AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

SC N2006 119B

THESE

Pour l'obtention du titre de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE HENRI POINCARE, NANCY I

Spécialité : Sciences du Bois

Présentée par

Marie-Laure RABOT-QUERCI

Etude d'un Dispositif de Traitement des Imbrûlés des Appareils de Chauffage Indépendants au Bois

Date prévue pour la soutenance : Vendredi 9 juin 2006

JURY

Rapporteurs :		
Bernard BAUDOIN	Professeur, Ecole des Mines de Douai	
Gwénaëlle TROUVÉ	Professeur, Université de Haute Alsace	
Examinateurs :		
Christophe BAREL	Ingénieur, ADEME	
Yann ROGAUME	Maître de Conférence, Université de Nancy 1,	Co-directeur de thèse
Georges ROUSSY	Consultant, PRO-MI-THÉ	
André ZOULALIAN	Professeur, Université de Nancy 1,	Directeur de thèse
Invité		
Olivier GRELIER	Ingénieur, SUPRA	

BIBLIOTHEQUE SCIENCES NANCY 1
D 095 180825 0

Avant-propos

Le travail présenté dans ce mémoire a été co-financé par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) et la Région Lorraine. Il a été effectué au sein du Laboratoire d'Etudes et de Recherches sur le Matériau Bois (LERMAB), dont je remercie les directeurs Messieurs Xavier DEGLISE et Patrick PERRE, et plus particulièrement sur le site de l'Ecole Nationale Supérieure des Technologies et Industrie (ENSTIB).

Je tiens à présenter mes plus sincères remerciements aux Professeurs Gwénaëlle TROUVÉ et Bernard BAUDOIN pour avoir accepter d'examiner ce travail et pour le temps qu'ils y ont consacré, et à Messieurs Christophe BAREL et Olivier GRELIER pour leur intérêt à mon travail et pour leur participation au jury.

Je souhaite exprimer ma sincère reconnaissance au Professeur André ZOULALIAN et à Monsieur Yann ROGAUME qui m'ont encadré durant ces trois ans, pour leurs conseils, leur soutien, leur disponibilité et leur confiance. Un remerciement particulier à Monsieur Georges ROUSSY, qui a été à l'initiative de ce projet, pour sa participation à mon travail et pour son aide à lever le voile sur une partie du mystère des micro-ondes.

Je remercie également toute l'équipe technique de l'ENSTIB, notamment Messieurs Stéphane AUBERT, Jean-Jacques BALLAND, Dominique DEHABRE et Cédric MARIN pour leur savoir-faire et leur aide à la mise en place des nombreux dispositifs expérimentaux qui m'ont été utiles. Je remercie aussi Mesdames Marie-Laure ANTOINE et Caroline ROGAUME pour leur aide, leur soutien et leurs conseils tout au long de ce travail. Merci également à tout le personnel administratif et enseignant de l'ENSTIB pour leur sympathie et leur aide.

Enfin je voudrais remercie tous les doctorants et étudiants rencontrés durant ma thèse pour leur amitié, pour les échanges que nous avons eus et pour leur soutien, ainsi que tous mes amis et ma famille, qui même au loin, m'ont apporté présence et soutien.

AVANT-PROPOS 1

NOMENCLATURE 7

INTRODUCTION 13

CHAPITRE 1 : DONNEES BIBLIOGRAPHIQUES 15

I. LE COMBUSTIBLE BOIS 16

1. CARACTERISTIQUES DU BOIS (ARBOLOR, 1994) 16
2. BOIS : ENERGIE RENOUVELABLE 18

II. LES APPAREILS DE CHAUFFAGE INDEPENDANTS 20

1. POELES A BOIS 20
2. INSERTS – FOYERS FERMES 22
3. CHAUDIERES 22
4. MARCHE DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS 24

III. LES EMISSIONS POLLUANTES ISSUES DE LA COMBUSTION DE BOIS 26

1. GENERALITES SUR LA COMBUSTION DU BOIS (VAN LOO & KOPPEJAN, 2002) 26
2. LE MONOXYDE DE CARBONE (CO) 28
3. LES POUSSIERES (PM) 30
4. LES COMPOSES ORGANIQUES VOLATILS (COV) 41
5. LES HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP) 46
6. LES DIOXINES ET LES FURANES (PCDD/F) 55
7. LES CENDRES ET LES INORGANIQUES 61
8. LES SUIES 66
9. LES GOUDRONS 70

IV. LES TECHNIQUES DE REDUCTION DES POLLUANTS 72

1. MESURES PRIMAIRES (VAN LOO & KOPPEJAN, 2002) 72
2. MESURES SECONDAIRES 73

V. LA POST-COMBUSTION DES GAZ D'ECHAPPEMENT PAR MICRO-ONDES DANS L'INDUSTRIE AUTOMOBILE 74

1. CHAUFFAGE PAR MICRO-ONDES (ROUSSY & PEARCE, 1995 ; ROUSSY ET AL, 2003-A ; THUERY, 1983) 74
2. DISPOSITIFS DE L'INDUSTRIE AUTOMOBILE 77

CHAPITRE 2 : DISPOSITIFS & PROTOCOLES EXPERIMENTAUX 83

I. EMISSIONS D'UN FOYER FERME 84

1. GRANDEURS MESUREES ET GRANDEURS CALCULEES 84
2. DISPOSITIF EXPERIMENTAL 88
3. PROCEDURE EXPERIMENTALE 93

II. CARACTERISATION DES IMBRULES SOLIDES 95

1. DETERMINATION DE LA COMPOSITION DES IMBRULES 95
2. DETERMINATION DE LA DEGRADATION DES IMBRULES 96
3. DETERMINATION DU POUVOIR CALORIFIQUE DES IMBRULES 97
4. DETERMINATION DE LA PERMITTIVITE DES IMBRULES 98
5. ANALYSE MICROSCOPIQUE DES IMBRULES 100

III. PIEGEAGE D'IMBRULES SOLIDES ET DE POUSSIERES 102

1. PRINCIPE DE PIEGEAGE 102
2. EFFICACITE DU PIEGEAGE - DISPOSITIFS EXPERIMENTAUX 103
3. PROCEDURES EXPERIMENTALES 104
4. GRANDEURS CALCULEES 106

IV. DISPOSITIF DE REGENERATION DU LIT FILTRANT 108

1. INSTALLATION MICRO-ONDES (ROUSSY ET AL, 2003-B) 108

2. MISE AU POINT DE L'APPLICATEUR 113
3. GRANDEURS EVALUEES 119
4. MONTAGE EXPERIMENTAL 122
5. PROCEDURES EXPERIMENTALES 127

CHAPITRE 3 : RESULTATS & DISCUSSIONS 129

I. EMISSIONS DE FOYERS FERMES 130

1. COMPOSITION DES FUMEES 131
2. RENDEMENT ET PUISSANCE DES APPAREILS 140
3. TEMPERATURE ET DEBIT DE FUMEES 143

II. CARACTERISTIQUES DES IMBRULES SOLIDES 148

1. CARACTERISTIQUES PHYSICO-CHIMIQUES 148
2. OBSERVATIONS AU MICROSCOPE ELECTRONIQUE A BALAYAGE 149
3. DEGRADATION THERMIQUE DES IMBRULES 154
4. CARACTERISTIQUES DIELECTRIQUES 159

III. PIEGEAGE DE POUSSIERES ET D'IMBRULES SOLIDES 162

1. PERTES DE CHARGE 162
2. EFFICACITE DU PIEGEAGE 163

IV. REGENERATION DU FILTRE PAR MICRO-ONDES 172

1. CHAUFFAGE DU LIT DE BILLES 172
2. REGENERATION DU LIT FILTRANT PAR CHAUFFAGE MICRO-ONDES 188

CONCLUSIONS & PERSPECTIVES 197

TABLE DES FIGURES 201

TABLE DES TABLEAUX 207

ANNEXE 1 : QUELQUES DONNEES SUR LES POLLUANTS DES FUMEES 211

ANNEXE 2 : TABLES DE RESULTATS DES ESSAIS DE COMBUSTION 217

ANNEXE 3 : TABLES DE RESULTATS DES ESSAIS DE CHAUFFAGE MICRO-ONDES ET DE REGENERATION 228

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES 232

Nomenclature

α : rendement du guide d'ondes de l'applicateur (%)

γ_0 : coefficient de propagation complexe du guide vide

γ_1 : coefficient de propagation complexe du mode TE_{01} dans le matériau

δ : angle de pertes

ε_0 : permittivité du vide (F/m)

ε^* : permittivité complexe du matériau

ε_r^* : permittivité relative complexe du matériau

ε_r' : constante diélectrique

ε_r'' : facteur de pertes

ε'_∞ : permittivité du matériau aux fréquences infinies

λ : longueur d'onde (mm)

λ_c : longueur d'onde de coupure (mm)

λ_{g0} : longueur d'onde caractéristique du guide vide (mm)

η : rendement d'un appareil de chauffage

η_g : rendement du magnétron (%)

ρ^* : coefficient de réflexion complexe

ρ_π^{cc} : coefficient de réflexion complexe dans le plan π avec une fermeture en court-circuit

ρ_π^{co} : coefficient de réflexion complexe dans le plan π avec une fermeture en circuit ouvert

σ : conductivité électrique

θ_{ai} : variable de température de l'air au point i ($\theta_{ai}=T_{ai}-T_{a2}$) (K)

θ_b : variable de température des billes ($\theta_b=T_b-T_{a2}$) (K)

θ_{ex} : variable de température extérieure au dispositif de post-combustion ($\theta_{ex}=T_{ex}-T_{a2}$) (K)

χ^* : susceptibilité électrique complexe

ω : pulsation de l'onde électromagnétique

ϖ : paramètre de Laplace

ΔH_{CO2} : enthalpie de formation du CO_2 (394 kJ/mol)

ΔH_{CO} : enthalpie de formation du CO (111 kJ/mol.)

ΔT : différence de température de l'eau entre le début et la fin de l'essai en bombe calorimétrique (K)

ΔT_b : variation de température des billes entre le début et la fin de l'exposition aux micro-ondes (°C)

ΔT_p : variation de température de la paroi du réacteur entre le début et la fin de l'exposition aux micro-ondes (°C)

[CO] : concentration de CO mesurée dans les fumées humides (ppm)

$[CO_2]$: concentration de CO_2 mesurée dans les fumées humides (%)

$[H_2O]$: concentration de H_2O calculée dans les fumées humides (%)

[PM] : concentration en imbrûlés solides (mg/Nm^3) donnée par l'analyseur de poussières

c.v. : coefficient de variation (%)

C_{pa} : capacité calorifique massique de l'air (J/kg.K)

C_{pb} : capacité calorifique massique des billes (J/kg.K)

C_{peau} : capacité calorifique de l'eau (J/g.K)

C_{pFH} : capacité thermique volumique des fumées humides ($kJ/Nm^3.°C$)

$C_{pi}(T_F)$: capacité calorifique du composé i à la température T_{FH} ($kJ/Nm^3.°C$)

E : valeur efficace du champ électrique

E_{cd} : efficacité du piégeage d'imbrûlés solides lors des essais de combustion directe (%)

E_{ci} : efficacité du piégeage d'imbrûlés solides lors des essais de combustion indirecte (%)

E_f : efficacité du piégeage d'imbrûlés solides lors des essais de combustion par pesée du filtre (%)

E_p : efficacité du piégeage de poussières de bois (%)

f : facteur d'air

D_l : débit d'air injecté dans l'analyseur de poussières en amont du lit filtrant (en Nm^3/s)

D_c : taux de dégradation des imbrûlés (%)

D_e : durée d'exposition aux micro-ondes(s)

D_F : débit de fumées sèches ou humides (Nm^3/s)

D_{FH} : débit des fumées humides (Nm^3/s)

h.s : conductance de transfert caractéristique de l'échange entre l'air et le lit filtrant (W/K)

H_b : humidité sur brut du bois (%)

H_H : fraction massique d'hydrogène dans le bois sec (%)

H_s : humidité sur sec du bois (%)

H.S : coefficient d'échange global avec entre le réacteur de post-combustion et l'extérieur (W/K)

I_g : intensité du courant parcourant le magnétron (mA)

I_r : intensité du réseau consommée par le magnétron (A)

j : imaginaire pur ($j^2 = -1$)

K_{bombe} : constante calorifique de la bombe calorimétrique (J/K)

$L_{v\ eau}$: chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0°C (J/g)

$\dot{m}$: débit d'air massique (kg/s)

$\dot{m}_b$: débit massique de bois (kg/s)

$\dot{m}_{bois}$: débit de bois consommé (kg/s)

$m_{anhydre}$: masse de bois séché à 103°C (g)

$m_{échant}$: masse de l'échantillon étudié (g)

m_{eau} : masse d'eau introduite dans le vase de la bombe calorimétrique (g)

m_{humide} : masse de bois humide (g)

M_a : masse d'air dans le lit filtrant (kg)

M_b : masse de billes du lit filtrant (kg)

$M_{b\ initial}$: masse de billes chargées d'imbrûlés solides avant exposition à la chaleur (g)

$M_{b\ final}$: masse de billes chargées après combustion partielle des combustibles (g)

$M_{b\ 900}$: masse de billes propres (régénérées à 900°C pendant 12h) (g)

M_c : masse molaire du composé C (g/mol)

$M_{filtre\ initiale}$: masse du filtre propre avant un essai de combustion (g)

$M_{filtre\ finale}$: masse du filtre chargé après un essai de combustion (g)

M_{PM} : masse d'imbrûlés solides initialement placée dans le creuset (g)

$M_{PM\ initial}$: masse d'imbrûlés combustibles avant exposition aux micro-ondes (mg)

$M_{PM\ final}$: masse d'imbrûlés combustibles après exposition aux micro-ondes (mg)

$M_{résidu}$: masse de résidus des imbrûlés solides restant dans le creuset après 12 h à 900°C (g)

$\dot{n}_{CO}$: débit molaire de CO mesuré dans les fumées humides (mol CO/s)

n_{O2} : nombre de moles d'O_2 dans les fumées sèches (mol O_2/kg bois)

n_{FS} : nombre de moles de fumées sèches (mol fumées/kg bois)

O_{2exp} : taux d'oxygène mesuré pendant l'expérience (%)

O_{2ref} : taux d'oxygène de référence fixé par la norme NF EN 13240 (13 %)

P : puissance délivrée par un appareil de chauffage (kW)

P_a : puissance électromagnétique absorbée par le matériau (W)

P_b : puissance théorique fournie par le bois (kW)

P_{CO} : puissance perdue lorsque le carbone forme du CO au lieu du CO_2 (kW)

P_e : puissance émise par le magnétron (W)

P_{FS} : puissance perdue par les fumées (kW)

P_p : puissance perdue par transferts thermiques entre le réacteur de post-combustion et l'extérieur (W)

P_r : puissance réfléchie par l'applicateur (W)

PCI_h : pouvoir calorifique inférieur du bois humide (kJ/kg)

$PCI_{h\ échant}$: pouvoir calorifique inférieur d'un échantillon humide (J/g)

$PCI_{s\ échant}$: pouvoir calorifique inférieur d'un éhcnatillon sec (J/g)

$PCS_{s\ échant}$: pouvoir calorifique supérieur d'un échantillon sec (J/g)

PM : masse d'imbrûlés solides émise pendant un essai de combustion (mg)

PM_{aval} : émissions brutes d'imbrûlés solides en aval du lit (mg/Nm^3)

$PM^*_{aval\ 13\%}$: émissions d'imbrûlés solides en aval du lit corrigées en débit et en oxygène (mg/Nm^3)

$PM_{émis}$: masse d'imbrûlés solides émis lors d'un cycle de combustion sans filtre (mg)

PM_{filtre} : masse d'imbrûlés piégés dans le filtre (mg)

$\overline{PM_i}$: valeur moyenne des émissions d'imbrûlés solides sur un cycle de combustion (mg/Nm^3)

$PM_{restant}$: masse d'imbrûlés solides restant dans les fumées après le filtre lors d'un cycle de combustion avec filtre (mg)

Reg : taux de régénération du lit filtrant (%)

T : durée totale d'un essai de combustion (s)

T_{amb} : température ambiante de la pièce (°C)

$T_{a1\ ini}$: température initiale de l'air en amont du lit filtrant (K)

$T_{a2\ ini}$: température initiale de l'air en aval du lit filtrant (K)

$T_{b\ max}$: température maximale du lit de billes (°C)

$T_{cendres}$: taux de cendres d'un matériau (%)

T_{ex} : température extérieure au dispositif de post-combustion (K)

T_{FH} : température des fumées humides (°C)

U_c : tension du cristal détecteur (V)

U_g : tension aux bornes du magnétron (kV)

U_r : tension du réseau consommée par le magnétron (V)

$V_{M\ air}$: volume molaire de l'air dans les conditions normales de températures et de pression (0°C et 1 atm)

x : taux d'humidité sur brut (%)

X_c : concentration du composé C (ppm, mg/Nm^3 ou mg/kg_{bois})

X_{cor} : valeur corrigée de l'émission (ppm ou mg/Nm^3)

X_{brut} : valeur expérimentale non corrigée (ppm ou mg/Nm^3)

z^* : impédance complexe

Z_0 : impédance caractéristique du guide vide (50 Ω)

Z_1 : impédance caractéristique complexe du matériau

Z_{cc} : impédance complexe du court-circuit

Z_{co} : impédance complexe du circuit ouvert

Introduction

Depuis les accords de Kyoto en 1997 sur la limitation des émissions de gaz à effet de serre dans l'atmosphère, l'utilisation de sources d'énergie autres que fossiles est sérieusement envisagée. Le bois apparaît ainsi comme une énergie renouvelable intéressante qui présente de nombreux avantages ; c'est notamment une énergie renouvelable largement disponible dont le bilan en CO_2 est nul. En France, le chauffage au bois représente 9 millions de tonnes équivalent pétrole (tep), soit 5 % de l'énergie totale consommée. Plus de 80 % du bois de chauffage est utilisé dans des appareils individuels de faibles puissances, de type inserts, poêles ou foyers, qui ne sont pas toujours correctement installés ni entretenus (problèmes d'arrivée d'air, de ramonage, d'étanchéité, ...), et dans lesquels les conditions de combustion ne sont pas toujours maîtrisées (fonctionnement important en veille, bois de qualité variable, ...). Ces différents paramètres peuvent entraîner des émissions de polluants gazeux (CO, NOx, COV, ...), liquides (goudrons qui se condensent) et solides (suies, particules, ...). Ces imbrûlés solides sont particulièrement dangereux pour l'homme en raison de leurs faibles dimensions (80 % des poussières de diamètre inférieur à 0,9 μm) qui leur permettent de pénétrer dans les poumons.

Depuis 2000, l'ADEME a mis en place différentes actions pour réduire les émissions de polluants à la source, notamment par la qualité du combustible (certification NF Bois de chauffage), par l'incitation à utiliser des appareils plus performants (crédit d'impôts pour les appareils labellisés Flamme Verte) et par une meilleure installation des appareils (formation Qualibois sur la pose). Actuellement, les normes concernant les appareils individuels définissent la qualité de la combustion par le taux de CO présent dans les fumées. En revanche, les imbrûlés solides ne sont pas pris en compte, même s'ils préoccupent de plus en plus les pouvoirs publics. Il existe peu de techniques permettant de réduire ces émissions pour les appareils individuels : soit une modification de la technologie du foyer permettant d'optimiser les conditions de combustion et de limiter la formation de polluants, soit la mise en place d'un dispositif de traitement des fumées pour détruire ces polluants (principalement par catalyse, les autres techniques étant trop coûteuses ou inadaptées).

Si l'optimisation de la combustion permet de réduire les émissions de façon significative, elle ne permet pas de descendre en dessous de certaines quantités de rejets. Aussi pour se prémunir des réglementations à venir, nous avons travaillé sur la mise au point d'un dispositif de post-combustion des fumées. Placé en sortie de cheminée, ce dispositif assure deux fonctions : d'une part piéger les imbrûlés

dans un lit filtrant, d'autre part détruire les particules piégées par un chauffage externe généré ici par micro-ondes.

Dans ce mémoire, nous nous sommes dans un premier temps intéressés au bois énergie et notamment à la qualité des fumées des appareils de chauffage indépendants. Les éléments proposés par la littérature permettent de repérer les paramètres les plus influents sur les émissions de polluants ainsi que les techniques permettant de les réduire. La nécessité d'un dispositif de post-combustion des fumées étant apparu, nous nous sommes également intéressés aux dispositifs de dépollution utilisés dans l'industrie automobile. Nous avons alors imaginé et fabriqué un dispositif adaptable sur les appareils de chauffage indépendants au bois. Pour mettre au point le système, nous avons imaginé différents dispositifs qui sont décrits dans le chapitre 2.

Notre étude expérimentale a ensuite consisté dans un premier temps à qualifier et à quantifier les émissions d'imbrûlés solides et gazeux issus de la combustion de bois. Le dispositif final doit piéger les particules (épuration des fumées) et régénérer le filtre par chauffage, nous avons choisi de séparer ces deux fonctions afin de définir clairement les paramètres à mettre en œuvre. Ainsi, le chapitre 3 présente les résultats issus de ces expériences et définit précisément les conditions opératoires à utiliser pour répondre aux besoins de développement du système. Enfin, une conclusion rappelant les principaux points de notre étude et certaines perspectives envisagées pour une poursuite de la recherche sont proposées en fin de mémoire.

Chapitre 1 : Données bibliographiques

I. Le combustible bois

1. Caractéristiques du bois (ARBOLOR, 1994)

1.1. Anatomie

Comme tous les matériaux végétaux, le bois est un assemblage complexe de différents éléments, chacun permettant d'assurer une des fonctions nécessaires à la vie de l'arbre : fonction de conduction de la sève brute (des racines vers la cime), fonction de soutien (ou résistance mécanique de la tige) et fonction de réserve, de transformation et de restitution des substances chimiques nécessaires à la plante.

Les arbres appartiennent à deux grandes familles : les angiospermes (feuillus) et les gymnospermes (résineux). Entre ces deux familles, les éléments cellulaires sont très différents (types de cellule, agencement, présence ou absence de spécificités ...) et mènent à deux types de structure (aussi appelé plan ligneux). Pour décrire ces structures, trois plans de coupe de référence ont été définis : coupe longitudinale (ou transversale), perpendiculaire à l'axe de la tige ; coupe radiale, passant par le centre de la tige ; coupe tangentielle, parallèle à l'axe de la tige et excentrée. Les axes perpendiculaires à ces plans constituent les trois axes d'anisotropie du bois pour la majorité des propriétés physiques et mécaniques. Les schémas de la Figure 1 montrent les plans ligneux d'un résineux et d'un feuillu.

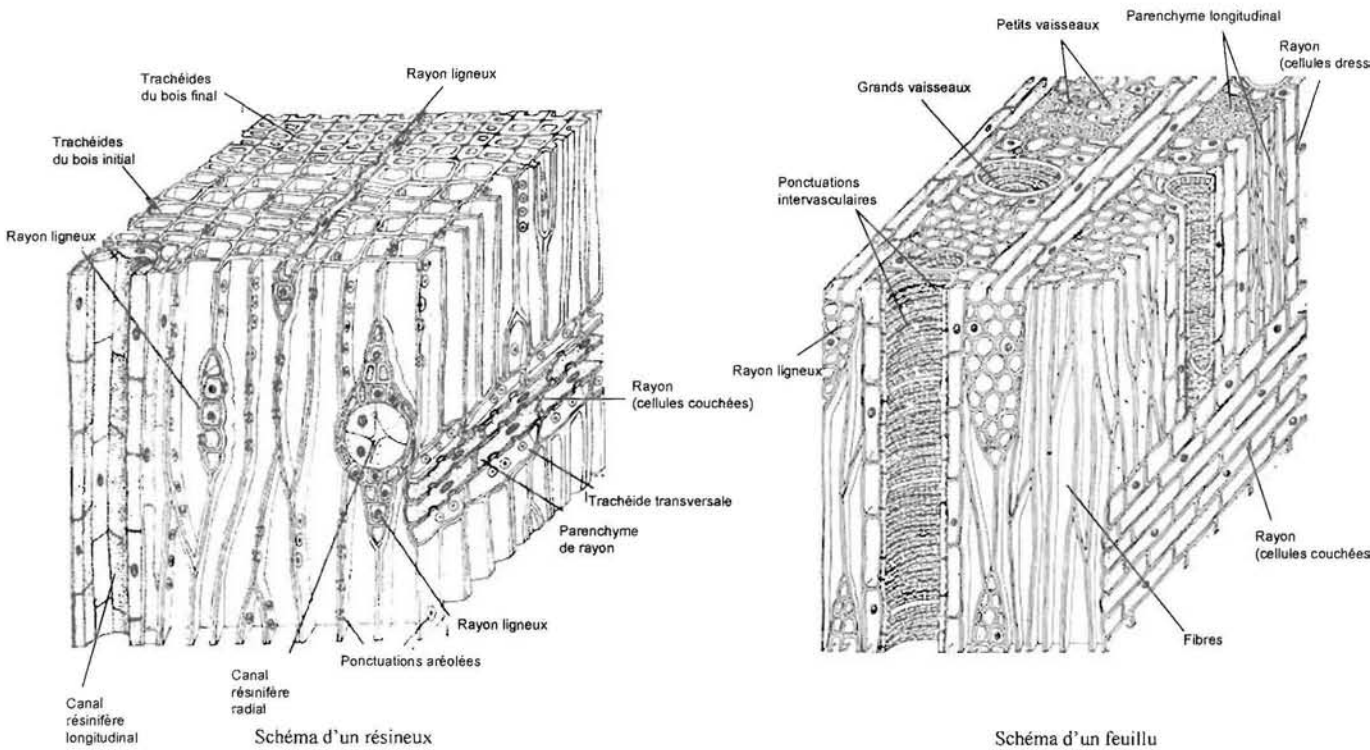


Figure 1 Schéma du plan ligneux de résineux et de feuillus (ARBOLOR, 1994)

1.2. Compositions chimique et élémentaire

Les constituants chimiques du bois peuvent être classés dans deux catégories : les substances macromoléculaires (lignine, cellulose, hémicelluloses) qui sont majoritaires (environ 98 %) et présentes dans les parois cellulaires, et les substances de faible poids moléculaire (extraits, minéraux) dont la présence dépend de l'essence (Figure 2).

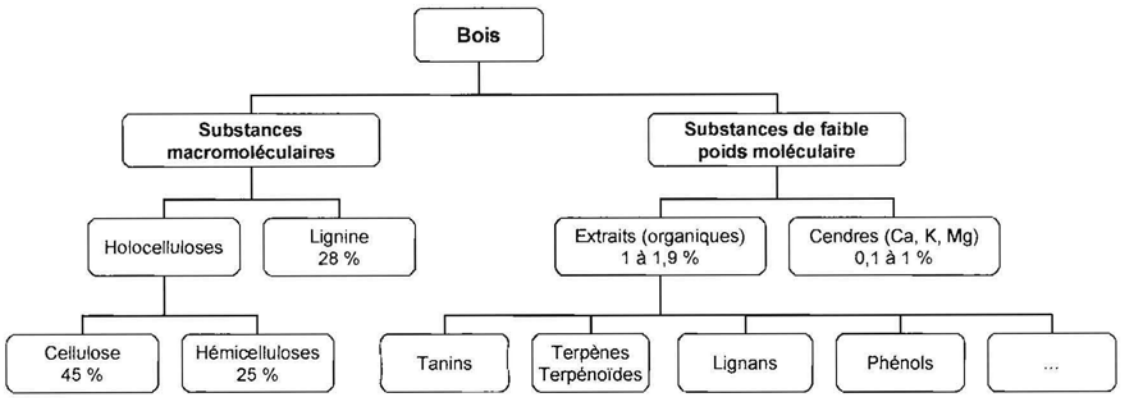


Figure 2 . Schéma général des différents constituants du bois (cours de A. Pizzi, ENSTIB)

Ces différents composants sont principalement des composés organiques, ce qui implique que la composition élémentaire du bois soit la suivante :

Tableau 1 Composition élémentaire moyenne de différentes essences (Biobib, 2006)

	C	H	O	N	Cendres
%	49,8	6,2	43,1	0,2	0,7

Pour faire les calculs de combustion, seuls les taux de carbone, hydrogène et oxygène sont considérés et les valeurs suivantes sont utilisées : C : 50 % ; H : 6 % ; O : 44 %, ce qui donne la formule brute $CH_{1,44}O_{0,66}$.

Le chlore et le soufre sont généralement peu présents dans le bois naturel (non traité), avec des concentrations respectives de 50 à 60 mg/kg bois et 70 à 300 mg/kg bois (Van Loo & Koppejan, 2002).

Dans différentes études ayant analysé le bois, les taux de calcium, potassium et sodium, qui sont pourtant les espèces majoritaires dans les cendres, excèdent rarement 0,1 % de la masse du combustible.

1.3. Humidité et pouvoir calorifique du bois (Deglise & Donnot, 2004)

Comme tous les végétaux, le bois peut contenir une quantité plus ou moins importante d'eau. Cette eau est caractérisée par le taux d'humidité qui peut s'exprimer par rapport à la masse de bois humide (humidité sur brut [1]) ou sec (humidité sur sec [2]) :

$$H_b\ (\%) = \frac{m_{humide} - m_{anhydre}}{m_{humide}} \times 100\,, \qquad [1]$$

$$H_s\,(\%) = \frac{m_{humide} - m_{anhydre}}{m_{anhydre}} \times 100, \qquad [2]$$

où m_{humide} est la masse de bois humide et $m_{anhydre}$ la masse de bois séché à 103°C.

Une caractéristique importante des combustibles est le pouvoir calorifique supérieur (PCS), qui représente la quantité maximale d'énergie que peut générer la combustion d'une unité de masse d'un combustible, l'eau produite par cette combustion étant amenée à l'état condensé. Elle dépend peu de l'essence utilisée et la valeur moyenne est considérée comme étant 20 000 kJ/kg. Lorsque l'eau est sous forme de vapeur, une partie de l'énergie est perdue par le changement d'état de l'eau, et il faut alors parler de pouvoir calorifique inférieur (PCI), déduit du PCS grâce à la relation suivante [3] :

$$PCI_{s\,échant} = PCS_{s\,échant} - 9.L_{v\,eau}.H_H, \qquad [3]$$

avec $L_{v\,eau}$ la chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0°C ($L_{v\,eau}$ = 2 511 J/g) et H_H la fraction massique d'hydrogène dans le bois sec (H_H = 0,06).

Lorsque le combustible est humide, il est plus intéressant de parler de pouvoir calorifique inférieur humide (PCI_h), pour lequel l'eau contenue dans le combustible est également transformée en vapeur, consommant encore une partie de l'énergie disponible dans le combustible. Il est calculé avec l'équation suivante [4]:

$$PCI_{h\,échant} = \frac{(100 - H_b)\cdot PCI_{s\,échant}}{100} - \frac{H_b \cdot L_{v\,eau}}{100}, \qquad [4]$$

avec H_b l'humidité sur brut du combustible (en %).

2. Bois : énergie renouvelable

Comme tous les végétaux, les arbres utilisent du dioxyde de carbone (CO_2) pour vivre. En effet, la réaction de photosynthèse, qui a principalement lieu dans les feuilles, consomme de l'eau et du CO_2 pour fabriquer des sucres (nécessaires à leurs survies) et de l'oxygène rejeté dans l'atmosphère. La respiration aérobie, qui est la réaction inverse, a également lieu, c'est-à-dire que l'arbre consomme des sucres et de l'oxygène et produit de l'eau et du CO_2.

Lorsque l'arbre est en pleine croissance, les sucres servent à la fabrication des constituants du bois (cellulose, lignine ...) et le carbone est ainsi stocké par la plante. Une forêt « jeune » fixe donc du CO_2 et produit de l'oxygène. Une fois la croissance de l'arbre « terminée », les sucres, qui ne sont plus consommés par la croissance, sont oxydés pour donner de l'énergie à la plante et le carbone est rejeté dans l'atmosphère sous forme de CO_2. Une forêt naturelle adulte est ainsi en équilibre et ne produit ni ne stocke d'oxygène et de CO_2. L'exploitation d'une forêt est donc un bon moyen pour assurer un renouvellement des arbres et favoriser le stockage du CO_2 et la production d'oxygène.

Au cours de sa vie, un arbre stocke une quantité de carbone qui sera rejetée dans l'atmosphère lorsqu'il sera détruit (dégradé ou brûlé). Ainsi, l'utilisation du bois comme combustible permet de produire de la chaleur, tout en présentant un bilan en CO_2 neutre, comme l'illustre la Figure 3.

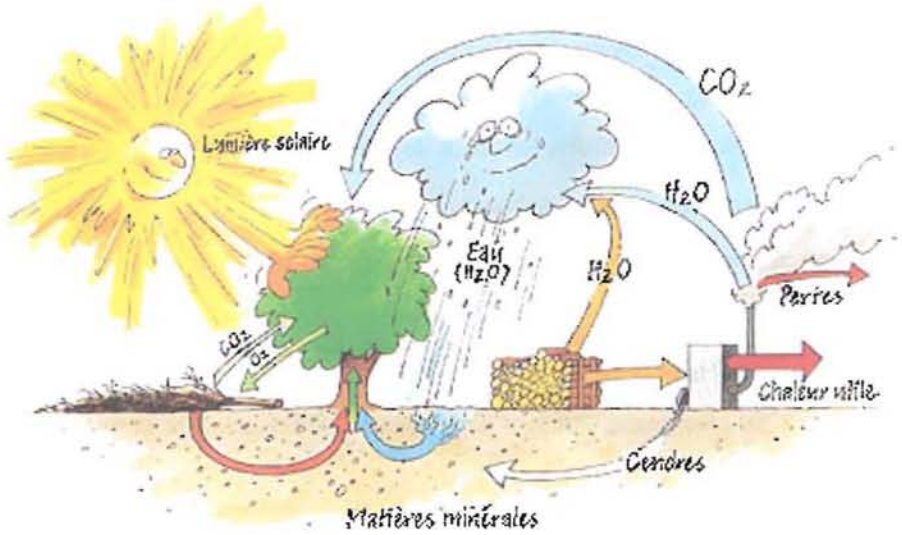


Figure 3 Cycle du carbone

En plus de l'aspect environnemental, le bois utilisé comme source d'énergie a l'avantage d'être une ressource largement disponible. En France, où la forêt couvre 28 % du territoire, la croissance de la forêt est positive, avec un accroissement (aussi appelé production courante nette) de plus de 83 millions de m^3 par an et une récolte de seulement 61 millions de m^3 par an (bois d'œuvre, bois de trituration et bois énergie) (IFN, 2006).

Selon une étude de l'ADEME et du CEREN, 7,3 millions de tep (tonnes équivalent pétrole) ont été consommé pour le chauffage domestique au bois en 2004, contre seulement 1,67 millions pour le chauffage industriel, ce qui représente 80 % de la consommation du bois de chauffage. Les appareils de chauffage indépendants au bois sont décrits dans le paragraphe suivant.

II. Les appareils de chauffage indépendants

Au fil du temps et à mesure de l'augmentation de l'utilisation du bois comme moyen de chauffage domestique, les appareils ont évolué et se sont améliorés. La simple cheminée ouverte s'est ainsi vue rajouter un insert, pour être ensuite remplacée par des appareils de plus en plus perfectionnés : les poêles (plus ou moins évolués, à bûches ou à granulés), les foyers fermées, les fourneaux, les chaudières à bûches, et depuis quelques décennies, les chaudières à bois granulés ou à plaquettes.

Aujourd'hui, les cheminées ouvertes ne sont plus considérées comme un moyen de chauffage domestique, en raison de leur faible rendement (environ 10 %), mais plutôt comme objet décoratif et convivial.

Dans cette partie, les références principalement utilisées sont les suivantes : Van Loo & Koppejan, 2002 ; Strehler, 2000 ; Rogaume, 2005, et ne seront plus indiquées dans la suite du paragraphe.

1. Poêles à bois

1.1. Poêles conventionnels

Les poêles conventionnels sont souvent utilisés pour chauffer une pièce par convection naturelle, ou plusieurs pièces grâce à des systèmes de distribution d'air chaud. Ils fonctionnent en tirage naturel et ont des rendements de 30 à 80 %, avec des puissances de 5 à 15 kW.

En bas de la chambre de combustion, le poêle comprend une grille sur laquelle repose le bois. Les cendres sont récoltées dans un cendrier placé sous la grille. L'air nécessaire à la combustion est injecté à travers la grille au plus près du bois et les fumées sont rapidement évacuées (Figure 4-a). Dans les poêles les plus récents, un filet d'air balaye la vitre pour empêcher les dépôts et une deuxième chambre de combustion est ajoutée avec l'injection d'air secondaire pour terminer la combustion des gaz (Figure 4-b).

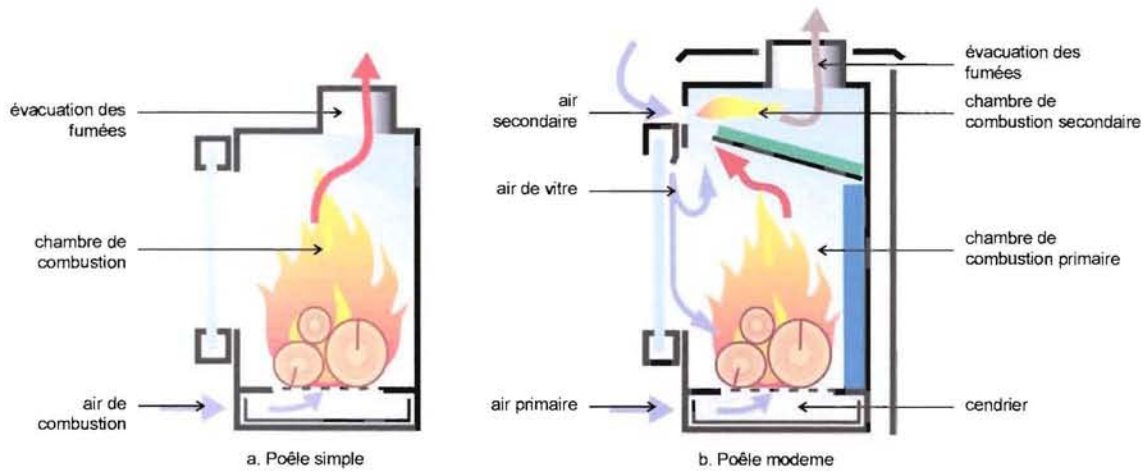


Figure 4 : Schémas de poêle simple (a) et moderne (b) (Supra)

Dans la chambre de combustion, un réflecteur peut être installé pour renvoyer la chaleur vers le foyer et imposer une circulation plus longue aux gaz. Dans les poêles catalytiques, un catalyseur est rajouté à la sortie de la chambre de combustion pour limiter les émissions de polluants.

1.2. Poêles de masse

Les poêles de masse sont une évolution des cuisinières et poêles en faïence, et sont constitués de pierres (entre 700 et 3000 kg de roche volcanique), faïence ou briques réfractaires (Figure 5-a). Lorsque le poêle fonctionne, la majorité de l'énergie produite par la combustion est stockée par la masse de pierres. Une fois le feu éteint, cette énergie est restituée progressivement pendant une période pouvant aller jusqu'à 2 jours.

Avec ces appareils, l'énergie est transmise par rayonnement par la pierre lorsque le feu est éteint, et par la porte lorsqu'il est allumé. Dans ce cas s'ajoutent également des échanges entre les fumées (descendantes) et l'air de la pièce (montant) grâce à une circulation à contresens des fumées.

1.3. Poêles à granulés

Depuis quelques années ont été mis au point des poêles à granulés de sciure de bois compressée. Le brûleur, un creuset avec des orifices permettant l'introduction de l'air primaire, est alimenté en combustible par une vis sans fin. Un petit silo situé en haut de l'appareil permet à ces appareils de fonctionner en continu pendant environ 6 heures avec des puissances entre 6 et 10 kW (Figure 5-b).



a. Poêle de masse b. Poêle à granulés

Figure 5 : Schéma de principe d'un poêle de masse (Poêle Tulikiwi) et d'un poêle à granulés

Un extracteur permet d'évacuer les fumées et de régler la quantité d'air de combustion injecté. Cette quantité d'air ainsi que l'alimentation en granulés par la vis sont régulées en fonction de la demande de chauffage. De l'air secondaire est injecté au-dessus de la chambre de combustion.

2. Inserts – foyers fermés

Ces appareils ont un fonctionnement identique à celui des poêles modernes, et sont également constitués d'une chambre de combustion primaire avec injection d'air à travers les bûches, et d'une chambre secondaire avec de l'air secondaire introduit par le haut de la porte. La combustion se déroule en plusieurs étapes distinctes, ce qui en améliore la qualité, abaissant les émissions polluantes et augmentant le rendement (Figure 6).

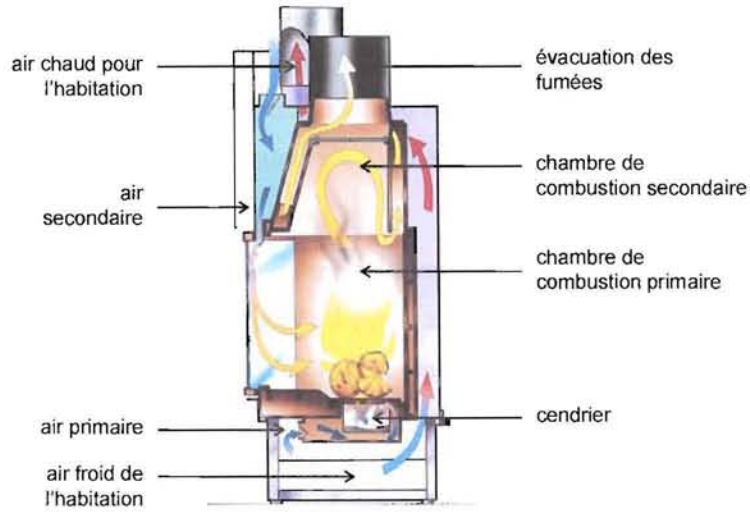


Figure 6 Schéma d'un foyer fermé (Supra)

L'insert est un appareil fabriqué en usine pour être installé dans une cheminée ouverte existante, alors que le foyer fermé est un appareil qui est habillé après son installation. Cela permet ainsi aux foyers d'avoir une chambre de combustion plus importante et un meilleur échange avec l'air chaud dédié au chauffage de l'habitation. L'air de la pièce est ainsi chauffé en circulant autour de l'appareil.

Les foyers et inserts sont pourvus d'un échangeur à flux d'air permettant une meilleure récupération de la chaleur, ou dans certains cas d'un échangeur à eau (branchement sur le chauffage central), ce qui permet d'avoir des rendements entre 40 et 80 % selon les appareils.

3. Chaudières

3.1. Chaudières à bûches

Il existe de nombreux modèles de chaudières à bûches, qui peuvent être classées en trois catégories en fonction du type de combustion (parcours des gaz dans la chambre de combustion) (Figure 7) :

- combustion montante (ou directe) : l'air primaire étant injecté sous le bois et l'air secondaire au-dessus ; le flux d'air est naturel (pas d'extracteur ou de ventilateur).
- combustion horizontale (ou semi-inversée) : l'air primaire étant injecté en bas du bois, seule la partie en bas du tas brûle ; une chambre de combustion séparée pour les gaz (avec air secondaire) est placée sur le côté du foyer ; le tirage est souvent naturel mais peut être forcé.

- combustion inversée (ou descendante) : l'air primaire est injecté en haut de la chambre de combustion et descend à travers le bois reposant sur une grille ; sous cette grille se trouve une chambre de combustion des gaz (air secondaire) ; le tirage peut être naturel mais il est le plus souvent forcé par un ventilateur, ce qui permet également de mieux contrôler la combustion, et on parle alors de chaudière turbo.

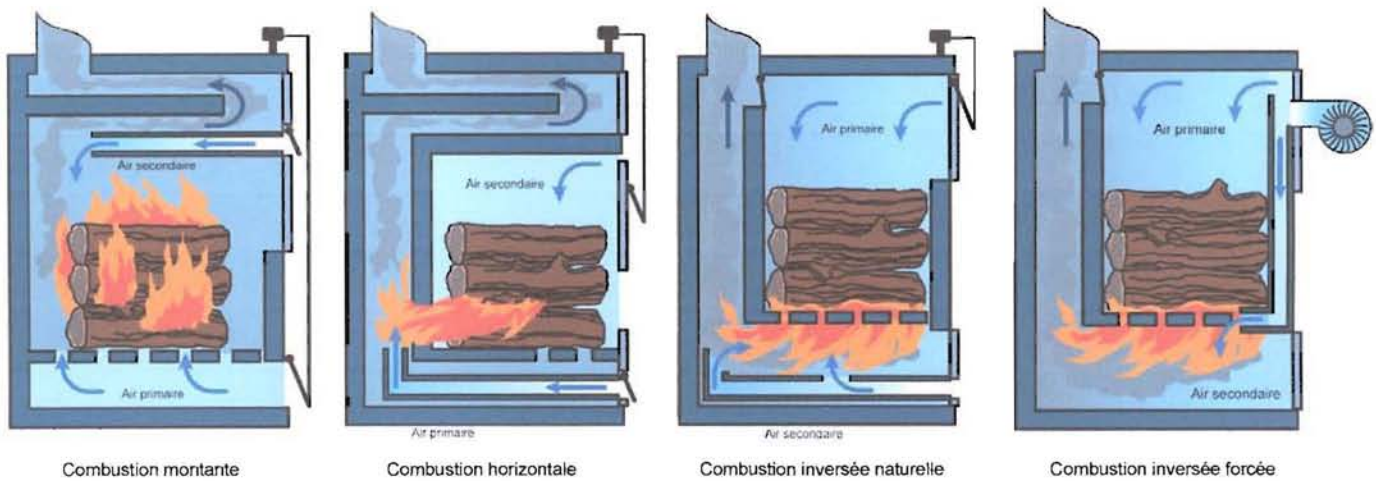


Figure 7 Principe des chaudières à bûches (ADEME)

Les chaudières à tirage naturel sont régulées par l'apport d'air primaire : un volet commandé par un thermostat contrôle la quantité d'air primaire injecté dans la chaudière (l'air secondaire étant fixé à l'installation). Si la demande d'énergie augmente (température inférieure à la température de consigne), le volet est ouvert, introduisant une quantité suffisante d'air primaire pour avoir une combustion importante. Lorsque la température de consigne est atteinte, le volet se ferme ce qui limite la combustion. Dans les chaudières de type turbo, le ventilateur permet une régulation en fonction de la demande d'énergie.

Les chaudières à combustion montante représentent une évolution directe des poêles, avec une autonomie plus grande, mais la combustion reste difficile à maîtriser, les rendements sont assez faibles (Tableau 2) et la production d'hydrocarbures peut être importante lorsque les charges de bois sont faibles.

Tableau 2 Rendements des chaudières à bûches (ADEME, 2005)

	Montante	Horizontale	Inversée	Inversée
Tirage	naturel	naturel	naturel	forcé
Rendement	de 55 à 60 %	de 65 à 70 %	de 75 à 85 %	de 75 à 90 %

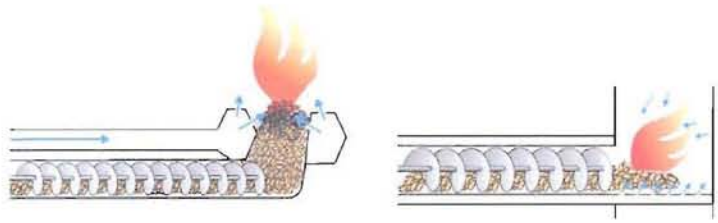
Dans les autres chaudières, la combustion est plus stable avec des zones distinctes permettant de réduire les émissions polluantes et d'augmenter les rendements. Cependant, ces appareils sont souvent plus chers (50 à 90 %) et peuvent poser des problèmes de corrosion.

3.2. Chaudières automatiques

L'utilisation de combustibles divisés présente l'avantage d'avoir une alimentation automatique d'un combustible relativement homogène (plaquettes, sciures, granulés). La combustion est ainsi continue, automatique, peu polluante et avec des rendements élevés (entre 70 et 95 %). Ces chaudières nécessitent cependant un silo et un système de transport jusqu'à la chaudière, ce qui augmente leur coût.

Pour les chaudières de faible puissance (entre 20 et 40 kW), il existe deux technologies principales de foyer (Figure 8) :

- foyer volcan
- foyer à grilles



a. Foyer volcan b. Foyer à grilles

Figure 8 · Brûleurs de chaudières automatiques

Dans ces appareils, l'air primaire est injecté directement à travers le tas de combustible, et peut être régulé en fonction de la demande de chauffage : fonctionnement tout-ou-rien par rapport à une température de consigne pour les petites chaudières, ou régulation plus sophistiquée pour les plus grosses (par PID, avec mesure du taux d'oxygène des fumées, ...) (Bernard, 2005).

4. Marché du chauffage domestique au bois

Après une diminution importante des ventes au début des années 90 à cause de la concurrence d'appareils au fioul ou au gaz, et de l'image « démodée » du chauffage au bois, le marché du chauffage domestique au bois est en constante augmentation depuis la fin des années 90 (Tableau 3 et Figure 9). En effet, devant la constante diminution des marchés, les différents constructeurs ont su renouveler leurs appareils, changer l'image du bois énergie et innover en matière de performances et d'esthétisme. Des dispositions fiscales importantes (crédit d'impôts, baisse de la T.V.A.), l'effet de la tempête de 99 sur les prix du bois et les hausses constantes du prix du pétrole ont appuyé ces efforts.

Tableau 3 . Récapitulatif des ventes d'appareil de chauffage domestique au bois (ADEME, 2005)

	1985	1987	1990	1996	1999	2001	2002	2003	2004
Foyers	362 000	350 000	243 100	171 500	187 650	209 400	226 050	242 700	245 800
Poêles	144 900	87 000	53 200	54 000	48 150	68 705	74 060	76 100	83 000
Cuisinières	87 000	44 000	34 040	19 000	16 050	13 100	11 865	10 630	10 480
Chaudières	32 200	22 300	15 900	8 700	8 350	8 840	6 460	8 060	8 800

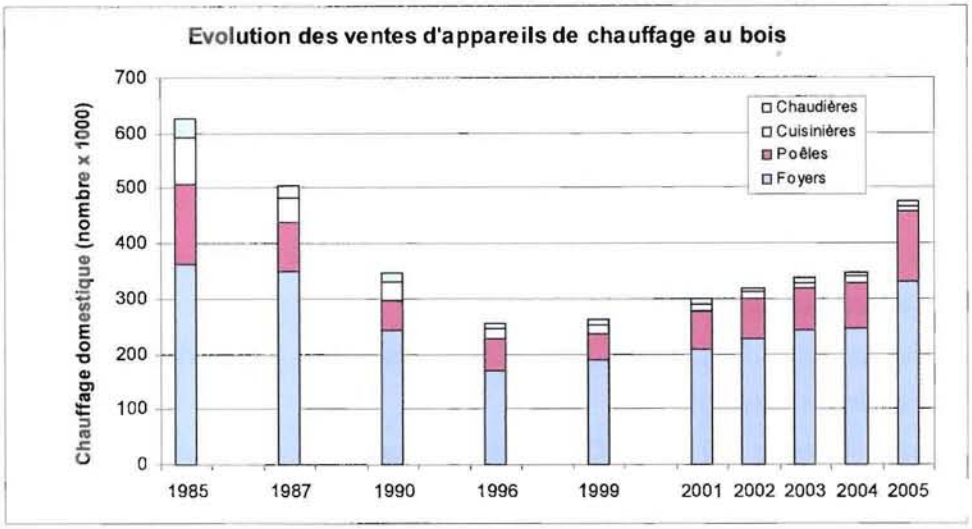


Figure 9 Evolution du marché des appareils de chauffage domestique au bois

Aujourd'hui en France, plus de 13 millions d'appareils de chauffage au bois sont installés chez des particuliers, principalement des « petits » appareils : foyers, poêles, cuisinières (Tableau 4). Les chaudières à bois sont néanmoins en constante augmentation (9 % entre 2003 et 2004) pour le chauffage principal.

Tableau 4 : Parc français des appareils de chauffage au bois (Cours de Y. Rogaume, ENSTIB)

	Chauffage principal		Appoint régulier		Appoint execptionnel		Ensemble	
	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%	Nombre	%
Résidence principale	3 162 000	46	2 286 000	34	1 365 000	20	6 813 000	50
Maison	3 021 000	46	2 189 000	34	1 294 000	20	6 504 000	48
Appartement	141 000	44	97 000	31	81 000	25	319 000	2
Foyer ouvert		9		3		70		36
Insert		39		69		17		35
Cuisinière		25		11		2		13
Poêle		12		10		4		8
Chaudière		14		0		0		5
Foyer fermé		1		7		7		3

Le bois comme source d'énergie présente de nombreux intérêts et son utilisation se développe chez les particuliers. Si les appareils sont de plus en plus performants et permettent d'avoir des rendements importants, leurs émissions peuvent encore être un frein à ce développement. De nombreuses études ont été réalisées afin de caractériser les émissions polluantes de la combustion du bois, d'un point de vue qualitatif et/ou quantitatif.

Selon un rapport de l'ADEME, 80% du bois de chauffage en France est utilisé dans des appareils individuels de faible puissance, qui ne sont pas toujours correctement installés ni entretenus (problèmes d'arrivée d'air, de ramonage, d'étanchéité, ...), dans lesquels les conditions de combustion ne sont pas toujours maîtrisées (fonctionnement important en veille, bois de qualité variable, ...). Ces différents paramètres peuvent entraîner des émissions de polluants gazeux (CO, NO_x, COV, ...), liquides (goudrons qui se condensent) et solides (suies, poussières, ...).

III. Les émissions polluantes issues de la combustion de bois

1. Généralités sur la combustion du bois (Van Loo & Koppejan, 2002)

1.1. Procédés de valorisation énergétique du bois

Il existe différents procédés de valorisation énergétique d'une particule de bois soumise à de la chaleur, en fonction des conditions extérieures :

- séchage : entre 0 et 100°C ; l'eau libre présente dans le matériau s'évapore mais le bois ne se dégrade pas (ou peu)
- pyrolyse : entre 200 et 500°C, dégradation thermique sans apport d'oxygène ; les composants du bois vont se dégrader (les hémicelluloses puis la cellulose entre 200 et 400°C, la lignine entre 400 et 500°C) ; l'oxygène du combustible est utilisé pour les réactions ; les produits formés sont des goudrons, du charbon, du CO et du CO_2, et peu de composés organiques de faibles masses moléculaires.
- gazéification : entre 800 et 1100°C, dégradation thermique avec apport d'oxygène extérieur ; les produits sont du charbon, du CO, du CO_2, du H_2, du H_2O, du CH_4, des hydrocarbures et quelques goudrons.
- combustion : dès 300°C, oxydation complète du combustible avec apport suffisant d'oxygène ; les produits formés sont CO_2 et H_2O (cas idéal).
- liquéfaction : entre 250 et 350°C, avec une pression entre 100 et 200 bars, conversion thermochimique en phase liquide.

Ainsi, lorsqu'une bûche brûle, les différentes zones de la bûche ne sont pas toutes dans les mêmes conditions : au départ, l'extérieur de la bûche sèche pendant que l'intérieur reste humide. Une fois sec, l'extérieur commence à se dégrader sous l'effet de la chaleur et à produire des gaz de combustion, alors que le centre commence petit à petit à sécher. Ensuite, les gaz de combustion s'enflamment et la chaleur produite permet de chauffer et de dégrader de plus en plus de bois en profondeur, dont les gaz s'échappent par les pores du matériau. Lorsque la dégradation de la surface est « terminée », la combustion hétérogène du charbon se produit, alors que le cœur de la bûche continue à produire des gaz. Ainsi, dans un foyer avec plusieurs bûches, ces différentes étapes ont lieu simultanément au sein de la pile de bois, mais aussi au sein d'une bûche.

Globalement, il faut donc distinguer trois étapes successives lors de la combustion d'une bûche (ou d'un ensemble de bûches) (Hueglin et al, 1997 ; Johansson, 2002) :

- allumage : dégradation thermique jusqu'à la production de suffisamment de gaz – petites flammes près du combustible
- combustion vive : combustion des gaz produits par la dégradation thermique, avec des conditions stables (en fonction de l'appareil) – flammes importantes

- combustion hétérogène : combustion du charbon puis extinction – petites flammes au-dessus des braises

Durant ces étapes, les conditions de combustion sont différentes, ce qui entraîne des produits de combustion différents. De plus, dans un appareil de chauffage, où plusieurs bûches (ou particules de bois) sont présentes, il est difficile d'avoir les conditions idéales pour une combustion parfaite. Les différentes zones du tas de bûches sont soumises à des conditions différentes (zone plus froide ou plus chaude, manque ou excès d'oxygène, ...), ce qui conduit à une grande variété de produits formés par la combustion.

1.2. Principaux produits de la combustion

La réaction de combustion du bois peut être simplifié de la façon suivante :

$$BOIS + \alpha AIR \rightarrow \beta CO_2 + \gamma H_20 + \delta N_2 + \varepsilon O_2 \text{ (car en pratique il y a toujours un excès d'air)}$$

Dans les fumées se trouvent donc une part très importante (la plupart du temps plus de 99 %) de produits issus de la combustion complète du bois, qui sont les suivants :

- dioxyde de carbone (CO_2) : le carbone du combustible est complètement oxydé.
- eau (H_20) : sous forme de vapeur, elle provient de l'eau du combustible (humidité) et de l'oxydation de l'hydrogène.
- oxydes d'azote (NO_x) : ils proviennent principalement de l'azote contenu dans le combustible (mécanisme NO du combustible : la dégradation du bois produit quelques molécules de NH_3 et HCN, qui sont ensuite oxydés en NO (> 90 %) et NO_2 (< 10 %) ; le mécanisme NO thermique (réaction de l'azote de l'air avec l'oxygène) n'est pas présent dans notre cas car la température du foyer est toujours assez faible, inférieure à 1000°C, ne permettant pas la dissociation du diazote de l'air.
- particules : les minéraux contenus dans le bois ne sont pas combustibles et peuvent être entraînés par les gaz, ainsi que des sels (KCl, NaCl, K_2SO_4) formés par réaction du potassium, calcium, chlore ou soufre du combustible.

Lorsque la combustion est complète, les fumées sont composées de 70 à 75 % de N_2, de 5 à 10 % de CO_2, de 2 à 5 % d'H_20 et de 5 à 15 % d'O_2 en fonction de l'excès d'air. Dans le bois, les quantités de chlore et de soufre sont très faibles, ce qui implique que les émissions de produits de réaction de ces éléments sont nécessairement très faibles, uniquement présentes sous forme de traces. L'azote représente environ 0,1 % du bois qui produit au maximum 100 ppm de NO lors de sa combustion.

Même lorsque la combustion est incomplète, les fumées de combustion sont ainsi principalement composées de ces produits (CO_2, N_2, O2 et H_20) qui représentent plus de 99 % du volume des fumées.

Dans un appareil de chauffage au bois, la combustion n'est jamais totalement complète, produisant donc des gaz pas totalement oxydés. Ainsi, les produits formés par la combustion incomplète du bois sont principalement les suivants (ils seront détaillés dans les paragraphes suivants):

- monoxyde de carbone (CO) : produit de combustion le plus présent, il est formé lors de l'étape d'oxydation du carbone du combustible, il représente un bon indicateur de la qualité de la combustion : lorsque la combustion est complète, les teneurs en CO sont très faibles et peuvent augmenter quand la combustion devient incomplète, soit par manque d'O_2, soit à cause d'une température trop faible.
- imbrûlés solides (ou « particulate matter » PM) : elles se composent de suies, charbon, goudrons condensés (hydrocarbures lourds), poussières de bois ...
- composés organiques volatils (COV) : hydrocarbures formés durant les étapes d'oxydation du carbone, ils ne comprennent pas les HAP, le méthane et certains hydrocarbures.
- hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) : hydrocarbures formés durant le cycle d'oxydation du carbone en CO_2, ils ne sont distingués des COV qu'en raison de leur effet cancérigène.
- dioxines et furannes (PCDD/F) : ce sont des HAP particulièrement toxiques, avec des atomes d'oxygène et de chlore sur les cycles aromatiques.
- goudrons : hydrocarbures lourds qui se condensent, ils sont principalement issus de l'étape de pyrolyse du bois.

La combustion du bois ne représente pas une part importante des émissions polluantes totales : son importance relative est plus élevée pour les COV, les HAP et le CO mais demeure modeste. Cependant, la majorité des polluants émis par la combustion du bois proviennent du chauffage domestique, et non pas du chauffage industriel ou collectif. Par exemple, 92 % des émissions d'imbrûlés solides produites par la combustion du bois le sont dans des appareils individuels (Tableau 5).

Tableau 5 : Emissions de la combustion du bois par rapport aux émissions totales en France en 2001 (Allemand, 2003)

	NO_x (kt)	SO_2 (kt)	CO (kt)	PM (kt)	CH_4 (kt)	COV-NM (kt)	HAP (t)	PCDD/F (g)
Chauffage résidentiel	15,3	6,1	1967,9	109,9	154,6	466,7	101,0	30,7
Chauffage collectif et industriel	3,4	0,8	5,5	1,9	0,1	0,1	0,2	0,9
Emissions totales du chauffage au bois	6,9	6,9	1973,4	111,7	154,7	466,8	101,2	31,5
Emissions totales en France	664,8	664,8	7062,2	1635,2	2999,6	2353,7	263,5	516,6
Part du chauffage au bois (*)	1,3 %	1,0 %	27,9 %	6,8 %	5,2 %	19,8 %	38,4 %	6,1 %

* : Pourcentage des polluants dus à la combustion du bois par rapport aux émissions totales toutes sources confondues

COV-NM : COV hors méthane

2. Le monoxyde de carbone (CO)

Etant le principal produit de la combustion incomplète du bois, le CO est souvent utilisé comme indicateur de la qualité de la combustion, les autres produits de combustion incomplète lui étant bien corrélés. Par exemple, le taux de CO sert à caractériser l'avancement de la combustion en identifiant les différentes étapes (Hueglin et al, 1997 ; Johansson, 2002) :

- allumage : émissions de CO qui diminuent rapidement
- combustion vive : émissions de CO basses et presque constantes
- combustion hétérogène : émissions de CO variables et en augmentation lente

Plusieurs études ont permis de quantifier les émissions de CO issues de la combustion du bois et d'autres combustibles de type biomasse. Le Tableau 6 présente les résultats de différentes études. Les NOx, bien que produits par la combustion complète du bois, sont également présentés, car ils sont polluants et dangereux.

Tableau 6 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de CO et de NOx issus de la combustion de biomasse

Combustible	CO	NOx	Appareil	Référence
bois	**104,69 g/kg de bois**	**1,27 g/kg**	**poêle conventionnel**	***US-EPA, 1997***
bois	**63,86 g/kg**	**nd**	**poêle non catalytique**	
bois	**47,35 g/kg**	**0,91 g/kg**	**poêle catalytique**	
granulés	23,68 g/kg	nd	poêle à granulés	
bois	**67,58 g/kg**	**nd**	**poêle maçonné**	
bois	**114,58 g/kg**	**1,18 g/kg**	**cheminée**	***US-EPA, 2001***
bois	**48,53 g/kg**	**0,91 g/kg**	**poêle catalytique**	
bois	**63,87 g/kg**		**poêle non catalytique**	
bois	**104,69 g/kg**	**1,27 g/kg**	**poêle conventionnel**	
granulés	17,87 g/kg	6,26 g/kg	poêle à granulés	
bois	**67,58 g/kg**		**poêle maçonné**	
granulés	650 mg/Nm^3		poêle (7 kW)	*Olsson et al, 2003*
granulés	1375 mg/Nm^3		brûleur I (25 kW)	
granulés	25 mg/Nm^3		brûleur II (20 kW)	
granulés	565 mg/Nm^3		brûleur II (10 kW)	
cosse noix de coco	1,5% (vol)			*Gulyurtlu et al, 2003*
5 résineux	**58 à 160 g/kg**	**0,2 à 0,8 g/kg**	**feux de cheminée**	***Dasch, 1982***
10 feuillus	**71 à 180 g/kg**	**0,7 à 0,8 g/kg**		
bois	**4986 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**581 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle à bois (9,3 kW)**	***Van Loo & Koppejean,***
bois	**3326 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**373 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**inserts (14 kW)**	**2002**
bois	**2756 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**264 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle de masse (13,3 kW)**	
granulés	313 mg/Nm^3 (13% O_2)	8 mg/Nm^3 (13% O_2)	poêle à granulés (9 kw)	
bois	**938 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**8 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle catalytique (6 kw)**	
bois	**113 g/kg bois sec**	**0,71 g(NO)/kg sec**	**insert**	***Collet, 2002***
bois	**123 g/kg sec**	**0,66 g(NO)/kg sec**	**foyer fermé en continu**	
bois	**83 g/kg sec**	**0,49 à 0,82 g(NO)/kg sec**	**poêle ancien**	
bois	**53 à 140 g/kg sec**	**0,43 à 0,68 g(NO)/kg sec**	**poêle moderne**	
chêne	**123 g/kg sec**		**poêle**	***Mc Donald et al, 2000***
mélange feuillus	**140 g/kg sec**			

Dans ce tableau, les lignes en gras correspondent à des essais menés dans des appareils individuels avec des bûches de bois, qui correspondent à notre problématique. Les émissions moyennes sont exprimées avec des unités différentes selon les auteurs, et certaines données sont corrigées par rapport à l'oxygène.

Les émissions de CO issues de la combustion de bûches sont comprises entre 50 et 180 g/kg de bois, et entre 900 et 5000 mg/Nm^3 (soit de 720 à 4000 ppm). Ces chiffres montrent que les cheminées et les inserts produisent plus de CO que les poêles, et les émissions sont minimales avec des appareils catalytiques (de l'ordre de 40 g/kg bois) et des poêles à granulés (de l'ordre de 20 g/kg bois). Des essais sur différents combustibles indiquent que les feuillus produisent légèrement plus de CO que les résineux.

Les émissions de NOx sont relativement constantes et faibles (inférieur à 1,5 g/kg bois) quel que soit l'appareil et le combustible utilisés.

Plusieurs paramètres influencent les émissions de CO :

- l'appareil et surtout sa technologie et sa puissance : jusqu'à cinquante fois plus d'émissions selon le type d'appareil individuel, et vingt fois plus entre un appareil de 10 kW et un appareil de 20 kW (Olsson et al, 2003) (Tableau 6)
- les conditions de combustion, notamment la température et l'excès d'air (Figure 10) : les émissions de CO diminuent lorsque la température augmente (pour des températures inférieures à 1000°C), et passent par un minimum pour un excès donné, qui dépend de l'appareil utilisé : un défaut d'air ne permet pas d'oxyder toutes les molécules de CO, et trop d'air refroidit la chambre de combustion, ce qui entraîne des émissions importantes.

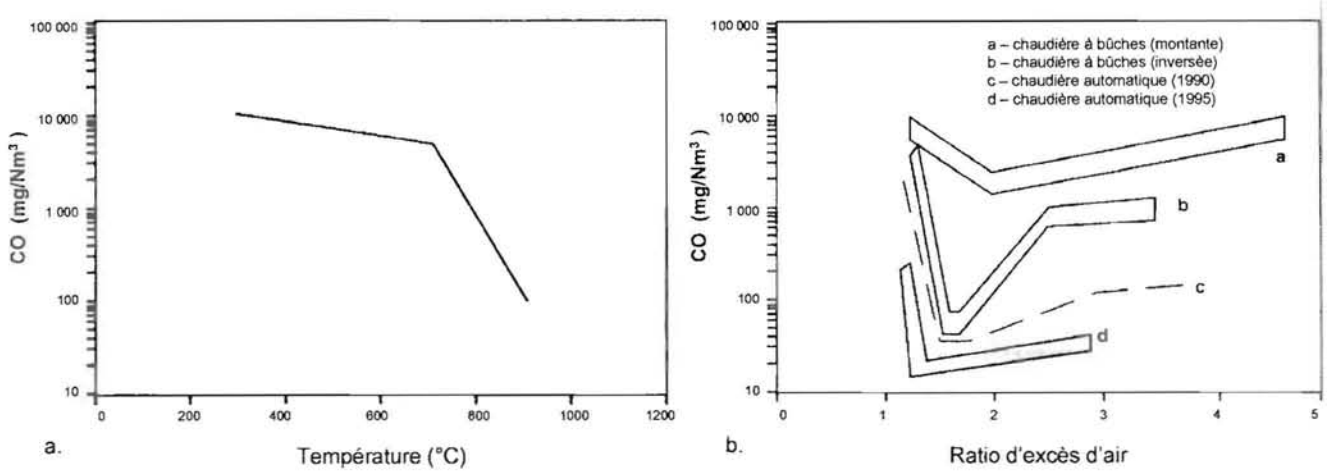


Figure 10 : Emissions de CO en fonction de la température (a) et de l'excès d'air (b) **(Van Loo & Koppejan, 2002)**

3. Les poussières (PM)

3.1. Effets sur l'homme et l'environnement

Les poussières causent une grande variété de dégâts sur l'environnement humain et naturel. Pour l'homme (et les animaux), les petites particules sont particulièrement dangereuses car elles pénètrent et se déposent dans les poumons et la trachée (diamètre < 5 µm) ou dans les alvéoles pulmonaires (diamètre < 0,5 µm), ce qui peut entraîner de nombreuses maladies respiratoires chroniques (MRC) (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Gaegauf & Wieser, 1998 ; US-EPA, 2003). Ces maladies sont :

- asthme : maladie inflammatoire chronique (MIC) des bronches avec contraction du muscle bronchique (problème de trachée) (enfants et jeunes) – 1^{ier} stade des MRC
- bronchites chroniques : MIC avec arrêt du fonctionnement du muscle bronchique (adultes, personnes âgées) – 2^{ième} stade des MRC
- insuffisance respiratoire permanente – 3^{ième} stade des MRC

- atélectasie : rupture des alvéoles pulmonaires (plus d'échanges gazeux) – 3ième stade des MRC
- cancer des alvéoles pulmonaires, du nez, de la gorge, du système lymphatique – 3ième stade des MRC
- insuffisance cardiaque – 4ième stade des MRC

En plus de ces problèmes principalement respiratoires, les poussières peuvent provoquer des allergies, déclencher des maux de tête, et irriter les yeux. Elles peuvent également avoir des effets cardiovasculaires tels que l'augmentation de la viscosité du sang, des problèmes de tension, de rythme cardiaque, de saturation du sang en oxygène, mais ces mécanismes restent très peu connus (Braun-Fahrländer, 2001).

De plus, dans les poussières peuvent se trouver d'autres produits qui eux sont cancérigènes (notamment des HAP comme le benzo[a]pyrène), co-cancérigènes (initiation ou promotion du cancer) ou cilia- toxiques (toxiques pour les cellules du nez équipées de poils pour filtrer l'air respiré) (Craighill, 1997).

Le problème le plus préoccupant des poussières est qu'il ne semble y avoir aucun seuil de concentration au-dessous duquel les particules n'ont aucun effet. Selon certaines études, les particules de diamètre inférieur à 10 µm pénètrent dans le thorax, et les plus dangereuses sont celles de diamètre inférieur à 2,5 µm. Cependant, l'effet de ces poussières dépend également des caractéristiques physiques ou de la composition chimique de la particule (Communautés Européennes, 2001). Selon Braun-Fahrländer (2001), une quantité de 10 $\mu g/m^3$ de poussières (PM10) entraîne, à long terme, une diminution de 2 à 3% de la fonction respiratoire.

Cependant, il est assez difficile de faire des études épidémiologiques sur l'effet de la pollution de l'air, et surtout de les analyser, car l'exposition à la pollution de l'air est estimée à partir d'un relevé moyen pas forcement représentatif. De plus, ce relevé est effectué dans l'air, et ne correspond pas forcement à l'exposition de chaque individu considéré dans l'étude, et il existe également d'autres facteurs agissant sur la santé comme les facteurs météorologiques (température, pression, humidité ...), les saisons ou les épidémies infectieuses. Malgré tout, une étude citée par Braun-Fahrländer (2001) évalue à 1/50 les attaques cardiaques recensées dans les hôpitaux de Londres dues à la pollution de l'air.

L'effet de dépôts de particules sur la végétation est plus difficile à évaluer précisément en raison des interactions complexes entre les facteurs physico-chimiques, biologiques et climatiques. Cependant, les fines particules sont reconnues comme étant les plus préoccupantes à cause de leur capacité oxydante, leurs interactions avec d'autres polluants comme l'ozone, et leur adsorption de composés organiques phytoactifs toxiques pour les plantes comme les herbicides. Elles vont également se déposer et contaminer le sol et les plantes, ou gêner le rayonnement du sol (pour des quantités importantes !) (Grantz et al, 2003).

Cependant, les poussières apportent également des minéraux dans le sol, permettant de bien nourrir les végétaux.

3.2. Caractéristiques physico-chimiques

La définition des poussières est très variable en fonction des auteurs. Les termes « poussières » ou « particulate matter » en anglais (PM) désignent les particules émises par un appareil de chauffage, c'est-à-dire les matières émises sous forme de solide, liquide ou vapeur, mais qui sont rejetées dans l'air ambiant comme des particules solides ou liquides. Parmi ces particules en suspension, il convient de distinguer deux grandes catégories de particules (US-EPA, 1996 ; Johansson (2002)):

- particules primaires : matières solides, liquides ou gazeuses, à température et pression dans le process ou la cheminée, qui deviennent des particules dans l'air ambiant. Ce terme s'applique également aux particules qui peuvent éventuellement revenir à une forme gazeuse dans l'air ambiant.
- particules secondaires : matières gazeuses qui peuvent éventuellement devenir des particules par des réactions chimiques atmosphériques.

De nombreuses études (par exemple Nussbaumer, 2001 ; Oser et al, 2001 ; Bicocchi & Antonini, 1998 ; Johansson, 2002 ; Grantz et al, 2003), ont montré que ces particules sont issues de la combustion complète du bois ainsi que de sa combustion incomplète. Le Tableau 7 récapitule les composants principaux qui constituent les poussières.

Tableau 7 : Constituants des particules

Particules formées par combustion incomplète	Particules formées par combustion complète
Carbone élémentaire (charbon)	Composants minéraux du bois
Carbone organique sous forme de :	Composants adhérant au bois (sable, terre)
- composants imbrûlés du bois	Composés cristallins, sels :
- goudrons (issus de la pyrolyse)	chlorures, sulfates, carbonates, oxydes
- suies (issus de la flamme)	Oxydes métalliques (Al2O3, Fe2O3)

La prédominance de tel ou tel élément dépend principalement du système utilisé, et des conditions de combustion. En fonction du type d'appareil de chauffage, les particules sont produites par des phénomènes différents et elles auront donc des compositions différentes (Johansson, 2002 ; Zuberbühler et al, 2002). Lorsque les conditions de combustion sont défavorables, les particules de combustion incomplète peuvent représenter jusqu'à 90 % des particules, contre moins de 1 % lorsqu'elles sont favorables (Nussbaumer, 2001).

Les cendres, les suies et les goudrons seront étudiés dans des paragraphes distincts.

En général, les poussières sont caractérisées par leur taille plutôt que par leur nature chimique et l'appellation PM-X est couramment utilisée pour désigner des particules primaires de diamètre

aérodynamique inférieur à X µm (Grantz et al, 2003 ; US-EPA, 1996), les principaux groupes étant les particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM_{10}), à 2,5 µm ($PM_{2,5}$) et à 0,9 µm ($PM_{0,9}$). Un classement en trois groupes est proposé par Bicocchi & Antonini (1998) :

- poussières ultramicroscopiques : < 0,5 µm
- poussières microscopiques : de 0,5 à 30 µm
- poussières macroscopiques : > 30 µm

En plus de ces trois groupes, les poussières dites « fines » désignent généralement des particules de taille inférieure à 1 µm.

Dans le cas de la combustion du bois, différentes études ont montré que la majorité des poussières sont des aérosols, avec des poussières fines (< 1 µm) voir même des poussières ultramicroscopiques (< 0,5 µm). Entre 80 et 95 % (en nombre) des poussières produites par la combustion du bois ont un diamètre compris entre 0,4 et 0,9 µm, en fonction de l'appareil de chauffage utilisé (Zuberbühler et al, 2002 ; Hedberg et al, 2002 ; Wieser & Gaegauf, 2000). Lorsque les conditions de combustion sont favorables, plus de 80 % des poussières de combustion du bois ont des diamètres entre 0,05 et 0,2 µm, avec un maximum vers 0,1 µm (Nussbaumer, 2001). Mavrocordatos et al, 2002 obtiennent une distribution similaire pour des particules prélevées dans la cheminée d'une chaudière à granulés de 15 kW (Figure 11).

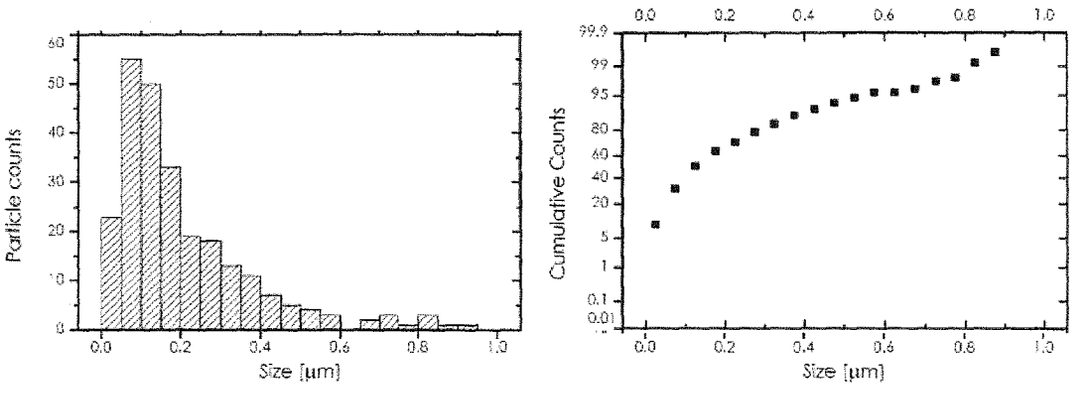


Figure 11 : Histogramme et cumul de la distribution des tailles de PM (Mavrocordatos et al, 2002)

Les particules ont cependant une distribution bimodale des tailles, c'est-à-dire qu'il existe un deuxième groupe de poussières beaucoup plus grosses, avec des diamètres de plusieurs dizaines de micromètres (Johansson, 2002 ; Brunner et al, 2001). Les proportions entre petites et grosses particules varient en fonction du combustible, de l'appareil de chauffage et des conditions de combustion. Pourtant, les particules ultramicroscopiques sont majoritaires, aussi bien en masse qu'en nombre (Johansson, 2002).

La formation de poussières est différente suivant la taille des particules considérées. Les particules de taille importante ont une origine mécanique (envolement, éclatement thermique ...). Les aérosols, par contre, ont une origine thermique (condensation de noyaux puis croissance autour de ces noyaux). Ils se forment au cours d'un changement d'état de la matière, soit par réaction en phase gazeuse, soit par

évaporation à haute température de solides liquéfiés suivie d'une condensation et d'une solidification (Bicocchi & Antonini, 1998).

Les poussières étant composées de différents constituants, leur composition chimique peut énormément varier. Lorsque la combustion s'effectue dans de bonnes conditions, les poussières sont principalement des cendres entraînées par les fumées, et dans lesquelles sont concentrés les minéraux du bois. Elles sont ainsi plutôt composées de potassium (46 %), de silice (16 %), de zinc (13 %), de soufre (11 %) et de chlore (9,6 %) (Hedberg et al, 2002).

En revanche, lorsque la combustion est mauvaise, les quantités de minéraux sont beaucoup plus faibles (entre 1 et 6 % de chlore, soufre et potassium) et les poussières sont principalement composées de carbone (environ 70 %). Pour d'autres combustibles de type biomasse (herbacés), les taux de minéraux sont plus importants (entre 1 et 20 %) et le taux de carbone est plus faible (environ 50 %) (Turn et al, 1997). Morawska & Zhang (2002) obtiennent les mêmes espèces et déterminent le pH des poussières issues de la combustion du bois (entre 2,8 et 4,2). Les espèces présentes sont sensiblement les mêmes quel que soit le combustible, mais les taux de minéraux sont plus importants quand le matériau en contient beaucoup.

Dans les poussières, les minéraux ne sont pas présents sous forme élémentaire, mais sous forme de sels, notamment les sulfates et chlorures de potassium (Figure 12).

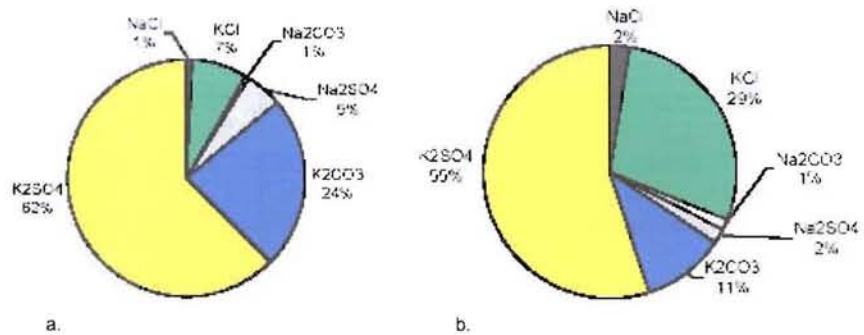


Figure 12 : Compositions des particules d'un poêle à granulés de diamètre moyen 0,13 µm (a) et 0,32 µm (b) (Johansson, 2002)

3.3. Emissions de différents combustibles de biomasse

De nombreuses études ont été menées pour quantifier les émissions de la combustion du bois et d'autres combustibles de type biomasse. De nombreux résultats sur les appareils domestiques sont résumés dans le Tableau 8. Dans ce tableau, les lignes en gras correspondent aux essais correspondant à notre problématique (dans des appareils individuels avec des bûches de bois). Les émissions moyennes sont exprimées avec des unités différentes selon les auteurs, et certaines données sont corrigées par rapport à l'oxygène.

Tableau 8 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de poussières de combustion de biomasse

Combustible	Conditionnement	Emissions	Appareil	Référence
bois	**bûches**	**15,69 g/kg de bois (PM10)**	**cheminée**	***US-EPA, 1996***
bois	**bûches**	**13,88 g/kg (PM10)**	**poêle conventionnel**	
bois	**bûches**	**8,89 g/kg (PM10)**	**poêle non catalytique**	
bois	**bûches**	**9,25 g/kg (PM10)**	**poêle catalytique**	
bois	granulés	3,99 g/kg (PM10)	poêle à granulés	
bois	**bûches**	**2,54 g/kg (PM10)**	**poêle maçoné**	
écorce	bûches	226,8 g/million Btu (PM10)		
bois sec	**bûches**	**163,3 g/million Btu (PM10)**		
bois humide	**bûches**	**131,5 g/million Btu (PM10)**		
bois	**bûches**	**15,69 g/kg de bois (PM10)**	**cheminée**	***US-EPA, 2001***
bois	**bûches**	**7,35 g/kg (PM10)**	**poêle catalytique**	
bois	**bûches**	**6,62 g/kg (PM10)**	**poêle non catalytique**	
bois	**bûches**	**13,88 g/kg (PM10)**	**poêle conventionnel**	
bois	granulés	3,99 g/kg (PM10)	poêle à granulés	
bois	**bûches**	**2,54 g/kg (PM10)**	**poêle maçoné**	
bois	**bûches**	**18,5 g/kg de combustible**	**poêle conventionnel**	***Hook & Tiegs, 1998***
bois	**bûches**	**6 g/kg de combustible**	**poêle non catalytique**	
bois	**bûches**	**6,2 g/kg de combustible**	**poêle catalytique**	
bois	granulés	2 g/kg de combustible	poêle à granulés	
bois	**bûches**	**3 g/kg de combustible**	**poêle maçoné**	
bois	granulés	50 à 115 mg/Nm^3 (13% CO_2)	chaudières à grilles 1,75 MW	*Johansson, 2002*
bois	granulés	12 à 137 mg/Nm^3 (10% O_2)	chaudière à brûleur	
bois	granulés	maxi : 65 mg/Nm^3 (10% O_2)	poêle à granulés	
bois	briquettes	58 à 240 mg/Nm^3 (13% CO_2)	chaudières à grilles 2,5 MW	
bois	briquettes + résidus forestiers	117 mg/Nm^3 (13% CO_2)	chaudières à grilles 2,5 MW	
5 résineux	**bûches fendues**	**9 g/kg (+ ou - 4)**	**feux de cheminée**	***Dasch, 1982***
10 feuillus	**bûches fendues**	**10 g/kg (+ ou - 5)**		
bois		**20 à 100 mg/Nm^3 (11% O_2)**	**poêles et chaudières bûches**	***Hustad et al, 1995***
bois		50 à 150 mg/Nm^3 (11% O_2)	chaudière automatique	*et Skreiberg, 1997*
pin Ponderosa		**5,2 g/kg (PM2,5)**	**foyer**	***McDonald et al, 2000***
chêne		**6,5 g/kg (PM2,5)**	**foyer**	
chêne		**5,1 g/kg (PM2,5)**	**poêle**	
mélange feuillus		**5,9 g/kg (PM2,5)**	**foyer**	
mélange feuillus		**3,6 g/kg (PM2,5)**	**poêle**	
bois	**bûches**	**99 mg/Nm^3 (+ ou - 60)(13% O_2)**	**foyer**	***Gaegauf et al, 2001***
bois	**bûches**	**247 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle**	
bois	**bûches**	**42 mg/Nm^3 (+ ou - 17)(13% O_2)**	**chaudière à bûches**	
bois	granulés	29 mg/Nm^3 (+ ou - 0,5)(13% O_2)	poêle à granulés	
bois	granulés	80 mg/Nm^3 (+ ou - 4)(13% O_2)	chaudière à granulés	
bois	bois sec	140 mg/Nm^3 (+ ou - 32)(13% O_2)	chaudières à plaquettes	
bois	bois humide	67 mg/Nm^3 (+ ou - 8)(13% O_2)	chaudières à plaquettes	
déchets		96 mg/Nm^3 (+ ou - 11)(13% O_2)	chaudières à plaquettes	
bois	**bûches**	**4,49 à 39,5 x10^{16} PM0,4/kg (13% O_2)**	**foyer (6 kW)**	***Wieser & Gaegauf***
bois	**bûches**	**3,39 à 12,8 x10^{16} PM0,4/kg (13% O_2)**	**poêle (6 kW)**	***2000***
bois	granulés	1,43 à 1,69 x10^{16} PM0,4/kg (13% O_2)	chaudière à granulés (16 kW)	
bois	**bûches**	**130 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle à bois (9,3 kW)**	***Van Loo & Koppejean***
bois	**bûches**	**50 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**inserts (14 kW)**	***2002***
bois	**bûches**	**54 mg/Nm^3 (13% O_2)**	**poêle de masse (13,3 kW)**	
bois	granulés	32 mg/Nm^3 (13% O_2)	poêle à granulés (9 kw)	
bois		**0,051 g/kg**	**cuisinière d'Asie**	***Zhang & Morawska***
bois		**3,82 g/ kg**	**cuisinière de Chine**	***2002***
bois		**2,52 g/kg**	**cuisinière d'Inde**	
bois	**résineux**	**13 g/kg**	**insert**	
bois	**feuillus**	**5,28 g/kg**	**insert**	
bois	**sciure compressée**	**12 g/kg**	**insert**	
bois		**1,61 g/kg**	**insert**	***Collet, 2002***
bois		**1,39 g/ kg**	**foyer fermé en continu**	
bois		**0,6 g/kg**	**poêle ancien**	
bois		**0,66 à 2,64 g/kg**	**poêle moderne**	
épicéa		**6053 mg/MJ**	**cheminée**	***Skreiberg & Saanum***
épicéa		**1921 mg/MJ**	**poêle traditionnel**	***1995***
épicéa		**98 mg/MJ**	**poêle moderne**	
chêne		**4,9 à 10,2 g/kg sec**	**poêle**	***Hays et al, 2003***
douglas		**2,3 à 6,3 g/kg sec**		

Les émissions moyennes d'imbrûlés solides sont comprises entre 3 et 20 g/kg de bois et entre 50 et 250 mg/Nm^3, selon l'unité utilisée par les auteurs. Il semble que l'essence utilisée ait peu d'influence sur les émissions (McDonald et al, 2000 ; Dasch, 1982), mais Zhang & Morawska (2002) obtiennent deux fois plus de particules pour les résineux et les bûches de sciure compressée que pour les feuillus.

L'appareil utilisé a également un influence sur les niveaux d'émissions : les cheminées et poêles sont les plus polluants. L'ajout d'un catalyseur ne permet visiblement pas de réduire les émissions d'imbrûlés solides (US-EPA, 1996 ; US-EPA, 2001 ; Hook & Tiegs, 1998). Les appareils à granulés et les chaudières automatiques génèrent globalement moins de particules que les appareils à bûches.

3.4. Paramètres influents

La quantité de poussières émises, leurs tailles et leurs natures sont variables en fonction de différents paramètres, dont les principaux sont la nature et la qualité du combustible, l'appareil dans lequel se déroule la combustion et les conditions de combustion.

Effet du combustible :

Une comparaison entre différents combustibles, brûlés dans une chaudière automatique à foyer volcan, de puissance inférieure à 1 MW, montre que les plaquettes de bois « naturel » sont les moins polluantes, ne contenant pas d'adjuvants, alors que les déchets de bois et de panneaux émettent près de 80 mg/m^3 de poussières (Figure 13).

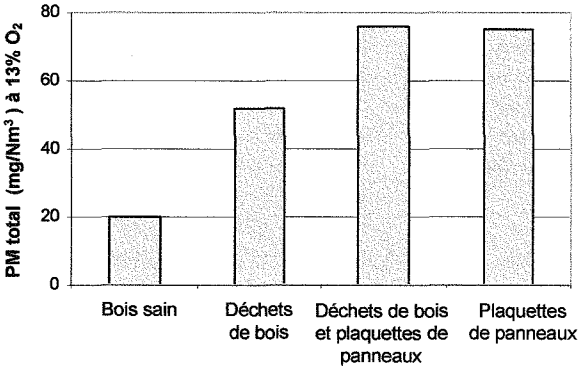


Figure 13 : Emissions de particules pour différents combustibles bois (Zuberbühler et al, 2002)

La nature du combustible, et donc sa composition et notamment son taux de cendres, est également importante. Par exemple, les plantes herbacées produisent quatre fois plus de poussières que le bois, avec des valeurs allant en moyenne de 170 à 255 mg/m^3 (contre 60 pour l'épicéa) (Launhardt & Thoma, 2000).

Johansson (2002) compare les résultats de différentes études dans lesquelles l'humidité du combustible testé varie. Il n'apparaît pas d'influence significative, même s'il y a une légère tendance à la diminution des quantités de poussières avec une augmentation de l'humidité. Les résultats du Tableau 8 semblent confirmer cette tendance. En revanche, en étudiant les concentrations en masse des poussières, il

semble que l'humidité ait l'effet inverse : une augmentation de l'humidité entraîne une augmentation de la masse des particules.

SCD UHP NANCY 1
Bibliothèque des Sciences
Rue du Jardin Botanique - CS 20139
54601 VILLERS LES NANCY CEDEX

Effet du type d'appareil de combustion :

Comme nous l'avons dit précédemment, les émissions d'imbrûlés solides dépendent fortement de l'appareil utilisé. Les résultats de différentes études récapitulées dans le Tableau 8 montrent que les poêles produisent le plus de particules. Par exemple, Van Loo & Koppejean (2002) ont noté des émissions de poussières d'un poêle à bois plus de quatre fois supérieures à celles d'un poêle à granulés.

L'alimentation discontinue des appareils de chauffage à chargement manuel entraîne automatiquement une combustion discontinue, donc temporairement incomplète, qui produit des poussières. Lorsque le chargement, et donc la combustion, sont continus, il y a moins de produits de combustion incomplète. Les poussières sont alors principalement dues à la vitesse importante des gaz et à la température élevée, qui déchargent les cendres, vaporisent les minéraux et condensent les sels (Zuberbühler et al, 2002 ; Johansson, 2002).

Pour des appareils de faibles puissances, Wieser & Gaegauf, (2000) obtiennent également des différences de tailles de particules : 0,11 µm pour des foyers et poêles, contre 0,08 µm pour des chaudières à chargement automatique.

Effets des paramètres de combustion :

Les émissions des appareils individuels sont très variables et dépendent beaucoup des conditions opératoires. La combustion dans ces appareils se déroule en différentes étapes qui produisent des quantités variables d'imbrûlés solides. Le principal paramètre influent est la quantité d'oxygène. En général, les conditions permettant une bonne oxydation des produits de combustion (avec l'air secondaire) limitent les émissions de poussières. Ainsi, selon Hedberg et al (2002) et l'US-EPA (2001), la phase de fonctionnement, et donc la température de combustion, est également importante : au démarrage, des quantités importantes de matières volatiles sont émises, ce qui conduit à la formation de poussières. Lorsque tous les volatils ont été brûlés, le charbon restant produit peu de poussières.

Si les émissions sont corrigées par rapport au taux d'oxygène, les émissions en fin de cycle sont également très élevées, car le taux d'oxygène est alors proche de 20 %., augmentent les teneurs corrigées.

La quantité de particules émises est donc la plus importante durant la phase de démarrage, et les plus faibles pendant la combustion hétérogène. Les dimensions des poussières sont également différentes en fonction de la phase de fonctionnement. Selon les auteurs (Hueglin et al, 1997 ; Dasch, 1982 ; Wieser & Gaegauf, 2000), pendant la phase de mise en température, la production est maximale (avec une

concentration numérique totale de $4{,}4x10^7$ particules/cm^3, contre $0{,}78x10^7$ particules/cm^3 pour la phase intermédiaire et $1{,}5x10^7$ particules/cm^3 lors de l'extinction dans le cas de poêle à bois) (Figure 14.a).

A l'inverse, pour Gaegauf et al (2001), si la phase initiale produit les plus grosses particules (diamètre moyen 0.2 µm), c'est lors de la phase d'extinction que des quantités importantes de petites particules (diamètre 0.03 µm) sont émises (Figure 11.b)

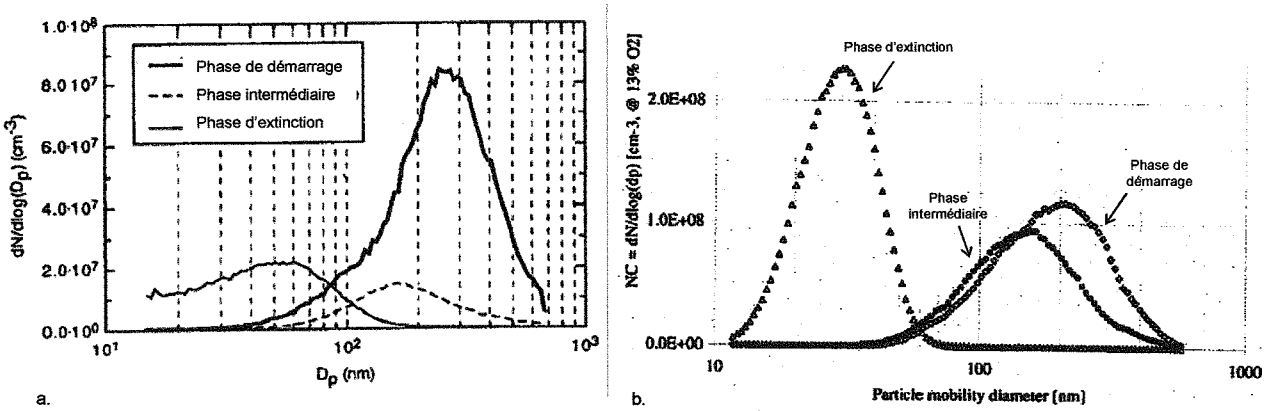


Figure 14 : Distribution quantité/taille des poussières suivant les phases de fonctionnement selon différents auteurs : a. Hueglin et al (1997), b. Gaegauf et al (2001)

Le paramètre contrôlable le plus influent est la quantité d'air injecté, caractérisée par la quantité d'oxygène présent dans les fumées. La Figure 15, qui présentent l'allure type des émissions de particules en fonction de l'excès d'air, montre que la quantité de particules émises passe par un minimum. Le taux d'oxygène correspondant à ce minimum dépend de l'appareil, du combustible, etc.

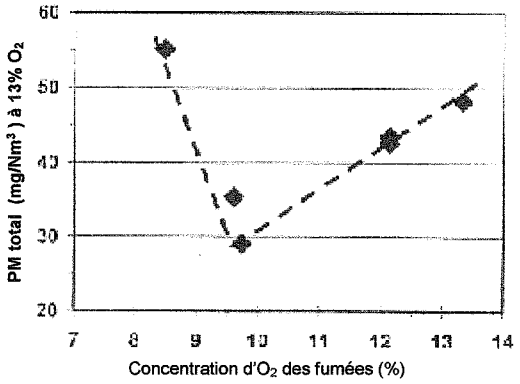


Figure 15 : Emissions de poussières en fonction de la quantité d'oxygène dans les fumées (Zuberbühler et al, 2002)

Pour limiter les émissions, il convient donc de régler le débit d'air de façon appropriée : un taux d'O_2 trop faible implique un manque d'oxygène, donc une réaction incomplète, et la production de CO et de particules. Un taux d'O_2 trop important refroidit au contraire la flamme et produit les mêmes effets (Zuberbühler et al, 2002 ; Morawska & Zhang, 2002 ; Johansson, 2002 ; Johansson et al, 2003).

Outre la quantité de poussières émises, leur dimensions dépendent également de l'excès d'air (Oser, 2001). S'il y a trop ou pas assez d'air, la quantité et les dimensions des poussières augmentent, mais cette augmentation est plus importante lorsque l'excès est trop grand (Hueglin et al, 1997). Les résultats de

Gaegauf et al (2001) montrent qu'une diminution de l'excès d'oxygène entraîne à la fois une diminution des quantités de poussières émises et une augmentation de leur diamètre (Figure 16).

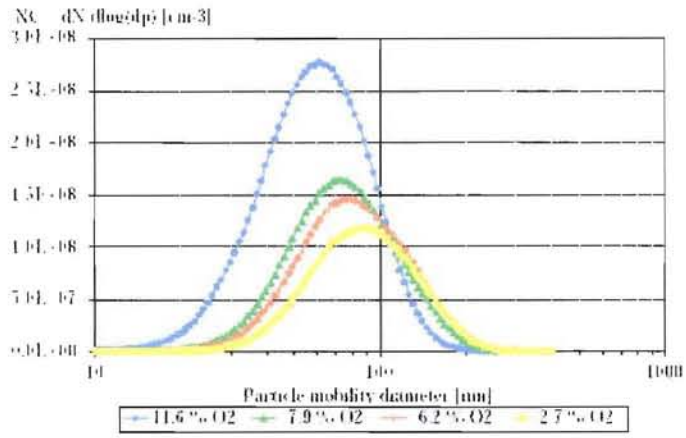


Figure 16 : Concentration numérique des poussières en fonction de l'excès d'air (Gaegauf et al, 2001)

L'évolution de la quantité de particules émises avec l'excès d'air est analogue à celle du CO et il donc possible, en optimisant les paramètres de combustion, de déterminer les configurations pour lesquelles la production de poussières est minimale (Zuberbühler et al, 2002).

3.5. Systèmes existants de contrôle des émissions

Pour réduire la production de poussières, il existe des mesures primaires (améliorer la qualité de combustion, précipitation partielle des particules dans la chambre de combustion, entraînement des particules du lit de combustible favorisé, agglomération des particules, catalyse) combinées à une optimisation des paramètres de combustion, ou des mesures secondaires (air sous pression, multicyclones, condensation des fumées) visent à épurer les fumées à la sortie de l'appareil (Nussbaumer, 2001).

Différents systèmes d'épuration des fumées sont actuellement utilisés dans l'industrie, notamment dans l'incinération des déchets. Pour les poussières, les différentes techniques se classent en deux groupes (Bicocchi & Antonini, 1998) :

- systèmes de dépoussiérage : cyclone, laveurs, filtre à manches, filtre électrostatique
- procédés « classiques » de neutralisation : par voie sèche, semi-humide, humide, combinée, par condensation

Ces différents systèmes ont des cibles et des efficacités différentes, en fonction de l'usage souhaité (Figure 17 et Tableau 9).

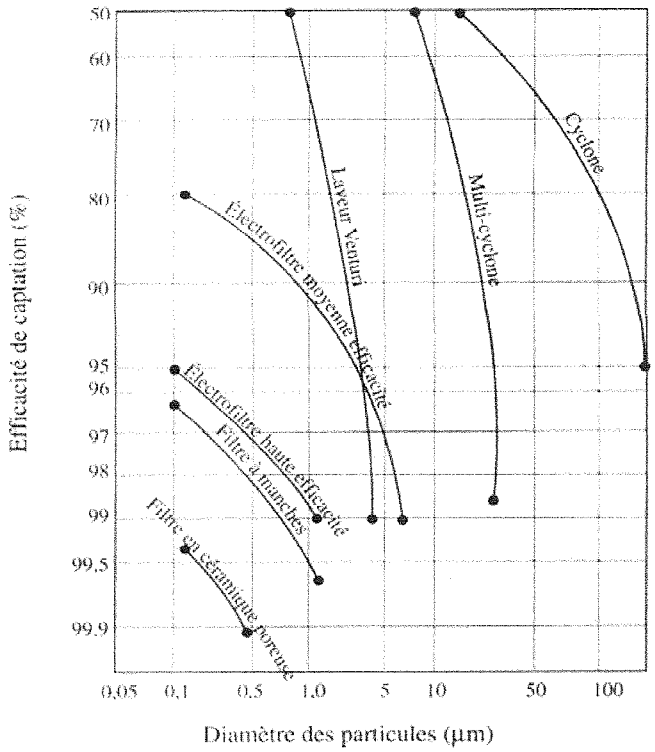


Figure 17 : Efficacité des systèmes de dépoussiérage (Bicocchi & Antonini, 1998)

Tableau 9 : Comparaison des différents systèmes de traitement **(Van Loo & Koppejan, 2002)**

Système de traitement	Taille (mm)	Efficacité (%)	Principe	Avantages	Inconvégnients
Chambres à gravité (Impacteur)	> 50	< 50	Dépôt par gravité	Peu de pertes de pression, conception simple, maintenance simple, capacité importante, économique, extinction de flamme	Encombrant, peu efficace
Cyclones	> 5	< 80	Séparation des particules du gaz par aciton combinée de la gravité et de la force centrifuge	Peu de pertes de pression, conception simple, maintenance simple, piége les grosses particules, capacité importante, indépendant de la température, éconimique, extinction de flamme	Encomrant (en hauteur), peu efficace pour les petites particules, sensible aux débits d'air et charges de poussières, condensation possible des goudrons
Multicyclones	> 5	< 90	Plusieurs cyclones en parallèle	Meilleure efficacité (diamètre plus petit pour augmenter la force centrifuge)	Coût important, augmentation des pertes de pression, consommation électrique importante
Filtres électrostatiques	< 1	> 99	Piégeage sur une electrode des particules préalablement chargées	Bonne efficacité même pour les petites particules, faible chute de pression et coût comparé aux autres systèmes de grande efficacité, utilisable jusqu'à 480°C avec des débit d'air importants	Investissement important, sensibilité aux variatior de débits ou de charges de poussières, diminutio l'efficacité avec l'âge encombrant, protection des personnes nécessaire
Filtres à manches	< 1	> 99	Piégeage des particules sur un tissu	Efficacité importante, particules sèches ou humides, piégeage de petites particules, pertes de performences vite repérables	Sensibilité à la vitesse et à l'humidité, température des gas < 250°C, encombrant, condensation des durée de vie limitée (2 à 3 ans)
Laveur simple Laveur "impinggement" Laveur avec cyclone rotatif Laveur Venturi	> 10 > 3 > 3 > 0,5	< 80 < 80 < 80 < 99	Piégeage des particules par de l'eau injectée dans le laveur	Absorption des gaz (polluants, gaz corrosifs) et des particules, refroidissement et nettoyage des gaz chauds, peu de risqes d'explosion des particules, efficacité variable	Problèmes de corrosion et d'érosion, traitement d l'eau nécessaire, peu efficace sur les particules < sensible au temps froid,
Panneau filtrant	< 1000		Piégeage des particules dans un lit de sable	Bonne résistance à la température (700°C), limite les risques d'étincelle, nettoyage automatique (inversion du flux dû à une chute de pression), insensibilité aux agents corrosifs, économique, peu de maintenance sable recyclable	-
Séparateur rotatif (RPS)	> 1 (dispositif encore à l'essai)	> 99	Combinaison entre un cyclone et un filtre	-	-

Cependant, ces procédés nécessitent des investissements importants et ne sont donc pas adaptés aux appareils de faibles puissances. De plus, ils nécessitent l'utilisation d'un extracteur de fumées en raison de leurs fortes pertes de charge, ce qui augmente le coût de l'appareil et son coût d'utilisation.

Ainsi, pour limiter les émissions de particules des appareils de chauffage domestique, il est nécessaire d'optimiser au mieux les paramètres influents et d'utiliser des mesures primaires pour limiter la formation des imbrûlés. L'utilisation d'un catalyseur placé à la sortie de la chambre de combustion reste la solution la plus utilisée pour détruire les particules qui s'échappent dans les fumées. Une autre solution est la post-combustion que nous proposons de réaliser à la sortie du foyer.

4. Les composés organiques volatils (COV)

4.1. Définitions

La Commission des Communautés Européennes donne les définitions suivantes pour les composés organiques (Communautés Européennes, 1999 et 2002) :

- composé organique : tout composé contenant au moins l'élément carbone et un ou plusieurs des éléments suivants : hydrogène, halogènes, oxygène, soufre, phosphore, silicium ou azote, à l'exception des oxydes de carbone et des carbonates et bicarbonates inorganiques
- composé organique volatil (COV) : tout composé organique ayant une pression de vapeur de 0,01 kPa ou plus à une température de 273.15 K, ou ayant une volatilité correspondante dans les conditions d'utilisation particulières

La pression de vapeur représente la capacité d'un produit chimique à se volatiliser. La pression de vapeur est donc la pression à laquelle un liquide et sa vapeur sont en équilibre à une température donnée. Plus la pression de vapeur d'un liquide est élevée, plus ce liquide s'évapore rapidement.

La Commission des Communautés Européennes ajoute la notion de photo-dégradation avec la définition suivante : « tous les composés organiques d'origine anthropique, autres que le méthane, qui peuvent produire des oxydants photochimiques par réaction avec les oxydes d'azote en présence de lumière solaire ». Elle définit également des « substances dangereuses pour la santé », divisées en deux catégories : les COV halogénés (qui présentent un risque potentiel d'effets irréversibles), et les substances dangereuses (qui sont cancérigènes, mutagènes ou toxiques pour la reproduction, ou qui peuvent provoquer le cancer, des dommages génétiques héréditaires ou le cancer par inhalation, diminuer la fécondité ou nuire à l'enfant in utero).

La définition des COV donnée par l'US-EPA (1996) rejoint celle de la Commission des Communautés Européennes, mais précise que les composés organiques ayant une réactivité photochimique négligeable (méthane, éthane, chlorure de méthylène, chloroforme, plusieurs chlorofluorocarbones et certains perfluorocarbones) ne sont pas considérés comme des COV. Une liste des principaux COV est donnée en Annexe 1.

La majorité des composés organiques sont aussi classés comme polluants dangereux de l'air (HAP : Hazardous Air Polluants, en anglais, à ne pas confondre avec les HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques, en français et PAH en anglais !).

La famille des COV est ainsi très étendue et comprend (Bicocchi & Antonini, 1998) :

- hydrocarbures saturés ou insaturés
- hydrocarbures linéaires ou cycliques
- hydrocarbures substitués ou non
- hydrocarbures aromatiques
- aldéhydes
- cétones
- acides

Du fait de la grande variété de produits appartenant à cette famille, il n'y a pas de caractéristiques générales représentant ces produits. Certains COV ont une réactivité importante, d'autres sont des composés très odorants ...

Lorsque les différents COV sont considérés dans leur ensemble, il est courant de parler de leur équivalent en carbone, méthane, propane ...

4.2. Effets sur l'environnement (Bicocchi & Antonini, 1998)

Dans la basse atmosphère, les COV sont les précurseurs de polluants photo-oxydants participant aux pluies acides. Ils sont, en présence de NO_x, à l'origine de la formation d'ozone, gaz à effet de serre et oxydant virulent présentant des dangers pour les voies respiratoires et la croissance de la végétation.

Les COV les moins réactifs (surtout les composés halogénés) se dégradant lentement, ils peuvent atteindre les hautes couches de l'atmosphère. Là, ils se décomposent sous l'effet des UV, et peuvent consommer de l'ozone en présence de chlore.

Sur l'homme, les effets de certains COV (notamment les HAP) sont importants, les COV étant toxiques et cancérigènes, et ont un effet négatif sur le système respiratoire (Van Loo & Koppejan, 2002). Pour les autres COV, les concentrations dans l'air ambiant sont généralement telles qu'ils ont peu d'effets (Rabl et al, 1998).

4.3. Quelques données d'émissions de la combustion de la biomasse

De nombreuses études ont été menées pour quantifier les émissions de COV dans des appareils domestiques de combustion du bois. Le Tableau 10 récapitule les résultats de différentes études, avec en gras les cas correspondant à la combustion de bûches.

Tableau 10 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de composés organiques de combustion de biomasse

Combustible	Composés considérés	Emissions	Espèces majoritaires	Appareil	Référence
bois	**COV totaux**	**103,87 g/kg de bois**		**cheminée**	***US-EPA, 1996***
bois	**COT**	**37,65 g/kg**	**éthylène (29,2%)**	**poêle conventionnel**	
bois	**COT**	**12,70 g/kg**	**éthylène (34,3%)**	**poêle non catalytique**	
bois	**COT**	**12,06 g/kg**		**poêle catalytique**	
granulés	COT	n.d.		poêle à granulés	
bois	**COT**	**n.d.**		**poêle maçoné**	
bois	**COT**	**17,69 g/million Btu**			
bois	**COV**	**5,89 lb/million Btu**			
bois	**aldéhydes & cétones**	**1020,3 mg/kg**	**formaldéhyde (41,4%)**	**poêle à bûches**	***Hedberg et al, 2002***
bois	**acides organiques**	**92,7 mg/kg**	**acide anisique (41,1%)**		
bois	**benzène + toluène + xylène**	**2385 mg/kg**	**benzène (63%)**		
bois	**COV**	**103,87 g/kg**		**cheminée**	***US-EPA, 2001***
bois	**COV**	**6,80 g/kg**		**poêle catalytique**	
bois	**COV**	**5,44 g/kg**		**poêle non catalytique**	
bois	**COV**	**24,04 g/kg**		**poêle conventionnel**	
pin	**TOC sauf méthane**	**6 à 10 g/kg**		**cuisinière**	***Bhattacharya et al, 2002***
bois sain	COV (rapporté au carbone)	20 mg/m3			*Chagger et al, 1998*
bois traité	COV (rapporté au carbone)	20 mg/m3			
paille	COV (rapporté au carbone)	20 mg/m3			
bouleau	**alcènes**	**35,9 % des HC**	**éthène (83,6%)**	**poêle (fonct. nominal)**	***Barrefors & Petersson, 1995***
bouleau	**alcènes**	**53,72 % des HC**	**éthène (64,6%)**	**poêle (veille)**	
bouleau	alcènes	47,43 % des HC	éthène (67,0%)	dispositif de laboratoire	
pin	alcènes	48,62 % des HC	éthène (73,0%)	dispositif de laboratoire	
bouleau	**alcadiènes**	**1,77 % des HC**	**1,3-butadiène (56,5%)**	**poêle (fonct. nominal)**	
bouleau	**alcadiènes**	**4,6 % des HC**	**1,3-butadiène (49,8%)**	**poêle (veille)**	
bouleau	alcadiènes	4,83 % des HC	1,3-butadiène (37,5%)	dispositif de laboratoire	
pin	alcadiènes	3,17 % des HC	1,3-butadiène (59,0%)	dispositif de laboratoire	
bouleau	**alcines**	**28,93 % des HC**	**éthyne (93,3%)**	**poêle (fonct. nominal)**	
bouleau	**alcines**	**8,99 % des HC**	**éthyne (75,6%)**	**poêle (veille)**	
bouleau	alcines	12,14 % des HC	éthyne (83,2%)	dispositif de laboratoire	
pin	alcines	17,45 % des HC	éthyne (85,9%)	dispositif de laboratoire	
bouleau	**alcanes**	**5,68 % des HC**	**éthane (88,0%)**	**poêle (fonct. nominal)**	
bouleau	**alcanes**	**18,17 % des HC**	**éthane (77,6%)**	**poêle (veille)**	
bouleau	alcanes	15,04 % des HC	éthane (69,8%)	dispositif de laboratoire	
pin	alcanes	14,19 % des HC	éthane (73,3%)	dispositif de laboratoire	
bouleau	**arènes**	**25,2 % des HC**	**benzène (79,4%)**	**poêle (fonct. nominal)**	
bouleau	**arènes**	**12,5 % des HC**	**benzène (59,2%)**	**poêle (veille)**	
bouleau	arènes	17,75 % des HC	benzène (62,0%)	dispositif de laboratoire	
pin	arènes	14,3 % des HC	benzène (64,3%)	dispositif de laboratoire	
bois (10%) + déchets	hydrocarbures (HC)	20 ppm			*Zhang & Peterson, 1996*
bois (20%) + déchets	hydrocarbures	18 ppm			
bois (30%) + déchets	hydrocarbures	25 ppm			
bois (40%) + déchets	hydrocarbures	35 ppm			
bois (50%) + déchets	hydrocarbures	43 ppm			
bois (10%) + déchets	COV	78,6 mg/kg	benzène (89,3 %)		
bois (20%) + déchets	COV	396 mg/kg	benzène (96,0 %)		
bois (30%) + déchets	COV	434,5 mg/kg	benzène (94,4 %)		
bois (40%) + déchets	COV	522,9 mg/kg	benzène (96,0 %)		
bois (50%) + déchets	COV	678,4 mg/kg	benzène (91,9 %)		
bois	**hydrocarbure totaux**	**100 à 1000 mg/Nm3 (11% O2)**		**poêles et chaudières bûches**	***Hustad et al, 1995***
bois	hydrocarbure totaux	100 à > 500 mg/Nm3 (11% O2)		chaudière automatique	*et Skreiberg, 1997*
pin Ponderosa	**COV**	**5,5 g/kg**		**foyer**	***McDonald et al,***
chêne	**COV**	**10,7 g/kg**		**foyer**	***2000***
chêne	**COV**	**27,0 g/kg**		**poêle**	
mélange feuillus	**COV**	**6,2 g/kg**		**foyer**	
mélange feuillus	**COV**	**9,3 g/kg**		**poêle**	
résineux	**hydrocarbures C2-C6**	**148,7 mg/kg**	**éthène (34,4%)**	**foyer**	
feuillus	**hydrocarbures C2-C6**	**222,5 mg/kg**	**éthène (34,3%)**	**foyer**	
feuillus	**hydrocarbures C2-C6**	**459,6 mg/kg**	**éthène (39,3%)**	**poêle**	
résineux	**hydrocarbures C7-C20**	**1,9 mg/kg**	**n-pentadecane (13,8%)**	**foyer**	
feuillus	**hydrocarbures C7-C20**	**3,8 mg/kg**	**n-pentadecane (20,9%)**	**foyer**	
feuillus	**hydrocarbures C7-C20**	**2,5 mg/kg**	**n-octane (33,8%)**	**poêle**	
résineux	**composés oxygénés**			**foyer**	
feuillus	**composés oxygénés**			**foyer**	
feuillus	**composés oxygénés**			**poêle**	
bois	**hydrocarbures**	**581 mg/Nm3 (13% O2)**		**poêle à bois (9,3 kW)**	***Van Loo & Koppejean,***
bois	**hydrocarbures**	**373 mg/Nm3 (13% O2)**		**inserts (14 kW)**	***2002***
bois	**hydrocarbures**	**264 mg/Nm3 (13% O2)**		**poêle de masse (13,3 kW)**	
bois	hydrocarbures	8 mg/Nm3 (13% O2)		poêle à granulés (9 kw)	
bois	COV totaux	31,5 (eq. CH4) g/kg		insert	*Collet, 2002*
bois		**53,1 (eq. CH4) g/kg**		**foyer fermé en continu**	
bois		**12,7 à 27,8 (eq. CH4) g/kg**		**poêle ancien**	
bois		**39,9 à 57,2 (eq. CH4) g/kg**		**poêle moderne**	

Selon ces différentes études, les émissions de COV sont comprises entre 0 et 40 g/kg de bois et entre 8 et 1000 mg/Nm^3 (excepté pour les cheminées ouvertes : 100 g/kg). De même que pour les émissions de

CO et d'imbrûlés solides, l'appareil a une grande influence sur les quantités produites. Ainsi, la simple cheminée ouverte est la plus polluante, puis le poêle, le foyer et enfin les chaudières. D'après les résultats de McDonald et al (2000), les émissions d'un poêle sont souvent plus de deux fois supérieures à celles d'un foyer, quels que soient les COV considérés. Les feuillus semblent également produire plus de COV que les résineux.

L'étude de Barrefors & Petersson (1995) sur différents fonctionnements d'un poêle montre que les proportions des COV produits varie entre un fonctionnement normal et une veille, mais les espèces majoritairement présentes restent les mêmes (éthène, &, »-butadiène, éthyne, éthane et benzène).

4.4. Paramètres influents

Comme nous l'avons dit précédemment, l'appareil de chauffage utilisé change les quantité et les proportions des COV formés. Une étude réalisée par McDonald et al (2000) montre que la combustion de résineux ou de feuillus, dans un poêle ou un foyer, produit des COV différents (Figure 18) :

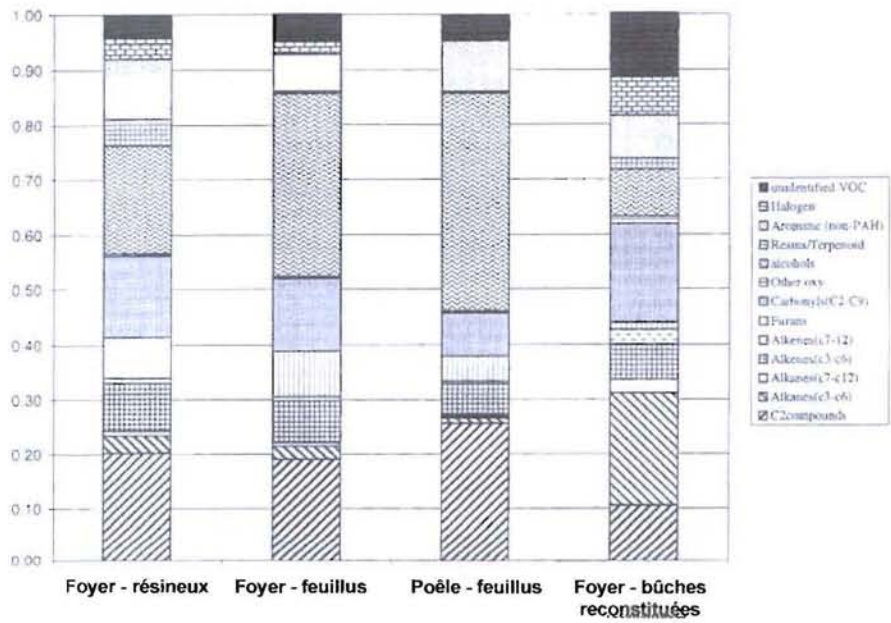


Figure 18 Emissions de COV pour différents combustibles dans un foyer et un poêle (McDonald et al, 2000)

Dans le cas du poêle, les COV produits sont principalement des alcools (40 % environ) et des composés à deux atomes de carbone (25 % environ). Pour le même combustible, un foyer produit moins d'alcool (30 %) et de composés à deux atomes de carbone (moins de 20 %), mais les proportions de carbonyles, de furannes et d'alcènes augmentent légèrement (environ 3 à 5 % en plus)

Pour le foyer, l'utilisation de feuillus, de résineux ou de bûches de sciure compressée change les proportions des COV : par exemple, les bûches reconstituées forment beaucoup d'alcanes (entre 7 et 12 atomes de carbone – environ 20 %), alors que les autres combustibles en forment très peu (moins de 5 %).

4.5. Systèmes existants de contrôle des émissions

Il existe différentes techniques de contrôle des émissions de COV, généralement regroupées en deux familles (Khan & Ghoshal, 2000 ; Smeets, 2002) :

- modification des process et/ou des équipements : limitation de la formation des COV ou limitation du rejet des COV formés hors de l'appareil par une optimisation de la géométrie de l'appareil
- systèmes de contrôle supplémentaires : destruction ou récupération placée à la sortie de l'appareil (Figure 19)

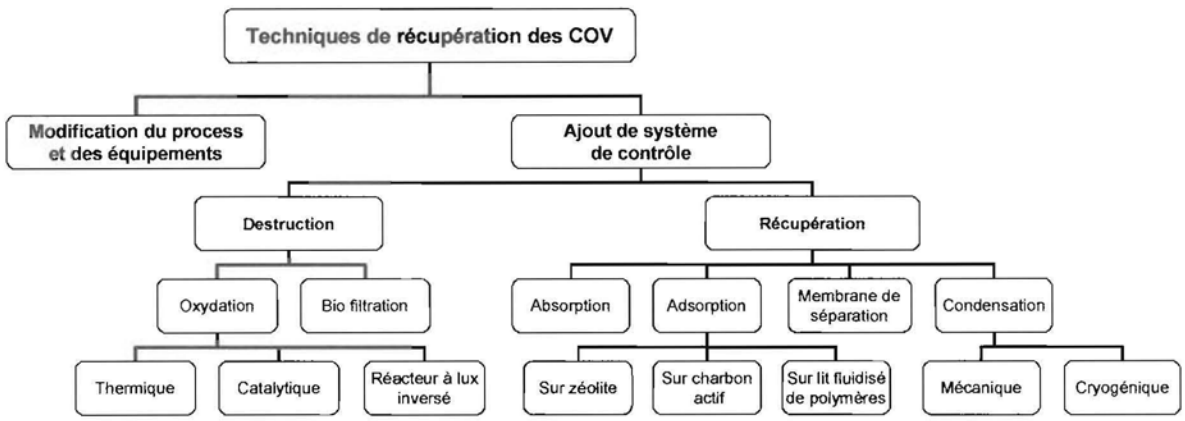


Figure 19 · Techniques de contrôle des COV

Dans le cas de la destruction des COV, les systèmes les plus courants fonctionnent par oxydation thermique (entre 700 et 980°C) ou catalytique (entre 370 et 480°C). De nouvelles études permettent néanmoins d'abaisser les températures de fonctionnement des catalyseurs et d'augmenter leur efficacité. Par exemple, Saracco & Specchia (2000) ont étudié un catalyseur à base de platine (Pt) et d'alumine (Al_2O_3) qui leur a permis d'avoir une conversion de 60 % du naphtalène dès 150°C.

Ces techniques de dégradation des COV peuvent conduire à la formation de déchets secondaires acides à partir de composés halogénés et soufrés. L'autre voie de destruction est la biodégradation : attaque des composés organiques par des micro-organismes, notamment des bactéries (Khan & Ghoshal, 2000 ; Mohseni & Allen, 2000).

La condensation est une technique de récupération efficace pour les COV, car leur point d'ébullition est relativement bas (≈ 38°C avec des concentrations proches de 5000 ppm), mais nécessite des investissements importants qui en font une technique peu utilisée (notamment pour la condensation cryogénique (Smeet, 2002)). La technique de récupération par voie humide (absorption) permet de traiter 95 à 98% des émissions de COV, mais demande un traitement d'importantes quantités d'eaux contaminées, d'où un investissement important. Une 3^{ième} technique est la récupération grâce à une membrane, suivant divers procédés : perméation d'un gaz, osmose réversible, dialyse, électro-dialyse, perméation d'un gel, pré-évaporation. Enfin un 4^{ième} groupe de procédés est l'adsorption, sur charbon actif (problèmes de colmatage, production de polluant, inflammable), ou sur zéolithe (Khan & Ghoshal, 2000).

Chacune de ces techniques présente des avantages et des inconvénients, qui sont récapitulés dans le Tableau 11.

Tableau 11 . Comparaison des différentes techniques de traitement des COV (Khan & Ghoshal, 2000)

Techniques	Efficacité de la récupération (%)	Avantages	Inconvénients
Oxydation thermique	95 - 99	Récupération d'énergie possible (85%)	Systèmes de contrôle supplémentaires pour le traitements des déchets produits
Oxydation catalytique	90 - 98	Récupération d'énergie possible (70%)	Efficacité dépendant des conditions opératoires Usure du catalysuer par certains produits Systèmes de contrôle supplémentaires
Bio-filtration	60 - 95	Nécessite peu d'investissement Ne produit pas de déchets dangereux	Lent Composés organiques ciblés
Condensation	70 - 85	Récupération des produits pour réduire les coûts	Maintenance importante Pas recommandé pour des produits ayant un point d'ébulition > 33°C
Absorption	90 - 98	Récupération des produits pour réduire les coûts	Maintenance importante Peut nécessité un pré-traitement des COV
Adsorption charbon actif	80 - 90	Récupération des composés pour réduire les coûts	Sensible à l'humidité Certains composés peuvent bouchés les pores du charbon (réduction de l'efficacité)
Adsorption zéolite	90 - 96	Récupération des produits pour réduire les coûts	Coût important Disponiblilité réduite
Membrane de séparation	90 - 99	Pas de traitement ultérieur Récupération des solvents pour réduire les coûts	Membranes rares et chères

Il est également possible d'utiliser un laveur venturi ou un procédé de neutralisation par voie combinée. La destruction par combustion thermique ou catalytique reste le procédé le plus efficace pour l'élimination des COV (Bicocchi & Antonini, 1998) et peut être utilisée sur des appareils domestiques.

5. Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) sont des composés organiques et font partie des COV. Cependant, ils sont souvent traités indépendamment des autres COV, car ils ont des comportements et des effets sur la santé et l'environnement différents.

Les HAP sont constitués principalement de carbone, d'hydrogène, d'oxygène et quelques autres éléments comme l'azote, et ils se présentent sous forme hétérocyclique avec des noyaux aromatiques. Il existe plus de 100 composés chimiques différents. Une liste des principaux HAP, ainsi que leur formule chimique, est donnée en Annexe 1. Les dioxines et les furannes ne sont pas classés comme des HAP.

Il existe différentes listes définissant les HAP à considérer en priorité, selon l'organisme ou le protocole considéré. Ces HAP sont donnés dans le Tableau 12. La plus grande liste est celle de l'US-EPA qui définit seize HAP standards prioritaires, mais il en existe beaucoup d'autres.

Tableau 12 : Listes des HAP

	AFNOR	EPA	PARCOM	Arrhus
acénaphtène : Aca		x		
acénaphthylène : Acy		x		
anthracène : An		x		
benzo[a]anthracène : B[a]A	x	x	x	
benzo[b]fluoranthène : B[b]F	x	x	x	x
benzo[k]fluoranthène : B[k]F	x	x		x
benzo[g,h,i]pérylène : B[ghi]P	x	x		
benzo[a]pyrène : B[e]P	x	x	x	x
chrysène : Chr		x	x	
dibenzo[a,h]anthracène : DB[ah]A	x	x	x	
fluoranthène : Fla	x	x	x	
fluorène : Fle		x		
indéno[1, 2, 3-cd]pyrène : IP	x	x		x
naphtalène : Nap		x		
phénanthrène : Ph		x	x	
pyrène : Py		x		

Les HAP ne sont pas tous toxiques, et n'ont pas tous le même niveau de toxicité. En utilisant un facteur d'équivalent toxique (TEF), les HAP peuvent être classés suivant leur toxicité (Tableau 13) :

Tableau 13 : **Facteurs d'équivalent toxique de quelques HAP par rapport au B[a]P (Hedberg et al, 2002)**

HAP	TEF	Equivalent en B[a]P (%)	Emissions moyenes (mg/gk bois)
Benzo[a]pyrène	1	100	3,6
Benzo[k]fluoranthène	0,1	0,3	2,6
Indéno[1, 2, 3-cd]pyrène	0,1	10	3,6
Benzo[b]fluoranthène	0,05	8,5	0,1
Fluoranthène	0,05	41	29,4
Chrysène	0,03	3,4	4,1
Benzo[g,h,i]pérylène	0,02	1,4	6,1
Benzo[a]anthracène	0,005	0,5	3,5
Pyrène	0,001	0,7	25,5
Antracène	0,0005	0,3	19,3
Phénanthrène	0,0005	1,4	99,1

Equi B[a]P = $(TEF_{HAP} x E_{HAP})/(TEF_{B[a]P} x E_{B[a]P}) * 100$

Ainsi, les HAP émis en plus grande quantité par la combustion du bois (naphtalène, acénaphtylène, phénantrène, fluoranthène, pyrène) ne sont pas forcement les plus toxiques. Par exemple, une émission de fluoranthène environ huit fois supérieure à celle du benzo[a]pyrène est pourtant presque deux fois moins toxique (41 %).

5.1. Effets sur l'environnement

De même que pour les poussières, la taille de HAP (entre 0,1 et 1 µm) les rendent d'autant plus dangereux pour l'homme puisqu'ils sont transportables sur de longues distances et pénètrent dans les voies respiratoires (Venkataraman et al, 2002) et peuvent provoquer des cancers (Rabl et al, 1998).

La Communauté européenne identifie les effets suivant des HAP sur l'environnement (Communautés Européennes, 2002) :

- les HAP établissent des liaisons solides avec des matières organiques du sol
- la vitesse de dégradation des HAP dans le sol et d'autres compartiments de l'environnement est habituellement faible. Des résidus de créosote peuvent rester dans l'environnement pendant de nombreuses années (plus de vingt à trente ans)
- les principaux processus de décomposition sont la photodégradation (effet des rayonnements solaires) et la dégradation microbienne (action de certaines bactéries). La dégradation microbienne peut avoir lieu dans des conditions aérobies et anaérobies. Les composés de HAP à quatre cycles et plus peuvent être médiocrement dégradables.
- les HAP qui atteignent les cours d'eau sont rapidement transférés dans les sédiments
- dans les cours d'eau, la plupart des HAP de faible poids moléculaire sont éliminés essentiellement par la dégradation microbienne tandis que les composés de poids moléculaire plus élevé sont éliminés par la photo-oxydation et la sédimentation. La dégradation microbienne des HAP les plus solubles dans l'eau a lieu dans des conditions aérobies et anaérobies. La bioaccumulation des composants de HAP dans les espèces aquatiques a été démontrée.

5.2. Caractéristiques physico-chimiques

Les HAP peuvent être classés en trois groupes (Jenkins et al, 1996 ; Venkataraman et al, 2002) établis en fonction du nombre de cycles aromatiques et du poids moléculaire (excepté pour B[ghi]P) :

- HAP légers (≈ 180 g/mol) – avec 2 cycles aromatiques – volatils : acénaphtylène (Acy), fluorène (Fle), phénanthrène (Ph), anthracène (An)
- HAP intermédiaires (≈ 200 g/mol) – avec 3 ou 4 cycles aromatiques – semi-volatils : fluoranthène (Fla), pyrène (Py), benz[a]anthracène (B[a]A), chrysène (Chr), benzo[ghi]pérylène (B[ghi]P)
- HAP lourds (≈ 250 g/mol) – avec 5 cycles aromatiques ou plus – non volatils : benzo[b]fluoranthène (B[b]F), benzo(k)fluoranthène (B[k]F), benzo[a]pyrène (B[a]P), benzo[e]pyrène (B[e]P), pérylène (Per), indeno[1,2,3-cd]pyrène (IP)

Les émissions sont corrélées au sein d'un groupe de HAP, mais il y a peu de corrélation entre les composés de deux groupes différents.

Dans le cas de la combustion du bois, les espèces majoritaires sont des HAP légers et intermédiaires (Hedberg et al, 2002) :

- HAP légers : Phénanthrène (32%), Fluorène (7.9%), Anthracène (5.3%)
- HAP intermédiaires : Fluoranthène (13%), Pyrène (11%)

Dans une étude sur la biomasse, Jenkins et al (1996) mesurent un pourcentage de HAP en phase solide entre 5 à 20 % (de la masse de HAP), et seulement de 3 à 7,6 % pour le bois, avec une concentration moyenne de HAP en phase solide de 120 à 4000 mg/kg. Dans le cas d'essences de bois australienne, Zou et al (2003) obtiennent une proportion de HAP solide plus faible : entre 0,1 et 5 % des HAP totaux.

La taille des HAP est « unimodale », c'est-à-dire qu'elle est donnée par un seul paramètre : le diamètre aérodynamique médian en masse (MMAD). La figure 17 donne la distribution des MMAD pour les émissions de HAP du bois. Ces répartitions de taille de HAP montrent qu'ils sont de petite dimension, entre 0,1 et 1 µm (Venkataraman et al, 2002).

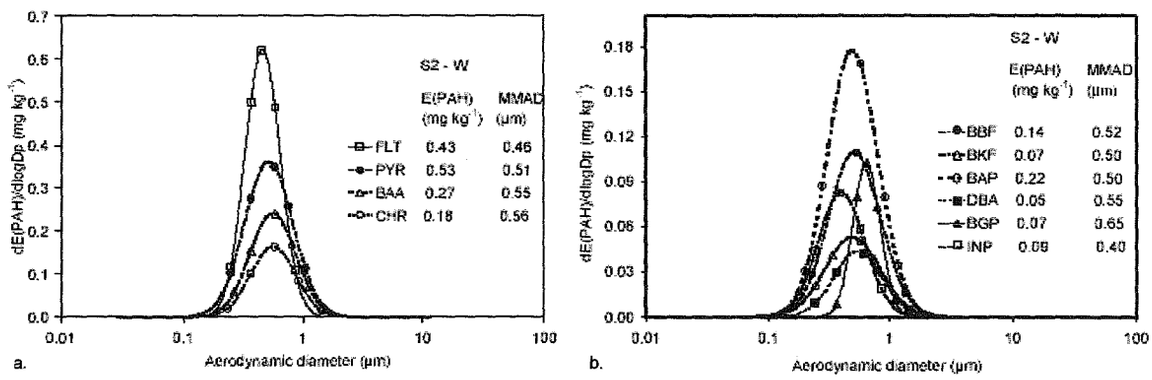


Figure 20 : Distribution de la taille de quelques HAP semi-volatils (a) et non-volatils (b) (Venkataraman et al, 2002)

Le ratio massique HAP/PM, comparé au diamètre moyen, ne présente pas de tendance simple. Cela signifie qu'il existe de multiples mécanismes de réaction entre les HAP et les aérosols (Venkataraman et al, 2002).

5.3. Emissions de la biomasse

De nombreuses études ont été menées pour quantifier les émissions de HAP dans des appareils domestiques de combustion du bois. Le Tableau 14 récapitule certaines de ces études, avec en gras celles qui correspondent à la combustion de bûches.

Tableau 14 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de HAP de combustion de biomasse

Combustible	Composés considérés	Emissions	Espèces majoritaires	Appareil	Référence
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**330 mg/kg de bois**	**Nap (38,5%) + Acy (29,3%)**	**poêle conventionnel**	***US-EPA, 1996***
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**< 230 mg/kg**	**Nap (28,8%) + Ph (23,6%)**	**poêle non catalytique**	
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**190 mg/kg**	**Nap (44,9%)**	**poêle catalytique**	
granulés	HAP totaux (28 HAP)	0,108 mg/kg	Chr (31,6%)	poêle à granulés	
bois	**HAP totaux (45 HAP)**	**281,2 mg/kg**	**Ph (32%)**	**poêle à bûches**	***Hedberg et al, 200***
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**330 mg/kg**	**Nap (38,5%) + Acy (29,3%)**	**poêle catalytique**	***US-EPA, 2001***
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**230 m g/kg**	**Nap (28,8%) + Ph (23,6%)**	**poêle non catalytique**	
bois	**HAP totaux (28 HAP)**	**190 mg/kg**	**Nap (44,9%)**	**poêle conventionnel**	
granulés	HAP totaux (28 HAP)	0,108 mg/kg	Chr (31,6%)	poêle à granulés	
	HAP annuel	**136 à 600 t**		**combustion domestique**	***Chagger et al, 199***
	HAP annuel	0,2 à 65 t		combustion industrielle	
cosse de maïs	HAP totaux (19 HAP)	2298 mg/kg	Py (16,6%) + B[b]F (13,7%)		*Jenkins et al, 1996*
paille de blé	HAP totaux (19 HAP)	3953 mg/kg	B[a]P (28,8%) + B[e]P (22,6%)		
paille de riz	HAP totaux (19 HAP)	267 mg/kg	B[b]F (11,8%) + Chr (11%)		
paille d'orge	HAP totaux (19 HAP)	2169 mg/kg	Nap (22,5%)		
amandier	HAP totaux (19 HAP)	173 mg/kg	Fla (21,9%) + Py (20,4%)		
noyer	HAP totaux (19 HAP)	224 mg/kg	Fla (40,6%) + Py (37,1%)		
douglas	HAP totaux (19 HAP)	332 mg/kg	Fla (33,6%) + Py (37,1%)		
pin Ponderosa	HAP totaux (19 HAP)	268 mg/kg	Fla (35,3%) + Py (26,9%)		
bois	**HAP totaux**	**2,45 mg/kg**	**Fla (22 à 30%) + Py (15 à 22%)**	**cuisinière traditionnelle**	***Venkataraman et al, 2***
copeaux sans adhésif	HAP totaux (16 HAP)	1835 ppm + ou - 235	Nap (24%) + Fla (20%)	four tubulaire	*Khalfi et al, 2000*
copeaux avec adhésif	HAP totaux (16 HAP)	2047 ppm + ou - 205	Nap (24,1%) + Fla (19,2%)	954°C	
panneau stratifié	HAP totaux (16 HAP)	2170 ppm + ou - 117	Nap (26,7%) + Fla (19,5%)		
panneau stratifié poncé	HAP totaux (16 HAP)	4713 ppm + ou - 851	Nap (26,3%) + Acy (25,7%)		
broyage	HAP totaux (16 HAP)	2645 ppm + ou - 436	Nap (26,%) + Fla (21,6%)		
copeaux sans adhésif	HAP totaux (16 HAP)	743 ppm + ou - 180	Nap (27,1%) + Acy (20%)	four tubulaire	
copeaux avec adhésif	HAP totaux (16 HAP)	1248 ppm + ou - 181	Nap (26,3%) + Acy (25,7%)	1077°C	
panneau stratifié	HAP totaux (16 HAP)	811 ppm + ou - 345	Nap (34,1%) + Acy 25,5%)		
panneau stratifié poncé	HAP totaux (16 HAP)	1653 ppm + ou - 355	Nap (26,3%) + Fla (19,5%)		
broyage	HAP totaux (16 HAP)	981 ppm + ou - 213	Nap (31%) + Fla (21,3%)		
bois	**HAP totaux**	**> 100 mg/Nm3 (11% O2)**		**poêles et chaudières bûches**	***Hustad et al, 1995***
bois	HAP totaux	< 0,01 mg/Nm3 (11% O2)		chaudière automatique	***et Skreiberg, 199***
résineux	**HAP phase gazeuse**	**43,4 mg/kg**	**Nap(49,4%)**	**foyer**	***McDonald et al, 200***
feuillus	**HAP phase gazeuse**	**108,3 mg/kg**	**Nap (50,4%)**	**foyer**	
feuillus	**HAP phase gazeuse**	**54,5 mg/kg**	**Nap (51,5%)**	**poêle**	
résineux	**HAP particules**	**36,5 mg/kg**	**Ph (28,5%)**	**foyer**	
feuillus	**HAP particules**	**59,1 mg/kg**	**Ph (28,1%)**	**foyer**	
feuillus	**HAP particules**	**20,2 mg/kg**	**Ph (36,4%)**	**poêle**	
bois	**HAP totaux (16 HAP)**	**104,1 mg/kg sec**		**insert**	***Collet, 2002***
bois	**HAP totaux (16 HAP)**	**73,2 mg/kg sec**		**foyer fermé en continu**	
bois	**HAP totaux (16 HAP)**	**220 mg/kg sec**		**poêle ancien**	
bois	**HAP totaux (16 HAP)**	**93 à 241,3 mg/kg sec**		**poêle moderne**	

Dans ces différentes études, les espèces mesurées sont généralement précisées, mais ne sont pas toutes reportées ici. En revanche, la présence ou non dans les poussières n'est pas toujours indiquée, et il n'est pas précisé si les HAP en phase solide ont également été analysés.

Ces études confirment que les espèces de HAP majoritaires lors de la combustion du bois sont des HAP légers (Phénantrène, Acénaphtylène, Acénaphtène), des HAP intermédiaires (Fluoranthène, Pyrène) et du Naphtalène. Les émissions moyennes sont faibles et comprises entre 2 et 330 mg/kg de bois.

Les foyers semblent moins polluants que les inserts et les poêles, avec des émissions de 1 à 2,5 fois plus petites. Le poêle à granulés permet d'avoir des quantités de HAP très faibles (inférieures à 0,5 mg/kg de bois). L'utilisation d'un catalyseur à la sortie du poêle réduit également les émissions.

En comparant différents combustibles de biomasse avec du bois, il apparaît que la combustion des différentes essences de bois testées par Jenkins et al (1996) produit beaucoup moins de HAP que celle des autres combustibles (environ 100 fois moins). Les résineux génèrent également moins de HAP que les feuillus.

5.4. Formation et destruction

La formation des HAP se produit principalement lors de la phase de pyrolyse du bois. En effet, celle-ci produit des radicaux CH_a (a=0 à 3). Ces radicaux peuvent former des particules de suie, de l'acétylène ou du benzène. Les molécules d'acétylène réagissent entre elles pour former également une molécule de benzène (Schulz et al, 1999)

A partir de cette molécule de benzène, les HAP se forment par addition de cycles supplémentaires. Deux modèles de mécanisme d'addition d'un cycle à un cycle déjà formé de HAP sont proposés : le mécanisme Frenklach et le mécanisme Bittner-Howard (Bauschlicher & Ricca, 2000).

Mécanisme Frenklach : départ d'un atome d'hydrogène remplacé par une molécule d'acétylène (C_2H_2), départ d'un $2^{ième}$ atome d'hydrogène remplacé par une $2^{ième}$ molécule d'acétylène, puis réaction entre les 2 « acétylènes » pour fermer le cycle.

Mécanisme Bittner-Howard : départ d'un atome d'hydrogène remplacé par une molécule d'acétylène, puis réaction d'une $2^{ième}$ molécule d'acétylène avec la $1^{ière}$, et fermeture du cycle (l'atome d'hydrogène supplémentaire se sépare du cycle après fermeture du cycle).

Le mécanisme prépondérant dépend de la température : à haute température, le mécanisme de Frenklach est prépondérant, et à basse température, c'est celui de Bittner-Howard.

Pour des HAP de plus de deux cycles, le mécanisme de Frenklach est plus long car il faut que le « bon » atome d'hydrogène (bien situé sur le cycle) soit libéré, et il est donc nécessaire d'enlever 2 atomes. Cependant, la fermeture du cycle conduit à la formation d'un radical, qui peut directement réagir avec l'acétylène pour former le cycle suivant. Le mécanisme de Bittner-Howard est plus rapide car il ne nécessite le départ que d'un atome d'hydrogène pour initier la réaction. Mais il faut ensuite recommencer le mécanisme entièrement (départ d'un atome ...) pour créer le cycle suivant, puisqu'il n'y a pas de radical libre.

A température relativement basse (400 à 650°C), les HAP sont obtenus par un processus de carbonisation : le résidu charbonneux subit des transformations chimiques et réarrangements (dé-hydratation, dé-carbonylation, dé-carboxylation, dé-hydrogénation, « cross-linking »), pour donner des structures aromatiques polycycliques et des condensés (McGrath et al, 2003).

Koziński & Saade (1998) proposent un schéma plus global de la formation des composés aromatiques polycycliques (CAP) dont font partie les HAP (Figure 21).

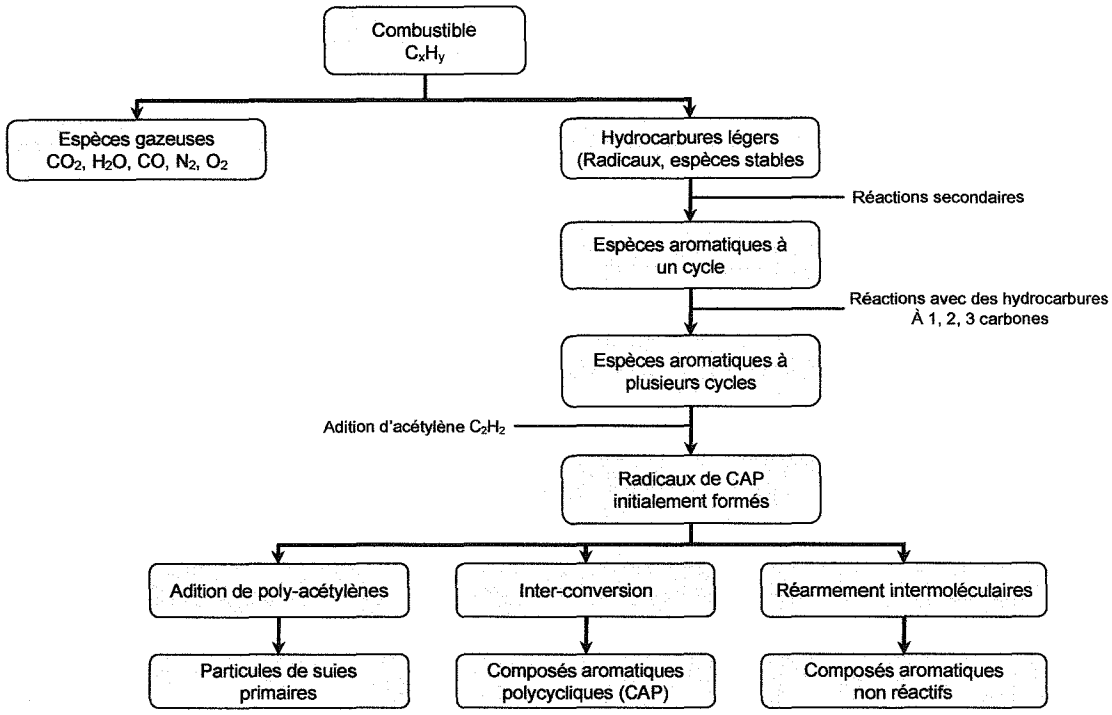


Figure 21 : Schéma de formation des CAP (Koziński & Saade, 1998)

5.5. Paramètres influents

Nous avons vu précédemment que la nature du combustible et son essence semblent avoir une influence sur les émissions de HAP (Tableau 14). En revanche, l'humidité du combustible n'a pas une grande influence sur les émissions, car elle a deux effets opposés sur la formation de HAP (Gulyurtlu et al, 2003) : une humidité importante refroidit la zone de combustion et les réactions de combustion sont moins nombreuses, d'où une production importante de HAP. Mais une forte humidité, donc la présence de quantité importante de vapeur d'eau dans la chambre de combustion, abaisse également la pression partielle des réactifs et les réactions de combustion peuvent avoir lieu, ce qui diminue les émissions de HAP.

Si l'humidité seule n'a que peu d'influence sur la formation de HAP, elle agit sur d'autres facteurs, comme la diminution de la température des gaz de combustion. Dans la pratique, il est donc recommandé de la réduire au maximum pour limiter les émissions de HAP.

Selon la phase sous laquelle ils se trouvent, les HAP ne vont pas réagir de la même façon avec l'oxygène. La quantité de HAP en phase solide diminue lorsque l'excès d'O_2 augmente. A l'inverse, en phase gazeuse, les émissions de HAP sont minimales pour un excès d'O_2 de 20 % (Figure 22).

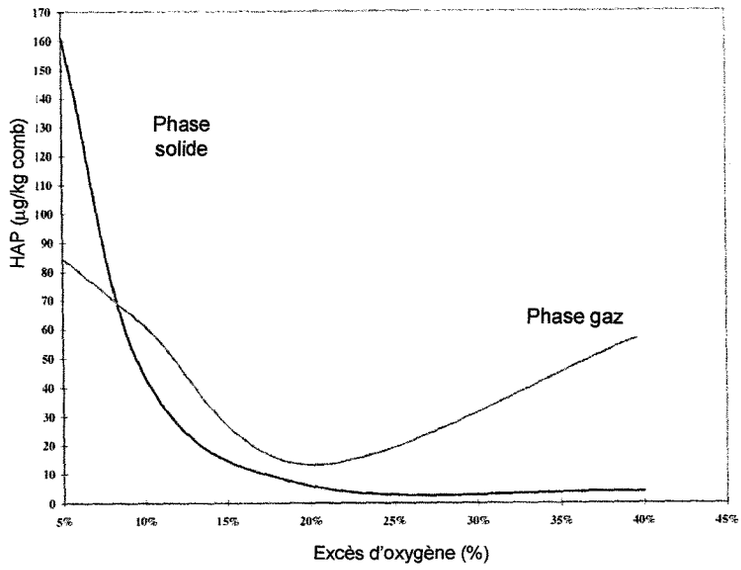


Figure 22 : Répartition solide/gaz en fonction de l'excès d'air (Mastral et al, 2000)

Ces HAP sous forme gazeuse sont les plus dangereux car ils peuvent être transportés sur de longues distances, en subissant des réactions photochimiques qui les transforment en des polluants encore plus dangereux.

L'air secondaire affecte beaucoup les émissions de HAP, à cause du refroidissement des produits de combustion qu'entraîne généralement l'injection d'air secondaire (Ross et al, 2002 ; Gulyurtlu et al, 2003). L'introduction d'air diminue la température de la zone de combustion, ce qui augmente la quantité de HAP émise (Figure 23) jusqu'à un maximum. L'augmentation d'air secondaire (après 20 % de l'air total dans le cas de cette étude) entraîne une augmentation du mélange entre l'air et les gaz de combustion et une diminution du temps de séjour dans la zone froide, d'où la réduction des HAP.

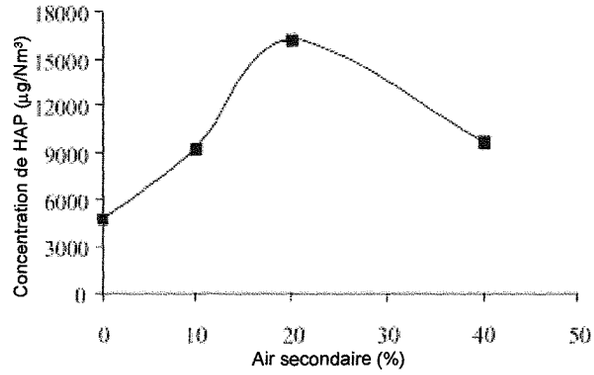


Figure 23 : Effet de l'air secondaire sur les émissions de HAP (Gulyurtlu et al, 2003)

Corrélation avec d'autres émissions :

Les HAP étant des produits de combustion incomplète, les conditions générant leur formation entraîne également la formation d'autres produits tels que les COV, le CO ou les particules solides.

Différentes études ont mis en évidence les corrélations entre les poussières et les HAP (Venkataraman et al, 2002) ou entre le CO et les HAP (Khalfi et al, 2000 ; Gulyurtlu et al, 2003). Par exemple, pour différents combustibles de biomasse, Venkataraman et al (2002) trouve une bonne corrélation entre les émissions de poussières et celles de 10 HAP étudiés (Figure 24). Cependant, les conditions opératoires, les combustibles, les appareils ... étant différents à chaque fois, il est difficile de donner des modèles généraux. Le CO peut malgré tout être considéré comme un bon indicateur des émissions de HAP (Gulyurtlu et al, 2003).

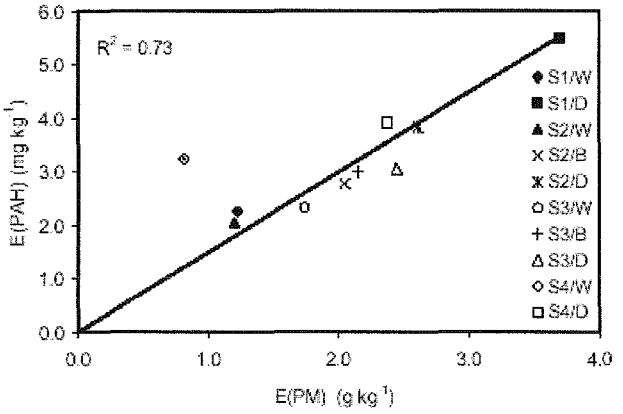


Figure 24 : Corrélation ente les facteurs d'émission des poussières et des HAP (total de 10 espèces) (Venkataraman et al, 2002)

5.6. Systèmes de contrôle des émissions existants

Selon la Communauté Européenne, il existe deux grands principes de destruction des HAP : la photo dégradation et l'attaque par micro-organismes (Communautés Européennes, 1999).

La technique de biodégradation (efficace pour les HAP de 2 ou 3 cycles) peut être combinée avec d'autres méthodes, comme la réaction de Fenton : l'eau oxygénée et les ions ferreux forment un complexe oxydant réagissant avec la majorité des composés organiques, qui réduit les HAP de 4 ou 5 cycles (Nam et al, 2001).

Pour la photodégradation, Vollmuth & Niessner (1995) ont obtenu de meilleurs résultats en utilisant un traitement ozone/UV par rapport à un simple traitement par irradiation aux UV. Ce traitement permet de réduire plus de 90% des HAP.

Faisant partie de la famille des COV, certaines techniques de réduction des COV peuvent être utilisées. Par oxydation catalytique (catalyseur : dioxyde de titane et pentoxyde de vanadium), Liljelind et al (2001) parviennent à détruire les HAP, entre 75% et 98% lorsque la température passe de 100 à 230°C.

Cependant, la plupart de ces techniques sont utilisées sur des dispositifs expérimentaux et ne sont pas applicables sur des systèmes de chauffage au bois de petite puissance, de part leur difficulté de mise en œuvre et leurs coûts d'investissement et de fonctionnement.

6. Les dioxines et les furanes (PCDD/F)

Le terme dioxine regroupe un ensemble de molécules ayant des structures chimiques très voisines. Ce sont des composés organiques polycycliques halogénés qui appartiennent à la famille des HAP. Les deux molécules de bases sont (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Focant & De Pauw, 1999 ; Rabl et al, 1998) :

- dioxines : polychloro-dibenzo-para-dioxines (PCDD) – 75 représentants
- furannes : polychloro-dibenzo-furannes (PCDF) – 135 représentants

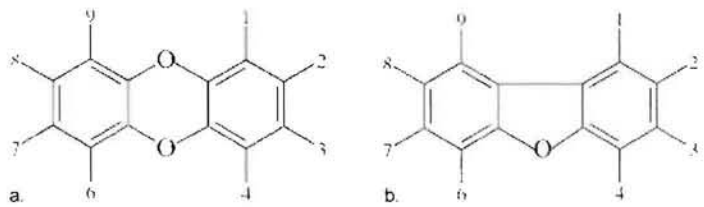


Figure 25 Molécules de dioxine (a) et furanne (b) (McKay, 2002)

Les PCDD/F possèdent huit degrés de chloration (Figure 25), et sont considérés comme toxiques lorsque quatre atomes de chlore (ou plus) se trouvent sur les positions 2, 3, 7 et 8 de la molécule, la molécule tétrachlorodibenzodioxine (TCDD) étant la plus toxique des 17 « congénères » retenus comme particulièrement toxiques. Cependant, les dioxines n'ont pas toutes la même toxicité, et celle-ci diminue lorsque le nombre d'atome de chlore augmente (INSERM, 2000). L'annexe 1 donne les principaux congénères des dioxines et furannes, ainsi que leur toxicité.

D'autres composés chlorés, qui ne sont pas des dioxines, mais qui sont des précurseurs à la formation des dioxines et qui peuvent présenter des propriétés et caractéristiques similaires, sont les PCB (polychlorobiphényl), les PCPh (polychlorophénol) et les PCBz (polychlorobenzène).

6.1. Effets sur l'environnement

Les dioxines étant très stables chimiquement et physiquement, elles sont transportées dans l'atmosphère sur de longues distances par les poussières en suspension, puis se déposent à la surface de la Terre et pénètrent dans les sols. Ayant un caractère lipophile (solubilité dans la graisse), elles se fixent dans les plantes, dans les animaux qui les consomment ..., pour arriver jusqu'à l'homme par le lait, la viande, les légumes ... Près de 90 à 95% de l'exposition aux dioxines est ainsi due à l'ingestion de produits contaminés (Figure 26) (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Focant & De Pauw, 1999).

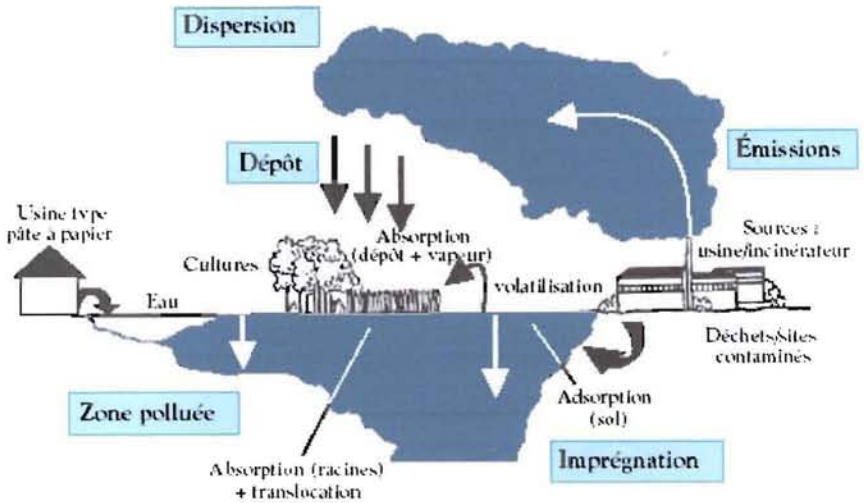


Figure 26 Représentation des voies potentielles d'exposition des plantes aux contaminants organiques de types PCDD/F, PCB (INSERM, 2000)

Si elles ont des actions différentes suivant l'espèce animale considérée, l'âge, le sexe, la voie d'exposition ... du sujet, les dioxines, notamment la TCDD, agissent sur pratiquement tous les organes, tissus et grandes fonctions, suivant diverses actions et de nombreuses propriétés toxicologiques. Une contamination par des dioxines est donc relativement dangereuse pour la faune (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Focant & De Pauw, 1999).

Depuis l'accident de Seveso en 1976 en Italie, le suivi des personnes contaminées a montré que l'homme est beaucoup moins sensible aux dioxines que la plupart des animaux, qu'aucune relation de causalité formelle n'a pu être établie entre l'exposition aux dioxines et les pathologies étudiées, excepté la chloracné (affectation dermatologique tenace) (Tableau 15). Aucun cancer ni intoxication mortelle n'a été rapporté suite à l'accident de Seveso (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Focant & De Pauw, 1999).

Tableau 15 : Preuves épidémiologiques sur les effets autres que le cancer de l'exposition à la TCDD (INSERM, 2000)

Effet	Preuves épidémiologiques
Effets dermatologiques (chloacné)	Association prouvée
Effets gastro-intestinaux et enzimes hépatiques	Augmentations transitoires des enzymes hépatiques prouvées
Maladies cardio-vasculaires et modifications des taux de lipides	Association dans la plupart des études "doses élevées" Effet dose-réponse dans quelques études
Diabète	Globalement, résultats contradictoires. Risque augmentés à Seveso dans la cohorte Ranch Hand (morbidité)
Effets hormonaux / Reproduction	Résultats contradictoires concernant les hormones de la reproduction Modifications du *sex-ratio* chez les couples les plus exposés (plus de filles)
Fonction thyroïdienne	Différences rapportées pour les taux de T4, TSH, TGB et T3 Résultats contradictoires
Effets neuropsychiques	Rèsultats contradictoires. Effets rapportés dans les cohortes Ranch Hand et Seveso (polyneuropathies, anomalies de coordination). Pas d'association avec la dépression
Système respiratoire	Pas d'évidence solide. Effets irritants et volume expiratoire forcé (FVC) diminué dans quelques études
Système rénal	Pas d'anomalie rénale ou vésicale majeure observée

Cependant, des études sont encore en cours pour établir l'effet à long terme des dioxines sur l'homme. La notion de seuil reste également en suspend, notamment pour des expositions à long terme, de

faibles expositions (les études épidémiologiques étant effectuées sur des populations ayant été soumises à de fortes expositions) ... (Focant & De Pauw, 1999)

6.2. Caractéristiques physico-chimiques

Les dioxines sont à l'état solide à température ambiante, donc non volatiles, et ont une faible tension de vapeur. Elles sont peu solubles dans l'eau (surtout en présence d'HCl), mais sont très solubles dans les matières grasses (lipophiles) comme le lait, les tissus adipeux ... La structure plane hexagonale symétrique des dioxines en fait des molécules stables (Focant & De Pauw, 1999).

Les PCDD et les PCDF s'adsorbent fortement sur les particules dans l'air, le sol et l'eau. L'adsorption est d'autant plus forte que les congénères sont plus chlorés, et dépend de la teneur en matières organiques ou du contenu en carbone de ces particules, ce qui limite le processus de biodégradation. (INSERM, 2000 ; Bicocchi & Antonini, 1998).

Les dioxines peuvent également être adsorbées sur les suies, les cendres, les poussières, ... Par exemple, les dioxines issues de l'incinération des déchets se répartissent dans les mâchefers (5%), les fumées (10%) et les cendres volantes (85%) (Bicocchi & Antonini, 1998). Launhardt (2000) montre que lors de la combustion dans un poêle, pour des résineux, la majorité des dioxines adsorbées sont dans les cendres de la chambre de combustion (Figure 27). Une étude des dioxines présentes dans les cendres pour différents combustibles donne les résultats suivants (valeurs médianes) (Tableau 16) ; il faut noter que ces valeurs sont très faibles (inférieur à 100 pg).

Tableau 16 : Dioxines dans les cendres (Wunderli et al, 2001)

	Déchets de bois	Bois sain
Cendres volantes	2800 ng/kg	2,6 ng/kg
Cendres du cendrier	6,1 ng/kg	4,9 ng/kg

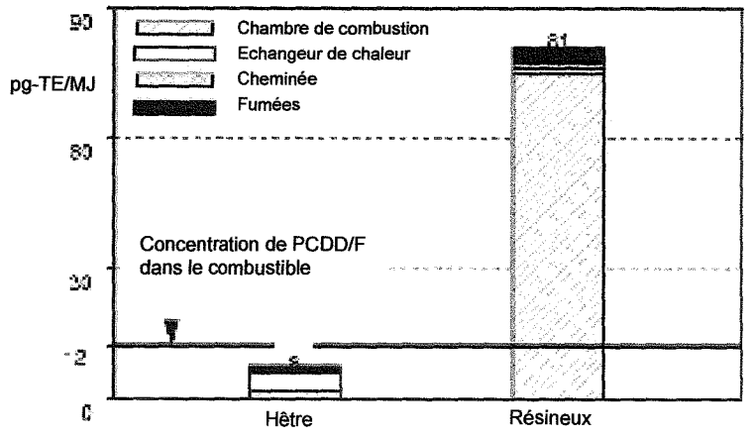


Figure 27 : Répartition des dioxines dans les résidus de combustion de hêtre et résineux (Launhardt, 2000)

Deux mécanismes réactionnels simultanés et indépendants sont reconnus pour la formation des PCDD/F (Huang & Buenkens, 1995) (Figure 28) :

synthèse de novo : synthèse à partir des structures macromoléculaires des cendres, des suies, ...

formation de précurseurs : synthèse à partir de précurseurs (petites molécules organiques chlorées) en phase gazeuse

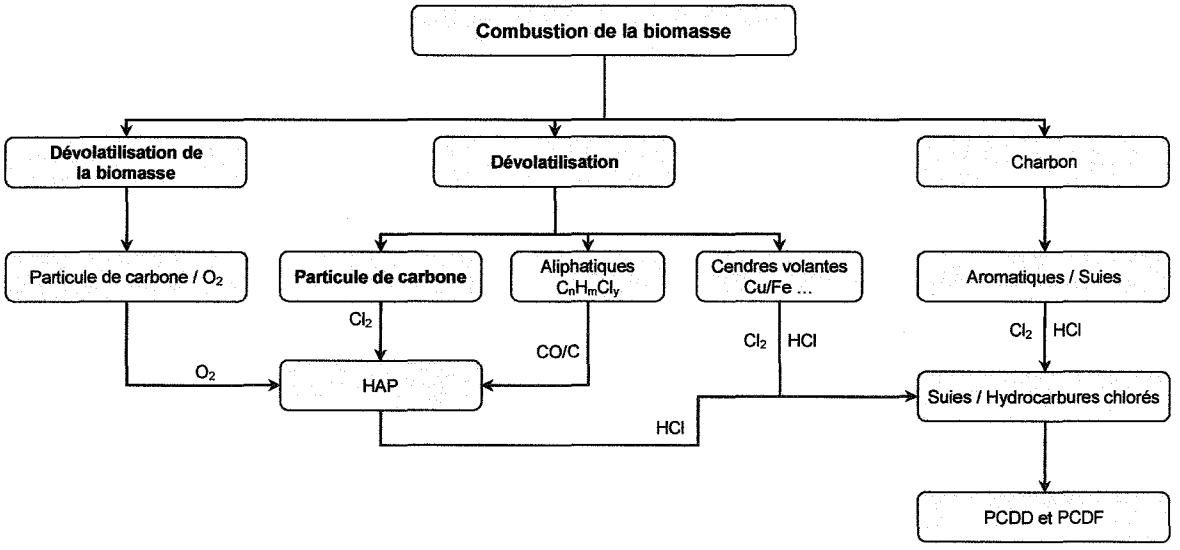


Figure 28 : Formation des PCDD et PCDF (Chagger et al, 1998)

La dégradation des dioxines se fait principalement par déchloration sous l'effet de la chaleur, mais il faut des températures supérieures à 1300°C pour une destruction complète (Bicocchi & Antonini, 1998 ; Focant & De Pauw, 1999 ; INSERM, 2000). Un autre procédé de dégradation est la photodéchloration, par l'action des UV, qui se fait naturellement dans l'environnement

D'autres voies de destruction des dioxines sont la dégradation catalytique, qui peut permettre jusqu'à 90% de réduction des émissions, la biodégradation par des micro-organismes et le piégeage sur charbon actif (INSERM, 2000 ; Lijelind et al, 2001 ; Weber et al, 2001).

6.3. Emissions de la biomasse

Quelques études ont été menées pour quantifier les émissions de dioxines et furannes dans des appareils de chauffage au bois. Le Tableau 17 récapitule ces études, où les lignes en gras représentent des études dans des appareils indépendants à bûches.

Tableau 17 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de dioxines et furannes de combustion de biomasse

Combustible	Composés considérés	Emissions	Appareil	Référence
déchets de bois	dioxines	6,9 ng TEQ/kg		*Chagger et al, 1998*
paille	dioxines	35 ng TEQ/kg		
déchets de bois	furannes	12,4 ng TEQ/kg		
paille	furannes	80,5 ng TEQ/kg		
bois sain	dioxines (fumées)	0,02 à 1,8 ng TE/m3		*Huang & Bueken, 1995*
déchets de bois	dioxines (fumées)	2,7 à 14 ng TE/m3		
bois sain	dioxines (cendres volantes)	non valable		
déchets de bois	dioxines (cendres volantes)	0,08 à 8 ng TE/m3		
bois	PCDD/F	< 1 ng/Nm3		*Hunsinger et al, 2002*
granulés	PCDD/F	< 1 ng/Nm3		
déchets de bois	dioxines (cendres volantes)	2800 ng I-TEQ/kg		*Wunderli et al, 2000*
bois sain	dioxines (cendres volantes)	2,6 ng I-TEQ/kg		
déchets de bois	dioxines (cendres basses)	6,1 ng I-TEQ/kg		
bois sain	dioxines (cendres basses)	4,9 ng I-TEQ/kg		
bois	**PCDD/F**	**0,02 à 0,13 ng TE/Nm3 (11% O2)**	**poêles et chaudières bûches**	***Hustad et al, 1995***
bois	PCDD/F	0,01 à 0,5 ng TE/Nm3 (11% O2)	chaudière automatique	*et Skreiberg, 1997*
bois bûche	**PCDD/F**	**10,4 pg TE/m3**	**poêle traditionnel 7 kW**	***Launhardt, 2000***
bois bûche	**PCDD/F**	**6,9 pg TE/m3**	**poêle 8,5 kW**	
bois bûche	**PCDD/F**	**11 pg TE/m3**	**cheminée 8 kW**	
bois bûche	**PCDD/F**	**6,3 pg TE/m3**	**chaudière à bûches 30 kW**	
bûche hêtre	**PCDD/F**	**0,077 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**	**poêle ouvert (6 kW)**	***Lavric et al, 2004***
bûche hêtre	**PCDD/F**	**1,25 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**	**poêle fermé (6 kW)**	
bûche érable	**PCDD/F**	**0,27 à 0,33 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**	**poêle conentionnel**	
bûche épicéa	**PCDD/F**	**0,20 à 0,24 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**		
bûche érable	**PCDD/F**	**0,85 à 1,01 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**	**poêle moderne**	
bûche épicéa	**PCDD/F**	**0,49 à 0,63 ng I-TEQ/kg sec (11% O2)**		
bois	**PCCD/F**	**0,75 ng I-TEQ/MJ**	**poêle**	***Hübner & Boos, 2004***
bois	PCDD/F	0,38 ng I-TEQ/MJ	chaudière	

Du fait de la faible teneur en chlore du bois sain, les émissions de dioxines sont relativement faibles, avec des valeurs comprises entre 0,02 et 1,3 ng I-TEQ/kg de bois pour la combustion de bûches. La paille et les déchets contenant plus de chlore, ils produisent plus de dioxines et furannes.

Cependant, une étude de l'ADEME (Bodineau, 2004) précise qu'en 2002, la combustion du bois représentait 7,8 % des émissions totales de dioxines en France, et principalement le chauffage domestique avec 28,7 g TE contre seulement 0,9 g TE pour le chauffage industriel et collectif. En effet, les émissions moyennes de dioxines par les appareils individuels sont compris entre 0,73 et 1,8 µg/tonne de bois (selon l'appareil). Cependant, les appareils étant répartis sur tout le territoire, les émissions sont dispersées et la valeur moyenne des émissions est prise entre 0,005 et 0,02 g/100 km² (en considérant une moyenne de 10 ou 40 appareils par km², en tenant compte des villes et des campagnes). Selon l'inventaire dressé par UNEP Chemical (1999), la combustion du bois en Europe émet dans l'atmosphère 945 g I-TEQ/an sur un total de 1 745 361 g I-TEQ/an, ce qui représente moins de 0,05 % des émissions de dioxines.

6.4. Paramètres influents

Le combustible utilisé, et plus particulièrement son taux de chlore a une influence sur les émissions de dioxines. Il ne devient important que s'il dépasse une certaine concentration : environ 1500 mg/kg de combustible sec. En dessous de cette valeur, la quantité de chlore n'est pas suffisante. Par exemple, la

paille et le foin ayant des taux de Cl plus importants que le bois, leurs émissions de PCDD/F sont beaucoup plus fortes (Figure 29).

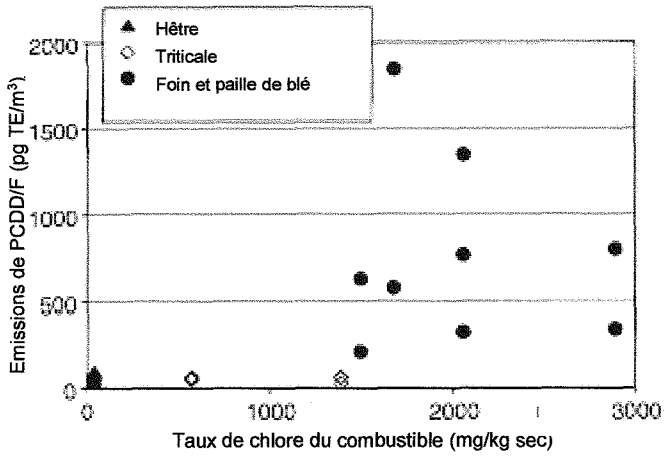


Figure 29 : Emissions de PCDD/F par rapport au taux de chlore du combustible (Launhardt & Thoma, 2000)

La grande variabilité des facteurs d'émissions indique que d'autres paramètres que la teneur initiale en chlore du combustible interviennent dans la formation des dioxines (Launhardt & Thoma, 2000).

Ainsi, les émissions de dioxines sont maximales pour des températures proches de 300°C : si la température est inférieure à 250°C ou supérieure à 400°C, les émissions diminuent (Huang & Buenkens, 1995). Cependant, d'autres études montrent que la plage de températures peut varier (Figure 30) (McKay, 2002 ; Bicocchi & Antonini, 1998).

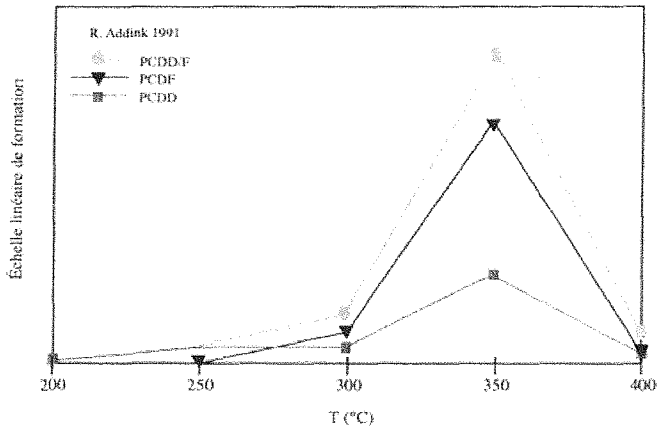


Figure 30 : Influence de la température sur la formation de dioxines ((Bicocchi & Antonini, 1998)

6.5. Systèmes existants de contrôle des émissions

Pour les dioxines, de nombreux systèmes sont actuellement utilisés (Bicocchi & Antonini, 1998 ; McKay, 2002) :

- systèmes de dépoussiérage : laveur venturi, filtres à manches
- systèmes de neutralisation « classiques » : par voie sèche, semi-humide, humide, combinée

- systèmes complémentaires : réduction catalytique sélective, adsorption sur charbon actif

Les techniques les plus efficaces semblent être la réduction catalytique et l'adsorption (Bicocchi & Antonini, 1998), mais pour McKay (2002), les filtres à manches et les procédés par voie semi-humide sont également efficaces.

Si par catalyse Weber et al (2001) ont obtenu une récupération (adsorption et destruction) de plus de 99% des dioxines à 200°C, la plage de températures est souvent plus large : entre 200 et 400°C (Bicocchi & Antonini, 1998). Certains dispositifs expérimentaux permettent d'avoir une bonne réduction des dioxines (82%) dès 100°C, mais ils sont encore à l'étude (Liljelind et al, 2001).

7. Les cendres et les inorganiques

7.1. Définitions - Caractéristiques physico-chimiques

Dans la biomasse se trouvent de beaucoup d'éléments inorganiques différents (mais qui ne représentent que 0,5 % du bois) qui conduiront à la formation de cendres. Ils peuvent être classés selon 4 groupes : sels facilement lessivables (a), éléments inorganiques associés à la matière organique de la biomasse (b), minéraux inclus dans la structure du combustible (c), et particules de matière inorganique (« minéraux exclus » - d) provenant de la récolte et du stockage du combustible (sel, sable, terre ...) (fig. 48). Dans la biomasse, les inorganiques associés à la matière organique et les minéraux inclus dans le combustibles représentent la source principale des cendres (Zevenhoven-Onderwater, 2001).

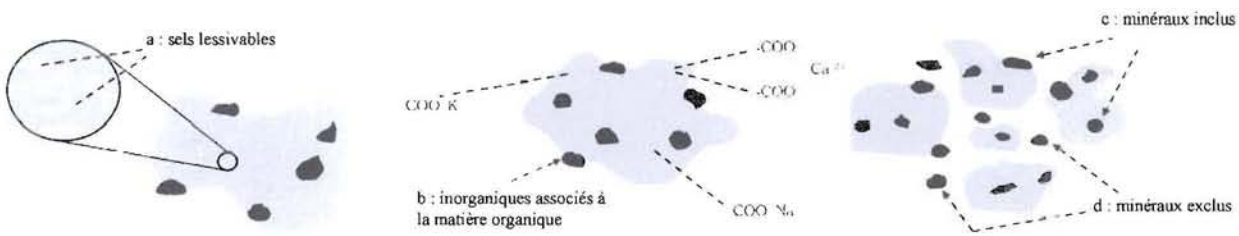


Figure 31 : Matière inorganiques conduisant à la formation des cendres (Zevenhoven-Onderwater, 2001)

Les principaux inorganiques atomiques de la biomasse sont le soufre (SO_4 et autres formes organiques), le chlore (ion chlorure), le phosphore (surtout H_3PO_4, esters ou pyrophosphates), le silicium (oxyde hydraté amorphe), le potassium (ion potassium), et le calcium (Zevenhoven-Onderwater, 2001).

La taille des cendres est bimodale (deux groupes de taille) : des particules fines de diamètre moyen entre 0,01 et 0,02 µm qui sont réactives, et des grosses particules de diamètre jusqu'à 100 µm. qui sont inertes (Zevenhoven-Onderwater, 2001 ; Obernberger et al, 2001). La Figure 32 donne l'exemple de la distribution des cendres volantes pour des déchets forestiers et du saule.

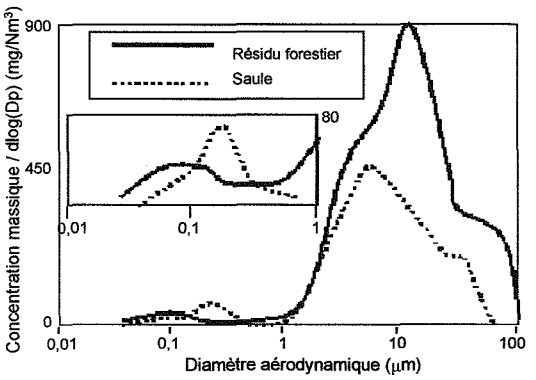


Figure 32 : Distribution de la taille des cendres volantes (Zevenhoven-Onderwater, 2001)

La composition des cendres dépend principalement du combustible utilisé. Dans le cas du bois, les concentrations moyennes d'inorganiques sont données dans le Tableau 18. Le calcium y est largement majoritaire, avec une moyenne de 30 % des cendres.

Tableau 18 : Principaux éléments des cendres de bois **(Van Loo & Koppejan, 2002)**

	Si	Ca	Mg	K	Na
% cendres sèches :	4,0 - 11,0	26,0 - 38,0	2,2 - 3,6	4,9 - 6,3	0,3 - 0,5

	Zn	Cd
mg/kg cendres sèches :	260 - 500	3,0 - 6,6

La Figure 33 donne une idée des différentes distributions des principaux inorganiques dans les cendres et les aérosols. A la différence des poussières (aérosols), principalement constituées de Na, K, S et Cl, les inorganiques principaux des cendres sont Ca, Si, Mg, et Al, ainsi que des faibles quantités de K et Na (Brunner et al, 2001).

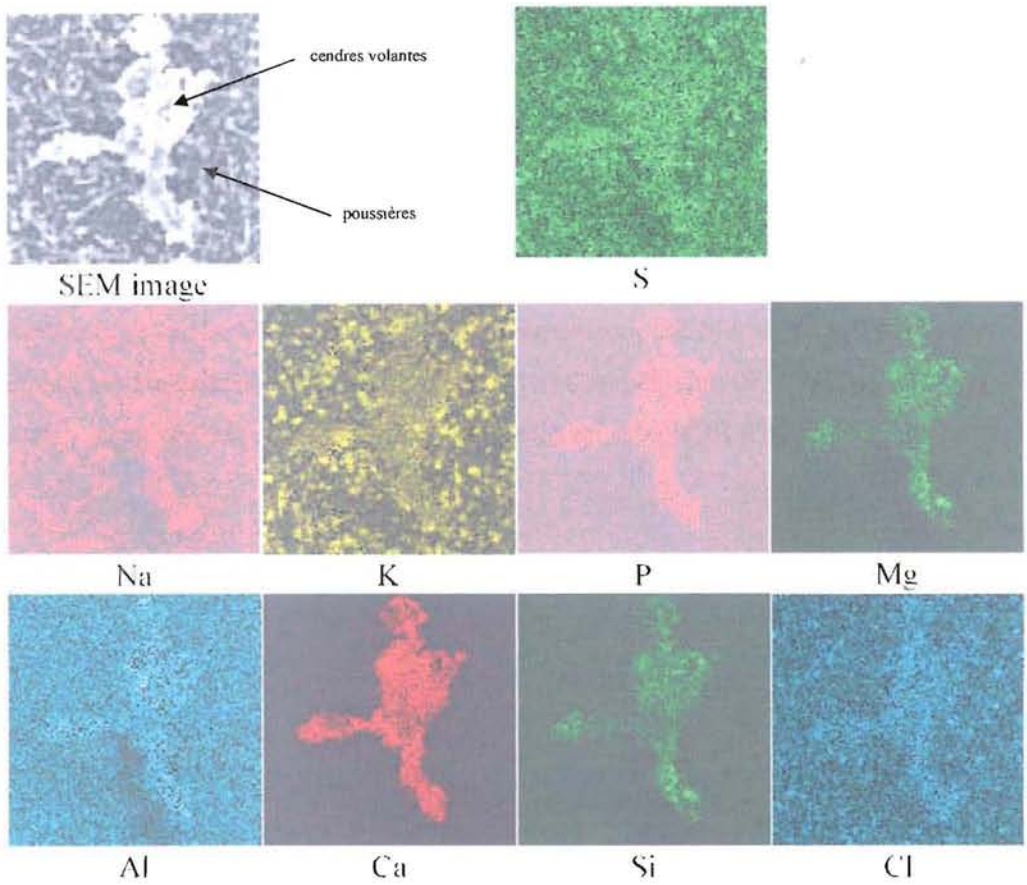


Figure 33 Image SEM et rayons X des particules de cendres et aérosols (Brunner et al, 2001)

Des études ont été menées pour caractériser les cendres produites par la combustion du bois dans des appareils de chauffage. Le Tableau 19 récapitule quelques unes de ces études.

Tableau 19 Récapitulatif de quelques études sur les cendres de combustion de biomasse

Combustible	Cendres totales	SiO_2 (%)	Al_2O_3 (%)	Fe_2O_3 (%)	CaO (%)	MgO (%)	Na_2O (%)	K_2O (%)	P_2O_5 (%)	Référence
bois		19,88	2,97	1,47	77,03	5,49	10,97	2,14	4,79	*Zevenhoven-Onderwater, 2001*
paille		19,38	0,55	0,54	13,69	2,79	20,89	1,15	4,70	
paille de blé	cendres volantes	50,49	1,35	1,40	5,28	1,10	1,09	23,10	3,35	*Baxter et al, 1998*
écorce		46,45	8,50	3,45	23,85	2,60	0,65	4,85	1,65	*Zevenhoven et al, 2001*
bois		21,00	4,80	3,35	31,75	5,70	1,85	11,65	2,45	
écorce	cendres volantes	38,30	17,80	1,60	27,40	4,40	0,50	1,70	0,80	*Latva-Sompi et al, 1998*
écorce	cendres du cendrier	90,00	2,60	0,70	3,60	0,40	0,30	1,00	0,10	
bois		21,10	1,29	1,12	32,68	3,15	0,24	9,43	3,32	*Skreiberg, 1997*
écorce		25,47	2,75	2,00	36,47	2,67	0,28	4,70	1,81	
paille / herbe		37,95	0,44	0,36	12,37	2,68	0,28	20,76	4,35	
résidus forestier		7,20	0,70	0,80	42,80	5,10	0,40	10,30	6,30	*Lillieblad et al, 2001*
bois sec		0,00	0,10	0,20	29,90	7,90	0,10	12,70	2,00	
granulés		2,30	0,50	1,30	39,10	6,50	0,70	12,30	3,30	

Dans le cas de la combustion du bois, les cendres sont principalement composées de SiO_2 (20 % de la masse), CaO (entre 30 et 77 % selon les études) et de K_2O (entre 9 et 13 %).

Selon Osán et al (2002), il convient de différencier les cendres en fonction de leur localisation dans l'appareil de chauffage. Principalement, on distingue les cendres « basses », retrouvées dans le cendrier, et

les cendres volantes, dans les fumées (différentes cendres suivant le système de contrôle des émissions utilisé : cyclone, filtres ...). Dans le cas d'une chaudière de 400 kW équipée d'un cyclone, Osán (2002) décrit les cendres non piégées par le cyclone, celles récoltées dans le cyclone, et dans le cendrier.

Les cendres qui ne sont pas piégées par le cyclone ont un diamètre entre 0,8 (29 % en masse) et 4,1 µm (12 %) et sont principalement composées de potassium (entre 10 et 35 % selon la taille des particules). Les particules piégées par le cyclone ont deux dimensions moyennes : des agglomérations de fines particules (de 2 à 13 µm) et des grosses particules composées de plusieurs agglomérats, principalement des imbrûlés solides (≈ 30 µm) (Figure 34). Ces particules sont principalement des imbrûlés (avec un taux de carbone allant jusqu'à 76 % pour les plus grosses particules), et des minéraux, notamment de l'oxyde de calcium.

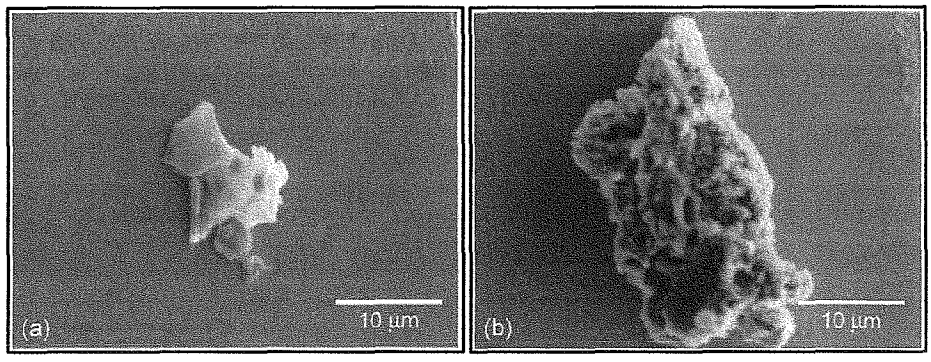


Figure 34 : Cendres volantes piégées dans le cyclone (Osán et al, 2002)

Les cendres prélevées dans le cendrier sont également réparties selon deux tailles de particules, allant de 1 à plusieurs centaines de µm (Figure 35)

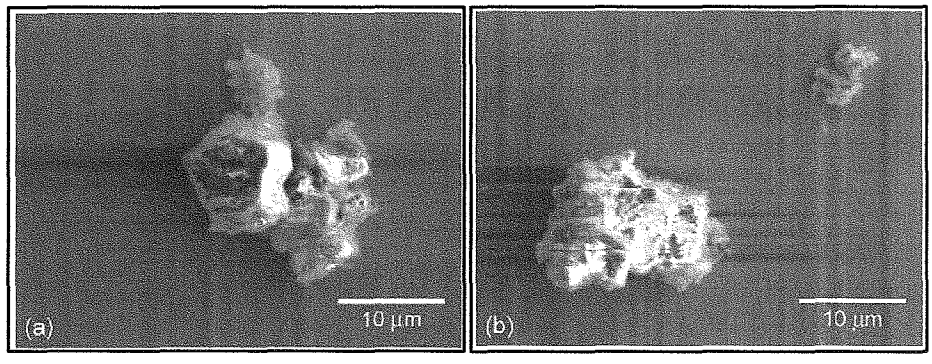


Figure 35 : Cendres basses (Osán et al, 2002)

La plupart de ces cendres contiennent des aluminosilicates et des oxydes et hydroxydes de calcium. Il reste très peu de composés organiques, et lorsqu'ils sont présents, ils contiennent beaucoup d'oxygène. Ces cendres sont surtout des composés minéraux incombustibles, résidus des constituants d'origine du bois, à la différence de celles du cyclone qui sont principalement des composés organiques imbrûlés.

En plus des minéraux, les cendres contiennent également des métaux volatils (Zn, Pb, Hg, Cd) ou non-volatils (Fe, Mn, V) qui se répartissent entre les cendres et les particules émises en fonction de la température (Ross et al, 2002).

Les cendres des combustibles solides (biomasse, charbon) sont principalement formées selon deux voies (Johansson, 2001 ; Hvild et al, 2001 ; Zevenhoven-Onderwater, 2001) :

- vaporisation des inorganiques puis condensation ou nucléation ce qui donne des cendres agglomérées et submicroniques (0,1 à 1 µm)
- fragmentation du charbon qui donne de grosses particules (1 à 20 µm)

Même si les matières inorganiques formant les cendres ne sont pas volatiles, les quantités importantes de goudrons libérées par la combustion les entraînent hors du combustible (Zevenhoven-Onderwater, 2001).

Lorsque les cendres sont formées, il peut y avoir des dépôts à l'intérieur de l'appareil de combustion (sur les réfractaires, dans les tubes de l'échangeur ...), principalement dus aux cendres volantes. La formation de ces dépôts se déroule en quatre étapes : la formation d'une particule de cendre, le transport de cette particule jusqu'à une surface, l'adhésion à cette surface et la consolidation du dépôt (Zevenhoven-Onderwater, 2001 ; Kaufmann et al, 2000). Ces dépôts sont gênants car ils peuvent entraîner des problèmes de maintenance, de corrosion, d'érosion ... dans l'échangeur, sur les réfractaires, ...Il peut également y avoir des problèmes de mâchefers, lié à la fusion d'oxydes de métaux ou de minéraux.

7.2. Emissions de la biomasse

Le Tableau 20 donne les quantités et la composition de cendres issues de la combustion du bois dans des appareils de chauffage indépendants.

Tableau 20 : Cendres issues de la combustion de biomasse

Combustible	Nitrate	Sulfate	Ammonium	Chlore	Potassium	Sodium	Appareil	Référence
résineux	6,80 mg/kg bois	10,20 mg/kg	5,46 mg/kg	7,54 mg/kg	17,98 mg/kg	1,38 mg/kg	foyer	*McDonald et al*
feuillus	9,94 mg/kg	27,51 mg/kg	5,05 mg/kg	10,07 mg/kg	67,40 mg/kg	1,08 mg/kg	foyer	*2000*
feuillus	0,59 mg/kg	26,64mg/kg	6,84 mg/kg	5,71 mg/kg	15,36 mg/kg	1,95 mg/kg	poêle	

Les cendres contiennent principalement des sulfates et du potassium avec des « émissions » entre 10 et 70 mg/kg de bois. Pour un appareil donné, les résineux produisent beaucoup moins de cendres que les feuillus, notamment pour les sulfates (près de 2,5 fois moins) et le potassium (plus de 5 fois moins). Pour un combustible donné, le foyer produit plus de cendres que le poêle (nitrate et potassium plus faibles).

8. Les suies

Les suies font partie des particules présentées précédemment, mais ont quelques caractéristiques spécificités qui sont détaillées ici.

8.1. Effets sur l'environnement

Des études menées sur des animaux et des hommes montrent que les suies sont à l'origine de problèmes respiratoires en raison de leur taille (entre 20 et 500 nm) et de cancers. De plus, les suies adsorbent différents autres polluants (dioxines, HAP) qui agissent également sur la santé (Hamins, 1993).

8.2. Caractéristiques physico-chimiques

Les suies présentes dans l'environnement proviennent principalement de la combustion incomplète de combustibles fossiles et de matières organiques. Différentes études de caractérisation des suies en proposent des définitions différentes, et notamment sur leur composition et structure.

Dans le cas de la biomasse, elles se composent d'agglomérats constitués de particules primaires sphériques, ayant toutes des diamètres similaires pour des conditions de combustion données. Ces particules ne vont ensuite pas simplement se toucher, mais « se fusionner » pour former des agglomérats plus gros, avec une structure ouverte, ramifiée. Les solvants organiques naturellement présents dans le bois facilitent certainement ce type de liaisons (Koziński & Saade, 1998 ; Fernandes et al,2003 ; Huang & Buekens,1995 ; Mulholland, 2002) (Figure 36-a).

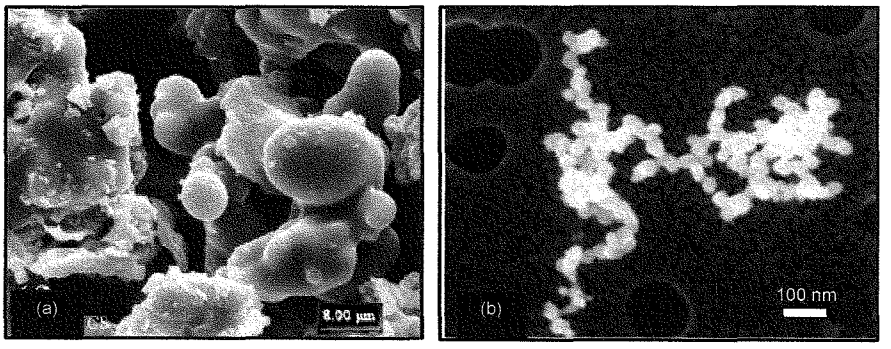


Figure 36 : a. Particules de suies de combustion de bois prélevées dans une conduite de cheminée (Fernandes et al, 2003) – b. Agglomération de particules primaires formant une suie (Gwaze et al, 2005)

Les particules primaires de suies, qui sont les plus « jeunes » dans le cycle de formation des suies, ont une forme relativement sphérique et un diamètre qui varie selon les études (entre 3 et 12 nm pour Hamins (1993), 25,5 nm pour Gwaze et al (2005), 1 à 2 nm pour Johansson (2002)). Elles se regroupent ensuite pour former des suies en forme de chaîne, composées de centaines ou milliers de particules primaires, et peuvent atteindre jusqu'à plusieurs millimètres (Figure 36-b). Même si les avis sur la question sont partagés, il semble que la taille des suies primaires et des suies dépende du combustible utilisé. Des suies provenant de la combustion de hêtre ont des particules primaires de diamètre moyen 25,5 nm et des suies de diamètre entre 200 et 450 nm. Dans le cas de combustion de pin, Koziński & Saade

(1998) mesure des particules primaires de 10 à 40 nm, et entre 20 et 100 nm qui s'assemblent pour former des suies de 850 à 1020 nm. Pour des suies issues de panneaux de particules, les suies mesurent entre 760 et 910 nm.

Les suies sont principalement composées de carbone, mais contiennent également de l'hydrogène (10 à 25 %), de l'oxygène (≈ 1 %) et de l'azote (≈ 0.1 %). Cette composition varie en fonction de la « maturité » des suies : les plus jeunes contiennent beaucoup plus d'hydrogène et des sites radicalaires actifs. La quantité de carbone du combustible transformé en particules, donc la composition des suies, dépend également du combustible (par exemple, 0,1 % des atomes de carbone transformés en suies pour le bois) et du système de combustion. En raison de leur structure très ouverte, les suies ont une densité assez faible, qui varie entre 1 et 2 g/ml (soit entre 1000 et 2000 kg/m^3) pendant le processus de formation (Hamins, 1993).

Selon Huang & Buekens (1995), les caractéristiques physico-chimiques des suies sont différentes suivant que l'on a affaire à une combustion de gaz, de liquide ou de solide.

Combustion de gaz :

Dans la combustion de gaz, les suies sont formées par des réactions de combustion homogène dans les flammes (c'est ce qui donne la couleur jaune aux flammes). Les suies sont des agglomérations en chaîne, composées majoritairement de carbone cristallin à structure graphitique (97 à 99 % de la masse, et 1 à 3 % d'hydrogène). Dans la plupart des cas, les suies quittent la zone de combustion et se déposent dans la cheminée, ou elles sont évacuées par les fumées. Les suies ainsi obtenues ont un haut degré de graphitisation (elles sont les plus importantes pour la formation de dioxines).

Combustion de liquides :

La combustion de liquide débute par une phase de vaporisation et de pyrolyse, puis est suivi par une combustion en phase gazeuse. Les suies sont alors formées dans la phase gazeuse.

Combustion de solides :

Le combustible subit d'abord une pyrolyse qui fournit les volatils qui brûlent en phase gazeuse et forme du charbon (combustion en phase solide). Dans ce cas, les suies sont formées en phase gazeuse, et des cendres avec du carbone résiduel en phase solide, et elles n'ont qu'un faible degré de graphitisation.

La quantité de suies et de cendres dépend alors du combustible (volatiles et taux de cendres) et des conditions de combustion. Lorsque le taux de matières volatiles augmente, la combustion a tendance à produire plus de suies.

Sur les suies sont généralement adsorbés d'autres polluants : COV, HAP, dioxines ... Dans le cas de la combustion d'eucalyptus, les suies prélevées dans la cheminée contiennent 35 % de solvants organiques extractibles, dont une bonne partie seraient des COV. Ces extractibles semblent être facilement séparés

des suies par dégradation biologique ou chimique (Fernandes et al, 2003). Une autre étude indique également la présence de HAP légers (pyrène, fluoranthène ...) et intermédiaires (chrysène, benz[a]anthracène ...) dans les suies (environ 100 µg/g de suie) (Fernandes & Brooks, 2003).

8.3. Formation & destruction

Les suies sont formées lors de la combustion de combustible à base de carbone, dans des conditions de mélange pauvre, en suivant trois étapes principales : nucléation (dans la flamme de diffusion, T° = 1585 à 1700 K), croissance (addition d'espèces carbonées gazeuses par condensation de surface et multiplication des particules) et agglomération ou coagulation (refroidissement des gaz de combustion) (Stanmore et al, 2001 ; Huang & Buekens, 1995 ; Koziński & Saade, 1998). Plus généralement, on peut aussi rajouter au départ la pyrolyse du combustible, et à la fin l'oxydation des suies (Hamins, 1993).

La Figure 37 décrit le mécanisme global de la formation des suies, à partir des molécules gazeuses, des fragments d'hydrocarbures, émises par la volatilisation et la combustion de ceux-ci (Johansson, 2002).

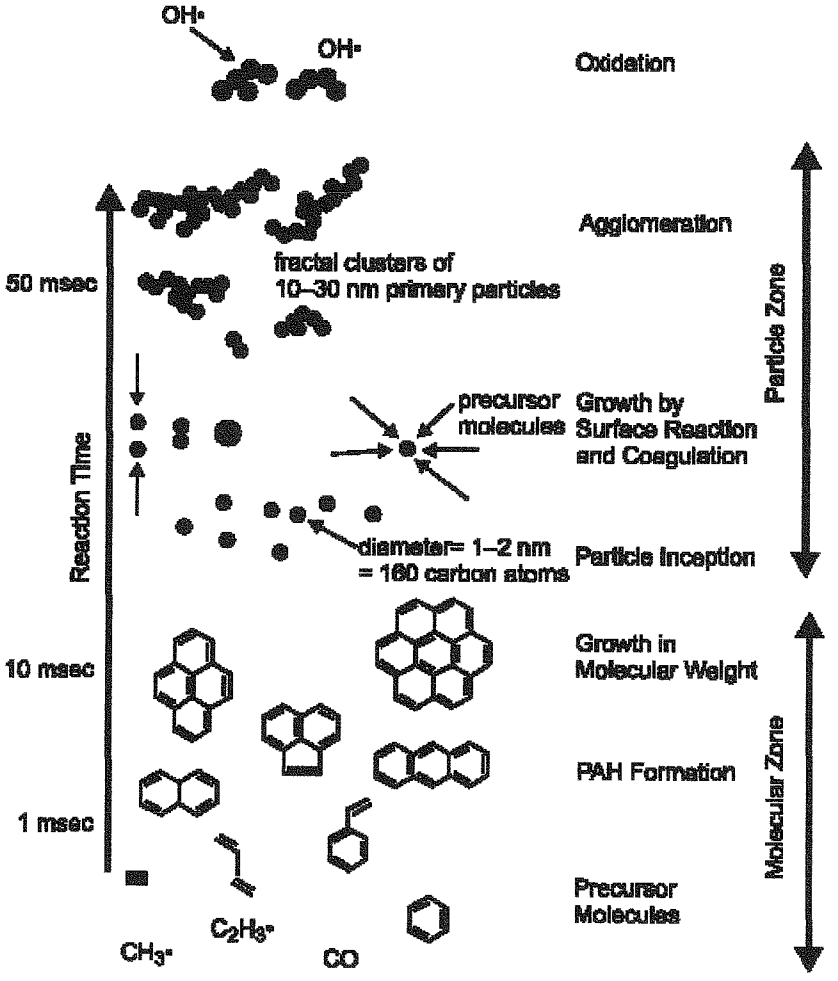


Figure 37 : Schéma de formation des suies (Johansson, 2002)

La formation, la croissance et l'oxydation des suies sont le résultat de réactions chimiques complexes. Ces réactions ayant lieu à la surface des particules, les caractéristiques des suies vont changer au cours de leur développement, comme par exemple le rapport H/C (Hamins, 1993). Il existe différents modèles de mécanismes de formation dans la flamme : modèles cinétiques simples, modèles quantitatifs, ... (Hamins, 1993 ; Mitchell & Frenklach, 1998 ; Köylü et al, 1995).

Lorsque les particules de suies sont transportées vers la zone de combustion à haute température, les réactions d'oxydation deviennent compétitives aux réactions de formation des suies. Les caractéristiques physiques des suies changent, surtout leur taille et leur masse. L'oxydation des suies dépend de la température, de la concentration en suies dans la zone considérée, et de la concentration en espèces oxydantes, principalement OH, O_2 et O (Hamins, 1993). Généralement, la majorité des suies est oxydée dans la zone de flamme. Celles qui ne sont pas brûlées sont alors évacuées dans les fumées ou dans les cendres. (Stanmore et al, 2001).

8.4. Paramètres influents

Le paramètre le plus important pour les émissions de suies est la température de flamme : lorsque la température augmente, la production de suies augmente (en fonction du combustible également) (Hamins, 1993). Koziński & Saade (1998) l'explique par l'influence de la température sur la cinétique de transformation des précurseurs gazeux formant les suies, et par les vitesses des réactions d'ionisation élémentaire et de pyrolyse. Il faut cependant distinguer deux plages de températures : les basses températures (entre 300 et 700°C) et les hautes températures (> 700°C) où les réactions de formation et d'oxydation des suies sont en compétition (Stanmore et al, 2001).

Un autre paramètre influent est la dilution par l'azote de l'air, à cause des effets thermique et cinétique : la température de la flamme est diminuée et la probabilité de collision des molécules, donc de réactions chimiques, est réduite.

8.5. Corrélation avec d'autres émissions

La quantité de suies émises est étroitement liée à celle de CO, celui-ci étant formé par l'oxydation du carbone des suies. Les équations d'oxydation des suies, dans le cas d'une flamme avec un ratio C/H élevé (≈ 8), sont les suivantes (Hamins, 1993) :

$$Suies_{n\ carbones} + OH^{\bullet} \rightarrow CO + Suies_{n-1\ carbones} + \frac{1}{2}H_2$$

$$Suies_{n\ carbones} + \frac{1}{2}O_2 \rightarrow CO + Suies_{n-1\ carbones}$$

$$Suies_{n\ carbones} + O \rightarrow CO + Suies_{n-1\ carbones}$$

Dans le cas d'une flamme de diffusion, les réactions interviennent dans une zone réactive chaude riche en radicaux OH. Si la température est basse (< 1027°C), les vitesses de réactions sont insuffisantes pour oxyder complètement les particules de suies arrivées à maturité.

Morf et al (2002) montrent également que la formation des suies coïncide avec celle des HAP et commence dans la même plage de températures.

9. Les goudrons

Les goudrons sont des mélanges complexes de composés organiques et d'hydrocarbures condensables obtenus par la gazéification de la biomasse. Ces goudrons, qui sont des fragments du matériel original, subissent ensuite différentes réactions (telles que craquage, oxydation partielle, polymérisation, condensation) qui modifient leur masse et leur composition.

Lorsque la biomasse est soumise à la chaleur, les liaisons moléculaires sont rompues et il y a formation de petites molécules de gaz, et de grosses molécules, les goudrons primaires. Ces réactions se produisent dans les pores du combustible, dans la phase gazeuse et à la surface extérieure des particules (Morf et al, 2002), ainsi que dans les fumées (Johansson, 2002) et forment des goudrons secondaires (à la même température que les goudrons primaires) et des goudrons tertiaires (à température supérieure que les goudrons primaires) (BTG, 2003). La Figure 38 et le Tableau 21 récapitulent ces données.

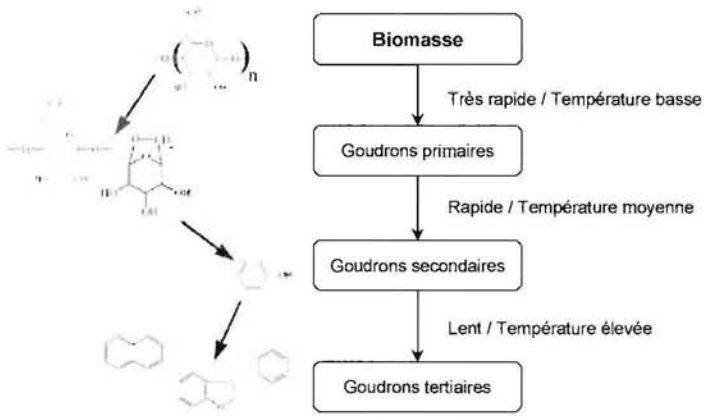


Figure 38 Formation des goudrons issus de biomasse et exemple des composés formés (BTG, 2003)

Tableau 21 Goudrons formés en fonction de la température (BTG, 2003)

Température	400°C	500°C	600°C	700°C	800°C	900°C
Goudrons formés	composés oxygénés	éthers phénoliques	alkyls phénoliques	éthers hétérocycles	HAP	HAP lourds

Ils peuvent être regroupés en trois classes en fonction de la plage de températures pour laquelle ils sont présents (Morf et al, 2002) :

- produits avec composés oxygénés (températures du réacteur de 400 à 700°C)
- produits tels que les phénoliques et les oléfines (températures du réacteur de 700 à 850°C)

- produits aromatiques (températures du réacteur de 850 à 1000°C), divisés en deux sous-classes (les produits alkyl tertiaires : méthylnaphtalène, toluène, indène, et les produits condensés tertiaires : HAP)

Dans les appareils de chauffage, les goudrons sont peu présents car ils sont souvent détruits avant de sortir de la chambre de combustion. Ils peuvent cependant se condenser sur les parois les plus froides (cheminée), surtout les goudrons lourds, ou être oxydés et former des HAP et/ou des suies. Ils peuvent également agir sur d'autres polluants solides (cendres volantes, suies, imbrûlés du bois ...) (BTG, 2003).

Dans des appareils de gazéification, les émissions de ces goudrons doivent être limitées en utilisant des techniques de récupération similaires à celles des particules (piégeage sur des filtres, cyclones...), ou par destruction thermique, chimique, ou autre.

IV. Les techniques de réduction des polluants

Afin de limiter les rejets dans l'atmosphère, différentes mesures peuvent être prises pour empêcher la formation des polluants ou pour les empêcher d'aller dans l'atmosphère.

1. Mesures primaires (Van Loo & Koppejan, 2002)

Comme l'ont montré les sections précédentes, il existe de nombreux paramètres pouvant influencer la qualité de la combustion. Souvent, ces paramètres se recoupent pour des produits différents, et il est donc possible de les regrouper, à savoir :

- caractéristiques du combustible : essence, composition élémentaire, rapport C/H et C/O, taux de cendres, taux de volatils, taux d'humidité, PCI, masse volumique, porosité, surface ;
- nature du foyer : géométrie, matériaux, surface vitrée, puissance, distribution d'air, isolation de la chambre de combustion, mode de chargement, tirage naturel ou forcé ;
- qualité de fonctionnement : température de combustion, temps de séjour, excès d'air, mélange des gaz dans le foyer, charge de bois ;
- paramètres liés à l'installation : préchauffage de l'air, distribution de la chaleur, isolation, accumulation de chaleur dans les parois, transfert de chaleur entre les fumées et la cheminée.

Même si certains paramètres ont plus d'influence que d'autres, il est possible de les optimiser pour avoir le meilleur fonctionnement possible (rendement important, émissions polluantes faibles). Les mesures primaires de réduction des émissions visent donc à avoir une oxydation la plus complète possible à l'intérieur de la chambre de combustion et à avoir une température suffisante et un bon mélange. Les principales actions possibles sont ainsi les suivantes :

- améliorer la qualité du combustible : par exemple, le nettoyer afin de supprimer les inertes tels que le sable ou la terre. Dans le cas de la paille, des études ont montré l'importance du lavage sur le taux de chlore dans le combustible.
- sécher le combustible : un bois trop humide va abaisser la température de la chambre de combustion et favoriser la production de CO (la bonne oxydation du CO en CO_2 a lieu pour des températures comprises entre 750 et 900°C).
- modifier la taille du combustible : dans un appareil à bûches, l'utilisation de morceaux de différentes sections ou la façon d'empiler les bûches modifie la combustion. Pour les appareils à bois fragmenté, des petites particules permettent d'avoir un combustible plus homogène, facilitant le contrôle de la combustion.
- optimiser les géométries, matériaux, ... des appareils pour avoir des températures et temps de séjour dans la chambre suffisants et un bon mélange des gaz.
- utiliser une régulation (si possible) : elle permet de maîtriser au mieux les conditions de combustion pour avoir l'efficacité maximale et les émissions minimales.

- favoriser la combustion étagée : séparer la phase de dégradation thermique et celle de combustion des gaz dans des zones séparées.

Toutes ces mesures permettent de limiter les émissions des différentes espèces issues de la combustion incomplète du bois. En effet, augmenter le mélange entre l'air et les gaz de combustion, par exemple, assure l'apport d'oxygène pour oxyder le CO en CO_2, en même temps que les HAP, les COV, les imbrûlés solides, ...

2. Mesures secondaires

Lorsque des polluants se sont formés malgré toutes les mesures primaires possibles, il faut alors épurer les fumées à la sortie de l'appareil en utilisant des techniques adaptées aux différents polluants.

Les différents systèmes de traitement ont été listés pour chaque polluant. Néanmoins, il faut noter que pour la plupart de ces systèmes, des investissements très importants doivent être envisagés et sont trop élevés par rapport au prix d'un appareil individuel. Ainsi, pour les particuliers, il n'existe pas réellement de systèmes permettant de réduire efficacement les rejets, si ce n'est les systèmes catalytiques. Cependant, le problème de la régénération est difficile et ces dispositifs doivent le plus souvent être remplacés périodiquement.

Si l'industrie du chauffage au bois possède peu de dispositifs de traitement des fumées vis-à-vis des particules, d'autres secteurs se sont toutefois intéressés à ces problèmes, notamment l'industrie automobile. C'est cette expérience que nous avons examiné afin d'imaginer un dispositif innovant applicable à notre problème.

V. La post-combustion des gaz d'échappement par micro-ondes dans l'industrie automobile

Dans les moteurs à combustion interne, notamment dans les moteurs Diesel, la combustion incomplète du carburant conduit à des émissions d'imbrûlés gazeux et solides. Pour être détruits, ces imbrûlés, principalement composés de suies, de résidus de solvants organiques, de composés soufrés, ainsi que des gouttelettes de lubrifiant ou de graisse, doivent être portés à des températures entre 480 et 650°C, et pouvant atteindre 1000°C (Nobue & Fujiwara, 1994 ; Scholl & Girard, 1995 ; Dias et al, 1999).

Ainsi, dans l'industrie automobile, le problème de la pollution de l'air par les gaz d'échappement a conduit à de nombreuses recherches et inventions pour réduire ces rejets. De nombreux brevets concernent des systèmes de filtration placés sur la conduite d'échappement à la sortie du moteur. Lors de l'utilisation du véhicule, le filtre piège les particules et se charge petit à petit, perdant ainsi de l'efficacité et entraînant des chutes de pression. Il est donc impératif de le « régénérer » régulièrement, c'est-à-dire de le nettoyer soit en brûlant les particules, soit en les retirant du filtre. De nombreux dispositifs ont été mis au point, les principaux utilisant les techniques suivantes :

- dépoussiérage par jet d'air sous pression (nettoyage manuel lors de l'entretien du véhicule)
- chauffage par résistance électrique
- chauffage par utilisation de brûleur à carburant
- chauffage par circulation de gaz chaud
- chauffage par micro-ondes ou hautes fréquences

Parmi ces différentes techniques, celle qui nous semble la plus appropriée à notre problème est le chauffage par micro-ondes. En effet, cette méthode permet de chauffer directement les particules ciblées à une température suffisamment élevée pour amorcer leur combustion, tout en utilisant une faible quantité d'énergie. Dans la suite de ce paragraphe, nous présentons principalement les différentes techniques utilisées et mises en œuvre pour mettre en place des filtres chauffés par micro-ondes.

1. Chauffage par micro-ondes (Roussy & Pearce, 1995 ; Roussy et al, 2003-a ; Thuery, 1983)

Le rayonnement électromagnétique par micro-ondes couvre des fréquences allant de 800 à 3000 MHz, pour des longueurs d'onde de 0,4 à 0,1 m. Les dimensions des équipements des installations sont donc supérieures aux longueurs d'onde et les lois de l'électricité à basse fréquence ne s'appliquent plus, laissant la place à la propagation des ondes électromagnétiques et à ses propriétés.

L'onde électromagnétique se compose d'un champ électrique $\vec{E}$ et d'un champ magnétique $\vec{H}$, qui sont alternatifs orthogonaux et perpendiculaires à la direction de propagation (Figure 39).

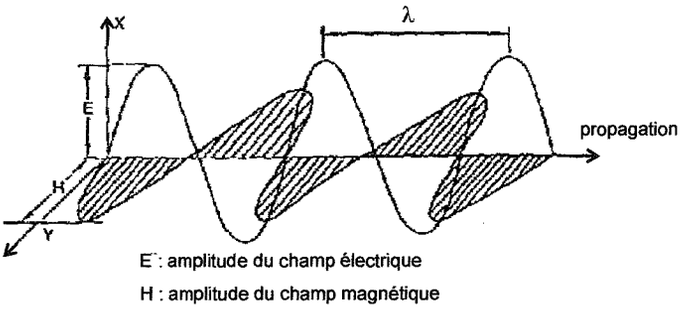


Figure 39 : Propagation d'une onde électromagnétique plane (Thuery, 1983)

Les produits pouvant être chauffés par micro-ondes sont les produits diélectriques, c'est-à-dire des isolants ou des mauvais conducteurs d'électricité. Soumis à un champ électrique, la plupart des diélectriques se polarisent, suivant les caractéristiques du produit et la fréquence du champ. La polarisation dipolaire est la plus courante en micro-ondes, basée sur une répartition dissymétrique des charges au sein du matériau.

Lorsqu'un produit diélectrique ne subit aucune contrainte électrique, les dipôles sont orientés de façon aléatoire. Si un champ électrique continu est appliqué, les dipôles s'alignent dans le sens du champ. Si ce champ devient alternatif, l'orientation des dipôles change à chaque alternance. Plus la fréquence du champ augmente, plus les frottements entre les dipôles gênent ces changements rapides de direction, provoquant un échauffement du produit (Figure 40).

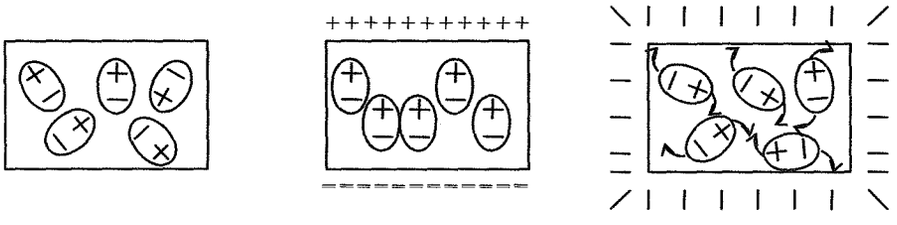


Figure 40 : Echauffement d'un produit diélectrique

Les caractéristiques diélectriques d'un produit sont représentées par la permittivité complexe ε^* qui peut s'écrire selon l'équation [5] :

$$\varepsilon^* = \varepsilon_r^* \cdot \varepsilon_0 = \left(\varepsilon_r' - j.\varepsilon_r''\right) \cdot \varepsilon_0 , \qquad [5]$$

avec ε_0 la permittivité du vide servant de référence (F/m), ε_r^* la permittivité relative complexe du matériau (plus couramment utilisée que ε^*), ε_r' la constante diélectrique et ε_r'' le facteur de pertes.

La permittivité représente le « caractère électrique » du matériau, son aptitude à se polariser. Elle est définie par une composante non dissipative (constante diélectrique) (concentration de particules électriques mobiles par unité de volume en tenant compte de leurs interactions), et d'une composante

dissipative (facteur de pertes) qui mesure l'énergie électrique dissipée pour un volume et un champ électrique d'une unité.

Au lieu d'utiliser le couple ε_r' et ε_r'', certains auteurs utilisent la constante diélectrique ε_r' et un angle de pertes δ, défini par sa tangente, qui représente les frottements entre les dipôles (plus tan δ est grand, plus le produit est facile à chauffer par micro-ondes), soit l'énergie électrique dissipée. La tangente de l'angle de pertes est calculée par l'équation suivante :

$$tan\,\delta = \frac{\varepsilon_r''}{\varepsilon_r'}. \qquad [6]$$

De manière plus générale, la permittivité complexe peut s'écrire selon la formulation suivante :

$$\varepsilon^* = \varepsilon_0 \cdot \left(\varepsilon_\infty' + \frac{\sigma}{j \cdot \omega} + \chi^* \right), \qquad [7]$$

avec ε_∞' la permittivité du matériau aux fréquences infinies, σ la conductivité électrique (qui caractérise les déplacements des charges électriques) , ω la pulsation de l'onde et χ^* la susceptibilité électrique complexe.

Parmi ces grandeurs, la permittivité aux fréquences infinies et la susceptibilité dépendent peu de la température. En revanche, la conductivité croît de manière exponentielle avec la température (loi d'Arrhénius). Ainsi, la permittivité complexe dépend fortement de la température.

Pour une longueur d'onde fixée, la puissance absorbée par un matériau dépend principalement de son facteur de pertes et du champ électrique, selon la relation :

$$P_a = \varepsilon_0 \cdot \varepsilon_r'' \cdot \omega \cdot E^2, \qquad [8]$$

avec P_a la puissance absorbée et E la valeur efficace du champ électrique. Ainsi, un matériau ayant de faibles pertes diélectriques chauffe moins qu'un matériau avec un facteur de pertes élevé, pour une valeur efficace de champ électrique donnée.

Pour les matériaux diélectriques, le chauffage par micro-ondes est considéré comme efficace pour un facteur de perte à partir de 0,01 et 1 (par exemple, l'eau : $\varepsilon_r^* = 77 - 12.j$). Certains produits, dont les pertes diélectriques sont trop faibles, ne chauffent pas par micro-ondes, comme par exemple la silice ou la céramique (permittivité de la silice à 2,45 GHz : $\varepsilon_r^* = 3{,}78 - 0{,}0002.j$). Ils sont donc utilisés pour servir de support dans les enceintes micro-ondes. Les métaux, réfléchissant les ondes électromagnétiques, sont utilisés pour réaliser des enceintes hermétiques, permettant de confiner l'énergie micro-onde là où elle doit être utilisée.

2. Dispositifs de l'industrie automobile

Les systèmes ayant pour objectif principal d'épurer les fumées sont composés d'un filtre qui sert de support pour piéger les particules, et d'un dispositif micro-onde pour chauffer les particules et/ou le filtre afin d'éliminer les particules piégées. Aussi nous présentons ici les différents systèmes recensés pour des applications de l'industrie automobile.

2.1. Filtres

Il existe une grande variété de systèmes de filtration, différenciés aussi bien par les matériaux utilisés que par les techniques de piégeage, les formes, les dimensions, ... en fonction de la technique de régénération choisie.

Types de filtre :

Le « wall-flow filter » représente la majorité des filtres utilisés. Il est constitué d'une matrice percée de canaux parallèles, dont les extrémités sont alternativement bouchées pour former un damier. Les gaz d'échappement traversent les parois des canaux pour sortir du filtre et se déchargent des particules qui se déposent à la surface des canaux (Figure 41). Les canaux sont le plus souvent rectangulaires, mais ils peuvent également être triangulaires, cylindriques, hexagonaux, hémisphériques, ... Il en est de même pour le filtre qui est généralement cylindrique, mais qui peut également être elliptique, rectangulaire, etc.

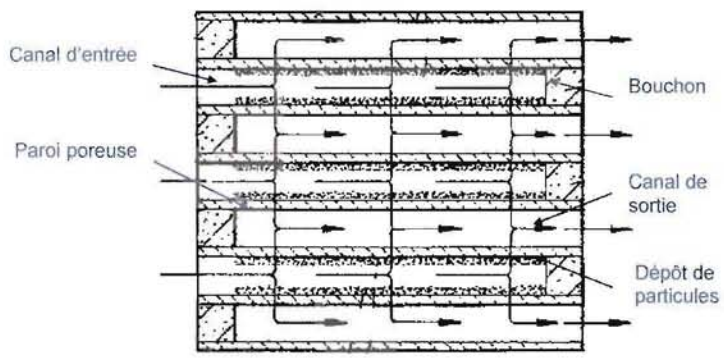


Figure 41 Schéma d'un « wall-flow filter »

Un autre type de filtre est un filtre plein ou un lit filtrant en matériau poreux, dans lequel les fumées se déchargent progressivement des particules au fur et à mesure qu'elles traversent le filtre. Le flux de gaz peut être dans l'axe du filtre, perpendiculaire, ou même une combinaison des deux.

Le principal problème lié à l'utilisation d'un filtre est la perte de charge qui augmente lorsque l'efficacité du filtre augmente. Il faut ainsi souvent faire un compromis entre ces deux paramètres pour choisir le filtre le plus adapté. Hirayama et al (1987) ont par exemple comparé l'efficacité de piégeage d'un filtre en céramique nid d'abeille et d'un filtre céramique plein (structure de mousse). Si le filtre à nid d'abeille permet un piégeage de plus de 10 % supérieur au filtre mousse, il entraîne également une perte de pression trois à quatre fois plus grande.

Matériaux – structure :

Dans les systèmes de régénération par micro-ondes, le filtre ne sert qu'au piégeage des particules et n'est pas chauffé par les micro-ondes. Les matériaux utilisés sont donc principalement des matériaux poreux « transparents » aux micro-ondes, c'est-à-dire qu'ils ne sont pas chauffés par le champ électromagnétique.

Le filtre le plus fréquemment utilisé est celui en céramique monolithique à structure en nid d'abeille. Cette céramique est un fritté rigide de fibres inorganiques résistant à haute température, et se compose de (Silberglitt, 1997 ; Yonemura & Kusuda, 1997 ; Friesen, 1992 ; Garner & Dent, 1989 ; Bert & Berteaud, 1990 ; Nobue & Fujiwara, 1994) :

- fibres : aluminosilicate, aluminoborosilicate, silice, mullite, alumine, laine de roches ... (fibres : 3 µm de diamètre - 0,1 à 10 mm de longueur) ou encore cordérite ou lithium
- argile : selisite, kaolinite, acide de silice ...
- adhésif liquide : alcool polyvinylique, copolymère d'acétate-acrylonitrile et de vinyle en émulsion

Si les particules n'ont pas de pertes diélectriques suffisantes, elles n'absorbent pas suffisamment d'énergie et ne sont donc pas brûlées. Une technique consiste à augmenter les pertes diélectriques du filtre pour que lui aussi soit chauffé (l'autre technique étant d'amplifier l'onde électromagnétique). Pour cela, un revêtement en carbure de silicium (Silberglitt, 1997) ou en matériau ferreux (Walton et al, 1991) peut être appliqué directement sur une céramique usuelle. Des matériaux comme le carbure de silicium, l'oxyde de titane ou de zinc, peuvent aussi être ajoutés dans la composition de la céramique, à hauteur de 15 à 30 % de la masse totale. Ces additifs peuvent être répartis de façon homogène dans tout le filtre, ou concentrés dans les zones à chauffer. Par exemple, Yonemura & Kusuda (1991) utilisent une variation de 10 à 30 % dans la longueur du filtre et de 20 à 30 % dans la section pour limiter les risques de points chauds entre le cœur et la périphérie du filtre.

Dimensions – forme :

Les formes et dimensions des filtres sont très variables mais rarement précisées dans les brevets. Cependant, les quelques données suivantes donnent un éventail des possibilités :

- longueur entre 15 (Silberglitt, 1997) et 30,5 cm (Shevlin, 1983)
- diamètre entre 8,25 (Shevlin, 1983) et 15, 25 cm (Silberglitt, 1997)
- porosité : de 60 à 80 % (Yonemura & Kusuda, 1991), avec des mailles de 70 µm à 1,27 mm (Hirayama et al, 1987)
- épaisseur des parois : 0,3 à 1,3 mm minimum (Hirayama et al, 1987)

Le choix de la porosité détermine l'épaisseur des parois et permet d'améliorer la durée de vie du filtre : lorsque la taille des pores est supérieure à celle des particules, les particules se piègent à cause des

collisions entre particules pendant la traversée de la paroi au lieu d'être coincées à la surface du filtre par leur diamètre (Hirayama et al, 1987).

Pour améliorer l'efficacité du piégeage, Renevot et al (1986) ont mis au point un filtre avec une extrémité en forme d'entonnoir pour concentrer les particules au centre du filtre, là où le champ électromagnétique est le plus élevé. Il est également possible de coupler le filtre avec un pré-filtre (Hirayama et al, 1987) ou un catalyseur (Michelin & Barnabe, 1998).

Ollivon et al (1989) ou Bert & Berteaud (1990) ajoutent une couronne circulaire sur la face amont du filtre pour limiter les dépôts des particules dans la zone périphérique où le champ électromagnétique est moins intense, et où les particules sont plus difficiles à brûler. Cette couronne permet d'obtenir une meilleure répartition des micro-ondes dans le volume du filtre (volume utile), une augmentation de la quantité de particules brûlées et un meilleur rendement de la combustion.

Le filtre peut également être creux pour limiter les phénomènes de dilatation générés par une différence trop importante des températures entre le centre et la périphérie (Ollivon et al, 1989 ; Bert & Berteaud, 1990).

2.2. Dispositifs de régénération par micro-ondes

Composants du système :

Le système de génération des micro-ondes se compose des éléments suivants :

- un générateur qui produit une puissance électromagnétique
- un guide d'onde qui transporte l'énergie
- un applicateur qui consomme l'énergie (produit à traiter)

Dans certains cas, une cavité résonnante est utilisée dans le cas où la puissance électromagnétique n'est pas assez importante pour chauffer des matériaux ayant de faibles pertes diélectriques. Les ondes sont réfléchies par les parois de la cavité et sont absorbées par le produit à traiter.

Dans l'industrie, le générateur couramment rencontré a une fréquence de 2,45 GHz, ce qui permet d'obtenir, selon les brevets, des puissances allant de 200 à 3000 W (Yonemura & Kusuda, 1991 ; Silberglitt, 1997).

Le circuit le plus simple n'est composé que d'un applicateur, un guide d'onde et un générateur produisant une puissance Pi sous la forme d'une onde électromagnétique incidente (Figure 42-a). Lorsque toute la puissance incidente est absorbée par l'applicateur, le rendement est optimal et la charge est dite adaptée (CA). Si cette charge est mal adaptée, elle réfléchit une partie de l'onde (onde réfléchie) et renvoie donc une puissance réfléchie (Pr) (Figure 42-b). La superposition de l'onde réfléchie avec l'onde incidente donne une onde stationnaire caractérisée par des maximums (ventres) et des minimums (nœuds) (Thuery,

1983). L'utilisation d'un adaptateur d'impédance permet de ramener l'impédance de l'applicateur à l'impédance caractéristique du guide.

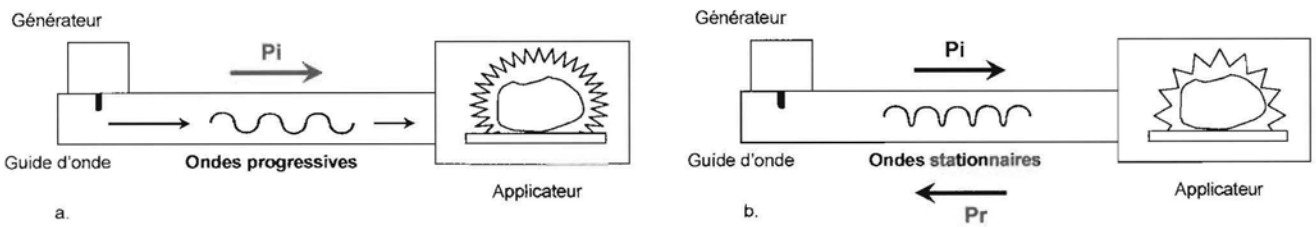


Figure 42 : Circuit micro-ondes simplifié (a) ou mal adapté (b)

Exemples de fonctionnement :

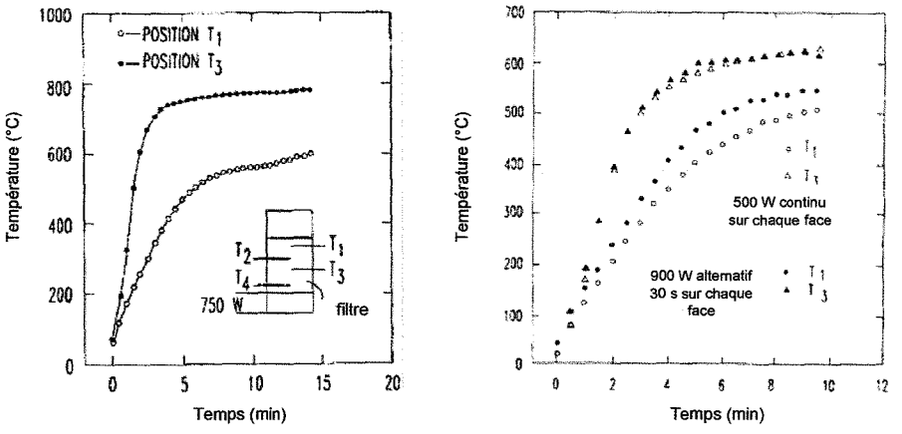
De nombreux systèmes ont été mis au point, en faisant notamment varier la position de l'entrée des micro-ondes dans l'applicateur. L'initiation de la régénération peut ainsi se faire dans différentes parties du filtre en fonction de la zone irradiée par les micro-ondes.

- face amont (Yonemura & Kusuda, 1991 ; Garner & Dent, 1989 ; Bert & Berteaud, 1990)
- face aval (Nobue & Fujiwara, 1994)
- de chaque côté du filtre (Silberglitt, 1997 ; Ollivon et al, 1989)
- en périphérie (Friesen, 1992 (2 générateurs) ; Puschner, 1986 ; Nixford, 1992 ; Puschner & Fürtauer, 1989 ; Erdmannsdörfer & Hummel, 1981 ; Renevot et al, 1986)
- à l'intérieur du filtre (dans l'axe) (Walton et al, 1991)

Dans les cas où les micro-ondes arrivent sur les faces du filtre, l'apport d'énergie ne sert qu'à initier la réaction de combustion des particules. Cette réaction étant exothermique, la chaleur dégagée se propage dans le filtre et permet de brûler les particules voisines, en partant de la zone où le champ électromagnétique est le plus fort (au centre) vers les zones où il est le moins intense (la périphérie) ((Yonemura & Kusuda, 1991).

Lorsque les micro-ondes sont introduites sur une seule face, la chaleur se propage par conduction de la face amont vers la face aval du filtre, l'énergie électromagnétique ne chauffant qu'une faible épaisseur de particules dans le filtre (Garner & Dent, 1989).

L'emploi de plusieurs générateurs micro-ondes (un sur chaque face) permet de réduire la non uniformité du chauffage, et donc d'obtenir un champ électromagnétique plus uniforme et de réduire la différence de températures dans le filtre (Silberglitt, 1997 ; Ollivon et al, 1989). Par exemple, Silberglitt (1997) a étudié l'utilisation de deux générateurs micro-ondes et comparé les températures atteintes dans le filtre pour différents types de fonctionnement : un seul générateur en continu sur une face, un générateur en continu sur chaque face et un générateur alternatif sur chaque face (Figure 43).



a. Exposition continue sur une face

b. Expositions de chaque face

Figure 43 : Température du filtre pour différents fonctionnements (Silberglitt, 1997)

Les deux entrées d'énergie sont positionnées de façon à avoir une atténuation de l'onde électromagnétique pour que seulement moins de 10 % de la puissance fournie par un générateur atteigne l'autre. Les deux générateurs peuvent fonctionner en continu en même temps, ou alternativement pendant une période correctement choisie. La régénération en continue permet de diminuer la puissance du générateur nécessaire, et donc la température dans le filtre. Le fonctionnement par cycle, quant à lui, nécessite une puissance plus importante mais fournit également des températures plus élevées. Le fonctionnement alternatif des générateurs « déplace » successivement la chaleur de l'avant à l'arrière du filtre, jusqu'à obtenir une bonne uniformité de la répartition de chaleur.

Bien que le générateur de micro-ondes puisse fonctionner en continu (régénération continue), il est généralement utilisé par cycles, comme par exemple celui donné par la Figure 44.

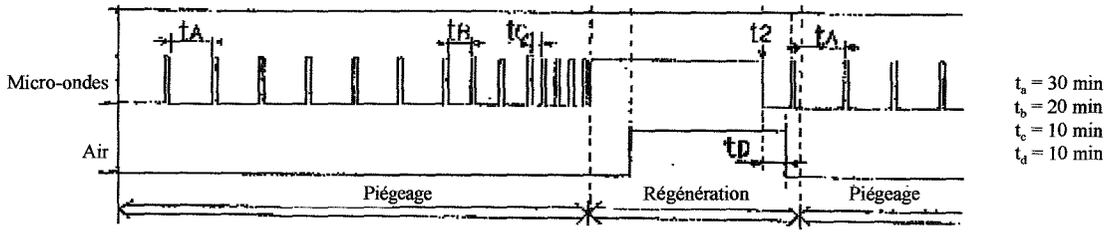


Figure 44 : Exemple de cycle piégeage/régénération (Yonemura & Kusuda, 1991)

Dans cet exemple, la post-combustion s'effectue en deux étapes distinctes : une étape de piégeage puis une étape de nettoyage. Durant la phase de piégeage, le générateur micro-ondes est allumé pendant une courte période à intervalles réguliers (plus court à la fin de l'étape de piégeage) pour maintenir une température relativement constante du filtre. Après une durée de piégeage fixée, le générateur fonctionne en continu et de l'air est injecté pour apporter de l'oxygène. Une fois l'étape de régénération terminée, un nouveau cycle de piégeage est lancé.

Dans cet exemple, l'oxygène nécessaire à la combustion des particules est apporté par une injection d'air, mais il peut également être fourni par l'excès d'air dans le mélange air combustible et être déjà présent dans le filtre (Bert & Berteaud, 1990).

Chapitre 2 : Dispositifs & protocoles expérimentaux

Comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, l'utilisation du bois pour le chauffage domestique se développe de plus en plus et présente l'avantage d'être une énergie renouvelable peu polluante. Si la combustion du bois ne produit que quelques traces de polluants (moins de 1 %), ces émissions peuvent encore être améliorées, notamment les émissions d'imbrûlés solides. Des techniques primaires permettent de réduire ces émissions, mais de façon limitée et un dispositif de traitement des fumées est nécessaire.

Pour les appareils de chauffage domestique, il existe peu de dispositifs d'épuration des fumées. Nous proposons donc d'installer un dispositif de post-combustion des fumées à la sortie de l'appareil de chauffage. (Figure 45).

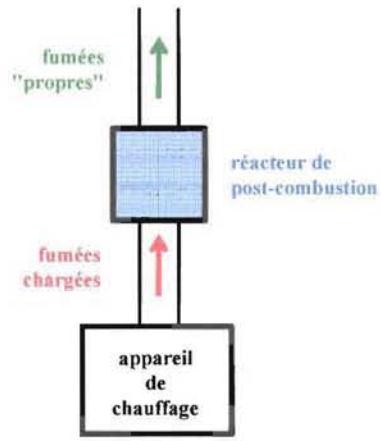


Figure 45 Objectif de l'étude

Ce dispositif vise à détruire les particules solides encore présentes dans les fumées, pour les rendre les plus propres possible. Il assure deux rôles : un rôle de piégeage et un rôle de destruction des imbrûlés par l'apport d'une énergie supplémentaire (par micro-ondes).

Pour étudier ce dispositif et établir son cahier des charges, nous avons dans un premier temps étudié les émissions de foyers fermés, notamment celles d'imbrûlés solides, pour réduire au maximum leur formation. Des imbrûlés restant malgré tout présents dans les fumées, nous avons déterminé certaines de leurs caractéristiques puis étudié séparément leur piégeage dans un lit filtrant et leur destruction par les micro-ondes.

I. Emissions d'un foyer fermé

Nous avons dans un premier temps étudié les émissions polluantes de deux appareils de chauffage.

1. Grandeurs mesurées et grandeurs calculées

Pour caractériser la qualité d'un foyer, deux aspects doivent être pris en compte : l'aspect environnemental (nature et quantités des polluants émis) et l'aspect énergétique (rendement de

combustion). Ces deux aspects sont notamment pris en compte dans les normes NF EN 13240 et NF EN 13229 respectivement appliquées aux poêles à bois et aux foyers fermés ou inserts.

1.1. Quantité de polluants gazeux et d'imbrûlés solides

Dans le cas de la combustion du bois, les principaux polluants gazeux considérés sont le monoxyde de carbone (CO) et les oxydes d'azote (NO et NO_2). Rappelons cependant que les fumées issues de la combustion du bois contiennent avant tout et surtout des gaz non polluants tels que du CO_2, de l'eau, de l'oxygène et de l'azote. Ces gaz représentent généralement entre 99 et 99,9 % des produits contenus dans les fumées.

Les émissions des composés polluants sont exprimées en partie par million (ppm) ou en gramme par unité de masse de combustible (en général en g/kg bois) ou par unité de volume de fumées (mg/Nm^3). Les formules de conversion entre ces différentes unités sont les suivantes :

$$X_c\ (mg/Nm^3) = X_c\ (ppm) \times \frac{M_c}{V_{M\ air}}, \qquad [9]$$

avec X_c la concentration du composé C exprimée en ppm ou en mg/Nm^3, M_c la masse molaire du composé (g/mol) et $V_{M\ air}$ le volume molaire de l'air dans les conditions normales de température et de pression (22,4 l/mol à 0°C et 1 atm),

$$X_c\ (mg/kg_{bois}) = X_c\ (mg/Nm^3) \times \frac{D_F}{\dot{m}_{bois}}, \qquad [10]$$

avec X_c la concentration du composé C exprimée en mg/kg_{bois} ou en mg/Nm^3, D_F le débit de fumées sèches ou humides selon le cas considéré (Nm^3/s) et $\dot{m}_{bois}$ le débit de bois consommé (kg/s).

Les émissions d'imbrûlés solides sont également exprimées en unité de masse par unité de masse de combustible (mg/kg bois) ou par unité de volume de fumées (mg/Nm^3).

Pour que les différentes valeurs d'émissions soient comparables entre elles, et pour s'affranchir de l'effet de la dilution des composés dans les fumées, une correction est nécessaire. Cette correction prend en compte la quantité de dioxygène (O_2) dans les fumées de l'essai : elle est donnée par l'équation [11],

$$X_{cor} = X_{brut} \cdot \frac{21 - O_{2ref}}{21 - O_{2\exp}}, \qquad [11]$$

avec X_{cor} la valeur corrigée de l'émission, X_{brut} la valeur expérimentale non corrigée, O_{2ref} le taux d'oxygène de référence fixé par la norme (13 %) et O_{2exp} le taux d'oxygène mesuré dans les fumées pendant l'expérience.

Pour caractériser correctement les émissions d'un appareil de chauffage, il est donc nécessaire de mesurer les émissions des composés souhaités ainsi que le taux d'oxygène dans les fumées.

1.2. Puissance, rendement

Il est possible de déterminer le rendement et la puissance d'un appareil de chauffage par un bilan entre l'énergie fournie au système (combustible) et celle perdue dans les fumées, que ce soit par la température de celles-ci ou à cause de la combustion incomplète du bois.

Equation bilan de la combustion :

Pour la combustion stoechiométrique d'un kilogramme de bois humide (x étant l'humidité sur brut), l'équation de combustion est :

$$\alpha\ CH_{1,44}O_{0,66} + \beta\ H_2O + \gamma\ [0{,}79N_2 + 0{,}21O_2] \longrightarrow \alpha\ CO2 + \delta\ H_2O + \varepsilon N_2 \qquad [12]$$

avec α, β, γ, δ et ε respectivement le nombre de moles de bois, d'eau initiale du bois, d'air de CO_2, de vapeur d'eau et d'azote des fumées pour la combustion stoechiométrique d'un kilogramme de bois humide, soit :

$$\alpha = \frac{1000}{24}\cdot(1-x) \qquad \delta = \frac{1000}{24}\cdot(1-x)\cdot 0{,}72 + \frac{1000}{18}\cdot x$$

$$\beta = \frac{1000}{18}\cdot x \qquad \varepsilon = \frac{1000}{24}\cdot(1-x)\cdot 3{,}87$$

$$\gamma = \frac{1000}{24}\cdot(1-x)\cdot 4{,}9$$

Les appareils de chauffage au bois fonctionnent avec une quantité d'air supérieure à celle qui est nécessaire. Cette quantité est définie par le facteur d'air f : f est inférieur à 1 lorsqu'il y a moins d'air qu'à la stoechiométrie, f est égal à 1 à la stoechiométrie, et f est supérieur à 1 lorsqu'il y a plus d'air qu'à la stoechiométrie. L'équation de combustion est alors la suivante :

$$\alpha\ CH_{1,44}O_{0,66} + \beta\ H_2O + \gamma\cdot f\ [0{,}79N_2 + 0{,}21O_2] \longrightarrow \alpha\ CO2 + \delta\ H_2O + \varepsilon' N_2 + \omega\ O_2 \qquad [13]$$

avec ε' et ω le nombre de mole d'azote et d'oxygène des fumées pour une combustion totale de un kilogramme de bois humide en présence d'un facteur d'air f, soit :

$$\varepsilon' = \frac{1000}{24}\cdot(1-x)\cdot 3{,}87\cdot f \qquad \omega = \frac{1000}{24}\cdot(1-x)\cdot 1{,}03\cdot(f-1)$$

Facteur d'air :

Si le facteur d'air est supérieur à 1 (ce qui est toujours le cas lors de la combustion du bois dans les appareils indépendants), il peut être calculé à partir de la mesure du taux d'oxygène restant dans les fumées lors de l'expérience [14] et [15]).

$$O_{2\,\exp} = \frac{n_{O_2}}{n_{FS}} \times 100, \qquad [14]$$

avec O_{2exp} le pourcentage d'O2 des fumées (%), n_{O2} le nombre de moles d'O_2 dans les fumées sèches (mol O_2/kg bois), n_{FS} le nombre de moles de fumées sèches (mol fumées/kg bois) ;

$$f = \frac{103 - 0{,}03 \cdot O_{2\,\exp}}{103 - 4{,}9 \cdot O_{2\,\exp}}. \qquad [15]$$

Puissance de l'appareil :

La puissance de l'appareil de chauffage est donnée par l'équation [16] :

$$P = \eta \cdot \dot{m}_b \cdot PCI_h, \qquad [16]$$

avec P la puissance délivrée par l'appareil (kW), η le rendement, $\dot{m}_b$ le débit massique de bois (kg/s) et PCI_h le pouvoir calorifique inférieur du bois humide (kJ/kg).

Pour déterminer la puissance de l'appareil, il est donc nécessaire de calculer le rendement de la combustion. Ceci se fait par l'intermédiaire de l'équation suivante :

$$\eta = \frac{P_b - P_{FS} - P_{CO}}{P_b} \times 100, \qquad [17]$$

avec P_b la puissance théorique fournie par le bois (kW), P_{FS} la puissance perdue par les fumées (kW) et P_{CO} la puissance perdue lorsque le carbone forme du CO au lieu du CO_2 (kW). D'autres imbrûlés concourent à augmenter les pertes, mais dans tous nos essais, les pertes liées à ces imbrûlés ont toujours été très faibles (inférieures à 1 % des pertes totales).

Puissance fournie par le bois :

$$P_b = \dot{m}_b \cdot PCI_h, \qquad [18]$$

avec $\dot{m}_b$ le débit de bois consommé (kg/s) et PCI_h le pouvoir calorifique inférieur du bois humide (kJ/kg).

Pertes dans les fumées :

$$P_{FH} = D_{FH} \cdot C_{pFH} \cdot \left(T_{FH} - T_{amb}\right), \qquad [19]$$

avec D_{FH} le débit des fumées humides (Nm^3/s), C_{pFH} la capacité thermique volumique des fumées humides ($kJ/Nm^3.°C$), T_{FH} la température des fumées (°C), T_{amb} la température de la pièce (°C)

Le débit de fumées humides est déterminé à partir de l'équation bilan de la combustion par la relation suivante :

$$D_{FH} = V_{M\,air} \cdot \dot{m}_b \cdot n_{FH} = \dot{m}_b \cdot 22{,}4 \cdot \left[\frac{1-x}{24} \cdot \left(4{,}9 \cdot f + 0{,}69\right) + \frac{x}{18}\right], \qquad [20]$$

avec $V_{M\,air}$ le volume molaire dans les conditions normales de température et pression (Nm^3/mol).

Selon l'équation de combustion, les fumées humides sont composées de CO_2, N_2, O_2, et H_2O auxquels s'ajoute le CO mesuré dans les fumées. La capacité thermique des fumées est alors calculée par la relation suivante :

$$C_{pFH} = O_{2\,exp} \cdot C_{pO_2}(T_{FH}) + [CO_2] \cdot C_{pCO_2}(T_{FH}) + [CO] \cdot 10^3 \cdot C_{pCO}(T_{HF}) + \ldots$$
$$\ldots + [H_2O] \cdot C_{pH_2O}(T_{FH}) + \left(1 - O_{2\,exp} - [CO_2] - [CO] \cdot 10^3 - [H_2O]\right) \cdot C_{pN_2}(T_{FH}), \quad [21]$$

avec $C_{pi}(T_{FH})$ la capacité calorifique du composé i à la température T_{FH} (kJ/Nm^3.°C), $[CO_2]$ la concentration de CO_2 mesurée dans les fumées humides (%), [CO] la concentration de CO mesurée dans les fumées humides (ppm) et $[H_2O]$ la concentration de H_2O calculée dans les fumées humides (%).

Pertes par le CO :

La réaction de formation du CO_2 à partir du carbone libère l'énergie ΔH_{CO2} = 394 kJ/mol. Lorsque le carbone forme du CO au lieu du CO_2, l'énergie libérée n'est plus que ΔH_{CO} = 111 kJ/mol. Ainsi, lors de la combustion, la formation du CO au lieu du CO_2 engendre une perte, calculée par l'équation [22]:

$$P_{CO} = \dot{n}_{CO} \cdot \left(\Delta H_{CO_2} - \Delta H_{CO}\right), \quad [22]$$

avec $\dot{n}_{CO}$ le débit molaire de CO mesuré dans les fumées (mol CO/s).

Le nombre de moles de CO des fumées est calculé à partir de la mesure par la relation suivante :

$$\dot{n}_{CO} = \frac{[CO]_{ppm}}{10^6} \times \frac{D_{FH}}{V_{M\,air}}. \quad [23]$$

Pour considérer l'aspect énergétique d'un appareil de chauffage, il est donc nécessaire de mesurer en continu les données suivantes : émissions de CO, CO_2, taux d'O_2, masse de combustible, températures ambiante et des fumées, durée de l'essai, caractéristiques du combustible (PCI_h, humidité).

2. Dispositif expérimental

Afin de caractériser les émissions d'un appareil de chauffage, l'ensemble expérimental comprend les éléments suivants (Figure 46) :

- une balance : permettant de suivre en continu les variations de masse dans le foyer
- l'appareil de chauffage
- un joint à huile : permettant de dissocier le foyer du reste de la cheminée
- un analyseur de gaz TESTO 350 : donnant au cours du temps les concentrations en O_2, CO, NO, NO_2, CO_2 et différentes températures
- un anémomètre à hélice TESTO 400 : mesurant la vitesse des fumées
- un analyseur de poussières EP 2000 : mesurant les imbrûlés solides

- un extracteur avec régulateur de tirage : assurant une dépression constante et réglable dans la cheminée

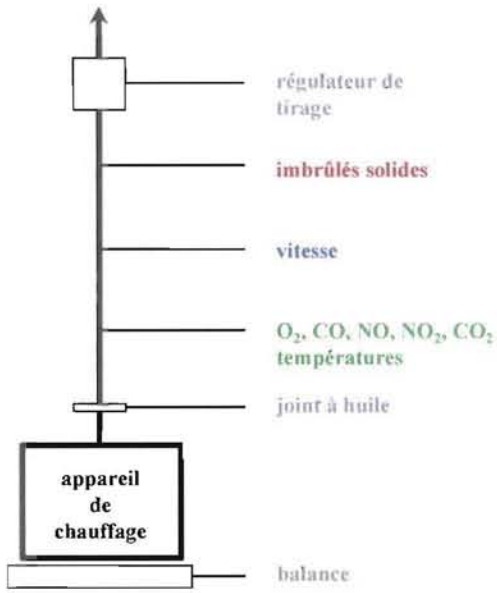
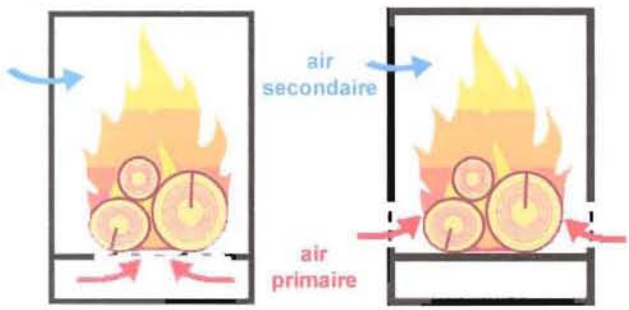


Figure 46 Dispositif expérimental

Dans ce qui suit, nous donnons quelques informations sur ces différents éléments.

2.1. Appareils de chauffage

Afin de comparer des appareils de chauffage utilisant des modes de combustion différents, nous avons étudié un foyer fermé à combustion sur grilles et un foyer à combustion sur sole. Dans le cas d'une combustion sur grille, le bois repose sur une grille métallique et l'air de combustion est injecté sous la grille (Figure 47-a). Pour une combustion sur sole, le bois repose directement sur un fond fermé du foyer et l'air de combustion est injecté par des orifices placés sur la périphérie du foyer (Figure 47-b).



a. Combustion sur grilles b. Combustion sur sole

Figure 47 · Combustion sur grilles et sur sole

Les caractéristiques de ces foyers sont récapitulées dans le Tableau 22.

Tableau 22 : Caractéristiques des foyers utilisés

	Foyer à grilles	Foyer à sole
Puissance :	13 kW	14 kW
Combustible :	Bois bûches 50 cm	Bois bûches 50 cm
Chambre de combustion :	93 litres	104 litres
Dimensions extérieures :	740x740x433	740x900x480

La sole du foyer à sole a la particularité de posséder une grille permettant le nettoyage du foyer (grilles de décendrage). Lors des essais, cette grille est fermée, mais il est également possible de la laisser ouverte pour tester d'autres conditions de fonctionnement.

2.2. Balance – joint à huile

Le foyer est installé sur une balance, modèle DP 300 de la société OHAUSS, qui a une capacité de 300 kg pour une précision de 10 g. Reliée à un ordinateur, elle permet de suivre en continu l'évolution de la masse totale lors des cycles de combustion.

Pour que les valeurs données par la balance soient cohérentes, il est nécessaire que les appareils à peser ne soient pas en contact avec le sol ou les murs. Pour dissocier le foyer du reste de la cheminée, un joint à huile a été installé à la sortie du foyer. Le principe du joint est montré par la Figure 48.

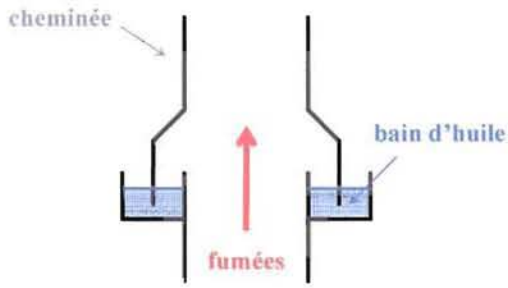


Figure 48 : Schéma du joint à huile

Ce dispositif peut fonctionner avec de l'eau (risque d'évaporation si la température est trop importante) ou de l'huile résistant aux températures des fumées en sortie de foyer.

2.3. Analyseur de gaz

La composition des gaz est mesurée grâce à un analyseur à cellules électrochimiques (modèle TESTO XL450). Une canne de prélèvement est placée dans la cheminée et aspire en continu un petit volume de fumée par l'intermédiaire d'une pompe. Après un refroidissement brutal du prélèvement à une température entre 4 et 8°C, le condensat est évacué à intervalles réguliers et les gaz séchés sont filtrés (particules et vapeur d'eau restante). Ils passent ensuite dans une série de cellules électrochimiques. Dans chacune de ces cellules, une petite partie des gaz diffuse à travers une membrane et donne un signal électrique. Le reste des gaz est finalement évacué dans l'air.

La cellule de mesure du CO possède un circuit de gaz indépendant qui est équipé d'un système de coupure et de purge permettant de la nettoyer lorsqu'elle est saturée, ainsi que d'une pompe supplémentaire rendant possible une dilution du gaz (par de l'air ou de l'azote), afin d'étendre les gammes de mesure.

Cet appareil permet ainsi de mesurer les teneurs O_2, CO, NO et NO_2. En fonction du combustible utilisé, il calcule également les émissions de CO_2 par différence entre le CO et le carbone du combustible (qui est un paramètre à définir avant l'utilisation) et le rendement de combustion.

Des thermocouples de type K placés à l'extrémité de la canne de prélèvement et sur l'appareil permettent de mesurer la température des fumées et la température ambiante lors des essais.

La précision des mesures est donnée dans le tableau suivant :

Tableau 23 · Précision des mesures du TESTO XL450

	Température	O_2	CO	NO	NO_2
Plage :	- 40 à 1200°C	0 à 25% du volume	0 à 10000 ppm	0 à 3000 ppm	0 à 500 ppm
Précision:	- 40 à 99,9°C : +/- 0,5°C 100 à 1200°C : +/- 0,5% x	+/- 0,8%	0 à 199 ppm : +/- 5 ppm 200 à 2000 ppm : +/- 5% x 2001 à 10000 ppm : +/- 10% x	0 à 99 ppm : +/- 5 ppm 100 à 1999 ppm : +/- 5% x 2000 à 3000 ppm : +/- 10% x	0 à 99 ppm : +/- 5 ppm 100 à 500 ppm : +/- 5% x

x : valeur mesurée

2.4. Analyseur de teneur en particules

Principe :

La quantité d'imbrûlés solides produite par le foyer est mesurée en continu par un analyseur de poussière de type EP 2000 de la société OLDHAM. Le principe de cet analyseur est la mesure par post-diffusion laser : un rayon laser traverse la cheminée ; les particules qui passent devant le faisceau le diffuse en partie, l'intensité de la lumière diffusée étant mesurée par un récepteur situé de l'autre côté de la cheminée (Figure 49).

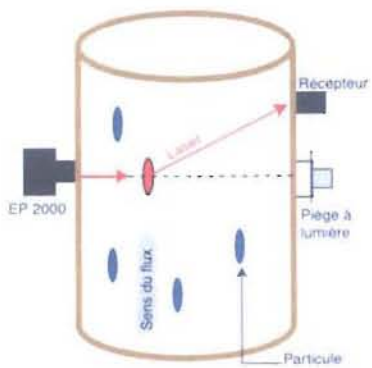


Figure 49 · Schéma de principe de l'analyseur de poussières (OLDHAM)

La précision de la mesure des concentrations en poussières est de 0,05 mg/Nm^3, pour une gamme de mesure allant de 0 à 1000 mg/Nm^3.

Installation :

Afin de s'adapter à tous les types d'appareil de chauffage étudié, l'analyseur est monté sur un support réglable en hauteur. Ce support est composé de pieds réglables et d'un fourreau en deux parties autour de la cheminée qui assure la position du récepteur par rapport à l'émetteur.

L'émetteur et les lentilles du récepteur sont protégés des fumées par des fenêtres en verre. Pour éviter l'encrassement dû aux dépôts de poussières et de goudrons, les optiques sont balayées par un flux d'air constant. Des ventilateurs fournissent l'air à l'émetteur et au récepteur.

Etalonnage :

L'étalonnage de cet appareil est réalisé en effectuant un prélèvement isocinétique dans les fumées pour une durée fixée entre 15 et 30 min (Figure 50). Ce prélèvement passe par un filtre pour récupérer toutes les particules aspirées ; ce filtre est pesé avant et après le prélèvement pour déterminer la teneur en particules des fumées. Pendant cette période, l'appareil mesure en continu les émissions de particules et calcule une moyenne par intégration du signal sur la durée de la mesure. La valeur obtenue par calcul est alors remplacée par celle obtenue par piégeage.

Deux essais de confirmation sont ensuite réalisés. La quantité de particules calculée par l'analyseur est comparée à celle obtenue par piégeage. Si ces valeurs piégée et calculée sont différentes (± 5 %), la procédure est répétée.

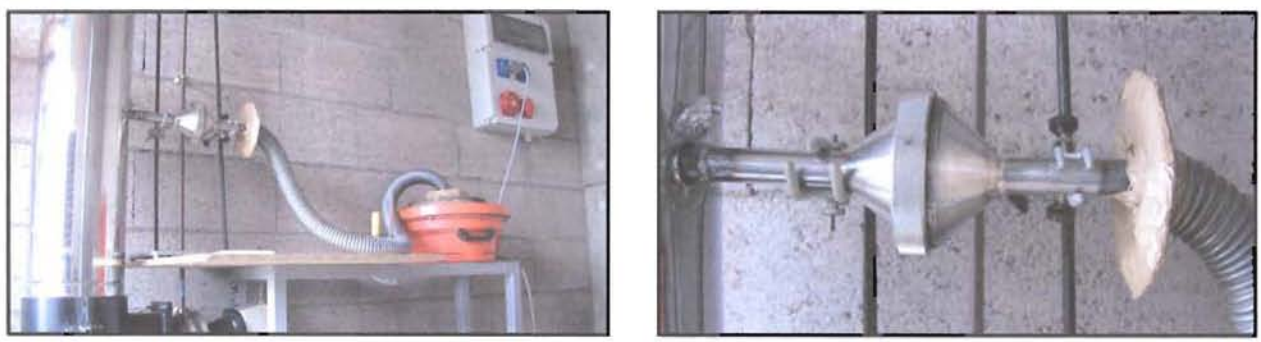


Figure 50 Dispositif de prélèvement de poussières

2.5. Extracteur

Pour réaliser les essais de combustion dans des conditions similaires et correspondant à la norme NF EN 13229 sur les procédures d'essais des foyers fermés, la cheminée est équipée d'un extracteur de fumées.

Un variateur permet de modifier la fréquence de rotation du moteur de l'extracteur. Il est couplé avec une sonde qui mesure la différence entre la pression à l'intérieur de la cheminée et celle à l'extérieur. Cette différence de pression, appelée aussi tirage, est convertie par la sonde en tension, et utilisée pour adapter la fréquence de consigne du régulateur afin de maintenir un tirage constant durant tout l'essai.

3. Procédure expérimentale

La norme NF EN 13229 décrit les essais réglementaires à effectuer pour caractériser un foyer fermé. A partir de cette norme, nous avons établi la procédure expérimentale suivante :

3.1. Combustible

Pour les essais de combustion, deux types de bois sont considérés : le bois d'allumage et le bois de combustion. Les caractéristiques du bois utilisé sont récapitulées dans le Tableau 24 et le Tableau 25 :

Tableau 24 : Caractéristiques du combustible

	Allumage	Combustion
Essence :	Pin - Sapin	Hêtre
Longueur :	10 à 25 cm	45 à 50 cm
Diamètre :	Restes	10 à 15 cm
Conditionnement :	d'avivés	Buches fendues
Humidité sur brut :	5 à 10 %	12 à 20 %
PCI_h :		15 000 à 18 000 kJ/kg

Tableau 25 : Composition élémentaire du combustible (analyse du CNRS)

	C (%)	H (%)	O (%)	N (%)	Cendres
Moyenne :	47,08	6,23	45,49	< 0,3	0,62
c.o.v. (%) :	0,93	2,06	2,41		4,27

3.2. Paramètres

Le Tableau 26 donne les paramètres fixés pour les essais de fonctionnement en allure normale et en allure réduite.

Tableau 26 : Paramètres des essais en allure normale et réduite

	Allure normale	Allure réduite
Combustible		
Chargement :	5 à 7 kg	13 kg
Paramètres		
Durée :	1 h 30	10 h
Tirage :	12 Pa	6 Pa
Amenées d'air :	100%	33%

Les charges de bois sont calculées en fonction de la durée, de la puissance nominale de l'appareil donnée par le constructeur (13 et 14 kW pour nos appareils) et pour un rendement de 65 %.

Pour analyser les émissions de différents types d'appareil et de fonctionnement, nous avons effectué les essais récapitulés dans le Tableau 27. Pour le foyer à sole, nous avons étudié trois réglages en ouvrant ou non les grilles de décendrage en début et/ou en fin d'essai.

Tableau 27 : Récapitulatif des essais de combustion réalisés

	Foyer à grilles		Foyer à sole	
Réglages		Grille fermée	Grille ouverte au début	Grille ouverte au début et à la fin
Allure normale	x	x	x	x
Allure réduite	x		x	

3.3. Procédure

Le déroulement des essais de combustion est le suivant :

- allumage du foyer avec des morceaux de résineux
- mise en régime : 2 chargements correspondant à l'essai d'allure normale – mise en température de l'appareil et constitution de la réserve de braises
- essais en allure normale : 2 ou 3 chargements consécutifs
- essai en allure réduite : 1 chargement

Au début d'un chargement, la masse de bois et la masse de braises dans le foyer sont notées. L'essai est terminé lorsque la masse de braises restant à la fin de l'essai est égale à la réserve de braises disponible au début, plus une teneur en cendres. Un nouveau chargement peut alors être introduit dans le foyer pour un nouvel essai.

II. Caractérisation des imbrûlés solides

1. Détermination de la composition des imbrûlés

1.1. Composition chimique

L'analyse élémentaire des imbrûlés et du bois est réalisée par le service central d'analyse du CNRS. Les taux de carbone, hydrogène et azote sont déterminés par chromatographie en phase gaz. L'échantillon subit une combustion à 1050°C sous hélium et oxygène. Les gaz (CO_2, H_2O, N_xO_y) sont séparés par une colonne et analysés par un détecteur à conductibilité thermique (variation d'une résistance sensible à la température lors du passage du gaz vecteur et du soluté).

Les quantités de minéraux sont déterminées par une minéralisation en milieu acide de l'échantillon (solubilisation dans l'acide), suivi d'une spectrométrie d'absorption atomique.

1.2. Taux de cendres

Le taux de cendres d'un composé représente la fraction du matériau qui n'est pas brûlée lors d'une combustion. Il est déterminé en effectuant la combustion d'une masse connue de combustible dans un four à moufles (au moins 8 heures), selon la norme NF M03-003.

Le four utilisé est un four à moufles composé d'une petite chambre (17,5 x 21 x 38 cm) entourée de briques réfractaires de 10 cm d'épaisseur pour isoler le système et concentrer toute la chaleur (Figure 51). A l'arrière du four, deux orifices et un ventilateur assurent la circulation et le renouvellement de l'air. La température à l'intérieur du four est mesurée par un thermocouple et est régulée par un PID.

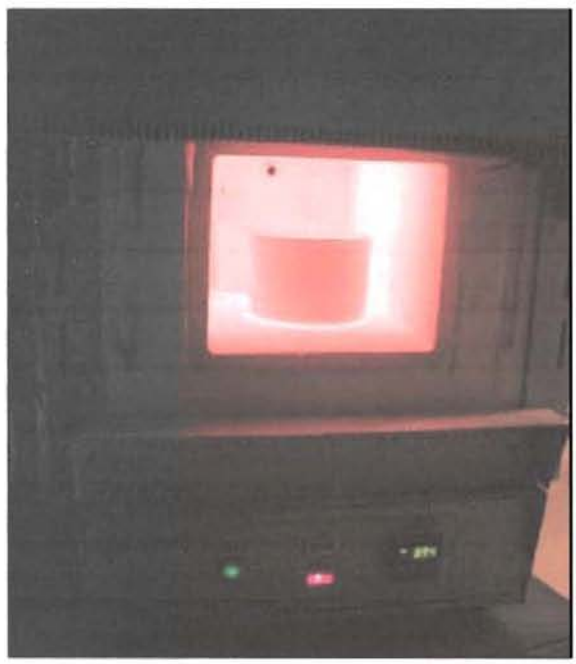


Figure 51 Four à moufles

A partir de la norme NF M03-003, nous avons établi la procédure suivante pour déterminer le taux de cendres des imbrûlés solides. Une masse connue d'imbrûlés est placée dans un creuset en inconel et placée au four à 900°C. Après 12 heures, toute la matière organique a été détruite et il ne reste que les cendres. Le taux de cendres ($T_{cendres}$) est alors calculé comme le pourcentage de résidus par rapport à la masse totale d'imbrûlés (équation [24]).

$$T_{cendres}\ (\%) = \frac{M_{résidu}}{M_{PM}} \times 100\,, \qquad [24]$$

avec M_{PM} la masse d'imbrûlés initialement placée dans le creuset et $M_{résidu}$ la masse de résidus restant après 12 h à 900°C.

2. Détermination de la dégradation des imbrûlés

Pour étudier la dégradation des imbrûlés, nous avons utilisé le four à moufles décrit précédemment. Les imbrûlés sont piégés sur un lit de billes disposé en lit fixe (§ III.1). Les billes chargées des imbrûlés à étudier sont placées dans des paniers en grillage métallique, permettant une exposition homogène au flux d'air et à la chaleur (Figure 52). Les paniers sont ensuite placés un milieu du four. Nous avons réalisé deux types d'essai :

- essais de température : les billes chargées d'imbrûlés sont exposées pendant 1h30 à une température constante entre 100 et 700°C par palier de 100°C
- essais de temps de séjour : les billes sont exposées à une température fixée ente 1 et 90 min par palier de 1 min (jusqu'à 5 min) ou de 5 min (de 5 et 90 min)

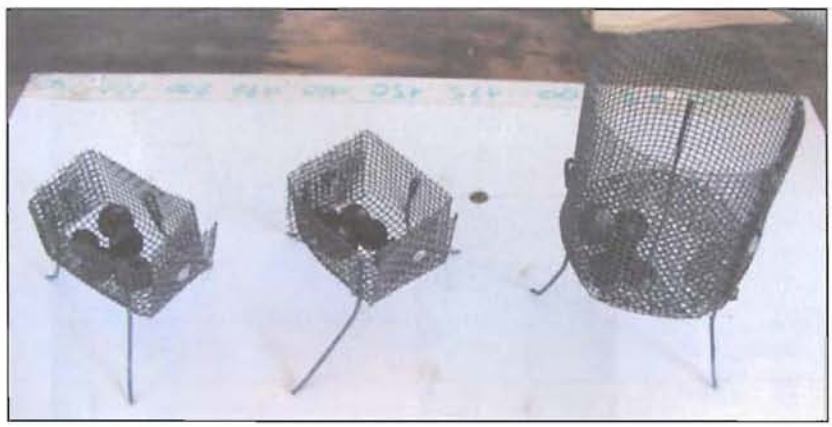


Figure 52 : Paniers pour le four à taux à moufles

Lorsque l'essai est terminé, les billes sont posées dans un creuset et placées dans le four à 900°C pendant 24 heures, pour assurer la combustion complète des particules restant sur les billes et déterminer ainsi la masse initiale des billes.

Le pourcentage de combustion des imbrûlés est donné par l'équation [25] :

$$D_c\ (\%) = \frac{M_{b\,final} - M_{b\,900}}{M_{b\,initial} - M_{b\,900}} \times 100 \qquad [25]$$

avec D_c le taux de dégradation des imbrûlés (%), $M_{b\ initial}$ la masse de billes chargées d'imbrûlés avant l'exposition, $M_{b\ final}$ la masse de billes chargées après combustion partielle des imbrûlés et $M_{b\ 900}$ la masse de billes propres (régénérées à 900°C).

3. Détermination du pouvoir calorifique des imbrûlés

Le pouvoir calorifique est déterminé avec une bombe calorimétrique, dont le schéma est présenté sur la Figure 53. La bombe permet de faire brûler un échantillon dans une atmosphère oxydante sous pression, afin de déterminer son pouvoir calorifique supérieur (PCS) (norme NF ISO 1928).

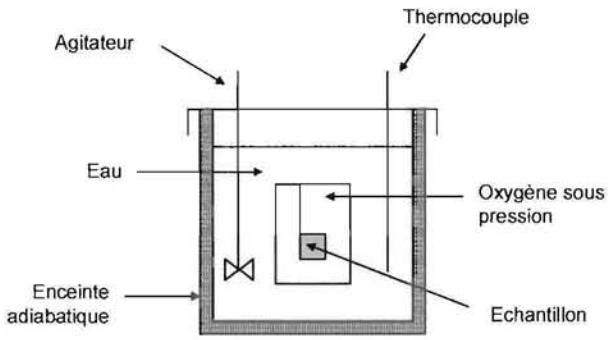


Figure 53 Schéma de principe de la bombe calorimétrique

L'échantillon anhydre est placé dans la bombe calorimétrique, hermétiquement fermée et remplie d'oxygène sous pression. Une étincelle électrique permet d'enflammer l'échantillon et de réaliser une combustion complète de l'échantillon. La chaleur est transmise au bain d'eau du vase adiabatique et un thermocouple mesure la variation de température.

Le bilan d'énergie est donné est tel que :

$$m_{échant}.PCS_{s\ échant} = (m_{eau}.C_{p\ eau} + K_{bombe}).\Delta T\ , \qquad [26]$$

avec $m_{échant}$ la masse de l'échantillon étudié (g), $PCS_{s\ échant}$ son PCS sec (J/g), m_{eau} la masse d'eau introduite dans le vase (g), C_{peau} la capacité calorifique de l'eau (soit 4,18 J/g.K), K_{bombe} la constante calorifique de la bombe(J/K), et ΔT la différence de température de l'eau entre le début et la fin de l'essai (il faut une température finale d'environ 25°C).

Dans un premier temps, il convient de calculer la constante de la bombe K_{bombe} grâce à un échantillon de PCS connu, à savoir l'acide benzoïque (PCS_s = 26 442 J/g).

Le combustible utilisé dans les appareils de chauffage pouvant être humide et contenant de l'hydrogène, il est plus intéressant de connaître son pouvoir calorifique inférieur humide (PCI_h) qui est la quantité de chaleur qui peut réellement être récupérée. Il est déterminé à l'aide des équations [27] et [28] :

$$PCI_{s\ échant} = PCS_{s\ échant} - 9.L_{v\ eau}.H_H\ , \qquad [27]$$

avec $L_{v\ eau}$ la chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0°C ($L_{v\ eau}$ = 2 511 J/g) et H_H la fraction massique d'hydrogène dans le bois sec (H_{H2} = 0,06),

$$PCI_{h\,échant} = \frac{(100 - H_b)\cdot PCI_{s\,échant}}{100} - \frac{H_b \cdot L_{v\,eau}}{100} \qquad [28]$$

avec H_b l'humidité sur brut du bois (en %) déterminée selon la norme NF B51-004.

4. Détermination de la permittivité des imbrûlés

4.1. Principe de la mesure

Pour mesurer la permittivité complexe d'un matériau, plusieurs méthodes peuvent être utilisées, notamment la mesure du coefficient de réflexion d'une onde électromagnétique par un analyseur vectoriel de réseau. Une lame du matériau à étudier (d'épaisseur d_1) est placée dans un guide d'onde, perpendiculairement à l'axe du guide et le circuit est fermé par un piston court-circuit variable (Figure 54). L'analyseur de réseau envoie une onde électromagnétique dont une partie est réfléchie par le matériau et caractérisée par un coefficient complexe de réflexion (Ghanem et al, 1988).

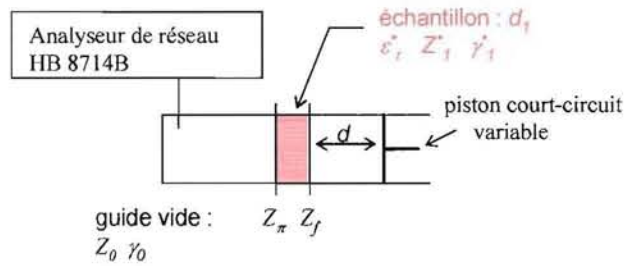


Figure 54 Principe de la mesure de la permittivité

Dans cette figure, Z représente une impédance caractéristique, γ un coefficient de propagation (guide, échantillon), ε_r^* la permittivité du matériau, d une distance (épaisseur de l'échantillon, distance au piston de court-circuit).

Le coefficient de réflexion permet de calculer deux grandeurs à partir des relations [29] et [30] : l'impédance caractéristique complexe du matériau (Z_1) et son coefficient de propagation complexe (γ_1) du mode TE_{01} dans la partie du guide contenant le matériau, puis la permittivité complexe du matériau. Les mesures et les calculs sont effectués pour différentes positions particulières du piston court-circuit. Ainsi, cette méthode est particulièrement fiable car les calculs sont redondants à chaque étape.

$$\rho^* = \frac{z^* - 1}{z^* + 1}, \qquad [29]$$

$$z^* = \frac{Z_\pi}{Z_1} = \frac{\frac{Z_f}{Z_1} + th(\gamma_1.d_1)}{1 + \frac{Z_f}{Z_1}.th(\gamma_1.d_1)} = \frac{Z_1}{Z_0}\frac{Z_0.th(\gamma_0.d) + Z_1.th(\gamma_1.d_1)}{Z_0.Z_1 + Z_0.th(\gamma_0.d).th(\gamma_1.d_1)}, \qquad [30]$$

avec Z_0 l'impédance caractéristique du guide vide.

4.2. Procédure expérimentale

L'échantillon à tester est placé dans une bride standard adaptée au guide d'onde utilisé (d'épaisseur d_1 = 10 mm). Pour les échantillons en poudre, une feuille d'isolant (inerte vis-à-vis des micro-ondes) est ajoutée pour le maintenir dans le guide. La bride est ensuite placée à l'extrémité du guide de l'onde incidente, et le circuit est fermé successivement par un court-circuit et un circuit ouvert (Figure 55).

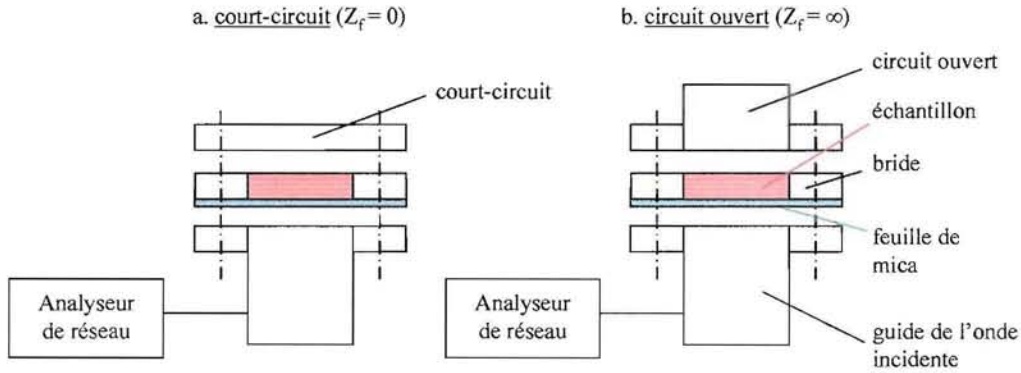


Figure 55 Dispositif de mesure du coefficient de réflexion avec un court-circuit (a) et un circuit ouvert (b)

L'analyseur envoie dans le guide une onde de fréquence connue (2450 Hz) et mesure le module et la phase du coefficient complexe de réflexion.

4.3. Calculs de la permittivité

Pour une position donnée du piston de court-circuit, correspondant au type de fermeture utilisée, l'impédance de fermeture Z_f est connue. Les coefficients de réflexion dans le plan π sont alors donnés par les équations [31] et [32] :

$$\rho_{\pi}^{cc} = \frac{\frac{Z_1}{Z_0}.th(\gamma_1.d_1) - 1}{\frac{Z_1}{Z_0}.th(\gamma_1.d_1) + 1} \qquad [31]$$

$$\rho_{\pi}^{co} = \frac{\frac{Z_1}{Z_0.th(\gamma_1.d_1)} - 1}{\frac{Z_1}{Z_0.th(\gamma_1.d_1)} + 1} \qquad [32]$$

avec, dans le cas d'un matériau non magnétique, $\frac{Z_1}{Z_0} = \frac{\gamma_0}{\gamma_1}$, $\gamma_0 = j.\frac{2\pi}{\lambda_{g0}}$, $\gamma_1 = j.\frac{2\pi}{\lambda}\sqrt{\varepsilon_r^* - \left(\frac{\lambda}{\lambda_c}\right)^2}$.

Les valeurs γ_0 et Z_0, sont déterminées à partir des longueurs d'ondes caractéristiques du guide d'onde. Pour le guide d'onde utilisé, ces données sont connues : $\lambda = 122$ mm, $\lambda_{g0} = 173$ mm et $\lambda_c = 172{,}7$ mm, $Z_0 = 50\ \Omega$, et γ_l et Z_l dépendent du matériau.

A partir des mesures des coefficients de réflexion, nous déterminons les impédances complexes correspondantes par l'intermédiaire de l'équation [33] :

$$Z_i = \frac{1+\rho_i}{1-\rho_i} \cdot Z_0, \qquad [33]$$

avec, Z_l et ρ_i l'impédance et le coefficient de réflexion pour la fermeture i.

Le produit Z_{cc} x Z_{co} permet alors de calculer directement l'impédance du matériau Z_l (équation [34]), sans avoir à résoudre les équations avec th($\gamma_l.d_l$), et d'en déduire la permittivité complexe ε^*_r par le calcul de γ_l. Ces calculs sont effectués en utilisant le programme de calcul MATHEMATICA.

$$Z_{co} \cdot Z_{cc} = Z_1^{\,2} \qquad [34]$$

5. Analyse microscopique des imbrûlés

Le principe du microscope électronique est de balayer la surface d'un échantillon avec un faisceau très fin d'électrons. Sous l'impact de ce faisceau, un certain nombre d'interactions vont avoir lieu entre les atomes de l'échantillon et les électrons (Figure 56-a). C'est sur la mesure de ces phénomènes secondaires que sont basés les microscopes électroniques pour l'observation et l'analyse des échantillons.

Les électrons sont produits par un fil de tungstène, focalisés par une plaque percée (wehnelt) servant de cathode et accélérés par le champ électrique entre la cathode et l'anode (qui est une deuxième plaque percée située plus bas dans la colonne). Un jeu de bobines, de lentilles et de diaphragmes permet de régler au mieux le faisceau et de balayer la surface de l'échantillon. L'ensemble est maintenu dans le vide pour éviter l'oxydation des composants et la déviation des électrons après collision avec les molécules d'air.

Lorsque le faisceau rencontre la surface de l'échantillon, les électrons irradient celle-ci, pénètrent dans le matériau et affectent un volume d'interaction (poire de diffusion) dans lequel différentes radiations sont produites en fonction de la profondeur atteinte par les électrons (Figure 56-b).

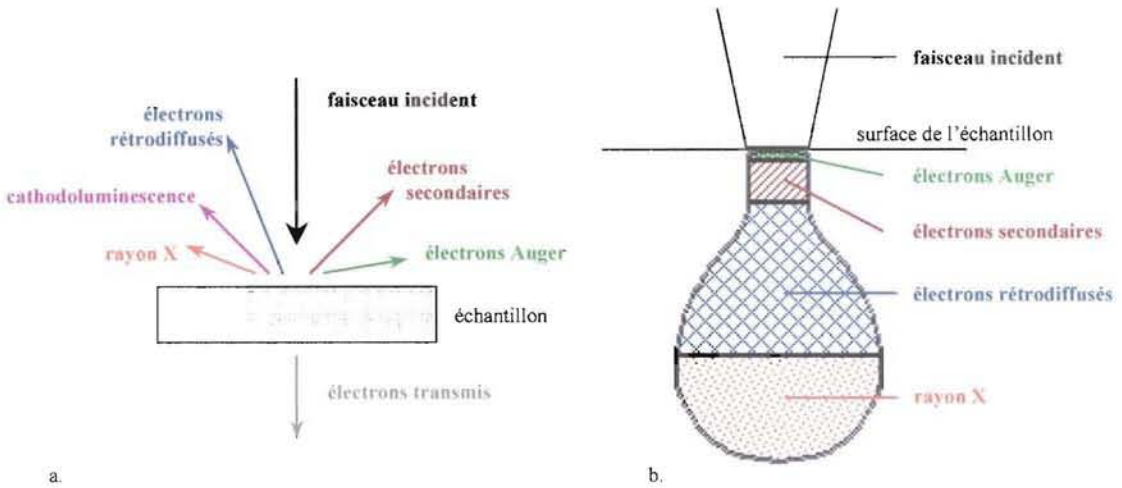


Figure 56 : a. Interaction entre les électrons et l'échantillon – b. Poire de diffusion

Chaque type de radiation, mesurée avec le dispositif correspondant, donne différentes informations :

- électrons secondaires : électrons peu liés aux atomes, ils sont éjectés par les électrons incidents et ayant une faible énergie, seuls ceux proches de la surface peuvent s'échapper et être détectés. Ils servent à déterminer la topographie de l'échantillon.
- électrons rétrodiffusés : causés par le choc entre un électron incident et un atome, ils sont dispersés avec une énergie importante et proviennent d'une plus grande profondeur. Leur nombre est d'autant plus important que le numéro atomique est élevé, ce qui fournit une image de la composition (contraste atomique).
- rayons X : les photons X sont émis lorsque l'atome ionisé par le faisceau revient à son état fondamental, par la différence d'énergie entre un électron d'une couche externe passant à la place de celui manquant sur une couche interne. L'énergie de ces photons dépend de l'élément qui l'a émis et le relevé de ces énergies donne la composition élémentaire de l'échantillon.
- électrons Auger : électrons de faible énergie caractéristique de l'élément émetteur et des liasions chimiques. Du fait de cette faible énergie, ils donnent une indication de la composition élémentaire de la surface.
- cathodoluminescence : photons de grande longueur d'onde émis par le bombardement de matériaux isolants ou semi-conducteurs.
- électrons transmis : ils donnent une information sur la composition et l'état cristallin de l'échantillon.

L'interaction entre les électrons et l'échantillon conduit à une accumulation de charges à la surface, qui sont évacuées vers la masse du porte échantillon lorsque le matériau est conducteur. Pour un isolant, il est donc nécessaire de rajouter une couche de conducteur à la surface par métallisation à l'or ou au palladium, pour éviter l'accumulation des charges qui risque de déformer le faisceau.

SCD UHP NANCY 1
Bibliothèque des Sciences
Rue du Jardin Botanique - CS 20148
54601 VILLERS LES NANCY CEDEX

III. Piégeage d'imbrûlés solides et de poussières

Le dispositif de post-combustion que nous proposons doit remplir deux rôles. Dans cette partie, nous nous intéressons à sa première fonction qui est de piéger les particules des fumées (Figure 57).

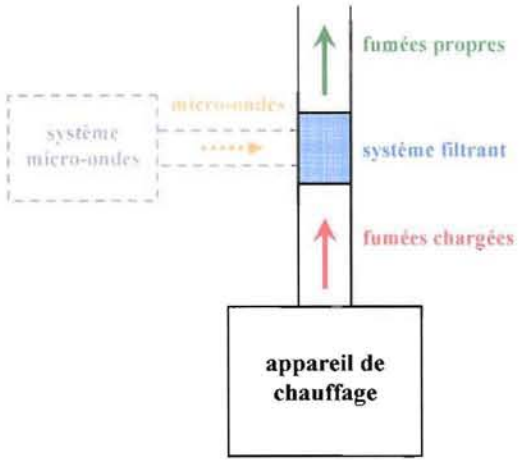


Figure 57 Rôle de filtration du dispositif de post-combustion

1. Principe de piégeage

Le dispositif retenu pour le piégeage des particules est un lit filtrant placé dans la conduite de fumées. Il est composé de billes de ciment réfractaire (de diamètre moyen 1cm) reposant sur une grille métallique (Figure 58).



Figure 58 . Lit filtrant : grille (a) et 3 cm de billes (b)

Les billes du lit sont réalisées manuellement, en façonnant le mortier entre les paumes des mains.

Afin d'obtenir le mélange homogène nécessaire à cette technique de fabrication, nous avons tamisé le mélange du ciment réfractaire composé de sable, de ciment et de morceaux de pierre de différentes tailles. Après avoir effectué différents tamisages (500, 1000 et 1190 µm) et réalisé des billes d'essai, nous avons retenu un tamisage avec des mailles carrées de 500 µm. En effet, le mélange obtenu est plus homogène et plus facile à utiliser avec ce tamisage qu'avec des mailles de 1000 µm, pour une perte de matière équivalente (Tableau 28).

Tableau 28 Perte de masse du ciment après tamisage

Tamisqage :	1190 µm	1000 µm	500 µm
% masse restante :	69,66%	59,21%	57,45%

2. Efficacité du piégeage - dispositifs expérimentaux

Nous avons utilisé trois types d'expérience pour étudier l'efficacité du lit filtrant. Les premières expériences sont réalisées avec des poussières obtenues par ponçage d'une planche de résineux, et les autres avec les imbrûlés solides contenus dans les fumées à la sortie d'un foyer fermé.

2.1. Piégeage de poussières produites par ponçage

Afin d'étudier le piégeage de particules pour différentes hauteurs du lit de billes, sans être gênés par la qualité de la combustion et l'effet de la température des fumées, nous avons réalisé le montage suivant (Figure 59) :

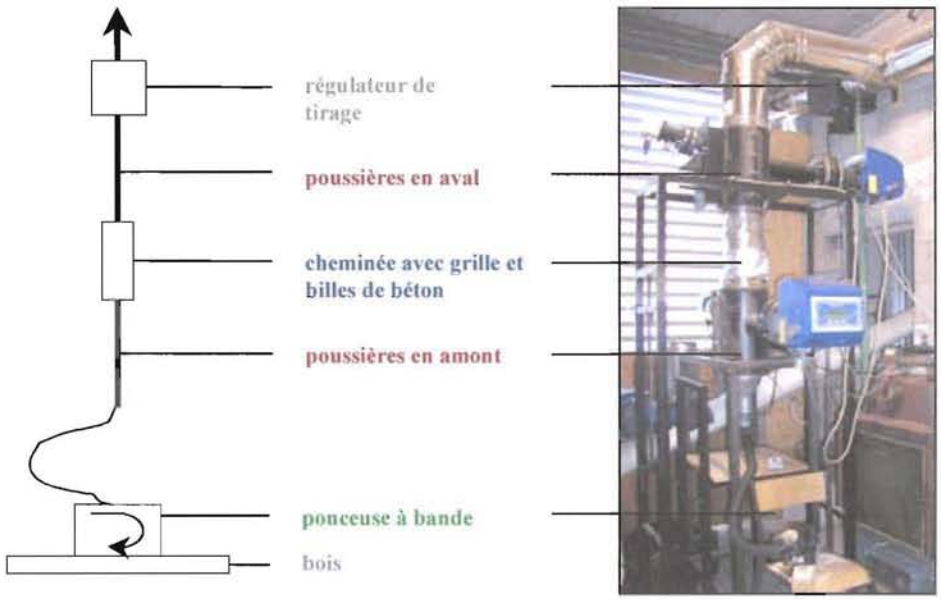


Figure 59 Installation de piégeage de poussières de bois

Les billes sont disposées sur une grille de maille 8 mm placée dans la cheminée de diamètre 180 mm. De part et d'autre du filtre, des analyseurs de poussières permettent de mesurer les quantités présentes en amont et en aval du filtre. Une ponceuse à bande (grain 80) portative utilisée sur une planche de pin produit des poussières de diamètre moyen inférieur à 5 µm. Une charge de 5 kg est placée sur la ponceuse pour avoir un appui constant lors des essais.

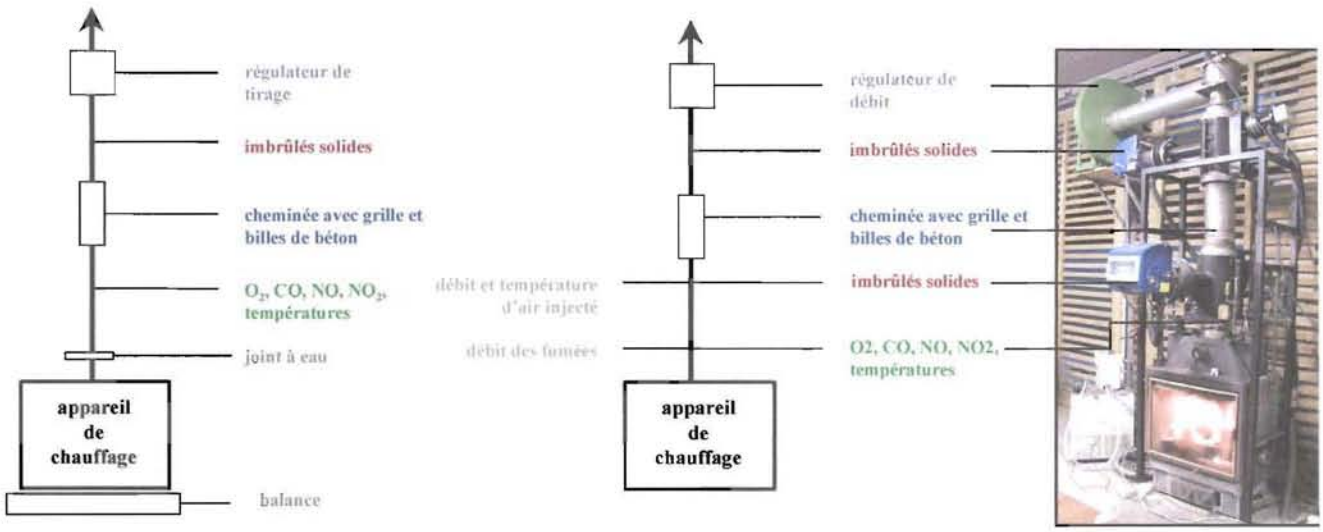
Le dispositif fonctionnant sans foyer, il n'y a pas de risque de formation de goudrons, et donc d'obturation des optiques des analyseurs de poussières. Il est ainsi possible de ne pas injecter d'air dans les analyseurs, ce qui évite la dilution des poussières et rendant possible l'utilisation des deux appareils en série avec un extracteur de fumées classique.

2.2. Piégeage d'imbrûlés solides à la sorite du foyer

Le morceau de cheminée contenant la grille et les billes de ciment est placé dans la conduite à la sortie du foyer. Dans un foyer, la qualité de la combustion étant influencée par le tirage, il est nécessaire de compenser les pertes de charges générées par le lit de billes dans la cheminée par l'utilisation d'un extracteur de fumées.

Pour une première approche, nous nous sommes intéressés à la qualité des fumées après nettoyage par le lit filtrant. Un analyseur de poussières est donc installé à la sortie du filtre (Figure 60-a) et le système fonctionne avec un extracteur classique. L'efficacité du piégegage est déduite des essais en comparant les émissions d'un cycle de piégeage à celles d'un cycle sans piégeage.

Pour avoir des mesures directes de l'efficacité du piégeage, nous avons installé un deuxième analyseur de poussières en amont du lit filtrant (Figure 60-b), avec un extracteur plus puissant pour maintenir une bonne qualité de combustion.



a. Mesure indirecte de l'efficacité

b. Mesure directe de l'efficacité

Figure 60 Installations de piégeage avec le foyer

3. Procédures expérimentales

Lors de ces expériences, l'objectif est de déterminer l'efficacité de piégeage du lit en fonction de sa hauteur, sachant que les pertes de charge qu'il génère doivent rester compatibles avec l'extraction naturelle de la cheminée d'un foyer.

3.1. Essais sans le foyer

Les essais de piégeage sont réalisés selon la procédure suivante :

- mise en place du filtre de hauteur souhaitée
- mise en route de l'extracteur pour avoir un tirage maximal
- ponçage de la planche de bois pendant 1 min

Entre chaque essai, le filtre et la bande de la ponceuse sont nettoyés par un jet d'air comprimé pour éviter l'envol des particules lors de l'essai suivant. Pour chaque configuration, l'essai est répété au moins 5 fois.

Les analyseurs ont été étalonnés pour donner les mêmes valeurs sans mettre la section contenant la grille et les billes dans la cheminée (cheminée sans obstacle). Les valeurs ayant été fixées arbitrairement, les seuils obtenus ne sont pas significatifs de la production de poussières et les résultats sont donc exprimés par le pourcentage de poussières piégées par rapport à celles produites.

3.2. Essais avec le foyer

Mesure indirecte :

Pour comparer les émissions avec et sans le lit filtrant, nous effectuons successivement un cycle sans le filtre et un cycle avec le filtre. Ainsi, nous faisons l'hypothèse que les conditions de combustion étant proches, les polluants produits le sont également (les différentes expériences réalisées ont validé cette hypothèse).

La procédure expérimentale de ces essais est la suivante :

- mise en chauffe du foyer : deux chargements de 5,5 kg
- un chargement sans le lit filtrant
- pesée du lit « propre » et mise en place dans la cheminée avant d'introduire le nouveau chargement
- un chargement avec le lit filtrant
- pesée du lit « chargé » à la fin du cycle

Lorsque cela est possible, deux ou quatre chargements supplémentaires sont effectués.

Cependant, l'extracteur n'étant pas puissant, il est difficile de maintenir un tirage de 12 Pa dans la cheminée avec le filtre. La quantité d'air présente dans le foyer est donc réduite et la combustion de mauvaise qualité avec production importante de goudrons. Nous avons donc effectué des tests pour un lit de billes de 2 et 3 cm, avec un seul chargement.

Mesure directe :

Pour la mesure directe de l'efficacité, le protocole d'essai est le suivant :

- mise en chauffe du foyer : deux chargements de 5,5 kg sans le lit filtrant
- pesée du lit « propre » et mise en place dans la cheminée avant d'introduire le nouveau chargement
- deux ou trois chargements avec le lit filtrant
- pesée du lit « chargé » à la fin des cycles

La masse d'imbrûlés piégée sur un seul cycle étant faible par rapport à la masse du lit filtrant, nous avons réalisé plusieurs cycles successifs avec le même filtre avant de le peser et de le nettoyer (au four à moufles à 900°C).

Les essais de ces deux approches ont été réalisés en allure normale, selon les conditions récapitulées dans le Tableau 29 :

Tableau 29 Récapitulatif des conditions des essais de piégeage direct

	Mesure indirecte	Mesure directe	
Filtre			
Hauteur du lit :	2 et 3 cm	4 cm	5 cm
Combustible			
Chargement :	5 à 7 kg	11 à 13 kg	4 à 13 kg
Paramètres			
Tirage :	non régulé	12 Pa	12 Pa
Amenées d'air :	100%	100%	100%

4. Grandeurs calculées

Dans le cas où les poussières sont produites par la ponceuse, l'efficacité du lit est obtenue en comparant les quantités de particules présentent en amont du filtre et celles restant après le filtre. L'efficacité du piégeage (E_p) est ainsi égale à la masse de poussières piégées par rapport à la masse de poussières émises (équation [35]) et s'exprime en %.

$$E_p\ (\%) = \frac{M_{amont} - M_{aval}}{M_{amont}} \times 100. \qquad [35]$$

Les valeurs utilisées pour ce calcul sont directement celles lues sur les analyseurs de poussières, les débits d'air dans les deux appareils étant les mêmes.

Dans le cas d'une combustion avec mesure directe du piégeage, les débits sont différents entre les deux analyseurs, du fait de l'injection d'air nécessaire à leur bon fonctionnement. Il est donc nécessaire de corriger les valeurs données par les analyseurs pour les ramener à un même débit de fumées. De plus, ces valeurs sont également corrigées par rapport à l'oxygène pour supprimer l'effet de la dilution des gaz. Les valeurs de l'analyseur en amont du lit filtrant sont corrigées à 13 % d'oxygène selon l'équation [36] (équation [11] - Chapitre 2I.1.1). Celles de l'analyseur en aval du lit sont corrigées avec la formule suivante :

$$PM^{*}_{aval\,13\%} = PM_{aval} \times \frac{D_{FH} + D_I}{D_{FH}} \times \frac{21 - O_{2\,ref}}{21 - O_{2\,exp}}, \qquad [36]$$

avec $PM^{*}_{aval\,13\%}$ la valeur, corrigée en débit et en oxygène, des émissions d'imbrûlés solides en aval du lit (en mg/Nm^3), PM_{aval} la valeur expérimentale brute donnée par l'analyseur en aval du lit (en mg/Nm^3), D_{FH} le débit des fumées humides à la sortie du foyer (en Nm^3/s), D_I le débit d'air injecté dans l'analyseur en

amont du lit (en Nm^3/s), O_{2ref} le taux d'oxygène de référence fixé par la norme (13 %) et O_{2exp} le taux d'oxygène de l'expérience.

L'efficacité du piégeage direct lors de la combustion (E_{cd}) est alors calculée grâce à l'équation [37] :

$$E_{cd}\ (\%) = \frac{\overline{PM}_{amont\ 13\%} - \overline{PM}^{*}_{aval\ 13\%}}{\overline{PM}_{amont\ 13\%}} \times 100, \qquad [37]$$

avec $\overline{PM_i}$ la valeur moyenne des émissions d'imbrûlés solides sur un cycle (mg/Nm^3).

Pour les essais de piégeage indirect lors de la combustion, les essais se déroulant dans des conditions différentes, nous calculons les masses de particules produites au cours de l'essai :

$$PM = \int_0^T D_{FH} \cdot [PM] \cdot dt, \qquad [38]$$

avec PM la masse d'imbrûlés solides émise pendant l'essai (mg), D_{FH} le débit de fumées humides (Nm^3/s), $[PM]$ la concentration en imbrûlés solides (mg/Nm^3), T la durée totale de l'essai (s).

L'efficacité (E_{ci}) est calculée à partir de ces masses par la relation suivante :

$$E_{ci}\ (\%) = \frac{PM_{émis} - PM_{restant}}{PM_{émis}} \times 100, \qquad [39]$$

avec $PM_{émis}$ la masse d'imbrûlés solides émis lors du cycle sans filtre (mg) et $PM_{restant}$ la masse d'imbrûlés solides restant dans les fumées après le filtre (mg).

L'efficacité du piégeage peut également être évaluée par la comparaison entre la masse de particules piégées dans le filtre au cours d'un essai avec celle émise par le foyer lors du cycle sans filtre. Les mesures de masse du filtre avant et après l'essai fournissent la quantité d'imbrûlés solides piégés dans le filtre pendant l'essai (équation [40]).

$$PM_{filtre} = M_{filtre\ finale} - M_{filtre\ initiale}, \qquad [40]$$

avec PM_{filtre} la masse d'imbrûlés piégés dans le filtre, $M_{filtre\ finale}$ la masse du filtre chargé après l'essai et $M_{filtre\ initiale}$ la masse du filtre propre avant l'essai.

L'efficacité (E_f) est alors calculée par la relation suivante :

$$E_f\ (\%) = \frac{PM_{filtre}}{PM_{émis}} \times 100, \qquad [41]$$

avec $PM_{émis}$ la masse d'imbrûlés solides émis lors du cycle sans filtre (mg).

IV. Dispositif de régénération du lit filtrant

La deuxième étape de la post-combustion des fumées est la régénération du filtre, c'est-à-dire la destruction des imbrûlés solides préalablement piégés par le système filtrant (Figure 61).

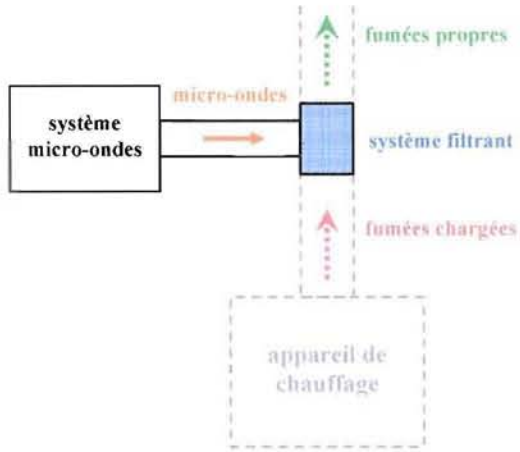


Figure 61 Rôle de régénération du dispositif de post-combustion

1. Installation micro-ondes (Roussy et al, 2003-b)

Le circuit micro-ondes se compose de différents éléments : un magnétron qui génère les micro-ondes, un guide d'onde qui les transporte vers un applicateur qui absorbe l'énergie. Entre le générateur et l'applicateur se trouve différents éléments de protection (circulateur) et de réglages (accordeur d'impédance) du système. Les différents composants sont reliés par un guide d'ondes rectangulaire. Chacun de ces éléments est décrit dans ce paragraphe.

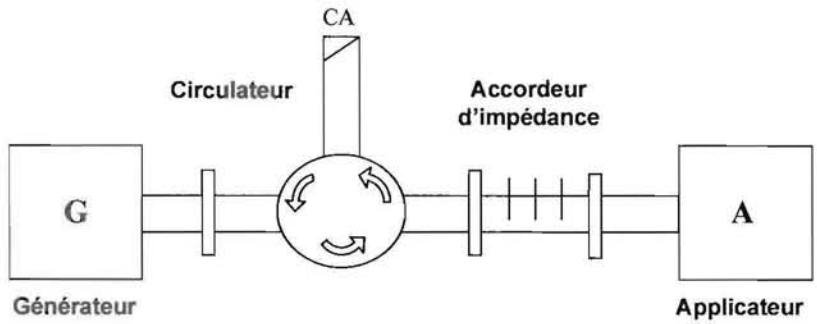


Figure 62 Eléments de l'installation micro-ondes

1.1. Générateur

L'énergie micro-ondes est produite par un magnétron, que nous appellerons plus couramment un générateur. Il permet de fournir une puissance électromagnétique pouvant aller jusqu'à 1,5 kW avec une fréquence de 2,45 GHz. Sur la façade du générateur, un variateur permet de régler la puissance fournie et des cadrans indiquent l'intensité du courant qui parcoure le magnétron et la tension appliquée (Figure 63).

Par commodité, cette tension et cette intensité seront appelées tension et intensité du générateur (Ug et Ig) dans la suite du document.



Figure 63 : Générateur micro-ondes

Pour caractériser le générateur, nous avons comparé la puissance émise par le générateur avec celle reçue par une charge adaptée équipée d'un wattmètre (Figure 64). La tension appliquée au magnétron est constante (3,6 kV) et l'intensité parcourant le magnétron est utilisée pour régler la puissance.

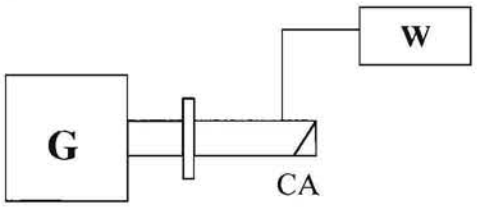


Figure 64 Dispositif de mesure de la puissance émise par le magnétron

Pour pouvoir comparer ces deux puissances, il faut tenir compte du rendement du magnétron (rapport 60). Les résultats obtenus sont donnés dans le tableau suivant (Tableau 30) et représentés sur la Figure 65:

Tableau 30 Rendement du générateur

I (mA)	V (kV)	P fournie (W)	P reçue (W)	η
150	3,6	540	333	61,73
200	3,6	720	442	61,34
250	3,6	900	555	61,67
300	3,6	1080	667	61,73
			Moyenne :	**61,62**
			c.v. (%) :	0,30

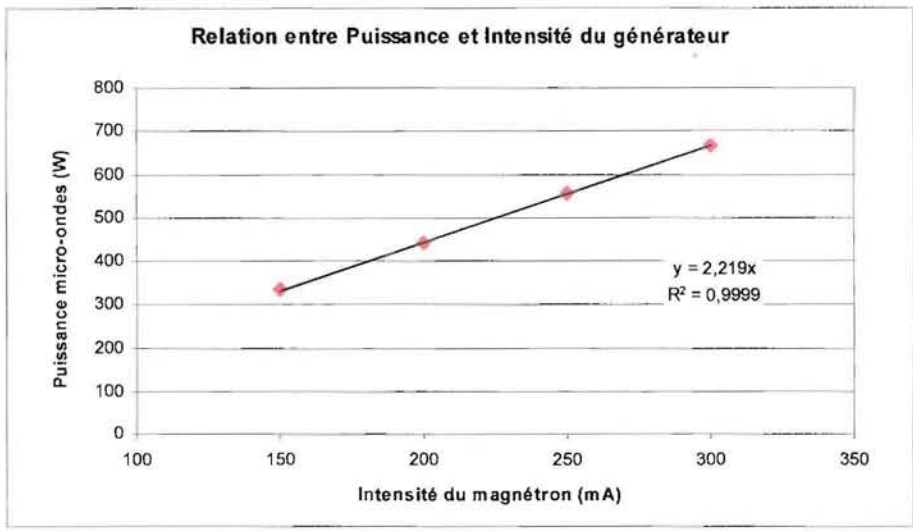


Figure 65 : Courbe de la puissance en fonction de l'intensité du générateur

Le faible coefficient de variation (c.v.) indique que le rendement du générateur est constant, ce qui donne une courbe caractéristique du générateur linéaire. Aussi l'intensité seule est utilisée pour fixer une puissance au cours de essais.

Il faut cependant noter que ce générateur n'est pas prévu pour fonctionner avec des puissances trop faibles (rendement de 55,5 % pour une intensité de 100 mA), et doit être utilisé après un temps de préchauffage de quelques minutes.

1.2. Guide d'onde

L'énergie produite par le magnétron est acheminée par un guide qui canalise le rayonnement. Il existe différentes géométries de guide, qui conduisent à des distributions des champs électrique et magnétique à l'intérieur du guide et des courants de conduction dans les parois très différents.

Nous avons utilisé un guide standard rectangulaire WR 340 de section intérieure 86,36 x 43,18 mm. Il permet de transmettre l'onde électromagnétique selon le mode TE_{01}, c'est-à-dire que le champ électrique se trouve dans la section du guide, et qu'il est parallèle aux petits côtés, avec un maximum au milieu du grand côté et une valeur nulle au niveau des petits côtés (Figure 66).

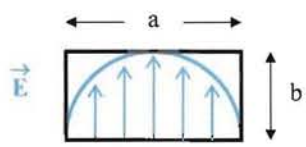


Figure 66 : Orientation du champ électrique dans la section du guide

1.3. Applicateur

Dans l'installation micro-ondes, l'applicateur contient le produit à traiter et assure le transfert de l'énergie électromagnétique au matériau. Pour notre application, nous nous sommes inspirés des dispositifs existants dans l'industrie automobile (Chapitre 1V.2) et retenu le principe du produit placé directement à l'intérieur du guide d'onde.

L'applicateur que nous avons réalisé est illustré par la Figure 67 et se compose de différentes parties, que nous décrirons selon le sens de circulation des fumées. A la sortie de l'appareil de chauffage, un changement de section (A) permet de passer de la cheminée (de diamètre 180 mm) au guide d'onde rectangulaire. Une grille en céramique (B) repose sur ce guide, et sur laquelle s'appuie le guide contenant le produit à chauffer (C). A l'intérieur de ce guide (C) se trouve le lit filtrant, composé de billes de ciment réfractaire (avec 10 % de carbure de silicium (masse de SiC par rapport à celles des composants nécessaires à la préparation du béton)) qui sont maintenues par un tube en pyrex (D). Au-dessus du guide (C), un guide d'ondes en Té (E) permet l'injection des micro-ondes dans l'applicateur. A la sortie de l'applicateur, un deuxième changement de section (F) permet de passer d'une section rectangulaire à la cheminée de 180 mm. Les différents composants sont assemblés par des brides boulonnées.

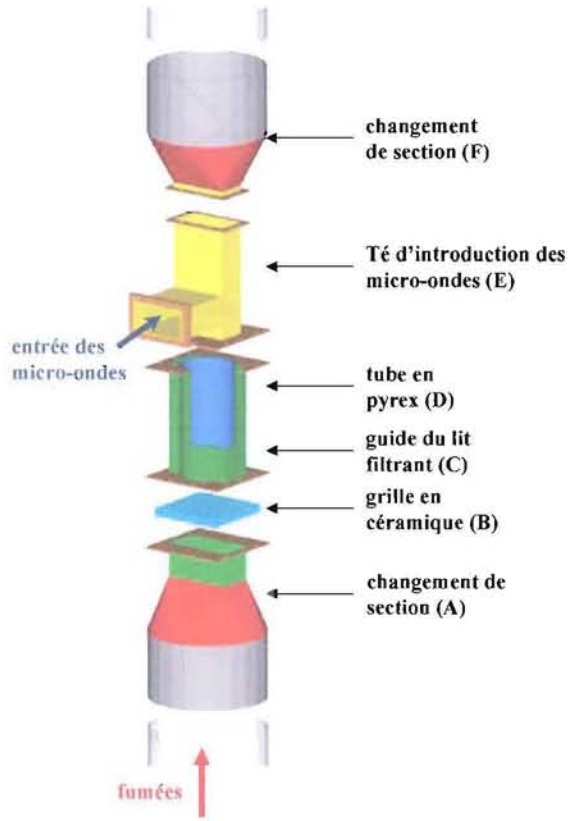


Figure 67 : Dessin de conception du dispositif de post-combustion

A chaque extrémité du dispositif se trouve une grille de court-circuit en laiton de 5 mm d'épaisseur avec des mailles de 2 x 1 cm. Ces grilles permettent d'arrêter les micro-ondes et les empêchent de se propager dans la cheminée, concentrant ainsi toute l'énergie électromagnétique dans le système de post-combustion. La grille à l'entrée du dispositif est fixée arbitrairement dans le changement de section A à 1

cm de la bride. A l'autre extrémité, la grille est placée dans le Té (E) et est réglée de façon à transformer le Té en coude du point de vue des micro-ondes. Une fenêtre de Mica située sur la bride du Té d'introduction des micro-ondes (E) empêche les fumées de remonter vers le générateur.

Pour le guide d'onde contenant la partie filtrante (C), nous avons utilisé une section différente de celle du guide standard. En effet, comme nous l'avons vu plus haut, le champ électrique n'est pas le même dans toute la section du guide (Figure 66). Le filtre placé dans le guide doit donc être plus petit que celui-ci pour être placé dans la zone de champ maximal pour imaginer un nettoyage homogène. Les dimensions d'un guide permettant de travailler sur une section importante seraient incompatibles avec l'obtention d'un champ homogène dans tout le guide. Aussi, pour augmenter le diamètre du produit à traiter, Jean & Roussy (1975) ont mis au point un guide dont la section est l'intersection entre un rectangle et un cylindre. Ce dispositif permet ainsi de réduire la zone où le champ est minimal, et de l'augmenter dans celle où il est maximal. La section du guide utilisé est représentée sur la Figure 68.

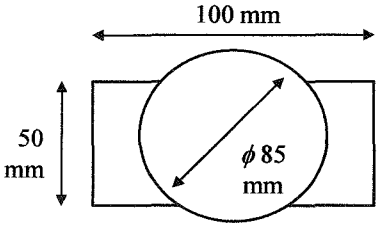


Figure 68 : Section du guide utilisé pour le réacteur

La propagation de l'onde est liée à la circulation du courant dans les parois du guide. Il est donc nécessaire d'utiliser un matériau conducteur, non magnétique, pour éviter les pertes. Etant donné que le dispositif est utilisé avec des fumées chargées, nous avons choisi un acier inox non magnétique.

La mise au point de ce dispositif est décrite dans la suite du document (Chapitre 2IV.2).

1.4. Accordeur d'impédance

Comme nous l'avons vu dans le Chapitre 1V.2.2, une installation micro-ondes mal adaptée réfléchit une partie de la puissance produite par la générateur. Pour limiter l'onde réfléchie par l'applicateur, un accordeur d'impédance à stubs plongeants est installé à l'entrée de l'applicateur. Il est constitué de trois vis plongeantes, de diamètre 1 cm et espacé de 3 cm, dont l'enfoncement est réglable.

1.5. Circulateur

Le circulateur est un dispositif permettant de protéger le générateur. En effet, le guide d'onde et l'applicateur n'étant jamais parfaits, ils réfléchissent une partie de l'onde électromagnétique vers le générateur. Sans protection, celui-ci peut, à la longue, se détériorer. Grâce à un champ magnétique créé par des aimants, le circulateur dévie l'onde réfléchie vers une charge absorbante adaptée où elle est dissipée dans une charge à eau.

Lorsque le générateur (G) est installé sur la voie 2 du circulateur, l'onde émise est intégralement transmise vers la voie 3. L'onde réfléchie par l'applicateur (A – dans notre cas, il s'agit du lit filtrant du dispositif) est transmise à la charge adaptée (CA), de la voie 3 vers la voie 1 (Figure 69).

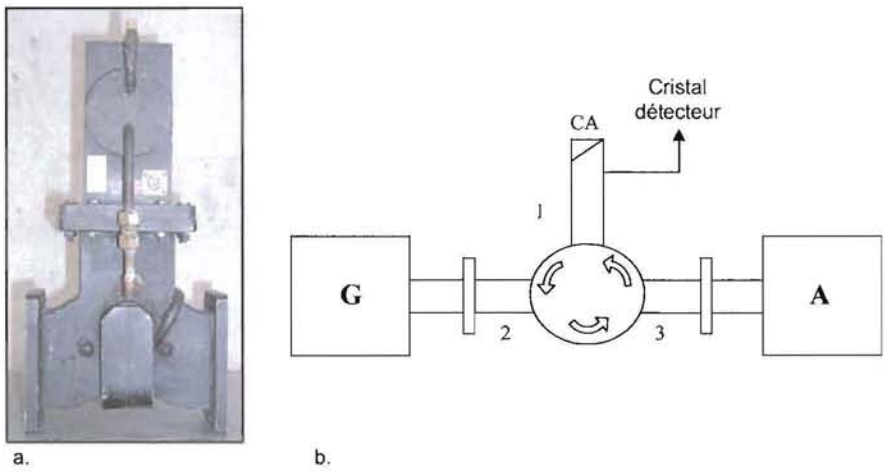


Figure 69 : Circulateur (a) et sa place dans une installation micro-ondes (b)

Pour dissiper l'énergie réfléchie, le circulateur est relié à un bain refroidissant dont la température est régulée à 10°C (modèle Lauda RK 8 KP).

Un cristal détecteur peut être installé sur la voie 1 du circulateur pour mesurer la puissance réfléchie. Il nécessite alors un étalonnage, qui est décrit dans le Chapitre 2IV.4.2.

2. Mise au point de l'applicateur

L'utilisation de ce dispositif a mis en évidence un certain nombre de réglages à effectuer, qui sont présentés ici.

2.1. Hauteur du lit de billes

Nous avons caractérisé l'absorption de l'énergie électromagnétique dans le système de post-combustion en fonction de la hauteur du lit filtrant afin de :

- connaître le profil de l'énergie « disponible » dans le filtre en fonction de la hauteur du lit
- déterminer l'énergie micro-ondes restant lorsque le tube est plein pour savoir quelle quantité d'énergie va être évacuée dans les fumées s'il n'y a pas de grille coupe-circuit supérieure

- savoir si la grille supérieure est nécessaire, avec en vue la possibilité de la supprimer pour réduire les pertes de charge

Le dispositif, composé du guide d'onde, du réacteur, du tube en pyrex, de la grille en céramique et de la grille coupe-circuit inférieure, est relié à l'analyseur de réseau et équipé d'une transition permettant de mesurer les coefficients de réflexion et de transmission de l'ensemble (Figure 70). Les billes du lit filtrant sont rajoutées progressivement dans le système, par rangée de 21 billes qui représentent une hauteur d'environ 1 à 1,5 cm..

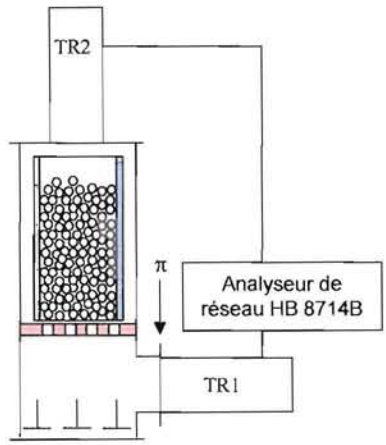


Figure 70 : Dispositif de mesure de l'absorption du lit de billes

La puissance électromagnétique disponible dans les billes est proportionnelle au carré du module de transmission. La Figure 71 indique sa variation en fonction de la hauteur de billes.

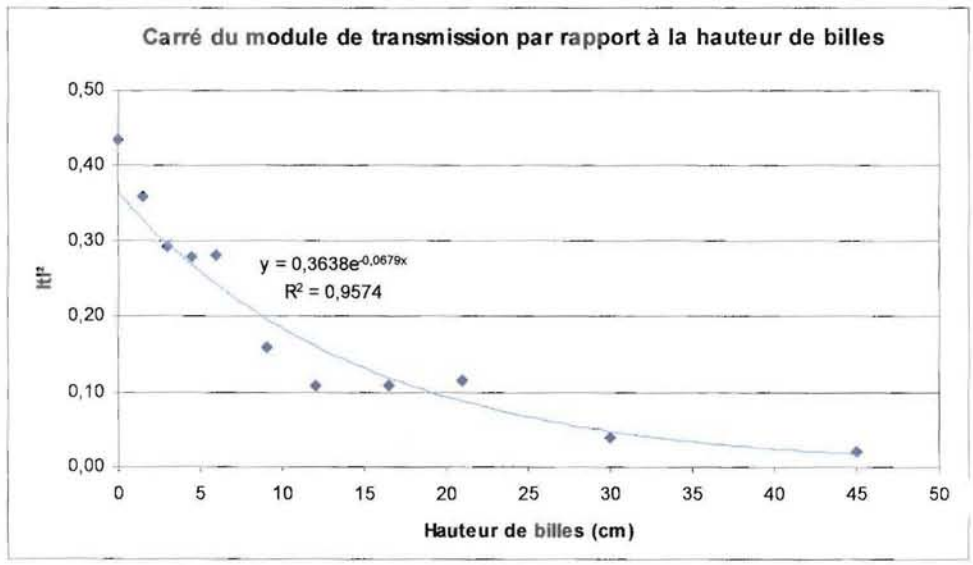


Figure 71 Transmission de l'énergie micro-ondes en fonction de la hauteur du lit

Ce graphique indique que la puissance diminue bien de façon exponentielle lorsque la hauteur du lit augmente. Ainsi, les billes situées dans la partie basse du lit vont chauffer beaucoup plus que celles en haut du filtre, et les particules piégées en bas du lit seront plus efficacement détruites. Il est donc préférable d'avoir une hauteur de filtre réduite, pour limiter les différences de températures et permettre

une régénération homogène dans le lit. Nous avons ainsi choisi de travailler avec un lit de 5 rangées (soit entre 5 et 6 cm), pour avoir une énergie importante et une plus grande homogénéité dans le lit.

Lorsque le tube est plein, il n'y a plus d'énergie électromagnétique en haut du tube : l'énergie restante représente 4,5 % de celle disponible lorsque le tube est vide. Cela implique que la grille coupe-circuit supérieure n'est pas obligatoire. En revanche lorsque le lit n'est que de 5 cm, l'énergie présente dans le tube est encore importante et il est donc nécessaire d'utiliser la grille supérieure, pour éviter les fuites dans la cheminée.

2.2. Position de l'applicateur

Au cours des essais de chauffage du lit et de régénération des billes, nous avons constaté une grande dispersion des résultats des températures moyennes et maximales atteintes par le lit de billes. Ces différences de températures dans le lit sont dues à une mauvaise circulation de l'air dans le réacteur. Une observation à la caméra IR de la face supérieure du lit de billes (Figure 72) montre l'hétérogénéité de la température de surface des billes due au chauffage par micro-ondes, alors que la température était homogène au début de l'essai. Il semble alors que la présence du Té d'introduction des micro-ondes crée une perturbation du champ de vitesses dans la conduite.

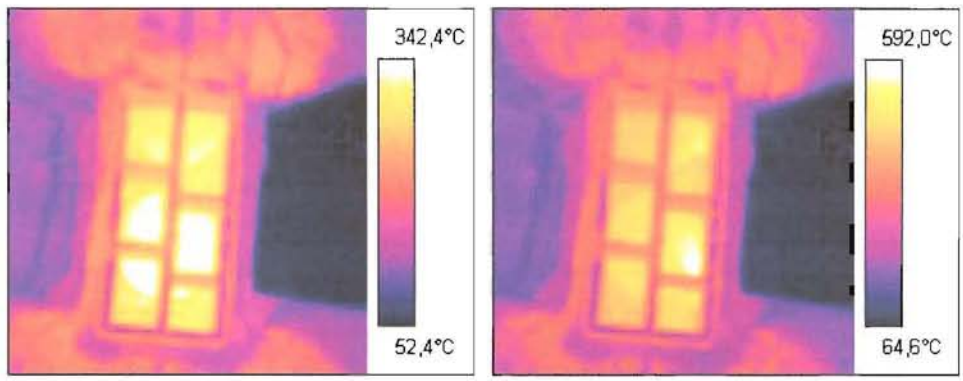


Figure 72 Image IR de la surface des billes avec le lit en aval de l'entrée des micro-ondes : a. avant les micro-ondes – b. après les micro-ondes

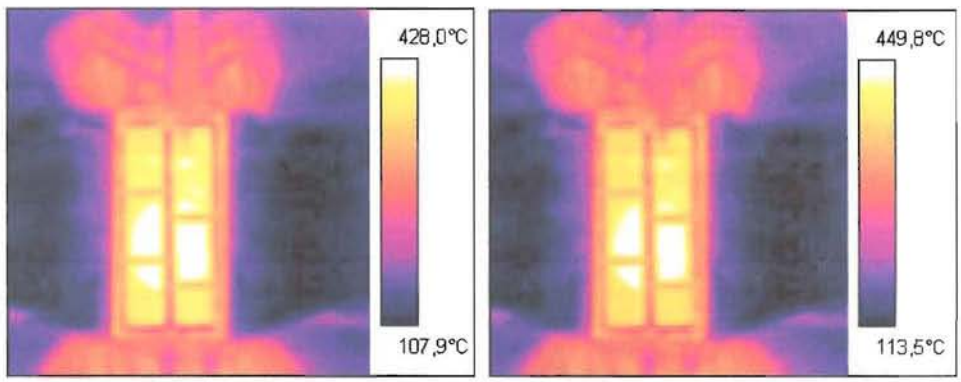
Les échelles de mesure de la température sont différentes, et fixées automatiquement par la caméra, pour mettre en évidence la présence de points chauds.

Certaines zones du filtre, mieux balayées par le flux d'air sont donc refroidies, ce qui entraîne un nettoyage hétérogène du filtre (Figure 73).



Figure 73 Lit de billes après régénération lorsque le filtre est en aval de l'entrée des micro-ondes

Pour homogénéiser au maximum le chauffage du lit, nous avons déplacé le lit filtrant et l'avons placé en amont du Té d'entrée des micro-ondes, afin d'assurer un champ de vitesse cohérent et constant dans toute la section du guide. Dans ce cas, pour les mêmes conditions expérimentales, la température de la surface des billes (Figure 74) et le nettoyage des billes (Figure 75) sont plus homogènes, validant ce choix.



a. b.

Figure 74 . Image IR de la surface des billes avec le lit en amont de l'entrée des micro-ondes : a. avant les micro-ondes – b. après les micro-ondes



Figure 75 Lit de billes après régénération lorsque le filtre est en amont de l'entrée des micro-ondes

2.3. Longueur du guide

Ayant constaté qu'une hauteur de lit de 5 cm était suffisante (tant du point de vue des micro-ondes que du piégeage), nous avons réduit la hauteur du guide contenant la partie filtrante pour limiter les pertes d'énergie micro-ondes absorbée par le guide (25 % de l'énergie absorbée par le guide de 25 cm de hauteur) et les pertes thermiques le long du guide.

2.4. Géométrie de la grille

Dans un premier temps, nous avons choisi de réaliser la grille en céramique supportant le lit de billes à partir de quatre grilles collées au milieu (Figure 76-a). Cependant, le joint de colle s'étend parfois sur 5 mm, créant une zone au centre du filtre qui n'est pas balayée par le flux d'air. Ainsi, les billes en contact avec la grille au niveau des joints présentent des températures locales plus élevées, et sont donc de plus en plus chauffées par les micro-ondes, jusqu'à un emballement qui conduit à la destruction des billes, de la grille en céramique, et parfois du tube en pyrex (Figure 76-b).



a. b. c.

Figure 76 : Grille avec le joint au milieu (a) – Grille et billes fondues (b) – Grille avec les joints sur les côtés (c)

Pour limiter ces points chauds et éviter les risques d'emballement, la grille a été remplacée par une grille dans laquelle les joints se trouvent à la limite du tube en pyrex (Figure 76-c).

2.5. Réglages de la grille coupe circuit inférieure :

Dans la partie basse du dispositif, la grille doit être réglée de façon à ce que le guide en Té se comporte comme un coude : toute l'énergie arrivant dans le guide (A) est transmise vers le lit filtrant (B), et celle descendant vers le bas de la cheminée (C) est nulle (Figure 77).

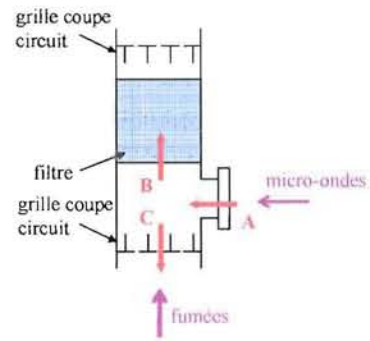


Figure 77 Propagation des ondes dans l'applicateur

Afin de régler la position de la grille, le guide est connecté à l'analyseur de réseau qui mesure l'impédance du guide avec la grille. Cette impédance doit être de 50 Ω (guide vide) pour avoir le meilleur réglage.

Dans un premier temps, la grille est remplacée par un piston de court-circuit réglable pour vérifier que l'impédance de 50 Ω est possible avec ce guide. La valeur maximale atteinte est de 45 Ω avec le piston, ce qui indique que le guide n'est pas parfait et qu'il va absorber une petite partie de l'énergie. Il va donc chauffer légèrement dans les zones où le champ électromagnétique est le plus important.

Le piston est ensuite remplacé par la grille et l'impédance est mesurée pour différentes positions de la grille. La position optimale se trouve à 12 mm de l'extrémité de la bride avec une impédance de 42 Ω. La grille a donc été fixée à cette position par deux vis.

2.6. Correction de la réflexion de l'applicateur

En installant un piston de court-circuit sur le dispositif complet, nous avons constaté qu'il était possible de réduire la réflexion du système. Cette réflexion correspond à l'énergie réfléchie par les premières rangées de billes et qui est de l'énergie perdue. L'ajout d'un cylindre dans le guide permet d'adapter l'installation pour avoir une puissance réfléchie minimale.

En plaçant un cylindre (diamètre : 12 mm, hauteur : 1 cm) à 31 mm de l'extrémité de la bride, le module du coefficient de réflexion de l'applicateur avec un lit de billes de 45 cm passe de 0,360 milli unité (mu) à 0,090 mu, soit une réduction de 25 % de la réflexion.



Figure 78 : Guide équipé du cylindre de correction de la réflexion

3. Grandeurs évaluées

Pour déterminer l'efficacité du dispositif de post-combustion, deux paramètres sont à considérer : la régénération des billes et l'énergie absorbée par le lit filtrant.

3.1. Régénération des billes

La régénération (*Reg*) représente le pourcentage d'imbrûlés combustibles piégés qui a été détruit par l'exposition aux micro-ondes. Il est calculé par l'équation suivante :

$$Reg\ (\%) = \frac{M_{PM\ final}}{M_{PM\ initial}} \times 100, \qquad [42]$$

avec $M_{PM\ initial}$ la masse d'imbrûlés combustibles avant exposition et $M_{PM\ final}$ la masse d'imbrûlés combustibles après exposition aux micro-ondes.

Les imbrûlés solides ne pouvant être isolés des billes du lit, les masses d'imbrûlés combustibles sont déterminées par les formules suivantes :

$$M_{PM\ initial} = M_{b\ initial} - M_{b\,900}, \qquad [43]$$

$$M_{PM\ final} = M_{b\ final} - M_{b\,900}, \qquad [44]$$

avec $M_{b\ initial}$ la masse de billes chargées d'imbrûlés avant l'exposition, $M_{b\ final}$ la masse de billes chargées après exposition et $M_{b\ 900}$ la masse de billes propres (nettoyées au four à moufles à 900°C).

3.2. Puissances émise, réfléchie, absorbée

Puissance absorbée :

La puissance réellement absorbée par le système ne peut pas être mesurée directement, elle est obtenue par différence entre la puissance émise par le générateur et celle réfléchie par l'applicateur (équation [45]).

$$P_a = (P_e - P)_r \cdot \alpha, \qquad [45]$$

avec P_a la puissance absorbée (W), P_e la puissance émise (W), P_r la puissance réfléchie (W), et α le rendement du guide d'ondes (0,75 dans notre cas) .

Puissance émise :

La puissance émise par le générateur peut être calculée à partir de la tension et de l'intensité délivrées par le générateur et lues sur ses cadrans, et du rendement (équation [46]).

$$P_e = I_g \cdot U_g \cdot \eta_g, \qquad [46]$$

avec I_g l'intensité (mA), U_g la tension (kV) et η_g le rendement du générateur.

Cependant, ces deux paramètres ne permettent pas de faire une acquisition continue au cours des essais. Pour effectuer des mesures continues de la puissance émise, nous passons par la puissance électrique consommée par le magnétron, et la puissance émise est donc calculée par la formule [47] (le détail de ce calcul est donné au § IV.4.2) :

$$P_e = (I_r \cdot U_r - 146) \times 0{,}3734, \qquad [47]$$

avec I_r l'intensité du réseau consommée (A), U_r la tension du réseau consommée (V).

Puissance réfléchie :

La puissance réfléchie est mesurée à partir du cristal détecteur installé sur la voie 1 du circulateur. La mesure de la tension aux bornes du cristal permet de calculer la puissance réfléchie par la relation suivante (le détail de ce calcul est donné au § Chapitre 2IV.4.2) :

$$P_r = (U_c - 0{,}007) \times 1943{,}7, \qquad [48]$$

avec U_c la tension du cristal (V).

Modélisation des températures et puissances :

Pour vérifier les températures atteintes par le lit de billes en fonction de la puissance absorbée, nous avons établi une modélisation du chauffage dans le lit, en faisant l'hypothèse qu'un régime permanent est atteint et que la température est homogène dans le lit et égale à la température de l'air à la sortie du lit filtrant (Ta2) (échange très rapide entre le solide et le gaz).

Dans un premier temps, nous faisons un bilan en l'absence de micro-ondes, pour caractériser les pertes thermiques du dispositif. Le bilan d'enthalpie sur le gaz s'écrit alors :

$$\dot{m} \cdot Cp_a \cdot (T_{a2\,ini} - T_{a1\,ini}) = H.S \cdot (T_{ex} - T_{a2\,ini}), \qquad [49]$$

avec $\dot{m}$ le débit d'air massique (kg/s), Cp_a la capacité calorifique massique de l'air (J/kg.K), $H.S$ le coefficient d'échange global avec l'extérieur (W/K), $T_{a1\,ini}$ la température initiale de l'air en amont du lit (K), $T_{a2\,ini}$ la température initiale de l'air en aval (K) et T_{ex} la température extérieure (K).

Dans un deuxième temps, nous faisons un bilan en présence des micro-ondes, en utilisant une variable θ permettant de rapporter les températures à une valeur nulle à l'état initial, soit : $\theta_a = T_a - T_{a2}$, $\theta_{ex} = T_{ex} - T_{a2}$ et $\theta_b = T_b - T_{a2}$, avec T_a la température de l'air et T_b celle des billes.

Le bilan pour la phase gazeuse s'écrit :

$$\dot{m} \cdot Cp_a \cdot (\theta_{a2} - \theta_{a1}) + M_a \cdot Cp_a \cdot \frac{d\theta_{a2}}{dt} = H.S \cdot (\theta_{ex} - \theta_{a2}) + h.s \cdot (\theta_b - \theta_{a2}), \qquad [50]$$

avec M_a la masse d'air (kg), $h.s$ la conductance de transfert caractéristique de l'échange entre la phase gazeuse et la phase solide.

Pour la phase solide, le bilan est le suivant :

$$M_b \cdot Cp_b \cdot \frac{d\theta_b}{dt} = P_a + h.s \cdot (\theta_{a2} - \theta_b), \qquad [51]$$

avec M_b la masse de billes (kg), Cp_b la capacité calorifique massique des billes (J/kg.K), et P_a la puissance absorbée par les billes (W). La capacité calorifique des billes est déterminée expérimentalement et vaut 740 J/kg.K.

En supposant que la puissance Pa et les températures Ta1 et Tex sont indépendants du temps (vérifié lors des expériences), les équations [50] et [51] peuvent être résolues dans le domaine transformé de Laplace, car elles sont linéaires par rapport à θ_{a2} et θ_b. Elles s'écrivent alors :

$$\dot{m} \cdot Cp_a \cdot \left(\overline{\theta_{a2}} - \frac{\theta_{a1}}{\varpi} \right) + M_a \cdot Cp_a \cdot \varpi \cdot \overline{\theta_{a2}} = H.S \cdot \left(\frac{\theta_{ex}}{\varpi} - \overline{\theta_{a2}} \right) + h.s \cdot \left(\overline{\theta_b} - \overline{\theta_{a2}} \right), \qquad [52]$$

$$M_b \cdot Cp_b \cdot \varpi \cdot \overline{\theta_b} = \frac{P_a}{\varpi} + h.s \cdot \left(\overline{\theta_{a2}} - \overline{\theta_b} \right), \qquad [53]$$

avec ϖ le paramètre de Laplace.

A partir de l'équation [53], il est possible d'extraire θ_{a2} et de la remplacer dans l'équation [52], ce qui donne après simplification :

$$\overline{\theta_b} = \frac{P_a \cdot \left(M_b \cdot Cp_b \cdot \varpi + \dot{m} \cdot Cp_a + H.S + h.s \right) + h.s \cdot \left(\dot{m} \cdot Cp_a \cdot \theta_{a1} + H.S \cdot \theta_{ex} \right)}{\varpi \cdot \left[\varpi^2 \cdot M_b \cdot Cp_b . M_a \cdot Cp_a + \varpi \cdot \left[M_b \cdot Cp_b \cdot \left(\dot{m} \cdot Cp_a + H.S + h.s \right) + \dot{m} \cdot Cp_a \cdot h.s \right] + h.s \cdot \left(\dot{m} \cdot Cp_a \cdot h.s \right) \right]} \qquad [54]$$

Il est possible de simplifier cette expression à partir des approximations et hypothèses suivantes: l'échange entre l'air et le solide est très rapide, ce qui implique que le coefficient $h.s$ est très grand, la masse d'air considérée est très faible par rapport à celle des billes, la conductance globale d'échange avec l'extérieur $H.S$ est constante au cours de l'essai. L'équation [54] devient alors :

$$\overline{\theta_b} = \frac{P_a}{\varpi \cdot \left[\varpi \cdot M_b \cdot Cp_b + \dot{m} \cdot Cp_a + H.S \right]} \qquad [55]$$

En repassant dans le domaine temporel, cette expression donne :

$$\theta_b = \int_0^t \frac{P_a}{M_b \cdot Cp_b} \cdot exp\left(-\frac{\dot{m} \cdot Cp_a + H.S}{M_b \cdot Cp_b} \cdot t \right) dt = \frac{P_a}{\dot{m} \cdot Cp_a + H.S} \cdot \left(1 - exp\left(-\frac{\dot{m} \cdot Cp_a + H.S}{M_b \cdot Cp_b} \cdot t \right) \right) \quad [56]$$

avec t la durée de l'exposition aux micro-ondes (s).

Cette équation sera utilisée lors de l'atteinte d'un régime stationnaire et ne sera donc utilisable qu'à la fin de l'exposition aux micro-ondes, lorsqu'un équilibre thermique sera atteint. La température maximale du lit de billes est alors calculée par l'équation suivante :

$$T_{b\,max} = \frac{P_a}{\dot{m} \cdot Cp_a + HS} + T_{a2\,ini}, \quad [57]$$

avec $T_{b\,max}$ la température maximale du lit de billes (°C), P_a la puissance absorbée (W), $\dot{m}$ le débit d'air massique (kg/s), Cp_a la capacité calorifique massique de l'air (J/kg.K), HS le coefficient d'échange global avec l'extérieur (W/K), M_b la masse de billes (kg) et $T_{a2\,ini}$ la température initiale de l'air en aval du lit (°C).

4. Montage expérimental

4.1. Dispositif expérimental

Pour étudier le chauffage du lit filtrant par micro-ondes, nous avons monté l'applicateur dans le dispositif de la Figure 79.

L'applicateur est placé sur une conduite de diamètre intérieur 80 mm et un isolant en laine de verre de 10 cm d'épaisseur est utilisé pour limiter les pertes thermiques sur tout le dispositif. Afin de simuler la présence d'un appareil de chauffage, et donc des fumées chaudes, nous avons utilisé une résistance électrique variable qui permet de chauffer de l'air comprimé, dont le débit est réglé par une vanne.

Le dispositif est équipé de différents instruments permettant de mesurer les températures, vitesse, énergie micro-ondes, … en continu.

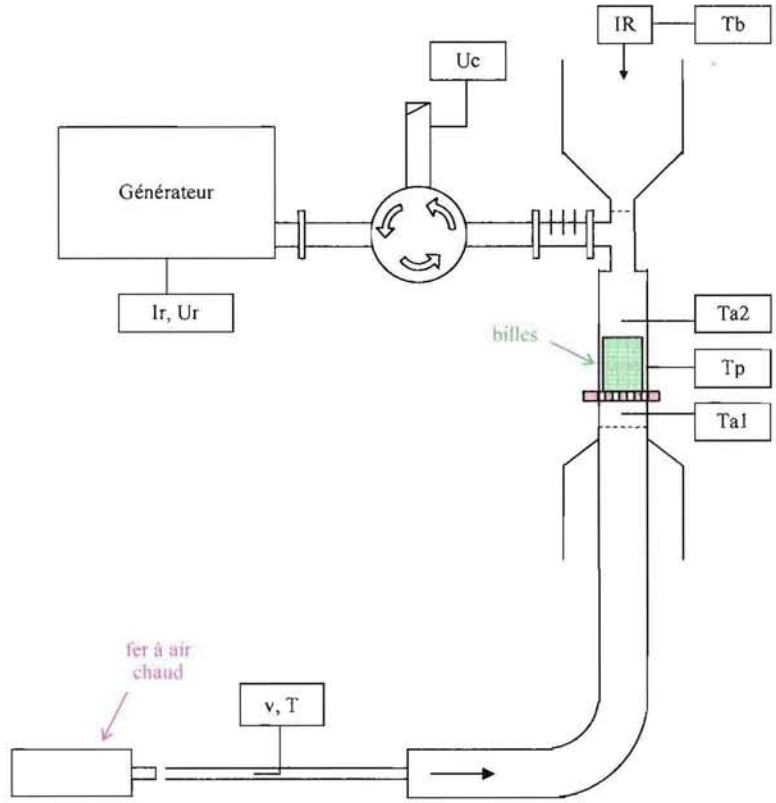


Figure 79 : Schéma du dispositif expérimental

4.2. Instrumentation

Mesure de la vitesse de l'air :

Pour mesurer le débit d'air, un tube de Pitot est placé dans une conduite de diamètre intérieur 16,5 mm, ce qui permet d'augmenter la vitesse jusqu'à une valeur comprise au milieu de la gamme de mesure du tube.

Mesure des températures de l'air :

La température de l'air est mesurée par des thermocouples K placés dans la cheminée, à 1 cm en amont et en aval du lit de billes. Etant placés dans le champ micro-ondes, ils sont blindés et placés perpendiculairement au petit coté du guide, avec l'extrémité au milieu du guide, afin de ne pas perturber le champ et d'avoir une mesure précise (Figure 80).

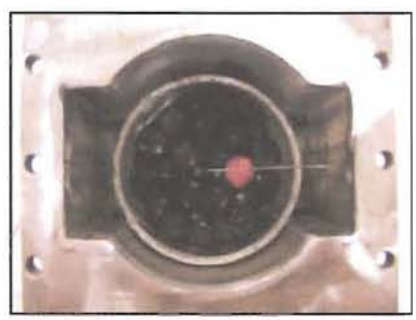


Figure 80 Position du thermocouple au-dessus du lit de billes

Un thermocouple K est également placé sur la paroi à l'extérieur du guide (au milieu de la hauteur du lit) pour mesurer la température de paroi et ainsi estimer les pertes calorifiques.

Mesure de la tension du cristal détecteur :

En plus de sa fonction de protection du générateur, le circulateur est équipé d'un cristal détecteur permettant de mesurer la puissance réfléchie par l'applicateur. Etant très sensible aux problèmes de masse, le cristal est isolé du circulateur par un isolant électrique et fixé par quatre vis en Téflon, et il est également protégé par un atténuateur de 10 dB (puissance divisée par 10).

Ce cristal doit être étalonné en fonction de l'appareil de mesure utilisé. Pour cela, une plaque métallique (court-circuit) est installée sur la voie 3 du circulateur. Ainsi, toute l'énergie produite par le générateur est réfléchie vers la voie 1 et mesurée par le cristal (Figure 81 et Figure 82).

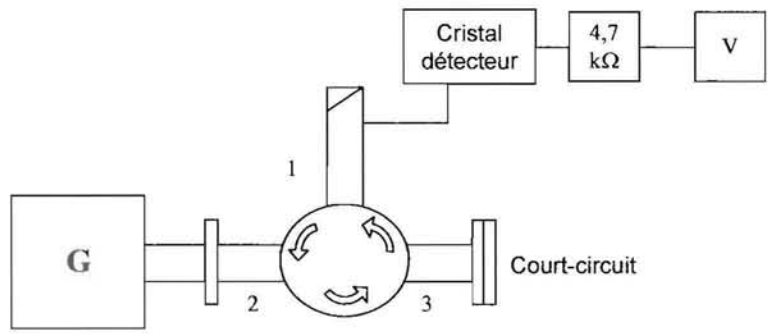


Figure 81 Schéma d'étalonnage du cristal détecteur

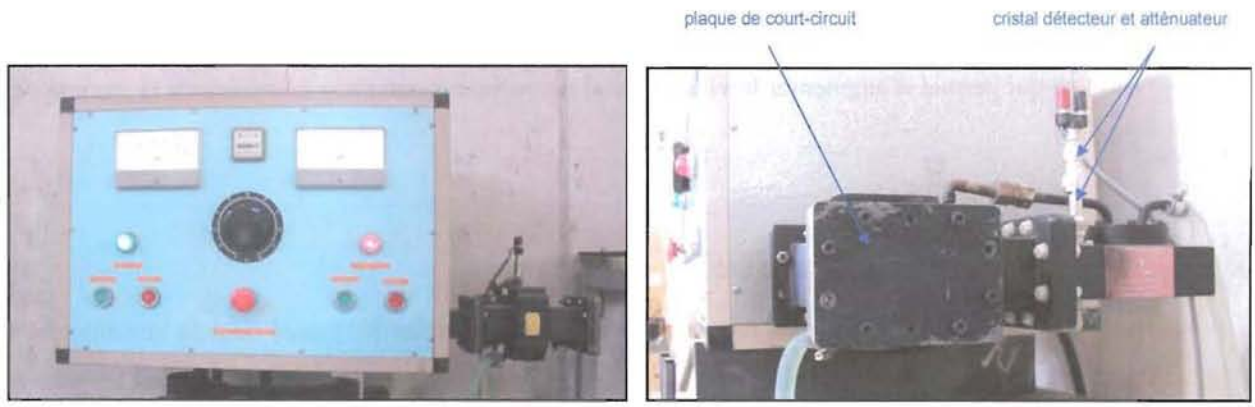


Figure 82 : Montage d'étalonnage du cristal détecteur

Pour obtenir une relation linéaire entre la puissance et la tension aux bornes du cristal, une résistance électrique de 4,7 kΩ est montée en parallèle du cristal. La tension est mesurée pour différentes puissances micro-ondes et la courbe caractéristique suivante est obtenue (Figure 83) :

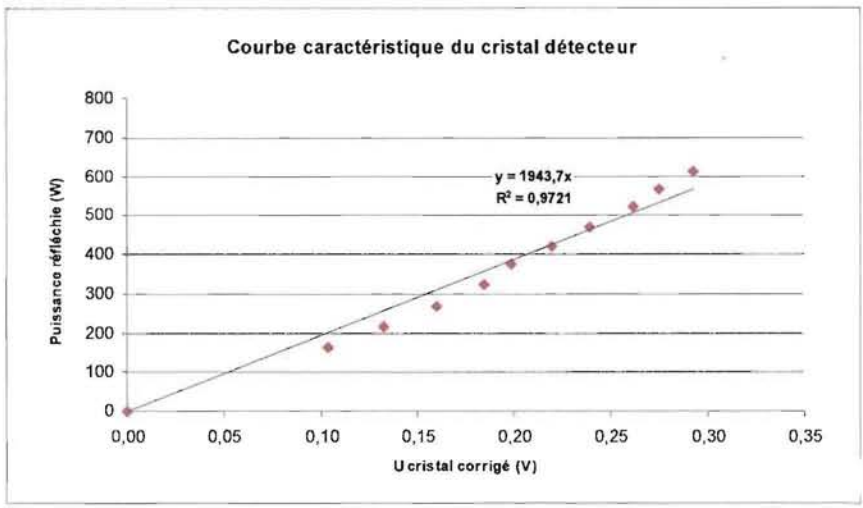


Figure 83 : Puissance réfléchie en fonction de la tension du cristal détecteur

Lorsque le générateur n'est pas allumé, le cristal détecteur mesure une tension de 0,007 V. La tension utilisée pour les calculs est donc corrigée avec cette valeur pour ramener la réflexion à zéro lorsque le générateur est éteint.

Pour mesurer la puissance réfléchie par l'ensemble, la tension délivrée par le cristal détecteur (Uc) est mesurée en continu par un module ALMEMO.

Mesure de la température de surfaces des billes :

La température de la face supérieure des billes est mesurée par thermographie avec une caméra infrarouge. Cette caméra visualise et mesure le rayonnement infrarouge d'un objet qui ne dépend que de sa température de surface et de son émissivité.

La caméra étant distante de l'objet, des rayonnements « parasites » peuvent venir perturber la mesure. Il est donc nécessaire de corriger les mesures de la caméra en réglant les paramètres suivants :

- émissivité de l'objet : billes de béton – $\varepsilon = 0,95$
- distance entre la caméra et l'objet : selon le montage – 0,7 m
- réflexion de l'atmosphère : température et humidité relative
- réflexion des autres objets : température réfléchie

La température réfléchie est déterminée en plaçant une feuille de papier aluminium à la surface du lit de billes. Après un chauffage de l'air à la température souhaitée (250, 300 ou 350°C) pendant 2 h, la caméra mesure la température réfléchie par le dispositif et donnée dans le Tableau 31.

Tableau 31 Températures réfléchies moyennes

T°air :	250°C	300°C	350°C
T°réfléchie :	175°C	225°C	275°C

La caméra reliée à un ordinateur enregistre en continu une image IR (cartographie des températures) de la surface du lit. Un logiciel permet ensuite d'extraire les températures en différents points de la surface. Nous nous sommes intéressés à la température maximale, ainsi qu'à la valeur moyenne obtenue pour 20 points répartis de façon aléatoire sur la surface du lit de billes (Figure 84).

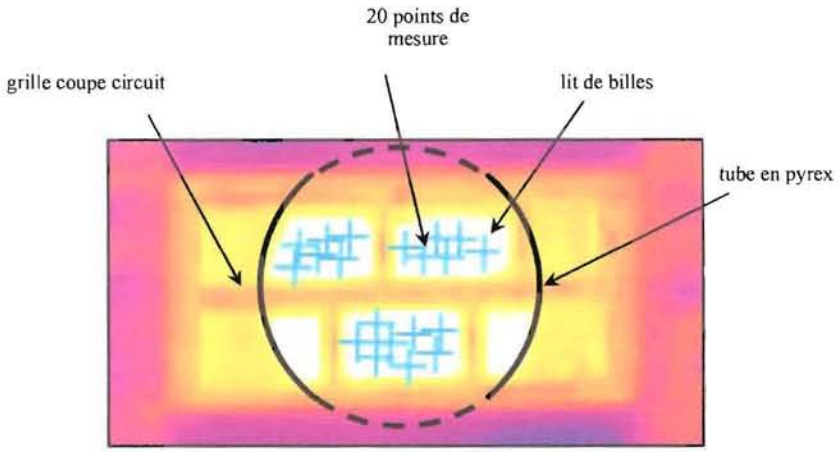


Figure 84 . Image IR avec les points de mesure

Mesure de la température dans le lit de billes :

Pour évaluer la température à l'intérieur du lit filtrant, nous avons peint quelques billes avec une peinture thermique. A cette peinture sont associées des plages de températures pour lesquelles la couleur de la peinture est différente. Lorsque la peinture passe les valeurs seuil, elle change de couleur de façon irréversible. Le Tableau 32 donne les couleurs associées aux plages de températures.

Tableau 32 · Températures de changement de couleur de la peinture thermique

Température :	< 490°C	490°C	570°C	610°C	670°C	750°C	850°C	910°C	1040°C	1080°C	1250°C
Couleur :	orange rouge vif	marron	marron jaune	jaune clair	orange	vert	rouge	marron	vert - gris	gris	noir

Ainsi, à la fin d'un essai, la couleur des billes donne une indication sur les niveaux de températures atteints et sur l'homogénéité de la température au sein du lit de billes.

Mesure de la puissance fournie par le générateur :

La puissance émise par le générateur est obtenue à partir de la mesure de la puissance électrique consommée par le générateur. La courbe de la Figure 85, obtenue en mettant le circulateur en court-circuit, donne la relation entre la consommation et la puissance fournie.

L'intensité (Ir) et la tension (Ur) du réseau sont obtenues par des modules de mesures ALMEMO et enregistrées en continu.

Lorsque le générateur est sous tension mais qu'il ne délivre pas de puissance micro-ondes, il a une consommation de 150 W. La puissance utilisée pour le calcul est donc corrigée par soustraction de cette valeur, pour avoir une puissance émise nulle lorsque la consommation est nulle.

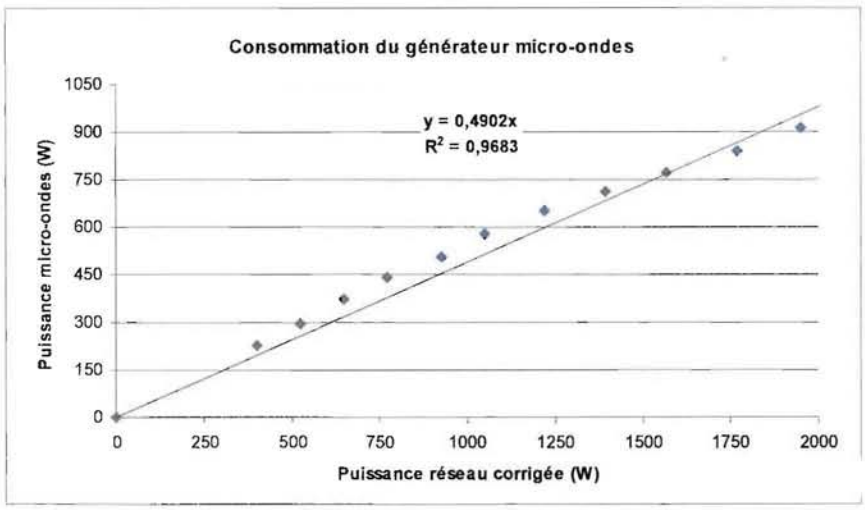


Figure 85 : Courbe de la puissance fournie par le générateur et consommation électrique

La courbe de consommation, et donc la relation entre la puissance micro-ondes fournie par le générateur et celle consommée, ne sont valables que pour le générateur que nous avons utilisé.

5. Procédures expérimentales

Pour simuler la présence de l'appareil de chauffage, nous avons choisi les température et vitesse de l'air représentant différentes étapes de la combustion, les essais de combustion ayant montré le couplage suivant entre température et vitesse des fumées. Les paramètres que nous avons retenus sont les suivants :

- allumage : 0,8 à 1 m/s à 250 – 300°C
- combustion vive : 1 à 1,2 m/s à 350 – 450°C
- combustion hétérogène : 0,5 à 0,8 m/s à 200 – 250°C

Ces vitesses sont celles mesurées dans une conduite de diamètre 180 mm. Souhaitant étudier le chauffage dans les conditions d'un dispositif filtrant placé dans toute la cheminée, le réglage de la vitesse de l'air s'effectue de façon à avoir la vitesse choisie dans la section correspondant aux billes (ϕ 80 mm).

5.1. Essais de chauffage du lit

Pour les essais de chauffage du lit, le dispositif est mis en température pendant deux heures puis la procédure suivante est appliquée :

- lancement de l'acquisition
- mise en marche des micro-ondes – puissance réglée par l'intensité lue au cadran du générateur – durée de l'exposition variable
- arrêt des micro-ondes
- arrêt de l'acquisition après 10 à 15 min (refroidissement du lit)
- lancement d'un nouveau cycle dans les mêmes conditions (2 ou 3 fois selon les cas)

Après chaque modification des paramètres de l'air (température et débit), un délai de 30 min est respecté pour attendre la stabilisation des températures (vérification avec la caméra IR) avant de lancer un nouveau cycle d'essais.

Les conditions étudiées sont données dans le Tableau 33.

Tableau 33 : Essais de chauffage du lit par micro-ondes

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,65	250	200	10	1	250	200	10				
0,65	250	200	15	1	250	200	15				
0,65	250	300	10	1	250	300	10				
0,65	250	300	15	1	250	300	15				
0,65	300	200	10	1	300	200	10	0,8	300	200	10
0,65	300	200	15	1	300	200	15				
0,65	300	300	10	1	300	300	10	0,8	300	300	10
0,65	300	300	15	1	300	300	15				
0,65	300	350	10	1	300	350	10	0,8	300	350	10
0,65	300	350	15	1	300	350	15	0,8	300	350	15

5.2. Essais de régénération

Pour les essais de régénération, la procédure expérimentale est la suivante :

- pesée des billes chargées de particules – montage du dispositif
- mise en chauffe de l'air jusqu'à avoir la température souhaitée en amont du lit (1h à 1h30) – réglage du débit et de la température
- lancement de l'acquisition des données
- chauffage par micro-ondes – puissance réglée par l'intensité lue au cadran du générateur – durée de l'exposition variable
- arrêt des micro-ondes
- arrêt de l'acquisition des données
- arrêt du chauffage de l'air – refroidissement du système (1h)
- démontage du dispositif – pesée des billes « régénérées »

Les conditions testées sont données dans le tableau suivant :

Tableau 34 : Conditions des essais de régénération du lit

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,45	350	150	5	0,45	350	250	5
0,45	350	150	10	0,45	350	250	10
0,45	350	200	5	0,45	350	300	5
0,45	350	200	10	0,45	350	300	10

Chapitre 3 : Résultats & Discussions

I. Emissions de foyers fermés

Pour déterminer les quantités de polluants émises dans les fumées lors de la combustion du bois, nous avons effectué des essais dans un foyer à grilles et un foyer à sole, en testant différents réglages. Dans cette partie, nous avons donc étudié les émissions de deux foyers fermés pour déterminer les conditions permettant de réduire les émissions, notamment celles d'imbrûlés solides.

Les foyers fermés sont soumis à la norme NF EN 13229 qui détermine les protocoles et les conditions d'essais permettant de caractériser les appareils. Elle définit notamment des classes d'émissions de monoxyde de carbone (CO) et de rendement (Tableau 35).

Tableau 35 : Exigences de la norme NF EN 13229 sur les émissions de CO et les rendements

CO (% à 13% d'O2)		Rendement (%)	
Classe 1	CO = 0,3	Classe 1	$\eta = 70$
Classe 2	0,3 < CO = 1,0	Classe 2	$60 = \eta < 70$
		Classe 3	$50 = \eta < 60$

Les protocoles d'essais de la norme ont permis de mettre au point une procédure décrite dans le Chapitre 2I.3.3. A partir de la puissance nominale de l'appareil, définie par le constructeur, la charge de bois à utiliser pour un essai est calculée pour une durée de fonctionnement de 1h30. La charge est introduite dans le foyer possédant une réserve de braises d'environ 1 kg. La Figure 86 montre l'évolution type de la masse de bois au cours des essais de combustion pour le foyer à grilles et le foyer à sole.

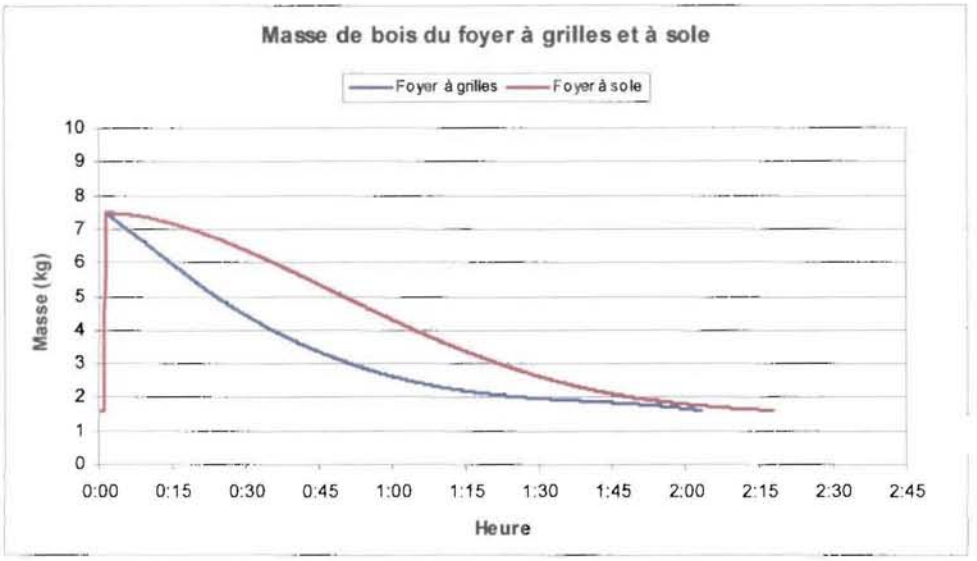


Figure 86 Evolution de la masse de bois dans le foyer à grilles et le foyer à sole

Pour une charge de bois identique, la consommation dans le foyer à grilles est plus rapide et la masse de bois décroît rapidement dès le début de l'essai. En effet, dans ce foyer, le bois se dégrade plus rapidement car l'air injecté à travers les grilles réagit avec les gaz mais aussi avec les braises. En revanche, dans le foyer à sole, l'injection de l'air autour du bois permet de répartir la combustion en deux zones : une zone de dégradation thermique qui produit des gaz de combustion, et une zone où l'air réagit

principalement avec ces gaz. La consommation du bois est ainsi plus lente, ce qui entraîne une durée d'essai plus longue.

Lorsque toute la charge de bois est consommée, la masse indiquée par la balance correspond à la réserve de braises initiale (à laquelle s'ajoutent les cendres). La durée de l'essai est ainsi déterminée comme le retour à la réserve de braises.

1. Composition des fumées

Au cours de la combustion du bois, la composition des fumées n'est pas constante et varie en fonction de la charge de bois, des conditions de combustion ... Le type d'appareil joue également un rôle sur la composition de ces fumées. Cependant, si les durées et les niveaux d'émissions atteints sont différents, l'évolution de ces émissions présente des similitudes pour tous les essais réalisés. Les courbes de la Figure 87 donnent l'allure générale des résultats obtenus pour un essai de combustion dans un foyer à grilles. Les résultats des différents essais réalisés sont donnés dans l'Annexe 2.

Le taux d'oxygène est choisi comme indicateur du niveau de la combustion et est donc représenté sur toutes les figures. Dans la suite du document, les émissions de CO, NO et imbrûlés solides sont données corrigées à 13 % d'O_2 pour se soustraire des problèmes de dilution (norme NF EN 13229). Les différents composés sont exprimés par rapport aux fumées sèches.

Le principal produit de combustion est le dioxyde de carbone (CO_2), issu de la transformation complète du bois. Plus le taux de CO_2 est élevé, meilleure est la qualité de la combustion. La Figure 87 présente une allure type de l'évolution du CO_2 au cours d'un essai.

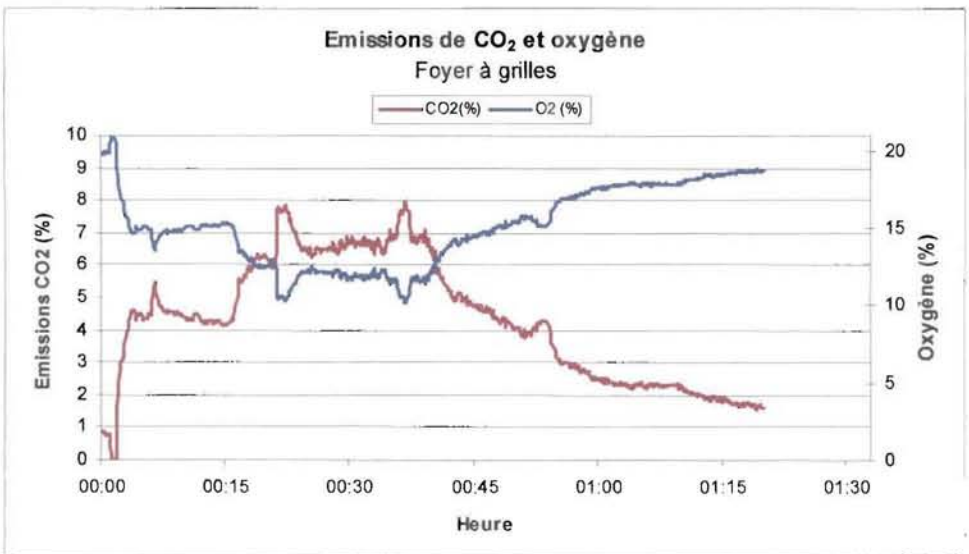


Figure 87 · Courbe type des émissions de CO_2 et d'O_2

Lorsque le bois est placé dans le foyer, une grande quantité d'air est introduite et se retrouve presque intégralement dans les fumées, ce qui explique les taux élevés d'oxygène en début d'essai. Après une

diminution rapide, le taux d'O_2 reste relativement stable à une valeur proche de la valeur de référence 13 %, avant d'augmenter progressivement jusqu'à la fin de l'essai. Quand l'essai est terminé, les fumées sont principalement composées d'air, avec un taux d'oxygène proche de 20 %.

Selon le bilan de la réaction de combustion du bois, le taux de CO_2 dans les fumées est directement fonction du facteur d'air, donc du taux d'O_2. Son évolution au cours d'un essai est donc l'inverse de celle de l'O_2 : après une rapide augmentation, le taux de CO_2 est relativement constant puis décroît jusqu'à la fin de l'essai.

La Figure 87 fait apparaître distinctement trois zones différentes pour la combustion. Ces zones correspondent aux trois étapes de la combustion du bois, et sont les suivantes :

- l'allumage et l'inflammation des bûches : les émissions et le taux d'oxygène sont importants et variables. Le bois sèche puis se dégrade sous l'effet de la chaleur du foyer mais il n'y a pas suffisamment de gaz de combustion pour qu'il y ait inflammation. De petites flammes apparaissent près des bûches (Figure 88-a). Cette période dure environ 5 min sur la Figure 87.
- la combustion vive : les émissions sont stables et faibles, le taux d'oxygène stable est proche de 13 %. Le bois est dégradé par la chaleur et les gaz sont brûlés au fur et à mesure de leur production (Figure 88-b). Cette phase s'étale de 5 à 40 min sur la Figure 87.
- la combustion hétérogène : les émissions et le taux d'oxygène augmentent. Il ne reste que le charbon de bois qui se consume en phase solide (Figure 88-c). Sur l'exemple de la Figure 87, cette phase s'étend de 40 min jusqu'à la fin de l'essai.



a. b. c.

Figure 88 Etapes de la combustion a- Allumage, b- Combustion vive, c- Combustion hétérogène

Les oxydes d'azote, notamment le monoxyde et le dioxyde d'azote (NO et NO_2) sont également produits lors de la combustion complète du bois. Cependant, les essais que nous avons réalisés ont montré que NO_2 est très peu présent dans les fumées (moins de 2 ppm en moyenne). Aussi nous ne le prendrons pas en compte dans cette étude.

La Figure 89 donne la variation des émissions de NO au cours de l'essai. Après une production importante lors de l'allumage, le foyer produit une quantité constante et faible de NO, de l'ordre de 80 ppm.

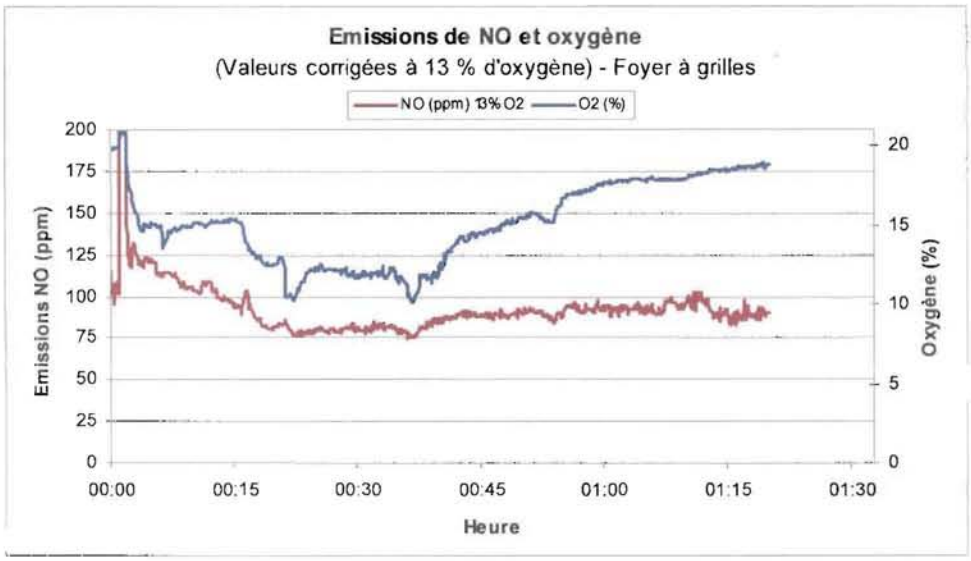


Figure 89 : Courbe type des émissions de NO et d'O_2

La combustion étant incomplète, différents produits sont formés, notamment du monoxyde de carbone (CO) et des imbrûlés solides (PM). La Figure 90 et la Figure 91 donnent les évolutions de ces produits durant un essai. Les émissions de CO, NO et PM sont toujours corrigées à 13 % d'oxygène dans la suite du document.

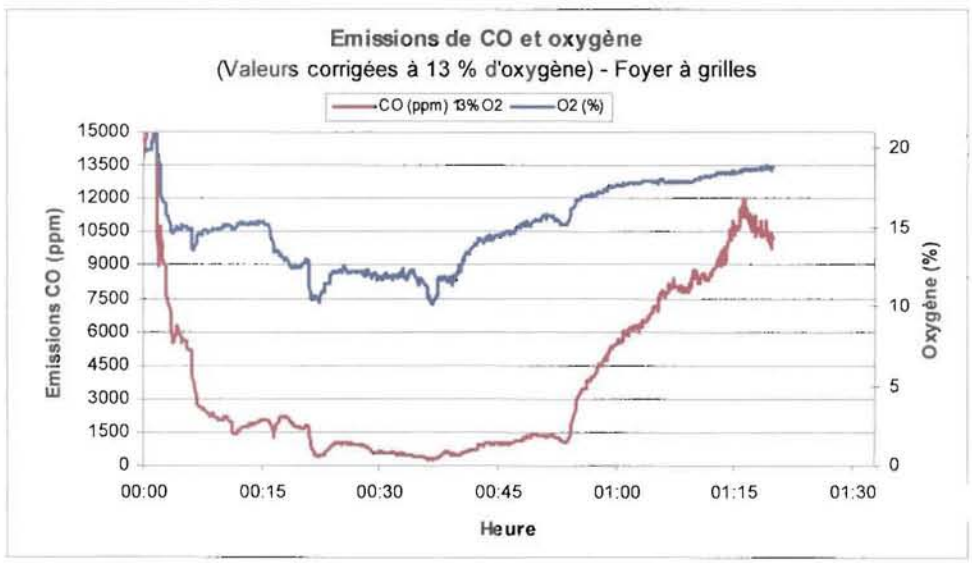


Figure 90 : Courbe type des émissions de CO et d'O_2

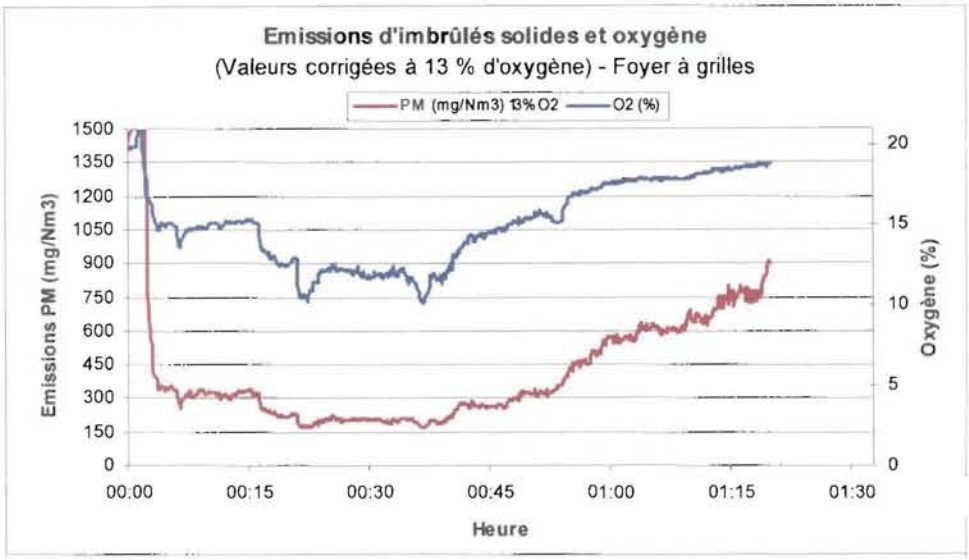


Figure 91 Coube type des émissions d'imbrûlé solides et O_2

La production de CO et celle d'imbrûlés solides présentent des variations similaires au cours des essais : au début de l'essai, le foyer contient uniquement une réserve de braises qui est insuffisante pour maintenir une température élevée dans la chambre de combustion. Lorsque le bois est introduit, une quantité importante d'air à la température ambiante vient encore refroidir le foyer. Ainsi, c'est la faible température de la chambre qui entraîne la formation du CO et des imbrûlés solides.

Au début de l'essai, les quantités de produits sont donc importantes puis diminuent rapidement après l'allumage, jusqu'à un niveau relativement stable et bas. Lorsque la combustion vive est terminée (le taux d'oxygène croît de façon relativement constante), les émissions de CO et d'imbrûlés solides augmentent également de façon importante.

Les valeurs des émissions étant corrigées par rapport à l'oxygène, les variations en début et fin de cycle sont amplifiées par les taux élevés d'oxygène dans les fumées. Il apparaît clairement sur ces figures que le CO est un bon traceur de la qualité de la combustion et que le rapport CO/PM est quasi-constant au cours des essais.

1.1. Emissions moyennes des foyers

Nous avons étudié les émissions de ces différents composés pour un foyer à grilles classique et pour un foyer à sole avec trois réglages : grilles de décendrage fermées, ouvertes 5 min au début de l'essai ou ouvertes au début et à la fin de l'essai.

Selon la norme NF EN 13229, la qualité de la combustion est déterminée par la moyenne des émissions sur un cycle complet. Les émissions moyennes réalisées sur au moins quatre essais sont représentées sur la Figure 92.

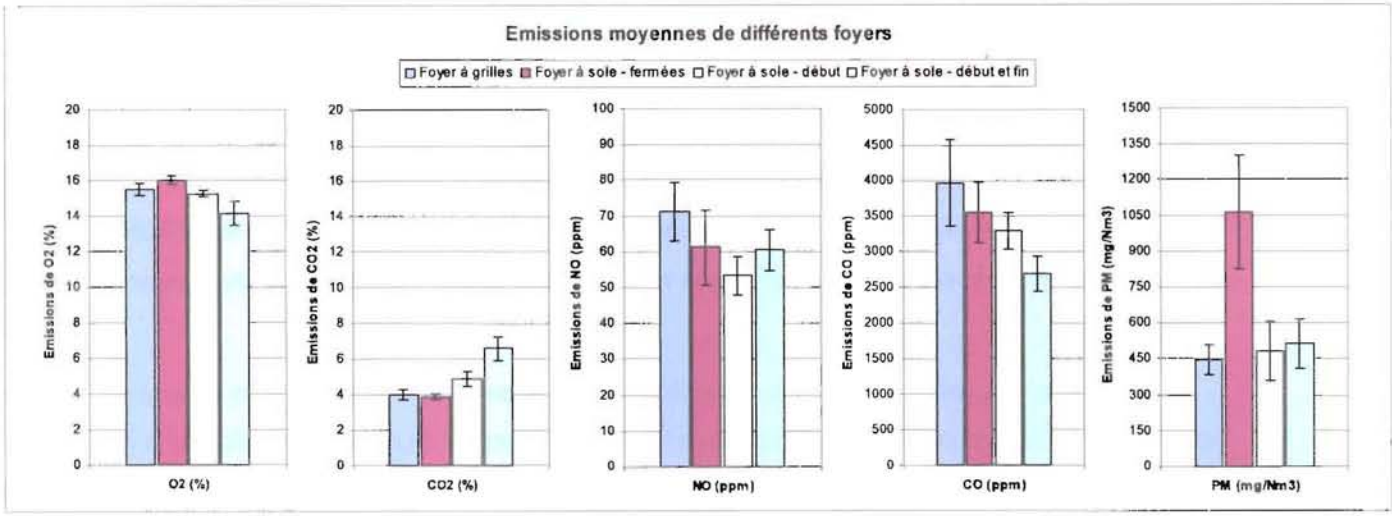


Figure 92 Emissions moyennes des foyers

Le Tableau 36 récapitule les valeurs moyennes de ces essais. Le coefficient de variation (c.v.), exprimé par un pourcentage, représente le rapport entre l'écart type et la moyenne et est calculé par l'équation [58] :

$$c.v.\ (\%) = \frac{écart\ type}{moyenne} \times 100 . \qquad [58]$$

Tableau 36 Valeurs moyennes des émissions

	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm³)
Foyer à grilles :					
Moyenne :	**15,5**	**70**	**4,0**	**3975**	**445**
c.v. (%) :	4,63	22,78	13,20	30,54	27,41
Foyer à sole : grilles ouvertes au début					
Moyenne :	**15,2**	**53**	**4,9**	**3300**	**480**
c.v. (%) .	3,57	20,26	20,26	26,02	20,26

	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm³)
Foyer à sole : grilles fermées					
Moyenne :	**16,0**	**61**	**3,9**	**3560**	**1065**
c.v. (%) :	2,88	34,02	10,43	24,35	44,85
Foyer à sole : grilles ouvertes au début et à la fin					
Moyenne :	**14,2**	**61**	**6,6**	**2700**	**515**
c.v. (%) .	9,53	18,69	19,74	17,93	40,18

Quels que soient l'appareil et les conditions de fonctionnement, les résultats obtenus montrent que les taux d'oxygène des fumées sont relativement proches (15,2 % en moyenne), de même que les taux de CO_2 et de NO (respectivement 4,9 % et 62 ppm en moyenne). Nous pouvons constater que le NO représente une très faible proportion des polluants, principalement parce que le bois contient peu d'azote (< 0,3 %), et que les températures atteintes dans un foyer ne sont pas suffisantes pour dissocier le N_2 de l'air.

Les émissions de CO sont plus faibles avec l'appareil à combustion sur sole (entre 2700 et 3600 ppm, pour tous les réglages) qu'avec le foyer à grilles (4000 ppm). Cependant, les concentrations moyennes de CO restent largement inférieures au 1 % de CO exigées aux appareils répondant à la Charte Qualité Flamme Verte mise en place par l'ADEME en 2000.

Les émissions d'imbrûlés solides sont également du même ordre avec des valeurs inférieures à 500 mg/Nm3, excepté dans le cas du foyer à sole avec les grilles de décendrage fermées où les émissions sont deux fois plus importantes, principalement du fait de la durée de l'étape de combustion hétérogène et de la correction par l'oxygène qui est proche de 20 % durant cette phase (détails au paragraphe suivant).

Le foyer à grilles permet une bonne combustion, mais le taux de CO est malgré tout plus élevé que dans le foyer à sole. En effet, l'air n'étant injecté qu'à la base du lit de combustible, le mélange entre l'air et les gaz de combustion n'est pas obtenu de façon homogène ; les bûches situées en bas reçoivent trop d'air, alors que celles du haut n'en reçoivent pas assez. L'air de vitre, qui sert d'air secondaire, n'est pas distribué dans toute la chambre de combustion et n'est pas suffisant pour assurer la combustion complète des gaz.

Dans le foyer à sole, l'air est mieux distribué dans la chambre de combustion, et notamment grâce à une injection d'air secondaire, ce qui permet de terminer la combustion des gaz produits par la dégradation du bois. L'ouverture des grilles de décendrage du foyer à sole permet d'améliorer la combustion (O_2 et CO plus faibles, CO_2 plus important) en injectant à la fois de l'air primaire à travers le bois et de l'air secondaire près des flammes. Lorsque les grilles du foyer à sole sont ouvertes au début et à la fin de l'essai, le taux d'oxygène moyen est légèrement plus faible, indiquant une meilleure combustion. Cette tendance est confirmée par le taux de CO le plus bas (2700 ppm) et le taux de CO_2 le plus élevé (6,6 %). Les quantités d'imbrûlés solides sont également faibles (515 mg/Nm3). Ces bons résultats sont dus au fait que les phases de démarrage et de fin de combustion sont plus courtes et que la phase de combustion vive est mieux contrôlée.

Les courbes types des émissions de CO et d'imbrûlés solides (Figure 90 et Figure 91) indiquent une corrélation entre ces émissions, ces produits étant tous deux issus de la combustion incomplète du bois. Pour les différents essais des appareils et réglages étudiés, nous avons calculé le rapport moyen entre le CO et les imbrûlés solides, tous deux exprimés en mg/Nm^3 (Tableau 37).

Tableau 37 : Rapports moyens entre les émissions de CO et celles d'imbrûlés solides

	Foyer à grilles	Foyer à sole Gillres fermées	Foyer à sole Ouvertes au début	Foyer à sole Ouvertes au début et à la fin	Littérature
CO/PM :	11,9	4,5	10,7	7,5	
			Moyenne :	**8,6**	**7,1**
			c.v. (%) :	38,63	23,59

Pour chaque type d'essais, le rapport moyen est différent, mais reste du même ordre de grandeur. A partir des émissions moyennes de CO et d'imbrûlés solides de la littérature (US-EPA, 2001 et Dasch, 1982), nous avons calculé un rapport moyen de 7,1, qui est en bonne adéquation avec le rapport moyen que nous avons obtenu lors de nos essais (rapport 8,6).

1.2. Etapes de combustion

Comme nous l'avons indiqué précédemment, la combustion se déroule en trois étapes successives, produisant des quantités différentes de produits dans les fumées. Le Tableau 38 donne les valeurs moyennes des émissions de chaque appareil en fonction des phases de fonctionnement.

Tableau 38 : Récapitulatifs des émissions moyennes par phase de combustion

	Foyer à grilles					Foyer à sole - grilles fermées				
	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm^3)	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm^3)
Allumage :										
Durée :			12 min					27 min		
Moyenne :	**13,2**	**67**	**5,7**	**2890**	**350**	**17,9**	**102**	**2,3**	**8000**	**3710**
c.v. (%) :	19,67	32,41	33,05	23,09	60,42	16,74	42,13	98,09	52,25	67,32
Combustion vive :										
Durée :			40 min					63 min		
Moyenne :	**13,4**	**70**	**5,6**	**1520**	**250**	**13,6**	**59**	**5,8**	**1300**	**310**
c.v. (%) :	5,89	15,57	10,34	46,06	39,20	8,66	20,41	12,88	59,98	47,59
Combustion hétérogène :										
Durée :			60 min					54 min		
Moyenne :	**17,6**	**72**	**2,5**	**6160**	**600**	**17,7**	**46**	**2,6**	**4245**	**720**
c.v. (%) :	3,85	28,62	20,36	31,80	24,29	2,88	37,45	13,80	31,65	43,67

	Foyer à sole - grilles ouvertes au début					Foyer à sole - grilles ouvertes au début et à la fin				
	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm^3)	O_2 (%)	NO (ppm)	CO_2 (%)	CO (ppm)	PM (mg/Nm^3)
Allumage :										
Durée :			7 min					3 min		
Moyenne :	**11,8**	**48**	**8,0**	**7830**	**400**	**11,4**	**56**	**9,2**	**7240**	**820**
c.v. (%) :	7,44	52,62	52,62	16,30	52,62	10,85	31,35	13,94	23,38	97,77
Combustion vive :										
Durée :			48 min					23 min		
Moyenne :	**11,9**	**55**	**7,6**	**1500**	**230**	**10,6**	**58**	**10,1**	**2140**	**300**
c.v. (%) :	8,50	51,59	51,59	59,34	52	22,51	16,74	22,74	48,79	47,30
Combustion hétérogène :										
Durée :			87 min					66 min		
Moyenne :	**17,3**	**53**	**3,1**	**3850**	**640**	**15,6**	**62**	**5,2**	**2690**	**585**
c.v. (%) :	0,41	8,22	8,22	17,89	8,22	7,75	19,25	22,56	28,05	43,04

Les valeurs moyennes d'émissions données dans ce tableau montrent des différences importantes entre les différentes étapes de la combustion. Lors de la combustion vive, les émissions polluantes sont minimales et la production de CO_2 est importante. Les conditions de combustion sont optimales.

Les émissions de NO sont assez proches quel que soit l'appareil ou la phase de combustion considéré, et restent faibles (< 150 ppm au maximum pour le foyer à sole avec les grilles fermées). Les quantités de CO et d'imbrûlés solides étant de bons indicateurs de la qualité de la combustion, nous nous intéressons principalement à ces composés pour comparer les étapes et les appareils.

Comme nous l'avons dit précédemment, dans le foyer à grilles, tout l'air nécessaire à la combustion est injecté sous le bois à travers la grille. Lors de l'allumage, cette configuration permet d'apporter suffisamment d'air près du bois pour permettre une inflammation rapide des gaz. Ainsi cette étape génère des quantités moyennes assez faibles d'imbrûlés solides (350 mg/Nm^3) et de CO (2900 ppm). La combustion vive permet d'avoir des émissions de CO et de particules faibles (1520 ppm et 250 mg/Nm^3), mais l'injection de l'air à travers les grilles entraîne un risque d'envol des particules. L'étape de combustion hétérogène, c'est-à-dire la combustion en phase solide du charbon, est la plus polluante avec une moyenne de 6160 ppm de CO et 600 mg/Nm^3 d'imbrûlés solides. En effet, l'air n'étant injecté que sous la grille, il n'y a pas d'air secondaire permettant de réagir avec le CO formé par la dégradation du charbon ou les imbrûlés solides qui s'envolent dans les fumées.

Dans le foyer à sole classique, l'air est injecté sur les côtés du bois. Durant la phase d'allumage, une grande partie de cet air n'est pas utilisable, n'étant pas distribué là où il serait nécessaire (près des bûches). Il se retrouve ainsi dans les fumées, ce qui explique le taux d'oxygène important pendant l'allumage (17,9 %) et la forte production de polluants (8000 ppm de CO et 3710 mg/Nm^3 de PM). De plus, cette étape est beaucoup plus longue dans ce cas que pour les autres configurations (27 min au lieu de 10 min). En revanche, lorsque le bois s'est enflammé, la distribution de l'air autour du bois et au-dessus (air secondaire) permet d'avoir une bonne combustion avec des émissions de CO et d'imbrûlés solides stables et faibles (1300 ppm et 310 mg/Nm^3), ainsi que pendant la combustion hétérogène (4245 ppm de CO et 720 mg/Nm^3 de PM).

L'ouverture des grilles de décendrage du foyer à sole au début de l'essai permet de profiter des avantages des deux types de combustion : un apport d'air au plus près de bois pour l'allumage, et un apport d'air autour du bois et au-dessus pour la combustion vive. Si les émissions de CO restent du même ordre que lorsque les grilles sont fermées, les émissions de particules sont beaucoup plus faibles : 400 mg/Nm^3 au lieu de 3710. Les autres étapes présentent des résultats similaires à ceux obtenus avec les grilles fermées. La combustion hétérogène produit alors le plus de particules (640 mg/Nm^3).

Pour améliorer l'étape de combustion hétérogène, nous avons ouvert les grilles à la fin de l'essai, pour injecter de l'air près du charbon et « raviver » un peu la combustion. L'injection d'air à travers la grille pendant l'étape de combustion hétérogène génère plus de CO mais pendant une période plus courte. Le taux de CO moyen est ainsi réduit (2690 ppm), de même que les quantités d'imbrûlés solides (585 mg/Nm^3). Malgré l'ouverture des grilles au début de l'essai, l'allumage reste une étape polluante du foyer à sole avec 7240 ppm de CO et 820 mg/Nm^3 de particules.

Le Tableau 38 indique également que les durées des trois étapes sont différentes selon l'appareil et le réglage utilisés. La Figure 93 donne les proportions des durées des étapes par rapport au cycle complet.

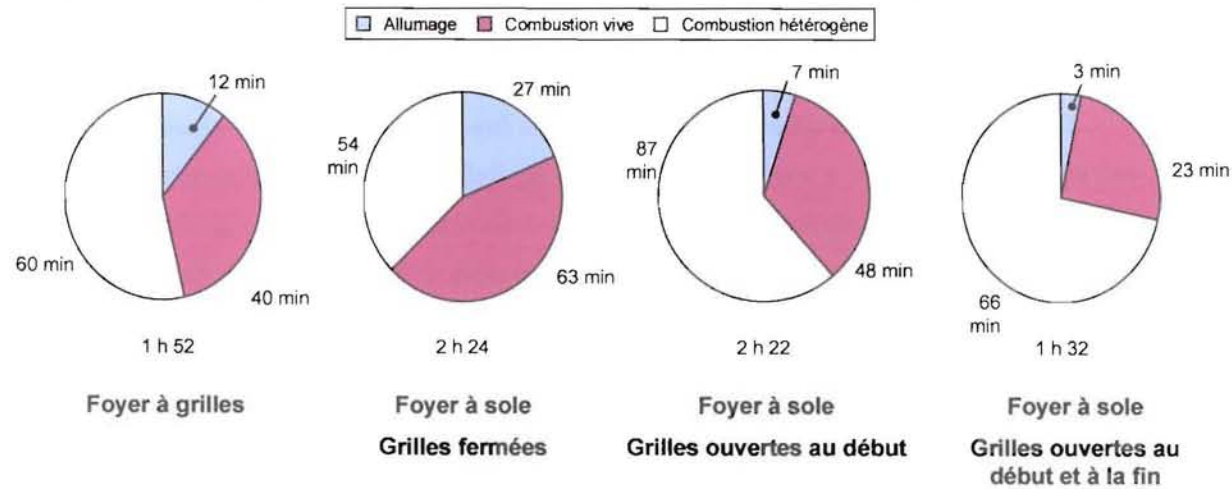


Figure 93 · Répartition des durées des différentes étapes de combustion sur un cycle complet

Dans le foyer à grilles, l'introduction de l'air sous le bois permet une inflammation rapide (12 min soit 11 % de la durée totale) dès qu'il y a suffisamment de gaz de combustion dans le foyer. La combustion hétérogène quant à elle représente plus de la moitié de la durée de l'essai (53 %).

Dans le foyer à sole fonctionnant normalement (grilles fermées), le combustion vive devient l'étape la plus longue (43 % de l'essai), ce qui permet d'avoir une combustion de meilleure qualité pendant une durée plus importante. En contrepartie, l'air n'étant pas injecté au bon endroit au début du cycle, lorsqu'il y a peu de produits de combustion, la phase d'allumage dure beaucoup plus longtemps (19 %). Hors, cette étape produisant des quantités importantes de polluants, notamment des imbrûlés solides, il est préférable qu'elle soit la plus courte possible.

L'ouverture de la grille de décendrage permet de réduire la durée de l'allumage (7 min au lieu de 27), mais l'étape de combustion vive est également réduite (moins 25 % de la durée de l'étape). Lorsque la grille de décendrage est ouverte à la fin de l'essai, les réactions entre l'oxygène et le charbon sont plus nombreuses, d'où une consommation plus rapide et une étape réduite (66 min au lieu de 87).

A partir de l'ensemble des essais de combustion réalisés pour les deux appareils de chauffage, nous pouvons retenir les principaux points suivants :

- la combustion de bois génère peu d'oxydes d'azote
- les taux d'O_2 et de CO_2 sont proches pour les différents appareils
- le foyer à sole produit globalement moins de CO mais plus d'imbrûlés solides qu'un foyer à grilles
- l'utilisation des deux modes de combustion (grille et sole) permet d'utiliser les avantages de chaque technique pour réduire la durée des étapes produisant le plus de polluants, ce qui abaisse les quantités moyennes émises
- les émissions dépendent fortement de l'étape de la combustion
- malgré l'amélioration de la combustion, les émissions de particules restent encore importantes

Pour les appareils fonctionnant en continu, la norme demande également d'étudier le fonctionnement en allure réduite. Il est caractérisé par une durée de 10 h, une charge de bois double et des conditions d'air (tirage et ouverture d'air) réduites. La Figure 94 donne l'allure des émissions de CO, utilisé comme indicateur de la pollution, pour un essai d'allure réduite dans le foyer à sole, avec ouverture de la grille 5 min en début de cycle.

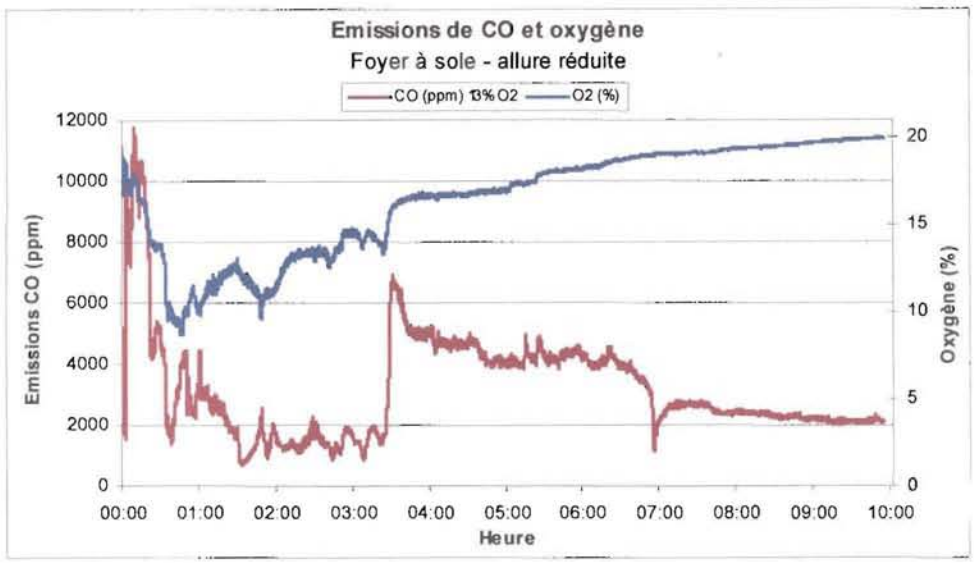


Figure 94 : Courbe type des émissions de CO et O_2 en allure réduite

Au cours des essais en allure réduite, nous avons obtenu des résultats analogues à ceux de l'allure normale, mais avec des durées et des niveaux d'émissions beaucoup plus importants. En effet, les quantités d'air injecté dans les foyers sont réglées au tiers de celles de l'allure nominale. La consommation de bois est donc plus faible, entraînant une température de foyer plus faible. La dégradation du bois est plus lente d'où des durées de combustion plus longues.

Les différentes étapes de la combustion restent toujours distinctes avec des émissions très importantes durant l'allumage (environ 15000 ppm de CO et 1600 mg/Nm^3 d'imbrûlés solides) et la combustion hétérogène (avec 3000 ppm de CO et 560 mg/Nm^3 de PM). Ces phases, notamment la combustion hétérogène, étant les plus longues (70,3 % de la durée de l'essai pour la combustion hétérogène), les émissions moyennes des essais en allure réduite sont beaucoup plus importantes (5 à 6 fois plus) que celles des essais en allure nominale.

Dans le cadre de notre étude, nous nous sommes plus particulièrement intéressés au fonctionnement en allure normale.

2. Rendement et puissance des appareils

Un autre aspect permettant de caractériser un foyer selon la norme NF EN 13229 est sa performance énergétique. Nous avons donc étudié les rendement et puissance des appareils, en fonction des réglages, au cours des différents essais.

Selon les calculs décrits dans le Chapitre 2I.1, la puissance et le rendement sont calculés par les équations suivantes :

$$P = \eta \cdot \dot{m}_b \cdot PCI_h, \qquad [59]$$

avec P la puissance délivrée par l'appareil (kW), η le rendement, $\dot{m}_b$ le débit massique de bois (kg/s) et PCI_h le pouvoir calorifique inférieur du bois humide (kJ/kg),

$$\eta = \frac{P_b - P_{FS} - P_{CO}}{P_b} \times 100, \qquad [60]$$

avec P_b la puissance fournie par le bois (kW), P_{FS} la puissance perdue par les fumées (kW) et P_{CO} la puissance perdue lorsque le carbone forme du CO au lieu du CO_2 (kW).

Il faut cependant noter que les pertes permettant de calculer le rendement et la puissance instantanés sont déterminées en fonction de la perte de masse au cours du temps, mais en considérant un pouvoir calorifique de bois constant au cours des étapes de la combustion.

Les figures suivantes présentent l'allure générale du rendement et de la puissance du foyer à grilles pour un essai de combustion en allure normale.

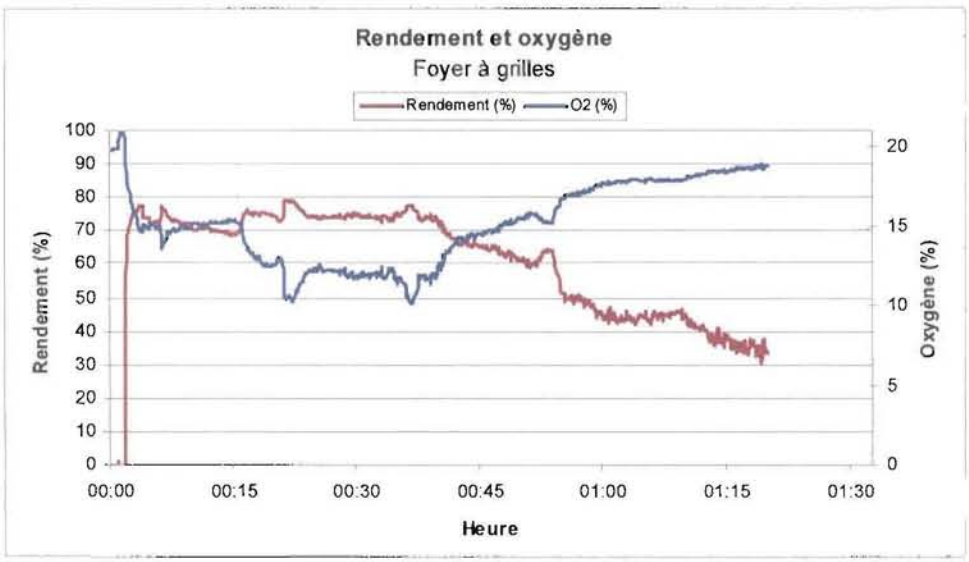


Figure 95 Courbe type du rendement de l'appareil

Le rendement et la puissance sont calculés à partir du moment où les bûches sont introduites dans le foyer. Au début du cycle, le rendement est faible, jusqu'à l'inflammation du bois. Il augmente alors rapidement jusqu'à un palier, et reste relativement constant durant toute la combustion vive. Il décroît ensuite plus ou moins rapidement jusqu'à la fin de l'essai (Figure 95).

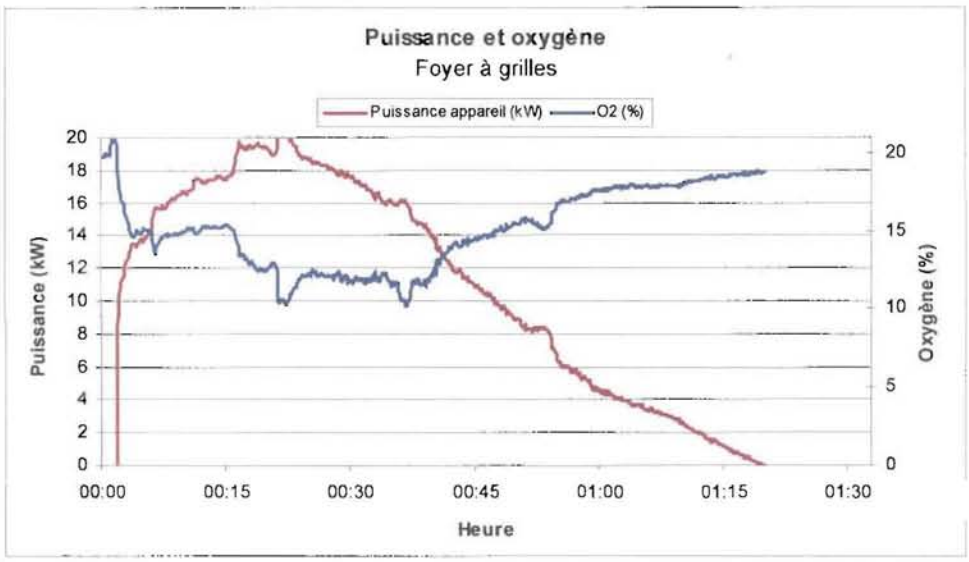


Figure 96 : Courbe type de la puissance de l'appareil

La Figure 96 montre qu'après l'introduction du bois dans le foyer, la puissance augmente rapidement et atteint un maximum au cours de la combustion vive, puis diminue progressivement jusqu'à la fin de l'essai.

Dans le cas du foyer à grilles, une quantité importante d'énergie est ainsi fournie sur une courte période avant de décroître rapidement. Pour un foyer à sole, la puissance maximale atteinte est plus basse, et l'énergie est mieux répartie au cours du cycle.

Même si la puissance et le rendement varient au cours de l'essai, ce sont les valeurs moyennes sur un cycle complet qui permettent de comparer les résultats. La Figure 97 et le Tableau 39 représentent les moyennes des puissances et des rendements des différents appareils et réglages, réalisés sur au moins quatre essais pour chaque condition.

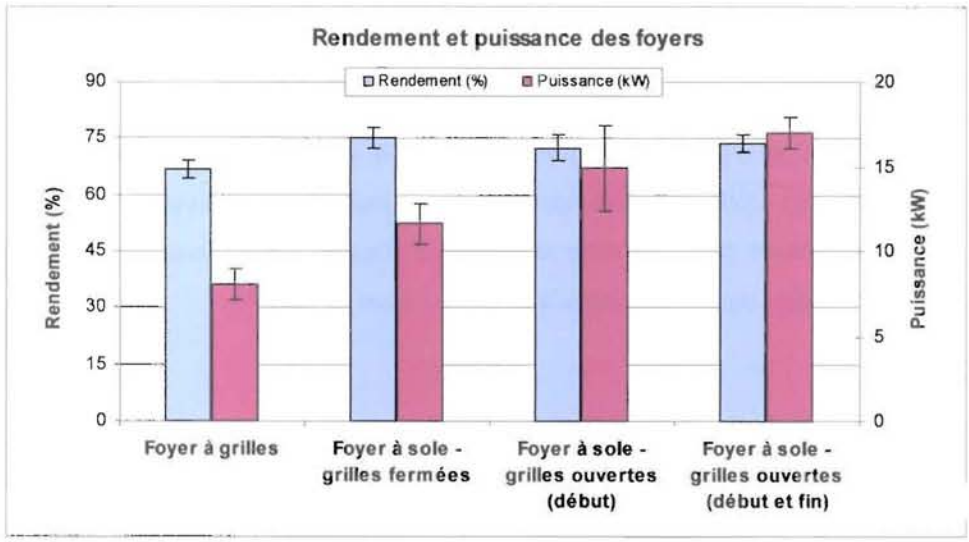


Figure 97 Puissance et rendement moyen des appareils

Tableau 39 Rendements et puissances moyens

	Foyer à grilles	Foyer à sole grilles fermées	Foyer à sole grilles ouvertes au début	Foyer à sole grilles ouvertes au début et à la fin
Rendement (%)				
Moyenne :	**66,8**	**75,0**	**72,5**	**73,8**
c.v. (%) :	6,49	7,56	9,69	6,36
Puissance (kW)				
Moyenne :	**8,0**	**11,6**	**14,9**	**17,0**
c.v. (%) .	23,24	20,29	34,32	10,77

Pour les différents essais réalisés, les rendements moyens, aussi bien pour le foyer à grilles que pour les différents réglages du foyer à sole, sont relativement constants, avec une valeur moyenne de 72 %. Dans le cas du foyer à sole, l'ouverture en fin de cycle des grilles de décendrage permet d'augmenter légèrement le rendement de cette étape.

Le foyer à grilles ne permet pas la puissance nominale de 13 kW indiquée par le constructeur. Inversement, le foyer à sole peut fournir jusqu'à 17 kW en moyenne, ce qui est largement supérieur au 14 kW donnés par le constructeur. L'utilisation de « périodes » de combustion mixte (sur sole et à grille) permet d'augmenter le rendement global de l'appareil : 11,6 kW en combustion sur sole classique, 14,9 kW avec une ouverture de grilles au début de cycle, et même 17 kW en ouvrant les grilles au début et à la fin. Cependant, lorsque l'appareil délivre une puissance aussi importante, le bois est consommé beaucoup plus vite que pour une charge de bois classique, ce qui explique des durées des essais plus courtes.

3. Température et débit de fumées

L'objectif de l'étude étant de piéger et de détruire les imbrûlés solides issus de la combustion du bois par micro-ondes, nous avons déterminé les conditions de vitesse et température auxquelles le lit filtrant serait soumis lors du fonctionnement de l'appareil de chauffage. Pour cela, nous avons étudié la température et le débit des fumées pour les deux foyers fermés décrits précédemment.

Les différents essais ont montré que l'évolution des températures et des débits présente des similitudes. La Figure 98 et la Figure 99 donnent l'allure des courbes, pour un essai dans le foyer à grilles.

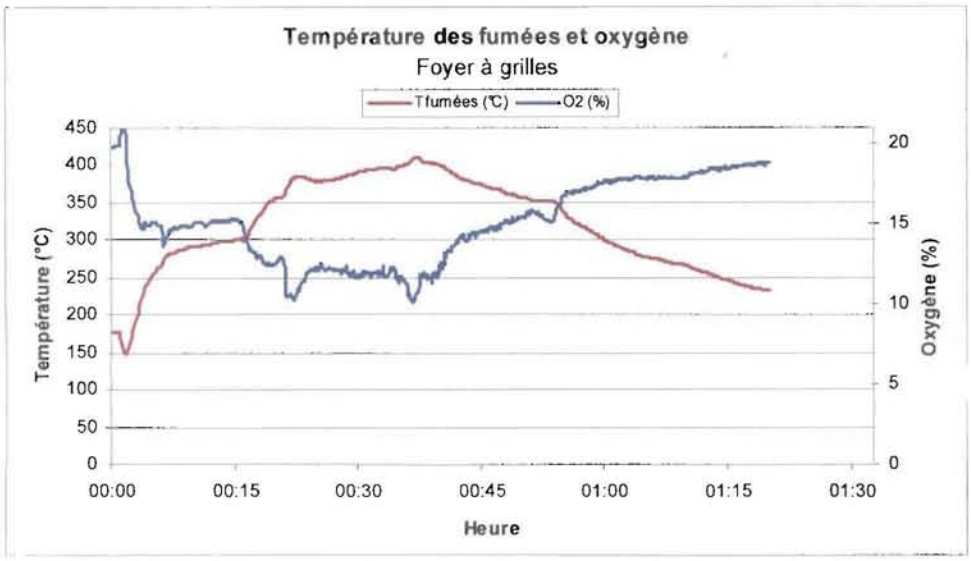


Figure 98 . Courbe type de la température des fumées et O_2

De la même façon que pour les émissions polluantes, la courbe de température présente trois zones distinctes correspondant aux phases de fonctionnement. Durant l'allumage, la température des fumées augmente progressivement, plus ou moins rapidement selon les essais. Au début de la combustion vive, elle croit rapidement et se stabilise à une valeur maximale, tant qu'il a des flammes. A la fin de la combustion vive, la température diminue lentement jusqu'à la fin de l'essai.

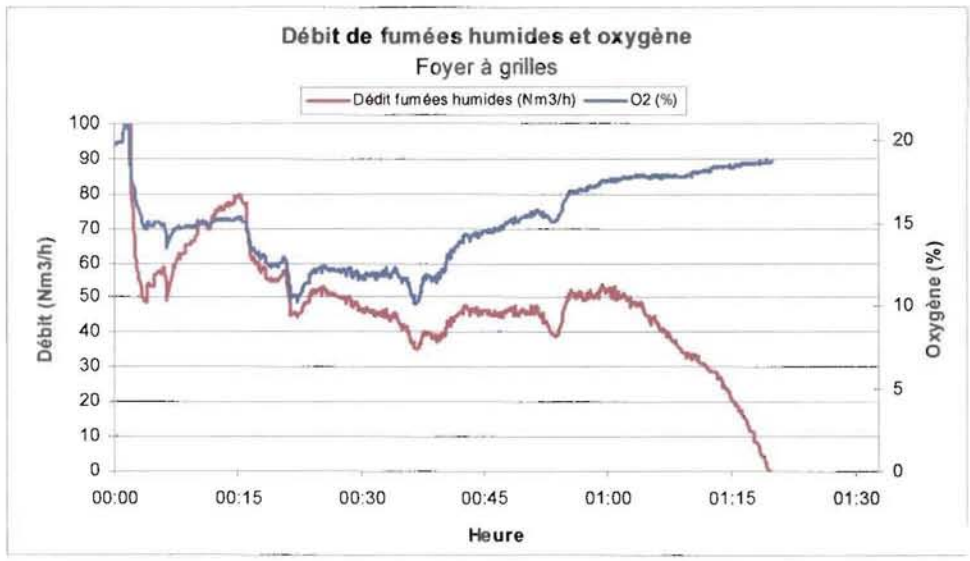


Figure 99 : Courbe type du débit de fumées humides et O_2

Le débit de fumées humides est calculé à partir du taux d'oxygène (facteur d'air), et de la consommation de bois. Selon les essais, la phase d'allumage est différente, mais lors de la combustion vive, le débit de fumées est relativement constant. Pendant la combustion hétérogène, il diminue plus ou moins rapidement jusqu'à la fin de l'essai.

Les débits et températures moyens des fumées calculés pour au moins quatre essais sont représentés sur la Figure 100 et récapitulés dans le Tableau 40.

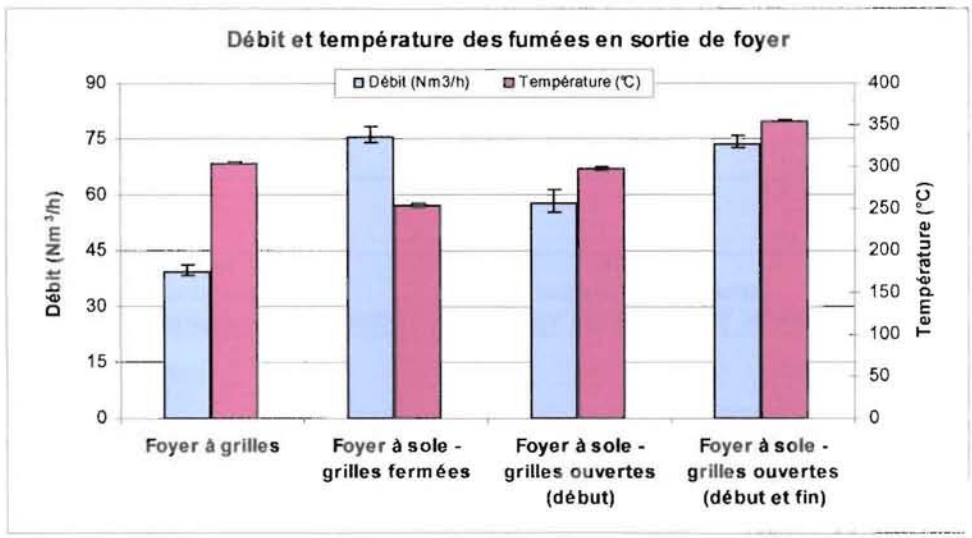


Figure 100 Débit et température moyens des fumées des appareils

Tableau 40 Récapitulatif des débit et température moyens

	Foyer à grilles	Foyer à sole grilles fermées	Foyer à sole grilles ouvertes au début	Foyer à sole grilles ouvertes au début et à la fin
Débit (Nm3/h)				
Moyenne :	**39,3**	**75,3**	**57,8**	**73,5**
c.v. (%) :	14,25	36,57	26,02	11,47
Température (°C)				
Moyenne :	**305**	**254**	**298**	**355**
c.v. (%) :	6,85	4,10	20,26	6,05

Les valeurs montrent que les températures moyennes sont proches pour les différents appareils et réglages, avec une moyenne d'environ 300°C. Dans le foyer à sole, comme nous l'avons vu au paragraphe II.1.1, la qualité de la combustion est améliorée par l'ouverture des grilles de décendrage. Aussi, la température du foyer et donc celle des fumées en sortie de foyer est augmentée et passe de 300°C à 355°C.

Dans le foyer à grilles, le débit de fumées est plus faible que dans le foyer à sole (40 Nm^3/h contre 70 Nm^3/h en moyenne). En effet, les pertes de charge dues au passage de la grille, à la traversée du tas de bois … sont importantes et limitent le débit de fumées.

De même que pour les émissions ou la puissance, la température et le débit de fumées sont fonction sde l'étape considérée. Le Tableau 41 récapitule les moyennes des différentes étapes pour les appareils étudiés.

Tableau 41 : Débit et températures moyens des fumées pour chaque phase

	Foyer à grilles			Foyer à sole grilles fermées		
	Débit (Nm^3/h)	Température (°C)	Vitesse (m/s)	Débit (Nm^3/h)	Température (°C)	Vitesse (m/s)
Allumage :						
Moyenne :	**42,4**	**313,0**	**1,0**	**189,5**	**174,3**	**3,4**
c.v. (%) :	53,20	12,08		44,97	30,35	
Combustion vive :						
Moyenne :	**42,1**	**369,8**	**1,1**	**63,9**	**310,2**	**1,5**
c.v. (%) :	13,41	7,29		39,46	8,72	
Combustion hétérogène :						
Moyenne :	**36,2**	**256,6**	**0,8**	**37,8**	**231,9**	**0,8**
c.v. (%) :	17,42	7,42		42,88	8,88	
	Foyer à sole grilles ouvertes au début			**Foyer à sole grilles ouvertes au début et à la fin**		
	Débit (Nm^3/h)	Température (°C)	Vitesse (m/s)	Débit (Nm^3/h)	Température (°C)	Vitesse (m/s)
Allumage :						
Moyenne :	**136,0**	**298,6**	**3,1**	**118,0**	**299,8**	**2,7**
c.v. (%) :	16,30	52,62		48,08	13,98	
Combustion vive :						
Moyenne :	**83,9**	**373,4**	**2,2**	**104,0**	**428,3**	**2,9**
c.v. (%) :	59,34	51,59		15,46	9,47	
Combustion hétérogène :						
Moyenne :	**36,4**	**255,9**	**0,8**	**59,8**	**330,5**	**1,4**
c.v. (%) :	17,89	8,22		11,75	5,36	

Dans le foyer à grilles, le débit d'air est peu différent en fonction de l'étape considérée. A l'inverse, dans le foyer à sole, les différences sont très importantes avec 190 Nm^3/h à l'allumage contre 38 Nm^3/h durant la combustion hétérogène. Lorsque les grilles de décendrage sont ouvertes au début de l'essai, ou au début et à la fin, cet écart diminue mais reste malgré tout important.

Comme l'a montré la courbe type de températures (Figure 98), à chaque étape de la combustion correspond une température moyenne : la température maximale est logiquement atteinte durant la combustion vive avec des valeurs entre 310 et 430°C.

Dans le foyer à sole, il y une grande différence entre la température moyenne de l'allumage et la température maximale. Cette différence est principalement due aux débits d'air très importants injectés dans le foyer durant cette étape. Cet air étant à la température de l'air extérieur de la pièce, il refroidit le foyer, alors que celui-ci n'est pas encore en température. Là encore, l'ouverture de la grille, permettant de réduire le débit d'air nécessaire à la combustion, permet de réduire cette importante différence entre l'allumage et la combustion vive.

Pour les différents foyers, les quantités d'air utilisées par la combustion hétérogène sont proches (36,8 Nm^3/h en moyenne), excepté lorsque les grilles de décendrage sont ouvertes à la fin de l'essai. Dans ce cas, le débit d'air est près de deux fois plus grand.

Pour déterminer les conditions auxquelles sera soumis le lit filtrant, nous évaluons également la vitesse correspondant au débit et à la température de chaque étape, dans une cheminée de diamètre 180 mm. Ce sont cette vitesse et cette température qui seront ensuite utilisées pour simuler les fumées chaudes lors de la régénération du lit filtrant. Cependant, il faut noter que ces vitesses varient de façon importante

suivant le foyer utilisé (Tableau 41) et son installation, et que c'est un paramètre qu'il sera impossible de fixer dans une installation réelle.

L'étude de la combustion du bois dans deux foyers avec des réglages différents nous a permis de quantifier les émissions des principaux polluants, notamment les imbrûlés solides. Selon la technologie de foyer employée, ces émissions peuvent être plus ou moins importantes.

Le foyer à grilles permet une combustion de qualité correcte, même s'il existe une grande variabilité au cours d'un cycle. Les phases les plus polluantes sont relativement courtes, ce qui donne des émissions moyennes intéressantes. Dans le foyer à sole, la combustion est plus stable, et donc de meilleure qualité, mais la phase d'allumage, beaucoup plus longue, produit des quantités importantes de particules.

En utilisant les points forts de chaque mode de combustion (combustion sur grilles au début et à la fin de l'essai, sur sole pour la combustion vive), il est possible de réduire de façon significative les émissions d'imbrûlés solides, et d'améliorer le rendement énergétique du foyer. Cependant, même lorsque la combustion est optimisée dans l'appareil de chauffage, les quantités d'imbrûlés solides restent significatives (500 mg/Nm^3) et l'utilisation d'un dispositif de traitement des fumées visant à réduire les émissions de particules reste nécessaire.

II. Caractéristiques des imbrûlés solides

Comme nous l'avons vu précédemment, les fumées des appareils de chauffage au bois contiennent des quantités plus ou moins importantes d'imbrûlés solides. Pour pouvoir détruire ces particules, il est nécessaire de connaître certaines caractéristiques. Nous avons donc cherché à déterminer leur composition élémentaire, à repérer la présence d'imbrûlés, à établir les conditions de dégradation thermique, et à étudier leur comportement vis-à-vis des micro-ondes.

1. Caractéristiques physico-chimiques

L'analyse élémentaire réalisée par le Service d'Analyse du CNRS sur trois échantillons de particules a été complétée par une détermination du taux de cendres (four à moufles) et du pouvoir calorifique (bombe calorimétrique) sur six échantillons différents. Les résultats sont récapitulés dans le Tableau 42.

Tableau 42 : Composition élémentaire des imbrûlés solides

	C (%)	H (%)	N (%)	K (%)	Cendres (%)	PCS (kJ/kg)	PCI (kJ/kg)
Moyenne	63,76	3,12	1,06	2,88	7,55	24 315	24 000
c.v. (%)	5,16	9,52	23,24	47,24	45,03	2,56	2,59

L'analyse des imbrûlés montrent qu'ils sont principalement composés de carbone (environ 64 % en masse) et qu'ils sont plus riches en cendres que le bois initial (5 % au lieu de moins de 1 %). Les pouvoirs calorifiques sont également plus élevés que ceux du bois. Les cendres et le potassium sont également présents en plus grandes quantités, mais les coefficients de variations indiquent une grande dispersion selon l'échantillon analysé. Ces résultats pourraient s'expliquer par un envol de cendres, qui sont piégées avec les imbrûlés solides lors des essais.

Les méthodes d'analyse élémentaire ne permettent pas de mesurer directement le taux d'oxygène à cause des taux importants de minéraux. Il est calculé par différence avec les autres éléments. Par différence, nous calculons un taux d'oxygène de l'ordre de 24 %. A partir de la mesure du PCS et des teneurs en carbone et hydrogène des particules, il est également possible de déduire une estimation du pourcentage d'oxygène des imbrûlés par la formule de Dulong modifiée [61] :

$$PCS = 356 \cdot C + 1130 \cdot H - 109 \cdot O, \qquad [61]$$

avec PCS le pouvoir calorifique supérieur (kJ/kg), C, H et O les pourcentages de carbone, hydrogène et oxygène des particules.

Le taux d'oxygène ainsi estimé est de 18 % de la masse de particules. Sans chercher à justifier la différence entre ces deux estimations, nous retenons simplement que les imbrûlés solides contiennent encore une quantité relativement importante d'oxygène, de l'ordre de 20%.

Des mesures du taux d'humidité des imbrûlés solides dans une étuve à 103°C montrent que les particules sont anhydres (perte de masse < 0,01 %).

2. Observations au microscope électronique à balayage

Nous avons souhaité connaître la forme et la géométrie des imbrûlés solides des fumées de combustion. Nous avons donc prélevé des particules dans la cheminée d'un foyer fermé et nous les avons observées au microscope électronique à balayage.

Les observations montrent qu'il existe différents types de particules (Figure 101) qui peuvent être classées selon deux catégories : des morceaux de bois plus ou moins dégradés et des agglomérations de particules de suies isolées ou associées à des particules de bois peu dégradées.

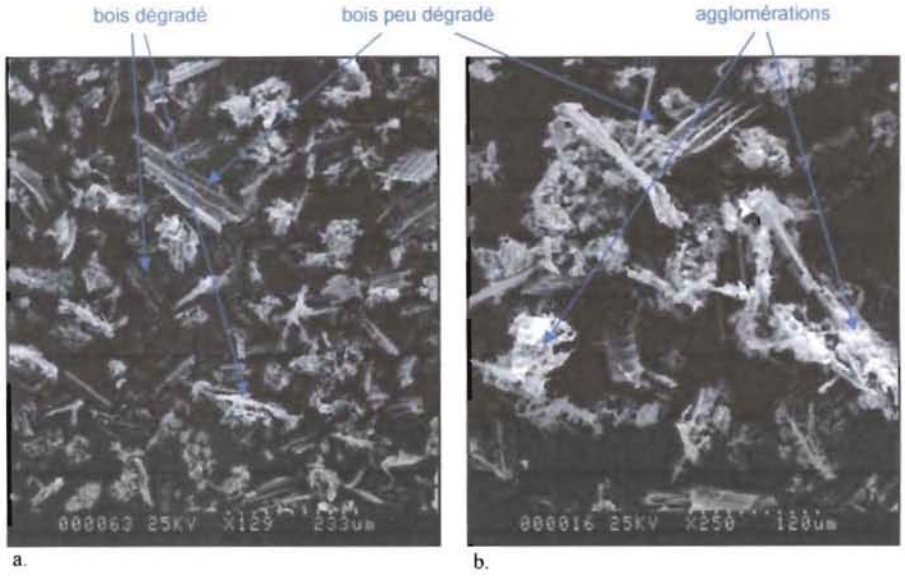


Figure 101 Echantillons de particules issues de la combustion du bois

2.1. Particules de bois plus ou moins dégradées

Durant la combustion, des particules de bois, pas encore dégradées, se détachent de la bûche et sont évacuées dans les fumées avant d'être brûlées. La Figure 101 montre ainsi différents éléments qui se retrouvent couramment dans les fumées :

- un rayon ligneux croisant des trachéides, avec les ponctuations de champ de croisement (Figure 102-a)
- l'extrémité de trachéides de résineux avec les ponctuations aréolées en haut et les ponctuations simples en bas (Figure 102-b)
- un empilement de cellules de parenchyme (Figure 102-c) ou de fibres (Figure 102-d)

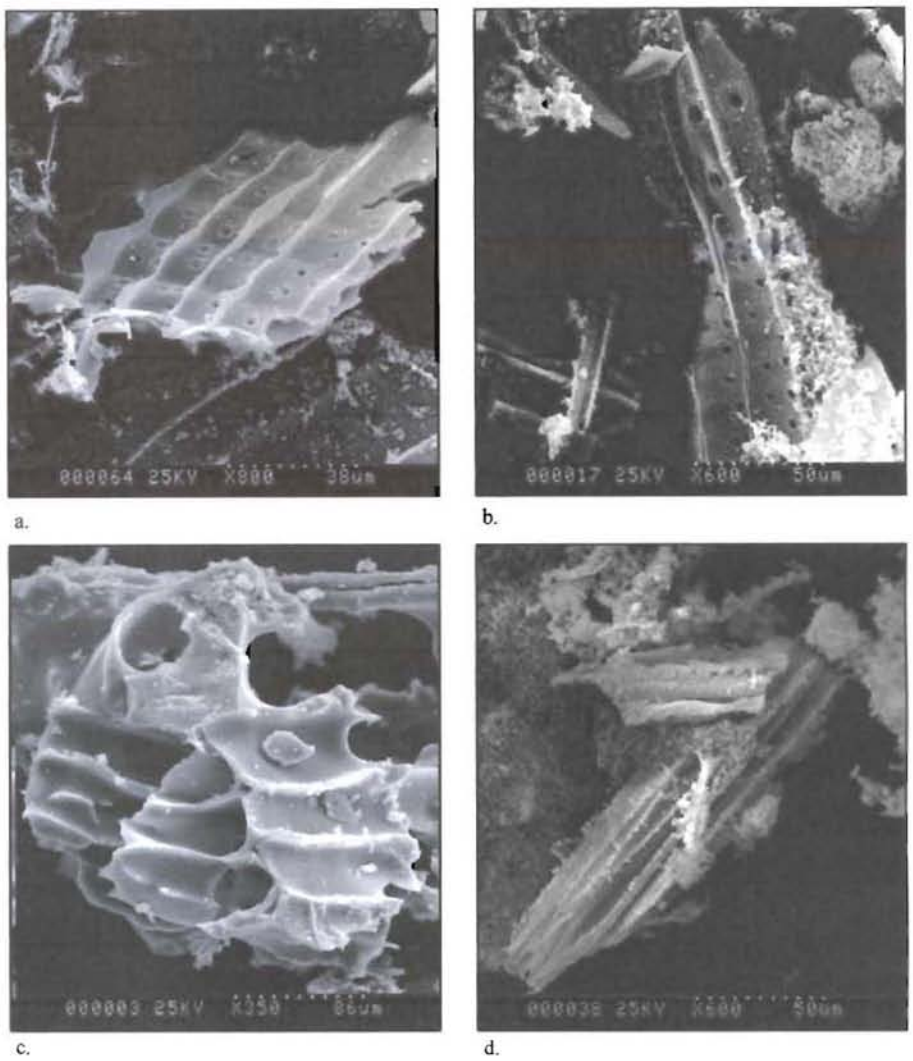
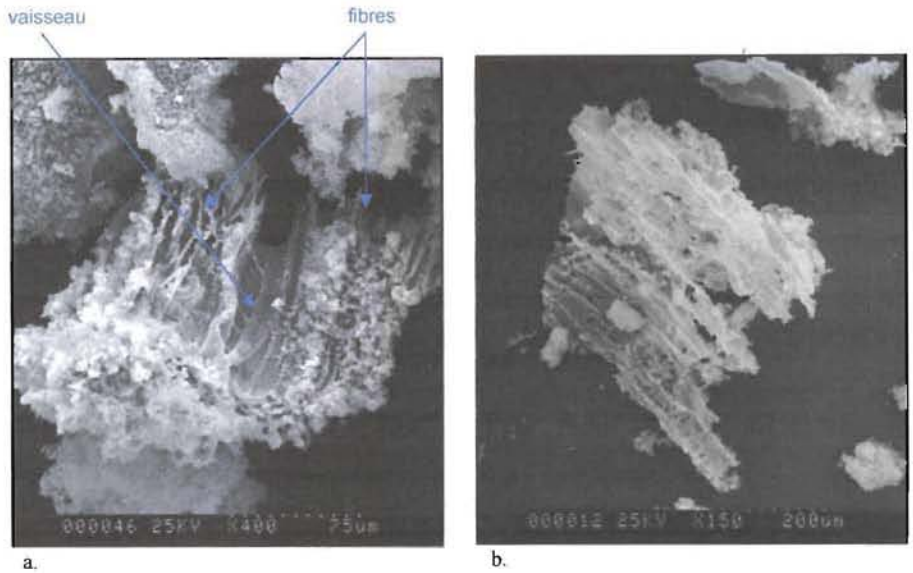


Figure 102 : Différents morceaux de bois très peu dégradés

Plus les particules restent dans le foyer avant d'être évacuées par les fumées, plus leur dégradation est importante. Pour un temps de séjour faible, les cellules semblent fondues mais il est toujours possible d'identifier les éléments, notamment en les mesurant (Figure 103-a). Lorsque la dégradation est plus avancée, ces distinctions deviennent plus difficiles à faire (Figure 103-b).



a. b.

Figure 103 : Bois peu dégradé

Lorsque les particules restent plus longtemps dans le foyer, les dégradations sont plus importantes : la paroi cellulaire, principalement composée de cellulose et d'hémicelluloses, est détruite alors que la couche intercellulaire est peu dégradée (surtout de la lignine), apparaissant comme un squelette des cellules (Figure 104-a et b). La structure du plan ligneux reste bien organisée et il est encore possible de distinguer les différents constituants en mesurant les squelettes. Des particules de suie peuvent s'agglomérées sur les squelettes (Figure 104-c).



a. b. c.

Figure 104 : « Squelettes » de bois

Les photographies suivantes montrent des dégradations plus avancées que les squelettes, mais avec une structure qui reste organisée (Figure 105-a et c). Les détails de ces éléments permettent de voir les « brins » fins (≈ 1,5 µm) qui semblent avoir fondu puis refroidi.

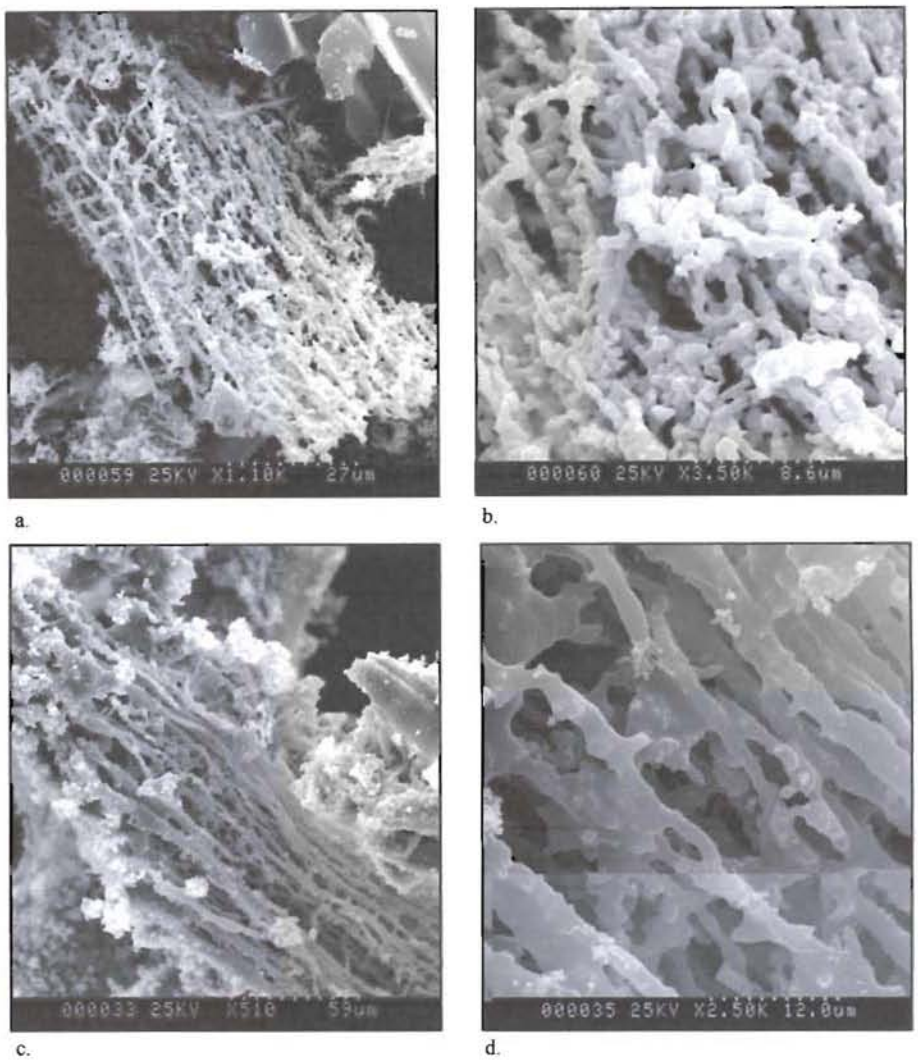
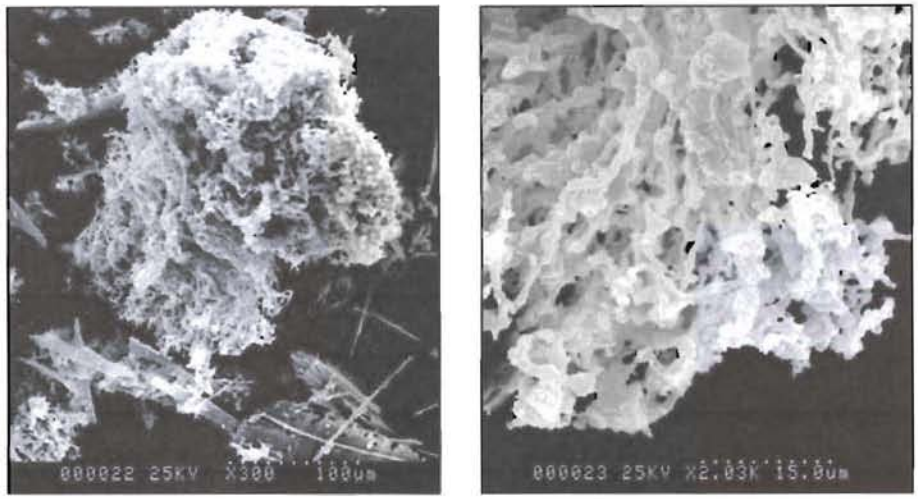


Figure 105 : Eléments de bois dégradés gardant une structure orientée (a et c) et leurs détails (b et c)

Dans certains cas, la dégradation est plus importante et la structure orientée du bois n'est pas conservée (Figure 106-a). Le détail (Figure 106-b) confirme qu'il ne s'agit pas d'une agglomération de particules mais bien des éléments structurels fondus.



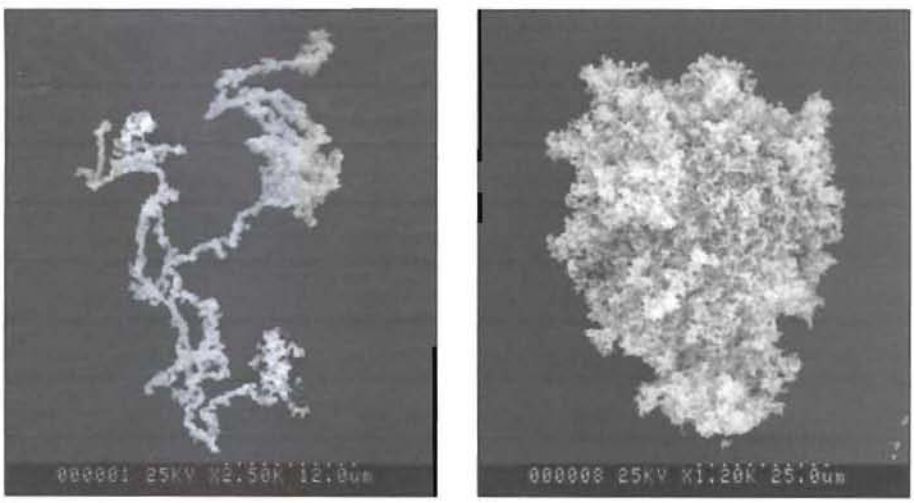
a. b.

Figure 106 · Eléments de bois dégradés ayant une structure désorganisée

Les différentes observations semblent indiquer que ces particules représentent plus de la moitié des imbrûlés que nous avons étudiés.

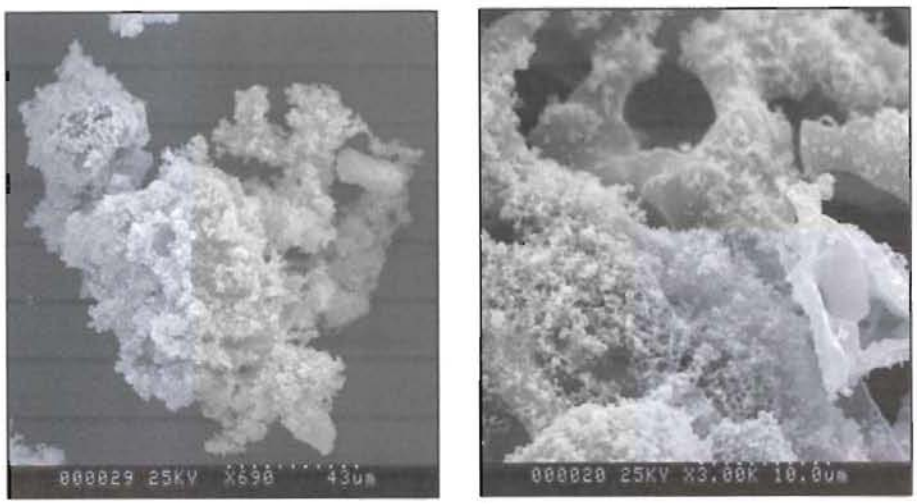
2.2. Agglomérations de particules de suie isolées ou associées aux particules de bois

Les agglomérations de suies sont un deuxième type d'imbrûlés solides de la combustion du bois : des particules de diamètre inférieur à 0,5 µm se regroupent entre elles (Figure 107), pour constituer des goudrons condensés (Figure 108) ou des dépôts sur des éléments de bois résiduels (morceaux de paroi) (Figure 109).



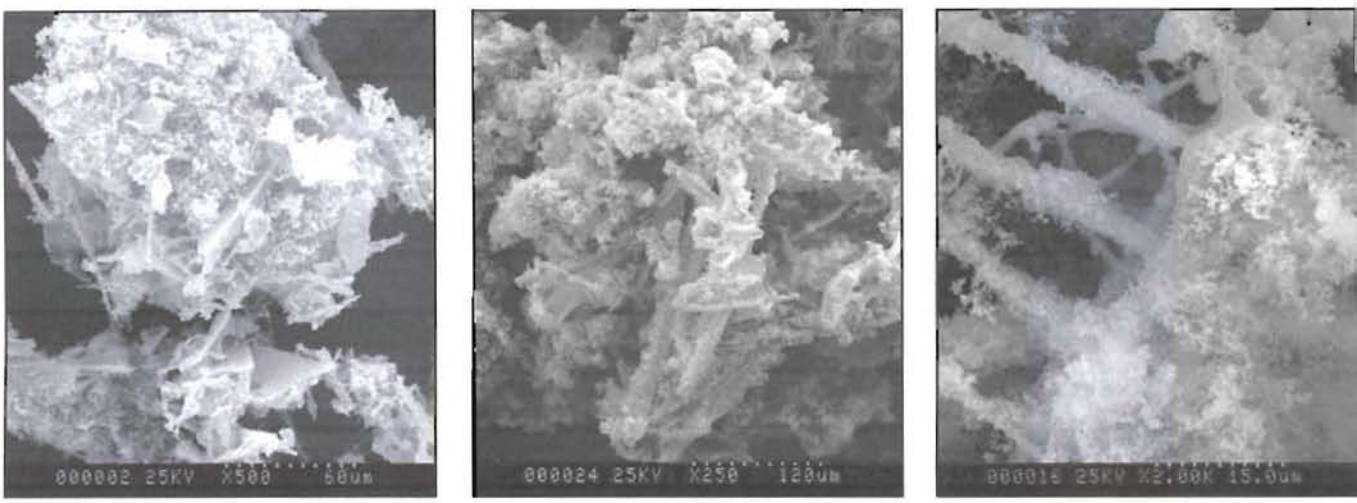
a. b.

Figure 107 Agglomérations de particules de suies



a. b.

Figure 108 : Agglomérations de particules de suies conduisant aux goudrons condensés



a. b. c.

Figure 109 : Agglomérations de particules de suies autour de morceaux de bois

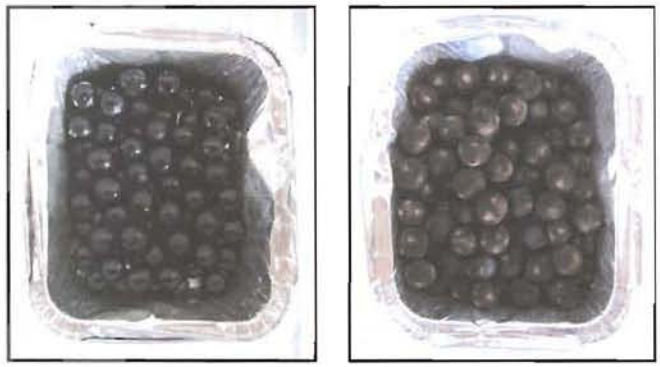
Ces différentes observations au MEB montrent clairement qu'il reste encore des matières organiques à brûler dans les particules piégées dans les fumées, présentes sous différentes formes. Dans notre cas, nous cherchons à détruire tous les types de particules et une post-combustion des imbrûlés solides semble une solution adaptée pour épurer les fumées. Dans ce but, il est nécessaire de connaître les conditions optimales de température permettant une destruction des différentes particules recueillies.

3. Dégradation thermique des imbrûlés

Pour déterminer les températures de combustion et les temps de séjour nécessaires dans notre filtre pour avoir une destruction maximale des particules, nous avons effectué des essais de combustion des imbrûlés dans un four à moufles. Ces imbrûlés sont obtenus en utilisant un lit filtrant composé de billes placées dans la cheminée d'un foyer fermé.

En fonction des conditions de combustion dans les foyers étudiés, la nature des particules piégées dans le filtre est différente : lorsque la combustion est mauvaise (manque d'air, tirage insuffisant, charge de bois importante), le foyer produit principalement des goudrons qui se condensent dans le lit filtrant. Au contraire, lorsque la combustion s'effectue dans de bonnes conditions (air et tirage suffisants, petite charge de bois), le lit filtrant piége principalement des imbrûlés solides (le foyer produisant peu de goudrons).

Les goudrons se condensent dans le lit filtrant et adhèrent donc bien sur les billes (Figure 110-a), alors que les imbrûlés solides sont simplement posés sur les billes après impact et peuvent s'envoler lors de la manipulation des billes (Figure 110-b).



a. b.

Figure 110 Billes chargées de goudrons (a) et d'imbrûlés solides (b)

Même si les quantités de goudrons piégés à la sortie d'un foyer sont relativement faibles dans des conditions « normales » de combustion, nous avons choisi de déterminer les conditions nécessaires à la dégradation des deux types d'imbrûlés piégés.

3.1. Destruction thermique des goudrons

Dans le cas des goudrons, les résultats de dégradation pour différents niveaux de température (de 100 à 700°C par palier de 100°C) sont représentés sur la Figure 111 et récapitulés dans le Tableau 43. Le pourcentage de dégradation est calculé par rapport à la masse initiale de goudrons sur les billes (Chapitre 2II.2).

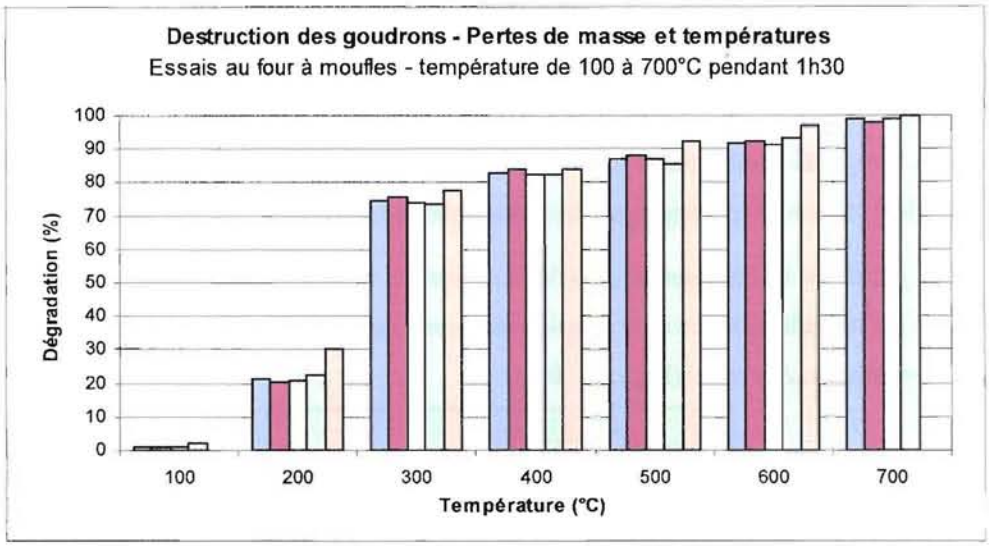


Figure 111 . Destruction des goudrons en fonction de la température

La courbe montre que la dégradation augmente rapidement avec la température jusqu'à 300°C, puis de façon plus lente avec une perte de masse de 5 % à chaque palier supérieur. A 700°C, les billes peuvent être considérées comme complètement régénérées puisqu'il reste moins de 0,5 % de la masse initiale de goudrons.

Tableau 43 · Pourcentage moyen de destruction des goudrons pour différentes températures

	100°C	200°C	300°C	400°C	500°C	600°C	700°C
Dégradation (%) :	1,35	23,02	74,88	82,92	87,92	93,07	99,52
c.v. (%) :	46,28	17,31	2,13	0,90	2,88	2,32	1,84

Ces résultats indiquent que les goudrons sont détruits pour des températures relativement basses et qui sont courantes dans les foyers, avec la majorité des goudrons détruits dès 300°C (75 %). Nous avons donc fixé cette température comme consigne pour déterminer le temps de séjour nécessaire, c'est-à-dire la durée pendant laquelle les goudrons doivent être maintenus à une température donnée.

La Figure 112 et le Tableau 44 donnent la dégradation des goudrons pour des expositions à 300°C de 5 à 90 min. Nous pouvons observer que la dégradation augmente avec le temps de séjour, jusqu'à atteindre une asymptote à partir de 30 min, correspondant à la valeur moyenne déterminée par les essais de température (≈ 75 %).

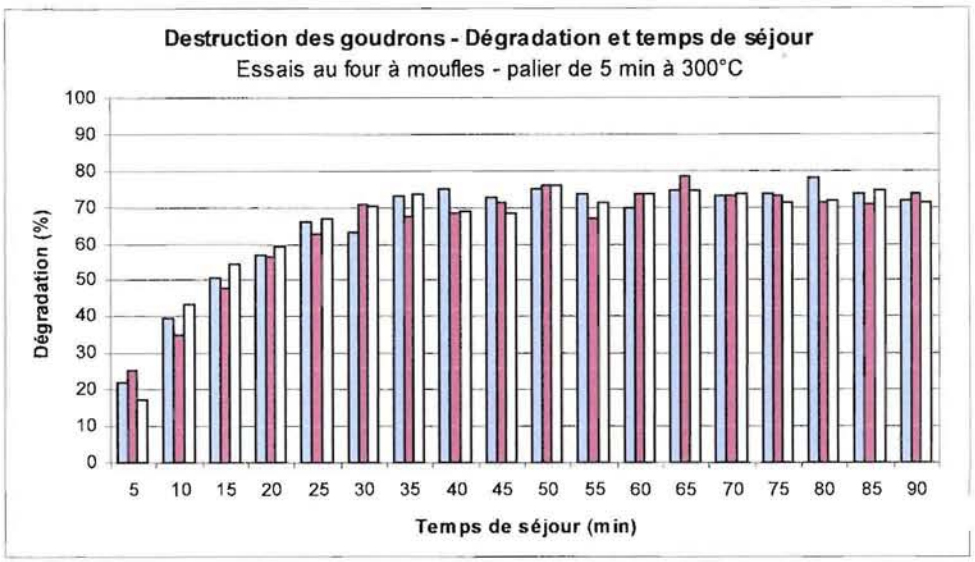


Figure 112 : Destruction des goudrons en fonction du temps de séjour

Tableau 44 Pourcentage moyen de destruction des goudrons pour différents temps de séjour à 300°C

	5 min	10 min	15 min	20 min	25 min	30 min	35 min	40 min	45 min
Dégradation (%) :	21,53	39,44	51,08	57,60	65,28	68,06	71,51	70,82	70,94
c.v. (%) :	18,75	11,16	6,37	2,85	3,67	6,28	5,05	5,44	3,05

	50 min	55 min	60 min	65 min	70 min	75 min	80 min	85 min	90 min
Dégradation (%) :	75,86	70,65	72,35	76,00	73,43	72,60	73,66	72,96	72,20
c.v. (%) :	0,64	4,95	3,16	2,94	0,34	1,89	4,82	2,60	1,72

A partir de 30 min à 300°C, la dégradation des goudrons est donc considérée comme constante et égale à 72,7 % (avec un coefficient de variation de 3,70 %).

Au cours d'une combustion dans des conditions normales, les goudrons formés par la dégradation des bûches sont ainsi principalement détruits avant de quitter le foyer. Si des goudrons ne sont pas complètement détruits et s'échappent dans les fumées, la température de celles-ci (supérieure à 300°C) garantit souvent leur destruction. Dans le cas où un filtre est installé dans la cheminée, les derniers goudrons présents dans les fumées sont piégés dans le filtre, ce qui augmente le temps de séjour à des températures suffisantes pour les détruire, même sans utiliser de chauffage supplémentaire du lit.

3.2. Destruction thermique des imbrûlés solides

Avec une procédure similaire à celle utilisée pour les goudrons, nous avons calculé la dégradation des imbrûlés solides pour des températures entre 100 et 700°C par palier de 100°C. La Figure 113 et le Tableau 45 donnent les résultats obtenus pour trois essais réalisés sur un même échantillon de particules.

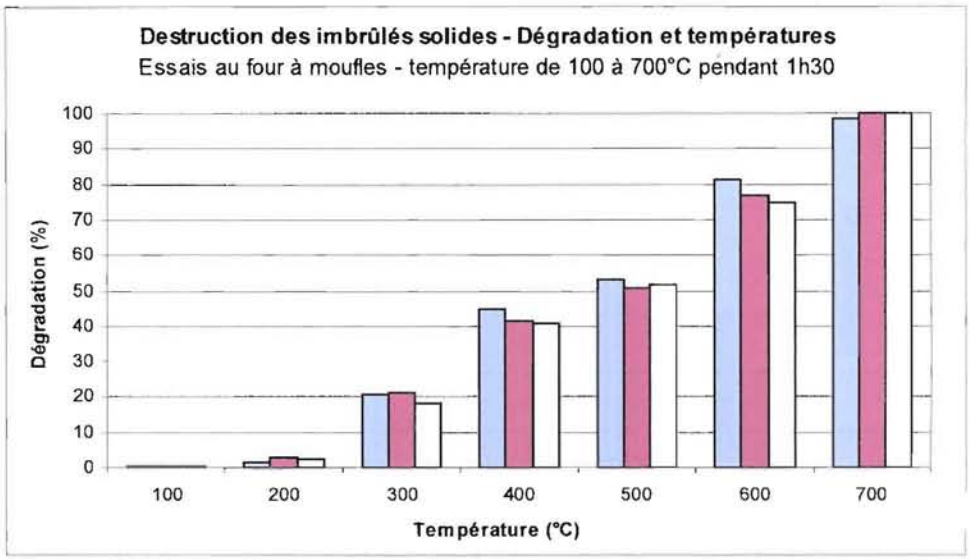


Figure 113 . Destruction des imbrûlés solides en fonction de la température

Contrairement au cas des goudrons, cette figure montre que la dégradation augmente de façon quasi-linéaire avec la température, avec une pente moyenne d'environ 17 %.

Tableau 45 . Pourcentage moyen de destruction des imbrûlés solides pour différentes températures

	100°C	200°C	300°C	400°C	500°C	600°C	700°C
Dégradation (%) :	0,00	2,33	19,98	42,39	51,83	77,74	99,94
c.v. (%) :		29,08	8,84	5,21	2,42	4,24	1,30

Pour une destruction de 75 % des imbrûlés, il est nécessaire d'avoir une température minimale de 600°C (Tableau 45). Nous avons donc fixé cette température comme consigne pour déterminer le temps de séjour minimal.

De même que pour les goudrons, les résultats donnés par la Figure 114 et le Tableau 46 indiquent une augmentation de la dégradation avec la température jusqu'à une asymptote à partir de 5 min. La grande dispersion des résultats peut être attribuée au fait que les imbrûlés sont simplement posés sur les billes. Lors des différentes manipulations pendant l'essai, ils ont pu tomber faussant ainsi légèrement les masses de particules impliquées dans l'essai.

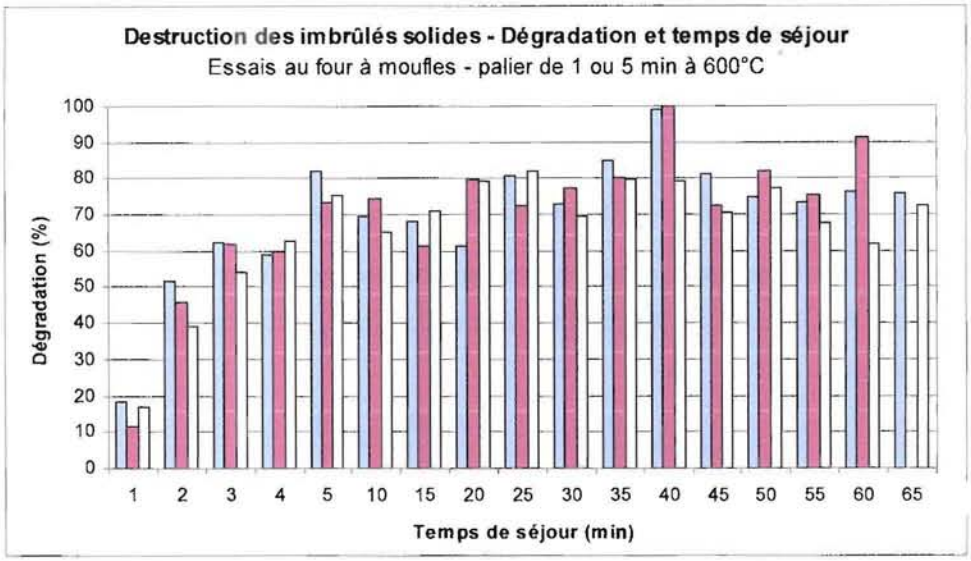


Figure 114 : Destruction des imbrûlés solides en fonction du temps de séjour

Tableau 46 Pourcentage moyen de destruction des imbrûlés solides pour différents temps de séjour à 600°C

	1 min	2 min	3 min	4 min	5 min	10 min	15 min	20 min	25 min
Dégradation (%) :	15,60	45,58	59,43	60,47	77,10	69,70	66,79	73,43	78,47
c.v. (%) :	21,65	14,18	7,85	3,17	5,96	6,52	7,19	14,27	6,77

	30 min	35 min	40 min	45 min	50 min	55 min	60 min	65 min
Dégradation (%) :	73,10	81,48	99,12	74,73	78,20	72,17	76,50	74,10
c.v. (%) :	5,30	3,63	20,15	7,80	4,76	5,72	19,08	3,52

Nous avons ainsi déterminé que les imbrûlés solides doivent être maintenus à 600°C pendant au moins 5 min pour avoir une destruction de 76,7 % (c.v. : 4,44 %). A la sortie des appareils de chauffage, de tels niveaux de température dans les fumées ne sont pas envisageables. Il est donc nécessaire d'avoir un chauffage indépendant pour augmenter localement la température au niveau de l'élément filtrant.

C'est pourquoi nous avons choisi d'apporter l'énergie nécessaire à ce chauffage par micro-ondes. Il s'avère alors nécessaire de connaître le comportement des particules vis-à-vis des micro-ondes. Il est en effet impératif de savoir si les imbrûlés absorbent suffisamment d'énergie pour atteindre rapidement une température de 600°C ou s'il faut utiliser un élément filtrant chauffé efficacement par micro-ondes. Pour ce faire, nous avons déterminé les caractéristiques diélectriques des imbrûlés solides.

4. Caractéristiques diélectriques

Le comportement d'un matériau vis-à-vis des micro-ondes est lié à sa permittivité. Pour savoir si les imbrûlés solides issus de la combustion du bois absorbent suffisamment d'énergie micro-ondes pour être détruits, nous avons déterminé leur permittivité par une méthode de mesure du coefficient de réflexion décrite au chapitre 2 (§ II.4). Les imbrûlés solides, sous forme de poudre récoltée lors de différents cycles de combustion, sont placés dans un guide d'onde rectangulaire standard relié à un analyseur de réseau.

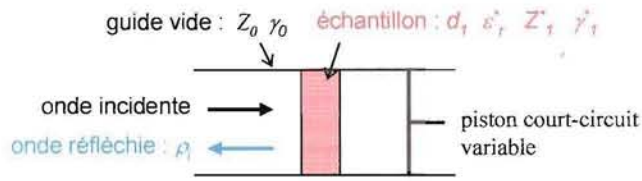


Figure 115 : Mesure des coefficients de réflexion

A partir de la mesure des coefficients de réflexion complexes pour deux positions spécifiques du piston court-circuit (court-circuit (cc) et circuit ouvert (co)), nous déterminons les impédances complexes correspondantes :

$$Z_{cc} = \frac{1+\rho_{cc}}{1-\rho_{cc}} \cdot Z_0 = \frac{Z_1 \cdot th(\gamma_1 \cdot d_1)}{Z_0}, \quad [62]$$

$$Z_{co} = \frac{1+\rho_{co}}{1-\rho_{co}} \cdot Z_0 = \frac{Z_1}{Z_0 \cdot th(\gamma_1 \cdot d_1)}, \quad [63]$$

avec, Z_i et ρ_i l'impédance et le coefficient de réflexion pour la fermeture i, d_1 l'épaisseur de l'échantillon, Z_1 l'impédance du matériau et Z_0 l'impédance du guide vide (50 Ω).

Nous vérifions dans un premier temps la compatibilité des résultats expérimentaux par le calcul du terme $th\ (\gamma_1.d_1)$. Ce terme peut se calculer à partir du produit Z_{cc} x Z_{co} ou du rapport Z_{cc} / Z_{co}, grâce aux équations [64] et [65], qui sont déduites des équations [62] et [63]:

$$th(\gamma_1 \cdot d_1) = th\left(\frac{d_1 \cdot \gamma_0}{\sqrt{Z_{cc} \cdot Z_{co}}}\right), \quad [64]$$

$$th(\gamma_1 \cdot d_1) = \sqrt{\frac{Z_{cc}}{Z_{co}}}. \quad [65]$$

Les résultats obtenus sont donnés dans le Tableau 47.

Tableau 47 : Calculs de compatibilité des mesures

	ρ_{cc}	ρ_{co}	Z_{cc} (Ω)	Z_{co} (Ω)	Z_{cc} x Z_{co}	Z_{cc} / Z_{co}
Module :	0,998	0,930	0,056+ 17,706.j	7,300+ 91,559.j	1621,58 + 135,244.j	-0,192 + 0,017.j
Argument :	141°	- 57°				
				th **(γ_1.d_1) :**	**0,0231 + 0,4826.j**	**0,0196 + 0,4385.j**

Ces résultats indiquent que les mesures des coefficients de réflexion en court-circuit et en circuit ouvert sont compatibles, mais la précision des mesures effectuées n'est pas très bonne, ce qui donne une précision au 1/100 sur les parties réelles et imaginaires des grandeurs complexes calculées.

Les résultats expérimentaux étant cohérents, nous déterminons la permittivité ε_r^*, avec la relation suivante, déduite des équations données dans le chapitre 2 (§ II.4.3) :

$$\varepsilon_r^* = \frac{Z_0^{\,2}}{Z_{cc} \cdot Z_{co}} \cdot \left(\frac{\lambda}{\lambda_g}\right)^2 + \left(\frac{\lambda}{\lambda_c}\right)^2, \quad [66]$$

avec, λ, λ_g et λ_c les longueurs d'ondes caractéristiques respectivement du vide, du guide vide et de coupure (mm).

La permittivité relative complexe ainsi calculée est la suivante :

$$\varepsilon_r^* = 1{,}26 - 0{,}06 \cdot j \,.$$

La constante diélectrique ε'_r est faible (1,26) en raison de la faible densité des particules, et le facteur de pertes ε''_r de 0,06 indique que les particules absorbent un peu l'énergie électromagnétique, mais pas suffisamment pour chauffer et atteindre des températures importantes, notamment les 600°C nécessaires à la dégradation.

La caractérisation des imbrûlés solides issus de la combustion du bois en foyer fermé a mis en évidence la présence de quantités importantes de matière organique qui pourrait encore être dégradée. Pour cela, il est nécessaire de les maintenir pendant au moins 5 min à 600°C pour avoir une destruction supérieure à 75 %. Pour atteindre ce temps de séjour et cette température dans la cheminée des appareils de chauffage, nous avons choisi de piéger les particules et de les soumettre à un champ électromagnétique. Cependant, les particules absorbant peu les micro-ondes, il est préférable de réaliser un piège en matériau chauffant par micro-ondes. Nous avons ainsi réalisé un lit filtrant composé de billes en béton réfractaire qui, étant inertes vis-à-vis des micro-ondes sont dopées avec du carbure de silicium (très absorbant). A partir des données recueillies lors de l'étude des brevets, nous avons fixé une valeur moyenne de 10 % de SiC dans le mélange composant le béton.

III. Piégeage de poussières et d'imbrûlés solides

Les résultats précédents ont montré que malgré une optimisation des conditions de combustion dans les appareils de chauffage domestique au bois, des particules sont rejetées dans les fumées. Pour éviter ces rejets ou les réduire encore davantage, nous proposons d'effectuer une post-combustion des imbrûlés. Pour cela, le système proposé consiste, dans un premier temps à piéger les particules avant leur sortie de la cheminée, et dans un deuxième temps à les détruire par l'apport d'énergie.

Dans cette partie, nous allons étudier le piégeage des particules dans un lit filtrant composé de billes de diamètre moyen 1 cm placé dans la cheminée à la sortie du foyer. Nous nous sommes plus particulièrement intéressés aux pertes de charge d'un tel filtre et à l'efficacité du piégeage pour différentes hauteurs de lit filtrant.

1. Pertes de charge

Dans les installations de chauffage domestique au bois, les appareils fonctionnent généralement en tirage naturel, sans extraction de fumées. C'est la différence de températures et donc de pressions entre l'intérieur du foyer et l'atmosphère à la sortie de la cheminée qui crée la dépression permettant « l'aspiration » de l'air nécessaire à la combustion. L'introduction d'un filtre dans la cheminée génère une chute de pression qui peut nuire au tirage, et donc au bon fonctionnement de l'appareil.

Pour déterminer les pertes de charge du lit filtrant, nous avons effectué des mesures de la différence de pression entre l'amont et l'aval du filtre. La Figure 116 représente le dispositif utilisé.

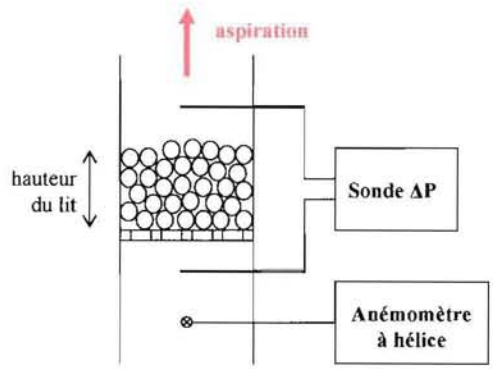


Figure 116 : Dispositif de mesure des pertes de charge

Le filtre, composé d'une grille de maintien (avec des mailles carrées de 8 mm) et de une ou plusieurs rangées de billes (de diamètre moyen 1 cm), est placé dans un tronçon de cheminée (diamètre 180 mm) équipé d'un extracteur. Une sonde de pression permet de mesurer directement la différence de pression entre l'amont et l'aval du lit filtrant, et la vitesse est mesurée par un anémomètre à hélice. Les mesures de pertes de charge sont effectuées pour une hauteur de lit de 1 à 5 cm, et les résultats sont représentés sur la Figure 117.

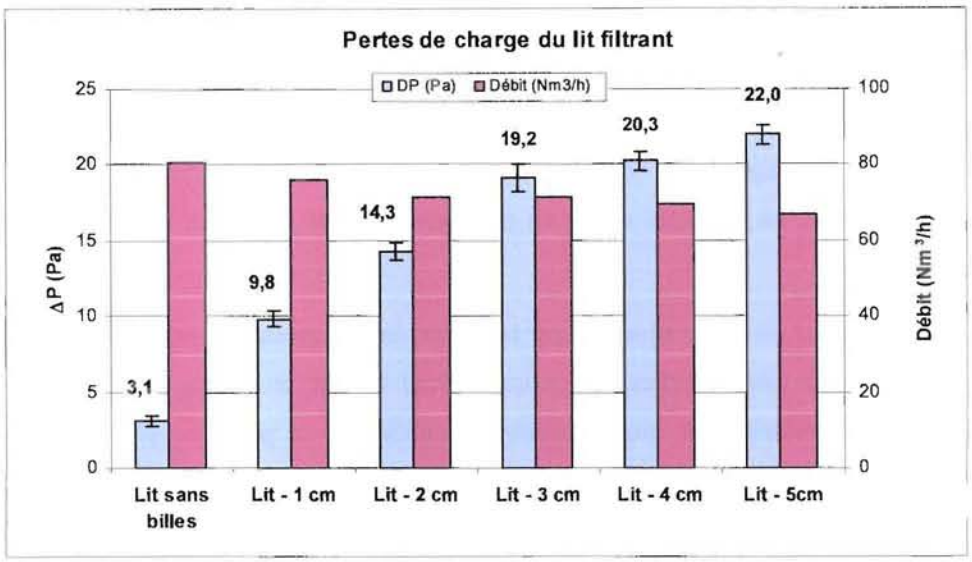


Figure 117 · Pertes de charge du lit filtrant en fonction de sa hauteur

L'allure générale de la courbe indique que la perte de charge du lit augmente avec la hauteur du lit, avec une perte de pression de 22 Pa pour un lit de 5 cm (pour un débit d'air moyen de 72,7 Nm^3/h). Dans une cheminée, la norme NF EN 13229 sur les émissions des appareils de chauffage impose un tirage de 12 Pa pour assurer un fonctionnement correct de l'appareil, même si les installations chez les particuliers peuvent avoir un tirage entre 5 et 25 Pa. Dans ces conditions, il est possible d'utiliser un filtre de 1 cm de hauteur en tirage naturel. Au-delà de cette hauteur, un extracteur est nécessaire pour maintenir une dépression suffisante et garantir de bonnes conditions de combustion. Des billes plus grosses permettraient de réduire ces pertes de charge, mais au détriment de l'efficacité du piégeage.

Le but de notre étude étant de valider la faisabilité technique du dispositif d'épuration et de définir les paramètres à mettre en œuvre, nous n'avons pas cherché à réduire les pertes de pression. Ce système de filtration fera l'objet d'un développement spécifique en fonction des pertes de charge et de l'efficacité souhaitées, mais aussi des restrictions et contraintes imposées par l'utilisation des micro-ondes pour sa régénération.

2. Efficacité du piégeage

Nous avons dissocié l'étude de l'efficacité du filtre en deux étapes : une étape de caractérisation du piégeage pour une hauteur de lit de 1 à 5 cm, avec des particules « inertes » de bois de dimensions proches de celles des imbrûlés solides, et une étape de vérification sur les imbrûlés solides eux-mêmes lors de cycles de combustion.

2.1. Poussières de ponçage

La difficulté de mesurer l'efficacité d'un filtre lors de la combustion vient du fait que la quantité et la qualité des particules formées dépendent de la qualité de la combustion. Si celle-ci est mauvaise, les imbrûlés seront principalement composés de goudrons qui vont se condenser dans le lit. Si la combustion est plus complète, les imbrûlés seront en plus composés de particules solides plus ou moins riches en carbone.

Ainsi, pour ne pas être influencés par la qualité de la combustion, nous avons étudié le piégeage avec de la poussière de bois, générée par ponçage. Pour assurer un ponçage le plus homogène possible et produisant des poussières de qualité proche des imbrûlés, un poids est placé sur la ponceuse pendant l'essai. Deux analyseurs de poussières, placés en amont et en aval du lit permettent de suivre en continu les quantités de poussières émises. Ils sont calibrés de façon à indiquer les mêmes quantités de poussières lorsqu'un morceau de cheminée standard de diamètre 180 mm est installé entre les deux analyseurs. Le tirage dans la cheminée est régulé pour maintenir une dépression de 12 Pa en amont du lit filtrant.

Pour chaque hauteur de filtre, nous avons répété cinq ou six fois l'expérience. La Figure 118 présente une courbe type pour un essai avec un lit de 5 cm.

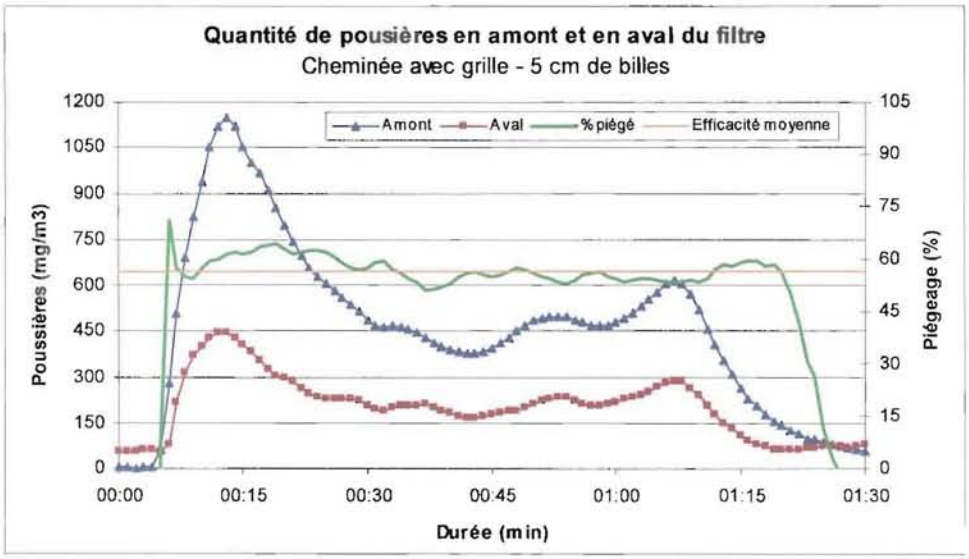


Figure 118 : Courbe type d'un essai de piégeage de poussières de bois pour un filtre de 5 cm

Sur cette courbe sont indiquées les concentrations des poussières en amont et en aval du filtre, ainsi que l'efficacité instantanée de piégeage et l'efficacité moyenne E_p calculée à partir des émissions moyennes sur toute la durée de l'essai. Les poussières de bois sont produites par une ponceuse à bande. Au cours du ponçage du bois, la bande abrasive se charge de poussières, ce qui réduit la production de poussières. C'est pourquoi les émissions de poussières ne sont pas constantes au cours de l'essai.

Au début de l'essai, la ponceuse est allumée mais n'est pas encore placée sur la planche de bois. Une fois la ponceuse et le poids mis en position, la ponceuse, dont la bande est propre, fonctionne avec une efficacité maximale, ce qui explique le pic d'émissions au début de l'essai. Ensuite, la bande se charge et

se décharge de façon aléatoire au cours de l'essai, d'où des fluctuations dans les émissions. A la fin de l'essai, le poids est enlevé, puis la ponceuse retirée de la planche, ce qui produit de faibles quantités de poussières en fin d'essai.

Nous avons effectué des essais de piégeage pour des hauteurs de lit de 1 à 5 cm et les résultats sont représentés sur la Figure 119.

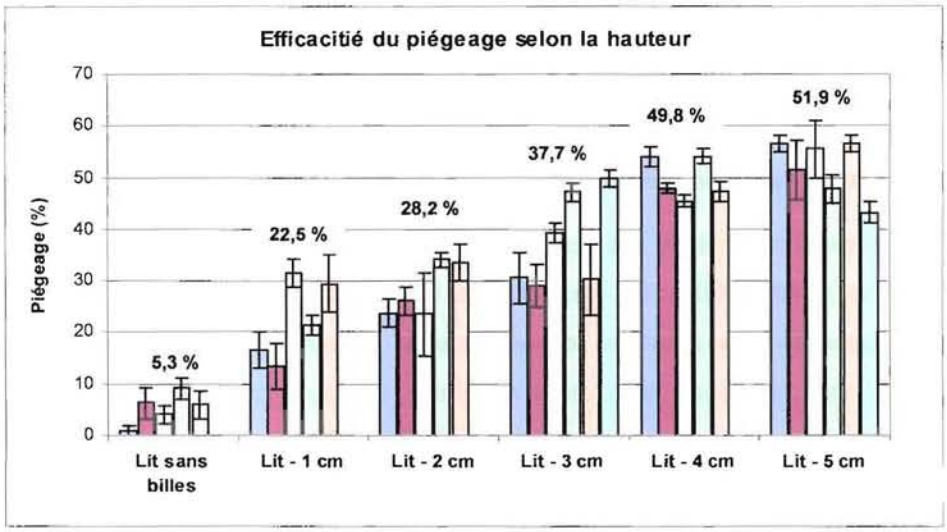


Figure 119 : Piégeage moyen en fonction de la hauteur du lit

Instinctivement, il est facile d'imaginer que plus le filtre est épais, plus la quantité de particules arrêtées par le filtre est importante, les collisions entre les billes et les particules ayant une probabilité croissante. En effet, quand il n'y a qu'une rangée de billes (Figure 120-a), il reste de nombreux espaces vides par lesquels les fumées vont passer de préférence. L'ajout d'une rangée supplémentaire de billes permet de combler la majorité de ces passages privilégiés et donc de forcer les collisions entre les particules et les billes (Figure 120-b). Ainsi, la multiplication des rangées de billes permet d'atteindre des efficacités de piégeage allant jusqu'à 52 %.



a. b.

Figure 120 : Lit filtrant de 1 cm (a) et 2 cm (b)

La Figure 119 montre cependant que l'écart de piégeage entre des hauteurs de 4 et 5 cm est faible (2 % d'écart). A partir d'une 4 cm, l'ajout d'une hauteur supplémentaire ne permet pas d'améliorer

significativement le rendement du filtre, alors que les pertes de charge du filtre continue d'augmenter. Dans le lit filtrant, des particules préalablement piégées sont re-larguées en permanence du fait de la forte dépression imposée en aval du filtre (pour compenser les pertes de charge). Lorsqu'il y a peu de billes, la perte de charge est faible (par exemple, 10 Pa pour 1 cm de billes), donc la dépression nécessaire au-dessus du lit pour la compenser l'est également (22 Pa pour maintenir un tirage de 12 Pa sous le lit). La majorité des particules piégées dans le filtre reste donc bloquée et l'efficacité du filtre augmente de façon importante. Plus l'épaisseur du lit augmente, plus les pertes de charge, et donc la dépression nécessaire pour les compenser au-dessus du lit, sont grandes. Des particules préalablement bloquées par les billes sont donc aspirées et relarguées dans l'air. Globalement, le filtre arrête plus de particules, mais il en relâche également une partie de plus en plus importante, ce qui explique que l'efficacité de piégeage augmente peu au-delà d'une certaine hauteur de lit.

Si ces expérimentations ont permis de caractériser le piégeage dans des conditions relativement constantes et reproductibles, les particules de bois étudiées ne présentent pas exactement les mêmes caractéristiques que les imbrûlés solides issus de la combustion du bois. En effet, les fumées de combustion sont aussi composées de vapeur d'eau, de goudrons, ... qui peuvent également être piégés dans le filtre. Nous avons donc complété l'étude de la filtration par des mesures de piégeage dans des fumées de combustion.

2.2. Imbrûlés solides de la combustion du bois

Comme nous l'avons déjà constaté, dans un foyer fermé, la qualité de la combustion influence considérablement la nature et les quantités des produits évacués dans les fumées. Le tirage est donc un paramètre important à maintenir pour garantir une bonne combustion. Pour compenser la diminution du tirage due à la présence du filtre, nous utilisons un extracteur de fumées couplé à un variateur de fréquence permettant de réguler une dépression constante dans la cheminée. Suivant les caractéristiques de cet extracteur, il est possible d'assurer un tirage correct pour des hauteurs de lit filtrant plus ou moins importantes.

Pour mesurer les émissions d'imbrûlés solides produits par un foyer, nous utilisons des analyseurs de poussières dans lesquels de l'air est injecté pour protéger les optiques des dépôts de particules et de goudrons. Pour l'extracteur, cet air s'ajoute à la quantité d'air nécessaire à la combustion qu'il faut aspirer. Avec un extracteur classique, il est difficile d'assurer une dépression de 12 Pa en aspirant à la fois l'air de combustion et celui du nettoyage des analyseurs pour des épaisseurs importantes du lit, étant donné les pertes de charge importantes induites.

Afin de limiter le volume d'air à extraire, nous utilisons un seul analyseur placé à la sortie du lit filtrant, ce qui nous permet de déterminer la qualité des fumées lâchées dans l'atmosphère. En faisant l'hypothèse que deux essais de combustion successifs ont lieu dans des conditions similaires (charges de

bois identiques, réglages, température du foyer ...) et produisent en moyenne les mêmes quantités d'imbrûlés solides, nous avons réalisé des essais de piégeage en deux étapes : un cycle de combustion sans filtre pour calculer la masse moyenne de particules produites, puis un cycle avec filtre pour déterminer la masse moyenne de particules restant dans les fumées. La Figure 121 schématise le déroulement d'un essai de mesure de l'efficacité du piégeage.

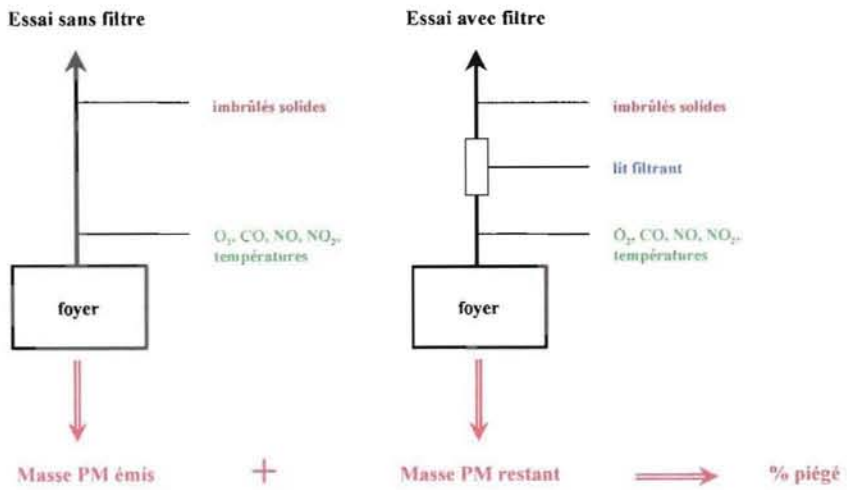


Figure 121 Récapitulatif des essais de piégeage

Pour comparer les émissions de ces deux essais, nous calculons une masse de particules émises durant chaque essai par l'équation suivante :

$$PM = \int_0^T D_{FH} \cdot [PM] \cdot dt \,, \qquad [67]$$

avec PM la masse d'imbrûlés solides émise pendant l'essai (mg), D_{FH} le débit de fumées humides (Nm^3/s), $[PM]$ la concentration en imbrûlés solides donnée par l'analyseur (mg/Nm^3), T la durée totale de l'essai (s).

Avec ce dispositif, nous avons testé un filtre de 2 cm de hauteur, et réalisé un essai pour un filtre de 3 cm (la combustion n'ayant pas été convenable, nous n'avons pas poursuivi cette configuration). Les résultats obtenus sont donnés dans le Tableau 48.

Tableau 48 : Efficacité de piégeage pour un lit de 2 cm

PM émis (mg)	PM restant (mg)	Piégeage Eci (%)
13830	9720	29,7
3565	1740	51,2
4540	2980	34,4
5670	5345	5,7
6670	6205	7,0
	Moyenne :	**25,6**
	c.v. (%) :	75,42

Pour le filtre de 2 cm, nous trouvons un piégeage moyen de 25,6 %, très proche des 28,2 % calculés avec les poussières de bois. Cependant, il faut noter une grande dispersion des résultats avec un coefficient

de variation c.v. de 75 %. Ces différences sont probablement dues à la différence de tirage entre les essais, l'extracteur classique ayant du mal à réguler une différence de pression constante à 12 Pa.

Dans le cas du lit de 3 cm, le piégeage moyen est de 36,5 %, ce qui, là encore, correspond bien au résultat obtenu avec les poussières de bois.

Pour mesurer l'efficacité du filtre, et confirmer les mesures précédentes, une deuxième approche a été utilisée : une mesure globale de la masse de particules fixées sur le filtre comparée à la quantité de particules produite par le foyer. Pour cela, nous avons pesé le lit filtrant avant et après l'essai de combustion pour déterminer une masse moyenne piégée, et la comparer à celle émise par le foyer lors de l'essai précédent sans filtre. Le Tableau 49 donne les valeurs moyennes calculées et l'efficacité de piégeage E_f déduite.

Tableau 49 : Quantité de particules dans les fumées et dans le filtre, et efficacité de piégeage pour un lit de 2 cm

	PM émis (mg)	PM filtre (mg)	Piégeage Ef (%)
	3565	1220	34,2
	4540	900	19,8
	5670	170	3,0
	6670	1380	20,7
Moyenne :	**5111**	**918**	**19,4**
c.v. (%) :	62,41	57,05	65,96

Avec une efficacité moyenne d'environ 20 %, nous obtenons des résultats proches par cette deuxième approche, ce qui indique que l'hypothèse de production voisine de particules sur deux cycles de conditions proches est relativement bonne. Il faut toutefois noter qu'on retrouve la grande dispersion des résultats observée précédemment.

Afin de valider les mesures d'efficacité de piégeage pour des épaisseurs plus importantes du lit de billes, nous avons utilisé un extracteur plus puissant, permettant d'avoir un tirage suffisant et une combustion mieux maîtrisée, et permettant l'installation de deux analyseurs de poussières, pour mesurer en direct le rendement du filtre. L'utilisation de ce type d'extracteur de fumées reste cependant inhabituelle car il n'est pas réaliste d'utiliser un tel dispositif dans une installation réelle.

Les analyseurs sont donc placés de part et d'autre de la section de cheminée équipé du lit filtrant, et placés à la sortie du foyer fermé. Ils sont calibrés pour donner les mêmes valeurs d'émissions lorsqu'il n'y a pas de filtre dans la cheminée. La Figure 122 représente les émissions d'imbrûlés solides pour un cycle sans filtre.

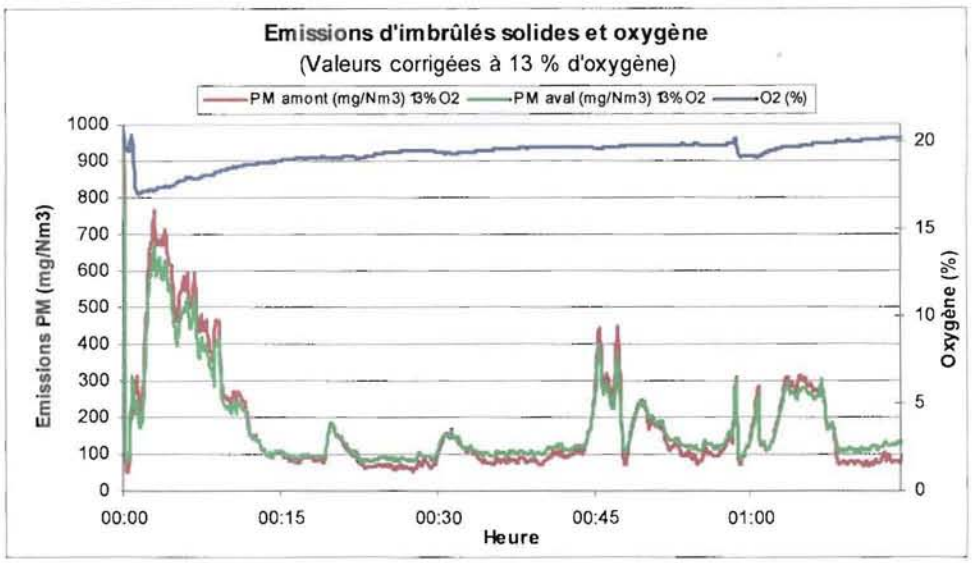


Figure 122 Emissions d'imbrûlés solides dans la cheminée sans filtre

Les analyseurs de poussières fonctionnant avec une injection d'air de nettoyage, le volume de fumées évolue dans la hauteur de la cheminée. Les données de l'analyseur en aval du filtre sont donc corrigées pour être ramenées au même débit de fumées que celui en amont du filtre.

Pour compléter la vérification des taux de piégeage du filtre effectuée sur des lits de 2 et 3 cm, nous avons réalisé des essais pour 4 et 5 cm de hauteur de lit. La Figure 123 montre une courbe type de l'évolution des émissions au cours d'un essai avec un lit filtrant de 4 cm.

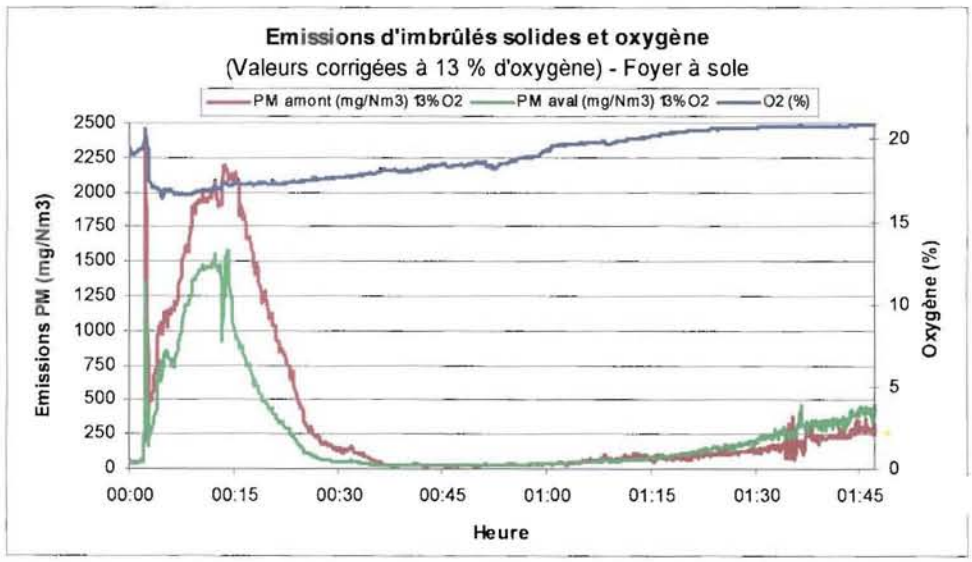


Figure 123 Courbe type des émissions d'imbrûlés solides en amont et en aval du lit filtrant

Comme prévu, les émissions sont plus en grande quantité à l'entrée du lit filtrant, excepté à la fin de l'essai où les émissions en aval du filtre semblent plus importantes.

Le tableau suivant récapitule les résultats des différents essais pour un lit de 4 cm et pour un lit de 5 cm.

Tableau 50 Emissions moyennes d'imbrûlés solides et efficacité du piégeage par la mesure directe

	PM amont 13% (mg/Nm3)	PM aval 13% (mg/Nm3)	Piégeage Ecd (%)		PM amont 13% (mg/Nm3)	PM aval 13% (mg/Nm3)	Piégeage Ecd (%)
Lit filtrant de 4 cm :				**Lit filtrant de 5 cm :**			
	490	409	16,53		70	55	21,43
	315	220	30,16		140	70	50,00
	205	155	24,39		130	95	26,92
					475	310	34,74
					530	355	33,02
Moyenne :	**337**	**261**	**23,7**		**269**	**177**	**33,2**
c.v. (%) :	42,69	50,49	28,87		80,19	81,10	32,37

Classiquement, le lit de 5 cm bloque plus de particules, avec une efficacité de 33 % contre 24 % pour le lit de 4 cm. Pourtant, en comparaison avec les résultats obtenus pour un lit de 2 ou 3 cm ou pour des lits équivalents avec les poussières de bois, le système semble avoir capté moins de particules. Cette différence s'explique par un relargage important de particules dans la cheminée. En effet, l'utilisation d'un extracteur de grande puissance permet de compenser les 22 Pa de pertes de charge d'un lit de 5 cm et de maintenir 12 Pa dans la cheminée en amont du filtre. La dépression appliquée sur la face supérieure du lit est donc très importante (34 Pa) et entraîne un envol important de particules, d'où une efficacité apparente réduite. Cet envol pourrait expliquer l'augmentation des émissions en aval du filtre à la fin de l'essai (Figure 123). L'hypothèse de relargage important a été vérifiée par la pesée du filtre avant et après chaque essai. Dans la majorité des essais, la masse du lit filtrant après piégeage était très proche de celle du lit inital.

L'étude du dispositif de filtration nous a permis d'évaluer l'efficacité d'un tel filtre en fonction de la hauteur du lit filtrant. L'ensemble des résultats est résumé sur la Figure 124 et dans le Tableau 51.

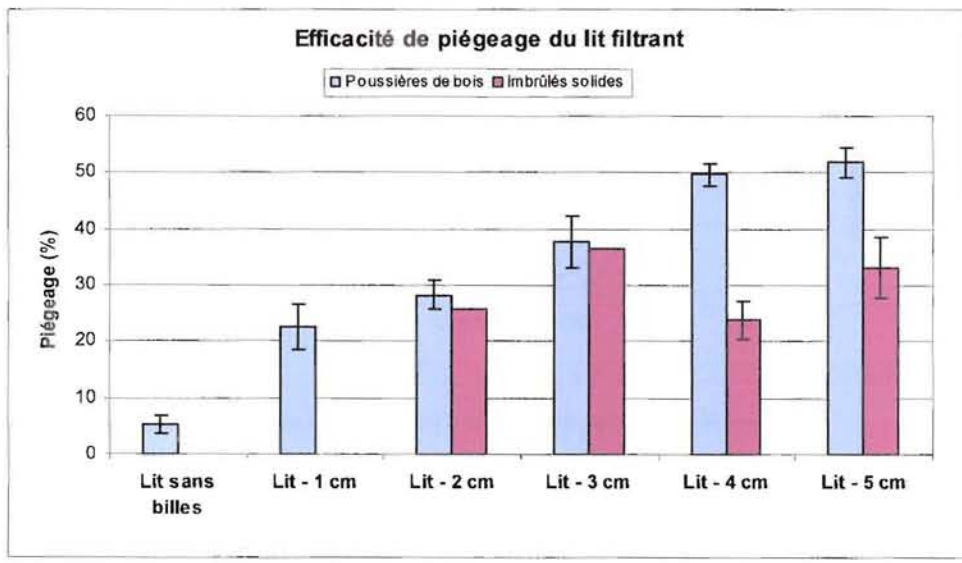


Figure 124 : Récapitulatif des efficacité de piégeage du lit filtrant

Tableau 51 : Efficacités moyennes du piégeage selon la hauteur du lit

	Lit sans billes	Lit - 1 cm	Lit - 2 cm	Lit - 3 cm	Lit - 4 cm	Lit - 5 cm
Poussières de bois :						
Moyenne :	**5,3**	**22,5**	**28,2**	**37,7**	**49,8**	**51,9**
c.v. (%) :	56,53	35,07	18,62	24,44	8,06	10,43
Imbrûlés solides :						
Moyenne :			**25,6**	**36,5**	**23,7**	**33,2**
c.v. (%) :			75,42		28,87	32,37

Cette étude du piégeage des imbrûlés a montré que l'utilisation d'un lit de billes fonctionne et permet de piéger 50 % des particules produites par la combustion en foyer fermé, avec un lit filtrant de 5 cm composé de billes de diamètre moyen 1 cm. Des billes plus petites permettraient d'accroître l'efficacité du piégeage. Cependant, les pertes de charge d'un tel filtre sont un réel problème pour une utilisation chez les particuliers, car il nécessite la présence d'un ventilateur ou d'un extracteur. Pour une application industrielle, il sera peut-être nécessaire de changer de type de filtre.

IV. Régénération du filtre par micro-ondes

Une fois piégées dans le lit filtrant, les particules doivent être détruites par oxydation en élevant la température par l'apport d'une énergie supplémentaire que nous avons choisie de fournir par micro-ondes.

En présence de micro-ondes, l'énergie absorbée par un matériau augmente lorsque sa température augmente (Chapitre 1V.1). Ainsi, la puissance à fournir pour atteindre le niveau de température souhaité dans le lit de billes dépend de sa température initiale. Pour limiter la quantité d'énergie à apporter au système, il est donc préférable d'opérer avec des fumées chaudes, c'est-à-dire lors du fonctionnement de l'appareil de chauffage. De plus, des essais préliminaires réalisés à froid ont montré qu'il était très difficile de chauffer le lit initialement à température ambiante uniquement par les micro-ondes.

Selon le dispositif décrit au chapitre 2 (Chapitre 2IV.4), les billes chargées d'imbrûlés sont posées sur une grille en céramique et maintenue dans un tube en pyrex, puis placées dans un guide d'onde. Nous avons utilisé une hauteur de lit fixée à 5 cm pour tous les essais. Un générateur d'air chaud simule le fonctionnement du foyer et fixe un débit et une température d'air correspondants aux différentes étapes de combustion. A partir des essais de la combustion (Chapitre 3I.1), nous avons déterminé des valeurs moyennes de températures et de vitesses des fumées dans la cheminée d'un foyer à grilles. Elles sont récapitulées dans le Tableau 52.

Tableau 52 Températures et vitesses moyennes des étapes de combustion

	Température (°C)	Vitesse (m/s)
Allumage :	250 - 300	0,8 - 1,0
Comb. vive :	300 - 350	1,0 - 1,2
Comb. hétérogène :	200 - 250	0,5 - 0,8

Dans cette partie, nous avons cherché à préciser les conditions permettant la régénération du lit de billes. Pour cela, nous avons opéré en deux étapes : la première est l'étude du chauffage du lit de billes propres afin de connaître les relations entre la température atteinte par le lit et les paramètres opératoires gouvernant le chauffage par micro-ondes. La deuxième étape s'intéresse à la régénération du filtre chargé dans les conditions opératoires déduites de la première étape.

1. Chauffage du lit de billes

Comme l'a montré l'étude de la dégradation thermique des imbrûlés en four à moufles (Chapitre 3II.3.2), une température de 600°C pendant 5 min permet de détruire plus de 75 % des particules. L'objectif de cette partie est donc de déterminer les conditions permettant d'atteindre un tel niveau de température dans le lit filtrant.

Nous avons donc étudié l'évolution de la température d'un lit de billes propres en fonction de quatre paramètres : la vitesse et la température de l'air (représentatives de la période de combustion durant laquelle la régénération sera effectuée), l'intensité du générateur et la durée de l'exposition aux micro-

ondes (représentatives de l'énergie micro-ondes fournie au système au cours d'un essai). La Figure 125 résume les différents points de mesures de températures permettant de caractériser le chauffage du lit, ainsi que les conditions opératoires.

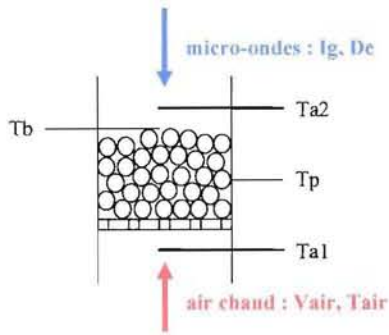


Figure 125 Schéma des points de mesures de températures et conditions des essais

Les températures de la paroi du guide (Tp) et de l'air en amont et en aval du filtre (Ta1 et Ta2) sont mesurées par des thermocouples. La température de la face supérieure du lit de billes (Tb), que nous appellerons simplement température des billes dans la suite du document, est la moyenne de la température de vingt points répartis aléatoirement sur la surface du lit lors de la mesure par thermographie. Le coefficient de variation de cette moyenne varie entre 2 et 8 % lors des différents essais.

1.1. Plan d'expérience

Pour étudier ces paramètres, nous avons utilisé un plan d'expérience Taguchi qui permet notamment de déterminer l'importance de chacun des paramètres et leurs interactions, vis-à-vis d'une réponse donnée. Pour simplifier l'étude, nous avons fixé quatre facteurs (vitesse et température de l'air, intensité du générateur et durée d'exposition) à deux niveaux (Tableau 53). La température donnée dans ce tableau correspond à celle en amont du lit et la vitesse correspond à la vitesse en fût vide, c'est-à-dire à la vitesse ramenée à la section du lit de billes pour la température Tair.

Tableau 53 · Table des facteurs et des niveaux du plan d'expérience

	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
Niveau 1 :	0,65	250	200	10
Niveau 2 :	1	300	300	15

Une table d'expérience « standard » L16 permet d'examiner cinq facteurs à deux niveaux, ainsi que les interactions entre les facteurs deux à deux (soit dix interactions). A partir de cette table, nous avons bâti la table d'expériences suivante :

Tableau 54 : Table du plan d'expérience

	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
1	0,65	250	200	10
2	0,65	250	200	15
3	0,65	250	300	10
4	0,65	250	300	15
5	0,65	300	200	10
6	0,65	300	200	15
7	0,65	300	300	10
8	0,65	300	300	15
9	1	250	200	10
10	1	250	200	15
11	1	250	300	10
12	1	250	300	15
	1			
13	1	300	200	10
14	1	300	200	15
15	1	300	300	10
16	1	300	300	15

Pour chaque expérience, nous avons attendu la stabilisation de la température du lit de billes (vérifiée par la caméra IR), et mesuré l'échauffement dû aux micro-ondes puis le refroidissement lorsqu'elles sont arrêtées. Les résultats obtenus ont des allures similaires à celles représentées sur la Figure 126, obtenues pour un essai de 15 min avec une température d'alimentation de l'air de 300°C, une vitesse de 1 m/s et une intensité du générateur de 300 mA.

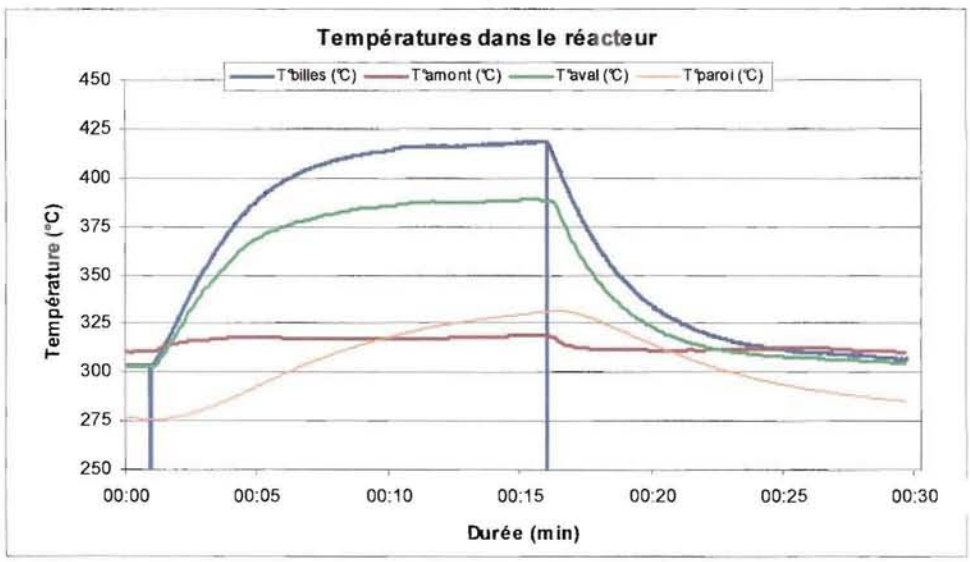


Figure 126 : Courbe type des températures dans le réacteur lors des essais de chauffage du lit

Les lignes bleues verticales sur la figure représentent le début et la fin de l'exposition aux micro-ondes. De façon générale, au début de l'essai, les températures dans le dispositif sont homogènes et stables. Dès l'envoi des micro-ondes, elles augmentent rapidement puis décroissent dès que les micro-ondes sont arrêtées pour revenir à leurs valeurs initiales.

Plus précisément, la température en amont du lit augmente légèrement (entre 5 et 10°C selon les essais) puis reste relativement stable jusqu'à la fin de l'apport d'énergie par micro-ondes. La température

de l'air en aval du lit et celle de la surface des billes augmentent de façon plus importante avec une courbe en trois parties : une croissance de type logarithmique au début de l'irradiation avec une tendance asymptotique, puis une diminution immédiate dès l'arrêt des micro-ondes avec une allure du même type que celle observée lors de la mise en route des micro-ondes.

Au niveau de la paroi, l'élévation de température plus lente est « décalée » par rapport aux autres courbes avec un maximum atteint environ 2 min après l'arrêt des micro-ondes, temps liés aux transferts thermiques avec le milieu extérieur.

Pour caractériser le chauffage du lit, les températures considérées sont les suivantes :

- Ta1 ini, Ta2 ini, Tb ini et Tp ini : les températures mesurées juste avant l'apport d'énergie par micro-ondes
- Ta2 max, Tb max : les températures mesurées juste avant l'arrêt des micro-ondes
- Tp max : la température maximale de la paroi au cours de l'essai

Les résultats des différents essais sont récapitulés dans les tableaux présentés en Annexe 3.

Au cours des essais, la puissance émise par le générateur et celle réfléchie par l'applicateur sont également mesurées en continu (selon les calculs décrits au Chapitre 2IV.3.2). L'allure type des courbes de puissances pendant les essais est représentée sur la Figure 127.

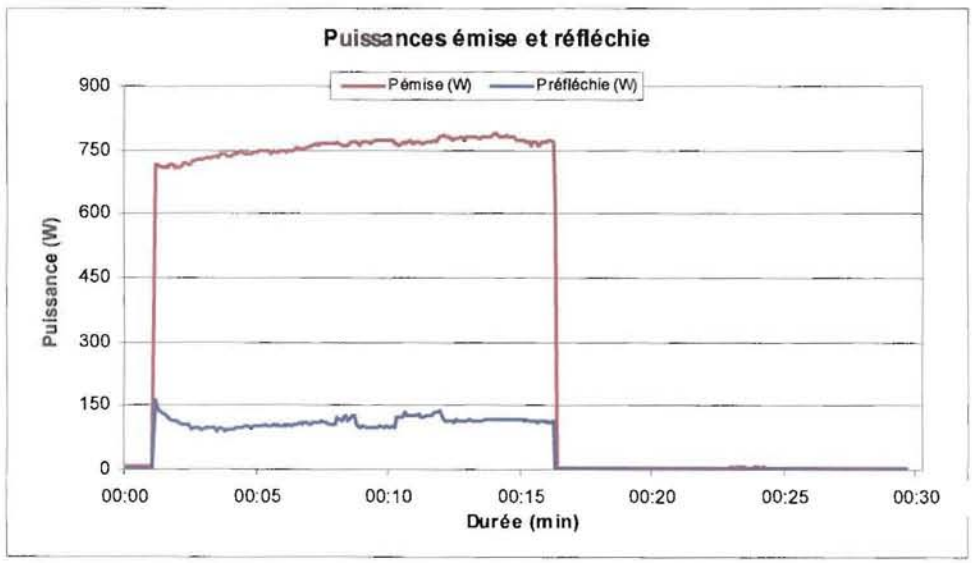


Figure 127 : Courbe type des puissances lors des essais de chauffage du lit

L'évolution de la puissance générée par le magnétron présente une légère augmentation au cours du temps. En effet, le magnétron nécessite un délai de quelques minutes pour atteindre un régime stable (mise en régime thermique) et son alimentation n'est pas régulée par un mécanisme de stabilisation de l'intensité et de la tension permettant une production de puissance constante. La puissance réfléchie est également variable durant l'essai, et peut aller jusqu'à 300 W selon les cas. Ces fluctuations de puissances restent

malgré tout faibles et nous utilisons les puissances moyennes calculées sur la durée de l'exposition pour caractériser un essai, et notées P_e pour la puissance émise et P_r pour la puissance réfléchie.

Pour imposer une puissance micro-ondes, nous fixons une intensité de courant parcourant le magnétron, la tension appliquée au magnétron étant constante (3,6 kV dans notre cas). Nous avons vérifié dans un premier temps que la puissance effectivement absorbée par l'applicateur est proportionnelle à l'intensité du générateur. Le dispositif que nous étudions n'étant pas parfait, une partie de l'énergie produite par le générateur est réfléchie par l'applicateur et une partie est absorbée par le guide et par les billes. Comme nous l'avons vu au Chapitre 2IV.3.2, il est donc possible de déterminer la puissance effectivement utilisée pour chauffer les billes (P_a), à partir de la mesure des puissances émise et réfléchie ([68]).

$$P_a = (P_e - P_r) \cdot 0{,}75 \qquad [68]$$

La Figure 128 donne ces différentes puissances dans les conditions étudiées.

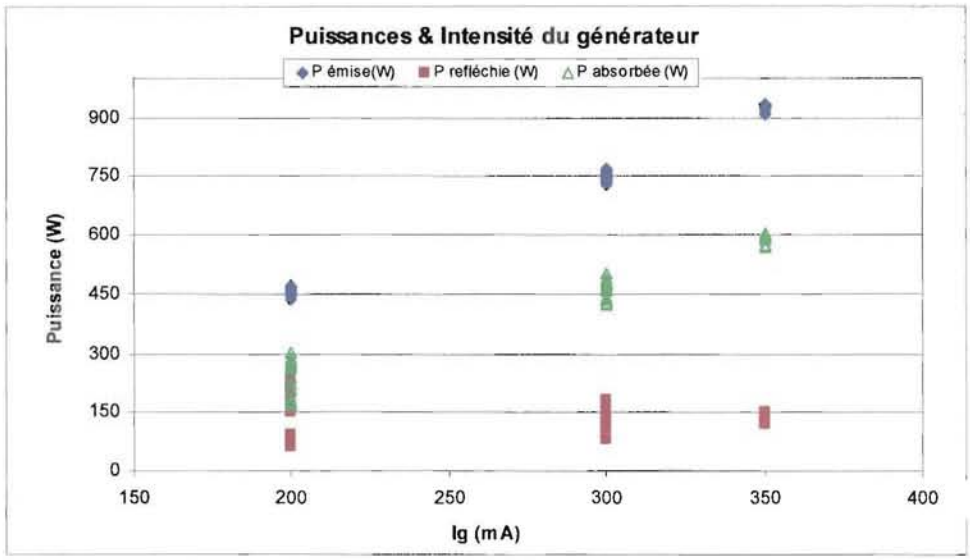


Figure 128 Puissances en fonction de l'intensité du générateur lors des essais de chauffage du lit

Globalement, nous pouvons constater que chaque courbe de puissance augmente de façon linéaire lorsque l'intensité du générateur augmente. La puissance émise représente la puissance électrique appliquée au magnétron : elle est calculée selon la procédure décrite au Chapitre 2IV.3.2. Son évolution est linéaire par rapport à l'intensité (courbe caractéristique du générateur). Pour une intensité fixée, elle est constante avec une faible dispersion. Cependant, il faut noter que ce générateur a un fonctionnement nominal pour des puissances importantes. Ainsi, lorsqu'il est utilisé avec une intensité de courant du magnétron faible, la puissance réellement fournie peut être instable et il peut y avoir des fluctuations de phase et d'amplitude du champ électromagnétique qui n'apparaissent pas sur la courbe (points bleus).

Cette instabilité pour les faibles intensités se retrouvent aussi dans la puissance réfléchie par l'applicateur, et donc à fortiori dans la puissance absorbée par les billes (qui est directement déduite de la

puissance émise et de la puissance réfléchie). La dispersion diminue lorsque l'intensité parcourant le magnétron augmente.

La dispersion des mesures restant limitée, l'intensité lue sur le générateur peut être utilisée pour fixer la puissance absorbée par l'applicateur lors des essais.

Pour caractériser le chauffage du lit, nous avons retenu la température maximale des billes comme réponse au plan d'expérience. Cependant, pour ne pas être influencés par les différences de températures initiales des essais, nous avons également utilisé une deuxième réponse, la variation de température des billes entre le début et la fin de l'exposition micro-ondes (ΔTb). Dans ce paragraphe, nous ne présentons que les conclusions du plan d'expérience. L'influence des différents paramètres sera étudiée plus précisément dans les paragraphes suivants avec des essais supplémentaires dans des conditions différentes.

Pour chaque condition décrite dans la table du plan d'expérience (Tableau 54), au moins deux essais de reproductibilité ont été réalisés : les réponses moyennes pour chaque niveau de chaque facteur et interaction sont prises en compte. Les résultats obtenus lors du plan d'expérience sont donnés en Annexe 3.

Le Tableau 55 résume les réponses moyennes des essais et la Figure 129 et la Figure 131 représentent les graphiques des réponses pour la température maximale des billes et pour celle de son augmentation en fonction du facteur étudié.

Tableau 55 Réponses moyennes des essais du plan d'expérience

	Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)	Tb max (°C)	ΔT (°C)
1	0,65	250	200	10	351	99
2	0,65	250	200	15	353	102
3	0,65	250	300	10	402	152
4	0,65	250	300	15	405	151
5	0,65	300	200	10	393	93
6	0,65	300	200	15	392	98
7	0,65	300	300	10	454	152
8	0,65	300	300	15	444	147
9	1	250	200	10	323	75
10	1	250	200	15	330	78
11	1	250	300	10	375	125
12	1	250	300	15	378	130
13	1	300	200	10	378	74
14	1	300	200	15	375	73
15	1	300	300	10	423	120
16	1	300	300	15	423	121
				Moyenne :	388	112

Sur les graphes de réponses, les points bleus sont les valeurs moyennes pour les deux niveaux d'un facteur, et la courbe rose donne la réponse moyenne des essais. Plus l'écart entre la moyenne totale et la moyenne d'un facteur est important, plus ce facteur a une influence sur la réponse.

SCD UHP NANCY 1
Bibliothèque des Sciences
Rue du Jardin Botanique - CS 20148
54601 VILLERS LES NANCY CEDEX

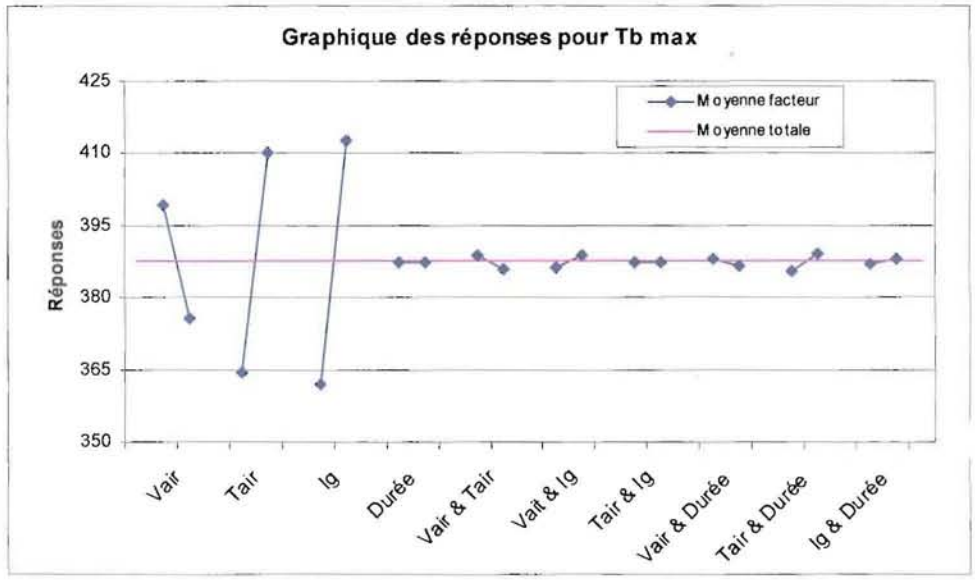


Figure 129 : Résultats du plan d'expérience pour Tb max

Ce graphique indique que trois facteurs ont un effet significatif sur la température maximale des billes : l'intensité du générateur, la température initiale de l'air et la vitesse de l'air, dans une moindre mesure. La durée d'exposition aux micro-ondes au-delà de 10 min n'est pas significative. Les interactions entre les différents facteurs semblent également pas ou peu significatives.

Selon la Figure 129, il semble qu'il y ait une légère interaction entre Vair et Tair, Vair et Ig et Tair et De. Pour être plus précis, nous avons tracé les graphes d'interaction de ces facteurs (Figure 130).

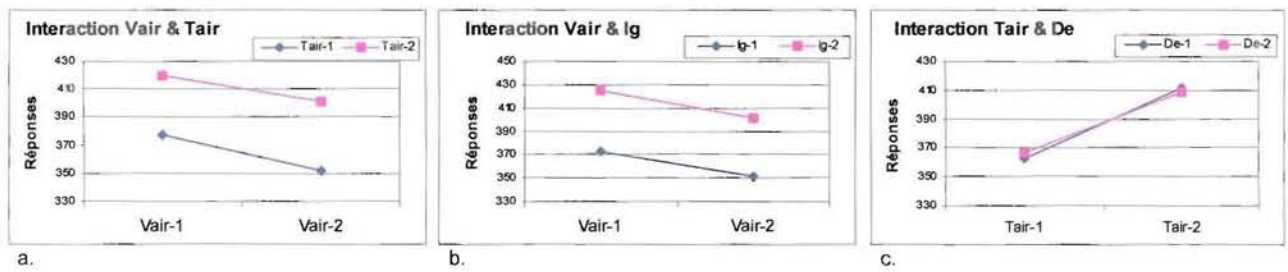


Figure 130 : Graphes d'interaction

Les graphes d'interaction indiquent qu'il n'y a pas d'influence significative (droites presque parallèles) et confirment l'importance des trois principaux facteurs ainsi que leurs niveaux.

Les résultats issus de ces essais montrent que la température maximale des billes est obtenue pour les paramètres suivants : une vitesse faible, une température élevée et une puissance micro-ondes importante (Tableau 56).

Tableau 56 : Configuration optimale pour Tb max

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,65	300	300	-

La Figure 131 donne le graphe des réponses en considérant l'augmentation de la température du lit par les micro-ondes.

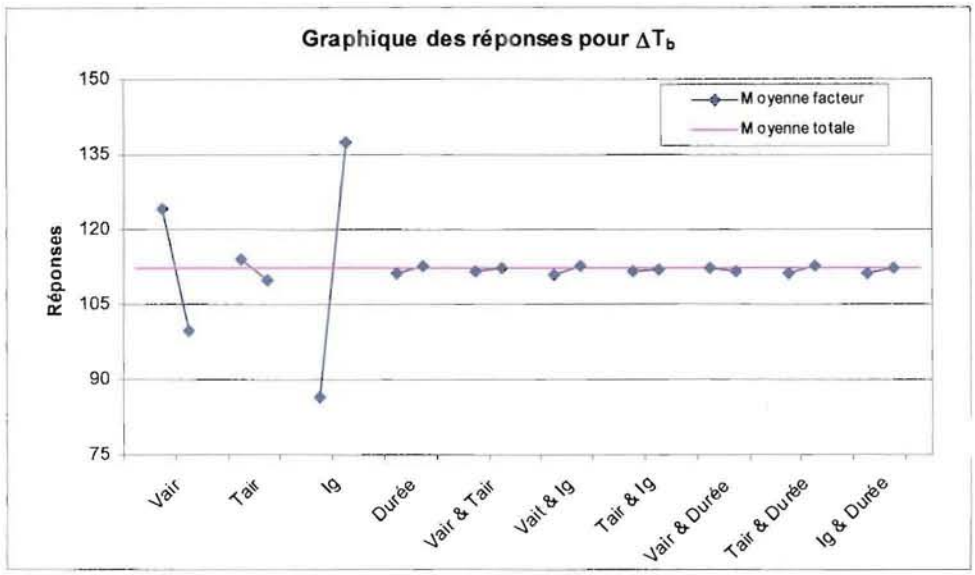


Figure 131 Résultats du plan d'expérience pour ΔT_b

Dans ce cas, la température initiale de l'air est beaucoup moins importante et c'est l'intensité du générateur qui domine les autres facteurs. La durée d'exposition aux micro-ondes reste non significative, de même que la plupart des interactions. Le graphe d'interaction entre la température de l'air et la durée d'exposition (Figure 132) montre néanmoins une interaction entre ces facteurs.

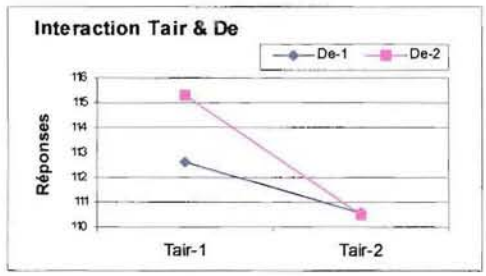


Figure 132 : Graphe d'interaction entre Tair et De

Avec cette interaction, les meilleurs niveaux pour avoir une augmentation de température maximale sont une température de 250°C (Tair-1) et une durée de 15 min (De-2). Cependant, il faut noter que les écarts entre les ΔT_b mesurés sont très faibles (5°C). En tenant compte des variations dues à la précision des mesures et aux essais de reproductibilité, ces différences ne sont pas importantes et les niveaux fixés pour ces paramètres n'ont pas d'effet significatif sur la réponse.

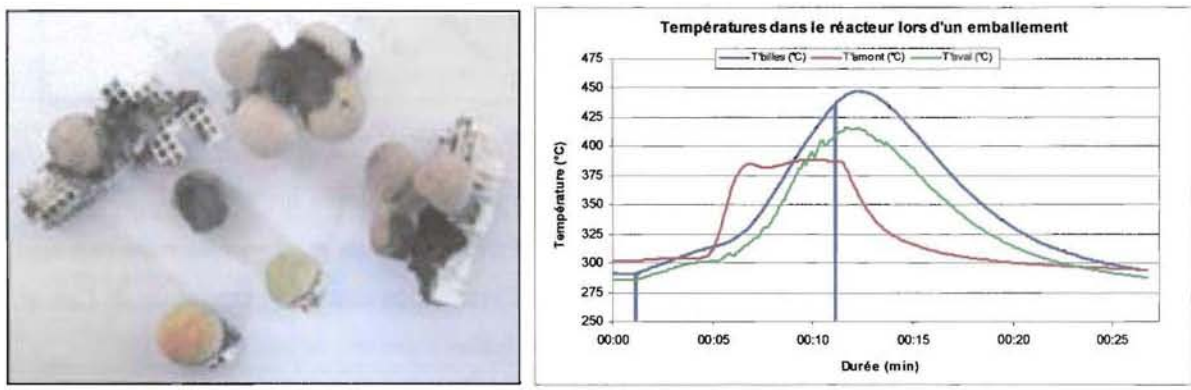
Ainsi, l'augmentation de température est maximale pour les paramèters suivants : une vitesse faible, une intensité de courant importante (Tableau 57).

Tableau 57 · Configuration optimale pour ΔTb

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,65	-	300	-

Les résultats issus de ce plan d'expérience montrent que pour optimiser le chauffage du lit, il est préférable de travailler avec une vitesse d'air faible pour ne pas trop refroidir le lit, et avec une intensité du générateur importante pour fournir une puissance micro-ondes maximale. Lors de la combustion du bois dans un appareil de chauffage indépendant, ces conditions correspondent à la phase de combustion hétérogène, en fin de cycle. La durée minimale de l'irradiation est de l'ordre de 10 min, la variation des températures étant asymptotique au-delà de cette valeur.

Signalons que lors de certains essais, nous avons observé l'apparition de points chauds dans le lit, pouvant aller jusqu'à faire fondre les billes de ciment, le grille support en céramique et le tube en pyrex (Figure 133-a). Cet emballement est local, mais il conduit à observer des températures supérieures à celles mesurées dans un essai sans emballement, notamment celle de l'air en amont du lit filtrant (Figure 133-b).



a. b.

Figure 133 : Billes et grille fondues (a) et des températures lors d'emballement thermique (b)

Dans les conditions du plan d'expérience, la température maximale de la face supérieure du lit est de 465°C. Cette température est encore loin des 600°C déterminés lors de la caractérisation. Mais il faut garder à l'esprit que la température des billes est une valeur moyenne sur quelques points de la surface (coefficient de variation de 6,5 %), alors que 600°C représente la température moyenne du solide. Nous verrons dans la suite du document que ces niveaux de température peuvent s'avérer suffisants pour une oxydation des imbrûlés sous en présence d'un champ micro-ondes.

Pour compléter cette étude des paramètres influents, nous avons réalisé quelques essais supplémentaires en ajoutant une vitesse intermédiaire (0,8 m/s) et une intensité plus importante (350 mA) (Tableau 58).

Tableau 58 : Valeurs fixées pour les paramètres

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,65	250	200	10
0,8	300	300	15
1		350	

Les résultats présentés dans la suite de cette section concernent l'ensemble des essais de chauffage réalisés.

1.2. Influence de la durée

Selon le plan d'expérience, la durée est un facteur qui n'a aucune influence sur la température maximale des billes ou sur sa variation entre le début et la fin de l'essai, du moins dans la plage des durées testées. Pour vérifier ce résultat, nous comparons les courbes d'évolution des températures pour des essais avec des conditions de température et vitesse d'air similaires. L'allure des courbes est donnée par la Figure 134. La Figure 135 permet de vérifier que les conditions de puissance sont également très proches.

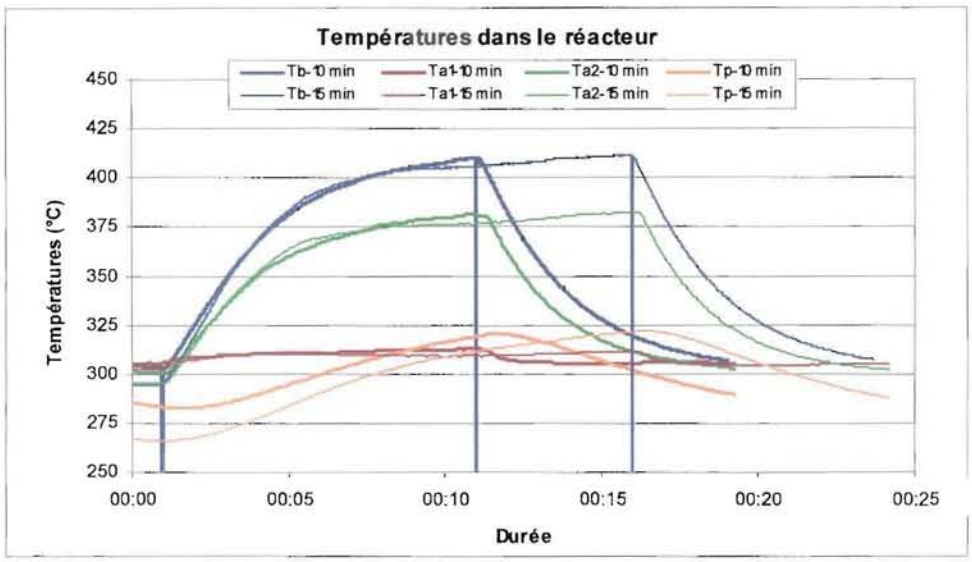


Figure 134 · Températures pour des essais de conditions similaires avec des durées différentes

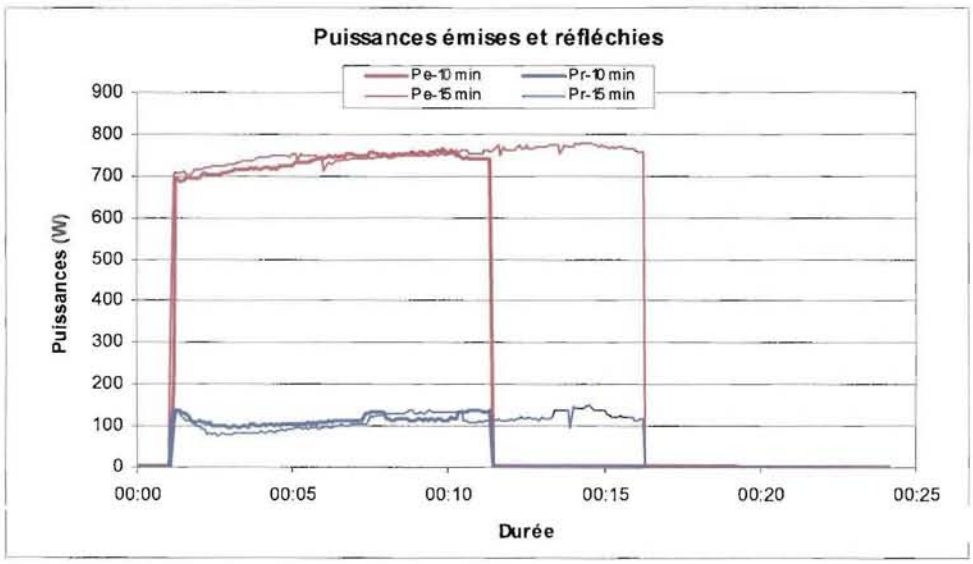


Figure 135 Puissances pour des essais de conditions similaires avec des durées différentes

Comme on peut le constater sur la Figure 134, les températures varient de façon identique pour des conditions identiques : les croissances et décroissances sont similaires et dépendent de l'énergie absorbée par les billes dans des conditions données de température et de vitesse d'air. Après environ 10 min d'exposition aux micro-ondes, la température semble atteindre un « palier » et reste relativement stable jusqu'à la fin de l'apport d'énergie. Le palier qui semble ainsi atteint correspond à un régime stationnaire pour lequel les pertes thermiques équilibrent l'énergie générée par le rayonnement micro-ondes. Ainsi,

prolonger cette étape ne permet pas d'accroître la température de façon significative, rendant ce paramètre peu influent.

Si la durée de l'exposition n'a pas une grande influence sur les niveaux de températures atteints, elle joue sur la quantité d'énergie absorbée par le lit de billes. Aussi, pour comparer les températures en tenant compte à la fois de la puissance délivrée et de la durée, nous prenons comme variable l'énergie absorbée par l'applicateur au cours d'un essai (E_b) calculée par la formule suivante :

$$E_b = \left(P_a - P_p\right) \cdot D_e , \qquad [69]$$

avec E_b l'énergie réellement absorbée par les billes (kJ), P_a la puissance absorbée par les billes (W) calculée par l'équation [68], D_e la durée de l'exposition (s), P_p la puissance perdue par transferts thermiques avec l'extérieur (W).

Nous supposons que la puissance perdue P_p est constante sur toute la durée du chauffage et égale à la valeur relative du lit en l'absence des micro-ondes, soit :

$$P_p = \dot{m} \cdot Cp_a \cdot \rho_a \cdot \left(T_{a1\,ini} - T_{a2\,ini}\right), \qquad [70]$$

avec m° le débit d'air (Nm^3/s), Cp_a la capacité calorifique de l'air (J/kg.K), ρ_a la masse volumique de l'air (kg/Nm^3), $T_{a1\,ini}$ et $T_{a2\,ini}$ les températures en amont et en aval du lit avant l'exposition aux micro-ondes (°C).

1.3. Influence de la température de l'air

La Figure 136 présente les températures des billes pour différentes énergies absorbées en fonction de la température initiale de l'air.

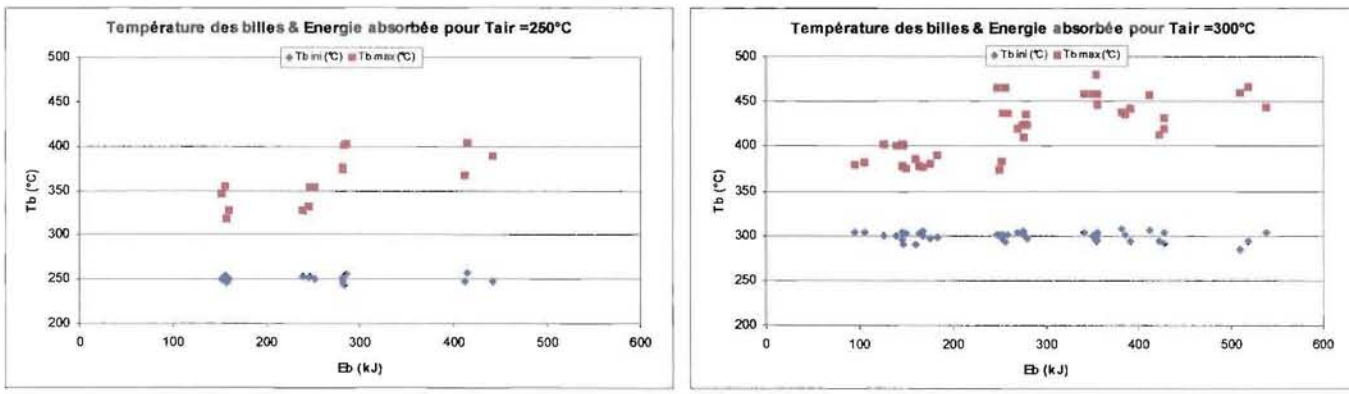


Figure 136 Evolution de la température des billes en fonction de l'énergie absorbée, suivant la température initiale

Pour une même température de consigne de l'air, la température du lit augmente lorsque l'énergie absorbée est plus grande. En revanche, quelle que soit la température initiale, la différence de température des billes entre le début et la fin d'un essai est voisine pour des énergies absorbées similaires (Annexe 3).

Ainsi, l'augmentation de température n'est due qu'à l'énergie absorbée, le niveau atteint dépendant lui de la température initiale.

Dans la suite du document, nous raisonnerons plutôt sur la différence maximale de température des billes entre le début et la fin de l'exposition aux micro-ondes ΔT_b (Figure 137).

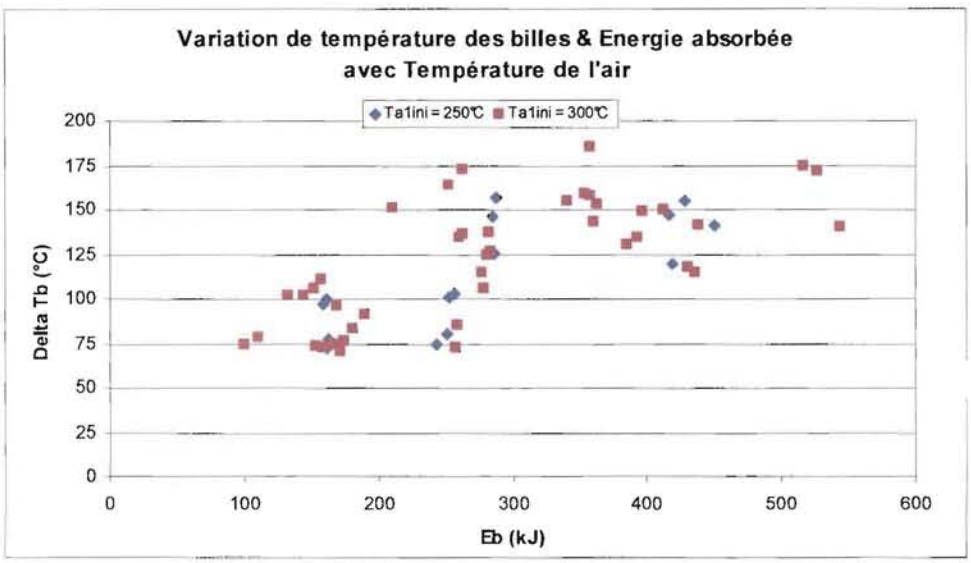


Figure 137 : Evolution de la variation de températures des billes en fonction de l'énergie absorbée pour différentes températures initiales

Au cours des essais, une partie de l'énergie est dissipée vers l'extérieur par conduction à travers la paroi. Cette dissipation se traduit par une augmentation de la température de la paroi extérieure du guide. La Figure 138 représente les températures maximales de parois en fonction de l'énergie absorbée et de la température initiale de l'air.

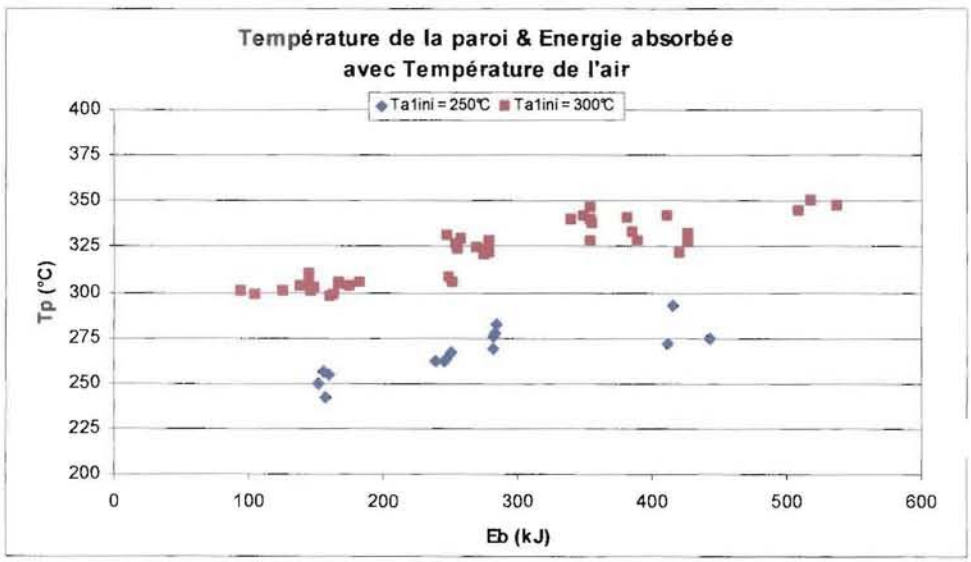


Figure 138 . Evolution de la température de la paroi en fonction de l'énergie absorbée pour différentes températures initiales

La température maximale des parois augmente linéairement avec l'énergie absorbée, et la variation maximale de température de la paroi (ΔT_p) est aussi indépendante de la température initiale de l'air.

1.4. Influence de la vitesse de l'air

Le plan d'expérience a montré que la vitesse de l'air est un paramètre influent. Pour confirmer ce résultat, nous avons tracé les augmentations de températures des billes des différents essais en fonction de l'énergie absorbée pour différentes vitesses de l'air (Figure 139).

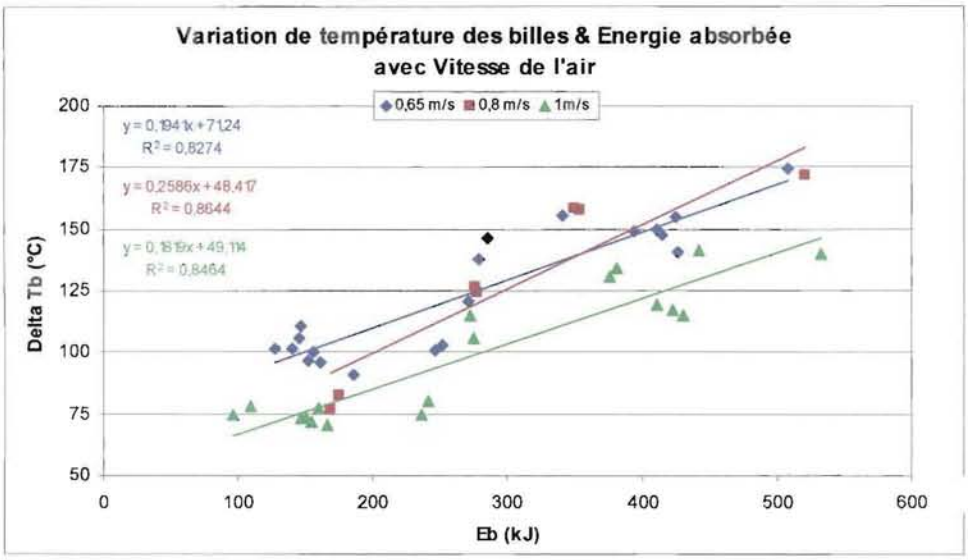


Figure 139 . Evolution de la variation de températures des billes en fonction de la vitesse de l'air pour différentes puissances absorbées et durées

Lorsque la vitesse de l'air augmente, l'échange thermique entre l'air et les billes est plus important, mais le temps de contact au sein du lit est plus faible. Cet effet est plus important et pour une même énergie absorbée, nous observons une diminution de la température des billes, et donc de sa variation entre le début et la fin de l'irradiation.

1.5. Influence de la puissance micro-ondes

La puissance micro-ondes est le facteur le plus important pour le chauffage du lit. Nous pouvons vérifier ce résultat en observant l'évolution des températures dans l'applicateur pour des intensités de 200, 300 et 350 mA, pour des essais de chauffage de 10 min avec une température de l'air de 300°C et une vitesse en fût vide de 1 m/s (Figure 140 et Figure 141).

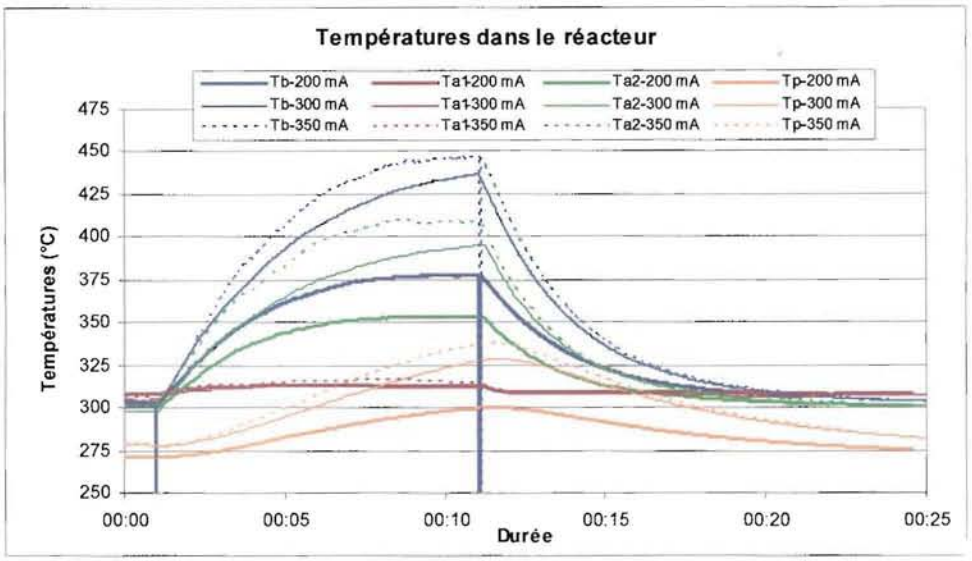


Figure 140 Températures pour des essais de conditions similaires avec des intensités différentes

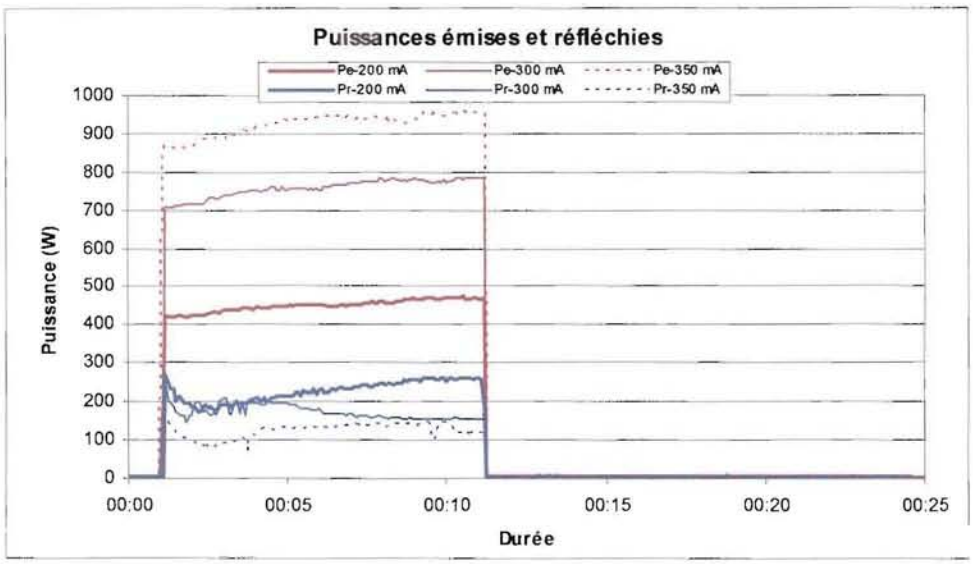


Figure 141 Puissances pour des essais de conditions similaires avec des intensités différentes

La température de l'air en amont du lit (Ta1) subit peu l'effet de l'augmentation de la puissance. Inversement, la température en aval du lit, de même que la température des billes augmente avec l'intensité du magnétron, avec une pente à l'origine plus grande en fonction de la puissance, mais avec une durée d'atteinte de l'équilibre thermique voisine.

La Figure 142 résume les variations de la température des billes ΔT_b en fonction de l'énergie absorbée, pour des vitesses de 0,65, 0,8 et 1 m/s et des expositions aux micro-ondes de 10 et 15 min.

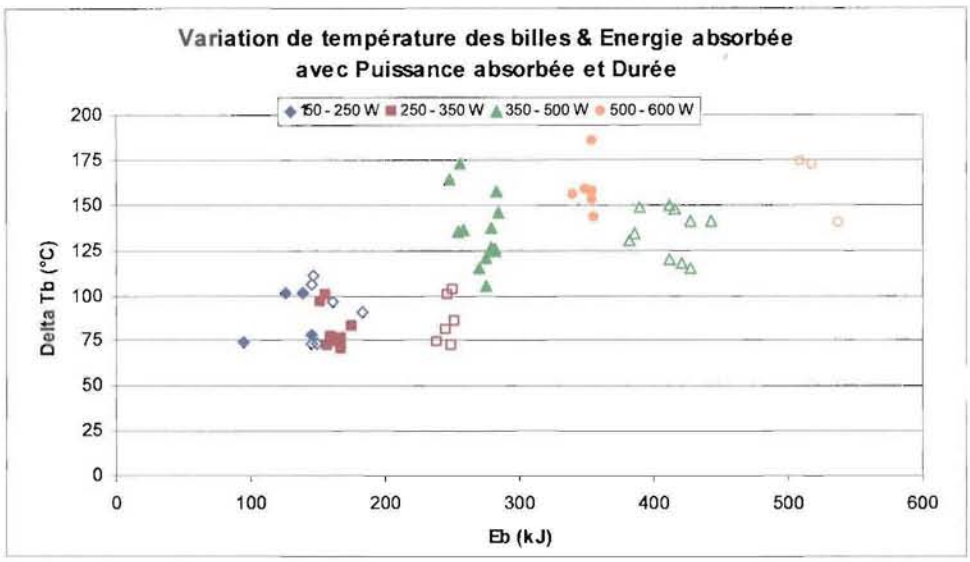


Figure 142 Evolution de la variation de températures des billes en fonction de l'énergie absorbée pour différentes puissances et durées

Les essais sont regroupés en fonction de la puissance micro-ondes absorbée (différents symboles) et en fonction de la durée de l'exposition (symboles plein 10 min, symboles vides 15 min).

Pour une durée d'exposition fixée, l'accroissement de la température augmente avec l'énergie absorbée, mais pour nos conditions opératoires, cette durée doit être limitée à 10 min. Au-delà de cette valeur, l'applicateur consomme de l'énergie sans accroître sa température.

A ce stade, nous pouvons nous demander si une modélisation simplifiée permet d'approcher les variations maximales de températures du lit filtrant et de l'air observées en faisant l'hypothèse que le régime thermique stationnaire est atteint.

Dans le Chapitre 2IV.3.2, nous avons montré que la température maximale T_b, supposée égale à la température maximale de l'air en aval du lit Ta_2, est donnée par la relation [71] en régime permanent :

$$T_{b\,max} = \frac{P_a}{\dot{m} \cdot Cp_a + HS} + T_{a2\,ini}, \qquad [71]$$

avec $T_{b\,max}$ la température maximale du lit de billes (°C), P_a la puissance absorbée (W), $\dot{m}$ le débit d'air massique (kg/s), Cp_a la capacité calorifique massique de l'air (J/kg.K), HS le coefficient d'échange global avec l'extérieur (W/K), estimé à partir des pertes thermiques avec le milieu extérieur avant la mise en route de l'irradiation micro-ondes, et $T_{a2\,ini}$ la température initiale de l'air en aval du lit (°C).

Sur la Figure 143, nous avons représenté les variations de température des billes ΔT_b calculées en fonction de celles mesurées, pour des puissances absorbées différentes.

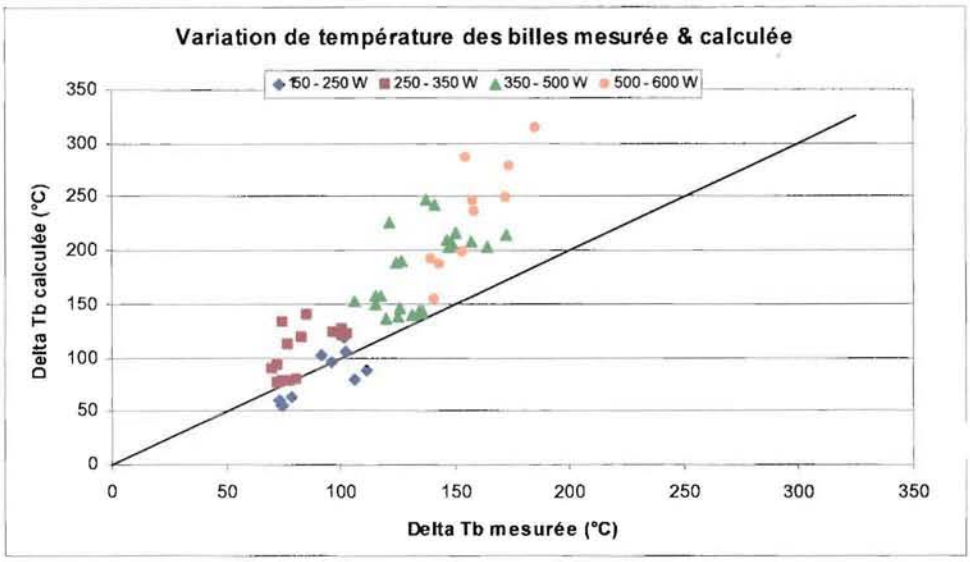


Figure 143 : Comparaison entre les variations de températures des billes mesurées et calculées en fonction de la puissance absorbée

Nous constatons sur ce graphique que le modèle et les mesures sont très proches pour des puissances absorbées faibles. Lorsque la puissance augmente, l'écart devient de plus en plus important, sans doute en raison des simplifications utilisées : la variation de la température de la paroi et l'absorption croissante du guide ne sont pas pris en compte, la température du lit est supposée homogène dans la hauteur et égale à la température de surface mesurée par thermographie infra rouge, et l'échange entre le solide et le gaz est considéré comme très rapide.

L'étude du chauffage du lit nous a permis de préciser les paramètres influençant le chauffage du lit par les micro-ondes. Sur les quatre paramètres étudiés, la durée s'est montrée très peu influente car à partir d'une durée d'exposition de 10 min, un équilibre thermique est atteint, les pertes thermiques vers l'extérieur compensant l'énergie absorbée. L'effet de la vitesse de l'air n'est pas important dans le domaine étudié, mais en diminuant la vitesse, la température du lit augmente car les échanges thermiques entre les billes et l'air sont meilleurs, l'effet du temps de séjour croissant étant supérieur à la faible diminution de l'échange entre les billes et l'air.

Les deux paramètres les plus importants pour avoir une température de lit maximale sont la puissance micro-ondes fournie et la température initiale de l'air. Dans la plage de valeurs testées, la température initiale de l'air ne joue pas sur l'augmentation de température des billes, mais permet de fixer son niveau. La température du lit augmente normalement avec la puissance micro-ondes absorbées mais les pertes thermiques du dispositif étudié sont telles que pour les conditions opératoires choisies, nous n'avons jamais atteint les 600°C supposés nécessaires lors de nos essais de caractérisation des particules pour les oxyder.

2. Régénération du lit filtrant par chauffage micro-ondes

Pour cette deuxième approche, nous nous sommes intéressés au nettoyage du filtre, c'est-à-dire à la quantité de particules détruites dans le dispositif sous l'effet des micro-ondes. Pour déterminer le pourcentage de régénération (Reg), nous avons utilisé le protocole schématisé par la Figure 144 : les billes chargées de particules sont pesées puis placées dans le dispositif de post-combustion. Après une exposition aux micro-ondes dans des conditions fixées, les billes régénérées sont à nouveau pesées.

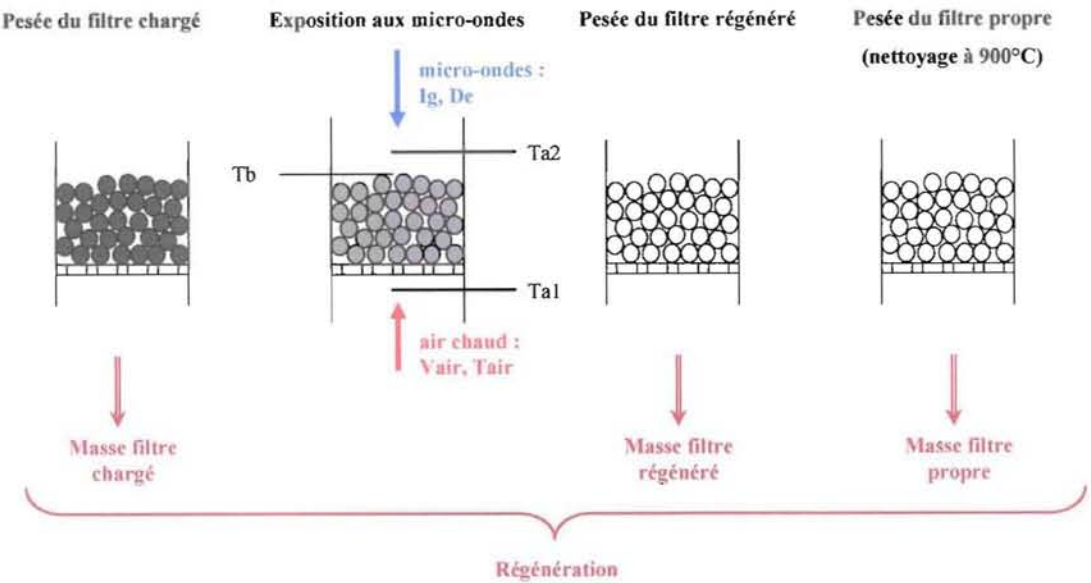


Figure 144 : Principe des essais de régénération des billes

Le pourcentage de régénération est la perte de masse rapportée à la masse initiale d'imbrûlés obtenue à partir de la masse du filtre chargé et de la masse du filtre propre, c'est-à-dire avant exposition aux fumées de combustion (obtenue par nettoyage au four à moufles à 900°C) :

$$Reg(\%) = \frac{M_{filtre\ chargé} - M_{filtre\ régénéré}}{M_{filtre\ chargé} - M_{filtre\ propre}} \times 100. \qquad [72]$$

Pour accroître le niveau de température du lit par rapport aux essais de chauffage, nous avons réalisé les expériences de régénération en augmentant la température de l'air et en diminuant sa vitesse. Les conditions expérimentales choisies sont données dans le Tableau 59.

Tableau 59 : Paramètres fixés pour les essais de régénération

Vair (m/s)	Tair (°C)	Ig (mA)	De (min)
0,45	350	150 à 300	5 et 10

Pour chaque intensité de courant du magnétron, au moins un essai de 5 min et deux ou trois essais de 10 min ont été réalisés.

De la même façon que pour le chauffage du lit, nous pouvons tracer les puissances émise par le générateur, réfléchie et absorbée par l'applicateur en fonction de l'intensité parcourant le magnétron (Figure 145).

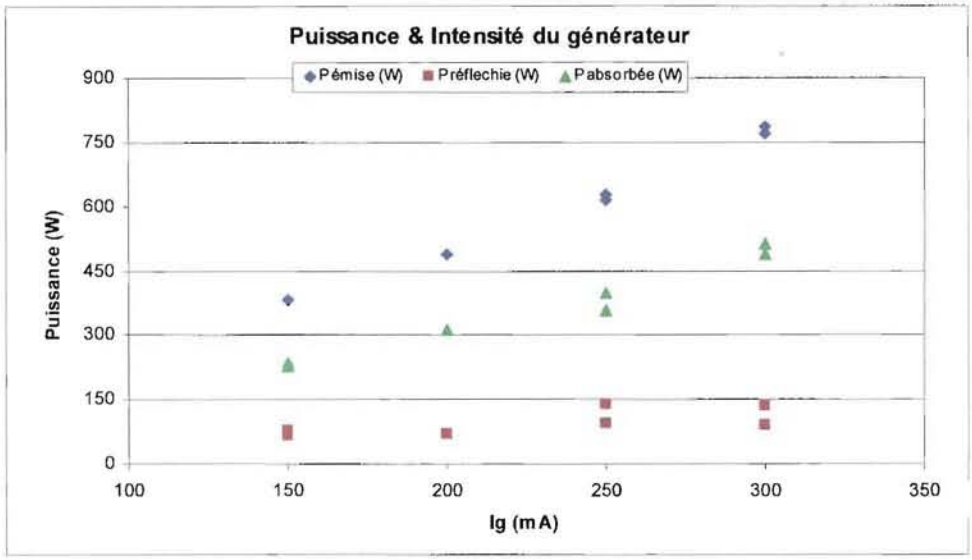


Figure 145 Puissances et intensité du générateur lors des essais de régénération

Les puissances évoluent linéairement avec l'intensité du magnétron et les droites sont très proches de celles obtenues lors du chauffage du lit. La dispersion des points est très faible, du fait du petit nombre d'essais réalisés pour chaque intensité. Les essais réalisés pour une intensité fixée se déroulent donc avec des puissances absorbées très proches.

Les courbes donnant les variations de température de l'air en amont et en aval du lit et de la surface supérieure du lit sont du même type que celles observées lors du chauffage du lit de billes propres (Figure 146 et Figure 147).

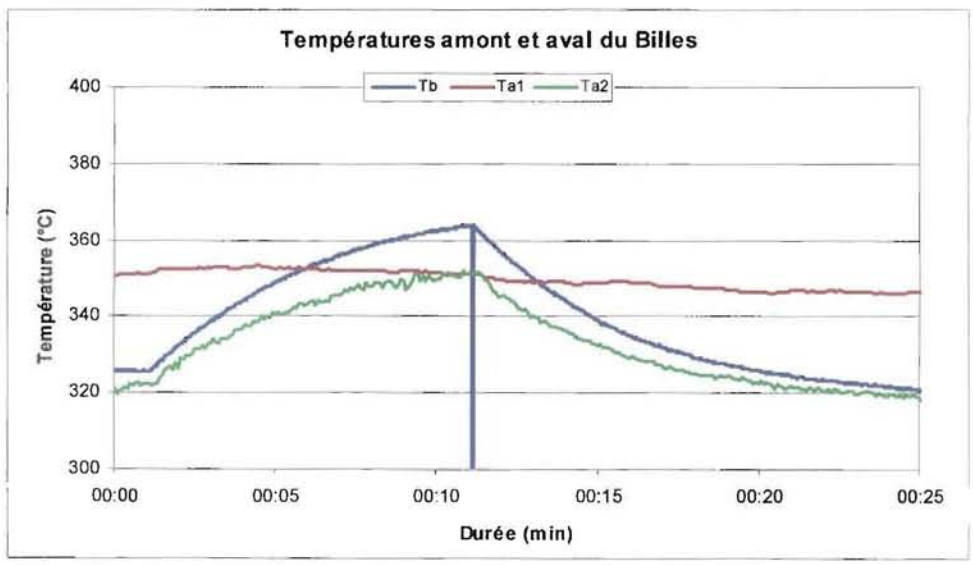


Figure 146 : Courbe type des températures dans le réacteur lors des essais de régénération

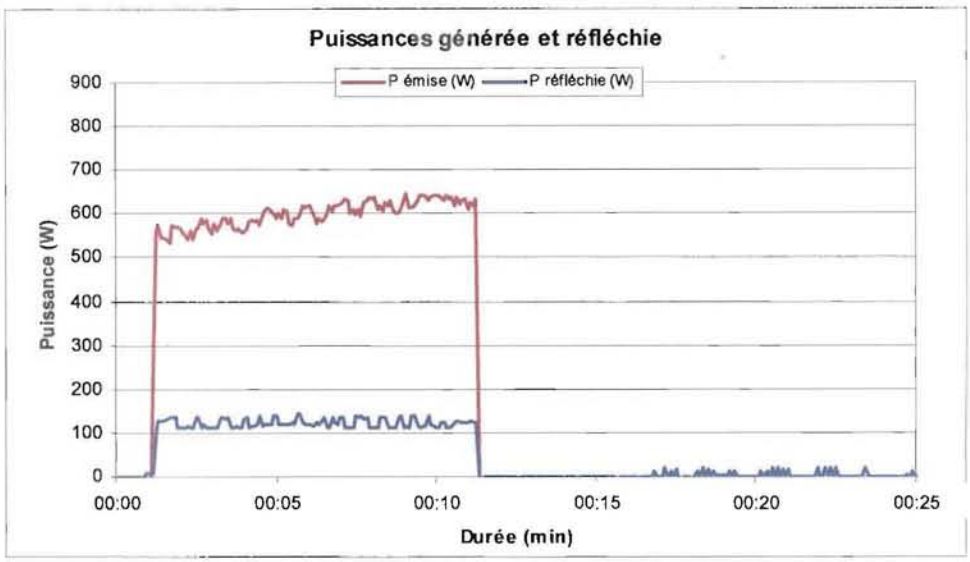


Figure 147 · Courbe type des puissances lors des essais de régénération

L'écart de températures important entre l'amont et l'aval en l'absence des micro-ondes s'explique par la vitesse d'air plus faible et la température plus élevée, ce qui augmente les pertes thermiques par échange avec l'extérieur.

Comme dans le cas du chauffage du lit de billes propres, la température maximale du lit augmente lorsque l'énergie absorbée par les billes augmente (Figure 148).

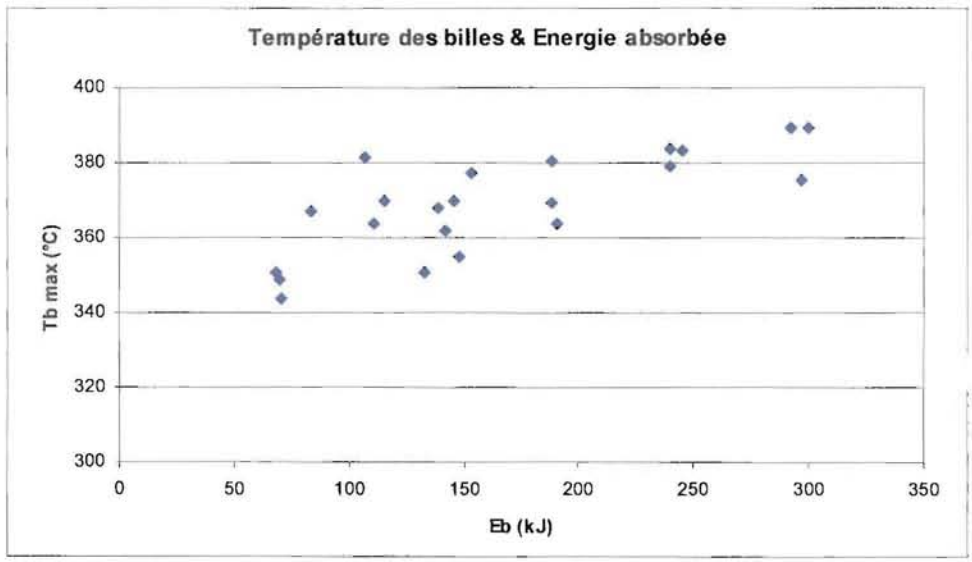


Figure 148 · Température maximale des billes en fonction de l'énergie absorbée

Les variations de température observées sont relativement plus faibles que celles mesurées dans le cas précédent. Par exemple, pour une énergie de 300 kJ, la température maximale des billes est de 385°C, alors que lors du chauffage elle atteint une moyenne de 425°C. Nous n'avons pas trouvé de véritables explications à cette observation, mais quelques hypothèses qui pourraient expliquer en partie ces différences seront présentées plus loin.

Ces niveaux de température sont très inférieurs aux 600°C nécessaires à la destruction des particules dans un four à moufles. Pourtant, les essais de régénération permettent de nettoyer plus ou moins complètement les billes (Figure 149).



Figure 149 · Exemple de billes complètement régénérées avec 200 mA pendant 10 min

En effet, les calculs du taux de régénération à partir de la perte de masse lors des essais confirment que les billes ont bien été nettoyées, avec des températures plus faibles que celles mesurées lors de la dégradation thermique des particules. La Figure 150 donne le taux de régénération en fonction de l'énergie absorbée.

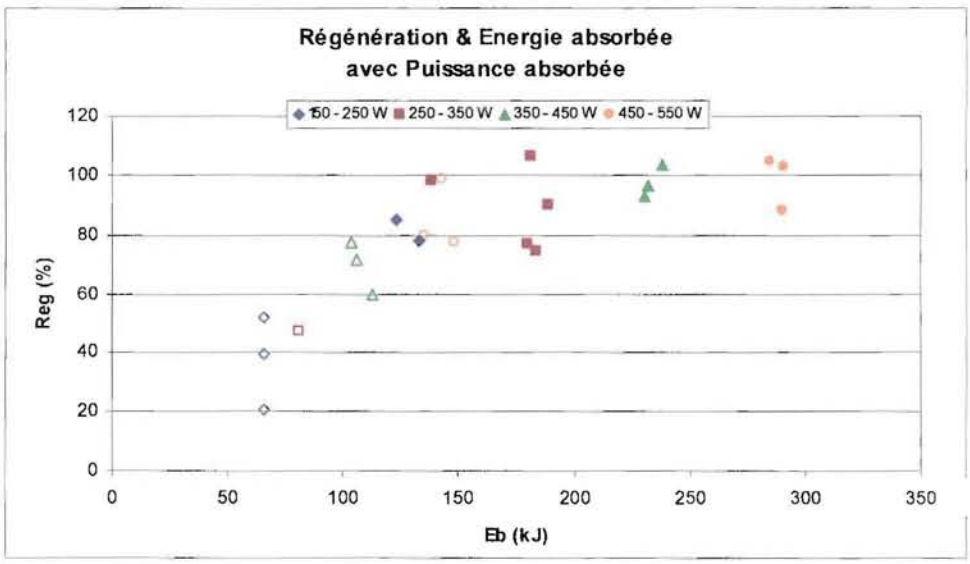


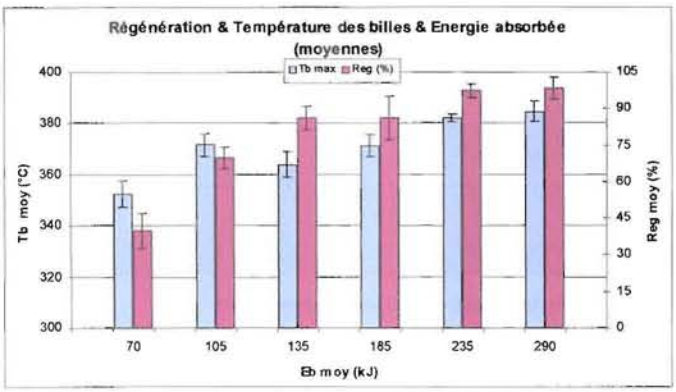
Figure 150 · Taux de régénération en fonction de l'énergie absorbée pour différentes puissances et durées lors de la régénération

Sur cette figure, les différents symboles représentent les puissances absorbées pour des essais de 5 min (symboles vides) et des essais de 10 min (symboles pleins). Elle indique que la régénération augmente de façon importante avec la quantité d'énergie absorbée, puis atteint un maximum à partir de 200 kJ environ. A partir de cette valeur, les particules sont complètement nettoyées quelle que soit l'énergie utilisée.

Cette énergie peut être apportée de différentes manières : soit avec une puissance importante pendant un temps court, soit une puissance plus faible mais pendant plus longtemps. Dans les configurations étudiées, 5 min d'exposition aux micro-ondes ne suffisent pas à chauffer le lit pour détruire toutes les

particules, excepté avec une puissance entre 450 et 500 W. Une puissance de 150 à 250 W pendant 10 min permet d'obtenir un résultat similaire. La configuration choisie dépendra du générateur employé et de sa consommation.

La Figure 151 et le Tableau 60 donnent les résultats moyens obtenus lors des essais de régénération avec un flux d'air à 350°C et une vitesse de 0,65 m/s.



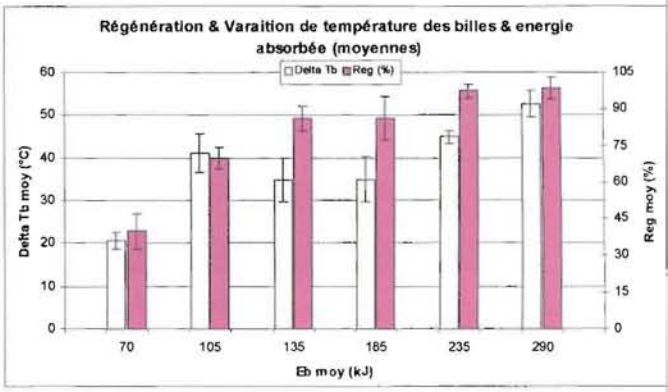


Figure 151 · Taux de régénération, température et variation de température des billes en fonction de l'énergie absorbée moyenne

Tableau 60 · Moyennes de régénération, température maximale et variation de température des billes pour différentes énergies absorbées

	70 kJ	105 kJ	135 kJ	185 kJ	235 kJ	290 kJ
Reg (%)						
Moyenne :	**40**	**70**	**86**	**86**	**97**	**98**
c.v. (%) :	17,49	6,37	5,66	10,35	2,89	4,68
Tb max (°C)						
Moyenne :	**352**	**372**	**364**	**371**	**382**	**385**
c.v. (%) :	1,44	1,22	1,35	1,15	0,35	1,04
ΔTb (°C)						
Moyenne :	**21**	**41**	**35**	**35**	**45**	**53**
c.v. (%) :	9,67	10,90	14,65	15,12	3,20	5,96

De l'ensemble de ces mesures, nous pouvons déduire que le lit est complètement régénéré avec un apport d'énergie de 235 kJ environ. Il faut cependant tenir compte de la précision de la mesure des masses lors de l'évaluation du taux de régénération. Pour éviter au maximum les pertes de particules durant la mise en place du lit de billes dans le réacteur, les billes sont pesées une fois placées dans le tube en pyrex sur la grille. Une hauteur de lit de 5 cm revient à peser environ 500 g (grille, tube et billes), alors que la masse de particules est en moyenne de 1,5 g. Avec une balance de 0,1 g de précision, il est alors facile de faire une erreur due à l'imprécision de cette mesure. Aussi les taux de régénération donnés dans le Tableau 60 doivent être considérées comme une approximation à plus ou moins 10 %. Cependant, les variations sont justes et permettent de définir les conditions minimales à mettre en œuvre.

Le fait qu'il y ait une régénération importante malgré les faibles niveaux de température dans le lit nous a conduit à différentes hypothèses. Tout d'abord, il pourrait y avoir un envolement de particules sous l'effet du flux d'air chaud. En effet, les billes, de diamètre moyen 1 cm, sont placées dans un tube de diamètre 8 cm, ce qui laisse de nombreux passages sur une rangée. L'utilisation de cinq rangées de billes

permet de combler la majorité des trous en les positionnant correctement lors de l'empilage, mais il reste malgré tout des passages d'air privilégiés. Les imbrûlés solides étant simplement posés à la surface des billes (Figure 152), ils peuvent s'envoler lors du passage de l'air.



Figure 152 Exemple de billes chargées dans le tube en pyrex

Pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, nous avons effectué trois essais d'envolement : la procédure est la même que pour une essai de régénération classique, mais sans irradier les billes avec les micro-ondes, soit une mise en température de 1h30 (avec une vitesse de 1 m/s), un palier de 30 min à 350°C avec une vitesse de 0,65 m/s, puis un refroidissement de 1h (avec une vitesse de 1 m/s). Ainsi la perte de masse observée sera attribuée uniquement à l'envol de particules. Les taux d'envolement obtenus sont donnés dans le Tableau 61 et indiquent que l'envolement n'est pas suffisant pour expliquer le nettoyage des billes.

Tableau 61 Résultats des essais d'envolement

V1	V2	V3
10,8	16,5	11,4
	Moyenne :	12,9
	c.v. (%) :	24,50

Une deuxième hypothèse est que la température n'est pas homogène dans le lit. La caméra infrarouge ne permettant de mesurer qu'une température de surface, la base du lit pourrait être beaucoup plus chaude avec des températures de l'ordre de 700°C, pour avoir un bon nettoyage du lit. L'observation du lit après régénération montre en effet souvent que la dernière rangée de billes est moins propre (Figure 153).



Figure 153 : Exemple de billes partiellement nettoyées sous 200 mA pendant 10 min

Pour vérifier cette hypothèse, nous avons placé trois billes peintes avec une température thermique dans la hauteur du lit (une bille sur la grille en céramique à la base du lit, une bille au milieu du lit dans la

troisième rangée, et une bille en haut du lit dans la dernière rangée). La peinture thermique change de couleur de façon irréversible pour différents paliers de température à partir de 490°C. Si la température du lit n'est pas homogène au cours d'un essai, les billes afficheront donc des couleurs différentes. Nous avons observé la couleur des billes au début et à la fin des essais, nous n'avons décelé que peu de changement par rapport à la couleur rouge orange initiale, même lorsque les billes sont complètement nettoyées (Figure 154). Nous pouvons donc considérer que la température dans le lit est homogène et globalement inférieure à 490°C.



Figure 154 Billes régénérées et billes peintes

Une troisième hypothèse est que les imbrûlés solides absorbent une part importante de l'énergie disponible, ce qui concentrerait l'énergie absorbée à la surface des billes sans provoquer leur échauffement direct. Les mesures de permittivité présentées dans le paragraphe II.4 montrent qu'elles absorbent peu d'énergie, ce qui ne permet pas de retenir cette hypothèse.

Enfin une dernière hypothèse est que la présence des imbrûlés favorise les variations locales du champ électromagnétique dans les zones intergrains, d'où l'apparition de températures localement suffisantes pour provoquer l'oxydation des imbrûlés dans les zones où les particules sont piégées, sans que l'ensemble du lit atteigne une température similaire à celle obtenue lors du chauffage des billes. Cette hypothèse peut être confirmée par la présence sur les billes régénérées de zones de couleur différente, ce qui pourrait indiquer que la température autour des billes n'est pas uniforme. En définitive, c'est cette hypothèse qui nous apparaît la plus vraisemblable aujourd'hui pour expliquer que la combustion des imbrûlés peut être effectuée dans des conditions de température moyenne du lit inférieure à 400°C. Il est également possible que les micro-ondes favorisent l'activation des réactions d'oxydation des particules.

L'étude du chauffage du lit de billes par micro-ondes a montré l'importance de la puissance micro-ondes fournie et de la température initiale de l'air pour atteindre une température la plus élevée possible. Si les pertes du système n'ont pas permis de chauffer suffisamment le lit pour atteindre 600°C, l'utilisation

du chauffage micro-ondes pour régénérer le lit filtrant s'est malgré tout avéré efficace et permet d'oxyder pratiquement 100 % des imbrûlés avec une température moyenne du lit inférieure à 400°C alors que la température minimale nécessaire dans un four à moufles est de 600°C. L'énergie à apporter aux billes est de l'ordre de 200 kJ, ce qui est inférieur à l'énergie qu'il aurait fallu produire par une autre technique pour avoir une destruction des particules équivalente.

Les différences observées sont probablement liées à la présence de températures locales élevées dues à un champ électromagnétique non uniforme au sein du lit ou à une activation des réactions d'oxydation par les micro-ondes. Dans les deux cas, le champ électromagnétique est concentré, ce qui peut constituer un autre intérêt de l'apport d'énergie par micro-ondes. Ces aspects mériteraient d'être confirmés en étudiant par exemple l'oxydation de composés organiques volatils dans un champ micro-ondes.

Le dispositif que nous avons étudié doit maintenant être adapté à une utilisation réelle en sortie d'appareil de chauffage. En effet, les faibles dimensions des guides d'ondes empêchent leur utilisation directement dans la cheminée et un simple changement d'échelle introduirait une hétérogénéité du champ électromagnétique, créant ainsi des zones du filtre qui ne seraient pas correctement régénérées. L'utilisation d'une cavité résonnante semble ainsi impérative et nécessite une étude technique spécifique.

Conclusions & Perspectives

Si les appareils de chauffage domestique au bois sont de plus en plus utilisés en France, leurs conditions d'installation et d'utilisation ne sont pas toujours optimales, ce qui peut entraîner des émissions de polluants dans les fumées. Parmi ceux-ci, les imbrûlés solides sont les plus difficiles à contrôler et sont particulièrement dangereux pour l'homme. Aussi ce travail s'intéresse principalement à caractériser leurs émissions et à mettre en place une technique pour les réduire.

L'analyse de différentes études réalisées sur les émissions polluantes de la combustion de biomasse nous a permis d'identifier les différents polluants, de les caractériser et de déterminer quelques paramètres importants pour minimiser les quantités émises. Parmi les paramètres influents, nous avons notamment noté la qualité du combustible, l'appareil utilisé et les conditions de combustion. Si la nature du combustible utilisé est un des paramètres les plus importants, le conditionnement et l'humidité n'ont qu'un effet indirect et limité, qui n'est pas contrôlable par les fabricants d'appareils. La température moyenne au sein du foyer (qui dépend de l'avancement de la combustion) et la quantité d'air (le taux d'oxygène restant dans les fumées) sont les paramètres les plus importants. Une température élevée assure la destruction des principaux imbrûlés : il apparaît aussi clairement que les émissions sont plus faibles lors de la combustion vive, qui se caractérise par une température élevée. La teneur en oxygène des fumées passe par une valeur optimale (entre 8 et 10 %) pour laquelle les émissions sont minimales. Cependant, les appareils à bûches ont un fonctionnement en phase qui ne permet pas d'assurer des conditions de combustion homogènes, rendant impossible un contrôle précis des entrées d'air.

La comparaison de deux foyers (à sole et à grilles) a permis de mettre en évidence les différences entre ces appareils, entre des fonctionnements différents et entre les étapes de combustion. La qualité de la combustion du foyer à grilles est correcte, mais avec un rendement plus faible. Les phases les plus polluantes sont relativement courtes, ce qui donne des émissions moyennes intéressantes. Dans le foyer à sole, la combustion est plus stable, et donc plus facilement contrôlable, mais la phase d'allumage, beaucoup plus longue, produit des quantités importantes de particules. En utilisant les points forts de chaque mode de combustion (combustion sur grilles au début et à la fin de l'essai, sur sole pour la combustion vive), il est possible de réduire de façon significative les émissions d'imbrûlés solides, et d'améliorer le rendement énergétique du foyer. Cependant, quel que soit le type de fonctionnement, et

même lorsque la combustion est optimisée dans l'appareil de chauffage, les quantités d'imbrûlés solides restent significatives (environ 500 mg/Nm^3). La mise en place d'un dispositif de traitement des fumées visant à réduire les émissions de particules apparaît alors comme la solution la plus fiable pour être sûr de maintenir des niveaux de rejets faibles.

L'observation au microscope électronique à balayage des particules issues des fumées d'un foyer fermé a montré que ces particules sont composées de deux grands types de solides : des morceaux de bois plus ou moins dégradés d'une part, et des agglomérations de particules de suie d'autre part. Ce résultat, ainsi que l'analyse élémentaire, atteste qu'il y a beaucoup de matière organique entraînée par les fumées. Il est donc possible de dégrader ces éléments en les chauffant en présence d'oxygène. En maintenant ces imbrûlés à 600°C pendant 5 min, plus de 75 % des particules ont été détruites. Dans la cheminée d'un foyer, de tels niveaux de températures représentent des pertes énergétiques trop importantes. Il est donc nécessaire d'avoir un apport d'énergie supplémentaire pour assurer la post-combustion des particules. Nous avons alors choisi de mettre en place un système de filtre chauffé par micro-ondes pour épurer les fumées. Des études réalisées pour l'industrie automobile montrent que cette technique est envisageable.

Pour mettre en œuvre le cahier des charges d'un dispositif approprié de post-combustion, nous avons dissocié les deux fonctions du système : le piégeage dans un lit filtrant et la régénération du lit. Le découplage de ces deux étapes a permis de déterminer les paramètres servant de cahier des charges au système final. Avec un lit filtrant de 5 cm composé de billes de diamètre moyen 1 cm, nous avons piégé environ 50 % des particules produites par la combustion en foyer fermé. Cependant, les pertes de charge entraînées par un tel dispositif ne sont pas compatibles avec une installation fonctionnant en tirage naturel.

En nous inspirant des systèmes utilisés dans l'industrie automobile pour le nettoyage des fumées d'échappement, nous avons mis au point un dispositif permettant de chauffer et régénérer le lit de billes par micro-ondes. Comme on pouvait s'y attendre, l'étude du chauffage du lit a montré que la puissance micro-ondes et la température du lit sont les paramètres les plus importants pour atteindre les conditions nécessaires à une bonne régénération. En revanche, les pertes thermiques du système sont telles qu'un équilibre semble s'instaurer entre l'énergie fournie par micro-ondes et celle perdue par le montage, ce qui fait que la durée de l'exposition aux micro-ondes n'est pas un facteur influent. Cependant, nos résultats ont montré que la régénération du lit de billes est possible pour des températures voisines de 400°C, inférieures aux besoins estimés par des essais de dégradation en four à moufles. Il semble donc que les billes créent des concentrations du champ électrique à leurs points de contact, ce qui entraîne des températures locales plus importantes et suffisantes pour le nettoyage du lit filtrant. Ainsi, avec une température globale du lit de seulement 380°C, une énergie de 200 kJ nous a permis de détruire l'ensemble des particules piégées sur les billes.

Notre étude a permis de montrer que la post-combustion des fumées en utilisant l'énergie micro-ondes était tout à fait adaptée aux particules issues de la combustion du bois. Cependant, le dispositif doit maintenant être adapté pour fonctionner en sortie de foyer, sur une cheminée de diamètre important. L'utilisation d'un lit filtrant avec des billes de 1 cm n'a pas permis d'avoir des efficacités de piégeage supérieures à 50 %, et nécessite d'installer un extracteur de fumées pour compenser les pertes de charge importantes générées par le lit. Une modification du diamètre des billes permettrait d'optimiser le piégeage. De plus, l'utilisation de billes ne facilite pas l'industrialisation de la fabrication d'un tel filtre, même si cette géométrie s'est révélée être un atout pour l'aspect régénération par micro-ondes. L'applicateur micro-ondes que nous avons étudié n'est pas utilisable directement dans une cheminée (section trop petite d'où des pertes de charges très importantes) et le passage à une cheminée de diamètre 180 mm nécessite une étude technique spécifique, notamment du point de vue de l'homogénéité du champ électromagnétique et de la circulation des fumées. Toutefois, la faisabilité technologique a pu être vérifiée et notre étude a permis de définir les conditions opératoires à mettre en œuvre pour concevoir un dispositif industrialisable. Cette technologie va maintenant être adaptée aux contraintes des appareils de type foyer fermé, tout en considérant l'aspect économique du dispositif, qui doit avoir un coût limité par rapport à celui de l'appareil de chauffage.

Table des figures

Figure 1 : Schéma du plan ligneux de résineux et de feuillus (ARBOLOR, 1994) 16
Figure 2 : Schéma général des différents constituants du bois (cours de A. Pizzi, ENSTIB) 17
Figure 3 : Cycle du carbone 19
Figure 4 : Schémas de poêle simple (a) et moderne (b) (Supra) 20
Figure 5 : Schéma de principe d'un poêle de masse (Poêle Tulikiwi) et d'un poêle à granulés 21
Figure 6 : Schéma d'un foyer fermé (Supra) 22
Figure 7 : Principe des chaudières à bûches (ADEME) 23
Figure 8 : Brûleurs de chaudières automatiques 24
Figure 9 : Evolution du marché des appareils de chauffage domestique au bois 25
Figure 10 : Emissions de CO en fonction de la température (a) et de l'excès d'air (b) (Van Loo & Koppejan, 2002) 30
Figure 11 : Histogramme et cumul de la distribution des tailles de PM (Mavrocordatos et al, 2002) 33
Figure 12 : Compositions des particules d'un poêle à granulés de diamètre moyen 0,13 µm (a) et 0,32 µm (b) (Johansson, 2002) 34
Figure 13 : Emissions de particules pour différents combustibles bois (Zuberbühler et al, 2002) 36
Figure 14 : Distribution quantité/taille des poussières suivant les phases de fonctionnement selon différents auteurs : a. Hueglin et al (1997), b. Gaegauf et al (2001) 38
Figure 15 : Emissions de poussières en fonction de la quantité d'oxygène dans les fumées (Zuberbühler et al, 2002) 38
Figure 16 : Concentration numérique des poussières en fonction de l'excès d'air (Gaegauf et al, 2001) ..39
Figure 17 : Efficacité des systèmes de dépoussiérage (Bicocchi & Antonini, 1998) 40
Figure 18 : Emissions de COV pour différents combustibles dans un foyer et un poêle (McDonald et al, 2000) 44
Figure 19 : Techniques de contrôle des COV 45
Figure 20 : Distribution de la taille de quelques HAP semi-volatils (a) et non-volatils (b) (Venkataraman et al, 2002) 49
Figure 21 : Schéma de formation des CAP (Koziński & Saade, 1998) 52
Figure 22 : Répartition solide/gaz en fonction de l'excès d'air (Mastral et al, 2000) 53
Figure 23 : Effet de l'air secondaire sur les émissions de HAP (Gulyurtlu et al, 2003) 53
Figure 24 : Corrélation ente les facteurs d'émission des poussières et des HAP (total de 10 espèces) (Venkataraman et al, 2002) 54
Figure 25 : Molécules de dioxine (a) et furanne (b) (McKay, 2002) 55
Figure 26 : Représentation des voies potentielles d'exposition des plantes aux contaminants organiques de types PCDD/F, PCB (INSERM, 2000) 56

Figure 27 : Répartition des dioxines dans les résidus de combustion de hêtre et résineux (Launhardt, 2000) 57
Figure 28 : Formation des PCDD et PCDF (Chagger et al, 1998) 58
Figure 29 : Emissions de PCDD/F par rapport au taux de chlore du combustible (Launhardt & Thoma, 2000) 60
Figure 30 : Influence de la température sur la formation de dioxines ((Bicocchi & Antonini, 1998) 60
Figure 31 : Matière inorganiques conduisant à la formation des cendres (Zevenhoven-Onderwater, 2001) 61
Figure 32 : Distribution de la taille des cendres volantes (Zevenhoven-Onderwater, 2001) 62
Figure 33 : Image SEM et rayons X des particules de cendres et aérosols (Brunner et al, 2001) 63
Figure 34 : Cendres volantes piégées dans le cyclone (Osán et al, 2002) 64
Figure 35 : Cendres basses (Osán et al, 2002) 64
Figure 36 : a. Particules de suies de combustion de bois prélevées dans une conduite de cheminée (Fernandes et al, 2003) – b. Agglomération de particules primaires formant une suie (Gwaze et al, 2005) 66
Figure 37 : Schéma de formation des suies (Johansson, 2002) 68
Figure 38 : Formation des goudrons issus de biomasse et exemple des composés formés (BTG, 2003) 70
Figure 39 : Propagation d'une onde électromagnétique plane (Thuery, 1983) 75
Figure 40 : Echauffement d'un produit diélectrique 75
Figure 41 : Schéma d'un « wall-flow filter » 77
Figure 42 : Circuit micro-ondes simplifié (a) ou mal adapté (b) 80
Figure 43 : Température du filtre pour différents fonctionnements (Silberglitt, 1997) 81
Figure 44 : Exemple de cycle piégeage/régénération (Yonemura & Kusuda, 1991) 81
Figure 45 : Objectif de l'étude 84
Figure 46 : Dispositif expérimental 89
Figure 47 : Combustion sur grilles et sur sole 89
Figure 48 : Schéma du joint à huile 90
Figure 49 : Schéma de principe de l'analyseur de poussières (OLDHAM) 91
Figure 50 : Dispositif de prélèvement de poussières 92
Figure 51 : Four à moufles 95
Figure 52 : Paniers pour le four à taux à moufles 96
Figure 53 : Schéma de principe de la bombe calorimétrique 97
Figure 54 : Principe de la mesure de la permittivité 98
Figure 55 : Dispositif de mesure du coefficient de réflexion avec un court-circuit (a) et un circuit ouvert (b) 99
Figure 56 : a. Interaction entre les électrons et l'échantillon – b. Poire de diffusion 101
Figure 57 : Rôle de filtration du dispositif de post-combustion 102

Figure 58 : Lit filtrant : grille (a) et 3 cm de billes (b) 102
Figure 59 : Installation de piégeage de poussières de bois 103
Figure 60 : Installations de piégeage avec le foyer 104
Figure 61 : Rôle de régénération du dispositif de post-combustion 108
Figure 62 : Eléments de l'installation micro-ondes 108
Figure 63 : Générateur micro-ondes 109
Figure 64 : Dispositif de mesure de la puissance émise par le magnétron 109
Figure 65 : Courbe de la puissance en fonction de l'intensité du générateur 110
Figure 66 : Orientation du champ électrique dans la section du guide 110
Figure 67 : Dessin de conception du dispositif de post-combustion 111
Figure 68 : Section du guide utilisé pour le réacteur 112
Figure 69 : Circulateur (a) et sa place dans une installation micro-ondes (b) 113
Figure 70 : Dispositif de mesure de l'absorption du lit de billes 114
Figure 71 : Transmission de l'énergie micro-ondes en fonction de la hauteur du lit 114
Figure 72 : Image IR de la surface des billes avec le lit en aval de l'entrée des micro-ondes : a. avant les micro-ondes – b. après les micro-ondes 115
Figure 73 : Lit de billes après régénération lorsque le filtre est en aval de l'entrée des micro-ondes 116
Figure 74 : Image IR de la surface des billes avec le lit en amont de l'entrée des micro-ondes : a. avant les micro-ondes – b. après les micro-ondes 116
Figure 75 : Lit de billes après régénération lorsque le filtre est en amont de l'entrée des micro-ondes 116
Figure 76 : Grille avec le joint au milieu (a) – Grille et billes fondues (b) – Grille avec les joints sur les côtés (c) 117
Figure 77 : Propagation des ondes dans l'applicateur 118
Figure 78 : Guide équipé du cylindre de correction de la réflexion 118
Figure 79 : Schéma du dispositif expérimental 123
Figure 80 : Position du thermocouple au-dessus du lit de billes 123
Figure 81 : Schéma d'étalonnage du cristal détecteur 124
Figure 82 : Montage d'étalonnage du cristal détecteur 124
Figure 83 : Puissance réfléchie en fonction de la tension du cristal détecteur 125
Figure 84 : Image IR avec les points de mesure 126
Figure 85 : Courbe de la puissance fournie par le générateur et consommation électrique 127
Figure 86 : Evolution de la masse de bois dans le foyer à grilles et le foyer à sole 130
Figure 87 : Courbe type des émissions de CO_2 et d'O_2 131
Figure 88 : Etapes de la combustion : a- Allumage, b- Combustion vive, c- Combustion hétérogène 132
Figure 89 : Courbe type des émissions de NO et d'O_2 133
Figure 90 : Courbe type des émissions de CO et d'O_2 133
Figure 91 : Coube type des émissions d'imbrûlé solides et O_2 134

Figure 92 : Emissions moyennes des foyers....135
Figure 93 : Répartition des durées des différentes étapes de combustion sur un cycle complet....138
Figure 94 : Courbe type des émissions de CO et O_2 en allure réduite....140
Figure 95 : Courbe type du rendement de l'appareil....141
Figure 96 : Courbe type de la puissance de l'appareil....142
Figure 97 : Puissance et rendement moyen des appareils....142
Figure 98 : Courbe type de la température des fumées et O_2....144
Figure 99 : Courbe type du débit de fumées humides et O_2....144
Figure 100 : Débit et température moyens des fumées des appareils....145
Figure 101 : Echantillons de particules issues de la combustion du bois....149
Figure 102 : Différents morceaux de bois très peu dégradés....150
Figure 103 : Bois peu dégradé....151
Figure 104 : « Squelettes » de bois....151
Figure 105 : Eléments de bois dégradés gardant une structure orientée (a et c) et leurs détails (b et c)....152
Figure 106 : Eléments de bois dégradés ayant une structure désorganisée....153
Figure 107 : Agglomérations de particules de suies....153
Figure 108 : Agglomérations de particules de suies conduisant aux goudrons condensés....154
Figure 109 : Agglomérations de particules de suies autour de morceaux de bois....154
Figure 110 : Billes chargées de goudrons (a) et d'imbrûlés solides (b)....155
Figure 111 : Destruction des goudrons en fonction de la température....156
Figure 112 : Destruction des goudrons en fonction du temps de séjour....157
Figure 113 : Destruction des imbrûlés solides en fonction de la température....158
Figure 114 : Destruction des imbrûlés solides en fonction du temps de séjour....159
Figure 115 : Mesure des coefficients de réflexion....160
Figure 116 : Dispositif de mesure des pertes de charge....162
Figure 117 : Pertes de charge du lit filtrant en fonction de sa hauteur....163
Figure 118 : Courbe type d'un essai de piégeage de poussières de bois pour un filtre de 5 cm....164
Figure 119 : Piégeage moyen en fonction de la hauteur du lit....165
Figure 120 : Lit filtrant de 1 cm (a) et 2 cm (b)....165
Figure 121 : Récapitulatif des essais de piégeage....167
Figure 122 : Emissions d'imbrûlés solides dans la cheminée sans filtre....169
Figure 123 : Courbe type des émissions d'imbrûlés solides en amont et en aval du lit filtrant....169
Figure 124 : Récapitulatif des efficacité de piégeage du lit filtrant....170
Figure 125 : Schéma des points de mesures de températures et conditions des essais....173
Figure 126 : Courbe type des températures dans le réacteur lors des essais de chauffage du lit....174
Figure 127 : Courbe type des puissances lors des essais de chauffage du lit....175
Figure 128 : Puissances en fonction de l'intensité du générateur lors des essais de chauffage du lit....176

Figure 129 : Résultats du plan d'expérience pour Tb max 178
Figure 130 : Graphes d'interaction 178
Figure 131 : Résultats du plan d'expérience pour ΔT_b 179
Figure 132 : Graphe d'interaction entre Tair et De 179
Figure 133 : Billes et grille fondues (a) et des températures lors d'emballement thermique (b) 180
Figure 134 : Températures pour des essais de conditions similaires avec des durées différentes 181
Figure 135 : Puissances pour des essais de conditions similaires avec des durées différentes 181
Figure 136 : Evolution de la température des billes en fonction de l'énergie absorbée, suivant la température initiale 182
Figure 137 : Evolution de la variation de températures des billes en fonction de l'énergie absorbée pour différentes températures initiales 183
Figure 138 : Evolution de la température de la paroi en fonction de l'énergie absorbée pour différentes températures initiales 183
Figure 139 : Evolution de la variation de températures des billes en fonction de la vitesse de l'air pour différentes puissances absorbées et durées 184
Figure 140 : Températures pour des essais de conditions similaires avec des intensités différentes 185
Figure 141 : Puissances pour des essais de conditions similaires avec des intensités différentes 185
Figure 142 : Evolution de la variation de températures des billes en fonction de l'énergie absorbée pour différentes puissances et durées 186
Figure 143 : Comparaison entre les variations de températures des billes mesurées et calculées en fonction de la puissance absorbée 187
Figure 144 : Principe des essais de régénération des billes 188
Figure 145 : Puissances et intensité du générateur lors des essais de régénération 189
Figure 146 : Courbe type des températures dans le réacteur lors des essais de régénération 189
Figure 147 : Courbe type des puissances lors des essais de régénération 190
Figure 148 : Température maximale des billes en fonction de l'énergie absorbée 190
Figure 149 : Exemple de billes complètement régénérées avec 200 mA pendant 10 min 191
Figure 150 : Taux de régénération en fonction de l'énergie absorbée pour différentes puissances et durées lors de la régénération 191
Figure 151 : Taux de régénération, température et variation de température des billes en fonction de l'énergie absorbée moyenne 192
Figure 152 : Exemple de billes chargées dans le tube en pyrex 193
Figure 153 : Exemple de billes partiellement nettoyées sous 200 mA pendant 10 min 193
Figure 154 : Billes régénérées et billes peintes 194
Figure 155 : Formule des principaux HAP (Ledesma et al, 2000) 213
Figure 156 : Structure moléculaire de dioxine, furanne et des congénères 2,3,7,8-tétra (Chagger et al, 1998) 214

Table des tableaux

Tableau 1 : Composition élémentaire moyenne de différentes essences (Biobib, 2006) 17
Tableau 2 : Rendements des chaudières à bûches (ADEME, 2005) 23
Tableau 3 : Récapitulatif des ventes d'appareil de chauffage domestique au bois (ADEME, 2005) 24
Tableau 4 : Parc français des appareils de chauffage au bois (Cours de Y. Rogaume, ENSTIB) 25
Tableau 5 : Emissions de la combustion du bois par rapport aux émissions totales en France en 2001 (Allemand, 2003) 28
Tableau 6 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de CO et de NOx issus de la combustion de biomasse 29
Tableau 7 : Constituants des particules 32
Tableau 8 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de poussières de combustion de biomasse 35
Tableau 9 : Comparaison des différents systèmes de traitement (Van Loo & Koppejan, 2002) 40
Tableau 10 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de composés organiques de combustion de biomasse 43
Tableau 11 : Comparaison des différentes techniques de traitement des COV (Khan & Ghoshal, 2000) 46
Tableau 12 : Listes des HAP 47
Tableau 13 : Facteurs d'équivalent toxique de quelques HAP par rapport au B[a]P (Hedberg et al, 2002) 47
Tableau 14 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de HAP de combustion de biomasse 50
Tableau 15 : Preuves épidémiologiques sur les effets autres que le cancer de l'exposition à la TCDD (INSERM, 2000) 56
Tableau 16 : Dioxines dans les cendres (Wunderli et al, 2001) 57
Tableau 17 : Récapitulatif de quelques études sur les émissions de dioxines et furannes de combustion de biomasse 59
Tableau 18 : Principaux éléments des cendres de bois (Van Loo & Koppejan, 2002) 62
Tableau 19 : Récapitulatif de quelques études sur les cendres de combustion de biomasse 63
Tableau 20 : Cendres issues de la combustion de biomasse 65
Tableau 21 : Goudrons formés en fonction de la température (BTG, 2003) 70
Tableau 22 : Caractéristiques des foyers utilisés 90
Tableau 23 : Précision des mesures du TESTO XL450 91
Tableau 24 : Caractéristiques du combustible 93
Tableau 25 : Composition élémentaire du combustible (analyse du CNRS) 93
Tableau 26 : Paramètres des essais en allure normale et réduite 93
Tableau 27 : Récapitulatif des essais de combustion réalisés 94
Tableau 28 : Perte de masse du ciment après tamisage 103

Tableau 29 : Récapitulatif des conditions des essais de piégeage direct 106
Tableau 30 : Rendement du générateur 109
Tableau 31 : Températures réfléchies moyennes 125
Tableau 32 : Températures de changement de couleur de la peinture thermique 126
Tableau 33 : Essais de chauffage du lit par micro-ondes 128
Tableau 34 : Conditions des essais de régénération du lit 128
Tableau 35 : Exigences de la norme NF EN 13229 sur les émissions de CO et les rendements 130
Tableau 36 : Valeurs moyennes des émissions 135
Tableau 37 : Rapports moyens entre les émissions de CO et celles d'imbrûlés solides 136
Tableau 38 : Récapitulatifs des émissions moyennes par phase de combustion 137
Tableau 39 : Rendements et puissances moyens 143
Tableau 40 : Récapitulatif des débit et température moyens 145
Tableau 41 : Débit et températures moyens des fumées pour chaque phase 146
Tableau 42 : Composition élémentaire des imbrûlés solides 148
Tableau 43 : Pourcentage moyen de destruction des goudrons pour différentes températures 156
Tableau 44 : Pourcentage moyen de destruction des goudrons pour différents temps de séjour à 300°C 157
Tableau 45 : Pourcentage moyen de destruction des imbrûlés solides pour différentes températures 158
Tableau 46 : Pourcentage moyen de destruction des imbrûlés solides pour différents temps de séjour à 600°C 159
Tableau 47 : Calculs de compatibilité des mesures 160
Tableau 48 : Efficacité de piégeage pour un lit de 2 cm 167
Tableau 49 : Quantité de particules dans les fumées et dans le filtre, et efficacité de piégeage pour un lit de 2 cm 168
Tableau 50 : Emissions moyennes d'imbrûlés solides et efficacité du piégeage par la mesure directe 170
Tableau 51 : Efficacités moyennes du piégeage selon la hauteur du lit 171
Tableau 52 : Températures et vitesses moyennes des étapes de combustion 172
Tableau 53 : Table des facteurs et des niveaux du plan d'expérience 173
Tableau 54 : Table du plan d'expérience 174
Tableau 55 : Réponses moyennes des essais du plan d'expérience 177
Tableau 56 : Configuration optimale pour Tb max 178
Tableau 57 : Configuration optimale pour ΔTb 179
Tableau 58 : Valeurs fixées pour les paramètres 180
Tableau 59 : Paramètres fixés pour les essais de régénération 188
Tableau 60 : Moyennes de régénération, température maximale et variation de température des billes pour différentes énergies absorbées 192
Tableau 61 : Résultats des essais d'envolement 193
Tableau 62 : Liste des principaux COV (Barrefors G. & Petersson, 1995) 212

Tableau 63 : Nomenclature des PCDD et PDCF (INSERM, 2000) 214
Tableau 64 : Congénères de s PCDD, PCDF et PCB (McKay, 2002) 214
Tableau 65 : Congénères et toxicité des composés chlorés (Bicocchi & Antonini, 1998) 215
Tableau 66 : Données des essais de combustion du foyer à grilles 218
Tableau 67 : Données des essais de combustion du foyer à grilles (suite) 219
Tableau 68 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage fermées .220
Tableau 69 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage fermées (suite) 221
Tableau 70 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début 222
Tableau 71 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début (suite) 223
Tableau 72 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début et à la fin 224
Tableau 73 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début et à la fin (suite) 225
Tableau 74 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début pour un fonctionnement en allure réduite 226
Tableau 75 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début pour un fonctionnement en allure réduite (suite) 227
Tableau 76 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de chauffage du lit 229
Tableau 77 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de chauffage du lit (suite) 230
Tableau 78 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de régénération du lit 231

Annexe 1 : Quelques données sur les polluants des fumées

Les principaux COV

Tableau 62 : Liste des principaux COV (**Barrefors G. & Petersson, 1995**)

Alkenes	
C2	Ethene
C3	Propene
C4	*trans*-2-Butene
	1-Butene
	Methylpropene
	cis-2-Butene
C5	Cyclopentene
	3-Methyl-1-butene
	trans-2-Pentene
	2-Methyl-2-butene
	1-Pentene
	2-Methyl-1-butene
	cis-2-Pentene
C6	1-Hexene
C7	1-Heptene
C8	1-Octene
Alkadienes	
C3	Propadiene
C4	1,3-Butadiene
C5	Isoprene
	Cyclopentadiene
	trans-1,3-Pentadiene
Alkynes	
C2	Ethyne
C3	Propyne
C4	2-Butyne
	Butenyne
	1-Butyne
Alkanes	
C2	Ethane
C3	Propane
C4	Butane
C5	Methylbutane
	Pentane
C6	Hexane
Arenes	
C6	Benzene
C7	Methylbenzene
C8	Ethylbenzene
	Dimethylbenzenes
	Styrene

Les principaux HAP

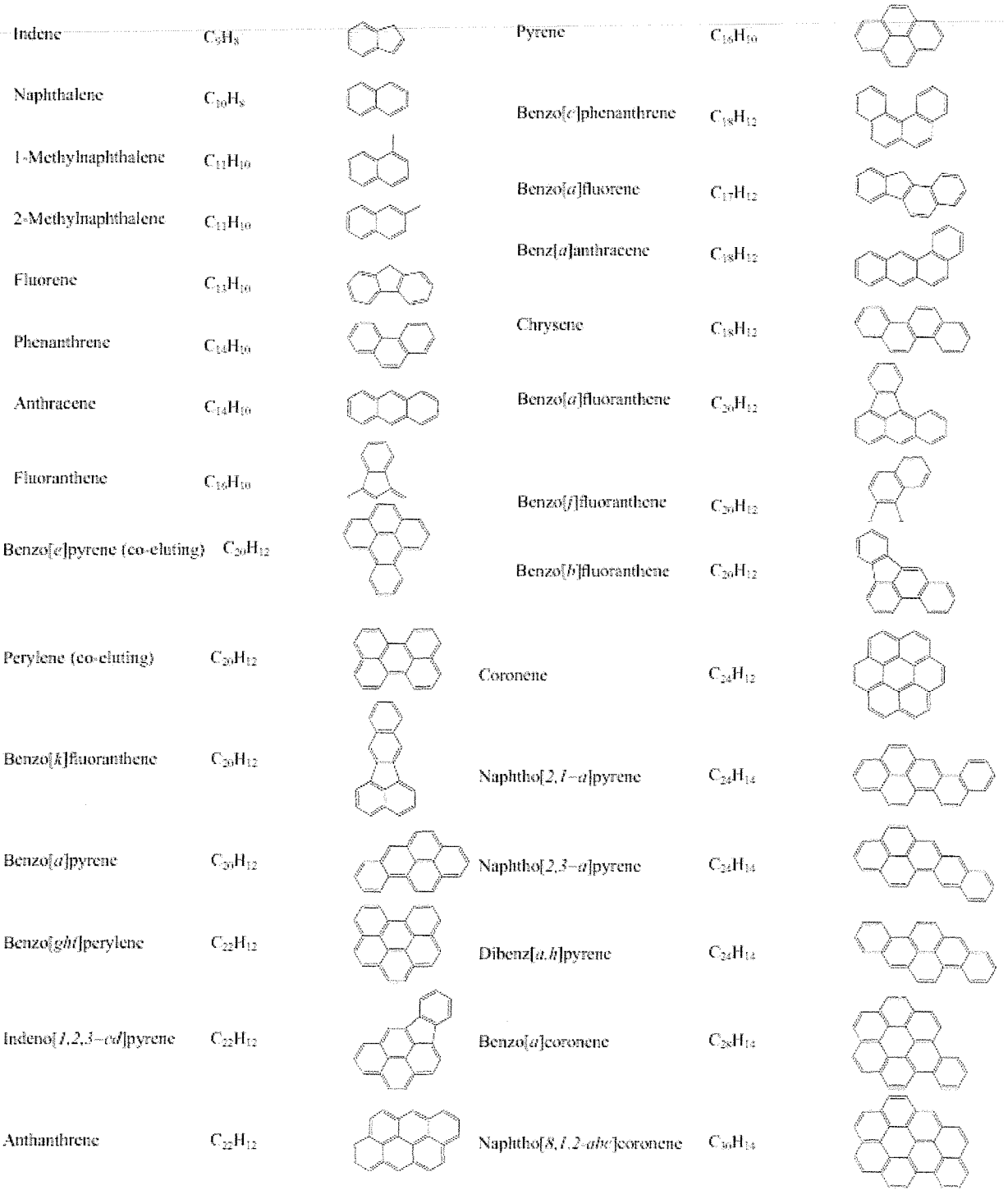


Figure 155 : Formule des principaux HAP (Ledesma et al, 2000)

Les principales dioxines et furannes

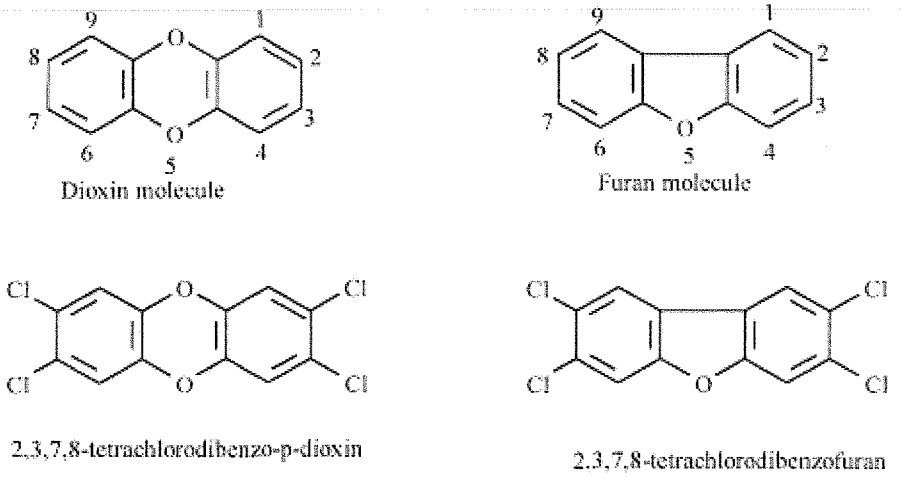


Figure 156 : Structure moléculaire de dioxine, furanne et des congénères 2,3,7,8-tétra (Chagger et al, 1998)

Tableau 63 : Nomenclature des PCDD et PDCF (INSERM, 2000)

Nombre de chlores	1	2	3	4	5	6	7	8
Préfixe	M1 mono M	D2 di D	T3 tri Tr	T4 tétra T	P5 penta Pe	H6 hexa Hx	H7 hepta Hp	O8 octa O
Nombre d'isomères PCDD	2	10	14	22 75 congénères	14	10	2	1
Nombre d'isomères PCDF	4	16	28	38 135 congénères	28	16	4	1

Tableau 64 : Congénères de s PCDD, PCDF et PCB (McKay, 2002)

Homologue (abbreviation)	Number of congeners		
	PCBs	PCDDs	PCDFs
Monochloro (M)	3	2	4
Dichloro (D)	12	10	16
Trichloro (Tr)	24	14	28
Tetrachloro (T)	42	22	38
Pentachloro (Pe)	46	14	28
Hexachloro (Hx)	42	10	16
Heptachloro (Hp)	24	2	4
Octachloro (O)	12	1	1
Nonachloro	3		
Decachloro	1		
Total	209	75	135

Tableau 65 : Congénères et toxicité des composés chlorés (Bicocchi & Antonini, 1998)

Congénères	TEF
PCDD	
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	1
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,01
OCDD	0,0001
PCDF	
2,3,7,8-TCDF	0,1
1,2,3,7,8-PeCDF	0,05
2,3,4,7,8,-PeCDF	0,5
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,1
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,1
2,3,4,6,7,8,-HxCDF	0,1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,01
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,0001
OCDF	
PCB	
Non ortho	
3,3',4,4'-TCB	0,0001
3,3',4',5'-TCB	0,0001
3,3',4,4',5-PeCB	0,1
3,3',4,4',5,5'-HxCB	0,01
Mono ortho	
2,3,3',4,4'-PeCB	0,0001
2,3,4,4',5-PeCB	0,0005
2,3',4,4',5-PeCB	0,0001
2',3,4,4',5-PeCB	0,0001
2,3,3',4,4',5-HxCB	0,0005
2,3,3',4,4',5'-HxCB	0,0005
2,3',4,4',5,5'-HxCB	0,00001
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	0,0001

Annexe 2 : Tables de résultats des essais de combustion

Tableau 66 : Données des essais de combustion du foyer à grilles

Essai	Etape	Durée	O_2 (%)		CO (ppm)		PM (mg/m^3)		NO (ppm)		CO_2 (ppm)	
		(min)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)
G-1	Total :	121	15,8	18,56	5004,97	55,77	549,43	78,66	93,61	16,81	3,81	56,47
	allumage :	21	12,59	10,02	3316,09	22,58	237,59	63,39	79,19	4,19	6,17	15,00
	comb vive :	31	12,96	9,00	2015,36	31,35	223	14,42	84,39	6,92	5,9	14,50
	comb hétéro :	69	17,95	9,13	6817,63	32,75	782,05	55,27	101,7	15,49	2,23	54,09
G-2	Total :	78	14,99	16,57	3443,83	97,32	385,15	49,46	91,34	11,01	4,41	41,29
	allumage :	10	14,96	3,64	3118,74	58,04	353,18	26,51	113,21	6,57	4,43	9,03
	comb vive :	42	13,2	12,46	1037,44	53,90	247,2	24,27	85,81	9,08	5,72	21,08
	comb hétéro :	26	17,83	3,32	7260,76	34,17	606,22	16,91	92,24	4,08	2,33	18,65
G-3	Total :	123	15,89	21,60	5982,74	61,22	578,44	68,60	86,58	16,12	3,74	67,23
	allumage :	11	10,95	26,58	3323,91	56,38	237,82	45,34	73,76	12,93	7,37	28,95
	comb vive :	41	13,06	17,58	2398,92	31,80	265,56	27,62	73,4	7,23	5,82	28,94
	comb hétéro :	71	18,38	5,68	8567,91	30,95	821,19	43,98	96,56	8,69	1,92	39,86
G-4	Total :	90	14,28	20,03	3927,77	74,36	257,44	75,12	61,11	12,56	4,93	42,69
	allumage :	12	11,12	12,68	2823,99	46,07	238,9	18,08	60,53	10,93	7,23	14,30
	comb vive :	47	13,15	13,67	2011,18	40,96	175,72	28,64	65,78	5,41	5,75	22,92
	comb hétéro :	31	17,17	4,09	7248,95	16,76	388,31	30,23	54,26	8,67	2,81	18,37
G-5	Total :	124	15,21	17,84	3592,17	84,09	325,91	55,72	61,5	9,70	4,25	46,85
	allumage :	18	11,21	16,73	3675,89	132,53	207,21	104,22	56,83	7,28	7,17	19,58
	comb vive :	56	14,23	10,52	1402,83	39,65	222,97	25,44	66,06	7,27	4,97	22,10
	comb hétéro :	50	17,83	4,33	6054	24,23	488,21	27,51	58,08	6,29	2,32	24,39
G-6	Total :	146	16,07	16,92	3044,37	75,33	464,89	72,72	55,27	18,41	3,62	55,20
	allumage :	16	13,41	6,91	1491,16	49,60	221,28	31,21	63,03	3,59	5,57	12,20
	comb vive :	26	12,1	4,25	279,09	27,01	167,56	18,64	64,67	2,65	6,52	5,78
	comb hétéro :	104	17,49	10,06	3990	20,87	578,62	58,75	51,66	19,32	2,57	50,36
G-7	Total :	93	15,39	11,20	2122,8	62,40	590,91	39,36	57,63	13,01	4,12	30,71
	allumage :	5	12,4	20,88	2583,53	116,89	506,29	121,97	50,18	9,99	6,31	30,08
	comb vive :	26	14,17	7,64	1070,28	32,65	475,81	24,34	54,81	4,25	5,01	15,84
	comb hétéro :	62	16,17	8,10	2541,59	44,81	646,16	31,11	59,36	14,09	3,58	26,73
Total	**Moyenne :**	**110,7**	**15,4**		**3874,1**		**450,3**		**72,4**		**4,1**	
	Ecart type :	24,12	0,62		1274,64		131,11		17,16		0,46	
	c.o.v (%) :	21,79	4,03		32,90		29,12		23,70		11,05	
Allumage :	**Moyenne :**	**13,3**	**12,4**		**2904,8**		**286,0**		**71,0**		**6,3**	
	Ecart type :	5,41	1,46		718,02		108,26		21,07		1,07	
	c.o.v (%) :	40,70	11,78		24,72		37,85		29,69		16,85	
Combustion vive :	**Moyenne :**	**38,4**	**13,3**		**1459,3**		**254,0**		**70,7**		**5,7**	
	Ecart type :	11,30	0,74		732,81		104,01		11,24		0,54	
	c.o.v (%) :	29,40	5,56		50,22		40,95		15,89		9,48	
Combustion hétérogène :	**Moyenne :**	**59,0**	**17,5**		**6068,7**		**615,8**		**73,4**		**2,5**	
	Ecart type :	26,56	0,71		2096,93		152,89		22,22		0,54	
	c.o.v (%) :	45,01	4,07		34,55		24,83		30,27		21,15	

Tableau 67 : Données des essais de combustion du foyer à grilles (suite)

Essai	Etape	Tf (°C)		Ta (°C)		Rendement théorique (%)		Puissance appareil (kW)		Débit fumées humides (Nm3/h)		Masse bois
		Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	(kg)
	Total :	307,46	23,81	31,46	4,09	62,61	47,12	6,4	65,22	39,2	24,10	4,3
G-1	allumage :	342,6	10,23	30,16	1,87	68,28	9,71	8,4	14,88	30,4	33,75	
	comb vive :	390,75	3,54	31,54	3,89	64,02	5,69	9,4	8,47	36,7	12,04	
	comb hétéro :	260,18	21,41	31,77	3,90	33,00	58,06	3,9	81,52	42,7	21,00	
	Total :	324,58	17,49	31	4,73	69,33	25,34	11,1	58,88	46,7	33,20	4,3
G-2	allumage :	265,25	12,76	28,5	2,05	68,80	4,49	13,0	9,68	61,1	11,89	
	comb vive :	368,18	8,45	30,96	3,65	65,56	8,62	12,8	25,98	50,1	24,95	
	comb hétéro :	279,21	10,50	32,11	2,66	38,53	13,27	3,7	54,14	38,1	34,06	
	Total :	295,26	27,06	31,96	6,57	62,56	43,03	6,5	64,73	40,8	30,43	4,3
G-3	allumage :	331,35	20,88	28,95	3,29	72,21	5,83	7,8	15,50	24,6	26,53	
	comb vive :	382,58	7,63	33,14	5,01	63,05	9,77	8,9	11,81	37,6	22,88	
	comb hétéro :	236,77	17,29	31,73	6,01	33,27	46,56	3,7	71,81	45,2	25,57	
	Total :	342,36	18,37	30,03	5,57	68,76	28,09	10,0	56,36	40,0	63,08	4,4
G-4	allumage :	354,05	13,95	26,99	2,55	66,36	5,89	10,9	14,21	42,7	14,68	
	comb vive :	385,77	7,68	30,39	4,81	63,14	7,37	11,4	23,24	45,5	9,72	
	comb hétéro :	272,13	9,47	30,63	2,65	48,44	8,79	4,3	50,07	30,8	32,70	
	Total :	312,92	22,64	31,49	4,53	67,11	19,09	7,7	53,63	35,1	32,26	4,7
G-5	allumage :	353,99	16,63	29,48	2,88	69,94	21,37	9,0	23,59	28,7	58,79	
	comb vive :	363,58	9,53	32,56	3,03	61,69	6,42	8,7	18,91	41,5	13,83	
	comb hétéro :	239,62	13,32	31,02	2,64	47,67	10,41	3,7	53,58	30,3	31,90	
	Total :	280,33	29,26	30,62	3,90	68,17	24,32	7,2	71,47	29,3	48,41	4,4
G-6	allumage :	308,05	10,91	29,5	2,02	71,08	4,46	8,4	14,17	31,3	18,47	
	comb vive :	392,67	3,92	31,07	5,30	68,64	2,63	10,3	2,94	33,8	5,37	
	comb hétéro :	247,48	28,15	30,69	3,29	48,58	22,38	4,5	83,23	27,8	59,03	
	Total :	288,51	7,45	35,8	2,30	69,35	13,68	7,0	48,31	37,4	48,85	3,5
G-7	allumage :	266,45	16,00	34,77	0,95	74,16	22,46	7,7	23,87	30,0	86,45	
	comb vive :	309,41	2,17	35,16	1,37	68,84	5,52	10,4	4,50	44,9	20,14	
	comb hétéro :	281,1	5,90	36,14	2,05	60,19	12,48	5,0	50,54	34,7	56,54	
	Moyenne :	**307,3**		**31,8**		**66,8**		**8,0**		**38,4**		**4,3**
Total	**Ecart type :**	21,54		1,89		3,01		1,85		5,37		0,37
	c.o.v (%) :	7,01		5,94		4,50		23,24		14,00		8,62
	Moyenne :	**317,4**		**29,8**		**70,1**		**9,3**		**35,6**		
Allumage :	**Ecart type :**	38,55		2,43		2,61		1,93		12,56		
	c.o.v (%) :	12,14		8,15		3,72		20,72		35,33		
	Moyenne :	**370,4**		**32,1**		**65,0**		**10,3**		**41,4**		
Combustion	**Ecart type :**	29,06		1,65		2,81		1,46		5,76		
vive :	**c.o.v (%) :**	7,84		5,12		4,33		14,22		13,90		
	Moyenne :	**259,5**		**32,0**		**44,2**		**4,1**		**35,7**		
Combustion	**Ecart type :**	18,58		1,91		9,85		0,50		6,62		
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	7,16		5,96		22,26		12,15		18,57		

Tableau 68 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage fermées

Essai	Etape	Durée	O_2 (%)		CO (ppm)		PM (mg/m^3)		NO (ppm)		CO_2 (ppm)	
		(min)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)
	Total :	151	16,14	17,10	3645,46	69,82	955,51	127,78	55,79	50,55	3,53	59,14
SF-1	allumage :	38	18,98	7,45	5234,45	36,41	2656,69	60,97	86,93	52,54	1,31	92,34
	comb vive :	70	13,54	10,37	1361,12	54,31	281,47	15,24	50,37	7,77	5,47	18,84
	comb hétéro :	43	17,97	5,35	5902,93	27,80	714,99	22,69	41,02	16,38	2,25	31,32
	Total :	102	16,08	14,09	3866,52	83,09	1029,95	246,91	55,51	43,05	3,58	48,41
SF-2	allumage :	14	20,07	3,17	10884,14	22,95	5711,14	78,87	98,34	31,16	0,43	142,58
	comb vive :	51	14,25	7,36	2257,99	44,07	194,33	20,34	53,71	26,65	4,95	15,56
	comb hétéro :	37	16,98	5,67	3314,5	38,55	344,51	26,78	41,41	8,18	2,95	23,89
	Total :	165	15,38	22,56	2340,22	82,38	561,15	62,87	42,63	45,74	4,11	61,96
SF-3	allumage :	28	13,46	34,80	3663,72	77,31	670,55	89,07	60,08	26,67	5,51	62,88
	comb vive :	49	11,95	8,29	350,87	85,03	238,68	14,89	55,56	10,29	6,64	10,95
	comb hétéro :	88	17,87	6,01	3004,21	36,07	702,32	27,64	30,01	53,92	2,29	34,33
	Total :	159	16,48	13,04	4372,24	103,42	1710,39	148,05	91,15	46,83	4,36	47,80
SF-4	allumage :	29	19,05	6,01	12192,08	32,06	5793,18	60,61	161,18	35,48	1,86	61,18
	comb vive :	83	14,6	6,17	1233,93	62,97	524,18	20,30	76,98	6,81	6,18	14,09
	comb hétéro :	47	18,11	2,82	4756,59	20,85	1112,48	18,09	69,96	5,30	2,8	17,62
	Moyenne :	**144,3**	**16,0**		**3556,1**		**1064,3**		**61,3**		**3,9**	
Total	**Ecart type :**	28,74	0,46		865,79		477,36		20,84		0,41	
	c.o.v (%) :	19,93	2,88		24,35		44,85		34,02		10,43	
	Moyenne :	**27,3**	**17,9**		**7993,6**		**3707,9**		**101,6**		**2,3**	
Allumage :	**Ecart type :**	9,91	3,00		4177,05		2496,12		42,82		2,23	
	c.o.v (%) :	36,37	16,74		52,25		67,32		42,13		98,09	
	Moyenne :	**63,3**	**13,6**		**1301,0**		**309,7**		**59,2**		**5,8**	
Combustion	**Ecart type :**	16,21	1,18		780,32		147,37		12,08		0,75	
vive :	**c.o.v (%) :**	25,64	8,66		59,98		47,59		20,41		12,88	
	Moyenne :	**53,8**	**17,7**		**4244,6**		**718,6**		**45,6**		**2,6**	
Combustion	**Ecart type :**	23,20	0,51		1343,61		313,77		17,08		0,36	
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	43,16	2,88		31,65		43,67		37,45		13,80	

Tableau 69 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage fermées (suite)

Essai	Etape	Tf (°C)		Ta (°C)		Rendement théorique (%)		Puissance appareil (kW)		Débit fumées humides (Nm3/h)		Masse bois
		Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	(kg)
	Total :	242,05	26,70	24,65	5,20	74,54	42,85	9,4	72,54	63,5	32,5	7,6
SF-1	allumage :	149,86	13,70	23,25	2,82	35,42	109,94	6,7	82,09	146,1	71,1	
	comb vive :	301,36	5,13	25,05	5,06	70,57	5,97	12,8	28,76	47,4	5,3	
	comb hétéro :	220,92	13,26	25,09	3,39	48,87	13,11	3,2	53,66	26,8	10,0	
	Total :	252,81	19,46	24,41	3,17	76,50	22,23	11,3	58,72	87,9	36,1	5,8
SF-2	allumage :	152,8	5,74	24,56	1,93	27,96	51,91	5,2	58,04	296,5	135,7	
	comb vive :	275,95	12,32	24,4	2,94	70,47	3,31	15,3	19,82	64,5	3,0	
	comb hétéro :	260,38	7,51	24,36	3,78	53,81	15,38	5,2	31,30	39,8	13,4	
	Total :	254,18	24,72	23,55	7,54	79,63	20,49	10,8	93,91	43,4	17,6	7,2
SF-3	allumage :	253,39	25,80	21,12	8,13	66,06	29,72	17,8	35,09	101,0	22,0	
	comb vive :	329,15	2,90	22,86	4,76	73,76	2,28	15,0	35,43	44,3	2,5	
	comb hétéro :	213,5	16,42	24,71	3,67	53,79	9,62	3,2	88,41	24,6	8,6	
	Total :	267,49	30,06	26,06	3,19	69,52	19,51	14,9	70,36	106,2	22,1	15,4
SF-4	allumage :	141,34	16,29	25,33	1,74	46,78	27,92	11,3	69,47	214,3	35,4	
	comb vive :	334,36	8,08	26,31	3,51	61,63	8,07	20,4	35,91	99,3	9,2	
	comb hétéro :	232,62	12,58	26,1	2,01	44,67	8,61	4,6	29,88	59,9	8,8	
	Moyenne :	**254,1**		**24,7**		**75,0**		**11,6**		**75,3**		**9,0**
Total	**Ecart type :**	10,43		1,04		4,24		2,35		27,52		4,34
	c.o.v (%) :	4,10		4,22		5,65		20,29		36,57		48,18
	Moyenne :	**174,3**		**23,6**		**44,1**		**10,3**		**189,5**		
Allumage :	**Ecart type :**	52,92		1,84		16,59		5,63		85,21		
	c.o.v (%) :	30,35		7,82		37,65		54,84		44,97		
	Moyenne :	**310,2**		**24,7**		**69,1**		**15,9**		**63,9**		
Combustion	**Ecart type :**	27,04		1,44		5,21		3,22		25,21		
vive :	**c.o.v (%) :**	8,72		5,82		7,54		20,24		39,46		
	Moyenne :	**231,9**		**25,1**		**50,3**		**4,1**		**37,8**		
Combustion	**Ecart type :**	20,58		0,75		4,41		1,02		16,21		
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	8,88		3,00		8,76		25,04		42,88		

Tableau 70 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début

Essai	Etape	Durée (min)	O_2 (%)		CO (ppm)		PM (mg/m^3)		NO (ppm)		CO_2 (ppm)	
			Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)
SOD-1	Total :	172	15,64	18,84	3924,66	51,23	313,95	76,91	44,82	14,65	3,93	49,27
	allumage :	8	14,09	27,20	5350,5	48,29	685,96	118,34	35,24	30,05	5,02	57,48
	comb vive :	60	12,78	4,73	1764,32	32,49	231,07	18,64	48,89	7,43	6,03	7,35
	comb hétéro :	104	17,42	8,29	5078,37	26,45	334,71	54,32	43,16	13,97	2,62	40,37
SOD-2	Total :	122	14,8	22,94	2778,34	73,25	227,64	63,14	43,02	18,38	4,54	54,91
	allumage :	6	14,47	26,57	5059,97	68,24	363,91	112,64	35,6	44,96	4,74	61,27
	comb vive :	30	9,93	12,23	766,55	70,44	97,33	4,09	40,23	14,27	8,12	10,97
	comb hétéro :	86	16,55	11,14	3322	50,70	263,7	35,36	44,56	15,87	3,26	41,45
SOD-3	Total :	137	15,36	19,14	3496,41	75,75	672,17	59,62	63,16	7,26	5,45	52,17
	allumage :	8	9,82	15,75	10589,32	37,30	237,79	7,21	55,55	23,03	10,81	13,84
	comb vive :	53	12,89	10,96	1689,84	47,63	295,51	19,87	63,64	4,81	7,84	16,16
	comb hétéro :	76	17,67	6,51	4009,63	41,69	980,57	27,47	63,63	4,64	3,22	34,50
SOD-4	Total :	138	15,18	21,36	2996,05	92,90	711,5	61,65	62,14	13,13	5,63	55,67
	allumage :	5	8,99	15,22	10305,74	38,46	307,59	20,10	63,64	18,24	11,61	11,41
	comb vive :	49	12,12	14,40	1786,19	58,73	287,12	23,59	65,3	7,99	8,59	19,65
	comb hétéro :	84	17,43	7,21	2962,63	74,23	980,76	36,21	60,28	14,21	3,45	35,17
Total	**Moyenne :**	**142,3**	**15,2**		**3298,9**		**481,3**		**53,3**		**4,9**	
	Ecart type :	21,14	0,35		514,23		246,15		10,85		0,80	
	c.o.v (%) :	14,86	2,31		15,59		51,14		20,36		16,31	
Allumage :	**Moyenne :**	**6,8**	**11,8**		**7826,4**		**398,8**		**47,5**		**8,0**	
	Ecart type :	1,50	2,84		3031,18		198,26		14,34		3,67	
	c.o.v (%) :	22,22	23,97		38,73		49,71		30,19		45,63	
Combustion vive :	**Moyenne :**	**48,0**	**11,9**		**1501,7**		**227,8**		**54,5**		**7,6**	
	Ecart type :	12,83	1,38		491,85		91,54		12,05		1,12	
	c.o.v (%) :	26,73	11,53		32,75		40,19		22,10		14,65	
Combustion hétérogène :	**Moyenne :**	**87,5**	**17,3**		**3843,2**		**639,9**		**52,9**		**3,1**	
	Ecart type :	11,82	0,49		931,02		394,51		10,55		0,36	
	c.o.v (%) :	13,51	2,85		24,23		61,65		19,94		11,45	

Tableau 71 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début (suite)

Essai	Etape	Tf (°C)		Ta (°C)		Rendement théorique (%)		Puissance appareil (kW)		Débit fumées humides (Nm3/h)		Masse bois (kg)
		Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	
SOD-1	Total :	257,37	22,11	24,17	1,81	75,79	18,38	9,3	85,08	40,0	113,7	7,2
	allumage :	218,89	23,27	24,14	1,47	63,55	45,65	16,4	45,65	143,4	122,4	
	comb vive :	316,19	4,44	24,02	1,62	71,61	3,17	15,1	18,64	51,0	18,7	
	comb hétéro :	225,93	19,53	24,26	1,84	54,15	9,99	4,0	79,35	26,0	36,1	
SOD-2	Total :	287,59	19,40	25,09	1,94	77,49	18,82	12,1	91,65	39,9	58,0	6,3
	allumage :	236,99	17,84	24,97	0,75	71,63	13,53	24,1	14,47	107,3	51,0	
	comb vive :	351,31	3,28	25,04	1,50	76,05	3,12	22,7	17,40	54,4	8,2	
	comb hétéro :	268,77	18,39	25,11	2,12	55,27	14,04	5,7	86,62	30,7	38,6	
SOD-3	Total :	318,32	25,10	26,78	6,54	67,38	21,58	17,9	98,68	76,7	54,5	15,1
	allumage :	351,66	12,27	23,06	1,40	64,60	4,38	49,4	7,70	143,4	11,8	
	comb vive :	398,85	6,01	25,72	4,40	60,59	4,87	27,9	34,06	112,7	22,5	
	comb hétéro :	258,66	20,12	27,91	3,75	41,57	13,90	4,9	86,52	45,0	38,9	
SOD-4	Total :	329,16	27,66	28,35	4,59	69,49	17,16	20,4	104,54	74,6	59,6	15,4
	allumage :	386,92	13,54	26,49	0,80	65,53	3,70	55,1	6,50	149,8	15,8	
	comb vive :	427,44	7,06	29,1	3,42	62,00	3,93	32,4	32,02	117,5	12,4	
	comb hétéro :	270,19	22,72	28,11	4,43	46,78	12,38	5,5	90,52	44,1	55,2	
Total	**Moyenne :**	**298,1**		**26,1**		**72,5**		**14,9**		**57,8**		**11,0**
	Ecart type :	32,37		1,85		4,86		5,11		20,63		4,92
	c.o.v (%) :	10,86		7,09		6,71		34,32		35,69		44,75
Allumage :	**Moyenne :**	**298,6**		**24,7**		**66,3**		**36,2**		**136,0**		
	Ecart type :	83,20		1,45		3,63		18,85		19,38		
	c.o.v (%) :	27,86		5,86		5,47		52,03		14,26		
Combustion vive :	**Moyenne :**	**373,4**		**26,0**		**67,6**		**24,5**		**83,9**		
	Ecart type :	49,43		2,20		7,48		7,46		36,13		
	c.o.v (%) :	13,24		8,47		11,07		30,38		43,06		
Combustion hétérogène :	**Moyenne :**	**255,9**		**26,3**		**49,4**		**5,0**		**36,4**		
	Ecart type :	20,62		1,95		6,46		0,78		9,57		
	c.o.v (%) :	8,06		7,41		13,07		15,46		26,26		

Tableau 72 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début et à la fin

Essai	Etape	Durée (min)	O_2 (%)		CO (ppm)		PM (mg/m^3)		NO (ppm)		CO_2 (ppm)	
			Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)
	Total :	113	12,22	27,49	1906,79	115,17	203,09	41,30	40,92	24,20	8,49	38,25
SODF-1	allumage :	3	10,61	26,94	7616,53	65,71	244,72	37,16	30,44	16,17	10,05	27,48
	comb vive :	31	7,54	8,43	2732,58	68,37	120,2	9,11	40,69	4,91	13,01	4,73
	comb hétéro :	79	14,04	13,98	1409,93	126,11	233,01	33,45	41,34	27,82	6,73	28,18
	Total :	129	13,28	23,94	3090,57	128,00	405,99	128,60	65,42	18,80	7,46	41,38
SODF-2	allumage :	3	13,55	40,05	9966,74	50,94	2230,98	107,86	79,26	26,01	6,99	79,00
	comb vive :	27	8,6	7,82	3680,3	81,19	170,36	18,31	64,38	10,92	11,99	5,42
	comb hétéro :	99	14,59	14,26	2687,73	145,81	408,75	47,09	65,23	19,66	6,2	32,42
	Total :	76	15,33	14,84	2682,12	100,22	705,2	40,19	63,97	10,67	5,48	40,08
SODF-3	allumage :	5	10,74	20,57	5557,7	90,85	507,49	54,02	58,87	17,70	9,92	21,52
	comb vive :	17	12,9	7,31	1138,91	20,69	415,23	12,18	59,91	2,61	7,83	11,61
	comb hétéro :	54	16,52	6,92	2906,45	86,47	815,69	30,81	65,73	10,14	4,33	25,56
	Total :	71	14,83	16,25	2696,85	124,55	624,32	41,39	62,71	14,80	5,96	39,08
SODF-4	allumage :	3	11,31	23,46	6434,06	54,03	592,73	106,27	51,97	24,31	9,37	27,36
	comb vive :	25	12,47	9,41	1552,97	43,96	403,68	16,60	60,26	8,91	8,25	13,74
	comb hétéro :	43	16,54	6,24	3075,41	128,81	759,3	23,15	65,07	15,10	4,31	23,15
	Total :	72	15,12	17,54	3088,37	137,58	629,1	39,90	69,9	21,37	5,68	45,15
SODF-5	allumage :	3	10,75	18,72	6611,85	77,79	517,42	29,60	58,7	15,79	9,91	19,61
	comb vive :	15	11,27	9,88	1599,02	46,08	378,01	12,00	62,87	6,78	9,41	11,44
	comb hétéro :	54	16,43	8,63	3351,12	138,31	705,87	34,07	72,42	22,36	4,42	31,01
	Moyenne :	**92,2**	**14,2**		**2692,9**		**513,5**		**60,6**		**6,6**	
Total	**Ecart type :**	26,96	1,35		482,87		206,34		11,32		1,31	
	c.o.v (%) :	29,24	9,53		17,93		40,18		18,69		19,74	
	Moyenne :	**3,4**	**11,4**		**7237,4**		**818,7**		**55,8**		**9,2**	
Allumage :	**Ecart type :**	0,89	1,24		1691,97		800,42		17,51		1,29	
	c.o.v (%) :	26,31	10,85		23,38		97,77		31,35		13,94	
	Moyenne :	**23,0**	**10,6**		**2140,8**		**297,5**		**57,6**		**10,1**	
Combustion	**Ecart type :**	6,78	2,38		1044,40		140,73		9,64		2,30	
vive :	**c.o.v (%) :**	29,49	22,51		48,79		47,30		16,74		22,74	
	Moyenne :	**65,8**	**15,6**		**2686,1**		**584,5**		**62,0**		**5,2**	
Combustion	**Ecart type :**	22,77	1,21		753,49		251,58		11,93		1,17	
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	34,61	7,75		28,05		43,04		19,25		22,56	

Tableau 73 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début et à la fin (suite)

Essai	Etape	Tf (°C)		Ta (°C)		Rendement théorique (%)		Puissance appareil (kW)		Débit fumées humides (Nm3/h)		Masse bois (kg)
		Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	
SODF-1	Total :	385,66	20,17	25,15	4,78	78,14	10,40	20,3	76,53	64,1	45,1	14,9
	allumage :	299,61	15,30	23,18	0,91	70,46	6,82	50,3	7,18	128,8	11,1	
	comb vive :	485,94	7,64	24,93	4,28	68,46	1,45	41,2	12,35	95,6	12,6	
	comb hétéro :	350,61	14,77	25,29	4,75	60,81	10,64	11,7	70,74	50,7	42,1	
SODF-2	Total :	363,03	19,48	18,8	6,22	75,24	23,20	18,1	94,64	66,2	71,3	15,3
	allumage :	229,54	22,49	17,21	2,30	36,95	123,05	3,4	92,67	18,8	83,5	
	comb vive :	448,72	9,95	18,68	6,46	67,25	1,45	32,0	56,12	82,0	58,5	
	comb hétéro :	343,55	15,60	18,89	6,01	55,11	19,96	14,5	102,87	63,3	72,8	
SODF-3	Total :	328,55	12,10	26,36	3,56	70,89	21,30	14,9	88,30	83,4	40,3	7,7
	allumage :	336,24	10,94	24,14	0,63	73,36	4,55	46,7	8,01	133,5	14,7	
	comb vive :	387,05	1,55	25,41	3,29	66,69	4,36	29,5	22,68	114,4	8,9	
	comb hétéro :	309,24	8,10	26,86	0,59	51,13	20,51	7,4	50,45	69,0	40,7	
SODF-4	Total :	343,39	12,54	28,12	2,43	72,93	19,94	16,5	85,84	80,3	42,7	7,8
	allumage :	307,12	12,83	26,58	0,49	73,69	5,89	49,7	7,19	152,8	36,8	
	comb vive :	394,63	3,10	27,66	3,30	67,27	4,99	28,9	31,29	104,6	14,7	
	comb hétéro :	315,64	6,70	28,53	0,77	50,57	18,49	6,5	44,05	60,0	34,1	
SODF-5	Total :	352,82	14,76	29,88	2,44	71,72	27,38	15,2	108,06	73,5	56,1	7,4
	allumage :	326,39	10,10	28,17	0,53	73,84	5,83	56,7	7,26	156,4	6,8	
	comb vive :	425,02	2,76	29,25	2,25	68,81	4,32	38,5	21,51	123,3	7,9	
	comb hétéro :	333,44	12,10	30,14	1,70	47,52	26,26	6,8	94,97	55,8	54,0	
Total	**Moyenne :**	**354,7**		**25,7**		**73,8**		**17,0**		**73,5**		**10,6**
	Ecart type :	21,47		4,23		2,94		2,25		8,43		4,09
	c.o.v (%) :	6,05		16,49		3,98		13,21		11,47		38,56
Allumage :	**Moyenne :**	**299,8**		**23,9**		**65,7**		**41,4**		**118,0**		
	Ecart type :	41,91		4,21		16,11		21,51		56,75		
	c.o.v (%) :	13,98		17,63		24,53		52,01		48,08		
Combustion vive :	**Moyenne :**	**428,3**		**25,2**		**67,7**		**34,0**		**104,0**		
	Ecart type :	40,58		4,03		0,90		5,55		16,07		
	c.o.v (%) :	9,47		16,02		1,32		16,31		15,46		
Combustion hétérogène :	**Moyenne :**	**330,5**		**25,9**		**53,0**		**9,4**		**59,8**		
	Ecart type :	17,72		4,34		5,12		3,55		7,02		
	c.o.v (%) :	5,36		16,73		9,66		37,93		11,75		

Tableau 74 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début pour un fonctionnement en allure réduite

Essai	Etape	Durée (min)	O_2 (%)		CO (ppm)		PM (mg/m^3)		NO (ppm)		CO_2 (ppm)	
			Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)
	Total :	602	16,85	16,51	4005,8	90,31	441,68	79,73	56,02	95,95	3,04	67,15
SODF-V1	allumage :	58	17,76	7,85	13972,76	22,79	1295,85	25,12	208,4	29,02	2,37	43,49
	comb vive :	135	12,62	10,10	1393,5	35,21	143,73	9,49	47,97	14,30	6,14	15,22
	comb hétéro :	409	18,38	6,70	344,87	33,64	431,92	41,37	36,54	16,83	1,92	47,08
	Total :	600	17,62	18,11	3494,89	39,61	2578,96	86,67	21,47	73,39	2,37	102,74
SODF-V2	allumage :	41	15,39	14,87	6473,76	44,57	740,68	62,19	62,71	32,69	4,01	42,62
	comb vive :	88	11,06	10,64	2404,81	41,30	408,48	12,63	27,3	13,57	7,29	11,84
	comb hétéro :	471	19,03	7,04	3430,61	20,40	3144,26	70,04	16,68	57,57	1,31	86,42
	Total :	481	18,52	5,32	4361,49	45,63	725,54	56,01	54,37	46,69	1,81	40,75
SODF-V3	allumage :	22	18,56	8,82	9067,07	62,56	1523,54	77,40	96,36	69,24	1,73	73,69
	comb vive :	150	17,43	4,34	4838,05	53,47	404,83	27,52	74,17	35,94	2,62	21,18
	comb hétéro :	309	19,06	2,86	4130,4	38,10	881,05	46,12	44,77	40,59	1,42	30,19
	Moyenne :	**561,0**	**17,7**		**3954,1**		**1248,7**		**44,0**		**2,4**	
Total	**Ecart type :**	69,29	0,84		435,61		1160,73		19,49		0,62	
	c.o.v (%) :	12,35	4,73		11,02		92,95		44,34		25,59	
	Moyenne :	**40,3**	**17,2**		**9837,9**		**1186,7**		**122,5**		**2,7**	
Allumage :	**Ecart type :**	18,01	1,65		3808,46		402,68		76,28		1,18	
	c.o.v (%) :	44,65	9,56		38,71		33,93		62,27		43,50	
	Moyenne :	**124,3**	**13,7**		**2878,8**		**319,0**		**49,8**		**5,4**	
Combustion	**Ecart type :**	32,35	3,32		1770,51		151,81		23,49		2,43	
vive :	**c.o.v (%) :**	26,02	24,23		61,50		47,59		47,15		45,48	
	Moyenne :	**396,3**	**18,8**		**2635,3**		**1485,7**		**32,7**		**1,6**	
Combustion	**Ecart type :**	81,74	0,38		2014,19		1453,77		14,44		0,33	
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	20,62	2,04		76,43		97,85		44,21		20,98	

Tableau 75 : Données des essais de combustion du foyer à sole avec les grilles de décendrage ouvertes au début pour un fonctionnement en allure réduite (suite)

Essai	Etape	Tf (°C)		Ta (°C)		Puissance apparei	Rendement (%)		Masse (kg)
		Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	c.o.v. (%)	Moyenne	Moyenne	c.o.v. (%)	
	Total :	192,97	37,03	29,01	6,40	4,63	67,0	12,28	15,0
SODF-V1	allumage :	141,13	13,66	25,01	3,77		72,8	12,61	
	comb vive :	299,72	6,34	2977	5,60		75,8	3,55	
	comb hétéro :	158,67	25,34	29,31	4,02		62,7	9,40	
	Total :	167,42	46,68	29,18	4,92	3,61	51,4	55,35	15,2
SODF-V2	allumage :	225,27	13,59	25,58	5,43		68,7	24,28	
	comb vive :	311,87	4,02	29,6	3,79		78,5	2,44	
	comb hétéro :	135,27	36,47	29,4	3,63		44,8	63,08	
	Total :	107,29	19,94	28,56	2,48	6,94	75,9	10,99	15,9
SODF-V3	allumage :	95,74	16,25	24,22	6,85		66,4	39,78	
	comb vive :	130,78	10,75	28,42	2,79		79,4	3,31	
	comb hétéro :	95,89	14,24	28,62	2,28		74,2	12,88	
	Moyenne :	**155,9**		**28,9**		**5,1**	**64,8**		**15,4**
Total	**Ecart type :**	43,99		0,32		1,71	12,39		0,47
	c.o.v (%) :	28,22		1,11		33,72	19,12		3,08
	Moyenne :	**154,0**		**24,9**			**69,3**		
Allumage :	**Ecart type :**	65,72		0,68			3,24		
	c.o.v (%) :	42,66		2,74			4,67		
	Moyenne :	**247,5**		**1011,7**			**77,9**		
Combustion	**Ecart type :**	101,23		1702,02			1,84		
vive :	**c.o.v (%) :**	40,91		168,24			2,37		
	Moyenne :	**129,9**		**29,1**			**60,6**		
Combustion	**Ecart type :**	31,73		0,43			14,80		
hétérogène :	**c.o.v (%) :**	24,42		1,47			24,44		

Annexe 3 : Tables de résultats des essais de chauffage micro-ondes et de régénération

Essais de chauffage du lit filtrant

Tableau 76 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de chauffage du lit

N°	Ig (mA)	Durée (min)	Vitesse billes (m/s)	Ta1 ini (°C)	Ta2 ini (°C)	Tb ini (°C)	Ta2 max (°C)	Tb max (°C)	Tpitot (°C)	Tp ini (°C)	Tp max (°C)
Z1-1	200	10	0,64	259,9	249,6	250,1	325,7	346,8	289,5	218,4	249,6
Z1-2	200	10	0,64	264,3	254,6	254,8	332,2	355,2	290,1	225,4	256,0
Z2-1	200	15	0,66	256,0	250,0	252,7	325,8	353,5	255,9	227,3	263,2
Z2-2	200	15	0,67	251,6	247,0	249,7	325,5	353,0	265,2	235,7	266,7
Z3-1	300	10	0,66	249,9	242,6	244,1	366,0	401,3	258,2	226,7	277,3
Z3-2	300	10	0,67	252,0	250,9	255,7	366,0	402,0	265,1	240,5	282,4
Z4-2	300	15	0,66	252,1	251,4	256,7	366,2	404,1	263,0	246,9	293,0
Z5-1	200	10	0,65	309,7	297,9	300,0	379,5	401,8	315,5	261,7	300,4
Z5-2	200	10	0,64	304,8	295,9	299,4	377,4	401,0	330,5	270,4	303,7
Z5-01	200	10	0,67	303,3	298,0	302,6	360,9	377,4	330,5	279,2	298,4
Z6-1	200	15	0,65	300,4	292,5	295,9	375,9	401,7	307,5	270,2	309,8
Z6-2	200	15	0,66	302,9	289,3	289,5	377,5	400,7	354,7	248,0	300,8
Z6-3	200	15	0,68	303,7	295,7	298,6	367,5	389,8	351,3	275,4	304,8
Z6-4	200	15	0,66	299,4	288,7	289,5	364,8	385,8	350,3	263,4	297,4
Z6-01	200	15	0,66	302,3	294,6	296,7	364,5	382,4	324,4	275,6	305,2
Z7-3	300	10	0,65	308,8	298,7	301,3	426,1	465,1	315,9	271,9	331,3
Z7-4	300	10	0,68	304,7	292,2	292,7	425,5	465,4	353,0	260,4	323,0
Z7-01	300	10	0,67	305,8	301,6	302,5	399,8	423,4	324,7	285,3	322,0
Z8-1	300	15	0,66	301,8	299,9	306,4	419,8	456,4	300,8	291,1	341,5
Z8-2	300	15	0,68	299,6	291,4	293,8	407,0	442,6	316,0	272,8	327,9
Z8-01	300	15	0,65	308,6	294,2	291,0	403,0	431,9	323,6	261,1	327,0
Z9-1	200	10	1,03	250,7	246,9	249,6	300,2	327,2	277,6	232,0	254,1
Z9-2	200	10	0,99	248,7	244,6	245,8	293,5	317,9	248,3	217,3	241,9
Z10-1	200	15	1,03	252,6	249,7	253,1	300,3	327,8	286,1	238,8	262,4
Z10-2	200	15	1,03	252,4	248,6	251,2	303,9	331,9	282,3	233,7	262,4
Z11-1	300	10	1,00	251,7	246,4	247,7	333,2	373,4	291,6	223,0	269,0
Z11-2	300	10	1,04	252,2	248,7	252,0	335,0	377,1	286,2	236,4	275,8
Z12-1	300	15	0,98	252,3	246,2	247,0	345,3	388,3	286,4	210,7	274,4
Z12-2	300	15	0,99	250,7	246,2	248,1	324,4	367,5	259,2	222,9	272,1
Z13-1	200	10	0,99	308,1	300,8	303,0	357,5	381,2	365,4	267,6	298,7
Z13-2	200	10	0,99	307,9	301,2	303,8	353,6	378,3	352,1	271,9	300,2
Z13-01	200	10	1,01	306,9	302,5	305,4	355,1	375,7	321,7	283,6	305,3
Z14-1	200	15	1,00	307,0	300,5	303,3	353,1	377,0	347,3	272,3	304,1
Z14-2	200	15	0,99	308,2	300,2	302,2	352,6	375,2	362,9	271,6	302,8
Z14-01	200	15	0,98	305,5	299,2	301,4	351,1	373,8	320,1	279,9	307,7
Z15-2	300	10	1,00	304,8	298,5	301,1	395,3	436,9	333,1	278,8	328,8
Z15-3	300	10	1,02	307,7	299,9	301,3	395,7	436,1	340,3	273,1	325,9
Z15-01	300	10	0,97	305,3	301,2	304,6	381,5	410,3	322,1	285,7	320,3
Z15-02	300	10	1,00	312,4	303,7	304,0	389,7	418,8	329,9	278,8	324,2
Z16-2	300	15	0,99	303,7	297,5	300,6	393,9	435,1	332,6	269,9	332,9
Z16-3	300	15	0,98	304,9	301,6	307,1	395,1	437,9	332,2	290,9	341,1
Z16-01	300	15	0,99	302,6	295,1	294,6	382,5	412,1	323,4	266,6	321,9
Z16-02	300	15	1,00	310,5	302,8	304,0	389,0	418,8	326,3	276,8	331,6
Y2-1	300	10	0,62	301,9	296,4	298,3	406,1	435,8	325,8	283,3	328,0
Y3-1	350	10	0,62	302,3	293,5	294,1	441,5	479,7	326,0	275,7	346,6
Y3-2	350	10	0,66	302,4	300,3	303,7	425,8	458,8	328,6	287,4	340,1
Y4-1	200	10	0,83	306,8	298,4	299,4	355,4	376,2	318,2	280,7	304,4
Y4-2	200	10	0,81	303,6	295,9	297,2	356,2	380,1	317,7	276,5	302,9
Y5-1	300	10	0,79	300,5	294,5	297,1	393,9	423,7	314,4	277,6	321,5
Y5-2	300	10	0,80	303,7	297,6	299,8	392,9	424,3	324,7	280,5	323,0
Y6-1	350	10	0,79	303,3	298,2	301,1	427,1	458,7	322,0	283,9	339,7
Y6-2	350	10	0,81	303,2	297,1	299,4	425,5	457,9	322,4	282,8	341,9
Y9-1	350	10	0,99	306,0	296,9	294,9	411,7	447,8	320,3	261,7	328,1
Y9-2	350	10	1,03	306,8	301,2	303,0	410,3	446,4	320,3	279,3	337,6
YY3	350	15	0,66	295,1	285,6	285,1	423,0	459,3	316,1	264,3	344,2
YY6	350	15	0,79	305,2	295,1	294,0	431,3	466,0	348,8	268,3	350,0
YY9	350	15	1,02	307,0	301,7	303,4	408,5	443,2	318,2	284,3	347,4

Tableau 77 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de chauffage du lit (suite)

N°	Variation Tbilles (°C)	Variation Tparoi (°C)	P émise (W)	P refléchie (W)	P absorbée (W)	Tbilles mesurée (°C)	Pabsorbée calculée (W)	Tbilles calculée (°C)	Pabsorbée mesurée (W)
Z1-1	96,7	31,2	436,5	84,7	263,9	346,8	207,5	373,2	263,9
Z1-2	100,4	30,6	444,9	85,5	269,6	355,2	213,5	381,6	269,6
Z2-1	100,8	35,9	454,2	80,5	280,3	353,5	234,9	373,5	280,3
Z2-2	103,3	31,0	458,6	79,5	284,3	353,0	240,6	372,3	284,3
Z3-1	157,2	50,6	745,4	106,5	479,2	401,3	362,8	452,2	479,2
Z3-2	146,3	41,9	745,8	111,4	475,8	402,0	335,7	465,1	475,8
Z4-2	147,4	46,1	736,0	119,8	462,2	404,1	337,8	460,3	462,2
Z5-1	101,8	38,7	459,6	163,5	222,1	401,8	213,1	406,2	222,1
Z5-2	101,6	33,3	470,8	150,0	240,6	401,0	205,5	418,9	240,6
Z5-01	74,8	19,2	444,1	74,1	277,5	377,4	160,2	435,5	277,5
Z6-1	105,8	39,6	464,1	238,9	168,9	401,7	223,4	375,1	168,9
Z6-2	111,2	52,8	461,9	228,3	175,2	400,7	220,7	377,7	175,2
Z6-3	91,2	29,4	451,7	170,3	211,1	389,8	187,2	401,8	211,1
Z6-4	96,3	34,0	449,8	199,1	188,0	385,8	189,6	385,0	188,0
Z6-01	85,7	29,6	460,7	77,5	287,4	382,4	177,0	437,2	287,4
Z7-3	163,8	59,4	731,6	169,3	421,7	465,1	339,9	505,1	421,7
Z7-4	172,7	62,6	768,1	183,4	438,5	465,4	351,8	508,1	438,5
Z7-01	120,9	36,7	730,3	113,7	462,5	423,4	247,7	529,0	462,5
Z8-1	150,0	50,4	755,7	144,4	458,5	456,4	322,9	522,1	458,5
Z8-2	148,8	55,1	763,9	175,7	441,2	442,6	318,8	500,6	441,2
Z8-01	140,9	65,9	758,3	108,3	487,5	431,9	280,5	533,5	487,5
Z9-1	77,6	22,1	450,0	87,2	272,1	327,2	271,5	327,4	272,1
Z9-2	72,1	24,6	449,9	91,9	268,5	317,9	253,8	322,1	268,5
Z10-1	74,7	23,6	452,3	92,1	270,2	327,8	259,6	331,0	270,2
Z10-2	80,7	28,7	460,9	89,4	278,6	331,9	281,1	331,2	278,6
Z11-1	125,7	46,0	745,8	109,6	477,2	373,4	410,5	394,0	477,2
Z11-2	125,1	39,4	758,2	125,7	474,4	377,1	430,2	390,3	474,4
Z12-1	141,3	63,7	749,8	81,8	501,0	388,3	455,9	402,4	501,0
Z12-2	119,4	49,2	730,8	110,3	465,4	367,5	409,0	384,2	465,4
Z13-1	78,2	31,1	443,4	196,8	185,0	381,2	227,8	366,1	185,0
Z13-2	74,5	28,3	450,0	226,6	167,6	378,3	223,1	359,1	167,6
Z13-01	70,3	21,7	457,3	76,0	286,0	375,7	225,8	395,2	286,0
Z14-1	73,7	31,8	463,6	236,0	170,7	377,0	224,5	358,7	170,7
Z14-2	73,0	31,2	454,9	219,9	176,3	375,2	214,5	361,8	176,3
Z14-01	72,4	27,8	462,4	81,4	285,8	373,8	225,0	394,0	285,8
Z15-2	135,8	50,0	758,8	173,3	439,1	436,9	417,5	444,1	439,1
Z15-3	134,8	52,8	752,9	174,2	434,0	436,1	415,5	442,2	434,0
Z15-01	105,7	34,6	733,1	113,9	464,4	410,3	322,8	458,1	464,4
Z15-02	114,8	45,4	737,0	121,3	461,8	418,8	352,4	454,5	461,8
Z16-2	134,5	63,0	745,8	163,8	436,5	435,1	411,7	443,4	436,5
Z16-3	130,8	50,2	736,0	165,1	428,2	437,9	399,4	447,7	428,2
Z16-01	117,5	55,3	750,1	112,7	478,1	412,1	356,3	452,1	478,1
Z16-02	114,8	54,8	757,8	111,1	485,0	418,8	353,3	462,0	485,0
Y2-1	137,5	44,7	745,8	119,6	469,7	435,8	262,0	546,3	469,7
Y3-1	185,6	70,9	930,1	133,6	597,4	479,7	353,5	608,1	597,4
Y3-2	155,1	52,7	911,9	152,8	569,3	458,8	312,1	589,4	569,3
Y4-1	76,8	23,7	465,9	79,1	290,1	376,2	200,2	411,2	290,1
Y4-2	82,9	26,4	463,0	60,5	301,9	380,1	211,0	416,4	301,9
Y5-1	126,6	43,9	746,0	116,1	472,4	423,7	316,1	487,6	472,4
Y5-2	124,5	42,5	741,2	115,9	469,0	424,3	310,7	488,8	469,0
Y6-1	157,6	55,8	920,4	124,4	597,0	458,7	385,0	547,1	597,0
Y6-2	158,5	59,1	927,5	141,6	589,4	457,9	399,0	534,6	589,4
Y9-1	152,9	66,4	923,5	117,9	604,2	447,8	464,7	493,1	604,2
Y9-2	143,4	58,3	923,7	123,7	600,0	446,4	459,5	490,8	600,0
YY3	174,2	79,9	905,5	140,2	574,0	459,3	358,0	564,1	574,0
YY6	172,0	81,7	927,2	146,9	585,2	466,0	402,5	543,6	585,2
YY9	139,8	63,1	932,2	126,3	604,4	443,2	442,8	494,9	604,4

Essais de régénération du lit filtrant

Tableau 78 : Récapitulatif des données mesurées lors des essais de régénération du lit

N°	Ig (mA)	Durée (min)	Vitesse billes (m/s)	Ta1 ini (°C)	Ta2 ini (°C)	Tb ini (°C)	Tb max (°C)	Variation Tbilles (°C)	P émise (W)	P refléchie (W)	P absorbée (W)	Régénération (%)
F3	200	5	0,44	355	341	342	367	25	484	115	277	48
F6	250	5	0,44	359	337	331	381	50	615	138	358	77
F7	250	5	0,45	353	333	330	370	40	638	124	386	60
F8	250	5	0,43	352	319	331	364	33	622	128	370	71
F9	150	5	0,45	356	328	326	349	23	370	58	233	52
F10	150	5	0,41	351	333	335	351	16	382	78	228	21
F11	150	5	0,42	355	325	324	344	19	375	62	234	39
F12	150	10	0,45	357	327	328	355	27	390	60	247	98
F13	150	10	0,43	358	330	336	362	26	382	66	237	78
F14	150	10	0,46	356	328	326	351	25	394	99	221	85
F15	200	10	0,44	354	321	326	364	38	513	89	318	77
F16	200	10	0,43	358	345	346	369	23	489	70	314	74
F17	200	10	0,44	357	335	337	381	44	505	86	314	106
F18	250	10	0,44	351	329	331	379	48	635	103	399	96
F19	250	10	0,45	357	327	341	384	43	629	95	400	93
F20	250	10	0,44	353	332	339	383	44	628	84	409	104
F22	300	5	0,46	354	325	328	377	50	772	89	512	78
F23	300	5	0,44	353	335	332	370	38	772	124	486	99
F27	300	5	0,44	354	333	325	368	43	764	148	462	80
F24	300	10	0,42	352	332	330	375	45	788	128	495	88
F25	300	10	0,44	355	332	334	389	56	784	134	487	105
F26	300	10	0,43	353	324	332	389	57	778	111	500	103
I1	250	20	0,80	260	245	249	348	99	572	337	177	90

Références bibliographiques

ADEME / *Enquête annuelle des ventes d'appareils domestiques de chauffage au bois et de cheminées ouvertes, pour 2003 et 2004 - Synthèse* – Rapport ADEME, avril 2005, 18 p.

Allemand N. / *Estimation des polluants liés à la combustion du bois en France* – Rapport d'étude du CITEPA, code CITEPA 511, mars 2003, 112 p.

ARBOLOR / *Le bois matériau d'ingénierie* – Ed. ARBOLOR, ISBN 2-907086-07-3, Nancy, 1994, 433 p.

Bhattacharya S.C., Albina D.O.,& Khaing A.M. / *Effects of selected parameters on performance and emission of biomass-fired cookstoves* – Biomass & Energy, 23, 2002, p.387-395

Barrefors G. & Petersson, G. / *Volatiles hydrocarbons from domestic wood burning* – Chemosphere, 30, 1995, p.1551-1556

Bauschlicher C.W. & Ricca A. / *Mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) growth* – Chemical Physics Letters, 326, 2000, p.283-287

Baxter L.L., Miles T.R., Miles T.R. Jr., Jenkins B.M., Mlne T., Dayton, D. Bryers R.W. & Oden L.L. / *The behavior of inorganic material in biomass-fired power boilers : field and laboratory experiences* – Fuel Processing Technology, 54, 1998, p.47-78

Bernard C. / *Caractérisation et optimisation de la combustion de bois fragmenté en chaufferie automatique* – Thèse de doctorat de l'université Henry Poincaré, Nancy, 2005, 195 p.

Bert C. & Berteaud A.J. / *Dispositif d'élimination des particules carbonées contenues dans les gaz d'échappement de moteurs thermiques* – Office Européen des Brevets EP 0 412 019, 1990

Bicocchi S. & Antonini G. / *Les polluants et les techniques d'épuration des fumées – Cas des unités de destruction thermique des déchets* – Etat de l'art – Technique & Documentation, 1998, 188 p.

Biobib / *A database for biofuels* – University of Tehcnology Vienna, Institute of Chemical Engineering, Fuel and Environmental Technology, http://www.vt.tuwien.ac.at/Biobib/biobib.html, consulté en février 2006

Bodineau L. / *Bois-énergie et dioxines* / Note n°1 – Rapport ADEME, septembre 2004, 5 p.

Braun-Fahrländer C. / *Health effects of aerosols : what is the epidemiologic evidence ?* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.11-18

Brunner T., Obernberger I., Jöller M., Arich A. & Pölt P. / *Behaviour of ash forming compounds in biomass furnaces – Measurement and analyses of aerosols formed during fixed-bed biomass combustion* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.75-80

BTG – Biomass Technology Group / *Tar & Tar removal* – http://www.btgworld.com/technologies/tar-removal.html, 2003

Chagger H.K., Kendall A., McDonald A., Pourkashanian M.& Williams A. / *Formation of dioxins and other semi-volatile organic compounds in biomass combustion* – Applied Energy, 60, 1998, p.101-114

Collet S. / *Emissions liées à la combustion du bois par les foyers domestiques* – Rapport INERIS, mai 2002, 70 p.

Communautés Européennes / *Proposition de décision du conseil approuvant l'adhésion, au nom de la Communauté européenne, au Protocole à la Convention de 1979 sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance relatif à la réduction de l'acidification de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique* – Communication de la Commission des Communautés Européennes, COM(2002) 44 final, 2002/0035 (CNS), 01.2002, 75 p.

Communautés Européennes / *Le programme "Air pur pour l'Europe" (CAFE) : Vers une stratégie thématique de la qualité de l'air* – Communication de la Commission des Communautés Européennes, COM(2001) 245 final, 05.2001, 16 p.

Communautés Européennes / *Directive 1999/13/CE du Conseil relative à la réduction des émissions de composés organiques volatils dues à l'utilisation de solvants organiques dans certaines activités et installations* – Journal Officiel des Communautés Européennes, 11.03.1999, 22 p.

Craighill J. / *Health effects of wood smoke* - Department of Ecology of Washington State, Air Quality Ptogram 1997

Dasch J.M. / *Particulate and gaseous emissions from wood-burning fireplaces* – Environmental Science & Technology, 16, 1982, p.639-645

Deglise X. & Donnot A. / *Bois énergie* – Techniques de l'Ingénieur, Génie Energétique, BE 8 535, juillet 2004, 28 p.

Dias B., Parienti R., Buffo E. et al. / *Dispositif de traitement des gaz d'échappement pour moteurs thermiques* – INPI Brevet FR 2 795 130

Erdmannsdörfer H. , Hummel J.D. / *Dispositif pour éviter la présence de suie dans les gaz d'échappement de moteurs à combustion interne* – INPI Brevet FR 2 485 623, 1981

Fernandes M.B., Skjemstad J.O., Johnson B.B., Wells J.D. & Brooks P. / *Characterization of carbonaceous combustion residues. I. Morphological, elemental and spectroscopic features* – Chemosphere, 51, 2003, p.785-795

Fernandes M.B. & Brooks P. / *Characterization of carbonaceous combustion residues. II. Nonpolar organic compounds* – Chemosphere, 53, 2003, p.447-458

Focant J.F. & De Pauw E. / *Les dioxines* – La Recherche, 323, 1999, p.84-87

Friesen U. / *Process and device for converting molecules in a fluid stream* – European Patent Office EP 0 469 237, 1992

Gaegauf C., Wieser U. & Macquat Y. / *Field investigation of nanoparticle emissions from various biomass combustion systems* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.81-85

Gaegauf C.K. & Wieser U. / *Biomass burner with low emissions of particulates* – Biomass for Bioenergy and Industry, Würzburg, Germany, 1998, p.1509-1511

Garner C.P. & Dent J.C. / *Apparatus and method for removing particulate matter from exhaust gases of an internal combustion engine* – Euopean Patent Office EP 0 356 040, 1989

Ghanem H., Roussy G., Thiebaut J.M. / *Méthode de mesure automatique et simultanée de la permittivité et de la perméabilité des solides en guide d'ondes* – L'Onde Electrique, novembre-décembre 1988, vol. 68, p.75 - 81

Grantz D.A., Garner J.H.B. & Johnson D.W. / *Ecological effects of particulate matter* – Environmental International, 29, 2003, p.213-239

Gulyurtlu I., Karunatatne D.G.G.P. & Cabrita I. / *The study of the effect of operating parameters on the PAH formation during the combustion of coconut shell in a fluidised bed* – Fuel, 82, 2003, p.215-223

Gwaze P., Schmid O., Annegarn H.J., Andrea M.O., Huth J. & Helas G. / *Comparaison of three fractal analysis applied to soot aggregates from wood combustion* – Journal of Aerosol Science, 2005 (Article in press)

Hamins G. / *Environmental Implications of Combustion Processes. Chapter 3 : Soot* – CRC Press, Boca Raton, FL, Puri, I.K., Editor(s), 1993, p.71-95

Hays M.D., Smith N.D., Kinsey J., Dong Y. & Kariker P. / *Polycyclic aromatic hydrocarbon size distributions in aerosols from appliances of residential wood combustion as determined by direct thermal desorption - GC/MS* – Journal of Aerosol Science, 34, 2003, p.1061-1084

Hedberg E., Kristensson A., Ohlsson M., Johansson C., Johansson P.A., Swietlicki E., Vesely V., Wideqvist U., & Westerholm R. / *Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in wood stove* – Atmospheric Environment, 36, 2002, p.4823-4837

Hirayama T., Takeuchi A., Miura Y. / *Equipment for trapping particulates in engine exhaust gas* – United States Patent US 4,662,911, 1987

Hook J.E. & Tiegs P.E. / *Residential wood combustion technology review – Volume 1. technical report & Volume 2. Appendices* – US-EPA, december 1998, 37 p.

Huang H. & Buenkens A. / *On the mechanisms of dioxin formation in combustion process* - Chemosphere, 31, 1995, p.4099-4117

Hübner C. & Boos R. / *In-field measurements of PCDD/F emissions from domestic heating appliances for solid fuels* – Chemosphere, 2004, Article in press

Hueglin C., Gaegauf C., Künzel S. & Burtscher H. / *Characterization of wood combustion particles : Morphology, mobility and photoelectric activity* – Environmental Science & Technology, 31, 1997, p.3439-3447

Hunsinger H., Jay K. & Vehlow J. / *Formation and destruction of PCDD/F inside a grate furnace* – Chemosphere, 46, 2002, p.1263-1272

Hustad J.E., Skreiberg Ø. & SØNJU O.K. / *Biomass combustion research and utilisation in IEA countries* – Biomass & Bioenergy, 1995, p.235-255

Hvild S.L., Hassing H., Salimi P. & Schmidt H. / *Particle deposition on heat exchanger tubes in biomass fired boilers* – 6° International Conference on Technologies and Combustion for a Clean Environment, juillet 2001, p.1287-1296

IFN – Inventaire Forestier National / Résultats de l'inventaire des forêts dressé par l'Institut Forestier National entre 1985 et 2001 disponibles sur le site de l'INF, consulté en janvier 2006: http://www.ifn.fr

INSERM / *Dioxines dans l'environnement : Quels risques pour la santé ?* – Editions INSERM, Paris, 2000, 406 p.

Jean O., Roussy G. / *Procédé et réacteur pour soumettre une matière à des ondes électromagnétiques* – Institut National de la Propriété Industrielle – Brevet FR 2 316 761, 1975

Jenkins B.M., Jones A.D., Turn S.Q. & Williams R.B. / *Particle concentrations, gas-particle partitioning and species intercorrelations for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) emitted during biomass burning* – Atmospheric Environment, 30, 1996, p.3825-3835

Johansson L.S. / *Characterisation of particle emissions from small-scale biomass combustion* – Thesis for the degree of licentiate of engineering, Chalmers University of Technology, Göteborg, Sweden, 2002, 53 p.

Johansson L.S., Tullin C., Leckner B. & Sjövall P. / *Particle emissions from biomass combustion in small combustors* – Biomass & Bioenergy, Volume 45, Issue 4, 2003, p. 425-446

Kaufmann H., Nussbaumer T., Baxter L. & Yang N. / *Deposit formation on a single cylinder during combustion of herbaceous biomass* – Fuel, 79, 2000, p.141-151

Khalfi A., Trouvé G., Delobel R. & Delfosse L. / *Correlation of CO and PAH emissions during laboratory-scale incineration of wood waste furniture* – Journal of Analytical & Applied Pyrolysis, 56, 2000, p.243-262

Khan F.I & Ghoshal A.Kr. / *Removal of volatile organic compounds from polluted air* – Journal of Loss Prevention in the Process Industries, 13, 2000, p.527-545

Köylü Ü.Ö., Faeth G.M., Farias T.L. & Carvalho M.G. / *Fractal and projected structure properties of soot aggregates* – Combustion & Flame, 100, 1995, p.621-633

Koziński J.A. & Saade R. / *Effect of biomass burning on the formation of soot particles and heavy hydrocarbons. An experimental study* – Fuel, 77, 1998, p.225-237

Latva-Sompi J., Kauppinen E.I., Valmari T., Ahonen P., Gurav A.S., Kodas T.T. & Johanson B. / *The ash formation during co-combustion of wood and sludge in industrial fluidized bed boilers* – Fuel Processing Technology, 54, 1998, p.79-94

Launhardt T. / *Formation of dioxins and PAH in domestic wood furnaces – Contamination of flue gas, ashes and chimney soot* – BioBase, 2000, http://btgs1.ct.utwente.nl/eeci/archive/biobase/B10528.html

Launhardt T. & Thoma H. / *Investigation on organic polluants from domestic heating system using various solid biofuels* – Chemosphere, 40, 2000, p.1149-1157

Lavric E.D., Konnov A.A & De Ruyck J. / *Dioxin levels in wood combustion - a review* – Biomass & Bioenergy, 26, 2004, p.115-145

Liljelind P., Unsworth J., Maaskant O. & Marklund S. / *Removal of dioxins and related aromatic hydrocarbons from flue gas streams by adsorption and catalytic destruction* – Chemosphere, 42, 2001, p.615-623

Lillieblad L., Strand M., Pagels J., Szpila E ., Swietlicki E., Sanati M. & Bohgard M. / *Investigation of aerosol formation and cleaning efficiency in commercially operated biomass fired boilers* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.65-68

Mastral A.M., Callén M.S. & Garcia T. / *Toxic organic emissions from coal combustion* – Fuel Processing Technology, 67, 2000, P.1-10

Mavrocorddatos D., Kaegi R. & Schmatlock V. / *Fractal analysis of wood combustion aggregates by contact mode atomic force microscopy* – Atmospheric Environment, 36, 2002, p.5653-5660

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

McGrath T.E., Chan W.G. & Hajaligol R. / *Low temperature mechanism for the formation of polycyclic aromatic hydrocarbons from the pyrolysis of cellulose* – Journal of Analytical & Applied Pyrolysis, 66, 2003, p.51-70

McKay G. / *Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (MSW) incineration : review* – Chemical Engineering Journal, 86, 2002, p.343-368

Michelin J., Barnabe J.P. / *Dispositif de dépollution des gaz d'échappement* – INPI Brevet FR 2 787 137, 1998

Mitchell P. & Frenklach M. / *Monte Carlo simulation of soot aggregation with simultaneous surface growth - Why primary particles appear spherical* – 27th Symposium (International) on Combustion / The Combustion Institute, 1998, p.1507-1514

Mohseni M. & Allen D.G. / *Biofiltration of mixtures of hydrophilic and hydrophobic volatile organic compounds* – Chemical Engineering Science, 55, 2000, p.1545-1558

Morawska L. & Zhang J.J. / *Combustion sources of particles. 1. Health relevance and source signatures* – Chemosphere, 49, 2002, p.1045-1058

Morf P, Hasler P & Nussbaumer T. / *Mechanisms and kinetics of homogeneous secondary reactions of tar from continuous pyrolysis of wood chips* – Fuel, 81, 2002, p.843-853

Mulholland G.W. / *Smoke production and properties* – DiNenno P.J. et al., Editors, SFPE Handbook of Fire Protection Engineering, 3nd Edition, Chapter 13, Section 2, 2002, p.2/-258-2/268

Nam K., Rodriguez W. & Kukor J.J. / *Enhanced degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by biodegradation combined with a modified Fenton reaction* – Chemosphere, 45, 2001, p.11-20

Nixford R. / *Filter and means for regeneration thereof* – United States Patent US 5,087,272, 1992

Nobue T., Fujiwara N. / *Filter regenerating apparatus and method for an internal combustion engine* – European Patent Office, EP 0 608 752, 1994

Nussbaumer T. / *Relevance of aerosols for the air quality in Switzerland* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.1-9

Obernberger I., Brunner T. & Jöller M. / *Characterisation and formation of aerosols and fly-ashes from fixed-bed biomass combustion* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.69-74

Ollivon M., Renevot G., Berteaud A.J. / *Dispositif d'élimination par micro-ondes des particules carbonées contenues dans les gaz d'échappement de moteurs thermiques* – Office Européen des Brevets EP 0 327 439, 1989

Olsson M., Kjällstrand J. & Petersson G. / *Specific chimney emissions and biofuel characteristics of softwood pellets for residential heating in Sweden* – Biomass & Bioenergy, 24, 2003, p.51-57

Osán J., Alföldy B., Török S. et al. / *Characterisation of wood combustion particles using electron probe microanalysis* – Atmospheric Environment, 36, 2002, p.2207-2214

Oser M., Nussbaumer T., Schweizer B., Mohr M. & Figi R. / *Influence on aerosol formation in an automatic wood furnace* – Aerosols from Biomass Combustion, International Seminar IEA Bioenergy Task 32, Zürich, Switzerland, 2001, p.59-64

Puschner H.A. / *Apparatus for eliminating the soot or the like from the exhaust gas of an internal-combustion engine* – European Patent Office EP 0 212 396, 1986

Puschner H.A., Fürtauer J. / *Device and process for separating soot or other impurities from the exhaust gases of an internal-combustion engine* – United States Patent US 4,825,651, 1989

Rabl A., Spadaro J.V. & McGayran P.D. / *Effets sur la santé de la pollution atmosphérique due aux incinérateurs : une perspective* – Déchets, Sciences & Technologies, 9, 1998, p.4-22

Renevot G., Berteaud A.J., Ollivon M. et al. / *Procédé d'élimination des particules carbonées contenues dans des gaz en circulation, notamment dans les gaz d'échappement de moteurs à allumage par compression* – Office Européen des Brevets EP 0 221 805, 1986

Rogaume Y. / *Production de chaleur à partir du bois - Combustible et appareils* – Techniques de l'Ingénieur, Génie Energétique, BE 8 747, avril 2005, 15 p.

Ross A.B., Jones J.M., Chaiklangmuang S., Pourkashanian M., Williams A., Kubica K., Andersson J.T., Kerst M., Canihelka P & Bartle K.D. / *Measurement and prediction of the emission of polluants from the combustion of coal and biomass in a fixed bed furnace* – Fuel, 81, 2002, p.571-582

Roussy G., Pearce J.A. / *Foundations and industrial applications of microwaves and radio frequency fields : Physical and chemical processes* – Chichester (England) : Wiley, 1995, 475 p.

Roussy G, Rochas J.F., Oberlin C. / *Chauffage diélectrique - Principes et spécificités* – Techniques de l'Ingénieur, Génie Electrique, D 5 940, août 2003-a, 11 p.

Roussy G, Rochas J.F., Oberlin C. / *Chauffage diélectrique - Technologies* – Techniques de l'Ingénieur, Génie Electrique, D 5 941, août 2003-b, 15 p.

Saracco G. & Specchia V. / *Catalytic filters for the abatement of volatile organic compounds* – Chemical Engineering Science, 55, 2000, p.897-908

Scholl P. & Girard P. / *Procédé et dispositif de traitement de gaz de carter par chauffage avec apport réglable d'énergie calorifique* – INPI Brevet FR 2 733 798

Schulz H., Bandeira de Melo G. & Ousmanov F. / *Volatile Organic Compounds and Particulates as Components of Diesel Engine Exhaust Gas* – Combustion & Flame, 118, 1999, p.179-190

Shevlin T. / *Ceramic fabric filter* – United States Patent, US 4,398,931, 1983

Silberglitt R. / *Particulate filter regeneration using microwave energy* – World Intellectual Property Organization Patent WO 97/15374, 1997

Skreiberg O. / *Theoritical and experimental studies on emissions from wood combustion* – Thesis for the degree of Doktor Ingenior, Faculty of Mechanical Engineering, Department of Thermal Energy and Hydropower, Norwegiant University of Science and Technology, 1997, 248 p.

Skreiberg O. & Saanum O. / *Comparaison of emission levels of different air pollution components from various biomass combustion installations in the IEA countries* – Supplemental report to IEA-project, January 1995, 10 p.

Smeets G. / *Réduire les émanations de COV dans l'atmosphère : Quelles solutions techniques ?* – EUROFORUM – Traitement des effluents gazeux, 23 janvier 2002, 15 p.

Stanmore B.R., Brilhac J.F. & Gilot P. / *The oxydation of soot : a review of experiments, mechanism and models* – Carbon, 39, 2001, p.2247-2268

Strehler A. / *Technologies of wood combustion* – Ecological Engineering, 16, 2000, p.S25-S40

Thuery J. / *Les micro-ondes et leurs effets sur la matière - Applications industrielles, agro-alimentaires et médicales* – Technique & Documentation et C.D.I.U.P.A. (France), ISBN 2-85206-194-5, 1983, 366 p.

Turn S.Q., Jenkins B.M., Chow J.C. & Pritchett L.C. / *Elemental characterization of particulate matter emitted from biomass burning : Wind tunnel derived source profiles for herbaceous and wood fuels* – Journal of Geophysical Research, 102, D3, 1997, p.3683-3699

UNEP Chemicals / *Dioxin and furan inventories - National and Regional emissions of PCDD/F* – United Nations Environment Programme, may 1999, 116 p.

US-EPA / Compilation of Air Polluant Emission Factors, AP-42,Fifth Edition, Volume I : Stationary Point and Area Sources – Rapport de U.S. Environmental Protection Agency – 1996

US-EPA / *PM - How particulate matter affects the way we live & breathe* – site de l'US-EPA consulté en 2003, http://www.epa.gov/air/urbanair/pm

US-EPA / *Residential wood combustion -Revised final* – US-EPA, EIIP, january 2001, 40 p.

Van Loo S. & Koppejan J. / *Handbook of Biomass Combustion and Co-Firing* – Ed. Twente University Press, ISBN 9036517737, 2002, 348 p.

Venkataraman C., Negi G., Sardar S.B. & Rastogi R. / *Size distributions of polycyclic aromatic hydrocarbons in aerosol emissions from biofuel combustion* – Journal of Aerosol Science, 33, 2002, p.503-518

Vollmuth S. & Niessner R. / *Degradation of PCDD, PCDF, PAH, PCB and chlorinated phenols during the destruction-treatment of landfill seepage water in laboratory model reactor* – Chemosphere, 30, 1995, p.2317-2331

Walton F., Hayward P., Adams F. / *Microwave diesel scrubber assembly* – United States Patent US 5,074,112 , 1991

Weber R., Plinke M. Xu Z. & Wilken M. / *Destruction efficiency of catalytic filters for polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in laboratory test and field operation – insight into destruction and adsorption behaviour of semivolatile compounds* – Applied Catalysis B : Environmental, 31, 2001, p.195-207

Wieser U. & Gaegauf C. / *Nanoparticle emissions of wood combustion processes* – 1st World Conference and Exhibition on Biomass for Energy, Sevilla, Spain, 2000, p.805-808

Wunderli S., Zennegg M., Doležal I.S., Gujer E., Moser U., Wolfensberger M., Hasler P., Nogeer D., Studer C. & Karlaganis G. / *Determination of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzo-furans in solid residues from wood combustion by HRGC/HRMS* – Chemosphere, 40, 2000, p.641-649

Yonemura M., Kusuda T. / *Exhaust filter element and exhaust gas-treating apparatus* – European Patent Office EP 0 443 625, 1991

Zevenhoven-Onderwater M. / *Ash-forming matter in biomass fuels* – PhD thesis, Faculty of Chemical Engineering, Process Chemestry Group Åbo Akademi, Åbo, 2001, 89 p.

Zevenhoven M., Skrifvars B.J., Yrjas P., Hupa M., Nuutinen L. & Laitinen R. / *Searching for improved characterization of ash forming matter in biomass* – 16th International Conference on Fluidized Bed Combustion, Nevada, USA, may 2001, p.73-89

Zhang J.J. & Morawska L. / *Combustion sources of particles : 2. Emissions factors and measurements methods* – Chemosphere, 49, 2002, p.1059-1074

Zhang X.J. & Peterson F. / *Emissions from co-combustion of wood and household refuse* – WREC, 1996, p. 997-1000

Zou L.Y., Zhang W. & Atkiston S. / *The characterisation of polycyclic aromatic hydrocarbons emissions from burning of different firewood species in Australia* – Environmental Pollution, 124, 2003, p.283-289

Zuberbühler U., Baumbach G., Straub D. et al. / *Fine particle emissions from wood combustion in different firing systems* – 6° International Conference on Technologies and Combustion for a Clean Environment, juillet 2001, p.1277-1280

Mademoiselle Marie-Laure RABOT-QUERCI

DOCTORAT de l' UNIVERSITE HENRI POINCARE, NANCY 1

en SCIENCES DU BOIS

VU, APPROUVE ET PERMIS D'IMPRIMER n° 1201

Nancy, le 10/07/06

Le Président de l'Université

Jean-Pierre FINANCE

UNIVERSITÉ HENRI POINCARÉ, NANCY 1 * LE PRESIDENT

3C-F9

UNIVERSITÉ HENRI POINCARÉ · NANCY 1

24-30, rue Lionnois B.P. Nancy cedex - Tél. 03 83 68 20 00 - Fax 03 83 68 21 00

Adresse électronique : @uhp-nancy.fr

Etude d'un Dispositif de Traitement des Imbrûlés des Appareils de Chauffage Indépendants au Bois

La principale pollution des appareils domestiques de chauffage au bois est liée aux émis: d'imbrûlés gazeux et solides dans les fumées. Pour réduire ces rejets, nous proposons l'utilisation dispositif de traitement des fumées pour piéger les particules et les détruire par micro-ondes.

Après une étude des émissions de différents foyers fermés et une caractérisation des particules is de la combustion du bois, le travail réalisé sur le piégeage dans un lit filtrant de billes de ciment réfractaire a permis de piéger 50 % des particules avec un lit de 5 cm. Ce lit chargé de particules est ensuite chauffé par micro-ondes : une énergie de l'ordre de 200 kJ a permis de régénérer le filtre totalement.

Cette étude a montré que la post-combustion de fumées par apport d'énergie micro-ondes est particulièrement adaptée aux particules issues de la combustion du bois, comparé à la régénération par apport d'énergie classique, et un cahier des charges complet du dispositif a été élaboré.

Mots clés : combustion, bois, foyer fermé, imbrûlés solides, traitement des fumées, micro-ondes

Study of a Treatment Device for Unburned Compounds issued from Residential Wood Stoves

The main source of pollution from residential wood stoves is due to unburned gas and solid phase compounds in the fumes. In order to reduce these pollutants, we propose to use an exhaust gas-treating device to trap the particles in the chimney and to expose them to microwave to break them down.

We first evaluated the emissions and the particulate matter (PM) characteristics from different fireboxes. Then we studied separately each function of the system : we trapped 50 % of PM with a 5 cm layer of refractory cement marbles placed in the chimney and then we heated the filter with microwave. About 200 kJ allowed us to clean completely the filter.

This study showed that a microwave post-combustion system is particularly well adapted to particulate matter issued from wood combustion, in comparaison with other sources of energy regeneration. We also described the complete specifications of our device.

Keywords : combustion, wood, stove, particulate matter, exhaust gaz treatment, microwaves