INERIS 2002 [82]	Données de la littérature	
			Conventionnels ou à combustion améliorée	Modernes à technologie avancée
<b>Appareils</b>				
<b>CO (g/GJ)</b>	2733 (831 à 5615)	6519 (1934 à 16575)	7075 (5640 à 9810) [84] 6484 (1923 à 16480) [85]	3800 (1200 à 7700) [91]
<b>Poussières (g/GJ)</b>	50 (12 à 91)	101 (12 à 547)	570 (160 à 980) [86] 258 (126 à 936) [84] 71 (5 à 143 - PM 2,5) [60]	35 (34 à 37) [86] 160 (37 à 350) [91]
<b>HAP 16 éléments (g/GJ)</b>	3,6 (0,7 à 14,1)	6,1 (1,1 à 16,2)	4,0 (2,4 à 5,7) [86] 2,7 [84] 5,0 (1,8 à 8,3) [87]	3,0 (2,8 à 3,2) [86] 2,1 (0,3 à 4,0) [87]
<b>HAP 8 éléments (g/GJ)</b>	0,30 (0,07 à 0,96)	0,33 (0,44 à 1,01)	0,37 (0,30 à 0,44) [87] 0,18 [84]	0,16 (0,06 à 0,26) [86]
<b>Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)</b>	24 (3 à 58)	133	14 (12 à 16) [86] 69 [88] 32 (5 à 51) [89] 124 [90] 3 [87] 84 (23 à 150) [85]	40 (29 à 52) [86] 41 [89]
<b>Benzène (g/GJ)</b>	10,7 (0,1 à 45,2)	44,4 (10,2 à 196)	17,2 (10,1 à 24,4) [86] 65,4 [84] 82 (9,3 à 219) [60]	9,4 (5,4 à 13,4) [86]

Les données obtenues sur les foyers ouverts ont également été comparées aux données de la littérature (Tableau 24). Les facteurs d'émissions sont globalement du même ordre de grandeur à l'exception des facteurs d'émission en poussières qui sont nettement plus faibles que ceux relevés dans la littérature, a priori pour les raisons déjà évoquées ci-dessus pour les foyers fermés et les poêles.

**Tableau 24. Comparaison des facteurs d'émission en polluants des foyers ouverts avec les données de la littérature**

Essais	Cette étude	Données de la littérature
<b>CO (g/GJ)</b>	3019 (2617 à 3523)	3522 (1286 à 5753) [92]
<b>Poussières (g/GJ)</b>	113,5 (43 à 158)	297 (159 à 495) [84] 323 (148 à 626) [93] 401 (280 à 522) [51] 648 (16 à 1286) [92]
<b>HAP 16 éléments (mg/GJ)</b>	14,4 (4,3 à 25)	4,0 (2,6 à 5,4) [84]
<b>HAP 8 éléments (mg/GJ)</b>	1,15 (0,43 à 3)	0,25 (0,16 à 0,34) [84]
<b>Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)</b>	71 (14 à 153)	42 [88]
<b>Benzène (g/GJ)</b>	9,5 (7,6 à 12,7)	14,8 (12,4 à 17,1) [84] 21 [51]

#### 6.3.2.4 COMPARAISON DES FACTEURS D'EMISSION UTILISES POUR LES INVENTAIRES D'EMISSIONS AVEC LES FACTEURS D'EMISSION OBTENUS ET D'AUTRES DONNEES D'EMISSION RECENTES DE LA LITTERATURE

Dans ce paragraphe, l'origine des facteurs d'émissions utilisés pour les inventaires est rappelée. Ces facteurs d'émissions sont ensuite comparés aux résultats obtenus dans cette étude ainsi qu'à ceux obtenus dans des publications récentes afin de juger s'il est utile de les réactualiser.

Les émissions liées à la combustion du bois dans les appareils domestiques sont estimées par le CITEPA pour alimenter les inventaires d'émissions nationaux [4] comme cela est présenté au chapitre 3. Les polluants couverts par cette étude (CO, COVT, TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, 16 HAP, 8 HAP et 4 HAP, Dioxines et furanes et certains COV spécifiques) sont pris en compte par les inventaires d'émissions avec les spécificités suivantes :

- CO : comptabilisé dans les inventaires ;
- COVT : les COVT ne sont pas présentés tels quels mais en distinguant les COVNM et le CH<sub>4</sub> qui est un gaz à effet de serre mais agit peu dans la photochimie. Les COVNM sont un groupe de polluants très variés avec des hydrocarbures, des composés oxygénés, des composés halogénés, etc. L'inventaire s'effectue en masse de COVNM ;

- COV spécifiques : une spéciation des composés organiques volatils est également réalisée dans l'inventaire au format SECTEN [4] car cette spéciation est nécessaire pour la modélisation du comportement des COVNM dans l'atmosphère et pour mettre en évidence les émissions de certains COVNM reconnu pour leur impact sur la santé et pris en compte par la réglementation qualité de l'air [10]. Le benzène est présenté en particulier pour ces raisons ;
- TSP, PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> : les inventaires couvrent toutes ces fractions ainsi que les PM<sub>1,0</sub> non mesurées dans cette étude ;
- HAP : seuls les 4 HAP couverts par Protocole d'Aarhus [6] sont pris en compte : benzo[a]pyrène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène et indéno[1,2,3-cd]pyrène sont présentés. Mais les émissions des 8 HAP sont utilisées en interne.
- dioxines et furanes : comptabilisés dans les inventaires.

Une même base de données sources permet d'alimenter les différents formats d'inventaires requis.

La combustion du bois dans les foyers domestiques est l'une des nombreuses sources prises en compte par l'inventaire des émissions. La méthode a été modifiée profondément en 2006 et ce, pour prendre en compte l'évolution des performances des appareils domestiques (la précédente ne prenait en compte que partiellement cette évolution).

Les facteurs d'émissions utilisés par le CITEPA pour les inventaires d'émissions sont rappelés au Tableau 23 [4] pour les polluants et les équipements examinés par cette étude. Le CITEPA prend en compte des facteurs d'émissions identiques pour les poêles, les foyers fermés, les inserts et les cuisinières. Un poêle ancien est un poêle existant mis sur le marché avant 1996 et dont l'efficacité énergétique est de l'ordre de 45-50 % ou moins. Un poêle récent est un équipement mis sur le marché à partir de 1996 dont le rendement est supérieur à 60 % [11].

**Tableau 25. Facteurs d'émission (FE) de polluants des équipements couverts par cette étude et pris en compte par le CITEPA dans les inventaires d'émissions nationaux [4]**

Paramètres		Poêles, foyers fermés et inserts			Foyers ouverts
		Anc.	Mod.	Perf.	
		Mis sur le marché avant 1996	Mis sur le marché après 1996	Mis sur le marché après 1996	
Rendement	%	45	60	80	10
NO <sub>x</sub>	g/GJ	60	60	60	60
CO	g/GJ	7 000	4 000	2 500	7 000
COVNM	g éq. C <sub>3</sub> H <sub>8</sub> /GJ	1 600	400	250	1 700
TSP	g/GJ	700	250	140	750
PM <sub>10</sub>	g/GJ	665	247	133	713
PM <sub>2,5</sub>	g/GJ	651	242	130	698
8 HAP	mg/GJ	602	224	120	284
4 HAP	mg/GJ	174	65	35	82
Dioxines et furanes	ng I.TEQ/GJ	100	37	20	100

Les rendements sont ceux de l'étude ADEME de 2005 [11] sur la prospective des émissions du parc d'appareils domestiques en France.

Les facteurs d'émissions résultent des recherches bibliographiques effectuées notamment issues de l'étude de 2003 [94], des travaux EGTEI [95], des travaux de modifications du modèle RAINS [96] auxquels le CITEPA a participé notamment pour la combustion du bois.

Pour le CO, les COVNM et les 8 ou les 4 HAP pour les appareils « anciens », les facteurs d'émissions proviennent essentiellement de la synthèse faite en 2003 [11] s'appuyant sur les mesures réalisées sur banc par l'INERIS en 2002 [82], et les données de Mac Donald [84] et Environnement Canada [86]. La spéciation des HAP est celle déterminée par S. Collet lors de l'étude de 2002, ce qui permet de déterminer les facteurs d'émissions des 4 HAP seulement. Pour les dioxines, l'étude INERIS [97] a été utilisée.

Pour les TSP, les résultats de l'étude INERIS de 2002 n'ont pas été utilisés puisqu'il était précisé que la mesure des TSP n'était pas représentative en raison du mode opératoire suivi. Suite à la mise à jour de l'inventaire en 2006 et les travaux réalisés par l'IIASA [96] en concertation ou non avec le CITEPA, ce sont les données de l'OMNI qui ont plutôt été privilégiées [92].

La fraction de PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> résulte de données bibliographiques. Les taux utilisés sont de 95 et 93 % respectivement pour les PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>.

Les efficacités de réduction pour des appareils « modernes » plus performants ont été déterminées à partir des résultats de l'OMNI pour le CO, les COVNM et les TSP.

#### 6.3.2.4.1 COMPARAISON DES RESULTATS OBTENUS POUR LES POELES ET LES FOYERS FERMES

Pour les appareils testés dans cette étude, de façon générale, les deux poêles émettent plus que les deux foyers fermés. Ces foyers fermés ont de bons rendements thermiques, plutôt plus élevés que ceux des poêles.

- **CO**

Le facteur d'émissions moyen des 2 poêles s'établit à 3880 g/GJ et celui des 2 foyers fermés à 1586 g/GJ. Il est difficile de dire si cette différence qui se constate aussi pour les COVT et les TSP est significative ou non compte tenu des fluctuations observées pour un même appareil : le foyer ancien par exemple émet moins de CO à allure réduite peu dégradée qu'à allure nominale.

Il a été montré dans le chapitre précédent, que les résultats obtenus en 2008 pour l'ensemble des deux types d'appareils, peuvent se comparer aux résultats de l'étude de 2002 [82], si la comparaison se fait sur une même série de test (allure nominale, hêtre). Cette étude s'est limitée à un seul type de bois, le hêtre. L'étude de 2002 a permis d'effectuer des mesures sur du hêtre, du chêne et du sapin. Les émissions de CO augmentent du hêtre au sapin d'un facteur de 1,75 et du hêtre au chêne d'un facteur de 1,3. Le bois utilisé dans cette étude est un bois sec de l'ordre de 17 %. Différentes humidités ont été testées en 2002 (bois sec de 10 à 15 %, bois humide 20 à 25 % (sur brut ou sec non spécifié).

Les équipements testés ont des rendements de l'ordre de 68 à 81 %. Dans ces conditions, leurs performances devraient se comparer à celles de la classe « moderne » du CITEPA. Or il semble que si la moyenne de CO de l'ensemble des appareils peut en effet se comparer à celle de cette classe pour les poêles tout au moins (3 880 g/GJ contre 4 000 g/GJ), les remarques ci-dessus montrent que l'influence de l'humidité et des espèces de bois est significative et que l'étude de 2002, même réalisée sur banc, reste représentative des conditions fort variables de l'usage du bois par les particuliers

Les résultats obtenus récemment sur banc par l'UHA [98] pour deux poêles récents et avec du hêtre, donnent des concentrations de CO variant de 4 650 à 8 000 g/GJ respectivement pour un poêle de bonne conception et un poêle plus classique.

Hubner [85] en Autriche a réalisé des mesures en conditions réelles sur des poêles de cuisine, des poêles revêtus de tuiles (*tiled stove*) et sur poêles en marche continue. Deux appareils de 1956 et 1970 sont présents dans les 10 poêles testés avec du bois seulement (car sur certains appareils des tests ont été faits avec du bois et du charbon). Les appareils très anciens ne donnent pas d'émissions plus élevées que les appareils plus récents (1985 à 1998). C'est même le poêle le plus récent de 1998 qui a les émissions les plus élevées. Les émissions obtenues varient de 1 970 g/GJ pour les poêles de cuisine à 3 000 g/GJ pour les poêles en marche continue et à 3 043 g/GJ pour les poêles revêtus de tuiles. La moyenne s'établit à 2 820 g/GJ. Les conditions sont estimées représenter les pratiques courantes. Le bois utilisé est du hêtre et du chêne mais ceci n'est pas toujours précisé.



Tissari [83] en Finlande mesure 2 674 g/GJ pour des poêles de masse classiques avec du bouleau et de l'épicéa. Le poêle au foyer revêtu de tuiles en stéatite est à 1 923 g/GJ. Le poêle sauna est à 6593 g/GJ.

Boman [91] en Suède mesure des concentrations de 3 800 g/GJ sur un des poêles les plus utilisés en Suède, bénéficiant de la certification P marking. Le bois utilisé est du bouleau et du pin.

Si l'on considère que les résultats de cette étude ne sont pas tout à fait représentatifs de l'ensemble des conditions rencontrées chez les particuliers, notamment bois plus humides et bois d'autres espèces et notamment résineux, les facteurs d'émissions du CITEPA pour les appareils anciens, basés sur l'étude de 2002 sont toujours corrects. L'incertitude réside donc dans la dénomination « moderne » avec rendement élevé. Les appareils testés en 2002 avaient des rendements élevés de 70 et 74 % comme les appareils testés en 2008. Selon le principe adopté par le CITEPA, ils devraient être pris en compte dans la catégorie « moderne ». **Le CITEPA pourrait donc sous estimer les émissions puisque dans la méthodologie adoptée les poêles « anciens » sont supposés être ceux mis sur le marché avant 1996.** Les mesures faites par l'UHA montrent d'un autre côté que pour un poêle classique les émissions sont de 8 000 g/GJ.

- **COVNM**

Les inventaires différencient les COVNM et le CH<sub>4</sub>. Les mesures faites en COVT et exprimées en équivalent C, doivent donc être traitées pour en déduire les CONNM et exprimer ces derniers en équivalent C<sub>3</sub>H<sub>8</sub> pour prendre en compte la diversité des espèces organiques présentes (seules des mesures de COVNM spécifiques et exhaustives permettraient de connaître la teneur réelle en COVNM car les coefficients de réponse des analyseurs FID utilisés le plus souvent pour les mesures sont parfois très faibles pour certains composés oxygénés).

Selon les données INERIS de 2002, le taux de méthane dans les émissions de COVT est de l'ordre de 25 % en masse en moyenne (ce taux est de 40 % à allure nominale et de 22 % à allure réduite). Ce taux moyen est donc utilisé. La transformation éq. C en éq. C<sub>3</sub>H<sub>8</sub> s'effectue avec un ratio de 1,22 correspondant au ratio de la masse molaire de propane sur la masse des trois atomes de carbone qu'il contient.

En 2002, les mesures effectuées par l'INERIS sur 3 types d'appareils et plusieurs types de bois donnent une moyenne de 1 822 g éq. C/GJ en COVT ou 1 667 g éq. C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>/GJ en COVNM correspondant bien au facteur d'émission moyen pris par le CITEPA pour les appareils anciens. Dans cette étude, la moyenne en COVNM des poêles s'établit à 460 g éq. C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>/GJ, celle des foyers fermés à 113 g éq. C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>/GJ.

Selon les données de l'étude INERIS de 2002, le chêne donne des émissions de COVNM 1,5 fois plus élevées que le hêtre et le sapin des émissions 2 fois plus élevées. En 2002, l'allure réduite conduisait à une sur émission d'un facteur 4,5 sur les COVT et 5,7 sur les seuls COVNM. En 2008, la moyenne sur les COVT s'établit à 1,5. L'allure réduite est beaucoup moins dégradée en 2008 que dans les expériences menées en 2002 ce qui explique, en partie certainement, la relative plus basse moyenne observée.

Les concentrations de COVNM obtenus récemment sur banc par l'UHA pour deux poêles récents et du hêtre comme combustible, varient de 520 à 1040 g COVNM/GJ respectivement pour un poêle de bonne conception et un poêle plus classique [98].

Tissari [83], en Finlande, mesure des concentrations pour des poêles de masse classiques avec du bouleau et de l'épicéa pour combustible de 316 g COVNM/GJ. Le poêle revêtu de tuiles est à 153 g COVNM /GJ. Le poêle sauna est à 714 g COVNM/GJ. Tissari a effectué des analyses de COVNM spécifiques assez exhaustives. Ses résultats permettent de comparer la réponse en éq. C et la réponse en COVNM. Le ratio est de 1,4 en moyenne contre 1,22 utilisé le CITEPA ce qui pourrait montrer que la méthode de conversion des éq. C en masse réelle de COVNM sous estime les émissions (coefficient de 1,22 utilisé par le CITEPA au lieu de 1,4).

Boman [91], en Suède, mesure des concentrations de 600 g COVNM/GJ sur un des poêles les plus utilisés en Suède, bénéficiant de la certification P marking. Le bois utilisé est du bouleau et du pin.

Comme pour le CO, si l'on considère que les résultats de l'étude 2008 ne sont pas tout à fait représentatifs de l'ensemble des conditions rencontrées chez les particuliers notamment bois plus humides et bois d'autres espèces et notamment résineux, les facteurs d'émissions du CITEPA pour les appareils anciens basés sur l'étude de 2002 sont toujours corrects. De plus, il semble que l'étude de 2008 conduise à des émissions en allure réduite plus faible car les conditions sont moins dégradées. L'incertitude réside donc sur la dénomination « moderne » avec rendement élevé. Les appareils testés en 2002 avaient des rendements élevés de 70 et 74 % comme les appareils testés en 2008. Selon le principe adopté par le CITEPA, ils devraient être pris en compte dans la catégorie « moderne ». Le facteur de 400 g COVNM/GJ pris en compte pour les appareils modernes se compare assez bien avec les données de Tissari et Boman. En effet on peut considérer que le poêle testé par Boman est un poêle de technologie avancée, les poêles de masse utilisés en Finlande aussi.

- **TSP**

Pour les TSP, le CITEPA s'est appuyé essentiellement sur les données américaines des tests OMNI [92] et les travaux réalisés par l'IIASA.

Dans cette étude, le facteur d'émissions moyen du poêle s'établit à 77 g TSP/GJ et celui des foyers fermés à 24 g TSP/GJ. Ces résultats se comparent assez bien avec l'étude de 2002 lorsque les tests effectuées dans des conditions similaires sont comparés (allure nominale, bois de hêtre). En 2002, la moyenne des quatre types de foyers testés s'établit à 99 g TSP/GJ. Les émissions de la combustion du sapin sont 3,2 fois plus élevées que celles la combustion du hêtre.

Tissari [83] en Finlande a effectué des mesures de PM<sub>1</sub>. Les résultats peuvent cependant être utilisés avec le facteur déterminé par le CITEPA de 92 % de PM<sub>1</sub> dans les TSP. Les émissions des poêles de masse classiques avec du bouleau et de l'épicéa sont de 60 g TSP/GJ. Le poêle revêtu de tuiles est à 54 g TSP/GJ. Le poêle sauna est à 161 g TSP/GJ.

Boman [91] en Suède mesure des concentrations de 160 g/GJ sur un des poêles les plus utilisés en Suède, bénéficiant de la certification P marking. Le bois utilisé est du bouleau et du pin. Pour des poêles aux pellets, les émissions sont de 28 g/GJ.

Les résultats obtenus récemment sur banc par l'UHA [98] pour deux poêles récents et du hêtre comme combustible, donnent des facteurs d'émissions de TSP exceptionnellement bas. Ces facteurs sont de 1,4 à 4,7 g TSP/GJ respectivement pour un poêle de bonne conception et un poêle plus classique.

Selon Environnement Canada [86], les émissions moyennes des poêles sont de 570 g/GJ avec une fourchette de 160 à 980 g/GJ et selon Mac Donald [84] les émissions moyennes des poêles sont de 258 g/GJ avec une fourchette de 126 à 936 g/GJ. L'OMNI [92], donne des émissions de 790 g/GJ pour les foyers classiques et 280 g/GJ pour les foyers de technologies avancées

Il semble donc que les facteurs d'émissions de TSP du continent américain soient de façon générale, plus élevés que ceux obtenus en Europe. Si les résultats pour les TSP de l'étude INERIS de 2002 sont finalement corrects contrairement à la conclusion de l'auteur à cette date, ils pourraient être considérés. On notera cependant que Boman obtient des émissions sur un poêle de technologie avancée de 160 g/GJ qui sont relativement élevées par rapport aux résultats INERIS.

**Pour l'instant, il semblerait que le facteur de 700 g/GJ de TSP utilisé par le CITEPA et basé sur des données provenant essentiellement du continent américain puisse être sur estimé.** Les moyens de mesures et les protocoles utilisés en sont peut-être la cause. Des investigations approfondies seraient donc nécessaires dans la revue des documents pour tenter d'expliquer les différences possibles.

**Les PM<sub>10</sub> représentent 97 % des TSP et les PM<sub>2,5</sub> 91 % selon les mesures effectuées. En se basant sur les données de l'IIASA et du TNO, le CITEPA emploie 95 % et 93 %. Les données CITEPA sont tout à fait cohérentes si on tient compte des nombreuses incertitudes.**

#### • 8 HAP/4 HAP

Les facteurs du CITEPA proviennent de l'étude INERIS de 2002. Pour les inserts, il s'agit de la moyenne des inserts et foyers fermés. À partir des résultats obtenus pour les 8 HAP et connaissant la spéciation, les facteurs d'émission des 4 HAP ont été déterminés. Ces facteurs ont été adoptés pour les foyers anciens. Pour prendre en considération une évolution des facteurs d'émission, il a été supposé que les 8 ou les 4 HAP émis essentiellement sous forme particulaire, suivaient les mêmes évolutions que les TSP. Les émissions moyennes des poêles anciens sont de 602 mg/GJ pour les 8 HAP et de 174 mg/GJ pour les 4 HAP. Pour les foyers fermés, les émissions s'établissent respectivement à 224 mg/GJ pour les 8 HAP et à 65 mg/GJ pour les 4 HAP. Le ratio des émissions des 8 HAP obtenues avec le sapin par rapport aux émissions obtenues avec le hêtre, est de 2.

Dans les expériences présentes, les émissions moyennes des poêles s'établissent à 481 mg/GJ pour les 8 HAP et à 159 mg/GJ pour les 4 HAP. Pour les foyers fermés les émissions s'établissent respectivement à 111 mg/GJ pour les 8 HAP et à 24 mg/GJ pour les 4 HAP. De façon surprenante le poêle récent donne plus d'émissions à allure nominale qu'à allure réduite.

Les facteurs d'émissions obtenus sur des appareils à efficacité élevée devraient être comparés aux facteurs d'émissions des appareils « modernes » de la méthodologie CITEPA, soit pour les poêles 224 mg/GJ pour les 8 HAP et à 65 mg/GJ pour les 4 HAP et pour les foyers fermés 83 mg/GJ pour les 8 HAP et à 24 mg/GJ pour les 4 HAP. Les émissions sont deux fois plus élevées pour les poêles mais coïncident assez bien pour les foyers fermés.

Tissari [83] en Finlande a effectué des mesures de HAP. Malheureusement tous ses résultats ne sont pas exploitables car certains HAP n'ont pas pu être mesurés selon les expériences. Les émissions pour des poêles de masse classiques avec du bouleau et de l'épicéa sont de 66 mg 4HAP/GJ. Le poêle sauna émet 5 547 mg/GJ pour les 8 HAP et 1 862 mg/GJ pour les 4 HAP.

**Les mêmes remarques que pour le CO et les COVNM peuvent être faites pour les HAP quand à la justification des résultats de l'étude de 2002. Selon le même raisonnement le CITEPA sous estime les émissions des 4 HAP puisque les facteurs d'émissions pris en compte pour les appareils avec bonne efficacité « modernes » sont moins élevés que ceux mesurés.**

- **Dioxines**

Les facteurs d'émission du CITEPA pour les appareils « anciens » sont de 100 ng I-TEQ/GJ. Ce facteur provient de l'étude INERIS [97]. Comme pour les HAP, pour prendre en considération une évolution des facteurs d'émission en fonction des performances des équipements, il a été supposé que les dioxines émises essentiellement sous forme particulaire suivaient les mêmes évolutions que les TSP entre foyers anciens et foyers modernes.

Selon les mesures réalisées, la moyenne des émissions de dioxines s'établit à 24 ng I-TEQ/GJ avec contrairement aux autres polluants, plus d'émissions pour les foyers fermés 28 ng I-TEQ/GJ que pour les poêles 19 ng I-TEQ/GJ.

L'étude INERIS de 2002 conduit à un facteur de 133 ng I-TEQ/GJ variant de 85 ng I-TEQ/GJ pour le hêtre à 180 ng I-TEQ/GJ pour le sapin.

Le facteur d'émission mesuré pendant les expériences sur site coïnciderait assez bien avec le facteur d'émission pris en compte pour les appareils modernes de 37 ng I-TEQ/GJ, sachant que les émissions d'autres essences de bois seraient plus fortes.

Il ne semble donc pour l'instant nécessaire de remettre en cause le facteur de 100 ng I-TEQ/GJ. Les résultats de l'étude de 2002 sont confirmés par de nombreuses études (Tableau 23). Hubner en Autriche [85] a réalisé récemment des mesures de dioxines sur les 10 poêles cités précédemment. La moyenne obtenue est de 84 ng I-TEQ/GJ avec une fourchette de 23 à 150 ng I-TEQ/GJ.

- **Benzène**

Le benzène a été mesuré spécifiquement. L'émission moyenne s'établit à 11 g/GJ et représente 3,4 % des émissions de COVNM totaux.

Le taux de benzène pris en compte par le CITEPA résulte de l'étude réalisée en collaboration avec l'IER de 2004 [99] et est de 15 % (source IER).

En 2002, les émissions mesurées étaient de 44,4 g/GJ avec une fourchette de 10,2 à 196 g/GJ. Ceci conduit à un pourcentage dans les émissions de COVNM totaux de 3,2 % ce qui est très similaire aux résultats obtenus par l'étude de 2008.

Tissari [83] en Finlande arrive aux résultats suivants :

- poêle de masse conventionnel : 23,6 g C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>/GJ ou 6,9 % des émissions de COVNM totales ;
- poêle revêtu de stéatite : 21,4 g C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>/GJ ou 12 % des émissions de COVNM totales ;
- poêle sauna : 137 g C<sub>6</sub>H<sub>6</sub>/GJ ou 15 % des émissions totales.

Hedberg [60] mesure des émissions de benzène de 82 g/GJ pour un poêle brûlant du bouleau avec une fourchette de 9,3 à 219 g/GJ.

Le facteur de 15 % utilisé par le CITEPA semble élevé au regard des résultats obtenus dans cette étude et dans l'étude de 2002. Ce facteur pourrait donc être revu pour se caler par exemple sur les résultats de l'étude INERIS de 2002 plus représentative des conditions d'usage du bois et qui a été retenue pour les émissions de COVNM. Toutefois l'examen approfondi des publications récentes doit être réalisé pour cette opération pour avoir un grand nombre de spéciations disponibles.

#### 6.3.2.4.2 COMPARAISON DES RESULTATS OBTENUS POUR LES FOYERS OUVERTS

Globalement le CITEPA emploie des facteurs d'émissions pour les foyers ouverts, pour les polluants couverts par l'étude qui sont tous légèrement supérieurs à ceux adoptés pour les poêles et foyers fermés sauf pour les 8 ou les 4 HAP pour lesquels le facteur recommandé par l'étude INERIS de 2002 a été pris en compte et pour les dioxines ou un même facteur que pour tous les autres polluants est pris en compte selon l'étude INERIS [97].

Si l'on considère comme cela a été présenté précédemment que les concentrations en polluants mesurées en 2002 sont plus représentatives que celles obtenues par cette étude (prise en compte de bois humide et d'espèces de bois variées) les facteurs d'émissions du CITEPA pour le CO et les COVNM restent pertinents.

Les émissions mesurées de NO<sub>x</sub> sont élevées. Ceci est assez peu compréhensible puisque les températures dans ce type de combustion devraient être faibles ainsi que l'excès d'oxygène. Il n'est pas possible de tenir compte de ce résultat.

Pour les TSP, le facteur est deux fois supérieur à celui obtenu pour les poêles et foyers fermés. On a vu précédemment que le facteur du CITEPA essentiellement basé sur les données OMNI [91] et RAINS [96] seraient peut être surestimées pour les poêles et foyers fermés. Les investigations complémentaires sont nécessaires pour changer les facteurs ou non.

Pour les 8 ou les 4 HAP, les émissions obtenues par cette étude sur les foyers ouverts sont très largement supérieures, d'un facteur 3, à ce qui a été obtenu sur foyers fermés ou les poêles. Les facteurs sont également plus grands que les facteurs du CITEPA basés sur l'étude INERIS de 2002.

Pour les dioxines, les émissions obtenues par cette étude sur les foyers ouverts sont très largement supérieures, d'un facteur 3, à ce qui a été obtenu sur les foyers fermés. Compte tenu des incertitudes, il est proche du facteur du CITEPA basé sur l'étude [97].

Les incertitudes de mesures sur les foyers ouverts ne permettent pas de remettre en cause les facteurs CITEPA pour NO et HAP.

Pour la proportion de benzène dans les COVNM, le facteur de 15 % utilisé par le CITEPA semble élevé au regard des résultats obtenus dans cette étude. Comme cela a été présenté précédemment, un examen approfondi des publications récentes devra être réalisé pour avoir un grand nombre de spéciations disponibles et changer le facteur éventuellement.

**Tableau 26. Comparaison des facteurs d'émission moyens obtenus dans la présente étude pour les foyers ouverts, les foyers fermés et les poêles, avec les facteurs du CITEPA et de la littérature**

Essais	Cette étude Pour les foyers ouverts	Cette étude Pour les foyers fermés et les poêles	Données de la littérature et données CITEPA
CO (g/GJ)	3019 (2617 à 3523)	2733 (831 à 5615)	3522 (1286 à 5753) [92] 7 000
NOx (g/GJ)	117 (115 à 119)	49 (17 à 63,5)	60
COVNM (g/GJ)	606 (397 à 843)	411 (85 à 996)	1 700
Poussières (g/GJ)	113,5 (43 à 158)	50 (12 à 91)	297 (159 à 495) [84] 323 (148 à 626) [93] 401 (280 à 522) [51] 648 (16 à 1286) [91] 750
HAP 16 éléments (g/GJ)	14,4 (4,3 à 25)	3,6 (0,7 à 14,1)	4,0 (2,6 à 5,4) [84]
HAP 8 éléments (g/GJ)	1,15 (0,43 à 3)	0,3 (0,07 à 0,96)	0,25 (0,16 à 0,34) [84] 0,284
HAP 4 éléments (g/GJ)	0,315 (0,129 à 0,802)	0,092 (0,006 à 0,293)	0,082
Dioxines et furanes (ng I.TEQ/GJ)	71 (14 à 153)	24 (3 à 58)	42 [88] 100
Benzène (g/GJ)	9,5 (7,6 à 12,7)	10,7 (0,1 à 45,2)	14,8 (12,4 à 17,1) [84] 21 [51]
Benzène COVNM %/	1,7	3,4	15

### 6.3.3 FACTEURS D'EMISSION DES TRACEURS SPECIFIQUES

L'analyse de différents indicateurs et traceurs spécifiques de la combustion du bois a été effectuée sur l'ensemble des prélèvements à l'émission sur la phase particulaire. Les résultats exprimés en facteur d'émission sont présentés dans le Tableau 27.

Les valeurs de facteurs d'émission obtenues pour l'ensemble des composés étudiés sont relativement faibles au regard des données existantes dans la littérature. En effet pour le plus étudié d'entre eux, les facteurs d'émission en lévoglucosan varient entre 65 et 5 200 mg.kg<sup>-1</sup> [36] [51] [61]. Le galactosan et le mannosan présentent quant à eux des facteurs d'émission de un à deux ordres de grandeur inférieures à ceux du lévoglucosan [36] [51]. Les facteurs d'émission des méthoxyphénols rapportés dans les précédents travaux sont aussi bien inférieurs à ceux du lévoglucosan. Ces facteurs varient également avec le composé et la nature du bois utilisé. Ainsi pour les composés communs avec la présente étude, les facteurs d'émission rapportés sont pour les plus abondants dans la gamme 35-41 mg.kg<sup>-1</sup> pour le syringaldéhyde, et 17-31 mg.kg<sup>-1</sup> pour l'acétosyringone. Le syringol et le guaiacol, présentent quant à eux un facteur d'émission relativement faible, de l'ordre de 2 mg.kg<sup>-1</sup> [36]. La littérature montre également que l'ensemble de ces facteurs d'émission se caractérise par une grande variabilité en fonction du type de bois brûlé et du type d'appareil de combustion utilisé.

Les faibles facteurs d'émission obtenus dans le cas de notre étude peuvent être dus aux conditions de prélèvement utilisées. En effet, les prélèvements réalisés en conditions réels à l'extrémité de la cheminée ont nécessité l'utilisation d'une canne de prélèvement chauffée (125°C). Or, les principales données de la littérature ont été obtenues en utilisant un dispositif de dilution et de refroidissement du flux avant échantillonnage jusqu'à la température ambiante. Dans ces conditions, les travaux de Schauer *et al.* [51] ont montré que le lévoglucosan restait essentiellement particulaire alors que les méthoxyphénols beaucoup plus volatils se répartissaient entre les phases gazeuse et particulaire avec des rapports de concentration  $C_{particules}/C_{gaz}$  s'étendant de l'ordre de 10<sup>-3</sup> pour les plus légers (guaiacol et syringol) à des valeurs de 47 pour les plus lourds (acétosyringone)

Ainsi, l'utilisation d'une canne de prélèvement à 125°C induirait un transfert important des composés vers la phase gazeuse, limitant la pertinence d'une comparaison avec les résultats de la littérature. Cette hypothèse semble être confirmée par l'absence de corrélation entre les facteurs d'émission du lévoglucosan et ceux des particules, alors que cette corrélation est visible pour les HAP. Sur les 12 essais réalisés, le coefficient de corrélation ( $R^2$ ) est respectivement de 0,5 pour les HAP et seulement de 0,031 pour le lévoglucosan.

Enfin, à l'exception du poêle récent, les facteurs d'émission en lévoglucosan dans les conditions de fonctionnement nominal des appareils sont plus faibles que dans les conditions de fonctionnement en allure réduite de l'appareil. Le résultat inverse obtenu dans le cas du poêle récent est également observable pour les HAP illustrant un comportement propre à l'appareil étudié.

**Tableau 27. Facteurs d'émission des indicateurs et traceurs spécifiques de la combustion du bois. Les facteurs d'émission en méthoxyphénols correspondent à la somme de 6 composés : Guaiacol, syringol, vanillin, syringaldéhyde, acétosyringone, conyféraldéhyde**

Type d'appareil	Mode de fonctionnement	Lévoglucosan (mg.kg <sup>-1</sup> )	Galactosan (mg.kg <sup>-1</sup> )	Mannosan (mg.kg <sup>-1</sup> )	Méthoxyphénols (mg.kg <sup>-1</sup> )
<b>Poêle ancien</b>	Nominal	0,4	<ld	<ld	<ld
	Réduit	2,9	<ld	<ld	<ld
<b>Poêle récent</b>	Nominal	36,4	1,2	1,0	8,4
	Réduit	10,5	0,2	0,2	1,2
<b>Foyer Ouvert 1</b>	Nominal	4,9	<ld	<ld	0,4
	Réduit	9,6	0,2	<ld	1,8
<b>Foyer fermé ancien</b>	Nominal	0,2	<ld	0,01	<ld
	Réduit	0,2	<ld	0,01	<ld
<b>Foyer fermé récent</b>	Nominal	0,4	<ld	0,01	<ld
	Réduit	0,8	<ld	0,03	<ld
<b>Foyer Ouvert 2</b>	Nominal	0,9	<ld	<ld	<ld
	Réduit	2,7	<ld	<ld	<ld

ld : limite de détection

Type d'appareil	Mode de fonctionnement	Lévoglucosan (mg.GJ <sup>-1</sup> )	Galactosan (mg.GJ <sup>-1</sup> )	Mannosan (mg.GJ <sup>-1</sup> )	Méthoxyphénols (mg.GJ <sup>-1</sup> )
<b>Poêle ancien</b>	<i>Nominal</i>	22	<ld	<ld	<ld
	<i>Réduit</i>	161	<ld	<ld	<ld
<b>Poêle récent</b>	<i>Nominal</i>	2052	68	56	474
	<i>Réduit</i>	589	11	11	68
<b>Foyer Ouvert 1</b>	<i>Nominal</i>	276	<ld	<ld	23
	<i>Réduit</i>	542	11	<ld	101
<b>Foyer fermé ancien</b>	<i>Nominal</i>	8,7	<ld	0,6	<ld
	<i>Réduit</i>	10,1	<ld	0,6	<ld
<b>Foyer fermé récent</b>	<i>Nominal</i>	21,8	<ld	0,6	<ld
	<i>Réduit</i>	47,2	<ld	1,7	<ld
<b>Foyer Ouvert 2</b>	<i>Nominal</i>	50,0	<ld	<ld	<ld
	<i>Réduit</i>	154,1	<ld	<ld	<ld

ld : limite de détection



## 6.4 ÉTUDE DE L'IMPACT DU CHAUFFAGE AU BOIS SUR LA QUALITE DE L'AIR EXTERIEUR

Dans ce chapitre, sont présentés les résultats obtenus, d'une part pour les gaz et les particules mesurés au niveau du camion laboratoire de l'INERIS à 200 mètres environ de l'habitation, et d'autre part pour les HAP, COV et aldéhydes mesurés dans ce même camion laboratoire et dans l'environnement proche de l'habitation instrumentée. Pour rappel, l'objectif des mesures effectuées au niveau du camion laboratoire de l'INERIS, situé à environ 200 mètres de l'habitation instrumentée, était d'appréhender le bruit de fond de la zone d'étude. En complément, les mesures dans l'environnement proche de l'habitation visaient à étudier l'influence potentielle directe de l'appareil de chauffage étudié.

### 6.4.1 CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR EXTERIEUR

#### 6.4.1.1 COMPOSES GAZEUX ET PARTICULES

Pour rappel, le camion laboratoire de l'INERIS était positionné dans un point choisi par rapport aux vents dominants annuels de la zone d'étude dans le but d'avoir les concentrations de fond de la totalité de la zone d'étude. En aucun cas, il n'était positionné sous l'influence directe de l'appareil de chauffage instrumenté. Les roses de vents relevées durant la période de réalisation des campagnes montrent que les points choisis se sont avérés être plus au moins représentatifs de la totalité de la zone d'étude.

Le Tableau 28 rapporte les valeurs réglementaires dans l'air extérieur (Directive 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe, et directive 2004/107/CE du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant) pour les composés mesurés lors de cette étude. Seules les valeurs définies pour la protection de la santé sont présentées.

**Tableau 28. Valeur réglementaires des composés mesurés en air extérieur**

Composés	Période de calcul de la moyenne	Valeur	Type
O <sub>3</sub>	Max journalier de la moyenne sur 8 heures	120 µg/m <sup>3</sup>	Valeur cible
CO	Max journalier de la moyenne sur 8 heures	10 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite
SO <sub>2</sub>	Un jour Une heure	125 µg/m <sup>3</sup> 350 µg/m <sup>3</sup>	Valeurs limites
NO <sub>2</sub>	Année civile Une heure	40 µg/m <sup>3</sup> 200 µg/m <sup>3</sup>	Valeurs limites
Benzène	Année civile	5 µg/m <sup>3</sup>	Valeur limite
PM <sub>10</sub>	Un jour Année civile	50 µg/m <sup>3</sup> 40 µg/m <sup>3</sup>	Valeurs limites
PM <sub>2.5</sub>	Année civile	25 µg/m <sup>3</sup>	Valeur cible (2010) Valeur limite (2015)
B[a]P	Année civile	1 ng/m <sup>3</sup>	Valeur cible

Le Tableau 29 présente les résultats obtenus en moyenne journalière (09:00 – 09:00) pour chaque jour d'essais (J1, J2 et J3). Sont également présentées les moyennes mensuelles (février, novembre et décembre 2007) mesurées par ATMO Picardie ([www.atmo-picardie.com](http://www.atmo-picardie.com)) sur leur site de fond urbain situé dans la ville de Creil (Oise), site de mesure le plus proche des zones d'étude.

**Tableau 29. Moyennes journalières des concentrations extérieures mesurées en continu durant les campagnes (concentration de fond de la zone d'étude)**

Appareil	Essai	SO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	NO (µg/m <sup>3</sup> )	NO <sub>x</sub> µg/m <sup>3</sup> )	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	O <sub>3</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )
Poêle ancien	J1	5,0	nm	nm	nm	55	28,5	19,8
	J2	4,5	15,0	19,9	3,1	29	29,7	23,4
	J3	3,1	6,1	19,7	12,6	55	11,1	4,4
Poêle récent	J1	2,7	1,4	20,1	17,8	44	22,9	14,6
	J2	7,7	15,3	53,0	29,6	20	23,3	10,6
	J3	6,1	5,1	28,5	20,7	45	23,3	14,8
Foyer ouvert 1	J1	3,6	4,7	26,8	19,5	23	43,7	41,7
	J2	3,8	2,6	18,7	14,7	43	27,3	10,5
	J3	3,0	1,9	9,4	6,5	52	17	10,7
Foyer ouvert 2	J1	10,6	34,7	100,6	48,4	7	*	34,7
	J2	12,9	62,7	164,8	68,5	5	37,5	32,5
	J3	*	*	*	*	*	100	58,5
Foyer fermé ancien	J1	2,9	6,6	22,0	11,9	36	15,3	14,7
	J2	4,7	14,1	52,4	30,8	22	16,3	18,3
	J3	2,8	13,1	39,4	19,3	13	17,3	8,3
Foyer fermé récent	J1	4,2	2,5	20,5	16,4	32	18,7	12,7
	J2	2,7	1,2	10,7	8,8	51	16,7	9,9
	J3	3,3	1,4	12,2	10,3	47	8,6	5,5
<b>Moyenne durant les campagnes de mesure de février 07 (6 au 22)</b>		<b>4,4</b>	<b>7</b>	<b>24</b>	<b>16</b>	<b>40,7</b>	<b>25</b>	<b>17</b>
Moyenne février 07 (ATMO Picardie à Creil)		2	nm	nm	31	30	19	nm
<b>Moyenne durant les campagnes de mesure de novembre 07 (20 au 29)</b>		<b>5,7</b>	<b>26</b>	<b>76</b>	<b>36</b>	<b>14</b>	<b>31</b>	<b>28</b>
Moyenne novembre 07 (ATMO Picardie à Creil)		2	nm	nm	35	21	29	nm
<b>Moyenne durant les campagnes de mesure de décembre 07 (4 au 6)</b>		<b>3,4</b>	<b>2</b>	<b>14</b>	<b>12</b>	<b>43</b>	<b>15</b>	<b>10</b>
Moyenne décembre 07 (ATMO Picardie à Creil)		3	nm	nm	39	22	41	nm

nm : non mesuré ; \* problème technique

On observe que les concentrations mesurées pour les composés gazeux sont inférieures aux valeurs réglementaires et aux concentrations mesurées par ATMO Picardie sur le site de Creil, à l'exception du SO<sub>2</sub> et l'ozone, lesquelles présentent des valeurs légèrement supérieures. Les concentrations mesurées lors de l'étude restent cohérentes avec celles observées dans des zones similaires, à savoir rurales.

Les faibles concentrations en NO<sub>2</sub> montrent une faible influence de la source trafic dans les zones d'étude. Cependant, des concentrations assez élevées en NO<sub>2</sub> sont observées sur le site de fond lors de l'instrumentation du foyer ouvert 2. Le camion laboratoire était alors situé dans la cour d'un exploitant agricole où des tracteurs circulaient pendant les mesures. Une influence non négligeable des émissions véhiculaires « diesel » sont donc à noter durant cette période sur ce site de prélèvement.

Concernant les PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>, les concentrations mesurées sont supérieures aux moyennes mensuelles du site de Creil, à l'exception des concentrations observées durant le mois de décembre 2007. Cependant, alors que sur le site de Creil la valeur rapportée sur le tableau correspond à une moyenne mensuelle, seulement trois jours ont été pris en compte pour le calcul de la moyenne de la campagne du mois de décembre. De plus, selon le graphique d'évolution des concentrations présenté par ATMO Picardie, les concentrations en PM<sub>10</sub> au début du mois de décembre étaient proches de 20 µg/m<sup>3</sup>, concentrations plus voisines de celle observée sur le site de prélèvement du foyer fermé récent (campagne réalisée du 4 au 6 décembre).

Les faibles concentrations en NO<sub>2</sub> mesurées sur les six sites, couplées à fortes concentrations en PM<sub>10</sub>, en comparaison avec les données d'ATMO Picardie sur le site urbain de Creil, laissent supposer la présence d'une source « non automobile » sur les sites ruraux instrumentés.

#### 6.4.1.2 COMPOSES ORGANIQUES A L'EXCEPTION DES TRACEURS SPECIFIQUES

Le Tableau 30 présente les résultats obtenus pour les différentes familles de composés organiques étudiés au camion laboratoire de l'INERIS (mesure du bruit de fond de la zone d'étude) et à proximité immédiate de l'habitation instrumentée.

La mesure en proximité immédiate de l'installation vise à étudier d'éventuels phénomènes de rabattement de panache ; aucun rabattement n'a pas été identifié lors des différentes campagnes.

**11 aldéhydes ont été analysés, 34 COV et 18 HAP, dont 10 pouvant être considérés comme majoritairement en phase particulaire, incluant le B[a]P.**

Dans le Tableau 30, les résultats obtenus par famille de composés, ainsi que ceux du composé le plus représentatif et/ou du composé réglementé pour chaque famille sont présentés.

**Tableau 30. Moyennes journalières des concentrations extérieures en composés organiques durant les campagnes**

Appareil	Essai	Site	Aldéhydes ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Formaldéhyde ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	COV ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	Benzène ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	HAPtot ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	HAP part ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )	B[a]P ( $\text{ng}/\text{m}^3$ )
Poêle ancien	Blanc	Fond	22,5	0,7	211,5	1,2	36,5	6,3	0,4
		Proximité	131,6	3,8	79,9	1,0	21,1	6,4	0,5
	Nominale	Fond	29,4	3,6	53,2	1,0	61,1	10,8	0,9
		Proximité	63,8	1,6	63,1	1,1	76,1	11,3	0,8
	Réduite	Fond	24,9	0,8	37,4	0,5	44,6	5,0	0,5
		Proximité	79,1	1,2	51,4	0,6	18,9	4,7	0,4
Poêle récent	Blanc	Fond	25,8	0,9	31,6	0,5	16,3	2,9	0,2
		Proximité	61,3	0,8	43,6	0,4	11,4	2,9	0,0
	Nominale	Fond	23,4	0,7	46,8	1,1	23,7	3,6	0,3
		Proximité	*	*	63,3	1,3	31,3	5,8	0,4
	Réduite	Fond	27,6	0,7	53,0	1,2	18,8	3,3	0,3
		Proximité	52,2	2,8	49,7	1,4	36,6	6,9	0,3
Foyer ouvert	Blanc	Fond	35,3	1,2	114,4	1,5	*	6,4	0,5
		Proximité	112,8	1,6	437,5	1,3	41,6	9,2	0,7
	Nominale	Fond	10,8	1,0	45,4	0,8	24,8	3,5	0,3
		Proximité	*	*	33,2	0,9	28,3	5,4	0,4
	Réduite	Fond	34,7	0,6	31,7	0,5	13,3	0,9	0,1
		Proximité	14,4	2,8	23,1	0,8	22,0	3,4	0,2
Foyer ouvert 2	Blanc	Fond	68,8	2,3	20,4	1,3	48,7	16,7	2,0
		Proximité	16,9	nd	32,6	1,7	54,7	12,5	1,3
	Nominale	Fond	92,9	2,1	10,3	0,6	30,5	10,8	1,2
		Proximité	41,8	9,8	58,5	3,5	78,6	19,5	2,4
	Réduite	Fond	10,0	nd	6,1	0,4	78,4	6,6	0,2
		Proximité	14,3	3,6	44,3	2,0	42,7	7,5	0,5
Foyer fermé ancien	Blanc	Fond	90,7	0,8	14,6	0,7	14,2	2,0	0,1
		Proximité	*	*	25,6	1,3	5,2	0,8	0,1
	Nominale	Fond	7,8	0,7	11,5	0,6	18,7	4,6	0,4
		Proximité	7,6	nd	24,4	1,0	24,0	3,3	0,3
	Réduite	Fond	*	*	17,7	0,7	10,7	3,5	0,3
		Proximité	10,3	0,1	33,2	1,4	15,5	2,3	0,2
Foyer fermé récent	Blanc	Fond	0,2	nd	33,5	1,1	12,2	2,1	0,1
		Proximité	0,1	nd	17,9	0,8	9,1	1,4	0,1
	Nominale	Fond	0,8	0,4	19,0	0,6	8,0	0,7	0,1
		Proximité	0,2	nd	10,1	0,5	5,3	0,5	0,01
	Réduite	Fond	0,9	nd	4,2	0,2	3,3	0,5	0,03
		Proximité	nd	nd	12,2	0,7	4,8	0,4	0,01

\* problème technique ; nd non détecté

Les concentrations en formaldéhyde, composé non réglementé dans l'air extérieur, sont comprises entre 3,8 et 0,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  concentrations assez classiques en air extérieur sur des sites ruraux et sub-urbains en France.

Un pic à 9,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  est néanmoins observé en site de proximité lors des mesures effectuées à allure nominale sur le foyer ouvert 2. Ce pic doit être attribué aux fortes fumées dégagées vers la cour intérieure où les appareils de mesure étaient situés, suite au bouchage de la cheminée par l'impacteur « Johnas » utilisé pour les mesures à l'émission (cf. paragraphe 2.21 de l'annexe 4).

En ce qui concerne le benzène, les concentrations varient entre 0,4 et 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , valeurs inférieures au seuil d'évaluation minimal de 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en moyenne annuelle défini dans la directive 2000/69/CE. Pour information sur les mêmes périodes, les moyennes en benzène obtenues sur le site de Creil pour les mois de février, novembre et décembre 2007 étaient de 1,1 ; 1 et 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement (données ATMO Picardie).

En ce qui concerne le B[a]P, les valeurs obtenues varient entre 0,1 et 2  $\text{ng}/\text{m}^3$ . En premier examen, ces valeurs sont tout à fait classiques compte tenu de la période et de la typologie du site. Sur deux sites urbains parisiens (données AIRPARIF), les moyennes observées les mois de février, novembre et décembre 2007 étaient de 0,2 ; 0,31 et 0,08  $\text{ng}/\text{m}^3$  respectivement pour le site des Halles (fond urbain) et de 0,5 ; 1,03 et 0,22  $\text{ng}/\text{m}^3$  respectivement pour le site d'Auteuil (trafic).

**Les concentrations observées pour le benzène et le B[a]P sont proches de celles observées sur des sites urbains.** Compte tenu du nombre d'habitants et de la configuration rurale des zones d'étude, une source importante de ces composés autre que la source véhiculaire est soupçonnée.

De plus, aucune différence significative entre les concentrations observées à proximité immédiate de l'habitation instrumentée et sur le site représentatif des concentrations de fond de la zone d'étude n'a pas pu être observé. Ceci confirme qu'aucun phénomène de rabattement du panache ne se soit produit durant les campagnes. De ce fait, le site dit de proximité donne des valeurs équivalentes au site de fond de la zone.

#### 6.4.1.3 TRACEURS SPECIFIQUES

Lors de la première série d'essais, les analyses des composés de type méthoxyphénols ou lévoglucosan effectuées sur les prélèvements d'air extérieur n'ont pas permis de quantifier ces composés (niveaux inférieurs aux limites de détection). Pour des raisons logistiques, les prélèvements ont été réalisés avec des préleveurs n'autorisant que des volumes faibles d'échantillonnage sur 24h (volume prélevé : 22  $\text{m}^3$  par échantillon). Ceci peut alors limiter la quantité de composés collectés sur le filtre à des valeurs inférieures aux limites de détection de la méthode (0,7  $\text{ng}/\text{m}^3$  pour le lévoglucosan). En milieu rural, les niveaux de concentration du lévoglucosan, traceur le plus abondant, rapportés dans la littérature sont généralement inférieurs à 1  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  [49]. De plus, ces niveaux dépendent fortement de l'influence des émissions locales. Ainsi les résultats obtenus au cours de cette première campagne laissent supposer une influence limitée de la combustion du bois sur la qualité de l'air des sites étudiés. D'autre part, les précipitations observées au cours des journées de prélèvement ont pu conduire à une diminution de la pollution particulaire.

Pour la deuxième campagne d'essais, les prélèvements en atmosphères extérieures ont été réalisés avec des dispositifs de collecte des aérosols à haut débit (30  $\text{m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ ) afin de s'affranchir des problèmes de détection et de mieux préciser les concentrations ambiantes. L'ensemble des résultats obtenus sur les différents sites de proximité et de fond pour les traceurs organiques de la combustion du bois est présenté dans le Tableau 31.

Les résultats font apparaître la présence de ces traceurs sur la totalité des prélèvements analysés.

Les concentrations en **lévoglucosan**, le plus abondant, s'étendent de 4 ng.m<sup>-3</sup> à 1 449 ng.m<sup>-3</sup>, en accord avec les données de la littérature pour ce composé dans ce type d'environnement. Les concentrations les plus fortes sont obtenues aussi bien pour les atmosphères de fond et de proximité dans le cas des essais réalisés essai sur le foyer ouvert 2. C'est aussi sur ces sites qu'ont été observées des concentrations en PM<sub>10</sub> les plus élevées de 37 µg.m<sup>-3</sup> et 100 µg.m<sup>-3</sup> pour les deux derniers jours des essais. Les autres mesures réalisées sur la commune d'Erquery (utilisation du même site de fond pour les essais des foyers fermés) conduisent à des concentrations en lévoglucosan assez homogènes.

Les concentrations en **mannosan** et en **galactosan** s'étendent respectivement dans les gammes de 1 à 70 ng.m<sup>-3</sup> et de 0,6 à 15 ng.m<sup>-3</sup> et suivent les mêmes évolutions que celles du lévoglucosan observées entre les différents sites. Les différences de concentrations entre le lévoglucosan et ces deux isomères sont à relier directement à de beaucoup plus faibles taux d'émission rapportées dans la littérature [93] [100] et confirmés par les données obtenues à l'émission dans le cadre de cette étude.

**Tableau 31. Concentrations des traceurs de combustions de bois dans les atmosphères extérieures (fond et proximité). Les concentrations en méthoxyphénols correspondent à la somme de 6 composés : Guaiacol, syringol, vanillin, syringaldéhyde, acétosyringone, conyféraldéhyde**

Type d'appareil	Mode	Lévoglucosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Galactosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Mannosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Méthoxyphénols (ng.m <sup>-3</sup> )	
		Prox.	Fond	Prox.	Fond	Prox.	Fond	Prox.	Fond
Foyer fermé ancien	<i>Blanc</i>	11	220	0,4	1	0,6	10	0,5	3
	<i>Nominal</i>	47	345	1,4	9	2,5	17	1,2	8
	<i>Réduit</i>	16	383	0,4	8	0,9	20	0,3	4
Foyer fermé récent	<i>Blanc</i>	14	217	<ld	6	<ld	10	<ld	3
	<i>Nominal</i>	7	176	<ld	<ld	<ld	1	<ld	<ld
	<i>Réduit</i>	4	162	<ld	2	<ld	4	<ld	<ld
Foyer Ouvert 2	<i>Blanc</i>	178	1449	4	24	8	70	6	52
	<i>Nominal</i>	280	1209	7	20	15	64	23	15
	<i>Réduit</i>	118	31	1	<ld	3	<ld	2	<ld

Les **méthoxyphénols** ont également été quantifiés sur les échantillons présentant les niveaux en lévoglucosan les plus importants. Leurs concentrations s'étendent de 3 à 52 ng.m<sup>-3</sup>. Cependant, il est connu que les méthoxyphénols peuvent évoluer chimiquement très rapidement dans l'atmosphère [53] [54] et que leur quantification est parfois rendue difficile par le caractère semi-volatil de certains d'entre eux induisant leur présence dans un processus d'équilibre à la fois dans la phase gazeuse et la phase particulaire. Des travaux récents ont montré qu'ils constituaient des indicateurs de la combustion de la biomasse plutôt appropriés dans le cadre de sites d'observation fortement impactés par cette source en raison notamment de la proximité et de l'intensité des émissions [101]. Leur quantification dans la présente étude peut indiquer une influence assez forte de cette source notamment sur le site de fond de Maimbeville, où les concentrations les plus fortes en méthoxyphénols ont été observées. De plus, les données de la rose des vents pendant la campagne de mesure montrent que le site de fond est directement influencé par des vents provenant d'une zone d'habitations représentant à peu près la moitié de la commune.

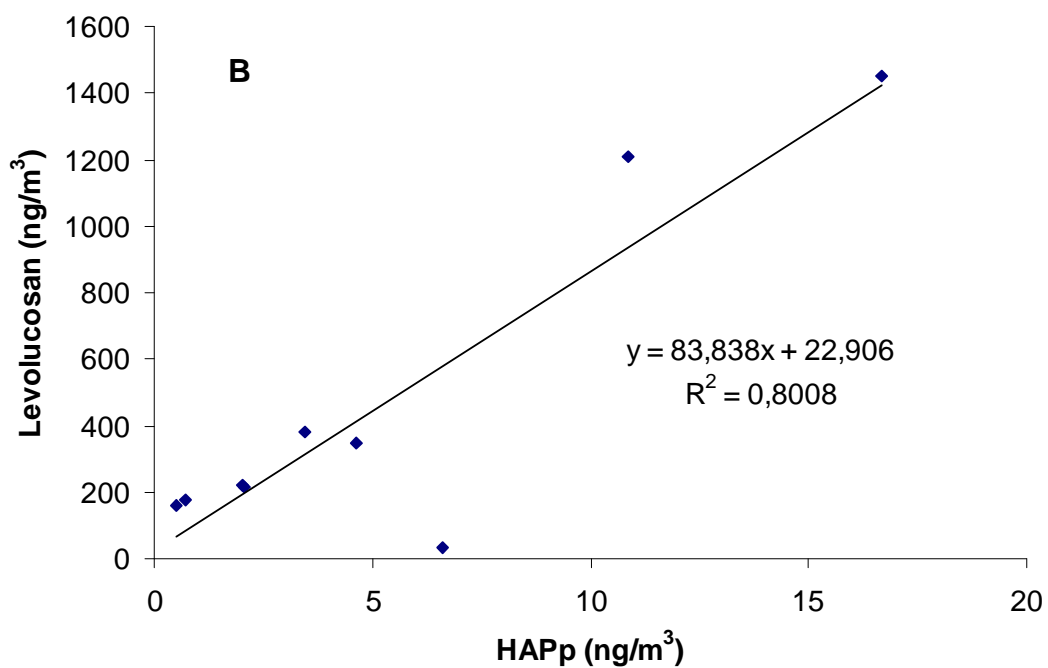
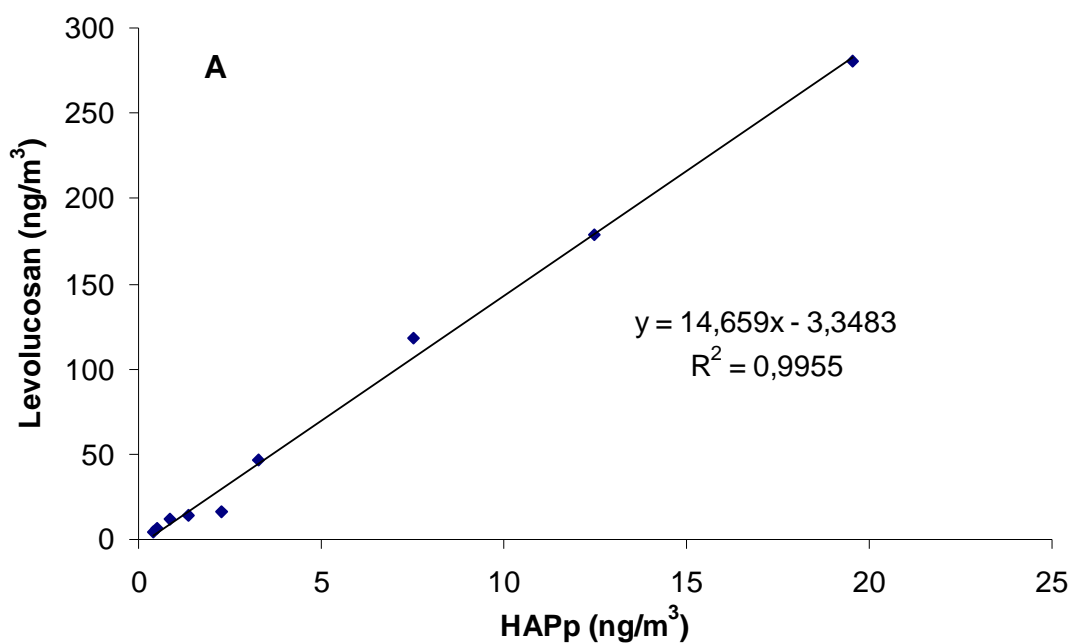
Enfin, quelle que soit la famille de traceurs organiques, les concentrations atmosphériques sur le site de proximité (cours, jardin) sont systématiquement plus faibles que celles obtenues sur le site de fond (au cœur des communes retenues pour le déroulement des essais). Ces plus faibles concentrations de proximité comparées à celles de fond pourraient s'expliquer par des retombées des fumées de la cheminée à une distance plus importante que celle de l'environnement immédiat de l'habitation, ce qui confirme les résultats obtenus sur les autres familles chimiques organiques. Les concentrations observées dans les sites de fond sont le résultat des processus d'émission et de mélange au sein de la commune. Les traceurs étant associés à la phase particulaire, l'étude des niveaux de particules sur les différents sites constitueraient un paramètre complémentaire à la compréhension de ce résultat. Or, si les concentrations les plus importantes en lévoglucosan dans les atmosphères de fond sont associées également à des niveaux en PM<sub>10</sub> les plus élevées, on ne dispose malheureusement pas de données pour les PM<sub>10</sub> sur les sites de proximité pour confirmer cette hypothèse.

## 6.4.2 INFLUENCE DE LA COMBUSTION DU BOIS SUR LA QUALITE D'AIR EXTERIEUR

### 6.4.2.1 APPROCHE QUALITATIVE

Une approche qualitative de l'influence de la combustion du bois sur la qualité de l'air peut être proposée en confrontant les concentrations en traceurs de cette source avec d'autres polluants observés sur le même site.

Ainsi, sur l'ensemble des journées étudiées lors de la deuxième campagne de prélèvement, **des corrélations fortes sont observées entre les concentrations totales en HAP particulaire et les concentrations en lévoglucosan** (Figure 14). Une corrélation forte est notamment observée pour les valeurs de concentration issues des sites de proximité ( $R^2 = 0,99$ , pour 9 échantillons). Dans le cas des données des sites de fond, la corrélation apparaît légèrement moins étroite ( $R^2 = 0,80$ , pour 9 échantillons)

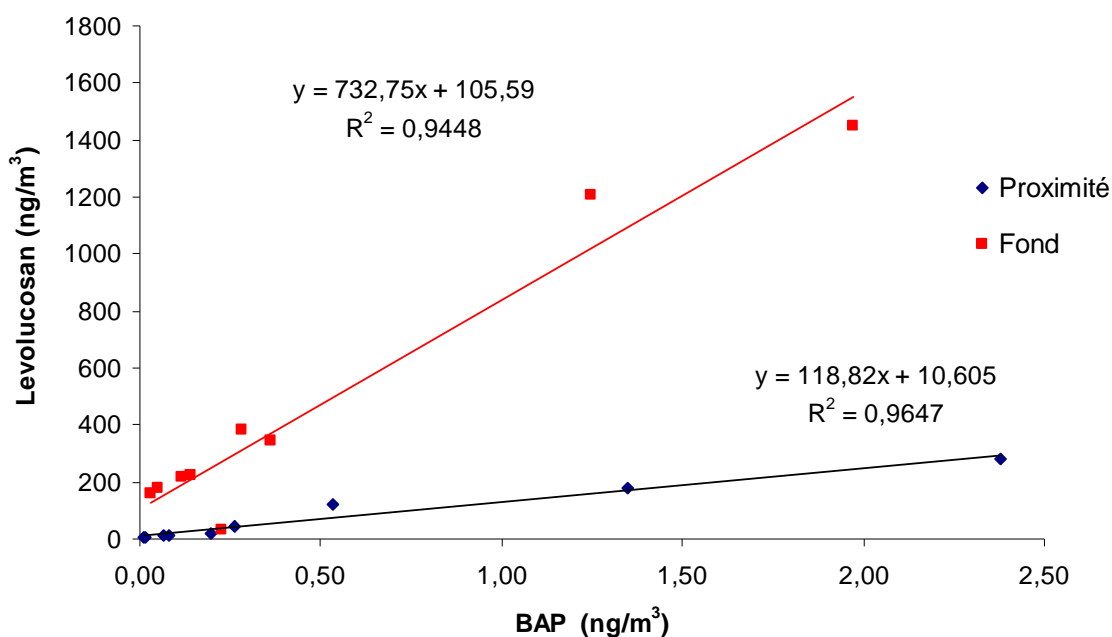


**Figure 14. Corrélations entre les concentrations en lévoglucosan et en HAP particulaire obtenues dans les atmosphères de proximité (A) et les atmosphères de fond (B). Données de la deuxième campagne d'essai**



**D'aussi fortes corrélations n'ont jamais été rapportées dans la littérature, d'après les données collectées.** Lors de l'étude des concentrations en lévoglucosan menée en 2006 dans des sites de fond urbain en France, les corrélations entre les concentrations de certains HAP particuliers et le lévoglucosan étaient beaucoup moins étroites ( $R^2 = 0,75$  pour 16 échantillons, [65]), illustrant l'influence d'autres sources sur les concentrations en HAP. Les résultats obtenus dans la présente étude mettent donc en évidence, une contribution importante de la source combustion du bois sur la concentration en HAP particulaire dans un environnement de type rural. Cette influence apparaît plus forte sur les sites de proximité où les HAP semblent provenir essentiellement de la source combustion du bois. Sur les sites de fond, l'apport d'autres sources est visible à travers un coefficient de corrélation plus faible.

**Les observations sont similaires si les corrélations sont étudiées en prenant en compte les concentrations individuelles de certains HAP particuliers.** Ainsi la Figure 15 montre la relation pour les 2 types de sites entre les niveaux de lévoglucosan et de benzo[a]pyrène, avec des coefficients de corrélation de 0,96 et 0,95 pour les sites de proximité et de fond. Dans le cas du chrysène, HAP indicateur de la combustion de biomasse, ces coefficients sont respectivement de 0,90 et de 0,86.



**Figure 15. Corrélations entre les concentrations en lévoglucosan et en Benzo[a]Pyrene (B[a]P) obtenues dans les atmosphères de proximité et de fond. Données de la deuxième campagne d'essai**

En revanche, **aucune corrélation similaire entre le lévoglucosan et les polluants gazeux n'est observée**, la plupart de ces derniers ayant des sources multiples. Leur comportement dans le milieu atmosphérique est également différent de la phase particulaire.

## 6.4.2.2 ESSAI DE QUANTIFICATION DE LA CONTRIBUTION DES SOURCES SUR LA QUALITE DE L'AIR EXTERIEUR

### 6.4.2.2.1 PRESENTATION DE L'APPROCHE CMB

La quantification de la contribution de différentes sources sur la concentration en particules dans l'air ambiant fait actuellement l'objet de nombreuses études basées sur l'utilisation de modèles statistiques. Ainsi, afin d'estimer la contribution des sources sur la composition chimique des fines particules dans l'air ambiant (site récepteur), un modèle mathématique a été développé par l'US-EPA. Ce modèle appelé CMB (*Chemical Mass Balance*) est une méthode basée sur la technique du bilan de matière. Il permet de relier les concentrations ambiantes de composés particuliers avec les sources présumées de particules [102]. Il établit un bilan de masse dans lequel, les concentrations des constituants d'un échantillon ambiant donné sont décrites comme résultant d'une combinaison linéaire des compositions chimiques relatives à des sources indépendantes. Ces concentrations  $C_{ij}$  (concentration de l'espèce  $i$  en milieu récepteur  $j$ ) peuvent s'écrire selon le système d'équations (1) suivant [103].

$$C_{ij} = \sum_{k=1}^n f_{ijk} \cdot a_{ik} \cdot s_{jk} + e_{ij} \quad (1)$$

Avec :

- $a_{ik}$ , concentration relative de l'espèce  $i$  dans les émissions de la source  $k$
- $s_{jk}$ , contribution à la concentration en particules observée sur le site  $j$  et originaire de la source  $k$
- $f_{ijk}$ , coefficient de fractionnement qui caractérise les modifications de  $a_{ik}$  au cours du transport de la source  $k$  vers le site  $j$ . Ce coefficient prend en compte l'appauvrissement ou le gain de l'espèce  $i$  après son émission. Généralement les espèces utilisées dans le CMB sont choisies pour que  $f_{ijk}$  soit très proche de 1
- $e_{ij}$ , Incertitude sur la mesure de la concentration  $C_{ij}$

La connaissance des compositions chimiques des sources et des échantillons en sites récepteurs permet donc de résoudre le système d'équations (1) et ainsi d'obtenir les contributions des sources ( $s_{jk}$ ) aux particules atmosphériques. Pour permettre la résolution du système d'équations (1), la version EPA-CMB8.2 du logiciel CMB a été utilisée [104] [105]. Ce dernier a été initialement conçu pour estimer les contributions des sources aux  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  et COV spécifiques [106].

Cette approche nécessite la connaissance précise des profils chimiques des différentes sources d'émission. De nombreux articles scientifiques faisant état de l'utilisation du CMB utilisent un très grand nombre d'espèces chimiques pour résoudre le modèle [107] [108] [109] [110]. Ceci impose un important travail de caractérisation chimique de l'aérosol aussi bien en atmosphère ambiante qu'à l'émission. Quelques études ont été réalisées en utilisant uniquement les composés de la famille des HAP comme données d'entrée du modèle [111] [121]. En utilisant une démarche similaire à ces deux études, un essai de détermination de la contribution des principales sources sur la concentration totale en HAP particulaire pour les échantillons collectés sur les différents sites utilisés lors de cette étude, a été conduit.

#### 6.4.2.2.2 APPLICATION ET LIMITES D'UTILISATION DU MODELE

Dans les milieux ruraux étudiés, les principales sources de HAP identifiées sont les émissions des véhicules (essence et diesel) et du chauffage domestique, plus particulièrement celles liées au chauffage au bois. L'approche a consisté, dans un premier temps, à tester différents profils de sources calculés à partir de données de la littérature et de données utilisées par le CITEPA. Dans le cas de la source « combustion du bois », les données issues de la campagne de mesure ont également été comparées aux profils précédemment cités (Tableau 32). Le nombre de HAP utilisés lors de ces tests a été limité à sept composés communs aux différentes études : le benzo[a]pyrène (B[a]P), benzo[b]fluoranthène (B[b]F), benzo[k]fluoranthène (B[k]F), indeno[1,2,3-cd]pyrène (IP), benzo[g,h,i]pérylène (B[g,h,i]P), benzo[a]anthracène (B[a]A), dibenzo[a,h]anthracène (DB[a,h]A). Ce choix a également été dicté par la présence de ces composés essentiellement sur la phase particulaire. Enfin, l'étude portant sur des sites récepteurs dont la localisation est très proche, le B[a]P a été conservé dans la définition des profils d'émission malgré sa réactivité potentielle.

**Tableau 32. Profils d'émission de HAP issus de la combustion du bois testés dans le modèle CMB**

HAP	Cette étude 2007*	CITEPA 2007	Li & Kamens 1993	Lee & Kim 2007
B[a]P	3,3%	18,6%	20,9%	20,1%
B[b]F	8,8%	20,8%	19,3%	18,6%
B[k]F	22%	12,7%	10,0%	20,4%
IP	6,6%	10,8%	16,1%	3,8%
B[g,h,i]P	19,8%	5,5%	13,4%	15,4%
B[a]A	21,5%	29,8%	20,2%	19,5%
DB[a,h]A	18,0%	1,7%	-	2,1%

\* obtenu à partir des concentrations moyennes en HAP à l'émission lors de la 1<sup>ère</sup> campagne de prélèvement)

Dans le cas de la source « combustion du bois », les profils de la littérature se distinguent nettement, pour la plupart des composés, des résultats obtenus au cours la présente étude. Cette différence peut être induite par la méthode suivie, puisque dans le cas des données de la littérature, les profils obtenus résultent de mesures réalisées sur des bancs d'essai. Dans le cas des émissions véhiculaires, une variabilité entre les différents profils est également observée (Tableau 33). Cependant quelle que soit l'origine des données, des tendances similaires sont observables, avec notamment la prédominance du B[g,h,i]P dans le cas des émissions de type essence (de 33 à 45 %), et les contributions plus importantes du B[b]F dans le cas des émissions diesel (de 16 à 24,5 %).

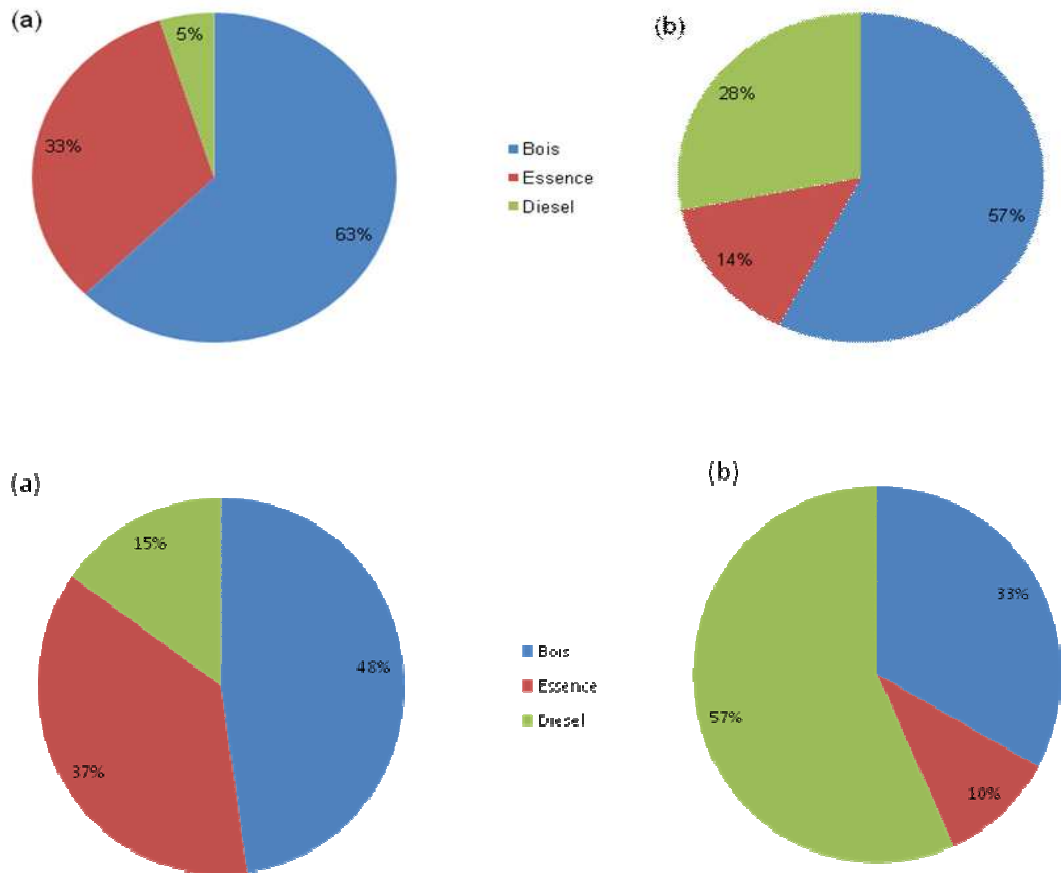
**Tableau 33. Profils d'émission de HAP pour les sources diesel et essence testés dans le model CMB**

HAP	CITEPA 2007		Li & Kamens 1993		Lee & Kim 2007	
	Essence	Diesel	Essence	Diesel	Essence	Diesel
<b>B[a]P</b>	7,5%	13,7%	18,7%	12,0%	13,5%	11,0%
<b>B[b]F</b>	13,7%	15,8%	9,0%	24,5%	20,5%	23,8%
<b>B[k]F</b>	4,7%	13,8%	5,6%	10,3%	4,0%	22,0%
<b>IP</b>	16,0%	12,2%	12,8%	18,9%	3,2%	-
<b>B[g,h,i]P</b>	45,0%	28,8%	45,0%	21,7%	33,0%	13,4%
<b>B[a]A</b>	13,0%	13,0%	8,8%	12,6%	13,5%	29,9%
<b>DB[a,h]A</b>	0,2%	2,7%	-	-	2,3%	-

L'utilisation de ces différents profils en données d'entrée du modèle permet une reconstitution assez proche des concentrations en HAP sur les sites récepteurs. Cependant les contributions des principales sources déduites par cet outil montrent une variabilité assez importante suivant les profils utilisés. Par exemple, sur les sites de Maimbeville la contribution de la source combustion du bois à la concentration totale en HAP varie de 63 à 48 % sur le site de proximité, et de 57 à 33 % sur le site de fond suivant le profil en entrée du modèle (Figure 16). Ces différences sont plus importantes pour les sources véhiculaires. Ainsi, si les contributions importantes de la combustion du bois sur la concentration en HAP que produit le modèle semblent en accord avec l'approche qualitative faite avec le lévoglucosan, les valeurs sont à prendre avec beaucoup de précaution en raison de leur grande variabilité. D'autre part les tests statistiques associés au fonctionnement du CMB mettent en évidence des problèmes de colinéarité entre les sources limitant fortement la précision des contributions calculées. Enfin la nature des sites étudiés (rurale) ne permet de considérer qu'un nombre limité de sources à l'inverse des études réalisées en site urbain [111] [112].

Enfin, l'intégration supplémentaire des données de lévoglucosan acquises au cours de la présente étude n'a pu être envisagée. En effet les concentrations atmosphériques en lévoglucosan, plus de 100 fois supérieures à celles des HAP, forceraient le modèle de bilan massique vers la seule source de combustion du bois.

La détermination de la contribution des sources en milieu rural par le modèle CMB, ne prenant en compte que les HAP, apparaît donc délicate ; les résultats obtenus sont assortis d'une grande imprécision. Une meilleure quantification pourrait être obtenue en intégrant un nombre plus important d'espèces chimiques particulières et des profils de sources supplémentaires. Ceci permettrait une détermination plus fine de la contribution des sources sur la pollution particulaire. Elle représente cependant un coût analytique beaucoup plus important.



**Figure 16. Estimations de la contribution des sources pour les sites récepteurs de Maimbeville, (a) site de proximité et (b) site de fond. En haut, résultats obtenus avec les profils d'émissions du CITEPA et en bas avec les profils d'émission de Lee et Kim. Données obtenues à partir de la moyenne des concentrations des trois jours de prélèvement sur chacun des sites**

## 6.5 ÉTUDE DE L'IMPACT DU CHAUFFAGE AU BOIS SUR L'AIR INTERIEUR

### 6.5.1 PERMEABILITE A L'AIR DES MAISONS ET TAUX DE RENOUVELLEMENT D'AIR

#### 6.5.1.1 ÉVALUATIONS QUALITATIVES DE LA PERMEABILITE A L'AIR

Des estimations du niveau d'étanchéité à l'air des quatre habitations équipées de foyer ouvert (foyer ouvert 1 et foyer ouvert 2), du poêle ancien ainsi que du foyer fermé ancien ont été réalisées selon la grille d'évaluation présentée au chapitre 2.2.1 de l'Annexe 4.

Pour une évaluation qualitative de l'étanchéité à l'air de l'enveloppe d'une maison, la classification du Tableau 34 a été retenue, à dire d'experts.

**Tableau 34. Classification d'étanchéité à l'air à dire d'experts**

Niveau d'étanchéité	Plage de perméabilité à l'air en vol/h sous 10 Pa
Bon	0 à 0,1
Moyen	1 à 1,5
Mauvais	Supérieur à 1,5

À partir des inspections réalisées, il a été possible d'identifier un certain nombre de défauts d'étanchéité à l'air de l'enveloppe de ces logements (voir Annexe 5). Les niveaux d'étanchéité à l'air de ces quatre maisons sont rapportés dans le Tableau 35

**Tableau 35. Niveau estimé de l'étanchéité à l'air des maisons**

Maison	Niveau d'étanchéité
Habitation équipée du foyer ouvert 1	moyen
Habitation équipée du poêle ancien	mauvais
Habitation équipée du foyer ouvert 2	mauvais
Habitation équipée du foyer fermé ancien	Bon

#### 6.5.1.2 ÉVALUATIONS QUALITATIVES DU TAUX DE RENOUVELLEMENT D'AIR

Le Tableau 36 rapporte les températures moyennes mesurées à l'intérieur et à l'extérieur des habitations lors de la réalisation des essais, ainsi que l'écart DT entre la température intérieure et la température extérieure.

**Tableau 36. Températures extérieures et intérieures durant les essais**

Appareil	Dates	Température moyenne extérieure, mini-maxi (T°C)	Température moyenne intérieure, mini-maxi (T°C)	Ecart DT
Foyer ouvert 1	21/02/07	10,9 (8,8–12,2)	16,9 (14,9-17,5)	6 K
	22/02/07	10,5 (6,6-12,2)	17,1 (15,9-17,8)	6,6 K
Poêle ancien	07/02/07	2,5 (0,4-3,9)	24,1 (17,5-31,4)	21,6 K
	08/02/07	8,1(6,1-9,6)	24,2 (19,9-27,7)	16,1 K
Foyer ouvert 2	28/11/07	4.5 (2,4-8,6)	19,6 (15,5-21,6)	15,1 K
	29/11/07	5,6 (4,7-6,2)	18,5 (16,9-19,4)	12,9 K
Foyer fermé ancien	21/11/07	8,9 (5,9-14,2)	24,2 (21,2-26,6)	15,3 K
	22/11/07	9 (6,3-9)	25,7 (22,4-29,3)	16,7 K

Dans le cas du foyer ouvert 1, la température intérieure lorsque l'appareil de chauffage fonctionne à allure réduite n'est pas sensiblement différente que lorsqu'il fonctionne en conditions nominales. Les conditions de tirage thermique et de vent étant sensiblement les mêmes, on peut penser que les taux de renouvellement d'air ne sont pas très différents selon que l'appareil de chauffage fonctionne à allure nominale ou réduite. Étant donné les conditions de tirage thermique, de vent et compte tenu du niveau estimé de perméabilité à l'air de la maison, on estime les taux de renouvellement d'air durant les expérimentations des 21 et 22 février 2007 compris entre **0,5 et 1 vol/h**.

Pour le poêle ancien, on obtient le même niveau moyen de température dans le séjour à allures nominale et réduite. L'amplitude des températures est moindre. Ceci est dû au fait que les conditions météorologiques étaient moins anticycloniques lors des essais réalisés à allure nominale (pression atmosphérique plus faible, température extérieure plus clémente, plus de précipitations, vent plus élevé). Le tirage thermique (DT = 16,1 K) est significativement plus faible dans l'essai à allure réduite que dans l'essai à allure nominale (DT = 21,6 K), mais la vitesse du vent est plus forte. Aussi, on ne peut pas conclure que le renouvellement d'air en allure réduite sera plus faible que celui en allure nominale. Étant donné les conditions de tirage et de vent, le niveau estimé de perméabilité à l'air de la maison, et compte tenu des incertitudes sur les paramètres régissant les phénomènes mis en jeu, on estime que les ordres de grandeur des taux de renouvellement d'air pour les expérimentations à allures nominale et réduite ne sont pas significativement différents. Ils sont probablement compris entre **0,7 et 2,5 vol/h**. On ne peut toutefois pas exclure la possibilité que le taux de renouvellement d'air soit plus élevé, à savoir 3 voire 4 vol/h.

Dans le cas du foyer ouvert 2, la température intérieure lorsque l'appareil de chauffage fonctionne à allure réduite est légèrement inférieure à celle des conditions nominales : 1 °C de moins en moyenne. Les conditions de tirage thermique ne sont pas significativement différentes (13 à 15 K) et les vitesses de vent sont faibles. Aussi, on peut penser que les taux de renouvellement d'air, dus aux défauts d'étanchéité de la maison ne sont pas très différents selon que l'appareil de chauffage fonctionne à allure nominale ou réduite. Étant donné ces conditions et compte tenu du niveau estimé de perméabilité à l'air de la maison, on

estime les taux de renouvellement d'air durant les expérimentations des 28 et 29 novembre 2007 compris entre **1,5 et 2,5 vol/h**. On ne peut toutefois pas exclure la possibilité que les taux soient plus élevés, à savoir 3 ou 3,5 vol/h.

Dans le cas du foyer fermé ancien, les conditions de tirage thermique sont sensiblement les mêmes les 21 et 22 novembre 2007 (15 à 17 K). Par ailleurs, le vent était faible et pas sensiblement différent d'un jour à l'autre (1,6 à 2,2 m/s). Aussi, les taux de renouvellement d'air dus aux défauts d'étanchéité étaient sensiblement les mêmes en allure réduite et en allure nominale de fonctionnement du foyer. Compte tenu du niveau d'étanchéité de la maison, on peut évaluer le renouvellement d'air dû à la perméabilité autour de 0,2 vol/h. Le renouvellement d'air dépend également du système de ventilation mécanique et de l'ouverture des fenêtres (voir Annexe 5), dont les conditions de fonctionnement sont assez semblables d'un jour à l'autre. En conséquence, on peut estimer le taux de renouvellement d'air global de la maison, durant les expérimentations, compris entre **0,6 et 0,8 vol/h**.

#### 6.5.1.3 MESURES DU TAUX DE RENOUVELLEMENT D'AIR

**Les taux de renouvellement d'air à l'intérieur du logement ont été mesurés dans l'habitation équipée du poêle récent et dans celle équipée du foyer fermé récent lorsque ces appareils de chauffage à bois fonctionnaient à allures nominale et réduite.**

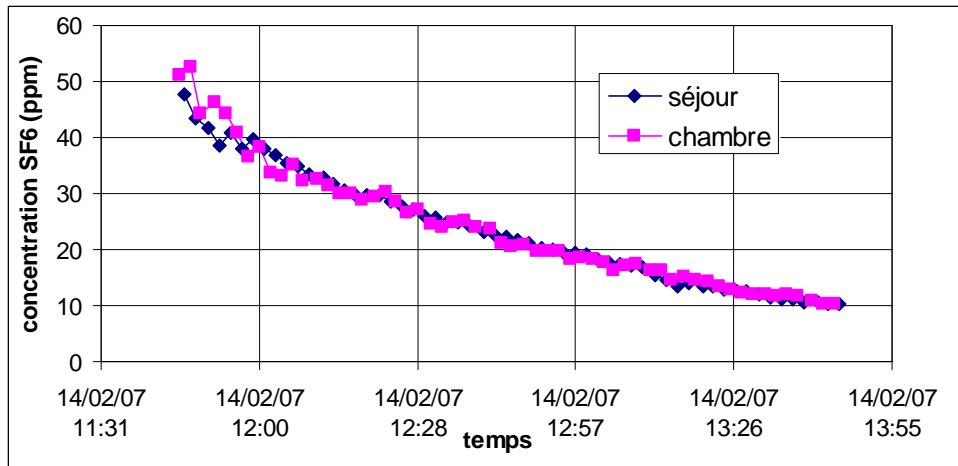
Les renouvellements d'air ont été mesurés selon le protocole établi au chapitre 2.2.3 de l'Annexe 4. Le gaz traceur a été injecté dans le séjour, et les prélèvements ont été effectués simultanément dans le séjour et dans la chambre dans laquelle les mesures physico-chimiques étaient également réalisées (chambre située à l'étage dans la maison équipée du poêle, chambre du rez-de-chaussée pour la maison équipée du foyer fermé).

Les prélèvements de gaz sont réalisés à environ 1,25 m au-dessus du sol. Les 14 et 15 février 2007, il a été possible de réaliser trois décroissances par gaz traceur par jour, permettant ainsi de mesurer le taux de renouvellement d'air sur trois périodes de la journée. En revanche, les 5 et 6 décembre 2007, une seule décroissance par jour a pu être réalisée, mais d'une durée plus longue.

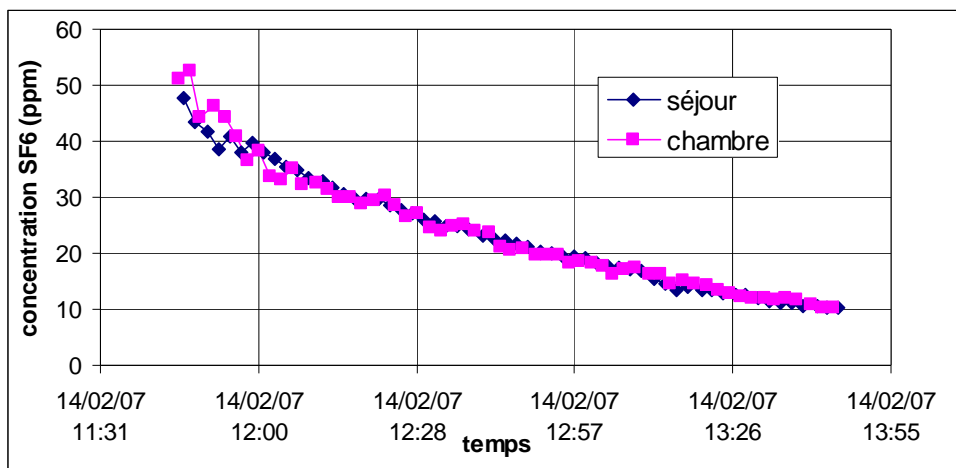
Les vitesses de décroissance du gaz traceur dans la chambre sont similaires à celles du séjour. Cela signifie que l'air du logement est largement brassé et que le taux de renouvellement d'air neuf de la chambre est sensiblement égal à celui du séjour.

Les Figure 17 et Figure 18 présentent, à titre d'exemple, deux courbes de décroissance obtenues lors d'essais à allure nominale ; la première est relative au poêle récent, la seconde au foyer fermé récent. Les autres courbes de décroissance sont disponibles en Annexe 6.





**Figure 17. Variation temporelle de la concentration en SF6 : première décroissance**



**Figure 18. Variation temporelle de la concentration en SF6 : foyer fermé récent**

Pour l'exploitation des données, seules les courbes de décroissance du SF6 dans le séjour ont été traitées. Pour chaque courbe, afin d'en déduire le taux de renouvellement d'air (N), un ajustement linéaire par la méthode des moindres carrés a été déterminé.

Un calcul d'incertitude a été réalisé sur la détermination du taux de renouvellement d'air. Conformément à la formule présentée au chapitre 2.2.3 de l'Annexe 4, l'incertitude relative sur le taux de renouvellement d'air  $\Delta N/N$  s'écrit de la manière suivante :

$$\Delta N/N = [(\Delta R/RLnR)^2 + (\Delta T/T)^2]^{1/2}$$

avec :

N : le taux de renouvellement d'air (vol/h)

R : le ratio entre la concentration initiale et la concentration finale de gaz traceur

T : la durée de décroissance du gaz exprimée (h)

L'incertitude relative sur la mesure de la concentration en gaz étant estimée à  $\pm 8\%$ , celle sur le ratio  $\Delta R/R$  est donc de  $\pm 11\%$ . On retient comme incertitude absolue sur la durée de décroissance  $\Delta T$  le pas de temps de mesure qui est de 2 minutes, soit 0,03 h.

La formule de calcul d'incertitude montre que l'incertitude relative sur la mesure du taux de renouvellement d'air est d'autant plus élevée que :

- l'incertitude sur la mesure de la concentration en gaz traceur est grande ;
- le ratio concentration initiale sur concentration finale est petit ;
- la durée de la décroissance est courte.

Le Tableau 37 présente les valeurs de renouvellement d'air  $N$  obtenues, le coefficient de corrélation  $r$  associé (coefficient de corrélation d'échantillonnage de Pearson), son incertitude relative  $\Delta N/N$ , son intervalle de confiance ( $N - \Delta N$  ;  $N + \Delta N$ ), la vitesse moyenne du vent et l'écart  $DT$  entre la température intérieure et la température extérieure. Les valeurs fournies correspondent aux valeurs moyennes sur la période de décroissance ( $T$ ). Les données météorologiques ont été mesurées par l'INERIS au niveau du camion laboratoire et la température intérieure est celle mesurée dans le séjour (pièce équipée de l'appareil de chauffage) à l'aide d'un Smart Reader (cf. chapitre 2.2.4 de l'Annexe 4).

Lors des essais réalisés avec le poêle récent en conditions de fonctionnement nominales, le premier taux de renouvellement d'air mesuré est légèrement plus élevé que ceux des deux autres alors que les conditions de tirage thermique et de vent sont un peu plus faibles. Les essais couvrent une durée de 4 heures  $\frac{3}{4}$ , ce qui représente près de 60 % de la séquence journalière expérimentale. Le taux de renouvellement d'air du séjour est compris entre 0,5 et 0,8 vol/h et a pour valeur moyenne **0,65 vol/h**.

Lors des essais réalisés avec le poêle récent à allure réduite, on constate que le taux de renouvellement d'air du troisième essai est un peu plus élevé que ceux des deux premiers, mais les différences observées ne sont pas significatives. Les essais couvrent une durée de 6 heures, soit les  $\frac{3}{4}$  du temps de fonctionnement de l'appareil de chauffage. Le taux de renouvellement d'air du séjour est compris entre 0,6 et 0,75 vol/h et a pour valeur moyenne **0,66 vol/h**.

On n'observe pas de différences significatives entre les taux de renouvellement d'air en allure réduite et en allure nominale, même si les conditions de tirage thermique sont un peu plus élevées en conditions nominales ( $DT$  compris entre 13 K et 15 K) qu'en allure réduite ( $DT$  compris entre 11K et 14,5 K).

De même pour les essais réalisés avec le foyer fermé récent, on ne note pas de différence significative sur les taux de renouvellement d'air selon l'allure de fonctionnement alors que les conditions de tirage thermique sont différentes : les taux sont compris **entre 0,5 et 0,6 vol/h**. L'essai réalisé en conditions nominales couvre près des  $\frac{3}{4}$  de la séquence de fonctionnement de l'appareil de chauffage. L'essai à allure réduite est plus court (moins de la moitié de la séquence), mais on n'observe pas de variations du renouvellement d'air ; on a en effet ici le meilleur coefficient de corrélation.

**Tableau 37. Taux de renouvellement d'air mesurés et conditions expérimentales associées**

Essai	Durée	N (vol/h)	Coefficient de Corrélation r	Incertitude relative (%)	Intervalle de confiance (vol/h)	Vent (m/s)	Ti (°C)	Te (°C)	DT (K)
D1 nominale Poêle récent	1h55	0,76	0,9975	8	0,70 – 0,82	3,1	23,5	10,5	13
D2 nominale Poêle récent	1h17	0,61	0,9934	16	0,51 – 0,71	3,95	23,6	8,7	14,9
D3 nominale Poêle récent	1h33	0,59	0,9967	11	0,53 – 0,66	3,8	23,5	8,7	14,8
D1 réduite Poêle récent	1h48	0,64	0,9926	9	0,58 – 0,65	2,85	21,1	9,9	11,2
D2 réduite Poêle récent	2h23	0,65	0,9983	9	0,59 – 0,71	2,1	23,0	10,7	12,3
D3 réduite Poêle récent	1h50	0,70	0,9965	10	0,63 – 0,77	1,1	23,4	8,8	14,6
D1 nominale foyer fermé récent	5h55	0,58	0,9991	3	0,56 – 0,60	4,8	30,2	10,9	19,3
D1 réduite foyer fermé récent	3h 35	0,55	0,9994	6	0,52 – 0,58	4,6	27,5	12,2	15,3

#### 6.5.1.4 MESURE DE LA PERMEABILITE A L'AIR

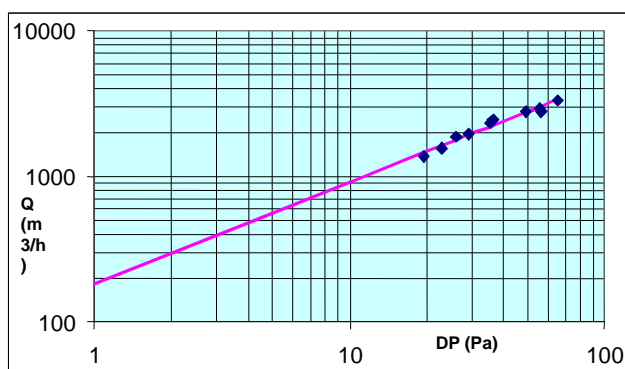
La perméabilité à l'air a été mesurée dans deux habitations : celle équipée du poêle récent et celle équipée du foyer fermé récent. Les mesures ont été réalisées lorsque l'appareil de chauffage au bois ne fonctionnait pas conformément au protocole établi et présenté au chapitre 2.2.2 de l'Annexe 4.

La Figure 19 présente les résultats de mesure pour la maison équipée du poêle récent. À partir des points de mesure (en bleu foncé), l'équation caractéristique de fuite  $Q = C \times DP^n$  (en rose), le coefficient de corrélation r et le débit de fuite volumique sous 10 Pa, ont été déterminés par régression linéaire.

$$n=0,7004 \quad C=181,04 \quad r=0,9820$$

$$Q_{V10} = 908 \text{ m}^3/\text{h} \text{ sous } 10 \text{ Pa} \text{ soit } 2,4 \text{ vol/h sous } 10 \text{ Pa}$$

$$Q_{V4} = 478 \text{ m}^3/\text{h} \text{ sous } 10 \text{ Pa} \text{ soit } 1,26 \text{ vol/h sous } 4 \text{ Pa}$$



**Figure 19. Perméabilité à l'air du logement équipé d'un poêle récent**

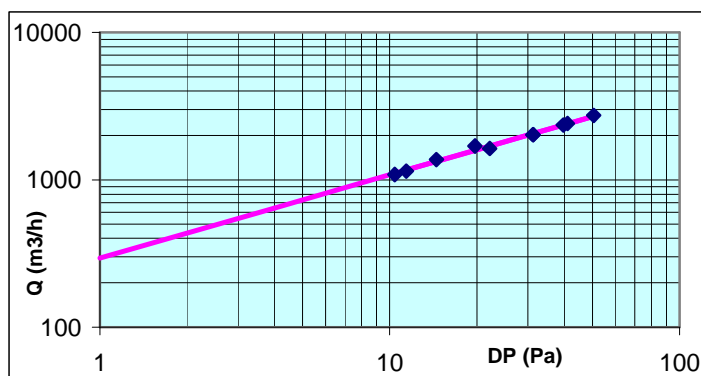
On peut conclure que le logement est perméable.

La Figure 20 présente les résultats de mesure pour la maison équipée du foyer fermé récent. À partir des points de mesure (en bleu foncé), l'équation caractéristique de fuite  $Q = C \times DP^n$  (en rose), le coefficient de corrélation  $r$  et le débit de fuite volumique sous 10 Pa, ont été déterminés par régression linéaire.

$$n=0,5642 \quad C=295,24 \quad r=0,9955$$

$$Q_{v10} = 1082 \text{ m}^3/\text{h} \text{ sous } 10 \text{ Pa} \text{ soit } 5,6 \text{ vol/h sous } 10 \text{ Pa}$$

$$Q_{v4} = 645 \text{ m}^3/\text{h} \text{ sous } 10 \text{ Pa} \text{ soit } 3,4 \text{ vol/h sous } 4 \text{ Pa}$$



**Figure 20. Perméabilité à l'air du logement équipé du foyer fermé récent**

On peut conclure ici que l'habitation est très fuyarde. On notera notamment que le coefficient  $n$  de la loi du débit de fuite est plus proche de 0,5 que de 1, ce qui signifie que les défauts sont plutôt constitués de gros trous.

#### 6.5.1.5 SYNTHÈSE DES MESURES DE PERMEABILITÉ ET RENOUVELLEMENT D'AIR

Les mesures de perméabilité à l'air réalisées sur deux maisons montrent que ces deux maisons sont assez fuyardes, la maison équipée du foyer fermé récent l'étant plus que celle avec le poêle récent. Les évaluations qualitatives menées sur les 4 autres maisons laissent penser que les niveaux de perméabilité sont également élevés à l'exception de la maison équipée du foyer fermé ancien qui apparaît assez étanche. Étant donné les dimensions de la maison équipée du foyer ouvert n°1, sa perméabilité volumique est probablement plus faible que celles de la maison équipée du poêle ancien et de celle équipée du foyer n°2.

À partir de ces informations et compte tenu des systèmes de ventilation (existant ou pas) et des pratiques d'ouvertures de fenêtres, il a été possible d'estimer les taux de renouvellement d'air dans les maisons.

L'ensemble des résultats est récapitulé dans le Tableau 38.

**Tableau 38. Renouvellement d'air mesurés et estimés pendant le fonctionnement des appareils de chauffage au bois**

Appareil	Allure de chauffage	Méthode d'investigation	Renouvellement d'air (vol/h)
Poêle récent	Nominale	<i>Mesure</i>	<i>0,65 ± 0,15</i>
	réduite	<i>Mesure</i>	<i>0,66 ± 0,10</i>
Foyer fermé récent	nominale	<i>Mesure</i>	<i>0,58 ± 0,02</i>
	réduite	<i>Mesure</i>	<i>0,55 ± 0,03</i>
Poêle ancien	Nominale	Estimation	0,7 à 2,5
	Réduite	Estimation	0,7 à 2,5
Foyer fermé ancien	Nominale	Estimation	0,6 à 0,8
	Réduite	Estimation	0,6 à 0,8
Foyer ouvert 1	Nominale	Estimation	0,5 à 1
	Réduite	Estimation	0,5 à 1
Foyer ouvert 2	Nominale	Estimation	1,5 à 2,5
	Réduite	Estimation	1,5 à 2,5

**Les mesures effectuées montrent qu'il n'y a pas de différence significative des taux de renouvellement d'air selon l'allure de fonctionnement de l'appareil de chauffage.**

En revanche, on peut noter des différences selon les équipements. Les maisons équipées des foyers fermés ancien et récent, et du poêle récent, ont les taux de renouvellement d'air les plus faibles : autour de 0,6 à 0,7 vol/h. Viennent ensuite les maisons équipées du foyer ouvert n°1 (autour de 0,8 à 0,9 vol/h), du poêle ancien (autour de 1, 5 vol/h) et du foyer ouvert n°2 (autour de 2 vol/h).

À titre de comparaison, ces données de renouvellement d'air ont été mises en regard des débits de fumées rapportées au débit total du logement et normalisées à 22°C. Les débits les plus faibles sont obtenus pour les foyers fermés ancien et récent et le poêle récent (autour de 0,2 0,3 vol/h), puis le poêle ancien (voisin de 0,5 vol/h) et les débits de fumées les plus importants pour les foyers ouverts (1,6 à 4,6 vol/h). La hiérarchisation sur les taux de renouvellement d'air et celle sur les débits de fumées sont assez cohérentes.

## 6.5.2 CONCENTRATIONS MESUREES DANS L'AIR INTERIEUR

Ce chapitre présente les résultats des concentrations mesurées en gaz, particules, HAP, COV et aldéhydes à l'intérieur des habitations, dans la pièce où l'appareil de chauffage était situé (en l'occurrence le salon) et dans une chambre à coucher.

La mesure dite « de blanc » a été réalisée sans utilisation de l'appareil de chauffage à bois ; elle permet ainsi d'obtenir le bruit de fond dans la maison, sachant que ce dernier peut avoir été influencé par le fonctionnement de l'appareil les jours et semaines ayant précédé la campagne de mesure.

Pour rappel, les maisons respectivement équipées d'un poêle ancien et du foyer ouvert 2 étaient des logements de fumeurs (un occupant dans chaque cas). Tandis que l'habitant possédant le poêle ancien a été absent toute la semaine de prélèvements, celui du foyer ouvert 2 rentrait chez lui chaque soir.

### 6.5.2.1 DEMARCHE RETENUE ET DONNEES UTILISEES POUR LA MISE EN PERSPECTIVE

Afin de décrire l'impact ou non du chauffage au bois sur la qualité de l'air intérieur, les concentrations intérieures mesurées sont mises en perspective de celles habituellement rencontrées dans des logements, indifféremment de la présence ou non d'un appareil de combustion à bois en fonctionnement. Les résultats de la campagne nationale « Logements » de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (OQAI) sont préférentiellement utilisées. Réalisée entre 2003 et 2005 dans un échantillon de résidences principales de France métropolitaine continentale représentatif du parc, cette étude présente une photographie de la pollution chimique des habitats français [24]. En outre, une extraction des résultats pour les logements chauffés au bois pendant la semaine de prélèvement de la campagne de l'OQAI (autour d'une vingtaine sur les 567 logements enquêtés) est réalisée pour comparaison avec les concentrations mesurées dans la présente étude.

À défaut de données de l'OQAI, ce sont les résultats d'autres études françaises, récentes et réalisées sur des échantillons jugés suffisants en nombre de bâtiments instrumentés, qui sont exploités.

Enfin, en l'absence de données françaises de comparaison, les travaux des autres pays sont examinés, tout en gardant à l'esprit que les typologies constructives, les caractéristiques des logements en terme d'équipements (par exemple, aux États-Unis, beaucoup d'habitations sont équipées d'air conditionné), les habitudes des occupants et la composition chimique des produits de consommation courante (liées à la réglementation notamment) peuvent être très différentes d'un pays à l'autre, donc impacter différemment l'air des ambiances intérieures.

### 6.5.2.2 GAZ INORGANQUES ET PARTICULES

Le Tableau 39 rapporte les moyennes des concentrations mesurées durant les périodes où les mesures physico-chimiques avaient lieu (09:00 - 17:00), pour chaque campagne et chaque jour d'essai.

**Tableau 39. Moyennes journalières des concentrations intérieures mesurées en continu (NO<sub>x</sub> et HAP) ou par gravimétrie (PM) durant les campagnes**

Appareil	Essai	NO (µg/m <sup>3</sup> )	NO <sub>x</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	NO <sub>2</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	HAP (ng/m <sup>3</sup> )	PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> )		PM <sub>2,5</sub> (µg/m <sup>3</sup> )	
						Salon	Chambre	Salon	Chambre
Poêle ancien	Blanc	nm	nm	nm	nm	-	-	-	-
	Nominale	6,6	13,8	23,9	29,8	-	-	-	-
	Réduite	1,4	10,9	12,8	13,1	-	-	-	-
Poêle récent	Blanc	2,4	13,0	17,0	7,8	34,2	2,1	1,1	1,1
	Nominale	7,0	26,0	37,1	50,2	-	95,8	23,1	35,8
	Réduite	15,3	29,4	53,2	79,7	67,0	65,5	11,8	14,4
Foyer ouvert 1	Blanc	3,0	0,2	4,6	3,7	0,0	0,0	0,0	0,0
	Nominale	4,4	4,8	11,7	27,5	1,2	2,2	3,4	1,1
	Réduite	5,1	0,2	8,0	4,8	2,3	1,1	1,1	1,1
Foyer ouvert 2	Blanc	13,3	13,6	34,6	12,8	3,9	97,6	-	20,8
	Nominale	<b>64,6</b>	<b>28,1</b>	<b>127,7</b>	<b>112,2</b>	<b>200,7</b>	<b>305,1</b>	<b>107,5</b>	<b>280,1</b>
	Réduite	14,2	11,9	34,6	28,8	38,5	37,9	29,9	47,1
Foyer fermé ancien	Blanc	0,5	0,2	0,8	nm	-	-	-	40,6
	Nominale	3,7	10,1	16,6	7,3	51,1	-	-	18,3
	Réduite	25,3	20,1	60,2	25,9	36,4	18,8	-	42,7
Foyer fermé récent	Blanc	68,1	25,4	122,6	6,1	23	-	-	53,5
	Nominale	132,7	42,3	246,7	13,4	70,7	-	33,8	-
	Réduite	63,6	16,1	115,9	17,1	130,1	155,4	66,4	-

nm : non mesuré

- : pas de résultat, filtre endommagé

en gras et italique : habitation enfumée du fait de l'impacteur « Johnas » utilisé à l'émission qui a bouché le conduit de la cheminée. Ces valeurs sont systématiquement exclues des exploitations qui suivent.

#### • NO<sub>2</sub>

On observe que les moyennes journalières des concentrations intérieures sont plus élevées les jours où l'appareil de chauffage au bois fonctionne (J2 et J3) par rapport à J1<sup>9</sup>. On n'observe pas de tendance s'agissant de l'influence de l'allure de chauffage sur les concentrations intérieures (tenant compte des concentrations extérieures qui peuvent influencer l'intérieur).

Mis à part le cas du foyer fermé récent, en l'absence de chauffage (J1), les moyennes des concentrations intérieures sont inférieures à celles observées en air extérieur (cf. Tableau 29). En revanche, en période de chauffe, les ratios intérieur/extérieur augmentent, voire s'inversent, comme le montre le Tableau 40.

<sup>9</sup> Le poêle ancien n'est pas pris en compte, car on ne dispose pas de mesure à J1. De même, le foyer ouvert 2 n'est pas considéré, car la maison a été enfumée.

**Tableau 40. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en NO<sub>2</sub>**

Allure	Poêle ancien	Poêle récent	Foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2	Foyer fermé ancien
Blanc	Pas de mesure extérieure	1,0	0,2	0,7	0,1
Nominale	7,7	1,3	0,8	Maison enfumée	0,5
Réduite	1,0	2,6	1,2	Non disponible	3,1

En France, il existe peu de références de mesure de concentrations intérieures en NO<sub>2</sub> réalisée sur un échantillon représentatif de bâtiments, ce composé n'ayant pas été retenu dans le cadre de la campagne nationale « Logements » de l'OQAI.

Lors d'une étude réalisée en 2000 par le Laboratoire d'hygiène de la ville de Paris et la Faculté de pharmacie de Paris V, sur les expositions d'un groupe de 62 adultes franciliens, les concentrations médianes en NO<sub>2</sub> dans les logements des enquêtés et leurs bureaux étaient respectivement égales à **32,5 µg/m<sup>3</sup>** et 44 µg/m<sup>3</sup> (médiane du fond urbain à 58,9 µg/m<sup>3</sup>) [113]. Dans une étude plus récente des mêmes équipes (échantillon de 82 adultes, travaillant et résidant en Ile-de-France), les concentrations médianes en NO<sub>2</sub> dans les logements et les bureaux étaient respectivement égales à **29 µg/m<sup>3</sup>** et 47,5 µg/m<sup>3</sup> (médiane du fond urbain à 58,5 µg/m<sup>3</sup>) [114]. Enfin, dans le cadre de l'étude multicentrique « Sentinelles de l'air » pilotée par l'Association pour la prévention de la pollution atmosphérique (APPA), la moyenne des concentrations mesurées dans les logements de trois villes de France en 2001, en été et en hiver (238 prélèvements au total), était égale à **27 µg/m<sup>3</sup>** [115].

**Au bilan, les concentrations intérieures en NO<sub>2</sub> mesurées en présence de l'appareil de chauffage au bois semblent marquées par son fonctionnement. Elles restent néanmoins dans la gamme des concentrations moyennes en NO<sub>2</sub> mesurées depuis 2000 dans les logements français.**

- **HAP**

Les résultats de l'analyseur de HAP en continu donnent des valeurs comprises entre 4 et 80 ng/m<sup>3</sup>. Cet appareil analyse exclusivement les composés polyaromatiques (y compris les HAP) en phase particulaire. Aucune donnée n'existe sur des mesures réalisées avec ce type d'appareil en air intérieur ; les comparaisons avec les données de la littérature sont donc proposées ci-après, pour des méthodes comparables.

Si l'on exclut les deux maisons pour lesquelles, on ne dispose pas de mesure à J1 pour les HAP en continu, ainsi que l'habitation qui a été enfumée, pour les trois logements restant, les moyennes journalières des concentrations en HAP particulières sont supérieures les jours où fonctionne l'appareil en regard du blanc. Les moyennes des concentrations sont supérieures en allure réduite par rapport à l'allure nominale pour le poêle récent et le foyer fermé récent, mais inférieures dans le cas du foyer ouvert 1. À nouveau, il n'est pas possible de dégager une tendance pour la comparaison des allures de fonctionnement de l'appareil.



- **Particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>**

Les résultats du Tableau 39 montrent que les moyennes journalières des concentrations intérieures en particules sont supérieures en période de fonctionnement de l'appareil<sup>10</sup>, à une exception près, qui est celle de la mesure dans la chambre de l'habitation équipée du foyer fermé ancien (18,3 µg/m<sup>3</sup> en allure nominale *versus* 40,6 µg/m<sup>3</sup> pendant la mesure du blanc).

Concernant l'impact sur les différences pièces de la maison, il apparaît difficile de dégager une tendance, y compris par type d'appareil. On peut néanmoins retenir que, mis à part le cas mentionné précédemment, les concentrations moyennes en particules dans la chambre, que ce soit en PM<sub>10</sub> ou PM<sub>2,5</sub>, sont influencées par le fonctionnement de l'appareil de chauffage.

L'examen des ratios moyens intérieur/extérieur, rapportés dans le Tableau 41, montre, pour les séries complètes (J1, J2 et J3 ; surlignées), qu'ils augmentent en période de fonctionnement de l'appareil, confortant l'influence de celui-ci sur les concentrations intérieures en particules. De façon globale, une forte hétérogénéité de ces ratios est observée ce qui est souvent rapporté s'agissant des particules.

**Tableau 41. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>**

Allure	Poêle récent	Foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2	Foyer fermé ancien	Foyer fermé récent
<b>PM<sub>10</sub> salon versus extérieur</b>					
Blanc	1,5				1,2
Nominale		0,04		3,1	4,2
Réduite	2,9	0,1	0,4	2,1	15,1
<b>PM<sub>10</sub> chambre versus extérieur</b>					
Blanc	0,1				
Nominale	4,1	0,1			
Réduite	2,8	0,1	0,4	1,1	18,1
<b>PM<sub>2,5</sub> salon versus extérieur</b>					
Blanc	0,1				
Nominale	2,2	0,3			3,4
Réduite	0,8	0,1	0,5		12,1
<b>PM<sub>2,5</sub> chambre versus extérieur</b>					
Blanc	0,1		0,6	2,8	4,2
Nominale	3,4	0,1		1,0	
Réduite	1,0	0,1	0,8	5,1	

**NB** : Les cases vides correspondent aux situations pour lesquelles il n'a pas été possible de calculer le ratio du fait d'un problème météorologique rencontré pour la mesure extérieure et/ou celle en intérieur. On rappelle qu'on ne dispose pas de mesure des concentrations intérieures en particules pour le poêle ancien.

<sup>10</sup> dès lors des valeurs de blanc sont disponibles pour la comparaison ; des données sont ainsi manquantes pour les foyers fermés

Pour ce qui concerne la mise en perspective avec les données de concentrations en PM<sub>10</sub> et en PM<sub>2,5</sub> disponibles, les résultats de la campagne nationale « Logements » de l'OQAI sont utilisées. Les mesures ont été effectuées dans le séjour de 297 logements pour les PM<sub>10</sub> et de 290 logements pour les PM<sub>2,5</sub>, par prélèvement actif de 17h à 8h les jours de semaine et 24h/24 le week-end pendant la semaine d'enquête [24]. Le Tableau 42 rassemble les données OQAI ; y figurent en outre les résultats propres aux logements chauffés au bois pendant la campagne<sup>11</sup>. Il apparaît que les concentrations minimum et médianes sont plus élevées en présence d'un appareil de chauffage au bois qui fonctionne ; ces différences ne sont néanmoins pas statistiquement significatives. Les percentiles 95 des concentrations en PM<sub>10</sub> sont plus élevés pour l'ensemble des logements que pour ceux chauffés au bois ; ils sont identiques pour les PM<sub>2,5</sub>, laissant penser que d'autres sources de particules contribuent aux concentrations les plus fortes dans les logements.

**Tableau 42. Concentrations en PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en µg/m<sup>3</sup> [24]**

	Tous les logements				Logements chauffés au bois			
	n	min	P50	P95	n	min	P50	P95
PM <sub>10</sub>	297	1,6	31,3	183	13	12,2	70,1	146
PM <sub>2,5</sub>	290	1,2	19,1	134	13	10,6	30,0	133

n : nombre de logements concernés ; P : percentiles de la distribution des concentrations

Les concentrations de blanc mesurées dans la présente étude varient de 2,1 à 97,6 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>10</sub> (ce maxima correspond à un logement fumeur ; la valeur maximale est sinon égale à 34,2 µg/m<sup>3</sup>) et de 1,1 à 53,5 µg/m<sup>3</sup> pour les PM<sub>2,5</sub>. Mis à part le logement fumeur, les concentrations intérieures en PM<sub>10</sub> sont inférieures ou similaires à la médiane des concentrations en PM<sub>10</sub> dans le parc de logements français. Pour les PM<sub>2,5</sub>, la médiane des concentrations dans le parc est dépassée dans un seul cas (53,5 µg/m<sup>3</sup>, pas de pic de concentration observé à l'extérieur simultanément), mais elle reste dans la gamme des concentrations observées. **Ainsi, hors période de fonctionnement du chauffage, les maisons chauffées au bois de la présente étude n'ont pas de « marquage » de la combustion bois, pour les fractions granulométriques étudiées.**

<sup>11</sup> 32 logements sur 567, soit 5,6 % de l'échantillon OQAI observé, ont comme énergie principale de leur maison le chauffage au bois ou au charbon+bois ou bien comme énergie secondaire du bois ou charbon+bois. Sur l'échantillon redressé (pour atteindre la représentativité du parc de résidences principales de France métropolitaine), cette proportion passe à **4,9 %**. Parmi ces 32 logements, 21 sont retenus pour établir les comparatifs dans le cadre de la présente étude, car le chauffage au bois (ou bois + charbon) a fonctionné au moins une fois pendant la semaine d'enquête de l'OQAI, d'après les informations recueillies. Les concentrations en particules sont disponibles pour seulement 13 de ces 21 logements.

En période de fonctionnement du chauffage au bois, les concentrations intérieures en  $PM_{10}$  varient de  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (foyer ouvert, marche réduite, chambre) à  $155,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (foyer fermé récent, marche réduite, chambre) et celles en  $PM_{2,5}$  de  $1,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (foyer ouvert, marche réduite, chambre) à  $66,4 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (foyer fermé récent, marche réduite, salon). Les médianes des concentrations mesurées dans le parc de logements français sont dépassées dans une majorité de situations : 10/15 pour les  $PM_{10}$  et 9/14 pour les  $PM_{2,5}$ . Pour autant, les concentrations mesurées restent dans la gamme des concentrations possibles de particules dans l'environnement domestique. Par ailleurs, on constate que les moyennes des concentrations mesurées dans la présente étude,  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $PM_{10}$ ) et  $32 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ( $PM_{2,5}$ ), excluant le foyer ouvert 1, sont similaires aux médianes observées dans l'échantillon de logements OQAI chauffés au bois. Les résultats apparaissent tout à fait cohérents.

**Au bilan, les concentrations intérieures en  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  sont impactées par le fonctionnement de l'appareil de chauffage au bois. Elles dépassent le plus souvent les médianes des concentrations respectives mesurées dans le parc de logements français. Elles restent cependant dans la gamme des concentrations observées en  $PM_{10}$  et  $PM_{2,5}$  dans l'environnement domestique en France.**

- **CO**

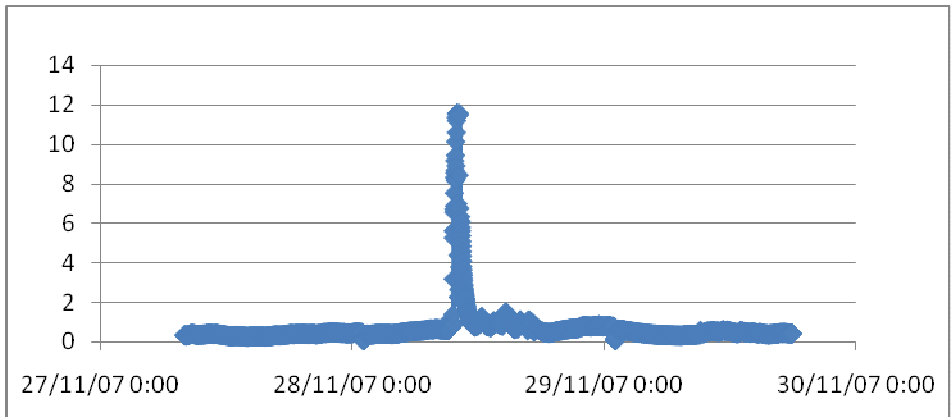
Les profils temporels des concentrations en monoxyde de carbone (acquisition sur un pas de temps égal à 1 minute ; cf. Figure 21) montrent l'influence du fonctionnement de l'appareil de chauffage au bois, notamment des pics de concentrations obtenus ponctuellement en phase de chauffage. Cependant, les valeurs repères de risques établies par l'Agence française de sécurité sanitaire de l'environnement et du travail (AFSSET) à partir des recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) [116] [117] ne sont pas dépassées sur les différents pas de temps<sup>12</sup> :

- $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 90 ppm pour 15 minutes ;
- $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 50 ppm pour 30 minutes ;
- $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 25 ppm pour 1 heure ;
- $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ou 10 ppm pour 8 heures. Cette valeur est dépassée ponctuellement, pas sur la durée associée à la survenue d'effets sanitaires.

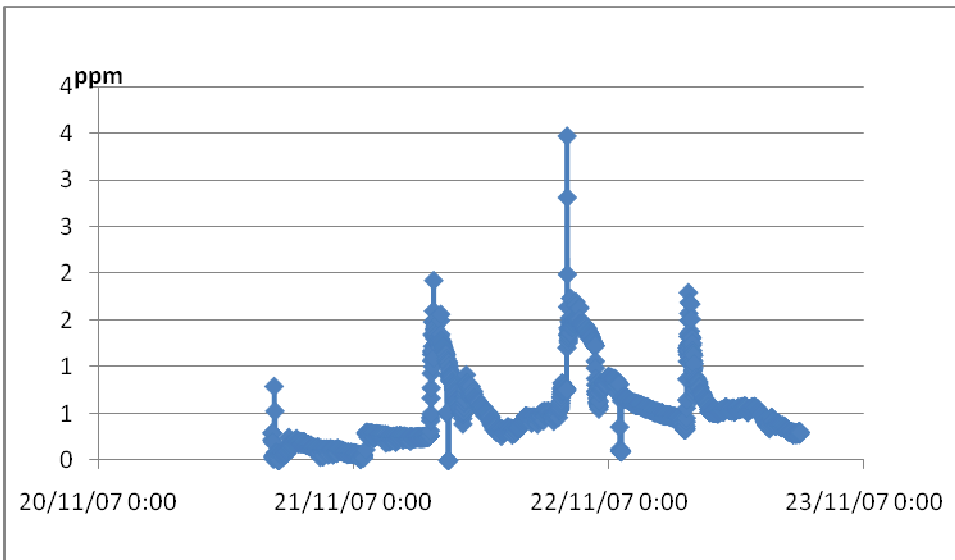
Ces observations sont cohérentes avec celles de l'OQAI. Le Tableau 43 semble en effet conforter l'influence du chauffage au bois. Pour autant, les maxima mesurés sont plus élevés dans des logements non chauffés au bois. La Figure 22 montre que les distributions des concentrations sont globalement similaires entre l'échantillon complet des logements OQAI et le sous-échantillon chauffé au bois, confirmant l'absence d'impact majeur de la combustion bois sur les concentrations en monoxyde de carbone.

---

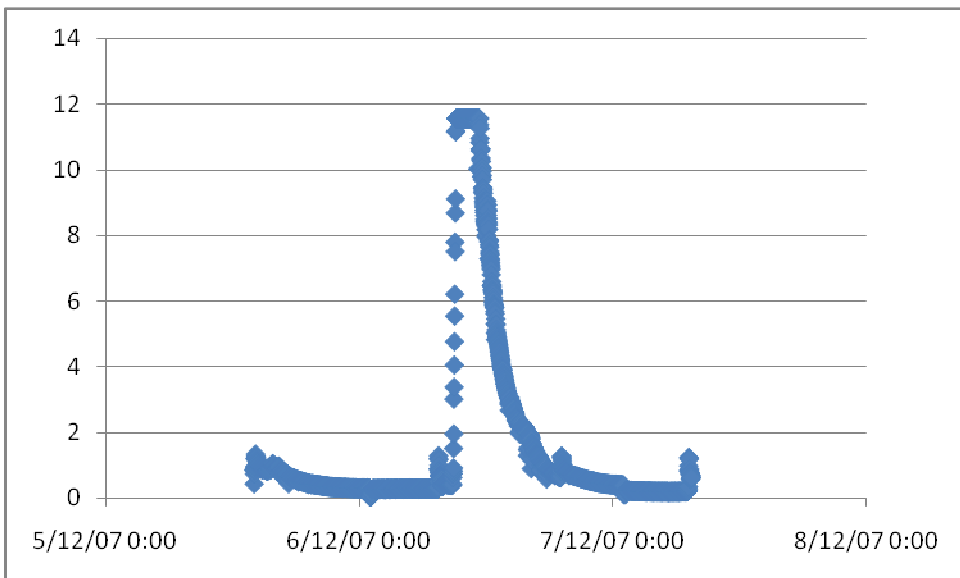
<sup>12</sup> Le CO est un gaz mortel ; il apparaît donc utile de mettre en perspective les concentrations mesurées avec les seuils actuellement en vigueur pour qualifier l'impact sanitaire éventuel.



Foyer ouvert 2



Foyer fermé ancien

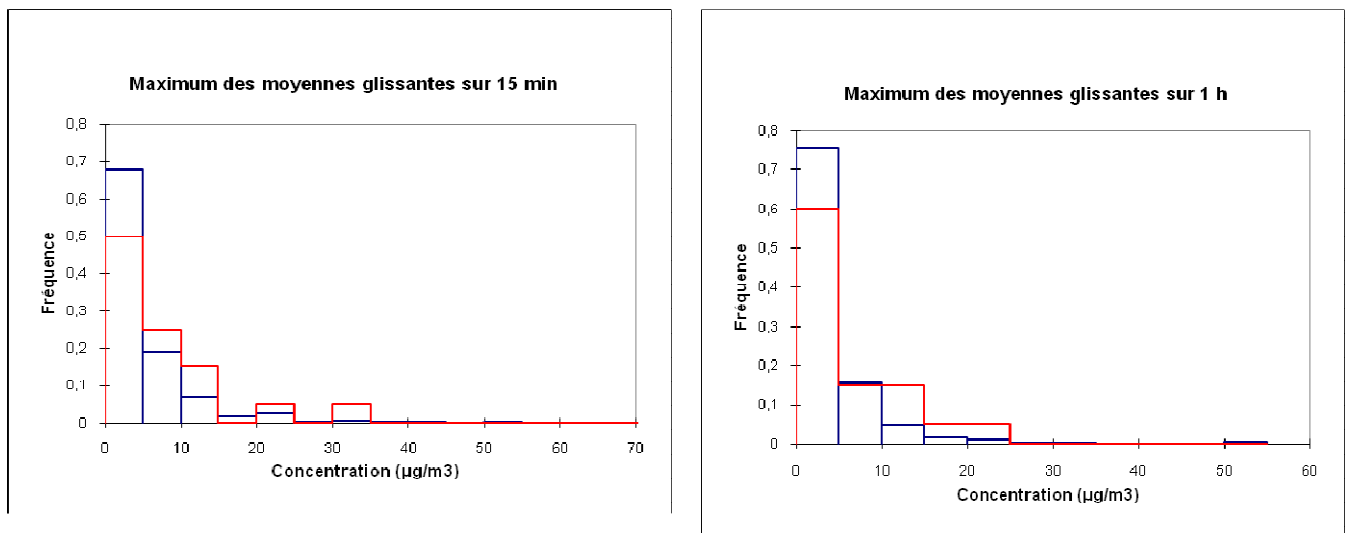


Foyer fermé récent

**Figure 21. Exemples de profils temporels des concentrations en CO (ppm)**

**Tableau 43. Concentrations en CO mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  [24]**

	Tous les logements			Logements chauffés au bois		
	min	médiane	max	min	médiane	max
Maximum des moyennes glissantes sur 15 min	0	3	131	0	4,7	34
Maximum des moyennes glissantes sur 30 min	0	2,8	91	0	4,1	29
Maximum des moyennes glissantes sur 1 h	0	2,1	53	0	3,6	24
Maximum des moyennes glissantes sur 8 h	0	0,5	33	0	1,3	12



**Figure 22. Distribution des maxima des concentrations en CO : comparaison de l'ensemble des logements OQAI (histogramme noir) et du sous-échantillon chauffé au bois (histogramme rouge)**

Au bilan, les concentrations intérieures en CO sont impactées par le fonctionnement de l'appareil de chauffage au bois. Cependant dans les maisons étudiées, cet impact ponctuel n'apparaît pas préoccupant.

### 6.5.2.3 COMPOSES ORGANIQUES A L'EXCEPTION DES TRACEURS SPECIFIQUES

Le Tableau 44 compile les résultats obtenus pour les différentes familles de composés organiques étudiés pour chaque campagne et chaque jour d'essais mesurés, dans le salon et l'une des chambres des habitations.

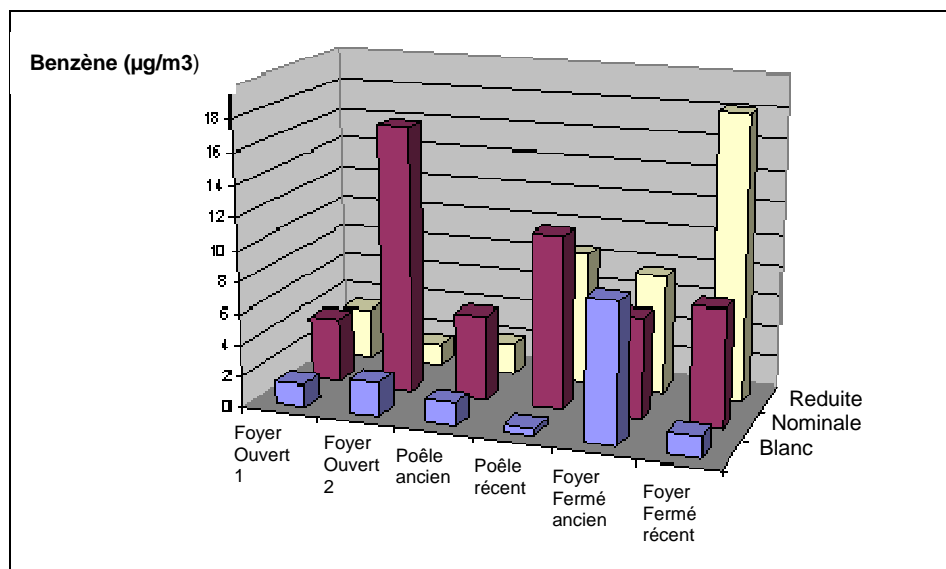
**Tableau 44. Moyennes des concentrations intérieures des composés organiques durant les campagnes**

Appareil	Essai	Site	Aldéhydes (µg/m <sup>3</sup> )	Formaldéhyde (µg/m <sup>3</sup> )	COV (µg/m <sup>3</sup> )	Benzène (µg/m <sup>3</sup> )	HAPtot (ng/m <sup>3</sup> )	HAP part (ng/m <sup>3</sup> )	B[a]P (ng/m <sup>3</sup> )
Poêle ancien	Blanc	Salon	123,0	14,1	311,4	1,5	641,9	0,6	nd
		Chambre	125,0	14,3	320,3	1,7	615,1	0,4	nd
	Nominale	Salon	121,2	17,8	360,1	5,4	842,3	12,6	2,3
		Chambre	150,4	21,5	229,7	4,8	391,1	11,5	1,9
	Réduite	Salon	121,5	15,4	267,0	2,0	444,7	11,7	2,0
		Chambre	111,8	15,4	227,1	1,6	346,1	10,3	1,4
Poêle récent	Blanc	Salon	141,9	18,6	1126,6	0,5	183,0	nd	nd
		Chambre	110,7	16,3	457,8	0,6	351,7	nd	nd
	Nominale	Salon	218,3	36,4	360,7	10,9	862,9	21,0	3,0
		Chambre	213,6	38,9	364,3	8,4	689,4	12,4	2,0
	Réduite	Salon	187,0	32,4	2566,2	8,5	653,8	12,9	1,9
		Chambre	213,4	36,8	3598,3	7,6	439,6	9,5	2,1
Foyer ouvert 1	Blanc	Salon	76,4	12,3	538,9	1,4	2,7	nd	nd
		Chambre	87,2	12,5	127,1	1,3	2,2	nd	nd
	Nominale	Salon	68,8	9,0	616,7	4,1	437,1	1,7	nd
		Chambre	56,3	12,0	71,0	2,4	309,1	1,5	nd
	Réduite	Salon	60,4	9,0	146,6	3,3	326,6	0,2	nd
		Chambre	47,6	8,8	45,7	1,0	258,4	0,1	nd
Foyer ouvert 2	Blanc	Salon	16,8	6,0	82,8	2,1	150,2	2,1	0,2
		Chambre	25,4	8,7	59,0	1,6	195,3	2,1	0,3
	Nominale	Salon	148,8	28,8	216,7	16,9	1512,4	152,8	23,0
		Chambre	206,5	39,3	242,1	19,0	2299,5	220,8	33,1
	Réduite	Salon	17,2	5,9	59,3	1,5	201,3	2,0	0,2
		Chambre	26,4	8,4	51,2	1,9	254,2	1,3	0,2
Foyer fermé ancien	Blanc	Salon	205,7	21,2	1063,2	8,8	255,7	nd	nd
		Chambre	227,0	27,2	1159,2	10,6	303,4	nd	nd
	Nominale	Salon	281,8	24,2	1057,5	6,4	354,8	0,2	nd
		Chambre	268,1	26,8	716,9	4,8	271,6	nd	nd
	Réduite	Salon	141,9	18,9	841,5	7,5	356,5	0,5	nd
		Chambre	159,2	22,9	773,7	6,3	274,9	nd	nd
Foyer fermé récent	Blanc	Salon	44,7	12,2	975,2	1,3	167,8	0,1	nd
		Chambre	55,4	15,9	930,1	1,3	309,7	0,8	nd
	Nominale	Salon	98,0	26,9	692,3	7,4	234,4	nd	nd
		Chambre	112,7	32,5	520,4	4,2	368,8	1,1	nd
	Réduite	Salon	83,7	25,0	421,9	18,1	344,0	0,2	nd
		Chambre	102,9	27,8	429,7	12,2	401,3	0,2	0,1

- **Benzène**

Les résultats rapportés dans le Tableau 44 et la Figure 23 (résultats pour le salon) montrent que les moyennes journalières des concentrations intérieures en benzène sont supérieures en période de fonctionnement de l'appareil, à l'exception du cas du foyer fermé ancien pour lequel les concentrations de blanc sont déjà très élevées par rapport aux concentrations en benzène usuellement observées dans les logements. On n'observe pas de tendance globale (pour l'ensemble des appareils) s'agissant de l'influence de l'allure du chauffage. Concernant l'impact sur les différences pièces de la maison, excepté la maison équipée du foyer ouvert 2, les concentrations dans le salon sont toujours légèrement plus élevées (1 à 2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) que celles mesurées dans la chambre.

L'impact du chauffage au bois sur les concentrations intérieures en benzène est confirmé par l'examen des ratios intérieur/extérieur rapportés dans le Tableau 45.



**Figure 23. Concentrations intérieures en benzène dans le salon ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )**

**Tableau 45. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en benzène**

Allure	Poêle ancien	Poêle récent	Foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2	Foyer fermé ancien	Foyer fermé récent
<b>salon versus extérieur</b>						
Blanc	1,5	1,3	1,1	1,2	7,0	1,7
Nominale	4,9	8,4	4,6	4,9	6,3	15,1
Réduite	3,3	6,1	4,1	0,8	5,5	27,4
<b>chambre versus extérieur</b>						
Blanc	1,7	1,5	1,0	0,9	8,5	1,7
Nominale	4,4	6,5	2,7	5,5	4,8	8,6
Réduite	2,7	5,4	1,3	1,0	4,6	18,4

**NB** : Les concentrations extérieures utilisées pour les calculs sont celles de proximité.

Lors de la campagne « Logements » de l'OQAI, la médiane des concentrations en benzène mesurée dans la chambre principale (ou pièce assimilée) au moyen de tubes passifs exposés 7 jours, était égale à 2,0 µg/m<sup>3</sup> (percentile 10 inférieur à la limite de quantification, percentile 95 égal à 7,0 µg/m<sup>3</sup> et maximum à 23 µg/m<sup>3</sup>) [24]. La comparaison des concentrations en benzène dans l'échantillon total et dans le sous-échantillon chauffé au bois (cf. Tableau 46) ne fait pas apparaître de différence de valeur médiane ; les valeurs minimum et les percentiles 95 sont très légèrement plus élevés dans le sous-échantillon de logements chauffés au bois.

Hors période de fonctionnement du chauffage et à l'exception du cas du foyer fermé ancien, les maisons chauffées au bois de la présente étude n'ont pas de « marquage » apparent de la combustion bois s'agissant du bruit de fond intérieur en benzène.

Dès lors que l'appareil de chauffage à bois fonctionne, à l'exception de trois configurations (marche réduite du poêle ancien -chambre et salon- et marche réduite du foyer ouvert 1 dans la chambre et marche réduite du foyer ouvert 2 - chambre et salon-), la valeur médiane OQAI est dépassée, tandis qu'elle ne l'est pas hors chauffe<sup>13</sup>. Pendant le fonctionnement de l'appareil, les concentrations mesurées peuvent atteindre la gamme des valeurs les plus élevées mesurées par l'OQAI, voire quasiment atteindre la valeur maximale<sup>14</sup> de 23 µg/m<sup>3</sup> : 18,1 µg/m<sup>3</sup> dans le salon de l'habitation équipée du foyer fermé récent, en marche réduite, et 19 µg/m<sup>3</sup> dans la chambre de l'habitation équipée du foyer ouvert 2, en marche nominale.

**Tableau 46. Concentrations en benzène et en formaldéhyde mesurées lors de la campagne « Logements » de l'OQAI (2003-2005) en µg/m<sup>3</sup> [24]**

	Tous les logements				Logements chauffés au bois			
	n	min	P50	P95	n	min	P50	P95
<b>Benzène</b>	541	< LQ	2,0	7,0	21	1,2	2,0	7,8
<b>Formaldéhyde</b>	554	9,4	20	46	21	7,5	20	30

n : nombre de logements concernés ; P : percentiles de la distribution des concentrations ; LQ : limite de quantification

**Au bilan, les concentrations intérieures en benzène sont impactées par l'appareil de chauffage au bois (quelle que soit son allure et la pièce dans la maison, globalement). Elles dépassent alors la valeur médiane couramment mesurée dans l'air intérieur au domicile, pour atteindre les valeurs les plus élevées mesurées dans l'air des logements français lors de la campagne « Logements » de l'OQAI.**

<sup>13</sup> À l'exception du cas du foyer fermé ancien

<sup>14</sup> La valeur maximale mesurée dans le sous-échantillon des maisons chauffées au bois est égale à 12,3 µg/m<sup>3</sup>.



- **Formaldéhyde**

Les résultats du Tableau 44 montrent que les moyennes journalières des concentrations intérieures en formaldéhyde apparaissent peu influencées par le chauffage au bois. Dans un certain nombre de situations, la concentration en formaldéhyde mesurée pendant le fonctionnement est inférieure à celle du blanc (pas de variation des concentrations extérieures pouvant expliquer ceci). Pour les cas du poêle récent et du foyer fermé récent, on observe une augmentation légère des concentrations en formaldéhyde, qui restent néanmoins dans la gamme des concentrations habituellement rencontrées dans les logements pour ce composé. Le calcul des ratios intérieur/extérieur présenté dans le Tableau 47 ne permet pas de dégager une tendance claire d'augmentation de ceux-ci en période de chauffe.

**Tableau 47. Ratios des moyennes des concentrations intérieures et extérieures en formaldéhyde**

Allure	Poêle ancien	Poêle récent	Foyer ouvert 1	Foyer ouvert 2	Foyer fermé ancien	Foyer fermé récent
<b>salon versus extérieur</b>						
Blanc	3,7	23,6	7,7	2,6	26,5	
Nominale	11,4	52,0	9,2	2,9	34,6	67,3
Réduite	12,4	11,5	3,2	1,7		
<b>chambre versus extérieur</b>						
Blanc	3,7	20,7	7,8	3,8	33,9	
Nominale	13,8	55,5	12,2	4,0	38,3	81,3
Réduite	12,4	13,0	3,1	2,4		

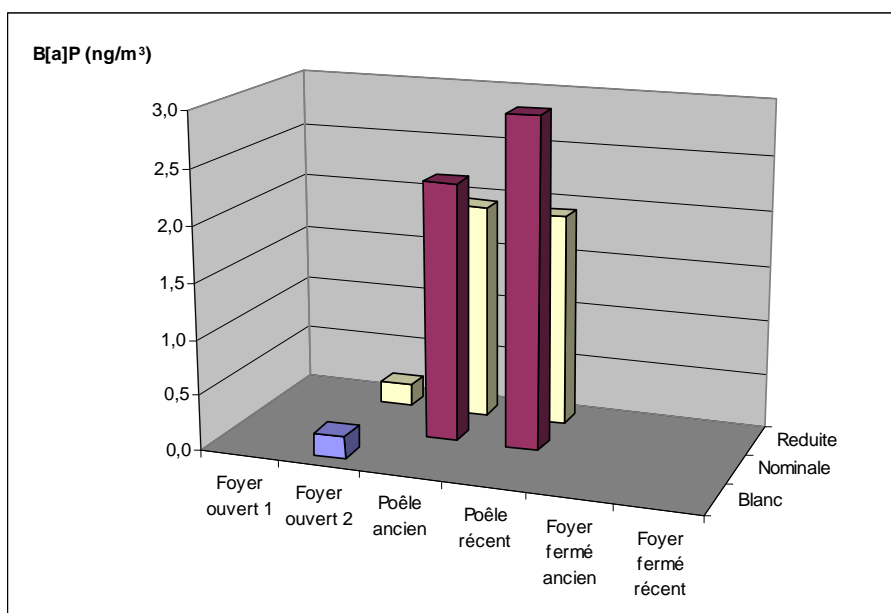
NB : Les concentrations extérieures utilisées pour les calculs sont celles de proximité, à défaut celles de fond. Les cases vides correspondent aux situations pour lesquelles il n'a pas été possible de calculer le ratio (pas de valeur de concentration extérieure).

Les données de la campagne « Logements » de l'OQAI indiquent une médiane des concentrations dans les chambres égale à  $19,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (percentile 10, percentile 95 et maximum respectivement égaux à 9,5 ; 46 et  $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ; mesure réalisée par tubes passifs exposés 7 jours) [24]. La comparaison des concentrations en formaldéhyde dans l'échantillon total et dans le sous-échantillon chauffé au bois (cf. Tableau 46) ne fait pas apparaître d'influence du chauffage au bois. La valeur maximale de la concentration en formaldéhyde mesurée dans le sous-échantillon des maisons chauffées au bois est égale à  $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les valeurs des concentrations mesurées dans les six maisons instrumentées sont dans l'intervalle des valeurs habituellement rencontrées dans les logements en France.

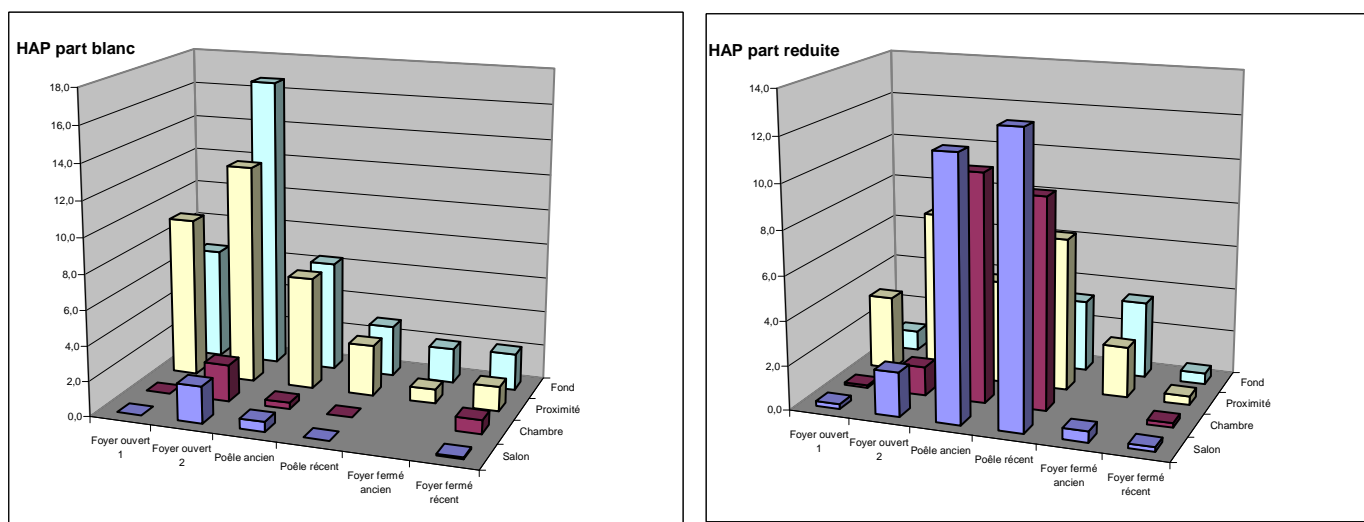
**Au bilan, les concentrations intérieures en formaldéhyde ne semblent pas influencées par la combustion bois. Ceci est en accord avec les données de la littérature disponibles pour ce composé.**

- HAP

Les résultats rapportés dans le Tableau 44 et les Figure 24 (résultats pour la chambre<sup>15</sup>) et Figure 25 montrent que les moyennes journalières des concentrations intérieures en HAP et B[a]P sont supérieures en période de chauffage. Pour les HAP particuliers, incluant le B[a]P, l'impact du chauffage au bois est plus net dans le cas des maisons équipées de poêles. La journée précédant la mise en route des appareils (blanc), les concentrations intérieures en HAP sont inférieures à celles mesurées à l'extérieur (fond ou proximité) ; elles dépassent ensuite ces valeurs extérieures dès lors que le chauffage au bois est mis en route. Par ailleurs, il apparaît que la chambre peut être tout autant impactée que le salon.



**Figure 24. Concentrations intérieures en B[a]P (ng/m<sup>3</sup>)**



**Figure 25. Concentrations intérieures en HAP en phase particulaire (ng/m<sup>3</sup>)**

<sup>15</sup> Les appareils et allures pour lesquels il n'y a pas de valeur correspondent à une mesure inférieure au seuil de détection.

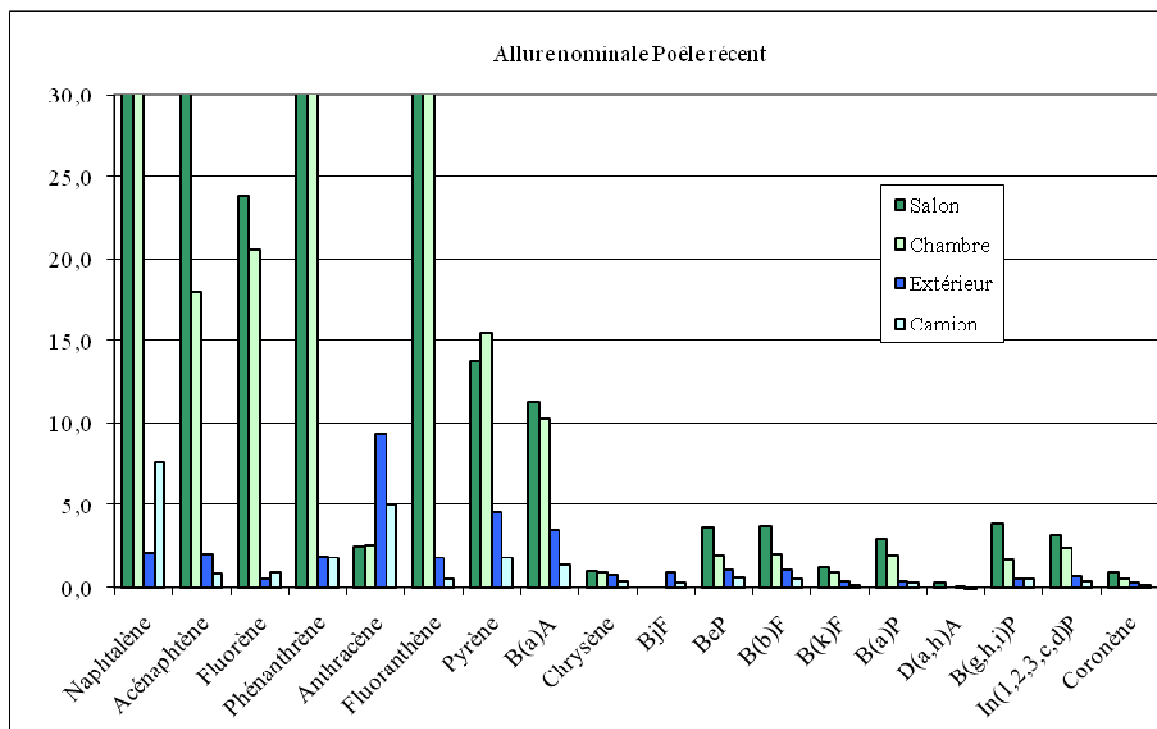
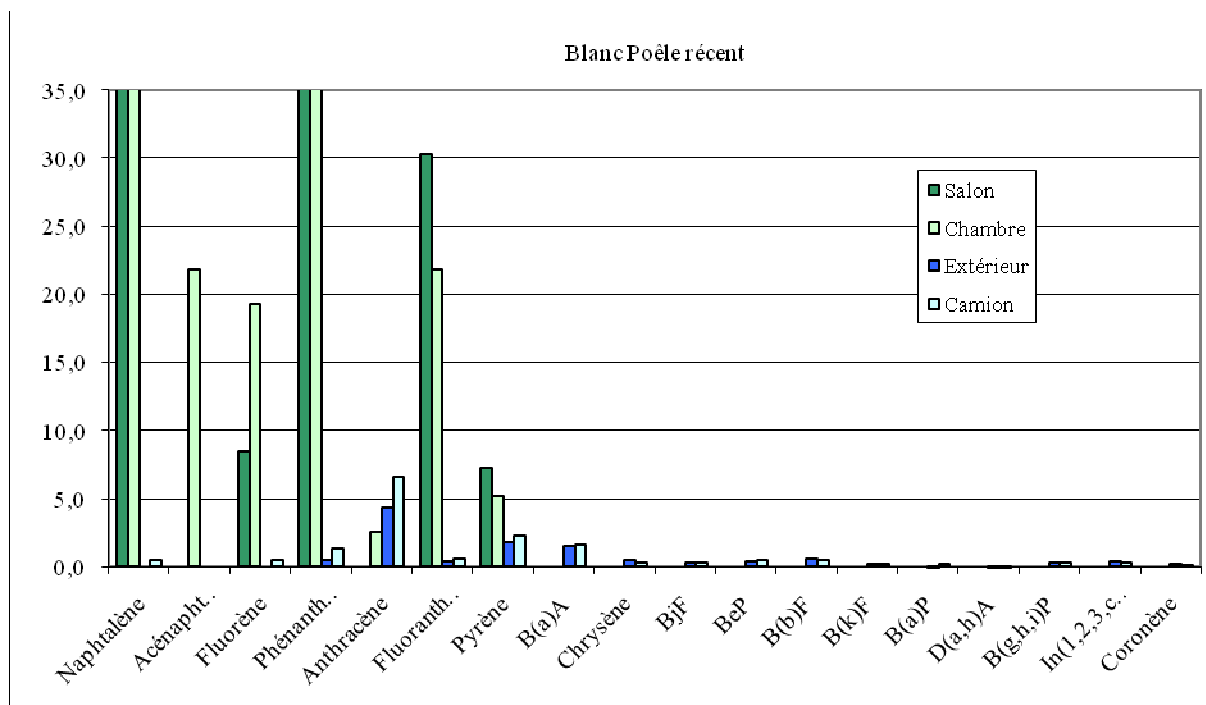
S'agissant des HAP dans les logements, et de façon générale dans les lieux clos, il n'existe pas de données françaises représentatives, ces composés n'ayant pas été recherchés à l'occasion de la campagne « Logements » de l'OQAI. Dans le cadre de l'étude HABIT'AIR Nord-Pas-de-Calais (2004-2005), seuls 4 logements de la région ont fait l'objet de mesures de HAP dans l'air (16 HAP de l'US-EPA recherchés ; concentration moyenne des HAP totaux – phases gazeuse et particulaire – égale à **3,3 ng/m<sup>3</sup>**) [118].

L'étude américaine RIOPA (*Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air*) fait référence pour ces composés [119]. Dans l'objectif de comparer les concentrations intérieures et extérieures, les PM<sub>2,5</sub> ont été prélevées pendant deux périodes de 48 heures à différentes saisons entre l'été 1999 et le printemps 2001, dans les villes de Los Angeles, Houston et Elizabeth (environ 100 logements dans chaque ville, 2/3 étant des résidences de non fumeurs). Sur cette fraction granulométrique, ont entre autres été caractérisées les concentrations en HAP. Les auteurs ont notamment observé que les concentrations intérieures en HAP étaient très variables, ce qui n'était pas noté à l'extérieur. À titre de comparaison, les concentrations intérieures moyennes en B[a]P étaient respectivement égales à **0,041 ; 0,092 et 0,027 ng/m<sup>3</sup>** à Los Angeles, Elizabeth et Houston, ce qui est inférieur de plusieurs ordres de grandeur aux concentrations mesurées dans le cas de la présente étude. Il convient de souligner que les fractions granulométriques considérées ne sont pas strictement les mêmes (PM<sub>10</sub> dans cette étude *versus* PM<sub>2,5</sub> dans RIOPA). Néanmoins, dans la mesure où il est largement documenté que les HAP sont en grande majorité présents sur la fraction PM<sub>2,5</sub> [119], il n'apparaît pas gênant de mettre en perspective les deux jeux de données, d'autant que les ordres de grandeur sont relativement différents et que *de facto* les conclusions seraient vraisemblablement similaires si des données sur des fractions identiques étaient disponibles.

**Il ressort de la comparaison avec les données disponibles que les concentrations mesurées dans la présente étude peuvent être très largement supérieures. Elles sont également nettement plus élevées que les concentrations en HAP mesurées par Gustafson *et al.* dans des maisons chauffées au bois en Suède [19].** Ceci s'explique notamment par le fait que ni Gustafson *et al.*, ni les auteurs de l'étude RIOPA n'ont mesuré le naphthalène qui apparaît être un contributeur majeur des concentrations intérieures en HAP (voir ci-après).

Une analyse plus fine des profils de congénères de HAP totaux pour la maison équipée d'un poêle à bois récent montre, d'une part la spécificité des profils intérieurs, nettement différents de ceux obtenus à l'extérieur (fond et proximité), et d'autre part l'impact de la combustion bois sur les profils de congénères à l'intérieur (Figure 26). Des observations identiques sont faites pour le poêle à bois ancien.

Des calculs de ratios de congénères de HAP proposés par Gustafson *et al.* [19] pour caractériser et spécifier la source « combustion de biomasses solides » ont été calculés. Ils se sont cependant avérés non concluants ; ils ne sont donc pas présentés ici.



**Figure 26. Profils des concentrations totales (gazeuses et particulaires) des congénères de HAP (ng/m<sup>3</sup>)**

Par ailleurs, les concentrations en HAP élevées mesurées sont largement dues à des **concentrations élevées en naphtalène**, de plusieurs centaines de  $\text{ng}/\text{m}^3$ . Les concentrations intérieures en naphtalène dans les logements français n'ont pas été documentées par l'OQAI (composé non inclus à la liste des COV recherchés). Les concentrations mesurées de façon la plus représentative en Europe et le plus récemment sont celles issues du volet IV de la *German Environmental Survey* [120]. Dans les 555 logements de 150 villes allemandes, investigués entre mai 2003 et mai 2006 (chambre de l'enfant dans 95 % des cas ; échantillonnage passif 1 semaine), la concentration intérieure en naphtalène était inférieure à la limite de détection, égale à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans 517 logements. 7 % des résidences avaient ainsi une concentration en naphtalène supérieure à  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les percentiles 95, 98 et la valeur maximale étaient respectivement de 1,2 ; 2,8 et  $4,9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Les concentrations mesurées dans les six maisons instrumentées sont cohérentes avec ces valeurs allemandes. En effet, les maxima mesurés sont égaux à  $665 \text{ng}/\text{m}^3$  dans le salon de la maison équipée d'un poêle récent fonctionnant en marche nominale et à  $1\,512 \text{ng}/\text{m}^3$  dans la chambre de la maison avec le foyer ouvert  $\text{N}_2$  fonctionnant en marche nominale. Il convient en outre de noter que les concentrations en naphtalène sont également relativement élevées en fond, avant mise en fonctionnement du chauffage bois.

**Au bilan, les concentrations intérieures en HAP gazeux et particuliers sont directement influencées par la combustion de bois. En raison du peu de données comparatives disponibles à ce jour, il est difficile de fournir des éléments complémentaires de conclusion.**

#### 6.5.2.4 MESURE DES TRACEURS SPECIFIQUES

Une unique étude a été identifiée dans la littérature, rapportant des concentrations de lévoglucosan dans l'air intérieur [121]. Conduite à Seattle, États-Unis, elle avait pour objectif l'étude des marqueurs de la combustion bois dans l'air extérieur. Des prélèvements intérieurs ont été réalisés afin de disposer d'éléments de comparaison (résultats rapportés dans le Tableau 49).

**La présente étude est la première en France à quantifier ces composés particuliers dans les habitats.** Afin d'obtenir des prélèvements représentatifs de l'atmosphère intérieure, les échantillonnages ont été réalisés sur des faibles volumes (de l'ordre de 900 litres par pièce). Mais les volumes échantillonnés lors de la première campagne d'essai n'ont pas permis de détecter les traceurs visés sur les prélèvements réalisés sur la phase particulière en atmosphère intérieure. Devant ce résultat, lors de la deuxième campagne de prélèvement, les volumes d'échantillonnages ont été augmentés pour atteindre des valeurs comprises entre 1 et  $3 \text{m}^3$  mais permettant toujours de respecter la condition de représentativité de l'atmosphère intérieure. Si ces nouvelles conditions de prélèvements ont permis d'identifier et de quantifier le lévoglucosan sur l'ensemble des échantillons, les volumes de prélèvement s'avèrent encore insuffisants pour la détection des autres traceurs organiques présents généralement dans l'atmosphère à des concentrations plus faibles (Tableau 48).

Tous modes de fonctionnement confondus des appareils, les concentrations en lévoglucosan obtenues sur l'ensemble des pièces des trois habitats étudiés vont de 37 à 867 ng/m<sup>3</sup>. Sur l'ensemble des essais, **la concentration moyenne en lévoglucosan est de 219 ng/m<sup>3</sup>**. Cette valeur est équivalente aux niveaux moyens obtenus dans des atmosphères de fond de grandes villes françaises telles que Paris ou Lille [65] et cohérentes avec les concentrations intérieures mesurées par Simpson *et al.* (sans chauffage bois). Cependant les résultats obtenus montrent également une forte disparité entre les différentes pièces et les différents habitats. **L'absence de tendance générale d'évolution des concentrations de lévoglucosan en fonction des pièces étudiées ou des régimes de fonctionnement des appareils de chauffage illustre des comportements propres à chaque habitat.**

**Tableau 48. Concentrations des traceurs de combustions de bois dans les atmosphères intérieures (salon et chambre)**

Type d'appareil	Mode	Lévoglucosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Galactosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Mannosan (ng.m <sup>-3</sup> )		Méthoxyphénols (ng.m <sup>-3</sup> )	
		Salon	Ch.	Salon	Ch.	Salon	Ch.	Salon	Ch.
Foyer fermé ancien	Blanc	867	402	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Nominal	367	37	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Réduit	152	174	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
Foyer fermé récent	Blanc	70	176	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Nominal	198	165	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Réduit	257	120	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
Foyer ouvert 2	Blanc	112	400	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Nominal	50	<ld	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl
	Réduit	49	127	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl	<dl

Les concentrations en méthoxyphénols correspondent à la somme de 6 composés : guaiacol, syringol, vanillin, syringaldéhyde, acétosyringone, conyféryraldéhyde

**Tableau 49. Concentrations intérieures en lévoglucosan obtenues par Simpson *et al.* [121]**

		Concentration massique en µg/m <sup>3</sup>	Levoglucosan (ng/m <sup>3</sup> )
1	PM <sub>10</sub>	36	33
	PM <sub>2,5</sub>	32	26
2	PM <sub>10</sub>	39	63
	PM <sub>2,5</sub>	26	63
3	PM <sub>10</sub>	38	15
	PM <sub>2,5</sub>	27	20
4	PM <sub>10</sub>	37	28
	PM <sub>2,5</sub>	25	18
5	PM <sub>10</sub>	29	762
	PM <sub>2,5</sub>	24	700
6	PM <sub>10</sub>	30	141
	PM <sub>2,5</sub>	23	138

### 6.5.3 INFLUENCE DE LA COMBUSTION DU BOIS SUR LA QUALITE D'AIR INTERIEUR

**La présence de lévoglucosan dans les prélèvements d'aérosols des trois maisons étudiées lors de la deuxième campagne d'essai met en évidence l'influence de la source combustion de biomasse sur la composition chimique des atmosphères intérieures.** Quel que soit le type d'appareil utilisé, les journées sans fonctionnement du dispositif de combustion ne se traduisent pas par des concentrations faibles en lévoglucosan. Celles-ci s'étendent de 70 à 867 ng.m<sup>-3</sup> dans la pièce où est localisé l'appareil et de 176 à 402 ng.m<sup>-3</sup> dans la chambre. Dans ces conditions, les niveaux les plus élevés dans les deux types de pièces sont observés dans la même maison équipée d'un foyer fermé ancien. Cette maison se caractérise également dans les mêmes conditions par des concentrations parmi les plus importantes en COV (salon : 1 063 µg.m<sup>-3</sup>; chambre : 1 159 µg.m<sup>-3</sup>), HAP (salon : 255 ng.m<sup>-3</sup>; chambre : 303 ng.m<sup>-3</sup>), aldéhydes (salon : 205 µg.m<sup>-3</sup>; chambre : 225 µg.m<sup>-3</sup>) et PM<sub>2,5</sub> (salon : 371 µg.m<sup>-3</sup>; chambre : 40,6 µg.m<sup>-3</sup>)

Ces résultats semblent indiquer un phénomène de rémanence de ce type de pollution à l'intérieur des habitations dans des amplitudes dépendant des conditions d'aération des habitations. Pour rappel, cette habitation a été qualifiée de très étanche et son taux de renouvellement d'air estimé était le plus faible de toutes les habitations étudiées, ce qui pourrait expliquer, en partie, les fortes concentrations intérieures observées.

Globalement sur les trois maisons testées, la mise en route du dispositif de chauffage au bois entraîne une modification des concentrations en lévoglucosan. Par rapport à la situation initiale, une nette diminution des concentrations est observée dans les deux pièces à la fois dans le cas du foyer fermé ancien et celui du foyer ouvert. Dans le cas du foyer fermé récent, la concentration en traceur augmente dans le salon et diminue dans la chambre. Ces comportements doivent aussi être reliés aux conditions de ventilation propres à chaque maison et notamment aux modifications des conditions de renouvellement d'air en situation de fonctionnement de l'appareil de chauffage. Ainsi, en première approximation, les diminutions des concentrations de lévoglucosan dans les deux pièces sont observées pour les deux systèmes de chauffages générant des débits de fumées les plus importants avec des valeurs moyennes de 87,5 Nm<sup>3</sup>/h et de 1 236 Nm<sup>3</sup>/h, pour respectivement le foyer fermé ancien et le foyer ouvert.

Enfin, sur l'ensemble des journées étudiées, il n'apparaît pas de corrélations notables entre les concentrations en lévoglucosan et celles des autres espèces étudiées. Seules une co-évolution semblable entre lévoglucosan et PM<sub>2,5</sub> peut être observée (coefficient de corrélation  $R^2 = 0,58$ ). Mais ce résultat est à prendre avec précaution en raison du nombre réduit d'échantillons pour lesquels les deux paramètres ont pu être mesurés.

Ainsi, l'absence de corrélation entre les différents composés mesurés et le lévoglucosan peut être la conséquence de l'influence de sources supplémentaires sur les variations des concentrations en polluants tels que les aldéhydes, les COV ou les HAP dans les atmosphères intérieures.





## **7. SYNTHÈSE DES RESULTATS**

Lors de cette étude qui peut être considérée comme une première en France, des mesures simultanées de plusieurs paramètres physico-chimiques ont été réalisées à l'émission, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur de six habitations équipées de différents dispositifs de chauffage au bois. Cette méthode a permis d'évaluer l'impact du chauffage au bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur.

Outre les composés chimiques classiquement étudiés dans ce type d'étude, comme les HAP, les aldéhydes et les COV, des traceurs spécifiques de la source « combustion de biomasse » ont également été analysés dans les trois différents environnements. Il s'agit du lévoglucosan et de ses isomères ainsi que des méthoxyphénols.

Pour chaque habitation, les mesures physico-chimiques ont été réalisées pendant trois journées, lorsque l'appareil de chauffage était éteint, puis dans des conditions de fonctionnement correspondant à une allure nominale puis réduite. La période de mesure représentait environ 8 heures par jour. L'allure réduite a été choisie afin de reproduire un fonctionnement de nuit de ces appareils de chauffage.

Les conditions de ventilation des habitations ont également été évaluées. Ainsi, des mesures quantitatives de taux de renouvellement d'air et de mesures de perméabilité ont été réalisées dans deux habitations, alors que des estimations qualitatives de ces deux paramètres ont été réalisées pour les quatre habitations restantes.

Contrairement à ce qui avait été prévu dans un premier temps, et suite à des contraintes techniques, les six habitations instrumentées étaient toutes situées en zone rurale. Les appareils de chauffage étudiés étaient :

- deux foyers ouverts ;
- un poêle ancien (15 ans) ;
- un poêle récent (4 ans) ;
- un foyer ouvert ancien (25 ans) ;
- un foyer ouvert récent (4 ans).

Tous les appareils ont été alimentés avec le même bois (bûches de hêtre de 50 cm) fourni par l'ENSTIB/LERMAB (cf. paragraphe 1 de l'annexe 4).

La réalisation de cette étude de terrain a nécessité la mise en place d'une logistique lourde aussi bien autour, qu'à l'intérieur des habitations des volontaires.

Ce chapitre présente de façon synthétique les résultats obtenus concernant plus particulièrement : les mesures à l'émission et les facteurs d'émission, la qualité de l'air extérieur et la qualité de l'air intérieur.

## 7.1 PRINCIPAUX RESULTATS ET COMMENTAIRES CONCERNANT LES MESURES A L'EMISSION ET LES FACTEURS D'EMISSION

### 7.1.1 RESULTATS OBTENUS POUR LES POELES ET FOYERS FERMES

Pour l'ensemble des polluants à l'exception du benzène, les facteurs d'émission issus de cette étude sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors de l'étude de l'INERIS effectuée sur banc d'essai en 2002 dans les mêmes conditions : essais à allure nominale, avec l'essence de hêtre et avec des appareils ayant des rendements énergétiques comparables.

À l'exception de quelques COV, les résultats sont également comparables aux résultats obtenus lors des essais récents et similaires réalisés en Finlande [83] dans des conditions réelles de fonctionnement des appareils (essais sur site).

En ce qui concerne les particules, les facteurs d'émission obtenus sont plutôt dans le bas de la fourchette des facteurs d'émission de la littérature. Cela pourrait s'expliquer :

- soit par une moins bonne conservation de la masse des particules émises lors des essais sur site par rapport aux essais réalisés sur banc du fait du dépôt potentiel des particules dans le conduit de fumées ;
- soit par une différence de méthode de mesure ou de conditions opératoires entre le continent américain et l'Europe ; les facteurs d'émission en particules obtenus sur le continent américain étant, d'une façon générale, plus élevés que ceux obtenus en Europe.

Le faible nombre de publications et la variabilité des facteurs d'émission observée ne permettent pas de trancher entre ces deux hypothèses.

### 7.1.2 RESULTATS OBTENUS POUR LES FOYERS OUVERTS

Les facteurs d'émission des foyers ouverts sont globalement du même ordre de grandeur que ceux relevés dans la littérature à l'exception des facteurs d'émission en poussières qui sont nettement plus faibles, *a priori* pour les raisons déjà évoquées ci-dessus pour les foyers fermés et les poêles.

### 7.1.3 INVENTAIRES D'EMISSIONS

Pour l'instant, les résultats obtenus par cette étude ne remettent pas en cause les facteurs d'émissions utilisés par le CITEPA pour les différents polluants **sauf peut-être pour les particules et le taux de benzène** dans les émissions de COVNM. En effet, les facteurs d'émission de particules du CITEPA s'appuient sur des études américaines et les comparaisons menées semblent indiquer des valeurs toujours plus fortes sur le continent américain. Pour le taux de benzène dans les émissions de COVNM, le taux employé par le CITEPA de 15 % semble élevé par rapport aux résultats obtenus dans cette étude et de celle de 2002.

La problématique est plus liée en fait à la méthode et à l'hypothèse réalisée d'appareils anciens avec un rendement énergétique faible et des émissions plus élevées. Les mesures ont été réalisées sur des appareils dont l'efficacité énergétique est supérieure à 70 %. Dans la méthode du CITEPA, ces appareils peuvent être comparés aux appareils « modernes ». Or, les mesures réalisées se comparent aux mesures faites en 2002 par l'INERIS sur banc et utilisées par le CITEPA pour décrire les appareils anciens (bois secs et même essence). Cette étude de 2002 testait un plus grand nombre d'essence de bois et diverses humidités. Les émissions sont sensibles aux conditions de fonctionnement (allure réduite par exemple), aux essences (le pin donne plus d'émissions) et à l'humidité. Les facteurs de l'étude de 2002 sont utilisés pour caractériser les émissions des équipements anciens alors que les équipements testés avaient un rendement énergétique de 70 % ou plus. Il serait nécessaire de pouvoir vérifier si le rendement des appareils vendus par le passé était réellement plus faible. On rappellera qu'un des foyers fermés testés dans le cadre de cette étude datant de 1981, présente le rendement énergétique le plus élevé.

Pour les COVNM, il est nécessaire de garder en mémoire que l'inventaire est réalisé en masse de COVNM et non en équivalent carbone (unité fournie par l'appareil de mesure). Les mesures faites en COVT doivent être traitées pour extraire le méthane et transformer les équivalents carbone en COVNM. Un facteur de 1,4 peut être déterminé à partir des mesures faites par Tissari récemment [83]. On note que le CITEPA emploie un facteur de 1,22.

A l'issue de cette étude, quelques questions restent en suspens :

- rendement énergétique moyen des foyers vendus avant 1996 ;
- essences de bois brûlés ;
- fréquence de l'allure nominale et de l'allure réduite dans le comportement des ménages (50/50 utilisé dans les inventaires) ;
- taux de dégradation des conditions de fonctionnement en allure réduite par rapport aux conditions nominales.

## **7.2 PRINCIPAUX RESULTATS ET COMMENTAIRES CONCERNANT LA QUALITE DE L'AIR EXTERIEUR**

Deux points différents ont été instrumentés dans l'air extérieur lors de chaque campagne :

- Un premier point a été positionné à une distance d'environ 300 mètres de l'habitation instrumentée sous les vents dominants (étude des roses de vents annuelles de la zone) afin de mesurer le bruit de fond de la zone d'étude. Dans ce point, un suivi des paramètres météorologiques a également été effectué.
- Un deuxième point a été positionné dans la cour des habitations instrumentées afin d'étudier l'influence du foyer domestique dans l'environnement proche.

En ce qui concerne le suivi des paramètres météorologiques, la pluviométrie a été faible et le vent a été faible à modéré (< 8,3 m/s) durant toutes les campagnes.

S'agissant de la direction des vents, et malgré un positionnement « théorique » du camion sous les vents dominants de la zone (étude des roses de vents annuelles), on observe que les mesures du bruit de fond des zones d'étude sont pour la plupart sous l'influence des zones très rurales (forêts, champs...), à l'exception de la campagne réalisée sur le foyer ouvert 2, où les vents dominants provenaient d'une zone d'habitations représentant à peu près la moitié de la commune.

Ceci peut rendre difficile l'étude de l'influence des sources diverses dans les concentrations des différents composés observés.

Les résultats obtenus sur les composés gazeux ( $\text{SO}_2$ , NO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  et  $\text{O}_3$ ) au point représentant le bruit de fond de la zone d'étude montrent que les concentrations mesurées sont inférieures aux valeurs réglementaires, mais également aux concentrations mesurées par ATMO Picardie sur le site urbain de Creil (60), à l'exception du  $\text{SO}_2$  et l'ozone.

En ce qui concerne la mesure des particules **PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>**, **les concentrations observées sont supérieures** aux moyennes mensuelles sur le site de Creil, à l'exception des concentrations observées durant le mois de décembre 2007.

Les faibles concentrations en  $\text{NO}_2$  mesurées sur les six sites avec parallèlement de forts niveaux en particules PM<sub>10</sub>, en comparaison avec les données d'ATMO Picardie sur le site urbain de Creil, laisse supposer la présence d'une source « non automobile » sur les sites ruraux instrumentés.

En ce qui concerne les résultats obtenus pour les composés organiques « autres » que les traceurs spécifiques, les concentrations en formaldéhyde par exemple sont comprises entre 3,8 et 0,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  concentrations assez classiques en air extérieur sur des sites ruraux et sub-urbains.

Les concentrations observées pour le **benzène et le B[a]P sont proches de celles observées sur des sites urbains** (Creil et Paris) sur la même période. Compte tenu du nombre d'habitants et de la configuration rurale des zones d'étude, comme pour les  $\text{NO}_x$  et les PM, une source importante de ces composés autre que la source véhiculaire est à soupçonner.

De plus, aucune différence significative entre les concentrations observées à proximité immédiate de l'habitation instrumentée et sur le site représentatif des concentrations de fond de la zone d'étude n'a pas pu être observée. Ceci confirme le fait qu'aucun phénomène de rabattement du panache ne se soit produit durant les campagnes. De ce fait, le site dit de proximité donne des valeurs équivalentes au site de fond de la zone.

L'utilisation de traceurs spécifiques de la combustion de biomasse, lesquels, compte tenu de la période de l'année et des zones d'étude, peuvent être attribués à la « combustion du bois » dans le cadre de cette étude, a permis de montrer notamment pour la deuxième campagne de prélèvement, que **cette source avait un impact marqué sur la qualité de l'air dans un milieu rural**. Ceci confirme les conclusions concernant les niveaux observés pour les  $\text{NO}_x$ , PM, et HAP décrits précédemment.

Même si la quantification de cette contribution par une approche de type CMB n'a pu être réalisée avec un bon niveau de confiance, les corrélations étroites obtenues entre le lévoglucosan et les HAP particulaire montrent l'influence importante de cette source sur les niveaux atmosphériques de ces polluants dans ce type d'environnement. D'autre part, les niveaux en lévoglucosan se situent dans une gamme de concentration habituellement rencontrée pour ce type d'environnement. Les concentrations les plus importantes de ce traceur ont de plus été obtenues sur les mêmes échantillons pour lesquels la détection et la quantification de méthoxyphénols a été possible. La présence de ces composés informe **sur la proximité des sources d'émission de type « combustion du bois »** en raison de leur réactivité potentielle dans l'atmosphère.

### 7.3 PRINCIPAUX RESULTATS ET COMMENTAIRES CONCERNANT LA QUALITE DE L'AIR INTERIEUR ET LES CARACTERISTIQUES DES HABITATIONS

Les mesures en air intérieur ont été réalisées sur deux pièces différentes : le salon (pièce équipée de l'appareil à étudier) et une chambre à coucher (pièce ne se trouvant pas sous l'influence directe du foyer).

De façon synthétique, on retiendra, pour le volet air intérieur, que :

- le chauffage au bois a une influence sur l'ensemble des composés qui ont été étudiés, **à l'exception du formaldéhyde**, ce qui est cohérent avec la littérature scientifique, compte tenu des nombreuses autres sources intérieures de ce polluant ;
- une influence du chauffage au bois a été observée pour le **NO<sub>2</sub> et le monoxyde de carbone**, mais que les concentrations intérieures mesurées restent cependant de l'ordre des concentrations moyennes habituellement rencontrées dans les logements pour ces deux gaz ;
- une influence du chauffage au bois a été observée pour les **PM<sub>10</sub> et les PM<sub>2,5</sub>**. Les concentrations mesurées lors de cette étude dépassent le plus souvent les médianes des concentrations respectives mesurées dans le parc de logements français. Elles restent cependant dans la gamme des concentrations observées en PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> dans l'environnement domestique en France ;
- le chauffage au bois influence de façon importante les concentrations en **benzène**. Alors qu'elles ne dépassent pas, hors période de fonctionnement de l'appareil de chauffage à bois, la valeur médiane en benzène observée dans les logements français, les concentrations intérieures atteignent, en période de chauffe, les concentrations les plus élevées mesurées à l'occasion de la campagne « Logements » de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur. Les concentrations mesurées dans certaines des maisons instrumentées atteignent ainsi quasiment 20 µg/m<sup>3</sup> ;
- les concentrations intérieures en **HAP** gazeux et particulaires sont directement influencées par la combustion de bois, les concentrations intérieures en naphthalène ayant une contribution prépondérante. Il existe peu d'éléments de comparaison à ce jour. Les quelques études disponibles laissent penser que les concentrations intérieures en HAP pendant le fonctionnement des appareils de chauffage au bois étudiées sont supérieures aux concentrations intérieures mesurées dans des habitations non chauffées au bois.

**En ce qui concerne les traceurs spécifiques de la combustion de biomasse, la présente étude est la première en France à quantifier ces composés particuliers dans les habitats.** Même si la quantification du lévoglucozan n'a pu être possible que sur la deuxième campagne de prélèvement, les concentrations mesurées dans les atmosphères intérieures **avèrent de l'influence de la source « combustion du bois » sur la qualité de l'air au sein des habitations.** La présence systématique de ce traceur dans les différentes pièces instrumentées indique également que l'impact de cette source n'est pas limité à la seule pièce munie de l'appareil de chauffage et se situe à l'échelle de l'habitation. D'autre part, la détection du lévoglucosan même en l'absence de fonctionnement de l'appareil de chauffage semble indiquer un phénomène de rémanence de ce type de pollution. Les concentrations en traceur obtenues se situent dans une gamme de concentration équivalente à celle observée dans les atmosphères de fond de site urbain. Elles sont de plus relativement variables et certainement fortement influencées par les conditions de ventilation des habitations puisque les niveaux les plus importants de lévoglucosan ont été mesurés dans le cas de l'habitation présentant le taux de renouvellement d'air le plus faible. Enfin le faible nombre de mesure n'a pas permis d'entreprendre une étude de corrélation précise entre le lévoglucosan et les autres polluants détectés dans les atmosphères intérieures.

## **8. VALORISATION**

Les produits de sortie suivants ont été publiés ou sont en cours de publication à la date de rédaction de ce rapport final.

### **8.1 RAPPORTS**

Deux rapports intermédiaires pour l'ADEME et le MEEDDAT :

- Évaluation de l'impact des appareils de chauffage à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. 1er rapport intermédiaire. RAPPORT D'ÉTUDE, 21/04/2007, DRC-07-70796-05538A
- Évaluation de l'impact des appareils de chauffage à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. 2ème rapport intermédiaire. RAPPORT D'ÉTUDE, 21/05/2008, DRC-08-70796-06684A

Un rapport final :

- Évaluation de l'impact des appareils de chauffage à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. Rapport final. RAPPORT D'ÉTUDE, 21/10/2008, DRC-08-70801-15219A

### **8.2 PUBLICATIONS**

- Le chauffage au bois dans l'habitat : quel impact sur la qualité de l'air intérieur ? MANDIN C, LEOZ-GARZIANDIA E, RIBERON J, COLLET S, BESOMBES J-L, ALLEMAND N. **Pollution atmosphérique**, N° 195 – Juillet-septembre 2007
- Contribution du chauffage au bois à la qualité de l'air extérieur : données existantes et études en cours en France « Impact of woodburning on outdoor air quality : Existing French data and current studies » E. LEOZ-GARZIANDIA, JL. BESOMBES, N. PISSOT, N. ALLEMAND, C. MANDIN, S. COLLET, J. RIBERON et JL. JAFFREZO. **Pollution Atmosphérique, numéro spécial.**
- Les émissions de polluants par les foyers domestiques. S. COLLET. **Accepté pour publication dans Pollution Atmosphérique.**
- Mandin C, Ribéron J, Collet S, Besombes J-L, Pissot N, Allemand N and Leoz-Garziandia E, Impact of domestic woodburning appliances on indoor air quality, **Proceedings 11<sup>th</sup> Conference on Indoor Air Quality and Climate**

### **8.3 COMMUNICATIONS ORALES**

- Communication orale au congrès *Indoor Air 2008*, 17-22 August 2008, Copenhagen, Denmark: « Impact of domestic woodburning appliances on indoor air quality ». Corinne Mandin, Jacques Ribéron, Serge Collet, Jean-Luc Besombes, Nicolas Pissot, Nadine Allemand and Eva Leoz-Garziandia.

- Communication orale au forum BIP « *Bioressources, Industries, Performances* » du 19 novembre 2008 organisé par l'ADEME et le MEEDDAT à Paris CNIT. « Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur ». INERIS, LCME, CSTB et CITEPA.
- Mandin C, Ribéron J, Collet S, Besombes J-L, Pissot N, Allemant N and Leoz-Garziandia E, Impact of domestic woodburning appliances on indoor air quality, Accepté pour la conference international Health Buildings 2009.

#### **8.4 THESE**

Les résultats sur les traceurs spécifiques de la combustion de biomasse seront intégrés dans le mémoire de doctorat de Nicolas PISSOT. Soutenance de thèse prévue à l'automne 2009.



## **9. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES**

Lors de cette étude qui peut être considérée comme une première en France, des mesures simultanées de plusieurs paramètres physico-chimiques ont été réalisées à l'émission, dans l'air extérieur et dans l'air intérieur, de six habitations équipées de différents dispositifs de chauffage au bois. Ce protocole a permis d'évaluer l'impact du chauffage à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur.

Les principales conclusions et perspectives de cette étude sont présentées dans ce chapitre.

### **MESURES À L'ÉMISSION ET FACTEURS D'ÉMISSION**

Pour l'ensemble des polluants à l'exception du benzène, les facteurs d'émission établis lors de cette étude sont du même ordre de grandeur que ceux obtenus lors de l'étude de l'INERIS effectuée sur banc d'essai en 2002 dans les mêmes conditions : essais à allure nominale, avec l'essence de hêtre et avec des appareils ayant des rendements énergétiques comparables.

A l'exception de quelques COV, les résultats sont également comparables aux résultats obtenus lors des essais récents et similaires réalisés en Finlande dans des conditions réelles de fonctionnement des appareils (essais sur site).

En ce qui concerne les particules, les facteurs d'émission obtenus sont plutôt dans le bas de la fourchette des facteurs d'émission de la littérature.

Les facteurs d'émission obtenus par cette étude ne remettent pas en cause ceux utilisés par le CITEPA pour les différents polluants sauf peut-être pour les particules et le taux de benzène dans les émissions de COVNM.

Afin d'améliorer sensiblement la connaissance des émissions de ce secteur, il serait donc nécessaire :

- de pouvoir vérifier si le rendement des appareils vendus par le passé était réellement plus faible ;
- de mieux cerner la fréquence d'utilisation de l'allure nominale réduite par les ménages ;
- de connaître les essences de bois brûlés.

## **QUALITÉ DE L'AIR EXTÉRIEUR**

Toutes les campagnes ont eu lieu en milieu rural. Les résultats obtenus pour la direction des vents, et malgré un positionnement « théorique » du camion sous les vents dominants de la zone (étude des roses de vents annuelles), mettent en évidence l'influence des zones très rurales (forêts, champs...) sur les mesures du bruit de fond des zones d'étude, à l'exception de la campagne réalisée sur le foyer ouvert 2, où les vents dominants provenaient d'une zone d'habitations représentant à peu près la moitié de la commune.

Les résultats obtenus sur les composés gazeux ( $\text{SO}_2$ , NO,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  et  $\text{O}_3$ ) montrent des concentrations inférieures aux valeurs réglementaires, mais également aux concentrations mesurées par ATMO Picardie sur le site urbain de Creil (60), à l'exception du  $\text{SO}_2$  et l'ozone.

Malgré un positionnement non optimal du point de prélèvement en air extérieur (en dehors de la zone directement impactée par les communes), les concentrations observées pour les particules  $\text{PM}_{10}$  et  $\text{PM}_{2,5}$ , sont supérieures aux moyennes mensuelles rencontrées sur le site de Creil à l'exception des concentrations observées durant le mois de décembre 2007. Il en va de même pour les concentrations de benzène et de B[a]P, lesquelles sont proches de celles observées sur des sites urbains (Creil et Paris) sur la même période.

Les faibles concentrations en  $\text{NO}_2$  mesurées sur les six sites avec cependant de forts niveaux en particules  $\text{PM}_{10}$ , laisse supposer la présence d'une source « non automobile » sur les sites ruraux instrumentés.

L'utilisation de traceurs spécifiques de la combustion de biomasse, lesquels, compte tenu de la période de l'année et des zones d'étude, peuvent être attribués à la « combustion du bois » dans le cas de cette étude, a permis la confirmation de l'impact marqué de la source « combustion du bois » sur la qualité de l'air extérieur dans un milieu rural.

Même si la quantification de cette contribution par une approche de type CMB n'a pu être réalisée avec un bon niveau de confiance, les corrélations étroites obtenues entre le lévoglucosan et les HAP particuliers montrent l'influence importante de cette source sur les niveaux atmosphériques de ces polluants dans ce type d'environnement.

De plus, aucune différence significative entre les concentrations observées à proximité immédiate de l'habitation instrumentée et sur le site représentatif des concentrations de fond de la zone d'étude n'a pas pu être observée. De ce fait, le site dit de proximité donne des valeurs équivalentes au site de fond de la zone.

Il serait maintenant intéressant de réaliser des études en milieu urbain, afin de quantifier l'impact de la source « combustion du bois » dans un environnement sous influence reconnue d'autres types de sources. Pour cela, la mesure des composés réglementés, comme les HAP ou les PM devrait être accompagnée de la mesure des traceurs spécifiques de cette source.

## **QUALITÉ DE L'AIR INTÉRIEUR**

Cette étude documente les concentrations dans l'air de plusieurs maisons chauffées au bois, en comparaison des concentrations de fond, i.e. hors chauffe, dans le logement et de celles mesurées à l'extérieur des habitations.

Les concentrations mesurées ont été mises en perspective des données de la littérature scientifique et des concentrations mesurées dans le sous-échantillon des logements chauffés au bois (21) de la campagne nationale de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur (567 résidences principales au total). Les influences de la combustion de bois mises en évidence dans les deux études (pour les composés en commun) se sont avérées cohérentes.

Une influence du chauffage au bois a été observée s'agissant des concentrations intérieures en dioxyde d'azote, monoxyde de carbone, particules, benzène et HAP. Mineure pour le NO<sub>2</sub> et le CO, elle peut être qualifiée de notable pour les particules et de majeure pour le benzène et les HAP. En revanche, les concentrations intérieures en formaldéhyde ne semblent pas affectées par la combustion bois, compte tenu, vraisemblablement, des nombreuses autres sources d'émission de ce composé dans l'environnement résidentiel.

Étant donné le faible nombre d'habitations instrumentées (une seule par type d'appareil étudié), aucune extrapolation sur l'impact d'un type de chauffage bois, ni aucune comparaison des impacts respectifs des appareils n'ont été fournies.

Cette étude a en outre permis de documenter les concentrations intérieures de certains composés qui n'avaient pas été intégrés à la campagne nationale « Logements » de l'Observatoire de la qualité de l'air intérieur, comme le dioxyde d'azote et les HAP.

Enfin, elle constitue le premier exemple de mesure du lévoglucosan traceur spécifique de la combustion de biomasse, dans les atmosphères intérieures en France, permettant de conforter l'influence de cette source d'émission sur la qualité de l'air intérieur. Ces nouvelles données restent toutefois limitées et l'étude de ce traceur devrait être étendue dans le cadre des futures études d'impact des techniques de chauffage au bois sur les pollutions de l'air intérieur. Ces mesures devront être suffisamment nombreuses pour permettre des analyses de corrélation avec les autres polluants atmosphériques liés à la phase particulaire et notamment les HAP.

Riche de résultats et d'enseignements, cette étude est restée limitée à quelques maisons en zones rurales pour des raisons de faisabilité et de coûts. Il est donc souhaitable de reproduire le protocole mis en œuvre pour d'autres habitations, dans d'autres contextes, afin de poursuivre l'acquisition de connaissances relatives à l'impact de la combustion résidentielle de bois sur la qualité de l'air intérieur.



## **10. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

[1] Appel à projets Recherche & Innovation (2005) « chauffage domestique au bois ». Document ADEME.

[2] Statistiques de la DGEMP (Juin 2006). Les énergies renouvelables en France de 1970 à 2005.

[3] Données CEREN – enquêtes sur la consommation de bois des ménages en 2001.

[4] [CITEPA- Inventaire des émissions de polluants atmosphériques en France- Séries sectorielles étendues. Février 2008]

<http://www.citepa.org/publications/Inventaires.htm#inv1>

[5] Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.htm)

[6] Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif au POP du 24/06/1998 entré en vigueur le 29/12/03. [http://www.unece.org/env/lrtap/hm\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.htm)

[7] Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance, relatif aux métaux lourds du 24/06/1998 entré en vigueur le 23/10/03. [http://www.unece.org/env/lrtap/hm\\_h1.htm](http://www.unece.org/env/lrtap/hm_h1.htm)

[8] Protocole de Kyoto à la Convention Cadre des Nations Unies sur le Changements climatiques du 11 décembre 1997, entré en force le 16 février 2005. <http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpfrench.pdf>

[9] Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23/10/01 relative Plafonds Nationaux d'Émissions (PNE) pour certains polluants atmosphériques

[10] Décret n° 2007-397 du 22 mars 2007 relatif à la partie réglementaire du code de l'environnement (JO n° 70 du 23 mars 2007), Livre II : Milieux Physiques, Titre II : Air et Atmosphère.

[http://aida.ineris.fr/sommaires\\_textes/sommaire\\_thematique/index.htm](http://aida.ineris.fr/sommaires_textes/sommaire_thematique/index.htm)

[11] Stéphane Boudin et Joël Tétard de Erdyn et Alcaest (2005) pour ADEME. Évaluation comparative actuelle et prospective des émissions du parc d'appareils domestiques de chauffage en France. Non publié.

[12] CIRC. 2006. Indoor emissions from household coal combustion carcinogenic: women in low- or medium-resource countries most exposed, International Agency for Research on Cancer, Press Release N°172. 29 novembre 2006. [http://www.iarc.fr/ENG/Press\\_Releases/pr172a.html](http://www.iarc.fr/ENG/Press_Releases/pr172a.html)

[13] Naeher LP, Brauer M, Lipsett M et al. Woodsmoke health effects: A review. Inhalation Toxicology 2007, 19(1): 67-106.

[14] Environnement Canada. 2004. Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois. Rapport d'étude : 1999 à 2002, Environnement Canada, 2004. [www.menv.gouv.qc.ca](http://www.menv.gouv.qc.ca)

- [15] CalEPA. 1994. Combustion pollutants in your home, Supplement to Indoor Air Quality Guideline N°2, California Environmental Protection Agency, Air Resources Board, Research Division, May 1994.
- [16] Moschandreas DJ, Zabransky J and Rector HE. The effects of woodburning on the indoor residential air quality. *Environment International* 1980, 4: 463-8.
- [17] Lévesque B, Allaire S, Gauvin D et al. Wood-burning appliances and indoor air quality. *The Science of The Total Environment* 2001, 281(1-3): 47-62.
- [18] Molnar P, Gustafson P, Johannesson S et al. Domestic wood burning and PM2.5 trace elements: Personal exposures, indoor and outdoor levels. *Atmospheric Environment* 2005, 39(14): 2643-53.
- [19] Gustafson, P., Östman, C. and Sällsten G. Indoor levels of polycyclic aromatic hydrocarbons in homes with or without burning for heating. *Environmental Science and Technology* 2008, 42(14): 5074-5080.
- [20] Strandberg B, Gustafson P, Söderström H *et al.* The use of semipermeable membrane devices as passive samplers to determine persistent organic compounds in indoor air. *Journal of Environmental Monitoring* 2006, 8: 257-62.
- [21] Gustafson P, Barregard L, Strandberg B and Sällsten G. The impact of domestic wood burning on personal, indoor and outdoor levels of 1,3-butadiene, benzene, formaldehyde and acetaldehyde. *Journal of Environmental Monitoring* 2007, 9(1): 23-32.
- [22] Ward T and Noonan C. Results of a residential indoor PM2,5 sampling program before and after a woodstove changeout. *Indoor Air* 2008, 18(5): 408-415.
- [23] Rouvière A. 2006. Impact des combustions du bois de chauffage sur les atmosphères extérieures et intérieures, Étude de la dégradation d'un traceur spécifique en enceinte de simulation : le créosol, Thèse de doctorat, Université Joseph Fourier, Grenoble.
- [24] Kirchner S, Arenes JF, Cochet C *et al.* État de la qualité de l'air dans les logements français. *Environnement, Risques et Santé* 2007, 6(4): 259-69.
- [25] Sexton K, Spengler JD and Treitman RD, Effects of residential wood combustion on indoor air quality: a case study in Waterbury, Vermont. *Atmospheric Environment* 1984, 18(7): 1371-83.
- [26] Dermentzoglou, M., Manoli, E., Voutsas, D. and Samara, C. Sources and patterns of polycyclic aromatic hydrocarbons and heavy metals in fine indoor particulate matter of Greek houses. *Fresenius Environmental Bulletin* 2003, 12(12): 1511-9.
- [27] Ott, W.R. and Siegmann, H.C. Using multiple continuous fine particle monitors to characterize tobacco, incense, candle, cooking, wood burning, and vehicular sources in indoor, outdoor, and in-transit settings. *Atmospheric Environment* 2006, 40(5): 821-43.
- [28] Weichenthal, S., Dufresne, A., Infante-Rivarde, C. and Joseph, L. Indoor ultrafine particle exposures and home heating systems: A cross-sectional survey of Canadian homes during the winter months. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2007, 17(3): 288-97.

- [29] Gilbert NL, Guay M, Miller JD et al. Levels and determinants of formaldehyde, acetaldehyde, and acrolein in residential indoor air in Prince Edward Island, Canada. *Environmental Research* 2005, 99: 11-7.
- [30] Gilbert NL, Gauvin D, Guay M et al. Housing characteristics and indoor concentrations of nitrogen dioxide and formaldehyde in Quebec City, Canada. *Environmental Research* 2006, 102(1): 1-8.
- [31] A. Leithhead, S.-M. Li, R. Hoff, Y. Cheng and J. Brook (2006). Levoglucosan and dehydroabietic acid : evidence of biomass burning impact on aerosols in the Lower Fraser Valley. *Atmos. Environ.*, 40, 2721-2734.
- [32] T.B. Jordan, A. J. Seen and G.E. Jacobsen (2006). Levoglucosan as an atmospheric tracer for woodsmoke. *Atmos. Environ.* 40, 5316-5321.
- [33] Marchand N, Aymoz G, Jaffrezo JL and Besombes JL. (2007). Biomass burning indicators in the aerosol of Alpine valleys. In prep for *Atmos. Chem. Phys*
- [34] Schmidl C, Marr IL, Caseiro A et al. Chemical characterisation of fine particles emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. *Atmos. Environ.* 2008; 42, 126-141.
- [35] Antilla P, Makkonen U, Hellén H et al. Impact of the open fires in spring and summer of 2006 on the chemical composition of background air in south-eastern Finland. *Atmos. Environ.* 2008; in press.
- [36] Nolte C.G., Schauer J.J., Cass C.R. et Simoneit B.R.T. (2001) Highly polar organic compounds presents in wood smoke and in the ambient atmosphere. *Environ. Sci. Technol.* 35 : 1912-1919.
- [37] Oliveira C, Pio C, Alves C et al. Seasonal distribution of polar organic compounds in the urban atmosphere of two large cities from the North and South of Europe. *Atmos. Environ.* 2007; 41, 5555-55701.
- [38] Ravindra K, Sokhi R and Van Grieken R. Atmospheric polycyclic hydrocarbons: source attribution, emission factors and regulation. *Atmos. Environ.* 2008; 42, 2895-2921.
- [39] Adresse internet : [www.menv.gouv.qc.ca](http://www.menv.gouv.qc.ca) (rubrique Air/Qualité de l'air/Chauffage au bois) (2004). Campagne d'échantillonnage sur le chauffage résidentiel au bois. Rapport d'étude : 1999 à 2002.
- [40] Schauer J.J., Cass G.R. (2000). Source apportionment of wintertime gas phase and particle phase air pollutants using organic compounds as tracers. *Environmental Science and Technology*, 34, 1821-1832.
- [41] Zheng M., Hagler G.S.W., Ke L., Bergin M., Wang F., Louie P.K.K., Salmon L., Sin D.W.M., Yu J.Z., and Schauer J.J. (2006a). Composition and sources of carbonaceous aerosols at three contrasting sites in Hong Kong. *J. Geophys. Res.*, 111, D20313, doi: 10.1029/2006JD007074.
- [42] Zheng M., Ke L., Edgerton E.S., Schauer J.J., Dong M., and Russel A.G. (2006b). Spatial distribution of carbonaceous aerosol in the southeastern United States using molecular tracers and carbon isotope data. *J. Geophys. Res.*, 111, doi 10: 1029/JD006777

- [43] Quin X., and Prather A. (2006). Impact of biomass emissions on particle chemistry during the California Regional Particulate Air Quality Study. *International Journal of Mass Spectrometry*, 258, 142-150.
- [44] Oros, D. R.; Simoneit, B. R. T., Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 1. Temperate climate conifers. *Appl. Geochem.* 2001, 16, 1513-1544.
- [45] Oros, D. R.; Simoneit, B. R. T., Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 2. Deciduous trees. *Appl. Geochem.* 2001, 16, 1545-1565.
- [46] Simoneit B.R.T. Biomass burning – a review of organic tracers for smoke from incomplete combustion. *Applied Geochemistry* 2002, 17: 129-162.
- [47] Fraser, M. P., Lakshmanan, K. Using Levoglucosan as a Molecular Marker for the Long-Range Transport of Biomass Combustion Aerosols. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 4560-4564.
- [48] Medeiros, P.M., M.H. Conte, J.C. Weber, and B.R.T. Simoneit (2006). Sugars as source indicators of biogenic organic carbon in aerosols collected above the Howland Experimental Forest, Maine, *Atmospheric Environment*, 40 (9), 1694-1705.
- [49] Puxbaum, H., A. Caseiro, A. Sánchez-Ochoa, A. Kasper-Giebl, M. Claeys, A. Gelencsér, M. Legrand, S. Preunkert, and C. A. Pio (2007). Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background, *J. Geophys. Res.*, 112 (D23), doi:10.29/2006JD008114
- [50] Zhang T, Claeys M, Cachier H et al. Identification and estimation of the biomass burning contribution to Beijing aerosol using levoglucosan next term as a molecular marker. *Atmos. Environ.* 2008; in press.
- [51] Schauer, J. J.; Kleeman, M. J.; Cass, G. R.; Simoneit, B. R. T., Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C1-C29 Organic Compounds from Fireplace Combustion of Wood. *Environ. Sci. Technol.* 2001, 35, 1716-1728.
- [52] Simpson C.D., Paulsen M., Dills L-J., Liu S. et Kalman D.A. (2005) Determination of methoxyphenols in ambient atmospheric particulate matter : tracers for wood combustion. *Environ. Sci. Technol.* 39 :631-637.
- [53] Hawthorne, S. B., Miller, D. J., Langenfeld, J. J. and Krieger, M. S., 1992. PM-10 high-volume collection and quantitation of semi- and nonvolatile phenols, methoxylated phenols, alkanes, and polycyclic aromatic hydrocarbons from winter urban air and their relationship to wood smoke emissions. *Environmental Science and Technology* 26, 2251-2262.
- [54] Simpson CD, Paulsen M, Dills RL, Sally Liu LJ and Kalman DA. Determination of methoxyphenols in ambient atmospheric particulate matter: tracers for wood combustion. *Environ. Sci. and Technol.* 2005; 39, 631-637.
- [55] Rogge, W. F.; Hildemann, L. M.; Mazurek, M. A.; Cass, G. R., Sources of Fine Organic Aerosol. 9. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces. *Environ. Sci. Technol.* 1998, 32, 13-22.
- [56] Ramdahl, T., Retene - a molecular marker of wood combustion in ambient air. *Nature* 1983, 306, 580-582.



- [57] Marchand N, Besombes JL, Masclet P, Aymoz G. and Jaffrezo JL. (2004). Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the atmospheres of two French alpine valleys: sources and temporal patterns. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 4, 1167-1181.
- [58] Hellén H, Hakola H, Pirjola L, Laurila T and Pystynen KH. Ambient Air Concentrations, Source Profiles, and Source Apportionment of 71 Different C2-C10 Volatile Organic Compounds in Urban and Residential Areas of Finland. *Environ. Sci. and Technol.* 2006; 40, 103-108.
- [59] Hellen H, Hakola S, Haaparanta S, Pietarila H and Kauhaniemi M. Influence of residential wood combustion on local air quality. *Science of the Total Environment* 2008; in press.
- [60] Hedberg E., Kristensson A., Ohlsson M., Johansson C., Johansson P-A., Swietlicki E., Vesely V., Wideqvist U. and Westerholm R. (2002). Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmos. Environ.*, 36, 4823-4837.
- [61] Hedberg E., Johansson C., Johansson L., Swietlicki E. and Brorström-Lundén (2006). Is levoglucosan a suitable quantitative tracer for wood burning. Comparison with receptor modeling on trace elements in Lycksele, Sweden. *Air & Waste Manage. Assoc.*, 56, 1669-1678.
- [62] Wang Q, Shao M, Liu Y et al. Impact of biomass burning on urban air quality estimated by organic tracers: Guangzhou and Beijing as cases. *Atmos. Environ.* 2007; 41, 8380-8390.
- [63] Robinson AL, Subramanian R, Donahue NM, Bernardo-Bricker A and Rogge WF. Source apportionment of molecular markers and organic aerosol-1. Polycyclic aromatic hydrocarbons and methodology for data visualization. *Environ. Sci. and Technol.* 2006; 40, 7803-7810.
- [64] Robinson AL, Subramanian R, Donahue NM, Bernardo-Bricker A et Rogge WF. Source Apportionment of Molecular Markers and Organic Aerosol. 2. Biomass Smoke. *Environ. Sci. and Technol.* 2006; 40, 7811-7819.
- [65] Étude exploratoire sur la présence des traceurs spécifiques de la source « combustion du bois » dans les grandes agglomérations françaises. Rapport INERIS, DRC-07-82361-14586A, 2007.
- [66] Schauer JJ, Rogge WF, Hildemann LM, Mazurek MA, Cass GR and Simoneit BRT. Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers. *Atmos. Environ.* 1996; 30, 3837-3855.
- [67] Christensen WF, Gunst RF. Estimating pollution source contributions from temporally correlated air quality observations. *Statistics-simulation and computation* 2004; 33(4), 1039-1060.
- [68] Paatero P and Tapper U. Positive matrix factorization: a non-negative factor model with optimal utilization of error estimate of data values. *Environmetrics* 1994; 5, 111-126.
- [69] Henry RC. History and fundamentals of multivariate air quality receptor models. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 1997; 37, 37-42.
- [70] Henry RC. Multivariate receptor modeling by N-dimensional edge detection. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems* 2003; 65, 179-189.

- [71] Song Y, Xie S, Zhang Y, Zeng L, Salmon LG and Zheng M. Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> in Beijing using principal component analysis/absolute principal component scores and UNMIX. *Science of The Total Environment* 2006; 372, 278-286.
- [72] Thurston GD, Ito K, Mar T, et al. Workgroup Report: Workshop on Source Apportionment of Particulate Matter Health Effects—Intercomparison of Results and Implications. *Environmental Health Perspectives* 2005; 113 (12), 1768-1774.
- [73] Viana M, Kuhlbusch TAJ., Querol X. et al. Source apportionment of particulate matter in Europe: A review of methods and results. *Aerosol Science* 2008; in press.
- [74] Hopke PK, Ito K, Mar T, et al. PM source apportionment and health effects: 1. Intercomparison of source apportionment results. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2006, 16, 275-286.
- [75] Besombes JL, Falquet N., Tisserand C (2006). Source apportionment of particulate matter using organic compounds as tracers in Alpine valleys. (Proceeding). 15th IUAPPA regional conference, Air pollution and environmental health, from science to action : The challenge of particulate matter, Lille, 6-8 septembre 2006.
- [76] J.L. Jaffrezo, D. Chapuis, V. Jacob, P. Masclet, J.L. Besombes, E. Leoz-Garziandia, E. Fréjafon, P. Chazette, P. Perros, J.P. Chollet, H. Wortham, R. Greenwald. (2005). POVA (pollution des vallées alpines). Programme PRIMEQUAL 2/PREDIT. Rapport final.
- [77] Legrand M. and Puxbaum H. (2007) Summary of the CARBOSOL project: Present and Retrospective State of Organic versus Inorganic Aerosol over Europe, *J. Geophys. Res.*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008271
- [78] Gelencsér, A., B. May, D. Simpson, A. Sánchez-Ochao, A. Kasper-Giebl, H. Puxbaum, A. Caseiro, C. Pio, and M. Legrand (2007), Source apportionment of PM<sub>2.5</sub> organic aerosol over Europe: primary/secondary, natural/anthropogenic, fossil/biogenic origin, *J. Geophys. Res.*, 112 (D23), doi:1029/2006JD008094
- [79] Ribéron, J. (1992). Ventilation measurements. Seminar on "European Audit Project to Optimize Indoor Air Quality and Energy Consumption in Office Buildings", Morges, Switzerland, December 17-18.
- [80] Ribéron, J. (1991). Guide méthodologique pour la mesure de la perméabilité à l'air des enveloppes de bâtiments. Cahiers du CSTB n°2493, livraison 319, mai 1991.
- [81] Guide du thermicien, 2004
- [82] Collet, S., (2002) Emissions liées à la combustion du bois par les foyers domestiques, INERIS, Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- [83] Tissari J et al. 2007. A novel field method for determining fine particles and gas emissions from residential wood combustion. *Atmospheric Environment* , 41, 8330-8344.
- [84] McDonald 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* 34 (2000) 2080-2091

- [85] Hübner C, Boos R and Prey T In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels Chemosphere 58 (2005) 367-372
- [86] Environnement Canada Characterisation of organic compounds from selected residential wood stoves and Fuels, Ottawa, Ontario, Report ERMD 2000-01 (2000)
- [87] Launhardt T, Strehler A, Dumler-Gradl R, Thoma H, Vierle O PCDD/F- and HAP-emission from house heating systems Chemosphere 37 (1998) 2013-2020
- [88] Schatowitz B, Brandt G, Gafner F et al. Dioxin emissions from wood combustion Chemosphere 29 (1994) 2005-2013
- [89] Pfeiffer F, Struschka M, Baumbach G, Hagenmaier H, Hein KRG PCDD/PCDF emissions from small firing systems in household, Chemosphere, 40 (2000) 225-232
- [90] Vikelsoe J et al. Emissions of dioxins from Danish wood stoves Chemosphere 29 (1994) 2019-2027
- [91] Boman C Emissions from small scale combustion of biomass fuels – extensive quantification and characterisation, Umea University, Energy technology and thermal process chemistry (2005)
- [92] OMNI-test Emission factors for new certified residential wood heaters ; disponible sur : <http://www.omni-test.com/publications/ei.pdf>
- [93] Fine PM Cass GR, Simoneit BRT Chemical characterization of fine particle emissions from fireplace combustion of wood grown in the northeastern United States Environmental Science and Technology 35 (2001) 2665-2675
- [94] Allemand N. (2003) Estimation des émissions de polluants liés à la combustion du bois en France, CITEPA
- [95] Nadine Allemand, Sonia Sambat. Background document and synopsis sheets on wood combustion in domestic appliance 2003 revised in 2005.  
[http://www.citepa.org/forums/egtei/egtei\\_doc-Comb-non-Ind.htm](http://www.citepa.org/forums/egtei/egtei_doc-Comb-non-Ind.htm)
- [96] Zig Klimont. Emission factors in the RAINS model for wood combustion.
- [97] Collet S. (2002) Actualisation des facteurs d'émissions de dioxines et furanes figurant dans le document LUA Rapport INERIS-DRC-02-26142-AIRE-n°088-SCo
- [98] Trouvé G et Haas F. Mise au point d'un procédé de traitement catalytique des émissions issues du chauffage au bois domestique – 2006 Partie 1 – non publié
- [99] Sambat S, Thelocke J, Rainer F, Allemand N. Bibliographic study concerning the speciation of NMVOC. Étude pour l'ASPA - 2004
- [100] Fine, P. M., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T., Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Woods Grown in the Southern United States. Environmental Science and Technology 36 (2002), 1442-1451
- [101] Marchand, N. Étude de la composante organique de l'aérosol atmosphérique : cas de deux vallées alpines (Chamonix et Maurienne) et développement analytique. Thèse de doctorat (2003), Université de Savoie
- [102] Friedlander, S.K., 1973. Chemical element balances and identification of air pollution sources. Environmental Science and Technology 7, 235-240.

- [103] Fraser, M.P., Buzcu, B., Yue, Z.W., McGaughey, G.R., Desai, N.R., Allen, D.T., Seila, R.L., Lonneman, W.A., and Harley, R.A., 2003. Separation of fine particulate matter emitted from gasoline and diesel vehicles using chemical mass balancing techniques. *Environmental Science and Technology* 37, 3904-3909.
- [104] Coulter, C.T., 2004. EPA-CMB8.2 users manuel. Report Number EPA-452/R-04-011. Office of Air Quality Planning and Standards, Research Triangle Park, NC.
- [105] Watson, J.G., Robinson, N.F., Lewis, C.W., Coulter, C.T., Chow, J.C., Fujita, E.M., Conner, T.L., Pace, T.G., 1998. CMB8 applications and validation protocol for PM<sub>2.5</sub> and VOCs. Report Number 1808.2D1. Prepared for US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, NC, by Desert Research Institute: Reno, NV.
- [106] Waston, J.G., Chow, J.C., Fujita, E.M., 2001. Review of volatile organic carbon compound source apportionment by chemical mass balance. *Atmospheric Environment* 35, 1567-1584
- [107] Gillies, J.A., and Gertler, A.W., 2000. Comparison and evaluation of chemically speciated mobile source PM<sub>2.5</sub> particulate matter profiles. *Air & Waste Management Association* 50, 1459-1480.
- [108] Kim, B.M., and Henry, R.C., 2000. Application of SAFER model to the Los Angeles PM<sub>10</sub> data. *Atmospheric Environment* 34, 1747-1759.
- [109] Park, S.S., and Kim, Y.J., 2005. Source contributions to fine particulate matter in an urban atmosphere. *Chemosphere* 59, 217-226.
- [110] Rogge, W.F., Medeiros, P.M., and Simoneit, B.R.T., 2007. Organic marker compounds in surface soils of crops fields from the San Joaquin Valley fugitive dust characterization study. *Atmospheric Environment* 41, 8183-8204.
- [111] Li, C.K., Kamens, R.M., 1993. The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling. *Atmospheric Environment* 27, 523-532.
- [112] Lee, J.Y., Kim, Y.P., 2007. Source apportionment of the particulate PAHs at Seoul, Korea: impact of long range transport to a megacity. *Atmospheric Chemistry and Physics* 7, 3587-3596.
- [113] Mosqueron, L., Momas, I., Le Moullec, Y. Personal exposure of Paris office workers to nitrogen dioxide and fine particles. *Occup Environ Med* 2002, 59: 550-555.
- [114] Dusséaux M, Le Moullec Y, Momas I. 2001. Évaluation en région parisienne de l'exposition personnelle au dioxyde d'azote d'un échantillon de jeunes actifs. IUAPPA Conference, Seoul 2001
- [115] APPA. 2003. Les « Sentinelles de l'air », Étude de l'exposition individuelle aux NO<sub>x</sub>, CO et BTEX dans les agglomérations de Lille et de Dunkerque Bilan de deux campagnes de mesures. Corinne Schadkowski et Valérie Malrieu.
- [116] OMS, Organisation Mondiale de la Santé, 2000, Air Quality Guidelines for Europe, second edition No.91 Carbon monoxide. Page 75.
- [117] AFSSET, 2007, Valeurs guides de qualité d'air intérieur, Le monoxyde de carbone, Avis de l'AFSSET et rapport du groupe d'experts, Agence française de

sécurité sanitaire de l'environnement et du travail, en partenariat avec le Centre scientifique et technique du bâtiment. 73 pages

[118] CDHR-62. 2006. Connaissance de la qualité de l'air intérieur en région Nord – Pas de Calais, Phase 1 du programme HABIT'AIR Nord-Pas de Calais, Comité départemental d'habitat et d'aménagement rural du Nord-Pas de Calais. <http://www.lairvudelinterieur.fr>

[119] Turpin BJ, Weisel CP, Morandi M *et al.* 2007. Health Effects Institute Relationships of Indoor, Outdoor, and Personal Air (RIOPA), Part II. Analyses of concentrations of particulate matter species. <http://www.healtheffects.org/>

[120] GerES (2008). Vergleichswerte für flüchtige organische Verbindungen (VOC und Aldehyde) in der Innenraumlufte von Haushalten in Deutschland, Ergebnisse des repräsentativen Kinder-Umwelt-Surveys (KUS) des Umweltbundesamtes, Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz, 51: 109-112. <http://www.umweltbundesamt.de/gesundheit/survey/publikationen/KUS-VOC-Innenraumlufte-2008.pdf>

[121] Simpson, D., Paulsen M., Dills R. *et al.* Determination of methoxyphenols in ambient atmospheric particulate matter: tracers for wood combustion. Environmental Science and Technology 2005, 39(2): 631-637.

## 11. LISTE DES ANNEXES

<b>Repère</b>	<b>Désignation</b>	<b>Nombre de pages</b>
Annexe 1	Document de présentation du projet	1
Annexe 2	Questionnaire envoyé aux particuliers pour le recrutement	3
Annexe 3	Éléments d'informations distribués aux volontaires retenus	3
Annexe 4	1. Caractéristiques du bois utilisé 2. Protocoles de mesure retenus 3. Limites de détection et de quantification des espèces chimiques étudiées	17
Annexe 5	Description détaillée des habitations instrumentées	6
Annexe 6	Courbes de décroissance du gaz traceur pour les mesures du taux de renouvellement d'air	2

## **ANNEXE 1**

### **Document de présentation du projet**

(1 page)





## Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur Appel à participation

### Objectifs et contenu du projet

Ce projet de recherche a pour objectif de mieux connaître les **émissions des foyers domestiques** en réalisant des essais sur site dans des **conditions réelles de fonctionnement** des équipements.

Des **mesures à l'émission, à l'intérieur des habitations et dans l'air ambiant** vont être réalisées, sur **deux zones d'habitat** différentes (sub-urbaine et rurale), sur différents types de foyers en tenant compte des performances énergétiques des équipements.

L'originalité du travail proposé est d'associer des mesures de polluants avérés et réglementés avec des mesures de composés traceurs atmosphériques de la combustion de bois.

### Rôle des différents partenaires

- L'INERIS assure la coordination du projet, la recherche des sites et la mise en œuvre des dispositifs de prélèvements et d'analyses des composés réglementés.
- L'Université de Savoie intervient pour la partie analyse des traceurs spécifiques de la combustion du bois et modélisation de leur dispersion atmosphérique.
- Le taux de renouvellement d'air dans les habitats étudiés étant un paramètre fondamental pour comprendre les concentrations intérieures mesurées, le CSTB est en charge de la détermination de ce paramètre.
- Ces travaux vont permettre la mise à jour des données d'inventaire d'émission dans l'air extérieur, volet du projet qui est prise en charge par le CITEPA.

### Durée et financement

Ce programme de recherche (2006-2008) est financé conjointement par le Ministère de l'écologie et du développement durable (MEDD) et par l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME).

Si vous êtes intéressé pour participer à ce projet ou si vous avez connaissance de personnes potentiellement intéressées pour nous accueillir dans leur habitation, merci de vous faire connaître auprès de Éva LEOZ, coordinatrice du projet :

[eva.leoz@ineris.fr](mailto:eva.leoz@ineris.fr)

Quelques éléments seront nécessaires lors du premier échange. Veuillez remplir le questionnaire ci-joint, qui comprend, entre autres, des questions relatives :

- au type, à la marque, à l'âge et à l'utilisation (chauffage principal ou d'appoint) de votre appareil de combustion ;
- au nombre d'étages, à la date de construction, au type de ventilation (naturelle ou mécanique) et à l'environnement de votre maison.

**MERCI PAR AVANCE POUR VOTRE AIDE !**



## **ANNEXE 2**

### **Questionnaire envoyé aux particuliers pour le recrutement**

(3 pages)



**Questionnaire à remplir pour la participation au projet :**  
**Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois**  
**sur la qualité de l'air intérieur et extérieur**

*Veillez cocher les cases appropriées et/ou remplir les espaces prévus.*

Nom, Prénom : \_\_\_\_\_  
Adresse : \_\_\_\_\_  
Tél : \_\_\_\_\_  
Adresse électronique : \_\_\_\_\_

**Questions relatives au type d'appareil et à son utilisation:**

Type d'appareil:                    foyer ouvert (cheminée)  
    foyer fermé  
    insert  
    poêle

Marque et numéro de série: \_\_\_\_\_

Age de l'appareil: \_\_\_\_\_  
(année d'installation)

Mode d'utilisation:                chauffage principal  
    chauffage d'appoint

- type de chauffage principal: \_\_\_\_\_
- utilisation occasionnelle (agrément)
- type de chauffage principal: \_\_\_\_\_

Type de bois utilisé:              bois du commerce  
    bois de récupération  
    autre: \_\_\_\_\_

Le dernier ramonage a été effectué le: \_\_\_\_\_

**Questions relatives au type d'habitation et au taux de renouvellement d'air:**

Type d'habitation :                résidence principale  
    résidence secondaire

Type de construction:            maison de plain pied  
    maison avec étages

- nombre d'étages: \_\_\_\_\_

Date de construction: \_\_\_\_\_

Type de ventilation:               pas de système de ventilation  
    grilles d'aération hautes et basses  
    ventilation par conduits à tirage naturel  
    ventilation par extraction mécanique (VMC)  
    ventilation mécanique double flux  
    autres: \_\_\_\_\_

Type d'isolation:                   fenêtres à double vitrage  
  fenêtres classiques  
  en bois  
  en PVC  
  autres: \_\_\_\_\_

**Questions relatives au type d'environnement autour de l'habitation et à ses occupants:**

Situation de l'habitation:           rurale  
  urbaine  
  sub-urbaine

Nombre d'habitants de la commune: \_\_\_\_\_

Présence d'autres habitations:   à moins de 100 mètres  
  à plus de 100 mètres

Type des habitations autour:      maisons  
  appartements  
  zone industrielle  
  • préciser : \_\_\_\_\_  
  zone agricole  
  • préciser : \_\_\_\_\_  
  zone d'activités  
  • préciser : \_\_\_\_\_

Type d'infrastructure autour:      route nationale  
  • préciser distance: \_\_\_\_\_  
  route départementale  
  • préciser distance: \_\_\_\_\_  
  autoroute  
  • préciser distance: \_\_\_\_\_  
  aéroport  
  • préciser distance: \_\_\_\_\_  
  autres : \_\_\_\_\_  
  • préciser distance: \_\_\_\_\_

Environnement proche:           garage attenant à l'habitation  
  atelier attenant à l'habitation

Occupants de la maison:          adultes de moins de 40 ans  
  • préciser le nombre: \_\_\_\_\_  
  adultes de plus de 40 ans  
  • préciser le nombre: \_\_\_\_\_  
  enfants de moins de 3 ans  
  • préciser le nombre: \_\_\_\_\_  
  enfants de plus de 3 ans  
  • préciser le nombre: \_\_\_\_\_

Présence de fumeurs (fumant dans la maison):                   non  
  oui  
  • préciser le nombre: \_\_\_\_\_

**Questions relatives à la possibilité d'installer notre matériel à l'intérieur et autour de votre habitation:**

Etes vous prêts à accueillir nos équipes à l'intérieur\* ainsi qu'à l'extérieur de votre habitation durant 4 à 6 jours ?

non

oui

Si oui, veuillez continuer à remplir le questionnaire suivant :

Votre cheminée (en sortie toiture) est : sur pignon  
au centre de l'habitation

- Hauteur approximative de la cheminée  
(du sol au débouché à l'air libre) : \_\_\_\_\_

Peut-on installer à l'extérieur de votre habitation et à proximité de la cheminée du matériel (ou camionnette) sur une surface de 3 m<sup>2</sup> environ

non

oui

Peut-on installer à l'intérieur de votre habitation et ceci dans deux pièces (la pièce où est situé l'appareil de chauffage au bois et une chambre) des appareils de mesure durant environ 5 heures par jour ?

non

oui

*\* Pour info : un minimum d'appareils sera installé à l'intérieur de l'habitation (encombrement approximatif de la taille de deux petits sacs à dos), nous essaierons, dans la mesure du possible, de tirer un maximum de lignes de prélèvement vers l'extérieur pour y installer les appareils restants.*

Serait-il possible d'utiliser des branchements électriques de votre habitation. La totalité de l'électricité consommée durant la période d'essais sera remboursée par nos soins aux tarifs en vigueur.

non

oui

***POUR INFO : Le bois qui sera consommé durant les essais vous sera fourni gratuitement.***

***MERCI d'avoir pris le temps de répondre à ce questionnaire.***

## **ANNEXE 3**

### **Éléments d'informations distribués aux volontaires retenus**

(3 pages)



## Évaluation de l'impact des appareils de chauffage domestique à bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur

### Éléments d'information aux volontaires retenus

Vous avez accepté de participer au programme d'étude de l'impact des appareils de chauffage domestique sur la qualité de l'air, soutenu par le MEDD et par l'ADEME. Nous vous en remercions sincèrement. Votre participation va permettre l'acquisition de connaissances importantes dans ce domaine, connaissances peu nombreuses à ce jour. Voici quelques éléments d'information sur le déroulement de la campagne de mesure qui aura lieu chez vous.

#### **DATE DE LA CAMPAGNE**

La campagne de mesure sera réalisée entre mi-janvier et mi-mars 2007.

**Une personne de notre équipe prendra contact avec vous** auparavant pour fixer précisément la date de la semaine d'intervention en fonction de vos disponibilités et de notre planning prévisionnel. Une **visite préalable** sera également prévue.

#### **DÉROULEMENT-TYPE DE LA CAMPAGNE**

L'organisation de la campagne se fera de la façon suivante :

- LUNDI : arrivée sur les lieux et préparation du matériel + mesure de la perméabilité de l'habitation<sup>16</sup> ;
- MARDI : réalisation du « blanc », c'est-à-dire de la mesure de la qualité de l'air intérieur et extérieur sans fonctionnement de l'appareil de chauffage d'appoint ;
- MERCREDI : réalisation des mesures (air extérieur, air intérieur et en sortie de cheminée) en situation de marche nominale de l'appareil de chauffage d'appoint + mesure du taux de renouvellement d'air<sup>17</sup> simultanément ;
- JEUDI : réalisation des mesures (air extérieur, air intérieur et en sortie de cheminée) en situation de marche réduite de l'appareil de chauffage d'appoint + mesure du taux de renouvellement d'air<sup>14</sup> simultanément ;
- VENDREDI : désinstallation des équipements de mesure.

Nous serons présents chaque jour de **9 heures à 17 heures** chez vous. Cette plage de travail pourra bien sûr être aménagée en fonction de votre mode de vie.

---

<sup>16</sup> La mesure de perméabilité se fera seulement dans deux habitations.

<sup>17</sup> La mesure du taux de renouvellement d'air se fera seulement dans deux habitations

L'organisation de la campagne nécessite la **présence permanente** dans la **journée de 2 personnes de notre équipe, dont 1 dans l'habitation** (1 personne de l'INERIS et 1 personne du CSTB). Lors de l'installation du matériel le lundi et lors de la désinstallation le vendredi, d'autres membres de notre équipe sont susceptibles d'être présentes ; elles ne seront quant à elles pas amenées à entrer dans votre maison.

### **CE QUE LA CAMPAGNE IMPLIQUE / NÉCESSITE**

Pour l'environnement extérieur de votre maison :

- Le camion-laboratoire de l'INERIS sera dans la mesure du possible stationné devant votre habitation. D'autre part, une nacelle d'accès sécurisé à la cheminée en toiture sera également sur site. **Il faut donc envisager un encombrement extérieur de 15 m<sup>2</sup>.**

Pour votre maison :

- **L'électricité nécessaire au fonctionnement de nos appareils vous sera intégralement remboursée.** Le compteur sera relevé à l'arrivée de nos équipes et à leur départ. La différence (notre consommation et votre consommation dans la semaine) vous sera remboursée sous un mois après notre intervention. Pour information, une puissance de fonctionnement de 2 KW au maximum est requise.
- La mesure de la perméabilité à l'air de l'habitation dure environ 2 heures. Elle aura lieu le lundi. L'accès à l'habitation (entrée ou sortie du logement) est condamné durant l'essai; sauf si le logement possède plusieurs portes donnant sur l'extérieur. La mesure nécessite l'obturation de tous les orifices d'entrée d'air dans la maison. **Cette étanchéité temporaire est obtenue grâce à du scotch, qui ne laisse aucune marque.**
- La mesure du taux de renouvellement d'air aura lieu pendant le fonctionnement de l'appareil de chauffage (mercredi et jeudi) simultanément **dans la pièce où se trouve l'appareil de chauffage (a priori le salon/salle à manger) et dans une chambre à coucher.** La mesure des débits d'extraction d'air au niveau des bouches de ventilation nécessite l'accès aux **pièces de service : cuisine, salle de bains et WC.**
- La mesure des substances chimiques présentes dans l'air intérieur (mardi, mercredi et jeudi) sera faite simultanément **dans la pièce où se trouve l'appareil de chauffage (a priori le salon/salle à manger) et dans une chambre à coucher.**
- Les appareils utilisés pour les mesures en intérieur seront déposés sur des supports (de type desserte) que nous fournirons.
- L'assurance de l'INERIS prendra en charge l'ensemble des hypothétiques désagréments causés par notre campagne de mesure.

Pour vous-même et votre famille :

- Votre présence est indispensable lors de notre arrivée chez vous le lundi matin. Ensuite, il est préférable de minimiser les allers et retours dans l'habitation pendant les prélèvements (modification des concentrations intérieures par l'entrée d'air). Si vos habitudes de vie vous obligent à être présent à la maison ou à revenir chez vous avant 17 heures, une organisation spécifique sera bien entendu prévue (par exemple, consigner dans un cahier l'ouverture des portes, heures et durée). Si vous le souhaitez, nous pourrions prendre en charge votre déjeuner de midi au restaurant.
- Les dispositifs de prélèvement d'air intérieur sont susceptibles de générer un certain bruit. Nous nous efforcerons, si vous devez être présents à la maison pendant les prélèvements, de disposer les pompes à l'extérieur et utiliser des tuyaux vers l'intérieur.

**Les résultats des mesures vous seront transmis à la fin de l'étude dans leur intégralité.** Ils seront accompagnés de données de comparaison avec les mesures conduites dans d'autres logements français, lorsque celles-ci existent, et d'éléments d'évaluation sanitaire de la qualité de l'air de votre habitation.

**Le rendu des résultats au MEDD et à l'ADEME, et dans tous les rapports qui seront rendus publics seront entièrement anonymes. Il ne sera joint aucune photo de votre habitation dans ces rapports sans votre autorisation.**

Nous restons à votre disposition pour toute information complémentaire ([eva.leoz@ineris.fr](mailto:eva.leoz@ineris.fr) ; 03 44 55 64 59 ou 06 19 36 49 54).

*L'équipe de recherche*

Décembre 2006



## **ANNEXE 4**

- 1. Caractéristiques du bois utilisé**
- 2. Protocoles de mesure retenus**
- 3. Limites de détection et de quantification des espèces chimiques étudiées**

(17 pages)

## 1. Caractéristiques du bois utilisé

---

Le même bois a été utilisé dans tous les essais réalisés. Il s'agissait des bûches de hêtre de 50 cm fournies par l'ENSTIB-LERMAB. Les caractéristiques du bois ont été déterminées par le LERMAB. Ces caractéristiques sont présentées dans le tableau suivant. L'humidité du bois a été déterminée avant chaque campagne d'essais.

Caractéristiques du bois	Janvier 2007	Décembre 2007
Humidité (%)	16,25	17,29
Taux de cendres (%)	0,4 – 0,5	
PCS sec (Pouvoir Calorifique Supérieur) (kJ/kg)	19100	

Tableau A. Caractéristiques du bois utilisé durant toutes les campagnes

Le bois utilisé dans les essais, respecte les caractéristiques définies dans le cadre du référentiel de certification Marque NF « bois de chauffage » (NF 332). Il appartient par exemple au groupe 1 (essence : hêtre). Par rapport au taux d'humidité il appartient à la classe H1 (taux d'humidité  $\leq 20\%$ ) donc, bois prêt à l'emploi.

Le diamètre des bûches ainsi que la longueur respectent également les dispositions de la marque NF qui sont : diamètre  $\geq 6$  cm, et longueurs usuelles 0,20 m ; 0,25 m ; 0,30 m ; 0,33 m ; 0,40 m ; 0,50 m et 1,00 m  $\pm 5\%$ .

## 2. Protocoles de mesure retenus

---

Les protocoles de mesure présentés ci-dessous tiennent compte d'une part des composés choisis ainsi que contraintes techniques liées au travail chez l'habitant.

### 2.1. Protocole retenu pour les mesures des polluants à l'émission, dans l'air intérieur et dans l'air extérieur

Le choix des différentes substances à mesurer a été guidé par différents critères :

- Composés réglementés ou en voie de réglementation aussi bien à l'émission, que dans l'air ambiant ;
- Composés pour lesquels des valeurs guides de qualité de l'air intérieur sont disponibles (valeurs proposées par d'autres pays ou bien par un groupe d'experts européens réunis dans le cadre du projet INDEX) ;
- Composés permettant un traçage de la source de combustion bois ;
- Composés normalement mesurés dans ce type d'études afin de pouvoir effectuer des comparaisons pertinentes.

### 2.1.1. Prélèvements à l'émission

Pour la réalisation des mesures à l'émission, il a été nécessaire de concevoir et de fabriquer une pièce capable de supporter les cannes de prélèvement utilisée pour échantillonner les polluants et de s'adapter aux sorties des cheminées des particuliers en l'absence de trappe réglementaire de mesure.

Une nacelle a été employée pour accéder à la sortie de cheminée, fixer la pièce de support, mettre en place les lignes de prélèvement et pour effectuer les prélèvements de  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$  (cf. figure A).



Figure A. Nacelle dépliée

Les mesures à l'émission ont eu lieu les jours J + 2 et J + 3. Pour la réalisation des différents prélèvements, plusieurs sondes ont été plongées dans la cheminée (cf. figure B) :

- une sonde de prélèvement chauffée en verre pour le prélèvement des HAP, des dioxines et furanes, du lévoglucosan et des méthoxyphénols. La phase particulaire a été prélevée sur un filtre chauffé (125 °C) en aval de la sonde de prélèvement, et la phase gazeuse a été piégée sur de la résine XAD-2 après condensation ;
- une sonde en inox non chauffée pour la mesure en continu des gaz classiques (CO, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, COVT). L'échantillon d'effluent gazeux est introduit en pied de cheminée dans un système de filtration (bourre de laine de quartz) et de refroidissement composé d'un condenseur maintenu à 0°C environ et d'un ballon en verre, dans lequel sont recueillis les condensats. Puis, il est acheminé vers les dispositifs d'analyse des gaz en continu et de prélèvement des COV (BTX et aldéhydes), via une ligne de gaz en polyéthylène, au moyen d'une pompe étanche ;
- une sonde pour la mesure de l'humidité par condensation et par gravimétrie ;
- un thermocouple pour la mesure de la température ;
- une sonde pour un impacteur « Johnas » pour la mesure des particules  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$ , par gravimétrie. Cette mesure est effectuée en sortie de cheminée sur des périodes relativement courtes afin de ne pas encrasser cet appareil.

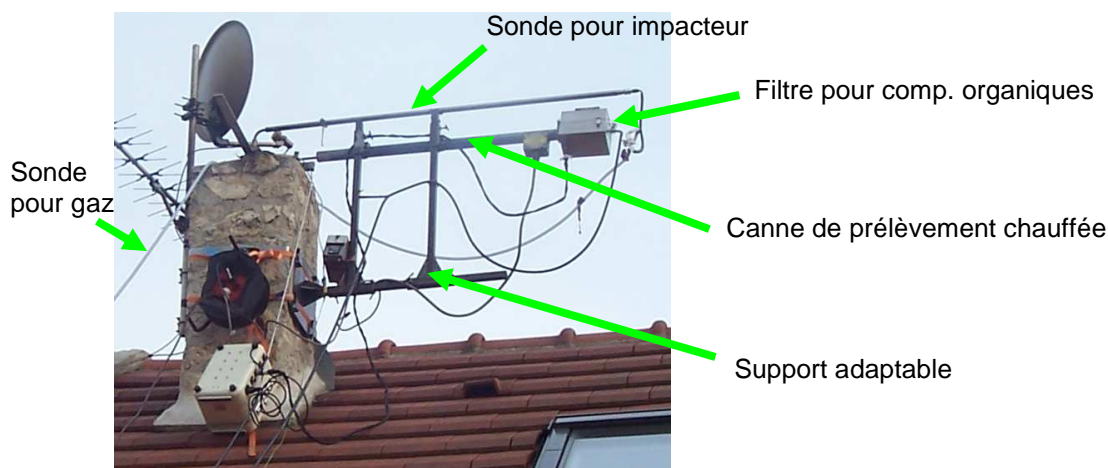


Figure B. Support de canne de prélèvement adaptable aux cheminées étudiées

Les polluants ont été analysés selon les normes en vigueur.

La mesure des  $PM_{2,5}$  et  $PM_{10}$  a été réalisée en début de journée. En effet, la taille de l'impacteur et le faible diamètre des conduits de cheminée des particuliers n'ont pas permis de réaliser la mesure des particules en même temps que celle des autres composés.

**NB** : cette mesure n'a pu être effectuée sur deux sites en raison de la forte perte de charge créée par l'installation de ce matériel dans le conduit de fumées.

Les prélèvements sur filtre et résine des dioxines et HAP ont été réalisés durant 6 heures, avec un changement de filtre en milieu d'essai afin d'éviter une saturation du filtre.

Les aldéhydes et cétones ont été prélevés sur cartouche imprégnée de DNPH (tube de type Sep-pak) et analysés en laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur ultra violet (HPLC/UV). Les BTX (benzène, toluène, xylènes) ont été prélevés sur charbon actif, désorbés par solvant et analysés par chromatographie en phase gazeuse et détection par ionisation de flamme.

Le débit massique des fumées a été estimé par calcul connaissant notamment la masse de combustible brûlé, la masse de résidus obtenus durant l'essai, les données spécifiques du combustible (teneur en carbone, hydrogène et humidité) et les teneurs en CO et CO<sub>2</sub> des fumées. En effet, chaque bûche consommée a été pesée ainsi que les cendres obtenues en fin d'essai. Sur les cendres obtenues chaque jour d'essai, les analyses suivantes ont été réalisées : carbone, hydrogène, oxygène et azote afin de contribuer au calcul du débit de fumées et du rendement.

Les facteurs d'émission de polluants ont été établis connaissant le flux de polluants émis et la masse de combustible brûlée durant l'essai.



### 2.1.2. Calcul du débit volumique des fumées (D)

Le débit massique des fumées est déterminé à l'aide des formules décrites dans les normes foyers ouverts, inserts et chaudières NF EN 13229 et 12809 à combustible solide relatives à la conception, à la fabrication, à l'assemblage, à la sécurité, aux performances, aux instructions et au marquage, ainsi qu'aux méthodes d'essai.

Il est estimé à partir de la teneur en CO<sub>2</sub> des fumées et des données spécifiques du combustible, à l'aide de la formule suivante :

$$M \text{ (g/s)} = (1.3 \times B \times (C - C_r) / (0.536 \times (\text{CO}_2 + \text{CO})) + (9H + W) / 100) / 3.6$$

Le débit volumique est ensuite déterminé à partir de la masse volumique des gaz ( $\rho$  en g/nm<sup>3</sup>), elle-même calculée à partir de la teneur en CO<sub>2</sub>, CO et N<sub>2</sub> des fumées :

$$D \text{ (nm}^3\text{/h)} = M / \rho \times 3600$$

### 2.1.3. Établissement de facteurs d'émission (FE)

Les facteurs d'émission de polluants sont établis à partir des teneurs en polluants mesurées (Conc en mg ou g/nm<sup>3</sup>), du débit volumique déterminé (D en nm<sup>3</sup>/h), de la masse de combustible d'essai sec brûlé par heure (Bs en kg/h), à l'aide de la formule suivante :

$$\text{FE (mg ou g/kg selon les polluants)} = \text{Conc} \times D / \text{Bs}$$

### 2.1.4. Prélèvements dans l'air intérieur

Dans chaque logement, deux pièces différentes ont été instrumentées : le salon (pièce équipée du foyer à étudier) et une chambre à coucher (pièce ne se trouvant pas sous l'influence directe du foyer).

Dans les deux pièces, les composés suivants ont été mesurés :

- particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> : sur des filtres en fibre de quartz. Une mesure gravimétrique a été réalisée en différé au laboratoire ;
- lévoglucosan et méthoxyphénols : prélèvement des particules PM<sub>10</sub> sur filtre en fibre de quartz, analyse en différé à l'université de Savoie par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/MS) ;
- HAP : prélèvement des particules PM<sub>10</sub> sur filtre en fibre de quartz et cartouche d'adsorbant, avec analyse en différé au laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur fluorimétrique (HPLC/FLUO) ;
- COV : prélèvement par canister et analyse au laboratoire par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par ionisation de flamme (GC/FID) ;
- aldéhydes et cétones : prélèvement sur cartouche imprégnée de DNPH et analyse au laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur dans l'ultra violet (HPLC/UV).

Les appareils ont été positionnés à environ 1,5 m du sol sur des supports stables (cf. Figure C). Tous les prélèvements en air intérieur à J +1, J + 2 et J + 3 ont été effectués sur une durée de 8 heures, équivalente à la durée de fonctionnement des appareils de chauffage pendant J + 2 et J + 3.



Figure C. Prélèvement des particules et des composés organiques en air intérieur

Dans la pièce où se trouvait l'appareil de chauffage, les mesures complémentaires suivantes ont été effectuées (Figure D) :

- mesure des NO<sub>x</sub> en continu par chimiluminescence ;
- mesure des HAP en continu avec un analyseur par photo-ionisation<sup>18</sup> ;
- mesures du CO, O<sub>2</sub> et CH<sub>4</sub> en continu avec un capteur multigaz ;
- mesure de la température avec une sonde PT100.

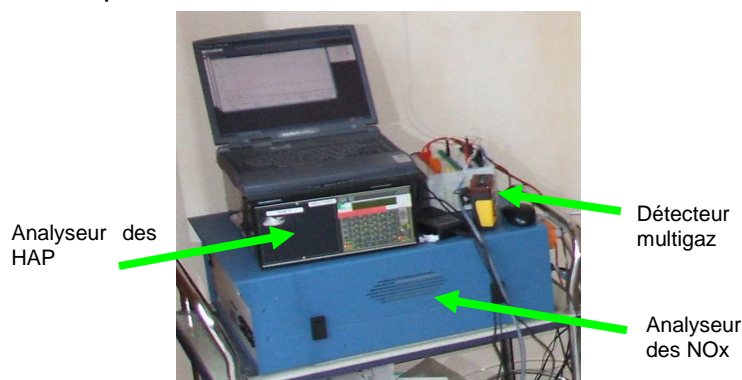


Figure D. Analyse en continu des gaz et des HAP

<sup>18</sup> Cet appareil réalise une analyse en temps réel des HAP présents sous forme particulaire. Ceux-ci émettent des électrons lorsqu'ils sont soumis à un rayonnement UV de longueur d'onde spécifique. Les particules chargées positivement sont collectées par un électromètre et les tensions résultantes mesurées. La concentration en HAP est directement proportionnelle au signal résultant des charges mesurées. Cet appareil ne permet pas de mesurer les HAP présents en phase gazeuse et ne permet pas de différencier les espèces présentes. Il bénéficie d'une large gamme de mesure (0-100 µg/m<sup>3</sup> de HAP adsorbés sur les particules), d'une bonne sensibilité (3 µg/m<sup>3</sup> de HAP adsorbés) et est étalonné par son constructeur.

### 2.1.5. Prélèvements dans l'air extérieur

Pour la réalisation des mesures dans l'air extérieur, deux emplacements différents ont été choisis.

#### **- Connaissance du niveau de fond de la zone d'étude**

Un **camion laboratoire** a été positionné à une distance d'environ 200 mètres sous le vent dominant de la zone d'étude par rapport à l'habitation instrumentée, afin de mesurer le bruit de fond de la zone d'étude, en l'occurrence les zones rurales dans lesquelles les habitations étudiées étaient situées (cf. Figure E).

Dans le camion laboratoire, les mesures suivantes ont été effectuées :

- Mesure en continu des NO<sub>x</sub> par chimiluminescence, de O<sub>3</sub> par absorption UV et de SO<sub>2</sub> par fluorescence UV ;
- Suivi des paramètres météorologiques avec un mât d'environ 10 mètres de hauteur : vitesse et direction de vent ;
- Mesure de la pression et de la température ambiante au sol.

À proximité du camion, un appareil de prélèvement bas débit a été positionné. Il était muni de quatre têtes de prélèvement différentes mais prélevant en parallèle les composés suivants :

- particules PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> : sur des filtres en fibres de quartz. Une mesure gravimétrique a été réalisée en différé au laboratoire ;
- lévoglucosan et méthoxyphénols : prélèvement des particules PM<sub>10</sub> sur filtre en fibre de quartz, analyse en différé à l'université de Savoie par chromatographie en phase gazeuse couplée à un spectromètre de masse (GC/MS), lors des trois dernières campagnes un appareil haut débit a été mis en place pour le prélèvement des traceurs ;
- HAP : prélèvement des particules PM<sub>10</sub> sur filtre en fibre de quartz et cartouche d'adsorbant, avec analyse en différé au laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur fluorimétrique (HPLC/FLUO).

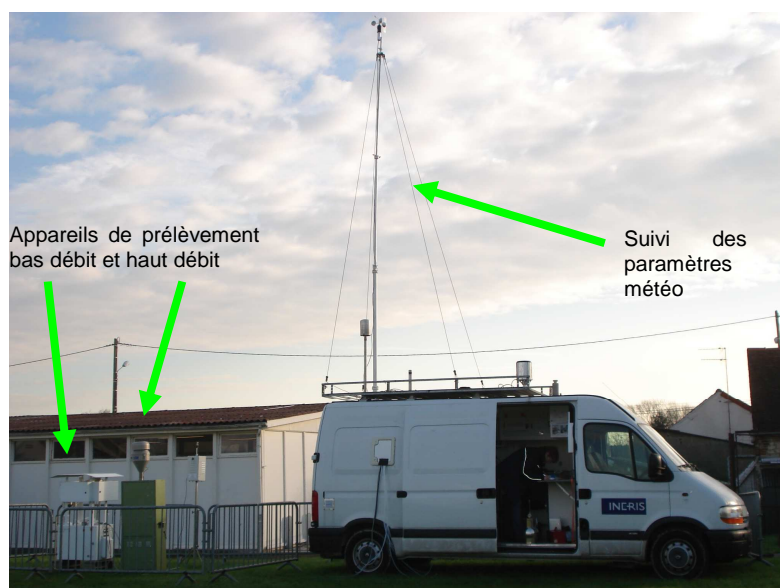


Figure E. Camion laboratoire et appareils de prélèvement bas débit et haut débit

Sur un support à proximité de cet appareil, les prélèvements suivants ont été effectués :

- COV : prélèvement par canister et analyse au laboratoire par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par ionisation de flamme (GC/FID) ;
- aldéhydes et cétones : prélèvement sur cartouche imprégnée de DNPH et analyse au laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur dans l'ultra violet (HPLC/UV).

Tous les prélèvements réalisés en extérieur, à proximité du camion laboratoire ont été effectués sur une durée de 24 heures à chaque campagne, l'objectif étant de connaître le niveau de fond de la zone d'étude et de s'affranchir de l'influence d'émissions ponctuelles pouvant générer un pic de concentration pour un ou plusieurs composés.

Le camion laboratoire ainsi que les appareils de prélèvement des composés organiques ont été positionnés, dans la mesure du possible, dans la direction des vents dominants de la zone d'étude (étude des roses de vents annuelles de la zone).

#### **- Étude de l'environnement proche de l'habitation d'étude**

Afin d'étudier l'influence du foyer domestique dans l'environnement proche de l'habitation, les mesures suivantes ont été effectuées (cf. Figure F) dans l'air ambiant :

- HAP : prélèvement des particules PM<sub>10</sub> sur filtre en fibres de quartz et mousses en polyuréthane, avec analyse en différé au laboratoire, par chromatographie liquide couplée à un détecteur fluorimétrique (HPLC/FLUO) ;

- COV : prélèvement par canister et analyse au laboratoire par chromatographie en phase gazeuse couplée à un détecteur par ionisation de flamme (GC/FID) ;
- aldéhydes et cétones : prélèvement sur cartouche imprégnée de DNPH et analyse au laboratoire par chromatographie liquide couplée à un détecteur dans l'ultra violet (HPLC/UV).



Figure F. Appareil de prélèvement haut débit et canister

Tous les prélèvements réalisés à proximité de l'habitation ont été effectués pendant une durée de 24 heures, à l'exception des aldéhydes qui ont été prélevés pendant 8 heures.

## 2.2. Protocole retenu pour la mesure du renouvellement d'air et de la perméabilité à l'air des habitations

### 2.2.1. Évaluation qualitative du renouvellement d'air

L'évaluation qualitative du renouvellement d'air nécessite de recueillir des informations sur l'environnement extérieur, sur le bâti, sur le système éventuel de ventilation. Ces informations sont collectées lors d'une inspection par un opérateur spécialiste de la ventilation ayant des connaissances sur la conception des bâtiments. La plupart des informations sont renseignées directement par l'opérateur ; toutefois certaines données, comme l'âge du bâtiment, les travaux de rénovation sont fournies par le propriétaire de la maison.

Les principaux éléments à renseigner couvrent les aspects suivants :

- **climat** (exposition au vent) : région, département, commune, altitude, rugosité aérodynamique du sol (centre urbain, sub-urbain, rase campagne, bord de mer), masque (façades abritées du vent, non abritées) ;
- **construction** : orientation (N, S, W, E) vis-à-vis des vents dominants, nombre de pièces du logement, nombre d'étages, âge de la construction, isolation, réhabilitation ;

- **bâti :**
  - **type constructif** : maçonnerie, isolation par l'extérieur, par l'intérieur, structure bois, bâti traditionnel, préfabriqué lourd, préfabriqué léger... ;
  - **état de la construction** : recherche des défauts éventuels d'étanchéité à l'air de l'enveloppe : liaison entre éléments de façade, liaison entre façade et plancher bas, entre façade et plancher haut, entre les dormants de menuiseries et les murs, entre l'ouvrant et le dormant de menuiserie, liaison avec les combles, les volets roulants, les plinthes, les arrivées de câbles électriques, téléphoniques, de canalisations, défaut au niveau des foyers (conduits de cheminée)... ;
  - **type de menuiseries extérieures** (coulissant, ouvrants à vantaux,...), état des menuiseries (étanche, perméable), présence de joints, travaux de rénovation... ;
  - **système de ventilation** : pas de système, ventilation naturelle, ventilation mécanique, extracteur individuel (hotte par exemple) identification des orifices d'entrées d'air et des bouches d'extraction... Si la maison est équipée d'un système de ventilation type VMC (ventilation mécanique contrôlée), le système est décrit et des mesures ponctuelles de débit d'air aux bouches d'extraction sont réalisées dans la mesure du possible ;
  - **description de la pièce instrumentée, équipée de l'appareil de chauffage domestique à bois** : dimensions, ouvrants extérieurs et intérieurs...

### 2.2.2. Mesure de la perméabilité à l'air

La technique consiste à placer artificiellement le logement en dépression de façon à mesurer le débit de fuite de l'enveloppe de ce logement. La mesure est réalisée à l'aide d'un dispositif spécifique appelé en français "fausse porte" (cf. Figure G).

Le dispositif de mesure "*Minneapolis Blower Door*" est spécialement conçu pour mesurer la perméabilité à l'air des maisons individuelles. Il peut mesurer des débits compris entre 200 m<sup>3</sup>/h et 11 000 m<sup>3</sup>/h et une pression différentielle – entre l'extérieur et l'intérieur – maximale de 60 Pa. Le dispositif est constitué d'un panneau possédant une armature rigide ajustable aux dimensions de l'ouvrant à la place duquel il est installé, et d'une toile hermétique en nylon étanche à l'air. L'air du logement est extrait par un ventilateur axial placé au centre du panneau. Le ventilateur est équipé d'un dispositif d'asservissement permettant de faire varier sa vitesse de rotation. La mesure du débit d'air extrait est effectuée grâce à des diaphragmes placés en sortie du ventilateur.

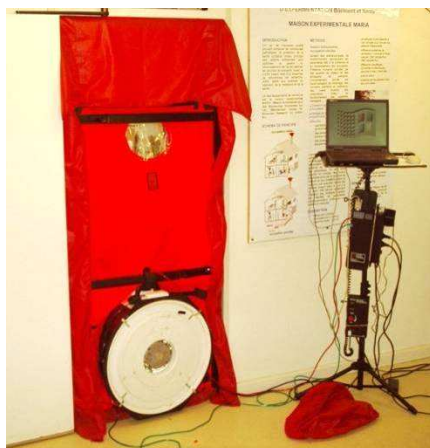


Figure G. Dispositif de mesure de la perméabilité à l'air

Le dispositif peut fonctionner en mode manuel ou en mode automatique. En mode manuel, les pressions sont lues sur les manomètres mécaniques. En mode automatique, les pressions sont relevées par des capteurs reliés à une centrale d'acquisition gérée par un PC qui réalise automatiquement les points de mesure débit-pression et procède à la correction de pression à débit nul. Dans ce mode, chaque point de mesure est le résultat moyenné sur 100 valeurs instantanées de données acquises, ce qui conduit à une meilleure précision de mesure. La précision de mesure en mode manuel (5 % sur le débit de fuite et 0,5 Pa sur la dépression du logement) reste toutefois suffisante. Dans la présente étude, les mesures de perméabilité à l'air ont été effectuées en mode automatique.

La mesure de perméabilité à l'air doit s'effectuer sous des conditions climatiques sans vent. Le protocole opératoire se déroule comme suit :

- préparation de la maison expérimentée ;
- mise en place de l'appareillage ;
- conduite des mesures.

La phase de préparation consiste à obturer tous les orifices spécifiques de ventilation (entrées d'air et sorties d'air) avec du ruban adhésif, à s'assurer que tous les ouvrants (portes et fenêtres) donnant sur l'extérieur sont bien fermés et que les portes de communication intérieures sont toutes ouvertes. Pour des raisons de sécurité, il est indispensable d'arrêter le fonctionnement de tous les appareils à combustion, y compris les foyers ouverts. Pour ce qui est des foyers, on s'assure que les clés de réglage de l'arrivée d'air et de la sortie des fumées sont en position de fermeture. Si le conduit de fumée est équipé d'un extracteur mécanique, celui-ci doit être arrêté.

Avant d'installer la fausse porte dans le cadre de la porte d'entrée<sup>19</sup>, on s'assure que cette dernière n'est pas l'élément le plus perméable de l'enveloppe. Lorsque le logement dispose de deux portes d'entrée, on place la fausse-porte sur l'élément le plus étanche, si cela est possible.

On installe la fausse-porte et on s'assure de l'étanchéité à l'air entre le cadre de l'équipement de mesure et le cadre de la porte d'entrée.

---

<sup>19</sup> De par son principe, le dispositif de mesure ne peut pas mesurer la perméabilité à l'air de l'élément auquel il s'est substitué.

La conduite des mesures se fait sous le contrôle du logiciel de pilotage. L'essai commence par une mesure de pression différentielle à débit nul puis le dispositif d'asservissement du ventilateur réalise les pressions différentielles demandées par ordre croissant ou par ordre décroissant selon la programmation. On définit généralement 5 valeurs de pressions différentielles comprises entre 10 et 60 Pa. Lorsque le diaphragme installé n'est plus adapté aux conditions de mesure, le logiciel indique à l'opérateur qu'il convient de changer de diaphragme. A la fin de l'essai, une seconde mesure de pression à débit nul est effectuée.

Si les conditions de pressions sont trop fluctuantes, le dispositif d'asservissement ne peut conduire à la pression différentielle demandée ; il convient alors soit d'élargir la plage d'incertitude demandée sur la pression différentielle, soit de passer en mode manuel, soit de renoncer à exécuter l'essai. Un mode automatique semi-dégradé permet de forcer la mesure en automatique sur certains points où la stabilité est difficile à obtenir.

Le logiciel fournit les valeurs exactes des pressions différentielles réalisées, les débits d'air associés, la courbe caractéristique débit–pression, les incertitudes sur les paramètres caractéristiques C et n de l'étanchéité à l'air, la loi reliant le débit de fuite Q à la pression différentielle  $\Delta P$  s'écrivant :

$$Q=C \times \Delta P^n$$

### 2.2.3. Mesure du taux de renouvellement d'air

L'appareil de mesure (cf. Figure H) est un analyseur de gaz multivoies composé d'un moniteur et d'un échantillonneur. Le *Moniteur multigaz B&K Type 1302* est un analyseur quantitatif commandé par un microprocesseur. Son principe de mesure repose sur la méthode photoacoustique de détection infrarouge. Des filtres optiques installés sur une platine permettent de mesurer sélectivement les concentrations de la vapeur d'eau et de cinq gaz contenus dans un échantillon d'air : CO, CO<sub>2</sub>, SF<sub>6</sub>, N<sub>2</sub>O et CH<sub>4</sub>. Dans la présente étude le gaz traceur utilisé est le SF<sub>6</sub>, son seuil de détection est de 5 ppb et les mesures restent linéaires jusqu'à 500 ppm, dans une ambiance de 5 à 40°C. L'incertitude relative sur la mesure de la concentration peut être estimée à  $\pm 8 \%$ .



Figure H. Dispositif de mesure du renouvellement d'air par gaz traceur à gauche l'analyseur, le multiplexeur et à droite le PC de commande et la bouteille de gaz



Le cycle de mesure est le suivant :

- aspiration par la pompe à travers deux filtres d'un échantillon vers la cellule d'analyse ;
- émission d'une onde lumineuse infrarouge dirigée vers un miroir sur le filtre optique relatif au gaz ;
- absorption sélective de la lumière par le gaz analysé ;
- mesure de l'onde de pression générée et proportionnelle à la concentration ;
- purge de l'air analysé vers l'extérieur.

Le *Moniteur multigaz* peut s'utiliser seul ou conjointement avec l'*Échantillonneur et Doseur multipoint B&K Type 1303*. Celui-ci, commandé à partir d'un PC, via l'interface IEEE 488/CEI 625-1, permet le prélèvement d'échantillons en six endroits différents qui peuvent être choisis jusqu'à 50 m à la ronde. Ces six voies sont dirigées vers le moniteur 1302 via une vanne pour l'analyse. Pour un tube de 50 m de long et de 3 mm de diamètre, le débit de purge de l'échantillon est de 15 ml/s sous une pression de 20 kPa, avec une vitesse de transport de 2 m/s.

La période d'acquisition dépend du nombre de voies utilisées et varie de 30 s à plus de 6 mn, selon qu'on utilise 1 ou 6 voies de mesures. Ainsi, les mesures ne sont pas synchrones d'une voie à l'autre.

La programmation du 1302 se fait directement sur l'appareil ou à distance par un PC via le *Logiciel d'application de Type 7620* qui commande tout le système.

Pendant les mesures, les évolutions des concentrations peuvent être visualisées en temps réel sur une interface graphique mais aussi dans un tableau numérique.

Le protocole opératoire est le suivant :

- injection d'une faible quantité de SF<sub>6</sub> dans le logement jusqu'à ce que la concentration avoisine la centaine de ppm. L'injection doit s'opérer de manière la plus homogène possible en termes de concentrations spatiales ;
- arrêt de l'injection et mesures des concentrations au fil du temps. Deux voies de mesures ont été sélectionnées : l'une dans le séjour au voisinage de l'appareil de chauffage à bois, l'autre dans une chambre, à l'étage ;
- arrêt de l'essai lorsque le taux de décroissance du gaz traceur est suffisant. En pratique les essais durent entre 1 heure et 3 heures.

On réitère l'essai de décroissance jusqu'à la fin de l'expérimentation de chauffage. Vu la durée des essais de chauffage, on obtient généralement 3 décroissances dans la journée, donc 3 taux de renouvellement d'air sur 3 périodes différentes. Les essais ont été effectués deux jours consécutivement : le premier jour dans des conditions de chauffage à allure maximale, le second jour à allure réduite.

La méthode pour évaluer le renouvellement d'air à l'aide d'un gaz traceur repose sur un bilan de conservation de la masse du gaz traceur.

Si on suppose que la concentration de SF<sub>6</sub> à l'extérieur est nulle, que la production de SF<sub>6</sub> est nulle, que le renouvellement d'air N ne varie pas au cours du temps, la résolution de l'équation de bilan conduit à l'expression suivante :

$$C_{int}(t)/ C_{int}(0) = \exp(-Nt)$$

Où C<sub>int</sub>(t) est la concentration intérieure de polluant à l'instant t

N est le taux de renouvellement d'air (vol/h).

L'incertitude calculée sur le taux de renouvellement d'air dépend de l'erreur intrinsèque de mesure sur les concentrations, de la durée et de l'intensité de la décroissance. Elle doit être calculée à l'issue de chaque expérimentation. En général, pour les taux usuels de renouvellement d'air par infiltration, l'incertitude est de l'ordre de 10 %.

#### 2.2.4. Mesure de la température et de l'humidité relative de l'air

Des enregistreurs autonomes de type Smart-Reader SR 2 sont utilisés pour mesurer la température d'air et l'humidité relative à l'intérieur des maisons.

Les caractéristiques techniques de l'appareil sont les suivantes :

##### Gamme de mesure :

- Température : -40°C à +70°C
- Humidité Relative : 0% à 95%

Le capteur de température est une thermistance. Le capteur d'humidité relative est un film polymère avec variation de capacité.

##### Précision de mesure :

- température : ± 0,2°C entre 0°C et 70°C et ± 0,5°C entre -40°C et 0°C
- humidité relative : ± 4 %
- résolution : ± 0,4°C en température et ± 1 % en humidité relative.



Figure I. Enregistreur de température et d'humidité

L'enregistreur 8 Bits a une capacité de stockage de 32 768 mesures. Il enregistre une valeur instantanée de la mesure selon un pas de temps réglé avec le logiciel fourni. Ce pas de temps est réglable entre 30 secondes et 1 heure. Les données sont stockées sur une mémoire et récupérées en fin d'expérimentation sur un PC par l'intermédiaire de la sortie RS-232 et d'un logiciel spécifique.

Les températures et humidité de l'air ont été mesurées en deux points. Un enregistreur a été placé dans le séjour, en zone centrale, éloigné de l'appareil de chauffage au bois. Un second est placé dans une chambre à l'étage. Le pas de temps d'acquisition a été réglé à 4 minutes.

### 2.2.5. Mesure des débits aux bouches d'extraction

Les débits d'air sont mesurés à l'aide d'un débitmètre de marque SWEMA, type SWEMAFLOW 233. La technique utilisée est basée sur la mesure anémométrique à fil chaud. L'appareil est constitué d'un cône dont la section droite de dimension connue comprend un treillis de fils chauds au travers duquel passe l'air dont on mesure le débit (Figure J).



Figure J. Débitmètre couvrant une bouche d'extraction

Cet appareil, utilisable exclusivement en extraction d'air, peut couvrir des bouches d'extraction ne dépassant pas 200 x 200 mm ; aussi, couvre-t-il généralement la gamme rencontrée dans l'habitat. Il est autonome, à lecture directe, fonctionne sur batterie et comprend un manche télescopique de 75 cm facilitant la mesure sur des bouches situées en partie haute.

La gamme de mesure est comprise entre 7 et 233 m<sup>3</sup>/h et l'incertitude de mesure est de ± 4% de la valeur lue avec un minimum de 3,6 m<sup>3</sup>/h.

Des mesures ponctuelles aux bouches d'extraction seront réalisées dans les pièces de service des maisons équipées de système de ventilation mécanique par extraction. Si le système de ventilation comprend plusieurs allures, on effectue les mesures pour chacune des deux allures (petit débit et débit de pointe).

### 2.3. Protocole retenu pour la détermination du rendement et de l'excès d'air des appareils lors des essais

Le rendement ( $\eta$ ) est déterminé à partir des pertes par chaleur sensible et latente dans les fumées et des pertes dues aux imbrûlés solides présents dans les résidus. Ce calcul est présenté dans les normes NF EN 12809 et 13229.

$$\eta = 100 - (q_a + q_b + q_r)$$

avec :

$$q_a = 100 \times Q_a / H_u$$

$$\text{et } Q_a = (t_a - t_r) \times (((C_{pmd} \times (C - C_r)) / (0.536 \times (CO + CO_2))) + (C_{pmH_2O} \times 1.92 \times (9H + W) / 100))$$

$$\text{avec } q_b = 100 \times Q_b / H_u$$

$$\text{et } Q_b = 12644 \times CO \times (C - C_r) / (0.536 \times (CO_2 + CO) \times 100)$$

$$\text{avec } q_r = 100 \times Q_r / H_u$$

$$\text{et } Q_r = 335 \times b \times R / 100$$

L'excès d'air peut être déterminé au moyen de la formule [62] suivante :

$$E = (0.79 \times O_2) / (0.21 \times (1 - CO_2) - O_2)$$

### 3. Limites de quantification (LQ) et détection (LD)

#### 3.1. Traceurs spécifiques

La limite de détection (LD) a été déterminée pour un rapport Signal/Bruit = 3 et la limite de quantification (LQ) pour un rapport Signal/Bruit = 5

Les limites de détection et de quantification dans l'air ont été calculées pour un volume de prélèvement moyen de 720 m<sup>3</sup> (c'est-à-dire pour des prélèvements effectués à 30 m<sup>3</sup>.h<sup>-1</sup> pendant 24 h).

		En solution dans l'acétone		Dans l'air	
		LQ (µg/mL)	LD (µg/mL)	LQ (ng/m <sup>3</sup> )	LD (ng/m <sup>3</sup> )
Méthoxyphénols	Guaiacol	0,5	0,25	0,7	0,2
	Ethylguaiacol	0,5	0,25	0,7	0,2
	Syringol	1	0,5	1,4	0,7
	Methylsyringol	1	0,5	1,4	0,7
	Vanilline	5	1	6,9	1,4
	Acetovanillone	5	1	6,9	1,4
	Syringaldehyde	5	1	6,9	1,4
	Acetosyringol	5	1	6,9	1,4
	Coniferylaldehyde	10	1	13,9	6,9
Monosaccharides	Galactosan	0,5	0,25	0,7	0,2
	Mannosan	0,5	0,25	0,7	0,2
	Lévoglucosan	0,5	0,25	0,7	0,2

Tableau B. Limites de quantification (LQ) et de détection (LD) des méthoxyphénols et des monosaccharides par analyse par GC-MS

#### 3.2. Composés organiques sauf traceurs spécifiques dans l'air extérieur et intérieur

##### 3.2.1. HAP

La limite de détection a été déterminée en calculant l'écart-type de répétabilité de la solution étalon de concentration la plus faible significativement différente du blanc. La limite de quantification est définie comme étant 3 fois la LD. Pour information, ces LD et LQ peuvent être diminuées en réduisant au maximum le volume final de l'extrait avant injection.

Les limites de quantification dans l'air ont été calculées pour un volume de prélèvement moyen de 0,9 m<sup>3</sup>, 24 m<sup>3</sup> et 720 m<sup>3</sup> pour les prélèvements effectués dans l'air intérieur, dans l'air extérieur avec un appareil bas débit et dans l'air extérieur avec un haut débit respectivement.

HAP	En solution dans l'acétonitrile		LQ dans l'air (ng/m <sup>3</sup> )		
	LD (ng/ml)	LQ (ng/ml)	Filtre air intérieur	Filtre bas débit air extérieur	Filtre haut débit air extérieur
Naphtalène	3	10	11,1	0,4	0,014
Acénaphène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Fluorène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Phénanthrène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Anthracène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Fluoranthène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Pyrène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
B[a]A	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Chrysène	0,3	1	1,1	0,0	0,001
B[i]F	0,6	2	2,2	0,1	0,003
B[e]P	0,6	2	2,2	0,1	0,003
B[b]F	0,3	1	1,1	0,0	0,001
B[k]F	0,3	1	1,1	0,0	0,001
B[a]P	0,3	1	1,1	0,0	0,001
DB[a,h]A	0,3	1	1,1	0,0	0,001
B[g,h,i]P	0,3	1	1,1	0,0	0,001
In[1,2,3,c,d]P	0,3	1	1,1	0,0	0,001
Coronène	0,3	1	1,1	0,0	0,001

Tableau C. Limites de quantification (LQ) et de détection (LD) des HAP par analyse par HPLC-FLUO

### 3.2.2. Aldéhydes et cétones

La limite de quantification représente le point le plus bas de la gamme et la limite de détection est définie comme étant LQ/3. Pour information, ces LD et LQ peuvent être diminuées en réduisant au maximum le volume final de l'extrait avant injection.

Les limites de quantification dans l'air ont été calculées pour un volume de prélèvement moyen de 0,07 m<sup>3</sup> et 22 m<sup>3</sup> pour les prélèvements effectués dans l'air intérieur sur 8 heures, et dans l'air extérieur sur 24 heures respectivement.

	En solution dans l'acétonitrile		LQ dans l'air (µg/m <sup>3</sup> )	
	LD (µg/ml)	LQ (µg/ml)	Cartouches air intérieur	Cartouches air extérieur
Aldéhydes et cétones				
formol	0,002	0,01	0,10	0,03
acetaldehyde	0,004	0,01	0,17	0,05
acetone	0,006	0,02	0,27	0,09
acroleïne	0,005	0,02	0,21	0,07
Propionaldehyde	0,003	0,01	0,14	0,05
Butanone	0,007	0,02	0,31	0,10
Butanal	0,005	0,01	0,20	0,06
Benzaldehyde	0,006	0,02	0,24	0,08
Pentanone	0,027	0,08	1,16	0,37
Pentanal	0,006	0,02	0,27	0,09
Hexanone	0,015	0,04	0,63	0,20
Hexanal	0,007	0,02	0,31	0,10
Heptanone	0,017	0,05	0,71	0,23
Heptanal	0,008	0,03	0,36	0,11
Octanone	0,019	0,06	0,80	0,25
octanal	0,010	0,03	0,41	0,13

Tableau D. Limites de quantification (LQ) et de détection (LD) des aldéhydes et cétones par analyse par HPLC-UV

### 3.2.3. COV

La limite de détection équivaut à la surface minimum détectable et la limite de quantification est définie comme étant 3 fois la LD.

Les LD et LQ sont données directement en µg/m<sup>3</sup> et sont les mêmes pour tous les COV analysés.

	Dans l'air (µg/m <sup>3</sup> )	
	LD	LQ
COV		
C <sub>2</sub> à C <sub>10</sub>	0,04	0,12

Tableau E. Limites de quantification (LQ) et de détection (LD) des COV par analyse par GC/FID

## **ANNEXE 5**

### **Description détaillée des habitations instrumentées**

(6 pages)





## 1. Foyer ouvert 1

---

Il s'agit d'une maison individuelle de 1850, située à Saint Paul aux Bois (environ 400 habitants), dans l'Aisne. Le bâtiment en forme de L est un ancien prieuré dont une aile a été transformée en chambres d'hôtes et dont l'autre est affectée à usage d'habitation privatif. Seule la partie privative a fait l'objet des investigations.



Figure A : Vue extérieure du logement

Le corps de bâtiment est montré sur la Figure A. Sa longueur est estimée à 25 m. La largeur du bâtiment est de 6,4 m. La maison est construite sur deux niveaux. La hauteur sous plafond du rez-de-chaussée est de 2,9 m et celle du second niveau 4,7 m dans sa partie la plus haute, comprise entre le plancher haut et le faîtage. Au rez-de-chaussée, se trouvent 4 pièces principales, dont une chambre à coucher, une cuisine et une salle de bains. Les deux pièces principales adjacentes à la cuisine (salon et salle à manger) sont communicantes, dépourvues de portes intérieures. Le salon comprend une cheminée à foyer ouvert (objet de l'expérimentation) et un four à pain. L'étage comprend 5 chambres et une seconde salle de bains.

La maison est construite en murs de pierre et la toiture, à deux pentes, est en tuiles. La maison est équipée d'un chauffage central au gaz alimentant des radiateurs à eau chaude. Elle a fait l'objet, il y a quelques années, d'une réhabilitation lourde : réfection et isolation de la toiture, installation d'un chauffage central au gaz, remplacement des menuiseries existantes par des menuiseries en bois à double vitrage équipées de joints (portes, fenêtres et fenêtres de toiture).

Une des fenêtres du salon n'a pas été restaurée et est moins étanche que les autres ouvrants. Des défauts d'étanchéité à l'air sont visibles au niveau de la liaison dormant de fenêtre/maçonnerie dans le séjour.

La maison n'est pas équipée d'un système de ventilation générale et permanente. Les pièces sont aérées par les défauts d'étanchéité à l'air et par l'ouverture des fenêtres. Toutefois, les pièces situées à l'étage comportent des entrées d'air intégrées dans les fenêtres de toiture. La maison comprend 2 portes d'entrée, l'une d'entre elles était équipée d'une chatière. La cuisine est équipée d'une hotte motorisée d'extraction avec rejet direct sur l'extérieur. La salle de bains du rez-de-chaussée est ventilée par ouverture de la fenêtre. En revanche, celle de l'étage est équipée d'une bouche d'extraction reliée à un groupe de VMC placé dans les combles. Cette bouche d'extraction n'est pas accessible ; il n'a donc pas été possible d'y réaliser une mesure de débit d'air.

## 2. Poêle ancien

---

Il s'agit d'une maison individuelle de construction antérieure à 1900, située à Pontpoint, dans l'Oise. La maison, construite sur deux niveaux est équipée d'un poêle à bois ancien, placé au rez-de-chaussée, dans le séjour. À ce dispositif de chauffage a été récemment ajoutée une pompe à chaleur (PAC) réversible, elle-même, placée dans le séjour. La maison est construite en murs de pierre de 80 cm, non isolés. La toiture, à deux pentes, est en tuiles ; elle repose sur une charpente en bois. Un des pignons de la maison est mitoyen avec une autre habitation, l'autre pignon est adossé à un pigeonnier largement ouvert sur l'extérieur (cf. figure B).

Le premier niveau comprend un séjour de 8,15 m de long, de 5 m de large et de 2,35 m de hauteur. Le séjour communique avec une cuisine qui fait actuellement l'objet de travaux de rénovation et présente d'importants défauts d'étanchéité à l'air. Le second niveau est un comble aménagé comprenant une chambre et une salle de bains : la hauteur entre le plancher haut et le faîtage est de 2,5 m. L'accès au second niveau s'effectue par un escalier en colimaçon. La toiture a récemment été refaite et les combles ont été isolés.

La maison n'est pas équipée de système de ventilation ; elle est donc aérée par les défauts d'étanchéité à l'air et par les ouvrants. Les menuiseries en bois avec double vitrage ont environ une vingtaine d'années ; elles ne sont pas équipées de joints. Des défauts d'étanchéité à l'air ont été observés au niveau de la charpente en bois entre les poutres et la maçonnerie. On note également des défauts d'étanchéité à l'air aux liaisons fenêtres/maçonnerie, aux liaisons ouvrant/dormant des fenêtres et portes, au passage de câbles d'alimentation de l'unité extérieure de la PAC, aux liaisons façade/toiture.



Figure B. Vue extérieure du logement

### 3. Poêle récent

Il s'agit d'une maison individuelle, construite en 1751, située à Pont Sainte Maxence (Oise), en bordure d'une route assez fréquentée. Construite sur deux niveaux, la maison comprend 5 pièces principales, une cuisine avec buanderie, 2 salles de bains et 1 WC. Elle est chauffée par des convecteurs électriques et dispose en complément d'un poêle à bois placé dans le séjour.

La maison est construite en murs de pierre et la toiture, à deux pentes, est faite de tuiles. La maison est constituée par un corps principal de 15,95 m de long par 4,65 m de large, auquel est adossé perpendiculairement un plus petit bâtiment desservant une cuisine et une buanderie de dimensions 5,55 m x 2.8 m. La hauteur sous plafond des pièces du rez-de-chaussée est en moyenne<sup>20</sup> de 2,5 m. La hauteur du comble entre le plancher haut et le faîtage est de 2,7 m (Figure C).

La maison a subi plusieurs travaux de réhabilitation thermique. Les premiers travaux d'isolation thermique ont concerné les combles ; on note toutefois que les pignons à l'étage ne sont pas isolés. Les travaux récents – moins de 5 ans – concernent l'isolation du rez-de-chaussée et le remplacement des menuiseries existantes par des menuiseries en PVC à double vitrage et équipées de joints. La fenêtre de la chambre située au RDC n'a cependant pas été remplacée.



Figure C. Vue extérieure du logement

La maison est équipée d'un système de ventilation mécanique par extraction (VMC). L'air extérieur entre par des entrées d'air non systématiquement présentes sur toutes les fenêtres des pièces principales. Outre les entrées d'air intégrées aux fenêtres de toiture, on compte des entrées d'air Nicoll BE321 sur la porte-fenêtre de la salle à manger, Anjos VM30 sur la fenêtre de la chambre du RDC et sur la porte de la buanderie. Le groupe d'extraction est dans un placard situé dans les combles. Sont raccordées au groupe, les bouches d'extraction de la salle de bains attenante à la chambre du RDC, des WC du rez-de-chaussée et de la salle de bains dans les combles. La cuisine, trop excentrée pour pouvoir y raccorder le système de ventilation, est équipée d'une hotte motorisée dont l'air extrait est directement rejeté dans les combles de cette partie de la maison<sup>21</sup>.

<sup>20</sup> Selon les pièces, la hauteur sous plafond varie de 2,4 m à 2,6 m. L'entrée et le séjour sont équipés de faux plafond ce qui explique des hauteurs inférieures sous plafond.

<sup>21</sup> Les combles au-dessus de la cuisine ne communiquent pas avec les combles aménagés du reste de la maison, car il s'agit de 2 corps de bâtiments différents.

#### 4. Foyer ouvert 2

---

Il s'agit d'une maison individuelle construite dans les années 1950, en moellons sur deux niveaux, située à Mainbeville (environ 300 habitants), dans l'Oise. La maison fait 9,1 m de long par 7,3 m de large.



Figure D : Vue extérieure du logement

La hauteur sous plafond du rez-de-chaussée est de 2,75 m dans sa partie la plus basse et 5,2 m dans sa partie la plus haute. Au rez-de-chaussée, se trouvent l'entrée, la cuisine, le séjour ainsi qu'un cagibi. Au second étage se trouvent les chambres et les sanitaires.

Le séjour comprend une cheminée à foyer ouvert, objet de l'expérimentation.

Les murs de la maison sont constitués de pierres (moellons), plus un vide, plus de la laine de verre et enfin de la frissette. La toiture est faite de tuiles anciennes, soutenue par une charpente en bois.

Les fenêtres sont des menuiseries bois à double vitrage équipées de joints. La porte d'entrée est en bois sans joint ; mais son seuil est équipé d'un profilé métallique pour assurer un calfeutrement. Des trous ont été réalisés dans le montant des fenêtres faisant ainsi office d'entrées d'air. En pratique, la majorité de ces trous sont obturés par du papier.

Les défauts d'étanchéité à l'air sont visibles au niveau des liaisons poutres/murs situés aux linteaux de fenêtres et au niveau de la toiture.

La maison n'est pas équipée d'un système de ventilation générale et permanente. Les pièces sont aérées par les défauts d'étanchéité à l'air et par l'ouverture des fenêtres.

## 5. Foyer fermé ancien

---

Il s'agit d'une maison individuelle construite dans les années 1980, en parpaings sur deux niveaux, située à Erquery (615 habitants), dans l'Oise. La maison fait 13 m de long par 9 m de large. La hauteur sous plafond du rez-de-chaussée est de 2,5 m. Au rez-de-chaussée, se trouvent un double séjour (salon – salle à manger), la cuisine, 2 chambres, un WC et une salle de bains. Au second étage, se trouvent 3 chambres et les sanitaires.



Figure E : Vue extérieure du logement

Le séjour comprend une cheminée équipée d'un foyer fermé ancien de marque Deville Charleville.

Les murs de la maison sont constitués de parpaings isolés par 15 cm de laine de roche montée en deux couches croisées, plus un vide de 5 cm, plus une briquette et un parement de plâtre. La toiture est tuiles repose sur une charpente en bois.

Les menuiseries de marque GIMM sont des menuiseries bois à double vitrage équipées de joints. La maison est thermiquement très bien isolée, compte tenu de sa date de construction et l'inspection à vue ne laisse pas apparaître des défauts d'étanchéité à l'air.

La maison est équipée d'un système de ventilation mécanique double flux. La cuisine est équipée d'une hotte raccordée au système VMC double flux. En pratique, le système de ventilation n'est mis en fonctionnement que 2 heures par jour lorsque les occupants font la cuisine. Le reste du temps, la maison est ventilée par le tirage naturel de la cheminée et par les ouvertures des fenêtres ; les occupants laissent toujours les fenêtres du WC et de la salle de bains du rez-de-chaussée ouvertes.

## 6. Foyer fermé récent

---

Il s'agit d'une maison individuelle construite à la fin des années 1940, en briques avec une structure bois. La maison, construite sur un niveau est située à Erquery (615 habitants), dans l'Oise. La maison a fait l'objet d'une réhabilitation lourde. La maison fait 12.4 m de long, 6.2 m de large et 2.5 m de haut. Elle comprend un séjour qui communique d'un côté avec le salon et de l'autre avec la cuisine, 2 chambres, un débarras, une salle de bains, un cabinet de toilettes et une entrée.



Figure F : Vue extérieure du logement

Le séjour comprend une cheminée équipée d'un foyer fermé de marque René Brisach directement alimenté en air par un conduit d'amené d'air relié à l'extérieur. En partie haute du séjour, se situe une bouche de transfert d'air obturable que les occupants ouvrent lorsque l'insert bois fonctionne de façon à chauffer la chambre située derrière le séjour.

Les murs de la maison sont constitués de béton et de briques isolés par l'intérieur avec de la laine de verre et un parement de plâtre de type Placostyl. Les plafonds sont recouverts de frisettes. La toiture soutenue par une charpente en bois est en tuiles.

Les menuiseries en bois à double vitrage sont neuves et en bon état, équipées de joints, mais dépourvues d'orifices d'entrées d'air. L'inspection à vue laisse apparaître des défauts d'étanchéité à l'air : au niveau des liaisons cheminée / toiture, au niveau de la trappe d'accès aux combles, au niveau des liaisons poutres porteuses /toiture.

La maison est équipée d'aucun système de ventilation (ni entrées d'air, ni bouches d'extraction) ; elle est donc aérée par les défauts d'étanchéité à l'air et par les ouvertures de fenêtres.

La maison est chauffée par des convecteurs électriques, par l'insert bois en séjour et par un chauffage d'appoint à pétrole dans une des chambres. Ce dernier équipement n'était pas en fonctionnement durant les expérimentations.

## **ANNEXE 6**

**Courbes de décroissance du gaz traceur pour les  
mesures du taux de renouvellement d'air**

(2 pages)





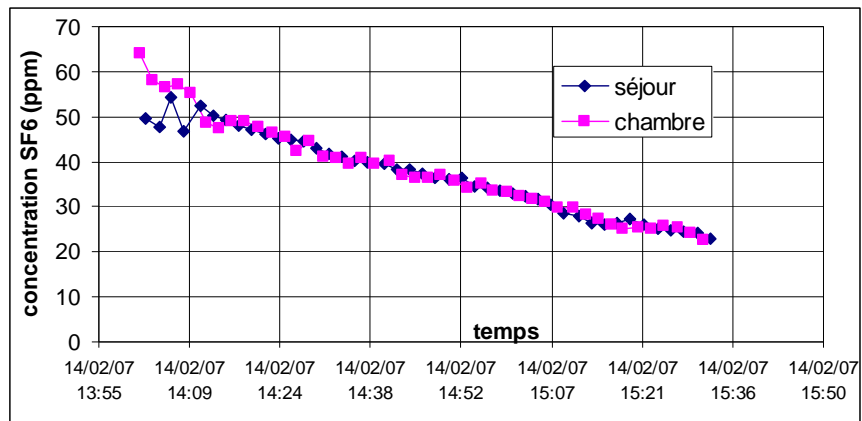


Figure A. Variation temporelle de la concentration en SF6 : deuxième décroissance 14/02/07

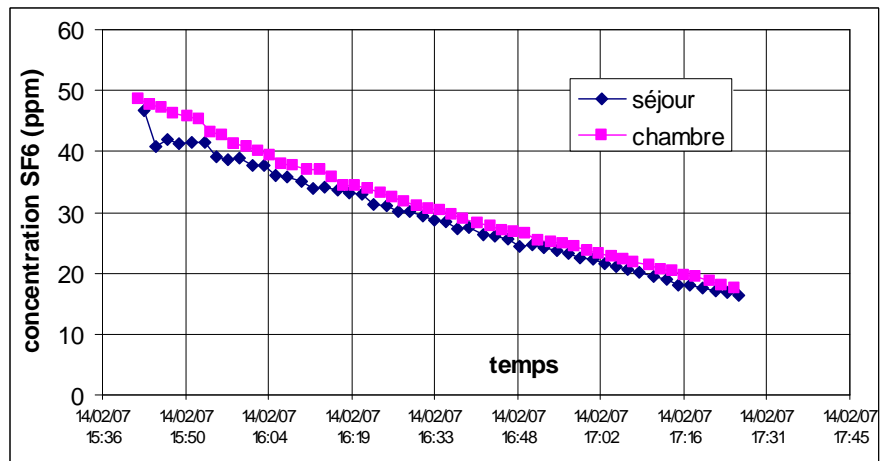


Figure B. Variation temporelle de la concentration en SF6 : troisième décroissance 14/02/07

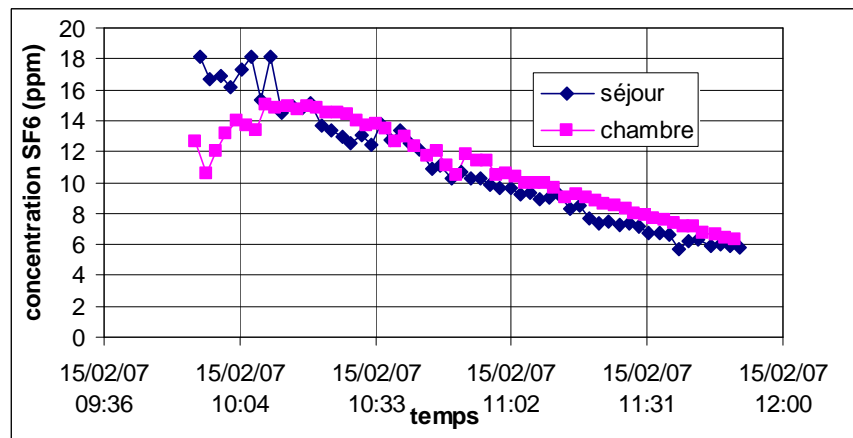


Figure C. Variation temporelle de la concentration en SF6 : première décroissance 15/02/07

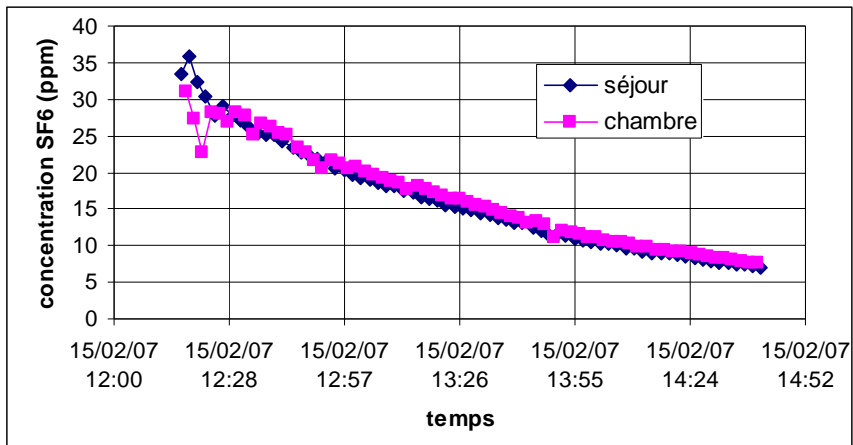


Figure D. Variation temporelle de la concentration en SF6 : deuxième décroissance 15/02/07

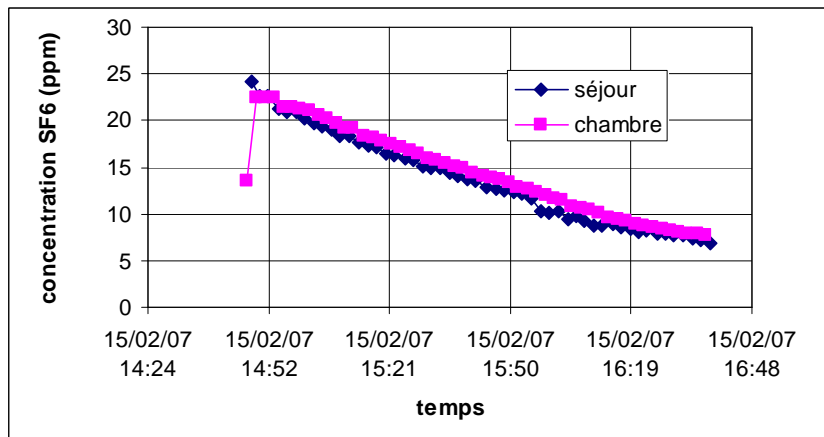


Figure E. Variation temporelle de la concentration en SF6 : troisième décroissance 15/02/07

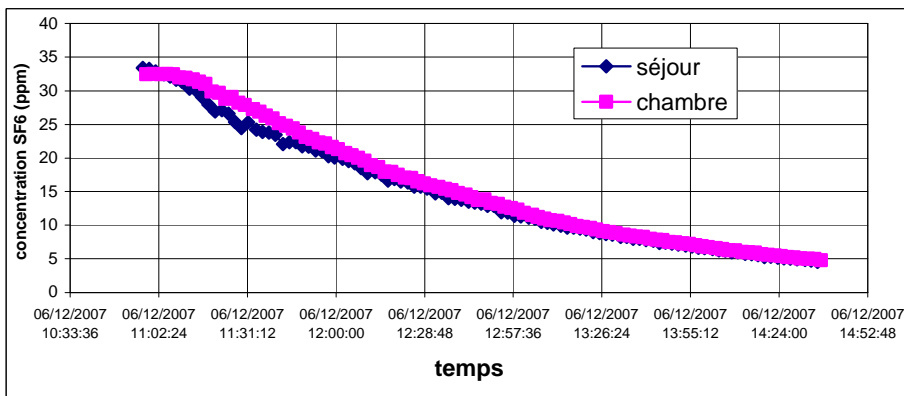


Figure F. Variation temporelle de la concentration en SF6 : 6/12/07 Cas du foyer fermé récent