EVALUATION DES IMPACTS SUR LA QUALITE DE L'AIR DES ACTIONS DE MODERNISATION DU PARC D'APPAREILS DE CHAUFFAGE AU BOIS A LANSLEBOURG

Juin 2014

Étude réalisée pour le compte de l'ADEME par : *Le LCME-Université de Savoie (Marion Carteret, Benjamin Golly, Jean-Luc Besombes), Air Rhône-Alpes (Guillaume Brulfert, Florent Roze), Le LERMAB (Yann Rogaume, Caroline Rogaume), L'INERIS (Serge Collet)*
N° de contrat : 1162C0048

Coordination technique : *Azadeh Marzin, Gilles Aymoz* – **Direction\Service :** *Direction Villes et Territoires Durables\Service Evaluation de la Qualité de l'Air*

ADEME
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

RAPPORT FINAL

REMERCIEMENTS

Les rédacteurs de ce rapport souhaitent particulièrement remercier :

Emmanuel Deflorenne (CITEPA) pour l'envoi de documents et ses réponses rapides à nos interrogations sur les facteurs d'émission du CITEPA.

Jean-Luc Jaffrezo (DR CNRS-LGGE) pour les analyses d'une part de la composition chimique des PM10, ainsi que pour ces remarques et commentaires sur cette étude.

CITATION DE CE RAPPORT

Jean-Luc Besombes, Marion Carteret, Benjamin Golly, Guillaume Brulfert, Serge Collet, Caroline Rogaume, Yann Rogaume. 2014. Evaluation des impacts sur la qualité de l'air des actions de modernisation du parc d'appareils de chauffage au bois à Lanslebourg– Rapport final. ADEME. 149 pages.

En français :

Toute représentation ou reproduction intégrale ou partielle faite sans le consentement de l'auteur ou de ses ayants droit ou ayants cause est illicite selon le Code de la propriété intellectuelle (art. L 122-4) et constitue une contrefaçon réprimée par le Code pénal. Seules sont autorisées (art. 122-5) les copies ou reproductions strictement réservées à l'usage privé de copiste et non destinées à une utilisation collective, ainsi que les analyses et courtes citations justifiées par la caractère critique, pédagogique ou d'information de l'œuvre à laquelle elles sont incorporées, sous réserve, toutefois, du respect des dispositions des articles L 122-10 à L 122-12 du même Code, relatives à la reproduction par reprographie.

En anglais:

Any representation or reproduction of the contents herein, in whole or in part, without the consent of the author(s) or their assignees or successors, is illicit under the French Intellectual Property Code (article L 122-4) and constitutes an infringement of copyright subject to penal sanctions. Authorised copying (article 122-5) is restricted to copies or reproductions for private use by the copier alone, excluding collective or group use, and to short citations and analyses integrated into works of a critical, pedagogical or informational nature, subject to compliance with the stipulations of articles L 122-10 – L 122-12 incl. of the Intellectual Property Code as regards reproduction by reprographic means.

SOMMAIRE

CONTEXTE ET OBJECTIFS 10

1. CONTEXTE 11

2. RAPPEL DES OBJECTIFS 12

TACHE 1 : ETAT DE L'ART (RAPPORT INTERMEDIAIRE) 13

1. INTRODUCTION ET METHODOLOGIE 14

2. PARTIE I : FACTEURS D'EMISSION DE POLLUANTS CLASSIQUES 15

2.1. Facteurs d'émission du monoxyde de carbone CO 16

2.1.1. Les foyers ouverts 16

2.1.2. Les inserts et foyers fermés 16

2.1.3. Les poêles à bois et à granulés 16

2.1.4. Les chaudières 17

2.1.5. Conclusion 20

2.2. Facteurs d'émission des particules 21

2.2.1. TSP 22

2.2.2. PM_{10} 29

2.2.3. PM2,5 32

2.2.4. PM_1 35

2.2.5. $PM_{0,1}$ 38

2.2.6. Conclusions sur les facteurs d'émission de particules 38

2.3. Facteurs d'émission du dioxyde de carbone CO_2 42

2.4. Facteurs d'émission des oxydes d'azote NO_x 45

2.5. Facteurs d'émission du dioxyde de soufre SO_2 49

2.6. Facteurs d'émission des Composés Organiques Volatils COV 53

2.7. Facteurs d'émission de composés organiques spécifiques 69

2.7.1. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP 69

2.7.2. Facteurs d'émission des dioxines et furannes (PCDD/F, PCB) 74

2.8. Facteurs d'émission des métaux 77

2.9. Conclusion 80

3. FACTEURS D'EMISSION DES APPAREILS LABELLISES « FLAMME VERTE » 81

3.1. Le label Flamme Verte 81

3.2. Les données Flamme Verte 2010 81

3.2.1. Classement des appareils selon leur nombre d'étoiles 82

3.2.2. Classement des appareils selon le combustible 85

3.3. Conclusion 88

4. COMPOSITION CHIMIQUE DES EMISSIONS DE LA COMBUSTION DE BIOMASSE PAR DES APPAREILS DE CHAUFFAGE DOMESTIQUE ET A L'AIR LIBRE 90

4.1. Composition chimique des émissions de la combustion du bois 90

4.1.1. Caractérisation chimique des particules émises 90

1. Fraction organique : carbone élémentaire (EC) et carbone organique (OC) 94
Emission de EC et OC 94
Le ratio EC/OC 97
2. Spéciation de la matière organique 98
Les monosaccharides anhydres 100
Les méthoxyphénols 102
Les HAP 103
Autres composés 105
3. Fraction inorganique 107
4.1.2. Spéciation des COV 111
4.2. Cas de la combustion de biomasse à l'air libre 112
4.2.1. Introduction 112
4.2.2. Caractérisation des émissions 113
4.3. Conclusion 116
5. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE LA TACHE 1 117

TACHE 2 : SUIVI D'INDICATEUR DE LA COMBUSTION DE LA BIOMASSE SUR LE SITE DE LANSLEBOURG 124
1. METHODOLOGIE ET MOYENS MIS EN ŒUVRE. 125
1.1. Méthodologie mise en œuvre 125
1.1.1. Suivi continu 125
1.1.2. Campagnes de mesures spécifiques pour la caractérisation chimique 126
1.2. Choix du site de mesure et calendrier 126
2. RESULTATS 128
2.1. Evolution des concentrations en PM10 : aspect réglementaire. 128
2.1.1. Moyennes annuelles 128
2.1.2. Moyennes journalières 129
2.2. Caractérisation chimique des PM 131
2.2.1. Bilan massique des PM10 131
2.2.2. Evolution d'indicateurs chimiques. 131
2.2.3. Etude quantitative de l'influence des sources par approche CMB. 135
2.3. Suivi des indicateurs de la combustion du bois (approche Aethalomètre). 136
2.3.1. Rappel du principe de mesure des concentrations en BC par aethalomètre 136
2.3.2. Evolution des concentrations en BC de 2012 à 2014. 139
2.3.3. Profil journalier du BC et des PM10. 141
2.3.4. Comparaison des hivers 2012-2013 et 2013-2014. 142
3. CONCLUSION ET PERSPECTIVES 144
4. REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES DE LA TACHE 2 146

Résumé

En raison de la présence de façon fréquente en période hivernale d'un brouillard grisâtre au-dessus du village, la municipalité de Lanslebourg a souhaité mettre en place des actions visant à limiter les émissions de particules. Après une première étude en 2010 dressant un bilan de la pollution atmosphérique sur Lanslebourg, le programme Bois-EnAIRgie a été mis en place en partenariat avec l'ADEME pour proposer des actions d'amélioration des émissions par la combustion du bois. Dans ce contexte, un suivi d'indicateurs de la combustion du bois sur les deux années initialement prévues du programme Bois-EnAIRgie a été proposé. Ce projet était constitué de deux tâches principales.

- *La première tâche concernait la réalisation d'un état des lieux bibliographique des facteurs d'émission des principaux polluants et des caractéristiques chimiques des émissions par la combustion de la biomasse pour l'utilisation de différents appareils de chauffage (Acteurs : Le LCME, l'INERIS et le LERMAB). Cette synthèse a été conduite pour des appareils de chauffage au bois (du foyer ouvert aux chaudières de puissance maximale de 2MW…) en s'appuyant à la fois sur des articles scientifiques et des rapports techniques publiés en France et à l'étranger. Elle a mis en évidence l'hétérogénéité des résultats publiés rendant difficile leur comparaison ainsi que le manque de donnée pour des conditions réelles de fonctionnement des appareils. Toutefois, les meilleures performances en termes d'émission de polluant sont observées le plus généralement lors de l'utilisation du combustible de type granulé et pour les chaudières. Dans le cas des particules, l'influence des protocoles de mesurage a été soulignée, la non prise en compte de la fraction condensable des émissions pouvant conduire à une sous-estimation forte des facteurs d'émission. Un regard particulier a été porté sur les facteurs d'émission des appareils labellisés Flamme Verte. Si l'évolution des émissions de CO se traduit par une amélioration progressive entre les appareils 3, 4 et 5 étoiles, cette progression semble moins marquée dans le cas des particules, les données d'émission apparaissant très proches voire identiques entre des appareils 4 et 5 étoiles.*
- *La deuxième tâche était la mise en place d'un suivi sur deux ans d'indicateurs de la combustion de la biomasse afin d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air des actions d'amélioration des modes de chauffage conduite dans la commune (Acteurs : Le LCME et Air Rhône-Alpes).*

Ce suivi a été réalisé de juin 2012 à juin 2014 en déployant un dispositif comportant la mesure des concentrations en « Black Carbon » (BC) par Aethalomètre et en PM10 par TEOM-FDMS. Le calendrier suivi se devait d'être en cohérence avec la mise en place des actions de renouvellement des appareils de chauffage. Toutefois, celles-ci n'ont vraiment débuté qu'à partir de l'été 2013. La caractérisation chimique des PM10 ainsi que les études de déconvolution des sources ont montré des similitudes fortes entre les années 2010 et 2014. Elles soulignent l'influence majeure de la combustion de biomasse sur les trois saisons printemps, automne, hiver. L'étude de l'évolution du BCwb obtenu par le modèle Aethalomètre montre une variabilité saisonnière avec une amplitude significative. En effet le BCwb représente moins de 10% des concentrations en BC que seulement sur 4 mois de l'année (de mai à septembre). L'étude comparative menée entre les hivers 2012-2013 et 2013-2014 ne met pas en évidence de modifications majeures dans la composition des PM10 illustrant un effet encore non-observable des actions d'amélioration à ce stade d'avancement du programme Bois-EnAIRgie.

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Etendue des facteurs d'émission de CO par différents types d'appareils 20

Figure 2. Etendue des facteurs d'émission de TSP par différents types d'appareils (Méthode SP) (EF : facteur d'émission, n : nombre minimum d'appareils testés). 28

Figure 3. Etendue des facteurs d'émission de TSP par différents types d'appareils (Méthodes DT et SPC (EF : facteur d'émission, n : nombre minimum d'appareils testés). 28

Figure 4. Etendue des facteurs d'émission de CO2 par différents types d'appareils 45

Figure 5. Etendue des facteurs d'émission de NOx par différents types d'appareils (n : nombre minimum d'appareils testés) 46

Figure 6. Etendue des facteurs d'émission de COVT (g eq CH4/MJ) par différents types d'appareils 57

Figure 7. Etendue des facteurs d'émission de CH4 par différents types d'appareils 58

Figure 8. Puissance des appareils par nombre d'étoiles 83

Figure 9. Rendement des appareils par nombre d'étoiles 83

Figure 10. Teneur en CO (%) des appareils par nombre d'étoiles 84

Figure 11. Concentration particulaire (mg/Nm3) des appareils par nombre d'étoiles 85

Figure 12. Puissance des appareils par type de combustible 85

Figure 13. Rendement des appareils par type de combustible 86

Figure 14. Concentration de CO (en %, à 13% de O2) des appareils par type de combustible 86

Figure 15. Concentration particulaire massique solide (TSP) en fonction du combustible 87

Figure 16. Concentration de CO en fonction de la puissance des appareils 88

Figure 17. Concentration particulaire massique (TSP) en fonction de la puissance des appareils 88

Figure 18. Composition de la matière particulaire (en haut), et facteurs d'émissions par classe de composés (Kelz et al., 2012) 91

Figure 19. Profils chimiques des espèces majeures pour différents types de combustion de biomasse (en proportions relatives) 93

Figure 20. EC et OC dans les émissions de PM1 (Sippula, 2010) 94

Figure 21. Concentration de OC mesurée dans les PM1 à différentes charges de chaudière et avec différents combustibles (Wierzbicka et al., 2005) 97

Figure 22. Bilan de masse des OC des émissions de PM1 issues de 2 essences de chêne américaines et de peuplier faux-tremble (Fine et al., 2004a) 99

Figure 23. Facteurs d'émission (FE) moyens des méthoxyphénols présents en phase particulaire en fonction du type de bois (Pissot 2011, synthèse des études de Fine et al., 2001, 2002b, 2004b,c) .. 103

Figure 24 : Profils chimiques moyens de HAP (2 et 3 cycles), lors de la combustion du hêtre dans les appareils de chauffage au bois étudiés par Pissot (2011) et des combustions de bois durs et tendres aux USA (Fine et al 2001, 2002b, 2004b,c). 105

Figure 25. Emissions inorganiques des PM1 (Lamberg et al., 2011). 107

Figure 26. Composition de la matière inorganique (Kelz et al., 2012) 108

Figure 27. Pourcentage massique d'espèces ioniques présentes dans les PM10 (Schmidl et al., 2008).. 110

Figure 28. Composition massique des COV prélevés par canister pour différents appareils et combustibles (McDonald et al., 2000) 111

Figure 29 : Localisation des sites de mesure utilisés ; (A) Cinéma, (B) cour d'école 126

Figure 30 : Evolution temporelle des concentrations en BC(en ng.m-3) lors de la comparaison des sites A (cinema) et B (cour d'école) 127

Figure 31 : Planification des mesures sur les sites de Lanslebourg 128

Figure 32 : Concentrations moyennes annuelles des PM10 sur différents sites de Savoie. 129

Figure 33 : Evolutions temporelles des concentrations journalières en PM10 en 2012 et 2013 à Lanslebourg. 130

Figure 34 : Nombre de jour de dépassement de la valeur limite en moyenne journalière sur plusieurs sites de Savoie. 130

Figure 35 : Bilan massique moyen des PM10 lors de la campagne d'hiver à Lanslebourg (24 échantillons, du 12 janvier au 2 février 2014 ; Pour les autres saisons voir Annexe 2) 131

Figure 36 : Comparaison des rapports OC/EC entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales. 132

Figure 37 : Comparaison des concentrations en Levoglucosan entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales 133

Figure 38 : Comparaison des rapports OC/lévoglucosan entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales. 134

Figure 39 : Comparaison des concentrations en Benzo(a)Pyrene entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales 135

Figure 40 : Contributions moyennes des sources sur les concentrations en PM10 déterminées à Lanslebourg par approche CMB. 136

Figure 41 : Régressions linéaires entre les coefficients d'absorption et les concentrations d'EC mesurées en période « froide » aux différentes longueurs d'onde (470 nm, 880 nm et 950 nm) 138

Figure 42 : Evolution des concentrations en BC en moyenne journalière et répartition des sources (trafic et bois) par le modèle aéthalomètre à Lanslebourg depuis Septembre 2012. Les zones en rouge numérotés correspondent aux campagnes saisonnières de prélèvement de l'aérosol : n°1=printemps, n°2=été, n°3=automne et n°4=hiver. 140

Figure 43 : Evolutions temporelles du gradient thermique et des concentrations horaires en BC et PM10 mesurées à Lanslebourg entre le 10 janvier et le 5 février 2014. Le gradient correspond à la différence de température potentielle déterminée entre 1360 m et 2000 m d'altitude (à partir de données du SEM du Mont-Cenis) 141

Figure 44 : Profils moyens journaliers des concentrations en BC, BCwb , BCff et en PM10 déterminées sur 2 mois de mesure, en juillet-aout 2013 (graphes de gauche) et en novembre-décembre 2013 (graphes de droite). 142

Figure 45 : Avancement en % du nombre d'appareil de chauffage au bois remplacé et des estimations de réduction des émissions sur Lanslebourg. Graphe construit sur la base de 40 appareils à changer et de 1457 kg de PM10 initialement émis (données Vincent Guffond COPIL Projet Bois EnAIRgie). 143

Figure 46 : Evolution de la contribution du BCff et du BCwb sur la masse des PM10 à Lanslebourg. 144

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Facteurs d'émission de CO pour différents appareils de chauffage domestiques, différents combustibles en conditions réelles et en laboratoire. 19

Tableau 2. Facteurs d'émission de TSP pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 27

Tableau 3. Facteurs d'émission de PM10 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 31

Tableau 4. Facteurs d'émission de PM2,5 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 34

Tableau 5. Facteurs d'émission de PM1 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 37

Tableau 6. Différences entre des mesures réalisées en conditions de terrain et des mesures d'émission normatives 41

Tableau 7. Facteurs d'émission de CO2 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 44

Tableau 8. Facteurs d'émission de NOx pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 48

Tableau 9. Facteurs d'émission de SO2 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 52

Tableau 10. Facteurs d'émission de COV totaux (COVT) en équivalent méthane, mesurés par FID, pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 56

Tableau 11. Facteurs d'émission du méthane pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 60

Tableau 12. Facteurs d'émission des BTX pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 64

Tableau 13. Facteurs d'émission de certains aldéhydes et cétones pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 68

Tableau 14. Facteurs d'émission de HAP pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 73

Tableau 15. Facteurs d'émission des dioxines et furanne pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire. 76

Tableau 16. Facteurs d'émission (en mg/kg) de certains métaux pour différents appareils de chauffage domestique et différents combustibles 79

Tableau 17. Définition des classes de performance environnementale. 81

Tableau 18. Puissance (P), rendement (Rdt) et concentrations de CO et particules (moy. ± écart-type) 82

Tableau 19. Teneurs en OC et EC dans les PM1 et facteurs d'émission 95

Tableau 20. Teneurs en OC et EC dans les PM2,5 et facteurs d'émission 95

Tableau 21. Teneurs en OC et EC dans les PM10 95

Tableau 22. Teneurs en OC et EC dans les TSP et facteurs d'émission 96

Tableau 23. Ratios EC/OC calculés dans les fractions PM1, PM2,5, PM10 et TSP, pour différents appareils de chauffage et différents combustibles 98

Tableau 24 : Facteurs d'émission moyens (mg.kg-1) en lévoglucosan (L), en mannosan (M), et en galactosan (G) et proportion de lévoglucosan au sein des PM2.5 et du OC lors de la combustion de différents types de biomasse (Pissot, 2011)..... 100

Tableau 25 : Facteurs d'émission (mg/kg) et pourcentages massiques relatifs des déshydromonosaccharides lors de la combustion du hêtre dans les appareils de chauffage au bois étudiés (Pissot, 2011). 101

Tableau 26 : Facteurs d'émission (mg/kg) et contributions massiques relatifs des HAP (synthèse bibliographique réalisée par Pissot, 2011). 104

Tableau 27 : Valeurs du CPI déterminées pour les émissions de différentes combustions de biomasse sur la gamme d'alcanes C19-C40 (Piot 2011)..... 106

Tableau 28. Teneur des ions majoritaires dans la fraction particulaire PM1 pour différents appareils de chauffages et combustibles (méthode DT, chromatographie ionique CI) 109

Tableau 29. Teneur des ions majoritaires dans la fraction PM2,5 pour différents appareils et combustibles (méthode DT, analyse en CI, absorption atomique pour K+ et XRF pour Na+)..... 109

Tableau 30. Emissions de dioxines et furannes lors de brûlages à l'air libre 115

Tableau 31 : Concentrations moyennes annuelles et nombre de jour de dépassement de la valeur limite en moyenne journalière en PM10 sur le site de Lanslebourg. 128

Tableau 32 : Contributions moyennes journalières du BCwb et du BCff aux concentrations de BC et de PM10 durant les hivers 2012-2013 et 2013-2014 déterminées sur la période novembre-avril. Entre parenthèses, valeurs des écarts types. 144

Contexte et objectifs

1. Contexte

La biomasse constitue l'une des sources d'énergie en plein développement dans un contexte global de choix énergétiques. Particulièrement, le bois représente environ 15% de la consommation énergétique de la planète et constitue la première énergie renouvelable française (Madignier, 2009 ; Pouet, 2009). Son utilisation devrait s'accroître en France pour atteindre les objectifs de 20 à 25 % d'énergie renouvelable en France fixés par le Grenelle de l'Environnement. Cette énergie bois constitue également un élément de base dans la stratégie de lutte contre le changement climatique global.

Cependant, la combustion du bois génère l'émission de composés polluants, parfois même en quantités non négligeables comme en témoignent les données d'inventaires des d'émissions du centre interprofessionnel technique d'études de la pollution de l'air (CITEPA), avec notamment l'émission de HAP, de benzène, de monoxyde de carbone et de particules fines (Allemand, 2009). De plus, si la combustion de la biomasse est la source d'énergie la plus vieille et la plus répandue dans le monde (Boman et al., 2003), c'est également une source importante de suie et de matières organiques particulaires dans l'atmosphère. A ces émissions liées au bois énergie doivent se rajouter les émissions issues de processus de combustion moins maîtrisées de la biomasse (combustion de déchets verts, écobuage….). Ainsi, ces dernières années, de nombreuses études internationales ont mis en évidence l'influence majeure de la combustion de la biomasse sur les niveaux de particules atmosphériques en air ambiant, avec des contributions pouvant représenter entre 20 et 60% des concentrations en PM2,5 en période hivernale (Schauer et al., 1996 ; Zheng et al., 2002 ; Puxbaum, 2007 ; Caseiro et al., 2009, Piot, 2011).

Au niveau national, plusieurs programmes de recherche liés à l'étude des sources de particules atmosphériques ont conduit à un constat similaire, avec par exemple une contribution moyenne de 40% en site urbain à Grenoble sur une campagne de mesure hivernale (Programme Primequal-FORMES). De plus, le récent programme Particul'Air (ADEME) focalisé sur la situation d'environnements ruraux a mis en évidence que cette contribution était relativement variable, s'étendant de 2 à 90% de la concentration en PM10 suivant le site d'étude et la saison. D'autres études ont été conduites en vallées alpines, avec les mêmes résultats (Piot, 2011). Devant ce constat, des actions d'amélioration des émissions de la source bois-énergie doivent être mises en place, qu'elles soient axées sur l'amélioration des appareils de combustion ou sur des comportements d'utilisateurs de cette source d'énergie. Il est de plus nécessaire d'accompagner ces actions de procédures d'évaluation de leur efficacité vis à vis de la qualité de l'air.

A l'initiative de la municipalité, le site de Lanslebourg a été retenu pour conduire une étude-action soutenue par l'ADEME (décision n°09.41C.0672) sur la connaissance et la réduction des émissions polluantes liées à l'utilisation du chauffage au bois. Dans ce cadre, un état initial de la qualité de l'air et de la contribution du chauffage bois a été réalisé en 2010-2011 par l'Air de l'Ain et des Pays de Savoie (Air APS, 2011) en collaboration avec le LCME et le LGGE. Les résultats de cette étude convergent avec ceux obtenus dans le cadre de nombreux programmes menés en vallées alpines (programme Particul'Air, étude Air APS sur la Vallée de l'Arve, …) et qui mettent en lumière la situation très marquée de ces sites vis à vis de la problématique « combustion de biomasse », avec des niveaux de concentrations en PM10 et HAP relativement élevés et souvent positionnés au-delà des valeurs cibles réglementaires. Si d'autres sources d'émission existent sur ces sites de vallées (transport routiers, industrie), ces niveaux élevés de polluants en hiver sont généralement associés à des valeurs de contribution de la combustion de biomasse parmi les plus importantes observées (jusqu'à 90% sur les sites de Lescheraines et de Lanslebourg). L'étude préalable menée à Lanslebourg (Air APS, 2011 ; Piot, 2011), et mentionnée ci-dessus, a montré une contribution moyenne de la source « combustion de biomasse » aux PM10 de 56% en période hivernale. De plus, l'apport de cette source à la matière organique particulaire demeure relativement important au printemps et en automne.

2. Rappel des objectifs

Suite à ces constats, des actions d'amélioration ciblant particulièrement les émissions de la combustion de biomasse ont été proposées sur la commune de Lanslebourg via le projet Bois énAIRgie. Ces actions doivent conduire à abaisser de 50% les émissions de particules fines et s'appuient notamment sur une incitation au renouvellement de 30 à 40 appareils de chauffage au bois par des dispositifs plus efficaces.

Dans ce contexte, l'objectif de ce projet est de réaliser un suivi sur du long terme d'indicateurs de la combustion de la biomasse afin d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air des actions d'amélioration des modes de chauffage qui sont conduites au cœur même de la commune.

En complément de ces mesures, une étude bibliographie a été réalisée afin d'établir un état des lieux des facteurs d'émission des principaux polluants et des caractéristiques chimiques des émissions par la combustion de la biomasse pour l'utilisation de différents appareils de chauffage. Les résultats de cette revue bibliographique ont été présentés dans un précédent rapport (rapport ADEME 2013, *Evaluation des impacts sur la qualité de l'air des actions de modernisation du parc d'appareils de chauffage au bois à Lanslebourg, Tâche 1 : Etat de l'art*). En conséquence le présent document présentera deux parties bien distinctes et découplées. La première partie est une copie du rapport bibliographique et la deuxième partie présente les résultats de la Tâche 2 concernant le suivi continu réalisé sur le site de Lanslebourg.

Tâche 1 : Etat de l’art (rapport intermédiaire)

1. Introduction et méthodologie

La biomasse constitue une source d'énergie en pleine expansion dans un contexte global de choix énergétiques. Cependant, la combustion du bois génère l'émission de composés polluants gazeux et particulaires. Au niveau national et européen, le dépassement des valeurs règlementaires, notamment des particules, entraîne le renforcement du diagnostic des secteurs contributeurs, et en particulier l'impact des appareils de chauffage au bois sur la qualité de l'air. Ces études ont montré que la combustion de biomasse contribuait de manière importante aux concentrations atmosphériques en particules fines. D'autre part, les cadastres d'émission mettent également en évidence l'importance de cette source d'énergie dans le bilan des émissions. Or, la diversité des dispositifs de combustion du bois, leur mode d'utilisation et la forme du combustible peuvent être à l'origine d'une variabilité importante des facteurs d'émission des polluants atmosphériques.

Le projet « Evaluation des impacts sur la qualité de l'air des actions de modernisation du parc d'appareils de chauffage au bois à Lanslebourg (Savoie) », financé par l'ADEME, a pour objectif la réalisation d'un suivi sur le long terme d'indicateurs de la combustion de la biomasse, afin d'évaluer l'impact sur la qualité de l'air des actions d'amélioration des modes de chauffage qui seront conduites au cœur même de la commune. Dans ce cadre il apparaissait important d'entreprendre, en complément de ces mesures, un état de l'art des facteurs d'émission des principaux polluants et des caractéristiques chimiques des émissions par la combustion de la biomasse pour l'utilisation de différents appareils de chauffage.

Cette étude bibliographique doit permettre de dégager les différences existantes entre les méthodologies d'obtention de ces facteurs d'émission et leur représentativité vis-à-vis des émissions réelles. Les évolutions des facteurs d'émission, en lien avec l'amélioration des classes d'appareils, seront également analysées. Cette étude doit contribuer à l'amélioration des connaissances sur les gains attendus en termes d'émission par le renouvellement du parc d'appareils de chauffage au bois.

Ce travail bibliographique a été mené sur les données d'appareils de chauffage au bois individuels (poêles, chaudières, foyers ouverts et fermés…), les chaudières collectives (d'une puissance maximale de 2 MW), ainsi que sur la combustion de déchets de biomasse à l'air libre. Afin de synthétiser les données disponibles, et dans le but d'identifier des manques, les facteurs d'émission ont été classés selon les polluants émis et les appareils étudiés, aussi bien en France qu'à l'international.

Les informations disponibles dans ce document sont le fruit d'une recherche d'articles scientifiques et de rapports techniques, dans la littérature nationale et internationale, réalisée à l'aide de moteurs de recherche bibliographique. Ce travail s'appuie également sur les différents rapports techniques de ces dernières années fournis par l'INERIS, le LERMAB, le CSTB et l'ADEME, portant sur des études réalisées en France, en laboratoire ou sur le terrain. Les documents en rapport avec le chauffage par combustion de biomasse étudiés pour ce travail ont été publiés sur la période 2000-2012. Ainsi, cette synthèse bibliographique a été réalisée à partir d'environ 120 articles et d'une cinquantaine de rapports techniques et thèses. Cette limite implique une non exhaustivité des facteurs d'émission récoltés, mais permet de cerner l'étendue des gammes d'émission des polluants ciblés

Ce rapport est divisé en trois parties : la première présente les facteurs d'émission de polluants « classiques » récoltés dans la littérature française et étrangère. La seconde partie traite des facteurs d'émission de CO et de particules d'appareils portant le label français Flamme Verte. La troisième partie présente la composition chimique des émissions (particules et COV) que ce soit pour la combustion de bois dans des appareilles de chauffage ou pour la combustion de biomasse à l'air libre.

2. Partie I : Facteurs d'émission de polluants classiques

Cette première partie fait un état des lieux des facteurs d'émission de polluants classiques générés par la combustion. Elle prend en compte l'ensemble des données disponibles dans la littérature sur le panel d'appareils ciblés par notre étude, sans distinguer les dispositifs labellisés flamme verte. En effet, il apparaît difficile à la seule lecture des données disponibles dans les articles ou rapports de positionner les appareils utilisés dans ce contexte de labellisation. Il est à noter que même les études menées en France ne délivrent que rarement la situation de l'appareil de combustion vis-à-vis de ce label. En conséquence un regard particulier sur le dispositif Flamme Verte sera réalisé dans la Partie II du rapport avec le souci de positionner les facteurs d'émission de ces classes d'appareils avec les données globales présentées dans cette première partie.

Pour les composés étudiés, il existe une grande hétérogénéité d'expression des unités des facteurs d'émission dans la littérature. Ceux-ci ne sont pas systématiquement disponibles en g/MJ (d'énergie entrante) et g/kg de bois sec, et la conversion n'est pas toujours réalisable en l'absence du pouvoir calorifique du combustible. De plus, il n'est pas forcément précisé à quelle teneur en O_2 de référence les valeurs sont données. Pour faciliter la comparaison des émissions entre différentes classes d'appareils, lorsque les teneurs en O_2 ou CO_2 dans les fumées sèches sont connues, les teneurs en polluants sont ramenées à 13 % de O_2 grâce aux relations suivantes :

$$O_2\ (\%) = -1{,}1\ CO_2\ (\%) + 20{,}9$$
$$[C] \text{ à } x\ \%\ \text{de } O_2 = ([C] \text{ à } y\ \%\ \text{de } O_2)*(20{,}9-x)/(20{,}9-y)$$

Avec [C] la concentration d'un polluant donné, x la concentration de O_2 désirée (le plus souvent 13 % de O_2), et y la concentration de O_2 à partir de laquelle est faite la conversion.

Enfin, lorsque les auteurs n'ont pas précisé si les mesures se faisaient en laboratoire ou sur le terrain, nous avons considéré les facteurs d'émission comme étant des résultats de laboratoire.

Dans les paragraphes suivants, les facteurs d'émission sont donnés sous forme de tableaux. Les **lignes grisées correspondent aux valeurs tirées de la littérature française**, les lignes **non surlignées correspondent à la littérature étrangère.** Pour chaque type d'appareils, les valeurs sont données pour des mesures réalisées **en conditions réelles**, en France et à l'étranger, puis **en laboratoire**, en France et à l'étranger. Il est important de noter que l'appellation « conditions réelles » ne correspond pas exactement à l'utilisation des appareils par des particuliers, puisque dans la majorité des études citées il s'agit d'opérateurs qualifiés, mettant en œuvre une combustion chez des particuliers, avec du combustible conforme aux normes en vigueur (notamment en termes d'humidité).

Un certain nombre d'abréviations dont le sens est donné ci-dessous figurent dans ces tableaux :

n : nombre minimum d'appareils testés
nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans notre échantillon d'articles étudiés)
nm : non mentionné
all nom : allure nominale
all inter : allure intermédiaire

2.1. Facteurs d'émission du monoxyde de carbone CO

Les facteurs d'émission de CO relevés dans la littérature française concernent des foyers ouverts, des inserts et foyers fermés, des poêles à bois et à granulés, et des chaudières anciennes et récentes.

La littérature étrangère fournit des facteurs d'émission de CO relatifs à des inserts et foyers fermés, des poêles à bois et à granulés, ainsi que des chaudières à bois et à granulés. Ces facteurs d'émission sont regroupés dans le Tableau 1.

La Figure 1 positionne les gammes de facteurs d'émission rapportés dans la littérature avec les valeurs retenues actuellement par le CITEPA en fonction des types d'appareil.

Pour le CO, la méthode d'analyse la plus couramment employée est l'absorption infrarouge, en France comme à l'étranger.

2.1.1. Les foyers ouverts

Il n'existe, pas à notre connaissance, de données récentes sur les facteurs d'émission de CO pour les foyers ouverts dans la littérature internationale. En France, un seul foyer ouvert a été testé en laboratoire, et le facteur d'émission correspondant est du même ordre de grandeur que les facteurs d'émission obtenus en conditions réelles d'utilisation. Ces valeurs, comprises entre 2,62 - 3,52 g/MJ, bien que peu nombreuses, se situent dans la gamme de facteurs d'émission de CO relevés pas Collet (2009) : 2,68 - 5,75 g/MJ, mais sont deux fois moins importantes que le facteur d'émission (7 g/MJ) employé pour les inventaires du CITEPA (2009).

2.1.2. Les inserts et foyers fermés

Les inserts et foyers fermés étudiés en laboratoire donnent des facteurs d'émission variant d'un facteur 15 entre le minimum et le maximum mesurés (0,43 - 6,76 g/MJ ; 7 - 123 g/kg). Ces facteurs d'émission montrent donc une grande disparité avec des valeurs situées sur 2 ordres de grandeur, alors que les appareils présentent des rendements proches (75 - 88 %), et que les tests ont été conduits en utilisant du bois bûche.

Les valeurs obtenues lors de mesures en conditions réelles, en France comme à l'étranger, sont comprises dans cette gamme (0,8 - 2,9 g/MJ), mais sont toutefois encore peu nombreuses.

Les facteurs d'émission utilisés par le CITEPA compris entre 4 et 2,5 g/MJ respectivement pour les classes « appareils d'après 1996 » et les « appareils performants » apparaissent assez en accord avec les données de la littérature.

2.1.3. Les poêles à bois et à granulés

Les facteurs d'émission des **poêles à bois,** calculés à partir de mesures réalisées en conditions réelles d'utilisation en France, se situent dans le bas de gamme des facteurs d'émission de CO obtenus en laboratoire (3,00 - 7,46 g/MJ ; 50 - 140 g/kg). Ces valeurs sont plus faibles que celles rapportées dans la synthèse de l'ADEME (2009), donnant un facteur d'émission moyen de CO de 15,56 g/MJ, mais qui concernait un appareil construit avant 1996.

Les facteurs d'émission des poêles à bois sont proches des données utilisées par le CITEPA (2009) pour ce type d'appareils, compris entre 4 et 2,5 g/MJ respectivement pour les classes « appareils d'après 1996 » et les « appareils performants ».

La détermination des facteurs d'émission de CO des **poêles à granulés** est anecdotique en France, mais les valeurs obtenues (0,3 g/MJ ; 5,2 g/kg) sont incluses dans la gamme des facteurs d'émission déterminés à l'étranger (0,019 - 1,197 g/MJ ; 0,353 - 22,5 g/kg). Ces valeurs sont du même ordre de grandeur que la gamme de facteurs d'émission de CO répertoriés par Collet (2009).

Notons que les poêles à granulés sont considérés dans les inventaires du CITEPA comme faisant partie intégrante de la catégorie « poêles », impliquant une surestimation des émissions de CO par ces appareils à granulés.

2.1.4. Les chaudières

Les chaudières sont peu étudiées en laboratoire, essentiellement pour des raisons pratiques. En France, les émissions de CO ont été quantifiées sur une **chaudière à bois** « ancienne », mais le facteur d'émission de CO est du même ordre de grandeur que les mesures sur chaudières à bois « récentes ».

Les valeurs obtenues dans cette étude française (0,153 - 5,353 g/MJ ; 2,45 - 97,43 g/kg) sont du même ordre de grandeur que celles rapportées dans la littérature internationale (0,004 - 4,3 g/MJ ; 11,8 g/kg).

Ces travaux mettent cependant en évidence une gamme très étendue de ces facteurs d'émission en CO pouvant recouvrir jusqu'à 3 ordres de grandeurs.

Les **chaudières à granulés** étudiées à l'étranger ont des facteurs d'émission de CO du même ordre de grandeur en conditions de laboratoire et en conditions réelles. On note des valeurs maximales d'émission inférieures d'un facteur 10 aux valeurs maximales des chaudières à bois. Peu de valeurs d'émission ont été rapportées pour la combustion de biomasse autre que le bois.

Si les valeurs d'inventaire (1 - 3,2 g/MJ pour les chaudières récentes) employées par le CITEPA (2009) se situent dans la gamme des données de la littérature pour les chaudières à bois, il apparaît cependant qu'elles surestiment les émissions réelles de CO des chaudières à granulés. **Les valeurs d'inventaire ne tiennent en effet pas compte de la nature du combustible employé.**

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	nm	**2,62-3,52** (all nom) **2,73-3,2** (all inter)	2	**46,4-62,5** (all nom) **48,5-56,7** (all inter)	2		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	Cellule électrochimique	**4,15** (13% O_2)	1	nd			Rogaume et al, 2009
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	nm	nm	**1,16-1,42** (all nom) **0,83-2,93** (all inter)	2	**20,6-25,2** (all nom) **14,7-51,9** (all inter)	2	un foyer ancien 25 ans, une P connue 13 kW	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau, épicéa et aulne	IR	nd		**28-68**	4		Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	IR et cellule électrochimique	**$0,43^{(-)}$-6,76 $^{(+)}$**	14	**$7^{(-')}$-$123^{(+')}$**	13	P 9-15 kW (quand elle est donnée)	(-)Le Dreff et al., 2012; (-')Peren²bois action 4, 2011; Rogaume et al., 2009; (+)(+')INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau et chêne	IR	**$0,58^{(-)}$-$2,70^{(+)}$**	4	**$10,8^{(-')}$-$135^{(+')}$**	11		(-)(+)(-')Lamberg et al., 2011; Tissari et al., 2008; Tissari et al., 2009; (+')Env. Canada
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	nm	**2,52-3,62** (all nom) **3,77-5,62** (all inter)	2	**44,7-64,2** (all nom) **66,9-99,6** (all inter)	2	un foyer ancien 15 ans	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois	bûches (hêtre maj., épicéa) et plaquettes (chêne)	nm	**$1,5^{(-)}$-$4,7^{(+)}$**	7	**$35^{(-')}$**	1	P 6,5-21,8 kW	(-)(+)Hübner et al., 2005; (-')Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois	bûches de hêtre, chêne et sapin	IR	**$3,00^{(-)}$-$7,46^{(+)}$**	5	**$50^{(-')}$-$138^{(+')}$** (all nom) **$120^{(-'')}$-$140^{(+'')}$** (all inter)	6 (all nom); 2 (all inter)	P 8-13 kW	(-)(-')Peren²bois action 4, 2011; Env. Canada; (+)(+')(-'')(+'')INERIS, 2002
labo	poêles à bois	bûches de bouleau, épicéa, pin et chêne	IR	**$3,6^{(-)}$**	1	**$68,4^{(-')}$-$122,9^{(+')}$**	2	P 9-? kW	(-')McDonald et al., 2000; (-)(+')Pettersson et al., 2011

réelles	chaudières	palettes et plaquettes forestières	IR	**0,153-5,353** (13% O_2)	5	**2,451-97,43** (13% O_2)	5	rdt 74-89%, P 320-750 kW	ADEME LECES, 2008
réelles	chaudières	bois	nm	**$0,004^{(-)}$-$4,3^{(+)}$**	13	**11,8** (13%O_2) (23 kW)	1	P 12,9-63,5 kW	(-)Spitzer et al., 1998; Johansson et al., 2001; (+)Hübner et al., 2005; (-')Johansson et al., 2004
	chaudières anciennes	bûches	IR	**3,00**	1	**60,0**	1	P 14,5 kW; all inter	Peren²bois action 4, 2011
	chaudières anciennes			nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	bois	IR	**$0,419^{(-)}$-$5,162^{(+)}$** (13% O_2)	5	**$7,97^{(-')}$-$98,07^{(+')}$** (13% O_2)	5	P 10-34 kW	(-)(+)(-')(+')Johansson et al., 2004; Hübner et al., 2005
	chaudières	avoine, tourbe, colza	IR	nd		**0,51-1,49**	4	P 20 kW	Tissari et al., 2008
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés de bois	nm	**$0,013^{(-)}$-$0,423^{(+)}$** (13% O_2)	4	**$0,272^{(-')}$** (13% O_2)	1	P 26-1750 kW	(-)(-')Johansson et al., 2001; Hübner et al., 2005; Sippula, 2010; (+)Chen et al., 2010
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	IR	**$0,017^{(-)}$-$0,080^{(+)}$** (13% O_2)	2	**$1,520^{(-')}$**	1	P 20-25 kW	(-)Sippula, 2010; (-')(+)Lamberg et al., 2011
	poêles à granulés	granulés	IR	**0,3**	1	**5,2**	1	P 5,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à granulés	granulés de bois	IR	**$0,019^{(-)}$-$1,197^{(+)}$** (env 13% O_2)	10	**$0,353^{(-')}$-$22,5^{(+')}$** (13% O_2)	6	P 2-22 kW	(-)(-')Johansson et al., 2004; Sippula, 2010; Boman et al., 2005; (+)(+')Boman et al., 2004

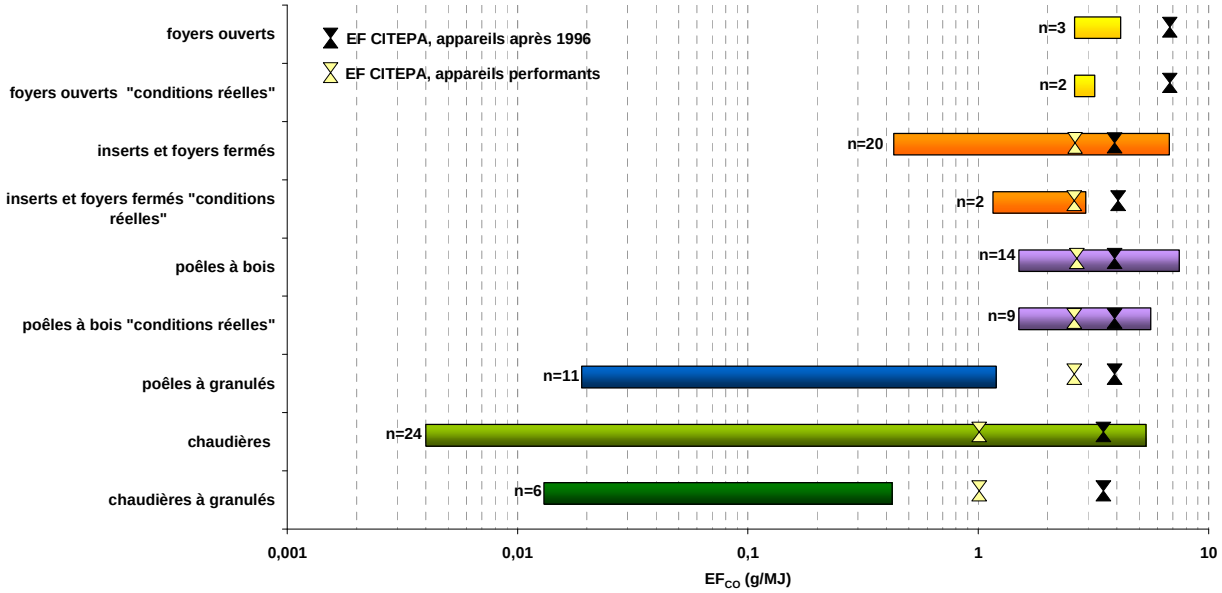
n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 1. Facteurs d'émission de CO pour différents appareils de chauffage domestiques, différents combustibles en conditions réelles et en laboratoire.

2.1.5. Conclusion

Si le CO est un polluant assez couramment mesuré dans l'étude des procédés de combustion, des manques apparaissent dans le cas des appareils de chauffage au bois. Ainsi l'étude bibliographique fait apparaître un manque d'informations sur les facteurs d'émission de CO pour les foyers ouverts, aussi bien en laboratoire qu'en conditions réelles d'utilisation. Il en est de même pour les inserts et les foyers fermés en conditions réelles. Les données d'émissions vis-à-vis de ce polluant pour les poêles et les chaudières à granulés français ne sont également que peu, voire pas, répertoriées.

Afin de mieux illustrer les différences d'émission de CO, selon le type d'appareil utilisé (pour tous les combustibles), les gammes de facteurs d'émission obtenues en regroupant les valeurs des études françaises et internationales ont été représentées sur la Figure 1. La figure permet également de situer les valeurs d'émission en conditions réelles, ainsi que les données d'émission retenues actuellement par le CITEPA (2009). La distinction en « conditions réelles » pour les poêles à granulés, les chaudières et les chaudières à granulés n'a pas été faite, car il n'y pas de données disponibles pour les poêles à granulés en dehors des laboratoires d'essais. En revanche, pour les chaudières à bois et à granulés, les étendues des facteurs d'émission de CO sont identiques.



EF : facteur d'émission, n : nombre minimum d'appareils testés

Figure 1. Etendue des facteurs d'émission de CO par différents types d'appareils

Les foyers ouverts, les poêles à granulés ainsi que les chaudières à granulés présentent les moins fortes variabilités dans les facteurs d'émission rapportés dans la littérature. Ce résultat doit cependant être relativisé par le nombre d'appareils étudiés beaucoup plus faible. C'est particulièrement le cas pour les foyers ouverts.

La littérature est plus abondante pour les foyers fermés, les poêles à bois et les chaudières. Les facteurs d'émission de CO de ces appareils se caractérisent cependant par des variabilités très fortes pouvant s'étendre sur plusieurs ordres de grandeur, pouvant s'expliquer par une plus grande diversité des combustibles utilisés (bûches, plaquettes, essence de bois, etc.) et de leur humidité. En effet, Hartmann et al. (2009) ont mis en évidence une très nette augmentation (facteur 10) des émissions de CO lors de la combustion de bois d'épicéa pour une humidité supérieure à 29 % dans une chaudière à bûches, et à partir de 36 % d'humidité pour du bois de

hêtre. L'étude Peren²bois (phase 1, 2010), conduite sur des poêles et des chaudières, montre des émissions de CO plus importantes lors de l'utilisation des plaquettes de bois par rapport aux bûches ou aux granulés, généralement dues à une humidité plus importante. Les bûches ont quant à elles une surface d'échange volumique moins importante que les plaquettes et les granulés, et nécessitent donc un rechargement manuel entraînant l'introduction d'air au niveau du foyer, son refroidissement, et donc une combustion de moins bonne qualité.

L'essence du bois brûlé a également une influence sur les émissions de CO. Les bois durs sont en général moins émissifs que les bois tendres (INERIS, 2002), mais la forme du combustible est importante : les émissions de CO par des essences de bois résineuses peuvent être faibles si elles sont sous forme de granulés (Peren²bois action 1, 2010).

Bien que les facteurs d'émission de CO des appareils à granulés soient moins disponibles que ceux des autres types d'appareils, il semble que les émissions de CO soient considérablement réduites par l'utilisation de ce combustible (NYSERDA, 2010). De plus, Boman et al. (2011) rapportent que le diamètre des granulés utilisés a une influence sur les émissions de CO : elles diminuent lorsque le diamètre augmente. La densité des granulés joue aussi un rôle : les émissions de CO diminuent lorsque la densité augmente (Johnsson et al., 2001).

L'allure de fonctionnement de l'appareil influence également les émissions de CO, avec des émissions plus importantes en allure réduite, s'expliquant par une température de combustion plus faible dans le foyer (INERIS, 2002).

D'autre part, l'étude Peren²bois (action 1, 2010) conclue que l'âge de l'appareil de combustion conditionne les émissions de CO (les appareils fabriqués avant 1996 émettent plus de CO que les nouveaux appareils), en raison de l'amélioration des technologies de combustion. Notre rapport de synthèse n'a en revanche pas permis de mettre en évidence cet effet en raison du non-renseignement de l'âge des appareils dans la plupart des études.

Les appareils émettant le moins de CO sont les chaudières, ce qui peut s'expliquer par une technologie de combustion plus avancée par rapport aux autres appareils. Les poêles à bois pourraient être les appareils présentant les facteurs d'émission de CO les plus importants. Enfin les données traitées dans cette étude semblent montrer que les valeurs obtenues en conditions de laboratoire sont relativement représentatives des conditions réelles, en particulier à allure nominale.

2.2. Facteurs d'émission des particules

Il existe une grande diversité des données de la littérature sur les facteurs d'émission des particules, en raison des propriétés physiques et chimiques de la phase particulaire formée lors de la combustion. En effet, les particules émises sont en permanence en interaction avec la phase gazeuse. Il en résulte des processus d'évolution physique et chimique entre leur formation et leur propagation dans l'atmosphère, dépendant de la température des effluents ainsi que de leur dilution.

La diversité des données sur les facteurs d'émission rapportés dans la littérature est aussi due à la méthode utilisée. Plusieurs méthodologies sont proposées pour quantifier les émissions particulaires. Une différence notable concerne la prise en compte ou non de la fraction condensable des particules. Ce point méthodologique est largement discuté par Nussbaumer (2010) ainsi que dans les récents travaux du projet Peren²Bois (voir rapport Action 2 « Présentation des méthodes existantes de mesurage des TSP, travaux relatifs au prélèvement des fractions solides et condensables des aérosols émis, faisabilité du mesurage des fractions PM »).

Ainsi, il apparaît que les techniques de prélèvement par piégeage des particules sur filtres chauffés ne prennent en compte que la fraction solide de l'aérosol (**méthodologie SP**). Les facteurs d'émission sont alors plus faibles car ils ne prennent pas en considération la part condensable de l'aérosol.

Les approches complémentaires, permettant le piégeage de la fraction condensable (**méthodologie SPC**) ou basées sur l'utilisation de tunnel de dilution (**méthodologie DT**), permettent de limiter cette sous-estimation. Nussbaumer (2010) rapporte des facteurs compris entre 2,5 et 10 entre les méthodologies DT/SP et entre 3 et 6 pour la comparaison SPC/SP.

Par conséquent, l'étude des facteurs d'émission regroupés de la matière particulaire doit être entreprise en tenant compte des techniques de prélèvement mises en oeuvre dans les différentes études.

Dans le cadre de ce rapport, la synthèse des facteurs d'émission a été réalisée en considérant les différentes fractions en taille des PM les plus couramment étudiées (TSP, PM_{10}, $PM_{2,5}$ et PM_1).

2.2.1. TSP

Le Tableau 2 présente les facteurs d'émission des particules solides en suspension (TSP). Les données disponibles en France concernent les foyers ouverts et fermés, les poêles à bois et à granulés, et les chaudières à bois. Des données supplémentaires sur les chaudières à granulés sont également disponibles dans la littérature étrangère.

Les foyers ouverts

Il n'y a pas, à notre connaissance, de données issues de la littérature étrangère à comparer avec les quelques facteurs d'émission en g/MJ disponibles en France. En revanche, les facteurs d'émission de TSP en g/kg français sont inférieurs à ceux de l'étranger, ce qui est explicable par la méthodologie employée. En effet, les facteurs d'émission français concernent la phase solide, tandis que ceux calculés à l'étranger incluent également la matière condensée.

Pour ce type d'appareil de combustion, l'étude conduite par l'INERIS (2008) situe les émissions mesurées en conditions réelles dans la gamme 0,04-0,10 g/MJ. Cependant le nombre d'essais et de dispositifs testés reste très limité. Toutefois, ces valeurs sont en accord avec la gamme des facteurs d'émission (0,023-0,27 g/MJ) rapportés par Nussbaumer (2007, 2010), concernant des données issues de plusieurs pays européens et établies avec la méthodologie SP. Cette dernière étude rapporte également des facteurs d'émission bien plus importants (0,8-0,9 g/MJ), déterminés par la méthodologie utilisant des tunnels à dilution.

Un facteur d'émission de 0,75 g/MJ est employé par le CITEPA (2009). On ignore si cette donnée prend en compte la fraction condensée, néanmoins ce facteur d'émission est 7 à 17 fois supérieur aux rares facteurs d'émission rapportés dans l'étude de l'INERIS (2008) mais en accord avec les données européennes établies avec les méthodes DT.

Les inserts et foyers fermés

La puissance nominale des appareils testés est comprise entre 9 et 15 kW. Les émissions de TSP, obtenues avec la méthode SP, sont comprises entre 0,012 et 0,088 g/MJ (0,220 et 1,610 g/kg) avec une moyenne à 0,048 +/- 0,024 g/MJ (soit 0,893 +/- 0,450 g/kg), pour les appareils testés dans des conditions comparables. Aucune relation particulière n'est observée entre la puissance de l'appareil et les émissions de TSP pour les appareils étudiés.

Une étude française menée en conditions réelles d'utilisation (INERIS, 2008) n'a pas mis en évidence l'influence de l'ancienneté du foyer fermé sur les émissions. En effet, dans le cas de cette étude le facteur d'émission de TSP de l'appareil le plus ancien est environ deux fois plus faible que celui d'un appareil plus récent, mais cet exemple ne permet pas de généralisation.

Les données françaises obtenues en conditions réelles et en laboratoire à allure nominale sont comparables en raison de méthodologies de prélèvement similaires. Les facteurs d'émission peuvent être plus élevés en laboratoire que sur le terrain, mais les valeurs « réelles » demeurent encore en nombre insuffisant.

Peu de données sont disponibles à l'étranger sur les émissions particulaires des inserts et foyers fermés. Une étude réalisée par Environnement Canada a montré que les appareils de plus faible rendement sont les plus émissifs, mais ce résultat, limité à quatre appareils, ne peut être généralisé.

Les valeurs d'inventaire utilisées par le CITEPA (2009), comprises entre 0,140 et 0,260 g/MJ pour les TSP émises par la classe d'appareils « Inserts » récents, se situent dans les valeurs les plus hautes rapportées par Nussbaumer en considérant les résultats de la méthode SP (2007, 2010). Cependant nous ne disposons pas d'éléments permettant de préciser si les facteurs d'émission du CITEPA prennent en compte la fraction condensable des aérosols.

Les poêles à bois et à granulés

Les facteurs d'émission de particules sont du même ordre de grandeur pour les **poêles à bois** étudiés en laboratoire et en conditions réelles d'utilisation (méthodologies comparables), mais ce résultat n'est pas généralisable en raison du peu de mesures réalisées.

Il n'y a pas de facteur d'émission de TSP disponible à l'étranger dans des conditions réelles. En revanche pour les mesures réalisées en laboratoire, les facteurs d'émission obtenus sont du même ordre de grandeur qu'en France, voire légèrement supérieurs. L'étude européenne de Nussbaumer (2010) met en évidence des valeurs extrêmes, de l'ordre de 0,6 g/MJ (méthode SP).

Les facteurs d'émission de particules de **poêles à granulés** disponibles en France (0,08 g/MJ et 1,4 g/kg par la méthode SPC) ne sont pas nombreux. Ils ne sont pas directement comparables à ceux de la littérature étrangère, déterminés par des méthodes DT et SP, mais restent inférieurs aux valeurs d'inventaire fixées par le CITEPA (2009), comprises entre 0,140 et 0,260 g/MJ, respectivement pour les catégories « performant » et « après 1996 » des poêles. Mais dans ce cas également aucun élément ne permet de préciser si ces valeurs d'inventaire prennent en compte la phase condensable des particules.

Les poêles en brique et métal utilisés en Chine et en Inde (Zhang et al., 2000) ont des facteurs d'émission dix fois supérieurs à ceux des autres poêles à bois étudiés, soulignant l'importance de la conception de l'appareil et du combustible employé pour son fonctionnement.

Les chaudières

Parmi les articles sélectionnés lors de l'étude bibliographique, il n'y avait pas de **chaudière à bois** française étudiée en laboratoire.

Les facteurs d'émission de particules mesurés à l'étranger s'étendent de 0,004 à 2 g/MJ, toutes techniques de mesures confondues. Les facteurs d'émissions particulaires des chaudières anciennes semblent (compte tenu du peu de données récoltées) supérieurs à ceux des chaudières plus récentes.

Les facteurs d'émission de particules de **chaudières à granulés** n'ont pas été quantifiés en France. Les données issues de la littérature étrangère, bien que peu nombreuses, sont comparables à celles des chaudières au bois. De plus, il semble que la densité des granulés joue aussi un rôle sur les émissions : des granulés de faible densité induiraient des émissions particulaires (en g/MJ) plus importantes (Johnsson et al., 2001).

Les facteurs d'émission pris en référence par le CITEPA (2009), compris entre 0,050 et 0,100 g/MJ pour les chaudières « performantes » et « après 1996 » semblent en bon accord avec les facteurs d'émission relevés dans la littérature. Les chaudières à granulés ont des facteurs d'émission se rapprochant de la classe « chaudière performante » du CITEPA.

Pour les chaudières « avant 1996 », la valeur d'inventaire est fixée à 0,25 g/MJ par le CITEPA. La valeur obtenue pour des mesures sur une chaudière ancienne dans le cadre du projet Peren²Bois (0,3 g/MJ) est du même ordre de grandeur.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	SP (filtre chauffé 125°C, impacteur Johnas)	**0,042** (all nom) **0,102** (all inter)	1	**0,76-2,81** (all nom) **1,82-2,67** (all inter)	2		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de pin, bois dur	DT	nd		**2,9-6,6**	3		McDonald et al., 2000
	foyers ouverts		SP DT	**0,023-0,447** **0,860-0,910**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	SP (canne de prél chauffée 125°C, filtre chauffé, impacteur Johnas)	**0,012-0,035** (all nom) **0,020-0,029** (all inter)	2	**0,22-0,62** (all nom) **0,36-0,51** (all inter)	2	dont un foyer ancien de 25 ans. Le plus récent est le plus émissif	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	SP (Din certico, filtre chauffé 160°)	**0,023$^{(-)}$-0,088$^{(+)}$**	11	**0,47$^{(-)}$-1,61$^{(+)}$**	11	P 9-15 kW	(-)Le Dreff et al., 2012; (+) INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	SPC (DIN (filtre)+barbotage)	**0,050-0,052**	2	**0,80-0,83**	2	P 10 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	inserts et foyers fermés	bûches de chêne	DT (méthode 5G) SPC (méthode 5H)	nd		**1,2-22,5** (DT) **1,8-25,2** (SPC)	4 4	rdt 34-65,6% (rdt faible correspond au plus émissif)	Env. Canada
	inserts et foyers fermés		SP	**0,014-0,204**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	SP (canne de prél chauffée 125°C, filtre chauffé, impacteur Johnas)	**0,050-0,083** (all nom) **0,083-0,091** (all inter)	2	**0,89-1,47** (all nom) **1,46-1,61** (all inter)	2	1 ancien (15 ans) et 1 récent (4 ans), rdt 69% (poêle ancien moins émissif)	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois			nd		nd			
labo	poêles à bois	bûches de hêtre, chêne et sapin	SP (filtre 160°C)	**0,090$^{(-)}$-0,144$^{(+)}$**	3	**0,60$^{(-')}$-2,64$^{(+')}$**	6	P 7-9 kW	(-)Peren²bois action 4, 2011; (+)(-')(+')INERIS, 2002

labo	poêles à bois	bûches de bouleau, épicéa, et chêne, ou nm	DT$^{(-)}$ (ISO/DIS 13336), SPC$^{(-')}$ (EPA method 5H) et DT$^{(-'')}$ (EPA method 5G)	**0,070$^{(-)}$-0,167$^{(+)}$** (DT, 13% O_2)	3	**2,66$^{(-')}$-7,10$^{(-'')}$** (DT); **5,10$^{(+)}$ -8,60$^{(-'')}$** (SPC)	2 2	P 9-? kW	(-)(+)Gaegauf et al., 2001; (-')Pettersson et al., 2011; (+')McDonald et al., 2000; (-'')Env. Canada
nm	poêles brique	bois, maïs, paille de blé	nm	**0,759-8,48**	10	**1,54-18,0**	10	appareils Inde et Chine	Zhang et al., 2000
	poêles à bois		SP SPC/DT	**0,064-0,650** **0,340-1,932**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010
réelles	chaudières à bois	plaquettes forestières et palettes	SP (NF X 44-052, filtre 160°C)	**0,031-0,064** (13% O_2)	5	**0,407-1,013** (13% O_2)	5	rdt 74-89%, P 320-750 kW	ADEME LECES, 2008
réelles	chaudières à bois	bois	nm	**0,090-0,148**	2	nd			Spitzer et al., 1998
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	copeaux de bois	SP (impacteur)$^{(-)}$ DT$^{(+)}$ (ISO/DIS 13336)	**0,018$^{(-)}$-0,038$^{(-)}$** (13% O_2, charge max) **0,048$^{(+)}$-0,194$^{(+)}$** (13% O_2)	1 3	nd		P 40 kW P 70-800 kW	(-)Obernberger et al., 2007; (+)Gaegauf et al., 2001
		briquettes de bois	SP	**0,013** (13% O_2)	1	**0,242**	1	P 23 kW	Johnsson et al., 2004
		bûches	SP (impacteur)$^{(-)\,(-')}$ DT$^{(+)}$ (ISO/DIS 13336)	**0,006$^{(-)}$-0,023$^{(-')}$** (SP, 13% O_2) **0,028$^{(+)}$**	3 2	**0,008$^{(-)}$-0,428$^{(-')}$** (SP, 13% O_2)	3	P 28-34 kW P 25-70 kW	(-)Obernberger et al., 2007; (-')Johnsson et al., 2004 ; (+)Gaegauf et al., 2001
nm	chaudières anciennes	bûches de hêtre	SPC (DIN+ et EN TS 15439, filtre et barbotage)	**0,3**	1	**6,0 (SP: 1,0 g/kg)**	1	all inter, P 11,6-14,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	chaudières anciennes	bûches	SP	**0,075-0,090** (13% O_2)	2	**1,429-1,712** (13% O_2)	2	P 10-24 kW	Johnsson et al., 2004
	chaudières à bûches		SP DT	**0,006-0,650** **0,400-2,00**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés	DT$^{(-)}$ SP$^{(+)}$	**0,013-0,022$^{(-)}$** (13% O_2) **0,022-0,050$^{(+)}$**	1 1	**0,408-1,02$^{(+)}$** (13% O_2)	1	P 500 kW P 1750 kW	(-)Sippula, 2010; (+)Johnsson et al., 2001

				(13% O_2)					
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	SP (impacteur) [(-)] DT (ISO/DIS 13336)[(+)]	**0,0087[(-)]-0,0093[(-)]** (13% O_2) **0,020[(+)]**	2 2	nd		P 15-20 kW P 17-25 kW	(-)Obernberger et al., 2007; (+)Gaegauf et al., 2001
	chaudières à granulés		SP DT	**0,010-0,066** **0,032-0,035**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010
nm	poêles à granulés	granulés	SPC (DIN+ et EN TS 15439, filtre et barbotage)	**0,080** (13% O_2, fraction condensable : 45 +/- 19%)	1	**1,40** (13% O_2, fraction condensable : 45 +/- 19%)	1	P 5,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à granulés	granulés	SP[(-)] DT[(-')(+)]	**0,008[(-)]-0,017[(-)]** (SP, 13% O_2) **0,016[(-')]-0,064[(+)]** (DT)	3 5	**0,153[(-)]-0,319[(-)]** (SP, 13% O_2) **0,308[(-')]-1,195[(+)]** (DT)	3 4	P 11-22 kW P 2-15 kW	(-)Johnsson et al., 2004; (-')Boman et al., 2011; Gaegauf et al., 2001 (DT); Boman et al., 2005 (DT) ; (+)Boman et al., 2004
	poêles à granulés		SP	**0,020-0,082**				Etude européenne	Nussbaumer, 2010

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises, et en gris clair ceux d'une étude européenne.

Tableau 2. Facteurs d'émission de TSP pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Globalement, l'ensemble de ces résultats montre que les facteurs d'émission de TSP issus de la littérature présentent de grandes variabilités pour un type d'appareil donné. Ce résultat est essentiellement le fait des différences majeures issues des protocoles de mesures, qui rendent difficiles les comparaisons entre les études. Les figures 2 et 3 permettent d'illustrer l'influence de ces méthodologies sur les facteurs d'émission des TSP. Pour chacune des techniques (SP et DT/SPC) les figures distinguent les données provenant de toutes conditions d'essais (réelles et laboratoire), et celles issues des conditions proches d'un fonctionnement réel (« conditions réelles »). Les facteurs d'émission du CITEPA (2009) sont placés sur ces figures à titre indicatif, en l'absence de précision sur la prise en compte ou non par ces facteurs de la fraction condensée de la matière particulaire.

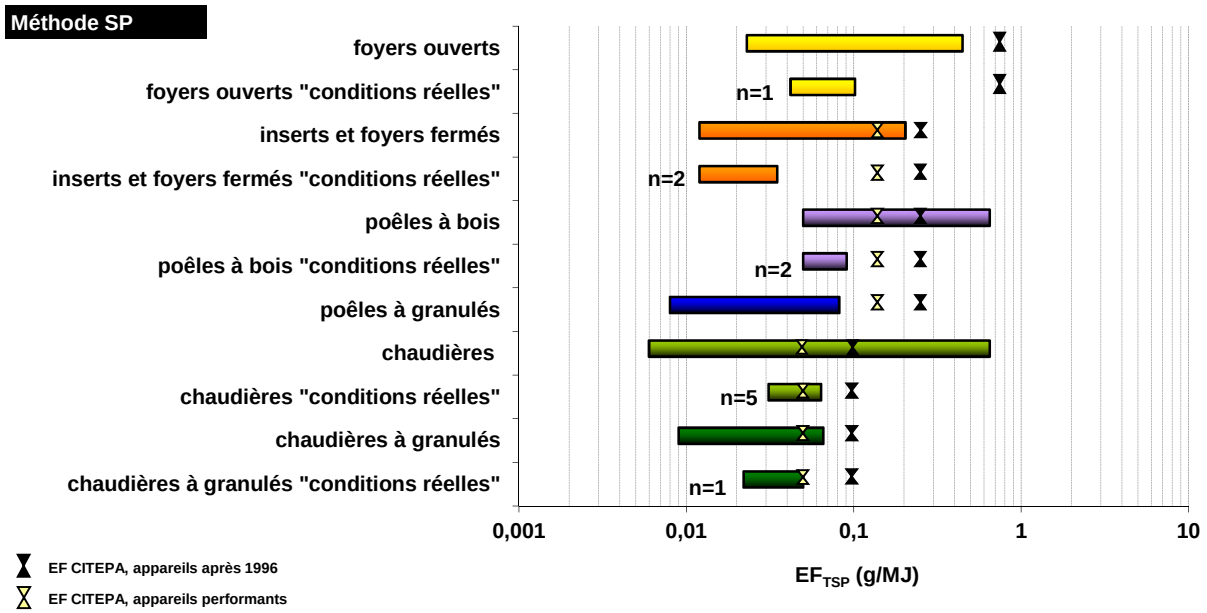


Figure 2. Etendue des facteurs d'émission de TSP par différents types d'appareils (Méthode SP) (EF : facteur d'émission, n : nombre minimum d'appareils testés).

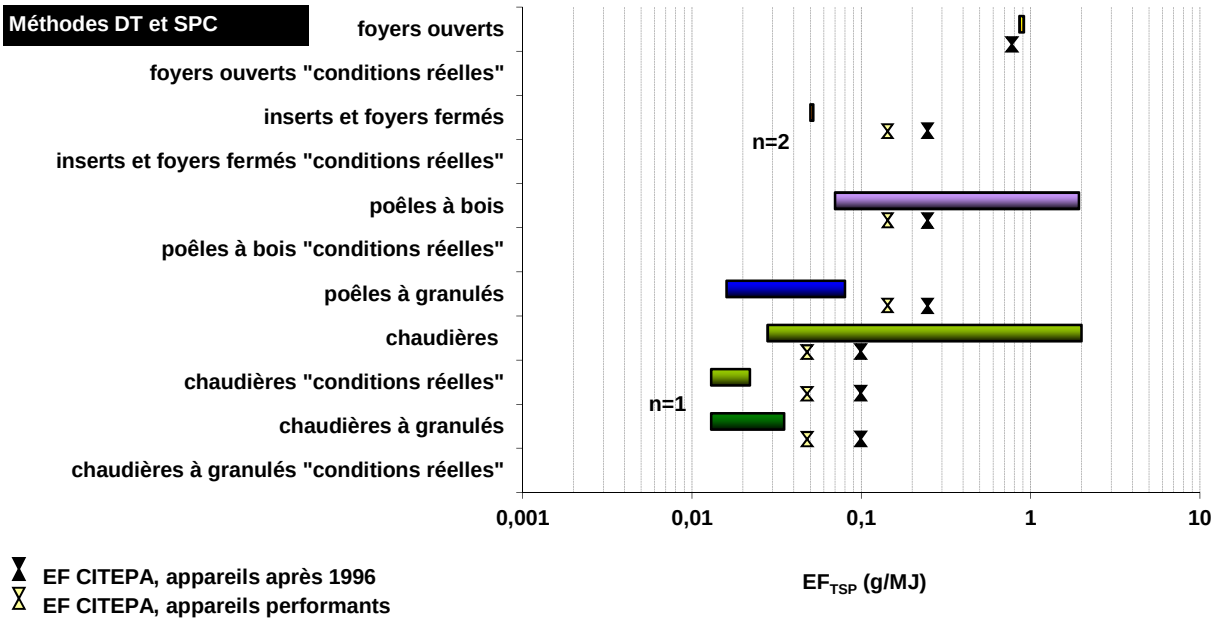


Figure 3. Etendue des facteurs d'émission de TSP par différents types d'appareils (Méthodes DT et SPC (EF : facteur d'émission, n : nombre minimum d'appareils testés).

Que ce soit par l'utilisation de méthodologie SP, DT ou SPC, les facteurs d'émission de TSP sont beaucoup plus étendus pour les chaudières et les poêles à bois que pour les autres types d'appareils. Pour les chaudières, ceci peut s'expliquer en partie par une gamme de puissance plus étendue. Il est important de considérer des puissances de chaudières inférieures à 50 kW (voire 20 kW) pour comparer les facteurs d'émission avec les autres appareils indépendants.

Les deux figures font clairement apparaître que quelque soit le type d'appareil étudié, la méthodologie SP conduit à des domaines de facteurs d'émission de TSP situés dans des valeurs plus faibles que dans le cas des méthodes DT et SPC conduisant à une sous-estimation des émissions

D'autre part cette comparaison met également en évidence le manque de données issues de méthodes prenant en compte la fraction condensable des aérosols pour les foyers ouverts, les inserts et les foyers fermés (Figure 3). Les facteurs d'émission existants de TSP par les foyers ouverts proviennent d'une étude européenne (Nussbaumer, 2010) fournissant seulement deux valeurs correspondant aux moyennes nationales finlandaise et norvégienne. Dans le cas des inserts et des foyers fermés, les facteurs d'émission proviennent d'essais réalisés sur seulement deux appareils.

Plus généralement, le manque de ce type de données est également important pour des essais réalisés dans les conditions de fonctionnement réels.

2.2.2. PM_{10}

Les PM_{10} représentent la fraction des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 10 µm. Lors de la combustion du bois, cette fraction représente entre 85 et 98 % des TSP (Collet, 2009 ; INERIS, 2008 ; Hytönen et al., 2008 ; Obernberger et al., 2007 Purvis et al., 2000). Toutefois cette proportion peut fortement évoluer avec les pratiques d'utilisation des appareils. Ainsi elle peut atteindre des valeurs telles que 41 % des TSP lors d'une charge partielle de chaudière (Obernberger et al., 2007), ou 85 % lors de la combustion de bois humide (Purvis et al., 2000).

Les facteurs d'émission de PM_{10} disponibles en France concernent seulement des foyers ouverts, fermés et des poêles à bois. A l'étranger, ces facteurs d'émission sont disponibles pour des poêles à bois, ainsi que des chaudières de biomasse et à granulés. Ces résultats sont regroupés dans le Tableau 3.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	filtre chauffé 125°C, impacteur Johnas	**0,041** (all nom) **0,101** (all inter)	1	**0,744** (all nom) **1,80** (all inter)	1		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	filtre chauffé 125°C, impacteur Johnas	**0,012** (all nom) **0,020** (all inter)	1	**0,214** (all nom) **0,348** (all inter)	1		INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	canne de prél chauffée 125°C, filtre chauffé, impacteur Johnas	**0,048-0,076** (all nom) **0,076-0,089** (all inter)	2	**0,88-1,40** (all nom) **1,40-1,58** (all inter)	2	1 ancien (15 ans) et 1 récent (4 ans), rdt 69% (poêle ancien moins émissif)	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois			**nd**		nd			
labo	poêles à bois		DIN+ et EN TS 15439:2006 (SP), filtre + fraction condensée récupérée ds un barboteur	**0,016-0,090**	1	**0,018-1,000**	1	P 7 kW, valeur la plus faible avec dispositif d'épuration fumées	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à bois	bûches	tunnel à dilution (SP+matière condensée)	nd		**1,12-2,89**	1	P 6 kW	Gonçalves et al., 2010
réelles	chaudières			nd		nd			
réelles	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	avoine, tourbe, colza	dilution, filtre	nd		**0,27-0,85**	2	P 20 kW	Tissari et al., 2008
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			

réelles	chaudières à granulés	granulés de bois	isocinétique, impacteur Andersen	**0,017** (13% O_2)	1	**0,286** (13% O_2)	1	P 190 kW	Chen et al., 2010
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	tunnel à dilution, impacteur Dekati et filtre	nd		**0,21**	1	P 20 kW	Tissari et al., 2008
réelles/labo	poêles à granulés			nd		nd			
réelles/labo	poêles à granulés			nd		nd			

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 3. Facteurs d'émission de PM10 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

De façon générale, peu d'auteurs rapportent des facteurs d'émission de PM_{10}. Il n'y a pas de différence significative observée entre les mesures réalisées sur les poêles à bois français en conditions de laboratoire et en conditions réelles d'utilisation. La comparaison entre les appareils n'est pas facile en raison du nombre de données limité.

Les valeurs d'inventaire de PM_{10} du CITEPA (2009) sont les suivantes :

- pour les « foyers ouverts » : 0,713 g/MJ
- pour les « inserts » et « poêles » : 0,247 g/MJ pour les appareils « après 1996 » et 0,133 g/MJ pour les « performants »
- pour les « chaudières » : 0,095 g/MJ pour les appareils « après 1996 » et 0,046 g/MJ pour les « performants »

Elles surestiment d'un facteur 3 (pour les poêles à bois) à un facteur 20 (pour les inserts et foyers fermés) les quelques facteurs d'émission rassemblés dans le Tableau 3.

2.2.3. PM2,5

Les $PM_{2,5}$ représentent la fraction des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 µm. Lors de la combustion du bois, cette fraction représente entre 90 et 96 % des TSP (Collet, 2009 ; INERIS, 2008 ; Rau, 1989). Toutefois des valeurs plus basses ont été rapportées (76 %) lors de la combustion de bois humide (Purvis et al., 2000) montrant l'influence des pratiques d'utilisation des appareils de chauffage.

Les facteurs d'émission de $PM_{2,5}$ disponibles en France et à l'étranger ne concernent que des foyers ouverts et fermés, ainsi que des poêles à bois, aussi bien en conditions de mesures en laboratoire qu'en conditions réelles. Ces valeurs sont regroupées dans le Tableau 4.

Parmi les articles issus de la recherche bibliographique, aucun facteur d'émission de $PM_{2,5}$ n'a été relevé pour les chaudières (bois et granulés), ni pour les poêles à granulés.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	filtre chauffé 125°C, impacteur Johnas	**0,040** (all nom) **0,099** (all inter)	1	**0,725** (all nom) **1,76** (all inter)	1		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts	pin, chêne, eucalyptus	prélèvement isocinétique, cyclone élimine les MP sup à 10; filtre gravimétrie	nd		**5,1-9,5**	3		Schauer et al., 2001
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	NF 13229, NF EN 13240	**0,772**$^{(-)}$ (13% O_2)	1	**1,037**$^{(-')}$ (13%O_2)	2		(-)Rogaume et al., 2009; (-')Rogaume, 2010
labo	foyers ouverts	bûches	mesure après dilution, TSP+ fraction condensable	nd		**1,6-11,4**	3		Fine et al., 2001; Fine et al., 2002a; Fine et al., 2004a
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	filtre chauffé 125°C, impacteur Johnas	**0,011** (all nom) **0,019** (all inter)	1	**0,194** (all nom) **0,328** (all inter)	1		INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	TEOM après dilution	**0,08**	1	**0,1-2,6**	1		Hedberg et al., 2002
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	canne de prél chauffée 125°C, filtre chauffé, impacteur Johnas	**0,046-0,071** (all nom) **0,070-0,085** (all inter)	2	**0,74-1,30** (all nom) **1,27-1,52** (all inter)		1 ancien (15 ans) et 1 récent (4 ans), rdt 69% (poêle ancien moins émissif)	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois			nd		nd			
labo	poêles à bois		DIN+ et EN TS 15439:2006 (SP), filtre + fraction condensée récupérée ds un barboteur	**0,016-0,090**	1	**0,16-0,90**	1	P 7 kW, valeur la plus faible ac dispo d'épuration fumées	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à bois	chêne et cerisier	tunnel à dilution, filtre cyclone	nd		**1,1**	1		Lipsky et al., 2006
labo/réelles	chaudières			nd		nd			

labo/réelles	chaudières			nd	nd
labo/réelles	chaudières à granulés			nd	nd
labo/réelles	chaudières à granulés			nd	nd
labo/réelles	poêles à granulés			nd	nd
labo/réelles	poêles à granulés			nd	nd

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 4. Facteurs d'émission de PM2,5 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Les émissions de $PM_{2,5}$ par des foyers ouverts en conditions de laboratoire sont cohérentes avec le facteur d'inventaire du CITEPA (0,697 g/MJ), mais sont supérieures d'un facteur 7 aux émissions réelles.

Concernant les inserts, les foyers fermés et les poêles à bois, les valeurs d'inventaire employées par le CITEPA (2009), comprises entre 0,130 et 0,242 g/MJ pour des appareils récents, semblent surestimer les émissions de $PM_{2,5}$, au mieux d'un facteur 2.

2.2.4. PM_1

Les PM_1 représentent la fraction des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 1 µm, également appelé fraction ultrafine. Lors de la combustion du bois, cette fraction représente entre 84 et 99 % des TSP (Boman et al., 2011 ; Dorge et al., 2011 ; Hytönen et al., 2008 ; Obernberger et al., 2007 ; Brunner et al., 2006 ; Boman et al., 2004).

Nous ne disposons que d'une valeur de facteur d'émission de PM_1 pour un foyer ouvert et un poêle à bois français. A l'étranger, des facteurs d'émission sont disponibles pour des foyers fermés, des poêles à bois et des chaudières et poêles à granulés. Ces données sont regroupées dans le Tableau 5.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	NF 13229, NF EN 13240	**0,554** (13% O_2)	1	nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	dilution, DLPI, ELPI	**0,081**$^{(-)}$ (13% O_2)	1	**0,6**$^{(-')}$**-1,8**$^{(+')}$ (bonnes cond), **11,1**$^{(+'')}$ (mauv cond, 13% O_2)	8		(-)Lamberg et al., 2011; (-')Tissari et al., 2007; (+')(+'')Tissari et al., 2008
réelles	poêles à bois			nd		nd			
réelles	poêles à bois	bûches épicéa	dilution,cyclone et filtre	nd		**0,9**	1	poêle de 1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois		DIN+ et EN TS 15439:2006 (SP), filtre + fraction condensée récupérée ds un barboteur	**0,014-0,080** (13% O_2)	1	**0,14-0,80** (13% O_2)	1	P 7 kW, valeur la plus faible ac dispo d'épuration fumées	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à bois			nd		nd			
réelles	chaudières			nd		nd			
réelles	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	avoine, tourbe, colza	dilution, filtre, DLPI	nd		**0,32-0,97** (filtre); **0,26-0,83** (DLPI)	4	P 20 kW	Tissari et al., 2008
rélles	chaudières à granulés			nd		nd			

réelles	chaudières à granulés	granulés	dilution, filtre	**0,01** (13% O_2)	1	nd		P 500 kW	Sippula 2010
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	dilution, filtre	**0,015$^{(-)}$-0,020$^{(+)}$** (13% O_2)	2	**0,28$^{(-')}$-0,37$^{(+')}$** (13% O_2)	2	P 20-25 kW (em. proportionnelles)	(-)(-')Tissari et al., 2008; (+)(+')Lamberg et al., 2011
labo	poêles à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés	dilution, filtre	**0,100** (13% O_2)	1	nd		P 8 kW	Sippula 2010

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 5. Facteurs d'émission de PM1 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Toute comparaison semble délicate en raison des différences méthodologiques et du peu de données disponibles par type d'appareils. Néanmoins, le facteur d'émission du foyer ouvert est en accord avec le facteur d'émission de PM1 du CITEPA (0,69 g/MJ). En revanche pour les autres appareils, les facteurs d'émission du CITEPA (2009) semblent surestimer les émissions.

2.2.5. $PM_{0,1}$

Les $PM_{0,1}$ représentent la fraction des particules de diamètre aérodynamique inférieur à 100 nm. Lors de la combustion du bois, cette fraction représente entre 57 et 85 % des TSP en masse (Le Dreff et al., 2012b ; Dorge et al., 2011).

La littérature ne fait état que de peu de facteurs d'émission de $PM_{0,1}$ en tant que tels. En revanche des concentrations en $PM_{0,1}$ ont été mesurées à l'émission (Rogaume et al., 2010).

Un facteur d'émission de $PM_{0,1}$ est disponible pour un foyer fermé français de 9 kW (Rogaume et al., 2009) : 0,074 g/MJ (à 13 % de O_2) ; et un facteur d'émission pour un foyer ouvert français (Rogaume et al., 2009) : 0,066 g/MJ (à 13 % de O_2).

2.2.6. Conclusions sur les facteurs d'émission de particules

Les facteurs d'émissions particulaires issus de la littérature présentent de grandes variabilités pour un type d'appareil donné en raison des différences majeures issues des protocoles de mesures (Peren²bois, action 2, 2011), qui rendent difficiles les comparaisons entre les études.

Les facteurs d'émission fournis par les méthodologies DT et SPC sont plus élevés que ceux obtenus à partir de la méthodologie SP, cette dernière sous-estimant les concentrations des aérosols par la seule prise en compte de la fraction solide. Nussbaumer (2010) rapporte des facteurs compris entre 2,5 et 10 entre les méthodologies DT/SP et entre 3 et 6 pour la comparaison SPC/SP. La sous-estimation des émissions particulaires par la méthode SP est également confirmée par l'étude Peren²bois (action 2, 2011), fournissant des rapports compris entre 1,3 et 1,5 pour les méthodologies DT/SP et entre 1,3 et 2,8 pour les méthodologies SPC/SP.

Les méthodes DT et SPC semble fournir des résultats relativement similaires (Nussbaumer, 2010).

Il apparaît donc essentiel de trouver un consensus sur la méthode de mesure à mettre en œuvre afin de pouvoir réaliser des études comparatives solides des facteurs d'émission.

Les foyers ouverts sont peu étudiés, alors que leur taux de pénétration dans le parc français est considérable. Les inserts, les foyers fermés, les poêles et les chaudières à bois nécessitent également d'être davantage étudiés en termes d'utilisation en conditions réelles, pour différentes fractions particulaires. Le vieillissement de ces appareils n'est quasiment jamais pris en compte dans l'évaluation des émissions, alors qu'il pourrait être un facteur d'influence.

Les facteurs d'émission de TSP employés pour les inventaires du CITEPA ne semblent pas correspondre exactement aux résultats relevés dans la littérature, mais cela pourrait s'expliquer si ceux-ci prennent en compte la fraction condensable. De plus, dans le cas particulier des chaudières et poêles à granulés, il semble nécessaire d'établir des facteurs d'émission d'inventaire spécifiques au combustible granulés, mais aussi de développer nos connaissances sur ces appareils récents, qui semblent être les moins émissifs.

Les facteurs d'émission de TSP sont beaucoup plus étendus pour les chaudières et les poêles à bois que pour les autres types d'appareils. Pour les chaudières, ceci peut s'expliquer en partie par une gamme de puissance plus étendue, et des combustibles différents (essence de bois, humidité, granulés).

Les émissions de particules totales sont les plus étudiées. En revanche, les facteurs d'émission de PM_{10}, $PM_{2,5}$, PM_1 et $PM_{0,1}$ sont beaucoup moins disponibles, aussi bien dans la littérature française qu'étrangère, alors que les fractions les plus fines sont celles qui pénètrent le plus profondément dans les poumons, et sont potentiellement les plus dangereuses pour la santé. Cela s'explique peut-être par des difficultés techniques et/ou un surcoût des mesures. Les données de la littérature montre toutefois que la majorité des TSP (>80%) est contituée de particules inférieure à 10µm.

Pour ces mêmes raisons, peu de mesures des concentrations en nombre (Tissari et al., 2008 ; Tissari et al., 2009), PM_{10} (Sippula, 2010 ; Le Dreff et al., 2012) ; $PM_{2,5}$ (Le Dreff et al., 2012) ; PM_1 (Pettersson et al., 2011 ; Le Dreff et al., 2012) et $PM_{0,1}$ (Le Dreff et al., 2012) sont rapportées, alors que cette donnée constitue un paramètre très important pour évaluer la dangerosité de l'exposition aux particules. Quelle que soit la fraction particulaire concernée, les facteurs d'émission relevés dans la littérature sont compris entre 10^{12} et 10^{13} particules par MJ, et de l'ordre de 10^{14} à 10^{15} particules par kg de combustible brûlé.

La répartition granulomètrique est toutefois affectée par plusieurs paramètres liés aux pratiques d'utilisation des appareils. Ainsi, Purvis et al. (2000) ont mis en évidence trois variables qui affectent la distribution en taille des particules : l'efficacité de combustion, l'humidité du bois, ainsi que la température du tunnel à dilution. D'autre part l'utilisation de dispositifs d'épuration des fumées en particulier de type catalytique peut influencer également cette répartition (Ozil et al., 2011).

L'étude bibliographique a également mis en évidence les paramètres influants les émissions de particules. Celles-ci dépendent à la fois de l'essence de bois utilisée (le hêtre est moins émissif que le chêne, qui est moins émissif que le sapin), de son humidité (moins de particules émises lorsque le bois est sec) ainsi que du régime de fonctionnement de l'appareil de chauffage au bois, avec des émissions en moyenne 3,7 fois plus importantes lors des essais à allure réduite (INERIS, 2002).

Hartmann et al. (2009) ont montré que les émissions de TSP augmentent de façon significative lors de la combustion de bûches de hêtre (facteur 1,5) et d'épicéa (facteur 2,5) dans une chaudière de 30 kW, lorsque l'humidité du combustible dépasse 23 %. Les effets de l'humidité sont très prononcés dans le conduit d'évacuation des fumées où les prélèvements se font. En effet, la condensation des composés organiques en phase gazeuse engendre une augmentation des TPS mesurées (facteur 16 entre les émissions d'un combustible à 20 % d'humidité par rapport à 30 %), en particulier pour une humidité de bois de 30 %, lors de l'utilisation d'un foyer fermé de 7 kW (Hartmann et al., 2009).

L'étude Peren²bois (phase 1, 2010), conduite sur des poêles et des chaudières, montre des émissions de TSP plus importantes lors de l'utilisation des plaquettes de bois par rapport aux bûches ou aux granulés (facteur 9), mais ne met pas de différences significatives entre les essences de bois utilisées (hêtre, charme, résineux). Enfin cette même étude (action 1, 2010) conclue que l'âge de l'appareil de combustion influence les émissions de TSP en raison de l'amélioration des technologies de combustion. Les appareils fabriqués avant 1996 émettent plus de TSP que les appareils récents. Notre rapport de synthèse n'a en revanche pas permis de mettre en évidence cet effet en raison du non-renseignement de l'âge de l'appareil utilisé dans la plupart des études.

Les conditions d'utilisation réelles des appareils de combustion peuvent donc engendrer des facteurs d'émission des TSP différentes de ceux obtenues en laboratoire. Il existe encore très peu de mesures d'émission de particules réalisées sur le terrain prenant en compte l'ensemble des paramètres de fonctionnement de l'appareil de chauffage. Hors ce type de mesure présente l'avantage de fournir des indications sur les conséquences atmosphériques d'une utilisation réelle des appareils. .

Le Tableau 6 résume les différences existantes entre des mesures effectuées « sur le terrain » et une méthodologie européenne de laboratoire (NF EN 303-5 et NF EN 13229), utilisant

un protocole opératoire normatif. Ainsi, la méthodologie a une grande influence sur les concentrations mesurées et donc sur les facteurs d'émission. La prise en compte du comportement des utilisateurs par des mesures de terrain est essentielle dans l'évaluation des émissions par les appareils domestiques de chauffage au bois.

Conditions de terrain (utilisateur)	Conditions normatives	Influence sur les résultats
Fonctionnement à allure plus faible que la puissance nominale dans les conditions suivantes : - surdimensionnement du foyer pour subvenir aux épisodes de froid, - pour compenser un tirage trop important, - fonctionnement sans présence en continu de l'utilisateur (fonctionnement « nuit »)	Essais effectués à allure nominale (tirage 12 Pa)	Augmentation forte des émissions à allure réduite Diminution du rendement de quelques points (combustion incomplète)
Tirage trop important pour des conduits supérieurs à 4 m (> 20 Pa)	Tirage fixé à 12 Pa	Fonctionnement au-delà de la puissance nominale qui sans réduction du tirage conduit à une surconsommation de bois, une perte de rendement ainsi qu'à une réduction de l'allure de fonctionnement de l'appareil
Variation du tirage en fonction des conditions extérieures	Tirage régulé et constant à 12 Pa	A priori faible
Hauteur du conduit d'évacuation des fumées variable en fonction des habitations	Hauteur faible et constante (environ 2 m)	Augmentation du tirage, du dépôt de particules et du rendement (légèrement) avec la hauteur du conduit
Démarrage à froid	Essais réalisés à chaud, après allumage et mise en régime du foyer	Un démarrage à froid est nettement plus émissif
Essences de bois, tout venant	Essences à faibles émissions (hêtre, charme, bouleau)	Les émissions des essences résineuses sont plus importantes
Humidité du bois, tout venant (12 à 25%, voire plus)	Faible humidité du combustible : 16 +/-4 %	Augmentation des émissions avec la teneur en humidité du bois, le rendement et la puissance délivrée diminuent
Charge de bois introduite variable	Charge optimale déterminée en fonction de la puissance de l'appareil	Une charge trop faible ou trop forte entraîne une dégradation de la qualité de combustion (refroidissement de la chambre ou manque d'oxygène)
Dimension des bûches, tout venant	Diamètre minimum et longueur conforme aux spécifications du constructeur	Inhomogénéité des températures et du passage de l'air, qualité de combustion dégradée
Cycle complet de combustion (allumage, combustion vive, combustion molle, arrêt)	Combustion vive uniquement (essai de 30 min)	Les émissions les plus élevées sont constatées lors de l'allumage du foyer, du rechargement et lors de l'arrêt (excès d'air trop important)
Conduite de l'appareil	Réalisé par un professionnel	Des quantités chargées trop faibles ou trop fortes favorisent les émissions, fréquence de chargement (entrée d'air)
Vieillissement du foyer	Non prévu (pas de test d'usure à la combustion)	Diminution des performances des appareils dans le temps (entrée d'air parasite)

Tableau 6. Différences entre des mesures réalisées en conditions de terrain et des mesures d'émission normatives

2.3. Facteurs d'émission du dioxyde de carbone CO_2

Des facteurs d'émission de CO_2 ont été relevés dans la littérature française pour des foyers ouverts et fermés, des poêles à bois anciens et récents et pour des chaudières anciennes et récentes.

Les études menées à l'étranger rapportant des facteurs d'émission de CO_2 en tant que tels, ne concernent que des poêles de briques et métal utilisés en Chine et en Inde. D'autres études ont été menées sur des inserts et foyers fermés (Tissari et al., 2007), des chaudières à bois (Lillieblad et al., 2004 ; Johnsson et al., 2004 ; Kjällstrand et al., 2004 ; Olsson et al., 2003), à granulés (Verma et al., 2012 ; Olsson et al., 2003), ainsi que sur des poêles à granulés (Johnsson et al., 2004 ; Kjällstrand et al., 2004 ; Olsson et al., 2003), mais ces études reportent leurs résultats en concentration de CO_2 (% ou g/Nm^3). Ces données sont donc moins aisément utilisables pour effectuer des comparaisons entre les émissions des différents types d'appareils, mais elles figurent néanmoins dans le Tableau 7.

Le CO_2 est mesuré le plus souvent pas spectroscopie infrarouge, parfois à l'aide d'une cellule électrochimique, et de façon plus anecdotique par chromatographie en phase gazeuse (détection FID ou TCD). La plupart du temps, la méthode employée pour sa mesure n'est pas mentionnée dans la littérature étrangère et la teneur de CO_2 mesurée est exprimée en pourcentage ou ppm. En revanche nous avons relevé plusieurs facteurs d'émission dans la littérature française. Les résultats sont reportés dans le Tableau 7.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ ou %)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	nm	**86,5-93,8** (all nom) **96,7-122,1** (all inter)	2	**1665-1712** (all nom) **1715-2166** (all inter)	2	rdt 6-23%	INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	nm	**89,7-95,9** (all nom) **85,0-96,4** (all inter)	2	**1592-1702** (all nom) **1507-1711** (all inter)	2	un foyer ancien (25 ans rdt 79%), l'autre foyer 13 kW	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	IR, cellule électrochimique	**$3,9^{(-)}$-$4,0^{(+)}$%**	2	**$1619^{(-')}$-$1679^{(+')}$**	3	P 10-15 kW	(-)(+)Rabot-Querci, 2006 (-')(+')INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	IR	**7,0-7,2%** (13% O_2)		nd			Tissari et al., 2009
réelles	poêles à bois récents	bûches de hêtre	nm	**91,4** (all nom) **88,2** (all inter)	1	**1621** (all nom) **1565** (all inter)	1	rdt 67,8%	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois récents			nd		nd			
labo	poêles à bois récents	bûches de hêtre	IR	nd	3	**1454-1723**		P 8-? kW	INERIS, 2002
labo	poêles à bois récents			nd		nd			
réelles	poêles à bois anciens	bûches de hêtre	nm	**88,4** (all nom) **91,3** (all inter)	1	**1568** (all nom) **1619** (all inter)	1	rdt 68,3%	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois anciens			nd		nd			
labo	poêles à bois anciens	bûches de hêtre, chêne et sapin	IR	nd		**1545-1652**	3	P 9,3 kW	INERIS, 2002
labo	poêles à bois anciens			nd		nd			
nm	poêles briques et métal	bois, maïs, paille	GC-FID	**348-976**	10	**959-1560**	10	rdt 9,7-24 %	Zhang et al., 2000
nm	chaudières récentes (2002-2006)	plaquettes et broyat de palettes	IR	**59,1-71,8** (13% O_2)	4	nd		rdt 76-89%; P 320-750 kW	ADEME LECES, 2008

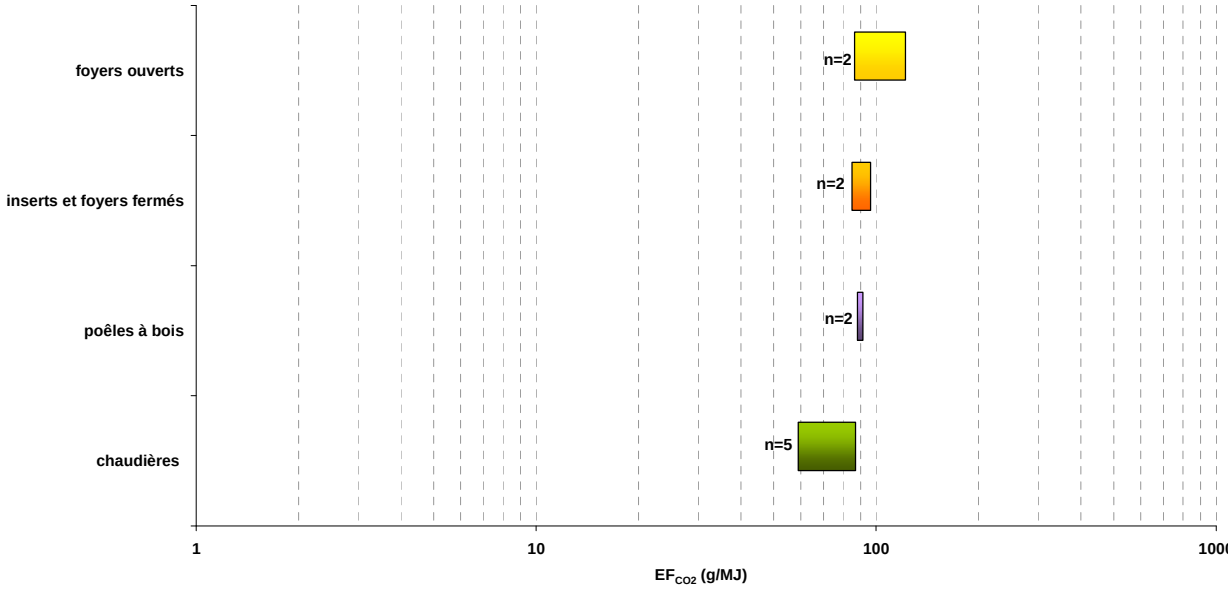
réelles	chaudière à bois	copeaux et sciure de bois	spectroscopie IR	**7,6%** (13%O_2)	1	nd		P 1500 kW, faible charge	Lillieblad et al., 2004
nm	chaudières **anciennes**	plaquettes forestière	IR	**87,0** (13% O_2)	1	nd		rdt 74%; P 400 kW	ADEME LECES, 2008
labo	chaudières à bois	bûches, briquettes	NDIR, GC-FID, GC-TCD	**$2,7^{(-)}$-$13^{(+)}$**	5	**$46^{(-')}$-$120^{(+')}$ g/Nm^3**	2	P 10-34 kW	(-)Olsson et al., 2006; (+)Johnsson et al., 2004; (-')(+')Kjällstrand et al., 2004
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés de bois	IR, NDIR, GC-TCD	**$2,1^{(-)}$-$14,5^{(+)}$%**	6	nd		P 10-1500 kW (valeur max)	(-)Olsson et al., 2003; (+)Verma et al., 2012
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	GC-FID	nd	2	**50-130 g/Nm^3**	2	P 20-? kW	Kjällstrand et al., 2004
réelles	poêles à granulés			nd		nd			
réelles	poêles à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés de bois	NDIR, GC-FID, GC-TCD	**$2,7^{(-)}$-$13^{(+)}$%**	5	**$46^{(-')}$ g/Nm^3**	1	P 7-22 kW	(-)Olsson et al., 2003; (+)Johnsson et al., 2004; (-')Kjällstrand et al., 2004

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 7. Facteurs d'émission de CO2 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Les facteurs d'émission de CO_2 des foyers fermés français testés en conditions réelles sont plus élevés pour l'appareil ancien (25 ans) que pour l'appareil de 4 ans. Nous ne savons pas si ce résultat est significatif en raison du peu de données disponibles. Les tests effectués en laboratoire et sur le terrain sont du même ordre de grandeur pour les inserts et foyers fermés.

Concernant les poêles à bois français, les données étudiées montrent peu de différence entre les facteurs d'émission de CO_2 mesurés pour des modèles anciens et récents, en conditions réelles ou en laboratoire. La légère différence observée entre le facteur d'émission de CO_2 d'une chaudière ancienne française avec les facteurs d'émission de chaudières plus récentes pourrait s'expliquer par la nature du combustible utilisé. Pour les autres types d'appareil, les facteurs d'émission de CO_2 sont du même ordre de grandeur (Figure 4). Enfin, il semble que le paramètre qui influence le plus les émissions de CO_2 soit l'allure de fonctionnement de l'appareil (INERIS, 2002).



n : nombre minimum d'appareils testés

Figure 4. Etendue des facteurs d'émission de CO2 par différents types d'appareils

2.4. Facteurs d'émission des oxydes d'azote NO_x

Des facteurs d'émission de NO_x ont été relevés dans la littérature française pour les appareils suivants : foyers ouverts, inserts et foyers fermés anciens et récents, poêles à bois anciens et récents, chaudières anciennes et récentes, et poêles à granulés.

Dans la littérature étrangère, nous disposons de facteurs d'émission de NO_x pour des inserts et foyers fermés anciens et récents, des poêles à bois et à granulés, ainsi que pour des chaudières à bois anciennes et récentes.

Les méthodes de détection employées en France sont essentiellement la chimiluminescence et les cellules électrochimiques. A l'étranger on note en plus l'emploi de méthodes colorimétriques, ainsi que de l'infrarouge à transformée de Fourier.

Les gammes de facteurs d'émission de NO_x obtenues pour chaque type d'appareil sont regroupées dans le Tableau 8. Il est précisé par certains auteurs que leurs résultats sont donnés en équivalent NO ou NO_2, en revanche d'autres auteurs ne précisent rien.

Nous avons converti les facteurs d'émission donnés en équivalent NO en équivalent NO_2 en supposant la teneur de NO_2 faible et en utilisant le rapport des masses molaires de NO et NO_2. Il est possible que ces valeurs exprimées de la sorte sous-estiment un peu les émissions.

Peu de facteurs d'émission de NO_x par les **foyers ouverts** sont disponibles. Il est difficile de comparer les données de laboratoire et les données réelles car les techniques de mesure ne sont pas identiques.

Les informations disponibles sur les émissions d'**inserts et foyers fermés,** récents et anciens, en France et à l'étranger, sont du même ordre de grandeur. Il en va de même pour les **poêles à bois, poêles à granulés** et les **chaudières**, avec un facteur de variation maximum de l'ordre de 3.

Les études menées par l'INERIS (2002, 2008), en allures nominale et réduite sur plusieurs types d'appareils, ne permet pas de conclure formellement sur le sens de variation des émissions de NO_x en fonction de l'allure de fonctionnement des appareils.

La Figure 5 présente l'étendue des gammes de facteurs d'émission relevés dans la littérature, ainsi que les facteurs d'inventaire utilisés par le CITEPA (2009).

Les inserts et foyers fermés testés en conditions de laboratoire, et les poêles à bois testés en conditions réelles d'utilisation présentent la plus grande gamme de facteurs d'émission. Dans le cas des poêles à bois, cette observation doit être pris avec précaution car elle ne prend en compte que les résultats de seulement 2 appareils testés en conditions réelles.

Les paramètres influant les émissions d'oxyde d'azote ont fait l'objet de plusieurs travaux. Hartmann et al. (2009) n'ont pas mis en évidence de lien entre les émissions de NO_x et l'humidité des bûches dans les chaudières étudiées. D'autre part, l'étude conduite par l'INERIS (2002) n'a pas conclu à une incidence significative de l'essence, du type d'appareil testé ni de l'humidité du bois sur les émissions de NO. En revanche l'allure de fonctionnement constitue un paramètre influant plus important vis à vis des émissions de NOx.

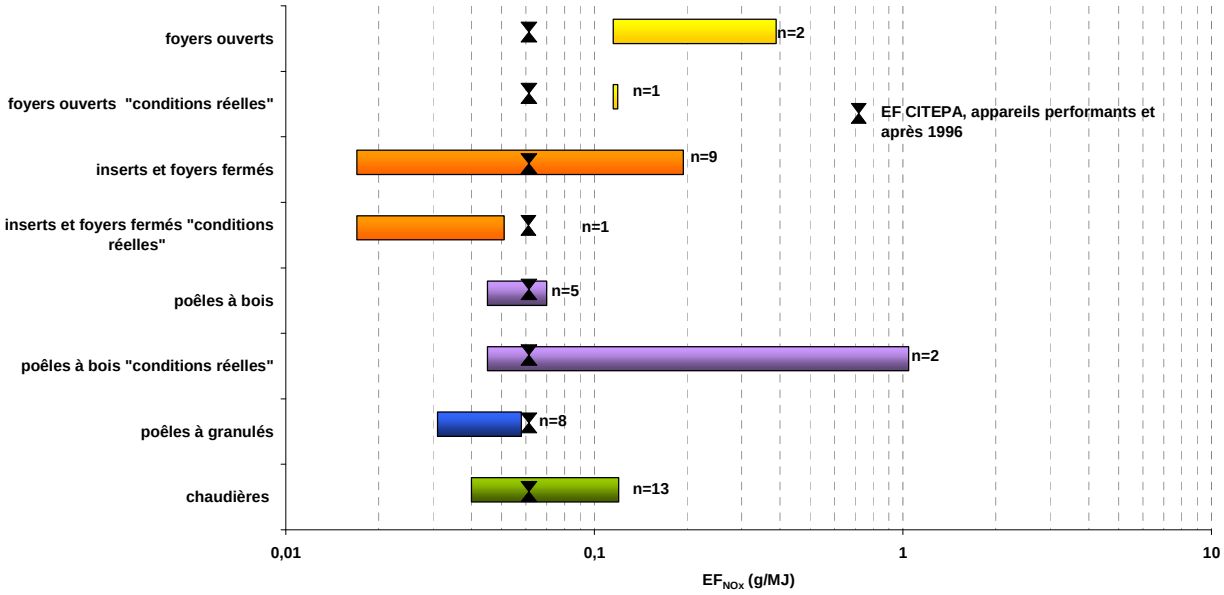


Figure 5. Etendue des facteurs d'émission de NOx par différents types d'appareils (n : nombre minimum d'appareils testés)

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	nm	**0,119** (all nom) **0,115** (all inter)	1	**2,1** (all nom) **2,0** (all inter)	1		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	cellule électrochimique	**0,388** (eq NO_2, 13% O_2)	1	nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau et épicéa	FTIR	nd		**0,7-0,9**	2	appareils récents (1998 et 2004)	Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	cellule électrochimique, chimiluminescence	**$0{,}055^{(-)}$-$0{,}100^{(+)}$** (eq NO_2)	3	**$0{,}99^{(-')}$-$1{,}6^{(+')}$** (eq NO_2) **$0{,}97^{(-'')}$-$1{,}13^{(+'')}$** (eq NO_2)	6	P 9-15 kW	(-)Rogaume et al., 2009; (-')INERIS, 2008; (+)(+')Peren²bois 2011; (-'')(+'')INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	chimiluminescence, FTIR	**0,074-0,194** (13% O_2)	5	**1,38-3,63** (13% O_2)	5		Lamberg et al., 2011
réelles	inserts et foyers fermés anciens	bûches de hêtre	nm	**0,056** (all nom) **0,017** (all inter)	1	**0,99** (all nom) **0,31** (all inter)	1	rdt 79,2%	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés anciens	bûches de bouleau et aulne	FTIR	nd		**1,0-1,1**	2	appareils anciens (1990 et 1992)	Tissari et al., 2007
réelles	poêles à bois récents	bûches de hêtre	nm	**0,064** (all nom) **0,045** (all inter)	1	**1,13** (all nom) **0,80** (all inter)	1	4 ans, rdt 68%	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois récents			nd		nd			
réelles	poêles à bois anciens	bûches de hêtre	nm	**0,053** (all nom) **0,062** (all inter)	1	**0,94** (all nom) **1,10** (all inter)	1	15 ans, rdt 68%	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois ancien	bûches d'épicéa	FTIR	nd		**0,48**	1	1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois	bûches de hêtre	chimiluminescence	**0,070** (eq NO_2)	1	**$1{,}2^{(-')}$** (eq NO_2) **$0{,}63^{(-'')}$-$1{,}20^{(+'')}$** (eq NO_2)	7	P 7-10 kW (norme et pratiques courantes)	(-')Peren²bois 2011; (-'')(+'')INERIS, 2002
labo	poêles à bois	bûches de bouleau, pin, épicéa et chêne	nm	**$0{,}047^{(-)}$-$0{,}050^{(+)}$**	2	**$0{,}84^{(-')}$-$1{,}1^{(+')}$** (eq NO_2)	3	P 9-? kW	(-)(-')Pettersson et al., 2011; (+)Boman et al., 2005; (+')Envir. Canada

nm	poêles en briques et métal	bois, maïs, paille de blé	analyse colorimétrique	**0,11-0,925**	10	**0,23-1,95**	10	P 9,7-22 kW, utilisés en Chine et en Inde	Zhang et al., 2000
réelles	chaudières	plaquettes forestières et palettes	chimiluminescence	**0,040-0,120** (13%O_2)	5	nd		rdt 74-89%, P 320-750 kW	ADEME LECES, 2008
réelles	chaudières	bois	nm	**0,11**	2	nd			Spitzer et al., 1998
réelles	chaudières anciennes	bois		**0,070** (eq NO_2)	1	**1,2** (eq NO_2)		P 14,5 kW, all inter	Peren²bois action 4, 2011
réelles	chaudières anciennes			nd		nd			
labo	chaudières anciennes	bûches	chimiluminescence	**0,056-0,059** (eq NO_2, 13% O_2)	2	**1,07-1,11** (eq NO_2, 13% O_2)	2	P 10-24 kW	Johnsson et al., 2004
labo	chaudières modernes	bûches	chimiluminescence	**0,051-0,074** (eq NO_2, 13% O_2)	2	**0,96-1,41** (eq NO_2, 13% O_2)	2	P 28-34 kW	Johnsson et al., 2004
labo	chaudières	briquettes de bois	chimiluminescence	**0,043** (eq NO_2, 13% O_2)	1	**0,81** (eq NO_2, 13% O_2)	1	P 23 kW	Johnsson et al., 2004
labo	chaudières	avoine, tourbe, colza	FTIR	nd		**4,85-8,83**	4	P 20 kW	Tissari et al., 2008
réelles/labo	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles/labo	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	poêles à granulés			nd		nd			
réelles	poêles à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés de bois	cellule électrochimique	**0,051** (eq NO_2)	1	**0,88** (eq NO_2)	1	P 5,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à granulés	granulés de bois	chimiluminescence	**0,031$^{(-)}$-0,058$^{(+)}$**	7	**0,74$^{(-')}$-0,99$^{(+')}$**	2	P 2-22 kW	(-)Boman et al., 2005 (+)Boman et al., 2011 (-')(+')Johnsson et al., 2004

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 8. Facteurs d'émission de NOx pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

2.5. Facteurs d'émission du dioxyde de soufre SO_2

Le Tableau 9 présente les facteurs d'émission du SO_2 pour différents appareils, français et étrangers. Les données issues de la littérature française concernent les appareils suivants : les inserts et foyers fermés, les poêles à bois anciens et récents, les chaudières collectives récentes et anciennes.

Les techniques principales utilisées pour la mesure de SO_2 sont la fluorescence dans l'ultraviolet et le prélèvement par barbotage dans une solution de H_2O_2 suivi d'une analyse par chromatographie ionique. Certains travaux utilisent parfois l'infrarouge à transformée de Fourier (FTIR).

De façon générale, trop peu de données sont disponibles sur les émissions de SO_2. On peut de plus noter des différences entre les études françaises et celles rapportées dans la littérature internationale. Ainsi les facteurs d'émission de SO_2 des inserts et foyers fermés issus d'études étrangers sont inférieurs à ceux des appareils français, sans qu'il soit possible d'en identifier la raison.

En effet plusieurs facteurs influencent ces émissions. Ainsi l'allure de fonctionnement des appareils conditionne les rejets de SO_2. Ceux-ci peuvent en effet être triplés lors d'un fonctionnement à allure réduite par rapport à une allure nominale (INERIS, 2002). D'autre part, l'essence de bois influence également ces émissions, essentiellement en raison de la teneur en soufre du combustible (Tissari et al., 2008 ; INERIS, 2002). Enfin, le type de foyer ne semble jouer qu'un rôle mineur sur les émissions de SO_2 (INERIS, 2002).

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	Facteurs d'émission (g/MJ)	n	Facteurs d'émission (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles/labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles/labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	fluorescence UV	nd		**1,7-2,5**	3	P 10-15 kW	INERIS, 2002
nm	inserts et foyers fermés	bûches de chêne	nm	nd		**0,006-0,089**	4	rdt 34-65,6%	Environnement Canada
réelles	poêles à bois			nd		nd			
réelles	poêles à bois			nd		nd			
labo	poêles à bois	bûches de hêtre	fluorescence UV	nd		**0,3-2,5**	3	P 8-? kW; pratique courante et selon norme	INERIS, 2002
labo	poêles en briques et métal	bois, maïs, maille de blé, branchages	sac Tedlar, barbotage, analyse colorimétrique: méthode SEPA 1992	**ND-0,911**	10	**ND-0,2**	10	rdt 9,7-24%	Zhang et al., 2000
labo	poêles anciens	bûches de hêtre, chêne et sapin	fluorescence UV	nd		**0,3-1,9**	3	rdt 60-65%; P 9,3 kW; pratique courante	INERIS, 2002
	poêles anciens			nd		nd			
réelles	chaudières	plaquettes forestières et broyats de palettes	barbotage continu dans H_2O_2 (NF ISO 11632)	**0,0001-0,0034** (13% O_2)	4	**0,002-0,045**	4	rdt 76-89%; P 320-750 kW; appareils récents (2002-2006)	ADEME-LECES, 2008
réelles	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	avoine, tourbe, graines de colza	FTIR	nd		**2,3-7,3**	4	P 20 kW	Tissari et al., 2008
nm	chaudières anciennes	plaquettes forestières	barbotage continu dans H_2O_2 (NF ISO 11632)	**0,053** (13% O_2)	1	**0,965** (13% O_2)	1	rdt 74% P 400 kW; appareil ancien (1992)	ADEME-LECES, 2008

	chaudières anciennes			nd	nd			
réelles	chaudières à granulés			nd	nd			
réelles	chaudière granulés	granulés de bois	barbotage continu dans H_2O_2 et chromato ionique	**0,011** (13% O_2)	nd		P 190 kW	Chen et al., 2010
labo	chaudières à granulés			nd	nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	FTIR	nd	**0,05**	1	P 20 kW	Tissari et al., 2008
réelles/labo	poêles à granulés			nd	nd			
réelles/labo	poêles à granulés			nd	nd			

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés), nm : non mentionné. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 9. Facteurs d'émission de SO2 pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

2.6. Facteurs d'émission des Composés Organiques Volatils COV

Lors de la combustion du bois, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine le composant se cassent sous l'effet de l'augmentation de la température, favorisant ainsi la production de COV, précurseurs d'aérosols organiques secondaires. En effet, les COV peuvent, après rejet, subir des transformations chimiques conduisant à la formation et à l'accumulation dans l'environnement de composés nocifs, tels que l'ozone (Jenkin et al., 1997). Le terme COV regroupe en réalité une multitude de composés organiques produits par la combustion. Ceci se traduit par une hétérogénéité des données de la littérature entre les travaux se focalisant sur les émissions de quelques composés spécifiques et les travaux rapportant des concentrations totales de COV.

Les facteurs d'émission de COV trouvés dans la littérature sont donnés en COV totaux (COVT), analysés par FID (détection par ionisation de flamme). Les COVT sont assimilables aux THC (Total HydroCarbons) et aux OGC (Organic Gaseous Compounds), dénomination également utilisée par certains auteurs.

Les unités d'expression des facteurs d'émission de COV sont multiples. Ils peuvent être exprimés en g/MJ ou g/kg, lorsqu'il s'agit d'une somme de composés analysés séparément ou en équivalent carbone, méthane ou propane lorsqu'ils sont quantifiés par un analyseur FID.

Pour une présentation homogène des résultats, dans le cas de la détermination des COV totaux, les facteurs d'émission de COVT ont été convertis en équivalent méthane, en utilisant la relation suivante (en unité massique) :

$$EF(\text{eq. } CH_4) = EF \text{ (eq. C)} \times M_{CH4}/M_C = EF \text{ (eq. C)} \times 16/12$$

Avec :

EF, facteur d'émission, exprimé en équivalent méthane (eq. CH_4) ou en équivalent carbone (eq. C)

M_c, masse molaire du carbone

M_{CH4}, masse molaire du méthane

Dans le Tableau 10, seuls les COV quantifiés par analyse FID sont présentés pour différents appareils de chauffage, car c'est la technique analytique fournissant le plus de données d'émission de COVT dans la littérature.

D'après les travaux de Tissari et al. (2007), les mesures faites par FTIR donnent des résultats plus exacts qu'avec un FID, ce qui peut conduire à des facteurs d'émission de COV totaux 30 % supérieurs à ceux obtenus avec un FID. En effet, chaque COV a son coefficient de réponse propre lors d'une détection par FID, par conséquent, les concentrations de COV peuvent être sous-estimées. Pour y remédier, certains auteurs réalisent les mesures par FTIR et quantifient les COV un par un, mais en nombre limité (par exemple 40 COV par Tissari et al., 2007).

Or, les COV émis lors de la combustion du bois sont très nombreux, comme en témoigne l'étude menée par Schauer et al. (2001), qui a identifié 1330 espèces organiques en phase gazeuse, lors de la combustion de pin dans un foyer ouvert (principalement des aldéhydes aliphatiques, des alcènes et alcynes).

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ) en eq. CH_4	n	FE (g/kg) en eq. CH_4	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	FID	**1,403-1,407** (0,940-1,196 all nom; 1,618-2,00 all inter)	2	**24,8-26,1** (16,5-21,3 all nom; 28,6-35,6 all inter)	2		rapport INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	FID	**2,878** (13% O_2)	1	nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	FID	**0,208-0,377** (0,213-0,485 all nom; 0,201-0,270 all inter)	2	**3,79-6,63** (3,79-8,53 all nom; 3,56-4,75 all inter)	2	P 13-? kW; rdt 74-79 %	rapport INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés anciens			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés anciens			nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	FID	**0,070$^{(-)}$-2,89$^{(+)}$**	12	**1,19$^{(-)}$-53,1$^{(+)}$**	5	P 9-15 kW	(-)Peren²bois action 4, 2011; Rogaume et al., 2009; Redupo Bois, 2012; (+)INERIS, 2002;
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	FID	nd		**0,53$^{(-)}$-3,61$^{(+)}$**	4		(-)(+)Tissari et al., 2009; Tissari et al., 2008
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	FID	**1,534** (0,709 all nom, 2,36 all inter)	1	**27,2** (12,6 all nom, 42,0 all inter)	1	rdt 68 %	rapport INERIS, 2008
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre et plaquettes de chêne	FID	**0,012-1,00**	6	nd		P 6,5- 21,8 kW	Hübner et al., 2005
réelles	poêles à bois anciens	bûches de hêtre	FID	**0,848** (0,944 all nom, 0,756 all inter)	1	**15,1** (16,9 all nom, 13,5 all inter)	1	rdt 68 % ; âge 15 ans	rapport INERIS, 2008
réelles	poêles à bois anciens			nd		nd			
labo	poêles à bois	bûches de hêtre	FID	**1,19$^{(-)}$-2,17$^{(+)}$**	2	**19,0$^{(-)}$-39,9$^{(+)}$**	2	P 7-? kW	(-)Peren²bois action 4, 2011; (+)INERIS, 2002;
labo	poêles à bois	bûches bouleau, pin et épicéa	FID	**0,31-4,8**	1	**5,9-91,2**	1	P 9 kW	Boman et al., 2005

labo	poêles à bois anciens	bûches de hêtre, chêne et sapin	FID	**0,69-3,12**	3	**12,7-57,2**	3	P 8-9,3 kW	INERIS, 2002
labo	poêles à bois anciens			nd		nd			
réelles	chaudières à bois			nd		nd			
réelles	chaudières à bois	bûches d'épicéa, hêtre et bouleau	FID	**0,039-0,667**	7	nd		P 12,9-63,5	Hübner et al., 2005
		bois déchiqueté	FID	**0,068-0,078**	3	nd		P 17,7-23,7 kW	Hübner et al., 2005
labo	chaudières			nd		nd			
labo	chaudières	bûches, briquettes de bois	FID	**0,014-0,089**	3	**0,266-1,691**	3	P 23-34 kW	Johnsson et al., 2004
labo	chaudières anciennes	nm	FID	**1,42**	1	**2,13**	1	P 14,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	chaudières anciennes	bûches	FID	**1,5**	1	**28,5**	1	P 24 kW	Johnsson et al., 2004
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés de bois	FID	**<0,001$^{(-)}$-0,656$^{(+)}$**	2	**<0,027$^{(-)}$-13,4$^{(+)}$**	1	P 26-1750 kW	(-)(+)Johnsson et al., 2001; Hübner et al., 2005
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés	FID	**0,48**	1	**7,11**	1	P 5,5 kW	Peren²bois action 4, 2011
labo	poêles à granulés	granulés	FID	**0,003$^{(-)}$-0,375$^{(+)}$**	5	**0,057$^{(-)}$-1,33$^{(+')}$**	4	P 11-22 kW	(-)Johansson et al., 2004; (+)Boman et al., 2004; (+')Boman et al., 2005

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire ; eq : équivalent ; FID : détecteur à ionisation de flamme. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 10. Facteurs d'émission de COV totaux (COVT) en équivalent méthane, mesurés par FID, pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Il n'y a pas de facteurs d'émission d'inventaire fournis par le CITEPA pour les COVT, en revanche, ils sont disponibles pour les COVNM (non méthanique), exprimés en équivalent propane.

Ces facteurs sont les suivants :

- pour les foyers ouverts : 1700 g_{C3H8}/GJ, soit **1,85 g_{CH4}/MJ**
- pour les inserts et les poêles : 400 g_{C3H8}/GJ « après 1996 » (**0,44 g_{CH4}/MJ**) ; et 250 g_{C3H8}/GJ « performant » (**0,27 g_{CH4}/MJ**)
- pour les chaudières : 300 g_{C3H8}/GJ « après 1996 » (**0,33 g_{CH4}/MJ**) ; 50 g_{C3H8}/GJ « performant » (**0,05 g_{CH4}/MJ**)

Les valeurs d'inventaire des COVNM sont du même ordre de grandeur que les facteurs d'émission de COVT (= COVNM + CH_4) de la littérature, quelle que soit la catégorie de l'appareil considéré.

La Figure 6 représente l'étendue des gammes de facteurs d'émission de COVT déterminés à partir de mesures par FID.

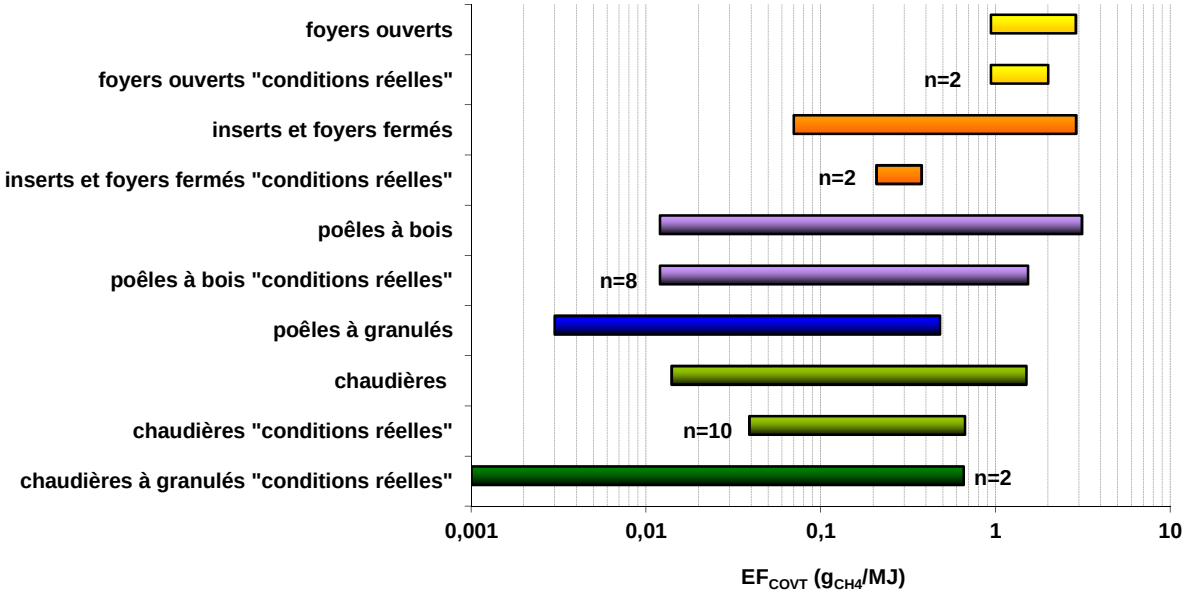


Figure 6. Etendue des facteurs d'émission de COVT (g eq CH4/MJ) par différents types d'appareils

Les gammes d'émission de COVT s'étendent sur un, voire deux ordres de grandeur pour les appareils autres que les foyers ouverts. Il a déjà été largement montré que les émissions de COV étaient fortement dépendantes des **phases de combustion** du bois. Ainsi par exemple, selon l'étude Peren²bois (action 4, 2011) les émissions de COVT (COV totaux) pour l'insert à bûches étudié, sont maximales à l'allumage et pendant le régime de braise (non systématique), en raison d'une température de combustion plus basse. En phase hétérogène, les facteurs d'émission de COVT ont été multipliés par un facteur allant de 2 (chaudière à bûches, fonctionnement à allure réduite), à 2,5 (insert à bûches) par rapport au régime de combustion établi. Une augmentation des émissions de COVT d'un facteur 4,5 a été constatée entre des essais à allure nominale et à allure réduite (INERIS, 2002).

Les émissions de COVT dépendent également de l'**humidité** du combustible utilisé. Hartmann et al. (2009) ont mis en évidence une augmentation de ces émissions en fonction d'une humidité croissante des bûches (hêtre et épicéa) utilisées dans une chaudière, particulièrement au-delà de 23 %. McDonald et al. (2000) ont constaté que lorsque l'humidité double, les émissions de COV sont 2 à 4 fois plus importantes.

Les essais menés par le CEN (cf. résultats dans le rapport Peren²bois action 2, 2011) permettent d'établir une corrélation linéaire forte (qui reste à confirmer compte tenu du faible nombre d'essais réalisés) entre les émissions de COVT et la concentration de la fraction condensable particulaire pour un poêle à bûches et un poêle à granulés testés.

Le travail de synthèse bibliographique a été également mené sur plusieurs COV particuliers (méthane benzène, toluène, xylènes, formaldéhyde, acétone, acétaldéhyde, acroléine) en raison de leur contribution au réchauffement climatique, de leur toxicité ou de leur réactivité chimique. Les résultats sont détaillés dans la suite de ce paragraphe.

Le **méthane** est l'hydrocarbure prédominant émis lors de la combustion de la biomasse(Tissari et al., 2007). Selon l'étude réalisée par Boman et al. (2004), le méthane constitue 41 +/- 6 % des COV totaux, et l'éthène, l'acétylène, le benzène, le propène, l'éthane et le toluène constituent 93 +/- 3 % des COVNM (poêle à bois). Pour les poêles à granulés testés, le méthane est émis à hauteur de 54 +/- 14 % des émissions totales de COV.

Ce gaz n'est en lui-même pas dangereux pour la santé, mais il contribue aux réactions atmosphériques et au réchauffement climatique (gaz à effet de serre).

En France, les mesures de facteurs d'émission de méthane ont été essentiellement réalisées en laboratoire, pour les foyers ouverts et fermés, ainsi que pour les poêles à bois. A l'étranger, les mesures concernent en plus les chaudières à bois et à granulés, ainsi que les poêles à granulés. Les quelques facteurs d'émission rassemblés, déterminés par FTIR ou FID, figurent dans le Tableau 11.

Il y a peu de facteurs d'émission de méthane rapportés dans la littérature qui concernent des mesures en conditions réelles d'utilisation, et les foyers ouverts sont insuffisamment étudiés. La Figure 7 représente l'étendue des facteurs d'émission de méthane pour différents types d'appareils de chauffage au bois, ainsi que les valeurs d'inventaire employées par le CITEPA (2009).

Les valeurs d'inventaires utilisées par le CITEPA sont globalement en accord avec les valeurs trouvées dans la littérature, exception fait du combustible « granulés », qui mériterait là encore d'avoir ses propres facteurs.

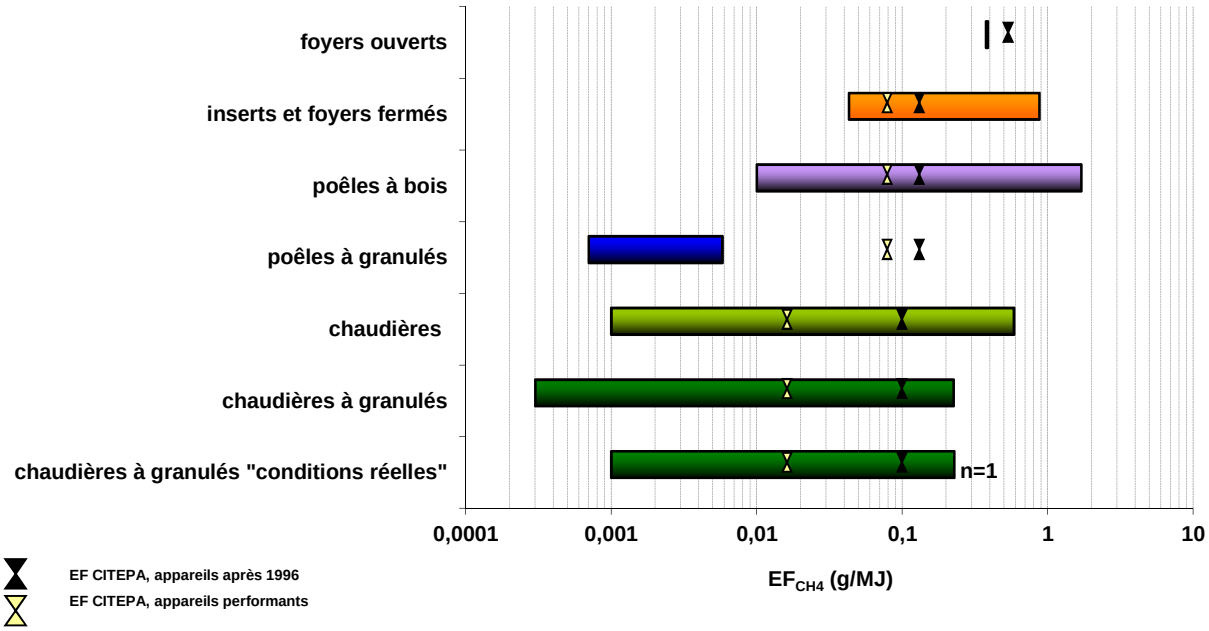


Figure 7. Etendue des facteurs d'émission de CH4 par différents types d'appareils

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	FE (g/MJ)	n	FE (g/kg)	n	Commentaires	Références
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre		nd		nd			
réelles	foyers ouverts			nd		nd			
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	FID	**0,317**	1	nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts	pin	canister + GC-FID	nd		**4,12**	1		Schauer et al., 2001
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd			
réelles	inserts et foyers fermés	bouleau, épicéa, aulne	FTIR	nd		**0,45-1,24**	3	âgés de 1990 à 1998	Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	FID	**0,15$^{(-)}$-0,877$^{(+)}$**	4	**8,3$^{(-')}$-16,1$^{(+')}$**	3	P 9-15 kW	(-)Rogaume et al., 2009; (+)(-')(+')INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	bouleau (maj), chêne	FTIR	**0,043$^{(-)}$-0,130$^{(+)}$**	3	**0,58$^{(-')}$-12,2$^{(+')}$**	8		(-)(+)Lamberg et al., 2011; (-')Tissari et al., 2008; (+')Environnement Canada
réelles	poêles à bois			nd		nd			
réelles	poêles à bois	épicéa	FTIR	nd		**0,51**	1	date de 1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois	bûches de hêtre, chêne et sapin	FID	**0,632**	1	**11,6**	1	P 8 kW	INERIS, 2002
labo	poêles à bois	bûches de bouleau, pin, épicéa et chêne	sac Tedlar + GC-FID	**0,010$^{(-)}$-1,70$^{(+)}$**	3	**0,188$^{(-)}$-32,3$^{(+)}$**	4	P 9 kW	(-)(+)Boman et al., 2005; Environnement Canada; Pettersson et al., 2011
labo	poêles à bois anciens	bûches de hêtre	FID	**0,327** (all nom) **0,523** (all inter)	2	**6,0** (all nom) **9,6** (all inter)	2	P 9,3 kW	INERIS, 2002
labo	poêles à bois anciens			nd		nd			
nm	poêles brique	paille, maïs, bois	sac Tedlar + GC-FID	**0,294-4,19**	10	**0,595-8,97**	10	utilisés en Chine et en Inde	Zhang et al., 2000
réelles	chaudières à bois			nd		nd			
réelles	chaudières à bois			nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd			

labo	chaudières	bûches et briquettes de bois	sac Tedlar + GC-FID	**0,001$^{(-)}$-0,010$^{(+)}$**	3	**0,011$^{(-)}$-0,053$^{(+)}$**	4	P 23-34 kW	(-)(+)Johansson et al., 2004; Olsson et al., 2006
nm	chaudières anciennes			nd		nd			
labo	chaudières anciennes	bûches	sac Tedlar + GC-FID	**0,586**	1	**11,13**	1	P 24 kW	Johansson et al., 2004
réelles	chaudières à granulés			nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés de bois	FTIR	**<0,001-0,228**	1	nd		P 1750 kW, charge entre 20 et 100% (émissions inversement proportionnelles)	Johnsson et al., 2001
labo	chaudières à granulés			nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés de bois	FTIR	**0,0003**	1	**0,006**	1	P 25 kW	Lamberg et al., 2011
nm	poêles à granulés			nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés de bois	sac Tedlar + GC-FID	**0,0007$^{(-)}$-0,0058$^{(+)}$**	4	**<0,011 $^{(-')}$-0,347$^{(+')}$**	4	P 11-22 kW	(-)(+)(+')Boman et al., 2005; (-')Johansson et al., 2004

n : nombre minimum d'appareils testés ; nd : non déterminé (facteurs d'émission non identifié dans les articles étudiés) ; nm : non mentionné ; all. nom. : allure nominale ; all inter : allure intermédiaire ; FID : détecteur à ionisation de flamme ; FTIR : spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier. Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 11. Facteurs d'émission du méthane pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Parmi les COV les plus fréquemment mesurés lors de la combustion de biomasse par les appareils domestiques se trouvent l'éthane, l'éthène, l'éthyne, le propène, le benzène et le toluène (Johansson et al., 2004 ; Olsson et al., 2006), dont certains en proportions importantes. Les méthodes d'analyse de ces composés sont variées : prélèvement par canister ou sur tube Tenax, et analyse par chromatographie en phase gazeuse, couplée à un FID ou à un spectromètre de masse (MS). Ces méthodes n'ont pas la même sensibilité (la masse étant plus sensible que le FID). D'autres auteurs utilisent également l'infrarouge à transformée de Fourier (FTIR).

Selon Schauer et al. (2001), le **benzène** représente 60 % des émissions d'hydrocarbures monoaromatiques (essais réalisés avec une essence de pin en foyer ouvert). C'est un composé cancérigène et irritant. Ses homologues supérieurs (**toluène** et **xylènes**) sont également irritants pour les yeux et les voies respiratoires.

Le Tableau 12 regroupe les facteurs d'émission des BTX (benzène, toluène et xylènes) publiés dans la littérature.

L'étude menée par l'INERIS (2002) sur un insert, un poêle et deux foyers fermés, a mis en évidence des émissions élevées de benzène et de toluène. Les résultats de la quantification de ces composés fournit des facteurs d'émission moyens compris entre 0,186 et 3,570 g/kg pour le benzène et entre 0,057 et 0,765 g/kg pour le toluène, ce qui semble élevé (particulièrement pour le benzène) par rapport aux valeurs du Tableau 12.

Les données récoltées dans la littérature restent parcellaires et peu d'études sont conduites sur le terrain. Il semble néanmoins que la proportion de benzène émise par les appareils de combustion de biomasse augmente en fonction d'une efficacité de combustion croissante (Kjällstrand et al., 2004).

				Benzène				Toluène				Xylènes					
Conditions	**Appareils**	**Combustible**	**Méthodologie**	**Facteurs d'émission (g/MJ)**	**n**	**Facteurs d'émission (g/kg)**	**n**	**Facteurs d'émission (g/MJ)**	**n**	**Facteurs d'émission (g/kg)**	**n**	**Facteurs d'émission (g/MJ)**	**n**	**Facteurs d'émission (g/kg)**	**n**	**Commentaires**	**Références**
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	tubes Tenax + GC-FID	**0,008-0,013** (all nom); **bdl-0,010** (all inter)	2	**0,13-0,23** (all nom); **bdl-0,18** (all inter)	2	**0,001-0,208** (all nom); **bdl-0,142** (all inter)	2	**0,016-3,7** (all nom); **bdl-2,5** (all inter)	2	nd		nd		rdt 6,3-22,6%	INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts	pin	canister + GC-FID	nd		**0,383**	1	nd		**0,158**	1	nd		**0,078**	1		Schauer et al., 2001
labo	foyers ouverts			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	foyers ouverts	bois dur	canister + GC-FID	nd		**0,312**	1	nd		**0,142**	1	nd		**0,06**	1		McDonald et al., 2000
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre		**0,001** (all nom); **bdl** (all inter)	1	**0,020** (all nom); **bdl** (all inter)	1	**0,018** (all nom); **0,038** (all inter)	1	**0,32** (all nom); **0,67** (all inter)	1	nd		nd		P 13 kW, rdt 74,3%	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés anciens	bûches de hêtre		**0,004** (all nom); **0,004** (all inter)	1	**0,007** (all nom); **0,007** (all inter)	1	**0,011** (all nom); **0,015** (all inter)	1	**0,20** (all nom); **0,27** (all inter)	1	nd		nd		âgé de 25 ans, rdt 79,2%	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés	bouleau, épicéa, aulne	FTIR	nd		**0,40-0,46**	3	nd		**0,08-0,23**	3	nd		**0,13-0,31**	3		Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	FTIR$^{(-)}$; tube tenax GR + GC-FID$^{(+)}$	**0,018$^{(-)}$-0,082$^{(+)}$** (13% 0_2)	2	**0,33$^{(-)}$)-1,50$^{(+)}$** (13% 0_2)	2	**0,04$^{(+)}$**	1	**0,74$^{(+)}$**	1	**0,008$^{(+)}$**	1	**0,145$^{(+)}$**	1		(-)Tissari et al., 2008; (+)Hedberg et al., 2002
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre		**0,006** (all nom)**; 0,045** (all inter)	1	**0,11** (all nom); **0,80** (all inter)	1	**0,001** (all nom); **0,004** (all inter)	1	**0,011** (all nom); **0,077** (all inter)	1	nd		nd		âgé de 4 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois anciens	bûches de hêtre		**0,019** (all nom); **0,006** (all inter)	1	**0,34** (all nom); **0,11** (all inter)	1	**0,001** (all nom); **0,0005** (all inter)	1	**0,016** (all nom); **0,009** (all inter)	1	nd		nd		âgé de 15 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008

réelles	poêles à bois	épicéa	FTIR	nd		**0,39**	1	nd		**bdl**	1	nd		**0,22**	1	date de 1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	poêles à bois	bûches de bouleau, épicéa et pin	sac Tedlar + GC-FID(-); Tenax + GC (+)	**0,11(-)-0,12(+)**	2	**2,09(-)**	1	**0,017(-)-0,019(+)**	2	**0,323(-)**	1	**2,46(-)-2,50(+)**	2	**46,7(-)**	1	P 9 kW	(-)Pettersson et al., 2011; (+)Boman et al., 2005
réelles	chaudières à bois			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
réelles	chaudières à bois			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières	chêne rouge d'Amérique	canister + GC-MS ou TOF-MS	**0,023-0,037** (canister) **0,032-0,099** (TOF-MS)	2/4	**0,624-1,892**	2	nd		nd		nd		nd		P 18-50 kW	Aurell et al., 2012
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés (sciure de chêne)	TOF-MS	**0,068**	1	**1,346**	1	nd		nd		nd		nd		P 40 kW	Aurell et al., 2012
nm	poêles à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	poêles à granulés	granulés de bois	Tenax + GC-FID	**0,00017-0,003**	2	nd		**0,00004-0,00034**	2	nd		nd		nd			Boman et al., 2005

Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 12. Facteurs d'émission des BTX pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Une attention a également été portée sur les composés de la famille des aldéhydes et des cétones. La méthode la plus couramment employée pour la mesure de ces composés est un prélèvement sur une cartouche de DNPH (2,4-dinitrophénylhydrazine), suivi d'une désorption chimique et d'une analyse par chromatographie en phase liquide, couplée à une détection ultraviolet (HPLC-UV). D'autres méthodes, telles que l'infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) et le prélèvement par adsorption sur une cartouche Tenax, suivi d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse, couplées à une détection FID sont également utilisées.

Parmi les aldéhydes et les cétones émis par la combustion domestique de la biomasse, et plus précisément de la cellulose, les composés les plus abondants sont le **formaldéhyde** (cancérigène et irritant)**, l'acétone** (Hedberg et al., 2002), et l'**acétaldéhyde** (McDonald et al., 2000). Des facteurs d'émission d'acroléine ont aussi été trouvés dans la littérature et regroupés dans le Tableau 13.

L'étude menée par l'INERIS (2002) sur un insert, un poêle et deux foyers fermés, a permis la quantification d'acroléine avec des facteurs d'émission moyens compris entre <0,0001 et 1,050 g/kg. La valeur maximale obtenue est nettement supérieure aux facteurs d'émission relevés dans la littérature.

Tout comme pour les BTX, les facteurs d'émission des aldéhydes et des cétones sont peu disponibles dans la littérature, et les résultats sont difficilement comparables d'une étude à l'autre en raison de l'utilisation de méthodes différentes.

				Formaldéhyde				Acétone				Acétaldéhyde				Acroléine					
Conditions	**Appareils**	**Combustible**	**Méthodo.**	**FE (g/MJ)**	**n**	**FE (g/kg)**	**n**	**FE (g/MJ)**	**n**	**FE (g/kg)**	**n**	**FE (g/MJ)**	**n**	**FE (g/kg)**	**n**	**FE (g/MJ)**	**n**	**FE (g/kg)**	**n**	**Commentaires**	**Références**
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	tube Tenax + GC-FID	**0,017-0,248** (all nom); **0,028-0,188** (all inter)	2	**0,31-4,4** (all nom) **0,5-3,3** (all inter)	2	nd		nd		**0,022-0,120** (all nom); **0,037-0,102** (all inter)	2	**0,39-2,1** (all nom); **0,66-1,8** (all inter)	2	**0,005-0,006** (all nom); **0,003-0,012** (all inter)	2	**0,085-0,11** (all nom); **0,045-0,21** (all inter)	2	rdt 6,3-22,6%	INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts	pin, chêne et eucalyptus	cartouches DNPH + HPLC-UV	nd		**0,599-1,165**	3	nd		nd		nd		nd		nd		nd			Schauer et al., 2001
labo	foyers ouverts							nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	foyers ouverts	bois dur	cartouches DNPH + HPLC-UV			**0,178**	1	nd		nd		nd		**0,45**	1	nd		**0,091**	1		McDonald et al., 2000
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre		**0,050** (all nom) **0,045** (all inter)	1	**0,88** (all nom) **0,79** (all inter)	1	nd		nd		**0,033** (all nom) **0,072** (all inter)	1	**0,58** (all nom) **1,27** (all inter)	1	**0,002** (all nom) **0,016** (all inter)	1	**0,35** (all nom) **0,282** (all inter)	1	P 13 kW, rdt 74,3%	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés anciens	bûches de hêtre		**0,018** (all nom) **0,165** (all inter)	1	**0,32** (all nom) **2,9** (all inter)	1	nd		nd		**0,007** (all nom) **0,054** (all inter)	1	**0,12** (all nom) **0,96** (all inter)	1	**0,004** (all nom); <**0,001** (all inter)	1	**0,006**(all nom) **0,001** (all inter)	1	âgé de 25 ans, rdt 79,2%	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés	bouleau, épicéa, aulne	FTIR	nd		**0,37-0,82**	3	nd		nd		nd		**0,22-0,62**	3	nd		nd		datent de 1990 à 1998	Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau	cartouches DNPH + HPLC-UV	**0,023**	1	**0,422**	1	**0,02**	1	**0,366**	1	**0,005**	1	**0,086**	1	**0,001**	1	**0,016**	1		Hedberg et al., 2002
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre		**0,002** (all nom); **0,0014** (all inter)	1	**0,035** (all nom) **0,025** (all inter)	1	nd		nd		**0,007** (all nom) **0,012** (all inter)	1	**0,12** (all nom) **0,21** (all inter)	1	**0,004** (all nom) **0,007** (all inter)	1	**0,068** (all nom) **0,120** (all inter)	1	âgé de 4 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008

réelles	poêles à bois	bûches de hêtre		**0,001** (all nom); **0,0016** (all inter)	1	**0,017** (all nom) **0,028** (all inter)	1	nd	nd	**0,004** (all nom) **0,008** (all inter)	1	**0,07** (all nom) **0,13** (all inter)	1	**0,004** (all nom) **0,006** (all inter)	1	**0,075** (all nom) **0,113** (all inter)	1	âgé de 15 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois	épicéa	FTIR	nd		**0,35**	1	nd	nd	nd		**0,22**	1	nd		nd		date de 1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	poêles à bois	bois dur	cartouches DNPH + HPLC-UV	nd	1	**0,246**	1	nd	nd	nd		**0,360**	1	nd		**0,045**	1		McDonald et al., 2000
réelles	chaudières à bois			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
réelles	chaudières à bois			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
nm	poêles à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			
labo	poêles à granulés			nd		nd		nd	nd	nd		nd		nd		nd			

Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises.

Tableau 13. Facteurs d'émission de certains aldéhydes et cétones pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

2.7. Facteurs d'émission de composés organiques spécifiques

2.7.1. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques HAP

Les HAP se forment pendant une combustion incomplète de composés carbonés. Ce sont des molécules composées uniquement d'atomes d'hydrogène et de carbone, et contenant au moins 2 cycles aromatiques. Les HAP de faible poids moléculaire (2 à 3 cycles) se retrouvent essentiellement en phase gazeuse, tandis que ceux contenant 5 cycles ou plus sont adsorbés sur les particules. Les composés de poids intermédiaire (4 cycles) sont présents à la fois en phase gazeuse et en phase particulaire (OMS, 2010), avec une répartition dépendant de la température et de la pression.

Le prélèvement des HAP se fait donc généralement par un dispositif combiné. Les fumées échantillonnées traversent un filtre (téflon, fibre de verre, fibre de quartz) permettant la collection de la fraction particulaire, puis un condenseur collectant la fraction semi-volatile condensable, et enfin une résine hydrophobe pour la collecte de la fraction volatile. Selon Boman et al. (2005), la température de prélèvement des HAP n'a pas d'influence sur la concentration de HAP totaux mesurée. Néanmoins, la méthode de prélèvement à la fois en phase particulaire et en phase gazeuse est essentielle, car certains composés [1] sont influencés par les conditions d'échantillonnage.

Le benzo(a)pyrène (B(a)P) est le composé le plus cancérigène parmi les HAP, et il est souvent choisi comme marqueur des HAP en raison de la difficulté à développer des valeurs guides pour un mélange de ces composés. D'un point de vue carcinogénique, le B(a)P est suivi par le fluoranthène (fortement présent dans les fumées issues de la combustion du bois) qui correspond à 40 % du potentiel carcinogène du B(a)P (Hedberg et al., 2002).

Les facteurs d'émission des HAP relevés dans la littérature peuvent être exprimés de façon individuelle, mais aussi soit selon le protocole d'Aarhus de 1998 (prise en compte de 4 composés**, HAP CEE-NU** : benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et indéno(1,2,3-cd)pyrène), selon l'arrêté du 2 février 1998 relatif aux émissions de HAP des installations classées pour la protection de l'environnement (prise en compte de 8 composés**, HAP ICPE** : 4 HAP CEE-NU + fluoranthène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène et benzo(g,h,i)pérylène).

Le Tableau 14 présente de façon séparée les facteurs d'émission des 4 HAP (CEE-NU), ceux des 8 HAP (ICPE), ceux des 16 HAP[2] ou 17 HAP (= 16 HAP + 2-méthylfluoranthène) déclarés prioritaires par l'US EPA (United States Environmental Protection Agency), et enfin les facteurs d'émission de HAP totaux déterminés par certains auteurs.

[1] Fluorène, phénanthrène, anthracène, 3-méthylphénanthrène, 2-méthylphénanthrène, 2-méthylanthracène, 9-méthylphénanthrène, 1-méthylphénanthrène, 2-phénylnaphtalène, 3,9-diméthylphénanthrène, fluoranthène, pyrène.
[2] benzo(b)fluoranthène, benzo(k)fluoranthène, benzo(a)pyrène et indéno(1,2,3-cd)pyrène, fluoranthène, benzo(a)anthracène, dibenzo(a,h)anthracène et benzo(g,h,i)pérylène, naphtalène, 2-méthylnaphtylène, acénaphtène, fluorène, phénanthrène, anthracène, pyrène et chrysène.

				4 HAP				8 HAP				16 HAP (EPA)				HAP totaux					
Conditions	**Appareils**	**Combustible**	**Méthodologie**	**FE (mg/MJ)**	**n**	**FE (mg/kg)**	**n**	**FE (mg/MJ)**	**n**	**FE (mg/kg)**	**n**	**FE (mg/MJ)**	**n**	**FE (mg/kg)**	**n**	**FE (mg/MJ)**	**n**	**FE (mg/kg)**	**n**	**Comm.**	**Références**
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation HPLC-Fluo	**0,164 0,465**	2	**2,9-8,3**	2	**0,552 1,747**	2	**9,8-31,0**	2	**5,85 16,88**	2	**104 299**	2	nd		nd			INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts	pin, chêne, eucalyptus	Filtre et PUF GC-MS	nd		**0,948-2,691**	1	nd		nd		nd		nd		nd		**62,5-368,5** (36 HAP)	1		Schauer et al., 2001
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	NF X 43-329: prélèvement isocinétique Filtre et XAD-2	**0,019**	1	nd		**0,063**	1	nd		**0,662** (17 HAP)	1	nd		nd		nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts	bois dur	Tunnel à dilution, cartouches PUF-XAD-PUF GC-MS	nd		**1,58**	1	nd		**6,24**	1	nd		**102,5** (17 HAP)	1	nd		**127,3** (22 HAP)	1		McDonald et al., 2000
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation; HPLC-Fluo	**0,031**	1	**0,56**	1	**0,122**	1	**2,2**	1	**1,883**	1	**33,4**	1	nd		nd		P 13 kW; rdt 74 %, âge de l'appareil: 4 ans	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés anciens	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation; HPLC-Fluo	**0,017**	1	**0,30**	1	**0,101**	1	**1,8**	1	**1,134**	1	**20,1**	1	nd		nd		rdt 79 %, âge de l'appareil: 25 ans	INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau et épicéa	Tunnel de dilution, Filtre Téflon et tube XAD-4 Soxhlet, GC-MS	nd		**0,11-0,55**	2	nd		**0,11-1,46**	2	nd		**0,39** (15 HAP); **12,7** (17 HAP)	2	nd		nd		datent de 1998 et de 2004 (émissions plus grandes pour les plus ancien)	Tissari et al., 2007
	inserts et foyers fermés anciens	bûches de bouleau	Tunnel de dilution, Filtre Téflon et tube XAD-4 Soxhlet, GC-MS	nd		**1,89**	1	nd		**3,4**	1	nd		**54,93** (17 HAP)	1	nd		nd		l'appareil date de 1990	Tissari et al., 2007
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	NF X 43-329: prélèvement isocinétique Filtre et XAD-2	**0,006$^{(-)}$-0,43$^{(+)}$**	3	**0,1$^{(-)}$-0,6$^{(-)}$**	2	**0,030$^{(-)}$-0,152$^{(+)}$**	3	**0,50$^{(-)}$-6,44$^{(+')}$**	5	**2,011$^{(+)}$** (17 HAP)	1	**53,0$^{(+')}$-104,1$^{(+')}$**	3	nd		nd		P 9-15 kW	(-)Peren²bois action 4, 2011; (+)Rogaume et al., 2009; (+')INERIS, 2002

labo	inserts et foyers fermés	bûches de bouleau et de chêne	Filtre + PUF GC-MS	**0,311**$^{(-)}$	1	**2,8**$^{(+)}$**-132**$^{(+)}$	5	**2,251**$^{(-)}$	1	**5,5**$^{(+)}$**-636**$^{(+)}$	5	nd		**27**$^{(+)}$**-2500**$^{(+)}$	4	**4,5**$^{(-)}$ (45 HAP)	1	**281,8** (45 HAP)	1		(-)Hedberg et al., 2002; (+)Environnement Canada
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation; HPLC-Fluo	**0,101**	1	**1,8**	1	**0,241**	1	**4,3**	1	**2,101**	1	**37,3**	1	nd		nd		âge de l'appareil: 4 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois anciens	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation; HPLC-Fluo	**0,217**	1	**3,8**	1	**0,722**	1	**12,8**	1	**9,18**	1	**163,0**	1	nd		nd		âge de l'appareil: 15 ans, rdt 68 %	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois	bûches d'épicéa	Tunnel de dilution, Filtre Téflon et tube XAD-4 GC-MS	nd		**0,67**	1	nd		**1,11**	1	nd		**17,11** (17 HAP)	1	nd		nd		appareil de 1997	Tissari et al., 2007
labo	poêles à bois	bûches de hêtre	NF X 43-329: prélèvement isocinétique Filtre et XAD-2	**0,7**$^{(-)}$	1	**11**$^{(-)}$	1	**2,5**$^{(-)}$	1	**4,63**$^{(-)}$**-40**$^{(-)}$	6	nd		**85,5**$^{(-)}$**-241,3**$^{(+)}$	5	nd		nd		P 7 kW	(-)Peren²bois action 4, 2011; (-')(+')INERIS, 2002
labo	poêles à bois	bûches de chêne, bouleau, épicéa et pin	Cartouches PUF-XAD-PUF ou filtre fibre de verre et PUF GC-MS	**1,95**$^{(-)}$	1	**0,94**$^{(-)}$**-75,0**$^{(+)}$	4	**9,615**$^{(-)}$	1	**3,34**$^{(-)}$**-289**$^{(+)}$	4	nd		**154**$^{(-)}$**-1120**$^{(+)}$	3	**1,3**$^{(+)}$**-220**$^{(+)}$ (43 HAP); **36** en moyenne $^{(-)(+)}$	2	**61,34**$^{(-)}$ (22 HAP); **24,7**$^{(+)}$**-4176**$^{(+)}$ (43 HAP)	3		(-)Pettersson et al., 2011; (-')McDonald et al., 2000; Environnement Canada; (+)Klippel et al., 2007; (+')Boman et al., 2005
réelles	chaudières	plaquettes forestières, broyats de palettes	NF X 43-329: prélèvement isocinétique Filtre et XAD-2	nd		nd		**0,001 3,573**	5	**0,011 65,03**	5	**0,008 65,84**	5	**0,106 1198**	5	nd		nd		rdt 74-89 %	ADEME LECES, 2008
réelles	chaudières			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd			
labo	chaudières anciennes	bûches de hêtre	Filtre et résine XAD-2 après condensation HPLC-Fluo	**0,2**	1	**3,0**	1	**0,6**	1	**9,0**	1	nd		nd		nd		nd		P 14,5 kW	Peren²bois action 4, 2011

labo	chaudières	bûches, briquettes de bois	ISO 11338/8270D US EPA GC-MS	**0,058-1,03**(-)	6	**1,14 22,2**(-)	6	**0,414 2,97**(-)	6	**7,94 64,06**(-)	6	**4,6-54**(-)**; 0,21-1,1**(-) (17 HAP)	9	**89-1166**(-)**; 4-21**(-) (17 HAP)	9	nd		nd	P 10-50 kW	(-)Aurell et al., 2012; (-')Johnsson et al., 2004
	chaudières anciennes	bûches	ISO 11338 GC-MS	nd		nd		nd		nd		**13**	1	**247**	1	nd		nd	P 24 kW	Johnsson et al., 2004
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		
réelles	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		
labo	chaudières à granulés			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		
labo	chaudières à granulés	granulés	8270D US EPA GC-MS	**0,011**	1	**0,212**	1	**0,059**	1	**1,185**	1	**0,49**	1	**9,8**	1	nd		nd	P 40 kW	Aurell et al., 2012
labo	poêles à granulés	granulés	Filtre et résine XAD-2 après condensation HPLC-Fluo	**0,012**	1	**0,2**	1	**0,055**	1	**0,9**	1	nd		nd		nd		nd		
labo	poêles à granulés	granulés	filtre + PUF GC-MS	nd		nd		nd		nd		**0,06-0,32**(-) (17 HAP)	2	**1,0-6,0**(-) (17 HAP)	2	**0,002-0,334**(+)	2	nd	P ?-22 kW	(-)Johansson et al., 2004 (+)Boman et al., 2011

Les lignes grisées concernent les résultats des études françaises

Tableau 14. Facteurs d'émission de HAP pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

De larges variations d'émissions de HAP sont observées parmi les données obtenues avec des appareils de même type. Néanmoins, les émissions de HAP totaux (= HAP particulaires + HAP semi volatils) semblent dépendre de la taille de l'appareil : plus il est petit, plus les émissions de HAP sont importantes (Hedberg et al., 2002) ; du design et du réglage de la combustion de l'appareil (Lillieblad et al., 2004). L'étude menée par l'INERIS (2002) conclut que le poêle est l'appareil émettant le plus de HAP, probablement en raison du trajet des fumées. Le poêle, tout comme l'insert, ne dispose pas d'un cône de sortie des fumées susceptible d'améliorer la qualité de la combustion.

L'usage d'appareils de technologie ancienne, l'emploi de bois humide et l'utilisation des appareils à allure intermédiaire favorisent la formation de ces polluants. L'essence du bois joue également un rôle important sur les émissions de HAP, les bois résineux émettant deux à dix fois plus de HAP que les feuillus (Collet, 2009).

Le **phénanthrène, le fluoranthène et le pyrène** (3-4 cycles aromatiques) représentent environ 60 % des HAP totaux quantifiés avec un poêle à bois (Boman et al., 2005). Les autres HAP dominants sont l'anthracène, le 2-phénylnaphtalène, et le benzo(b)fluoranthène. Dans les cas des poêles à granulés étudiés, les émissions de phénanthrène, fluoranthène et de pyrène représentent environ 50 % des HAP totaux. Ces résultats sont en accord avec ceux de Hedberg et al. (2002) qui obtiennent 70 % de la masse des HAP totaux en ne prenant en compte que le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène, le fluorène et l'anthracène. Ils sont aussi en accord avec ceux de Lillieblad et al. (2004) qui identifient le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène et l'acénaphtylène comme les HAP majoritairement émis aussi bien par la combustion de copeaux de bois que par la combustion de granulés.

2.7.2. Facteurs d'émission des dioxines et furannes (PCDD/F, PCB)

Dioxine est un terme général regroupant 210 congénères : 75 composés chimiques dibenzo-p-dioxine polychlorés (PCDD) et 135 dibenzofuranne polychlorées (PCDF). Ces composés, produits lors de la combustion de la biomasse, sont issus de la présence de chlore et d'éventuels catalyseurs (tels les métaux), et dépendent des conditions de combustion. Les appareils semblent émettre en effet deux fois plus de dioxines à allure réduite qu'à pleine puissance (Collet, 2009), mais ce résultat ne se vérifie pas systématiquement (INERIS, 2008). Même le bois non traité contient également du chlore en faible quantité, ce qui implique que les émissions de dioxines peuvent être minimisées, mais non éliminées (Lavric et al., 2004).

Parmi les dioxines et furannes, 17 composés sont considérés comme toxiques. Les résultats peuvent être exprimés en équivalent toxique dioxines et furannes (I-TEQ), selon le référentiel des facteurs d'équivalent toxiques de l'OMS de 1997.

Chaque composé PCDD/F est associé à un facteur de toxicité équivalente (TEF) qui, multiplié par la concentration, fournit une toxicité équivalente. La somme de toutes les toxicités équivalentes de chacun des composés du mélange donne celle du mélange.

Les PCDD/F dont le nombre d'atomes de chlore est inférieur à quatre n'interviennent pas dans le caractère toxique des produits ; ils interviennent seulement quelquefois dans la masse totale de PCDD/F (Allemand, 2003). Différentes listes de TEF ont été proposées, mais c'est maintenant la liste proposée par le "NATO Commitee on Challenges to Modern Society" qui est la plus souvent utilisée et qui est devenue internationale (I-TEF et I-TEQ).

Les facteurs d'émission de dioxines par différents appareils extraits de la littérature sont regroupés dans le Tableau 15.

				PCDD		PCDF		dioxines et furanne					
Conditions	**Appareils**	**Combustible**	**Méthodologie**	**FE (ng ITEQ/MJ)**	**n**	**FE (ng ITEQ/kg)**	**n**	**FE (ng ITEQ/MJ)**	**n**	**FE (ng ITEQ/kg)**	**n**	**Commentaires**	**Références**
réelles	foyers ouverts	bûches de hêtre		nd		nd		nd		**0,059-0,083**	2	**1,05-1,5**	2		INERIS, 2008
réelles	foyers ouverts	Bûches de hêtre		nd		nd		nd		nd		**0,077**	1	P 6 kW	Schatowitz et al., 1993
labo	foyers ouverts	bûches de hêtre	NF EN 1948-1 (filtre quartz et XAD), HRGC-HRMS	nd		nd		nd		**0,038** ng/MJ (13% O_2)	1	nd			Rogaume et al., 2009
labo	foyers ouverts	bois dur	PUF-XAD-PUF GC-MS	nd		nd		nd		**822,2** ng/kg	1	nd			McDonald et al., 2000
réelles	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	HPLC-Fluo	nd		nd		nd		nd		**0,026-0,031**$^{(-)}$	2	**0,47**$^{(-)}$**-2,14**$^{(+)}$	3	P ?-13 kW, rdt 74-79%, poêle le plus ancien (25 ans le moins émissif)	(+)INERIS, 2002 ; (-)INERIS, 2008
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd		nd		nd		nd			
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre	NF EN 1948-1 (filtre quartz et XAD), HRGC-HRMS	nd		nd		nd		**0,026** ng/MJ	1	nd		P 9 kW	Rogaume et al., 2009
labo	inserts et foyers fermés anciens	bûches de hêtre	GC-MS	nd		**0,626-0,785** (13% O_2)	2	nd		nd		nd		P 14-32,5 kW; datente de 1989-1990	Pfeiffer et al., 2000
réelles	poêles à bois	bûches de hêtre	HPLC-Fluo	nd		nd		nd		**0,014-0,024**	2	**0,25-0,43**	2	rdt 68 %, le poêle le plus ancien (15 ans) est le plus émissif	INERIS, 2008
réelles	poêles à bois	hêtre, chêne	NDIR	nd		nd		nd		**0,023-4,5**	7	nd		P 6,5-21,8 kW	Hübner et al., 2005
labo	poêles à bois			nd		nd		nd		nd		nd			
labo	poêles à bois	bois dur	GC-MS	nd		nd		nd		**1024,2** ng/kg	1	nd			McDonald et al., 2000
réelles	chaudières	plaquettes forestières broyats de palettes	NF EN 1948-1 (filtre quartz et XAD), HRGC-HRMS	nd		nd		nd		**0,020-0,033**	4	nd		P 320-750 kW, datente de 2002 à 2006	ADEME LECES, 2008

réelles	chaudières	bûches de hêtre, chêne, épicéa, bouleau; bois déchiqueté	NDIR	nd	nd	nd	nd	**0,003-2,6**	10	nd		P 12,9-63,5 kW	Hübner et al., 2005
réelles	chaudières anciennes	plaquettes forestières (résineux)	NF EN 1948-1 (filtre quartz et XAD) HRGC-HRMS	nd	nd	nd	nd	**2,086**	1	nd		P 400 kW, rdt 74%	ADEME LECES, 2008
labo	chaudières	pin blanc et chêne rouge d'Amérique, frêne blanc	USEPA method 23 HRGC-HRMS	nd	nd	nd	nd	**0,004-0,10; 0,22-3,8** ng/MJ	3	**0,08-1,9; 2,0-75** ng/kg	3	P 18-50 kW	Aurell et al., 2012
réelles	chaudières à granulés			nd	nd	nd	nd	nd		nd			
réelles	chaudières à granulés	granulés	NDIR	nd	nd	nd	nd	**0,002**	1	nd		P 26 kW	Hübner et al., 2005
labo	chaudières à granulés			nd	nd	nd	nd	nd		nd			
labo	chaudières à granulés	granulés	USEPA method 23 HRGC-HRMS	nd	nd	nd	nd	**0,014; 1,3** ng/MJ	1	**0,28; 26** ng/kg	1	P 40 kW	Aurell et al., 2012
labo	poêles à granulés			nd	nd	nd	nd	nd		nd			
labo	poêles à granulés			nd	nd	nd	nd	nd		nd			

Tableau 15. Facteurs d'émission des dioxines et furanne pour différents appareils de chauffage domestique, différents combustibles, en conditions réelles et en laboratoire.

Peu de facteurs d'émission sont rapportés dans la littérature. La plupart des articles expriment en effet les émissions sous forme de concentration (Lavric et al., 2004 ; Launhardt et al., 1998), ce qui n'est pas aisé pour effectuer une comparaison entre les différentes études. Il n'y a pas eu de mesures réalisées sur des poêles récents. La nature du combustible et l'allure de fonctionnement sont des facteurs déterminant les émissions de dioxines. Ainsi, la combustion du sapin émet environ 2 fois plus de dioxines que le hêtre, et les rejets à allure réduite sont 2 fois plus élevés que les rejets à allure nominale (INERIS, 2002). De plus, des facteurs d'émission très élevés, 20 à 250 fois supérieurs à ceux obtenus avec du bois naturel ont déjà été observés lors de l'introduction de déchets dans le foyer de bois (papier, carton, prospectus…). Il se peut donc que les conditions opératoires en laboratoire sous-estiment la réalité (Launhardt et al., 1998).

En termes d'inventaire, les facteurs d'émission utilisés par le CITEPA (2009) pour les dioxines et furannes sont les suivants :

- pour les foyers ouverts : 0,100 ng ITEQ/MJ
- pour les inserts et poêles « avant 1996 » : 0,100 ng ITEQ/MJ
- pour les inserts et poêles « après 1996 » : 0,037 ng ITEQ/MJ
- pour les inserts et poêles « performant » : 0,020 ng ITEQ/MJ
- pour les chaudières : 0,100 ng ITEQ/MJ (« avant 1996 ») ; 0,040 ng ITEQ/MJ (« après 1996 ») et 0,020 ng ITEQ/MJ (« performant »)

Ces valeurs sont dans l'ensemble cohérentes avec celles de la littérature, à l'exception du cas des chaudières à bois qui peuvent présenter des valeurs 65 fois supérieurs (Hübner et al., 2005). Compte tenu des nombreux paramètres intervenant sur les émissions de dioxines, (type de foyer, allure de marche, essence de bois, conditions d'essais, etc.) un facteur d'émission de 1,8 ng ITEQ/kg est présenté comme un bon compromis pour la combustion du bois naturel dans l'étude de l'INERIS de 2002.

2.8. Facteurs d'émission des métaux

La nature du combustible est un facteur déterminant les émissions de métaux. Ainsi, les facteurs d'émission de métaux sous-estiment les émissions réelles si des bois peints ou traités, contiennent des métaux en quantités importantes, sont brûlés.

Les émissions de métaux sont le reflet de la composition des combustibles, qui dépend de l'essence et du sol où ont grandi les arbres (Schmidl et al., 2008). Le manganèse (Mn) et le zinc (Zn) sont les composés les plus présents dans les combustibles, et sont les composés majoritaires dans les émissions. Le zinc étant plus volatil que le manganèse, il est en concentration plus importante dans les émissions (ADEME LECES, 2008). Hedberg et al. (2002) ont quant à eux identifié le potassium (K) et le zinc comme étant les métaux majoritaires dans les émissions correspondant à la fraction particulaire $PM_{2,5}$.

Les métaux sont analysés par ICP (inductively coupled plasma), par rayonnement X (fluorescence de rayons X, Particle Induced X-ray Emission ou PIXE) ou par AAS (spectroscopie d'absorption atomique).

Les émissions de métaux des chaudières sont faibles et inférieures aux seuils règlementaires existants (ADEME LECES, 2008). Le chrome VI n'a pas été détecté dans les émissions, sauf dans un cas où la valeur était proche de la limite de détection.

Le Tableau 16 rapporte les facteurs d'émission de métaux les plus communément trouvés dans la littérature. Peu de données sont disponibles, elles ne concernent que les inserts, foyers fermés et poêles à bois. Cela s'explique en partie par les résultats de mesures fournis par certaines études en mg/m^3 ou en mg/kg de cendres récoltées sous le foyer ou dans le conduit d'évacuation des fumées (ADEME LECES, 2008), ou encore en pourcentage en masse des particules fines (Fine et al., 2004a ; Schmidl et al., 2008). L'absence d'une unité unique et d'une méthode unique d'analyse rend difficile l'interprétation de ces résultats.

Conditions	Appareils	Combustible	Méthodologie	Zn	n	Cr	n	Cd	n	Pb	n	Mn	n	Cu	n	Ni	n	Références
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd		nd		nd								
réelles	inserts et foyers fermés			nd		nd		nd		nd		nd		nd		nd		
labo	inserts et foyers fermés	bûches de hêtre, chêne et sapin	NF X 43 051 filtre et barboteurs, minéralisation ICP/MS)	**bdl**	2	**bdl-3,5**	2	**<0,07**	2	**<0,52-3,68**	2	**<0,07-<0,41**	2	**0,18-0,62**	2	**<0,18- <0,54**	2	INERIS, 2002
labo	inserts et foyers fermés	nm	nm	**3,77-12,31**	4	**1,23-1,5**	4	**bdl-0,05**	4	**0,22-0,68**	4	**0,57-0,98**	4	**1,28-1,99**	4	**0,22-0,67**	4	Environnement Canada
réelles	poêles à bois			nd		nd		nd		nd								
réelles	poêles à bois			nd		nd		nd		nd				nd		nd		
labo	poêles à bois	bûches de hêtre, chêne et sapin	NF X 43 051 filtre et barboteurs, minéralisation ICP/MS	**bdl**	2	**0,17-2,8**	2	**<0,01**	2	**0,18-0,84**	2	**<0,03**	2	**0,06-0,10**	2	**<0,21- <0,78**	2	INERIS, 2002
labo	poêles à bois		PIXE sur la fraction $PM_{2,5}$	**1,49-12,3**	1	**0,04-2,10**	1	**0-1,59**	1	**0,07-0,92**	1	**0,03-0,34**	1	**0,07-0,08**	1	**0,01-0,30**	1	Hedberg et al., 2002
			nm	**9,5**	1	**1,51**	1	**bdl-0,05**	1	**0,48**	1	**0,82**	1	**1,33**	1	**0,59**	1	Environnement Canada
	Inserts, poêles à bois		*« après 1996 »*	*2,10*		*0,34*		*0,01*		*0,65*		-		*0,22*		*0,08*		*CITEPA, 2009* [3]
	Inserts, poêles à bois		*« performants »*	*1,05*		*0,17*		*0,005*		*0,33*		-		*0,11*		*0,04*		*CITEPA, 2009* [4]

PIXE: ParticleInduced X-ray Emission

Tableau 16. Facteurs d'émission (en mg/kg) de certains métaux pour différents appareils de chauffage domestique et différents combustibles

[3] Facteurs d'émission estimés à partir de ceux du CITEPA (fournis en mg/GJ) en utilisant un PCI de 18,1 MJ/kg
[4] Facteurs d'émission estimés à partir de ceux du CITEPA (fournis en mg/GJ) en utilisant un PCI de 18,1 MJ/kg

D'autres métaux (Hg, Tl, Co, Sb, Sn, V, Al, K, Ca, Ti, V, Fe, Ga, Ge, Rb, Sr, Zr, Mo) sont également quantifiés par certains auteurs (INERIS, 2002 ; Hedberg et al., 2002; Schmidl et al., 2008)

Les facteurs d'émission de métaux issus de la littérature sont le plus souvent exprimés en mg/kg, sans possibilité de conversion en MJ. En utilisant un PCI moyen de 18,1 MJ/kg, les facteurs d'émission d'inventaire peuvent être exprimés en mg/kg. Ainsi, ils sont du même ordre de grandeur, voire inférieurs d'un ordre de grandeur à ceux relevés dans la littérature. Cette différence peut partiellement s'expliquer par la méthodologie (quantification des métaux dans des fractions particulaires différentes).

2.9. Conclusion

Ce premier chapitre constitue la synthèse des facteurs d'émission disponible dans la littérature pour des appareils de chauffage au bois individuels (poêles, chaudières, foyers ouverts et fermés…) et des chaudières collectives (d'une puissance maximale de 2 MW). Elle a été réalisée en s'appuyant à la fois sur des articles scientifiques et des rapports techniques publiés en France et à l'étranger. Le premier constat d'une telle synthèse est l'hétérogénéité des résultats publiés notamment en termes d'unité et de présentation des facteurs d'émission. L'absence le plus souvent de tous les paramètres des conditions d'essai interdit la possibilité de pouvoir rendre homogène tous les résultats disponibles. Il conduit également à ne pouvoir exploiter que des séries de données très limitées pour certains types d'appareil (foyer ouvert, chaudières à granulés…). Il en résulte alors une difficulté à réaliser une synthèse exhaustive de tous les facteurs d'émission. Un effort d'homogénéisation des données paraît donc nécessaire à l'avenir pour alimenter une telle base de travail.

La combustion du bois est un phénomène complexe influencé par un grand nombre de facteurs. Ceci conduit à un panel de données de facteurs d'émission relativement variables en fonction des technologies de combustion mises en œuvre ainsi que de la forme du combustible. L'étude bibliographique réalisée dans le cadre de ce projet met en évidence l'influence de la plupart de ces facteurs sur les facteurs d'émission. Mais les effets de ces facteurs d'influence peuvent être très différents suivant les polluants considérés. Toutefois, les meilleures performances en terme d'émission de polluant sont observées le plus généralement lors de l'utilisation du combustible de type granulés et pour les chaudières.

Dans le cas des émissions de particules, l'étude a également souligné l'effet important des protocoles de mesurage. Cet aspect est relativement critique puisqu'il peut conduire à une sous-estimation forte des facteurs d'émission dans le cas de méthode ne prenant pas en compte la fraction condensable des émissions primaires. Il devient donc important de définir une procédure commune facilitant les comparaisons entre les émissions de polluants particulaires des différents appareils.

Enfin ce chapitre souligne également un manque de donnée disponible de facteurs d'émission obtenus dans les conditions réelles de fonctionnement des appareils. Si les quelques données disponibles dans la littérature semblent se traduire par des facteurs d'émissions situées dans les gammes rencontrées dans les études en laboratoire, elles demeurent toutefois trop peu nombreuses pour prendre en compte la diversité de paramètres influant les émissions en conditions réelles (hauteur de conduit, habitudes d'utilisation, influence de l'habitat…)

3. Facteurs d'émission des appareils labellisés « Flamme Verte »

Les émissions des appareils labellisés Flamme Verte font l'objet de ce chapitre particulier en raison de l'unité des valeurs d'émission, exprimées en concentration massique par Nm^3, mais non directement comparables avec la littérature française et étrangère fournissant des facteurs d'émission par MJ ou par kg de combustible. De plus, **les facteurs d'émission de la littérature sont fournis pour des appareils dont les caractéristiques (puissance, rendement) sont le plus souvent inconnues, ne permettant pas de les classer selon le nombre d'étoiles qui pourraient leur être attribuées dans le cadre du Label Flamme verte (LFV).**

3.1. Le label Flamme Verte

Le LFV a été créé sur l'initiative des fabricants d'appareils de chauffage au bois domestique et de l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME). Ce label vise à caractériser et à promouvoir les appareils de chauffage au bois domestique les plus performants d'un point de vue environnemental et énergétique. La charte « Flamme Verte » (janvier 2011) s'applique aux inserts de cheminées, foyers fermés, poêles et cuisinières, fonctionnant au bois ou granulés de bois, à l'exclusion des appareils d'agrément (cheminées ouvertes, etc.).

Plus l'appareil sera performant d'un point de vue environnemental et énergétique, plus il lui sera accordé un nombre d'étoiles important pour le caractériser (Tableau 17). En effet, le nombre d'étoiles attribué à un appareil dépend de l'indice de performance environnementale de celui-ci (I), **calculé à partir du rendement** (η, en %) et du **taux de CO** dans les fumées (E, en % de CO à 13 % de O_2) :

Pour les appareils à bûches : $I_{bûches} = 101532{,}2 \log (1+E)/ \eta^2$
Pour les appareils à granulés : $I_{granulés} = 92573{,}5 \log (1+E)/ \eta^2$

Valeur de l'indice I	0 ≤ I ≤ 1	1 < I ≤ 2	2 < I ≤ 3	3 < I ≤ 4	4 < I ≤ 5
Classe de performance	5 étoiles	4 étoiles	3 étoiles	2 étoiles	1 étoile

Tableau 17. Définition des classes de performance environnementale.

La labellisation Flamme Verte ne s'appuie donc en aucun cas sur les niveaux d'émission de particules. Il en est de même dans l'attribution du nombre d'étoiles aux appareils.

3.2. Les données Flamme Verte 2010

Les données traitées dans la suite de ce paragraphe ont été regroupées dans l'étude de Rogaume (2010b). Les émissions particulaires proviennent en majeure partie de mesures, réalisées par des fabricants adhérents à la charte qualité « Flamme Verte », centralisées par le Syndicat des Energies Renouvelables. Ces mesures ont été réalisées avec la **méthode allemande simplifiée de filtration à chaud, fournissant des mesures de la fraction particulaire solide** (prélèvement des TSP sur filtre chauffé).

Pour des raisons de confidentialité, les données ne nous ont pas été fournies avec les marques d'appareils, ni avec leur catégorie (poêle, insert, foyer fermé…). Il semble néanmoins que ces résultats concernent des appareils indépendants à bûches (poêles et foyers fermés), des poêles de masse et des poêles à granulés (Rogaume, 2010b). Les appareils dont une donnée est manquante (puissance, rendement, teneur en CO ou en particules) n'ont pas été pris en compte. La puissance des appareils retenus est comprise entre 1,5 et 26 kW, avec une moyenne de 8,4 kW et un écart-type de 4,0 kW.

Les données disponibles englobent 407 familles d'appareils et sont synthétisées dans le Tableau 18. Les mesures de CO et de TSP ont été réalisées sur 396 familles d'appareils utilisant le combustible bois sous forme de bûches, et 5 familles d'appareils utilisant des granulés comme combustible. Les appellations « bûches – mesures » et « bûches – calcul » concernent respectivement les données moyennes issues de véritables mesures d'émission de la phase particulaire et les données moyennes de **concentrations particulaires déterminées à partir d'un modèle numérique prenant en compte les données mesurées d'émission du CO (méthode « belge »[5]).** L'appellation « bûches – total » prend en compte l'ensemble des résultats sans distinction de la méthodologie employée. A ce stade il semble que la méthode numérique d'évaluation des concentrations de particules induit une surestimation des émissions (Rogaume, 2010b).

Combustible	n	P (kW)	Rdt (%)	CO % (à 13 % de O_2)	PM mg.Nm^{-3} (à 13 % de O_2)
bûches - mesures	396	**8,4 ± 4,0**	**78,4 ± 4,7**	**0,13 ± 0,36**	**39,7 ± 28,8**
bûches – calcul	6	8,8 ± 1,1	76,3 ± 4,1	0,11 ± 0,03	62,2 ± 7,0
bûches – total	402	8,4 ± 4,0	78,3 ± 4,7	0,13 ± 0,35	40,1 ± 28,7
granulés - mesures	5	**7,8 ± 2,1**	**91,0 ± 0,3**	**0,003 ± 0,001**	**28,8 ± 9,5**
TOUS	407	8,4 ± 4,0	78,5 ± 4,9	0,13 ± 0,35	39,9 ± 28,5

Tableau 18. Puissance (P), rendement (Rdt) et concentrations de CO et particules (moy. ± écart-type)

En raison de leur apparition récente sur le marché, nous ne disposons que de peu d'informations sur les appareils à granulés. A partir des données à disposition, la puissance, le rendement, la teneur en CO et en particules ont été exprimés en fonction du nombre d'étoiles des appareils (II.2.1) et en fonction de la nature du combustible utilisé (II.2.2).

3.2.1. Classement des appareils selon leur nombre d'étoiles

La Figure 8 représente la puissance des appareils (poêles, inserts et foyers fermés) en fonction du nombre d'étoiles par lequel ils sont caractérisés. Peu d'informations sont disponibles sur les appareils peu performants.

La puissance des appareils 5 étoiles présente une grande dispersion, dans une gamme comprise entre 1,5 et 26 kW. La puissance moyenne des appareils est respectivement de 10,7 kW et 8,1 kW pour les appareils de classe 4 et 5 étoiles.

[5] Formule belge : **Y (mg/Nm^3) = 42,134.exp(3,5536.X)**, où X représente les émissions de CO en % ramenées à 13 % de O_2.

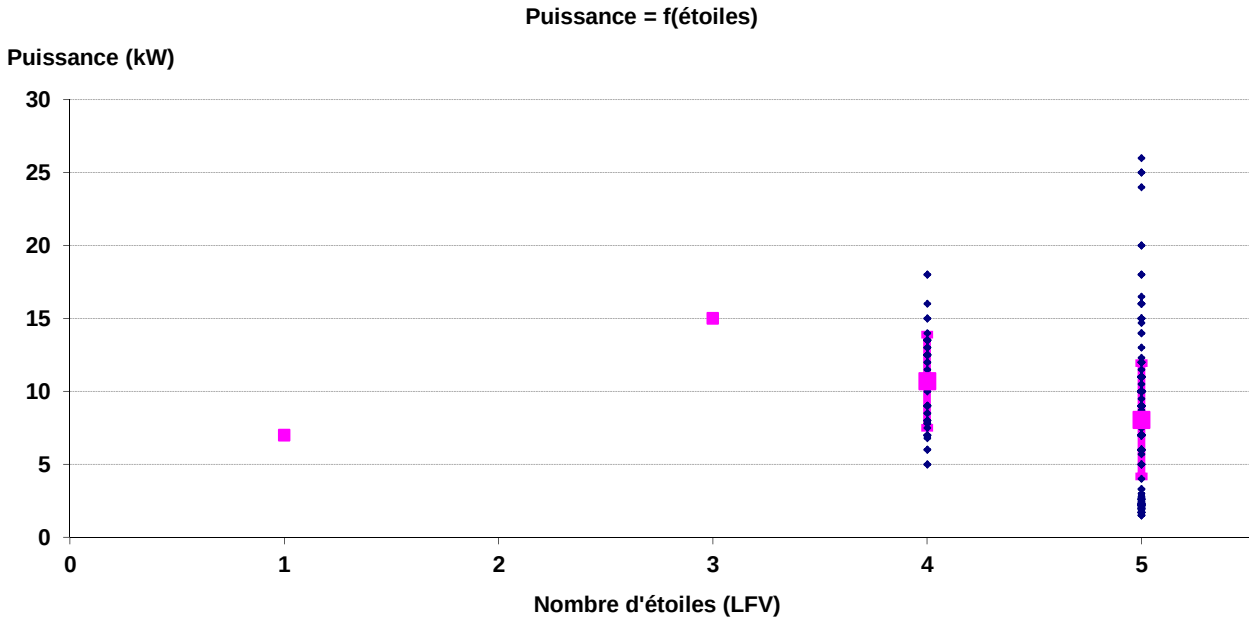


Figure 8. Puissance des appareils par nombre d'étoiles

La Figure 9 représente les rendements des appareils en fonction du nombre d'étoiles qui leur est attribué. Peu de données sont disponibles pour les appareils de moins de 4 étoiles, qui ont des valeurs de rendement comprises entre 70 et 82 % (74,9 % en moyenne), tandis que le rendement des appareils 5 étoiles présente une étendue plus grande, comprise entre 70 et 91,2 % (79,2 % en moyenne).

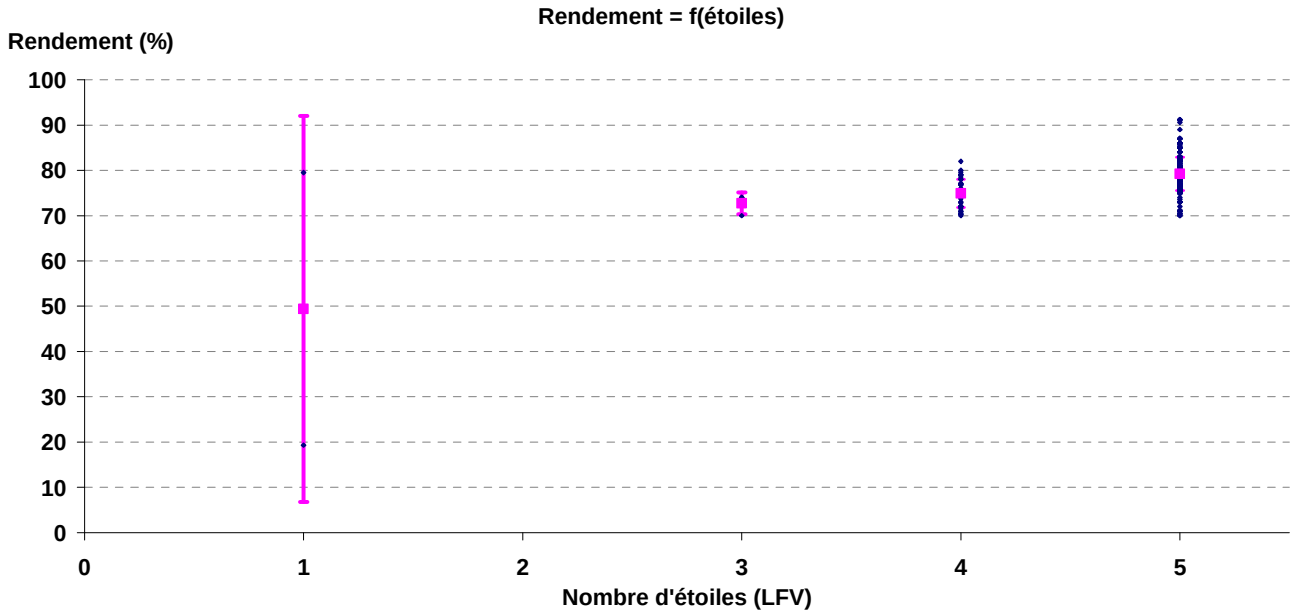


Figure 9. Rendement des appareils par nombre d'étoiles

L'évolution de la teneur en CO (en %) dans les fumées à 13 % de O_2 en fonction du nombre d'étoiles est illustrée par la Figure 10. Il existe une assez bonne documentation sur ces

émissions pour les appareils classés 4 et 5 étoiles. En revanche, peu de données sont disponibles pour les appareils présentant une classification inférieure.

Les appareils 4 étoiles se caractérisent par des teneurs comprises entre 0,15 et 0,30 % de CO, et entre 0,003 et 0,18 % pour les appareils 5 étoiles. La teneur en CO a tendance à décroître avec l'augmentation du nombre d'étoiles, mais celle-ci n'implique pas l'appartenance à une classe particulière, l'attribution du nombre d'étoile prenant également en compte le rendement. Ainsi, un appareil émettant 0,17 % de CO peut aussi bien faire partie de la classe 4 que de la classe 5 étoiles (Figure 10).

L'évolution des concentrations de particules (fraction solide) mesurées dans les fumées (Figure 11) en fonction du nombre d'étoiles attribué semble moins marquée que celle du CO (Figure 11) .L'étendue la plus grande est observée pour les appareils 4 étoiles avec une gamme s'étendant de 10 à 205 mg/Nm^3, et une moyenne de 60 mg/Nm^3. Pour les appareils 5 étoiles les concentrations s'étendent entre 10 et 110 mg/Nm^3, avec une moyenne à 35 mg/Nm^3.

Comme pour le CO, la teneur en particules mesurée a tendance à décroître avec l'augmentation du nombre d'étoiles. Cependant si on observe un gain important sur les émissions moyennes de particules entre la classification 3 et 4 étoiles, les concentrations particulaires apparaissent très proches entre les appareils 4 et 5 étoiles.

Les appareils classés 1 étoile intégrés à cette étude ont de très faibles concentrations particulaires qui leur sont associées. Leur « mauvais » classement s'explique en revanche par un très faible rendement pour l'un (19 %) et par de très fortes émissions de CO pour l'autre (7,0 % de CO à 13 % de O_2).

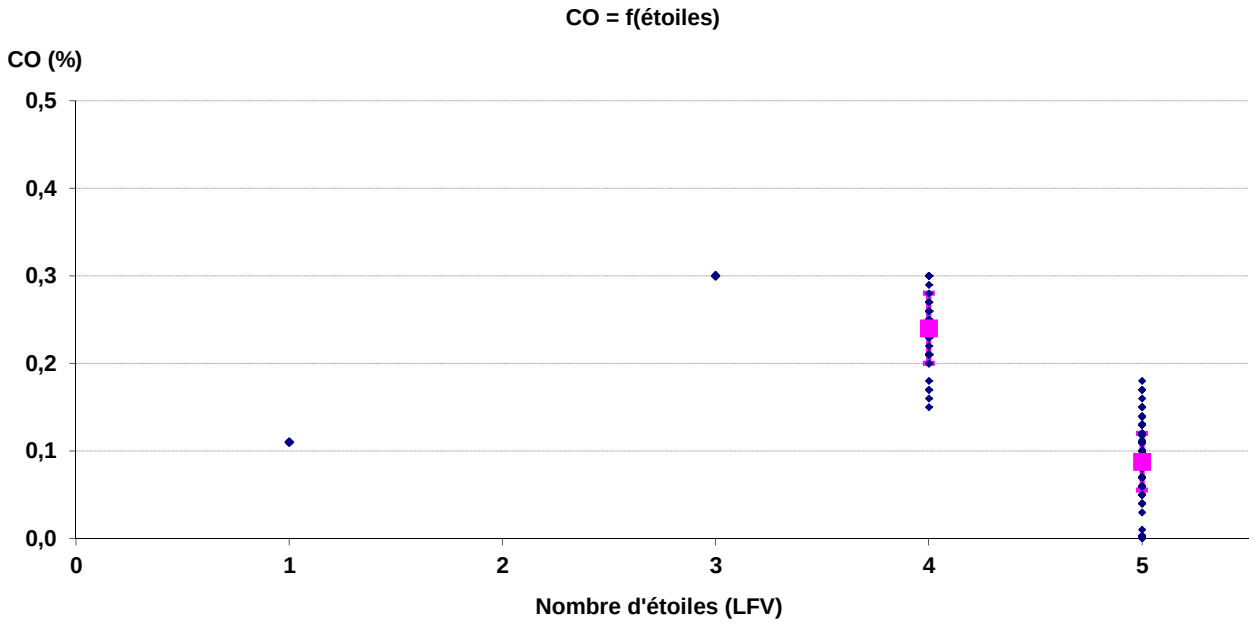


Figure 10. Teneur en CO (%) des appareils par nombre d'étoiles

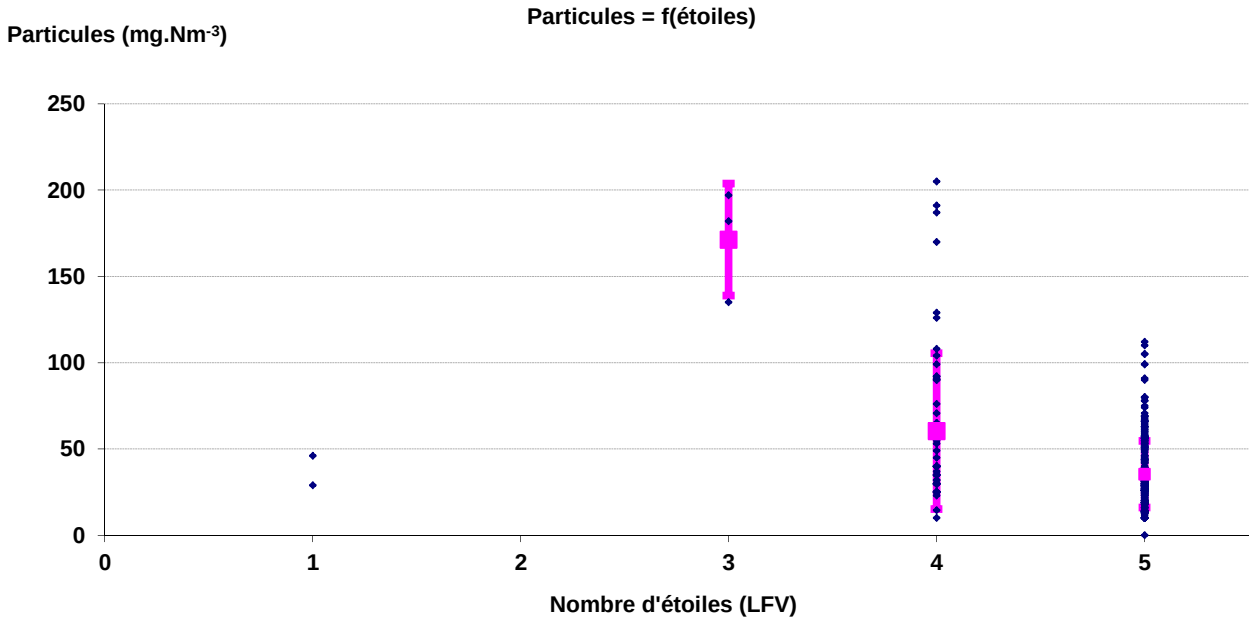


Figure 11. Concentration particulaire (mg/Nm3) des appareils par nombre d'étoiles

3.2.2. Classement des appareils selon le combustible

La Figure 12 représente la puissance des appareils en fonction du combustible utilisé. D'un combustible à l'autre, cette puissance est du même ordre de grandeur, comprise entre 1,5 et 26 kW, avec une moyenne de 8,4 kW et un écart-type de 4,0 kW. Les puissances les plus importantes sont rapportées pour les appareils fonctionnant au bois bûche.

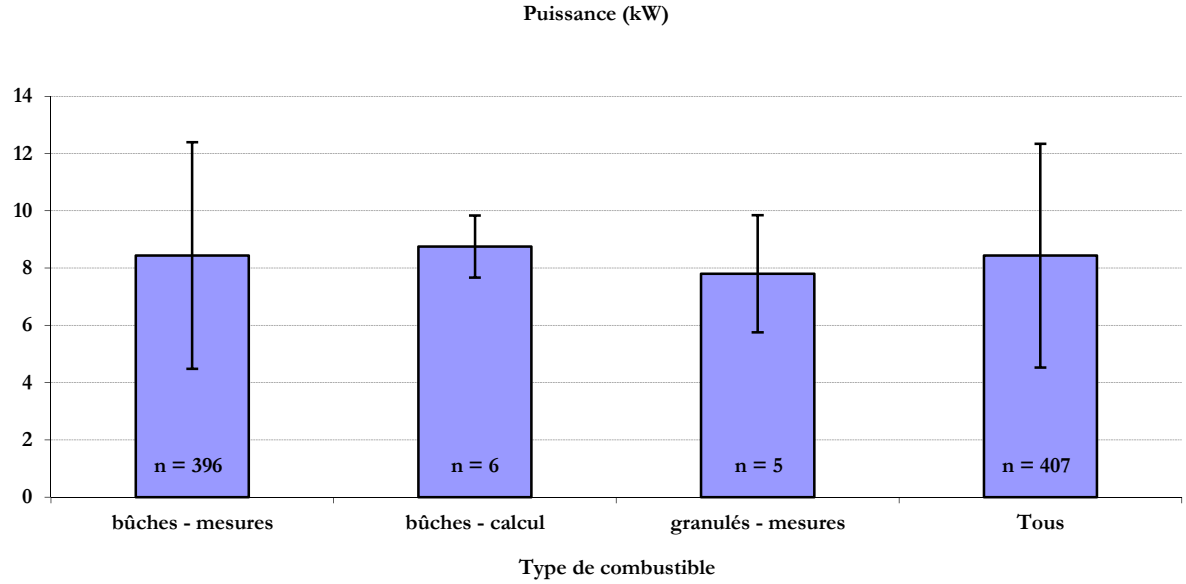


Figure 12. Puissance des appareils par type de combustible

Cependant ce sont pour les appareils à granulés que les rendements sont les meilleurs (Figure 13). Bien que ne disposant que de 5 valeurs pour ces appareils, leurs rendements sont systématiquement de l'ordre de 90 %, bien supérieurs à l'ensemble des données du panel d'appareil fonctionnant au bois bûche (70 à 85 %).

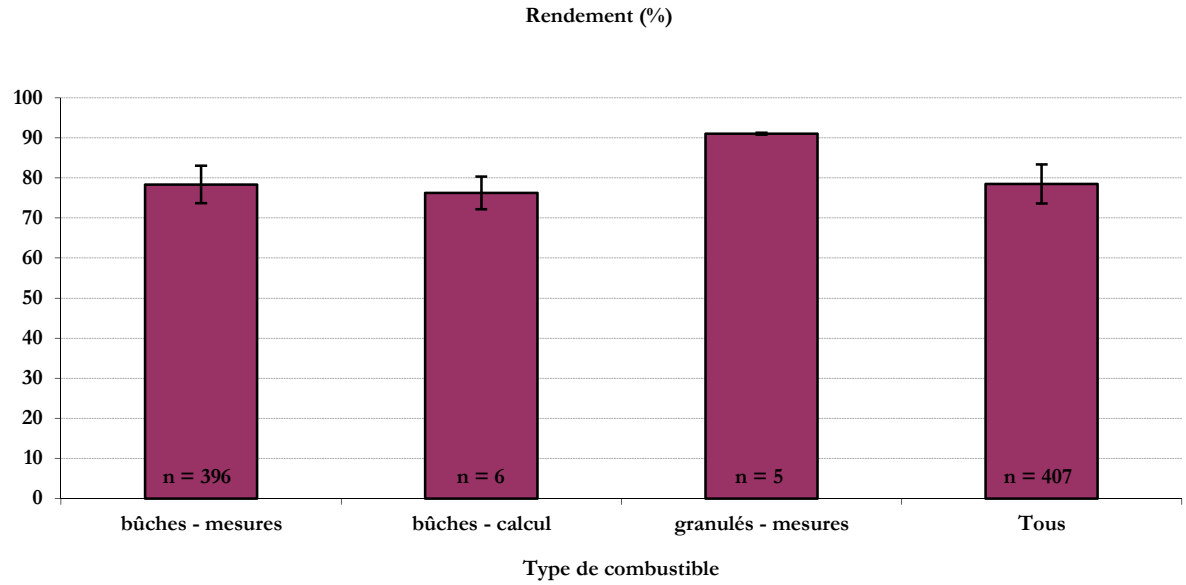


Figure 13. Rendement des appareils par type de combustible

Ce résultat se traduit alors par des émissions de CO très fortement réduites dans le cas de l'utilisation de granulés (Figure 14). Les concentrations de CO sont fortement augmentées par l'utilisation de bois-bûche mais ces émissions se caractérisent aussi par une grande disparité des résultats du panel d'appareils étudiés.

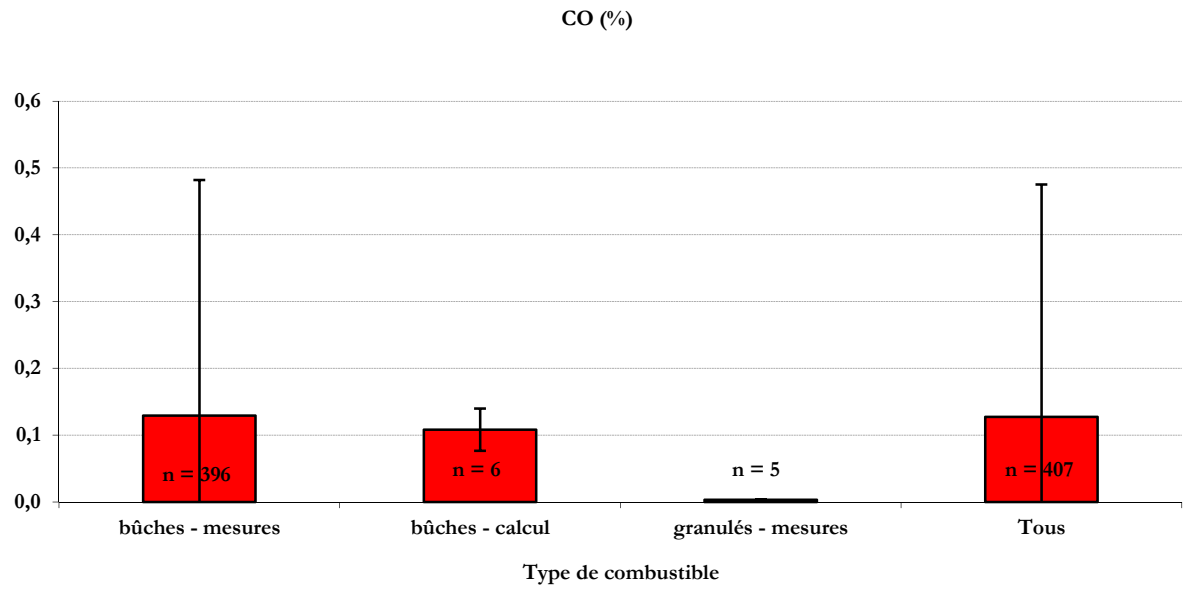


Figure 14. Concentration de CO (en %, à 13% de O2) des appareils par type de combustible

Ces différences d'émissions entre bois-bûche et granulés se retrouvent également, mais dans une moindre mesure, sur les concentrations en particules (Figure 15). L'utilisation du combustible granulés génère des concentrations particulaires comprises entre 20 et 40 mg/Nm^3.

Si la valeur moyenne mesurée pour le bois-bûche est nettement supérieure (40 mg/Nm^3), cette moyenne est affectée d'une dispersion des données très importante. Certains appareils fonctionnant au bois-bûche peuvent présenter des performances inférieures aux granulés en termes d'émission de particules.

Enfin, la Figure 15 met en évidence la surestimation des émissions lors de leur détermination par le modèle numérique (méthodologie belge).

De plus, quel que soit le polluant considéré (CO ou particules), aucune relation significative ne peut être mise en évidence entre les concentrations à l'émission et les puissances des appareils (Figure 16, Figure 17).

Il n'existe pas de relation significative entre la puissance des appareils et les émissions massiques de particules (fraction solide).

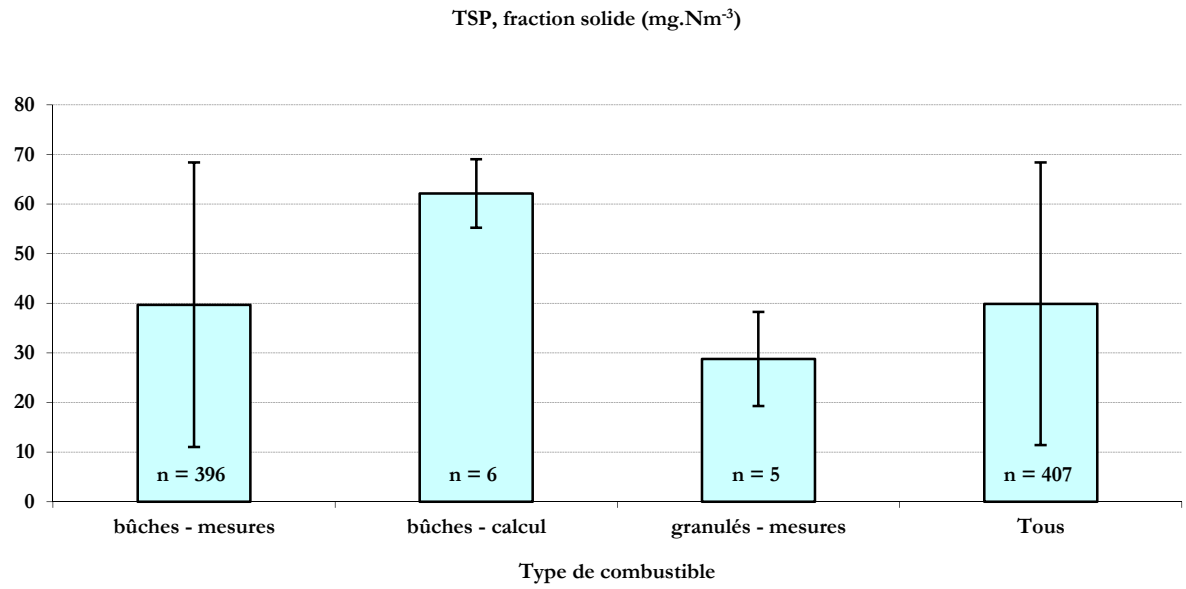


Figure 15. Concentration particulaire massique solide (TSP) en fonction du combustible

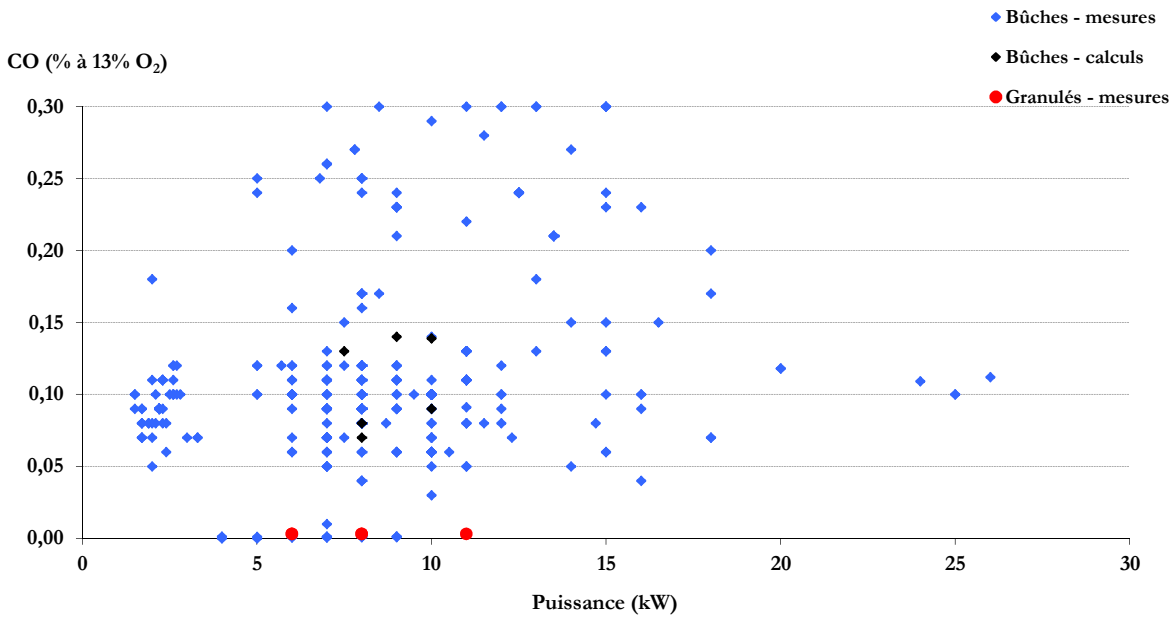


Figure 16. Concentration de CO en fonction de la puissance des appareils

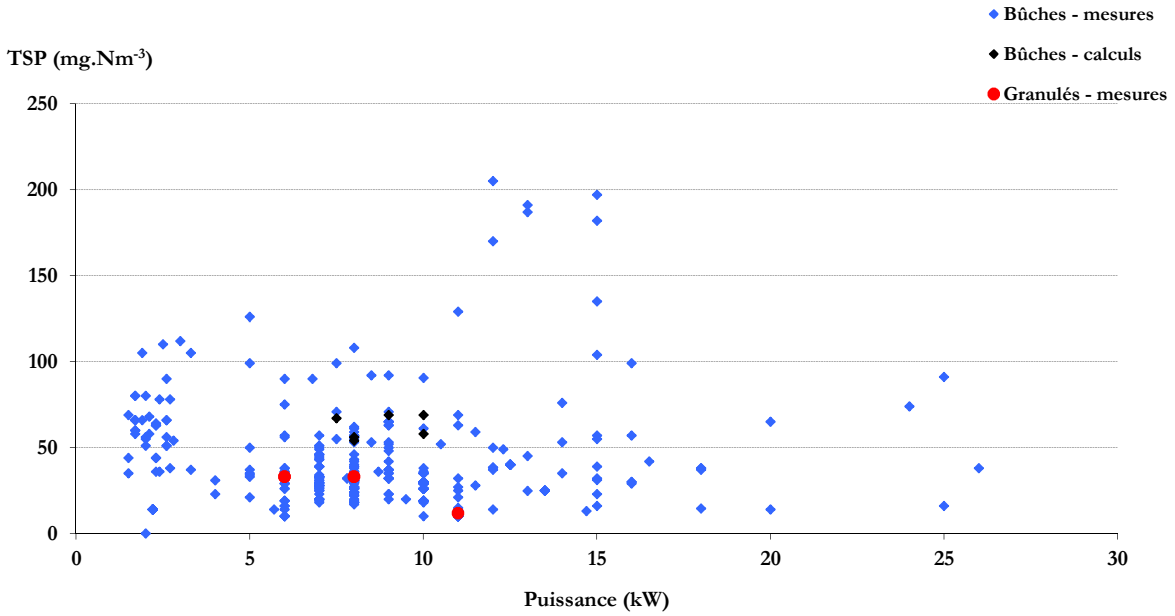


Figure 17. Concentration particulaire massique (TSP) en fonction de la puissance des appareils

3.3. Conclusion

L'ensemble des données disponibles sur les appareils labellisés Flamme Verte a permis de définir les gammes de concentration à l'émission du CO et des particules. Toutefois, la base de données n'est relativement bien documentée que pour des appareils classés entre 3 et 5 étoiles. Les données pour les appareils de classification inférieurs sont beaucoup plus rares et ne permettent pas d'établir de comparaison représentative.

L'évolution des émissions de CO en fonction du nombre d'étoiles se traduit par une amélioration progressive entre les appareils 3, 4 et 5 étoiles. En revanche, cette progression semble moins marquée dans le cas des particules, puisque les données d'émission apparaissent très proches voire identiques entre les appareils 4 et 5 étoiles.

On peut cependant signaler que l'ensemble des données respecte largement l'objectif de limitation d'émission de poussières fixé à 125 mg/Nm^3 dans le cas de la charte Flamme Verte.

La confidentialité des données Flamme Verte n'a pas permis d'exploiter plus en avant ce jeu de données, notamment pour situer les émissions par rapport au type d'appareil. On peut cependant préciser que les meilleures performances en termes de polluants émis et de rendement sont obtenues à partir d'un combustible de type granulés.

Ce constat demande cependant à être confirmé par des mesures supplémentaires sur ce type de combustible. D'autre part, aucune relation significative ne peut être établie entre les concentrations mesurées à l'émission et la puissance des appareils caractérisés par une puissance inférieure à 30 kW.

Il demeure difficile de comparer l'ensemble des résultats obtenus dans un cadre normatif strict avec les émissions réelles. A titre de comparaison, l'étude réalisée sur la commune de Lanslebourg sur les émissions mesurées en sortie directe de 10 cheminées de logements individuels a montré des concentrations de PM_{10} et de CO s'étendant respectivement de 21 à 470 mg/Nm^3 et de 1050 à 6000 mg/Nm^3.

Cette étude concernait aussi bien des foyers ouverts que des foyers fermés (CETIAT 2011). Si les conclusions du rapport d'étude pointent que 7 logements sur 10 atteignent, ou sont proches, du seuil de 125 mg/Nm^3 de poussières émises, il apparaît que des améliorations sont encore possibles en regard des émissions de TSP des appareils les plus performants du label Flamme Verte (5 étoiles).

4. Composition chimique des émissions de la combustion de biomasse par des appareils de chauffage domestique et à l'air libre

4.1. Composition chimique des émissions de la combustion du bois

4.1.1. Caractérisation chimique des particules émises

La composition des particules émises par la combustion de la biomasse est un paramètre important puisqu'elle détermine les interactions avec le corps humain, et donc les effets sur la santé (Jalava et al., 2012). Ce chapitre a pour but de présenter la composition chimique particulaire à travers la littérature, en incluant des composés présents en faibles quantités, mais potentiellement dangereux pour la santé, et les facteurs influençant leur composition.

La composition chimique des particules dépend non seulement du combustible, de l'appareil utilisé, de la réactivité photochimique et des conditions météorologiques (Pissot, 2011), mais aussi de la méthodologie de prélèvement. Elle peut être distinguée en une fraction organique et une fraction inorganique.

La composante organique de l'aérosol atmosphérique est appelée aérosol carboné ou aérosol organique (OA : Organic Aerosol). Il existe deux types de OA : l'aérosol organique primaire, émis directement en tant que particules, et l'aérosol organique secondaire, formé dans l'atmosphère par des réactions chimiques. Elle correspond à la fraction massique dominante de la matière particulaire suspendue dans la troposphère (Kanakidou et al., 2005). L'OA est composé d'une part de carbone élémentaire EC (Elementary Carbon) et d'une part de carbone organique (OC : Organic Carbon). L'EC est le produit d'une combustion incomplète (Lillieblad et al., 2004) presque exclusivement constituée d'atomes de carbone, faiblement fonctionnalisés et hautement polymérisés. Il est émis directement dans l'atmosphère lors des processus de combustion et est considéré comme inerte chimiquement. L'OC est la fraction de l'aérosol atmosphérique regroupant tous les composés organiques fonctionnalisés. La mesure globale du OC, représente la quantité de carbone associée aux composés organiques particulaires et ne prend donc pas en compte les autres atomes constitutifs des molécules organiques. Afin d'estimer la masse des composés organiques des particules d'aérosol, un facteur correctif est généralement appliqué) permettant l'estimation de la matière organique particulaire (POM : Particulate Organic Matter ou OM organic matter) (Puxbaum et al., 2007, Pissot, 2011).

Les aérosols organiques sont principalement dus à la combustion incomplète de suies et à la condensation d'hydrocarbures imbrûlés lors du refroidissement des effluents gazeux. Il existe par ailleurs une très bonne corrélation entre les facteurs d'émission de CO et ceux de OC entre les appareils de chauffage domestiques testés par Kelz et al. (2012). Néanmoins, ces émissions peuvent être limitées par l'optimisation du processus de combustion (Obernberger et al., 2007). Les analyses chimiques des échantillons de particules fines réalisées par Kelz et al. (2012) révèlent que les appareils modernes avec une circulation d'air forcée (granulés, chaudières à bûches et à copeaux de bois), réduisent de façon significative les émissions de OC et EC en comparaison avec les chaudières anciennes à alimentation manuelle et les poêles, pour lesquels l'oxydation des particules de suies est incomplète. Une combustion incomplète se produit également lors de l'allumage des appareils performants, mais ces phases sont transitoires.

Les aérosols inorganiques se forment facilement à partir d'espèces volatiles émises en phase gazeuse lors de la combustion du bois. K, S et Cl sont les éléments les plus significativement émis lors de la combustion de biomasse non traitée ; Na et les métaux lourds (Zn et Pb) ont une contribution moindre. Les proportions de ces composés dépendent du combustible.

En phase gazeuse, ces espèces subissent des transformations aboutissant à la formation de sulfates métalliques alcalins, de chlorures et de carbonates, ainsi que d'oxydes de métaux lourds. Lorsque ces composés atteignent un niveau de sursaturation (par augmentation de leur concentration ou par refroidissement des effluents gazeux, qui induit la diminution de la pression de vapeur), il se produit une conversion de gaz à particules (par nucléation et condensation, puis croissance par coagulation) (Obernberger et al., 2007).

La plupart de ces éléments est alors identifié sous forme de KCl, $K_3Na(SO_4)_2$ et K_2SO_4, probablement formés par vaporisation ou par décomposition de sulfates alcalins (Obernberger et al., 2007 ; Johansson et al., 2003). Le zinc est également mesuré en quantités importantes, sous forme de ZnO, $ZnCl_2$ et $ZnSO_4$ (Boman et al., 2005). On note également la présence en de plus faibles proportions de NaCl, Na_2SO_4, K_2CO_3 et Na_2CO_3 (Johansson et al., 2003).

La Figure 18 illustre le pourcentage massique dans les PM_1 et les facteurs d'émission de la fraction organique (EC en gris clair et POM en gris foncé) et de la fraction inorganique (sulfates de métaux alcalins en jaune, chlorures de métaux alcalins en vert, carbonates de métaux alcalins en rouge, oxydes de métaux lourds en bleu, autres oxydes en rose) pour différents appareils de chauffage au bois.

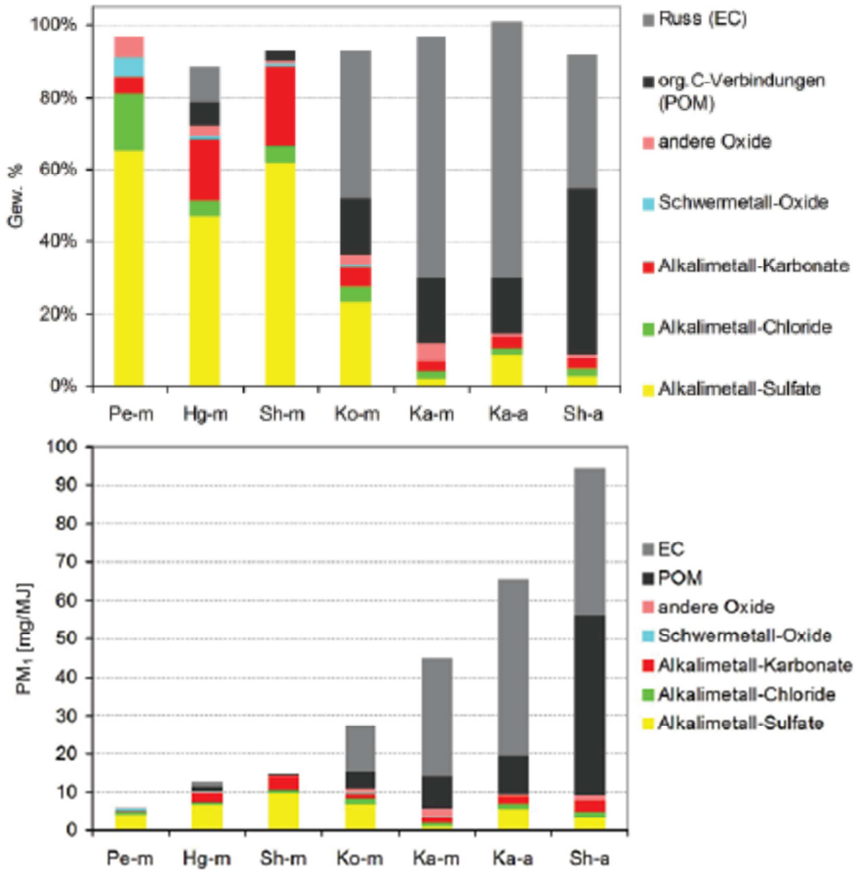


Abb. 8. PM_1-Emissionen der untersuchten Biomassefeuerungen, gegliedert nach chemischen Verbindungen

Pe-m : poêle à granulés moderne ; Hg-m : chaudière moderne à copeaux ; Sh-m/a : chaudière à bûches moderne/ancienne ; Ko-m : poêle en faïence moderne ; Ka-m/a : poêle à bois moderne/ancien ; Facteur de conversion 1,4 sur les mesures de OC pour la conversion en POM

Figure 18. Composition de la matière particulaire (en haut), et facteurs d'émissions par classe de composés (Kelz et al., 2012)

On peut noter que les PM_1 issues des appareils modernes étudiés (Pe-m, Hg-m, et Sh-m) sont principalement constituées de matière inorganique. En effet, les teneurs en OC et en EC

émises lors de la combustion des granulés sont inférieures aux limites de détection des analyseurs. D'autre part OC représente seulement 6 % et EC 10 % des PM_1 pour la combustion de copeaux de bois. Pour la chaudière à bûches, 3% de matière organique particulaire est formée, principalement à l'allumage. En revanche la fraction organique apparaît largement majoritaire pour des appareils de type poele à bois et peut représenter juqu'à prêt de 90% des PM_1. Les appareils modernes testés par Kelz et al. (2012) émettent significativement moins de OC et EC que des appareils anciens (jusqu'à un facteur 100 entre la combustion de granulés et celle d'une ancienne chaudière à bûches).

Les aérosols inorganiques produits par les autres sources (plus anciennes) sont mineurs dans la composition globale particulaire (le plus souvent inférieurs à 15 %).

Les caractéristiques des particules émises par différents types de combustion de biomasse ont également été comparées dans l'étude de Piot (2011). Les bilans de masse obtenue pour des émissions issues d'appareil de chauffage individuel, de chaudière industrielle ainsi que de brûlage à l'air libre sont représentés sur la Figure 19. On retrouve dans cette étude la prédominance de la fraction organique dans les émissions d'appareils individuels de chauffage à bûche. L'ensemble des résultats semble montrer l'influence du type de combustion sur de la part de OC émis. En chaudière, la combustion est probablement plus complète qu'en foyer ouvert et qu'à l'air libre pour la combustion des déchets verts. Cependant, les différences de composition observées entre les différents modes de combustion peuvent être dues aux conditions de prélèvement des particules, impliquant des températures d'échantillonnage différentes. Les émissions de combustion des déchets verts ont été prélevées dans le panache de fumée à l'air libre, alors que celles des chaudières l'ont été en conduit de cheminée. En chaudière industrielle, le prélèvement a été effectué après le système de traitement des émissions.

La part de l'EC reste relativement faible avec des valeurs s'étendant de 2 à 18 % pour les combustions de bois en chauffages individuels, en chaudière industrielle et pour la combustion de déchets verts. L'utilisation de combustible mixte « bois + charbon » en chaudière industrielle s'accompagne d'une augmentation importante de la part du EC dans les émissions particulaires mettant en évidence l'influence de la nature du combustible.

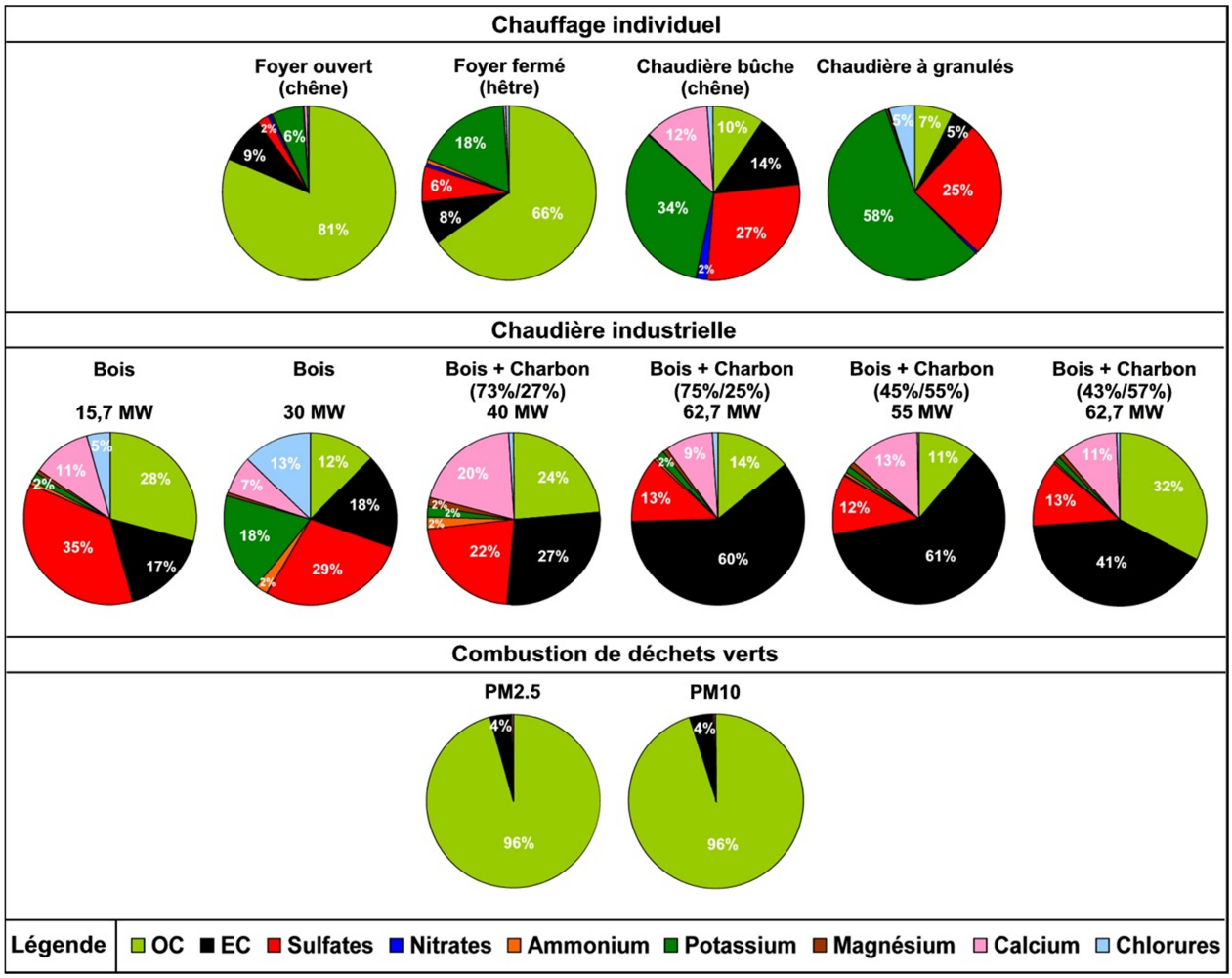


Figure 19. Profils chimiques des espèces majeures pour différents types de combustion de biomasse (en proportions relatives)

La caractérisation de la fraction **carbonée** (OC) et de la fraction **ionique** permet de réaliser des profils chimiques de la composition des particules. Ainsi par exemple, les composés les plus généralement identifiés au sein de la matière organique sont issus des grandes familles chimiques suivantes :

- hydrocarbures (alcanes (C_{19}-C_{29}) alcènes) et hydrocarbures aromatiques (dont HAP et oxy-HAP)
- alcools et composés carbonylés (aldéhydes, cétones aromatiques polycycliques)
- acides carboxyliques (di-alcanoïques (C_{14}-C_{26}), alcénoïques, résiniques) et esters méthyliques et éthyliques
- phénols substitués et méthoxyphénols (guaiacol et substitués, syringol et substitués)
- sucres et dérivés
- diterpénoïdes, triterpénoïdes, phytostéroïdes
- benzopyranones (coumarines),
- flavonoïdes
- furannes (majoritairement 5-hydroxyméthyl-2-furaldéhyde ; Fine et al. 2004a).
- phytostérols (majoritairement le béta-sitostérol ; Fine et al. 2004a).

La suite de ce chapitre décrit plus en détail les fractions organique et inorganique, ainsi que les paramètres ayant une influence sur leurs proportions relatives.

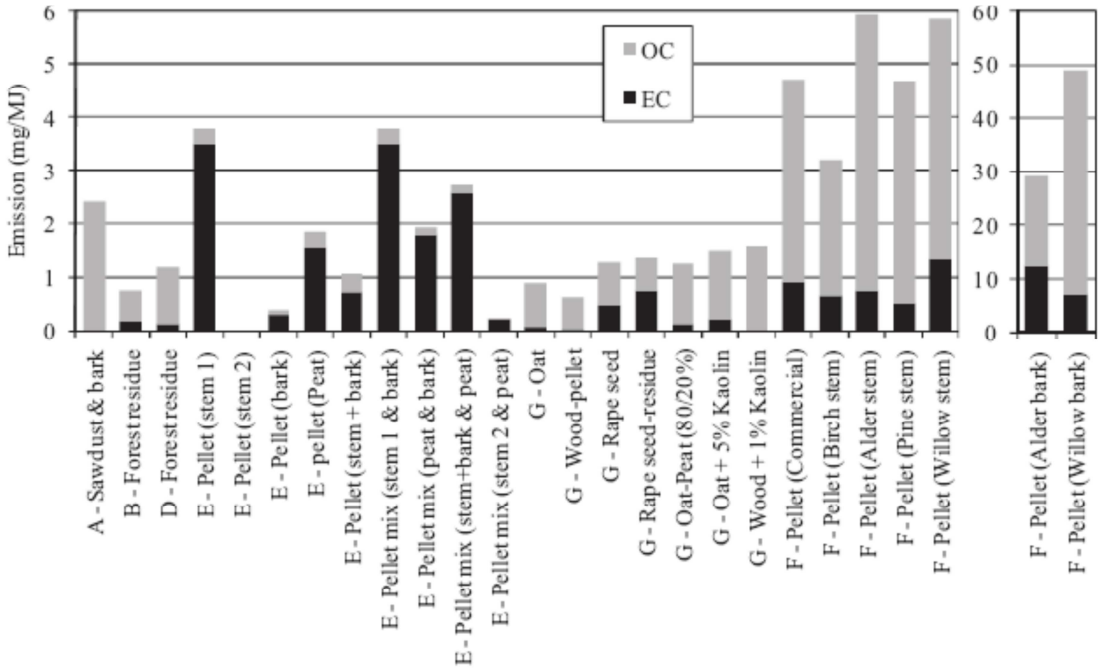
1. Fraction organique : carbone élémentaire (EC) et carbone organique (OC)

Emission de EC et OC

Les analyses de OC et de EC sont le plus souvent réalisées par méthode thermo-optique (Turpin et al., 2000), à partir des prélèvements recueillis sur des filtres de quartz.

Les travaux entrepris ces dernières années montrent que les quantités de OC et EC et leurs proportions relatives émises dépendent à la fois de l'appareil et du combustible utilisé. Ceci est notamment illustré par les travaux de Sippula (Figure 20). D'autre part, les émissions à l'allumage, lors d'une combustion incomplète, sont différentes de celles se produisant lors du régime continu, et cela se traduit au niveau des teneurs en OC et en EC (Lamberg et al., 2011). Ainsi à l'allumage et pendant une mauvaise combustion, particulièrement pour les foyers ouverts, le carbone organique et les suies peuvent représenter plus de 90 % de la composition des aérosols émis (Obernberger et al., 2007).

D'autre part il peut exister de différences notables sur les concentrations en OC et EC mesurés suivant les méthodologies de prélèvement (banc de dilution, utilisation de dénudeurs etc.) et d'analyse utilisées (transmittance ou réflectance thermo-optique) (Countess, 1990 ; Birch, 1998 ; Chow et al., 2001; Schmid et al., 2001, Subramanian et al., 2004).



(A : chaudière à grille tournante 5 mW ; B : chaudière à grille tournante 15 MW ; D : chaudière à gazéification 7 MW ; E : chaudière à grille mobile 500 kW ; G : chaudière à courant ascendant 20 kW ; F : poêle à granulés 8 kW)

Figure 20. EC et OC dans les émissions de PM1 (Sippula, 2010)

Les résultats rapportés ci-dessous ne concernent que la **phase de fonctionnement continu** des appareils de chauffage domestique. Ils regroupent les facteurs d'émission et les pourcentages massiques de OC et de EC dans les fractions PM_1 (Tableau 19), $PM_{2,5}$ (Tableau 20), PM_{10} (Tableau 21) et dans les TSP (Tableau 22).

Type d'appareil	n	combustible	OC (% mass.)	FE_{OC}	EC (% mass.)	FE_{EC}	Références
foyers ouverts	3	pin, chêne, eucalyptus	43,7-59,1	3,01-5,32 g/kg	1,4-3,2	0,133-0,221g/kg	Schauer et al., 2001
poêles	5	bouleau, épicéa	6,8-13,5 (n=2)	3,5-11 mg/MJ (n=2)	25,0-67,8 (n=5)	24-29 mg/MJ (n=2); 0,15-0,61g/kg (n=3)	Lamberg et al., 2011; Tissari et al., 2007
poêles anciens (1990 - 1992)	2	bouleau	-	-	22,5-38,8	0,31-0,36 g/kg	Tissari et al., 2007
chaudières	2	granulés	2-14 (selon charge) (n=2)	0,9 mg/MJ (n=1)	0,5-56 (selon charge) (n=2)	0,1 mg/MJ (n=1)	Lamberg et al., 2011; Wierzbicka et al., 2005
	1	sciure	5-19 (selon charge)	-	0-8 (selon charge)	-	Wierzbicka et al., 2005
	1	résidus forestiers	1-8 (forte charge)	-	nd	nd	Wierzbicka et al., 2005

Tableau 19. Teneurs en OC et EC dans les PM1 et facteurs d'émission

Type d'appareil	n	combustible	OC (% mass.))	FE_{OC} (g/kg)	EC (% mass.)	FE_{EC} (g/kg)	Références
foyers ouverts	3	bois durs	63,3-86,6	3,38-4,89	1,95-10,8	0,12-0,42	Fine et al., 2004a; Fine et al., 2001; McDonald et al., 2000
	3	bois tendres	58,5-94,0	3,01-6,24	5,3-15,1	0,32-0,97	
poêles	1	bois durs	71,2	2,821+/-1,770	9	0,356+/-0,217	McDonald et al., 2000

Tableau 20. Teneurs en OC et EC dans les PM2,5 et facteurs d'émission

Type d'appareil	n	combustible	OC (% mass.))	FE_{OC} (g/kg)	EC (% mass.)	FE_{EC} (g/kg)	Références
poêles	1	bois durs	31,4	-	16,3	-	Gonçalves et al., 2010
	1	bois tendres	26,1	-	37,1	-	
poêle ancien (1994)	1	hêtre, chêne, épicéa et mélèze	48,7-55,6	-	9,8-20,6	-	Schmidl et al., 2008

Tableau 21. Teneurs en OC et EC dans les PM10

Type d'appareil	n	combustible	OC (% mass.)	FE_{OC} (g/kg)	EC (% mass.)	FE_{EC} (g/kg)	Références
foyers ouverts	1	chêne	81	-	9	-	Piot, 2011
poêles	1	chêne	-	3,4	-	0,2	Environnement Canada
inserts et foyers fermés	4	chêne	-	bdl-11,5	-	bdl-0,2	Environnement Canada
	1	hêtre	66	-	8	-	Piot, 2011
chaudières	1	granulés	7	-	5	-	Piot, 2011
	1	bûches chêne	10	-	14	-	Piot, 2011

bdl : inférieur à la limite de détection

Tableau 22. Teneurs en OC et EC dans les TSP et facteurs d'émission

L'ensemble de ces données met en évidence l'importance de la fraction organique sur la composition des PM ainsi que l'influence des conditions de combustion sur les proportion d'OC et EC. La fraction massique d'EC au sein des particules apparaît la plus faible mais s'étend de 0 à 68% suivant les appareils et les combustibles utilisés. Les proportions de EC dépendent de la nature du combustible et particulièrement du type de bois (bois dur/bois tendre). En effet, les valeurs de EC pour les briquettes de bois tendre et pour l'épicéa sont plus élevées que pour les bois durs (Schmidl et al., 2008). De plus, les travaux de Fine et al., (2001) montrent que la fraction fine des particules (PM1) contient du carbone élémentaire en proportions très variables d'une essence de bois à l'autre, et qu'une relation existe entre le taux de sève présent et les émissions importantes de EC.

Le type d'appareil de combustion semble également influencer les émissions d'EC. Les fractions massiques en EC les plus importants sont observées dans le cas d'utilisation de poêles où la combustion est moins bonne (Tissari et al., 2007). En revanche, l'âge de l'appareil ne semble pas influencer la proportion de EC présente dans ces particules. Dans le cas des facteurs d'émission, c'est l'utilisation de foyers ouverts qui semble générer les plus importantes valeurs pouvant atteindre 0,97 g/kg (Fine et al., 2004a; Fine et al., 2001; McDonald et al., 2000). Enfin, les proportions de EC émises dépendent des conditions d'utilisation de l'appareil. Par exemple, les émissions de EC les plus importantes (4,6-10,6 mg/m^3), mesurées par Lillieblad et al. (2004), à l'émission de chaudières (1,5 MW ; alimentées par des copeaux, des granulés et de la sciure de bois) le sont à faible charge, en comparaison avec les moyennes et hautes charges (0,2-0,8 mg/m^3), en raison d'une moins bonne combustion..

L'OC constitue le plus souvent la composante majoritaire de la fraction organique des particules issues de la combustion du bois notamment lors de l'utilisation de foyer ouvert et de poêles. Il peut représenter environ 80 % des PM2,5 (Fine et al., 2001) et plus de 66 % de la masse des PM1 (Fine et al., 2004a) issues de la combustion de plusieurs essences de bois (bois durs et tendres) étudiée en foyer ouvert. En revanche, cette proportion est fortement abaissée avec l'utilisation de chaudières pour se situer à moins de 20% des PM2,5.

Les facteurs d'émission ainsi que la proportion de OC au sein des PM mesurée dépendent des conditions de combustion. Par exemple, Oser et al. (2001) montrent que lors d'une combustion complète en chaudière, la fraction massique de OC dans la fraction particulaire d'une chaudière est inférieure à 3 % pour une concentration de CO < 50 mg/Nm3 (à 13 % de O_2). La charge de l'appareil joue également un rôle. Wierzbicka et al. (2005) l'ont mis en évidence lors d'essais réalisés en chaudière (1-1,5 MW) (Figure 21). Quel que soit le type de combustible (sciure, granulés, résidus forestiers), la proportion de OC émise augmente en fonction de la charge de l'appareil. La contribution du OC aux PM1 est comprise entre 1 et 19 %. Toutefois, ces

valeurs peuvent avoir été sous-estimées en raison de la dilution primaire réalisée avec de l'air chauffé, qui minimise la condensation des vapeurs organiques sur la phase particulaire, se produisant normalement dans le conduit d'évacuation et dans l'atmosphère.

Enfin, la forme du combustible semble jouer un rôle plus important que l'essence du bois dans le cas des émissions de OC (Schmidl et al., 2008). En effet, le OC résultant de la combustion de toutes les essences de bois testées est de 52 +/- 4 % de la masse particulaire, mais de seulement 41 % dans le cas des briquettes (meilleure combustion).

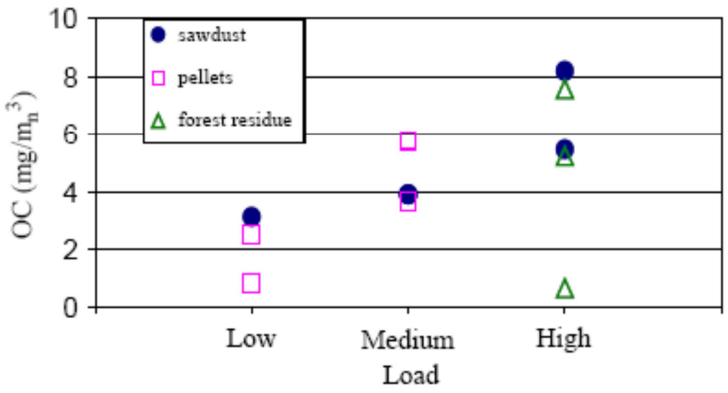


Figure 21. Concentration de OC mesurée dans les PM1 à différentes charges de chaudière et avec différents combustibles (Wierzbicka et al., 2005)

Le ratio EC/OC

Le calcul du ratio EC/OC est souvent utilisé pour caractériser l'influence des sources d'émission sur les concentrations atmosphériques en particules. Le Tableau 23 synthétise les valeurs des ratios EC/OC issues de la littérature déterminées à partir de données obtenues pour différentes fractions particulaires et dans plusieurs types d'appareil de combustion.

Les valeurs habituellement rapportées se situent dans la gamme 0,01-0,2. Il est cependant difficile de dégager une correspondance entre ces valeurs et les types d'appareil utilisés. Ces rapports sont beaucoup plus faibles que celles déterminées pour la combustion de carburants ou de fioul proches de 2 (Piot, 2011 et références citées). En revanche, elles sont relativement proches des valeurs de rapports obtenues lors de la combustion de charbon (EC/OC = 0,1 ; Piot, 2011 et références citées).

Plus rarement la littérature fait état de rapports EC/OC plus élevés lors de la combustion du bois pouvant atteindre des valeurs supérieures largement supérieures à 1. C'est le cas notamment des valeurs rapportées par Lamberg et al. (2011) et Tissari et al. (2007) pour l'utilisation de poêle. Il faut cependant préciser que les valeurs de ce rapport peuvent être fortement influencées par la méthodologie de prélèvement et d'analyse de l'OC. En effet l'utilisation de méthodologie de prélèvement avec banc de dilution conduit généralement à une augmentation de l'OC par condensation de la matière organique. Ceci explique les valeurs de rapports plus élevées obtenues en France par l'utilisation de la méthode normalisée de prélèvement sur filtres chauffés (Piot, 2011).

Type d'appareil	n	combustible	ratio EC/OC (PM_1)	Références
foyers ouverts	3	pin, chêne, eucalyptus	0,025-0,059	Schauer et al., 2001
poêles	5	bouleau, épicéa	2,18-8,00 (n=2)	Lamberg et al., 2011; Tissari et al., 2007
chaudières	2	granulés	0,111 (n=1)	Lamberg et al., 2011; Wierzbicka et al., 2005
Type d'appareil	**n**	**combustible**	**ratio EC/OC ($PM_{2,5}$)**	**Références**
foyers ouverts	3	bois durs	0,025-0,120	Fine et al., 2004a; Fine et al., 2001; McDonalds et al., 2000
	3	bois tendres	0,061-0,257	
poêles	1	bois durs	0,126	McDonald et al., 2000
Type d'appareil	**n**	**combustible**	**ratio EC/OC (PM_{10})**	**Références**
poêles	1	bois durs	0,23-1,0	Gonçalves et al., 2010
	1	bois tendres	1,1	
poêle ancien (1994)	1	hêtre, chêne, épicéa et mélèze	0,18-0,38	Schmidl et al., 2008
Type d'appareil	**n**	**combustible**	**ratio EC/OC (TSP)**	**Références**
foyers ouverts	1	chêne	0,111	Piot, 2011
poêles	1	chêne	0,059	Environnement Canada
inserts et foyers fermés	4	chêne	0,009-0,095	Environnement Canada
	1	hêtre	0,121	Piot, 2011
chaudières	1	granulés	0,714	Piot, 2011
	1	bûches chêne	1,400	Piot, 2011

Tableau 23. Ratios EC/OC calculés dans les fractions PM1, PM2,5, PM10 et TSP, pour différents appareils de chauffage et différents combustibles

2. Spéciation de la matière organique

La fraction organique qui constitue l'OC se décompose en plusieurs familles de composés chimiques. La caractérisation fine de cette fraction organique a fait l'objet de travaux ces dernières années que ce soit en atmosphère ambiante ou à l'émission. Au niveau de la combustion de la biomasse les connaissances acquises dans ce domaine ont évolué avec la maîtrise et l'amélioration des dispositifs analytiques. Toutefois il est encore illusoire de prétendre décrire à l'échelle moléculaire l'ensemble des composés chimiques qui composent l'OC. Si la littérature fait état de la caractérisation de nombreux composés majeurs, les auteurs font souvent le choix de cibler des familles chimiques particulières. Rares sont alors les travaux qui décrivent de façon le plus exhaustif possible la composition chimique de l'OC. La Figure 22 donne un exemple de bilan de masse et d'espèces identifiées au sein de la fraction organique des PM1 au cours de la combustion de chêne et de peuplier. Dans ce cas, on peut évaluer de 20 à 50% la masse de matière organique identifiée. Si comme pour toute combustion, les composés de type HAP ou hydrocarbures sont identifiés, la matière organique est généralement dominée par la présence de composés formés par l'altération thermique de la cellulose, de l'hémicellulose et de la lignine. Il en résulte globalement la présence en grande part dans la fraction identifiée de composés oxygénés de type méthoxyphénols (dont les guaïacol et syringol) et de composés dérivés de sucre. D'autre part de faibles quantités de cellulose imbrûlée peuvent également être retrouvées dans les fumées représentant entre 0,05% (chêne) et 0,13% (eucalyptus et pin) de la masse des PM10 (Gonçalves et al., 2010). C'est au sein de ces composés relativement

spécifique à la combustion de la biomasse que peuvent être identifiées des différences d'émission suivant le type de combustible ou les conditions de combustion. Il est ainsi possible de distinguer les émissions de bois durs des émissions de bois tendres lors de leur combustion, résultant de différences de composition chimique (Schauer et al., 2001). Des différences d'émission de monosaccharides anhydres, de méthoxyphénols (et d'acides résiniques sont observées entre le pin et les bois durs testés, permettant de distinguer la contribution des bois tendres et des bois durs aux particules de l'atmosphère. Dans le cas des essences de bois tendres on trouve des diterpénoïdes (INERIS, 2008), des acides résiniques (Fine et al., 2004a ; Oros et al., 2001a, b ; Rogge et al., 1998 ; Schauer et al., 2001), en particulier l'acide abiétique. Le rétène est un marqueur des résineux, il résulte de la dégradation thermique d'acides résiniques.

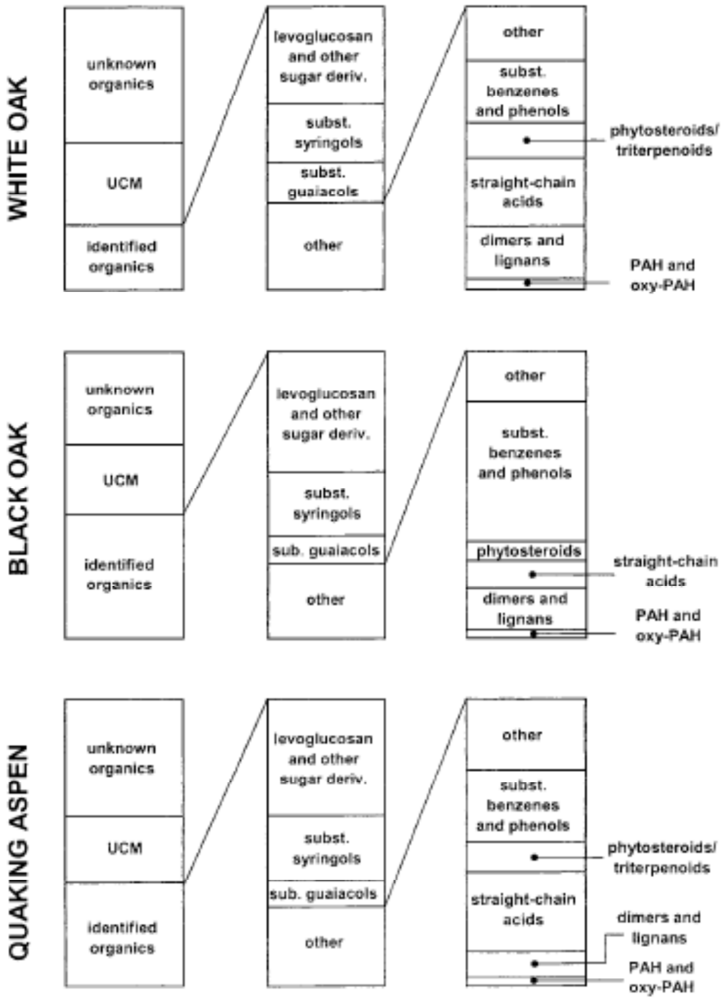


Figure 1. Organic compound mass balance for the fine particle emissions from combustion of two Midwestern U.S. oak species, and western U.S. quaking aspen.

Figure 22. Bilan de masse des OC des émissions de PM1 issues de 2 essences de chêne américaines et de peuplier faux-tremble (Fine et al., 2004a)

Toutefois, les recherches bibliographiques menées dans le cadre de ce rapport montrent qu'il est difficile actuellement de réaliser une comparaison pertinente de toute la spéciation de la matière organique en fonction des types et classes d'appareils listés dans le premier chapitre. Devant ce constat, nous ne présenterons ici que l'état de l'art obtenu pour certaines familles chimiques présentes au sein de la Matière Organique Particulaire. Les familles chimiques retenues l'ont été en raison de leur large utilisation ces dernières années comme traceurs ou indicateurs de la combustion de la biomasse.

Elles concernent particulièrement les composés issus des familles des HAP, méthoxyphénols, les monosaccharides anhydres et les composés aliphatiques.

Les monosaccharides anhydres

Les sucres émis lors de la combustion de la biomasse proviennent de la pyrolyse de la cellulose. Le lévoglucosan est le dérivé sucré le plus courant, mais d'autres sont également mesurés à de plus faibles niveaux : 1,4 :3,6-dianhydro-alpha-D-glucopyranose, monométhylinositol, galactosan et mannosan (Fine et al., 2004a). En moyenne, pour la combustion de bois durs, le lévoglucosan représente 93 % de ces sucres, alors que le mannosan n'en représente que 5 % et le galactosan 2 %. Pour les bois tendres les proportions sont respectivement de 80, 17 et 3 % (Fine et al., 2001, 2002a, 2004a ; Pissot, 2011).

Le facteur d'émission de lévoglucosan peut varier d'une dizaine de mg/kg à plusieurs milliers de mg/kg lors de la combustion de biomasse (Pissot, 2011). Les émissions de lévoglucosan et de ses deux isomères (galactosan et mannosan) varient beaucoup en fonction de la nature du combustible et du type d'appareil de combustion (Fine et al., 2001 ; 2002a ; 2004a ; Oros et al., 2001a, b ; Schauer et al., 2001). Pissot (2011) présente une synthèse de la littérature sur les émissions de ces composés en fonction du combustible et du type de dispositif de combustion (Tableau 24). Cette synthèse fait apparaître des émissions les plus importantes dans le cas de l'utilisation de foyers ouverts.

Biomasse	TH (%) [1]	Foyer	L	M	G	L/$PM_{2.5}$ (%)	L/OC (%)	Réf [2]
Paille de blé	10 -11	C.C.	150	-	-	2,3	5,9	[1]
Kentucky bluegrass	10-11	C.C.	350	-	-	2.7	5,1	[1]
Paille de blé	8,8	Ciel ouvert	894	-	-	6,9	10	[2]
Paille de riz	8,6	Ciel ouvert	156	-	-	3.3	13	[2]
Combustibles foliaires	8-44	Ciel ouvert	303-1188	-	-	2,8-3,8	3,6-9,5	[3]
Chêne blanc	31	Foyer ouvert	504	39	40	7,4	9,8	[4]
Chêne blanc	14	Poêle à bois	65	3	3	7,4	12,5	[5]
Érable à sucre	23	Foyer ouvert	695	35	8	17,4	16,8	[4]
Érable à sucre	13	Poêle à bois	151	9	2	10,8	21,0	[5]
Sapin (Douglas)	19	Foyer ouvert	1046	235	46	26,2	27,1	[4]
Sapin (Douglas)	10	Poêle à bois	356	103	21	17,8	40,9	[5]
Pin (Loblolly)	12	Foyer ouvert	134	29	-	3,6	3,6	[6]
Pin (Loblolly)	8	Poêle à bois	197	36	9	16,4	25,3	[5]

[1] *TH : taux d'humidité de la biomasse*
[2] *Références : [1] Dhammapala et al., 2007 ; [2] Hays et al., 2005 ; [3] Hays et al., 2002 ; [4] Fine et al., 2004b ; [5] Fine et al., 2004c ; [6] Fine et al., 2002b*
C.C. : Chambre de combustion ; - : non mesuré

Tableau 24 : Facteurs d'émission moyens (mg.kg-1) en lévoglucosan (L), en mannosan (M), et en galactosan (G) et proportion de lévoglucosan au sein des PM2.5 et du OC lors de la combustion de différents types de biomasse (Pissot, 2011).

L'étude de 2008 coordonnées par l'INERIS (INERIS 2008, et Pissot 2011) a également illustré l'influence du type de foyer utilisé sur les émissions de ces composés déterminées sur un panel d'appareil en condition réelle (Tableau 25). Si le lévoglucosan reste le composé majoritairement émis, les résultats ne permettent toutefois pas de tirer une relation entre les facteurs d'émissions et le type d'appareil. Globalement, les facteurs d'émission de ces composés sont légèrement plus faibles en allure nominale qu'en allure réduite illustrant l'influence des

conditions de combustion. De plus, le poêle récent se démarque nettement des autres appareils étudiés, avec des facteurs d'émissions de lévoglucosan, de mannosan et de galactosan plus importants en allure nominale qu'en allure réduite. Toutefois les résultats obtenus pour les autres composés de la combustion (HAP) ont conduit à conclure à un comportement propre de cet appareil, ne pouvant être généralisé. Les facteurs d'émission déterminés dans cette étude sont plus faibles que celles rapportées aux USA, où les valeurs moyennes en lévoglucosan émis lors de la combustion de bois durs sont de 169 ± 82 mg.kg^{-1} pour les foyers fermés et de 642 ± 317 mg.kg-1 pour les foyers ouverts (Fine et al., 2001, 2002a, 2004a). Ce constat peut être attribué aux méthodologies de prélèvement très différentes, les études américaines s'appuyant sur une méthode utilisant une chambre de dilution. Dans le cas de l'étude Française, la part de lévoglucosan dans la fraction condensable de la matière organique n'a pu être analysée.

Bien que les émissions de lévoglucosan soient en moyenne plus importantes lors de la combustion de bois durs, les contributions moyennes de ce composé aux PM2,5 et au OC sont respectivement de 11,5 et 15,8 % pour les bois durs et 11,8 et 15,5 % pour les bois tendres, ce qui est relativement similaire (Pissot, 2011).

En revanche, la contribution de mannosan et de galactosan aux PM2,5 et OC est plus importante (d'un facteur 4,3 pour le mannosan et 2 pour le galactosan) dans le cas du bois tendre (respectivement 2,6 et 3,5 % pour le mannosan et 0,5 et 0,7 % pour le galactosan). Schmidl et al. (2008) ont de plus déterminé que le lévoglucosan, le mannosan et le galactosan représentent entre 0,2 et 15% des TSP (en masse) pour toutes les essences de bois testées dans le cas de l'utilisation d'un poêle en faïence.

Appareil	Allure	L	M	G	L+M+G	% L	% M	% G
Insert récent	Nominale	0,386	0,010	ND	0,396	97,5	2,5	-
	Réduite	0,837	0,027	ND	0,864	96,9	3,1	-
Insert ancien	Nominale	0,154	0,014	ND	0,168	91,7	8,3	-
	Réduite	0,180	0,010	ND	0,190	94,7	5,3	-
Poêle récent	Nominale	36,402	14,719	13,114	64,235	56,7	22,9	20,4
	Réduite	10,456	2,497	2,948	15,901	65,8	15,7	18,5
Poêle ancien	Nominale	0,398	0,039	ND	0,437	91,1	8,9	-
	Réduite	2,861	0,312	ND	3,173	90,2	9,8	-
Foyer ouvert 1	Nominale	4,892	0,270	0,135	5,297	92,4	5,1	2,5
	Réduite	9,610	1,657	0,242	11,509	83,5	14,3	2,1
Foyer ouvert 2	Nominale	0,887	0,010	ND	0,897	98,9	1,1	-
	Réduite	2,733	0,027	ND	2,760	99,0	1,0	-

ND : non détecté ; L : Lévoglucosan ; M : Mannosan ; G : Galactosan ; L+M+G : somme des FE en lévoglucosan, mannosan, et galactosan ; %L ; %M ; %G : pourcentages massiques respectifs de lévoglucosan, mannosan, et galactosan

Tableau 25 : Facteurs d'émission (mg/kg) et pourcentages massiques relatifs des déshydromonosaccharides lors de la combustion du hêtre dans les appareils de chauffage au bois étudiés (Pissot, 2011).

Afin de caractériser les essences de bois brûlés, certains rapports de concentrations sont rapportés dans la littérature, tels que les rapports de la concentration de lévoglucosan sur la concentration de galactosan (Lévo/Gal) ou de mannosan (Lévo/Man). Les valeurs du ratio Lévo/Man (poêles à bois) rapportées par Schmidl et al. (2008) et par Gonçalves et al. (2010) permettent de distinguer les émissions d'essences de bois durs (ratio compris entre 14,4 et 23,3) et celles des bois tendres (entre 3 et 3,9) et des briquettes (ratio 4). Cette différence est

cohérente avec les valeurs obtenues lors de l'utilisation de foyers ouverts (Fine et al., 2002a ; Piot 2011) et fermés (Piot, 2011). Une valeur de ratio plus élevée (52,9) est rapportée par Piot (2011) lors de la combustion de granulés en chaudière.

La littérature fait également état du rapport OC/Lévo, établi à l'émission, et utilisé pour caractériser l'influence de la combustion de la biomasse par approche monotraceur et par la méthodologie CMB en atmosphère ambiante (Puxbaum et al., 2007). Les données disponibles montrent une assez grande variabilité, en fonction de la nature du bois brûlé, entre 3,6 et 90,1 pour les combustions liées au chauffage individuel (Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2002a ; Schmidl et al., 2008 ; Piot, 2011). Pour effectuer une approche qualitative, un rapport OC/Lévo de 7,35 (correspondant à la combustion de hêtre, bois dur) est largement utilisé, car il est représentatif des émissions de mélange d'essences de bois brûlés en Europe (Puxbaum et al., 2007).

Les méthoxyphénols

Les méthoxyphénols peuvent être classés en deux catégories : les monométhoxyphénols comportant un seul groupement méthoxy, (composés de type guaiacy : 4-hydroxy-3-méthoxyphényl) et les diméthoxyphénols comportant deux groupements méthoxy (composés de type syringyl : 3,5-diméthoxy-4-hydroxyphényl). L'émission de méthoxyphénols en phase gazeuse et particulaire dans les effluents provient de la destruction de la lignine lors de la combustion (Rogge et al., 1998 ; Schauer et al., 2001 ; Kjällstrand et al., 2000). Leur présence dans l'atmosphère est uniquement due à la combustion de la biomasse (Simpson et al., 2005). Ces composés peuvent évoluer très rapidement dans l'atmosphère (Simoneit et al., 2000a). Certains d'entre eux sont semi-volatils, induisant leur implication dans un processus d'équilibre entre la phase gazeuse et particulaire (INERIS, 2008). A température ambiante, ils ont tendance à se condenser et à se retrouver en phase particulaire (Simoneit et al., 1993).

Les facteurs d'émission totaux des méthoxyphénols sont compris entre 900 et 4200 mg/kg (Rogge et al., 1998 ; Schauer et al., 2001). De nombreux travaux précisent que les profils chimiques de méthoxyphénols peuvent être caractéristiques des essences de bois brûlés. Ainsi, l'étude des proportions entre mono et diméthoxyphénols en air ambiant peut permettre de différencier la combustion des bois durs de celles des bois tendres, en considérant une réactivité similaire dans l'atmosphère pour les mono et diméthoxyphénols (Pissot, 2011). Les combustions des bois durs et tendres émettent globalement autant de monométhoxyphénols en phase particulaire, avec notamment de forts taux de coniférylaldéhyde, d'acide homovanillique, et de guaiacyl acétone (Figure 23). En revanche, les bois durs émettent d'importantes quantités de diméthoxyphénols (105 mg/kg de syringaldéhyde et 97 mg/kg de syringyl acétone), alors que les bois tendres n'émettent que peu ou pas de diméthoxyphénols (Pissot, 2011, Fine et al., 2001, 2002a,b, 2004a,b,c ; McDonald et al., 2001 ; Nolte et al., 2001 ; Schauer et al., 2001). Pour la combustion de bois durs en foyers ouverts et fermés, le syringylacétone et le synapylaldéhyde paraissent prédominants (Piot, 2011). Pissot (2011) et Fine et al. (2004a) rapportent les mêmes observations pour le même type de combustion, avec en plus la présence en forte proportion de coniféraldéhyde.

Ainsi, en moyenne et sur la base des mêmes composés pris en compte, Fine et al. (2001, 2002, 2004), estiment que les méthoxyphénols présents sur les PM2,5 issues de la combustion de bois durs sont constitués d'environ 25 % de mono et 75 % de diméthoxyphénols. Dans le cas de la combustion des bois tendres, les méthoxyphénols contiennent environ 83 % de mono et 17 % de diméthoxyphénols. D'autre part Pissot (2011) montre que l'allure de fonctionnement du foyer de combustion semble avoir très peu d'influence sur les proportions entre mono et diméthoxyphénols suggérant que ces proportions sont uniquement dues à la nature du bois brûlé.

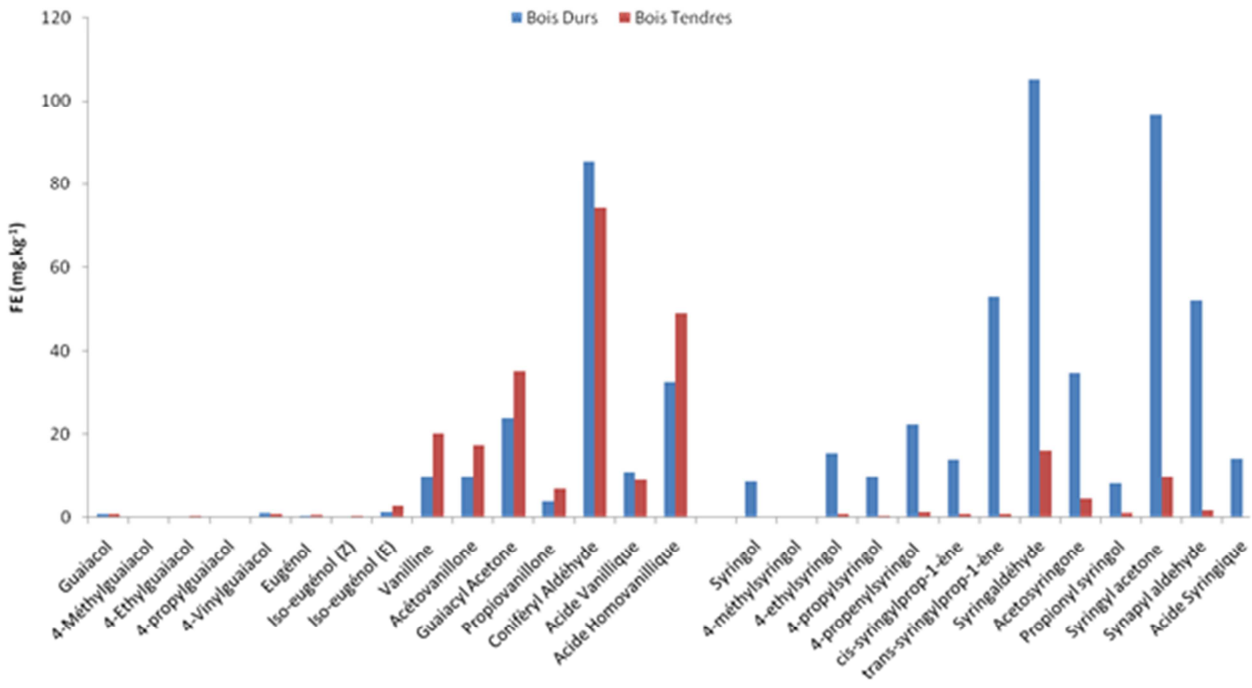


Figure 23. Facteurs d'émission (FE) moyens des méthoxyphénols présents en phase particulaire en fonction du type de bois (Pissot 2011, synthèse des études de Fine et al., 2001, 2002b, 2004b,c)

Les HAP

Les facteurs d'émission des HAP par les différents types d'appareil de chauffage ont déjà fait l'objet d'une synthèse dans ce rapport (voir partie I. §1.7.1). Nous nous intéresserons ici qu'à l'état de l'art sur les signatures chimiques en HAP sur la phase particulaire générées par la combustion du bois. En effet, les HAP sont émis par de nombreuses sources de combustion ne leur conférant pas la propriété de traceurs univoque d'un type de combustion. En revanche, la littérature rapporte la capacité d'indicateurs de source de ces composé basée sur l'utilisation de profils chimiques (contribution relative de chaque HAP à la concentration totale), ou de rapport caractéristiques de certains HAP pour distinguer les différentes sources de combustion.

La combustion du bois génèrent des émissions d'un vaste panel de composés de type HAP. Cette caractérisation fait état de la présence à la fois d'HAP parents et de leurs dérivées méthylés ou oxygénés. Ainsi par exemple 21 HAP et 8 oxy-HAP, ont été identifiés dans les fumées issues de la combustion du bois, majoritairement dans les effluents de bois tendres. Les oxy-HAP détectés dans les fumées sont majoritairement des cétones aromatiques polycycliques et des phénanthrène quinones telles que 9-fluorènone, 9H-xanthèn-9-one, et 9,10-anthracènedione (Gonçalves et al., 2010 ; Rogge et al., 1998). Les HAP ne constituent pas des constituants majeurs de la masse des particules émis par la combustion du bois. Cependant leurs contributions massiques à l'OC peuvent être relativement importantes comparées à d'autre type de combustion et représentées entre 0,14 et 0,8% suivant le type de combustible et les appareils de chauffage (Pissot, 2011,Tableau 26).

Type de bois	Appareils	Emissions (mg/kg)	HAP_p / OC (%)	Références
Tendre	Foyer ouvert	**14,6** ± 13,8	**0,22** ± 0,12	Fine et al (2001)
	Foyer ouvert	**7,2** ± 3,8	**0,27** ± 0,01	Fine et al (2002b)
	Poêle à bois	**6,5** ± 2,4	**0,78** ± 0,27	Fine et al (2004b)
	Foyer ouvert	**9,5** ± 4,2	**0,18** ± 0,05	Fine et al (2004c)
Dur	Foyer ouvert	**6,5** ± 1,9	**0,22** ± 0,13	Fine et al (2001)
	Foyer ouvert	**5,7** ± 2,9	**0,14** ± 0,06	Fine et al (2002b)
	Poêle à bois	**4,1** ± 2,7	**0,35** ± 0,09	Fine et al (2004b)
	Foyer ouvert	**8,2** ± 5,6	**0,16** ± 0,06	Fine et al (2004c)

HAP pris en comptes : le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène, le pyrène, le chrysène, le benzo[a]antrhacène, le benzo[b]fluoranthène, le benzo[k]fluoranthène, le benzo[a]pyrène, le benzo[e]pyrène, le benzo[g,h,i]pérylène, l'indéno[1,2,3-c,d]pyrène, le dibenz[a,h]anthracène, et le coronène.

Tableau 26 : Facteurs d'émission (mg/kg) et contributions massiques relatifs des HAP (synthèse bibliographique réalisée par Pissot, 2011).

Les composés identifiés peuvent se distinguer par leurs propriétés physico-chimiques et être présent en phase gazeuse et en phase particulaire. Il existe alors une réelle difficulté à comparer les signatures chimiques de la littérature, celles-ci étant fortement influencées par les méthodologies de prélèvement utilisées prenant en compte ou pas la fraction condensable de la matière organique. Pissot (2011) a réalisé une étude bibliographique relativement complète sur la signature chimique des HAP à l'émission de la combustion du bois et sur les points de distinctions avec les autres sources de combustion. Cette synthèse bibliographique s'appuyant sur la littérature américaine confrontée aux données des tests réalisés en conditions réelles lors de l'étude française de 2008 (INERIS 2008, Pissot 2011) conduit à des signatures relativement similaires pour les composés les plus abondants (Figure 24). Ces signatures semblent de plus que peu dépendre de la nature du bois brûlé. Si les profils obtenus sont dominés par le Fluoranthène et le Pyrene, les écarts observés pour ces deux composés peuvent être attribués aux incertitudes de mesure liées à leur caractère semi-volatil. En revanche pour les composés totalement particulaires (à partir du Benzo(a)Anthracene) et donc moins soumis aux artefacts méthodologiques les contributions sont très proches. La combustion du bois est donc marquée par des émissions importantes de B(a)A et de Chrysene, viennent ensuite les Benzo Fluoranthène et le Benz(a)Pyrene contribuant de manières similaires à ce profil. Les HAP à plus haut poids moléculaire contribuent plus faiblement en particulier. Des profils relativement similaires peuvent être déterminés à partir d'autres études à l'émission telles que celles de Li and Kamens (1993) et Rogge et al (1998).

Plus recemment Kelz et al. (2012) rapporte que la part des HAP déclarés prioritaires par l'EPA représente plus de 79% et les HAP prioritaires de l'OMS entre 34 et 63 % des HAP particulaires à l'émission de la combustion du bois. Dans cette étude, la composition des HAP particulaires des tests réalisés avec différents appareils de chauffage au bois est comparable. Les composés majoritaires sont le phénanthrène, le fluoranthène, le pyrène, le benzo[a]anthracène, le pyrène, le cyclopenta[c,d]benzo[b]fuoranthène, le benzo[a]pyrène et le benzo[g,h,i]pérylène.

Les ratios entre HAP sont régulièrement utilisés dans l'étude des sources d'aérosols. Les ratios pouvant potentiellement indiqués des sources rencontrés dans la bibliographie sont très nombreux. Ils impliquent généralement 2 HAP et sont soit de type HAP_i/HAP_j, soit de type $HAP_i/(HAP_i+HAP_j)$. Plusieurs rapports ont été proposés dans la littérature mais leur aptitude à distinguer telle ou telle source en atmosphère ambiante et parfois loin d'ëtre mise en évidence.

A partir de données à l'émission, les ratios de HAP issus de la littérature (Fine et al., 2001, 2002a, 2004a ; Guillon et al., 2012) donnent des valeurs relativement proches pour la combustion de bois durs et de bois tendres, et ne montre pas d'influence significative de l'essence de bois. La

synthèse bibliographique présentée par Pissot (2011) indique que les ratios B(g,h,i)P/Cor et B(g,h,i)P/IP, IP/(IP+ B(g,h,i)P) présentent semble se distinguer des émissions véhiculaires. Les rapports B(g,h,i)P/Cor et B(g,h,i)P/IP sont en effet de l'ordre de 0,5 pour la combustion du bois, et systématiquement supérieures à 1 pour les émissions véhiculaires. Le ratio IP/(IP+ B(g,h,i)P) présente des valeurs de l'ordre de 0,5,-0,6 pour la combustion du bois, et de l'ordre de 0,2-0,3 pour les émissions véhiculaires (Pissot 2011).

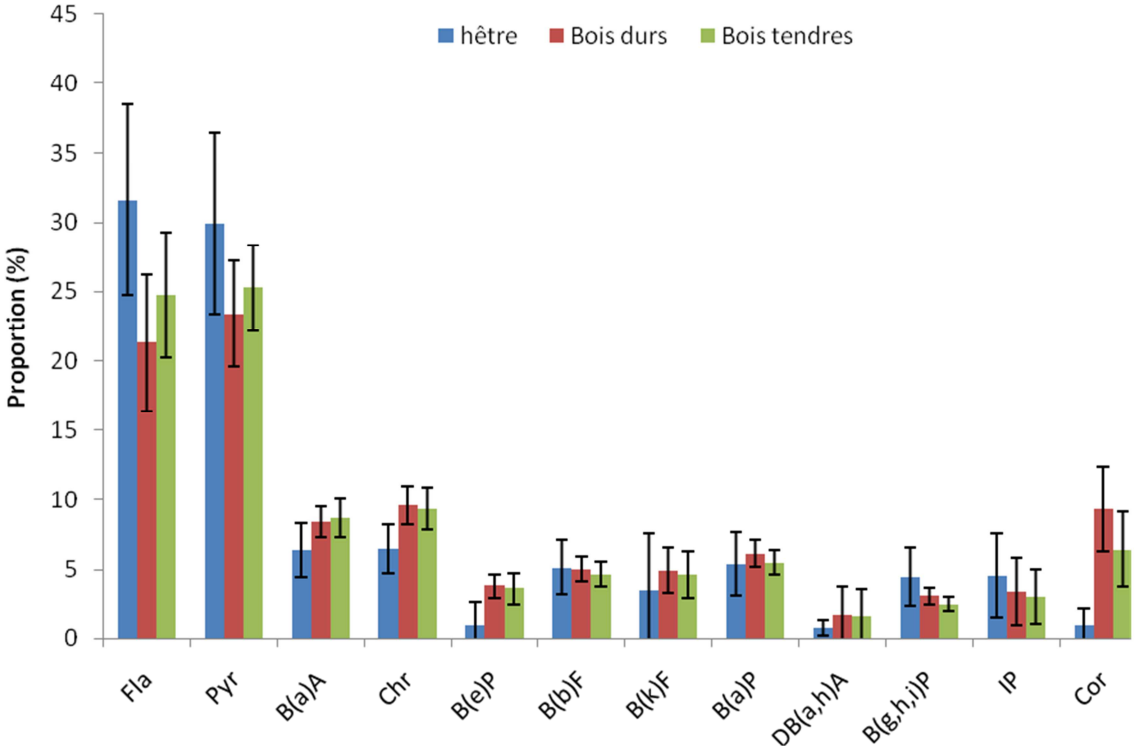


Figure 24 : Profils chimiques moyens de HAP (2 et 3 cycles), lors de la combustion du hêtre dans les appareils de chauffage au bois étudiés par Pissot (2011) et des combustions de bois durs et tendres aux USA (Fine et al 2001, 2002b, 2004b,c).

Enfin, il existe au sein de la famille des HAP, un composé beaucoup plus spécifique à la source combustion de biomasse. Le Retene composé diterpénique (7-isopropyl-1-méthylphénanthrène) fait partie des HAP méthylés et provient essentiellement de l'altération thermique des acides résiniques présents en grande majorité chez les conifères. Dés 1983, ce composé a été proposé comme traceur potentiel de la combustion de bois par Ramdhal (1983). Il est cependant majoritairement émis par la combustion de bois tendre notammant les conifères et est très peu voire pas du tout détecté lors de la combustion des bois durs (Pissot 2011).

Autres composés

De nombreuses autres familles chimiques ont été identifiées au sein de la fraction organique des particules. Certaines présentent un caractère spécifique à ce type de combustion mais sont beaucoup moins utilisées pour tracer ces émissions.

Ainsi les composés diterpéniques de type acides résiniques constituent des bio-marqueurs émis par la combustion du bois (Pissot 2011). Les composés les plus souvent identifiées sont entre autre l'acide abiétique, l'acide déhydroabiétique, l'acide pimarique, isopimarique et sandaracopimarique mais essentiellement dans la combustion des bois tendres (Fine et al 2001,

2002b, 2004b,c). L'acide abiétique est l'acide résinique présentant les facteurs d'émission les plus élevés (de 20 $mg.kg^{-1}$ à 100 $mg.kg^{-1}$).

D'autre part, les composés aliphatiques détectés lors de la combustion du bois comprennent des alcanes (du C14 au C34) et des alcènes (du C14 au C29) (Gonçalves et al., 2010 ; Rogge et al., 1998 ; Schmidl et al., 2008). Cette famille permet de discriminer certains combustibles. Ainsi, les composés issus de la combustion de bûches synthétiques (sciure et produits pétroliers) sont dominés par les alcanes, les alcènes, les aldéhydes (Rogge et al., 1998), alors qu'il n'y a que peu d'alcanes détectés dans le cas du chêne et du pin. Pour ces derniers composés, la distribution relative des composés est souvent employée pour caractériser une spécificité des sources d'émission. Cependant Piot (2011) montre qu'il existe des différences notables entre les profils en alcanes rapportées par les travaux de Fine et al (2004) dominées par les composés C19 et C25 et ceux déterminés en France pour les combustions en foyer ouvert et fermé présentant des contributions plus importantes des alcanes plus lourds (C28-C31). Mais dans ce cas aussi les méthodologies de prélèvement utilisées dans les 2 études sont très différentes.

D'autre part la prédominance des chaînes carbonées à nombre de carbone pair ou impair est souvent évaluée au travers de l'indicateur CPI[6] (Carbon Preference Index) pour distinguer les sources. Dans le cas de la combustion en foyer fermé, cette valeur est située autour de 1 sans réelles différences notables entre les types d'appareil et de combustible (Tableau 27). En revanche cet indicateur est bien plus élevé dans le cas de la combustion de déchets verts.

	Type de combustion	*CPI*
Chauffage individuel	Foyer ouvert (chêne)	1.01
	Foyer fermé (hêtre)	1.02
	Chaudière bûche	1.09
	Chaudière granulés	1.25
Chaufferie industrielle	Bois	1.05
	Bois-charbon	1.06
Air libre	Combustion déchets verts	2.03
Littérature	Foyer-hêtre (Fine et al., 2004)	0.74
	Foyer-épicéa (Fine et al., 2004)	1.17
	Combustion de feuilles (Schmidl et al., 2008a)	0.74
	Déchets végétaux sans combustion (Rogge et al., 1993)	12.15

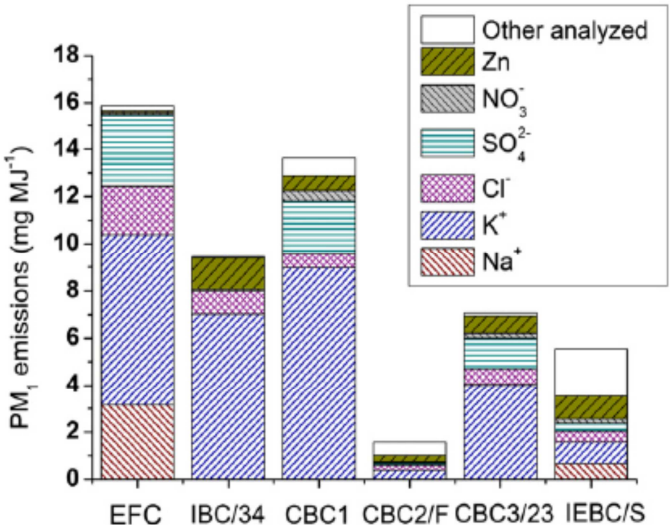
Tableau 27 : Valeurs du CPI déterminées pour les émissions de différentes combustions de biomasse sur la gamme d'alcanes C19-C40 (Piot 2011)

Enfin, la famille des alcools aliphatiques identifiés dans les PM10 comprend les composés de C7 à C30. La variété de composés trouvés par Gonçalves et al. (2010) contraste avec le peu de composés identifiés par Fine et al. (2001, 2004). Les acides alcanoïques analysés sont compris entre C8 et C24, avec une prédominance des acides docosanoïques et tétracosanoïques.

[6] Carbon Preference Index : Rapport entre la concentration totale des alcanes avec un nombre d'atomes de carbone impair, et de la concentration totale d'alcanes avec un nombre d'atomes de carbone pair.

3. Fraction inorganique

La composition de la fraction inorganique est très variable. Cela dépend des conditions de mesures (en particulier de la dilution selon Lipsky et al., (2006), de l'appareil de combustion de biomasse et des caractéristiques du combustible (Kelz et al. 2012). Parmi les données de la littérature, la spéciation de la fraction inorganique a majoritairement été réalisée dans la fraction PM1. Il semble qu'il y ait des différences de composition entre les particules de la fraction fine et les particules grossières, néanmoins le potassium est l'élément dominant de la fraction inorganique, aussi bien dans la fraction PM10 (Chen et al., 2010) que dans la fraction fine (Pagels et al., 2003 ; Johansson et al., 2003), suivi du soufre et du chlore. On relève également une émission importante de calcium, de magnésium et de sodium (Obernberger et al., 2001), ainsi que de métaux lourds (tels que Zn, Pb, As, Cd) présents en de plus faibles quantités. Les concentrations de ces métaux lourds augmentent lorsque la taille des particules diminue (cas de la combustion de copeaux de bois non traités) (Obernberger et al., 2001). En moyenne, le Zn détecté dans les PM2.5 est contenu à 91 % dans les PM1 ; 85 % pour le Cd, 83 % pour le Pb, et 81 % pour le Cr (Wierzbicka et al., 2005). A l'inverse, la teneur en soufre semble augmenter lorsque la taille des particules augmente (Boman et al., 2004). De plus une majorité de calcium et de phosphore est présent dans les particules les plus grosses, ainsi que dans une moindre mesure de magnésium, de chlore et de soufre, ce qui est cohérent avec les résultats de Pagels et al. (2003) et de Wierzbicka et al. (2005). Ces particules proviennent peut-être d'agrégats de cendres, entraînés par les fumées lors de la combustion hétérogène de chlorures alcalins et de sulfates. Chen et al (2010) notent en revanche que les particules PM10 issues de la combustion de granulés (chaudière de 190 kW) contiennent beaucoup de K et Na (190 et 45 mg/g).



EFC : chaudière à granulés ; IBC/34 : sauna en fonctionnement stable ; CBC1 : poêle à bois 1 ; CBC2/F : poêle à bois 2 à l'allumage ; CBC3/23 : poêle à bois 3 (bonne combustion) ; IEBC/S : sauna à l'allumage.

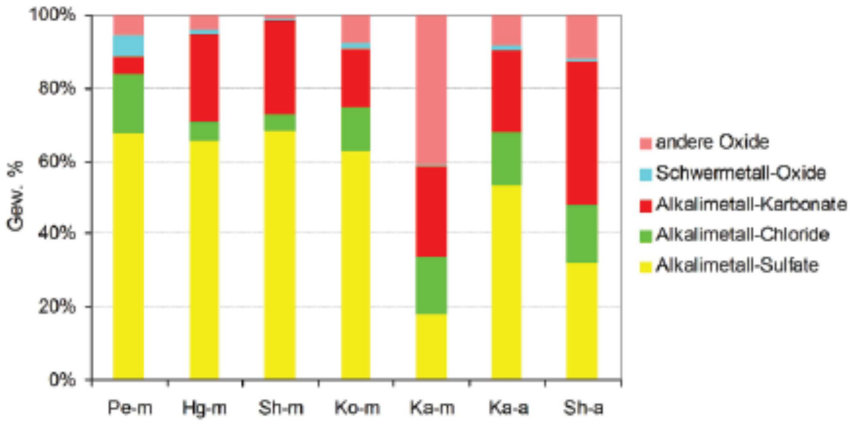
Figure 25. Emissions inorganiques des PM1 (Lamberg et al., 2011).

La fraction fine des particules est essentiellement constituée de sels alcalins (Boman et al., 2004, Sippula, 2010), dont le comportement est déterminant pour la description de la formation et des caractéristiques des particules. La formation de ces particules est principalement due à la conversion gaz-particules, suivie de processus de coagulation. Les analyses par XRD révèlent la présence dominante de KCl (chlorure de potassium), $K_3Na(SO_4)_2$ (aphthitalite), et parfois de K_2SO_4 (Boman et al., 2004). Les ions dominant la fraction fine sont K^+ (90% des ions positifs détectés par chromatographie ionique), SO_4^{2-} (50 % des ions négatifs) et CO_3^{2-} (40 % des ions négatifs) (Pagels et al., 2003, Wierzbicka et al., 2005, Tissari et al., 2007), mais d'autres

répartitions sont proposées dans la littérature (Sippula 2010). Les métaux tels que Zn, Cd, Pb, et Cr sont principalement trouvés dans le mode fin (Sippula, 2010).

Lamberg et al. (2011) ont quantifié les facteurs d'émission de différentes espèces inorganiques (Figure 25) de la fraction PM1, pour différents appareils et différentes conditions de combustion. Dans cette étude on retrouve la prédominance des ions K^+, SO_4^{2-}, Cl^- et Na^+. Ces composés se vaporisent à haute température et forment des particules lors du refroidissement des gaz de combustion. Pour cette raison, les facteurs d'émission mesurés en phase d'allumage (CBC2/F) sont relativement faibles, tandis que les facteurs d'émission de OC et de EC dans ces mêmes conditions sont les plus élevés. Un commentaire similaire peut également être fait à propos de IEBC/S.

Kelz et al. (2012) ont mis en évidence que le S et le Cl réagissent avec les métaux alcalins (K et Na) et forment des sulfates et des chlorures métalliques alcalins en s'appuyant sur des analyses par XRD et sur des calculs d'équilibre à haute température. La Figure 26 représente la répartition relative de ces composés dans les particules de la fraction PM1 analysée. Les dérivés de métaux alcalins (sulfates en jaune, chlorures en vert, et carbonates en rouge) représentent plus de 87 % de la masse des particules inorganiques, à l'exception du poêle moderne Ka-m (58%), en raison d'une teneur de 40 % d'autres oxydes (en rose), liée à une concentration anormalement élevée de Si dans le combustible utilisé. En bleu figurent les proportions d'oxydes de métaux lourds. Une combustion incomplète se produit lors de l'allumage des appareils performants, mais ces phases sont transitoires. Par conséquent, les composés majoritaires des particules émises par Pe-m, Hg-m et Sh-m sont essentiellement des composés inorganiques (sulfates de métaux alcalins, des chlorures de métaux alcalins, les carbonates de métaux alcalins, ainsi que de petites quantités d'oxydes de métaux lourds et des oxydes d'éléments Ca, Mg, Mn et Si).



Pe-m : poêle à granulés moderne ; Hg-m : chaudière moderne à copeaux ; Sh-m/a : chaudière à bûches moderne/ancienne ; Ko-m : poêle en faïence moderne ; Ka-m/a : poêle à bois moderne/ancien.

Figure 26. Composition de la matière inorganique (Kelz et al., 2012)

Les figures et tableaux suivants (Tableau 25, Tableau 26, Figure 27) regroupent les teneurs en composés alcalins issues de la littérature, pour différentes fractions particulaires. Ces données sont classées selon l'appareil et le combustible utilisés.

Les données de la littérature montrent également que la composition chimique initiale du combustible détermine également les émissions de composés inorganiques. C'est par exemple le cas de la teneur en potassium, chlore et soufre (Johnsson et al., 2003 ; Brunner et al., 2000), la teneur en Zn (Boman et al., 2004 ; Brunner et al., 2000) ou en Pb (Brunner et al., 2000).

Ainsi, Brunner et al. (2000) ont mis en évidence que la combustion de déchets de bois, riches en Zn et Pb, en chaudière (440 kW) produit des particules en forme de barres composées essentiellement de Pb_2KCl_5 ou d'un mélange de $PbCl_2$, KCl, K_2SO_4 et $PbSO_4$, et des particules sphériques riches en ZnO. De la même façon, la combustion de panneaux fibreux produit des émissions importantes de NaCl en raison de la concentration de Na et Cl dans le combustible (Brunner et al., 2000).

La teneur en K dans les PM1 pour un poêle fonctionnant avec du combustible sous forme de granulés à base de tiges végétales est de 15-20 %, à base d'écorces et de tourbe de 2-11 % et de seulement 1,3-3 % pour l'avoine et le colza (Lamberg et al., 2011). Le potassium émis est corrélé à la teneur en Si, S et Cl du combustible, résultat également trouvé par Wiinikka et al. (2007).

Appareil	Combustible	n	SO_4^{2-} (%)	Cl^- (%)	NO_3^- (%)	NH_4^+ (%)	Na^+ (%)	K^+ (%)	Réf.
foyers ouverts	pin	1	0,12	0,29	0,19	0,09	0,09	-	(a)
	chêne	1	0,41	0,20	0,44	0,10	0,10	-	
	eucalyptus	1	0,24	1,7	0,45	0,45	0,18	-	
poêles	bois	5	0,99-6,97	0,01-1,15	0,43-0,53 (n=2)	0,043 (n=1)	bdl (n=2)	7,8-11,1 (n=2)	(b), (c)
Poêles anciens (1990 et 1992)	bouleau	2	4,74-5,31	dl-0,78	-	-	-	-	(b)
chaudière 25 kW	granulés	1	15,7	10,7	0,40	0,04	16,2	36,5	(c)

(a) Schauer et al., 2001, (b) Tissari et al., 2007, (c) Lamberg et al., 2011

Tableau 28. Teneur des ions majoritaires dans la fraction particulaire PM1 pour différents appareils de chauffages et combustibles (méthode DT, chromatographie ionique CI)

Appareil	Combustible	n	SO_4^{2-} (%)	Cl^- (%)	NO^{3-} (%)	NH^{4+} (%)	Na+ (%)	K+ (%)	Réf.
foyers ouverts	bois durs	3	0,35-0,80	0,21-0,56	0,21-0,43	0,06-0,13	0,02 (n=1)	1,41 (n=1)	(a), (b), (c)*
	bois tendres	3	0,23-0,25	0,17-0,33	0,15-0,32	0,03-0,12	0,03 (n=1)	0,41 (n=1)	
poêles	bois durs	1	0,70	0,15	0,02	0,18	0,05	0,40	(c)*
			26,64 mg/kg	5,71 mg/kg	0,59 mg/kg	6,84 mg/kg	1,95 mg/kg	15,4 mg/kg	

(a) Fine et al., 2001, (b) Fine et al, 2004, (c) McDonald et al., 2000

Tableau 29. Teneur des ions majoritaires dans la fraction PM2,5 pour différents appareils et combustibles (méthode DT, analyse en CI, absorption atomique pour K+ et XRF pour Na+)

Les analyses de particules fines (en cheminée, avec du pin, du chêne et de l'eucalyptus) réalisées par Kleeman et al. (1999) révèlent que certains composés (SO_4^{2-}, NO_3^-, Cl^-, NH_4^+, K^+, Br^-) présentent une distribution similaire pour les essences de bois testées. Les émissions de pin

contiennent en plus du Ti, Fe et Ru ; les émissions de chêne de l'Al, Fe, Zn et Ba ; et les émissions d'eucalyptus de l'Al, Ti, Fe, Ru, Sr et Ba.

Dans la fraction des PM10, Schmidl et al. (2008) ont quantifié les espèces ioniques majoritaires par chromatographie ionique. Les résultats obtenus (Figure 27) mettent en évidence l'influence de l'essence de bois et de la nature du combustible (bois/briquettes) sur les proportions relatives de chaque espèce ionique.

Une distinction peut ainsi être faite entre les essences de bois durs et de bois tendres, notamment au niveau des émissions de potassium. Les émissions de potassium dans la fraction PM1, pour les dix essences de bois testées en foyer ouvert par Fine et al. (2004), sont comprises entre 0,16 et 1,90 % de la masse. La teneur en potassium est plus importante dans les émissions issues de la combustion de bois durs que de bois tendres. En effet, la concentration de K^+ dans les PM2,5 est comprise entre 1,014 et 2,740 % pour les bois durs et entre 0,458 et 1,171 % pour les bois tendres (Fine et al., 2004). Schauer et al. (2001) ont quant à eux identifié la contribution de K comme représentant 0,28 % de la fraction PM1 massique (0,18 % pour le chlore).

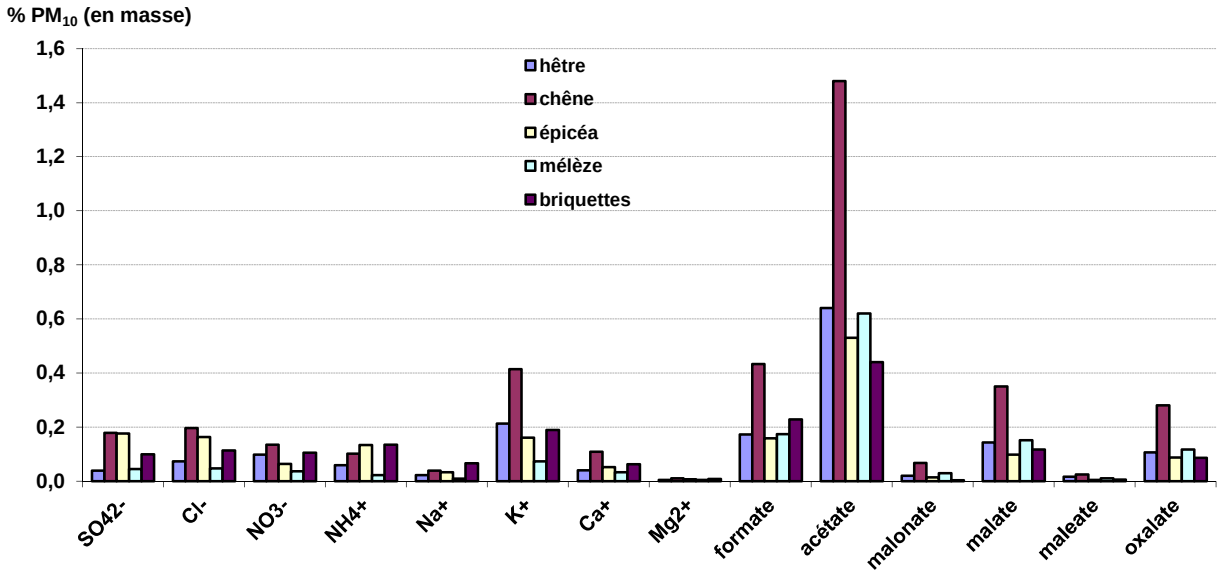


Figure 27. Pourcentage massique d'espèces ioniques présentes dans les PM10 (Schmidl et al., 2008)

De plus, les différences d'émissions de potassium, chlore et sodium peuvent se révéler importante dans le cas de l'utilisation de ces composés comme traceurs de particules des bois durs ou de conifères (Schauer et al., 2001 ; Fine et al., 2001, 2002, 2004). En effet, le potassium émis par la combustion de chêne et d'eucalyptus est beaucoup plus important que dans les fumées de pin (facteur 2-3). Le chlore contenu dans les émissions d'eucalyptus est plus important que dans les émissions de pin ou de chêne (facteur 10 pour le chêne). Enfin, le sodium contenu dans les particules fines issues de la combustion d'eucalyptus est environ 80 % supérieur à celui émis par le chêne (Schauer et al., 2001).

Enfin, d'autres auteurs mettent en évidence des différences d'émissions de composés inorganiques selon la nature des combustibles brûlés. Ainsi, les résidus forestiers fournissent des émissions importantes de Zn, Cr, Cd et Pb, tandis que les granulés émettent Zn et Cd de façon importante (Wierzbicka et al., 2005). Les combustibles constitués à partir de céréales (granulés) émettent des quantités considérables de PO_4^{3-} dans les PM1 (Sippula, 2010). Les raisons d'une plus faible émission de composés alcalins (Cl, Zn et S) lors de la combustion de produits

céréaliers est la haute teneur en silicate du combustible, un ratio élevé de S/Cl et une forte teneur en phosphore, ce qui diminue les émissions de composés alcalins par la formation de phosphates dans les cendres.

4.1.2. Spéciation des COV

Les facteurs d'émission des COV par les différents types d'appareil de chauffage ont déjà fait l'objet d'une synthèse dans ce rapport (Partie I). La combustion du bois est responsable de l'émission d'une grande variété de COV dans l'atmosphère. Parmi eux, les hydrocarbures monoaromatiques tels que le benzène, le toluène, l'éthylbenzène et les xylènes sont des composés toxiques, classés cancérigènes, voire mutagènes dans le cas du benzène par l'OMS.

Le méthane est le COV majoritaire des effluents (tests réalisés en poêle à bois, avec du bouleau, de l'épicéa et du pin), avec une teneur moyenne de 41 +/- 5,5 % des émissions totales de COV pendant un cycle complet de combustion (Pettersson et al., 2011 ; Tissari et al., 2007). Les principaux composés sont ensuite généralement l'éthène et l'acétylène, suivis du benzène, propène, éthane et toluène. Ces six composés constituent 93 +/- 2,9 % des COVNM (Pettersson et al., 2011 ; Olsson et al., 2006 ; Johansson et al., 2004). Schauer et al. (2001) identifie également le propane en grande quantités et des aldéhydes aliphatiques, avec dans l'ordre d'importance l'acétaldéhyde, le formaldéhyde, le méthylglyoxal, le glyoxal et le crotonaldéhyde. Les COV prélevés par canisters dans le cas de foyers ouverts (bois durs et bois tendres) et de foyers fermés (bois dur) sont représentés sur la Figure 28 par famille sous forme de fractions massiques (McDonald et al., 2000).

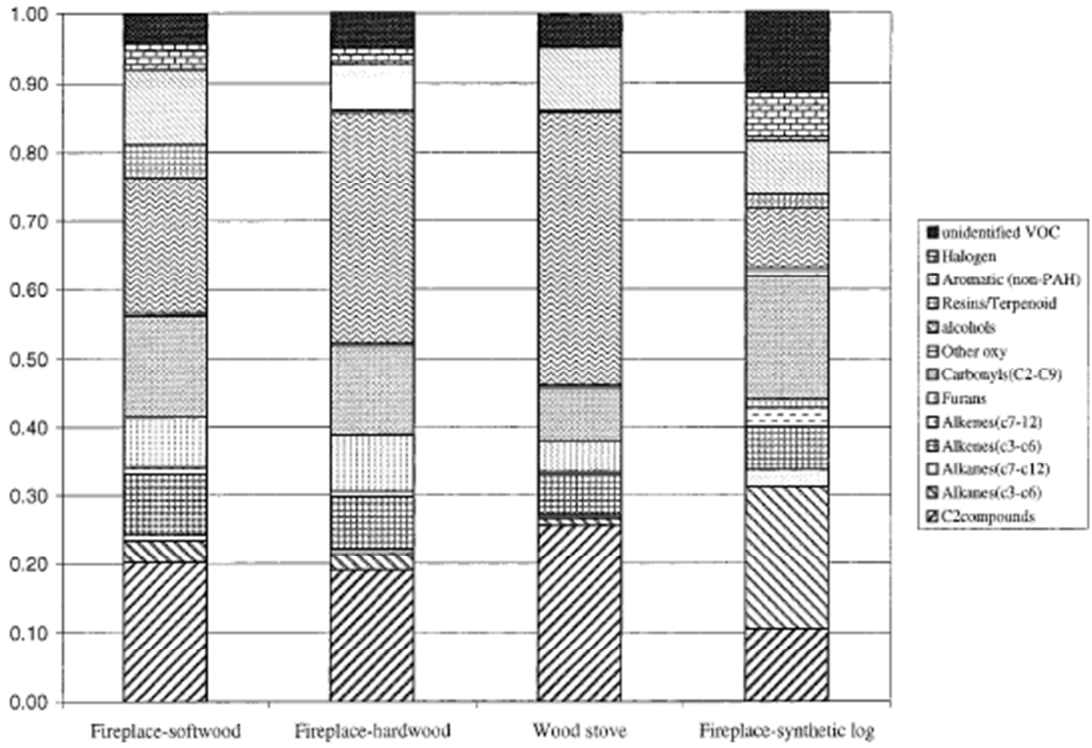


Figure 28. Composition massique des COV prélevés par canister pour différents appareils et combustibles (McDonald et al., 2000)

La Figure 28 montre que les hydrocarbures constitués de deux atomes de carbone représentent environ 20 % des COV totaux prélevés par canister (C_2-C_{12}). L'éthène (environ 12 % de ces émissions) prédomine les émissions d'éthane et d'acétylène de respectivement 4 et 5 %.

Les alcènes (C_3-C_6) sont émis en des quantités deux fois plus importantes que les alcanes possédant le même nombre d'atomes de carbone.

Les furannes, issues de la décomposition de la cellulose, représentent entre 5 à 10 % des émissions massiques de COV totaux (C_2-C_{12}) pour toutes les essences de bois testées. Les principaux composés sont : furanne, 2-méthylfuranne, 2,5-diméthylfuranne et 2-furaldéhyde.

Les alcools, et en particulier le méthanol, constituent 40 % des émissions issues de la combustion du bois, en raison de la dégradation de la lignine. Les émissions de méthanol sont plus importantes dans les effluents de bois durs, en raison d'une plus grande quantité de groupements méthoxy dans la structure de la lignine (McDonald et al., 2000).

Les aldéhydes majoritairement émis par un foyer fermé fonctionnant avec des bûches de bouleau sont le formaldéhyde et l'acétone, suivis de l'acétaldéhyde, l'isovaléraldéhyde, et l'acroléine (Hedberg et al., 2002). Les résultats de McDonald et al. (2000) sont similaires. Les principaux composés identifiés par cette étude sont les suivants : glyoxal, acétone, formaldéhyde, acétaldéhyde et acroléine. Les effluents issus de la combustion de bois durs et tendres sont aussi riches en butanone, 3-butène-2-one et 3-méthyl-3-butène-2-one, et ce en raison de la décomposition de l'isoprène.. Les facteurs d'émissions sont comparables à l'exception du propanal et du butanal qui sont respectivement 10 et 30 fois plus élevés que dans l'étude de Hedberg et al. (2002). McDonald et al. (2000) rapportent que les composés carbonylés représentent entre 10 et 18 % des émissions totales de COV (C_2-C_{12}).

La combustion de différentes essences en foyer ouvert par Schauer et al. (2001) produit majoritairement de l'acétaldéhyde, suivi du formaldéhyde (dans le cas du chêne), de l'heptanal (cas de l'eucalyptus) et de l'acétone (chêne). Les composés aromatiques prédominants sont le benzène, le méthylbenzène, le naphtalène et trois isomères de diméthylbenzène (Olsson et al., 2006). On note aussi la présence dans les effluents de composés halogénés (chlorométhane, chlorure de méthylène).

Aucune différence notable n'a été mise en évidence concernant l'occurrence de composés caractéristiques des essences de bois parmi les COV à l'exception des terpènes. Delta-3-carène, alpha-pinène, myrcène, et limonène sont émis de façon plus importante lors de la combustion de pin, par comparaison avec l'épicéa et le bouleau, en raison des différences de composition chimique de ces trois essences (Pettersson et al., 2011). Notons aussi que les alcanes et alcènes sont essentiellement détectés dans les émissions de pin (Schauer et al., 2001), et le rétène dans les émissions de conifères.

La caractérisation de la source « combustion de bois » est possible en utilisant certains ratios de COV. Ainsi, le rapport des concentrations toluène/benzène est de 0,4 (foyer fermé et bouleau), ce qui est similaire à celui de l'étude menée par McDonald et al. (2000), et différent des émissions véhiculaires pour lesquelles un ratio de 3,6 +/- 0,5 a été calculé (Johansson et al., 2001).

Les émissions caractéristiques de la combustion du bois peuvent aussi être distinguées de celles des véhicules et de l'atmosphère urbaine en général par le rapport entre le benzène et le méthylbenzène. Dans le cas de la combustion du bois, le benzène est plus important que le méthylbenzène d'un facteur 3 en régime stable, tandis qu'en atmosphère urbaine ce facteur est de 0,5, indiquant la prédominance du méthylbenzène (Olsson et al., 2006).

4.2. Cas de la combustion de biomasse à l'air libre

4.2.1. Introduction

La combustion de la biomasse n'est pas forcément réalisée à des fins énergétiques. Les feux de forêt, les brûlage agricoles ou de déchets verts constituent des voies de combustion de la biomasse à l'air libre occasionnant de nombreuses nuisances dont la dégradation de la qualité de

l'air, la pollution des sols (Werther et al., 2000), et la potentielle contamination de la chaîne alimentaire par les polluants générés. En effet, la combustion à l'air libre engendre des émissions de polluants d'autant plus importantes que les conditions de combustion ne sont pas maîtrisées. L'estimation de ces émissions ne se fait qu'avec une grande incertitude en raison du faible nombre d'études réalisées sur ce sujet, et des différences méthodologiques. Différentes stratégies ont été utilisées pour la caractérisation des polluants émis lors du brûlage de la biomasse à l'air libre (Collet, 2011). Une méthode consiste à prélever les polluants gazeux ou particulaires dans l'air ambiant à une distance déterminée de la source. Cette approche conduit à la caractérisation les émissions et l'évaluation de l'impact de la combustion sur l'environnement immédiat. Pour ces types de combustion, les facteurs d'émission sont quant à eux déterminés par l'utilisation d'une des 3 méthodes suivantes :

1) L'utilisation d'un ratio d'émission et du bilan carbone. Cette méthode ne nécessite pas de connaître la quantité de matière brûlée et se base sur un ratio entre un polluant recherché et un traceur de la combustion (CO ou CO_2) déterminé dans le panache et hors du panache de combustion.

2) L'utilisation d'une chambre de combustion permettant la collecte de tous les effluents dans des conditions (ventilation, etc) maîtrisées.

3) L'utilisation d'un tunnel de combustion pour la prise en compte de la vitesse du vent et du mode de propagation latérale (Jenkins et al., 1996).

D'autre part, l'évaluation des émissions engendrées par la combustion de la biomasse à l'air libre doit tenir compte de différents facteurs d'influence. La composition des fumées est variable selon le combustible et sa densité, l'humidité, les conditions de combustion et l'éloignement de la source. La variabilité des émissions de combustion résulte des disparités en termes de composition et structure du combustible, d'intensité du feu, d'aération, d'humidité ambiante et vasculaire, de durée en conditions de combustion vive (feu flambant) et combustion lente (feu couvant, sans flamme), d'environnements physiques tels que la pente du sol (Mazzoleni et al., 2007).

Si les données de la littérature dans ce domaine restent encore limitées, l'ANSES (2010) a réalisé très récemment une étude bibliographique très complète et documentée sur ce sujet. Le rapport de l'ANSES établit un l'état de l'art de ces dernières années sur les émissions de la combustion de la végétation ainsi que sur leurs effets sanitaires. Cet état des connaissances concerne aussi bien les incendies de végétation, les brûlages agricoles et les brûlages de déchets verts de jardin. Dans ce contexte, il apparaît inutile de reproduire cet exercice et nous reportons ici principalement les conclusions de ce travail complétées de données supplémentaires publiées depuis lors. Le lecteur est invité à se reporter au rapport de l'ANSES et aux références citées pour le détail de ces travaux.

4.2.2. Caractérisation des émissions

La synthèse de l'ANSES est réalisée en distinguant les 3 principales catégories de feux de végétation à l'air libre :

- Brûlage de déchets verts de jardin : Les déchets verts sont des déchets organiques et désignent les feuilles mortes, les tontes de gazon, les tailles de haies et d'arbustes, les résidus d'élagage, les déchets d'entretien de massifs, les déchets de jardin des particuliers collectés séparément ou par le biais des déchetteries. En France, le brûlage à l'air libre des déchets verts est interdit (article 84 du Règlement Sanitaire Départemental Type) pour les particuliers comme pour les professionnels, mais des dérogations peuvent être accordées. L'ANSES met en évidence que les données d'émission de brûlage de déchets verts sont lacunaires, en raison de leur composition variable et donc mal connue. Dans des conditions météorologiques et/ou topographiques défavorables, ce type de pratique peut contribuer de façon significative aux niveaux de particules dans l'air à court terme.

- Brûlage agricole : Cette pratique de combustion à l'air libre a pour objectif de favoriser la rotation des cultures tout en favorisant la fertilisation des sols et le contrôle de la prolifération d'insectes, d'autres nuisibles ainsi que les espèces végétales envahissantes. Si cette pratique est très couramment utilisée dans certaines régions du globe, elle demeure réglementée en France, où elle est autorisée uniquement par dérogation. Divers résidus agricoles tels que le blé, l'orge et le maïs peuvent ainsi être brûlés, ainsi que les tailles des arbres fruitiers. L'ANSES souligne qu'en dépit des efforts de recherche déjà réalisés pour obtenir des profils d'émission de la combustion de résidus de culture, les données concernant les émissions de brûlage agricole et leurs impacts sur la qualité de l'air sont limitées, en particulier en Europe et dans les régions méditerranéennes

- Feux de végétation : Cette catégorie concerne les incendies de végétation de plus ou moins grande ampleur. La littérature met en évidence l'influence à la fois de la topographie et de la météorologie sur les comportements de ces incendies et sur leurs émissions. D'autre part ces incendies présentent simultanément dans leur déroulement, des phénomènes de combustion vive et de combustion lente. La part respective de chacune de ces combustions conditionne la quantitée de substances émises dans l'atmosphère. Si quelques études ont été menées sur la caractérisation des fumées issues de ces incendies, il demeure encore beaucoup d'inconnus. Ainsi le rapport de l'ANSES souligne que la composition des émissions de brûlage selon différents types de végétation comme le pin, la garrigue et le maquis reste méconnue.

Loin d'être exhaustives les caractérisations chimiques des émissions rapportées dans la littérature quel que soit le type de combustion font généralement état des mêmes classes de polluant ou de familles chimiques. Ainsi le brûlage de la biomasse à l'air libre va générer des émissions d'espèces gazeuses (CO, NOX, COV) et de particules fines. Les modes de combustion différentes entre les 3 catégories de brûlage à l'air libre vont influencer cette composition chimique.

Par exemple le brûlage des déchets vert de jardin se faisant généralement en tas plus ou moins compacts il est le plus souvent caractérisés par une teneur élevée en eau dans le combustible et/ou une densité élevée (masse volumique ou surfacique), réduisant l'efficacité de la combustion et engendrant l'accroissement des émissions polluantes. De plus l'utilisation d'incinérateurs de jardin, ne constitue pas systématiquement un gage d'amélioration des combustions (INERIS, 2011). Dans le cas des brûlages agricoles, les émissions dépendront du type de combustible, de sa teneur en humidité, des conditions météorologiques mais également des protocoles mis en œuvre (addition successive de petites quantités ; disposition des déchets en pile, étalés, etc…). Enfin dans le cas de feux de végétation, la nature du sol peut conditionner les émissions polluantes. C'est le cas des fortes émissions de composés soufrés relevées lors de combustion sur des sols chargés en soufre.

L'impact de l'utilisation d'intrants du végétal (produits phytosanitaires, matières fertilisantes, supports de culture) est également discuté dans l'étude de l'ANSE même si la littérature reste très parcellaire dans ce domaine. Ainsi les émissions polluantes peuvent être accrues si les végétaux ont subi un traitement chimique par fongicides ou pesticides, ou si les déchets verts sont mélangés à des déchets ménagers (en particulier ceux contenant du plastique). En effet, Wervers et al. (2004) ont mis par exemple en évidence l'augmentation des concentrations de dioxines dans l'air et des dépôts de dioxines localisés lors de la combustion de déchets verts et de déchets ménagers dans des bidons d'acier galvanisé et à l'air libre. De plus, suivant la configuration du contenant servant à la combustion, et donc selon la qualité de la combustion, le facteur d'émission peut augmenter d'un facteur 4. Il faut toutefois préciser que pour ces composés, les facteurs d'émission de la littérature sont extrêmement variables, en fonction notamment des méthodologies utilisées pour les élaborer. Ils sont compris entre 0,1 et 56 ng I.TEQ/kg pour les essais effectués en chambre de simulation, et entre 0,008 et 4,2 ng I.TEQ/kg

pour les essais effectués sur feux réels (Tableau 30). Les résultats les plus élevés sont obtenus lors d'essais menés en chambre de combustion ce qui pourrait s'expliquer par la formation d'artéfacts liés aux interactions avec les surfaces métalliques de la hotte de prélèvement des fumées (cas des essais INERIS 2004 notamment). L'action des surfaces métalliques sur la formation de PCDD/F lorsque les fumées atteignent des températures supérieures à 400°C, a été démontrée par Black et al. 2012. Elle engendre une modification de la distribution des différents congénères PCDD/F en favorisant notamment la formation de furannes. Les résultats obtenus lors des autres essais réalisés en chambre de simulation (INERIS 2011) ou lors de feux réels (Meyer et al. 2004, Black et al. 2012) sont plus concordants, en valeur et en nature des substances émises (prépondérance des dioxines). En l'absence de surfaces métalliques (hotte d'aspiration des fumées), les émissions de dioxines et furannes obtenus à partir d'une simulation en chambre ou directement sur feux réels sont faibles (<2 ng I.TEQ/kg) et comparables.

	INERIS 2004	**INERIS 2011**	**Gullett et al. 2003**	**Meyer et al. 2004**		**Black et al. 2012**	
Combustible	litières forestières	déchets verts	litières forestières	litières forestières		litières forestières	
Type d'essais	chambre de combustion	chambre de combustion	chambre de combustion	couloir de combustion	feux de forêt	chambre de combustion	feux réels semi-contrôlés
Facteur d'émission PCDD/F ng I.TEQ/kg	1,02 - 25,9	0,12 - 0,14	0,9 - 51,3	0,09 - 0,66	0,04 - 2,1	0,41 - 0,97	0,32 - 0,94

Tableau 30. Emissions de dioxines et furannes lors de brûlages à l'air libre

Ainsi, les principaux composés et familles chimiques identifiées dans les différentes études dans les émissions de la combustion de la biomasse à l'air libre sont identiques à ceux caractérisés lors de la combustion de bois dans des appareils de chauffage. Il n'existe pas à notre connaissance de traceurs spécifique à ce type de combustion.

De plus, la caractérisation chimique des particules émises met en évidence la forte proportion de la fraction organique et des rapports EC/OC relativement faible lors de la combustion de déchets verts mais de l'ordre de ceux rencontrées pour la combustion du bois (Schmild 2008, Piot, 2011). D'autre part, le lévoglucosan, traceur univoque de la combustion du bois est également identifié dans des quantités variables dans les émissions de la combustion d'autres types de biomasse (tabac, herbages, paille de riz, cf Tableau 24). Cependant des distinctions peuvent être apportées par l'étude des profils chimiques. Ainsi les travaux de Piot (2011) menés en partenariat avec Air Rhône-Alpes ont permis de caractériser la composition chimique des PM10 et PM2.5 issue de la combustion de déchets verts. Ces émissions semblent se caractériser notamment par une distribution relative des n-alcanes dominée par des composés à nombre de carbone impair. Ce comportement se traduit par des valeurs de CPI plus importantes que lors de la combustion de bois (CPI = 2.03, Tableau 27) se rapprochant des émissions naturelles sans combustion. L'étude des autres hydrocarbures comme les HAP ne font en revanche pas apparaître de profil marqué permettant de caractériser ce type d'émission. Piot (2011) a proposé l'utilisation du Retene (Ret) par le rapport Ret/BeP pour distinguer les émissions de combustion de bois de chauffage de celles de la combustion de déchets verts. Cependant ce rapport doit encore faire l'objet d'étude pour évaluer sa pertinence en raison des artefacts que peut entraîner le caractère semi-volatil de ce composé. Enfin des approches plus récentes basées sur l'étude de la composition isotopique de certaines familles chimiques comme par exemple les HAP pourraient constituer des voies de distinctions de ces émissions (Guillon 2012).

4.3. Conclusion

La composition des particules issues de la combustion de biomasse est très complexe et se distingue par une fraction d'OC importante, et une fraction inorganique, dominée par une majorité de composés alcalins. Elle dépend de la composition initiale du combustible (en particulier des teneurs en éléments), de sa forme (qui induit une certaine efficacité de combustion), des conditions de combustion (charge, efficacité de combustion). Les aérosols organiques sont principalement dus à la combustion incomplète de suies et à la condensation d'hydrocarbures imbrûlés lors du refroidissement des effluents gazeux. Leur émission peut être limitée par l'optimisation du processus de combustion. Des différences de composition particulaire observées sur un ensemble de profils de combustion semblent être la conséquence à la fois de la nature du combustible (distinction bois dur/bois tendre) et des conditions de combustion. Il est nécessaire toutefois de souligner qu'elles peuvent être également induites par les conditions de prélèvement des particules. En effet, la nature des essais (prélèvement dans un panache de combustion, dans un conduit de cheminée ou de chaudière), ainsi que les contraintes technologiques (utilisation de cannes de prélèvement réglementaires) ne permettent pas d'adopter une méthodologie commune, notamment en termes de température d'échantillonnage. Ce facteur peut s'avérer critique pour la quantification d'une partie de la fraction organique en raison de la volatilisation de certains de ces composants, ou sur la fraction ionique en modifiant la balance ionique (Piot, 2011). Ces artéfacts de prélèvements et notamment la problématique de la prise en compte ou non de la fraction condensable de l'aérosol déjà discutée dans la partie I de ce rapport doivent être pris en compte dans l'utilisation des résultats, particulièrement lorsqu'il s'agit de composés traceurs de sources de combustion de la biomasse.

La spéciation des COV prélevés dans les effluents issus de la combustion de la biomasse en foyers domestiques est complexe, mais présente des composés majeurs, à commencer par le méthane, qui représente près de la moitié des COV émis. Les principaux composés sont ensuite généralement l'éthène et l'acétylène, suivis du benzène, propène, éthane et toluène. Ces six composés constituent 93 +/- 2,9 % des COVNM. Les émissions issues de la combustion de la biomasse peuvent être caractérisées par des ratios de concentrations de COV tels que toluène/benzène et benzène/méthylbenzène.

Les études de caractérisation chimique des émissions de la combustion de la biomasse à l'air libre demeure encore relativement limitées. Les travaux actuels identifient les mêmes types de polluants et de familles chimiques que dans le cas de la combustion du bois. Ces émissions sont cependant relativement variables et fortement influencées par de nombreux paramètres (nature du combustible, humidité, nature du sol, mode de combustion) rendant très difficile leur caractérisations. Ainsi, il existe actuellement peu d'outils ou d'indicateurs robustes permettant de distinguer cette source de la combustion de bois afin d'évaluer son influence sur la pollution atmosphérique.

5. Références bibliographiques de la tâche 1

ADEME (2009). Le bois énergie et la qualité de l'air. Note de synthèse ADEME, 17 juillet 2009, 17 p.

ADEME LECES (2008). Evaluation des performances énergétiques et environnementales de chaufferies biomasse. Rapport ADEME, 28 août 2008, 39 p.

Allemand N. (2003). Estimation des émissions de polluants liées à la combustion du bois en France. Rapport ADEME, 25 p.

Aurell J., Gullett B.K., Tabor D., Touati A. and Oudejans L. (2012). Semivolatile and Volatile Organic Compound Emissions from Wood-Fired Hydronic Heaters. Environmental Science and Technology, 46(14) : 7898–7904.

Birch, E.M. (1998). Analysis of Carbonaceous Aerosols: Interlaboratory Comparison. Analyst., 123 : 851-857.

Black R.R., Meyer C.P.M., Yates A., Van Zwieten L., Mueller J.F., (2012) Formation of artefacts while sampling emissions of PCDD/PCDF from open burning biomass. Chemosphere 88 352-357

Boman C., Nordin A., Boström D. and Öhman M. (2004). Characterization of Inorganic Particulate Matter from Residential Combustion of Pelletized Biomass Fuels. Energy & Fuels, 18 (2) : 338-348.

Boman C., Nordin A., Öhman M. (2005). Emissions from small scale combustion of biomass fuels - extensive quantification and characterization. Umea University, Energy Technology and Thermal Process Chemistry, 129 p.

Boman C., Pettersson E.R., Westerholm R., Boström D. and Nordin A. (2011). Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves. Energy & Fuels, 25(1): 307-314.

Brunner T., Obernberger I. and Pölt P. (2000). Chemical and structural analyses of aerosol and fly-ash particles from fixed-bed biomass combustion plants by electron microscopy. Proceedings of the 1st World Conference on Biomass Fire Energy and Industry, June 2000, Sevilla, Spain, II : 1991-1995.

Brunner T., Bärnthaler G.and Obernberger I. (2006). Fine particulate emissions from state-of-the-art small-scale Autrian pellet furnaces – characterisation, formation and possibilities of reduction. Proceedings of the 2nd World Conference on Pellets, 30 May-1 June 2006, Jönköping, Sweden, 87-91.

CETIAT (2011). Etude-Action pour réduire la pollution de l'air par le chauffage au bois sur la commune de Lanslebourg-Mont-Cenis. Rapport d'essai n°R1062006, 20 p.

Chen Q., Zhang X., Bradford D., Sharifi V. and Swithenbank J. (2010). Comparison of Emission Characteristics of Small-Scale Heating Systems Using Biomass Instead of Coal. Energy & Fuels, 24(8): 4255-4265.

Chow, J.C., Watson, J.G, Crow, D., Lowenthal, D.H., Merrifield, T. (2001). Comparison of IMPROVE and NIOSH Carbon Measurements. Aerosol Science and Technology, 34: 23-34.

CITEPA (2009). Evaluation prospective 2020-2050 de la contribution du secteur biomasse énergie aux émissions nationales de polluants atmosphériques. Rapport ADEME, synthèse novembre 2009. 54 p.

Collet S. (2009). Les émissions de polluants par les foyers domestiques. Pollution Atmosphérique, numéro spécial mars 2009, p. 83-90.

Countess, R.J. (1990). Interlaboratory Analyses of Carbonaceous Aerosol Samples. Aerosol Science and Technology, 12 : 114-121.

Dorge S., Jeguirim M. and Trouvé G. (2011). Thermal degradation of Miscanthus pellets: kinetics and aerosols characterization. Waste and Biomass Valorization, 2(2) : 149-155.

Echalar F., Gaudichet A., Cachier H. and Artaxo P. (1995). Aerosol emissions by tropical forest and savanna biomass burning : characteristic trace elements and fluxes. Geophysical Research Letters, 22 : 3039-3042.

Environnement Canada. Conventional Woodstove Emission Factor Study. V.S. Li, Environment Canada, Ontario, Canada. Disponible sur http://www.epa.gov/ttnchie1/conference/ei16/session5/victor.pdf.

Fine P.M., Cass G.R. and Simoneit B.R.T. (2001). Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States. Environmental Science & Technology, 35(13) : 2665-2675.

Fine P.M., Cass G.R. and Simoneit B.R.T. (2002a). Organic compounds in biomass smoke from residential wood combustion: Emissions characterization at a continental scale. J. Geophys. Res., 107(D21): 8349.

Fine, P. M., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T. (2002b). Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of woods grown in the southern United States, Environmental Science & Technology, 36, 1442-1451.

Fine P.M., Cass G.R. and Simoneit B.R.T. (2004a). Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of wood types grown in the Midwestern and Western United States. Ed. Liebert, Larchmont, NY, USA, 21(3), 23 p.

Fine, P. M., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T. (2004b). Chemical characterization of fine particle emissions from the fireplace combustion of wood types grown in the midwestern and western United States, Environmental Engineering Science, 21, 387-409.

Fine, P. M., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T. (2004c). Chemical characterization of fine particle emissions from the wood stove combustion of prevalent United States tree species, Environmental Engineering Science, 21, 705-721.

Gaegauf C., Wieser, U. and Macquat, Y. (2001). Field investigation of nanoparticle emissions from various biomass combustion systems. Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar, Zürich, Schwitzerland, 27 June 2001, 80-86.

Guillon A., Le M´enach K., Flaud P.-M., Marchand N., Budzinski H., and Villenave E. (2012). Chemical characterization and stable carbon isotopic composition of particulate polycyclic aromatic hydrocarbons issued from combustion of 10 Mediterranean woods. Atmos. Chem. Phys. Discuss., 12 : 20631–20671.

Gullett B.K., Touati A. (2003) PCDD/F emissions from forest fire simulations. Atmospheric Environment 37, 803-813

Gonçalves C., Alves C., Evtyugina M., Mirante F., Pio C., Caseiro A., Schmidl C., Bauer H. and Carvalho F. (2010). Characterisation of PM10 emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. Atmospheric Environment, 44(35) : 4474-4480.

Hartmann H., Turowski P., Ellner-Schuberth F. and Winter S. (2009). Fuel quality effects in wood log combustion. Results from trials with a log wood boiler. BioNorm II - Project n°038644 - Pre-normative research on solid biofuels for improved European standards Technology and Support Center, Straubing, Germany, May 2009. 23 p.

Hedberg E., Kristensson A., Ohlsson M., Johansson C., Johansson P.-Å., Swietlicki E., Vesely V., Wideqvist U. and Westerholm R. (2002). Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. Atmospheric Environment, 36(30) : 4823-4837.

Hildemann L.M., Markowski G.R. and Cass G.R. (1991). Chemical composition of emissions from urban sources of fine organic aerosol. Environmental Science and Technology, 25(4) : 744-759.

Hübner C., Boos R. and Prey T. (2005). In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels. Chemosphere, 58(3): 367-372.

Hytönen K., Jokiniemi J., Obernberger I., Brunner T., Salonen R.O., Aurela M., Bellmann B., Boman C., Bärnthaler G., Ellner-Schubert F., Forsberg B., Frey A., Friesenbichler J., Happo M., Hartmann H.,

Hillamo R., Hirvonen M.-R., Jalava P., Markkanen P., Pennanen A., Pettersson E., Rossmann P., Saarikoski S., Saarnio K., Sandström T., Sehlstedt M., Sillanpää, Teinilä K., Timonen H., Tissari J., Turowski P., Vallius M. and Wiinikka H. (2008). Biomass combustion in residential heating : particulate measurements, sampling, and physicochemical and toxicological characterization. Final report, University of Kuopio, August 2008, 93 p.

INERIS (2004), Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de déchets et de produits issus de biomasse, Rapport d'étude, convention ADEME, disponible en ligne sur www.ineris.fr

INERIS (2002). Emissions liées à la combustion du bois par les foyers domestiques. Rapport INERIS, mai 2002, 49 p.

INERIS (2008). Evaluation de l'impact des appareils de chauffage au bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur. Rapport INERIS, DRC 08-70801-15219A, 202 p.

INERIS (2011), Facteurs d'émission de polluants de feux simulés de forêt et de décharge. Rapport d'étude,,disponible en ligne sur www.ineris.fr

Jalava P. I., Happo M. S., Kelz J., Brunner T., Hakulinen P., Mäki-Paakkanen J., Hukkanen A., Jokiniemi J., Obernberger I. and Hirvonen M.-R. (2012). In vitro toxicological characterization of particulate emissions from residential biomass heating systems based on old and new technologies. Atmospheric Environment, 50 : 24-35.

Jenkin M.E., Saunders S.M. and Pilling M.J. (1997). The tropospheric degradation of Volatile Organic Compounds: a protocol for mechanism development. Atmospheric Environment, 31(1) : 81-104.

Johansson L., Tullin C. and Leckner B. (2001). Particulate emissions from small-scale biomass combustion. Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar, 27 June 2001, Zurich, Switezerland. 87-92.

Johansson L. S., Tullin C., Leckner B. and Sjövall P. (2003). Particle emissions from biomass combustion in small combustors. Biomass and Bioenergy, 25(4) : 435-446.

Johansson L.S., Leckner B., Gustavsson L., Cooper D., Tullin C. and Potter A. (2004). Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. Atmospheric Environment, 38(25): 4183-4195.

Kanakidou M., Seinfeld J. H., Pandis S. N., Barnes I., Dentener F. J., Facchini M. C., Van Dingenen R., Ervens B., Nenes A., Nielsen C. J., Swietlicki E., Putaud J. P., Balkanski Y., Fuzzi S., Horth J., Moortgat G. K., Winterhalter R., Myhre C. E. L., Tsigaridis K., Vignati E., Stephanou E. G. and Wilson J. (2005). Organic aerosol and global climate modelling: a review. Atmospheric Chemistry & Physics, 5 : 1053-1123.

Kelz J., Brunner T. And Obernberger I. (2012). Emissionsfaktoren und chemische Characterisierung von Feinstaubemissionen moderner und alter Biomass-Kleinfeurerungen über typische Tageslastverläufte. Environmental Sciences Europe, 24 :11.

Kjällstrand J. and Olsson M. (2004). Chimney emissions from small-scale burning of pellets and fuelwood—examples referring to different combustion appliances. Biomass and Bioenergy, 27(6) : 557-561.

Klippel N. (2007). Health relevance of particles from wood combustion in comparison to Diesel soot. 15th European Biomass Conference and Exhibition, Berlin, Germany, 7-11 May 2007.

Lamberg H., Nuutinen K., Tissari J., Ruusunen J., Yli-Pirilä P., Sippula O., Tapanainen M., Jalava P., Makkonen U., Teinilä K., Saarnio K., Hillamo R., Hirvonen M.-R. and Jokiniemi J. (2011). Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion. Atmospheric Environment, 45(40) : 7635-7643.

Launhardt T., Strehler A., Dumler-Gradl R., Thoma H. and Vierle O. (1998). PCDD/F- and PAH-Emission from house heating systems. Chemosphere, 37(9–12) : 2013-2020.

Lavric E.D., Konnov A.A. and Ruyck J.D. (2004). Dioxin levels in wood combustion—a review. Biomass and Bioenergy, 26(2): 115-145.

Le Dreff C., Autret E. et Proharam F. (2012). Projet Redupo Bois : Evaluation de solutions de réduction des émissions polluantes (gazeuses et particulaires) d'appareils de chauffage résidentiel alimentés à la biomasse. Rapport ADEME, mars 2012, 32 p.

Le Dreff-Lorimier C., Tschamber V., Trouvé G., Labbé S. and Poster S. (2012b). Two domestic fireplaces presenting low CO and dust emission factors by optimization of the combustion process. 20th European Biomass Conference and Exhibition – 18 to 21 June 2012, 2BO4.3.

Le Louer P. et Korchia J.-L. (2009). Expertise de 10 chaufferies collectives au bois, analyse et recommandations. Pollution Atmosphérique, numéro spécial mars 2009, p. 99-104.

Li, C. K. and Kamens, R. M. (1993). The use of polycyclic aromatic hydrocarbons as source signatures in receptor modeling, Atmospheric Environment, 27, 523-532.

Lillieblad L., Szpila A., Strand M., Pagels J., Rupar-Gadd K., Gudmundsson A., Swietlicki E., Bohgard M. and Sanati M. (2004). Boiler Operation Influence on the Emissions of Submicrometer-Sized Particles and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons from Biomass-Fired Grate Boilers. Energy & Fuels, 18(2) : 410-417.

Lipsky E.M. and Robinson A.L. (2006). Effects of Dilution on Fine Particle Mass and Partitioning of Semivolatile Organics in Diesel Exhaust and Wood Smoke. Environmental Science & Technology, 40(1): 155-162.

McDonald J.D., Zielinska B., Fujita E.M., Sagebiel J.C., Chow J.C. and Watson J.G. (2000). Fine particle and gaseous emission rates from residential wood combustion. Environmental Science & Technology, 34 : 2080-2091.

McCrillis R.C. and Jaasma D.R. (1993). Woodstove emission measurement methods: comparison and emission factors update. Environ. Monit. Assess., 24 : 1-12.

Meyer C., Beer T., Müller J. (2004). Dioxins Emissions from Bushfires in Australia, Technical Report n°1, National Dioxins Program, Australian Government Department of the Environment and Heritage.

Nussbaumer T. (2007). Technico-economic assessment of particle removal in automatic wood combustion plants from 100 kW to 2 MW. 15th Europena Biomass Conference and Exhibition, Berlin, Germany. OE 2.5 : 2362 – 2365.

Nussbaumer T. (2010). Overview on technologies for biomass combustion and emission levels of particulate matter. Rapport FOEN, June 2010. 78 p.

NYSERDA (2010). European wood-heating technology survey : An overview of combustion principles and the energy and emissions ferformance charactéristics of commercially available systems in Autria, Germany, Denmark, Norway, and Sweden. Final report 10-01, April 2010, 157 p.

Obernberger I., Brunner T. and Jöller M. (2001). Characterization and formation of aerosols and fly-ashes from fixed-bed biomass combustion. Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar at in Zurich by IEA Bioenergy Task 32 and Swiss Federal Office of Energy, Switzerland, June 2001, 69-74.

Obernberger I., Brunner T. and Barnthaler G. (2007). Fine particle emissions from Modern Autrian small-Scale biomass combustion plants. 15th European Biomass Conference and Exhibition, Berlin, Germany. 1546-1557.

Olsson M., Kjällstrand J. and Petersson G. (2003). Specific chimney emissions and biofuel characteristics of softwood pellets for residential heating in Sweden. Biomass and Bioenergy, 24(1) : 51-57.

Olsson M. and Kjällstrand J. (2006). Low emissions from wood burning in an ecolabelled residential boiler. Atmospheric Environment, 40(6) : 1148-1158

OMS (2010). WHO guidelines for indoor air quality: Selected pollutants. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 454 p.

Oros D. R. and Simoneit B. R. T. (2001a). Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 1. Temperate climate conifers. Applied Geochemistry, 16 : 1513-1544.

Oros D. R. and Simoneit B. R. T. (2001b). Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 2. Deciduous trees. Applied Geochemistry, 16 : 1545-1565.

Oser M., Nussbaumer T., Schweizer B., Mohr M. and Figi R. (2001). Influences on aerosol formation in an automatic wood furnace. Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar at in Zurich by IEA Bioenergy Task 32 and Swiss Federal Office of Energy, Switzerland, 27 June 2001, p 59-64.

Ozil F., Tschamber V., Haas F., Trouve G. (2011).The "zero-CO" domestic fireplace: a catalytic solution to reduce pollutants. Management of Environmental Quality, 22(4): 429-439.

Pagels J., Strand M., Rissler J., Szpila A., Gudmundsson A., Bohgard M., Lillieblad L., Sanati M. and Swietlicki E. (2003). Characteristics of aerosol particles formed during grate combustion of moist forest residue. Journal of Aerosol Science, 34(8) : 1043-1059.

Peren²bois, action 1 (2010). Peren²Bois : Evaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse. Produit de sortie phase 1 : synthèse des émissions de la combustion du bois. Rapport INERIS, DRC-08-89628-09534A, 47 p.

Peren²Bois, action 2 (2011). Peren²Bois : Evaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse. Action 2 : Techniques et protocoles de mesurage « Présentation des méthodes existantes de mesurages des TSP, travaux relatifs au prélèvement des fractions solides et condensables des aérosols émis, faisabilité du mesurage des fractions PM ». Rapport INERIS, DRC-11-96869-03575A, 122 p.

Peren²Bois, action 4 (2011). Peren²Bois : Evaluation technico-économique des performances énergétiques et environnementales des meilleures techniques disponibles de réduction des émissions de poussières fines et de composés organiques pour les appareils de combustion domestique utilisant la biomasse. Action 4 : Caractérisation des émissions pour des couplages appareils/combustibles avec et sans traitement de réduction secondaire, « Facteurs d'émission et hiérarchisation des phases du processus de combustion en termes d'émission de polluants ». Rapport INERIS, DRC-11-96869-10164A, 83 p.

Pettersson E.R., Boman C., Westerholm R., Boström D. and Nordin A. (2011). Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet. Combustion, Part 2: Wood Stove. Energy & Fuels, 25(1):315-323.

Pfeiffer F., Struschka M., Baumbach G., Hagenmaier H. and Hein K.R.G. (2000). PCDD/PCDF emissions from small firing systems in households. Chemosphere, 40(2): 225-232.

Piot C. (2011). Polluants atmosphériques organiques particulaires en Rhône-Alpes : caractérisation chimique et sources d'émissions. Thèse, Université de Grenoble, 293 p.

Pissot N. (2011). Estimation de l'impact du chauffage au bois sur la qualité de l'air intérieur et extérieur : analyse de traceurs organiques spécifiques de la combustion de la biomasse au sein de l'aérosol atmosphérique. Thèse, Université de Grenoble, 15 février 2011, 274 p.

Purvis C. R., McCrillis R. C. and Kariher P. H. (2000). Fine Particulate Matter (PM) and Organic Speciation of Fireplace Emissions. Environmental Science & Technology, 34(9) : 1653-1658.

Puxbaum H., Caseiro A., Sanchez-Ochoa A., Kasper-Giebl A., Claeys M., Gelencser A., Legrand M., Preunkert S. and Pio C. (2007). Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the impact of biomass combustion on the European aerosol background. J. Geophys. Res., 112 :D23S05.

Rabot-Querci M.-L. (2006). Etude d'un dispositif de traitement des imbrûlés des appareils de chauffage indépendants au bois. Thèse, Université Henri Poincaré Nancy 1, 247 p.

Ramdahl, T. (1983). Retene - a molecular marker of wood combustion in ambient air, Nature, 306, 580-582.

Rau J.A. (1989). Composition and Size Distribution of Residential Wood Smoke Particles. Aerosol Science and Technology, 10(1) : 181-192.

Rogaume C., Rogaume Y., Trouve G. et Zoulalian A. (2009). Diagnostic environnemental du chauffage au bois dans des appareils indépendants. Pollution Atmosphérique, numéro spécial mars 2009, p. 135-154.

Rogaume Y. et Autret E. (2010). Estimation de l'impact environnemental du chauffage domestique au bois à l'échelle locale (quartier, village). Rapport ADEME, août 2010, 345 p.

Rogaume Y. et Autret E. (2010 b). Actualisation de l'indice de performance environnementale des appareils indépendants de chauffage au bois. Rapport ADEME, novembre 2010, 46 p.

Rogge W. F., Hildemann L. M., Mazurek M. A. and Cass G. R. (1998). Sources of Fine Organic Aerosol. 9. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces. Environmental Science & Technology, 32(1) : 13-22.

Schatowitz B., Brandt G.A., Gafner F., Schlumpf E., Bühler R., Hasler P. and Nussbaumer T. (1993). Dioxin emissions from wood combustion. Organohalogen Compounds, 11 : 307-310.

Schauer J.J., Kleeman M.J., Cass G.R. and Simoneit B.R.T. (2001). Measurement of Emissions from Air Pollution Sources. 3. C1−C29 Organic Compounds from Fireplace Combustion of Wood. Environmental Science & Technology, 35(9) : 1716-1728.

Scheffield A.E., Gordon G.E., Currie L.A. and Riederer G.E. (1994). Organic, elemental, and isotopic tracers of air pollution sources in Albuquerque, NM. Atmospheric Environment, 28 : 1371-1384.

Schmid, H., Laskus, L., Abraham, J.H., Baltensperger, U., Lavanchy, V., Bizjak, M., Burba, P., Cachier, H., Crow, D., Chow, J., Gnauk, T., Even, A., ten Brink, H.M., Giesen, K.P., Hitzenberger, R., Hueglin, C., Maenhaut, W., Pio, C., Carvalho, A., Putaud, J.P., Toom-Sauntry D. (2001). Results of the "Carbon Conference" International Aerosol Carbon Round Robin Test Stage I. Atmospheric Environment, 35 : 2111-2121.

Schmidl C., Marr I.L., Caseiro A., Kotianová P., Berner A., Bauer H., Kasper-Giebl A. and Puxbaum H. (2008). Chemical characterisation of fine particle emissions from wood stove combustion of common woods growing in mid-European Alpine regions. Atmospheric Environment, 42(1) : 126-141.

Simoneit B. R. T., Rogge W. F., Cass G. R., Mazurek M. A., Standley L. J. and Hildemann L. M. (1993). Lignin pyrolysis products, lignans, and resin acids as specific tracers of plant classes in emissions from biomass combustion. Environmental Science & Technology, 27 : 2533-2541.

Simoneit B. R. T. and Elias V. O. (2000a). Organic tracers from biomass burning in atmospheric particulate matter over the ocean. Marine Chemistry, 69 : 301-312.

Simoneit B. R. T., Rogge W. F., Lang Q. and Jaffé R. (2000b). Molecular characterization of smoke from campfire burning of pine wood (Pinus elliottii). Chemosphere - Global Change Science, 2 : 107-122.

Simpson C. D., Paulsen M., Dills R. L., Sally Liu L.-J. and Kalman D. A. (2005). Determination of methoxyphenols in ambient atmospheric particulate matter: tracers for wood combustion, Environmental Science & Technology, 39, 631-637.

Sippula O. (2010). Fine particle formation and emission in biomass combustion. PhD thesis, University of Eastern Finland, Kuopio, Finland. 68 p.

Spitzer J., Fankhauser G., Fritz W., Golja F. and Stiglbrunner R. (1998). Emissionsfaktoren für Feste Brennstoffe. 17 p.

Subramanian, R., Khlystov, A., Cabada, J.C., Robinson, A.L. (2004). Measurement of Positive and Negative Artifacts with Denuded and Undenuded Sampler Configurations. Aerosol Science and Technology, 38(1) : 27-48.

Tissari J., Hytönen K., Lyyränen J. and Jokiniemi J. (2007). A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. Atmospheric Environment, 41 (37) : 8330-8344.

Tissari J., Lyyränen J., Hytönen K., Sippula O., Tapper U., Frey A., Saarnio K., Pennanen A. S., Hillamo R., Salonen R. O., Hirvonen M. R. and Jokiniemi J. (2008). Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. Atmospheric Environment, 42 (34) : 7862-7873.

Tissari J., Hytönen K., Sippula O. and Jokiniemi J. (2009). The effects of operating conditions on emissions from masonry heaters and sauna stoves. Biomass and Bioenergy, 33(3): 513-520.

Turpin B.J., Saxena P. and Andrews E. (2000). Measuring and simulating particulate organics in the atmosphere : problems and prospects. Atmospheric Environment, 34: 2983-3013.

Verma V.K., Bram S., Delattin F., Laha P., Vandendael I., Hubin A. and De Ruyck J. (2012). Agro-pellets for domestic heating boilers: Standard laboratory and real life performance. Applied Energy, 90(1) : 17-23.

Wierzbicka A., Lillieblad L., Pagels J., Strand M., Gudmundsson A., Gharibi A., Swietlicki E., Sanati M. and Bohgard M. (2005). Particle emissions from district heating units operating on three commonly used biofuels. Atmospheric Environment, 39(1) : 139-150.

Wiinikka H., Gebart R., Boman C., Boström D. and Öhman M. (2007). Influence of fuel ash composition on high temperature aerosol formation in fixed bed combustion of woody biomass pellets. Fuel, 86(1–2) : 181-193.

Zhang J., Smith K.R., Ma Y., Ye S., Jiang F., Qi W., Liu P., Khalil M.A.K., Rasmussen R.A. and Thorneloe S.A. (2000). Greenhouse gases and other airborne pollutants from household stoves in China: a database for emission factors. Atmospheric Environment, 34(26) : 4537-4549.

Tâche 2 : Suivi d'indicateur de la combustion de la biomasse sur le site de Lanslebourg

1. Méthodologie et moyens mis en œuvre.

1.1. Méthodologie mise en œuvre.

1.1.1. Suivi continu

La majorité des études sur l'impact de la combustion de la biomasse sur la qualité de l'air a été réalisée sur la base de la détermination au sein de la matière organique particulaire du traceur univoque de la combustion de biomasse que constitue le lévoglucosan, composé de la famille des déhydromonosaccharides. Cette approche nécessite la mise en œuvre de campagnes ponctuelles de prélèvement des aérosols sur filtre sur des pas de temps journaliers, complétées par des protocoles d'analyses lourds en laboratoire. Une telle méthodologie n'est pas applicable pour satisfaire le besoin de mesures permanentes pour l'évaluation des actions entreprises. Dans ce contexte l'approche entreprise a consisté à réaliser le suivi de l'évolution des propriétés optiques des aérosols par la technique de l'aéthalomètre multi longueurs d'onde. D'une part, cette technique de mesure « on-line » permet de distinguer la contribution de la combustion de biomasse sur les concentrations en « Black Carbon » (BC) présent sur l'aérosol de celles provenant d'autres sources de combustion et notamment de la combustion de combustibles fossiles. D'autre part la technique de mesure autorise un suivi sur des pas de temps très courts permettant une analyse « on-line » compatible avec des mesures de concentrations massiques en PM10 de type TEOM.

En conséquence un suivi en continu a été mis en place durant 2 ans au sein du village de Lanslebourg comprenant la mesure simultanée à haute fréquence (15 min) à la fois de la concentration massique en PM10 (TEOM FDSMS) et de la concentration atmosphérique en BC (Aethalomètre 7 longueurs d'onde, Magee Scientific, modèle AE-31). L'Aethalomètre était équipé d'une tête de prélèvement de type cyclone avec un diamètre de coupure de 2,5 µm. D'une part, ce type de tête de prélèvement est préconisé pour cet appareil car mieux adapté à la gamme de débit de prélèvement disponible. D'autre part des travaux antérieurs ont montré l'équivalence des résultats obtenus avec une tête PM10 et PM2.5 pour ce type de mesure (Salma et al. 2004, Viidanja et al 2001).

Dans un souci d'améliorer le caractère opérationnel pour un suivi sur du long terme quelques adaptations ont été apportées sur le fonctionnement de l'appareil. Ainsi le système de pompage a été déporté sur une pompe externe à membrane permettant une maintenance plus facile du système en cas de changement de la pompe. De plus les mesures ont été récupérées via un câble RS232 toutes les 5 minutes et stockées sur la mémoire flash d'une carte d'acquisition conçue dans le cadre de ce projet. Les données une fois stockées sont alors envoyées toutes les 2 heures par le réseau GPRS sur un espace du serveur FTP de Air Rhône-Alpes. Ce système d'acquisition a permis un suivi à distance des données et du bon fonctionnement de l'appareil.

Ainsi les mesures réalisées avec cette instrumentation ont permis d'obtenir à la fois :

- les mesures de masse pour évaluer le nombre, la fréquence et la temporalité des épisodes de dépassement des seuils PM10,
- des informations sur la fraction volatile,
- la concentration à haute fréquence (5 min) du BC, permettant d'identifier l'importance, la fréquence, et la temporalité des apports par les sources de combustion,
- la décomposition du BC en fraction issue de la combustion de biomasse (noté BC_{BB}) et en fraction issue de la combustion de combustible fossile (BC_{FF}).

La durée de ce suivi continu étalée sur 2 années a été retenue initialement pour englober toute la période couvrant la mise en place des actions d'amélioration prévues dans le village de Lanslebourg. Hors, si nos mesures ont démarré dès 2012 (en janvier pour les mesures TEOM-FDMS et en juillet pour les mesures Aethalomètre), les actions de renouvellement des appareils de chauffage les moins performants n'ont pu débuter qu'au printemps 2013 et ne sont à ce jour pas terminées (Projet Bois EnAIRgie piloté par la municipalité de Lanslebourg).

1.1.2. Campagnes de mesures spécifiques pour la caractérisation chimique

En complément de ce suivi, le programme de travail prévoyait la réalisation de campagnes de prélèvement pour la détermination des composants chimiques des PM10. Réalisées sur le même format que celles ayant permis de dresser un état des lieux de la qualité de l'air à Lanslebourg en 2010 (Prélèvements journaliers sur DA80, 2 semaines par saison), elles ont pour objectif :

- de compléter les mesures réglementaires notamment vis-à-vis des polluants organiques de type HAP,
- d'obtenir des données complémentaires permettant de préciser certains paramètres (type de combustion de bois…) nécessaire à la mise en œuvre de méthodologie de déconvolution des sources de type CMB (Chemical Mass Balance),
- de réaliser des études de déconvolution des sources par approche CMB et les confronter avec l'approche Aethalomètre.

Ces campagnes de caractérisation de la chimie des PM10 étaient planifiées sur la seconde année de l'étude et donc, dans le dimensionnement initial du projet, à l'issue des actions d'amélioration mises en œuvre. Dans ce cadre, elles portaient un caractère fort d'évaluation d'une éventuelle modification de la chimie des PM initiée par les actions d'amélioration des émissions.

1.2. Choix du site de mesure et calendrier

La typologie particulière du site d'étude (vallée encaissée, village avec un centre bourg peu étendu, proximité des cheminées de rejet…) a rendu délicate la recherche d'un lieu d'emplacement des mesures. Initialement le choix s'est porté sur l'utilisation d'un local technique accolé au bâtiment recevant le cinéma de la commune.

L'intérêt de ce site résidait sur son positionnement à la fois à proximité de l'emplacement retenu lors de la première étude en 2010 (parking du cinéma, Figure 29) et de la zone la plus ouverte du centre bourg. Toutefois, lors de la réunion de lancement du projet, le 13 février 2012, la présentation du site de mesure retenu a suscité un questionnement de l'ADEME concernant la proximité de la cheminée du système de chauffage du cinéma par rapport à l'emplacement des lignes de prélèvement. En conséquence une évaluation du site a été réalisée en mars 2012 par comparaison avec un moyen mobile d'Air-Rhône Alpes positionné sur le site utilisé en 2010 (voir détail de l'étude en Annexe 1). Cette étude a montré que les résultats en concentration en PM10 étaient globalement homogènes hormis lors d'épisode très ponctuels de renouvellement du combustible de la chaudière du cinéma. Cependant, la mise en place d'un projet de construction important prévu en 2013 et à proximité du bâtiment nous a conduits, en accord avec l'ADEME et la Municipalité de Lanslebourg, à déplacer le site d'étude dans la cour de l'école après l'acquisition d'une cabine mobile (Figure 29).

Figure 29 : Localisation des sites de mesure utilisés ; (A) Cinéma, (B) cour d'école

Cette modification de site a été effectuée le 19 avril 2013 et a été accompagnée d'une période de 10 jours de mesures simultanées en BC sur les 2 sites (Figure ***31***). La dynamique temporelle du BC sur les 2 sites est relativement proche. Des différences de concentration plus marquées apparaissent cependant lors d'épisode de fortes concentrations. Les niveaux en BC sont alors supérieurs sur le site A. Ces écarts peuvent en partie être attribués à la différence de réponse des 2 analyseurs utilisés mais aussi à des effets ponctuels liés notamment à la proximité des lignes de prélèvement avec le bâtiment dans le cas du site A. Ce type de comportement avait déjà été mis en évidence sur les concentrations en PM10 lors de l'exercice de comparaison de site réalisé par Air Rhône-Alpes (voir Annexe1).

Ainsi, malgré ces écarts et la présence de nombreuses sorties de cheminées autour des 2 sites, les dynamiques très proches en BC montrent une bonne représentativité des 2 sites vis-à-vis de la contamination de l'atmosphère à l'échelle du village.

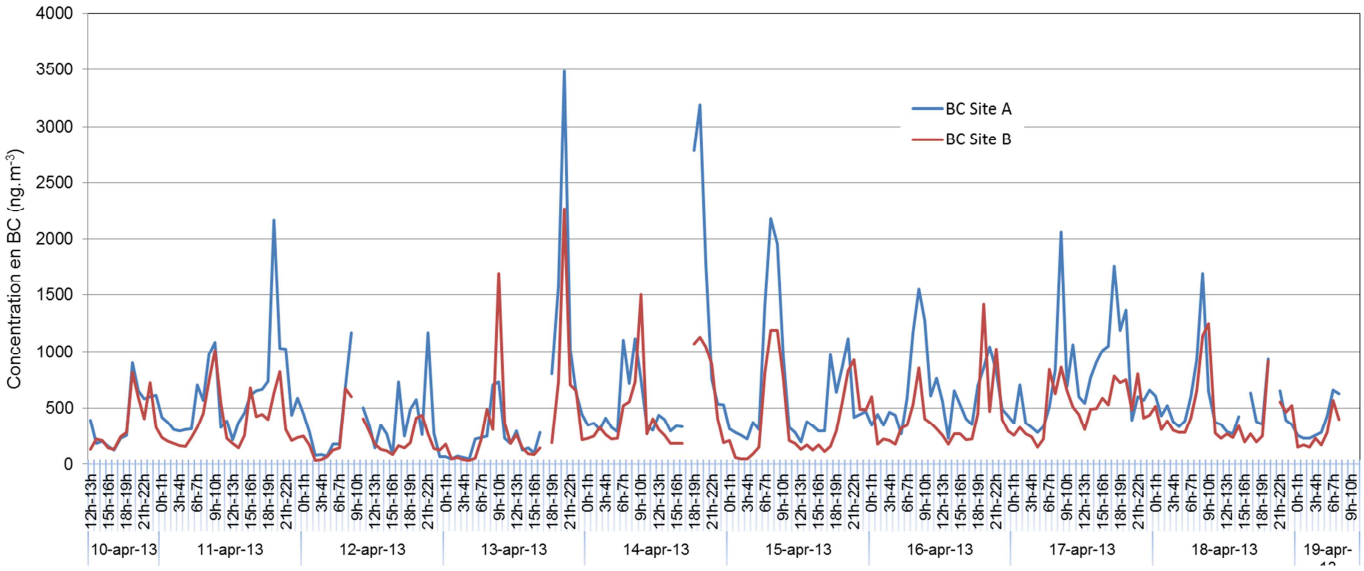


Figure 30 : Evolution temporelle des concentrations en BC(en ng.m-3) lors de la comparaison des sites A (cinema) et B (cour d'école)

Malgré ces modifications logistiques le calendrier du projet a pu être respecté que ce soit pour le suivi continu ou pour la mise en place des campagnes intensives de caractérisation de la chimie des PM10 (Figure 31). Des données complémentaires concernant les paramètres météorologiques (direction et vitesse du vent) et la contamination gazeuse (suivi des NOx, O_3) ont été collectées grâce au déploiement d'analyseur par Air Rhône-Alpes lors de ces campagnes.

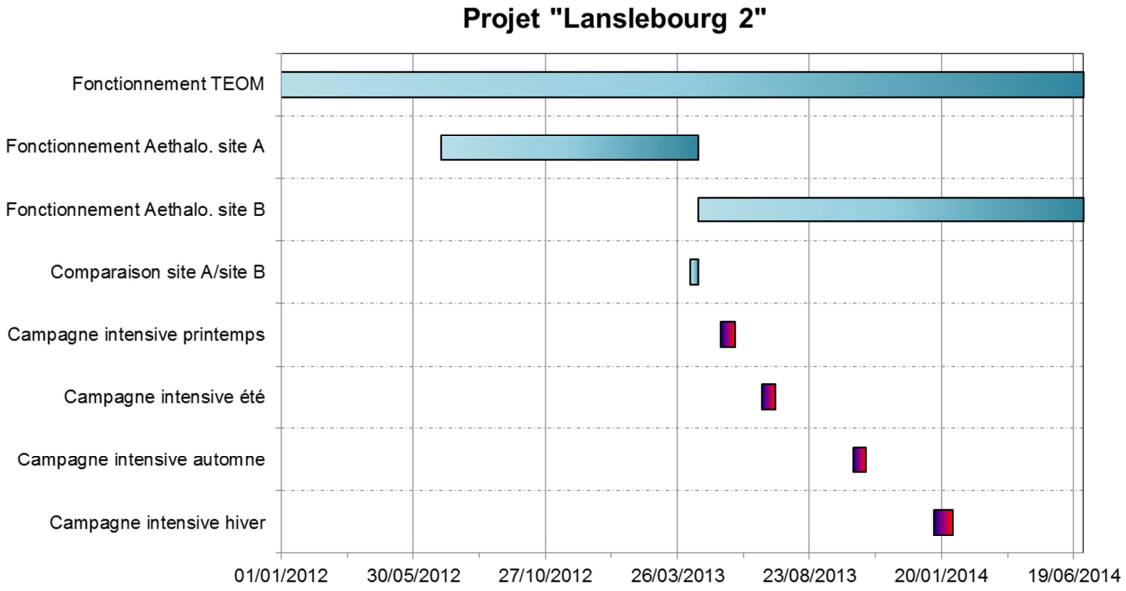


Figure 31 : Planification des mesures sur les sites de Lanslebourg

2. Résultats

2.1. Evolution des concentrations en PM10 : aspect réglementaire.

Des mesures de particules en suspension de diamètre inférieur ou égal à 10 µm (PM10) ont été mesurées à Lanslebourg en 2012, 2013 et début 2014. Les mesures en 2012 et 2013 ayant été réalisées sur une année civile avec plus de 90% de taux de fonctionnement de l'analyseur de poussières (respectivement 91 et 96%), il est ainsi possible de statuer sur le respect, ou non, des valeurs réglementaires pour les poussières fines PM10 pour ces 2 années.

2.1.1. Moyennes annuelles

En moyenne annuelle, la réglementation fixe la valeur limite de la concentration en PM10 à 40 µg/m^3. Le tableau ci-dessous indique que les moyennes relevées en 2012 et 2013 sont bien inférieures à cette valeur limite annuelle et respectent même l'objectif de qualité fixé à 30 µg/m^3.

A titre de comparaison, la Figure 32 donne les concentrations annuelles des différentes stations du réseau fixe d'Air Rhône-Alpes en Savoie. Les valeurs relevées sont du même ordre de grandeur que celles trouvées dans des sites plus urbanisés que Lanslebourg comme Albertville ou Saint-Jean-de-Maurienne. Elles demeurent cependant plus faibles que celles observées sur les sites de proximité trafic ou industrielle situés en fond de vallée (Site A43 et La Léchère).

	2012	2013
Moyenne annuelle en PM10 (µg.m^{-3})	20	19
Nbre de jour de dépassement	11	19

Tableau 31 : Concentrations moyennes annuelles et nombre de jour de dépassement de la valeur limite en moyenne journalière en PM10 sur le site de Lanslebourg.

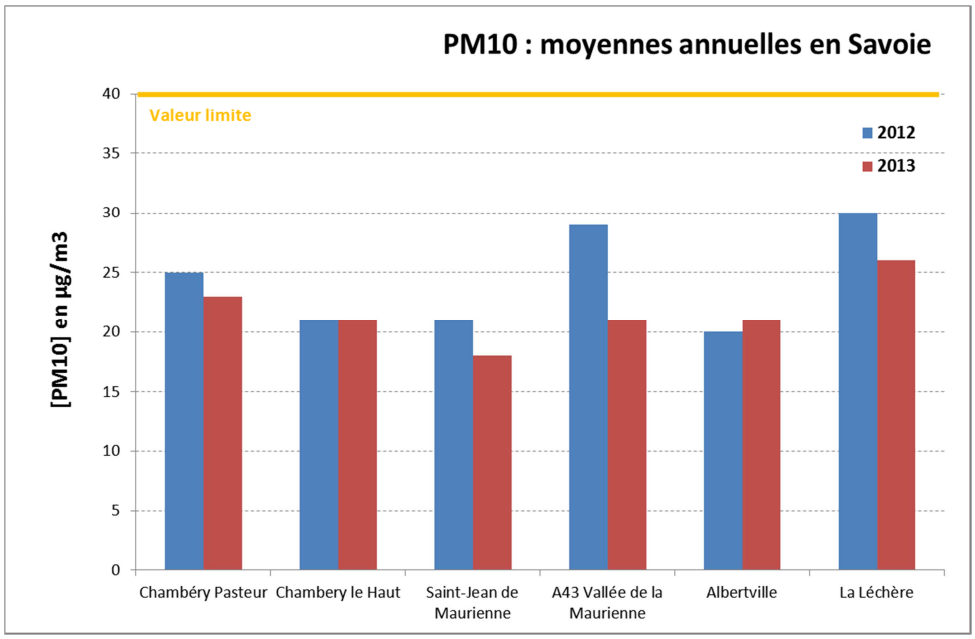


Figure 32 : Concentrations moyennes annuelles des PM10 sur différents sites de Savoie.

2.1.2. Moyennes journalières

Concernant les moyennes journalières, le seuil de la valeur limite est fixé à 50 µg/m^3 (35 dépassements autorisés par an). Comme pour les moyennes annuelles, la valeur réglementaire est respectée en 2012 et 2013 (Figure 33) avec un nombre de jour de dépassement de la valeur limite n'excédant pas 19. Il faut cependant noter que les concentrations en particules peuvent être relativement élevées à Lanslebourg, en particulier lorsque les conditions météorologiques sont propices à l'accumulation des polluants (Figure 33). Ainsi en période hivernale, les concentrations journalières peuvent atteindre des niveaux de l'ordre de 80 µg.m^{-3}. En comparant ces résultats à ceux obtenus pour d'autres stations savoyardes, il apparaît qu'en termes de dépassements du seuil journalier, la situation à Lanslebourg et relativement proche de celle de sites urbains plus importants comme Chambéry et Albertville (Figure 34).

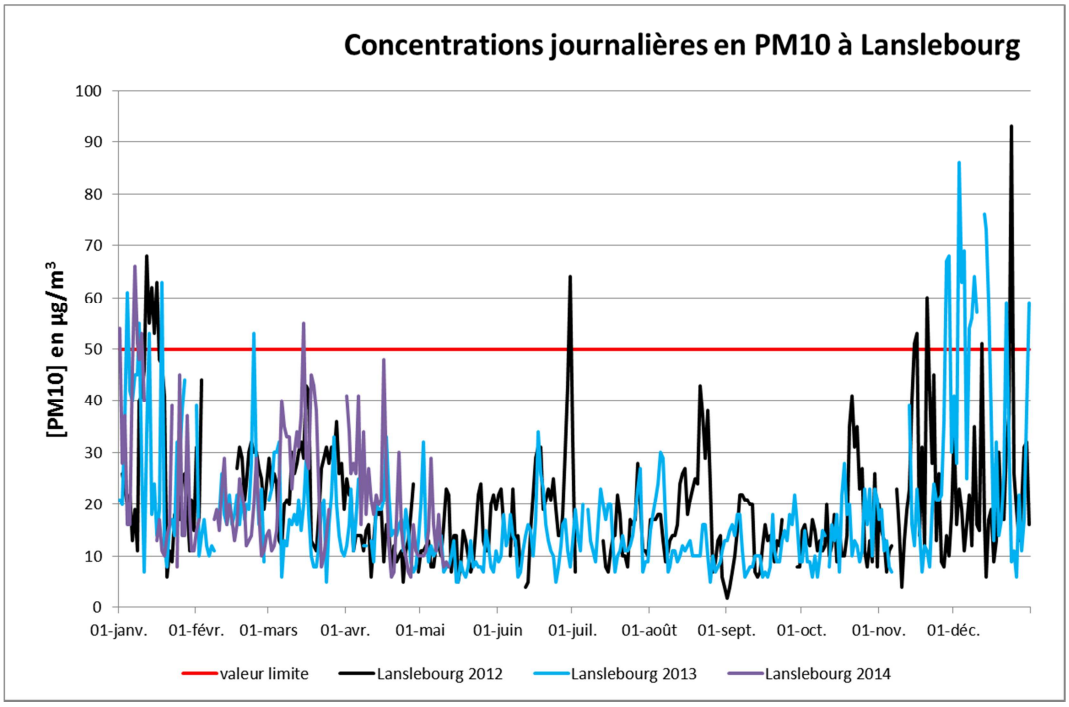


Figure 33 : Evolutions temporelles des concentrations journalières en PM10 en 2012 et 2013 à Lanslebourg.

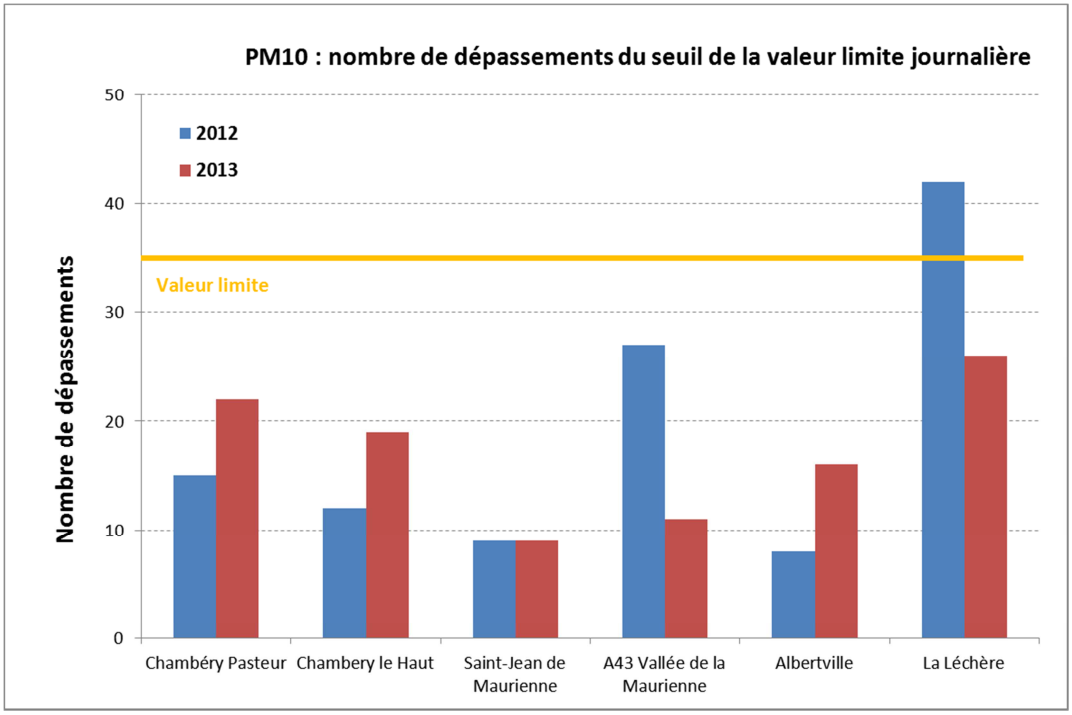


Figure 34 : Nombre de jour de dépassement de la valeur limite en moyenne journalière sur plusieurs sites de Savoie.

D'un point de vue réglementaire, les niveaux relevés montrent donc que les valeurs limites sont respectées pour les poussières fines PM10 sur l'année 2012 et 2013 à Lanslebourg. Toutefois les concentrations relevées sont du même ordre de grandeur que celles qui peuvent être observées dans des villes plus importantes que Lanslebourg.

2.2. Caractérisation chimique des PM

Cette partie présente les résultats obtenus sur la spéciation chimique des PM10 lors des campagnes intensives saisonnières. Cette caractérisation chimique comporte la détermination des éléments majeurs de l'aérosol (carbone organique et carbone élémentaire OC et EC, les ions majeurs) ainsi que la spéciation moléculaire plus large de la fraction organique (HAP, Alcanes, Lévoglucosan, Hopanes…). Le choix des espèces analysées dans le dimensionnement initial du projet permet la réalisation de déconvolution des sources par approche CMB en utilisant la méthodologie développée dans le cadre du programme FORMES (Piot, 2011) pour chacune des campagnes saisonnières. Cette même méthodologie avait déjà été utilisée lors de la réalisation de l'état des lieux de la qualité de l'air à Lanslebourg en 2010 (rapport APS, 2011).

2.2.1. Bilan massique des PM10

Les bilans massiques moyens des PM10 réalisées sur les 4 campagnes saisonnières présentent des profils très proches de ceux observés en 2010 (Rapport APS, 2011). Ainsi lors des saisons les plus froides la matière organique (OM) constitue la fraction la plus importante et représente en moyenne 58% de la masse des PM10 (Figure 35). Cette proportion était de 56% et 57% respectivement pour l'hiver et l'automne lors de la campagne de 2010. Cette part d'OM diminue jusqu'à 31% des PM10 en saison estivale pour 23% en 2010 (Annexe 2). Cette similitude est également visible pour le carbone élémentaire évoluant de 3% au printemps à 7% en hiver en 2013 pour une gamme s'étalant de 3 à 9 % entre l'été et l'hiver 2010. Des constats similaires peuvent être faits pour les autres constituants majeurs de l'aérosol ainsi que pour la fraction « Non id. » correspondant à la part des PM non identifiées par les analyses chimiques utilisées dans notre étude.

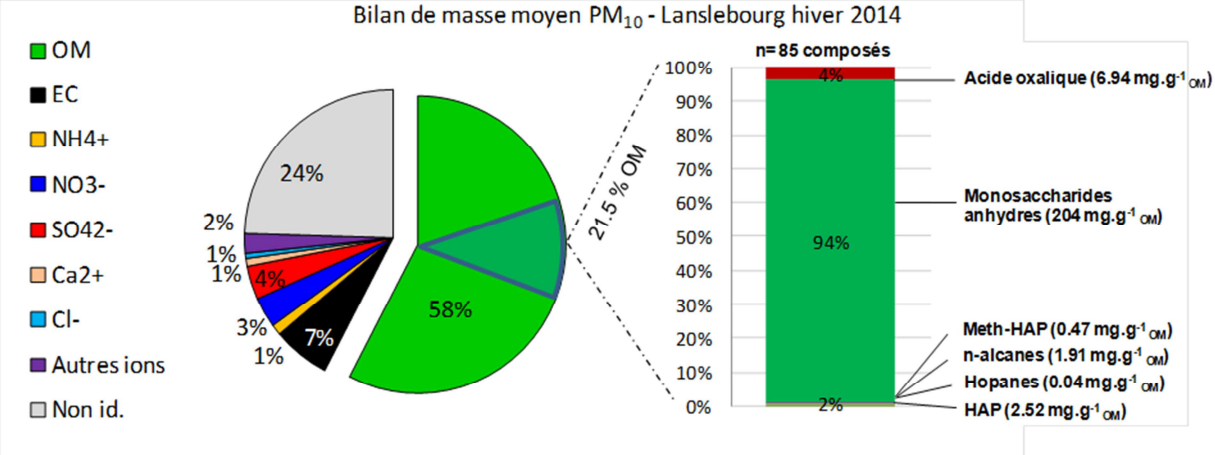


Figure 35 : Bilan massique moyen des PM10 lors de la campagne d'hiver à Lanslebourg (24 échantillons, du 12 janvier au 2 février 2014 ; Pour les autres saisons voir Annexe 2)

Ainsi entre 2010 et 2013, les PM demeurent en grande partie composés de matière carbonée (OM et EC) durant les saisons les plus froides (Automne et Hiver) illustrant l'influence encore importante des sources de combustion. De plus, aucune modification majeure n'est observée au sein du profil chimique des PM entre ces 2 années et ce quel que soit la saison.

2.2.2. Evolution d'indicateurs chimiques.

Les similitudes rencontrées sur les profils chimiques des PM10 entre 2010 et 2013 se retrouvent également pour des indicateurs qualitatifs. Les rapports OC/EC montrent généralement

des différences notables suivant les sources d'émission de combustion. Si ce rapport est de l'ordre de 25 pour de la combustion du bois (Fine et al., 2004), sa valeur n'est que de 0,53 pour des émissions véhiculaires (El Haddad et al. 2009).

Sur le site de Lanslebourg les rapports OC/EC ne montrent pas d'évolutions majeures sur la plupart des campagnes saisonnières entre les 2 années (Figure 36). En hiver, la valeur moyenne de ce rapport apparait plus importante en 2013 mais demeure dans le domaine de variabilité des valeurs rencontrées en hiver 2010.

A l'exclusion de l'été, l'OM identifiée est majoritairement constituée de composés de la famille des monosaccharides anhydres dont le lévoglucosan traceur spécifique de la combustion de biomasse. Cette famille chimique représente en moyenne 204 $mg.g^{-1}_{OM}$, 191 $mg.g^{-1}_{OM}$ et 594 $mg.g^{-1}_{OM}$ pour respectivement l'hiver l'automne et le printemps. L'évolution des concentrations du lévoglucosan peut permettre d'évaluer le niveau de contamination de l'atmosphère vis-vis de cette source. Les concentrations atmosphériques observées à Lanslebourg présentent des variabilités saisonnières classiques pour ce type de traceur avec les valeurs les plus faibles observées en été et les plus fortes en hiver pouvant culminées à près de 15 $\mu g.m^{-3}$ (Figure 37). Toutefois le site de Lanslebourg se caractérise par des niveaux relativement élevés durant les saisons intermédiaires (Printemps et Automne) avec des concentrations moyennes proches de 1 $\mu g.m^{-3}$. Ce comportement met en évidence l'utilisation sur une large partie de l'année de la combustion du bois comme énergie en lien avec le rude climat de Lanslebourg. Ce résultat était déjà visible en 2010 même si les concentrations printanières observées étaient plus faibles.

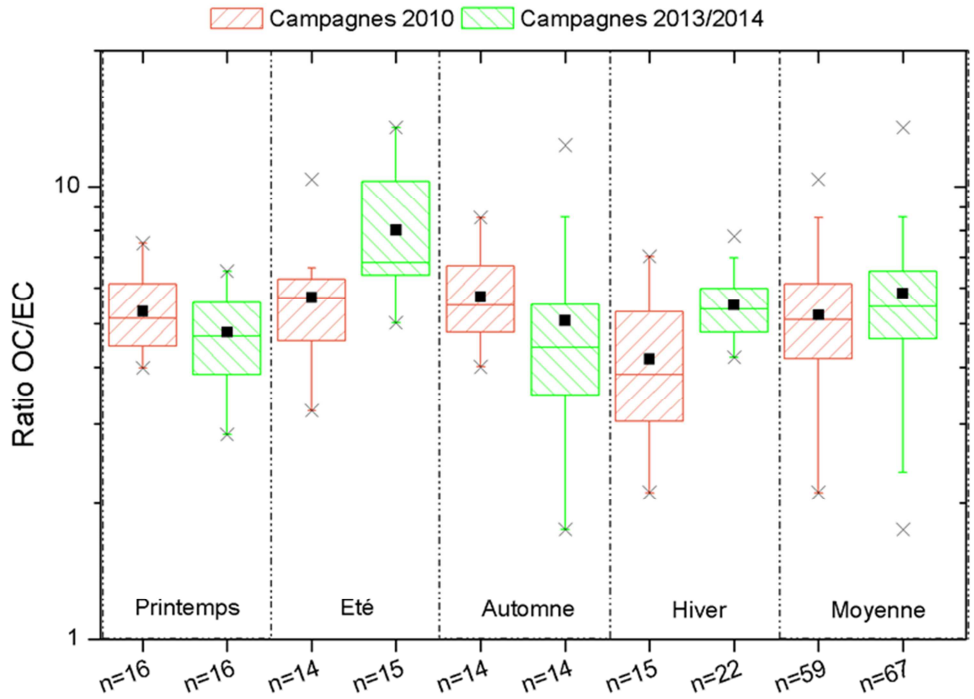


Figure 36 : Comparaison des rapports OC/EC entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales.

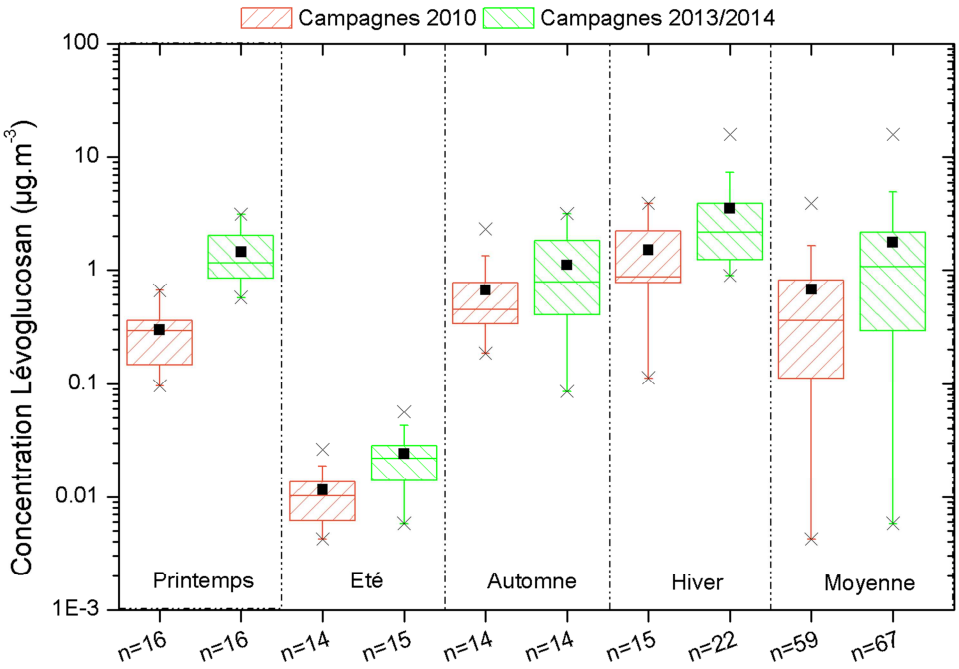


Figure 37 : Comparaison des concentrations en Levoglucosan entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales

Le rapport OC/lévoglucosan est largement utilisé pour évaluer les contributions de combustion de biomasse. Dans la littérature une valeur de 7,35 est très largement employée comme caractéristique de la combustion de bois en foyer fermé (Fine et al, 2002). En atmosphère ambiante, les études récentes de déconvolution des sources sur des sites alpins montrent que ce rapport attribuable à la combustion de biomasse, OC_{WB}/lévoglucosan, est compris entre 5,3 et 10 (Herich et al., 2014).

En 2013 et pour les périodes les plus froides, les valeurs moyennes de OC/lévoglucosan à Lanslebourg sont de 3,7 et 6,9 pour l'hiver et l'automne respectivement. Ces valeurs observées sont semblables à celles obtenues sur d'autres sites de vallées comme Grenoble et Lescheraines (Piot, 2011). Cependant l'étude de 2010 montre pour les mêmes saisons des valeurs de rapport OC/lévoglucosan plus élevées. Cette différence est la conséquence de concentrations en Lévoglucosan légèrement plus importantes en 2013. A ce stade il parait difficile d'attribuer cette évolution à une modification des caractéristiques des émissions. Le suivi de ces deux composés prévus sur les hivers des 4 années du projet DECOMBIO dans la vallée de l'Arve devraient permettre d'améliorer nos connaissances sur la représentativité de l'évolution de ce rapport.

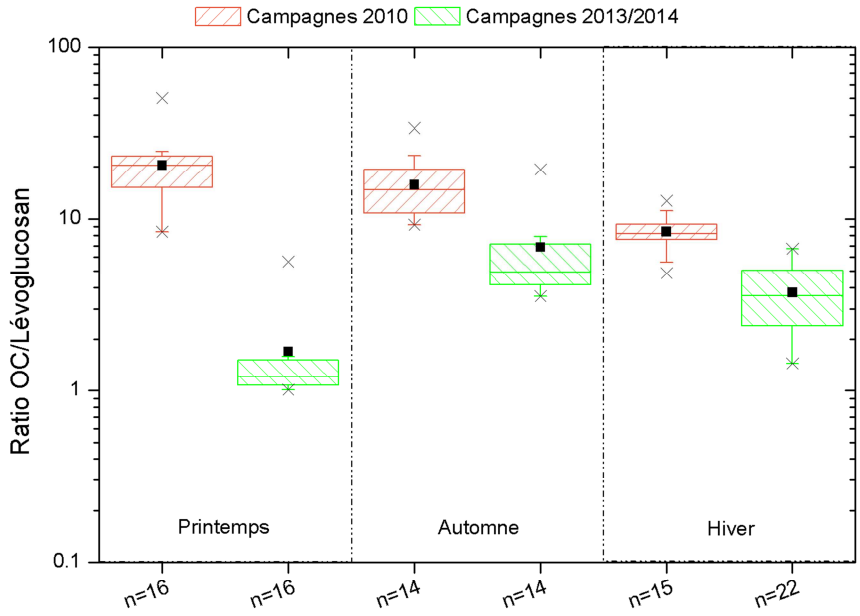


Figure 38 : Comparaison des rapports OC/lévoglucosan entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales.

La combustion de la biomasse constitue une source majeure d'émission d'Hydrocarbures Aromatiques Polycyliques (HAP). Si ces composés ne constituent pas des traceurs spécifiques de cette source de combustion, les études récentes ont montré que les sites fortement influencés par cette source enregistraient des niveaux de concentrations en HAP relativement importants en période hivernale (Piot, 2011, Programme Particul'Air ADEME, 2011). Le site de Lanslebourg ne déroge pas à ce constat. L'étude menée en 2010 avait déjà montré que les concentrations en B(a)P conduisaient à une moyenne annuelle de 1,35 ng.m^{-3}, dépassant la valeur cible réglementaire européenne de 1 ng.m^{-3}. En 2013 même si les campagnes de prélèvements n'ont pas été réalisées dans un cadre strictement réglementaire, cette moyenne annuelle demeure très proche de celle de 2010 et égale à 1,48 ng.m^{-3} (Figure 39). Les concentrations les plus élevées sont observées en hiver et atteignent des niveaux équivalents de l'ordre de 9 ng.m^{-3} pour les 2 années. A ce stade il n'est donc pas enregistré d'amélioration sur le niveau de contamination de ce composé issu essentiellement de processus de combustion.

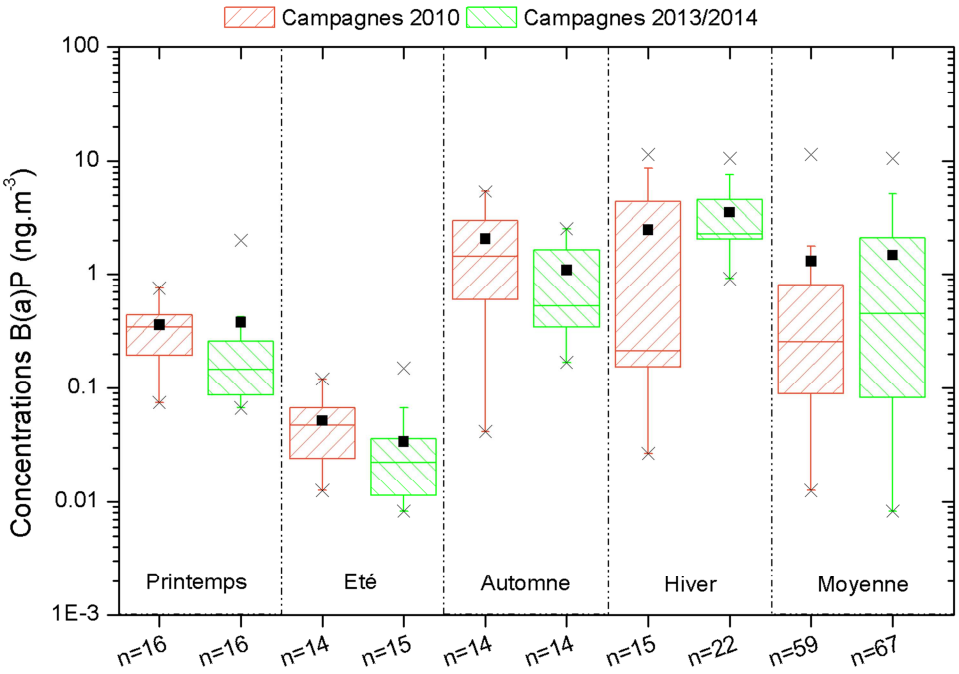


Figure 39 : Comparaison des concentrations en Benzo(a)Pyrene entre 2010 et 2013 à Lanslebourg (n : nombre d'échantillon pris en compte). Représentation de type Boxplot avec indication de la valeur moyenne (carré noir), de la médiane (barre horizontale), des valeurs max et min (croix). 50% des valeurs se situe dans l'amplitude délimitée par la boite et 90% des valeurs dans l'amplitude des barres verticales

2.2.3. Etude quantitative de l'influence des sources par approche CMB.

L'étude de 2010 avait permis de dresser une première déconvolution des sources par l'utilisation du modèle récepteur de type CMB (Chemical Mass Balance). Ce travail a été réalisé dans le cadre de travaux de recherche (Piot 2011) axés sur la mise en œuvre de cette méthode de déconvolution des sources dans le contexte particulier des vallées alpines et de sites fortement impactés par la combustion de biomasse. Pour rappel, cette méthode est basée sur la réalisation d'un bilan de masse des PM10 par l'intermédiaire d'un modèle (CMB, US EPA). Il consiste à décomposer le profil chimique d'échantillons ambiants en une combinaison linéaire de profils de sources. Ce modèle nécessite donc un choix préalable des profils de sources obtenus à partir de la littérature ou construits à l'aide de mesure sur site majoritairement impacté par une source.

Le dimensionnement du projet Lanslebourg 2 a permis de reproduire cette méthode sur les échantillons pour les 4 saisons. Les contributions moyennes de différentes sources obtenues pour chaque saison de 2013 ainsi que ceux de 2010 sont présentés sur Figure 40.

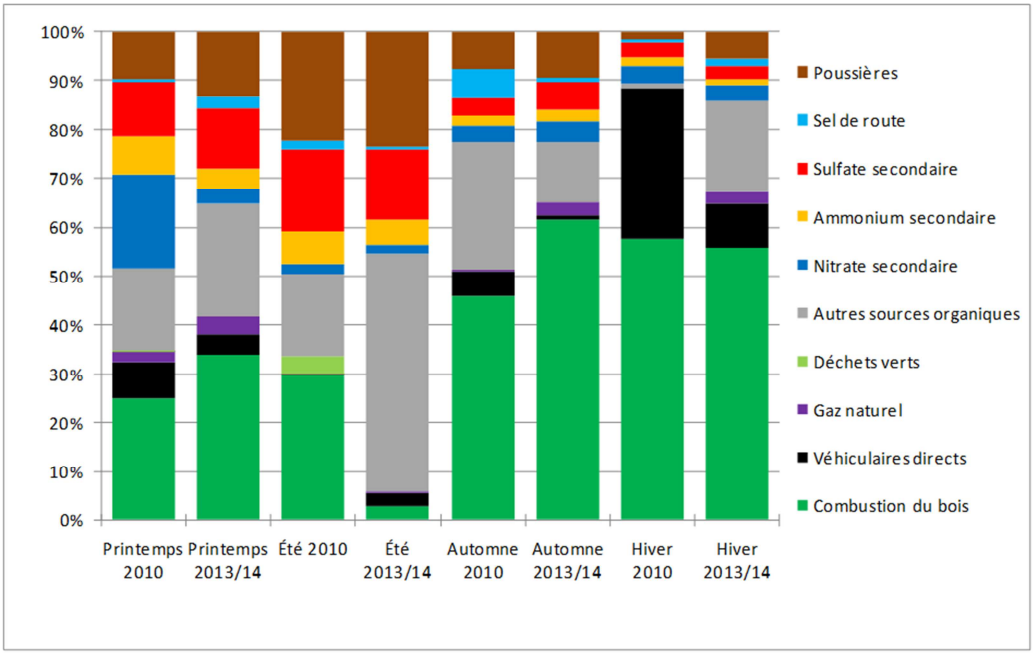


Figure 40 : Contributions moyennes des sources sur les concentrations en PM10 déterminées à Lanslebourg par approche CMB.

La déconvolution des sources par cette méthodologie s'appuie fortement sur la contribution massique de composés traceurs au sein de l'OC et des PM. Les similitudes déjà rencontrées sur les profils et les indicateurs chimiques se répercutent donc sur les résultats obtenus par l'approche CMB. La source combustion du bois contribue très majoritairement et représente en moyenne 61% et 55% de la masse des PM10 respectivement à l'automne et l'hiver 2013. Elle demeure encore importante au printemps avec une valeur moyenne de 34%. Cette contribution est très similaire à celle de l'hiver 2010 (56%) et apparait un peu plus importante qu'à l'automne (46%) et au printemps 2010 (25%).

Les différences les plus marquées entre les deux années pour la contribution de cette source concernent la saison d'été. Toutefois dans le cas de l'été 2013, la faible contribution de la source combustion de biomasse doit être reliée à une faible reconstitution par le modèle de la matière organique en cette saison pouvant illustrer une influence plus marquée des sources d'organiques secondaires.

D'autre part les évolutions de la part de la source véhiculaire toujours moins importante en 2013 qu'en 2010, pourraient être attribuées à la spécificité du site de mesure, puisqu'en 2010 celui-ci était positionné à proximité d'un parking.

2.3. Suivi des indicateurs de la combustion du bois (approche Aethalomètre).

2.3.1. Rappel du principe de mesure des concentrations en BC par aethalomètre.

Le principe de mesure du BC par Aethalomètre est basé sur l'atténuation de la lumière incidente transmise à travers un ruban en fibre de quartz sur lequel l'aérosol est collecté. L'appareil permet la mesure des propriétés d'absorption des aérosols sur 7 longueurs d'ondes de l'ultraviolet au proche infrarouge à savoir : 390, 470, 520, 590, 660, 880 et 950 nm. Cette variation de l'énergie lumineuse transmise permet l'excitation d'une fraction de la matière organique absorbante dans l'ultraviolet (390 nm) comme les composés aromatiques ou des composés plus fonctionnalisés que le carbone suie purement graphitique, qui absorbe majoritairement dans l'infrarouge (880-950 nm).

Détermination des concentrations en BC.

Les variations d'intensité de la lumière transmise mesurées par l'appareil permettent d'obtenir un coefficient d'atténuation b_{ATN} calculé sur le lapse de temps Δt définis par l'expérimentateur. Pour un suivi au long terme du BC, le pas de temps d'analyse est couramment fixé à 5 min. Les concentrations en BC pour chaque longueur d'onde λ peuvent alors être calculées à l'aide d'un coefficient d'absorption massique $\sigma_{abs}(\lambda)$ ou MAC (« Mass Absorption Coefficient ») exprimé en $m^2.g^{-1}$. Les relations permettant de calculer les concentrations de BC en fonction de l'atténuation sont les suivantes :

$$BC(\lambda) = \frac{b_{abs}(\lambda)}{\sigma_{abs}(\lambda)} = \frac{b_{ATN}(\lambda)}{\sigma_{abs}(\lambda)} * K \qquad \text{et} \qquad b_{ATN} = \left(\frac{A}{Q}\right) * \left(\frac{\Delta ATN}{\Delta t}\right)$$

avec Q, le débit en L/min, A, la surface du spot de lumière exprimé en cm^2 et ΔATN, la variation de l'atténuation pendant un temps Δt.

Les coefficients d'absorption $b_{abs}(\lambda)$ sont reliés aux coefficients d'atténuation $b_{ATN}(\lambda)$ par plusieurs méthodologies de correction notées K qui sont proposées dans la littérature en fonction des appareils disponibles en parallèles des mesures optiques. Les corrections proposées par Weingartner et al. (2003) et Virrkula et al. (2007) couramment utilisées, ont été intercomparées entre novembre 2013 et janvier 2014 sur ce site (Golly et al. 2014). Une bonne corrélation (R^2=0,93) a été obtenue entre ces corrections. En raison de la plus large utilisation de la procédure de correction de Weingartner par des équipes utilisant le même modèle d'appareil (Favez et al. 2009 ; Herich et al. 2011), cette correction a été conservée comme correction automatique dans nos analyses de routine des données des AE-31.

Le MAC varie selon la longueur d'onde de la lumière incidente utilisée. Ainsi, à la longueur d'onde d'absorption du carbone suie essentiellement graphitique c'est-à-dire à 880 nm, une valeur de 16.6 $m^2.g^{-1}$ est préconisée par le constructeur. Toutefois, dans le cadre de ce projet et en accord avec les recommandations pour l'analyse du BC (Petzold et al. 2013), une détermination plus précise de ce facteur correctif a pu être réalisée lors des campagnes intensives de terrain. Ce coefficient est calculé à l'aide d'une régression linéaire entre les valeurs moyennes journalières de BC et les concentrations de carbone élémentaire déterminées par méthode thermo-optique EC/OC.

Une grande variabilité des valeurs de coefficient d'absorption massique est observée sur le site de Lanslebourg. De bonnes corrélations entre les concentrations en EC et les coefficients d'absorption aux différentes longueurs d'onde sont obtenues (R^2>0,87) excepté pour la période d'été (R^2<0,4). Les valeurs préconisées par le fabricant sont généralement supérieures aux différentes valeurs obtenues à l'aide des concentrations en EC analysées sur les filtres à chaque saison. Il est donc nécessaire d'adapter les valeurs de coefficient MAC à notre site d'étude. Les analyses chimiques saisonnières des particules mettent en lumière les faibles changements de composition chimique entre le printemps, l'automne et l'hiver. L'évolution saisonnière du climat à Lanslebourg, peut donc être principalement divisée en 2 périodes dites « froide» comprenant les campagnes de mesures intensives qui se sont déroulées au printemps, en automne et en hiver et une période « chaude » incluant uniquement la campagne d'été.

Afin de mieux prendre en compte ces variations saisonnières du coefficient d'absorption massique et en considérant la spécificité des saisons sur le site, un coefficient d'absorption massique a été calculé pour la période « froide » intégrant uniquement les échantillons de printemps, d'automne et d'hiver. Les régressions linéaires sont réalisées sur 52 échantillons et présentées sur la Figure 41. En raison des mauvaises corrélations entre les coefficients d'absorptions et le carbone élémentaire en période « chaude » (été), les valeurs de MAC estimées à cette période n'ont pas été prises en compte.

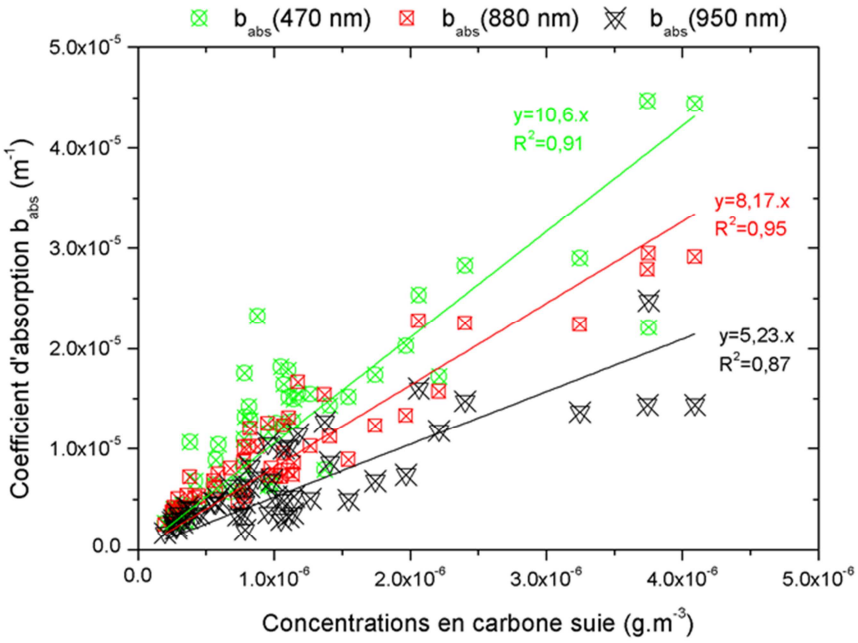


Figure 41 : Régressions linéaires entre les coefficients d'absorption et les concentrations d'EC mesurées en période « froide » aux différentes longueurs d'onde (470 nm, 880 nm et 950 nm)

Les valeurs de MAC obtenues sont relativement proches de celles déterminées lors du programme FORMES sur le site de Grenoble. A 950 nm les coefficients d'absorption massiques sont de 5,2 $m^2.g^{-1}$ à Lanslebourg et de 4,8 $m^2.g^{-1}$ dans la préfecture iséroise (Favez et al., 2010). Ces valeurs sont toutefois plus basses que celles rapportées par Herich et al. (2011) dans le cadre de suivis annuels réalisés sur différents sites dans les alpes suisses. Dans cette étude, les coefficients d'absorption à 950 nm varient de 8,8 à 11,8 $m^2.g^{-1}$. La valeur la plus basse (8,8 $m^2.g^{-1}$) est déterminée pour le site de Magadino présentant de fortes similitudes en termes de typologie de source que Lanslebourg.

Par conséquent, les coefficients d'absorption massiques sur le site de la vallée de la Maurienne se situent donc dans la gamme des valeurs répertoriées dans la littérature sur différents sites alpins. Ces valeurs ont donc été appliquées sur l'ensemble des données du suivi annuel sur le site de Lanslebourg. Ce choix peut cependant entrainer une surestimation des concentrations en carbone suie lors de la période estivale (« chaude »).

Le Modèle « aéthalomètre »

Le modèle « aéthalomètre » permet de déconvoluer les sources de carbone suie. Ce modèle repose sur 2 principales hypothèses qui sont : (a) sur le site d'étude, les deux seules sources d'émissions de BC sont la combustion du bois et les combustions de combustibles fossiles et (b) que la matière carbonée globale peut être modélisée par les propriétés d'absorption des aérosols émis par ces deux sources. Connaissant ces hypothèses et la propriété d'additivité des absorbances, le coefficient d'absorption à une longueur d'onde λ peut se décomposer en deux coefficients d'absorption à la même longueur d'onde provenant de chacune des sources. L'équation qui découle directement de cette affirmation, s'exprime sous la forme suivante :

$$b_{abs}(\lambda) = b_{abs,trafic}(\lambda) + b_{abs,bois}(\lambda)$$

avec $b_{abs,trafic}(\lambda)$ et $b_{abs,bois}(\lambda)$, les coefficients d'absorption respectifs du BC d'origine de la combustion véhiculaire et de biomasse calculés à la longueur d'onde λ.

Ces coefficients spécifiques à chacune des sources peuvent être calculés à partir des différentes mesures d'absorption et en connaissant la dépendance spectrale (coefficients exponentielles α_{trafic} et α_{bois})) pour ces deux sources. En appliquant les expressions suivantes sur deux longueurs d'onde (470 et 950 nm), il est possible de remonter aux coefficients d'absorption de chacune des sources :

$$\frac{b_{abs,trafic}(470\ nm)}{b_{abs,trafic}(950\ nm)} = \left(\frac{470}{950}\right)^{-\alpha_{trafic}}$$

$$\frac{b_{abs,bois}(470\ nm)}{b_{abs,bois}(950\ nm)} = \left(\frac{470}{950}\right)^{-\alpha_{bois}}$$

Les longueurs d'onde utilisées pour ce calcul sont 470 nm et 950 nm car elles permettent de correctement différencier le BC de combustion de la biomasse avec une absorption forte vers les courtes longueurs d'onde, d'un BC de combustion fossile avec une absorption plus faible dans cette partie du spectre. Les valeurs de coefficients exponentiels utilisées sont celles couramment utilisées dans la littérature sur différents sites alpines (Favez et al., 2010, Gianini et al., 2013, Herich et al., 2011) à savoir, $\alpha_{trafic} = 1{,}1$ et $\alpha_{bois} = 2{,}1$.

Les concentrations en carbone suie provenant de chacune des sources peuvent être calculées à partir des propriétés d'absorption à l'aide du coefficient d'absorption massique (« Mass Absorption Coefficient » en anglais) noté $\sigma_{abs}(\lambda)$ suivant ces deux équations :

$$BC_{trafic} = \frac{b_{abs,trafic}(950\ nm)}{\sigma_{abs}(950\ nm)}$$

$$BC_{bois} = \frac{b_{abs,bois}(470\ nm)}{\sigma_{abs}(470\ nm)}$$

2.3.2. Evolution des concentrations en BC de 2012 à 2014.

L'approche aethalomètre utilisée et décrite précédemment conduit à représenter l'évolution de la concentration totale en BC sur le site de Lanslebourg ainsi que la répartition des sources de combustion (Figure 42). Ces mesures montrent une évolution saisonnière marquée avec des concentrations maximales obtenues lors des périodes froides. Les concentrations en BC peuvent alors atteindre des valeurs très élevées et de l'ordre de 6 à 10 µg.m^{-3}. Ces valeurs sont de l'ordre de grandeurs de celles habituellement rencontrées dans des grandes métropoles (Tokyo, Mexico, Kanpur) avec des concentrations allant de 3 à 11 µg.m^{-3} en hiver (Kondo et al. 2009 ; Ram et al. 2010 ; Subramanian et al. 2010) ou sur des sites de proximité trafic en Europe et aux Etats-Unis qui peuvent atteindre 12 µg.m^{-3} (Ramachandran et al. 2007). En été, ces concentrations sont beaucoup plus faibles et n'excèdent pas 1 µg.m^{-3}.

Le suivi réalisé de l'été 2012 à l'été 2014 met également en évidence une contribution de la source combustion du bois sur les concentrations en BC très présente sur une longue période de l'année. Ainsi cette contribution demeure inférieure à 10% sur une période de seulement 4 mois (de mai à septembre). Ce résultat illustre encore une fois la particularité de ce site de vallée vis-à-vis de cette source de pollution.

Les fortes concentrations en BC observées en hiver sont associées à des contributions de la combustion du bois relativement importantes. Ainsi à cette période la part de BC_{wb} contribue en moyenne à 55% des concentrations journalières en BC avec des maxima observés de 75%. Toutefois ces fortes concentrations sont aussi liées à des conditions de dynamiques atmosphériques stables présentes sur le site de Lanslebourg. En effet, l'accès aux données de capteur de température du dispositif de nivoculture géré par le SEM du Mont–Cenis à permis d'évaluer le gradient de température potentielle au niveau du village entre 1360 et 2000 m

d'altitude. Même si à elles seules, ces données ne permettent pas de caractériser totalement la dynamique atmosphérique dans la vallée, elles constituent toutefois une bonne indication du niveau de stabilité de l'atmosphère. A titre d'exemple, la Figure 43 met en évidence le lien entre les épisodes d'inversion thermique sur une période mensuelle (du 10 janvier au 5 février) et les augmentations des concentrations horaires en BC et en PM10. Sur cette période de mesure, il est constaté environ 13 jours durant lesquels des inversions thermiques significatives sont mesurées. Une longue période d'inversion (>3 jours) entre le 10 janvier et le 14 janvier entraine de nombreuses variations des concentrations en BC (>5 µg.m^{-3}) et en PM10. Mais les concentrations les plus élevées en particules fines (>100 µg.m^{-3}) sont détectées lors des inversions très fréquentes entre le 21 janvier et le 29 janvier 2014. Les concentrations horaires en BC peuvent alors culminer à près de 10 µg.m^{-3}. Ce type d'épisode d'inversion a pu être observé relativement fréquemment sur les hivers 2013 et 2014 à Lanslebourg. Sur ce site d'étude, les concentrations de particules et de carbone suie sont donc fortement impactées par des dynamiques spécifiques à la vallée avec des périodes d'accumulation des polluants pendant plusieurs jours.

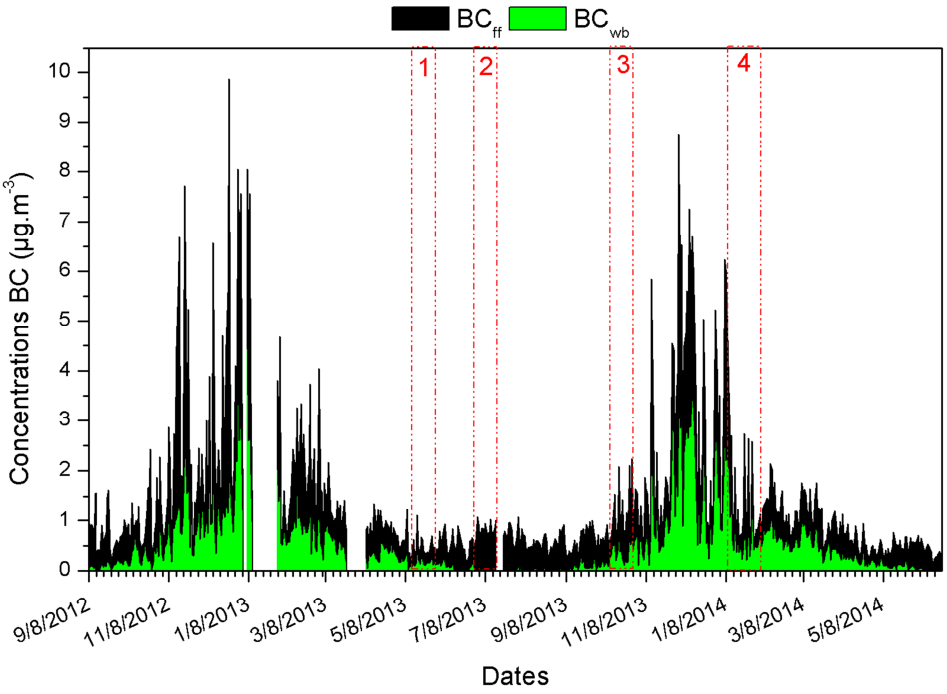


Figure 42 : Evolution des concentrations en BC en moyenne journalière et répartition des sources (trafic et bois) par le modèle aéthalomètre à Lanslebourg depuis Septembre 2012. Les zones en rouge numérotés correspondent aux campagnes saisonnières de prélèvement de l'aérosol : n°1=printemps, n°2=été, n°3=automne et n°4=hiver.

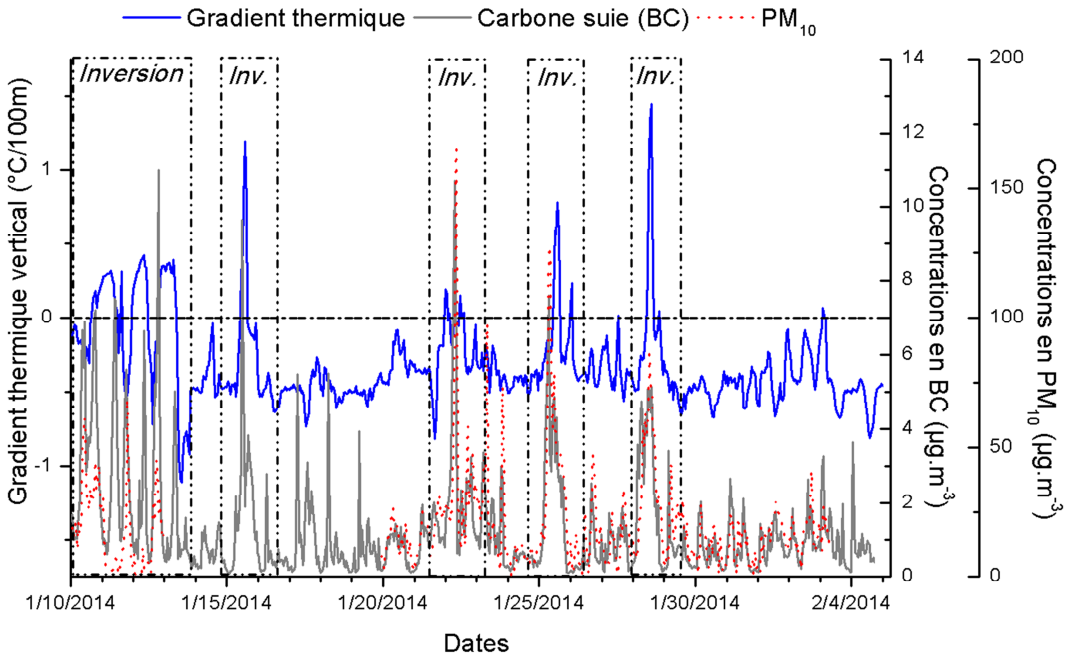


Figure 43 : Evolutions temporelles du gradient thermique et des concentrations horaires en BC et PM10 mesurées à Lanslebourg entre le 10 janvier et le 5 février 2014. Le gradient correspond à la différence de température potentielle déterminée entre 1360 m et 2000 m d'altitude (à partir de données du SEM du Mont-Cenis).

2.3.3. Profil journalier du BC et des PM10.

L'évolution journalière du BC présente des distinctions assez importantes entre les saisons froides et la saison estivale, en lien avec la contribution des sources principales. Les profils moyens obtenus sur la base de deux mois de données pour chacune des saisons sont présentés sur la Figure 44.

En période estivale, l'évolution horaire moyenne du BC se caractérise par un pic de concentration en début de journée attribué essentiellement aux émissions de combustibles fossiles (BC_{ff}) pouvant illustrer le démarrage des activités anthropiques. Une augmentation moins importante est également visible en fin d'après-midi vers 15h. Dans le même temps, la part de BC attribuable à la combustion du bois (BC_{wb}) demeure très faible et ne semble pas évoluer au cours de la journée. Ces comportements sont en cohérence avec l'activité de la source véhiculaire et sa prédominance sur les concentrations en BC en période estivale. En cette saison, l'évolution des concentrations en PM10 ne suit pas totalement celle des concentrations en BC. Si la concentration en PM10 augmente le matin de manière concomitante avec celle du BC, elle se maintient sur un niveau identique le reste de la journée. Ceci illustre l'influence de sources autres que de combustion sur les niveaux de PM10.

En période plus froide nécessitant des besoins en chauffage, le profil journalier de la fraction issue de la combustion du bois change fortement. Cette fraction participe alors aux concentrations élevées enregistrées sur le pic matinal mais demeure également fortement présente sur une grande partie de la journée participant au maintien de fortes concentrations de BC jusqu'à 22h. Le profil temporel du BC_{ff} décrit 2 pics bien marqués. Il diffère de l'été par une amplitude bien plus forte de l'augmentation des concentrations dans l'après-midi. Ceci pourrait indiquer des processus d'émission liés à une demande d'énergie (chauffage au fioul) venant se rajouter à l'activité véhiculaire. Toutefois, dans une certaine mesure la concomitance d'évolution du BC_{ff} et du BC_{wb} peut également traduire les effets dynamiques présents sur le site (évolution

de la couche de mélange). Enfin, en cette saison l'évolution moyenne des concentrations en PM10 montre une similitude avec celle du BC_{wb}, confirmant l'impact majeur de cette source sur le niveau de contamination atmosphérique en particules fines.

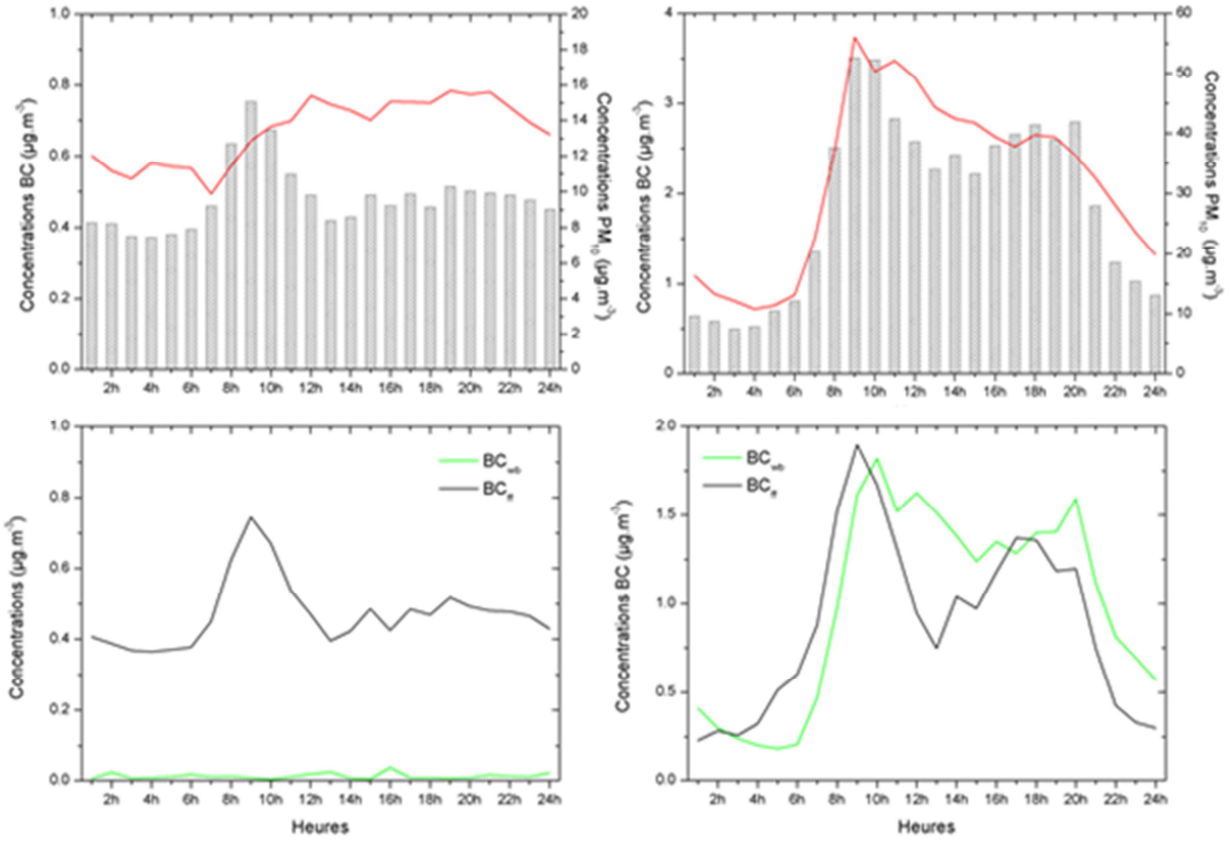


Figure 44 : Profils moyens journaliers des concentrations en BC, BCwb , BCff et en PM10 déterminées sur 2 mois de mesure, en juillet-aout 2013 (graphes de gauche) et en novembre-décembre 2013 (graphes de droite).

L'étude des profils journaliers moyens du BC illustre donc les différences d'influence de sources entre la période estivale et la période froide. L'information majeure réside toutefois dans la mise en évidence en période de chauffage de l'impact sur les concentrations en BC de la source combustion du bois sur une large partie de la journée.

2.3.4. Comparaison des hivers 2012-2013 et 2013-2014.

Le programme Bois-EnAiRgie regroupant les actions d'amélioration des émissions issues de la combustion du bois sur la commune de Lanslebourg est entré dans sa phase opérationnelle au début de l'année 2013. L'objectif du projet est d'atteindre une diminution de 50% des émissions de particules grâce notamment à l'aide au renouvellement d'appareils de chauffage anciens. Le recensement réalisé en 2010 indique la présence de 103 appareils de chauffage au bois sur la commune. L'action mise en place dans le projet Bois-EnAiRgie vise donc à remplacer 30 à 40 appareils de chauffage au bois anciens par des appareils efficaces. La Figure 45 présente l'évolution temporelle de la part du nombre d'appareil changé au cours de ces deux années. Les premiers renouvellements d'appareil ont été réalisés à partir de l'été 2013. A l'issue de l'hiver 2014, ce sont 14 actions de modification (11 dans le cadre du projet Bois-EnAiRgie et 3 hors projet) qui ont été identifiées. Sur la seule base des 11 renouvellements réalisés dans le

cadre du projet un travail d'estimation de l'impact en termes de pourcentage de réduction des émissions en particule a été réalisé au sein du projet Bois EnAIRgie (Données Vincent Guffond, travaux du COPIL Projet Bois EnAIRgie). Si la méthode de détermination de ce gain s'appuie sur des hypothèses d'émissions demandant à être affinées, elle permet toutefois de représenter la dynamique d'amélioration sur la période des mesures de qualité de l'air (Figure 45). Ainsi à la sortie de l'hiver 2013-2014 le gain sur les émissions de particule représenterait 22% de réduction.

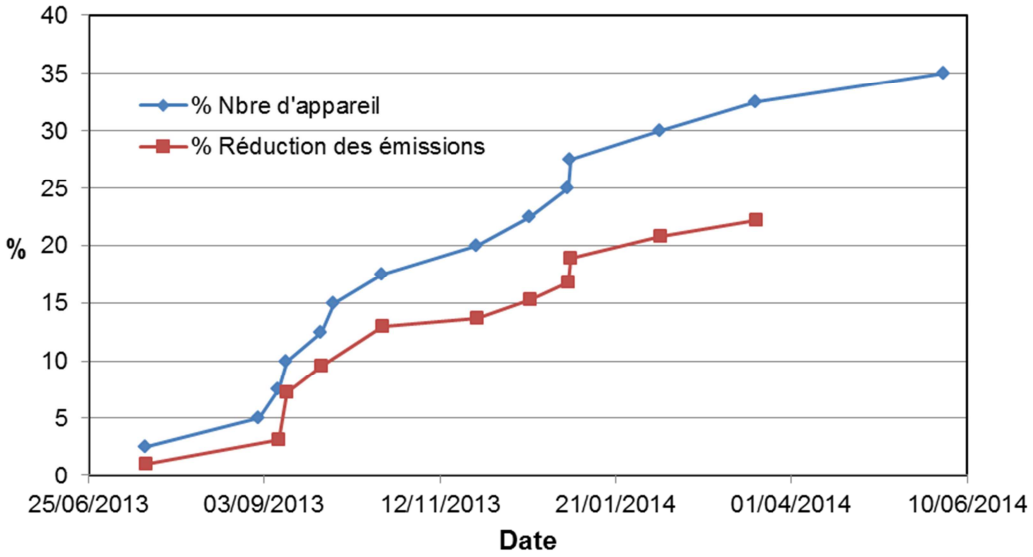


Figure 45 : Avancement en % du nombre d'appareil de chauffage au bois remplacé et des estimations de réduction des émissions sur Lanslebourg. Graphe construit sur la base de 40 appareils à changer et de 1457 kg de PM10 initialement émis (données Vincent Guffond COPIL Projet Bois EnAIRgie).

La majorité des changements d'appareil se situe sur la période de septembre 2013 à avril 2014 et donc au cœur de la période de chauffe. Contrairement au planning prévisionnel, cette action d'amélioration n'a donc pas pu impacter la qualité de l'air durant l'hiver 2012-2013. Afin d'évaluer l'effet potentiel de l'avancement des améliorations des émissions de la combustion du bois, une comparaison des données Aethalomètre est donc possible sur 2 périodes similaires (de novembre à avril) des deux dernières années.

Sur toute la période du suivi réalisé à Lanslebourg, la contribution du BC_{ff} à la masse des PM10 évolue relativement peu et est de l'ordre de 4% en moyenne (Figure 46). Cette contribution peut s'élever ponctuellement au-delà de 10% mais ne montre pas de variation saisonnière.

Comme prévu la contribution du BC_{wb} présente quant à elle une évolution saisonnière très marquée avec des valeurs s'étendant de 0 à 10% entre la période estivale et la période hivernale. En focalisant l'étude sur les seules périodes de chauffe pour les deux dernières années (de novembre à avril), les parts respectives du BC_{wb} et du BC_{ff} aux concentrations journalières de BC et de PM10 sont résumées dans le Tableau 32. Pour les deux hivers la fraction de BC liée à la combustion de biomasse reste très similaire avec des valeurs de 47 et 51% pour respectivement l'hiver 2012-2013 et l'hiver 2013-2014. Toutefois la variabilité des valeurs enregistrées au cours de chacun de ces hivers ne permet pas de conclure à une évolution représentative entre les deux années. Ce constat est le même pour la contribution du BC_{wb} aux concentrations aux PM10 avec des valeurs de 4,5 et 4,0% pour les deux hivers successifs. De plus, d'un point de vue climatique, les deux périodes prise en compte pour cette comparaison ne présentent pas de différence notable. En effet les DJU moyens (Degré Jour Unifié) calculés sont de 15,6±5,0 °C et de 14,6±4,3 °C pour respectivement les hivers 2012-2013 et 2013-2014.

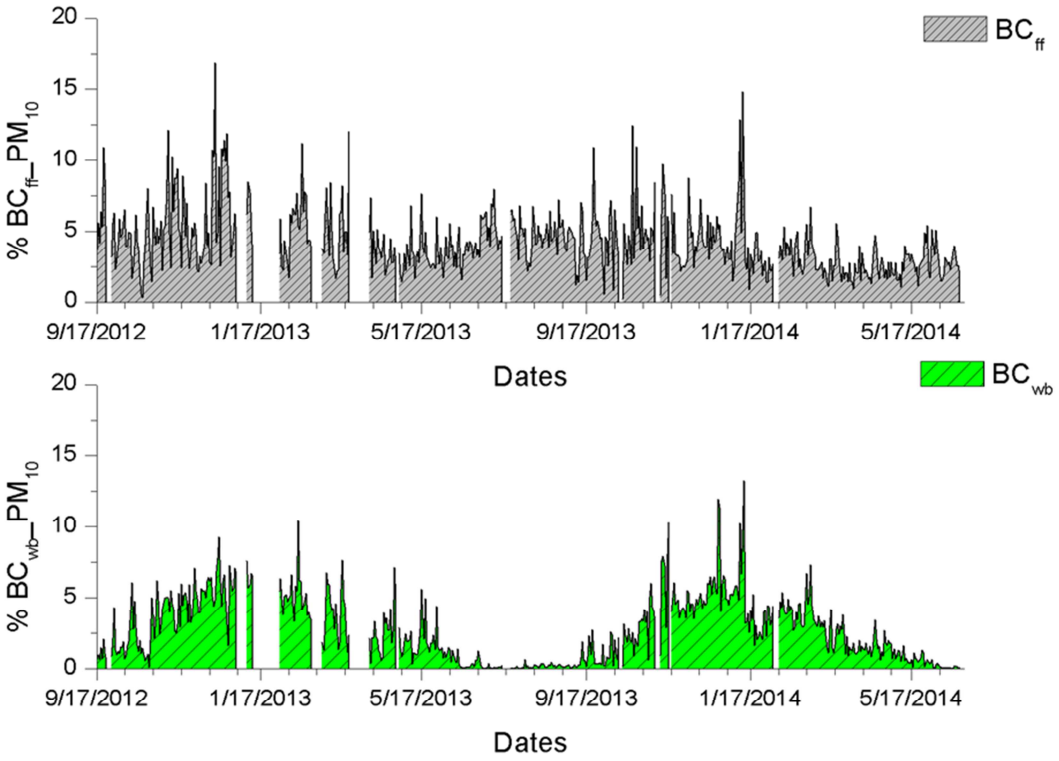


Figure 46 : Evolution de la contribution du BCff et du BCwb sur la masse des PM10 à Lanslebourg.

Ainsi l'augmentation du nombre d'appareil remplacé durant l'hiver 2013-2014 ne se traduit pas actuellement par une modification représentative de la contribution du carbone suie issue de la combustion du bois sur les concentrations en PM10. On peut toutefois noter qu'au milieu de l'hiver (décembre 2013), le niveau d'avancement du projet Bois EnAIRgie ne représentait que 22% de l'objectif des appareils à changer pour une estimation de seulement 15% de réduction des émissions en particule (Figure 45).

	BC_{wb}/BC (%)	BC_{ff}/BC (%)	BC_{wb}/PM10 (%)	BC_{ff}/PM10 (%)
Hiver 2012-2013	47 (± 14)	53 (± 14)	4,5 (± 1,8)	5,4 (± 2,8)
Hiver 2013-2014	51 (± 12)	49 (± 12)	4,0 (± 2,7)	3,7 (± 2,4)

Tableau 32 : Contributions moyennes journalières du BCwb et du BCff aux concentrations de BC et de PM10 durant les hivers 2012-2013 et 2013-2014 déterminées sur la période novembre-avril. Entre parenthèses, valeurs des écarts types.

3. Conclusion et perspectives

L'état des lieux de la qualité de l'air réalisé en 2010 sur le site de Lanslebourg avait montré la forte sensibilité de ce site vis-à-vis des émissions liées à la combustion du bois. Ce constat a

conduit à la mise en place d'un programme de renouvellement d'une partie du parc d'appareils de chauffage au bois. Ce programme a été accompagné durant 2 ans par le suivi des concentrations ambiantes en PM10 et en BC et par des campagnes saisonnières de caractérisation de la chimie des particules.

En termes de pollution par les PM10, le site de Lanslebourg respecte la réglementation actuelle et se situe dans des valeurs annuelles et journalières rencontrées habituellement sur des sites de vallées alpines. Toutefois la composition chimique de ces mêmes PM10 se caractérise par la présence des concentrations importantes de traceurs de la combustion et particulièrement de ceux caractéristiques de la combustion du bois. Ainsi les concentrations en lévoglucosan peuvent atteindre des valeurs maximales de l'ordre de 15 $\mu g.m^{-3}$ en hiver mais demeure également relativement importante (de l'ordre du 1 $\mu g.m^{-3}$) durant les saisons intermédiaires (printemps automne). De plus, en 2013 la concentration moyenne annuelle en BaP établie à partir des 4 campagnes saisonnières est de 1,48 $ng.m^{-3}$ très proche de celle déterminée en 2010 (1,35 $ng.m^{-3}$) avant la mise en place des actions d'amélioration des émissions. Des fortes concentrations en BC sont également mises en évidence en hiver très fréquemment associées à des conditions de dynamiques atmosphériques stables présentes sur le site de Lanslebourg.

Plus largement, il apparait que les caractéristiques chimiques des PM10 observées en 2013 sont très similaires de celles mises en évidence lors de l'état des lieux initial. En conséquence la déconvolution des sources par approche CMB confirme l'importance de la contribution de la source combustion du bois sur les concentrations en PM10. Cette contribution est de l'ordre de 60% pour les saisons d'automne et d'hiver et demeure importante au printemps (34%).

Le modèle Aethalomètre a permis de distinguer la part du BC provenant de la combustion du bois (BC_{wb}) de celle issue de la combustion de combustible fossile (BC_{ff}). L'étude de l'évolution du BC_{wb} montre une variabilité saisonnière attendue mais avec une amplitude remarquable. En effet le BC_{wb} représente moins de 10% des concentrations en BC uniquement durant 4 mois de l'année (de mai à septembre). De plus, le profil journalier hivernal BC_{wb} montre l'influence de la source combustion du bois sur une grande partie de la journée. L'étude comparative menée entre les hivers 2012-2013 et 2013-2014 au regard de l'avancement des actions du programme Bois-EnAIRgie ne met pas en évidence de modifications majeures dans la composition des PM10. La contribution moyenne du BC_{wb} à la concentration de PM10 reste identique sur ces deux hivers, illustrant un effet encore non-observable des actions d'amélioration à ce stade d'avancement du programme.

Le démarrage tardif de la campagne de renouvellement des appareils de chauffage au bois n'a pas permis d'atteindre l'objectif affiché du changement de 40 dispositifs au terme de ces deux années de suivi. Au cœur de l'hiver 2013-2014 l'avancement du programme représentait un peu moins de 25% des dispositifs de chauffage à renouveler. Au regard des résultats obtenus après ces deux ans de suivi, il apparait donc possible de pouvoir reconduire une évaluation des caractéristiques chimiques des PM10 et des indicateurs de la combustion de biomasse à une période où le programme Bois-EnAIRgie aura atteint un taux de renouvellement bien plus important.

4. Références bibliographiques de la tâche 2

ADEME, Rapport final « Etude inter-régionale de la pollution particulaire en zone rurale : Particul'Air », février 2011

Air APS, LCME, LGGE (2011), rapport d'étude « Etat des lieux de la qualité de l'air et impact du brûlage du bois sur la commune de Lanslebourg Mont-Cenis »

Allemand, N. Inventaires des émissions de polluants : contributions de la combustion du bois dans les émissions de gaz à effet de serre et les émissions de polluants classiques, Pollution Atmosphérique, Mars 2009, 105-118.

Boman, B. C., Forsberg, A. B. and Järvholm, B. G. (2003). Adverse health effects from ambient air pollution in relation to residential wood combustion in modern society, Scandinavian journal of work, environment & health, 29, 251-260.

Caseiro, A., Bauer, H., Schmidl, C., Pio, C. A. and Puxbaum, H. (2009). Wood burning impact on PM10 in three Austrian regions, Atmospheric Environment, 43, 2186-2195.

El Haddad, I., Marchand, N., Dron, J., Temime-Roussel, B., Quivet, E., Wortham, H., Jaffrezo, J.L., Baduel, C., Voisin, D., Besombes, J.L., Gille, G., 2009. Comprehensive primary particulate organic characterization of vehicular exhaust emissions in France. Atmospheric Environment 43, 6190-6198

Favez O., El Haddad I., Piot C., Boreave A., Abidi E., Marchand N., Jaffrezo J.L., Besombes J.L., Personnaz M.B., Sciare J., Wortham H., George C., D'Anna B. (2010) Inter-comparison of source apportionment models for the estimation of wood burning aerosols during wintertime in an Alpine city (Grenoble, France). Atmos. Chem. Phys., 10, 5295-5394.

Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2002. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Woods Grown in the Southern United States. Environmental Science & Technology 36, 1442-1451.

Fine, P.M., Cass, G.R., Simoneit, B.R.T., 2004. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from the Fireplace Combustion of Wood Types Grown in the Midwestern and Western United States. Environmental Engineering Science 21, 387-409.

Golly B. (2014) Etude des sources et des dynamiques atmosphériques des pollutants organiques persistants en milieu de montagne, Doctorat de l'Université de Grenoble, en préparation.

Herich H., Gianini M.F.D., Piot C., Močnik G., Jaffrezo J.-L., Besombes J.-L., Prévôt A.S.H. and Hueglin C., 2014. Overview of the impact of wood burning emissions on carbonaceous aerosols and PM in large parts of the Alpine region. Atmospheric Environment 89, 64-75

Kondo, Y., Sahu, L., Kuwata, M., Miyazaki, Y., Takegawa, N., Moteki, N., Imaru, J., Han, S., Nakayama, T., Kim Oanh, N. T., Hu, M., Kim, Y. J. and Kita, K. (2009) Stabilization of the Mass Absorption Cross Section of Black Carbon for Filter-Based Absorption Phtotometry by the use of a Heated Inlet. Aerosol Science and Technology., 43, 741-756.

Madignier, M.-L. Bois-énergie et forêt : produire durable, Pollution atmosphérique, Mars 2009, 13-15.

Petzold A., Ogren J.A., Laj P., Li S.-M., Baltensperger U., Holzer-Popp T., Kinne S., Pappalardo G., Sugimoto N., Wehrli C., Wiedensohler A. and Zhang X.-Y. (2013) Recommendations for reporting « black carbon » measurements. Atmos. Chem. Phys., 13, 8365-8379.

Pouet, J.-C. La biomasse, une énergie renouvelable à fort potentiel de développement, Pollution atmosphérique, Mars 2009, 9-12.

Piot C. (2011) Polluants atmosphériques organiques particulaires en Rhône Alpes : caractérisation et sources d'émission, Doctorat de l'Université de Grenoble soutenance prévue le 28 septembre 2011

Puxbaum, H., Caseiro, A., Sánchez-Ochoa, A., Kasper-Giebl, A., Claeys, M., Gelencsér, A., Legrand, M., Preunkert, S. and Pio, C. (2007). Levoglucosan levels at background sites in Europe for assessing the

impact of biomass combustion on the European aerosol background, Journal of Geophysical Research, 112, D23S05.

Ram, K., Sarin, M. M. and Tripathi, S. N. (2010) Inter-comparison of thermal and optical methods for determination of atmospheric black carbon and attenuation coefficient from an urban location in northen India. Atmospheric Research. 97, 335-342.

Ramachandran, S. and Rajesh, T. A. (2007) Black carbon aerosol mass concentrations over Ahmedabad, an urban location in western India: Comparison with urban sites in Asia, Europe, Canada, and the United States. Journal of Geophysical Research, 112, D06211.

Sandradewi, J., Prévôt, A.S.H., Szidat, S., Perron, N., Alfarra, M.R., Lanz, V.A., Weingartner, E., and Baltensperger, U. (2008) Using aerosol light absorption measurements for the quantitative determination of wood burning and traffic emission contributions to particulate matter, Environ. Sci. Technol., 42, 3316-3323.

Salma, I., Chi, X., & Maenhaut, W. (2004). Elemental and organic carbon in urban canyon and background environments in Budapest, Hungary.Atmospheric Environment, 38(1), 27-36.

Schauer, J. J., Rogge, W. F., Hildemann, L. M., Mazurek, M. A., Cass, G. R. and Simoneit, B. R. T. (1996). Source apportionment of airborne particulate matter using organic compounds as tracers, Atmospheric Environment, 30, 3837-3855.

Subramanian, R., Kok, G. L., Baumgardner, D., Clarke, A., Sinozuka, Y., Campos, T. L., Heizer, C. G., Stephens, B. B., de Foy, B., Voss, P. B. and Zaveri, R. A. (2010) Atmos. Chem. Phys. Black carbon over Mexico: the effect of atmospheric transport on mixing state, mass absorption cross-section, and BC/OC ratios., 10, 219-237.

Viidanoja, J., Sillanpää, M., Laakia, J., Kerminen, V. M., Hillamo, R., Aarnio, P., & Koskentalo, T. (2002). Organic and black carbon in PM< sub> 2.5</sub> and PM< sub> 10</sub>: 1 year of data from an urban site in Helsinki, Finland.Atmospheric Environment, 36(19), 3183-3193.

Zheng, M., Cass, G. R., Schauer, J. J. and Edgerton, E. S. (2002). Source apportionment of PM2.5 in the southeastern United States using solvent-extractable organic compounds as tracers, Environmental Science & Technology, 36, 2361-27371.

L'ADEME EN BREF

L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) participe à la mise en œuvre des politiques publiques dans les domaines de l'environnement, de l'énergie et du développement durable. Afin de leur permettre de progresser dans leur démarche environnementale, l'agence met à disposition des entreprises, des collectivités locales, des pouvoirs publics et du grand public, ses capacités d'expertise et de conseil. Elle aide en outre au financement de projets, de la recherche à la mise en œuvre et ce, dans les domaines suivants : la gestion des déchets, la préservation des sols, l'efficacité énergétique et les énergies renouvelables, la qualité de l'air et la lutte contre le bruit.

L'ADEME est un établissement public sous la tutelle conjointe du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie et du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche.

ADEME
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'ÉCOLOGIE,
DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

MINISTÈRE
DE L'ÉDUCATION NATIONALE
DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR
ET DE LA RECHERCHE

ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr

ABOUT ADEME

The French Environment and Energy Management Agency (ADEME) is a public agency under the joint authority of the Ministry of Ecology, Sustainable Development and Energy, and the Ministry for Higher Education and Research. The agency is active in the implementation of public policy in the areas of the environment, energy and sustainable development.

ADEME provides expertise and advisory services to businesses, local authorities and communities, government bodies and the public at large, to enable them to establish and consolidate their environmental action. As part of this work the agency helps finance projects, from research to implementation, in the areas of waste management, soil conservation, energy efficiency and renewable energy, air quality and noise abatement.
www.ademe.fr.

ADEME
Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie

Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

MINISTÈRE
DE L'ÉCOLOGIE,
DU DÉVELOPPEMENT DURABLE
ET DE L'ÉNERGIE

MINISTÈRE
DE L'ÉDUCATION NATIONALE
DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR
ET DE LA RECHERCHE

ADEME
20, avenue du Grésillé
BP 90406 | 49004 Angers Cedex 01

www.ademe.fr