



**HAL**  
open science

# Valorisation thermique des bois “ Sortit du Statut de Déchet ” (SSD) : approche mutli-échelles pour l’optimisation des usages en conditions réelles

Axel Meyer

► **To cite this version:**

Axel Meyer. Valorisation thermique des bois “ Sortit du Statut de Déchet ” (SSD) : approche mutli-échelles pour l’optimisation des usages en conditions réelles. Génie des procédés. Université de Haute Alsace - Mulhouse, 2023. Français. NNT : 2023MULH6086 . tel-04412429

**HAL Id: tel-04412429**

**<https://theses.hal.science/tel-04412429>**

Submitted on 23 Jan 2024

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L’archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d’enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

# UNIVERSITE DE HAUTE-ALSACE

**ÉCOLE DOCTORALE DES SCIENCES CHIMIQUES ED 222**  
**Laboratoire de Gestion des Risques et Environnement (EA 2334)**

**THÈSE** présentée par :

**Axel MEYER**

soutenue le : **20 Septembre 2023**

Pour obtenir le grade de : **Docteur de l'université de Strasbourg**

Discipline/ Spécialité : **Génie des procédés**

**Valorisation thermique des bois  
« Sortis du Statut de Déchet » (SSD) :  
approche multi-échelles pour l'optimisation  
des usages en conditions réelles**

**THÈSE dirigée par :**

**M. LEYSSENS** Gontrand

Maitre de conférences, LGRE, Université de Haute-Alsace

**M. SCHÖNNENBECK** Cornelius

Maitre de conférences, LGRE, Université de Haute-Alsace

**Co-encadrée par :**

**Mme. SCHOBING** Julie

Maitresse de conférences, LGRE, Université de Haute-Alsace

**RAPPORTEURS :**

**M. ROGAUME** Yann

Professeur, ENSTIB, Université de Lorraine

**M. COPPALLE** Alexis

Professeur, CORIA, Université de Rouen

**EXAMINATEURS :**

**M. THERSSEN** Éric

Professeur, PC2A, Université de Lille

**Mme. LE DREFF** Céline

Docteure, Centre Scientifique et Technique du Bâtiment



# Remerciements

Dans un premier temps, je souhaite remercier chaleureusement mon encadrement de thèse composé de mes deux directeurs Gontrand LEYSSSENS et Cornelius SCHÖNNENBECK, ainsi que de mon encadrante Julie SCHOBING.

Gontrand, merci de m'avoir permis de mettre un pied au sein du monde de la recherche. Ces trois années ont été très enrichissantes dans un cadre de travail serein. Merci d'avoir été autant à l'écoute durant l'ensemble de cette période.

Cornelius, merci d'être enthousiaste aux nouvelles idées, ta curiosité est une force. Je garde en mémoire nos conversations, tant à propos des méthodes de mesures que de la perception du temps par la condition humaine.

Julie, ton padawan te remercie. Tu as été la première personne à être présente à mes côtés lors de mon arrivée en stage de recherche. Tu m'as transmis avec patience et générosité l'ensemble de ton savoir. Tu as été conciliante et à l'écoute lorsque j'étais dans l'erreur. Tu étais le moteur de secours lorsque la locomotive était à l'arrêt. Je souhaite souligner ton impressionnante évolution personnelle et professionnelle depuis quatre ans. Et surligner tes grandes compétences en tant qu'encadrante de thèse, efficace et présente en toutes circonstances. Je te dois beaucoup.

Je remercie les deux directeurs du laboratoire le Professeur Jean-François BRILHAC et le Professeur Valérie TSCHAMBER pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire.

Merci à l'ensemble des personnes composant le LGRE qui ont toujours fait preuve de bienveillance. C'est une équipe riche. Merci à Olivier, Gwenaëlle, Alain, Evelyne, Lydie, Damaris, Mathieu, Sophie, Nabila et David.

Olivier, on a bien rigolé. Merci pour toutes ces expressions que je n'ai malheureusement pas réussi à retenir complètement. Et merci d'avoir été un soutien lorsque j'en avais besoin. Porte-toi bien !

Que serait une thèse sans les copains thésards. Merci à mes collègues de bureau avec lesquels nous avons tant partagé : Tomasz et Orlane. Merci à l'équipe Full Metal Energy pour cette belle aventure ! Un sachet vomi en apesanteur ne s'oublie pas : merci à Tomasz, Adeline, Driss et Gregory ! Merci à tous les autres qui favorisent cette bonne ambiance, importante, au sein du LGRE : Alice, Ayoub et Clara.

Un immense merci à ma famille pour son soutien sans faille. Merci d'être là. Merci pour avoir pris le temps nécessaire pour moi. Depuis trois ans mais surtout depuis le début. Merci Papa, Maman, Loïc.

Je tiens à profondément remercier Marion. Merci Momo de m'avoir soutenu et épaulé pendant ces trois années. Ton simple regard gouverne mes roulis et m'empêche de tanguer. Tes paroles m'envoient côtoyer les oiseaux de métal présents dans le ciel. Promis, à l'avenir, j'écoute, j'apprends assidument les règles orthographiques et je soupire moins !



« Le but peut-être ne justifie rien, mais l'action délivre de la mort.

Ces hommes duraient par leur navire. »

Saint-Exupéry, A. (1931). *Vol de nuit*.

« Des bas-reliefs de silence, dans un palais évanescent. »

Flavien Berger. *Soleilles*.

# Table des matières

<b>Liste des communications</b> .....	<b>9</b>
<b>Nomenclature</b> .....	<b>11</b>
<b>Liste des figures</b> .....	<b>13</b>
<b>Liste des tableaux</b> .....	<b>17</b>
<b>Liste des annexes</b> .....	<b>19</b>
<b>Chapitre I. Synthèse bibliographique</b> .....	<b>24</b>
<b>1. Introduction</b> .....	<b>24</b>
<b>2. Le bois énergie</b> .....	<b>24</b>
2.1. Généralités.....	24
2.2. Bois-énergie et résilience de la ressource forestière.....	27
<b>3. Les déchets de bois en France</b> .....	<b>29</b>
3.1. Définition du déchet .....	30
3.2. Gisement des déchets de bois en France .....	33
3.3. La certification « Sortie du Statut de Déchet ».....	34
3.4. Le cas spécifique de la palette en bois .....	39
<b>4. Valorisation thermique des déchets</b> .....	<b>47</b>
4.1. Généralités.....	47
4.2. Les différentes formes de combustibles .....	49
<b>5. L'impact du bois énergie</b> .....	<b>54</b>
5.1. Le cas général de la combustion du bois.....	54
5.2. Le cas de la combustion de déchets de bois .....	62
<b>6. Conclusion</b> .....	<b>65</b>
<b>Chapitre II. Matériels et méthodes</b> .....	<b>67</b>
<b>1. Introduction</b> .....	<b>69</b>
<b>2. La caractérisation du combustible</b> .....	<b>69</b>
2.1. Les équipements utilisés .....	69
<b>3. Les plateformes d'essais</b> .....	<b>77</b>
3.1. L'insert domestique .....	77
3.2. La chaudière multi combustibles divisés .....	78
3.3. Le poêle à granulés .....	80
<b>4. Les moyens d'analyses des effluents gazeux et particulaires</b> .....	<b>81</b>
4.1. L'analyse des gaz.....	81
4.2. Le prélèvement des particules en masse.....	82
4.3. L'analyse granulométrique des particules en temps réel.....	82
4.4. Mesures complémentaires .....	84

4.5. Expressions des résultats .....	84
<b>5. Déroulement des essais de combustion .....</b>	<b>86</b>
5.1. Essai de combustion des planches de sapin .....	87
5.2. Essai de combustion des bûches densifiées .....	89
5.3. Essai de combustion dans le poêle à granulés.....	90
5.4. Essai de combustion dans la chaudière.....	90
<b>6. Modélisation d'un automate cellulaire .....</b>	<b>93</b>
6.1. Le modèle .....	93
6.2. Les relations de transferts de chaleur .....	95
<b>Chapitre III. Modélisation du bilan carbone de la combustion de bois SSD .....</b>	<b>98</b>
<b>1. Introduction : le bois SSD ou la biomasse, une ressource neutre en carbone ? .100</b>	<b>100</b>
<b>2. Généralités sur le logiciel CAPSIS® .....</b>	<b>100</b>
<b>3. Périmètre d'étude et paramètres .....</b>	<b>101</b>
3.1. Le cas d'application .....	101
3.2. Bilan matière sur le carbone.....	102
3.3. Ressource forestière .....	103
3.4. Sylviculture et conditionnement SSD .....	106
3.5. Les différentes filières d'utilisation du bois .....	107
3.6. Mise en œuvre.....	107
3.7. Les scénarii étudiés.....	109
<b>4. Résultats et discussions.....</b>	<b>109</b>
4.1. Impact sur le prélèvement de bois .....	109
4.2. Impact sur les GES .....	110
4.3. Taux de Retour sur Investissement (TRI) .....	114
4.4. Temps de Retour Carbone (TRC) .....	116
<b>5. Conclusion générale .....</b>	<b>119</b>
<b>Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière .....</b>	<b>120</b>
<b>1. Partie 1 : essais de combustion à échelle pilote .....</b>	<b>121</b>
1.1. Caractérisation des combustibles .....	122
1.2. Emissions gazeuses .....	129
1.3. Emissions particulières .....	136
1.4. Conclusion intermédiaire.....	138
<b>2. Partie 2 : modélisation du séchage d'une particule de bois : application d'un automate cellulaire .....</b>	<b>139</b>
2.1. Les systèmes complexes et l'automate cellulaire .....	139
2.2. Evaporation de l'eau libre d'un bloc de bois.....	141

2.3. Configurations additionnelles.....	145
2.4. Perspectives appliquées à la combustion de la biomasse .....	147
<b>3. Conclusion générale .....</b>	<b>149</b>
<b>Chapitre V. Combustion de planches de sapin en insert domestique .....</b>	<b>150</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>152</b>
<b>2. Caractérisation du combustible .....</b>	<b>152</b>
<b>3. Emissions gazeuses et particulaires.....</b>	<b>154</b>
3.1. Emissions gazeuses .....	154
3.2. Emissions particulaires .....	155
3.3. Puissance théorique libérée .....	158
3.4. Changement d'alimentation en air à l'allumage.....	158
<b>4. Régressions linéaires.....</b>	<b>160</b>
4.1. Catégories de combustion.....	160
4.2. Matrices de corrélations .....	160
<b>5. Comportements de combustion .....</b>	<b>164</b>
5.1. Catégorie I : D1, D2 et D3.....	164
5.2. Catégorie II : D4 et D5.....	165
5.3. Catégorie III : D6.....	167
<b>Conclusion.....</b>	<b>168</b>
<b>Chapitre VI. Emissions générées par la combustion de bois SSD sous formes densifiées.....</b>	<b>170</b>
<b>1. Introduction .....</b>	<b>172</b>
<b>2. Partie 1 : combustion de la brique densifiée.....</b>	<b>172</b>
2.1. Caractérisation des combustibles .....	173
2.2. Emissions gazeuses et particulaires .....	177
2.3. Composition des cendres.....	187
2.4. Conclusion intermédiaire.....	188
<b>3. Partie 2 : combustion en poêle à granulés .....</b>	<b>189</b>
3.1. Caractérisation des combustibles .....	189
3.2. Emissions gazeuses et particulaires .....	192
3.3. Composition des cendres.....	196
3.4. Conclusion intermédiaire.....	199
<b>4. Conclusion.....</b>	<b>200</b>
<b>Annexes 1 .....</b>	<b>207</b>
<b>Annexes 2 .....</b>	<b>211</b>
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>211</b>

# Liste des communications

## COMMUNICATIONS ORALES :

A. MEYER, G. LEYSSENS, C. SCHÖNNENBECK, J. SCHOBING. Thermochemical recovery of waste wood in a domestic wood stove: influence of the layout of wood in the fireplace on pollutant emissions. 9<sup>th</sup> International Conference on Engineering for Waste and Biomass Valorisation (WasteEng22) – Juin 27-30, 2022, Copenhagen, Denmark.

A. MEYER, G. LEYSSENS, C. SCHÖNNENBECK, J. SCHOBING. Valorisation de bois « Sortie du Statut de Déchet (SSD) » en co-combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle pilote d'une chaudière à biomasse. Colloque recherche 200 ans ENSCMu – Décembre 15-16, 2022, Mulhouse, France.

A. MEYER, G. LEYSSENS, C. SCHÖNNENBECK, J. SCHOBING. Valorisation thermique de bois "Sortie du Statut de Déchet" en poêle domestique : influence de l'agencement de la charge de bois au sein du foyer sur les émissions gazeuses et particulaires. Journée du Groupement de Recherche Suies (GDR Suies) – Octobre 6-7, 2022, Mulhouse, France.

A. MEYER, J. SCHOBING, G. LEYSSENS, N. ZOUAOU, F. CAZIER, D. DEWAELE, P. GENEVRAY, C. PUSCA, F. GOUTIER. Combustion of night densified logs: environmental impact of the recommended use of the manufacturer. EUBCE 2023 – Juin 5-9, 2023, Bologna, Italy.

## COMMUNICATIONS PAR AFFICHES:

A. MEYER, G. LEYSSENS, C. SCHÖNNENBECK, J. SCHOBING. Thermochemical recovery of pallet plank in a domestic wood stove: influence of the committed wood surface within the fireplace on gaseous and particulate emissions. 11<sup>th</sup> European Combustion Meeting 2023 (ECM2023) – Avril 26-28, 2023, Rouen, France.

## LISTE DES PUBLICATIONS

### *Articles soumis à comité de lecture*

[1] Axel Meyer, Julie Schobing, Gontrand Leyssens, Cornelius Schönnenbeck, Fabrice Cazier, Dorothée Dewaele, Paul Genevray, et Coralie Vandebilcke. « Thermochemical recovery of waste wood in a domestic wood stove: influence of the geometry of wood batch in the fireplace on pollutant emissions ». *Biofuels* 0, no 0 (17 juillet 2023): 1-13. <https://doi.org/10.1080/17597269.2023.2233211>.

[2] Julie Schobing, Axel Meyer, Gontrand Leyssens, Nabila Zouaoui, Olivier Allgaier, Fabrice Cazier, Dorothée Dewaele, Paul Genevray, Coralie Pusca, Fabrice Goutier. Inventory of the French densified log market: Characterization and emission factors measurement of twenty commercial briquettes, *Fuel*, Volume 335, 2023,127060, ISSN 0016-2361, <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127060>.

### *Rapport d'étude*

[3] Schobing J, Meyer A, Leyssens G, Zouaoui N, Cazier F, et al. 2022. Emissions de polluants générés par la combustion de bûches densifiées – Projet DENSICOMB : Application aux appareils domestiques. 105 pages.

# Nomenclature

**AC** : Automate Cellulaire  
**ADEME** : Agence nationale de l'énergie  
**ATG** : Analyse Thermogravimétrique  
**BO** : Bois d'Œuvre  
**BI** : Bois d'Industrie  
**BE** : Bois Energie  
**COV** : Composés Organiques Volatils  
**COVT** : Composés Organiques Volatils Totaux  
**COVTNM** : Composés Organiques Volatils Totaux Non Méthaniques  
**DTG** : Analyse Thermique Différentielle  
**ELPI** : Impacteur Electrique Basse Pression  
**FCBA** : Institut technique dans les domaines de la forêt, de la cellulose, du bois-construction et de l'ameublement  
**FPS** : Fine Particle Sampler  
**GES** : Gaz à Effet de Serre  
**HAP** : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques  
**HCm** : Hydrocarbures Méthaniques  
**HCT** : Hydrocarbures Totaux  
**HCTnm** : Hydrocarbures Totaux Non Méthaniques  
**ICP/OES** : Spectrométrie d'Emission Optique Couplée à un Plasma Inductif  
**ICP/AES** : Spectrométrie d'Emission Atomique Couplée à un Plasma Inductif  
**LD** : Limite De Détection  
**mg/kg<sub>bs</sub>** : Unité en mg par kg de bois sec  
**ND** : Non Déterminé  
**Nm** : Non mesuré  
**Ni** : Non indiqué  
**NOx** : Oxydes d'azotes  
**PCS** : Pouvoir Calorifique Supérieur  
**PCI** : Pouvoir Calorifique Inférieur  
**PCB** : Polychlorobiphényle  
**PCP** : Pentachlorophénol  
**PM<sub>2.5</sub>** : particule de matière inférieur à 2,5 µm  
**PM<sub>1-2.5</sub>** : particule de matière située entre 1 et 2,5 µm  
**PM<sub>0.1-1</sub>** : particule de matière entre 0,1 et 1 µm  
**PM<sub>0.1</sub>** : particule de matière inférieur à 0,1 µm  
**PPM** : partie par million  
**SSD** : Sortit du Statut de Déchet  
**SOx** : Oxydes de soufre



# Liste des figures

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

Figure I. 1 Consommation primaire de bois-énergie par secteur en 2021. ....	25
Figure I. 2 Répartition de la consommation d'énergie primaire en France. ....	25
Figure I. 3 Modalités de récolte les plus fréquentes pour la production de plaquettes forestières. ....	28
Figure I. 4 Répartition de la récolte bois pour la production de plaquettes forestières par type de biomasse. ....	28
Figure I. 5 Hiérarchie des modes de traitement de déchets [7]. ....	31
Figure I. 6 Production de déchets de bois par la filière bois. ....	33
Figure I. 7 Destination des déchets de bois [7]. ....	34
Figure I. 8 Origine des déchets de bois (inclus emballages) [7] ....	34
Figure I. 9 Implantation géographique des sites certifiés SSD à l'échelle de la France métropolitaine. ....	37
Figure I. 10 Provenance des bois valorisés en broyats par les entreprises du Grand Nord-Est en 2014 [19] ....	39
Figure I. 11 Répartition des palettes usagées possédées par les détenteurs et producteurs. ....	40
Figure I. 12 Structure d'une palette bois. ....	41
Figure I. 13 Code de qualification des palettes. ....	42
Figure I. 14 Analyse du cycle de vie d'une palette bois [39]. ....	43
Figure I. 15 Répartition des PBFV [24]. ....	44
Figure I. 16 Flux de palettes bois en fin de vie. ....	46
Figure I. 17 Contribution à l'évolution du gisement (en millions de tonnes) [37]. ....	46
Figure I. 18 Origine des déchets de bois selon l'exutoire [4]. ....	49
Figure I. 19 Formes sous lesquelles le bois SSD peut être valorisés thermiquement. ....	49
Figure I. 20 Principe de pressage d'une briquette et formes obtenues. ....	52
Figure I. 21 Exemple de structure d'hémicellulose: le D-galacto-D-mannane [64], [65]. ....	54
Figure I. 22 Structure moléculaire de la chaîne de cellulose [66]. ....	55
Figure I. 23 Modèle de structure de lignine d'épicéa [66], [67]. ....	56
Figure I. 24 Monomères de base de la lignine [65]. ....	56
Figure I. 25 Émissions de CO, NOx et HC pour les trois granulés étudiés. a) Puissance thermique de la chaudière réduite, b) Puissance thermique de la chaudière plus élevée [107]. ....	63

## Chapitre II. Matériels et méthodes

Figure II. 1 Exemple de filtres TSP avant passage en four à moufles. ....	72
Figure II. 2 Principe de fonctionnement de l'ICP. ....	75
Figure II. 3 Principe du protocole Van Soest. ....	76
Figure II. 4 Extractions en cascades des constituants du bois [4]. ....	76
Figure II. 5 Insert employé pour les tests de combustion. ....	77
Figure II. 6 Chaudière multi combustibles à grilles mobiles. ....	80

Figure II. 7 Vue en coupe de la chambre de combustion.....	80
Figure II. 8 Poêle à granulé Hoben H5. ....	81
Figure II. 9 Principe de fonctionnement de l'ELPI.....	83
Figure II. 10 Clichés des différentes dispositions de planches. ....	87
Figure II. 11 Protocole des tests de combustion des planches en insert domestiques.....	88
Figure II. 12 Protocole des tests de combustion des briquettes en insert domestiques. ....	89
Figure II. 13 Distinction des phases de combustion pour le poêle à granulé.....	90
Figure II. 14 Protocole d'humidification de la biomasse. ....	91
Figure II. 15 Composition des différents lits de combustibles brûlés dans la chaudière REKA. ....	91
Figure II. 16 Distinction des phases de combustion en chaudière REKA. ....	92
Figure II. 17 Représentation du bloc de bois modélisé. A : côtés de la cellule. B : extrémités de la cellule.....	94
Figure II. 18 Représentation du voisinage Von Neumann et Moore.....	94
Figure II. 19 Matrices composant l'automate cellulaire .....	95
Figure II. 20 Synthèse de la résolution des équations de transferts de masses et d'énergie pour un pas de temps (seconde). ....	97

### **Chapitre III. Modélisation du bilan carbone de la combustion de bois SSD**

Figure III. 1 Interactions entre les différents acteurs.....	101
Figure III. 2 Bilan matière du carbone.....	102
Figure III. 3 Description des deux principaux compartiments.....	103
Figure III. 4 Synthèse des données de départ pour la simulation de la croissance forestière. ....	105
Figure III. 5 Répartition des usages du bois prélevé. ....	107
Figure III. 6 Effet de substitution du bois SSD sur les prélèvements de bois forestiers. .	110
Figure III. 7 Usages du carburant utilisé en fonction des traitements effectués sur la biomasse.....	111
Figure III. 8 Consommation de carburants fossiles pour répondre à la demande en énergie de la centrale selon les scénarii d'intégration. ....	110
Figure III. 9 Gain en GES évité par rapport au scénario de référence n°1 (100 % Pf).112	
Figure III. 10 Séquestration supplémentaire, par scénario, en fonction du scénario de référence n°1.....	113
Figure III. 11 Cumul de la séquestration du carbone sur 97 ans pour les différents scénarii envisagés. ....	113
Figure III. 12 Taux de retour sur investissement en CO <sub>2</sub> e, selon les scénarii considérés. ....	115
Figure III. 13 Taux de retour sur investissement en masse de bois coupée, selon les scénarii considérés.....	115
Figure III. 14 Temps de retour carbone en fonction des différents scénarii [34]. ....	116
Figure III. 15 Temps de retour carbone en fonction des scénarii d'intégration.....	117
Figure III. 16 Représentation schématique du bilan "effet de serre" d'une augmentation théorique des prélèvements en forêt.....	118

## **Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière**

Figure IV. 1 Evolution du taux de cendres en fonction de plusieurs mix de bois SSD avec de la plaquette forestière. ....	124
Figure IV. 2 Distribution en taille des plaquettes de bois.....	127
Figure IV. 3 Clichés des deux échantillons de biomasse. ....	127
Figure IV. 4 Perte en masse (axe de d. en %) et dérivée de perte en masse (axe de g. en %/s) des échantillons de bois SSD (carrés et lignes grises) et de plaquettes forestières (carrés et lignes noires) sous une rampe de température de 5°C/min sous air. ....	127
Figure IV. 5 Perte en masse (axe de d. en %) et dérivée de perte en masse (axe de g. en %/s) du bois SSD pour différentes rampes de températures, 5°C/min, 10°C/min et 15°C/min.....	129
Figure IV. 6 Modifications de la cinétique de dégradation des particules de bois au sein du lit en fonction de la nature du combustible. A : Thunman et al. [25].B : plaquettes forestières humides. C : bois SSD sec. I combustible inerte, II séchage, III volatilisation, IV combustion/gazéification du char, et V cendres.....	134
Figure IV. 7 Interactions entre les particules hétérogènes composant un lit de combustibles mixtes.....	135
Figure IV. 8 Nature des particules recueillies sur filtres TSP et clichés associés en fonction de la phase de combustion. Les compositions en % de la masse totale sont moyennées sur l'ensemble des lits de combustibles testés. ....	137
Figure IV. 9 Comparaison de la perte en eau entre les expériences en four à moufles (à droite) et le séchage d'un bois (à gauche) [71].....	140
Figure IV. 10 Cartes thermiques de la matrice de température du bloc de bois modélisé.. ....	142
Figure IV. 11 Comparaison de la perte en masse cumulée réelle et modélisée pour la configuration d'un bloc unique.....	143
Figure IV. 12 Dérivée de la perte en masse d'eau pour le bloc de bois réel et modélisé et cartes thermiques associées.....	144
Figure IV. 13 Configuration de deux bloc d'humidité différente, utilisée en essais réels et modélisée.....	145
Figure IV. 14 Dérivée de la perte en masse d'eau pour deux bloc hétérogènes réels et modélisés. ....	146
Figure IV. 15 Cartes thermiques à différents stades de modélisation pour la configuration de deux blocs hétérogènes. ....	146
Figure IV. 16 Comparaison de la perte en masse cumulée réelle et modélisée pour la configuration de deux blocs hétérogènes.....	146

## **Chapitre V. Combustion de planches de sapin en insert domestique**

Figure V. 1 Emissions en nombre de particules pour les six dispositions testées.....	156
Figure V. 2 Distribution des diamètres aérodynamiques des particules. A gauche : distribution représentative de D4 et D5. A droite : distribution représentative de D1, D2, D3 et D6. ....	157

Figure V. 3 Emissions en HCT et puissance instantanée libérée par la combustion. A : charge nominale de D6. B : charge nominale de D4. ....	158
Figure V. 4 Impact de l'alimentation en air à l'allumage sur les FE en CO et HCT.....	159
Figure V. 5 Impact de l'alimentation en air à l'allumage sur les FE en PM <sub>2.5</sub> . ....	159

## **Chapitre VI. Combustion du bois SSD sous formes densifiées**

Figure VI. 1 Clichés de la phase d'allumage d'une charge de briquelette.....	179
Figure VI. 2 Comportements à la combustion des deux types de briquelettes : cylindrique et pavé. A : briquelette initiale. B : en combustion. Les flèches blanches représentent l'extension longitudinale de la bûche cylindrique. ....	181
Figure VI. 3 Distribution des diamètres de particules pour les six granulés étudiés. A : SSD. B : GR1. C : GR2. D : GR3. E : GR4. F : GR5. ....	196
Figure VI. 4 Contenus de brûleur récupérés après essais de combustion.....	197
Figure VI. 5 Teneur en Zinc (Zn), Fer (Fe), Calcium (Ca) et Silicium (Si) pour deux types de cendres de brûleur. l.d. : limite de détection.. ....	198
Figure VI. 6 Distribution moyenne des éléments (sous forme d'oxydes) des échantillons de scories formées issue des travaux d'Öhman et al. [44].....	198

## **Conclusion générale**

Figure VII. 1 Teneurs en CO/HCT en fonction des formes de valorisation du bois SSD. ....	205
------------------------------------------------------------------------------------------	-----

# Liste des tableaux

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

Tableau I. 1 Définitions et exemples des trois classes de déchets de bois.....	32
Tableau I. 2 Codification des déchets acceptés comme intrants de la procédure SSD. .....	36
Tableau I. 3 Teneur en éléments maximales acceptées dans l'échantillon certifié SSD. Ms : matière sèche.....	36
Tableau I. 4 Standards de palette en fonction de l'application.....	40
Tableau I. 5 Technologies de valorisation thermique des déchets de bois.....	47
Tableau I. 6 Classement des déchets de bois selon les rubriques ICPE [42].	48
Tableau I. 7 Matières premières présentes dans les briquettes biocombustibles pour particuliers vendues en France [49] .....	52
Tableau I. 8 Facteurs d'émission en polluants gazeuse et particulaires provenant de différentes études. * : hydrocarbures non méthaniques.....	61
Tableau I. 9 Classification des influences [141].....	62
Tableau I. 10 Déviations observées dans les émissions par rapport au comportement général, observé pour les bois durs et les bois tendres [151].	63
Tableau I. 11 Paramètres de combustion et résultats pour les échantillons testés [147]. MCR I : taux de conversion massique. IR : ratio d'inflammation. $\epsilon$ : porosité. $\rho$ : densité. $\lambda$ : facteur d'air. URFV : vitesse du front de réaction.....	65

## Chapitre II. Matériels et méthodes

Tableau II. 1 Caractéristiques certifiées de l'insert LORFLAM.....	77
Tableau II. 2 Caractéristiques du poêle à granulés Hoben H5.....	81
Tableau II. 3 Caractéristiques des charges testées sur l'insert LORFLAM.	87
Tableau II. 4 Paramètres de fonctionnement de la chaudière REKA.....	93

## Chapitre III. Modélisation du bilan carbone de la combustion de bois SSD

Tableau III. 1 Consommation des différents engins de chantiers. ....	106
Tableau III. 2 Synthèse du bilan matière sur une période de 5 ans à partir de la première éclaircie (peuplement de 60 ans). * : année de prélèvement. ....	108
Tableau III. 3 Taux d'intégration de bois SSD en fonction des scénarii modélisés. ....	109

## Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière

Tableau IV. 1 Données de caractérisation des combustibles utilisés dans la chaudière à biomasse et données bibliographiques [200,201]. N.i. : non indiqué. a : méthode de Klason et Kürschner [202]. b : 500°C. c : extrait à l'eau chaude. d : obtenu par différence. ....	122
--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	-----

Tableau IV. 2 . Teneurs en éléments inorganiques des échantillons. a : teneurs limites à respecter pour obtenir la certification SSD. n.a. : non analysé. ms : matière sèche. ....	126
Tableau IV. 3 Synthèse des émissions gazeuses générées par la combustion des différents lits de biomasses en chaudière automatique et données bibliographiques pour une chaudière à biomasse moderne. N.i. : non indiqué. n.d. : en-dessous de la limite de détection. CN : charge nominale. CP : charge partielle. ....	130
Tableau IV. 4 Synthèse des émissions de particules totales en suspension générées par les différents lits de combustibles pour les phases d'allumage, de mise en régime et de combustion nominale (moyennes de plusieurs prélèvements sur filtre). 1 : coefficient de variabilité sur les charges nominales. ....	136

## **Chapitre V. Combustion de planches de sapin en insert domestique**

Tableau V. 1 Analyse immédiate des planches de sapin. ....	153
Tableau V. 2 Teneurs en éléments au sein des planches de sapin. ....	153
Tableau V. 3 Synthèse des émissions gazeuses et particulaires pour les six dispositions de bois testées en insert domestique. ....	154
Tableau V. 4 Diamètres de particules prédominant lors de la combustion des charges .....	157
Tableau V. 5 Matrice de corrélations entre les paramètres de combustion. ....	160
Tableau V. 6 Matrice de corrélations entre les émissions en hydrocarbures totaux et les particules. ....	162
Tableau V. 7 Matrice de corrélations entre la température du foyer et les particules .....	163

## **Chapitre VI. Combustion du bois SSD sous formes densifiées**

Tableau VI. 1 Composition des briquettes étudiées. ....	173
Tableau VI. 2 Caractéristiques physicochimiques des briquettes densifiées. ....	174
Tableau VI. 3 Teneurs en carbone, hydrogène, oxygène, azote et soufre des briquettes densifiées. ....	174
Tableau VI. 4 Teneurs en éléments inorganiques des six briquettes étudiées. *Valeurs limites pour la classification du combustible selon la norme NF EN ISO 17225-3. **teneurs limites à respecter pour obtenir la certification SSD. ....	175
Tableau VI. 5 Synthèse des émissions gazeuses des phases d'allumage, de mise en régime et de combustion nominale pour les six briquettes étudiées. Les valeurs exprimées en mg/kg bois sec sont moyennées sur trois essais minimum et rapportées à 13 % d'O <sub>2</sub> . A : des fumées en sortie de chambre de combustion. B : équivalent méthane. Les valeurs maximales sont surlignées en gras. ....	177
Tableau VI. 6 Synthèse des émissions de particules en nombre et en masse pour les six briquettes étudiées selon les quatre phases de combustion. N.m. : non mesuré. N.i. : non indiqué. ....	182
Tableau VI. 7 Répartition des particules en fonction des PM <sub>2,5</sub> pour les six briquettes étudiées. ....	185
Tableau VI. 8 Teneur en éléments dans les cendres de combustion. ....	188
Tableau VI. 9 Composition des six granulés. ....	189

Tableau VI. 10 Caractéristiques physicochimiques des six granulés, limites normatives et données bibliographiques. HP : haute performance. BS : bois standard. D+ : DIN plus. Di : DIN-Greprüft Industriepellets. ....	190
Tableau VI. 11 Teneurs en carbone, hydrogène, oxygène, azote et soufre des six granulés. * : calculé par différence.....	191
Tableau VI. 12 Teneur en éléments des six granulés.. ....	191
Tableau VI. 13 Synthèse des émissions gazeuses pour les six granulés étudiés. B : équivalent C3H8. * équivalent CH4. N.m. : non mentionné.....	193
Tableau VI. 14 Synthèse des émissions particulaires pour les six granulés étudiés.....	194
Tableau VI. 15 Répartition des particules en fonction des PM2.5 pour les six granulés étudiés. ....	195

## Liste des annexes

Annexe 1 Code python utilisé pour la modélisation de l'automate cellulaire représentant les transferts thermiques survenant au sein d'un bloc unique de bois (Chapitre IV).....	207
Annexe 2. Code python utilisé pour la modélisation de l'automate cellulaire représentant les transferts thermiques survenant au sein de deux blocs de bois (Chapitre IV).....	211

# Introduction générale

Quels sont les enjeux du bois énergie dans un avenir caractérisé par le changement climatique ?

Le bois énergie, de par son caractère neutre en carbone, est perçu comme un moyen nécessaire pour assurer la transition énergétique vers une société bas carbone [1]. Par exemple, les travaux de Nwachukwu et al. [2] révèlent que la substitution d'énergies fossiles par du bois énergie (dont des déchets de bois) permet la réduction de 43 % du CO<sub>2</sub> émis par l'industrie sidérurgique. En revanche, face aux prix relativement bas des énergies fossiles, l'utilisation de bois-énergie doit être encouragée par des politiques incitatives (mandats de substitution) et l'augmentation du prix du carbone (quotas). En dépit d'un prix de production possiblement affecté à la hausse, la biomasse peut être injectée à l'ensemble de la chaîne de valeur de la production. Cet exemple concerne l'industrie sidérurgique mais la même logique peut être appliquée à de nombreux autres secteurs.

Cependant, l'approvisionnement d'importantes quantités de biomasse peut générer des tensions tant sur la ressource forestière, que sur l'utilisation des terres et leurs affectations et créer de la compétition avec l'industrie des produits manufacturés à base de biomasse. Dans ce cadre, l'utilisation de bois Sortis du Statut de Déchet (SSD) permet à la fois d'éliminer l'étape de gestion sylvicole, émettrice en Gaz à Effet de Serre (GES), et de fournir un flux supplémentaire de ressource. Le bois SSD voué à être applicable facilement à diverses échelles permet son utilisation en centrale dépourvue d'importants systèmes de traitement des fumées.

Or, la combustion de biomasse, aussi optimisée soit-elle pose le problème immuable de la génération de particules fines [3]. La spatialisation et l'aménagement des sites de production énergétiques par bois-énergie doivent donc être étudié finement dans le but de concilier le territoire et ses ressources, la santé publique, les besoins en énergie et les solutions de production. L'analyse du cycle de vie du bois énergie collectif et industriel réalisée par l'ADEME met en lumière l'importance du cycle court dans l'approvisionnement de la ressource [3]. Ainsi, l'augmentation de plus de 140 km du trajet d'approvisionnement engendre l'élévation de l'impact du changement climatique à hauteur de 450 % dans le cas d'une chaufferie collective. Face à ces constats, plusieurs questions sont à investiguer dans les années à venir pour répondre aux enjeux du défi climatique :

- Dans quelles mesures le bois SSD parviendra-t-il à répondre à la demande croissante en bois-énergie ?
- La mobilisation des gisements de déchets de bois inexploités sera-t-elle efficace ?
- Quel seront les conclusions académiques quant à la combustion de lits de biomasses mixtes ?
- Quelles seront les évolutions réglementaires concernant les bois SSD ?
- Quelle sera l'évolution du prix d'achat de bois SSD pour une chaufferie ?



- Quelles gammes de puissance de chaufferies seront les plus utilisatrices de ce type de combustible ?

C'est dans le cadre de ces nombreuses incertitudes que s'inscrit la réalisation de la présente thèse. L'objectif principal de ce travail est d'étudier la combustion du bois SSD sous toutes ses formes, à échelle domestique comme industrielle. En plus de la caractérisation des divers combustibles, le prélèvement et l'analyse des gaz et des particules en nombre et en masse est effectué pour chaque essai de combustion réalisé. Ces derniers ont lieu dans un insert à bûches et un poêle à granulés à l'échelle domestique et dans une chaudière automatique à grilles mobiles à l'échelle industrielle.

Le premier chapitre de la thèse présente une synthèse bibliographique sur le bois-énergie, la filière des déchets de bois ainsi que sur la valorisation thermique du bois SSD. Le but de cette section est d'établir les définitions législatives encadrant les déchets et leurs possibles exutoires mais aussi de distinguer les travaux de recherches existants sur la combustion des déchets de bois.

Le second chapitre est destiné à la description des matériels utilisés et des protocoles suivis lors des diverses expériences. Les travaux effectués sont principalement d'ordre expérimentaux, cependant, une partie liée à de la modélisation est également présente.

Le chapitre III est structuré comme un chapitre introductif. Il est voué à modéliser le bilan carbone d'une chaufferie biomasse intégrant, au sein du lit de combustible, une fraction de bois SSD. Les impacts éventuels de ce changement sur la ressource forestière, sur les flux de carbone ainsi que sur les GES sont investigués.

L'aspect expérimental du chapitre III est développé au sein du quatrième chapitre. Ce dernier a pour but l'étude de l'intégration d'une fraction de bois SSD sèche au sein d'un lit de plaquettes forestières humides dans une chaudière à grilles mobiles. La combustion est étudiée sous l'aspect émissifs avec prélèvements et analyse des gaz et particules. Un travail exploratoire de modélisation d'un automate cellulaire issue de la discipline des systèmes complexes est également réalisé.

Le passage de l'échelle industrielle à l'échelle domestique est effectué dans le chapitre V avec l'étude de la valorisation de planches de sapin (assimilées à de la palette) au sein d'un insert domestique. Ce travail est destiné à appréhender l'impact de la géométrie du lot de bois engagée au sein du foyer sur les émissions gazeuses et particulaires. Un comparatif de ce combustible avec des biomasses plus classiques comme de la bûche traditionnelle est réalisé.

Le dernier chapitre de la thèse est centré sur la valorisation de bois SSD sous formes densifiées. Les deux formes étudiées sont la brique densifiée et le granulé. Pour chaque type de combustible, la combustion de six combustibles commerciaux, dont l'un d'entre eux est constitué de bois SSD, est réalisée à l'échelle domestique. Le travail vise à appréhender les comportements de combustion et déterminer les facteurs qui influencent la valorisation du bois SSD sous forme densifiée.



# Chapitre I.

## Synthèse bibliographique

# Table des matières

<b>1. Introduction</b> .....	<b>24</b>
<b>2. Le bois énergie</b> .....	<b>24</b>
2.1. Généralités.....	24
2.1.1. La place du bois comme énergie .....	24
2.1.2. Politique du bois-énergie.....	26
2.2. Bois-énergie et résilience de la ressource forestière .....	27
<b>3. Les déchets de bois en France</b> .....	<b>29</b>
3.1. Définition du déchet.....	30
3.1.1. La législation en matière de gestion des déchets .....	30
3.1.2. Définition des catégories de déchets de bois .....	31
3.2. Gisement des déchets de bois en France .....	33
3.3. La certification « Sortie du Statut de Déchet » .....	34
3.3.1. Définition et périmètre réglementaire .....	34
3.3.2. Le gisement de bois SSD en France .....	38
3.4. Le cas spécifique de la palette en bois .....	39
3.4.1. Définition et identification .....	39
3.4.2. Structuration de la filière.....	43
<b>4. Valorisation thermique des déchets</b> .....	<b>47</b>
4.1. Généralités.....	47
4.2. Les différentes formes de combustibles .....	49
4.2.1. La plaquette .....	50
4.2.2. Les formes densifiées.....	50
4.2.2.1. La planche de palette .....	53
<b>5. L'impact du bois énergie</b> .....	<b>54</b>
5.1. Le cas général de la combustion du bois.....	54
5.1.1. Composition et dégradation de la matrice .....	54
5.1.2. Les étapes de combustion du bois .....	56
5.1.3. Les émissions gazeuses et particulaires .....	57
5.1.4. Les appareils de combustion domestiques et facteurs d'émissions associés .....	60
5.2. Le cas de la combustion de déchets de bois .....	62
5.2.1. La combustion de planches .....	62
5.2.2. La combustion de granulés .....	63
5.2.3. La combustion en broyat .....	64
<b>6. Conclusion</b> .....	<b>65</b>

## 1. Introduction

L'objectif principal de cette thèse réside dans l'étude de la combustion de bois Sortis du Statut de Déchet (SSD) à plusieurs échelles. La filière du bois énergie est soumise à de nombreux enjeux liés à l'exploitation de la ressource forestière, aux usages du bois ainsi qu'aux défis que pose le changement climatique. La première partie de ce chapitre a pour but de replacer le bois énergie au sein du contexte énergétique actuel, d'en évaluer les impacts écologiques et la tendance pour les années à venir. C'est dans ce cadre que s'inscrit l'utilisation de bois SSD comme combustible de substitution. La seconde partie vise à définir le cadre réglementaire des déchets de bois en France, et de qualifier les gisements exploitables. Le bois de palette représentant une fraction majeure du bois d'emballage certifié SSD, une attention particulière y sera portée dans le but d'en cerner la nature. Les dernières parties de ce chapitre bibliographique sont destinées à la synthèse des connaissances en matière de valorisation énergétique du bois et des déchets de bois. Les différentes voies de valorisation thermique seront investiguées et l'impact de la combustion du bois sera appréhendé. D'une manière générale, la présente synthèse bibliographique a pour vocation de comprendre la place et l'impact des déchets de bois certifiés SSD au sein de la filière bois énergie.

## 2. Le bois énergie

Le bois énergie, ressource renouvelable et polyvalente, occupe une place prépondérante dans le paysage énergétique actuel. Cette filière, dont les prévisions visent un développement fort, a l'avantage d'offrir des opportunités considérables dans le cadre de l'adaptation au changement climatique.

### 2.1. Généralités

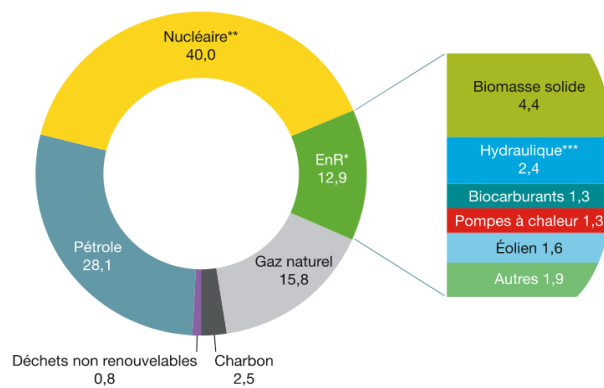
#### 2.1.1. La place du bois comme énergie

En France, la consommation d'énergie primaire s'élevait en 2020 à hauteur de 2 650 TWh soit une baisse de 8,3 % par rapport à 2019 en raison de la pandémie de la COVID-19. Cette dernière limitant les déplacements et mettant en sommeil les productions industrielles mondiales. En 2021, la consommation d'énergie primaire en France s'élevait à 2 769 TWh. Comme le montre la Figure I. , le bouquet de consommation énergétique primaire est principalement composé du nucléaire pour 40 %, de pétrole à hauteur de 28,1 %, de gaz (15,8%) et enfin des énergies nouvelles renouvelables (EnR) à 12,9 %. Le bois énergie se présente comme l'énergie majoritaire des EnR avec 34,1 % de la consommation totale [4]. La Figure I. présente l'utilisation primaire du bois énergie par secteur pour l'année 2021 [5]. Sur l'ensemble des 101 TWh de consommation primaire, 69 % sont alloués au secteur résidentiel. Cette part reste historiquement majoritaire et loin devant celle du secteur énergétique. Cependant les dernières années sont marquées par l'augmentation de la consommation de bois pour la branche énergétique. Elle s'illustre par une élévation de 13 % et 22 % de la part totale de bois énergie consommé, pour 2013 et 2021 respectivement. C'est le développement d'installations de production et

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

de distribution de chaleur au sein du territoire qui permet ce phénomène et notamment via la cogénération d'énergies et la création de réseaux de chaleur urbains associés à la combustion de biomasse. La moitié des besoins énergétiques français est liée à la chaleur [6]. Or, selon le Comité Interprofessionnel du Bois-Energie (CIBE), sur les 19 % de chaleur produite à partir d'EnR, le bois-énergie en représente les deux tiers de la production totale [7]. Bien que la cogénération à partir de bois se développe, l'utilisation de cette ressource reste majoritairement destinée à la production de chaleur. Ainsi, 103,8 TWh (91,7 %) de la consommation primaire de biomasse solide en 2020 est liée la production de chaleur, là où 9,4 TWh (8,3 %) sont destinés à la production d'électricité [8]. En somme, le bois énergie représente une filière énergétique en plein développement, s'imposant comme acteur clé de la transition écologique.

En % (données non corrigées des variations climatiques)



\* EnR : énergies renouvelables.

\*\* Correspond pour l'essentiel à la production nucléaire, déduction faite du solde exportateur d'électricité. On inclut également la production hydraulique issue des pompes réalisées par l'intermédiaire de stations de transfert d'énergie, mais cette dernière demeure marginale comparée à la production nucléaire.

\*\*\* Hydraulique hors pompes.

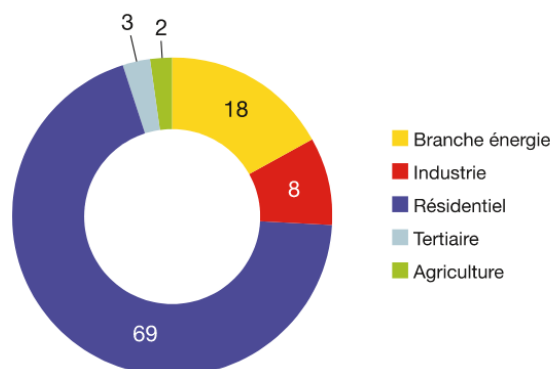
Champ : France entière (y compris DROM).

Source : SDES, Bilan énergétique de la France.

Figure I. 1 Répartition de la consommation d'énergie primaire en France [4].

**Total : 101 TWh (données réelles)**

En %



Note : le bois-énergie recouvre ici le bois, les granulés de bois et les résidus de bois (hors liqueur noire).

Source : calculs SDES

Figure I. 2 Consommation primaire de bois-énergie par secteur en 2021 [5].

### 2.1.2. Politique du bois-énergie

En France, la filière du bois énergie est structurée autour de plusieurs piliers et est encouragée comme énergie nécessaire à la transition écologique selon la direction ordonnée par la loi n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte [9]. Les Programmations Pluriannuelles de l'Énergie (PPE) qui en découlent fixent les orientations des pouvoirs publics en matière de gestion de l'énergie sur l'ensemble du territoire français [10]. Ainsi, le PPE publié en avril 2020 prévoit le maintien des aides publiques liées au développement du bois-énergie, l'identification et la mobilisation des ressources de biomasse encore inexploitées (notamment via les Schémas Régionaux de Biomasse (SRB)), ainsi que l'accélération de la mobilisation des EnR et notamment de la biomasse pour le développement des réseaux de chaleur. Par ailleurs, ce plan vise également à décarboner l'industrie en substituant le charbon par la biomasse ainsi qu'en pérennisant les appels à projets liés à l'adaptation des installations.

Le soutien et l'incitation financière sont les premiers leviers visant à promouvoir l'utilisation du bois énergie sur le territoire. A l'échelle individuelle, c'est la prime « MaPrimeRénov' » (remplaçant le crédit d'impôt pour la transition énergétique (CITE)) définie par le texte réglementaire n° 2020-26 du 14 janvier 2020 [11] qui encourage la rénovation en couvrant une partie des dépenses liées à l'achat d'un équipements de chauffage fonctionnant au bois. Le « fonds air Bois » est un autre exemple d'aide financière visant à moderniser le parc d'appareils de chauffage français. Le système des Certificats d'Économies d'Énergie (CEE) structuré autour de la loi n° 2005-781 du 13 juillet 2005 (loi POPE) incite les « obligés » (fournisseurs d'énergies) à promouvoir l'efficacité énergétique auprès des consommateurs [12]. C'est dans ce cadre que s'inscrivent les aides financières « Coup de pouce chauffage » et « l'éco-prêt à taux zéro » pour l'installation de nouveaux appareils de chauffage au bois performant [13,14]. Piloté par l'ADEME, le Fond chaleur est un soutien financier voué au développement de la production de chaleur renouvelable à destination des entreprises et collectivités. Résultant de ce plan, l'appel à projets Biomasse Chaleur Industrie Agriculture et Tertiaire (BCIAT) a pour but d'aider à l'investissement des entreprises du secteur industriel, agricole et tertiaire privé, ainsi qu'aux installations fournissant de la chaleur aux bâtiments tertiaires privés. Les installations éligibles doivent assurer une production énergétique de minimum 12 000 MWh/an à partir de biomasse [15]. Outre les leviers incitatifs, la pénalisation des énergies fossiles via le système d'échange de quotas d'émission de l'Union Européenne connu sous l'appellation de « marché carbone », encourage la transition vers une production renouvelable.

En somme, que ce soit par dynamisation de la filière bois-énergie ou par incitation financière, le bois-énergie comme moyen de production énergétique décarbonée est plébiscité par la France à toutes les échelles et sur l'ensemble du territoire.

### 2.2. Bois-énergie et résilience de la ressource forestière

Selon le comité stratégique de la filière bois, 20 % de la valeur ajoutée de la filière (60 Mds €) et 100 000 emplois ont été perdus sur une période de 15 ans [16]. Face aux difficultés économiques qu'a rencontré l'ensemble de la filière, le ministère de l'économie a établi des lignes directrices de mobilisation de la ressource forestière avec l'objectif d'améliorer la compétitivité des entreprises et le renforcement de la filière. La Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse définie par le gouvernement vise à optimiser la mobilisation de la ressource forestière pour satisfaire l'économie des usages du bois [13-14]. Elle vise notamment à satisfaire l'objectif défini par le Programme National Forêt-Bois (PNFB) qui est d'accroître la récolte de bois de 12 millions de m<sup>3</sup> annuel d'ici 2026 [18]. Cependant, elle précise que l'augmentation du prélèvement forestier peut, s'il n'est pas raisonné, engendrer des conséquences sur le bilan carbone total. Un effort scientifique supplémentaire est souhaité afin de définir plus exhaustivement l'impact du prélèvement forestier sur la ressource naturelle. Néanmoins les objectifs de sollicitation des forêts françaises sont clairement à la hausse pour la prochaine décennie. Cette tendance n'est pas nouvelle, notamment dans le secteur du bois-énergie où une augmentation de la consommation de plaquettes forestières de 1 à 3,5 Mt<sup>1</sup> est constatée entre 2013 et 2016 pour les chaufferies de plus de 100 Tep<sup>2</sup>.

Le projet GERBOISE (GEstion raisonnée de la Récolte de BOIS Energie) mené par l'institut technologique Forêt, Cellulose, Bois-construction et Ameublement (FCBA) visait à enquêter auprès de 62 entreprises de la filière-bois dans le but d'évaluer les modalités de récolte du bois pour la production de plaquettes forestières [19] (les Figure I. et Figure I. sont issues de cette étude). La Figure I. présente les principales modalités de récolte pour la production de plaquettes forestières à partir de l'analyse des données recueillies. La principale méthode employée pour le prélèvement de la ressource est la coupe du taillis<sup>3</sup> en sous-étage ou le relevé de couvert au sein d'une futaie régulière<sup>4</sup> (23,1 %). Cette méthode d'éclaircie permet de favoriser la repousse naturelle de la biomasse présente en sous-étage par l'apport d'une luminosité. La coupe rase de taillis représente 14,7 % des bois prélevés pour la production de plaquettes. Lors de ce type de prélèvement, l'ensemble des arbres de la parcelle considérée sont ôtés à la base du tronc, laissant le sol libre. L'exposition du sol aux conditions climatiques (soleil, vent, etc.) impacte fortement les cycles biochimiques présents au sein du sol. La séquestration de carbone, le cycle de l'eau et la protection contre l'érosion font partie des facteurs altérés par ce processus. Le troisième

---

<sup>1</sup> Millions de tonnes.

<sup>2</sup> Tonne équivalent pétrole.

<sup>3</sup> Type de peuplement forestier constitué d'arbres à faibles dimensions dont plusieurs tiges reproduisent à partir d'une même souche.

<sup>4</sup> Type de peuplement forestier constitué d'arbres à fûts unique et âges identiques et dont la répartition est homogène.



protocole de prélèvement le plus plébiscité est la récolte d'arbres entiers issus d'éclaircies et de la réduction de la densité des peuplements.

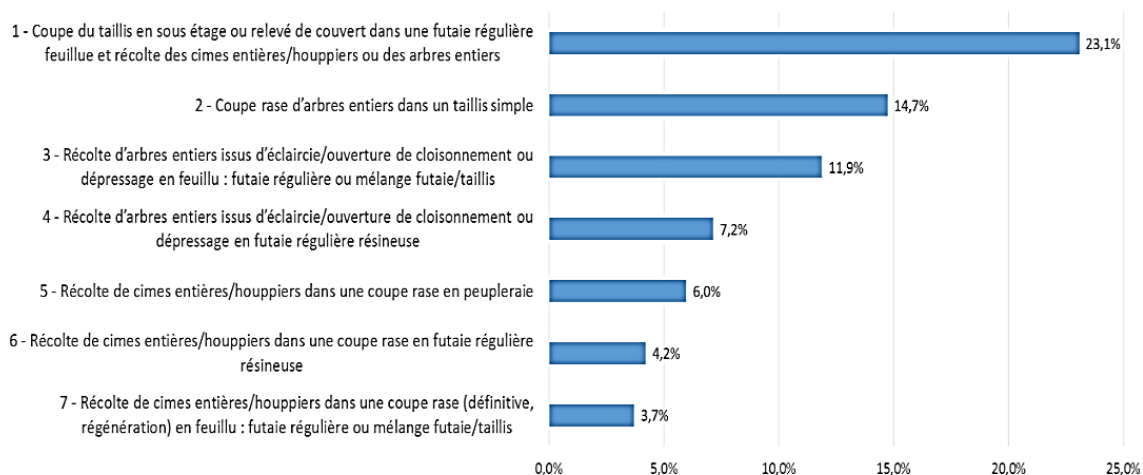


Figure I. 3 Modalités de récolte les plus fréquentes pour la production de plaquettes forestières [19].

Parmi les méthodes utilisées, l'arbre entier reste le type de biomasse le plus prélevé pour la production de plaquettes (Figure I. ). Il vient ensuite les cimes et houppier à hauteur de 32,6 % du bois prélevé.

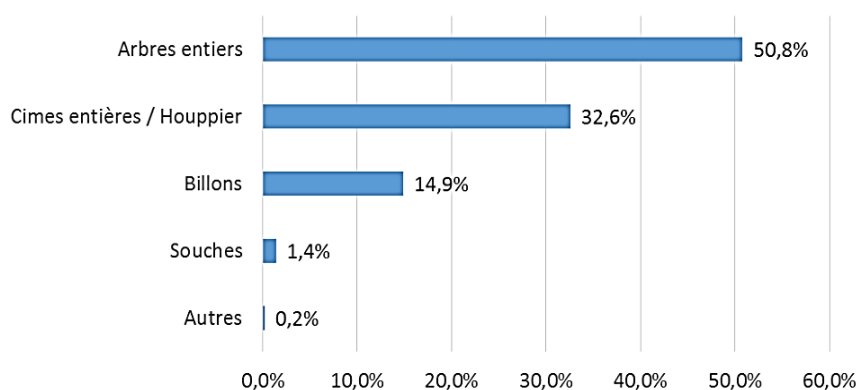


Figure I. 4 Répartition de la récolte bois pour la production de plaquettes forestières par type de biomasse [19].

La récolte de bois pour produire de la plaquette forestière est ainsi principalement réalisée à partir de taillis sous futaie ou taillis pur. Les bois récoltés sont majoritairement des arbres entiers ou des houppiers entiers. Ainsi, bien que la hiérarchie des usages du bois réserve le bois de meilleure qualité aux travaux d'œuvre et d'industrie, la production de plaquettes possède une empreinte non négligeable sur la ressource forestière. Si la majorité des prélèvements sont réalisés par éclaircies sélectives, les coupes rases ne sont pas en reste avec près de 38 % du volume de bois prélevé (n° 2, 5, 6 et 7 Figure I.3). Une augmentation non maîtrisée des quantités de bois destinées à la production énergétique est donc susceptible d'occasionner des stress et conflits d'usages liés au bois forestier. Une gestion forestière durable soutenue par une identification de la ressource et une planification attentive des prélèvements en fonction de la localité est nécessaire pour assurer la pérennité de la ressource.

Outre l’empreinte écologique du bois énergie c’est le concept de la neutralité carbone qui est sujet à controverse. La propriété « neutre en carbone » du bois énergie est le résultat d’une gestion raisonnée de la ressource forestière et non pas un caractère intrinsèque [20]. Valade et al. [21] via le projet BiCaFF, ont modélisé le bilan carbone de la filière-bois selon plusieurs scénarii d’augmentation des prélèvements en bois à destination des usages de Bois Industrie (BI), Bois d’Œuvre (BO) et Bois Energie (BE). Sous les hypothèses de départ (maintien de la structure et de l’efficacité actuelle de la filière), l’augmentation de la production de produits bois et les effets de substitution ne permettent pas de compenser la perte en volume de bois sur pied (bois sous forme d’arbres) due aux scénarii d’intensification du prélèvement (à horizon 2040). Roux et al. [22] ont modélisé plusieurs scénarii (Extensification, dynamique, intensification avec et sans reboisement) de prélèvements forestiers sur une période s’étendant jusqu’à 2050. Les résultats indiquent que le stock de carbone sur pied (carbone contenu dans le bois sous forme d’arbre) augmente quel que soit le scénario envisagé (scénario de prélèvement intensif compris), avec une tendance accrue pour les peuplements feuillus. Cependant, ils mettent également en lumière la diminution de la capacité de stockage du carbone avec l’intensification des prélèvements de bois. Les scénarii de prélèvement intensif avec et sans reboisement atteignent, à l’horizon 2050, des taux de séquestration annuel plus faible qu’à la période de référence 2016-20. En guise de contraste et malgré la diminution de la séquestration carbone, tous scénarii confondus, les bilans carbonés simulés présentent un effet positif de la ressource forestière sur les émissions en GES à horizon 2050 en France métropolitaine. Il est nécessaire de préciser que, dans ces simulations, le bénéfice environnemental est attribuable aux effets de substitution (matière et énergétique) liées à l’usage du bois prélevé.

Face à ces enjeux, l’utilisation des déchets de bois à visée de production énergétique est tout à fait pertinente et avantageuse à bien des égards. Outre la séquestration plus longue du carbone, le déchet comme combustible, par son effet de substitution, permet de réduire la tension potentiellement générée par le bois-énergie sur l’ensemble de la filière ainsi que sur la ressource naturelle. Les déchets produits à plusieurs stades de la filière-bois représentent une solution prometteuse pour l’accroissement de la production énergétique par combustion du bois [23,24].

### 3. Les déchets de bois en France

En France, la structuration législative de la filière des déchets de bois permet de créer une ressource mobilisable pour les besoins en matière première secondaire. Dans le contexte de la transition énergétique, cette ressource revêt une importance capitale dans la mobilisation de gisements inexploités.

### 3.1. Définition du déchet

#### 3.1.1. La législation en matière de gestion des déchets

Selon l'article L.541-1-1 du code de l'environnement, est considéré comme déchet « [...] toute substance ou tout objet, ou plus généralement tout bien meuble, dont le détenteur se défait ou dont il a l'intention ou l'obligation de se défaire » [25]. Selon la démarche générale de gestion des déchets établie par la présente réglementation, une hiérarchisation des modes de traitement des déchets gouverne le devenir des biens destinés à l'abandon. Le but de cette priorisation est de réduire au maximum la création de déchets ultimes (déchets qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques du moment) en favorisant les voies de réemplois, de recyclage et de valorisation. La hiérarchisation s'établit en cinq étapes que sont (Figure I. ) : la prévention, la réutilisation, le recyclage, autres valorisations (notamment énergétique) et enfin l'élimination.

- La première étape mise à l'honneur par cette démarche est la **prévention** : l'objectif de cette démarche d'anticipation est d'éviter la production de déchet à la source, en structurant une politique de prévention. C'est à partir de la seconde étape que le déchet existe en tant que bien matériel.
- Si l'objet est encore en capacité de fonctionnement après quelques traitements mineurs, il est considéré comme « **ré-employable** » : des opérations de réparation, de nettoyage et de contrôle sont alors réalisées dans le but de remettre en circulation l'objet avec sa fonction prévue initialement durant sa fabrication. C'est notamment le cas des objets d'occasion remis en état avant de réintégrer le marché.
- Ce n'est qu'à partir du troisième niveau, le **recyclage**, que l'objet en question quitte le marché afin d'être transformé : l'objet, ou les parties de l'objet, pourront soit remplir la même fonction qu'auparavant, soit être utilisé d'une autre manière. La chaîne de recyclage fait intervenir de nombreux acteurs (transporteurs, centres de regroupement et de tri, processus divers de recyclage, fabricants, distributeurs, etc.) et aboutit à la création de matières premières secondaires. En ce sens, la valorisation matière de copeaux de bois en panneaux de particules est un exemple concret d'un type de recyclage intégrant des déchets de bois pour la fabrication d'un objet assurant une nouvelle fonction sur le marché.
- La **valorisation énergétique** constitue la quatrième strate de traitement des déchets : lorsque la matière constitutive de l'objet n'est pas adéquate pour un recyclage matière, c'est le pouvoir calorifique qui compte, afin de produire de l'énergie par combustion. Les déchets sont alors brûlés dans des installations permettant la production de chaleur et/ou d'électricité (cogénération). Il est nécessaire de préciser qu'au sens de la réglementation, la récupération de l'énergie est obligatoire lors de ce processus. Cette nuance permet de faire la distinction entre la valorisation énergétique (avec récupération d'énergie) et l'élimination (sans récupération

d'énergie). La chaleur récupérée peut alors être utilisée *in situ* ou être distribuée localement dans des réseaux de chaleur. La substitution des combustibles dit classiques (pétrole, gaz, charbon, bois) par ces déchets permet de préserver les ressources environnementales tout en s'inscrivant dans une logique d'économie circulaire.

- **L'élimination** est l'étape la moins souhaitée pour le devenir d'un déchet : elle regroupe l'incinération sans récupération d'énergie ou l'enfouissement puisque le but est d'éliminer ces déchets dit « ultimes » qui n'ont pu être utilisés ou valorisés.

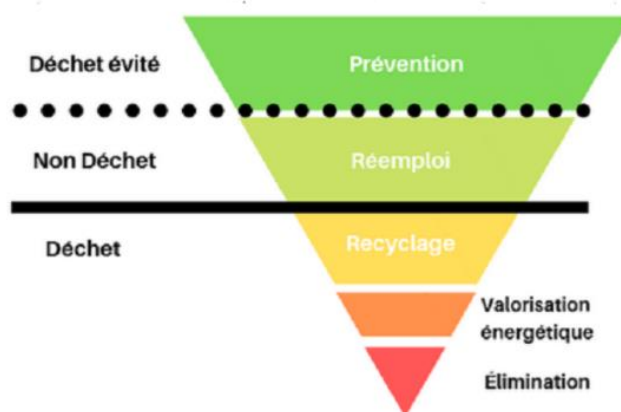
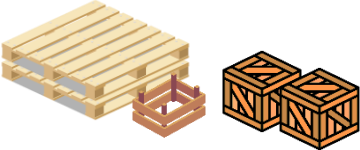



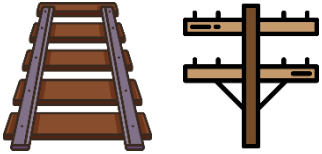



Figure I. 5 Hiérarchie des modes de traitement de déchets [7].

### 3.1.2. Définition des catégories de déchets de bois

Le système « déchet bois » est un fonctionnement triparti regroupant les producteurs de déchets, les gestionnaires de déchets et les exutoires [24]. L'action des gestionnaires réside dans le regroupement des différents flux et le conditionnement des rebus de bois dans le but de les diriger vers les filières de traitements adéquates. Ce sont les déchetteries ainsi que les centres de tri et de regroupement. Les exutoires quant à eux, représentent les nombreux processus permettant de réemployer (réparateurs et reconditionneurs de palettes), recycler ou valoriser la matière (valorisation matière ou énergétique). Cependant, la diversité des gisements de déchets de bois génère une pluralité de natures de bois à traiter. Les différentes formes de traitement de déchets sont donc issues de la diversité intrinsèque des déchets de bois. Les rebus de bois sont traditionnellement classés en trois catégories qui sont décrites dans le Tableau I. 1 : les déchets de classe A, de classe B et de classe C. La réglementation française structure le traitement de ces classes de bois au moyen de la classification des déchets et de la réglementation des installations classées pour la protection de l'environnement [26].

Tableau I. 1 Définitions et exemples des trois classes de déchets de bois.

<b>Bois de classe A</b>		
Nature	Ce sont les bois « propres », vierges de toute pollution comme la peinture, le vernis, le traitement de surface, ou la colle. C'est dans cette catégorie que s'inscrit la réglementation de Sortie du Statut de Déchet (SSD).	
Exemple	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Palettes non traitées en fin de vie</li> <li>→ Cagettes</li> <li>→ Caisses</li> <li>→ Tourets</li> <li>→ Bois de calage</li> <li>→ Bois massif propre</li> </ul>	
<b>Bois de classe B (BR1 + BR2)</b>		
Nature	Les bois contenant des substances physico-chimiques (colle, peinture, vernis, béton, etc.) ajoutées sont classés en catégorie B. Ces éléments nécessitent un traitement particulier du fait des composés qui peuvent être dégagés lors de la valorisation de ces déchets.	
Exemple	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Meubles en bois et menuiseries</li> <li>→ Bois peints, vernis, laqués, collés</li> <li>→ Bois de démolition</li> <li>→ Contreplaqué, mélaminé, panneau de lamelles orientées</li> </ul>	
<b>Bois de classe C</b>		
Nature	Cette classe de bois spécifique concentre les bois les plus pollués. Fortement imprégnés par des substances chimiques, ils sont classés déchets dangereux et polluants. Un représentant classique de cette catégorie est le bois recouvert de créosote.	
Exemple	<ul style="list-style-type: none"> <li>→ Les traverses de chemin de fer</li> <li>→ Les poteaux électriques</li> <li>→ Bois traités aux sels métalliques</li> </ul>	

### 3.2. Gisement des déchets de bois en France

Le bois énergie est une filière intégrée, elle se compose d'une chaîne d'activités depuis le prélèvement de la ressource boisée jusqu'à la fin du cycle de vie des produits créés. Ainsi, la production des déchets de bois intervient à chaque étape de cette filière comme représentée dans la Figure I. :

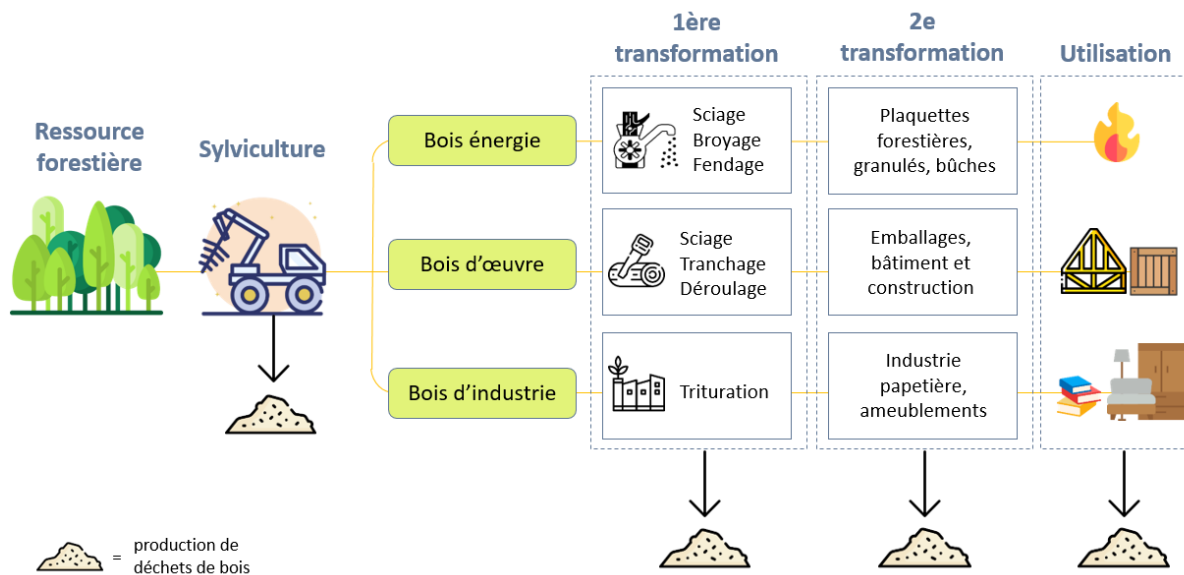


Figure I. 6 Production de déchets de bois par la filière bois.

Selon le ministère de l'environnement, la production de déchets de bois, tous secteurs confondus, atteint les 7,2 millions de tonnes en 2018 [27] soit une hausse de 6,38 % par rapport à 2016. L'amélioration du système de tri, à l'instar de la règle des « 5 flux »<sup>5</sup> pour les professionnels, permet de capter les « pertes fugitives » de la filière bois afin d'optimiser la part de recyclage et valorisation. A l'échelle nationale, le système de gestion des déchets de bois permet ainsi de valoriser (matière et énergie) 79 % du flux total collecté. A une échelle plus réduite, cette part dépend des ressources présentes dans la région considérée. Pour exemple, la région Midi-Pyrénées, du fait d'une importante implantation de chaufferies à biomasse, a la capacité d'augmenter la part de valorisation énergétique de ses déchets de bois à un taux de 44 % [28]. Il peut aussi exister des conflits d'intérêts entre filières de valorisation. C'est le cas par exemple pour la filière de valorisation énergétique qui est la principale concurrente à la filière de valorisation matière dont fait partie l'industrie de trituration (industrie du papier-carton et des panneaux de bois). En effet, les matières premières utilisées peuvent être similaires dans les deux cas. Ainsi dans la région Grand-Est, 10 % de l'approvisionnement du bois pour les industries régionales de trituration proviennent de déchets de bois. Ces mêmes déchets peuvent faire l'objet d'une valorisation énergétique en installations de combustion.

<sup>5</sup> Le tri « 5 flux » est une obligation de tri mise en place en Juillet 2016 et destiné aux professionnels. Ces derniers ont donc la responsabilité de trier les 5 flux de déchets que sont le papier/carton, métal, plastique, verre et bois dans le but de les valoriser de la manière la plus adéquate possible.



La production de déchets de bois se centralise autour de trois secteurs (Figure I. ) que sont : le bâtiment (37 %), les ménages et collectivités (35 %) et l'industrie (23 %). Les rebuts de bois provenant du secteur du bâtiment représentent un gisement important s'élevant à hauteur de 2,3 Mt en 2019. La grande diversité de ces bois et la présence d'indésirables provenant d'activités de chantiers (comme le béton par exemple) tendent à augmenter la part d'enfouissement de ces déchets s'élevant à 7,5 % [29]. Néanmoins, le gisement des déchets de bois est très largement valorisé en matière ou en énergie (79 % au total, Figure I. ) à l'heure actuelle. De plus, l'aménagement et la modernisation des centres de tri permettent d'accroître la part valorisable de ce gisement. Il est difficile d'établir des données précises quant au secteur des ménages et collectivités en raison de la grande diversité entre les centres de collecte. En revanche, il est important de préciser que la collecte des encombrants au sein des déchèteries engendre un gisement de rebus avec une grande variété de bois. La production du travail de bois (produits connexes de scieries compris) représente 79 % du gisement de déchets de bois dans le secteur de l'industrie. Ce sont les activités de sciages, de menuiseries, de fabrication de bois de structure, de parquets, d'emballages et d'objets divers qui produisent ces déchets. La bonne qualité des déchets de bois produits par ces industries permet un très fort taux de valorisation dont 70 % est valorisé en matière notamment via la production de panneaux de particules.

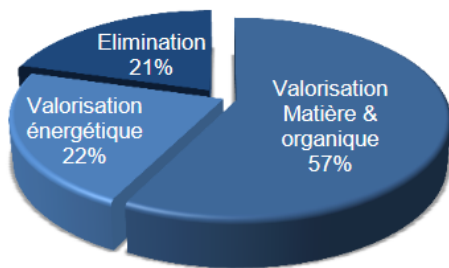


Figure I. 7 Destination des déchets de bois [7].

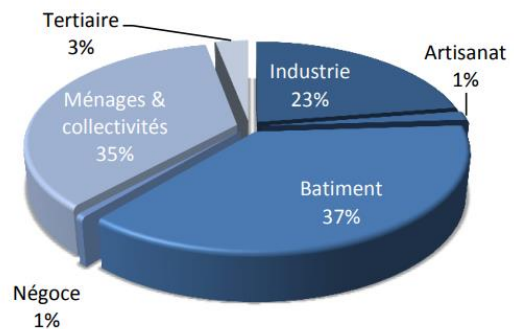


Figure I. 8 Origine des déchets de bois (inclus emballages) [7]

### 3.3. La certification « Sortie du Statut de Déchet »

L'émergence du processus de sortie du statut de déchet offre de nouvelles perspectives d'exutoires en permettant à un déchet de perdre ce statut pour acquérir celui de matière première secondaire.

#### 3.3.1. Définition et périmètre réglementaire

C'est à l'échelle européenne qu'est née la démarche visant à sortir les déchets de leur condition afin d'en tirer des avantages en tant que produit. L'article 6 de la directive européenne 2008/98/CE [30] invite les états membres à prendre des dispositions dans le but de mettre fin à l'identité de déchet pour les substances remplissant quatre conditions :

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

1. La substance ou l'objet doit être utilisé à des fins spécifiques.
2. Il existe un marché ou une demande pour une telle substance ou un tel objet.
3. La substance ou l'objet remplit les exigences techniques aux fins spécifiques et respecte la législation et les normes applicables aux produits.
4. L'utilisation de la substance ou de l'objet n'aura pas d'effets globaux nocifs pour l'environnement ou la santé humaine.

Sur la base des exigences définies par la directive européenne, la France établit les dispositions de sortie du statut de déchets au travers de l'article L-541-4-3 du code de l'environnement. Ces conditions permettent d'assurer un système de gestion des déchets compétent dans le but de préserver l'environnement et la santé humaine. Ainsi, les critères SSD définis par le ministère de l'environnement doivent impliquer : les déchets autorisés utilisés en tant qu'intrants pour l'opération de valorisation ; les procédés et techniques de traitement autorisés ; les critères de qualité applicables aux matières issues de l'opération de valorisation qui cessent d'être des déchets, conformément aux normes applicables aux produits, y compris, si nécessaire, les valeurs limites pour les polluants ; les exigences pour les systèmes de gestion, conformément à l'article D. 541-12-14 ; l'exigence d'une attestation de conformité, conformément à l'article D. 541-12-13. L'acteur souhaitant établir cette démarche afin de mettre sur le marché français un combustible doit formuler une demande à l'administration qui a pour charge de décider si la sortie du statut de déchet est recevable. Un arrêté ministériel est alors édité venant confirmer et structurer les exigences en fonction du type de déchet traité. Cette définition est à portée large, visant tout objet ou substance satisfaisant les termes précédemment énoncés. C'est à partir de ce socle commun qu'une définition plus précise établit les dispositions réglementaires en vigueur pour les déchets de bois. C'est ainsi que, plébiscité par le consortium de professionnels des métiers du bois et du recyclage « Eco-Bois », l'arrêté du 29 Juillet 2014<sup>6</sup> [31] est érigé. Ce dernier vise à fixer les critères permettant à un déchet d'emballage de bois de sortir de son statut de « déchet » pour acquiescer celui de « combustible ». Ainsi, il pourra être valorisé dans une installation de combustion classée dans la rubrique 2910-A du code de l'environnement [32], pour en récupérer l'énergie sous forme thermique. Au sens de la réglementation, est entendu par emballage en bois, « *tout emballage constitué d'éléments en bois assemblés y compris les éléments ou produits auxiliaires d'assemblage, ainsi que les éventuels éléments de calage en bois* » notamment : les palettes simples, les palettes-caisses et autres plateaux de chargement en bois, les caisses, caissettes, cageots, cylindres et emballages de même nature en bois, ou des tourets en bois. Si, avant 2021, les déchets devaient être pris en charge par une installation de type IOTA (Installations, Ouvrages, Travaux ou Activités) ou IC (Installation Classée) afin d'y être préparés et conditionnés, le décret du 1<sup>er</sup> avril 2021 [33] vient étendre ce périmètre à « *tout producteur ou*

---

<sup>6</sup> Cet arrêté fixe les critères de sortie du statut de déchet pour divers déchets. L'avenir des nouvelles matières premières dépend de la nature du précédent déchet traité. Le métal faisant l'objet d'une SSD peut ainsi être envoyé en fonderie pour la fabrication de barre de métal brut par exemple.



## Chapitre I. Synthèse bibliographique

*détenteur de déchets* ». Il est nécessaire de préciser que les installations souhaitant procéder à une sortie du statut de déchet sont réglementées et contrôlées dans le but d'assurer une bonne qualité de combustible : c'est l'arrêté du 19 Juin 2015 [34] qui fixe les exigences de gestion de la qualité, pour les sites souhaitant réaliser la procédure de sortie du statut de déchet. Ce système prévoit notamment une traçabilité des flux de matières avec l'édition de registres, historiques et déclarations des masses de matières traitées par l'installation. L'article 3 de l'arrêté du 29 Juillet 2014 fixe les limites de définition des déchets de bois susceptibles d'être promus en tant que combustible. Ainsi, comme présenté au sein du Tableau I. 2, trois catégories de déchets sont acceptées :

Tableau I. 2 Codification des déchets acceptés comme intrants de la procédure SSD.

Code	Définition
15 01 03	Emballages en bois.
20 01 38	Déchets de bois issus des fractions de déchets municipaux collectées séparément.
19 12 07	Déchets de bois provenant du traitement mécanique des déchets, issus de la transformation mécanique de déchets provenant des deux codes précédents.

Après acceptation par l'installation de traitement, le processus de transformation est opéré afin de produire un « broyat » d'emballage permettant sa valorisation en installation de combustion à la manière d'une biomasse classique. La matière est ainsi à la frontière entre le combustible et le déchet. C'est lors du passage dans une installation de traitement que la matière cesse d'être un déchet pour devenir une ressource valorisable. En plus des dispositions obligatoires, afin d'assurer une qualité dans le processus de traitement, les déchets doivent satisfaire plusieurs critères. Ils ne doivent pas être définis comme « déchets dangereux » et ne pas être susceptibles de contenir des composés organiques halogénés ou des métaux lourds. De la même manière, aucun métal (ferreux ou non), pierres, terre, verre, huiles, émulsions huileuses, lubrifiants et graisses, ou plastiques ne doivent être présents dans les broyats. De plus, dans un souci de protection environnementale, les broyats ne doivent pas dépasser les teneurs spécifiques données en Tableau I. 3 :

Tableau I. 3 Teneur en éléments maximales acceptées dans l'échantillon certifié SSD. Ms : matière sèche.

Composé	Teneur maximale	Normes [26]
	mg/kg Ms	
Mercure, Hg	0,2	NF EN ISO 15297
Arsenic, As	4	
Cadmium, Cd	5	
Chrome, Cr	30	
Cuivre, Cu	30	
Plomb, Pb	50	
Zinc, Zn	200	
Chlore, Cl	900	NF EN ISP 15389

Composé	Teneur maximale	Normes [26]
	mg/kg Ms	
PCP <sup>7</sup>	3	NF B 51-297
PCB <sup>8</sup>	2	NF EN 15308
Azote, N	15 000	NF EN 15104

A l'issue des contrôles effectués par un tiers (auditeur), dans le cas où le site respecte l'ensemble des exigences réglementaires, la certification SSD y est attribuée pour une durée de 3 ans par un organisme certifié par le COmité FRANçais d'ACCréditation (COFRAC). L'association de professionnels Eco-Bois a édité un guide-référentiel opératoire octroyant, aux sites désireux d'obtenir la certification SSD, une aide à l'organisation de l'activité de traitement des déchets. En 2021, ce sont 151 sites répartis sur l'ensemble du territoire français qui sont certifiés SSD en suivant le référentiel d'Eco-Bois. Bien que la liste ne soit pas exhaustive car de nombreux sites sont certifiés sans avoir recours au guide-référentiel, Eco-Bois édite une carte mettant en lumière l'implantation homogène à l'échelle nationale (France métropolitaine) des sites certifiés SSD (Figure I. ) :

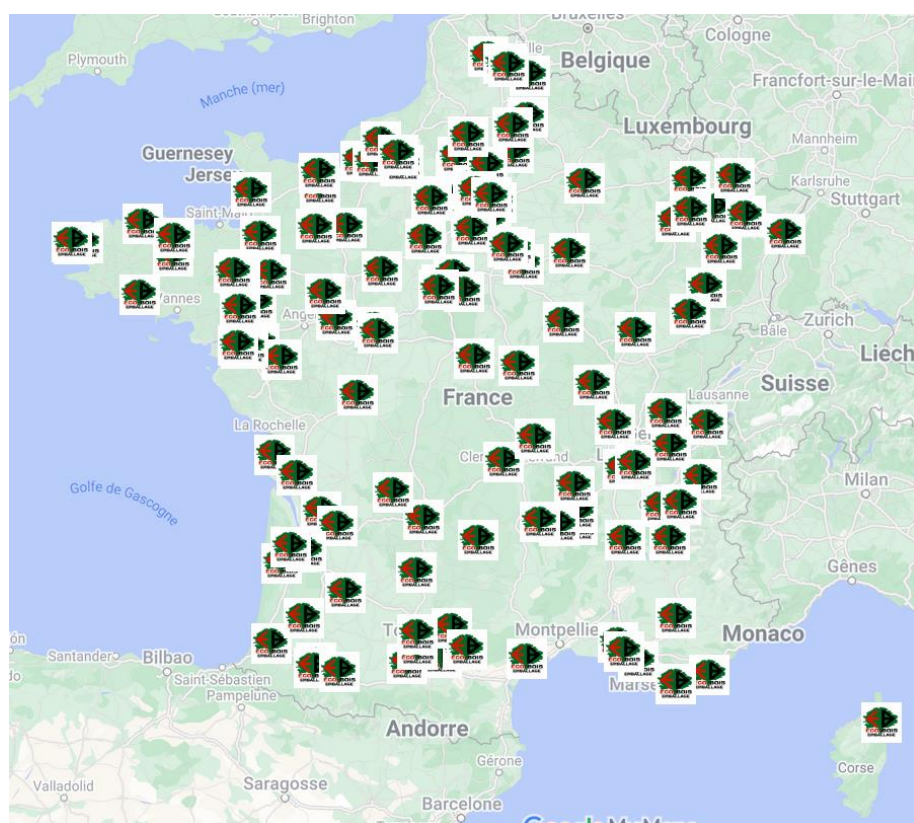


Figure I. 9 Implantation géographique des sites certifiés SSD à l'échelle de la France métropolitaine

<sup>7</sup> PCP : Pentachlorophénol.

<sup>8</sup> PCB : Polychlorobiphényle.

### 3.3.2. Le gisement de bois SSD en France

Selon la FCBA, ce sont près de 900 kt de déchets d’emballages de bois qui ont été collectés en 2012 [24]. La quantification des flux de matières est difficile car le système industriel des emballages de bois est complexe de par les nombreuses interactions entre les acteurs. Ce système comprend la production nationale d’emballage, les emballages achetés et échangés entre les acteurs (logistique), mais aussi le flux d’emballages réemployés et reconditionnés. A l’échelle des ménages, les données recueillies sont plus floues encore car des pratiques de ré-usage ainsi que de brûlage sont employées. Néanmoins, sur les 900 kt collectés, le recyclage matière est la principale méthode de valorisation avec 615 kt de déchets valorisés, vient ensuite la valorisation énergétique avec 216 kt sur l’année 2012. L’enfouissement et l’incinération (sans valorisation) comprennent les 70 kt restants [24].

Selon l’ADEME, ce sont près de 800 kt de broyats d’emballages en bois qui font l’objet d’une sortie du statut de déchet tous les ans. Les chaufferies bois permettent la valorisation énergétique pour près de 80 % du gisement mobilisé. Les données du secteur du Grand Nord Est (Région Grand-Est, Bourgogne, Franche-Comté, Champagne-Ardenne) sont en accord avec les résultats nationaux dans la mesure où 78 % des déchets de bois propres sont valorisés en énergie (contre 22 % pour la production de panneaux). La mise en place de la législation de sortie du statut de déchets pour les emballages en bois s’est vue soutenue par un travail d’accompagnement réalisé par l’association Eco-Bois. Ainsi, les professionnels ont pu bénéficier d’aides pour le déploiement de la démarche SSD sur leurs sites par la mise en place de référentiels, guides, tarifs avantageux pour les analyses, formations et discussions. Selon le rapport de l’ADEME sur l’évaluation des gisements de « déchets bois » en Midi-Pyrénées (2015) [28], la part de déchets d’emballages entrants dans les sites de valorisation énergétique de la région s’élève à 8 700 tonnes en 2015. Constituant 16 % du total des déchets entrants, l’auteur précise que la certification SSD devrait provoquer une évolution dans cette part de déchets traités. Parmi ces gisements de déchets de bois disponibles à la valorisation énergétique, la palette constitue la principale matière première comme l’atteste l’origine des bois valorisés sous forme de broyats par les 72 entreprises (et 3 gestionnaires de déchets) du Grand Nord Est (Région Grand-Est, Bourgogne, Franche-Comté, Champagne-Ardenne) ayant répondu à une enquête de 2014 sur la filière bois-énergie [35] (Figure I. ) :

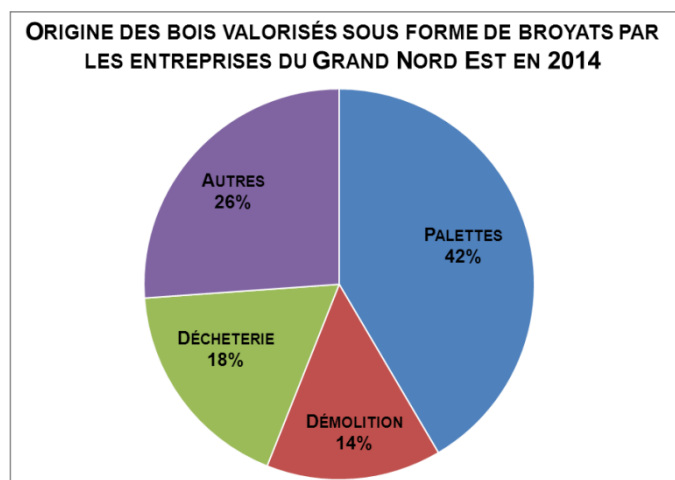


Figure I. 10 Provenance des bois valorisés en broyats par les entreprises du Grand Nord-Est en 2014 [19]

### 3.4. Le cas spécifique de la palette en bois

Composant la majorité du bois certifié SSD, la suite de la section est destinée au cas spécifique de la palette bois. Son identification, la gestion logistique associée et le gisement exploitable y sont détaillés.

#### 3.4.1. Définition et identification

Issue de la marine américaine dans les années 1940 dans le but d'optimiser le transport de marchandises par wagon, la palette est désormais le moyen logistique le plus plébiscité pour le conditionnement de biens et de matières existant. En métal, plastique ou carton, c'est en bois que les palettes sont les plus employées. Elles doivent respecter un cahier des charges précis en fonction de leur utilisation. Ainsi, le type de produit manutentionné, les conditions de transports et de stockages, les exigences réglementaires ou encore les moyens de manutention employés sont tous autant de paramètres à prendre en compte lors de l'utilisation d'une palette. Il en résulte l'édiction de plusieurs solutions techniques en fonction du besoin. Exceptée la fabrication sur mesure pour une utilisation spécifique, des standards sont développés pour différents secteurs d'activités industriels comme présentés au sein du Tableau I. 4 [36] :

Tableau I. 4 Standards de palette en fonction de l'application

Type de palette	Secteur industriel	Spécificités
VMF	Verrerie	Dimensions : 1 000 x 1 200 mm
CP	Chimie	9 modèles de palettes standardisées. Transport de fûts et barils de produits chimiques.
GALIA	Automobile	3 modèles de palettes standardisées.
Palettes cimentières	Industrie du plâtre et du ciment	Transport/stockage de marchandises lourdes comme les sacs de ciment ou le plâtres.
EPAL	Industries multiples	Palette échangeable à l'échelle mondiale. Sa facilité d'utilisation en fait la palette la plus répandue à l'heure actuelle.

La Figure I. de la répartition des types de palettes usagées détenues par les détenteurs et producteurs, éditée par la FCBA, met en lumière l'important impact des palette EPAL en volume de déchets [37]. La catégorie « autres » comprend les palettes à usage unique dont la part est significative. Les trois dernières parties comprennent les palettes spécifiques, consignées non restituables à la consigne et seulement 3 % de palettes issues du circuit de location (reconnaissable à leur couleur). Malgré les particularités que peuvent posséder les différents types de palettes employées sur le marché mondial, des généralités sont de mises. Il est important de préciser la constitution structurelle des palettes car elle peut avoir une influence sur la combustion. Il peut être observé sur la Figure I. 12 qu'une palette est constituée de quatre grandes parties : le plateau supérieur, les traverses, les dés et enfin la semelle. Le plateau supérieur est la partie directement en contact avec le produit charrié. Il repose sur une structure basse composée des traverses fixant le plancher aux dés, les dés qui peuvent être de bois plein ou bien aggloméré, fixés à la semelle constituant l'assise de la palette. Des ouvertures au nombre de deux ou quatre, situées sur les flancs de la palette permettent aux engins de manutention la saisir avec

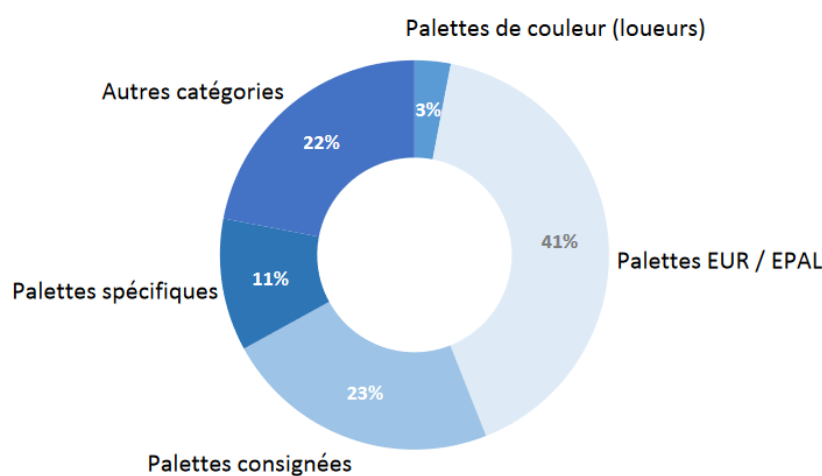


Figure I. 11 Répartition des palettes usagées possédées par les détenteurs et producteurs.

son contenu. Le bois constitutif d'une palette varie en fonction des essences présentes localement. Néanmoins selon le SYndicat national des PALettes en bois (SYPAL), en France, les essences majoritairement utilisées dans la fabrication des palettes sont : le sapin et l'épicéa (29 %), le pin maritime (28 %), le douglas (15 %), le pin sylvestre (13 %), le peuplier (7 %) et le hêtre (2 %). Ainsi, ce sont des essences résineuses qui composent majoritairement la palette.

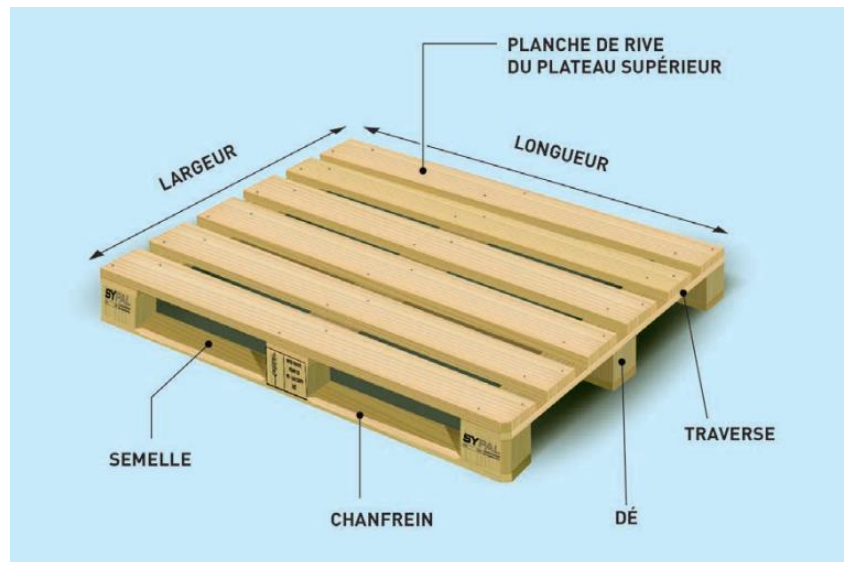


Figure I. 1 Structure d'une palette bois.

Devant l'obligation de respecter une robustesse en fonction du produit transporté, les palettes subissent des traitements avant l'envoi sur le marché. Depuis 2010, le traitement au bromure de méthyle (MB) qui était jusqu'à lors utilisé contre les espèces invasives du bois a été interdit pour laisser la place à un traitement thermique en four ou étuve afin de sécher le bois jusqu'au cœur. Dans ce cadre et dans le but de respecter les normes phytosanitaires internationales (norme NIMP 15 pour 60 % des palettes), les palettes doivent passer par un traitement thermique où le bois est chauffé à 56 °C durant, au minimum, 30 minutes. Le traitement à la chaleur permet également d'éviter les phénomènes de bleuissement et de moisissures pouvant arriver durant la vie de la palette.

A l'échelle domestique, la planche de palette peut représenter un bois d'opportunité que le particulier récupère selon divers moyens (récupération en entreprises, via livraison de matériaux, etc.) arborant ainsi un avantage économique. Cependant, afin de pouvoir être consommée dans une installation domestique, la palette doit être judicieusement identifiée par le particulier. Il est donc nécessaire de prêter attention au bois récupéré en excluant les palettes ayant charriées des produits chimiques toxiques ou non (des dépôts peuvent avoir imprégnés la palette), les palettes colorées, l'inscription « MB » (bien qu'interdite à l'heure actuelle) ou les palettes traitées par produits fongicides et insecticides. Un système de marquage apposé sur les palettes permet d'identifier la fonction de la palette, sa provenance et les traitements effectués. La Figure I. 13 présente un exemple de marquage d'une palette normée pour le secteur alimentaire. La zone n°1 présente la provenance de la palette avec des indications géographiques



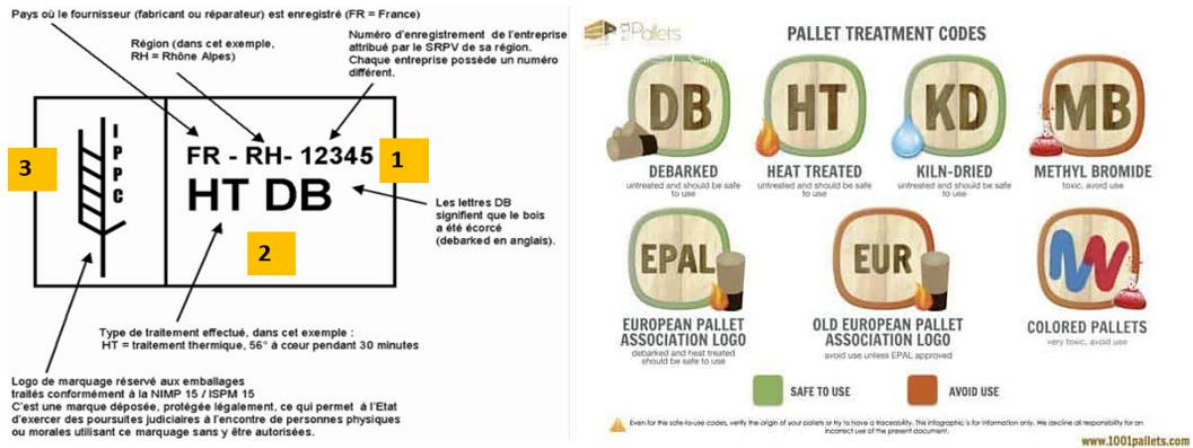


Figure I. 2 Code de qualification des palettes.

(pays et région) ainsi que l'identification de l'entreprise attachée. Les indications « HT » pour Heat Treatment (traitement thermique contre le développement des champignons et moisissures) et « DB » pour Debarked (le bois écorcé est obligatoire dans le cas d'un transport de denrées alimentaires), dans la zone n°2 (Figure I. 13), concernent les traitements effectués sur le bois et la palette. Cette indication permet de qualifier la qualité du déchet. Ainsi, la Figure I. 13 résume les différents marquages en références aux traitements effectués, qu'il est possible de retrouver sur les palettes. Le logo (3<sup>e</sup> zone) spécifie le type de palette utilisée. Dans le cas présent, le logo IPPC (International Plant Protection Convention) est lié à un traitement thermique prévenant la dissémination de nuisible lors des échanges commerciaux.

Malgré l'ensemble des marquages disponibles pour identifier le type de palette, le particulier navigue dans un domaine non structuré à l'échelle individuelle. Aucune garantie quant à la qualité du combustible n'est disponible car le flux de déchets sollicité est généralement de l'ordre de l'informel (bois de récupération). En dépit d'un gisement conséquent, d'une bonne qualité de combustible dans le cas de palettes propres, et d'une possible valorisation en installations individuelles, aucun dispositif ne permet de canaliser et officialiser ce flux de déchet. Ainsi, de nombreuses incertitudes planent encore sur la valorisation des palettes pour le chauffage domestique, particulièrement concernant la qualité de la combustion résultante.

### 3.4.2. Structuration de la filière

En 2015, avec 630 sites implantés en France, un chiffre d'affaire de 500 M€ et une production de 47,5 millions de palettes, le secteur de la palette bois est un chaînon capital dans le gisement de déchets de bois à destination énergétique. Il est nécessaire d'indiquer que la palette bois, durant sa vie, possède un fonctionnement bien particulier par rapport aux autres déchets de bois. Bien qu'il existe des palettes à usage unique, les mesures incitatives à l'instar de la directive européenne « Emballages » favorisent l'augmentation des palettes dites « réutilisables » ou « multi-rotations ». En effet le système de logistique utilisant les palettes repose sur un système d'échanges, de réparation et de réutilisation des palettes nommé « Pooling ». Ce système complexe rassemble de nombreux acteurs aux métiers bien précis. Ainsi après sa mise sur le marché, une palette est utilisée par un industriel avant d'être envoyée en reconditionnement. Lors de ce processus, la palette est, si besoin, réparée puis remise en circulation avant qu'un industriel s'en sépare à nouveau revenant au processus de réparation. Ces boucles continuent ainsi jusqu'à ce que la palette soit jugée hors service par les acteurs du reconditionnement. La palette remplit alors les conditions décrites par l'article R 543-43 du code de l'environnement pour le titre « d'emballage ré employable » soit « *un emballage qui a été conçu, créé et mis sur le marché pour pouvoir accomplir pendant son cycle de vie plusieurs trajets ou rotations en étant rempli à nouveau ou réemployé pour un usage identique à celui pour lequel il a été conçu* » [38]. Selon le SYPAL, une palette peut ainsi effectuer 28 rotations avec en moyenne 11 réparations avant de finir sa vie (d'une durée de 8 ans) [39]. Elle est alors envoyée en valorisation matière (pour la formation de panneaux de particules par exemple) ou bien en valorisation énergétique. La Figure I. 14 réalisée par la FCBA [39] synthétise l'Analyse de Cycle de Vie (ACV) de la palette bois selon la norme ISO 14040 :

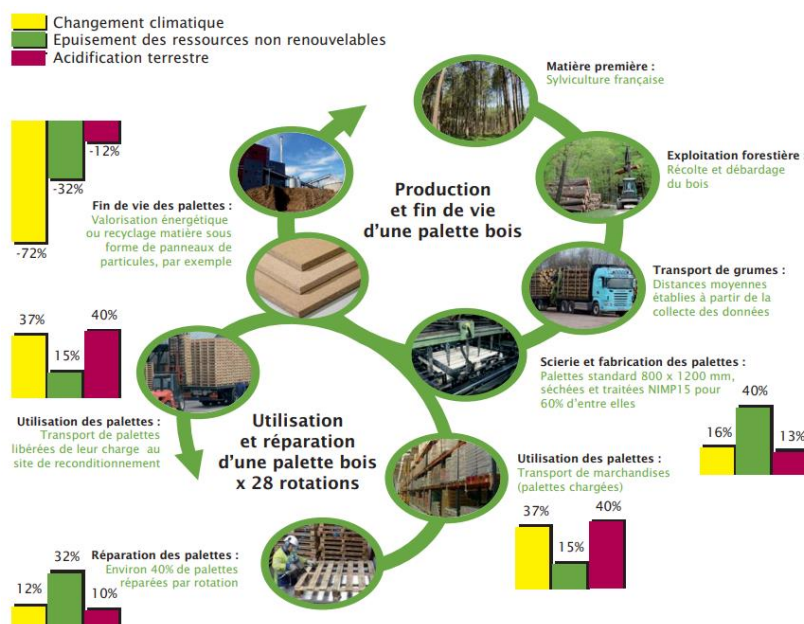


Figure I. 3 Analyse du cycle de vie d'une palette bois [39].



Comme le montre la Figure I. 14, de nombreux acteurs interviennent tout au long de la vie d'une palette : fabricants, loueurs, transporteurs, reconditionneurs, tous ayant à leur échelle un impact environnemental via leurs activités. En revanche, selon les résultats de l'ACV, la valorisation finale de la palette, en substituant des énergies fossiles et de la matière première, permet d'obtenir des impacts négligeables en termes de changement climatique, d'épuisement des ressources naturelles et d'acidification terrestre.

L'ADEME, au travers du rapport sur la valorisation des Palettes Bois en Fin de Vie (PBFV) réalisé par la FCBA en 2020 [40], établit un panel représentatif des acteurs de la filière. Les acteurs, pouvant être regroupés en trois grands groupes, ont été recensés par les auteurs :

- Détenteurs et producteurs de PBFV : les entreprises usagers des palettes, tous secteurs confondus, soit un total de 1 126 000 unités (une unité = une palette).
- Gestionnaires de PBFV : comprenant les loueurs de palettes (5 unités), les reconditionneurs (200 unités) et enfin les centre de tri et de déchets de bois (206 unités). Les deux derniers sont nombreux à être certifiés SSD pour la production de combustible à partir des palettes usagées sortant du circuit.
- Utilisateurs par valorisation : en énergie via les chaufferies utilisatrices du combustible au nombre de 300 à 400 ou en matière par les fabricants de panneaux au nombre de 7 sur le territoire français.

Le gisement total des PBFV pour tous les acteurs de la chaîne s'élève à 68,2 millions d'unités en 2020. Selon la FCBA, les PBFV sont réparties selon les secteurs de la façon suivante (Figure I. 15) :

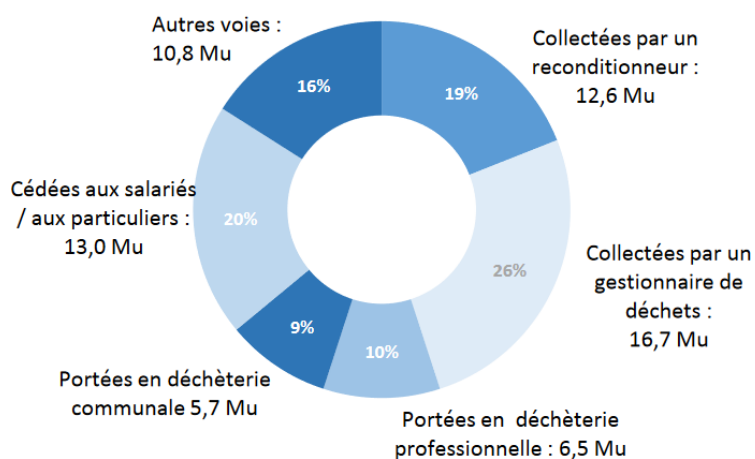


Figure I. 4 Répartition des PBFV en France [24].

Il est très intéressant de noter que près d'un tiers des palettes usagées sortent du circuit de valorisation par cession aux salariés/particuliers ou par élimination via le brûlage libre ou l'abandon (la majorité de la section « autres voies » n'est pas traçable). Cela représente donc un important gisement, à hauteur de 23,8 Mu, mobilisable par les filières de valorisation énergétique ou matière. Les 64 % restants sont quant à eux captés par les filières de traitement des déchets certifiés, ou non, SSD. Un fait

intéressant concerne la destination des déchets récupérés par les reconditionneurs puisque 95 % des PBFV décrétées non réparables sont destinées à la production d'énergie (65 450 t) contre 5 % pour l'industrie des panneaux (3 450 t). Un autre fait intéressant concerne la certification SSD. L'obligation d'établissement d'un système de qualité semble être une réussite puisque 72 % du flux des PBFV collectées en centres de tri sont déjà triées de manière sélective lorsque le site est certifié SSD contre seulement 38 % dans les centres non certifiés. Les PBFV sont alors en mélange avec d'autres déchets de bois ou avec d'autres matériaux. Les résultats du tri réalisé sur site de collecte vont de pair avec cette conclusion puisque 91 % des PBFV arrivées en mélange sont triées sur les sites certifié SSD contre 42 % pour les centres non certifiés. De la même manière que pour les reconditionneurs, près de 91 % des broyats de palettes, sites certifiés et non certifiés SSD, sont destinés à la production énergétique par la filière bois-énergie. Selon les chaufferies interrogées par la FBCA dans le cadre de l'étude sur la valorisation des PBFV, 70 % du broyat de palettes consommé est certifié SSD. In fine, les PBFV en flux pur, comme produit de valorisation sont plus utilisées en production énergétique qu'en fabrication de panneaux. Des contraintes de composition physico-chimique et d'approvisionnement entravent l'utilisation aisée de ce déchet comme matière première secondaire. Les fabricants favorisant les mélanges des classes de déchet A et B par exemple.

In fine, comme le montre la Figure I. 16, les centres de tri possèdent le flux le plus important de PBFV produisant 544 kt de broyats contre 68,9 kt pour les reconditionneurs. Ensemble, cela représente 613 kt de broyats de palettes dont 560,4 kt sont actuellement destinés aux chaufferies pour de la production énergétique. Selon la FCBA, un potentiel d'amélioration de la collecte des PBFV est estimé à +10 % soit 7 millions d'unités. Ces flux seraient captés principalement aux sources suivantes : industrie, petits commerces, grandes surfaces, commerce de gros, et bâtiment [40]. Une simulation de l'évolution du gisement de PBFV tenant compte de l'amélioration de la collecte et de l'évolution du PIB a été réalisée en 2018 et présentée en Figure I. 17. L'accroissement du gisement prend place entre 2018 et 2023 pour passer de 810 kt à 990 kt respectivement. La répartition de la part des secteurs semble rester stable au cours de l'évolution du gisement. Dans la continuité, une analyse de la demande en PBFV a été effectuée. Cette dernière a été basée sur le PPE afin d'estimer les objectifs stratégiques fixés par la filière bois. Ainsi, les résultats montrent une augmentation de la demande de PBFV à destination de production énergétique de 0,56 Mt à 0,64 Mt pour 2018 et 2023. Cette même demande augmente de + 0,002 Mt sur la même période pour les fabricants de panneaux. La proportion entre les exutoires reste donc identique à volume plus grand. Au total, la demande de PBFV s'élève de 630 kt en 2018 à 720 kt en 2023. La perspective place donc le gisement de PBFV dans une offre supérieure à la demande. A cela s'ajoute le faible prix de la plaquette forestière et en particulier des bois scolytés (bois infecté par des scolytes). Les enjeux de cette filière reposent donc sur la coévolution des débouchés, du prix du broyat de palette comme combustible, et de la capacité d'accroissement de la collecte à la source.

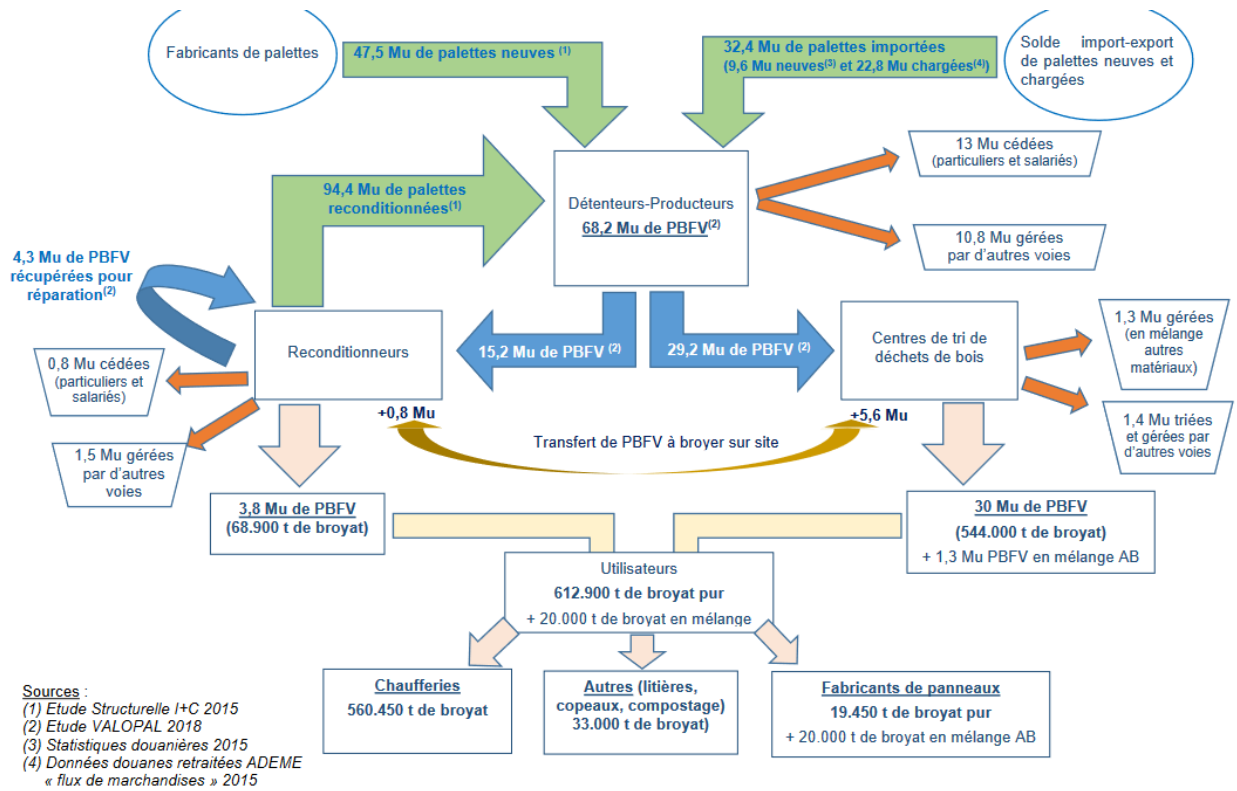


Figure I. 5 Flux de palettes bois en fin de vie [40].

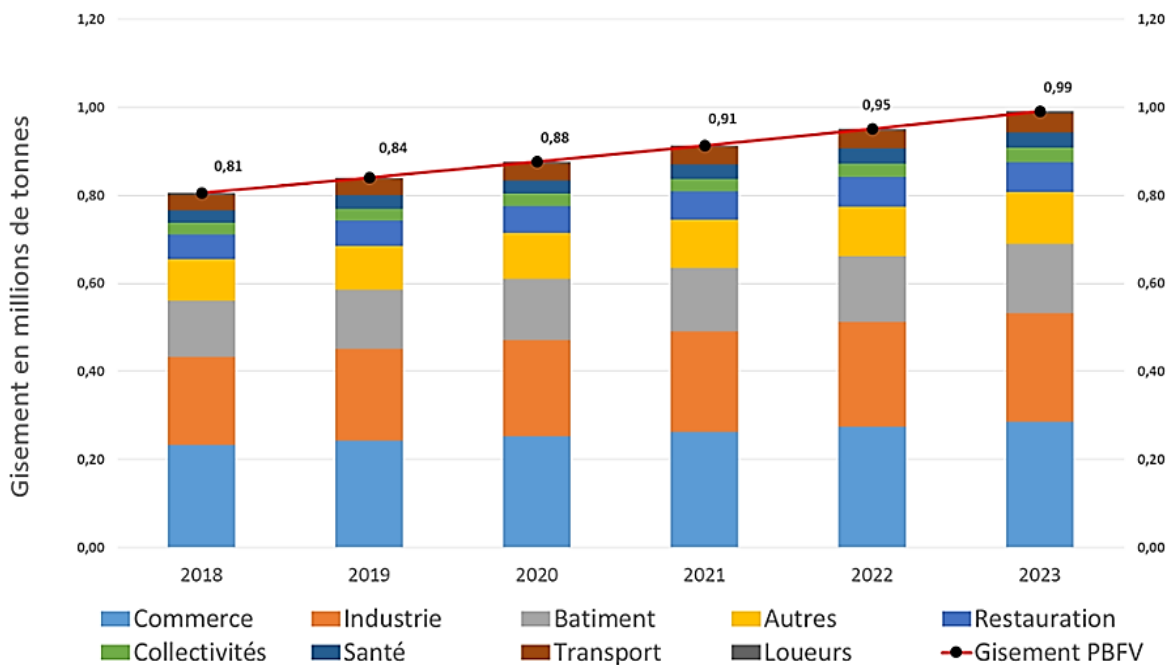


Figure I. 6 Contribution à l'évolution du gisement (en millions de tonnes) [37].

## 4. Valorisation thermique des déchets

### 4.1. Généralités

Face à la diversité des déchets de bois, trois technologies de valorisation énergétique sont applicables en fonction des exigences en termes de qualité de combustion et d'émissions polluantes. Ainsi, selon le « REseau COopératif de Recherche sur les Déchets et l'Environnement » (RECORD), il existe six technologies de valorisation énergétique des déchets de biomasse présentées dans le Tableau I. 5 [41]:

Tableau I. 5 Technologies de valorisation thermique des déchets de bois.

<b>Bois de classe A et B</b>	Les installations de combustion
	<ul style="list-style-type: none"> <li>○ En cogénération<sup>9</sup> de grandes tailles. Supérieur à 100 MW.</li> <li>○ En cogénération de tailles moyennes. Jusqu'à 100 MW.</li> <li>○ En chaudières collectives.</li> </ul>
	Les installations de gazéification
	Production de gaz à partir d'une biomasse sous une atmosphère réductrice. Les gaz formés, principalement composés de H <sub>2</sub> , CO, CH <sub>4</sub> , H <sub>2</sub> O, N <sub>2</sub> et CO <sub>2</sub> sont appelés « syngaz ». Ils sont stockés puis valorisés en chaudières à gaz pour la production énergétique (chaleur ou cogénération) <sup>9</sup> .
	Les installations de méthanisation
	L'action des bactéries méthanogènes permettent de transformer la matière organique en produits de fermentation : le biogaz et le digestat. Dans le cas du premier, une valorisation par procédé de combustion permet de récupérer l'énergie contenue au sein du gaz.
<b>Bois de classe C</b>	Les installations d'incinération
	Ces structures spécifiques sont destinées à la combustion des déchets dangereux. Sous une contrainte réglementaire plus importante, ils sont équipés de systèmes de traitements de fumées additionnels permettant de traiter les déchets dangereux et fortement polluants. Ce sont ces installations qui sont capables d'assurer le traitement des déchets de classe C.

A l'échelle nationale, parmi les trois types d'installations de combustion, les chaufferies d'une puissance comprises entre 50 kW et 1 MW, représentent 84 % des installations en 2021 soit près de 6 000 chaufferies bois (sur un total de 7 145) [7]. En opposition, les chaudières d'une puissance

<sup>9</sup> Production conjointe de chaleur et d'électricité.

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

supérieure à 10 MW représentent 2 % du parc mais consomment plus de la moitié de la puissance totale en intrant des installations [42]. Les sites de valorisation et de traitement des déchets sont soumis à la réglementation relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Les différents régimes réglementaires qui en découlent sont également fonction de la nature du déchet de bois à traiter. Ainsi, plus le déchet est pollué, plus les exigences juridiques relatives au régime concerné seront élevées. Le Tableau I. 6 présente les différentes rubriques ICPE auxquelles une installation est soumise en fonction de la nature du déchet de bois à traiter [42]:

Tableau I. 6 Classement des déchets de bois selon les rubriques ICPE [42].

Type de déchets de bois	Rubrique ICPE
<b>Bois d'emballage</b> en fin de vie ayant fait l'objet d'une <b>sortie de statut de déchets (SSD)</b> . <i>Classe A</i> .	2910-A
<b>Bois respectant les seuils définis par l'arrêté du 24/09/13</b> relatif aux prescriptions générales applicables aux installations relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n°2910-B de la nomenclature des ICPE. <b>La majorité des bois d'emballage ne bénéficiant pas d'une SSD, les sous-produits de l'industrie de l'ameublement et de la menuiserie</b> entrent dans ce cas de figure. <i>Classe A et B</i> . Les déchets de bois du bâtiment sont explicitement exclus de cette rubrique.	2910-B
<b>Déchets de bois</b> ne respectant pas les seuils définis par l'arrêté du 24/09/13 relatif aux prescriptions générales applicables aux installations relevant du régime de l'enregistrement au titre de la rubrique n° 2910-B de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement, et n'étant pas des déchets dangereux. <b>Les déchets de bois du BTP</b> (dont bois de démolition) entrent dans ce cas de figure. <i>Classe B</i> .	2771 Rubrique correspondant aux installations de traitement thermique des déchets non dangereux (installations de type « incinérateur d'ordures ménagères »)
<b>Déchets de bois classés dangereux</b> : bois créosotés, bois autoclavés ou imprégnés de sels métalliques. <i>Classe C</i> .	2770

La Figure I. 18 issue du rapport d'évaluation du gisement de déchets bois et son positionnement dans la filière bois/bois énergie établie par l'ADEME en 2015 illustre la part que représente la valorisation énergétique des déchets de bois parmi les traitements disponibles [24]. Le secteur du bâtiment, qui émet le tonnage plus important de rebus de bois, engendre la moitié des déchets à destination des installations de combustion. L'industrie ainsi que les ménages et collectivités suivent avec 22 % et 15 % respectivement de la part des déchets valorisés énergétiquement. L'organisation des filières de traitements des déchets dépend en grande partie du schéma d'aménagement local. En guise

d'exemple, en 2021, la part des déchets de bois valorisés énergétiquement par le secteur des ménages s'élevait à 26 % dans la région Grand-Est [42].

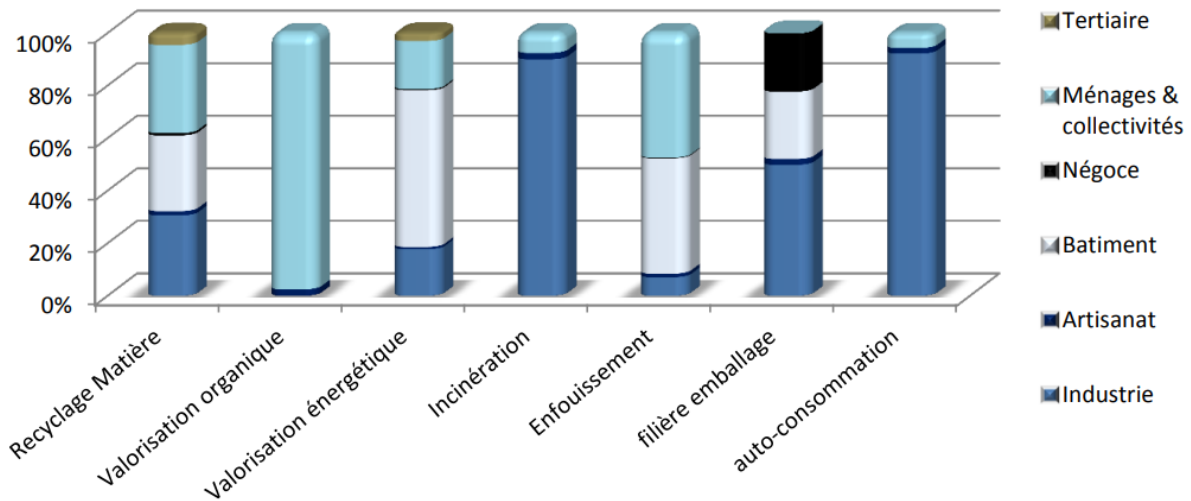


Figure I. 7 Origine des déchets de bois selon l'exutoire [4].

## 4.2. Les différentes formes de combustibles

Les déchets de bois propres représentent un gisement considérable pour la production énergétique. Cependant, en fonction de l'application, les bois SSD bruts doivent être transformés pour satisfaire les contraintes des différentes installations de combustion. L'échelle de l'installation, la puissance souhaitée ainsi que le type de stockage et de transport sont autant de paramètres influençant la forme que va prendre le combustible SSD. Il existe ainsi trois formes privilégiées actuellement présentées dans la Figure I. 19 : la plaquette, le combustible densifié sous forme de bûche ou de granulés, et le bois brut. La première étape d'utilisation du déchet de bois se situe directement chez l'utilisateur qui va valoriser la matière au sein de son installation domestique. Dans le cas d'une palette, le particulier a l'occasion de produire des planches, valorisables au sein d'un poêle ou d'un insert à bûches traditionnelles. Le bois n'est alors pas certifié SSD mais représente un bois d'opportunité. Lorsque le déchet transit via un site certifié, des processus de traitement permettent de le certifier « Sortit du Statut de Déchet » (SSD). Il peut alors, selon la granulométrie souhaitée après broyage, devenir de la plaquette ou de la sciure compactée en briquettes densifiées ou en granulés.

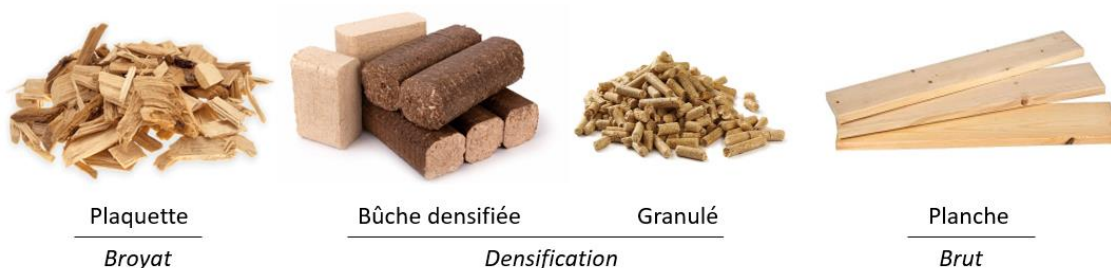


Figure I. 8 Formes sous lesquelles le bois SSD peut être valorisés thermiquement.

### 4.2.1. La plaquette

Issue du broyage de grumes, d'arbres entiers ou bien de rémanents, la plaquette forestière est composée de morceaux de bois broyés de dimensions variables. Le déchetage du bois s'élevant à 2,9 millions de m<sup>3</sup> en 2015 [19], est soit réalisé directement sur la zone de prélèvement (en forêt), soit sur des sites dédiés. Selon les traitements appliqués au bois avant broyage, les plaquettes peuvent contenir de l'écorce, des résidus forestiers ou du feuillage. Parmi les assimilés à la plaquette forestière (plaquettes bocagères et paysagères ligneuses, connexes de scierie et déchet de bois), le broyat issu de bois SSD est très semblable à celui provenant de bois forestiers. Les déchets de bois sont broyés dans des installations de différentes tailles en fonction du rendement souhaité, avant d'être triés. La biomasse est déferée (les clous issus des palettes sont les principaux métaux présents), nettoyée des indésirables (plastiques, pierres, déchets d'autres classes mal triés) et stockée dans une zone réservée. Ainsi, à la différence de la plaquette forestière, le broyat de bois SSD possède des caractéristiques homogènes avec peu de variabilité ou d'indésirables, est exempt d'écorce et de résidus forestiers, et possède en générale une humidité bien plus faible. En raison de la forme et de l'espace de stockage nécessaire, les plaquettes sont majoritairement destinées aux installations à échelle industrielle ou collective. C'est en chaufferie que le broyat de SSD est majoritairement consommé avec en moyenne 640 000 tonnes brûlées chaque année [43].

### 4.2.2. Les formes densifiées

La densification de la biomasse permet, à partir de fractions fines, d'obtenir un combustible avec une densité énergétique élevée. En plus de faciliter le transport et le stockage, ce procédé permet à des matières premières à faible masse volumique, comme c'est le cas pour le bois SSD, d'acquérir des caractéristiques plus avantageuses pour la combustion. Un autre aspect de la densification est la diminution du risque d'explosion inhérent aux combustibles finement divisés.

#### Les granulés

Selon l'ADEME, le secteur du bois-énergie compte traditionnellement 3 catégories de granulés : les granulés de bois, les granulés d'origine agricole nommé aussi « agro-pellet » et les granulés de bois traités thermiquement par la méthode de « steam explosion » ou par torréfaction, le granulé prend alors le nom de « black pellet ». Les granulés sont de petits cylindres de 3,15 à 40 mm de longueur et de 6 à 8 mm de diamètre pour un usage domestique et de 6 à 12 mm pour un usage industriel (norme NF EN ISO 17225-2 [44]). Le pellet (terme anglais souvent utilisé en remplacement de « granulé ») est constitué, majoritairement, des produits connexes de scierie résultants des opérations de transformation du bois d'œuvre. Les fines particules de bois sont compactées et pressées pour former le combustible sous forme de granulés. Le processus de densification permet d'obtenir un combustible à très faible teneur en humidité, haut pouvoir calorifique, très homogène et présentant des avantages en termes de manutention et de stockage. La faible variabilité, le haut rendement de combustion et la facilité



d'utilisation ont permis la démocratisation de ce combustible autant à l'échelle du chauffage collectif qu'à l'échelle individuelle. En 2019, en France, le nombre de foyers se chauffant à l'aide de granulés s'élève à 1,1 millions sachant que cette solution est le chauffage principal pour 850 000 foyers [45]. A l'instar de la consommation, la production de granulés augmente nettement en France passant d'environ 200 000 tonnes en 2008 à 1,7 millions de tonnes en 2021 [46]. Selon le syndicat PROPELLET, 97 % des granulés du secteur français sont certifiés selon les trois certifications existantes, EN plus, NF Biocombustible et DIN plus, assurant le respect de cahiers des charges précis. La fabrication des granulés nécessite plusieurs étapes de traitement de la matière afin d'obtenir une matière comprimable et homogène. Le bois initial est d'abord broyé en une fraction fine (granulométrie plus réduite que pour la plaquette) avant d'être séché pour obtenir un taux d'humidité généralement sous les 15 % en masse du combustible. La sciure ainsi produite est comprimée dans une presse pour créer la forme caractéristique des granulés. Lors de cette étape, aucun liant n'est nécessaire car les composés matriciels du bois (chaînes de polymères de lignine) vont, sous la forte pression et température (le pressage engendre de la chaleur), se recombiner en créant de solides liaisons [47]. La température, l'humidité et l'essence de bois utilisées sont des paramètres influençant fortement la qualité mécanique du granulé produit [48]. Les granulés sont alors refroidis, tamisés et conditionnés en sac ou en vrac selon le mode de distribution choisi par le producteur/distributeur. Le procédé est identique pour un broyat initialement composé de bois propre SSD. Les granulés étant majoritairement composés d'essences résineuses (même s'ils peuvent également être composé de bois durs à 100 % ou en mélange feuillus/résineux et bois/biomasses diverses), le bois de palette semble particulièrement adapté à ce mode de production.

Les bûches densifiées.

Le deuxième type de combustible densifié est la bûche densifiée, aussi nommée « bûche reconstituée », « bûche compressée » ou encore « briquette ». De la même manière que pour le granulé, la bûche reconstituée est composée de sciures compressées à partir de broyats ou de connexes de l'industrie du bois d'œuvre. La mise en œuvre de ce combustible peut aussi permettre la valorisation de diverses biomasses en mélange avec le bois selon la volonté du fabricant (céréales, lin, miscanthus, etc.). En revanche, il est nécessaire de noter que l'ajout de certaines biomasses (litière animales, résidus de café, etc.) peut grandement affecter la qualité de la combustion [49]. De Cherisey et al. [50], présente une synthèse des principales biomasses utilisées au sein des briquettes densifiées sur le marché français (Tableau I. 7).

La synthèse du Tableau I. 7 met en lumière l'utilisation de palettes de bois usagées comme matière première en qualifiant le gisement d'abondant. Le bois SSD s'insère donc pleinement dans cette filière de valorisation thermique. Cependant, malgré un gisement intéressant, la palette en tant que matière première n'est actuellement utilisée qu'à hauteur de 150 tonnes (basé sur les principaux



producteurs de bûches densifiées en France) soit 0,3 % de la masse consommée par le chauffage domestique.

Tableau I. 7 Matières premières présentes dans les briquettes biocombustibles pour particuliers vendues en France [49]

Classes	Matière premières	Origine	Prétraitement nécessaire	Gisement	Autres utilisations
De bois ("type" A1)	Sciures sèches	Menuiseries, parqueteries, etc.	Aucun	Très limité	Granulés de bois, litières, etc.
	Copeaux et plaquettes sèches		Broyage	Limité	
	Sciures humides	Scieries, usines de pâtes	Séchage	Convoité	Granulé, Panneaux de particules, litières
	Autres connexes "blancs" humides.	Scieries			Pâte de cellulose, panneaux de process
De bois, (type "autres classes").	Ecorces	Forêt, co-produits de 1 <sup>ère</sup> transformation du bois	Broyage et séchage	Abondant	Chaufferies biomasse, jardinerie
	Plaquettes forestières et d'élagage	Exploitation forestière et élagage		Abondant	Chaufferies biomasse
	Palettes de bois usagées	Recyclage bois	Tri, broyage	Abondant, à trier	
Agricoles	Poussières de chanvre	Traitement du chanvre	Aucun	Très limité	
	Miscanthus	Culture dédiée	Broyage, séchage	Local	Chaufferies
	Marc de café	Restaurants, cafés, particuliers	Séchage	A mobiliser	
	Litière de cheval sur copeaux	Haras, écoles d'équitation, etc.	Pasteurisation séchage	Abondant	Amendements organiques

Selon le rapport sur l'état des lieux de la filière des bûches reconstituées publiée par l'ADEME en 2018, plusieurs formes de bûches peuvent être retrouvées sur la marché français en fonction du type de presse utilisé (Figure I. ) [50]. De par les dimensions plus élevées que pour le granulé, la briquette densifiée permet d'utiliser un broyat de granulométrie plus important. En revanche, la teneur en eau du combustible initial doit rester très basse (< 15 % en masse brute). La densification des bûches

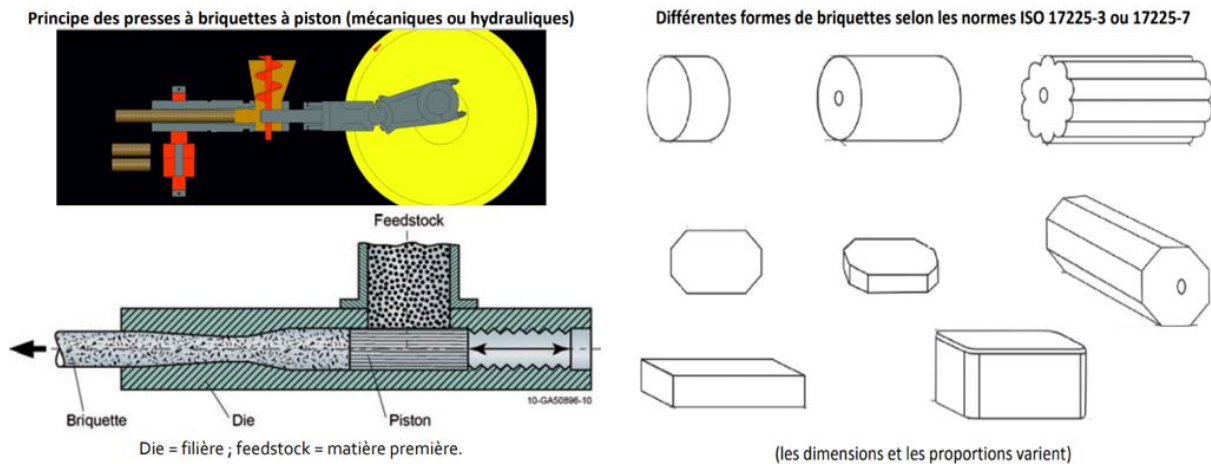


Figure I. 20 Principe de pressage d'une briquette et formes obtenues.

compressées permet théoriquement d'accroître la durée de combustion à volume égale par rapport à une bûche classique. Il est nécessaire de mentionner la différenciation entre « bûche de jour » et « bûche de nuit (ou longue durée) » généralement employée sur le marché français. Ces dernières, constituées généralement d'écorce, sont vouées à générer une combustion lente censée maintenir la chaleur du foyer jusqu'au matin. La composition de la bûche et la réduction de l'arrivée d'air sont les paramètres nécessaires pour la réduction de la cinétique de combustion [49]. Cependant une récente étude semble indiquer que la qualité de la combustion n'en n'est que moindre avec une augmentation nette des émissions polluantes [51]. Plusieurs technologies de compression sont disponibles de nos jours mais principalement deux méthodes sont retrouvées en France : la presse mécanique à piston et les presses hydrauliques (Figure I. ). D'une manière générale, la biomasse est insérée dans une chambre de compression où elle subit la poussée d'un piston. Un rétrécissement ou une compression directe contre le piston permet de donner la forme densifiée souhaitée avant d'être éjectée hors de l'installation où elle pourra évacuer la chaleur générée lors de l'effort. Une pluralité de formes de briquettes sont retrouvées en fonction de l'installation utilisée (Figure I. ). De même, la densité et l'ensemble des paramètres mécanique associés dépendent de la méthode de compression considérée.

### 4.2.2.1. La planche de palette

Malgré l'accessibilité de ce combustible auprès du grand public, il n'existe que très peu de sources quant à la valorisation de palettes sous forme de planche à l'échelle du chauffage individuel. Le peu d'écrits disponibles est lié à des études de propagation d'incendie lors de stockage de palette avec ou sans charges [52]. Par ailleurs, l'idée de la nocivité des palettes en combustion à l'échelle individuelle est fortement véhiculée par les conseils de nombreux professionnels du chauffage domestique [53,54]. Cependant certaines sources sont disponibles vantant la possibilité de valoriser les palettes propres en installations domestiques. Il est mentionné, par exemple, de n'utiliser que des palettes dépourvus de peinture, traces éventuelles, de mention « MB » (bromure de méthyle) ou encore de préférer superposer les palettes au sein du foyer afin de reconstituer une bûche classique [55,56]. Selon l'étude de l'ADEME sur le chauffage domestique au bois, en 2017, la consommation de bois de récupération (chutes de scierie, palettes et bois de charpente, etc.) représente 13 % du bois total consommé par les particuliers soit un volume de 3 millions de m<sup>3</sup>. Cette part varie en fonction de la zone géographique de 1,3 % pour la zone Est du pays jusqu'à 22 % dans la zone méditerranéenne [57]. L'étude PREPABOIS [58] cofinancée par l'ADEME visait à étudier la combustion de plusieurs bois en appareil domestique, dont des planches de palettes, après préparation du combustible. Parmi les principales conclusions, les auteurs concluent qu'une combustion dégradée est obtenue lors des essais de combustion des planches de palettes avec de fortes teneurs en imbrûlés gazeux et particulaires au sein des fumées.

## 5. L'impact du bois énergie

La combustion du bois, de par les émissions gazeuses et particulaires induites, génère un impact sur l'environnement et la santé des populations [59,60]. Elle est particulièrement reconnue comme une source notable de pollution aux particules fines. Or, les particules fines produites par la combustion ont la capacité d'endommager les cellules pulmonaires [61–64]. De nombreux composés aromatiques sont émis dans les fumées, dont certaines substances cancérigènes peuvent être retrouvées sur ces mêmes particules [65–69]. De plus, l'exposition chronique aux particules de suies (fraction des particules totales) a été associée à une hausse des maladies et de la mortalité liée à des causes cardio-respiratoires [70]. Il est donc essentiel de dresser un état des lieux des facteurs d'émissions en polluants de la combustion du bois et d'examiner les avancées récentes dans l'utilisation de bois Sortis du Statut de Déchet (SSD).

### 5.1. Le cas général de la combustion du bois

#### 5.1.1. Composition et dégradation de la matrice

Le bois est composé d'une structure complexe de polymères liés dont les principaux constituants sont : l'hémicellulose, la cellulose et la lignine [71–74]. La proportion de ces différents polymères varie en fonction de l'essence de bois considérée avec respectivement 19-28 %, 42-49 % et 24-30 % pour l'hémicellulose, la cellulose et la lignine selon l'étude de Renault et al. et Schmidt et al. [72,75]. L'hémicellulose (Figure I. ) est un polysaccharides abondant au sein de la paroi cellulaire qui permet de former des réseaux entre la cellulose et la lignine [72]. Elle possède un Degré de Polymérisation moyen (DPM) variant entre 50 et 250 [73] et est principalement composée des molécules suivantes : le xylose, le rhamnose, l'arabinose, le galactose et le mannose [76]. Le caractère moins ordonné de l'hémicellulose confère une stabilité moindre aux attaques chimiques en comparaison de celle de la cellulose [76]. L'hémicellulose est le premier constituant à se dégrader sous l'effet de la chaleur suivant la décarboxylation de l'acide uronique, la perte de l'arabinose, la décroissance du xylose et la perte des groupements acétyles [77–79]. Cette dernière engendre des acides acétiques qui ont la capacité de catalyser les réactions de dépolymérisation [80–82]. Les produits formés par ces différentes réactions sont majoritairement de la xylose, du furfural, du furanne, des acides acétiques et du formaldéhyde.

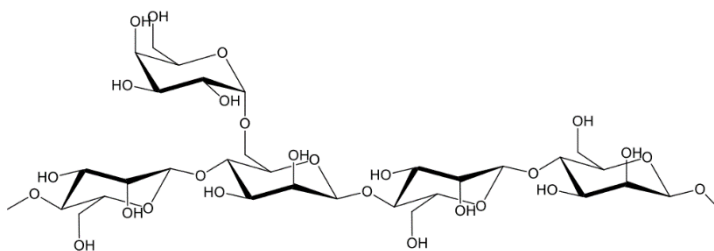


Figure I. 21 Exemple de structure d'hémicellulose: le D-galacto-D-mannane [64], [65].

La cellulose (Figure I. 22) est un homopolymère linéaire composé d'un motif répétitif de cellobiose comprenant deux glucoses liés par une liaison glycosidique [73,77,83]. Ces chaînes se lient entre elles via des liaisons hydrogène (provenant des fonctions alcools) formant des micro fibrilles qui comprennent à la fois des parties cristallines et amorphes (DPM entre 1 500 et 14 000) [76]. C'est la nature cristalline qui confère à la cellulose une résistance accrue à la dégradation [84]. La pyrolyse de la cellulose s'effectue selon : la scission des chaînes, la création de radicaux libres, l'étape de transglycosylation et la légère diminution du glucose [70], [71]. Le début de la dépolymérisation de la cellulose a lieu entre 300 et 390 °C lorsque la liaison glycosidique se brise [80]. Les monomères sont alors émis en réagissant pour former diverses molécules dont le levoglucosan, traceur de la combustion de biomasse [85].

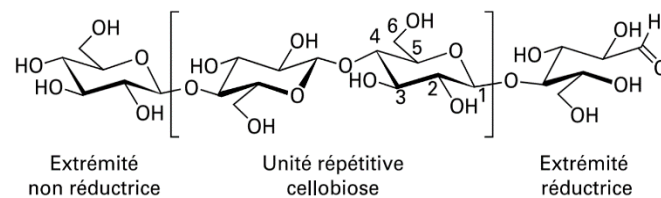


Figure I. 9 Structure moléculaire de la chaîne de cellulose [66].

L'hémicellulose et la cellulose sont contenues au sein d'une matrice ligneuse tridimensionnelle dont la structure varie en fonction de l'essence considérée. La lignine est un polymère composé d'unités phénoliques représentés dans la Figure I. 23 : les alcools trans-coumaryliques, les alcools trans-coniféryliques et les alcools trans-sinapyliques [72]. C'est ainsi que la lignine gäiacyle des résineux comporte l'alcool trans-coniférylique tandis que les feuillus possède une lignine gäiacyle-syringyle comportant l'alcool trans-coniférylique et trans-sinapylique [73]. La lignine, dont Adler propose un modèle pour l'épicéa en Figure I. 23, assure le caractère rigide et imperméable de l'arbre et se décompose sous une gamme très large de température [72,75,80,86]. Les produits de pyrolyse de la lignine sont variés et dépendent de la température. Après la principale volatilisation, un réarrangement du squelette carboné en structure poly-aromatique se produit par carbonisation [80]. La vanilline, le syringaldéhyde, les phénols et les crésols sont les produits de décomposition thermique principaux de la lignine.

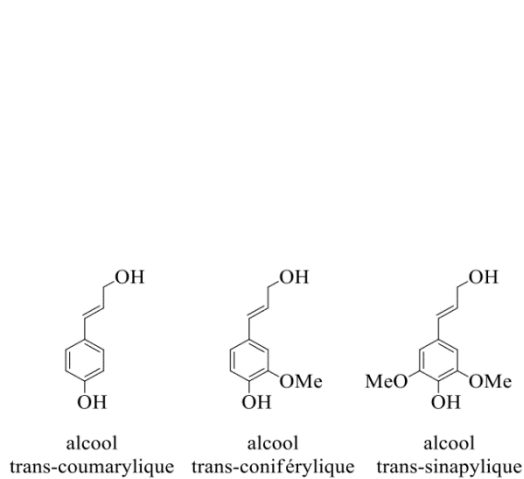


Figure I. 11 Monomères de base de la lignine [65].

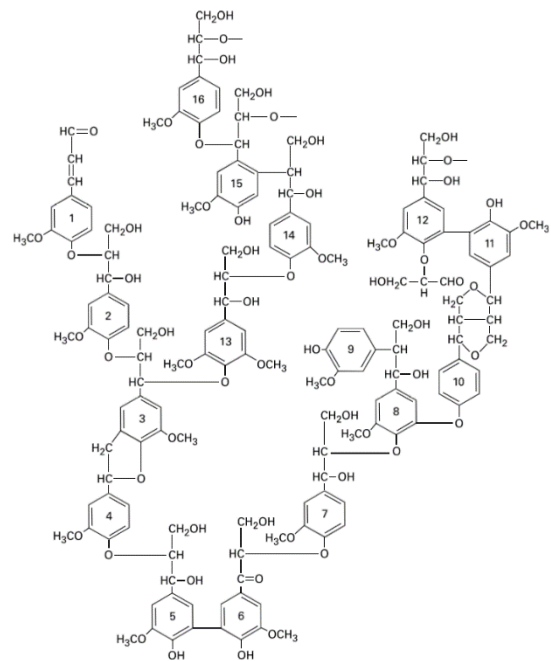
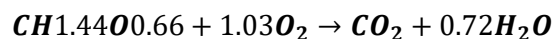


Figure I. 10 Modèle de structure de lignine d'épicéa [66], [67].

### 5.1.2. Les étapes de combustion du bois

La réaction de combustion du bois résulte d'une dégradation thermique d'un solide sous l'effet d'un flux thermique. La température, l'accès à l'oxygène, les turbulences et le temps de séjour des gaz au sein du foyer sont des paramètres déterminants pour la combustion [85,87,88]. Cette dernière est habituellement exprimée selon l'Équation I. 1, pour des conditions idéales en l'absence de produits imbrûlés, en considérant une réaction globale pour un bois d'une composition CHO donnée :



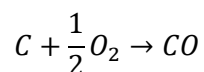
Équation I. 1 Réaction modèle de la combustion du bois.

La première phase ayant lieu lors d'une combustion est le séchage du solide. L'eau sous forme libre et liée est alors vaporisée sous l'effet de la chaleur (réaction ayant principalement lieu autour de 100 °C) en puisant l'énergie présent au sein de l'environnement proche. Il en résulte une chute de la température de la chambre de combustion en réduisant ainsi la cinétique de combustion [89,90]. Cela peut amener à des conditions dégradées favorisant les émissions en produits imbrûlés comme les hydrocarbures, le CO et les particules [87,88,90–92]. La teneur en humidité d'un combustible est donc l'un des paramètres les plus importants et influents sur la qualité de la combustion [93].

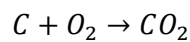
A des températures plus élevées (environ 300 °C), le bois débute l'étape de pyrolyse. Sous l'effet de la chaleur, les chaînes de polymères vont se décomposer en émettant un mélange complexe de gaz (avec réactions internes). Ce dernier forme une couche de gaz combustibles qui, en rencontrant l'oxygène, génère les réactions d'oxydation de combustion « homogène » [88]. La proportion de gaz oxydé est

relative au ratio entre le comburant et les gaz de pyrolyse : la stœchiométrie [94]. Il en résulte l'émission de chaleur par convection et rayonnement qui participe à la pyrolyse initiale dans un processus autoentretenu.

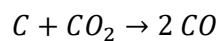
La troisième et dernière étape est caractérisée par la transition d'une combustion « homogène » à une combustion « hétérogène ». La structure résultante de l'étape de pyrolyse est une matrice carbonée appelé « résidu carboné » ou « char » composée majoritairement de carbone élémentaire et d'inorganiques résiduels. La pyrolyse ayant fortement diminuée, l'oxygène qui réagissait avec les gaz de pyrolyse peut alors atteindre le solide et les réactions suivantes se produisent [93,95–98] :



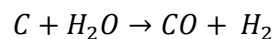
*Équation I. 2 Formation du monoxyde de carbone par oxydation du char.*



*Équation I. 3 Formation du dioxyde de carbone par oxydation du char.*



*Équation I. 4 Formation du monoxyde de carbone par réaction entre le CO<sub>2</sub> et le char.*



*Équation I. 5 Formation du CO et du dihydrogène par réaction entre l'eau et le char.*

Cette étape très énergétique (jusqu'à 59 % de la chaleur totale libérée) est caractérisée par de fortes teneurs en CO au sein de émissions gazeuses [94,97,99–102].

### 5.1.3. Les émissions gazeuses et particulaires

La combustion du bois est un processus thermochimique complexe qui émet des produits (gazeux et particulaires) de combustion incomplète en fonction de la qualité des conditions. L'équation I. 1 présentait une réaction idéale mais dans des conditions réelles, la stœchiométrie ne permet pas d'atteindre une réaction complète. De plus, des éléments additionnels au CHO sont présents dans le combustible initial, et entrent dans la réaction globale pour former des produits. La composition intrinsèque du combustible est donc une autre source d'éléments polluants. Ainsi, les substances polluantes suivies sont les suivantes : monoxyde de carbone (CO), Composés Organiques Volatils (COV), Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP), Oxydes de soufre (SOx), Oxydes d'azote (NOx), ainsi que les particules en suspension (PM).

Le monoxyde de carbone est habituellement défini comme un indicateur de la qualité de la combustion [103]. Sa concentration est notamment utilisé dans le calcul du « Modified Combustion Efficiency (MCE) » (Équation I. 6) permettant d'évaluer la complétude d'une réaction de combustion [87,104]. Ainsi, lorsque des conditions dégradées apparaissent, l'oxydation des gaz de

pyrolyse diminue, générant une teneur plus importante en CO dans les fumées. La dégradation des conditions peut provenir d'un manque ou d'un excès d'air, d'une chute de la température, d'un mauvais mélange entre le comburant et les gaz combustibles ou d'une humidité trop importante [62,87,102,105–109]. Le CO est également caractéristique de la phase de combustion hétérogène où l'oxydation de la matrice carbonée résiduelle survient.

$$MCE = \frac{\Delta CO_2}{\Delta CO_2 + \Delta CO}$$

*Équation I. 6 Calcul du MCE.*

Les composés organiques volatils représentent un autre indicateur concernant l'efficacité de la réaction de combustion. Cette famille de produits volatils dans les conditions normales de température et de pression comprend des éléments contenant au moins un carbone et un ou plusieurs éléments additionnels comme l'hydrogène, l'oxygène, l'azote, les halogènes, le soufre ou le phosphore [75,110]. Trois catégories sont définies en fonction de la volatilité du composé : les composés organiques semi-volatils, les composés organiques volatils et les composés organiques très volatils [95]. De la même manière que le CO, les conditions de combustion incomplète sont promotrices de ces composés [75,87,88,92,107,111–113].

Les Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) sont une famille de produits imbrûlés caractérisés par la présence d'au moins deux cycles aromatiques dont certains composés sont classés toxiques et/ou cancérigènes [61]. Parmi les classifications existantes, l'US EPA (United-States Environmental Protection Agency) suit attentivement seize HAP : naphthalène, acénaphène, acénaphthylène, phénanthrène, fluorène, anthracène, benzo[a]pyrène, chrysène, pyrène, benzo[a]anthracène, indeno[1,2,3-cd]pyrène, benzo[ghi]pérylène, fluoranthène, benzo[b]fluoranthène, benzo[k]fluoranthène, dibenz[a,h]anthracène [114]. Les émissions en HAP varient en fonction de l'essence et du type de combustion. Les composés les plus courants retrouvés lors de la combustion du bois sont : le phénanthrène, le fluorène, le naphthalène, l'anthracène, le fluoranthène, l'acénaphthylène et le pyrène [66,69,109,115–118]. Les essences résineuses, de par la présence d'acides résiniques, produisent également du retene [66,106,108,119,120]. Le benzo[a]pyrène est le polluant de référence utilisé pour évaluer la toxicité des HAP selon le facteur d'équivalence toxique TEF. Ainsi, la valeur de toxicité (potentiel cancérigène) d'un HAP est exprimée en équivalent benzo[a]pyrène soit B[a]P [121]. La création des HAP repose sur deux processus qui sont le mécanisme HACA (Hydrogen Abstraction Acetylene Addition) et le mécanisme CPDyl (Cyclopentadiène). Proposé initialement par Frenklach et Wang [122], le mécanisme HACA repose sur l'abstraction d'un hydrogène à l'élément aromatique avec pour conséquence la création d'un radical. Une molécule d'acétylène s'ajoute au radical et s'en suit une aromatisation du composé. Le second mécanisme implique la réaction du Cyclopentadiène (CPDyl), provenant de précurseurs mono aromatiques, pour former préférentiellement du naphthalène



[116,122,123]. La température du milieu et la présence de précurseurs aromatiques sont des facteurs déterminant dans le fonctionnement de ces mécanismes.

Provenant du soufre issu du combustible, les oxydes de soufre sont émis en faible quantité dans les fumées de combustion du bois (du fait de la faible teneur en soufre de ce combustible) [124]. Le soufre peut être émis sous forme gazeuse ou particulaire.

Au sein d'un processus de combustion, les oxydes d'azotes peuvent se former selon trois mécanismes différents : les NO<sub>x</sub> thermiques, les NO<sub>x</sub> combustible (fuel-NO<sub>x</sub>) et les « prompt » NO<sub>x</sub>. A des températures supérieures à 1000 °C, l'azote et l'oxygène de l'air forment les NO<sub>x</sub> thermiques selon le mécanisme de Zeldovitch [125,126]. Les prompt NO<sub>x</sub> proviennent de la réaction entre les radicaux hydrocarbonés et le N<sub>2</sub> de l'air. Les NO<sub>x</sub> combustible proviennent de l'oxydation de l'azote contenu initialement dans le combustible. C'est le mode principal de production des NO<sub>x</sub> dans le cas de la combustion du bois [109,111]. La température, le taux d'O<sub>2</sub> et la présence de radicaux oxygène et OH influence la production de NO<sub>x</sub> [127].

Les particules en suspension (PM pour « particulate matter ») regroupent des composés de natures diverses et présentant les trois phases : liquide, solide et gazeuse. Il est possible de distinguer les particules primaires des particules secondaires. Les premières sont produites directement après le processus de combustion par combinaison des produits imbrulés ou par envolées. Elles peuvent être composées de suies, de goudrons, de charbon, d'éléments inorganiques condensés ou envolés mais également de morceaux de bois partiellement brûlés envolés. Les particules secondaires concernent les PM ayant subis des processus de recombinaison et de transformations après émission au sein de l'atmosphère. La nature des particules primaires est dépendante de l'efficacité de la combustion et donc des phases existantes. Ainsi, la combustion incomplète génère des particules de nature imbrulée : les suies et condensats d'hydrocarbures [50,62,100,102,115–117,128–134]. Les suies sont créées à partir de la croissance et de l'organisation des HAP en couches graphitiques. Ces dernières s'agglomèrent pour former un noyau élémentaire d'environ 1 nm. Un enrobage de couches additionnelles s'effectue autour du noyau pour former le nucléus initial de la particule (environ 20 nm). L'agglomération de plusieurs nucléus forme des chaînes de particules de suies. Un autre mécanisme implique la condensation d'une quantité importante d'hydrocarbures lourds en gouttelettes liquides sphériques caractéristiques et d'un diamètre d'environ 100 nm et plus : ce sont les condensables. Les particules de char quant à elles proviennent d'envolées de la matrice carbonée du combustible [101]. Les trois phases peuvent être retrouvées sur ces particules avec une phase solide sur laquelle se condense des espèces entourées d'une phase gazeuse.

Des particules minérales sont émises lorsque les conditions se rapprochent d'une combustion complète [62,94,115,117,132]. Dans le cas de la combustion du bois, ces dernières sont principalement composées de K, S et Zn avec dans une moindre mesure O, Ca, Fe, Mg, Cl, P et Na



[62,115,117,133,135,136]. Le ZnO est le premier élément à se former aux alentours de 1 100 °C par nucléation [130,137]. Les sulfates alcalins suivent en se condensant, vers 900 °C, en particules homogènes ou sur des particules existantes [107,138,139]. Les carbonates alcalins et les vapeurs alcalines de chlorure sont les suivants à se condenser à des température de 700 °C et 600 °C respectivement [130]. La volatilisation des inorganiques est dépendante de la température de combustion et des recombinaison entre éléments [136,140]. Le potassium est par exemple, émis en plus grande quantité lorsque la température augmente [136,140].

Les aérosols peuvent être classifiés selon leur taille. Le critère de classification couramment utilisé est le diamètre aérodynamique (D<sub>ae</sub>). Ce dernier représente le diamètre d'une particule sphérique d'une masse volumique de 1000 kg/m<sup>3</sup> qui dispose des mêmes propriétés aérodynamiques qu'une particule « réelle ». Il permet de comparer les particules en simplifiant les hétérogénéités des structures et masses volumiques réelles de celles-ci. La ségrégation des particules est ainsi généralement réalisée selon les PM<sub>10</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1</sub> et PM<sub>0.1</sub> avec des D<sub>ae</sub> inférieurs à 10 µm, 2,5 µm (fines), 1 µm (submicronique) et 0,1 µm (ou 100 nm, soit les ultrafines/nanoparticules) respectivement.

### 5.1.4. Les appareils de combustion domestiques et facteurs d'émissions associés

Les émissions en polluants gazeux et particulaires varient en fonction de l'installation, de la nature du combustible, des conditions opératoires ainsi que de l'efficacité du processus de combustion [92]. Le Tableau I. 8 compile les résultats d'émissions gazeuses et particulaires pour différents appareils de combustion dont les données proviennent de plusieurs études. La génération de l'appareil de combustion considéré est l'un des paramètres les plus influents sur la qualité de la combustion obtenue. Ainsi, les installations d'anciennes générations présentent des émissions en imbrulés gazeux supérieures à celles de génération plus récente. Il y a ainsi, en guise d'illustration, une augmentation de + 365,5 % d'émission en CO entre un poêle à accumulation moderne et ancien [115]. Cela est également valable pour d'autres installations comme entre une chaudière ancienne et moderne, provenant des travaux de Johansson et al. [141], avec respectivement 5 900 et 707 mg/MJ de CO. La tendance est similaire avec les COV qui sont également émis dans des conditions de combustion dégradées. Les avancées technologiques comme la mise en place d'admission d'air secondaire ou de systèmes de postcombustion ainsi que les réglementations/labels ont permis d'abaisser les facteurs d'émission des appareils récents. Une différence est également observable entre les installations manuelles et automatiques à l'image de la réduction de – 97,5 % des émissions de COV entre le poêle à bois moderne et le poêle à granulés de l'étude d'Ozgen et al. [142]. Ainsi, les installations en fonctionnement autonome présentent des résultats de performances plus élevées que les installations gérées par l'utilisateur. Le renouvellement du parc d'équipements est donc un levier important concernant la réduction des émissions polluantes provenant du chauffage domestique au bois. Il est important de noter également que le rendement des nouvelles installations est en général plus important que celui des anciennes générations. En addition, la nature de

## Chapitre I. Synthèse bibliographique

l'appareil de combustion joue un rôle dans l'efficacité de combustion, les équipements tels que les poêles à granulés étant bien moins émetteurs que les appareils à bois bûche traditionnels. Appareils très performants et utilisant un combustible très sec et homogène, les poêles à granulés permettent d'obtenir une richesse (ratio comburant/combustible) adéquate et une alimentation en combustible régulée [143].

Tableau I. 8 Facteurs d'émission en polluants gazeux et particulaires provenant de différentes études. \* : hydrocarbures non méthaniques.

Appareils	Sources	O <sub>2</sub>	CO	COV	NO <sub>x</sub>	PM <sub>2,5</sub>
		%		mg.MJ <sup>-1</sup>		1.MJ <sup>-1</sup>
Poêle à granulés	Lamberg et al. [115]	11,9 ±0,93	80 ±67	0,96 ±1,3	49 ±7,0	3,5x10 <sup>13</sup> ± 8x10 <sup>12</sup>
Poêle à accumulation moderne		11,6 ±3,3	580 ±490	16 ±59	74 ±47	8,4x10 <sup>13</sup> ± 7,2x10 <sup>13</sup>
Poêle à accumulation conventionnel		13,4 ±3,6	2 700 ±2 100	95 ±260	82 ±79	1,0x10 <sup>14</sup> ± 1,8x10 <sup>14</sup>
Poêle de sauna		8,1 ±5,0	6 100 ±7 400	1 050 ±1 500	540 ±670	7,3x10 <sup>13</sup> ± 4,4x10 <sup>13</sup>
Poêle à granulés	Schmidt et al. [75]	16,8 ±0,1	330 ±20	14	70 ±30	4,7x10 <sup>13</sup> ± 0,6x10 <sup>13</sup>
Chaudières à bois de type ancien	Johansson et al. [141]	-	5 900	1 100	67	3,9x10 <sup>13</sup>
Chaudières à bois de type moderne			707	2,9	125	4,5x10 <sup>13</sup>
Poêles et cuisinières à bois (9 appareils)	Klauser et al. [144]	-	1 285 – 2 237	97 - 286	50 - 111	-
Poêles à granulés (4 appareils)			159 - 832	6 – 84	69 - 107	
Poêle traditionnel	Ozgen et al. [142]	-	7 681	243*	100	-
Poêle moderne			6 232	366*	132	
Poêle à granulés			88	9,0*	60	
Chaudière à granulés			350	1,3*	71	

Cependant, lors de la combustion en conditions réelles, d'autres paramètres s'ajoutent à la gestion du processus. Ainsi, Landreau et al. [145] définissent les paramètres les plus influents lors d'une combustion de bois bûche au sein d'un poêle à bois domestique. Le Tableau I. 9 hiérarchise les paramètres ayant un impact sur l'émission en PM par combustion de bûches selon deux types d'appareils : moderne et ancien. Ainsi, il est clair que les caractéristiques physiques (humidité, calibre et écorce) du combustible sont déterminantes dans la qualité de la combustion. L'humidité est définie comme très influente tant pour l'appareil ancien que récent. L'allumage (froid/chaud) et le tirage (naturel/régulé) sont retrouvés comme paramètres très influents, ces derniers étant inhérents au type d'appareil utilisé et à son installation. Il est intéressant de noter que l'influence des paramètres liés à

l'essence du bois ainsi qu'à l'utilisation sont à mettre en relief par rapport à leur faible impact sur les émissions en particules.

Tableau I. 9 Classification des influences [141].

<b>Très influente</b>	1 Allumage/tirage 2 Humidité	1 Humidité 2 Allumage/tirage
<b>Certaine influence</b>	3 Calibre 4 Ecorce	3 Ecorce 4 Calibre
<b>Peu/pas influente</b>	5 Essence 6 Utilisation	5 Utilisation 6 Essence (en positif)

Ainsi, la combustion du bois est dépendante de nombreux facteurs, eux-mêmes dépendant les uns des autres en fonction du combustible et de l'appareil utilisé. Il est donc nécessaire de prêter attention à l'application souhaitée afin de définir l'opérabilité et le dimensionnement d'un usage du chauffage au bois.

### 5.2. Le cas de la combustion de déchets de bois

A l'instar de la combustion du bois, l'étude de la valorisation thermique des déchets de bois est liée à un large éventail d'applications. Des travaux sont ainsi retrouvés à une échelle réduite par thermogravimétrie [146–150] ou réacteur à lit fixe [90,151], à échelle pilote par gazéification [152,153], ainsi qu'en combustion sous forme de granulés [111], de copeaux [151,154] ou de planches [75,155].

#### 5.2.1. La combustion de planches

Fachinger et al. [155] ont étudié l'impact du type de combustible sur les émissions particulières associées à la combustion. Parmi les onze espèces de bois feuillus et les quatre essences résineuses, les auteurs ont testé la combustion de palettes EURO en poêle à bois domestique. Ils observent des comportements de combustion déviant de la moyenne pour certains combustibles. Ces derniers sont présentés au sein du Tableau I. 10. Selon les résultats, la combustion de palette engendre une cinétique de combustion élevée conjointement à des émissions particulières élevées. Ce comportement est attribué à la petite taille de combustible utilisé. Cette dernière aurait pour effet d'augmenter la surface exposée au foyer et ainsi la vitesse de combustion. Cependant, les auteurs ne détaillent pas davantage ces résultats. Schmidt et al. [75] se sont intéressés à la combustion de planches de sapin (assimilées à de la palette) dans le cadre d'un travail sur la préparation du combustible par lessivage. Selon les résultats, la planche de palette est le combustible le plus émetteur en COV, CO ainsi qu'en TSP avec une forte teneur en particules ultrafines. La combustion de palettes à l'échelle de l'appareil domestique semble cependant sous-étudiée et nécessite une attention particulière aux regards des facteurs d'émissions élevés obtenus au sein des études précédentes.

Tableau I. 10 Déviations observées dans les émissions par rapport au comportement général, observé pour les bois durs et les bois tendres [151].

Fuel	Deviating characteristics	Possible explanation
Apple, cherry, hickory, olive	Enhanced burn rate	Small log size
Pine, impregnated spruce	Low burn rate, high organics, PM <sub>1</sub> , and sPAHs EFs (Tables S11 and S12)	High fuel moisture content
Euro pallet	Very high burn rate and related EFs	Small log size
Douglas fir, oak, bangkirai	Low burn rate and PM-related EFs (sPAHs, PM <sub>1</sub> , organics, 10–80% lower)	Little flaming combustion; partially (Douglas fir) charring protection with less permeability for heat and volatiles; possibly low volatiles content

### 5.2.2. La combustion de granulés

Les travaux de Rabaçal et al. [111] ont porté sur la combustion de trois types de granulés (pin, déchets industriels de bois et noyaux de pêches) différents dans une chaudière domestique de 22 KW. Les déchets industriels de bois sont composés majoritairement de palettes en fin de vie ainsi que de déchets d'ameublement et de construction. Les résultats présentent le granulé de pin comme étant moins émetteur que le granulé de palette en CO, NO<sub>x</sub> et HCs (Figure I. 25), conjointement à une meilleure efficacité thermique de la chaudière. Les auteurs conjecturent que les conditions dégradées de la

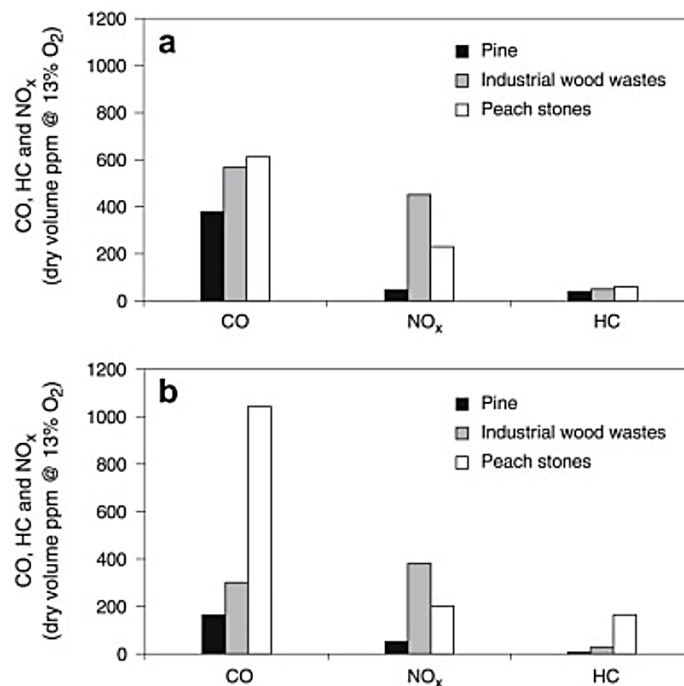


Figure I. 12 Émissions de CO, NO<sub>x</sub> et HC pour les trois granulés étudiés. a) Puissance thermique de la chaudière réduite, b) Puissance thermique de la chaudière plus élevée [107].

combustion du granulé de déchets de bois (et de noyau de pêche) proviennent de la plus faible teneur en volatils du combustible. Ils notent également la faible structure mécanique des granulés de déchets de bois avec une fraction importante de fines. L'étude se conclue cependant en faisant mention du potentiel attractif d'un tel combustible en tant que granulé, dans la mesure où les conditions opératoires de la chaudière y sont adaptées (notamment l'excès d'air). Wang et al. [156] ont étudié la tendance à la scorification des cendres de granulés composés de déchets de bois industriels. Ces déchets provenaient de l'industrie de l'ameublement (bois probablement de classe B). Les résultats ont mis en lumière un début de fusion des cendres à partir de 1 068 °C et une fusion totale à 1 180 °C (1 200 à 1 400 °C pour du bois classique [157]). Les faibles températures de fusion indiquent donc une forte tendance à la création de scories lors de la combustion de ce type de granulés.

### 5.2.3. La combustion en broyat

Gehrmann et al. [151] se sont intéressés à la combustion de déchets de bois de classe B et C au sein d'un réacteur à lit fixe. Les résultats des différents tests et paramètres étudiés sont synthétisés dans le Tableau I. 11.

Le bois de classe C présente un taux de conversion plus faible (MCR I, Tableau I. 11) en raison de la faible taille des particules de bois générant une densité de lit plus élevée. Cela a pour effet de bloquer localement l'air engendrant des défauts au sein de la combustion. En revanche, les tests comprenant la taille de particule plus élevée permettent d'atteindre un taux de conversion similaire à celui d'un bois classique. Selon les auteurs, ce résultat met en lumière la possibilité de valorisation de ce type de bois au sein d'un réacteur sans adaptation considérable des paramètres opérationnels [151]. Le bois de classe B présente une cinétique de combustion plus rapide avec des taux de volatilisation et de conversion plus élevés. L'adaptation d'une installation en fonction de la nature du bois brûlé est donc essentielle. De plus, en conséquence d'une teneur élevée d'azote au sein du combustible, les résultats montrent des taux élevés de NO<sub>x</sub> au sein des fumées. Cette tendance est confirmée par les essais de combustion à l'échelle pilote de déchets de bois de classe B menés par Tatano et al. [158]. En effet, les résultats mettent en avant des taux élevés de NO<sub>x</sub> attribués par les auteurs aux résines azotées employées dans la fabrication de bois de type composite.

Tableau I. 12 Paramètres de combustion et résultats pour les échantillons testés [147]. MCR I : taux de conversion massique. IR : ratio d'inflammation.  $\varepsilon$  : porosité.  $\rho$  : densité.  $\lambda$  : facteur d'air. URFV : vitesse du front de réaction.

Fuel type	Fuel B		Fuel C		Fuel C	Fuel C	(Natural) Wood chips KLEAA	
	Test B1	standard deviation	Test C1	standard deviation	("Fines" (<8mm))	("Coarse" (>8mm))	Test 5	standard deviation
$m_{PA}$ [kg/hm <sup>2</sup> ]				310				
ignition time [min]	1.3	0.4	1.1	0.2	0.5	1.2	1.1	0.3
$u_{RFV}$ [mm/min]	28.9	3.0	12.1	1.6	14.3	20.3	18.2	0.9
$\lambda_{local}$ [-]	0.54	0.35	1.56	0.27	1.22	0.92	0.55	0.06
CO <sub>2</sub> fuel bed [Vol% dry]	17.4	1.9	13.5	0.8	13.9	11.9	15.1	0.8
CO fuel bed [Vol% dry]	11.7	2.8	1.0	1.6	4.9	6.1	11.6	1.0
C <sub>org</sub> .fuel bed [Vol% dry]	5.9	1.4	0.3	0.8	2.1	2.5	4.8	0.2
H <sub>2</sub> fuel bed [Vol% dry]	2.4	1.0	0.0	0.0	0.5	2.4	6.1	1.0
$\rho_{bulk}$ [kg/m <sup>3</sup> ]	170	5	210	11	190	170	190	0
$\varepsilon$ [-] porosity	0.58	0.01	0.49	0.03	0.54	0.58	0.54	0.03
IR [kg/m <sup>2</sup> s]	0.082	0.01	0.042	0.01	0.045	0.058	0.058	0.00
MCR I [kg/m <sup>2</sup> s]	0.054	0.00	0.028	0.01	0.040	0.049	0.046	0.00

## 6. Conclusion

Les perspectives de la filière bois-énergie se construisent sur la base d'un soutien étatique fort pour le développement de la production, conjointement à la stimulation de la demande. Les investissements financiers permettent ainsi la création de nouvelles unités de production énergétique à partir de biomasse ou de rénovation des installations existantes. Cependant, les simulations réalisées sur les flux produits selon les objectifs fixés par le PPE et les SRB mettent en lumière l'impact de la filière sur la ressource forestière et sur la gestion du cycle du carbone. C'est dans ce cadre que l'usage du bois SSD prend son sens par son effet bénéfique de substitution.

La filière des déchets de bois possède l'avantage d'être structurée législativement avec la mise en place d'obligations de tri et via la procédure de sortie du statut de déchet. De plus, les gisements de déchets de bois mobilisés mettent en avant la facilité d'emploi de ce combustible à dessein de valorisation énergétique. Bien que largement valorisé en usage énergétique, une part non négligeable des déchets de bois reste actuellement destinée à l'élimination, dont les secteurs du bâtiment et des

ménages et collectivités sont les principaux contributeurs. En outre, une part importante de palettes (constituants majeurs des déchets de bois) ne trouve pas d'exutoire conventionnel. La mobilisation de ces flux de déchets « perdus » représente donc un enjeu important pour le secteur de la valorisation énergétique.

Plusieurs formes et moyens de valorisation concernent les déchets faisant l'état d'une certification en tant que combustible. La variété des formes de valorisation thermique nécessite donc de travailler à plusieurs échelles afin de cerner l'ensemble des comportements de combustion. Les études concernant la combustion du bois SSD, du bois de classe A ou même du bois de palettes ne sont pas abondantes. Pourtant, les travaux effectués sur la combustion des déchets de bois de classe B/C (e.g. déchets d'ameublements) mettent en lumière l'impact sur les émissions gazeuses et la nécessité d'adapter les paramètres de combustion d'une installation en vue de l'usage de ce type de bois. Il est donc essentiel de comprendre les comportements de combustion du bois SSD sous ses diverses formes et à plusieurs échelles, afin d'identifier les facteurs déterminants les émissions gazeuses et particulaires.

## Chapitre II.

Matériels et méthodes



# Table des matières

<b>1. Introduction .....</b>	<b>69</b>
<b>2. La caractérisation du combustible.....</b>	<b>69</b>
2.1. Les équipements utilisés .....	69
2.1.1. Détermination du taux d'humidité .....	69
2.1.2. Broyage de la biomasse .....	70
2.1.3. Détermination du taux de cendres.....	70
2.1.4. Mesures exploratoires au moyen du four à moufles .....	71
2.1.5. Le Pouvoir Calorifique Supérieur (PCS) et Inférieur (PCI) .....	72
2.1.6. L'absorption atomique.....	73
2.1.7. L'analyse élémentaire par Spectrométrie d'Emission Optique .....	74
2.1.8. L'analyse élémentaire CHONS .....	75
2.1.9. L'analyse thermogravimétrique .....	75
2.1.10. Le protocole Van Soest .....	76
<b>3. Les plateformes d'essais.....</b>	<b>77</b>
3.1. L'insert domestique .....	77
3.2. La chaudière multi combustibles divisés .....	78
3.3. Le poêle à granulés .....	80
<b>4. Les moyens d'analyses des effluents gazeux et particulaires .....</b>	<b>81</b>
4.1. L'analyse des gaz.....	81
4.2. Le prélèvement des particules en masse.....	82
4.3. L'analyse granulométrique des particules en temps réel.....	82
4.4. Mesures complémentaires .....	84
4.5. Expressions des résultats .....	84
4.5.1. Facteurs d'émissions .....	84
4.5.2. Paramètres de combustion .....	85
4.5.3. Exploitation des données statistiques.....	85
<b>5. Déroulement des essais de combustion.....</b>	<b>86</b>
5.1. Essai de combustion des planches de sapin .....	87
5.2. Essai de combustion des bûches densifiées .....	89
5.3. Essai de combustion dans le poêle à granulés.....	90
5.4. Essai de combustion dans la chaudière.....	90
<b>6. Modélisation d'un automate cellulaire .....</b>	<b>93</b>
6.1. Le modèle .....	93
6.2. Les relations de transferts de chaleur .....	95

## 1. Introduction

L'étude de la combustion de biomasse recouvre un large éventail de disciplines et nécessite l'utilisation de matériels très variés. Depuis l'échelle du laboratoire en chimie analytique jusqu'à l'échelle pilote en test réel de combustion, de nombreuses normes définissent les protocoles utilisés.

L'objectif de ce chapitre réside dans la description des matériels utilisés pour les projets constitutifs de cette étude. Après avoir réalisé un tour d'horizon des méthodes de caractérisation des combustibles, les trois plateformes d'essais de combustion seront détaillées. Le présent chapitre se clôturera par la description des protocoles de combustion suivis.

## 2. La caractérisation du combustible

Trois tests de caractérisation sont systématiquement réalisés à la réception au laboratoire des lots de combustibles : l'analyse du taux d'humidité, du taux de cendres et du pouvoir calorifique. Des études plus poussées peuvent être réalisées en fonction des besoins de l'étude. Ces analyses complémentaires sont les analyses thermogravimétriques, la détermination de la composition minérale par absorption atomique ou par ICP (Spectrométrie à plasma à couplage inductif « *Inductively coupled plasma* ») et l'analyse élémentaire CHONS.

### 2.1. Les équipements utilisés

#### 2.1.1. Détermination du taux d'humidité

La première étape de caractérisation d'une biomasse consiste à déterminer le taux d'humidité de cette dernière. Ce processus est basique et consiste à placer une quantité connue de bois à l'étuve et à suivre la perte en masse jusqu'à l'obtention d'une masse constante. Ce test est non destructif et la biomasse sèche sera utilisée pour l'ensemble des tests de caractérisation. Il est, en effet, plus aisé de travailler sur une base de bois sec pour pouvoir comparer les résultats obtenus pour chacun des lots de combustible. L'humidité jouant un rôle décisif dans le processus de combustion et celle-ci pouvant évoluer en fonction des conditions de stockage, des mesures supplémentaires pourront aussi être effectuées durant les essais de combustion. L'objectif est de connaître plus fidèlement l'humidité de la biomasse à l'insertion dans le dispositif de combustion. Le test du taux d'humidité est réalisé selon la norme EN ISO 18 134 et est exprimé sur la base de matière brute. L'échantillon est placé dans une étuve chauffée à 110 °C durant 24 heures. A l'issue, le combustible est pesé après avoir été refroidi dans un dessiccateur pendant 30 minutes. L'opération est répétée jusqu'à l'obtention d'une masse constante (variation de la masse inférieure à 0,1 g). La quantité d'eau présente dans le combustible peut donc être déterminée par l'équation suivante :

$$Hr = \frac{Mb - Ms}{Mb} \times 100$$

Équation II. 1 Détermination du taux d'humidité.

Avec :

Hr : taux d'humidité sur matière brut (en %)

Mb : masse de bois brut (en g)

Ms : masse de bois sèche (en g)

En fonction de la mise en forme du combustible bois étudié, il peut s'avérer nécessaire de le broyer afin d'obtenir une granulométrie compatible avec les techniques analytiques. Au laboratoire, une granulométrie de 4 mm est utilisée pour les tests de caractérisations classiques et de 1 mm pour les analyses thermogravimétriques.

### 2.1.2. Broyage de la biomasse

Un broyeur RETSCH® de modèle SM 300 est utilisé pour réduire la biomasse à une taille inférieure à 4 ou 1 mm. Le broyeur est muni d'une trémie guidant la matière vers une chambre où elle est interceptée entre les couteaux du rotor et les contre-couteaux du carter. Les mailles du tamis trient la matière broyée pour laisser accéder la fraction souhaitée vers un système de collecte par cyclone. La vitesse de rotation du rotor est de 2500 tr/min.

### 2.1.3. Détermination du taux de cendres

Le traitement thermique d'un échantillon dans un four à moufle permet de connaître sa teneur en cendres. Cette portion de la biomasse est composée d'éléments inorganiques constituant les résidus imbrûlés d'un processus de combustion. Cette détermination se fait suivant la norme NF EN ISO 18122 [159]. Pour tenir compte d'une hétérogénéité éventuelle de la biomasse, la mesure est réalisée sur neuf échantillons simultanément. Pour cela, dans un premier temps, neuf creusets propres et secs sont introduits dans un four à moufles NABERTHERM P330 pour réaliser un conditionnement à 550 °C durant deux heures. Après le refroidissement des creusets, trois grammes d'échantillons sont placés dans chacun d'entre eux. Ils sont ensuite placés dans le four à moufle pour suivre le programme suivant :

- Première montée en température : 20 °C à 250 °C en 30 minutes.
  - Plateau de maintien en température : 250 °C durant une heure.
  - Deuxième montée en température : 250 °C à 550 °C en 30 minutes.
  - Plateau de maintien en température : 550 °C durant deux heures.
- } Durée totale  
4 heures

Les creusets sont sortis du four et pesés après refroidissement sur une plaque en acier. Ainsi, à partir des trois pesées (creusets seuls, avec échantillon sec et après combustion), l'Équation II. 2 permet de déterminer la masse de cendres résiduelles sur la base de la matière sèche :

$$K = \frac{Mc}{Ms} \times 100$$

Équation II. 2 Détermination du taux de cendres.

Avec :

K : taux de cendres de l'échantillon sur sec (en %).  
Mc : masse de cendres obtenues après four à moufles (en g).  
Ms : masse initiale de l'échantillon sec (en g).

Cette procédure est également utilisée pour déterminer le taux de carbone imbrûlé contenu dans les cendres à l'issue d'un essai de combustion réalisé sur la plateforme. La masse de biomasse est remplacée par la même masse de cendres réelles. Ainsi, le taux d'imbrûlés contenus dans des cendres peut être calculé via la formule suivante :

$$I = 100 - K$$

*Équation II. 3 Détermination du taux d'imbrûlés dans les cendres réelles.*

Avec :

I : taux de matière imbrûlée sur sec (en %).  
K : taux de cendres du résidu sur sec (en %).

#### 2.1.4. Mesures exploratoires au moyen du four à moufles

Avec le four à moufles, en combinant avec les filtres WHATMAN<sup>™</sup> (EPM 2000) utilisés pour la mesure gravimétrique de TSP, décrite dans la suite de ce chapitre, il est également possible de déterminer la composition (organique ou inorganique) des particules recueillies sur le filtre. La méthode repose sur le fait qu'une cendre, par sa nature minérale, ne perdra pas de masse lors d'un traitement thermique à haute température sous air. Au contraire, le carbone contenu dans la matière organique dans les mêmes conditions va se transformer en CO<sub>2</sub>, entraînant proportionnellement une perte en masse. Ainsi, le traitement thermique de la masse de TSP recueillies permet de volatiliser et/ou oxyder les composants organiques pour ne laisser qu'un résidu inorganique. Les filtres sont pesés avant et après le test après être refroidis en dessiccateur. La perte en masse durant le traitement thermique est assimilée à de la matière organique et la masse résiduelle à des composés inorganiques. Pour limiter l'incertitude sur la mesure, des tests de filtres vierges sont préalablement réalisés afin d'identifier les pertes dues à la composition du filtre en lui-même. A partir de ces résultats de tests sur dix filtres, une perte de 3,05 mg de matière provenant du filtre vierge a été définie. Cette masse est ensuite soustraite à la perte en masse durant le test sur filtre non vierge. Des photos des filtres sont systématiquement réalisées pour compléter l'analyse comme le montre la Figure II. 1. Les équations II.4, II. 5 et II.6 suivantes résument la démarche d'évaluation de la nature des particules :

$$Mp = m(faF) - m(fapF)$$

*Équation II. 4 Masse perdue lors du passage en four à moufles*

Avec :

Mp : masse perdue (en g).

m(faF) : masse du filtre avant passage en four à moufle (en g).

m(fapF) : masse du filtre après passage en four à moufle (en g).

$$m_{EC,OC} = Mp - Vf$$

Équation II. 5 Détermination de la masse de carbone filtré.

Avec :

m EC,OC : masse de carbone organique et élémentaire (en g).

Mp : masse perdue en four à moufle (en g).

Vf : volatils contenus dans le filtre et fixé à 3,05 mg après test de filtre vierge.

$$m_{inorg} = m_{TSP} - m_{EC,OC}$$

Équation II. 6 Détermination de la masse d'inorganiques filtrés.

Avec :

m inorg : masse d'inorganiques (en g).

mTSP : masse de TSP recueillis sur le filtre (en g).

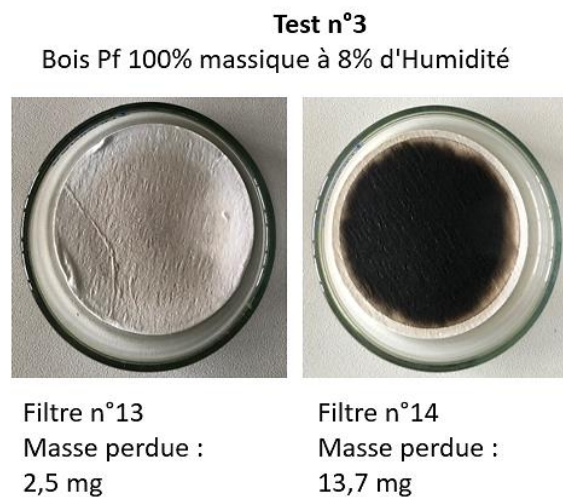


Figure II. 1 Exemple de filtres TSP avant passage en four à moufles.

### 2.1.5. Le Pouvoir Calorifique Supérieur (PCS) et Inférieur (PCI)

Pour connaître la quantité de chaleur libérée par le combustible utilisé lors des essais, il est nécessaire de déterminer le pouvoir calorifique de celui-ci. Exprimé en joule/g, le PCS est défini par la quantité de chaleur générée par la combustion d'une unité de combustible. A la différence du pouvoir calorifique inférieur (PCI), le PCS considère la condensation de la vapeur d'eau dans les produits de combustion. Cette unité permet une comparaison efficace de la capacité à produire de la chaleur pour différents types de combustibles. La mesure s'effectue selon la norme NF EN ISO 18125 [160], ; à l'aide d'une bombe calorimétrique IKA C200. Un échantillon de combustible broyé à 4 mm et d'une masse comprise entre 0,6 et 1 g est placé dans un creuset métallique, lui-même disposé dans une bombe mise

sous une pression de 34 bars avec de l'oxygène pur. L'ensemble est immergé dans un bain d'eau à température ambiante. A l'inflammation de l'échantillon au sein de la bombe, réalisée à l'aide d'une impulsion électrique, la chaleur libérée est transmise au bain d'eau. L'appareil peut alors mesurer la montée en température du bain et déterminer le PCS initial du combustible. L'outil est calibré et vérifié avant chaque série de manipulation par le passage d'un échantillon de sucre pur à PCS connu. Il est à noter que dans le cas d'un foyer de combustible bois, l'absence de condensation de l'eau ne permet pas de récupérer l'ensemble de l'énergie quantifiée dans le PCS. Pour la chaudière, l'utilisation du PCI peut être plus représentatif. Le PCI peut être obtenu à partir du PCS et de la teneur en hydrogène du combustible. L'Équation II. 7 présente le calcul complet du PCI.

$$PCI_{sec} = PCS_{sec} - Xv \times \left[ \frac{M_{H_2O}}{2 * M_H} \times \frac{[H]}{100} \right]$$

Équation II. 7 Détermination du PCI sec.

Avec :

$PCI_{sec}$  : pouvoir calorifique inférieur sur sec en j/g.

$PCS_{sec}$  : pouvoir calorifique supérieur sur sec en j/g.

$Xv$  : chaleur latente de vaporisation de l'eau à 0 °C soit 2 500 j/g.

$M_{H_2O}$  : masse molaire de l'eau, soit 18 g/mol.

$M_H$  : masse molaire de l'hydrogène, soit 1 h/mol.

Il est à noter que le  $PCI_{sec}$  tient compte de la teneur en hydrogène mais exclue la teneur en humidité. Le  $PCI_{réel}$  reprend la base de l'Équation II. 7 en incluant la notion d'humidité ( $Hr$ ) du combustible. L'Équation II. 8 présente le calcul complet :

$$PCI_{réel} = PCS_{sec} \left[ \frac{100 - Hr}{100} \right] - Xv \times \left[ \left( \frac{M_{H_2O}}{2 * M_H} \times [H] + Hr \right) \times \frac{1}{100} \right]$$

Équation II. 8 Détermination du PCI réel.

### 2.1.6. L'absorption atomique

La méthode d'analyse par absorption atomique permet la quantification d'éléments présents au sein d'un échantillon (ce qui nécessite la minéralisation d'un échantillon solide). Une masse de 100 mg est introduite dans un matra avec de l'acide fluorhydrique ainsi que de l'acide nitrique. Les matras sont insérés dans un micro-onde afin de suivre un programme de minéralisation (micro-ondes ETHOS de 1 200 W) défini par : une montée en température durant 7 min, jusqu'à 120 °C, un palier de 2 min, puis une montée en température durant 11 min jusqu'à 180 °C et enfin un palier durant 25 min. Après minéralisation, les bombes sont dégazées et une solution d'acide borique est ajoutée pour neutraliser le mélange. La bombe est alors remise une dernière fois au sein du micro-ondes pour suivre un programme de neutralisation avec une montée en température de 10 min jusqu'à 150 °C et un palier durant 10 min. A l'issue, le contenu de la bombe est conditionné au sein de fioles où de l'eau déminéralisée est ajoutée. Pour les besoins en sensibilité de l'analyse, une dilution de la solution mère (contenant l'échantillon) peut être réalisée. L'appareil d'absorption atomique est étalonné pour chaque composé analysé. Cinq

solutions préparées sont passées au sein de la flamme afin d'établir une droite d'étalonnage dont le  $R^2$  doit nécessairement dépasser 0,997 afin de poursuivre l'analyse. L'échantillon est alors passé au sein de la flamme et les données recueillies sur le moniteur. Lorsqu'une solution est pompée au sein de l'appareil, un gaz combustible (dépendant de l'élément à quantifier) et de l'oxygène sont mélangés au sein d'une chambre de mélange avant d'être injectés au sein d'une flamme. La couleur de la flamme change en fonction des éléments atomisés. Une lampe placée avant le brûleur projette un faisceau à travers la flamme. Le rayon est intercepté par un détecteur sensible aux perturbations induites par la combustion des éléments présents dans le mélange initial. L'intensité de la flamme permet alors de remonter à la concentration de l'élément au sein de la solution et ainsi d'en quantifier sa concentration dans l'échantillon initial.

### 2.1.7. L'analyse élémentaire par Spectrométrie d'Emission Optique Couplée à un Plasma Inductif ICP/EOS.

Le Centre Commun de Mesure (CCM) de l'Université du Littoral Côte d'Opale (ULCO) a réalisé les analyses de composition minérale des échantillons de bois et de cendres post combustion. Cette technique analytique permet une analyse en solution des échantillons. Il est donc nécessaire au préalable de dissoudre l'échantillon. Pour cela, la première étape du traitement utilise un minéralisateur à réacteurs fermés « CEM » de modèle Mars Xpress. Un échantillon d'une masse de 0,2 g est introduit dans une bombe, conjointement à 3 mL d'acide nitrique et 1 mL d'eau oxygénée. La bombe fermée et son contenu sont ensuite placés au sein d'un four à micro-ondes afin de suivre un programme défini par : une montée en température durant 20 minutes jusqu'à une température de 180 °C, suivi d'un palier de 20 minutes à 180 °C. La solution ainsi obtenue est diluée à 50 mL avec de l'eau ultra pure à l'issue de quoi elle sera filtrée à 0,45  $\mu\text{m}$ . L'analyse suivante consiste à vaporiser la solution par un plasma d'argon. Les composés ainsi portés à très hautes températures sont atomisés puis ionisés. L'énergie émise (sous forme de lumière) par le retour à l'état fondamental des atomes excités est alors détectée et mesurée permettant ainsi de définir le composé analysé. Par comparaison avec l'émission d'un échantillon du même élément à concentration connue, la concentration est déduite. L'ensemble du principe est résumé au sein de la Figure II. 2.



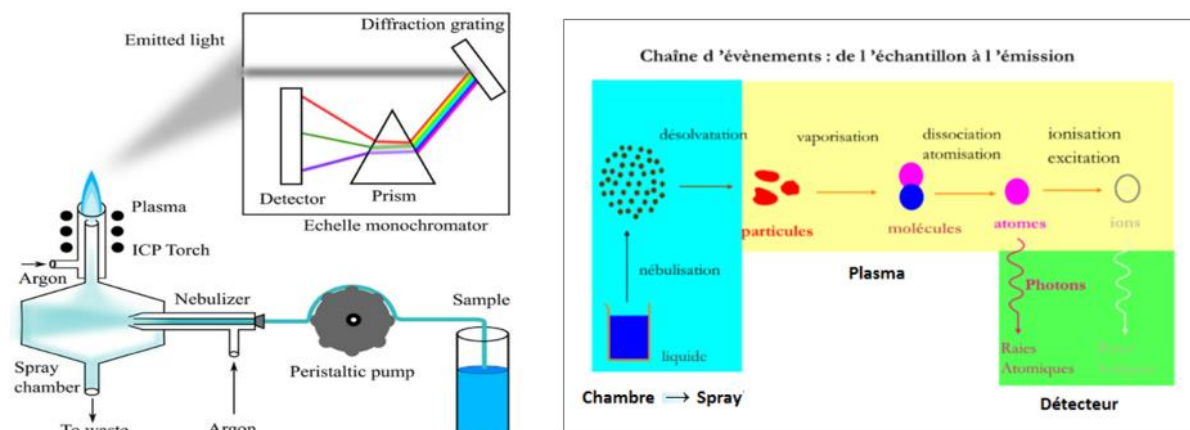


Figure II. 2 Principe de fonctionnement de l'ICP.

### 2.1.8. L'analyse élémentaire CHONS

Le Centre Commun de Mesure (CCM) de l'Université du Littoral Côte d'Opale (ULCO) a réalisé les analyses élémentaires en Carbone (C), Hydrogène (H), Oxygène (O), Azote (N) et Soufre (S). Ces dernières ont été réalisées à l'aide d'un analyseur de modèle Thermo Fischer Scientific Flash 2000 fonctionnant à l'aide d'un détecteur à conductivité thermique. Cet appareil a la capacité de donner une mesure de l'oxygène qui peut, habituellement, être déterminée par simple différence. La nature de la mesure en oxygène (mesure directe ou différence) est systématiquement donnée pour les résultats présentés dans les chapitres suivants. L'analyse des constituants repose sur l'exposition d'un échantillon à une très forte température (1 000°C) où les éléments (CHONS) se convertissent en gaz (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O et SO<sub>2</sub>) quantifiables par colonne chromatographique.

### 2.1.9. L'analyse thermogravimétrique

L'approche gravimétrique permet d'étudier la décomposition thermique d'un échantillon soumis à une rampe de température. L'expérience peut se dérouler, au choix, sous atmosphère oxydante pour l'étude de la combustion ou sous atmosphère inerte pour l'étude de la pyrolyse. Les résultats de l'analyse permettent de déterminer les paramètres cinétiques de la réaction étudiée. Plusieurs voies d'interprétation des résultats sont possibles comme l'inter-comparaison d'échantillons, l'identification des composés volatilisés (si l'instrument est couplé à une technique d'analyse des gaz) ou encore la modélisation des lois régissant la réaction. Les échantillons testés dans le cadre de ces travaux ont été soumis à plusieurs rampes de température sous atmosphère oxydante. Les masses engagées sont de l'ordre de 5 mg. Les courbes cinétiques de la dégradation de matière obtenues nous présentent les variations en masse de notre échantillon en fonction du temps. La dérivée de la courbe de perte en masse permet d'identifier les étapes de dégradation et de rechercher les paramètres cinétiques pour la modélisation. Il est possible, via les données acquises, d'établir la teneur en hémicellulose, cellulose et



lignine du bois. Une autre méthode, de chimie analytique, permet aussi d'établir la proportion en polymères : l'analyse de Van Soest.

### 2.1.10. Le protocole Van Soest

L'analyse chimique d'un échantillon au moyen du protocole Van Soest [161] permet de connaître la composition en polymères d'un bois, par attaques chimiques successives et par pesées de la masse résiduelle [162]. L'ensemble de la procédure consiste en trois étapes distinctes. La première, permettant de définir le taux d'extractibles du bois, implique de chauffer jusqu'à ébullition un mélange bois + détergeant neutre (« Neutral Detergent Fiber », NDF) dans un montage à reflux. Le bois résiduel est alors lavé par passage d'eau distillée chaude (80 °C) et d'acétone au moyen d'un montage à effet venturi. L'échantillon de bois est ensuite séché à l'étuve durant 12 heures avant d'être pesé. La masse perdue constitue ainsi la part d'extractibles. La même opération est répétée avec respectivement un mélange bois + détergeant acide (« Acid Detergent Fiber », ADF) et bois + acide sulfurique à 72 % (« Acid Detergent Lignin », ADL) pour extraire respectivement l'hémicellulose et la cellulose. La masse résiduelle constituant la lignine. Les figures II.3 et II.4 résument la méthode employée.

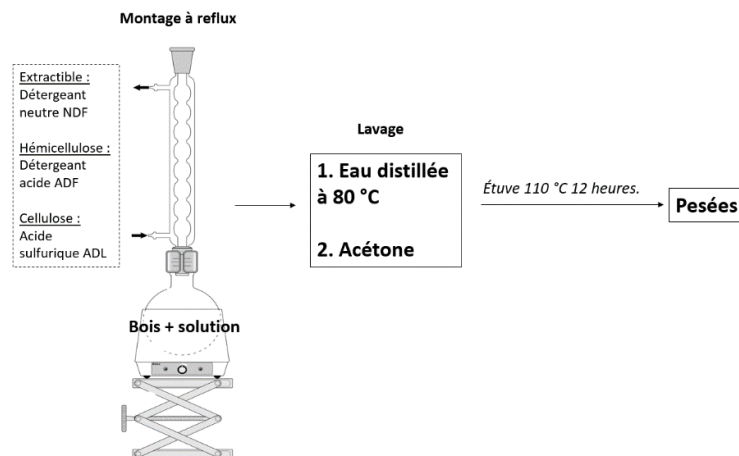


Figure II. 4 Principe du protocole Van Soest.

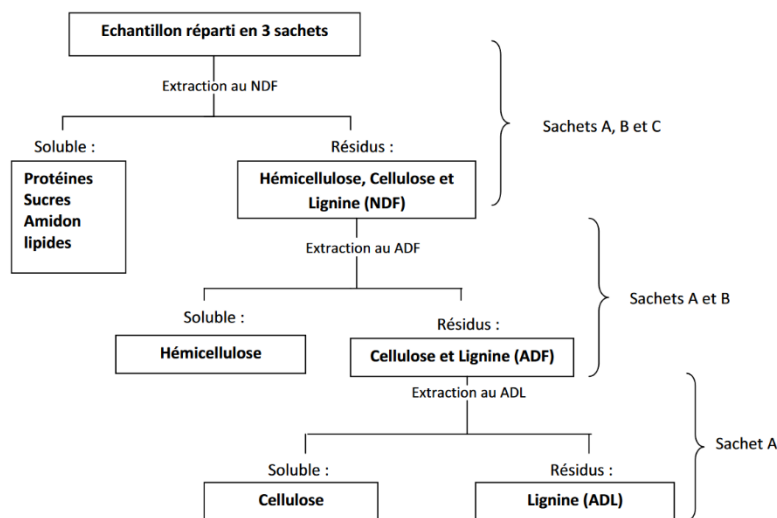


Figure II. 3 Extractions en cascades des constituants du bois [4].

### 3. Les plateformes d'essais

#### 3.1. L'insert domestique

Les essais de combustion de bois bûche, de planches de sapin et de bûches densifiées ont été réalisés à l'aide d'un insert à bois domestique de modèle « XP-68 IN » commercialisé par la société « LORFLAM » (Figure II. 5) d'une gamme de puissance nominale de 8-14 KW. L'appareil est labélisé « Flamme Verte 7 étoiles », assurant le respect de seuils d'émission de certains polluants atmosphériques. Le Tableau II. 1 présente, selon le fabricant, les paramètres d'émissions du dispositif de combustion :

Tableau II. 1 Caractéristiques de l'insert LORFLAM.

<b>Puissance nominale</b>	11 KW
<b>Rendement nominal</b>	80 %
<b>Emissions de CO</b>	0,06 %
<b>Emissions de poussières</b>	35 mg/Nm <sup>3</sup>
<b>Emissions de CO<sub>2</sub></b>	9 %

L'appareil est constitué d'un foyer en fonte étanche et encastrable d'une dimension de 680x601x598 mm. Sur cette plateforme de combustion, le tirage est naturel. L'air nécessaire à la combustion entrant dans cet appareil est canalisé via une entrée de 80 mm de diamètre comme le montre la Figure II. 5. Cet air est ensuite réparti en trois voies d'injection. Une structure en double paroi permet à l'air d'être préchauffé par la combustion avant d'entrer au sein du foyer. Ce dispositif permet le maintien d'une ambiance thermique plus chaude. La première voie est située en dessous de la grille où est posé le combustible, cette grille étant intégrée sur le plancher du foyer. La seconde est placée sur la paroi constituant le fond du foyer octroyant une injection d'air directement dans les flammes et assurant la combustion des gaz issus de la volatilisation du combustible. La troisième injection d'air est située au niveau de la vitre et a pour but de réduire le dépôt de suies et de garantir la propreté de la vitre au cours

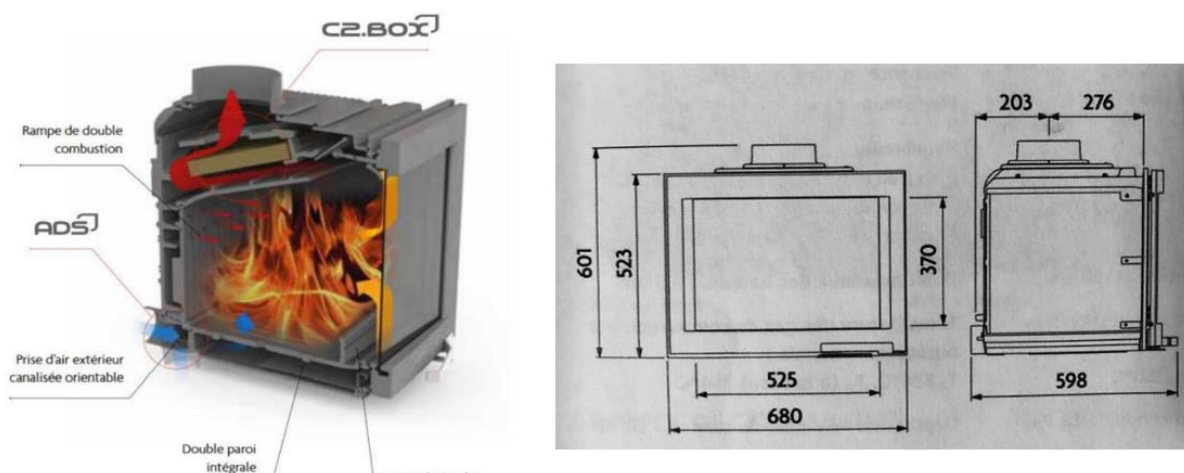


Figure II. 5 Insert employé pour les tests de combustion.

de la combustion. L'ajustement du niveau d'alimentation en air s'effectue aisément au moyen d'une manette manuelle unique. L'appareil est équipé d'un système de postcombustion des fumées dénommé « C2.box® ». Ce dispositif prolonge la course des gaz et fumées tout en maintenant la température de ces derniers à un niveau élevé. Il en résulte d'une seconde combustion des produits avant qu'ils ne soient évacués au sein du conduit de fumée instrumenté suivant la norme NF EN 12101 et NF EN 13240 [163,164]. Les cendres résiduelles sont collectées dans un compartiment situé en dessous de la chambre de combustion.

### 3.2. La chaudière multi combustibles divisés

Les essais de combustion des plaquettes de bois forestières et de bois SSD ainsi que de leurs mélanges sont réalisés à l'aide d'une chaudière biomasse de marque « REKA » de type HKRST/V-FSK d'une puissance nominale de 40 KW. L'appareil de combustion est certifié DTI (Danish Technological Institute à Aarhus – Danemark) classe 3, TÜV (Rheinland – Allemagne) classe 3, Flamme verte (France) classe 3 et est conçu pour l'usage de plusieurs types de biomasse (blé, bois, paille) sous différentes formes (granulés, plaquettes ou paille). Il s'agit du type de chaudière à grilles mobiles commerciale ayant la plus faible puissance, elle a donc un comportement semblable aux chaudières collectives et industrielles pour lesquelles cette conception est couramment retenue.

L'ensemble de l'installation est composé de sept parties distinctes : le silo, la vis d'alimentation, le foyer doté de trois grilles mobiles, l'échangeur, le conduit, l'extracteur de fumées ainsi que le silo à cendres (Figure II. ). Pour les essais, la biomasse est chargée dans le réservoir puis acheminée via une vis d'alimentation au sein de la chambre de combustion. Les cloisons de cette dernière sont constituées d'une double paroi en acier refroidie à l'eau garnie de briques réfractaires (5 à 10 cm d'épaisseur). Ces dernières sont directement au contact des flammes, qui prennent place sur les trois grilles dont deux sont mobiles. A l'aide d'un ventilateur, deux arrivées d'air permettent l'alimentation en oxygène de la combustion. La première est située sous les grilles, nommée air primaire, tandis que la seconde, nommée air secondaire, est injectée directement au-dessus du lit de solides sous la voûte de combustion via des tubes percés. La répartition entre les deux voies d'injections est réglable à partir d'une manette manuelle (en revanche aucun débit d'air n'est relevé à l'injection, ne permettant pas l'exploitation de ce facteur). Le même réglage en air a été utilisé pour la totalité des essais de combustion. La chaudière dispose d'une sonde lambda permettant d'ajuster le débit total injecté pour respecter une teneur en oxygène cible dans les fumées.

Une fois dans le foyer (Figure II. ), le combustible bois subit quatre étapes successives : la déshydratation, la pyrolyse, la combustion homogène et enfin la combustion hétérogène du résidu carboné. La première zone, juste en sortie de la vis d'alimentation et sur la première grille, permet à la biomasse de sécher sous les chaudes conditions thermiques du foyer. Puis, en fin de la première grille et en début de la seconde, la pyrolyse commence et la zone de combustion homogène débute avec

l'apport d'air au niveau du nez de la grille et via les tubes d'injection. Il s'agit ici de l'oxydation des produits de la volatilisation avec la formation de flammes. Cette phase se poursuit sur la totalité de la seconde grille mobile. A l'issue de cette phase de combustion homogène commence la combustion hétérogène avec la combustion du résidu carboné (braise), cette dernière étant également alimentée par l'air injecté au nez de la seconde grille. Si le réglage de la chaudière est optimal, les braises vont se consumer sur la troisième grille pour former des cendres. Le produit résiduel constitue les cendres récupérées et acheminées dans un réservoir de stockage à l'aide d'une vis à cendres. Les fumées et gaz produits de la combustion passent à travers un échangeur thermique tubulaire avant d'atteindre le début du conduit de fumées. Un clapet papillon disposé dans ce dernier permet le réglage de la dépression au sein du dispositif. Dans notre cas, cette chaudière est utilisée avec un extracteur de fumées permettant d'augmenter le tirage. Cependant, en fonction des critères de l'installation, cette dernière peut fonctionner en tirage naturel. Il est à noter que cet extracteur de fumées n'est pas étanche et aspire donc de l'air provenant de la salle d'essais contribuant à la dilution des fumées extraites de la chaudière. Il est important de noter qu'un dispositif de décolmatage automatique des tubes de fumées (échangeur thermique) impulse de l'air sous pression à intervalles réguliers dans ces derniers. L'eau chauffée au sein de l'échangeur est refroidie à l'aide d'un échangeur air/eau placé sur le toit du laboratoire. L'ensemble du système est contrôlé par un tableau de commande relié par liaison internet au poste de contrôle. Du fait de la variabilité des combustibles qui peuvent être en intrant du système, de nombreux paramètres sont ajustables via l'interface de gestion de la chaudière ou directement sur l'armoire de contrôle. Une fois la combustion lancée, le système fonctionne de façon semi-autonome, via son automate (régulation via la sonde lambda ainsi que par les capteurs de température), en ajustant l'alimentation en combustible, la vitesse d'avancée de la grille ainsi que l'échange de chaleur au sein des tubes.

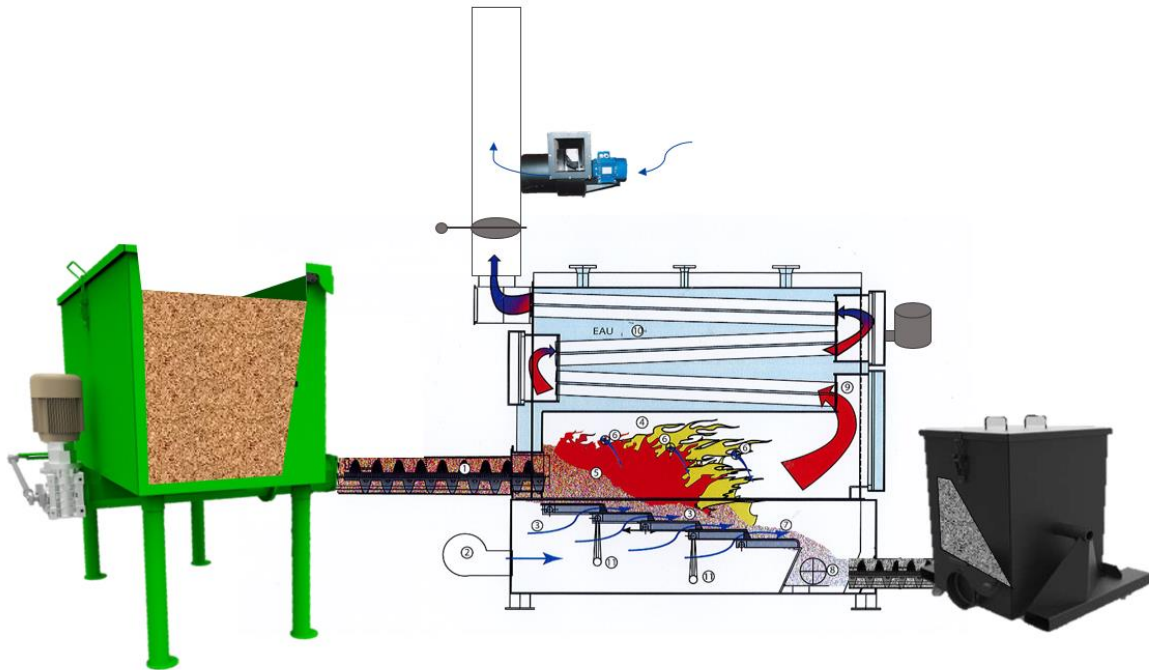


Figure II. 6 Chaudière multi combustibles à grilles mobiles.

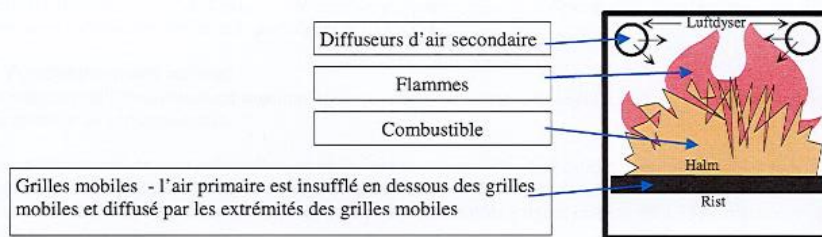


Figure II. 7 Vue en coupe de la chambre de combustion.

### 3.3. Le poêle à granulés

Les essais de combustion des granulés bois ont été effectués dans un poêle automatique à granulés Hoben H5 d'une puissance maximale de 6,3 KW (Figure II. 8). Cette dernière est réglée par un automate interne sur une plage de puissance allant de 1,9 à 6,3 KW (Tableau II. 2). Un réservoir à granulé d'une capacité de 20 kg alimente le foyer au moyen d'une vis de transport. La chambre de combustion possède des parois en pierres réfractaires, un creuset en fonte contenant le combustible à brûler ainsi qu'une arrivée d'air canalisable. Dans notre cas, ce dernier est prélevé dans la pièce. L'injection d'air au sein du foyer est assurée grâce à un ventilateur. Un réceptacle à cendres est situé en dessous de la chambre de combustion permettant la récupération des résidus. Enfin, un échangeur air/air à tubes situé au-dessus du foyer assure la récupération de l'énergie produite par la réaction de combustion pour la transférer dans la pièce via un ventilateur d'air ambiant. Une sonde d'ambiance situé

dans la pièce et connectée à l'appareil permet à l'automate de mesurer la température et d'ajuster la puissance de l'appareil en fonction de la température cible.

Tableau II. 2 Caractéristiques du poêle à granulés Hoben H5.

<b>Puissance</b>	1,9 à 6,3 KW
<b>Rendement nominal</b>	90 %
<b>Emissions de CO</b>	< 0.02 %
<b>Emissions de particules fines</b>	< 20 mg/Nm <sup>3</sup>
<b>Consommation en granulés max.</b>	1,51 kg/h

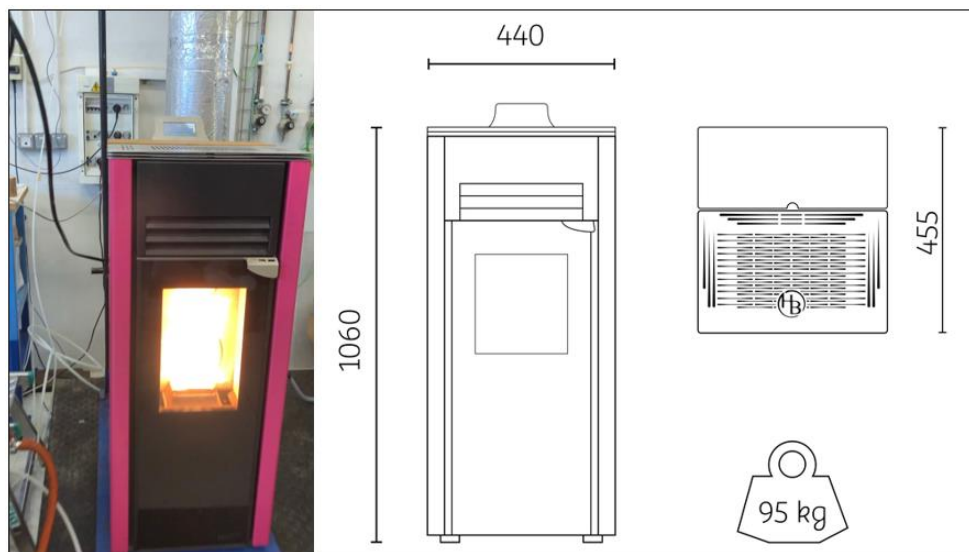


Figure II. 6 Poêle à granulés Hoben H5.

## 4. Les moyens d'analyses des effluents gazeux et particulaires

Quelle que soit la plateforme utilisée pour réaliser les essais de combustion, la même méthode de prélèvement et de mesures des gaz et particules est employée. Cependant, en fonction des travaux, la nature des prélèvements peut varier.

### 4.1. L'analyse des gaz

Le prélèvement des gaz au sein du conduit de fumée est réalisé via une sonde de prélèvement en inox de 10 mm de diamètre extérieur et de 8 mm de diamètre intérieur. Cette dernière est positionnée au centre du conduit et perpendiculairement au sens d'écoulement des gaz. Les gaz ainsi aspirés sont acheminés via une ligne chauffée à 180 °C vers la baie d'analyse des gaz. Afin de protéger les analyseurs de gaz en ligne, la baie est protégée en entrée par un système de conditionnement de gaz de marque « M&C Tech group » constitué d'un filtre chaud équipé d'un filtre poreux inox de 10 µm. Un groupe



froid continue le dispositif assurant l'évacuation de la vapeur d'eau présente dans l'échantillon par condensation à une température de 5 °C. L'échantillon sec ainsi refroidi passe au travers d'un filtre froid équipé d'un poreux céramique puis d'un filtre coalesçant permettant de condenser les éventuelles traces de vapeurs corrosives, avant de franchir un dernier filtre de protection situé en entrée du premier analyseur de gaz. Deux analyseurs ROSEMOUNT NGA 2000 sont utilisés pour mesurer les concentrations de CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO et NO<sub>2</sub>. La précision de mesure de ces analyseurs est donnée par le constructeur à 1 % de la pleine échelle du gaz concerné et correspondent donc aux valeurs suivantes : CO<sub>2</sub> : 0,2 % ; CO : 0,01 % ; O<sub>2</sub> : 0,25 % ; SO<sub>2</sub> : 10 ppm ; NO : 10 ppm ; NO<sub>2</sub> : 10 ppm. La technologie de détection varie en fonction du gaz étudié. Les concentrations en CO<sub>2</sub>, CO et le NO sont mesurées au moyen de cellule infrarouge NDIR. Le NO<sub>2</sub> et le SO<sub>2</sub> sont détectés par fluorescence UV. Enfin, la teneur en dioxygène est acquise via une technologie paramagnétique. Une pompe extérieure assure un débit constant de 60 NL.h<sup>-1</sup> pour les analyseurs ROSEMOUNT NGA 2000. Pour garantir la fiabilité des résultats, les analyseurs sont calibrés systématiquement en début de chaque semaine avant les essais de combustion avec des gaz étalons de concentrations connues. Le second analyseur, JUM 109 L, permet de mesurer la concentration en hydrocarbures méthaniques et non-méthaniques. Cet analyseur utilise la technologie de détection par ionisation de flamme FID. La flamme est alimentée via un appareil de production d'hydrogène par électrolyse de l'eau, tandis que l'analyseur JUM possède sa propre pompe chauffée.

### 4.2. Le prélèvement des particules en masse

La collecte des particules en masse, reposant sur une méthode gravimétrique, a été réalisée selon la norme NF EN 16 510 [165], au moyen de filtres en fibre de verre borosilicaté de type Whatman EPM 2000 d'une porosité inférieure à 2 µm. Avant les essais, les filtres sont conditionnés dans une étuve à 105 °C puis pesés après refroidissement dans un dessiccateur. Le filtre est alors placé au sein d'un support lui-même disposé dans un manteau chauffant le maintenant à une température de 110 °C afin d'éviter les phénomènes de condensation. Une pompe assure l'aspiration des fumées à un débit de prélèvement défini à 0,5 Nm<sup>3</sup>/h au moyen d'un rotamètre. A la fin de chaque test de combustion, les filtres sont à nouveau conditionnés dans une étuve à 105 °C durant 24 heures avant d'être refroidis puis pesés. Conformément à la norme NF EN 16 510 [165], les prélèvements sont réalisés durant 30 minutes, 3 minutes après le début de la charge.

### 4.3. L'analyse granulométrique des particules en temps réel

L'ELPI (« Electrical Low Pressure Impactor » ; Impacteur électrique à basse pression) (Figure II. 9) est un dispositif permettant la mesure des particules en nombre en fonction de leur diamètre aérodynamique en temps réel. En fonction de la constitution des fumées, il peut être nécessaire de diluer les fumées de la combustion avant de les introduire dans l'appareil. A défaut, un échantillon de fumées trop chargé en particules risque de saturer le signal. De fait, les fumées prélevées sont acheminées via

une ligne chauffée dans un diluteur DEKATI® FPS-100010. Cet appareil ajuste le coefficient de dilution des gaz pour respecter une consigne donnée. Ce ratio de dilution est enregistré en continu et est pris en compte lors de l'analyse des résultats. Le premier étage de dilution se fait à chaud tandis que le second est à température ambiante. L'échantillon ainsi dilué et injecté dans l'ELPI traverse ensuite le premier sous-ensemble de l'ELPI : le chargeur. Cette pièce est constituée d'une chambre où l'action de deux électrodes engendre un champ électrique où se produit un effet couronne. La décharge corona (à effet couronne) entraîne la production d'ions positifs qui vont transmettre leurs charges aux particules du gaz étudié. Les particules étant chargées, elles continuent leur course en entrant dans la colonne d'impaction, seconde partie de l'ELPI. La colonne est composée d'une série de plateaux d'impaction qui permettent de réaliser une ségrégation des particules en fonction de leurs diamètres. Le flux gazeux traverse un premier plateau au travers d'une buse à orifices de dimensions définies. Les particules les plus grandes vont alors, par leur forte inertie, s'impacter sur le second plateau situé juste après la buse ; celles ayant un diamètre plus réduit continuant leur course dans le flux de gaz. Comme les particules ont été préalablement chargées, l'impaction crée une impulsion électrique, acquise et envoyée au système à l'aide d'un électromètre. De cette manière, le nombre de particules émises, par classes de diamètres aérodynamiques (modèle théorique d'une particule parfaitement sphérique et d'une densité de  $1\,000\text{ kg/m}^3$ ), est connu. La basse pression de travail et la disposition en cascade des plateaux octroie une gamme de mesure de  $21\text{ nm}$  à  $6,3\text{ }\mu\text{m}$  de diamètre de particules. Le flux traversant l'ELPI ainsi que la dépression de l'ensemble du système est assurée par une pompe située en fin de course de l'installation. L'ELPI et le FPS sont tous les deux démontés, nettoyés, remontés et testés selon le test de fuite entre chaque essai de combustion.

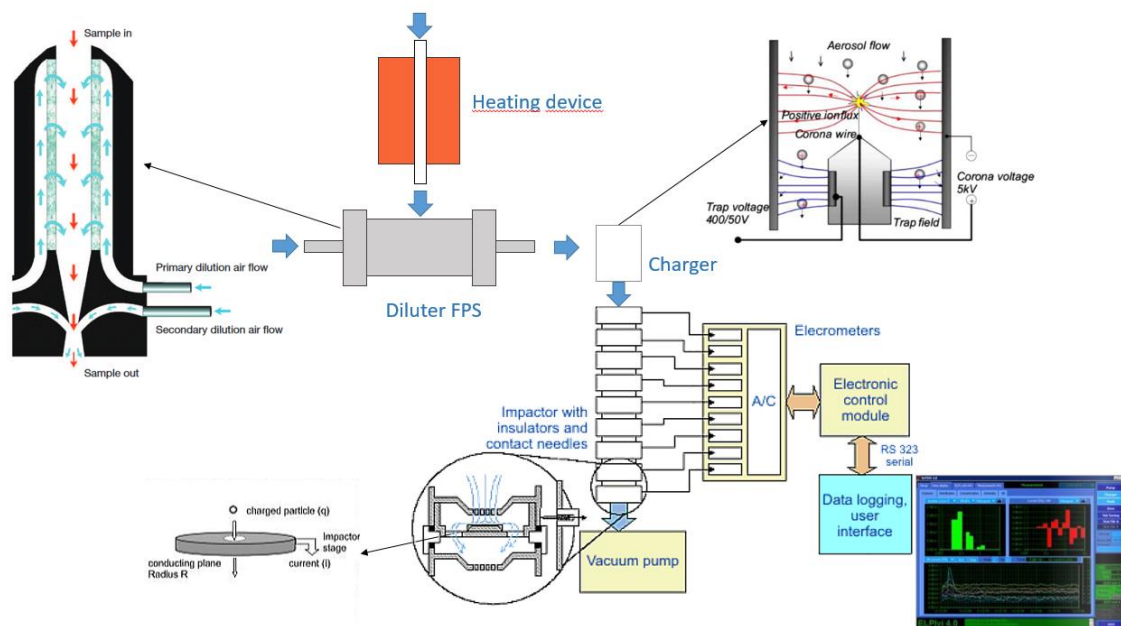


Figure II. 7 Principe de fonctionnement de l'ELPI.

<sup>10</sup> FPS : Fine Particle Sampler



#### 4.4. Mesures complémentaires

Des mesures additionnelles, nécessaires pour définir les paramètres de combustion, ont été réalisées durant les essais. Ainsi, des thermocouples sont disposés en fonction de l'installation de combustion (trois pour l'insert, deux pour la chaudière et un pour le poêle à granulés), dans le but d'acquérir des données d'ambiance thermique. Cet instrument se constitue de deux fils de métaux différents et soudés à leurs extrémités. Le principe de fonctionnement repose sur l'effet de Seebeck afin de transformer l'information d'un gradient de température en potentiel électrique. Les instruments utilisés pour les tests de combustion sont des thermocouples de type K d'une température maximale de 1 100 °C avec une précision de mesure de  $\pm 2,5$  °C. L'insert à bûches est équipé de deux thermocouples au sein du foyer (un à l'avant et un à l'arrière de la chambre de combustion) et un thermocouple dans le conduit d'évacuation des fumées. La chaudière et le poêle à granulés ont tous les deux un seul thermocouple situé au début du conduit d'évacuation des fumées. Dans le cas des projets incluant le poêle à bûche et le poêle à granulé, le conduit d'évacuation des fumées est équipé d'un capteur de pression octroyant l'information relative à la dépression. Toutes les installations de combustion sont montées sur balance permettant de suivre en temps réel la perte en masse du combustible. Pour l'ensemble des installations à échelle pilote, les cendres post test sont récupérées en vue d'analyses complémentaires. Ainsi, un taux de cendres sur cendres suivi d'une analyse ICP-MS sont réalisés. Cela permet d'obtenir une information sur la qualité de la combustion et la teneur en inorganiques dans les cendres résiduelles.

#### 4.5. Expressions des résultats

##### 4.5.1. Facteurs d'émissions

L'acquisition des données débute à l'allumage de la première charge d'essai. Excepté pour la mesure des TSP, les données prises en compte pour le calcul des facteurs d'émissions comprennent les valeurs depuis l'insertion de la charge jusqu'à son extinction. Les facteurs d'émissions donnés dans le chapitre V et VI sont moyennés sur trois charges nominales au minimum. Dans un souci de comparaison, selon la norme NF EN 16 510-1 [165], les émissions de CO, NO, NO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, HC<sub>m</sub> et HC<sub>nm</sub> sont corrigées à 13 % d'O<sub>2</sub> avant tout traitement de données et analyses ultérieures. Le polluant en question est ramené à une concentration d'oxygène de référence fixé à 13 % selon l'Équation II. 9 :

$$FE = FE \text{ brut} \times \frac{21 - O_2 \text{ théorique}}{21 - O_2 \text{ réel}}$$

Équation II. 9 Correction des facteurs d'émissions à 13 % d'O<sub>2</sub>.

Avec :

FE brut : facteur d'émission brut.

O<sub>2</sub> théorique : dioxygène à 13%.

O<sub>2</sub> réel : concentration d'oxygène réelle.

FE : facteur d'émission du polluant corrigé à 13% d'O<sub>2</sub>.

Tous les résultats d'émissions gazeuses sont exprimés sous la forme de facteur d'émission (FE) dont l'unité est définie par le milligramme par kilogramme de bois sec (mg/kg<sub>bois sec</sub>). Concernant les émissions en nombre de particules, les résultats sont donnés en nombre de particules par masse de bois sec (particules/kg<sub>bois sec</sub>). Un coefficient de variabilité est calculé pour chaque résultat de facteur d'émission selon la relation Équation II. 10 :

$$CV = \frac{\sigma}{\bar{x}}$$

Équation II. 10 Coefficient de variabilité.

Avec :

$\sigma$  : écart-type

$\bar{x}$  : moyenne

CV : coefficient de variabilité

#### 4.5.2. Paramètres de combustion

La puissance théorique dégagée par les réactions de combustion au sein du poêle à bois est calculée à partir de la perte en masse de combustible durant l'essai et de son PCS. La perte en masse est calculée sur une période de trois minutes en raison de la sensibilité de la balance. L'équation se résume selon la relation Équation II. 11 :

$$P = \frac{Pm * PCS}{1000}$$

Équation II. 11 Puissance théorique dégagée par la combustion.

Avec :

Pm : perte en masse du combustible (en g/s).

PCS : pouvoir calorifique du combustible (en J/g).

P : puissance (en KW).

#### 4.5.3. Exploitation des données statistiques

Plusieurs tableaux de corrélations sont discutés dans le chapitre relatif aux résultats. Il s'agit d'analyses statistiques selon la loi de corrélation de Pearson permettant l'évaluation de relations linéaires entre deux jeux de données. Le tableau de corrélation regroupe les résultats de calculs de coefficients pour plusieurs paramètres calculés selon :

$$r = \frac{\Sigma(xi - xmoyenne)(yi - ymoyenne)}{\sqrt{\Sigma(xi - xmoyenne)^2 * \Sigma(yi - ymoyenne)^2}}$$

Équation II. 12 Relation de corrélation entre deux variables.

Avec :

x : valeurs de la première série de donnée.

y : valeurs de la seconde série de donnée.

r : coefficient de corrélation de Pearson (Rhô).

Chaque table contient les données de la totalité des tests de combustion effectués soit 18 charges nominales. Les résultats se présentent sous la forme de tableaux où sont inscrit des coefficients de corrélation compris entre -1 et 1, pour les paramètres étudiés. Un coefficient tendant vers -1 indique que les valeurs sont possiblement inversement liées. Dans le cas opposé, la valeur +1 met en lumière la tendance des deux paramètres à évoluer de manière similaire. Des valeurs de coefficient autour de 0 indiquent qu'il n'y pas de tendance linéaire.

L'analyse des émissions en particules fines fait l'objet de calculs supplémentaires dans le but d'approfondir les discussions. Ainsi, trois résultats sont investigués : le diamètre aérodynamique le plus émis, la durée de combustion de la charge et la part du temps de combustion où les particules ultrafines (20, 40 et 70 nm) sont les plus émises (parmi les autres diamètres). L'acquisition des données est réalisée avec un pas défini sur une seconde. Le calcul est donc basé sur la somme des pas de temps où le diamètre de particule étudié est celui le plus émis selon l'Équation II. 13 suivante :

$$T_{DME} = 100 \times \frac{(\sum_{i=1}^N (1 \text{ si } D_{ae} \text{ est le plus émis}))}{N}$$

*Équation II. 13 Diamètre aérodynamique le plus émis.*

Avec :

D<sub>ae</sub> : diamètre aérodynamique de la particule.

N : total des pas de temps considérés (un pas de temps correspondant à une seconde).

T<sub>DME</sub> : part du temps de combustion où le DME (diamètre le plus émis en nombre de particules) est majoritaire (en %)

La même logique d'analyse est appliquée pour étudier uniquement les particules ultrafines (20, 40 et 70 nm) selon l'équation Équation II. 14 :

$$T_{UF} = 100 \times \frac{(\sum_{i=1}^N (1 \text{ si } 20,40 \text{ ou } 70\text{nm} \text{ est le plus émis}))}{N}$$

*Équation II. 14 Proportion de temps de combustion où les ultrafines sont dominantes.*

Avec :

N : total des pas de temps considérés (un pas de temps correspondant à une ligne de données).

T<sub>UF</sub> : part du temps de combustion où les particules ultrafines (UF) sont émises (en nombre) en majoritaire (en %).

## 5. Déroulement des essais de combustion

Différents essais de combustion à l'échelle pilote ont été réalisés dans le but d'appréhender le comportement de combustion du bois SSD sous ses différentes formes. Les protocoles des essais sont adaptés en fonction de la nature du combustible et de l'installation utilisée.

### 5.1. Essai de combustion des planches de sapin

Six dispositions différentes de bois numéroté de D1 à D6 (Figure II. 10) ont été testées dans l'insert à bûches LORFLAM. La masse de bois insérée dans le foyer est maintenue identique pour les dispositions D3, D4, D5 et D6 tandis que la géométrie de la charge est analogue pour D1, D2 et D3. Cette méthode permet d'obtenir une surface de bois réactive croissante depuis la disposition D1 jusqu'à D6 (1 487 cm<sup>2</sup> à 3 559 cm<sup>2</sup>). Les paramètres des lots de bois étudiés sont disponibles dans le Tableau II. 3.

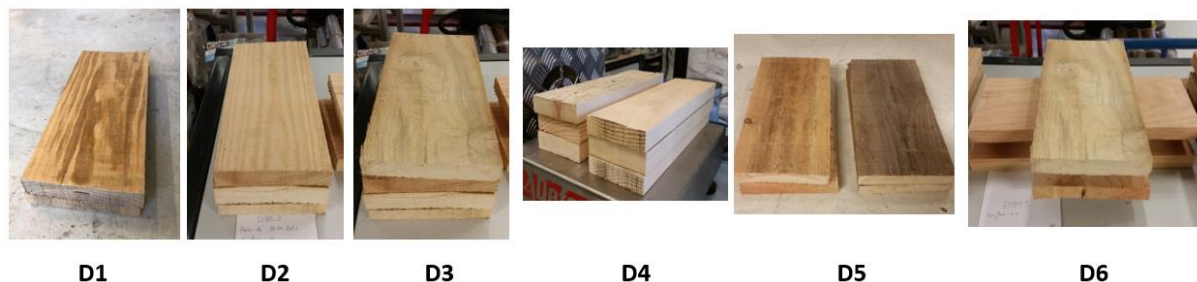


Figure II. 8 Clichés des différentes dispositions de planches.

Tableau II. 3 Caractéristiques des charges testées sur l'insert LORFLAM.

Disposition	D1	D2	D3	D4	D5	D6
Schéma						
Dimensions d'une planche (Lxhxl) (cm)	2,5x14,4x33,4			2,5x9,7x33,4	2,5x14,4x33,4	
Surface de bois disponible à la combustion (cm <sup>2</sup> )	1 487	1 774	1 956	2 640	2 975	3 559
Masse ( kg)	~1,25	~1,8	~2,4			
Masse volumique apparente des planches (g/cm <sup>3</sup> )	0,51	0,46	0,43	0,49	0,46	0,50

Dans le but de respecter le principe de répétabilité, au moins trois charges nominales sont effectuées pour chaque disposition de bois étudiée. Un test de combustion est composé de quatre phases distinctes : l'allumage, la mise en régime, les charges nominales et l'extinction. Le lancement des tests est réalisé par l'allumage de 2,3 kg de bois coupé (le même bois que pour les charges classiques est utilisé) en utilisant la technique de l'allumage inversé. Lors de cette phase, l'alimentation en air est placée manuellement sur le niveau maximum. A l'issue, la mise en régime permet de monter le poêle en température afin d'obtenir des conditions stables pour les tests nominaux. Pour cela, une charge de bois de 2,5 kg, en utilisant la disposition D5 (choisie pour sa stabilité en termes de reproduction), est brûlée. Après ces deux séquences de lancement, les trois charges nominales se succèdent avec un niveau

d'alimentation en air ajusté et fixe pour toutes les charges. Une charge nominale est considérée comme terminée lorsque le niveau de CO<sub>2</sub> dans les fumées atteint 4 %. A ce moment, les braises résiduelles sont tisonnées et le lot de bois suivant est inséré dans le foyer. A la fin des trois charges nominales, la phase d'extinction débute jusqu'à ce que la concentration en CO<sub>2</sub> tombe sous la barre des 2 % (cette phase ne fait pas l'objet d'analyses dans ces travaux). La Figure II. 11 récapitule le protocole suivi pour ces tests de combustion :

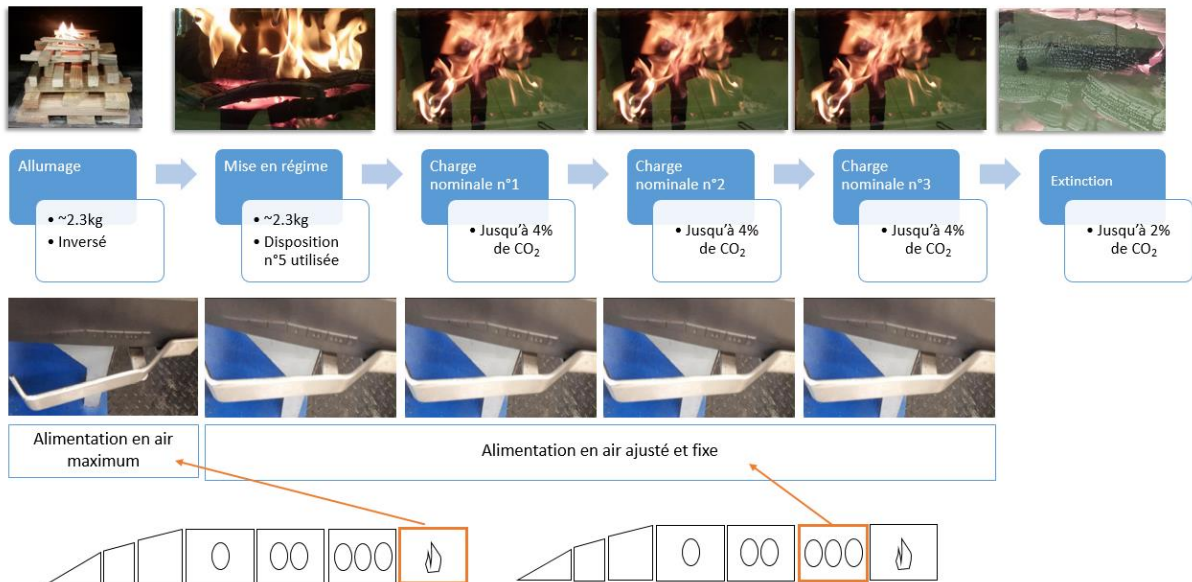


Figure II. 9 Protocole des tests de combustion des planches en insert domestiques.

## 5.2. Essai de combustion des bûches densifiées

Le protocole de combustion des bûches densifiées est similaire au protocole « BeReal » [166] et comporte, après l’allumage et la mise en régime, trois charges nominales suivies de trois charges partielles à alimentation en air réduite. La Figure II. 12 récapitule l’ensemble de la méthode suivie :

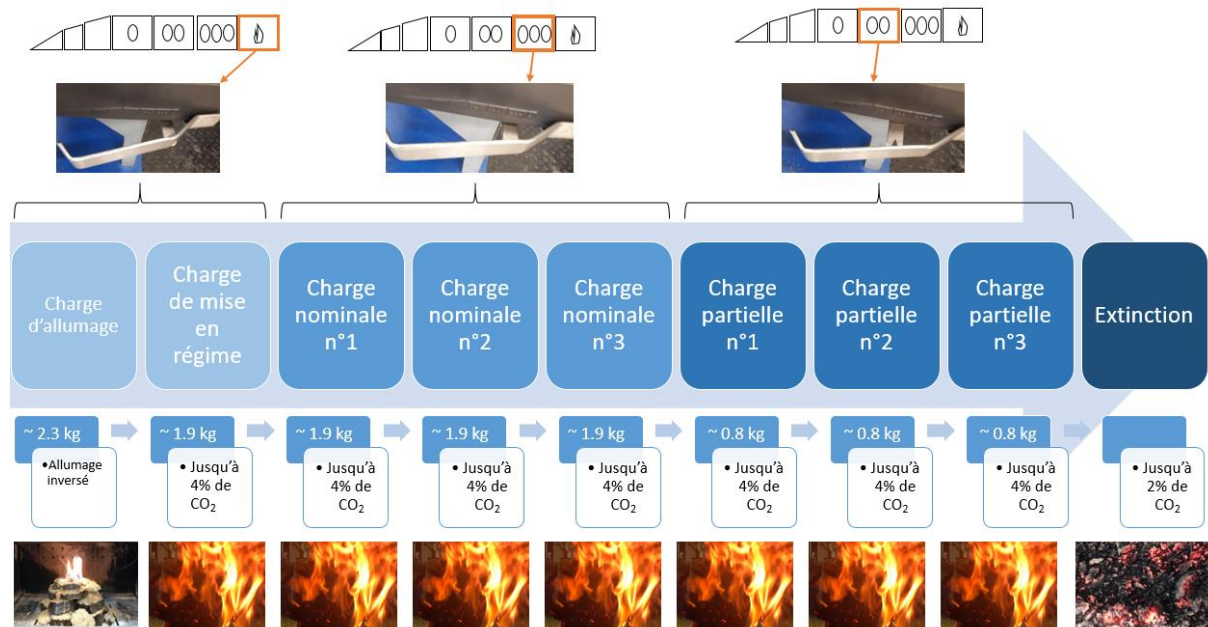


Figure II. 10 Protocole des tests de combustion des briquettes en insert domestiques.

La phase d’allumage débute à l’aide d’une charge de 2,3 kg constituée de morceaux de briquettes installés en formation pyramidale. L’ignition de la charge est ainsi réalisée par le haut au moyen de deux allume-feux commerciaux. Lors de cette phase, l’alimentation en air est au maximum (réglette manuelle sur le niveau maximum « allumage ») et la porte de l’insert laissée légèrement ouverte durant en moyenne 20 minutes. Cet appel d’air supplémentaire permet au combustible densifié d’atteindre une température suffisamment élevée pour oxyder les gaz de pyrolyse. Il est à noter que la mesure des TSP, à la différence des charges classiques, débute à la fermeture de la porte du foyer. Une charge de masse égale à 1,9 kg est insérée dans le foyer sous forme de deux bûches densifiées afin de faire monter la température du poêle. Aucune mesure de TSP n’est réalisée durant cette phase. Une fois la charge terminée, le foyer est dans un état stabilisé permettant l’étude de la combustion nominale et partielle du combustible. Trois charges nominales successives de 1,9 kg sont réalisées avec une alimentation en air fixée sur le niveau « 3 bûches » de l’appareil. De la même manière mais avec une masse de 0,8 kg et une alimentation en air réduite (niveau « 2 bûches »), trois charges partielles se succèdent. De même que pour le cas des planches de sapin, une charge est considérée comme terminée lorsque la concentration en CO<sub>2</sub> atteint 4 %. Si cela n’est pas le cas mais que plus aucune flamme n’est visible (dans le cas des bûches trop denses par exemple), le cœur du solide restant est cassé et tisonné dans le



foyer afin de favoriser la combustion homogène jusqu'à 4 % de CO<sub>2</sub>. Concernant la reproductibilité, trois jours d'essais minimum ont été effectués pour chaque bûche densifiée.

### 5.3. Essai de combustion dans le poêle à granulés

Avant chaque début de test, le réservoir de l'appareil est rempli par le granulé concerné. Quatre phases composent alors un essai classique : l'allumage, la mise en régime, la combustion nominale et l'extinction. Ces étapes sont distinguées à partir de la température et de la teneur en oxygène des fumées. La Figure II. 13 présente le découpage des phases de combustion avec le plateau de combustion nominale stabilisée. L'échantillonnage des fumées au cours de la combustion nominale est réalisé sur une durée minimum de trois heures. Pour des raisons de reproductibilité, les phases de mise en régime ne sont pas considérées.

Les paramètres modulables du poêle à granulés sont maintenus constants pour tous les essais de combustion et la puissance de l'appareil fixée à 100 %. Ayant la capacité de varier sur une plage de - 99 % à + 99 %, l'air de modulation est fixé dans sa configuration initiale soit + 50 %. Chaque granulé fait l'objet de trois essais de combustion minimum dans un souci de répétabilité des mesures.

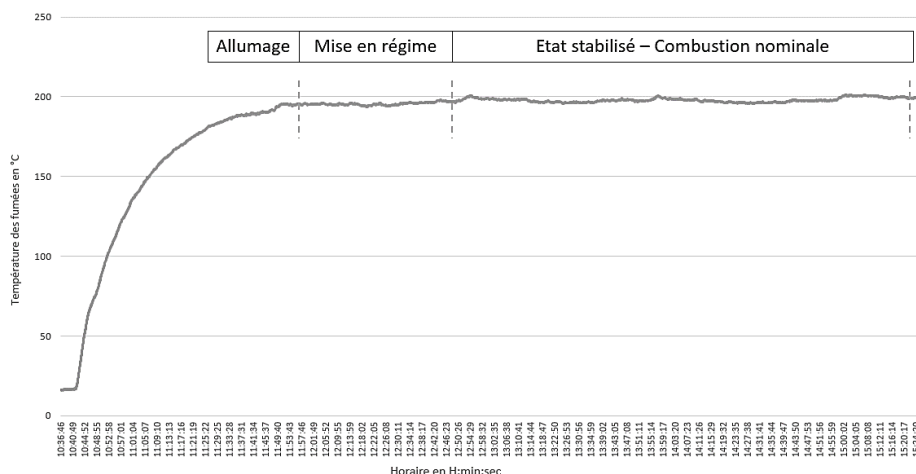


Figure II. 11 Distinction des phases de combustion pour le poêle à granulé.

### 5.4. Essai de combustion dans la chaudière

L'un des objectifs des essais de combustion en chaudière REKA est d'étudier l'incorporation d'un combustible sec dans un lit de plaquettes forestières humides. Il est donc nécessaire, en amont des essais de combustion, de préparer le combustible dans le but d'obtenir une teneur en humidité ciblée.

A la livraison du combustible, en raison de son taux d'humidité élevé, la biomasse doit être séchée (sous ventilation mécanique avec mélange périodique) durant 15 jours afin d'atteindre un taux inférieur à 10 %. Cette étape est nécessaire pour deux raisons. La première est que la chaudière pilote utilisée ne peut supporter une humidité supérieure à 25 % sur brut. De plus, l'intérêt de cette étude réside

dans la mesure des effets de l'intégration d'une biomasse sèche dans un lit de plaquettes humides. Pour cela, plusieurs tests à taux d'humidité différents et contrôlés doivent être réalisés. Il est plus aisé d'humidifier la biomasse sur une base sèche. Avant chaque humidification, la teneur en eau est définie (voir test d'humidité 2.1) pour déduire la quantité d'eau à ajouter à la biomasse. L'humidification de la plaquette a été réalisée à l'aide d'une pulvérisation dans des bacs étanches placés à l'abri des conditions climatiques extérieures. La Figure II. 14 résume le protocole d'humidification. Durant une semaine, la biomasse est quotidiennement mélangée afin de favoriser l'homogénéisation de l'humidité. A l'issue, un nouveau taux d'humidité est défini pour savoir si le combustible est prêt et un dernier test est réalisé à l'insertion du combustible dans la chaudière.

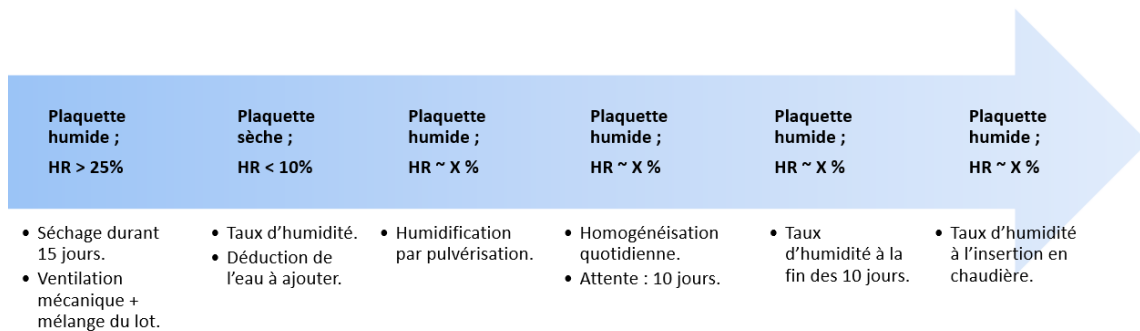


Figure II. 12 Protocole d'humidification de la biomasse.

Pour étudier l'influence du mélange de deux biomasses (Plaquette forestière Pf et bois Sortit du Statut de Déchet SSD), sept mélanges de proportion massique et d'humidité différentes sont testés : 100 % SSD sec, 100 % Pf sèche, mix 70 % Pf sèche et 30 % SSD sec, mix 70 % Pf humide et 30 % SSD sec, mix 70 % Pf humide et 30 % SSD humide, 100 % Pf humide et 100 % SSD humide. La Figure II. 13, récapitule la totalité des compositions de lits de combustible testées au sein de la chaudière.

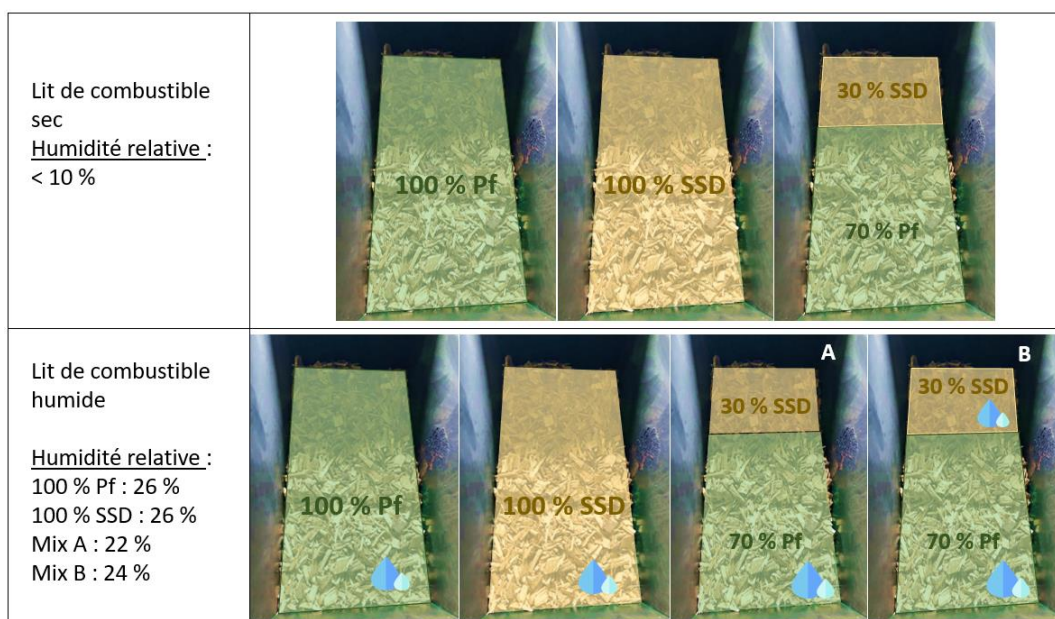


Figure II. 13 Composition des différents lits de combustibles brûlés dans la chaudière REKA.



Le déroulement d'un essai de combustion en chaudière comporte 4 étapes : l'allumage, la mise en régime stationnaire, le régime nominal, l'extinction. Pour des raisons de répétabilité, chaque test nécessite au minimum 2 heures d'état stabilisé (en rythme nominal) pour acquérir une quantité convenable de données. La Figure II. 14, résume les étapes d'un essai standard en chaudière REKA ainsi que la température des fumées.

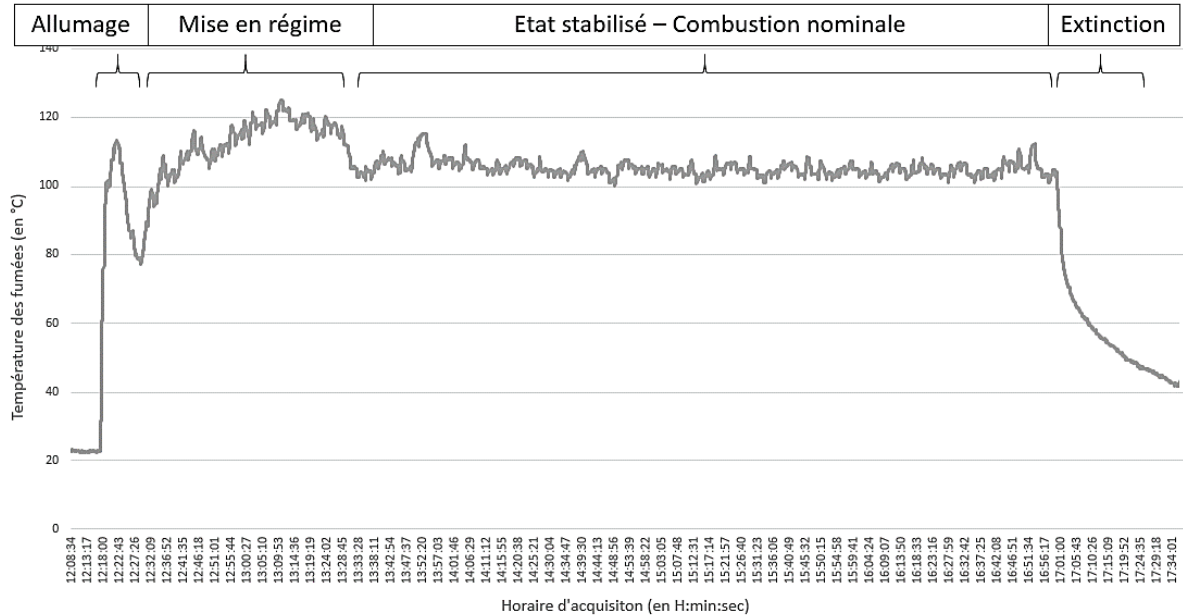


Figure II. 14 Distinction des phases de combustion en chaudière REKA.

L'allumage du combustible est réalisé au moyen de papier journal, comme indiqué dans le guide d'utilisation de la chaudière. Le combustible étudié en régime nominal est utilisé pour l'ensemble de l'essai, y compris pour l'allumage. L'installation est réglée automatiquement par un logiciel de commande nommé PRICATECH. Ce système de gestion à distance permet de modifier le comportement des différents organes de la chaudière comme la marche de la vis d'alimentation, l'avance des grilles, la vis du bac à cendres, le ventilateur d'air de combustion, l'extracteur des fumées ainsi que le circulateur de l'eau de refroidissement. Ce système permet à la chaudière de passer les différents modes de combustion de façon autonome. Ainsi, la teneur en oxygène et la température des fumées sont les deux paramètres clés pour passer de l'état d'allumage à l'état « en marche » (combustion nominale). Ainsi, la fin de la phase d'allumage arrive lorsque la teneur en oxygène descend sous le niveau de 14 % ou que la température des fumées franchit les 100 °C. Le paramétrage octroie la possibilité à l'utilisateur d'optimiser les réglages de la chaudière selon le combustible utilisé. Pour tous les tests réalisés dans ces travaux, le même programme a été utilisé. Le Tableau II. 4 présente les paramètres standards utilisés lors des essais de combustion :

Tableau II. 4 Paramètres de fonctionnement de la chaudière REKA.

Paramètre	Valeur
Température de chaudière visée	60 °C
Réglage des vannes papillons d'entrée d'air	30 % primaire, 50% secondaire
Teneur en O <sub>2</sub> des fumées (combustion nominale)	8 – 12 %
Température minimum des fumées (combustion nominale)	95 °C
Marche de la vis d'alimentation en combustion nominale	5 secondes maximum toute les 15 secondes
Marche de la grille mobile	3 secondes toute les minutes
Dépression dans le foyer	- 30 à - 50 Pa

## 6. Modélisation d'un Automate Cellulaire (AC)

Le chapitre IV de la thèse présente le développement d'un Automate Cellulaire (AC) et son application pour reproduire la dynamique des flux thermiques survenant au sein d'une particule de bois. Ce travail exploratoire a pour objectif de tenter d'appréhender les interactions prenant place entre les particules de bois au sein d'un lit de biomasse. La méthode employée de l'automate cellulaire provient de la discipline des systèmes complexes. Son fonctionnement est décrit ci-après.

### 6.1. Le modèle

L'objet d'étude de l'automate cellulaire repose sur le séchage d'un bloc de bois sous un flux radiatif constant. Ainsi, les expériences ont été menées à l'aide d'un four à moufle équipé de murs en céramique chauffés par résistance électrique avec balance et du logiciel de détermination de pertes de masse. Pour chaque test, le protocole de chauffe suivant a été mis en œuvre : augmentation de la température depuis l'ambient jusqu'à 115 °C, stabilisation de la température durant 10 minutes afin de placer l'échantillon, plateau stabilisé à 115 °C durant 2 heures.

Pour les expériences, le bloc de bois utilisé et modélisé est constitué de sapin. Il possède une dimension de 5x3.5x1 cm (lxLxh). Avant chaque essai, le bloc est immergé 12 heures minimum dans le but d'augmenter et de stabiliser le taux d'humidité. Celui-ci est d'ailleurs déterminé à partir de la perte de masse totale durant le passage en four à moufle.

Il existe une grande variété d'AC avec deux ou plusieurs dimensions, une ou plusieurs strates, à mailles carrées ou hexagonales, dépendant de l'objet d'étude. Dans les travaux suivants, un AC 2D basé sur quatre matrices interconnectées a été développé. Les automates cellulaires sont composées d'un nombre fini de mailles nommées « cellules ». L'état de chaque cellule est dépendant de son voisinage

direct et donc de sa position  $(i, j)$  au sein de la matrice. Ces dernières ainsi que les fonctions ont été codées à l'aide du langage Python en utilisant la méthode des compréhensions de listes. Un visuel nommé « carte thermique » est généré en utilisant le module « Seaborn » de la librairie Python, permettant d'analyser la diffusivité de la chaleur au sein de la particule de bois. La perte en masse (de l'eau) est monitorée au sein d'un dictionnaire et comparée directement aux données expérimentales. La taille des mailles a été définie en fonction du temps de calcul nécessaire et de la représentativité souhaitée. La Figure II. 15 représente une cellule des matrices utilisées au sein de l'AC.

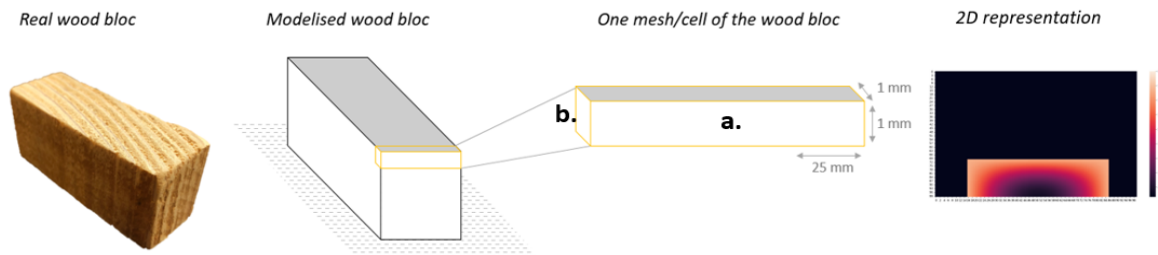


Figure II. 15 Représentation du bloc de bois modélisé. A : côtés de la cellule. B : extrémités de la cellule.

Une des caractéristiques principales de l'automate cellulaire est le voisinage. Ce dernier est défini par les cellules adjacentes de la cellule considérée et peut, en fonction de l'objet d'étude, prendre plusieurs formes. La Figure II. 16 présente les deux voisinages les plus couramment utilisés dans les modèles d'AC : le voisinage de Von Neumann avec quatre cellules adjacentes et le voisinage de Moore avec huit cellules adjacentes.

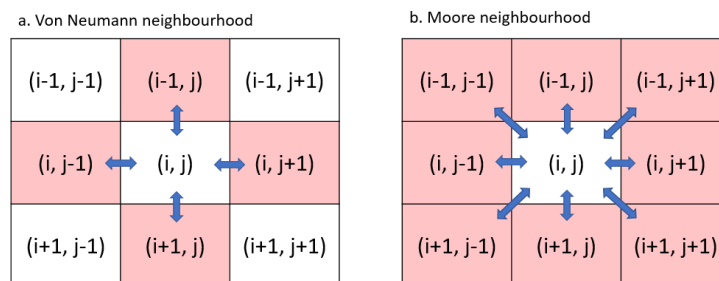


Figure II. 16 Représentation du voisinage Von Neumann et Moore.

Concernant les transferts thermiques, le voisinage est crucial car il détermine directement l'intensité des échanges de chaleur. Pour des raisons de représentativité, le voisinage Von Neumann a été utilisé dans ces travaux. Trois phénomènes gouvernent les transferts de chaleur au sein du bloc : le rayonnement, la convection et la conduction. Si, en théorie, le voisinage de Moore permet de prendre en compte plus de cellules participant aux transferts thermiques, la taille et la forme des mailles n'y sont pas adaptées, générant une surévaluation des flux. Un maillage hexagonal pourrait satisfaire les conditions d'un tel voisinage. Les trois modes de transfert de la chaleur nécessitant une diffusion sur l'ensemble de l'environnement d'une cellule.

## 6.2. Les relations de transferts de chaleur

L'automate cellulaire développé dans ce chapitre a été réalisé selon quatre matrices interconnectées représentées dans la Figure II. 17 : la matrice d'état, d'énergie, de température et d'humidité.

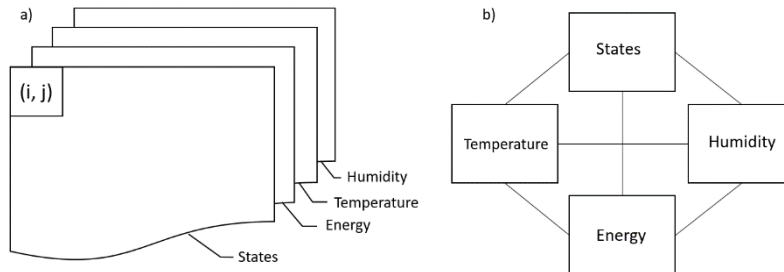


Figure II. 17 Matrices composant l'automate cellulaire

Les matrices sont connectées les unes aux autres (Figure II. 17 b) pour permettre l'échange d'informations dans le but de résoudre les équations de transferts thermiques.

### Matrice d'état

Binaire, cette matrice permet de connaître la nature d'une cellule afin d'y appliquer les équations correspondantes. Une cellule est d'état 0 pour une maille vide et d'état 1 pour une maille de bois.

### Matrice d'énergie

La matrice d'énergie stocke l'information de la quantité d'énergie thermique contenue au sein d'une cellule. Cette énergie, comptée en joules, peut être reçue ou substituée par convection, conduction, rayonnement ou par évaporation de l'eau. Chaque cellule débute avec un stock nul d'énergie. Les équations suivantes gouvernent les transferts d'énergie :

$$E_{ray1} = ((E * \varphi * S1) - (E * \sigma * Tc^4 * S1)) * nb$$

Équation II. 15 Rayonnement reçu par n côtés d'une cellule exposée à l'air.

L'Équation II. 15 représente l'énergie reçue sous forme de rayonnement par n côtés (Figure II. 15) d'une cellule exposée aux parois du four.  $E_{ray1}$  est l'énergie ajoutée par rayonnement, en joules,  $\varphi$  est le flux net d'énergie émis par les murs en céramique du four,  $S1$  est la surface exposée au rayonnement,  $\sigma$  est la constant de Stefan-Boltzmann (soit  $5,67 \times 10^{-8}$ ),  $Tc$  est la température de la cellule et  $nb$  est le nombre de cellules vides dans le voisinage (définit le nombre de côtés exposés aux parois du four).

$$E_{ray2} = ((E * \varphi * S2) - (E * \sigma * Tc^4 * S2)) * 2$$

Équation II. 16 Rayonnement reçu par les deux extrémités de la cellule.

L'Équation II. 16 représente l'énergie reçue sous forme de rayonnement par les deux extrémités des cellules. Ces dernières sont exposées aux parois du four.  $E_{ray2}$  est l'énergie ajoutée par rayonnement, en

joules,  $\varphi$  est le flux net d'énergie émis par les murs en céramique du four,  $S_2$  est la surface de l'extrémités de la cellule exposée aux rayonnements,  $\sigma$  est la constant de Stefan-Boltzmann (soit  $5.67 \times 10^{-8}$ ) et  $T_c$  est la température de la cellule.

$$E_{conv1} = (h * S1 * (T_{air} - T_c)) * nb$$

*Équation II. 17 Chaleur reçue par convection par n côtés d'une cellule exposée à l'air.*

L'Équation II. 17 représente l'énergie reçue par convection naturelle par n côtés d'une cellule exposée à l'air entre le bois et les parois du four.  $E_{conv1}$  est l'énergie ajoutée par convection, en joules,  $h$  est le coefficient d'échange convectif ( $0,14 \text{ W/m}^2 \cdot \text{K}$ ),  $S1$  est l'air exposé à la convection,  $T_{air}$  est la température de l'air,  $T_c$  est la température de la cellule et  $nb$  est le nombre de cellules vides dans le voisinage (définit le nombre de côté exposés aux parois du four).

$$E_{conv2} = (h * S2 * (T_{air} - T_c)) * 2$$

*Équation II. 18 Chaleur reçue par convection par les deux extrémités de la cellule.*

L'Équation II. 18 représente l'énergie reçue par convection naturelle par les deux extrémités de la cellule. Ces dernières sont exposées aux parois du four.  $E_{conv2}$  est l'énergie ajoutée par convection, en joules,  $h$  est le coefficient d'échange convectif,  $S2$  est l'air exposé à la convection,  $T_{air}$  est la température de l'air, et  $T_c$  est la température de la cellule.

$$E_{cond} = \frac{\lambda * S}{e} * (T_w - T_c)$$

*Équation II. 19 Energie reçue par conduction au sein d'une cellule.*

L'Équation II. 19 représente l'énergie reçue par conduction entre deux cellules.  $E_{cond}$  est l'énergie ajoutée par conduction, en joules,  $\lambda$  est le coefficient de conductivité du bois (Douglas) soit  $0.14 \text{ W.m}^{-1} \cdot \text{K}^{-1}$ ,  $S$  est la surface d'échange ( $25 \text{ mm}^2$ ),  $e$  est l'épaisseur de la cellule,  $T_w$  est la température de la paroi cellulaire adjacente et  $T_c$  est la température de la cellule.

$$E_{vap} = E_{cell} - E_{cell373k}$$

*Équation II. 20 Energie perdue par évaporation de l'eau.*

L'Équation II. 20 représente l'énergie perdue par une cellule via le processus d'évaporation de l'eau.  $E_{vap}$  est l'énergie perdue par évaporation, en joules,  $E_{cell}$  est la quantité d'énergie contenue au sein de la cellule et  $E_{cell373.15}$  est la quantité d'énergie nécessaire pour amener la cellule à  $373,15 \text{ K}$ .

### **Matrice d'humidité**

La matrice d'humidité stocke l'information de la quantité d'eau disponible au sein de chaque cellule. Elle interagit avec la matrice d'énergie et de température pour permettre aux processus de vaporisation

d'avoir lieu. Ces derniers sont dépendants de l'énergie disponible dans la cellule selon l'équation suivante :

$$W_{evp} = \frac{E_{cell} - E_{cell373k}}{\Delta H_{vapH2O}}$$

Équation II. 21 Masse d'eau évaporée.

L'Équation II. 21 représente la masse d'eau évaporée par une cellule (si la teneur en humidité est non nulle) en fonction de l'énergie contenue et de l'enthalpie de vaporisation de l'eau.  $W_{evp}$  est la masse d'eau évaporée en mg,  $E_{cell}$  est la quantité d'énergie contenue au sein de la cellule et  $E_{cell373,15}$  est la quantité d'énergie nécessaire pour amener la cellule à 373,15 K,  $\Delta H_{vapH2O}$  est l'enthalpie d'évaporation de l'eau dans des conditions normales de température et de pression.

### Matrice de température

La matrice de température sert de support à la couche d'énergie en stockant l'information de la température, permettant ainsi la résolution des équations de transferts thermiques. Ainsi, les données de l'énergie sont continuellement transformées en température, et *vice-versa*, selon la chaleur spécifique du bois de Douglas selon l'équation suivante :

$$T_{cell} = T_0 + \frac{E_{cell}}{C * M_{cell}}$$

Équation II. 22 Température d'une cellule.

L'Équation II. 22 permet de passer de l'énergie d'une cellule, en joules, à la température.  $T_{cell}$  est la température de la cellule,  $T_0$  est la température de la cellule au début de la simulation,  $C$  est la chaleur spécifique du bois de Douglas soit 2,5 J/g. K et  $M_{cell}$  est la masse de la cellule.

L'automate cellulaire (dont le code est présenté en annexes) est un modèle discret dont la valeur d'une cellule est dépendante de celle des cellules adjacentes. Dans ces travaux, le pas de temps est défini à une seconde durant laquelle toutes les équations détaillées précédemment sont résolues. La Figure II. 20 schématise l'ordre de résolution des équations et leur effet sur une cellule considérée (i, j).

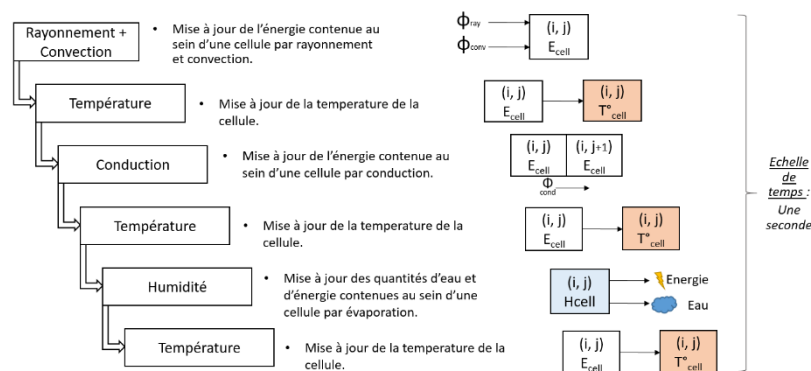


Figure II. 18 Synthèse de la résolution des équations de transferts de masses et d'énergie pour un pas de temps (seconde).

## Chapitre III.

Modélisation du bilan carbone de la  
combustion de bois SSD

# Table des matières

1. Introduction : le bois SSD ou la biomasse, une ressource neutre en carbone ?	100
<b>2. Généralités sur le logiciel CAPSIS®</b>	<b>100</b>
<b>3. Périmètre d'étude et paramètres</b>	<b>101</b>
3.1. Le cas d'application	101
3.2. Bilan matière sur le carbone	102
3.3. Ressource forestière	103
3.4. Sylviculture et conditionnement SSD	106
3.5. Les différentes filières d'utilisation du bois	107
3.6. Mise en œuvre	107
3.7. Les scénarii étudiés	109
<b>4. Résultats et discussions</b>	<b>109</b>
4.1. Impact sur le prélèvement de bois	109
4.2. Impact sur les GES	110
4.3. Taux de Retour sur Investissement (TRI)	114
4.4. Temps de Retour Carbone (TRC)	116
<b>5. Conclusion générale</b>	<b>119</b>



## 1. Introduction : le bois SSD ou la biomasse, une ressource neutre en carbone ?

Principale énergie renouvelable composant le mix énergétique français, la biomasse est promue dans le plan d'action climat comme une énergie « décarbonée » [4,8,167]. Selon ce principe, il est considéré que le carbone rejeté dans l'atmosphère est égal à celui fixé par la plante lors de sa croissance. Cette propriété est appelée « CO<sub>2</sub> biogénique » [168]. Il en résulte, en théorie, un bilan carbone neutre et donc une énergie décarbonée. Cependant, malgré une ressource forestière française agissant comme un puit de carbone à l'échelle nationale, cet attribut est remis en question dans de nombreuses publications [3,20,169–172]. Plutôt que de « neutralité », il est surtout question de « compensation » du CO<sub>2</sub>. De plus, la ressource forestière est très diversifiée par les essences la composant, le sol et sa biodiversité, l'usage et la propriété des terres ainsi que son implantation géographique. Il est donc nécessaire d'adapter les activités sylvicoles en fonction de ces paramètres dans le but d'optimiser l'aspect « renouvelable » de cette énergie. Vis-à-vis de ces enjeux inhérents au couple bois-énergie/forêt, s'insèrent ceux de l'orientation des bois arrivés en fin de vie (bois d'œuvre comme des produits de manutention ou d'emballages). Il est donc légitime de poser la question suivante :

*Quel est l'impact de l'utilisation de bois SSD sur le bilan carbone de la filière bois énergie ?*

Les travaux suivants ont pour visées de modéliser le cycle du carbone lors de l'utilisation de plaquettes forestières pour la production d'énergie thermique au sein d'une chaudière industrielle et d'évaluer l'impact de l'intégration de bois SSD à plusieurs teneurs massiques sur le bilan de la filière. L'objectif principal est d'évaluer le caractère décarbonée du bois-énergie dans notre cas d'étude, et d'appréhender les conséquences de la substitution de la plaquette forestière par l'utilisation de bois SSD.

## 2. Généralités sur le logiciel CAPSIS®

L'un des axes de travail de l'étude vise à modéliser un peuplement forestier. Le logiciel CAPSIS a donc été utilisé dans le but d'obtenir des données de prélèvements et de séquestration du carbone représentatif d'un scénario sylvicole classique. La thèse arborant un caractère expérimental, la suite de la section n'a pas été incluse dans le chapitre matériels et méthodes.

Le logiciel CAPSIS (Computer-aided projection of strategies in silviculture) 2.4 a vu le jour en 1994 grâce au développement de l'INRA URFM. Sa version finale CAPSIS4, utilisée dans la présente étude, a été développée par l'URM AMAP de Montpellier en 1999. Outil destiné à la recherche, à l'enseignement et à la gestion de forêt, ce logiciel permet de simuler la croissance d'un peuplement forestier en y élaborant des scénarii d'interventions sylvicoles. Depuis sa création, de nombreux modèles ont été développés à des fins très diverses et permettant d'étudier des peuplements forestiers complexes, mais aussi l'exportation minérale, l'hydrologie, ou encore la microbiologie d'un peuplement [173]. L'avantage de cet outil réside dans les caractéristiques de croissance qu'offre la simulation. Ainsi, les

facteurs comme la mortalité naturelle, l'ensoleillement, ou encore le type de terrain sont pris en compte dans la gestion du peuplement. Chaque modèle nécessite des données d'entrées propres. Dans le cas présent, le modèle « AbiAl » développé par Bontemps et al. [174], a été utilisé. Des données d'entrée comme l'âge initial du peuplement, la surface terrière, la classe de fertilité (hauteur dominante) et la surface de la forêt sont incorporées. L'avantage de ce modèle réside dans le fait qu'il a été développé spécifiquement pour la simulation de peuplement vosgiens et juracien. Par la suite, divers scénarii d'éclaircies sont disponibles pour faire évoluer le peuplement.

### 3. Périmètre d'étude et paramètres

Dans un souci de représentativité des conditions réelles, l'étude a été calquée sur un projet existant. Cela permet de faciliter la recherche d'informations et de réduire les incertitudes quant aux données d'entrée du système.

#### 3.1. Le cas d'application

Ce cas d'étude découle directement des travaux détaillés dans le chapitre IV, avec la volonté de la centrale thermique de l'Illberg d'utiliser du bois SSD comme nouveau combustible. La centrale, brûlant actuellement de la plaquette forestière prélevée dans un rayon maximal de 80 km, souhaite augmenter la puissance thermique délivrée dans les réseaux de chaleur. Dans le but de ne pas augmenter son empreinte sur la forêt vosgienne, il a été décidé d'étudier l'intégration de bois SSD dans le flux de combustible initial. Ce projet initié en partenariat avec la M2A (communauté d'agglomération de Mulhouse) est partagé par divers acteurs entrants dans le processus de traitement de la ressource combustible :

- Entreprise A fournissant le bois forestier.
- Entreprise B certifiée pour le traitement des déchets en bois SSD.
- La chaufferie de l'Illberg.

Les flux liants l'ensemble de ces acteurs sont résumés dans la Figure III. 1 :

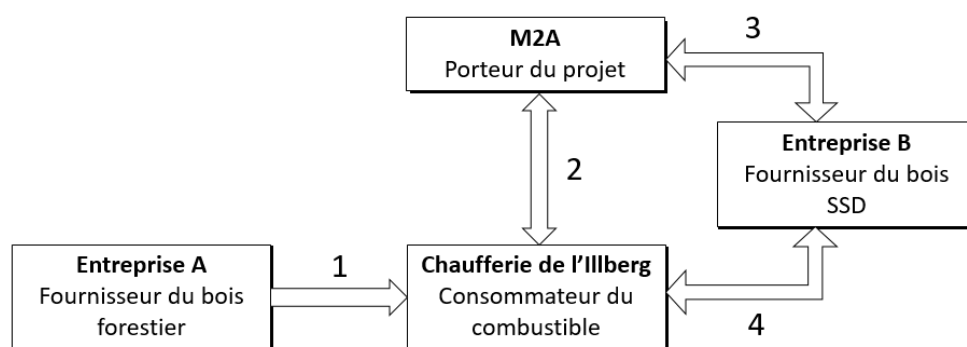


Figure III. 1 Interactions entre les différents acteurs.

1. L'entreprise A fournit le combustible selon un cahier des charges défini conjointement avec la chaufferie de l'Illberg. Le bois doit provenir d'une ressource présente dans un rayon maximum de 80 km et comporter une teneur en humidité limite de 60 % maximum.
2. La M2A définit les grands axes de développement énergétique du territoire. En concertation avec la chaufferie, elle projette l'agrandissement du réseau de chaleur et guide vers l'utilisation de ressources renouvelables.
3. Selon la répartition géographique des acteurs du territoire de la M2A, un partenariat d'essai est lancé pour aboutir à la création d'un nouveau flux de combustible à partir de bois SSD.
4. L'entreprise B, certifiée, fournit le bois SSD à la chaufferie.

Ces acteurs interagissent selon différents flux de matières où le carbone est présent, durant l'ensemble du cycle, sous différentes formes (produits pétroliers, bois, gaz). Pour une clarté de lecture, l'unité fonctionnelle du bilan est donc le **kilogramme de carbone**.

### 3.2. Bilan matière sur le carbone

Dans le but d'aboutir à une analyse complète du cycle du carbone, des compartiments doivent être ajoutés au périmètre d'étude. Le cycle, dans son ensemble, a été pensé comme un bilan matière, se basant sur le principe de conservation de la masse de carbone présente au sein du système. Cette méthode permet d'identifier la totalité des flux de matière entrants dans le processus dont l'utilisation de ressources fossiles pour les activités de traitement de la matière. Le bilan de matière complet est présenté dans la Figure III. 2 :

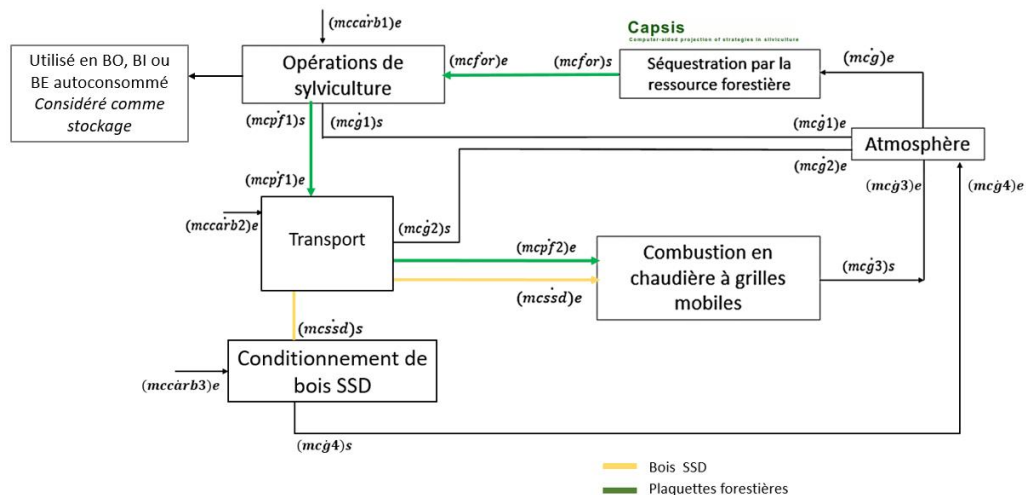


Figure III. 2 Bilan matière du carbone.

Avec :

$(mcf_{or})$  : Masse de carbone sous forme de ressource forestière (arbres sur pieds).

$(mccar_{b})$  : Masse de carbone sous forme de carburant utilisé pour les opérations.

$(mcp_{f})$  : Masse de carbone sous forme de plaquettes forestières.

(*mcg*) : Masse de carbone sous forme gazeuse (gaz d'échappement).

(*mcssd*) : Masse de carbone sous forme de bois SSD.

E : flux d'entrée.

S : flux de sortie.

BO : bois d'œuvre.

BI : bois d'industrie.

BE : bois énergie.

Les opérations de sylviculture comprennent l'abattage, l'élagage, le débardage, la coupe et le broyage en plaquettes forestières. Cette activité nécessite du carburant (*mccarbs*) et crée un flux de combustible (*mcpf1*) ainsi que des GES (*mcg1*) émis directement dans le compartiment *atmosphérique*. La ressource est ensuite transportée vers la chaufferie (*mcpf2*) en émettant des GES (*mcg2*) par la consommation de carburant (*mccarb2*). En parallèle, et selon le scénario d'intégration de bois SSD choisis (0%, 20%, 30%, 40%, 50%, 60%) un flux de bois certifié SSD est créée (*mcssd*) après opérations de conditionnement (*mccarb3*) (*mcg4*). Les deux flux de combustibles sont consommés dans le processus de combustion avec l'hypothèse que l'ensemble du carbone est émis sous forme de CO<sub>2</sub>. Cette simplification permet de s'affranchir des paramètres suivants : essence de bois, qualité de la combustion, particules fines émises, gaz émis. Le flux de carbone gazeux est ajouté au compartiment atmosphérique (*mcg3*). Une fraction du carbone présent au sein de l'atmosphère est ôtée par la ressource forestière considérée (*mcg*) pour être transformée en bois dur (*mcfor*). Cette part est fonction de la configuration de la forêt, modélisée via le logiciel CAPSIS. En effet, plus le nombre d'arbres, et donc la masse foliaire (feuilles), est important et plus la séquestration sera élevée. Cette dernière est alors de nouveau sujette aux prélèvements (*mcfor*).

### 3.3. Ressource forestière

La séquestration du carbone par les forêts est régie par une pluralité de mécanismes [175–177]. D'une manière générale, deux réservoirs de stockage du carbone existent : le compartiment autotrophe et le compartiment hétérotrophe (Figure III. 3).

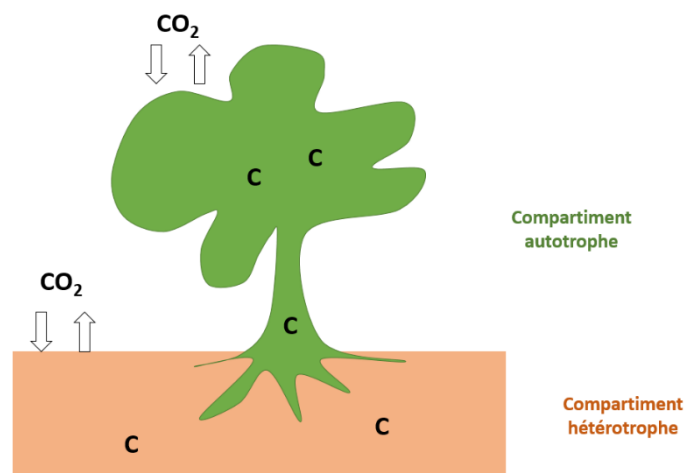
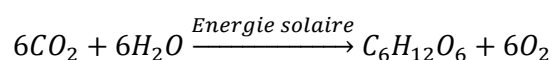


Figure III. 3 Description des deux principaux compartiments.

Le compartiment hétérotrophe constitue le sol et peut stocker jusqu'à la moitié du carbone contenu au sein d'une forêt [178,179]. Plusieurs acteurs (champignons, micro-organismes) interagissent dans ce milieu via des processus physico-chimiques complexes pour dégrader la matière organique et stocker le carbone dans le système humifère (composé, entre autres d'humus) [176]. Le compartiment autotrophe comporte la biomasse aérienne composée du fût de l'arbre (tronc) et de sa surface foliaire, ainsi que la biomasse souterraine composée des racines. La forêt est un milieu composé de nombreux sous-systèmes interconnectés si bien qu'une perturbation dans l'un des deux compartiments affectera obligatoirement le second. Cependant, dans la suite de ce travail, seul le compartiment autotrophe sera considéré, les prélèvements étant effectués principalement par coupe sélective et le carbone converti en combustible se situant dans la biomasse sur pieds. Le dioxyde de carbone atmosphérique est synthétisé par la réaction de photosynthèse :



*Équation III. 1. Réaction de photosynthèse.*

Des travaux ont permis d'estimer le stock de carbone présent au sein d'une ressource forestière à partir de paramètres globaux. Le calcul est défini par l'équation suivante [180]:

$$C = Vbf \times D \times FEB \times FER \times 0.5$$

*Équation III. 2 Estimation de la masse de carbone contenue au sein d'un volume de bois*

Avec :

C : la masse de carbone en kg.

Vbf : le volume de bois fort (carbone sous forme d'arbre) en m<sup>3</sup>.

D : la densité de l'arbre en kg/m<sup>3</sup>.

FEB : facteur d'expansion des branches (pondération de l'espace foliaire).

FER : facteur d'expansion des racines (pondération de l'espace souterrain).

Il est important de préciser que le mécanisme de la photosynthèse est influencé par de nombreux facteurs tels que l'âge de l'arbre considéré, l'essence, l'espèce, la foliation, les conditions pédoclimatiques<sup>11</sup>, les opérations de sylviculture réalisées ou encore la teneur ambiante en CO<sub>2</sub> [176,179,181]. L'Équation III. 2 est donc une estimation, qui peut toutefois être pondérée via le Facteur d'Expansion des Branches (FEB) et le Facteur d'Expansion des Racines (FER). Diverses solutions existent pour déterminer le volume de bois initial au sein d'un peuplement forestier. L'utilisation des données dendrométriques<sup>12</sup> comportent les caractéristiques des placettes (surface forestière) et les mesures de terrain effectuées sur les arbres constituant ainsi une base de données pour des analyses complémentaires [182]. Les tables de production, fruit du calcul sur de nombreuses années d'observations représentent un autre moyen d'estimation du volume. Elles sont définies pour une espèce et permettent de prévoir les caractéristiques

---

<sup>11</sup> Conditions climatiques affectant le sol (température, humidité, aération, etc.).

<sup>12</sup> Mesure des caractéristiques physiques d'un arbre (hauteur, diamètre, etc.).

générales d'un peuplement en fonction de son âge. Ce sont ces tables qui ont été utilisées comme données d'entrées pour représenter le peuplement forestier modélisé au sein du logiciel CAPSIS.

De nombreux modèles existent pour représenter la croissance forestière et permettent d'étudier la forêt sous une pluralité d'angle (économie, adaptation au changement climatique, hydrogéologie, écologie) [183–186]. Deux types de modèles peuvent être dégagés : les modèles fonctionnel et empirique [183]. Le premier a pour objet la simulation de la croissance forestière en intégrant des connaissances biologiques fines. Les modèles empiriques se distinguent en étant voués à décrire des phénomènes et des données d'observations sur le terrain sans explications des mécanismes de croissance. Les deux types ont été utilisés dans ces travaux : les tables de production (empirique) fournissant les données d'entrées au modèle CAPSIS (fonctionnel). Résultats de dizaines d'années d'observations, les tables de production permettent de définir les dimensions d'un arbre à un âge donné pour une espèce. Les données des tables de production de Decourt [187] sur les peuplements d'épicéa des Vosges, représentant les peuplements prélevés par l'entreprise A pour alimenter la chaufferie, ont été considérés comme données d'entrées.

Le logiciel CAPSIS permet de simuler l'évolution d'une forêt en prenant compte des mécanismes naturels et anthropiques. La Figure III. 4 présente la synthèse des données de départ pour simuler la ressource forestière, stock de carbone sous forme de bois fort. Le peuplement composé à 100 % d'épicéa commun et âgé initialement de 25 ans est dense de 1 901 tiges/ha et produit des graines de renouvellement de la population tous les trois ans [188]. La forêt, une fois mature, est exploitée via des éclaircies successives avec des volumes de bois prélevés fonction du scénario considéré.

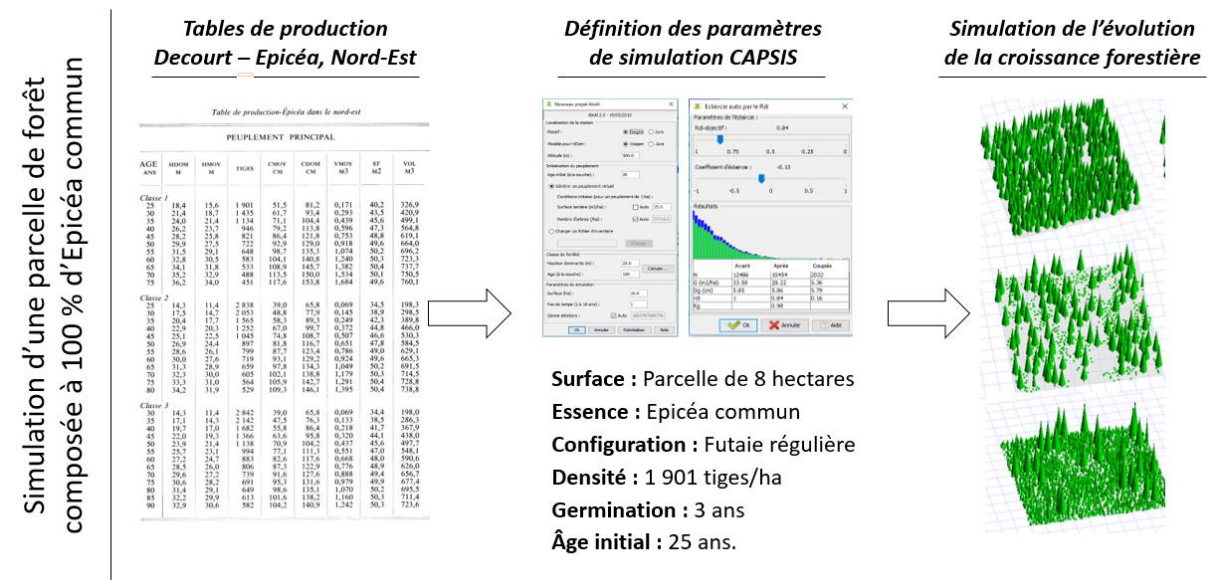


Figure III. 4 Synthèse des données de départ pour la simulation de la croissance forestière.

### 3.4. Sylviculture et conditionnement SSD

Il existe différentes modalités d'exploitation de la forêt, dont la gestion raisonnée par éclaircie et la coupe franche. Celles-ci sont réalisées lors d'opérations de sylviculture employant des engins consommant des énergies fossiles. L'utilisation d'engins et la consommation de carburant dépendent de la configuration du site exploité pouvant ainsi fortement varier en fonction du terrain mais aussi des techniques de prélèvements employées. Les opérations choisies pour ce cas d'étude sont standards et sont définies par : un abattage mécanisé, le débardage à l'aide d'un porteur puis le broyage en plaquettes sur bord de route. De la même manière, le conditionnement des déchets en bois SSD nécessite des traitements mécanisés que sont la collecte en vrac, le concassage et le stockage. Ces opérations sont réalisées à l'aide de pelles mécaniques et de broyeurs. La littérature permet d'estimer la consommation des différents engins de chantier en fonction de l'activité. Les données sont inscrites au sein du Tableau III. 1 :

Tableau III. 1 Consommation des différents engins de chantiers.

Engins	Consommation de carburant	Références
Abatteuse-groupeuse	0,5 à 1,5 L/m <sup>3</sup> de bois	FPInnovations
Débardeur à grappin	0,25 à 1 L/m <sup>3</sup> de bois	FPInnovations
Petit porteur	0,90 à 1,6 L/m <sup>3</sup> de bois	FPInnovations
Broyeur standard	40-50 L/Semi-remorque	[189,190]
Pelle à grappin	11,47 L/h	[191]

Les données présentées dans le Tableau III. 1 sont prises comme références dans l'outil Bilan carbone<sup>®</sup> développé par l'ADEME. Cet outil permet, à l'aide des facteurs d'émissions, de calculer l'émission carbone de chaque engin en fonction du scénario considéré. Les résultats sont exprimés en CO<sub>2</sub> équivalent. Cette unité permet à la fois de pondérer la présence d'autre GES que le CO<sub>2</sub> et de déterminer une masse dans le bilan matière final. A cela s'ajoute le transport par ensemble articulé de marchandises diverses PTR<sup>13</sup> 40 t à destination de la chaufferie.

<sup>13</sup> Poids Total Roulant Autorisé.



### 3.5. Les différentes filières d'utilisation du bois

Les volumes prélevés au sein de la forêt sont destinés aux trois usages que sont le bois d'industrie, d'œuvre et d'énergie, dont plusieurs études estiment les flux [21,24,192]. En se basant sur des travaux provenant de la littérature, Valade et al. [21] proposent une synthèse de l'utilisation en cascade des bois prélevés au sein de la ressource forestière. Les auteurs proposent des flux de réutilisation des bois, des déchets connexes ainsi que les imports et exports du territoire national. Les résultats de ces travaux sont synthétisés sur la Figure III. 5. Ils sont utilisés comme intrants dans le bilan matière. Les bois destinés aux usages industriels sont stockés dans un compartiment<sup>14</sup> dédié. Ainsi, chaque prélèvement au sein de la forêt modélisée est réparti selon les usages suivants<sup>15</sup> :

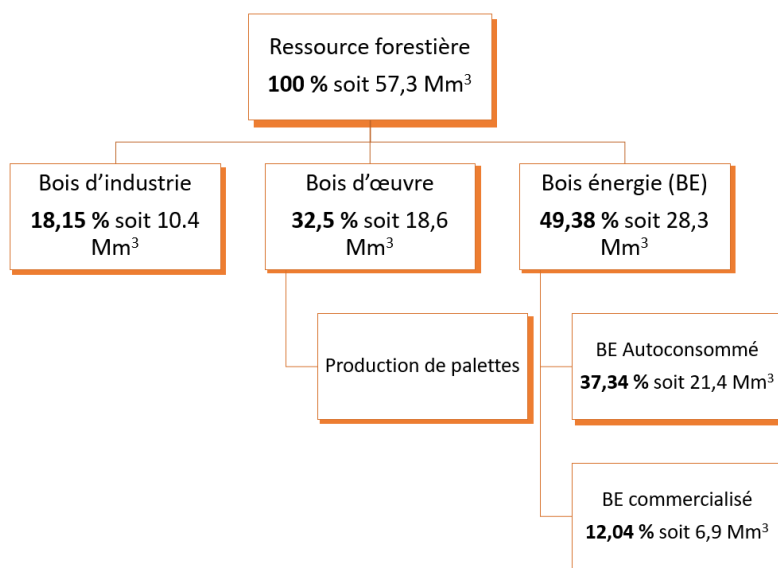


Figure III. 5 Répartition des usages du bois prélevé.

La documentation IGN a permis de définir que le volume moyen de bois prélevé dans la région Alsace est de 5,61 m<sup>3</sup>/ha/an soit une moyenne de 45 m<sup>3</sup>/an pour la parcelle modélisée. Cette dernière fournira donc annuellement une masse 20 000 kg de bois destinée à la chaufferie.

### 3.6. Mise en œuvre

Les données de stock de carbone et d'émissions en CO<sub>2</sub>e (comptabilisation de tous les GES en équivalent CO<sub>2</sub>) sont transférées au sein du bilan matière avant de suivre une évolution selon un pas de temps d'une année. La simulation est poursuivie sur une durée de 97 ans. Les données du bilan matière sont synthétisées sur une période de 5 ans dans le Tableau III. 2 à partir de la première éclaircie. Il est à noter que la masse « répartie » concerne la part du prélèvement annuel de bois tandis que les compartiments BE (Bois Energie), BI (Bois Industrie) et BO (Bois D'Œuvre) sont les stocks cumulés sur plusieurs années.

<sup>14</sup> Stock tampon externe au bilan matière.

<sup>15</sup> Le bois autoconsommé représente les flux de bois hors circuits commercialisés.



## Chapitre III. Modélisation du bilan carbone de la combustion de bois SSD

Tableau III. 2 Synthèse du bilan matière sur une période de 5 ans à partir de la première éclaircie (peuplement de 60 ans). \* : année de prélèvement.

Compartiments	Année 0	Année 0*	Année 1*	Année 2*	Année 3*	Année 4*
Forêt	$x_0$	$x_{0*} - Prél_0$	$x_1 - Prél_1 + SeqF_1$	$x_2 - Prél_2 + SeqF_2$	$x_3 - Prél_3 + SeqF_3$	$x_4 - Prél_4 + SeqF_4$
Prélèvement	0	$Prél_0$	$Prél_1$	$Prél_2$	$Prél_3$	$Prél_4$
Bois d'industrie	0	$Répa BI$	$Répa BI + BI_1$	$Répa BI + BI_2$	$Répa BI + BI_3$	$Répa + BI_4$
Bois d'œuvre	0	$Répa BO$	$Répa BO + BO_1$	$Répa BO + BO_2$	$Répa BO + BO_3$	$Répa BO + BO_4$
Bois énergie	0	$Répa BE$	$Répa BE + BE_1$	$Répa BE + BE_2$	$Répa BE + BE_3$	$Répa BE + BE_4$
Autoconsommation	0	$37,34 \% \times Prél_0$	$Répa AutoC + AutoC_1$	$Répa AutoC + AutoC_2$	$Répa AutoC + AutoC_3$	$Répa AutoC + AutoC_4$
Commercialisation	0	$12,04 \% \times Prél_0$	$Répa Com$	$Répa Com$	$Répa Com$	$Répa Com$
Energies fossiles	0	$Sylv + Cond + Combustion$	$Sylv + Cond + Combustion$	$Sylv + Cond + Combustion$	$Sylv + Cond + Combustion$	$Sylv + Cond + Combustion$
Atmosphère	$ATMO$	$(ATMO + EnF) - SeqF_0$	$(ATMO_0 + EnF) - SeqF_1$	$(ATMO_1 + EnF) - SeqF_2$	$(ATMO_2 + EnF) - SeqF_3$	$(ATMO_3 + EnF) - SeqF_4$

### Avec :

$x_0$  : masse de carbone sous forme de bois sur pied.

$ATMO$  : masse de carbone sous forme gazeuse au sein du compartiment atmosphérique.

$Prél$  : masse de carbone prélevée de la ressource forestière.

$Répa BI$  : masse de carbone répartie dans le compartiment du bois d'industrie.

$Répa BO$  : masse de carbone répartie dans le compartiment du bois d'œuvre.

$Répa BE$  : masse de carbone répartie dans le compartiment du bois énergie.

$Répa AutoC$  : masse de carbone du compartiment bois énergie autoconsommé.

$Répa Com$  : masse de carbone du compartiment bois énergie commercialisé (à destination de la chaufferie).

$Sylv$  : masse de carbone sous forme de GES émis par les opérations de sylviculture.

$Cond$  : masse de carbone sous forme de GES émis par le conditionnement du bois SSD.

$Combustion$  : masse de carbone sous forme de GES émis par la combustion du lit en chaudière.

$BI$  : masse de carbone contenue au sein du compartiment de bois d'industrie.

$BO$  : masse de carbone contenue au sein du compartiment de bois d'œuvre.

$BE$  : masse de carbone contenue au sein du compartiment de bois énergie.

$EnF$  : total des énergies fossiles soit  $Sylv + Cond + Combustion$ .

$SeqF$  : masse de carbone atmosphérique séquestrée sous forme de bois dur par la ressource forestière.

Après avoir atteint la maturité nécessaire pour être exploité, un premier prélèvement est effectué et le carbone est réparti dans les différents compartiment (Tableau III. 2, Année 0\*). Les GES sont ajoutés au compartiment atmosphérique auquel est soustrait la quantité de carbone séquestré par la croissance de la forêt durant une année. L'année suivante (Tableau III. 2, Année 1\*) tient lieu d'une éclaircie supplémentaire dans la ressource forestière (Tableau III. 2,  $x_1$ ), laquelle séquestre à nouveau la quantité d'une année de carbone (définie par les caractéristiques du peuplement à l'instant  $t$ , simulé par le logiciel CAPSIS en fonction des prélèvements, de la germination et des conditions pédoclimatiques). Le carbone est réparti dans les différents compartiments et les GES ajoutés à l'atmosphère. Cette itération est répétée

pour 7 années successives. A l'issue, le peuplement n'étant plus disponible pour d'autres prélèvements, est laissé intact pour favoriser sa croissance jusqu'à une nouvelle maturité.

### 3.7. Les scénarii étudiés

Six scénarii de prélèvement différents ont été modélisés en fonction du taux d'intégration de bois de palettes au sein du lit de plaquette forestière (dans la chaudière) résumé dans le Tableau III. 3. Le premier scénario considère un lit constitué entièrement de plaquettes forestières. Le scénario 2 présente un lit constitué à 80 % de Pf et à 20 % de bois SSD. Les prochains scénarii suivent la même logique en notant que la masse de chaque lit reste constante.

Tableau III. 3 Taux d'intégration de bois SSD en fonction des scénarii modélisés.

Scénario	Taux d'intégration de bois SSD
S1	0 %
S2	20 %
S3	30 %
S4	40 %
S5	50 %
S6	60 %

## 4. Résultats et discussions

L'utilisation de bois SSD en combustion permet à la fois le stockage du carbone sous forme de bois fort durant la vie du produit mais aussi de laisser du volume de bois sur pied au sein du peuplement. Cependant, il est nécessaire de mesurer l'impact de la transformation de la matière en combustible exploitable, sur les émissions en GES et sur la résilience de la ressource forestière.

### 4.1. Impact sur le prélèvement de bois

La Figure III. 6 présente l'effet de substitution du bois forestier par l'utilisation de bois SSD sur la masse de bois forts laissée sur pied (au bout de 97 ans). La masse de bois prélevée passe de 155,7 tonnes pour le scénario 1 à 64,5 tonnes dans le cas du scénario 6. Ainsi, la masse de bois laissée sur pieds croît jusqu'à un maximum de 95,5 tonnes (S6 - Figure III. ). Le scénario 5 présente l'égalité entre la masse de bois prélevée et laissée sur pieds avec respectivement 80,3 et 79,6 tonnes. L'effet de substitution du bois forestier par du bois SSD est clairement visible sur la Figure III. . Cependant, le raisonnement se fonde uniquement sur la quantité de carbone sous forme de tronc. Or pour la forêt, la quantité de bois laissée sur pieds est également une capacité supplémentaire de séquestration du carbone. Une masse foliaire en croissance permet d'améliorer la captation du carbone et ainsi augmenter l'effet de substitution. A cette masse de carbone (Figure III. ) devrait donc s'ajouter le carbone séquestré par les arbres laissés intact ainsi que le carbone supplémentaire capté par la croissance de la masse foliaire. La masse minérale et la biodiversité sont aussi impactées par cette substitution, la forêt étant régie par des cycles biochimiques complexes. Le prélèvement de bois engendre l'exportation de minéraux tels que le calcium, le phosphore, l'azote, le potassium et le soufre [193,194]. François et al. [195] ont

modélisé l'effet de la gestion forestière sur les flux de minéraux au sein d'une futaie régulière de hêtre à partir des logiciels CAPSIS et ASPEN PLUS. Les résultats indiquent que l'intensification des prélèvements entraînent l'augmentation de l'exportation de l'azote, du phosphore et du soufre de 1 à 6 %.

## 4.2. Impact sur les GES

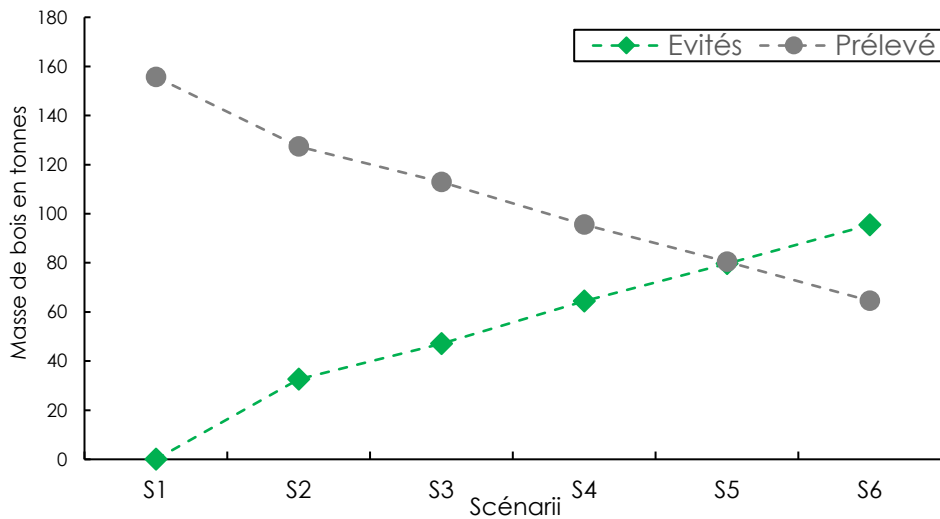


Figure III. 6 Effet de substitution du bois SSD sur les prélèvements de bois forestiers.

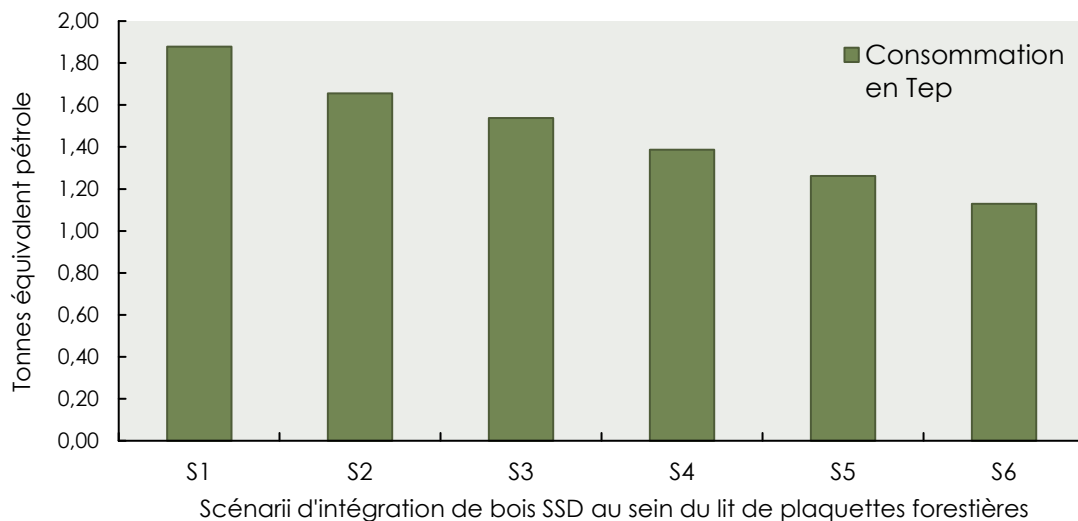


Figure III. 7 Consommation de carburants fossiles pour répondre à la demande en énergie de la centrale selon les scénarii d'intégration.

L'utilisation du bois SSD engendre la sollicitation d'une filière de traitement de la biomasse différente de celle du bois forestier. La consommation en carburant et les GES induits en seront donc impactés. La Figure III. présente les consommations nécessaires en carburant pour traiter la biomasse brûlée au sein de la chaufferie selon les scénarii. Pour les six scénarii, les masses de biomasse consommées sont égales. Lors des traitements effectués, de l'essence et du gasoil sont consommés en

proportion variable en fonction de la quantité de bois SSD à conditionner. Les résultats indiquent une chute de la consommation en carburant de 1,88 Tep à 1,13 Tep pour la préparation des combustibles entre le S1 et le S6. Cette diminution est principalement induite par la consommation réduite du conditionnement du bois SSD.

La Figure III. 7 présente la répartition de l'usage du carburant utilisé dans le traitement de la biomasse. Les résultats sont présentés en CO<sub>2</sub>e. A mesure que la proportion de bois SSD s'accroît au sein du lit, la part du conditionnement s'accroît également jusqu'à atteindre 1 280 kg de CO<sub>2</sub>e pour S6. Le transport est, pour tous les scénarii, non significatif, les deux combustibles provenant de ressources locales. Ces résultats mettent ainsi en lumière la participation active du traitement de la biomasse dans la production de GES. C'est donc un levier important que le bois SSD permet d'activer afin de réduire l'émission de carbone au sein du compartiment atmosphérique.

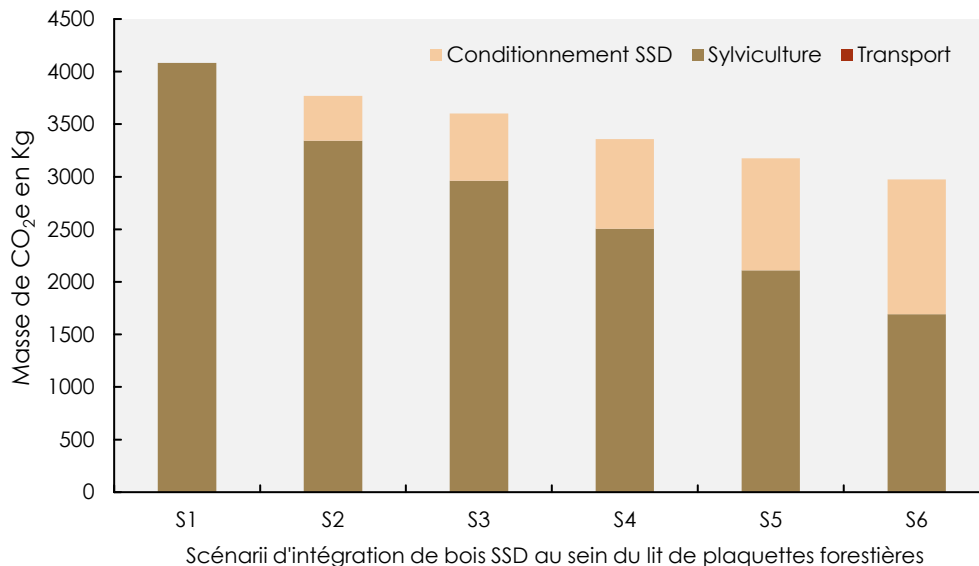


Figure III. 8 Usages du carburant utilisé en fonction des traitements effectués sur la biomasse.

La Figure III. présente les mêmes résultats exprimés en fonction du scénario n°1. Ainsi, en moyenne, chaque scénario présente un gain cumulé égal à 5 % de GES évité par rapport au scénario de référence n°1. Un taux d'intégration de bois SSD à hauteur de 60 % permet d'éviter 27 % des GES émis comparé à un lit à 100 % de Pf. La linéarité de cette progression s'explique par le fait que les GES considérés proviennent des activités de transports, de sylviculture et de conditionnement du bois SSD. Il est probable qu'une progression sous forme exponentielle serait obtenue si la quantité supplémentaire de GES séquestrée par le bois laissé sur pieds était prise en compte. Dans le but de représenter le gain de la préservation du bois sur la quantité de GES capturé par la forêt, pour chaque scénario le cumul des quantités de carbone captées par les arbres sur une période de 97 ans a été sommé. Les résultats sont

présents sur la Figure III. 10. Pour l'ensemble des scénarii, l'absorption de carbone croît depuis le scénario n°1. Une augmentation constante est observable de S1 à S4 avec  $4,5.10^5$  et  $6,1.10^5$  kg de  $CO_2e$  respectivement. La séquestration cumulée est maximale au scénario n°4 et diminue pour S5 et S6. Ce phénomène provient du vieillissement du peuplement forestier. En effet, les scénarii S5 et S6 présentent les prélèvements de bois les plus faibles car l'utilisation de bois SSD en substitution s'élève à hauteur de 50 et 60 % respectivement. Le peuplement de S6 a donc l'occasion de croître et de vieillir. En parallèle, les forêts plus sollicitées présentent des arbres plus jeunes et en plus grande quantité. A échelle de temps fixe (97 ans) le cumul de la séquestration est donc supérieur par la présence de jeunes arbres en développement. Ce phénomène est souvent mis en avant pour légitimer l'exploitation de la ressource forestière. Il est cependant nécessaire d'insister sur l'échelle de temps choisie arbitrairement et ne permettant pas de simuler un horizon stable de la ressource forestière. Il est probable qu'à un horizon plus lointain et sans interventions humaines, les peuplements de S1 à S4 stabilisent la séquestration annuelle à des taux similaires que ceux de S5 et S6. Il se pose alors la question de l'effet des conditions initiales, sur le cumul total des quantités de  $CO_2$  absorbées. Dans tous les cas étudiés, l'absorption de carbone est favorisée comme l'atteste la Figure III. 11. Cette dernière présente la masse supplémentaire de carbone absorbée par rapport au scénario de référence S1. Selon les résultats, le scénario n°4 présente le plus grand gain s'élevant à hauteur de  $1,6.10^5$  kg de  $CO_2e$ . Les valeurs diminuent ensuite dans le cas de S5 et S6 tout en restant positives. Au minimum (S2 et S6), un gain de 18 % en absorption de  $CO_2e$  est obtenu en utilisant du bois SSD en substitution au bois forestier.

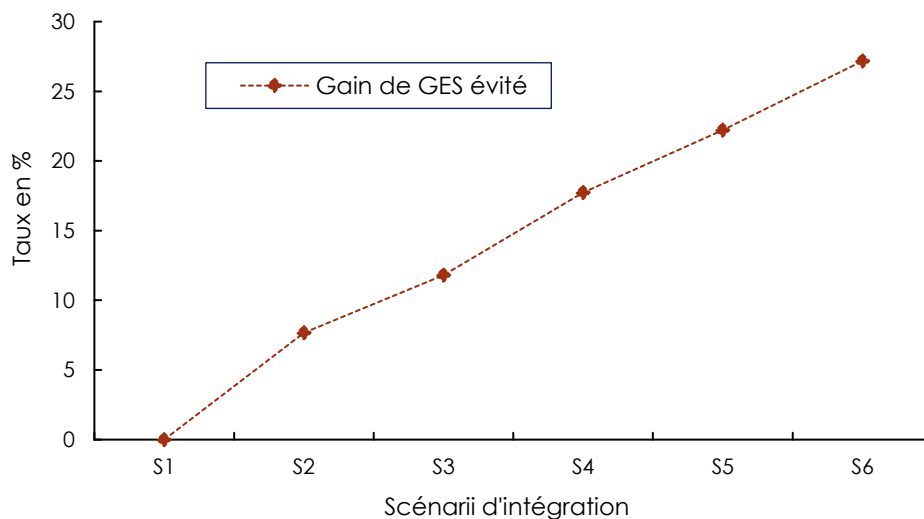


Figure III. 9 Gain en GES évité par rapport au scénario de référence n°1 (100 % Pf).

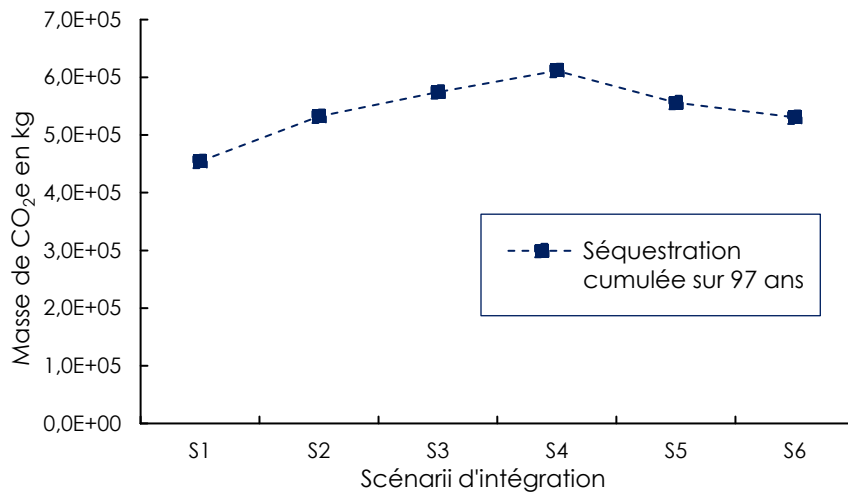


Figure III. 9 Cumul de la séquestration du carbone sur 97 ans pour les différents scénarii envisagés.

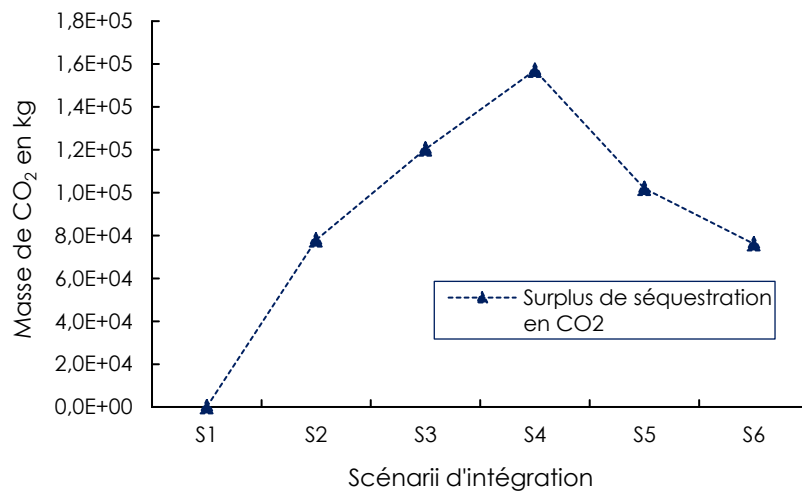


Figure III. 8 Séquestration supplémentaire, par scénario, en fonction du scénario de référence n°1.

### 4.3. Taux de Retour sur Investissement (TRI)

Le Taux de Retour sur Investissement (TRI) est une notion financière permettant d'évaluer la rentabilité d'un projet sur une échelle de temps donnée et selon un investissement initial. Ainsi, plus une valeur de TRI est élevée, plus l'investissement initial est rentable. Pour le calcul du TRI, l'investissement initial considère toutes les émissions de GES liées à l'exploitation forestière ainsi que celles provenant du conditionnement en bois SSD. Les intérêts sont les quantités de carbone séquestrées annuellement (non cumulée). La vente finale est égale au cumul des séquestrations annuelles, à l'année à partir de laquelle pour le S1, l'ensemble du carbone émis est absorbé (soit, carbone émis - carbone séquestré = 0). Le stock de carbone pouvant être considéré comme une notion financière (à l'instar du crédit carbone), le TRI permet d'analyser l'efficacité du cycle à stocker le carbone atmosphérique. La Figure III. 12 présente les résultats des calculs de TRI pour la masse de bois prélevée au sein de la ressource forestière (TRI réalisé pour l'ensemble de la simulation, soit 97 années). Le scénario S1 est le seul présentant un TRI à valeur négative. Ainsi, selon les limites du modèle utilisé, il n'est pas rentable de prélever autant de carbone de la ressource. L'effet de résilience du peuplement ne permet pas d'encaisser la perte initiale de carbone sous forme de bois fort. Cela n'est plus vrai dès le scénario n°2 avec un TRI positif de + 0,42 %. Ce dernier augmente progressivement jusqu'à un TRI de 7,7 % dans le cas du scénario S6. En dépit d'une séquestration moins élevée pour les scénarii 5 et 6, les résultats montrent que le gain en termes de masse de bois sur pied augmente quand le taux d'intégration de SSD augmente. Les TRI calculés sur la base du CO<sub>2e</sub> émis dans l'atmosphère sont présentés au sein de la Figure III. 13. L'investissement correspond à l'ensemble des émissions de GES liées à l'exploitation forestière ainsi qu'au transport et au conditionnement du bois SSD. Les intérêts sont considérés selon la séquestration annuelle (non cumulée) et la vente finale comme la séquestration cumulée à l'année à partir de laquelle l'ensemble du carbone émis dans le S1 est absorbé. La valeur nulle correspondant au scénario n°1 résulte de la prise en compte de ce scénario comme référence à partir de laquelle l'absorption supplémentaire de CO<sub>2e</sub> est comptabilisée (lorsque tout le carbone émis par le S1 est réabsorbé). Un maximum est observé pour S2 avec un TRI positif de 4,16 %. Une stabilisation de la valeur du TRI survient ensuite de S3 à S6 autour de + 2,5 %. Cette dernière semble indiquer qu'à partir d'une intégration de 30 % de bois SSD au sein de lit de combustible, les émissions de GES et la séquestration s'équilibrent autour d'un effet bénéfique pour le bilan carbone.

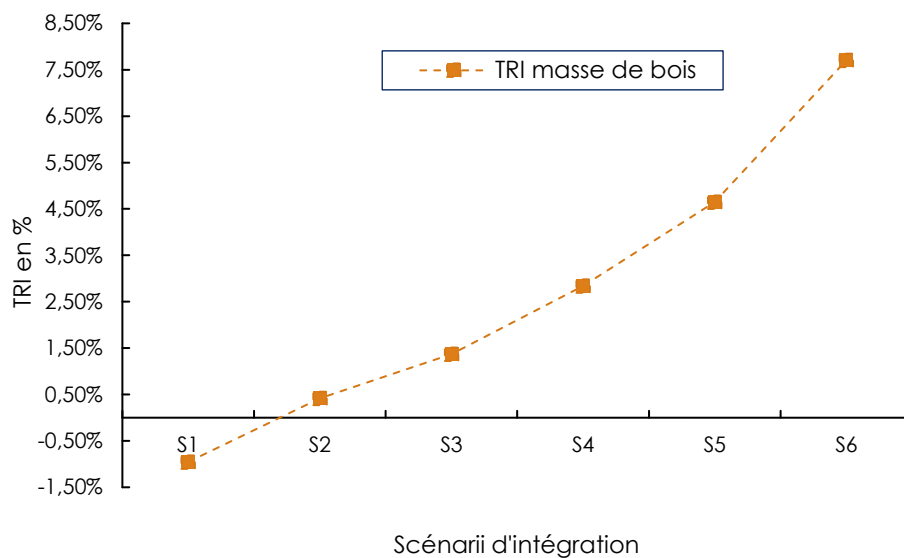


Figure III. 11 Taux de retour sur investissement en masse de bois coupée, selon les scénarii considérés.

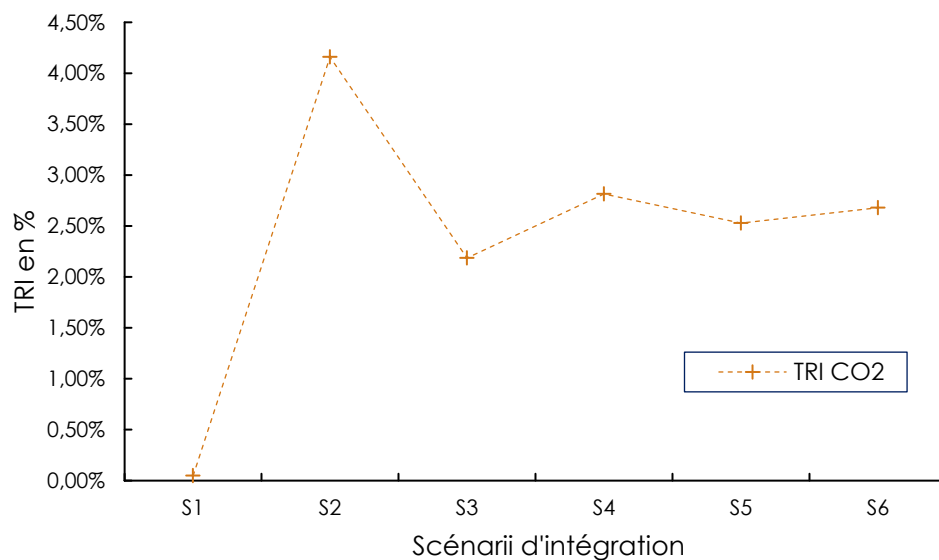


Figure III. 10 Taux de retour sur investissement en CO2e, selon les scénarii considérés.



#### 4.4. Temps de Retour Carbone (TRC)

Les résultats mettent en lumière l'importance de l'échelle de temps considérée. Le paramètre de la « vente finale » du TRI calculé sur les émissions en CO<sub>2</sub>e est considéré à partir du moment où l'ensemble du carbone émis lors du S1 a été réabsorbé. Ce phénomène se nomme le « Temps de Retour Carbone » (TRC). Il dépend des facteurs influençant la capacité de séquestration du carbone ainsi que ceux des émissions en GES. La Figure III. 14 présente les temps de retour carbone des six scénarii étudiés. Trois étapes caractérisent chaque courbe d'émissions en carbone. L'étape d'exploitation est visible par la croissance des émissions en GES provenant de la combustion du bois et des carburants utilisés. Après une phase croissante vers un maximum (phase 1), l'activité est stoppée et le peuplement laissé en régénération (phase 2 et 3). La séquestration du carbone par les arbres permet ainsi de diminuer la quantité de carbone émise précédemment jusqu'au point de transition entre la phase 2 et 3. L'intégrale de la phase 1 et 2 (correspondant à la zone « A » sur la Figure III. 14) représente donc le surplus de GES émis au sein du compartiment atmosphérique. C'est une dette qui nécessite d'être compensée par l'absorption du carbone par la forêt. Le point de transition entre la phase 2 et 3 constitue l'horizon temporel à partir duquel l'ensemble du carbone émis est réabsorbé par le peuplement. C'est ainsi que se définit le temps de retour carbone. La dernière phase se caractérise par l'ensemble du carbone supplémentaire absorbé par la croissance du peuplement. Tous les scénarii suivent une tendance similaire lors de la phase d'émission en GES. Une légère différence est cependant observable à l'égard des maximums obtenus en raison des différences liées à la transformation de la matière (cf. Impact sur les GES). La distinction entre les scénarii s'opère lors de l'étape de la séquestration du carbone car cette dernière est dépendante de l'état du peuplement forestier et donc de sa capacité d'absorption. Ainsi, il

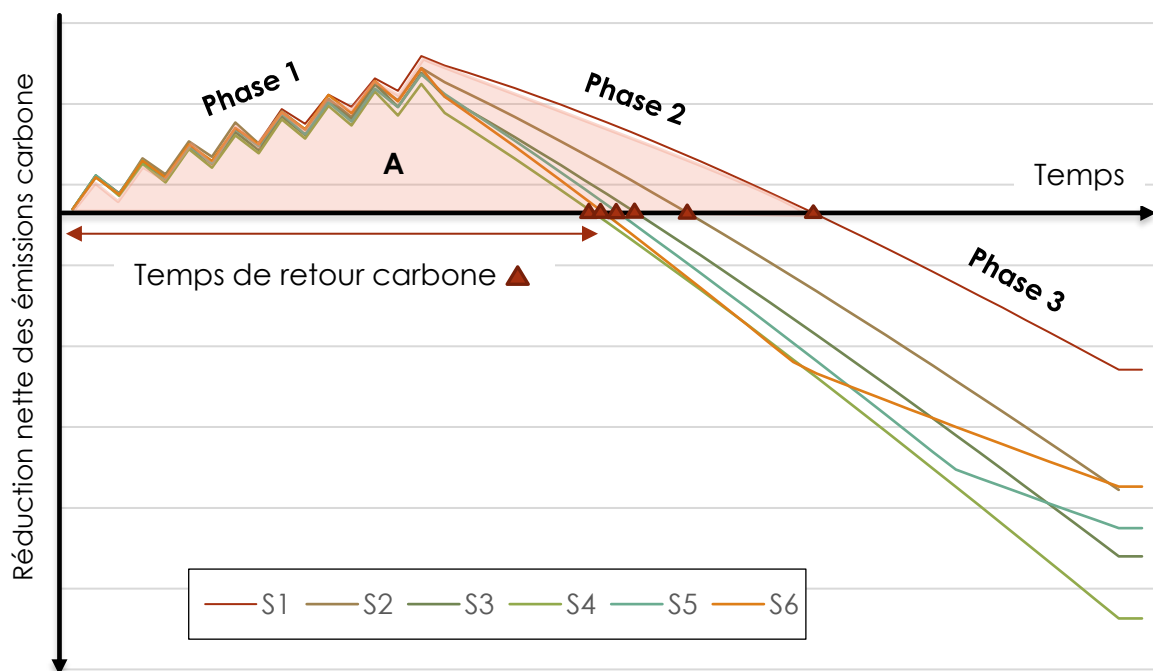


Figure III. 12 Temps de retour carbone en fonction des différents scénarii [34].

est clairement visible que l'augmentation du prélèvement au sein de la ressource forestière est associée à une baisse de la séquestration annuelle. En conséquence, comme présenté dans la Figure III. 15, le temps de retour carbone de S6 est bien plus court que celui de S1 avec 10 ans et 38 ans respectivement. L'écart se poursuit lors de la troisième phase avec tout de même un ralentissement dans le cas de S6 à horizon de 32 ans. Les plus grands intervalles de TRC sont présents pour les deux premiers scénarii. Ainsi, la distance temporelle du TRC entre S3 et S1 est de 8 ans alors qu'elle diminue de 2 à 1 ans entre les autres scénarii. Il est donc clair que l'utilisation de bois SSD en substitution au bois forestier permet de réduire le temps de retour carbone. Cela permet au peuplement d'atteindre un taux de séquestration plus élevé et d'aboutir à une maturité plus précocement. Le plan de gestion sylvicole revêt donc une importance capitale dans le management du cycle de carbone de la filière bois énergie.

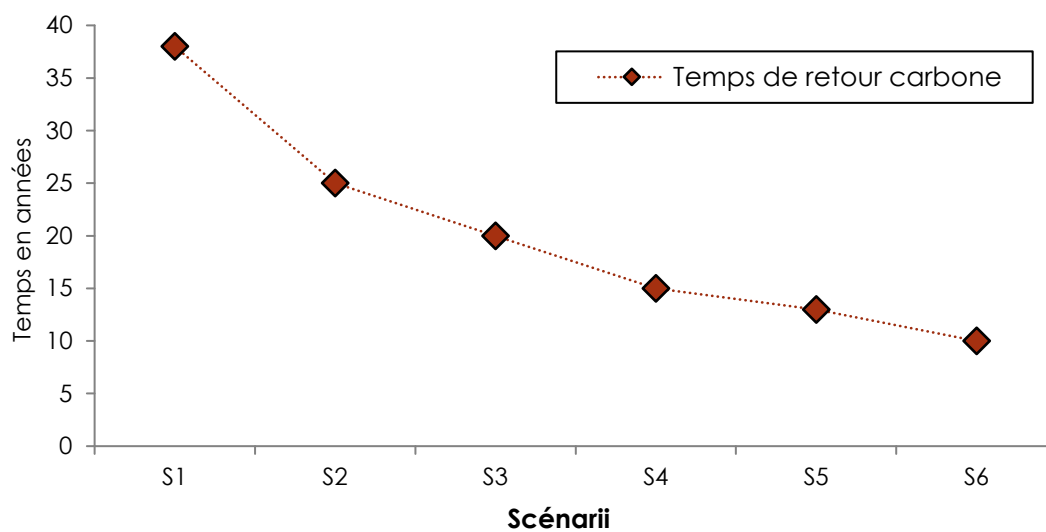


Figure III. 13 Temps de retour carbone en fonction des scénarii d'intégration.

L'ADEME a étudié l'effet de l'intensification des prélèvements de bois forestier sur le bilan des GES [196]. La représentation schématique donnée du temps de retour carbone est présentée en Figure III. 17. Les résultats indiquent qu'il y a un déficit de séquestration lors de la récolte de la ressource, mais qui peut être compensé par le stockage du carbone au sein des produits manufacturés ainsi que par les effets de substitution matériel et énergétique. Le temps de retour carbone dépend alors de l'usage du bois récoltés, mais aussi des conditions pédoclimatiques, de la gestion forestière ainsi que de l'ampleur de l'effet de substitution [196]. Les auteurs précisent que les TRC peuvent être optimisés en fonction de l'usage du bois. L'utilisation de bois fort à des fins de production énergétique peut, pour illustrer, mener à des TRC supérieurs à cent ans. Une des conclusions du rapport concerne ainsi l'utilisation en cascade du bois récoltés. Selon ce principe, il est nécessaire de destiner le bois à des usages matériels afin d'augmenter l'effet de substitution et de créer une séquestration durable du carbone sous forme de bois fort. Le bois SSD s'inscrit clairement dans cette notion par le piégeage du carbone durant la vie du

produit bois. A des fins d'illustration, une palette stocke ainsi du carbone durant 8 ans, allongeant ainsi la durée de séquestration du carbone [39].

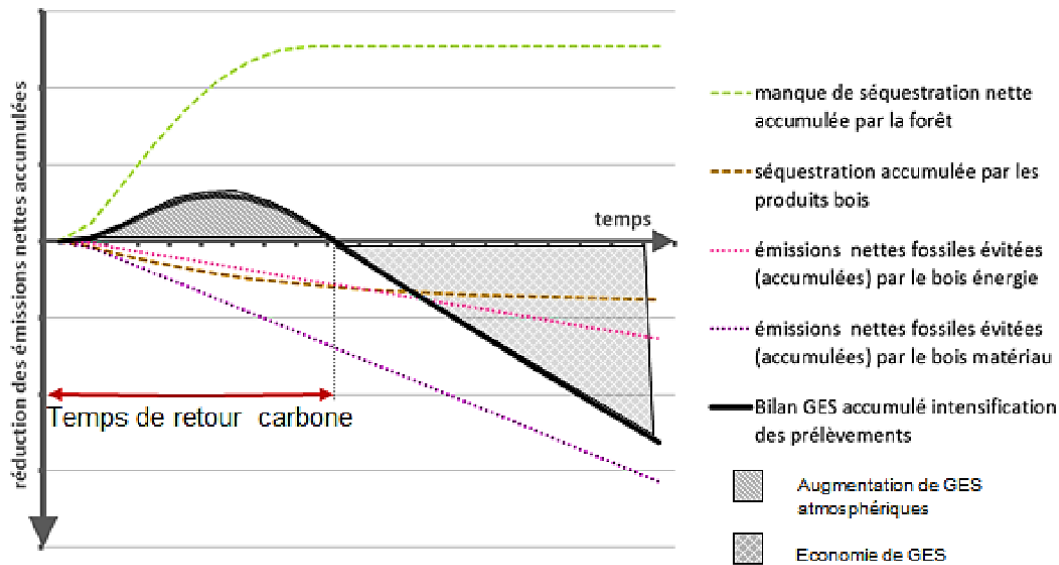


Figure III. 14 Représentation schématique du bilan "effet de serre" d'une augmentation théorique des prélèvements en forêt.

Vallet et al. [197] ont simulé l'impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction de puits de carbone de peuplements forestiers via le logiciel CAPSIS. Les résultats indiquent une production de carbone plus élevée dans le cas d'un scénario de sylviculture moins intensif avec 247,7 tC/ha contre 169,7 tC/ha pour le scénario intensif. Cela résulte principalement de la plus grande productivité liée à la partie aérienne ligneuse générant l'accroissement de l'activité photosynthétique. Les auteurs ont fait remarquer que la quantité de carbone stockée au sein des produits forestiers est faible au regard du stock forestier. De plus, la durée de vie des produits bois (de 2 à 9,1 ans) est relativement limitée par rapport à la durée complète d'une rotation (jusqu'à coupe finale du peuplement). Une différence liée à la nature des bois produits est observée avec des volumes principalement destinés au bois-énergie lors des premières éclaircies et des volumes destinés au bois d'œuvre pour la coupe finale. Les auteurs soulignent la diminution de la proportion de bois destinée à l'usage énergétique dans le cas du scénario moins intensif.

## 5. Conclusion générale

Les travaux de ce chapitre visent à étudier l'impact de la substitution de bois forestier par du bois SSD sur le bilan carbone global de la production de chaleur par combustion de biomasse. Le logiciel CAPSIS a permis de simuler la croissance et la gestion sylvicole d'une ressource forestière. Les données recueillies ont été ventilées au sein des différents compartiments du bilan matière et les quantités de GES ont été calculées au moyen de la base carbone<sup>®</sup> ADEME.

Les résultats ont mis en lumière l'importance de la pression exercée sur le peuplement forestier et son stock de carbone. Ainsi, la capacité de séquestration du carbone s'accroît à mesure que les prélèvements forestiers diminuent et le TRI de bois fort augmente également avec un maximum obtenu pour S6 à hauteur de 7,7 %. Les GES sont également impactés dans la mesure où une diminution de la quantité émise au sein de l'atmosphère est observée suivant l'accroissement de la teneur en bois SSD utilisé. Cet effet provient principalement de la baisse en CO<sub>2</sub>e pour la gestion sylvicole au profit du conditionnement SSD moins énergivore. L'augmentation du bois fort et donc de la séquestration carbone, couplée aux changements des activités de prétraitement de la biomasse résulte dans une baisse des émissions de GES global via l'utilisation de bois SSD. Le TRI du CO<sub>2</sub>e présente des valeurs stabilisées autour de +2,5 % pour les quatre derniers scénarii.

Ces données permettent d'établir le temps de retour carbone des différentes stratégies étudiées. Les résultats mettent en évidence la réduction de TRC pour les scénarii intégrant du bois SSD dans le lit de plaquettes forestières. Ainsi, il est essentiel de construire une gestion sylvicole raisonnée et adaptée au peuplement considéré dans le but de garantir l'effet de neutralité, et même de puits, de la ressource forestière. De plus, ces travaux mettent en exergue l'effet bénéfique de l'utilisation de bois SSD à usage énergétique sur les capacités de croissance biologiques d'un peuplement et sur le stockage durable du carbone au sein de produits bois. Ainsi, la légitimité des bois SSD comme combustible de substitution rend pertinente l'étude détaillée de leur combustion afin de réduire au maximum leur impact environnemental.

## Chapitre IV.

Valorisation de bois SSD en combustion  
dans un lit de plaquettes forestières à  
l'échelle de la chaudière

## Table des matières

<b>1. Partie 1 : essais de combustion à échelle pilote</b> .....	<b>121</b>
1.1. Caractérisation des combustibles .....	122
1.1.1. Composition de la biomasse .....	122
1.1.2. Dégradation thermique .....	127
1.2. Emissions gazeuses .....	129
1.3. Emissions particulaires .....	136
1.4. Conclusion intermédiaire.....	138
<b>2. Partie 2 : modélisation du séchage d'une particule de bois : application d'un automate cellulaire</b> .....	<b>139</b>
2.1. Les systèmes complexes et l'automate cellulaire .....	139
2.2. Evaporation de l'eau libre d'un bloc de bois.....	141
2.3. Configurations additionnelles.....	145
2.4. Perspectives appliquées à la combustion de la biomasse .....	147
<b>3. Conclusion générale</b> .....	<b>149</b>

### 1. Partie 1 : essais de combustion à échelle pilote

Pour étudier l'emploi de bois SSD à l'échelle d'une chaudière industrielle, les travaux de recherche présentés dans ce chapitre s'appuient sur un projet de recherche à l'initiative d'un accord tripartite regroupant l'agglomération de Mulhouse M2A, une entreprise de recyclage et l'association Initiatives durables (anciennement Idées Alsace). Dans le contexte énergétique actuel et face aux tensions existantes sur la ressource forestière du massif vosgien, la centrale thermique de l'Illberg exploitant deux chaudières à biomasse de 4 et 8 MW a souhaité diversifier ses flux d'entrées. Il a été décidé d'étudier l'intégration d'un flux de bois certifiés SSD dans le lit de plaquettes forestières brûlé habituellement. L'avantage est double pour la centrale car cela permettrait d'augmenter la capacité de production de chaleur (et donc d'étendre la distribution via le réseau de chaleur existant) et de sécuriser son approvisionnement en biomasse. Cependant, le bois SSD, produit sur un site certifié, est un bois pouvant atteindre un taux d'humidité intrinsèque très bas (des niveaux inférieurs à 10 % en masse sont attendus). La plaquette forestière brûlée au sein de la centrale contient une humidité moyenne de 60 % (bois vert coupé le jour même) et les chaudières sont conçues en conséquence. Il est donc nécessaire

d'évaluer l'impact de l'intégration d'un bois très sec, certifié sortis du statut de déchet, dans un lit classique de bois forestier humide. Les essais de combustion présents dans ce chapitre ont été effectués à l'échelle pilote sur une chaudière à biomasse automatique, à grilles mobiles, d'une puissance nominale de 40 kW. La chaudière d'essai et la chaudière utilisée dans la centrale thermique utilisent la même technologie de grilles mobiles. Plusieurs lits de combustible, à taux d'intégration en SSD différents et à humidités relatives différentes, ont été testés. Les émissions gazeuses et particulaires sont suivies en continu et permettent ainsi des mesures comparatives amenant à des conclusions sur la mise en œuvre du bois SSD à cette échelle.

## 1.1. Caractérisation des combustibles

Avant les essais de combustion, les combustibles ont fait l'objet d'analyses de caractérisation. Ainsi, les caractéristiques physico-chimiques sont présentées ci-après pour chaque combustible utilisé.

### 1.1.1. Composition de la biomasse

Le Tableau IV. 1 présente les résultats de la caractérisation effectuée sur les deux biomasses utilisées dans la présente étude, ainsi que des données provenant de la littérature [198,199]. Ces résultats comprennent l'analyse élémentaire et la composition en polymères obtenue via le protocole Van Soest.

Tableau IV. 1 Données de caractérisation des combustibles utilisés dans la chaudière à biomasse et données bibliographiques [200,201]. N.i. : non indiqué. a : méthode de Klason et Kürschner [202]. b : 500°C. c : extrait à l'eau chaude. d : obtenu par différence. L.d. : limite de détection.

		Bois SSD	Plaquette forestière	Hêtre [198]	Charme [199]	Pin sylvestre [199]	Palettes [148]	Essences multiples [140,146,151,200-204]
<b>Humidité</b>	% masse brute	75,0	41,18	9,7	/	/	7,38	6,8 - 35,0
<b>Cendres</b>	% masse sèche	0,50	0,62	1,4	0,7 <sup>b</sup>	0,3 <sup>b</sup>	2,40	0,37 - 1,9
<b>PCS</b>	<b>KJ/g</b> sur masse sèche	19,2	18,9	19,5	/	/	/	13,0 - 19,7
<b>C</b>	% masse sèche	48,88	47,59	49,5	n.i.	n.i.	45,37	45,19 - 61,59
<b>H</b>		6,08	5,83	6,0			5,69	5,75 - 7,08
<b>O</b>		44,95 <sup>d</sup>	46,45 <sup>d</sup>	42,9 <sup>d</sup>			43,88	30,56 - 47,7 <sup>d</sup>
<b>N</b>		0,09	0,13	0,19			0,07	0,06 - 0,46
<b>S</b>		l.d.	l.d.	n.i.			n.i.	0 - 0,23
<b>Extractibles</b>	% masse sèche	0,5	/	n.i.	7,7 <sup>c</sup>	2,7 <sup>c</sup>	/	10,8 - 13,6
<b>Hémicellulose</b>		30,0		33,9 <sup>a</sup>	23,3	20,8		15,7 - 20,4
<b>Cellulose</b>		45,2		44,9 <sup>a</sup>	48,9	49,8		40,0 - 42,1
<b>Lignine</b>		24,3		21,2 <sup>a</sup>	20,1	26,7		27,4 - 27,5

Dans le cas de cette étude, à réception, le bois SSD comportait une forte teneur en humidité (75 % en masse) due aux conditions de stockage exposant le bois aux conditions météorologiques. Cependant, le fournisseur de la biomasse a pris le soin de préciser que ce cas était exceptionnel et que le broyat de palette, correctement stocké, est habituellement très sec [205]. Le bois SSD, ayant eu

l'occasion de se déshydrater durant tout son cycle de vie, représente un combustible à très faible teneur en humidité. Pour autant, cet événement montre que c'est une ressource qui, en fonction de la qualité de stockage, peut comporter une teneur en humidité très variable. A titre de comparaison, la plaquette forestière possède un taux d'humidité bien plus constant. La plaquette étant composée de bois fraîchement coupé, avec l'hypothèse que le bois vert soit utilisé sans ressuyage<sup>16</sup>, la teneur en humidité se concentrera autour de 50 % [206]. L'échantillon réceptionné par le laboratoire comporte un bois de 41 % d'humidité ce qui est en-dessous du seuil limite fixé par la chaufferie de l'Illberg s'élevant à 60 %. Les taux de cendres des deux échantillons se situent dans la limite basse des valeurs retrouvées au sein de la littérature avec 0,50 et 0,62 % en masse pour le bois SSD et la Pf respectivement. La teneur en cendres peut varier considérablement en fonction de la nature du bois analysé ainsi que des impuretés présentes comme l'écorce. Des teneurs variants entre 0,37 % et 1,9 % en masse sèche sont retrouvées dans la littérature pour des bois d'eucalyptus, d'épicéa, de caoutchouc, de pin ainsi que pour diverses essences feuillues (Tableau IV. 1). Yorulmaz et al. [146], ont étudié la dégradation thermique de plusieurs déchets de bois par analyse thermogravimétrique. Les résultats de l'analyse immédiate présentent des taux de cendres de l'ordre de 0,80, 1,22 et 2,29 % pour du contreplaqué, des panneaux de particules et du MDF (panneau de fibres à moyenne densité) respectivement. L'échantillon de bois SSD de la présente étude se démarque ainsi des déchets de nature plus hétérogène avec un taux de cendres moins élevé. La tendance se confirme avec des déchets de même nature. En effet, Reina et al. [148], ont caractérisé le taux de cendres de vieilles palettes à hauteur de 2,40 % en masse. Il est à noter que dans la présente étude, la teneur en cendres est plus élevée pour la Pf que pour le broyat de palette. La présence d'écorce, d'impuretés liées à l'élagage et à la coupe (cailloux, terre, etc...) augmente la valeur. Le Figure IV. 1 présente les résultats de taux de cendres pour différents mix SSD/Pf. Le taux de cendres tends à diminuer à mesure de l'intégration d'une proportion plus élevée de broyat de palettes. De plus, l'écart-type diminue également et met en évidence l'homogénéité accrue du bois SSD en comparaison à la plaquette forestière dont la composition est plus hétérogène. C'est d'ailleurs cette hétérogénéité qui explique très probablement les valeurs obtenues pour la composition 90/10. Le procédé de certification SSD exige un niveau de qualité à respecter quant au traitement du déchet qui exclut toute impureté comme l'écorce, ou autres pollutions [207]. Malgré le processus de traitement des déchets initiaux, des impuretés comme du contreplaqué, du bois peint ou encore de l'OSB<sup>17</sup> (en quantité non significative) ont pu être retrouvés au sein de l'échantillon de bois SSD. Ces éléments ont été extraits pour suivre le protocole de détermination du taux de cendres indépendamment du reste de l'échantillon et une teneur de 1,2 % a été obtenue. Bien que cette valeur soit supérieure à la valeur initiale, elle se situe dans la moyenne des données retrouvées dans la littérature (Tableau IV. 1). De plus, la masse de ces éléments est mineure au regard de la masse totale de l'échantillon. Cette dilution n'impacte donc

---

<sup>16</sup> Opérations de séchage de la biomasse.

<sup>17</sup> Oriented Strand Board.



pas la teneur moyenne en cendres de la biomasse. D'une manière générale, les éléments non-ligneux retrouvés dans les broyats de déchets de bois proviennent de la vie du produit ou de son traitement [205]. Ainsi, les objets de diverses natures comme du métal, du verre, du plastique ou encore du gypse peuvent être présents.

Les valeurs du PCS sont très similaires entre les deux biomasses, bien que celle du bois SSD soit légèrement supérieure à celle de la Pf avec respectivement 19,2 et 18,9 J/g. Les deux échantillons ont tous deux de forts pouvoirs calorifiques se situant dans la moitié supérieure des données retrouvées au sein de la littérature (Tableau IV. 1). De la même manière que pour le taux de cendres, la valeur du PCS peut varier en fonction de l'essence de bois étudiée et de la qualité du combustible.

La teneur des trois polymères constitutifs du bois a été déterminée selon le protocole Van Soest. La décomposition des polymères est complexe et joue un rôle de premier plan dans la combustion d'un lit de bois. Des proportions en masse différentes de ces polymères peuvent affecter les produits primaires et secondaires de décomposition impactant ainsi la nature des polluants émis [108,116,120]. Les teneurs en cellulose et en lignine du bois SSD (45,2 % et 24,3 %) se rapprochent de celles du pin sylvestre (49,8 % et 26,7 %) et se situent dans la moyenne des teneurs données pour plusieurs essences différentes (Tableau IV. 1). Le taux de cellulose est cependant plus élevé que la moyenne se rapprochant de celui de l'échantillon de hêtre de l'étude de Soria et al [198]. En ce qui concerne les extractibles, la faible valeur du bois SSD (0,5 %) se situe dans une gamme similaire à celle du pin sylvestre (2,7 %) en restant très faible en comparaison à des données issues de la littérature (7,7 % – 13,6 %) (Tableau IV. 1). Le pin sylvestre, le pin maritime, l'épicéa et le sapin sont des essences composant majoritairement les palettes. Il n'est donc pas surprenant de retrouver une composition similaire à ce type d'essence, le bois

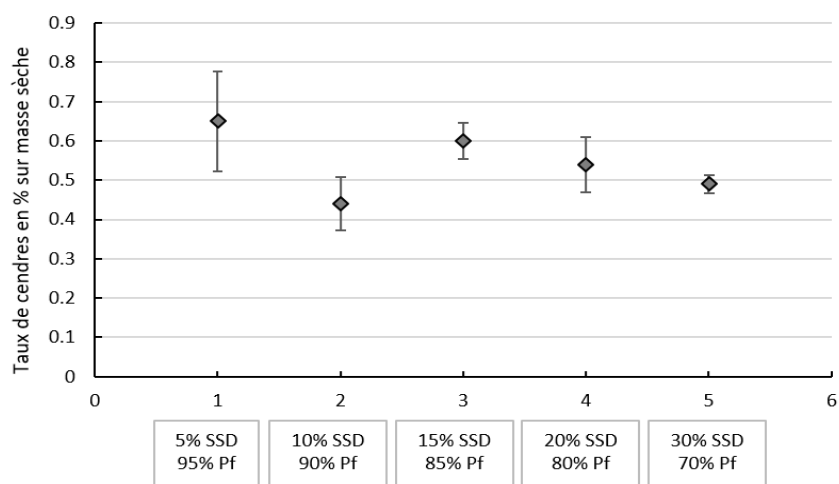


Figure IV. 1 Evolution du taux de cendres en fonction de plusieurs mix de bois SSD avec de la plaquette forestière.

SSD considéré étant composé uniquement de palettes usagées. D'une manière générale, la composition en polymères lignocellulosique du bois diffère en fonction de la nature du bois ainsi que du milieu de

croissance de la biomasse. Par exemple, une différence existe entre les résineux et les feuillus avec notamment une différence chimique et quantitative des constituants [77].

Le Tableau IV. 2 présente les teneurs en éléments inorganiques présents au sein des échantillons de biomasses ainsi que les valeurs maximales admises pour l'obtention de la certification de sortie du statut de déchet. Les principaux éléments retrouvés au sein de l'échantillon de bois SSD sont, par teneur décroissante, le calcium, le potassium, le magnésium, le sodium, le silicium, le fer, le soufre et le manganèse. De l'aluminium, du phosphore et du zinc sont trouvés dans une moindre mesure. Pour la plaquette forestière ce sont le calcium, le potassium, le magnésium, le soufre, le phosphore, le silicium, et le manganèse qui sont présents (teneur décroissante) en quantités significatives. Le sodium, l'aluminium et le zinc présentent des teneurs plus faibles. Les résultats pour les principaux éléments retrouvés au sein des deux échantillons sont cohérents avec la littérature au niveaux de la distribution mais reste inférieur aux valeurs rapportées [208–210]. Les concentrations en éléments inorganiques dépendent de nombreux facteurs tels que le développement et la croissance de l'arbre (conditions pédoclimatiques, essences, etc.) [211–214]. Les travaux de Dzurenda et al. [209] montrent que pour une même espèce, les teneurs en éléments inorganiques sont bien plus élevées dans l'écorce que dans le bois écorcé. Cela est vrai principalement pour le calcium, le potassium, le phosphore et le magnésium. Le Tableau IV. 2 met en lumière des concentrations plus élevées dans le cas de la plaquette forestière pour les mêmes éléments. Il est donc probable que ces résultats proviennent de la présence d'écorce au sein de la plaquette forestière, absente dans le cas du bois SSD. A contrario, le bois SSD montre des valeurs plus élevées pour le fer, le sodium, le manganèse et le silicium. L'utilisation d'éléments métalliques comme les clous, au sein de la palette peut présenter une explication raisonnable de la différence de quantité de fer entre le bois SSD et la Pf. Il est étonnant de trouver une valeur plus faible de sodium dans le cas de la Pf tandis qu'elle contient une quantité significative d'écorce. Cependant, des éléments externes provenant de l'utilisation du bois en tant que palette ont pu provoquer la pollution du bois par ces éléments. Au regard des exigences de teneurs limites pour satisfaire la certification SSD, les deux biomasses présentent des résultats bien inférieurs aux seuils maximaux. Ainsi, la Pf et le bois SSD présentent des teneurs en zinc 9,5 et 25 fois plus faibles que la limite acceptable de 200 mg/kg de la certification.

Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière

Tableau IV. 2 . Teneurs en éléments inorganiques des échantillons. a : teneurs limites à respecter pour obtenir la certification SSD. n.a. : non analysé. ms : matière sèche.

	Bois SSD	Plaquettes forestières	Certification SSD <sup>a</sup>	
	mg/kg <sub>ms</sub>			
Al	15,3	26,7	n.a.	
Ca	1 241	1 478		
Fe	88,4	31,3		
K	593	990		
Mg	178	314		
Na	98,3	< 30		
P	< 15	65,3		
S	76,9	73,5		
Si	92,2	59,7		
Zn	7,9	21,0		200
Mn	68,2	34,7		n.a.
As	< 3	< 3	4	
Cd	< 1,5	< 1,5	5	
Co	< 1,5	< 1,5	n.a.	
Cr	< 1,5	< 1,5	30	
Cu	< 3	< 3	30	
Mo	< 1,5	< 1,5	n.a.	
Ni	< 1,5	< 1,5		
Pb	< 3	< 3	50	
Sb	< 3	< 3	n.a.	
Sn	< 1,5	< 1,5		
V	< 1,5	< 1,5		

La Figure IV. 2 présente la distribution en taille des plaquettes forestières et SSD après échantillonnage. La distribution en taille des broyats de bois diffère entre les deux biomasses. Les deux tiers de la masse du bois SSD sont constitués de particules de 0 à 1 cm et le dernier tiers de 1 à 3 cm. A l'inverse, la masse de l'échantillon de plaquettes forestières croît à mesure que le diamètre des particules de bois augmente. Un peu moins de la moitié de la masse se situe dans une plage de particule de 3 à 5 cm. Cette différence est visible sur la Figure IV. 3 qui présente le cliché des deux échantillons. La taille d'un combustible est un facteur déterminant pour la combustion dans la mesure où elle affecte les transferts thermiques au sein du lit de combustible [77,90,102,215–222]. L'impact de ce paramètre sur la combustion sera détaillé dans la suite du chapitre.

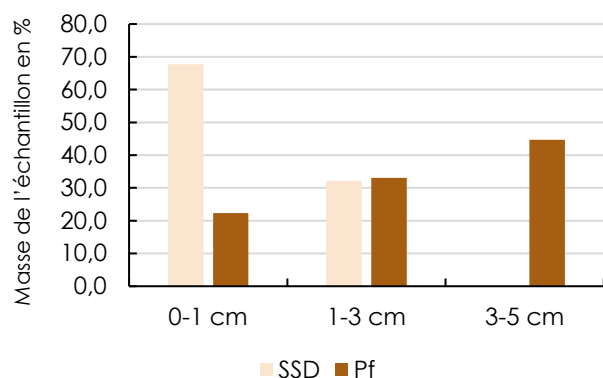


Figure IV. 2 Distribution en taille des plaquettes de bois.



Figure IV. 3 Clichés des deux échantillons de biomasse.

### 1.1.2. Dégradation thermique

La Figure IV. 4 présente les résultats de l'Analyse ThermoGravimétrique (ATG) des échantillons de broyat de plaquettes forestières et de bois SSD sous une rampe de température de 5 °C/min et une atmosphère oxydante (air reconstitué). Les deux courbes de dégradation présentent les

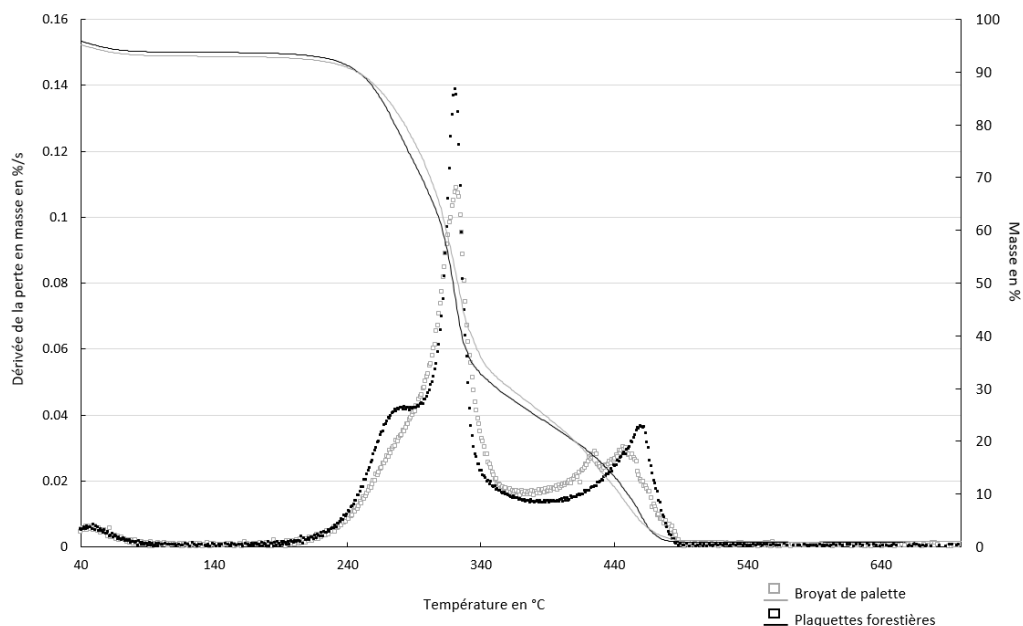


Figure IV. 4 Perte en masse (lignes pleines) et dérivée de perte en masse (marqueurs) des échantillons de bois SSD (gris) et de plaquettes forestières (noirs) sous une rampe de température de 5°C/min sous air.

trois pics caractéristiques (se chevauchant) de la dégradation des polymères constitutifs du bois [199,223]. Selon le modèle IPR<sup>18</sup> il est généralement admis que l'hémicellulose se dégrade en premier (240 °C à 300 °C sur la Figure IV. 4), suivi de la cellulose (300 °C à 340 °C) et enfin de la lignine,

<sup>18</sup> Independent Parallel Reaction.

polymère le plus stable thermiquement (200 °C à 500 °C) [198]. D'autres modèles présentent la dégradation du bois en considérant des réactions dépendantes. Les pics de dégradation sont tout de même présents car la conversion des trois polymères survient à des plages de températures marquées mais ces derniers se dégradent en même temps au sein de la matrice en s'influençant mutuellement. Les résultats de l'ATG montrent des différences observables entre les deux échantillons (Figure IV. 4). L'épaulement de 240-300 °C, représentatif de l'hémicellulose, est quasiment absent pour le bois SSD, là où il bien marqué dans le cas de la plaquette forestière. Selon Bohnke et al. [77] les feuillus possèdent une teneur en hémicellulose supérieure à celle des résineux. La plaquette forestière alimentant la chaufferie est constituée de bois prélevés dans un périmètre proche de la ville de Mulhouse où réside une grande diversité d'essences [224]. L'épaulement plus franc correspondant à la dégradation de l'hémicellulose peut donc être expliqué par la mixité des essences composant probablement l'échantillon. Pour illustrer, Müller-Hagedorn et al. [199] dans leurs travaux, observent que les principales différences de dégradation des biomasses en thermogravimétrie proviennent de l'hémicellulose et de la lignine. Le second pic de dégradation (cellulose) survient à la même température (320 °C et 322 °C pour la Pf et le bois SSD respectivement) pour les deux échantillons mais diffère en intensité. La masse atteint 48,52 % et 53,26 % à 320 °C et la perte en masse 0,14 %/s et 0,11 %/s pour la Pf et le bois SSD respectivement. Un décalage est présent dans le dernier pic de dégradation avec un premier maximum qui survient à 422 °C dans le cas du bois SSD et 461 °C pour la Pf. L'intensité de la perte en masse est aussi plus élevée dans le cas de la Pf mais d'une durée moins élevée avec une perte en masse de 0,02 %/s sur une plage de 53 °C et 35 °C pour le bois SSD et la Pf respectivement. Soria Verdugo et al. [198], présentent des résultats de thermogravimétrie d'un bois de hêtre sous azote et mettent en lumière une volatilisation qui se situe majoritairement entre 250 et 400 °C (le dernier épaulement n'étant que peu visible car les tests sont effectués sous azote). Les auteurs attribuent cette conversion à la pyrolyse de l'hémicellulose et de la cellulose. De la même manière, Slopicka et al. [225], observent une volatilisation majeure entre 177 °C et 377 °C pour du bois de peuplier sous une rampe de température de 5 °C/min et atmosphère non oxydante.

La Figure IV. 5 présente la perte en masse et sa dérivée pour un échantillon de bois SSD soumis à différentes rampes de température sous atmosphère oxydante (air reconstitué). Les pics de dégradation des polymères sont identiques à la Figure IV. 4 mais diffèrent dans leurs intensités ainsi que l'emplacement de leurs maximums. En effet, il est possible d'observer que le taux de conversion augmente avec des rampes de températures plus élevées. De plus, les résultats mettent en lumière un décalage des maximums vers des températures plus élevées. Ainsi, le maximum de la volatilisation de la cellulose est atteint à 322 °C, 331 °C et 344 °C pour des rampes de 5 °C/min, 10 °C/min et 15 °C/min respectivement. Le décalage est plus marqué dans le cas de la combustion du char avec 447 °C, 453 °C et 476 °C pour des rampes de 5 °C/min, 10 °C/min et 15 °C/min respectivement. Gašparovič et al. [223], observent un comportement similaire en expliquant que la vitesse de chauffe impacte à la fois

l'emplacement des courbes de décomposition et les valeurs maximums de volatilisation atteintes. Selon les auteurs, ce phénomène peut provenir de l'existence d'un gradient de température au sein de la particule de bois dont la surface serait plus chaude que l'intérieur. Cette limitation en matière de transfert de chaleur aurait pour conséquence de générer une modification du taux de volatilisation.

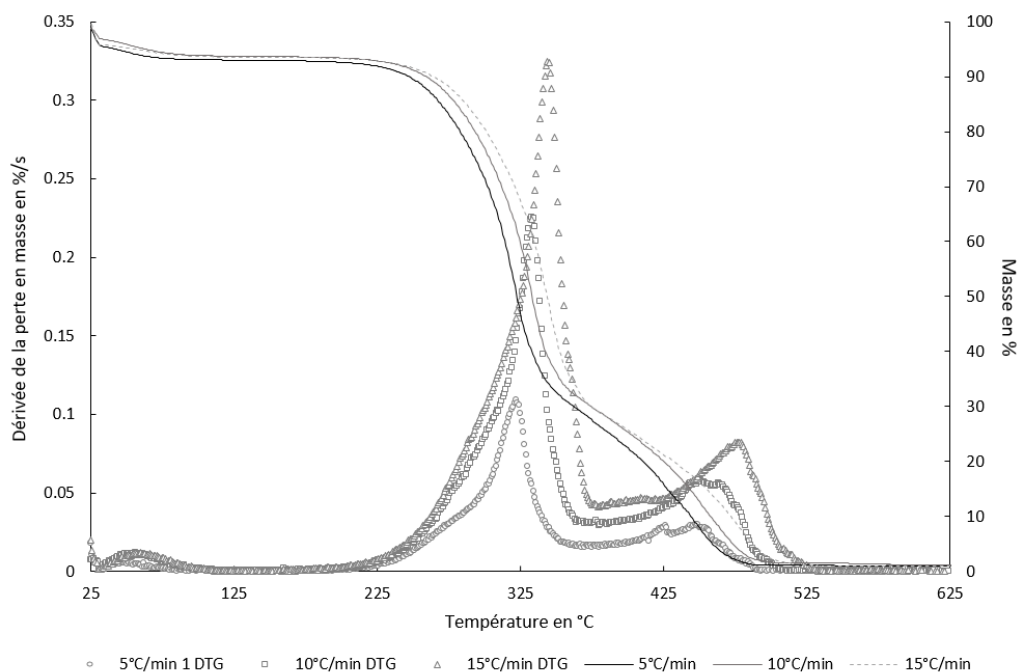


Figure IV. 5 Perte en masse (lignes pleines) et dérivée de perte en masse (marqueurs) du bois SSD pour différentes rampes de températures, 5°C/min, 10°C/min et 15°C/min.

## 1.2. Emissions gazeuses

Les essais de combustion ont été réalisés à l'aide d'une chaudière REKA décrite au sein de la section Matériels et méthodes (chapitre II). Les gaz et particules en masses ont été prélevés et les facteurs d'émissions (FE) ont été calculés comme présenté dans la partie Matériels et méthodes (chapitre II). Chaque résultat exprimé au sein du Tableau IV. 3 est obtenu à partir d'une combustion réalisée dans des conditions stabilisées sur une durée de trois heures minimums. Une courbe représentative des émissions gazeuses d'un lit de bois SSD sec est présentée en annexes (Annexe 3).

Le Tableau IV. 3 présente les résultats d'émissions gazeuses générées par la combustion des différents lits de biomasses en chaudière automatique REKA ainsi que des données d'émissions provenant de l'étude de Johansson et al. [141], en chaudière à biomasse moderne. Les combustibles ont été préparés pour pouvoir comparer les deux biomasses (Pf, SSD) avec un mix comportant 70 % en masse de PF et 30 % en masse de bois SSD et cela autant à faible taux d'humidité (< 10 % en masse), qu'à taux d'humidité élevé (~ 26 % en masse).

Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière

Tableau IV. 3 Synthèse des émissions gazeuses générées par la combustion des différents lits de biomasses en chaudière automatique et données bibliographiques pour une chaudière à biomasse moderne. N.i. : non indiqué. n.d. : en-dessous de la limite de détection. CN : charge nominale. CP : charge partielle.

Composition du lit de combustible (% massique)		Humidité  % massique		Température moyenne du conduit  °C	O <sub>2</sub>  %	CO <sub>2</sub>  %	CO	HC <sub>m</sub>	HC <sub>nm</sub> Equivalent C3H8	HCT Equivalent C3H8	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>							
														mg/Nm <sup>3</sup>						
														Corrigé à 13 % d'O <sub>2</sub>						
100 %	SSD <sub>sec</sub>	< 10 %	Moyenne	109	10,3	8,1	239	n.d.	2,6	2,9	26,1	120,6	11,1							
			Cv	0,02	0,1	0,1	0,5	2,0	0,5	0,4	0,3	0,2	0,3							
	Pf <sub>sec</sub>	< 10 %	Moyenne	110	11,7	8,1	654	0,3	0,8	1,2	0,1	93,6	2,6							
			Cv	0,02	0,1	0,2	0,8	1,1	2,5	2,1	6,9	0,2	0,6							
Mix A	70 % Pf 30 % SSD	< 10 %	Moyenne	102	10,1	8,5	334	0,2	0,5	0,6	0,5	90,5	3,2							
			Cv	0,02	0,1	0,1	0,6	1,8	4,3	3,5	2,9	0,2	0,4							
Mix B	70 % Pf 30 % SSD	~ 26 % Pf < 10 % SSD	Moyenne	104	9,7	8,7	438	0,7	1,9	3,2	0,5	87,7	10,3							
			Cv	0,03	0,2	0,2	0,8	1,3	2,9	2,2	2,7	0,3	0,6							
Mix C	70 % Pf 30 % SSD	~ 24 %	Moyenne	101	12,36	7,8	764	1,4	7,6	11,3	25,3	102,5	15,1							
			Cv	0,02	0,1	0,2	0,8	1,5	1,9	1,7	0,2	0,4	0,6							
100 %	Pf <sub>hum</sub>	~ 26 %	Moyenne	105	10,8	7,8	1 501	1,7	7,4	11,1	5,9	80,2	8,6							
			Cv	0,02	0,1	0,1	0,7	1,8	2,3	1,9	0,9	0,2	0,6							
	SSD <sub>hum</sub>	~ 26 %	Moyenne	104	10,8	7,9	444	0,2	5,0	5,0	2,7	101,9	21,6							
			Cv	0,02	0,1	0,1	0,9	4,1	1,1	1,3	1,2	0,3	0,5							
100 %	Epicéa CN [226]	< 10 %	Moyenne	n.i.	8,4	n.i.	52	n.i.		1,5	n.i.	145								
	Epicéa CP [226]				11,2		325			5,9		124								

Les lits à faible humidité (< 10%) : 100% SSD, 100% Pf et mix Pf/SSD.

A faible taux d'humidité, les deux biomasses obtiennent des niveaux d'émissions comparables. Dans un premier temps les concentrations en oxygène (O<sub>2</sub>) et en dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) semblent indiquer une cinétique de combustion similaire avec toutefois une teneur en O<sub>2</sub> légèrement supérieure dans le cas de la Pf sèche. Cela se confirme avec les teneurs en hydrocarbures totaux qui ne varient que très légèrement entre les deux biomasses. D'une manière plus globale, les émissions en hydrocarbures totaux se situent dans une même échelle pour les lits de combustible sec avec respectivement 2,9, 1,2 et 0,6 mg/Nm<sup>3</sup> pour le bois SSD<sub>sec</sub>, la Pf sèche et le mix Pf/SSD<sub>A</sub>. Toutefois, il est intéressant de noter la teneur en CO supérieure pour la Pf sèche et le mix Pf/SSD<sub>A</sub>. Les FE du bois SSD<sub>sec</sub> se distinguent avec des émissions en SO<sub>2</sub>, et NO légèrement plus élevées que celles de la Pf sèche et du mix Pf/SSD<sub>A</sub>. Le principal mécanisme de formation du NO dans le cas de la combustion du bois provient de la teneur en azote contenue initialement dans le combustible [111,128]. Concernant les émissions en NO<sub>2</sub>, les concentrations sont trop faibles au regard de la précision de l'analyseur qui se situe à 10 ppm. Il en est de même pour le SO<sub>2</sub> dans le cas de la Pf sèche et du mix Pf/SSD<sub>A</sub>. Les émissions en NO<sub>x</sub> sont cohérentes avec celles de la combustion de plaquettes d'épicéa (essence similaire à cette présente étude) en chaudière à biomasse de 120 KW présentées dans les travaux d'Olave et al. [227]. En effet, les concentrations mesurées sont de 192,2 et 376,3, 375,9, 371,6 mg/Nm<sup>3</sup> pour le bois d'épicéa et trois types de saules provenant d'un taillis à courte rotation.

Les lits à forte humidité (24<Hum<26%) : 100% SSD, 100% Pf et mix Pf/SSD.

La concentration en CO<sub>2</sub> et la température des gaz sont moins élevées dans le cas des lits humides. En parallèle, les résultats montrent des teneurs en CO bien plus élevées avec respectivement 444, 1 501 et 764 mg/Nm<sup>3</sup> pour le bois SSD<sub>hum</sub>, la Pf<sub>hum</sub> et le mix Pf/SSD à 24 % d'humidité. Cela est cohérent au regard des FE en hydrocarbures totaux qui sont également plus élevés. Un combustible humide génère une combustion à plus basse température et donc potentiellement plus incomplète qu'un combustible sec. Cela s'explique par le fait que l'eau contenue dans le bois absorbe l'énergie disponible au sein du foyer pour changer d'état (liquide à vapeur). Il en résulte une réduction de la température globale du foyer, ainsi que de la cinétique de combustion et une augmentation des polluants issus de la combustion incomplète comme le CO, les hydrocarbures ou encore les particules [87,88,90–92,105,108,228]. Il est possible de construire des chaudières optimisées pour fonctionner avec des taux d'humidités allant jusqu'à 60%. Pour cela, il est nécessaire de prendre des mesures supplémentaires pour augmenter la température du foyer. Cela se traduit techniquement par l'ajout d'une isolation réfractaire ou encore d'un préchauffage du combustible et de l'air.

Le lit composé entièrement de bois SSD humide est moins émetteur en hydrocarbures totaux et CO en comparaison de celui composé de plaquettes forestières. A fort taux d'humidité (proche de la capacité de la chaudière REKA qui est de l'ordre de 30 %) le bois SSD produit donc une combustion plus



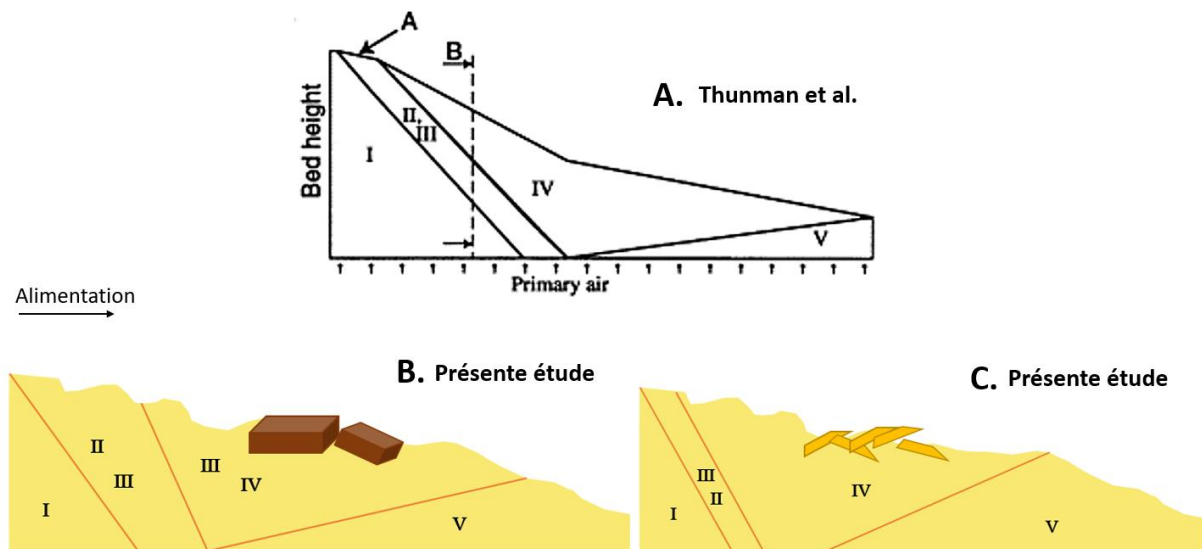
complète que la plaquette forestière. Ce résultat est intéressant dans la mesure où la biomasse peut être amenée à être brûlée à un fort taux d'humidité dans l'installation réelle de la chaufferie de l'Illberg (jusqu'à 60 %). La diminution des émissions gazeuses provient probablement, dans notre configuration d'essai, de la taille des particules de bois. En effet, la plaquette de bois SSD possède une répartition bien plus fine que la Pf qui présente des particules plus grossières (voir Figure IV. 4). Cela impacte directement la combustion via la vitesse de séchage et la volatilisation. Il est connu que les particules de bois fines sèchent et volatilisent bien plus rapidement que les particules grossières pour lesquelles un gradient de température existe à l'intérieur même de la particule [90,215,216,221,222]. La combustion est alors moins impactée par l'augmentation de la teneur en humidité dans le cas du bois SSD. Ces résultats convergent avec les travaux de Caposciutti et al. [217], étudiant l'influence de la taille des particules de bois composant les lits fixes d'une chaudière à biomasse sur la température et les émissions en volatils. Ainsi, les auteurs obtiennent les plus faibles FE en CO pour les particules de bois les plus fines, indiquant une combustion plus complète. Il est également possible que la plus forte teneur en eau accentue l'impact des impuretés présentes dans le lit de Pf (écorce, terre, etc...). La teneur en SO<sub>2</sub> dans les fumées semble augmenter par rapport aux résultats des biomasses sèches. Néanmoins, les valeurs restent invalidées car elles se situent en-dessous du seuil de mesure de l'analyseur. Même si les valeurs de NO<sub>2</sub> sont faibles, les résultats du bois SSD sont plus élevés que pour la Pf. Il en va de même pour le NO avec 101,9 et 80,2 mg/Nm<sup>3</sup> pour le bois SSD et la Pf respectivement. Cette tendance est similaire à celle des biomasses sèches.

Les lits en mélange Pf/SSD.

Les résultats des essais de combustion avec des compositions mélangeant les deux biomasses présentent deux comportements différents, les mix Pf/SSD A et B montrant des comportements similaires et se distinguant du mix C Pf/SSD à 24 % d'humidité. Ce dernier se démarque par une plus grande teneur en oxygène dans les fumées et invariablement une teneur plus faible en CO<sub>2</sub> que pour les mix A et B (8,5, 8,7 et 7,8 % pour le mix A, B et C respectivement). Ces résultats sont cohérents avec la plus forte teneur en CO dans le cas du mix C dont les indicateurs cités ci-dessus évoquent une combustion dégradée et donc plus incomplète. Les hydrocarbures totaux, produits de combustion incomplète, sont à des niveaux plus élevés pour le mix C. Si les hydrocarbures méthaniques ne reflètent qu'une augmentation mineure, les concentrations en hydrocarbures non-méthaniques sont bien plus élevées avec 0,5, 1,9 et 7,6 mg/Nm<sup>3</sup> pour le mix A, B et C respectivement. Il est difficile de conclure concernant les émissions de NO<sub>x</sub> au regard de l'incertitude concernant les FE de NO<sub>2</sub>. Cependant, les FE de NO sont similaires pour les mix A et B et se distinguent des émissions du mix C faisant l'objet d'une légère augmentation (90,5, 87,7 et 102,5 mg/Nm<sup>3</sup> respectivement). D'une manière générale et notamment au regard des émissions en hydrocarbures, ces résultats montrent une scission entre les mix B et C. Cependant, les teneurs en humidité relative des deux mix, c'est-à-dire la quantité d'eau introduite au sein du foyer par l'introduction du combustible, n'ont que 2 % d'écart avec 22 % et 24 % d'humidité

relative pour le mix B et C respectivement. La différence fondamentale réside dans le fait que dans le cas du mix B, le bois SSD est introduit à une teneur très sèche (< 10 % contre 26 % dans le cas du mix C). Cette différence accentue probablement l'hétérogénéité du lit dans la mesure où un combustible très sec et de petit diamètre est introduit conjointement à un combustible humide et de plus gros calibre. Il est donc très probable que le comportement des deux biomasses à radiation thermique égale soit différent, engendrant des cinétiques de dégradation différentes. Il est connu que, dans le foyer d'une chaudière, une particule de bois suit des phases de déshydratation, de volatilisaison et de combustion homogène, puis de combustion hétérogène jusqu'à l'obtention des cendres. Ce principe est présenté par la Figure IV. 6. Chaque phase de réaction est spatialement délimitée dans l'espace du lit de combustible et peut évoluer en fonction de la nature du combustible. En guise d'illustration, un combustible sec présentera une phase de déshydratation très courte et sera soumis à la pyrolyse très tôt à l'inverse d'un combustible à plus forte teneur en humidité. L'hétérogénéité du lit composé par le mix B génère probablement une différence temporelle de la dégradation des deux biomasses. Les particules de bois SSD, de plus petites tailles et d'une faible humidité débiteront la pyrolyse et les combustions homogènes et hétérogènes plus précocement que la plaquette forestière, qui est plus humide et de plus grande taille. Il est alors possible que des réactions thermiques, entre particules, et thermochimiques, entre produits de dégradation, se réalisent. La combustion du char émet une grande quantité d'énergie par rayonnement de l'ordre de 30 à 60 % de l'énergie totale libérée par la combustion du bois [229]. Cette dernière est fournie au foyer et dans un premier temps, aux particules de combustibles présentes dans l'environnement proche de la réaction. Il est donc possible que le bois SSD puisse accélérer le séchage de la plaquette forestière en favorisant les transferts de chaleur au sein du lit de combustibles. La Figure IV. 6 présente trois vues en coupe de configurations distinctes de lit. La Figure IV. 6 « A » découle des travaux de Thunman et al. [218], sur l'ignition et la propagation d'un front de réaction en lit à courants croisés. Les auteurs définissent différentes zones de réaction existantes au sein d'un lit de combustibles de chaudière : I combustible inerte, II séchage, III volatilisaison, IV combustion/gazéification du char, et V cendres. Les schémas B et C ont été définis sur la même base, représentant les configurations des lits utilisés dans cette présente étude afin de mettre en évidence les différences entre le bois SSD et la Pf. La différence majeure entre les deux lits (B et C) réside dans la cinétique de séchage et de volatilisaison des particules de bois. Les particules humides et larges composant la Pf vont être soumises à des gradients de température interne avec une diminution de la cinétique globale. A l'inverse, la période de séchage et de volatilisaison va être très réduite concernant les particules fines et sèches composant le lit de bois SSD. Il en résulte un décalage du profil thermique présent au sein de la chambre de combustion vers la vis d'alimentation. Les zones endothermiques I et II sont alors réduites au profit d'une zone de combustion exothermiques plus étendue (III et IV). Caposciutti et al. [217], ont étudié l'influence de la taille des particules de bois composant les lits fixes d'une chaudière à biomasse sur la température et les émissions en volatils. Ils constatent que les petites particules de bois ont une cinétique de chauffe plus élevée et entrent plus rapidement en combustion via une forte volatilisaison. En

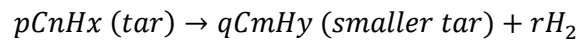
revanche, les particules de bois plus grandes, en raison d'une cinétique de chauffe plus lente, se volatilisent plus lentement et majoritairement en milieu et fin du lit de combustible. Les auteurs ont également étudié la combustion d'un lit mixte de particules de tailles hétérogènes (semblable à cette présente étude). Une conclusion majeure de cet article est qu'un lit de combustible mixte réagit selon ses propres propriétés et ne peut en aucun cas être considéré comme une moyenne des particules larges et fines. Ces résultats sont en accords avec ceux observés pour les mix SSD/Pf.



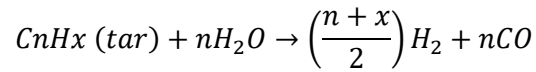
En outre, il est possible que des réactions se produisent entre les produits de pyrolyse et les particules de bois déjà en phase de combustion hétérogène. Ainsi, les produits non brûlés peuvent réagir avec le charbon en combustion, en s'y déposant sous forme de suie avant d'y être gazéifiées, ou réagir avec la vapeur d'eau par le processus de « steam reforming », réduisant ainsi les émissions de goudrons et d'hydrocarbures dans les fumées [230,231]. La Figure IV. 7 présente une vue en coupe d'un lit mix composé de bois SSD et de Pf. Ce schéma permet de mettre en évidence les interactions de transferts de masses (Équation IV. 1 à Équation IV. 4) et de chaleur pouvant exister entre les particules de combustibles hétérogènes. Au début du lit (zone II et III), les particules de Pf au stade de la déshydratation génèrent de l'eau pouvant réagir avec les volatils émis par la décomposition thermique du bois SSD. Les réactions de « steam reforming » vont alors favoriser la réduction des goudrons issus de la pyrolyse. Les composés organiques volatils réagissent ensuite en zone exothermique pour former les produits de combustion ( $\text{CO}_2$  et  $\text{H}_2\text{O}$ ) ainsi que les produits imbrûlés (goudrons, suies, hydrocarbures). La gazéification du bois SSD sous forme de char survient via le  $\text{CO}_2$  et l' $\text{H}_2\text{O}$  tandis que les goudrons vont se déposer par formation de carbone [232].

Les équations des réactions peuvent être détaillées comme suit [232]:

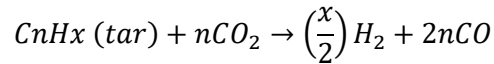
Chapitre IV. Valorisation de bois SSD en combustion dans un lit de plaquettes forestières à l'échelle de la chaudière



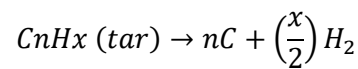
Équation IV. 1 Craquage thermique des goudrons.



Équation IV. 2 Réaction de « Steam reforming ».



Équation IV. 3 Réaction de « Dry reforming ».



Équation IV. 4 Formation du carbone sur le char.

L'ensemble de ces réactions hétérogènes génère de l'hydrogène et du CO. Une partie des produits de combustion peuvent également réagir avec les composés organiques volatils émis par les Pf encore en phase de volatilisation par réaction de « dry reforming », réduisant ainsi les goudrons résiduels. En milieu de lit, les particules de bois SSD en combustion hétérogène réagissent avec les différents gaz tout en générant des rayonnements thermiques dans l'environnement proche du lit de combustible. Cela influence les transferts de chaleur entre particules de bois.

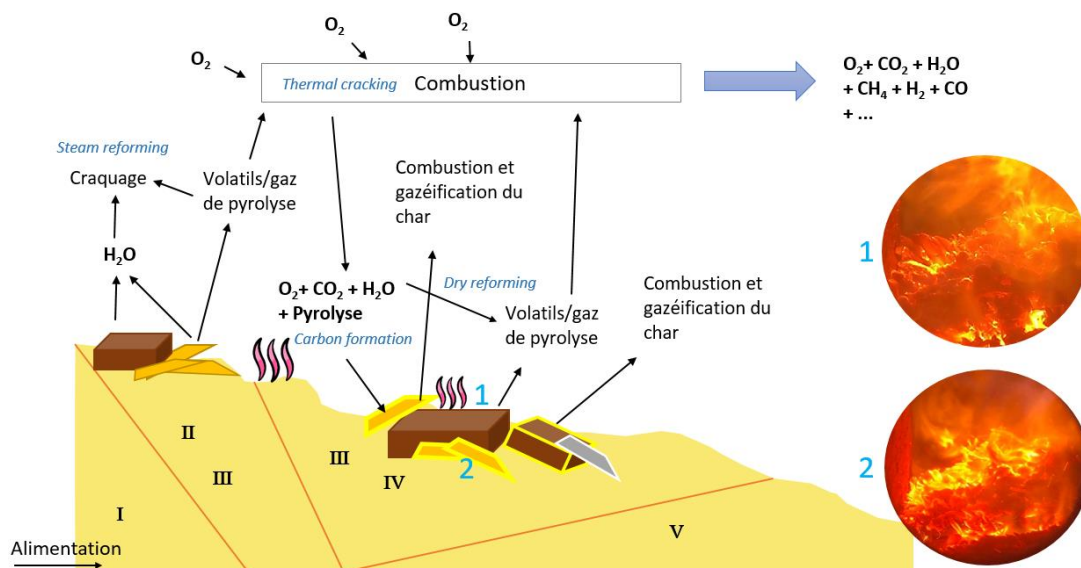


Figure IV. 7 Interactions entre les particules hétérogènes composant un lit de combustibles mixtes.

### 1.3. Emissions particulaires

Les émissions gazeuses nous renseignent sur la qualité d'un processus de combustion. Les particules solides, liquides et/ou diphasiques sont également des indicateurs quant aux processus thermochimiques sous-jacents. La masse de particules émises lors de la combustion est une donnée essentielle dans la mesure où elle constitue une charge pour l'opérateur industriel se devant d'assurer la mise en place d'un dispositif d'abattement.

Le Tableau IV. 4 présente les émissions de particules en suspension pour les phases d'allumage, de mise en régime et de combustion nominale pour les différents lits de combustible étudiés. Les masses les plus élevées de particules sont obtenues pour la phase de mise en régime (21 à 28 mg/Nm<sup>3</sup>) à l'exception des lits de SSD sec et de Pf sèches pour lesquels ils sont du même ordre de grandeur. Cependant, au vu des coefficients de variabilité, cette différence n'est pas significative. A l'inverse, la phase d'allumage présente les masses les plus faibles, mis à part le cas du lit de Pf sèche, avec une diminution d'en moyenne 25 % de la masse récoltée par rapport aux phases de combustion nominale. Le lit de bois SSD humide présente les FE les plus faibles pour l'allumage. Les quantités de particules en suspension récoltées lors des charges nominales ne permettent pas de conclure sur une différence notable entre les différents lits de combustible en raison des importants écarts-types. Le lit de bois SSD à 26 % d'humidité se démarque tout de même en ayant les plus faibles FE en TSP pour les combustions nominales.

Tableau IV. 4 Synthèse des émissions de particules totales en suspension générées par les différents lits de combustibles pour les phases d'allumage, de mise en régime et de combustion nominale (moyennes de plusieurs prélèvements sur filtre). 1 : coefficient de variabilité sur les charges nominales.

Composition du lit de combustible		Humidité	Allumage	Mise en régime	Combustion nominale	Variabilité Nom <sup>1</sup>
( % massique)		mg/Nm <sup>3</sup> corrigé à 13 % d'O <sub>2</sub>				
100 %	SSD	< 10 %	15	21	23	0,23
	Pf	< 10 %	24	20	22	0,08
Mix	70 % Pf 30 % SSD	< 10 %	12	28	21	0,10
	70 % Pf 30 % SSD	~ 26 % Pf < 10 % SSD	15	25	21	0,17
	70 % Pf 30 % SSD	~ 24 %	17	23	18	0,05
100 %	Pf	~ 26 %	20	28	21	0,08
	SSD	~ 26 %	10	21	16	0,11

La Figure IV. 8 présente l'analyse de la nature des particules recueillies sur les filtres TSP par traitement thermique au sein d'un four à mouffles pour les différentes phases de combustion ainsi que des clichés associés. Ces résultats correspondent à des valeurs moyennées pour tous les essais et tous les combustibles. Les résultats de la Figure IV. 8 mettent en lumière la différence significative de la nature des particules émises selon la phase de combustion considérée. L'allumage se démarque particulièrement avec un fort taux de carbone s'élevant à 73 % de la masse totale des particules. Cette valeur chute à 6 et 2 % dans le cas de la mise en régime et de la combustion nominale respectivement. Les clichés des filtres sont cohérents avec les résultats obtenus à l'aide du four à mouffles (Figure IV. 8), pour la phase d'allumage les particules récoltées sont noires (indicateur de la présence de suie) et tendent vers la couleur grise à mesure que la teneur en carbone diminue (indicateur de la présence d'éléments inorganiques). Ces résultats sont à mettre en parallèle avec les valeurs de masses recueillies. Les masses les plus faibles sont obtenues pour les phases d'allumage où une forte teneur en carbone est retrouvée au sein des échantillons. Cette phase est caractérisée par une faible température où de nombreux composés imbrûlés sont susceptibles de se retrouver dans les fumées de combustion [69,100–102,233]. A l'inverse, les phases de mise en régime et de combustion nominale présentent des températures plus élevées qui favorisent des conditions de combustion plus complète. Dans de telles conditions, la diminution de la teneur en produits imbrûlés conjointement à l'élévation en température de la chambre de combustion génèrent la production de particules inorganiques [62,107,115,132,134,234]. La cinétique d'évaporation des métaux est fonction de la température avec les éléments  $K_2SO_4$ ,  $K_2CO_3$  et  $KCl$  retrouvés majoritairement. L'analyse des composés inorganiques a révélé une teneur plus importante de potassium au sein de la Pf (Tableau IV. 2). Cependant en tenant compte des résultats en

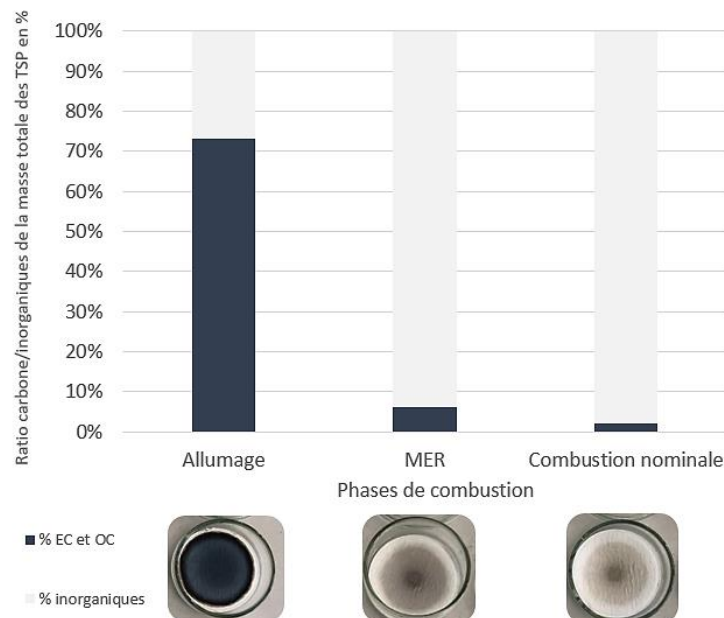


Figure IV. 8 Nature des particules recueillies sur filtres TSP et clichés associés en fonction de la phase de combustion. Les compositions en % de la masse totale sont moyennées sur l'ensemble des lits de combustibles testés.



TSP, aucune différence majeure d'émissions en particules inorganiques ne peut être mise en évidence (Tableau IV. 4). Du fer, calcium, silicium, magnésium, nickel, chrome, cuivre, et du plomb peuvent également être émis dans des proportions moindres. Une analyse semblable a été effectuée en distinguant les compositions de lits dans le but d'en étudier l'influence sur le type de particules émises. Cependant, les faibles masses recueillies, conjointement à la forte teneur en particules inorganiques n'ont pas permis d'obtenir des résultats répétables. Cette technique peut être optimisée en réduisant l'incertitude quant à la masse d'échantillon recueillie sur un même filtre. L'élévation du temps de filtration sur un même filtre permettrait d'augmenter la masse de TSP tout en réduisant les incertitudes de pesées liées, aux composés organiques volatils provenant de la matrice du filtre, ainsi qu'à la précision de la balance. Cependant, des risques de colmatage avec modification du débit et de l'efficacité de filtration peuvent survenir en fonction de la qualité de combustion au moment de l'échantillonnage

#### 1.4. Conclusion intermédiaire

Plusieurs tests de combustion ont été réalisés dans une chaudière à grilles mobiles dans le but d'étudier l'influence de l'intégration de bois SSD dans un lit de plaquettes forestières. Pour ce faire, sept lits de composition et d'humidité différentes ont été testés en combustion.

Ces travaux mettent en lumière l'importance de l'humidité ainsi que de la taille des particules individuelles de bois. Dans le premiers cas, l'ajout d'eau au sein du combustible réduit l'énergie nette au sein du foyer disponible pour les réactions de combustion. Il en résulte une température de chambre plus faible avec des produits imbrulés qui seront favorisés. Les données montrent également qu'à humidité égale, la taille impacte la combustion. Des particules individuelles de bois plus petites seront soumises à des cinétiques de dégradation plus rapides en comparaison à des particules plus larges favorisant les phénomènes de transferts de chaleur au sein même du solide. A composition homogène du lit, cette différence permet au bois SSD de réduire les émissions d'imbrulés (CO et HCT ;Tableau IV. 3). A composition hétérogène, des interactions entre particules à des stades de dégradation différents peuvent survenir. Dans le cas du lit représentatif du mix envisagé pour la chaufferie de l'Illberg, c'est-à-dire une plaquette forestière humide et un maximum de 30 % de plaquette SSD avec une humidité de l'ordre de 10 %, les FE en HCT diminuent de 71 % par rapport au lit de Pf humide actuellement brûlé.

En conclusion, les résultats des émissions gazeuses montrent que, dans nos conditions, l'introduction de bois SSD dans un lit de Pf ne dégrade pas la combustion. Si la biomasse SSD est introduite à faible teneur en humidité, il est probable que les concentrations en hydrocarbures diminuent en raison de la diminution de la quantité d'eau introduite et de la plus grande réactivité des particules de bois due à une taille plus fine. Si la biomasse SSD est introduite humide, les émissions atteindront probablement les mêmes niveaux que ceux obtenus actuellement avec la plaquette forestière. La taille des particules et plus globalement l'hétérogénéité des combustibles sont des paramètres déterminant

dans les transferts de masse et de chaleur au sein d'un lit. Les interactions prenant place entre les particules d'un lit hétérogène génèrent des propriétés propres au lit étudié. Il est donc nécessaire d'approfondir les recherches sur ces interactions afin d'en déterminer les mécanismes sous-jacents dans le but d'optimiser les processus thermochimiques.

## 2. Partie 2 : modélisation du séchage d'une particule de bois : application d'un automate cellulaire

Durant les processus de combustion, les lits de combustibles sont soumis à de complexes transferts de masse et de chaleur. Parmi ces derniers, le rayonnement thermique provenant des flammes tient une place prépondérante dans les processus auto-entretenus. La partie 1 de ce présent chapitre a permis d'investiguer la co-combustion de deux combustibles différents (en taille et en humidité). Une des conclusions est l'hypothèse que des interactions entre les combustibles prennent place à l'échelle locale du lit, en ayant des effets à l'échelle globale du lit (et par conséquent sur les émissions polluantes). Il en découle des effets sur l'intensité de la combustion et le rayonnement généré par les flammes. Les effets du rayonnement sur la conversion de lits fixes n'ont pas été étudiés de façon exhaustive et selon Khodaei et al. [235], il y a un manque de travaux sur l'impact de la taille des particules de combustible sur l'absorption du rayonnement thermique.

### 2.1. Les systèmes complexes et l'automate cellulaire

Kuznetsov et al. [236], ont étudié l'ignition de particules de bois en fonction de leur influence mutuelle sur leur exposition au rayonnement thermique d'un four. Les résultats ont permis de mettre en lumière l'importance du voisinage d'une particule sur l'absorption d'un rayonnement. Cependant les essais n'ont été réalisés qu'avec deux particules de bois dont les auteurs considèrent que les interactions obtenues sont représentatives d'un environnement avec un nombre bien plus important de particules de combustible [236]. D'une manière générale, en modélisation, les particules de bois sont idéalisées et les phénomènes à l'échelle locale sont considérés comme identiques à l'échelle plus globale du lit. Cependant, la théorie des systèmes complexes définit que ce sont les interactions entre une multitude d'éléments unitaires qui, à l'échelle globale, engendrent des effets : ces effets sont nommés « émergences ». De plus, il n'est pas possible de considérer un lit de combustible comme l'extrapolation d'interactions d'une échelle locale à une échelle globale [217]. Il est donc nécessaire de reconsidérer les transferts de chaleur à l'échelle globale du lit de combustibles en prenant en compte les hétérogénéités présentes en son sein.



Ladyman et Wiesner, dans leur ouvrage intitulé « *What is a complex system ?* » [237], s'essaient à définir la nature d'un système complexe. Parmi les nombreuses caractéristiques que peut adopter un tel système, ils définissent quatre conditions nécessaires pour considérer un processus comme système complexe :

1. Un système donné implique une multitude d'interactions entre une multitude d'éléments. C'est le principe de **numérosité**.
2. Un système donné implique des interactions qui ne sont ni contrôlées, ni centralisées, ni coordonnées (à l'image d'une nuée d'oiseaux). Les éléments qui interagissent peuvent être de natures différentes (ce qui est le cas entre le bois SSD et la plaquette forestière). Ces deux aspects se nomment respectivement principe de **désordre** et de **diversité**.
3. Un système donné implique des interactions à itérations dont des boucles de rétroactions qui apparaissent et engendrent des émergences. C'est le principe de **rétroaction**.
4. Un système donné est ouvert sur son environnement et est souvent motivé par un élément extérieur au système. C'est le **non-équilibre**.

Les lits de combustibles sont constitués d'une multitude d'éléments simples comme des particules de bois (broyat, plaquettes), de charbon, des granulés ou encore des déchets ménagers qui interagissent entre eux pour laisser place à de complexes transferts de masses et de chaleur. Dans de nombreux cas, les lits contiennent des hétérogénéités liées à la teneur en humidité, la qualité du combustible, la taille des particules ou encore le type de biomasse utilisé. De plus, les phénomènes thermochimiques à l'œuvre lors d'une combustion ne sont ni contrôlés, ni coordonnés par une unité centrale. Néanmoins, les interactions locales entre particules de combustible résultent en boucles de rétroaction permettant l'émergence d'une combustion auto-entretenu. Dans les processus de production d'énergie, cette émergence est alimentée par un lit frais de combustible (couplé à une injection d'oxydant) pour générer une énergie continue. En somme, un lit de combustible répond parfaitement aux principes de numérosité, de désordre, de diversité, de rétroaction et de non-équilibre. Il est donc légitime de pouvoir considérer un lit de combustible comme un système complexe.

Il existe, dans la science des systèmes complexes, une pluralité de méthodes de résolution de problèmes comme les fractales, les réseaux de neurones ou encore les Automates Cellulaires (AC). Les AC représentent une famille de modèles permettant d'étudier l'évolution de cellules définies au sein d'une matrice, selon des règles simples. Ce type de modèle octroie une solution simple pour la résolution de système complexe, se distinguant des méthodes conventionnelles basées sur la résolution d'équations différentielles [238]. De la même manière que pour la science des systèmes complexes, les AC sont, par définition, transdisciplinaires. Cela s'illustre par la variété de sujets d'études pour lesquels les AC ont été développés au cours des décennies passées [239]. Au regard de la combustion, les AC ont été largement appliqués aux feux de forêt dont les modèles incorporent des paramètres de plus en plus

détaillés comme une topographie 3D, les conditions météorologiques ou encore des données satellitaires [240–242]. Les travaux de Fernandez-Anez et al. [243], concernent quant à eux le développement d'un AC en 2D pour le domaine de la sécurité incendie. Ils ont ainsi étudié les schémas de propagation d'une combustion lente (combustion hétérogène) en fonction de l'humidité du support, de la capacité de pyrolyse, de l'accessibilité de l'oxygène ainsi que la géométrie du front de réaction. Cependant, il y a une absence de travaux impliquant le développement d'automates cellulaires appliqués à la combustion à des fins de production énergétique. La mise en œuvre d'AC permettrait l'étude plus précise des interactions présentes entre les éléments d'un lit de combustible ainsi que les boucles de rétroactions qui en découlent. Ainsi l'impact de la teneur en humidité, la taille et la forme du combustible, la position de ce dernier au sein du lit et sa qualité, sur les transferts de masses et de chaleur pourraient en être évalués.

Cependant, en prenant en compte qu'aucun modèle jusqu'à lors n'ait été développé à ce sujet, il est dans un premier temps nécessaire d'évaluer la validité d'un tel modèle. Ainsi, la suite de ce chapitre est orientée vers l'étude et la création d'un AC pour l'étude du transfert thermique d'une particule (bloc) de bois soumis à un rayonnement et cela, à plusieurs teneurs en humidité.

## 2.2. Evaporation de l'eau libre d'un bloc de bois

Des travaux expérimentaux reproduisant l'évaporation de l'eau simulée à l'aide de l'AC ont été réalisés dans un four à moufles (voir chapitre Matériels et méthodes). Ces derniers ont pour but d'apprécier qualitativement l'efficacité du modèle et d'en trouver les voies d'amélioration. Le paramètre d'évaporation de l'eau a été choisi comme moyen dérivé pour observer les transferts thermiques au sein du bloc de bois. Il est donc nécessaire de comprendre la nature de l'humidité présente dans le bloc expérimental et sa réaction face à une source de chaleur.

La Figure IV. 28 présente les pertes en masse d'eau d'un bois séché à l'aide d'un flux d'air sec à débit constant et à température ambiante provenant des travaux de Meng Zhou et al. [244] (obtenue par MRI et mesures macroscopiques) (à gauche), et d'un bloc de bois d'une humidité de 60 % sous un rayonnement thermique de 115 °C dans un four à moufles (présente étude). Les courbes de pertes en eau obtenues à l'aide du four à moufles (à droite sur la Figure IV. 9) présentent une forte perte en masse jusqu'à 2 000 secondes avant d'infléchir vers une décroissance plus progressive. Une tendance similaire est observable sur les courbes bleues et noires provenant des travaux de Meng Zhou et al. [244]. Selon les auteurs, deux dynamiques gouvernent le séchage d'une masse de bois. Pour un bois ayant une teneur en humidité entre 40 et 140 %, c'est l'eau dite « libre » (triangles bleus sur la Figure IV. 9) qui est principalement concernée par le phénomène d'évaporation. Pour un bois d'une teneur inférieure à 40 % c'est l'eau « liée » (ronds rouges sur la Figure IV. 9) qui dicte l'évaporation. En prenant en considération des conclusions de Meng Zhou et al. [244], et au regard des courbes de perte en masse entre les deux études, il est convenable de conclure que l'eau évaporée lors de l'expérience est de nature « libre ».

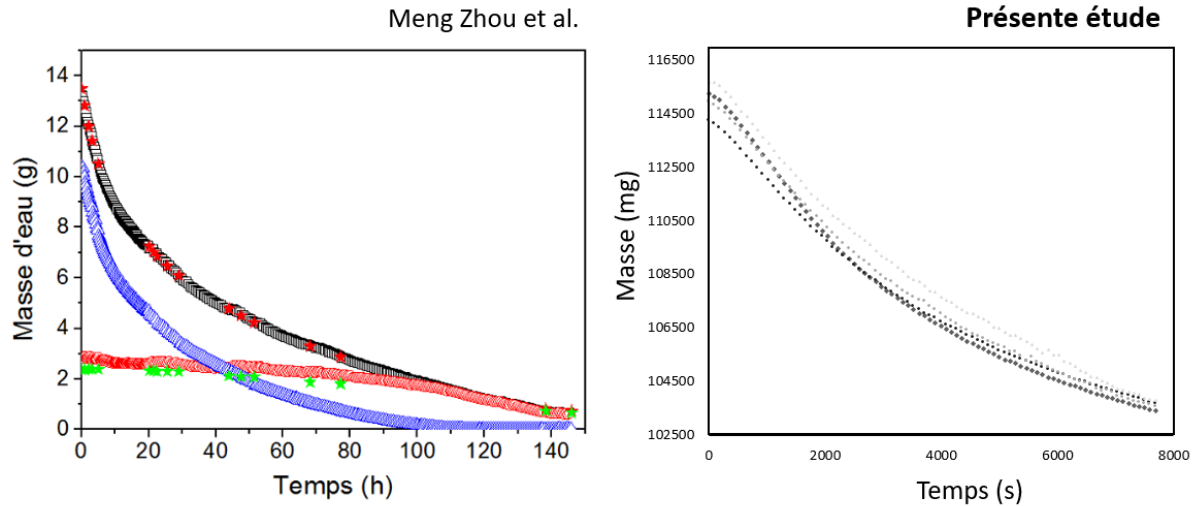


Figure IV. 9 Comparaison de la perte en eau entre les expériences en four à mouffles de la présente étude (à droite) et le séchage d'un bois (à gauche) de l'article [71].

La Figure IV. 10 montre les transferts thermiques ayant lieu au sein d'une particule de bois modélisée via l'AC. Il est possible d'y voir l'évolution de la température en fonction du temps. A  $t = 1\,500$  secondes (Figure IV. 10 A), la température s'élève principalement aux extrémités qui sont, par leur nature géométrique, plus exposées aux rayonnements. Ce phénomène est visible expérimentalement dans les travaux de Kuznetsov et al. [236], pour une particule de bois chauffée dans un four similaire. Selon les auteurs, l'accroissement de l'exposition de ces zones au rayonnement thermique engendre une hausse locale de la température à ces endroits. Les surfaces périphériques du bloc gagnent en température à  $t = 3\,000$  secondes (Figure IV. 10 B), où les phénomènes de rayonnement et de convection

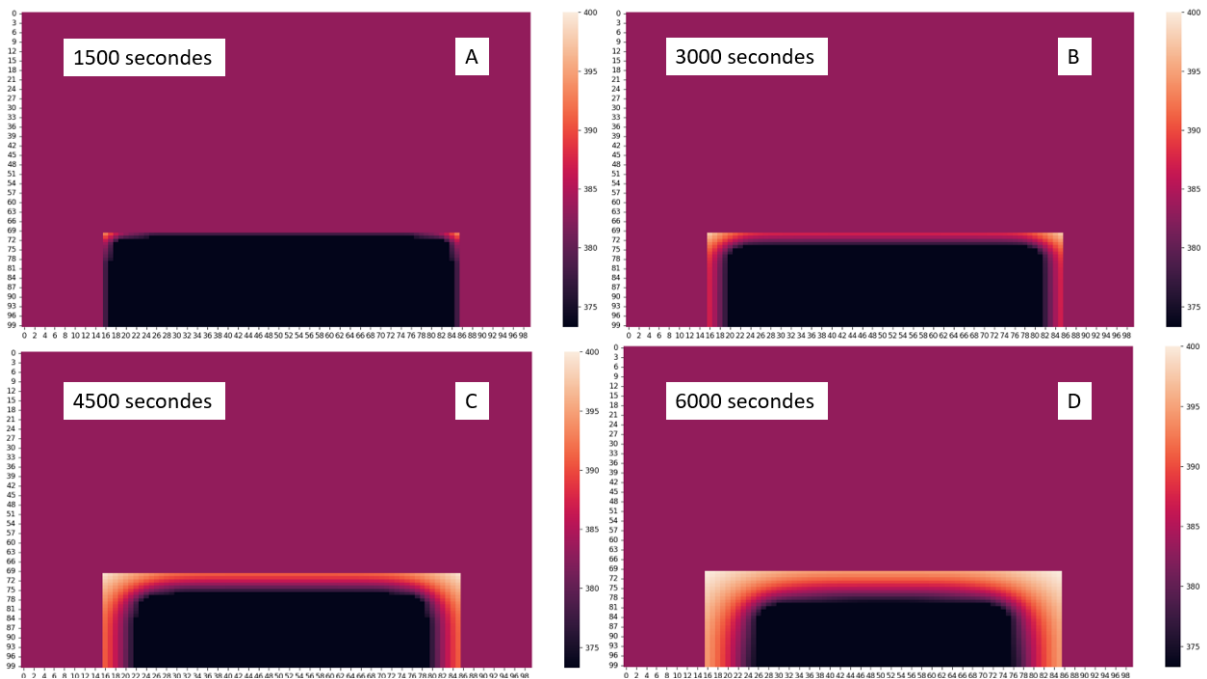


Figure IV. 10 Cartes thermiques de la matrice de température du bloc de bois modélisé.

gouvernent les transferts thermiques. Il est important de noter que la totalité de la surface ne chauffe pas de manière homogène (zone sombre au centre du bloc). Ce phénomène découle de la géométrie de la maille qui favorise la chauffe des mailles « externes » exposées à la fois par les deux extrémités mais aussi par leurs faces. Une construction plus réelle nécessite une division en mailles plus fines (1x1x1 mm au lieu de 1x1x25 mm) afin de rééquilibrer le niveau d'énergie stockée dans chaque cellule. Bien que la conduction débute dès les premiers instants, ce phénomène devient prépondérant à partir de  $t=4\ 500$  secondes (Figure IV. 10 C) où les cellules présentes aux extrémités ont déjà perdu la totalité de leur humidité et ne figurent plus que comme transmetteur de chaleur. A  $t = 6\ 000$  secondes (Figure IV. 10 D), l'énergie reçue par rayonnement et convection est dirigée vers le centre du bloc de bois. Durant toutes ces phases, le gradient de température est clairement visible sur les cartes thermiques.

La Figure IV. 11 présente la comparaison de la perte en eau du bloc de bois modélisé avec les données de perte en masse expérimentales. Les tests expérimentaux ont été réalisés à partir du même bloc de bois en four à moufles à  $115\ ^\circ\text{C}$  stabilisé et les données moyennées sur cinq essais. Les résultats montrent une tendance similaire entre les deux courbes avec une adaptation convenable du modèle aux données expérimentales. Cependant, il est possible de voir que les données modélisées sont inférieures à la réalité jusqu'à  $4\ 800$  secondes. Cet écart provient du décalage aux premiers instants (de 0 à 400 secondes) où le séchage du bloc modélisé n'a pas encore commencé. Dans un premier temps, la maille prend un moment à monter en température avant de procéder à la déshydratation. En conditions réelles, les mailles de l'AC sont remplacées par une couche limite infinie aux extrémités du bloc de bois qui chauffe et déshydrate instantanément. Pour illustrer, Galgano et al. [245], ont obtenu, en modélisant le séchage et la décomposition d'une bûche de bois, un front d'évaporation débutant dès qu'un flux de

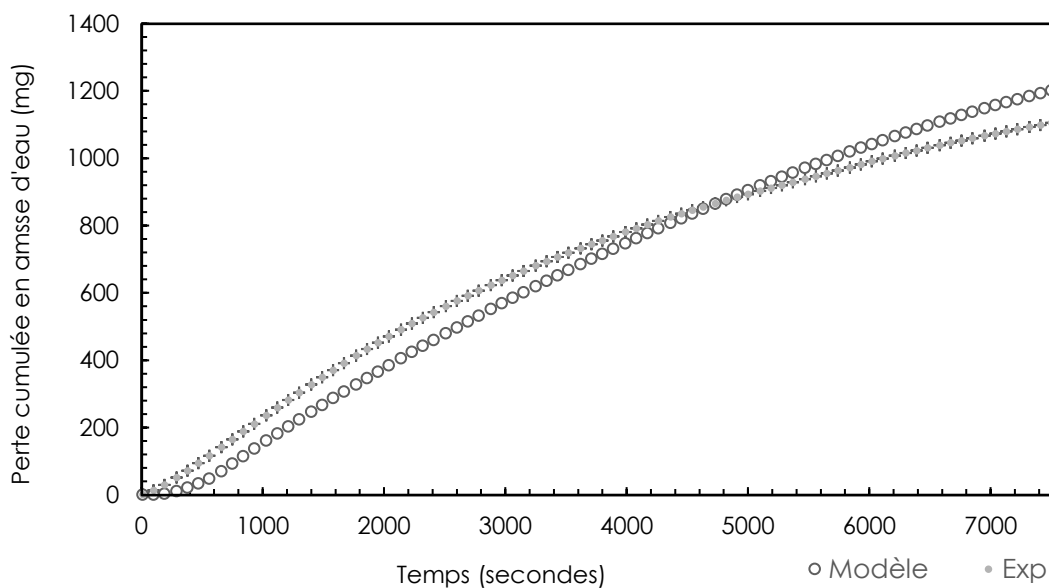


Figure IV. 11 Comparaison de la perte en masse cumulée réelle et modélisée pour la configuration d'un bloc unique.

chaleur externe atteignait l'échantillon de bois. De plus, comme vu précédemment, la distribution d'énergie est inégale en raison de la géométrie des mailles couplée à la limitation à deux dimensions. Un nombre plus important de mailles devrait déshydrater l'eau (« centre » de la particule sur la Figure IV. 11) à cet instant. Ces deux raisons provoquent donc une perte en masse légèrement inférieure à celle observée en réalité. Il est probable que ce décalage augmente légèrement les transferts de chaleur dans le bloc de bois réel, expliquant la différence observable après 4 800 secondes. Des mailles de plus petites tailles (1x1x1 mm) et l'ajout d'une troisième dimension élimineraient ces deux écarts et accorderaient les transferts de chaleur modélisés à ceux prenant place dans la réalité.

La Figure IV. 12 présente la dérivée de la perte en masse accentuant les différences perceptibles entre le modèle et les résultats expérimentaux et mettant en lumière les phénomènes de transferts thermiques. Les résultats montrent deux phases distinctes. La première et prépondérante perte en masse d'eau survient durant les premiers instants et correspond au séchage des extrémités du bloc de bois. C'est le rayonnement qui gouverne les transferts thermiques durant cette phase. Les couches externes chauffent en premier avec une conduction entre cellules voisines vers les cellules à l'intérieur du bloc de bois. La Figure IV. 12 marque la différence de chauffe entre le bloc réel et modélisée avec un décalage dû à la géométrie des mailles choisies. La perte en masse d'eau diminue ensuite progressivement jusqu'à la fin du test. Lors de cette deuxième phase, la conduction permet à la chaleur d'atteindre progressivement les couches internes du bloc de bois générant une perte en masse plus graduelle. Galgano et al. [246], dans leurs travaux sur la modélisation du séchage d'un bois, ont obtenu un front d'évaporation en croissance linéaire en début de simulation avant de graduellement décroître après avoir atteint un maximum.

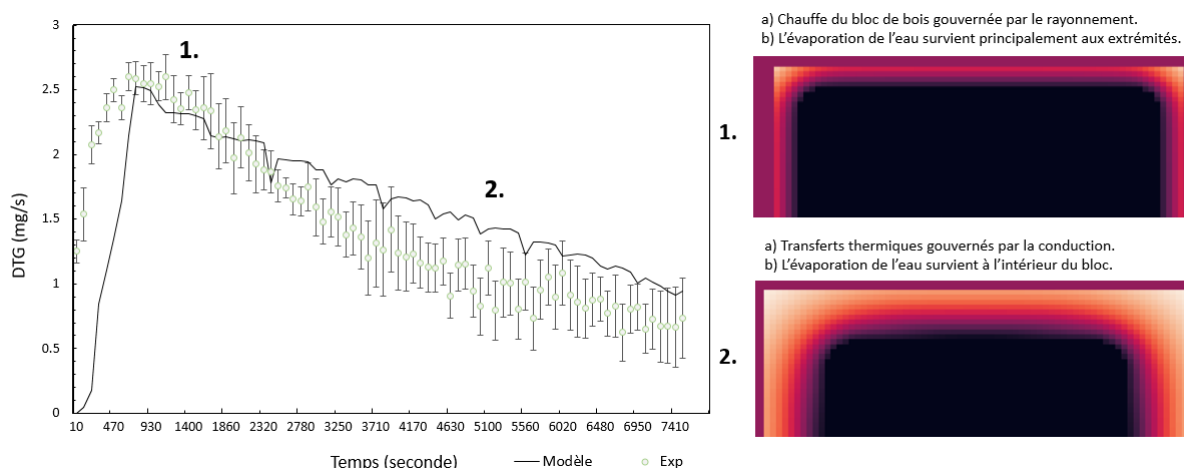


Figure IV. 12 Dérivée de la perte en masse d'eau pour le bloc de bois réel et modélisé et cartes thermiques associées.

### 2.3. Configurations additionnelles

Dans le but de pouvoir évaluer la versatilité et la robustesse du modèle, les essais ont été poursuivis pour une configuration de deux blocs hétérogènes représentés dans la Figure IV. 13. L'objectif de ces tests est de rapprocher le modèle des conditions hétérogènes d'un lit de combustibles avec les interactions prenant place entre les particules de bois. Ainsi, un bloc de bois sec (teneur en humidité inférieure à 8 %) a été ajouté sur le bloc initial. Les deux blocs de bois sont identiques en essence et dimensions.

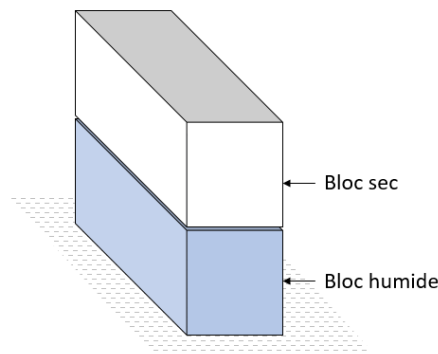


Figure IV. 13 Configuration de deux bloc d'humidité différente, utilisée en essais réels et modélisée.

Les essais ont été réalisés dans les mêmes conditions que pour le bloc unique (température de consigne à 115 °C stabilisée). La Figure IV. 14 présente la dérivée de la perte en masse d'eau au sein de la configuration. La tendance est similaire au bloc unique avec une cinétique importante en début de test (réel et modélisé) avant une décroissance progressive. Une différence est cependant notable durant la seconde phase avec une décroissance linéaire de la perte en masse dans le cas des deux blocs. Le décalage entre les blocs réels et modélisés se retrouve en début d'essai et provient probablement des mêmes effets à savoir du choix des mailles du modèle. La Figure IV. 15 présente trois cartes thermiques représentant les transferts de chaleur au sein de la configuration modélisée à  $t = 1\ 500$ ,  $3\ 500$  et  $7\ 500$  secondes. Dès les premiers instants de la simulation, le bloc supérieur chauffe rapidement pour atteindre une température homogène dans la majeure partie de la particule. Néanmoins, un gradient se forme sur la partie basse, en contact avec la seconde particule de bois humide. Cette dernière, du fait de son humidité, ne peut monter en température avant de déshydrater l'eau contenue en son sein. Ce sont à nouveau les couches externes du bloc qui vont être sujettes en premières à la vaporisation de l'eau engendrant le pic de perte en masse visible sur la Figure IV. 14. Cependant, par la présence du second bloc, la partie supérieure du bloc humide n'est pas exposée aux rayonnements. L'ensemble de la perte en masse est alors rapidement gouverné par la conduction, comme cela est visible sur la seconde carte thermique à  $t = 3\ 500$  secondes (Figure IV. 15). C'est ce phénomène qui engendre le caractère linéaire de la décroissance visible sur la Figure IV. 14 et non présente dans la configuration du bloc unique. Il

est aussi possible d'observer que le bloc supérieur agit comme transmetteur de la chaleur par conduction. Le gradient visible sur les trois cartes thermiques (Figure IV. 15) en témoigne. Ce mode de transfert de la chaleur par conduction progressive au sein de la configuration régule donc la perte en eau du bloc de bois humide.

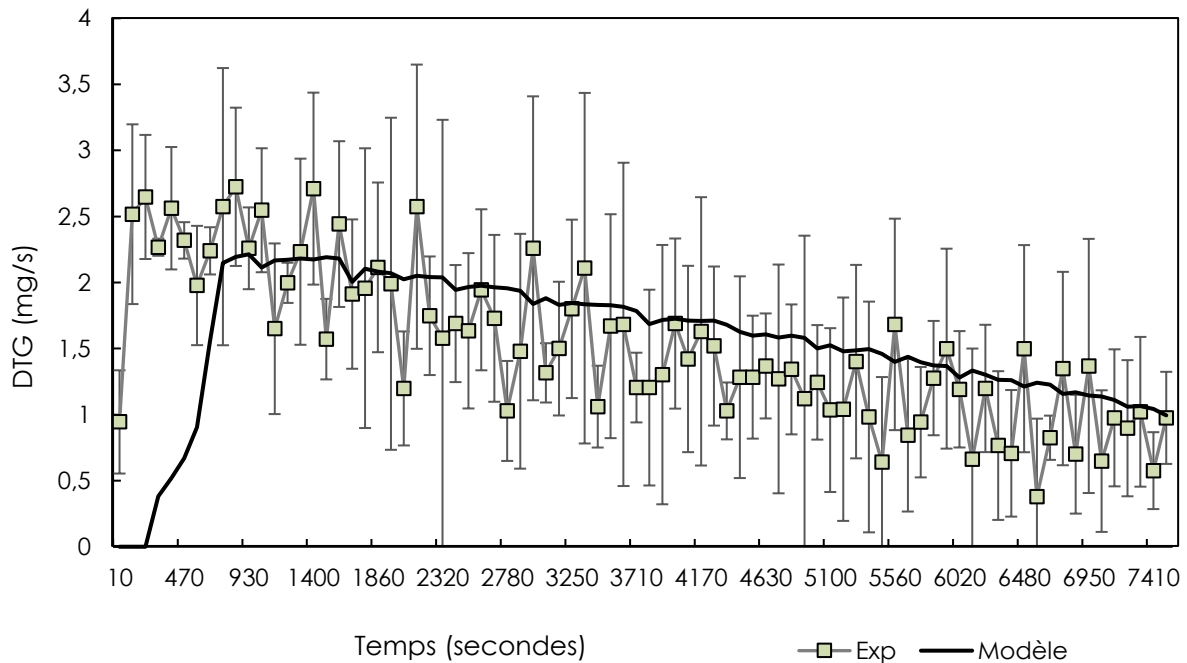


Figure IV. 14 Dérivée de la perte en masse d'eau pour deux blocs hétérogènes réels et modélisés.

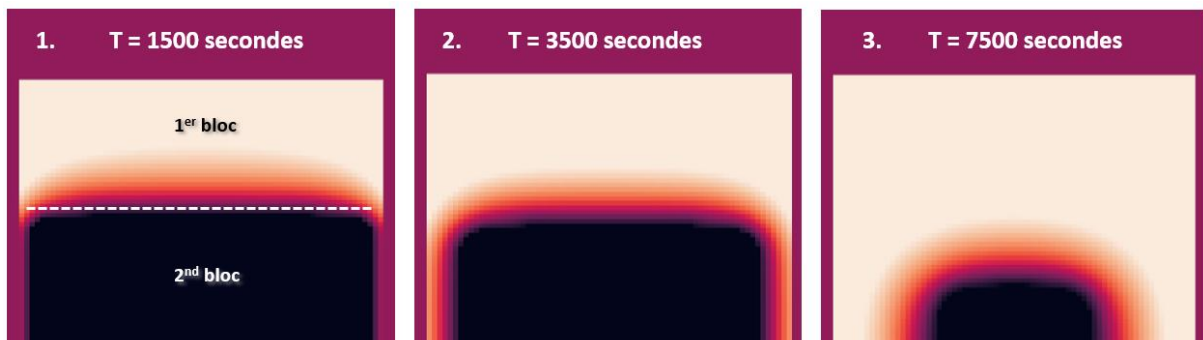


Figure IV. 15 Cartes thermiques à différents stades de modélisation pour la configuration de deux blocs hétérogènes.

La Figure IV. 16 présente la comparaison des résultats de la perte en masse cumulée réelle et modélisée pour les deux blocs hétérogènes. Si l'écart présent en début de test engendre un décalage notable, la tendance est similaire entre les deux pertes en masse. Les deux courbes se croisent à  $t = 6\,300$  secondes. A nouveau, le modèle présente une représentation convenable de la déshydratation du bois et donc des transferts thermiques sous-jacents. De la même manière que pour la configuration du bloc unique, l'addition d'une dimension permettrait d'affiner la représentativité du modèle.



Les résultats des essais réels et modélisés mettent en exergue l'influence des interactions entre particules de bois hétérogènes. Si l'effet n'est que minime sur la configuration testée, il est probable qu'il n'en sera pas moins grand à des échelles plus importantes comme c'est le cas pour le lit de combustible. De plus, il est raisonnable de conjecturer qu'en prenant en compte des réactions de dégradation, la pyrolyse et la combustion hétérogène du char, les interactions et les conséquences qui en découlent n'en seront que plus importantes. Dans ce cadre, l'automate cellulaire représente un moyen adéquat, simple, et efficace pour modéliser les effets d'un tel système complexe. Cependant il est nécessaire d'intégrer une troisième dimension afin d'affiner la représentativité du modèle et de réduire l'écart présent en début d'essai. De plus, les modèles ont été réalisés avec certains paramètres approximatifs (la température de la céramique à 157 °C, par exemple). Un travail supplémentaire est nécessaire pour améliorer la précision des paramètres d'entrée. Néanmoins, le modèle a montré des résultats très convenables et proches de la réalité des transferts thermiques et se montre adéquat pour des applications plus détaillées.

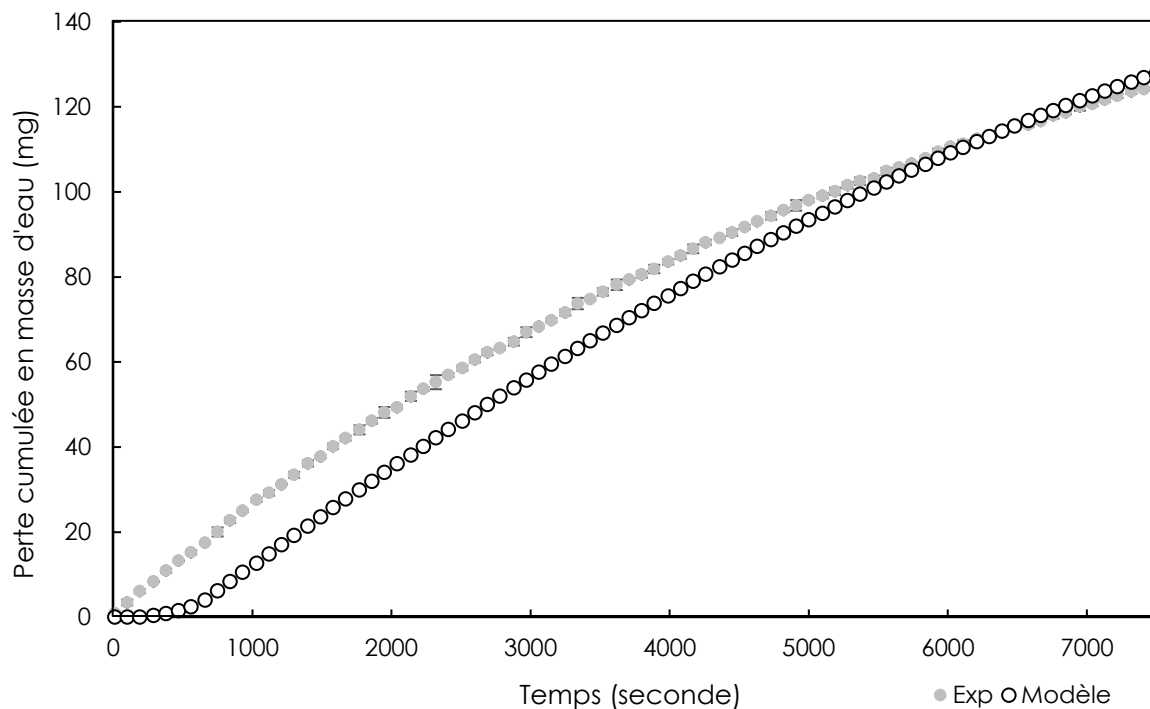


Figure IV. 16 Comparaison de la perte en masse cumulée réelle et modélisée pour la configuration de deux blocs hétérogènes.

## 2.4. Perspectives appliquées à la combustion de la biomasse

La littérature présente de nombreuses études explorant la co-combustion de différents types de combustibles comme des granulés de bois et du plastique [247], de la paille de maïs et du bois de pin [248], du manioc et de l'eucalyptus [249] ou encore du bois et du charbon [250]. Skodras et al. [251], ont évalué la combustion de déchets de bois en co-combustion avec du lignite. Les auteurs mettent en



lumières l'amélioration des émissions globales et la réduction des impacts environnementaux de la production énergétique (par analyse du cycle de vie). L'hétérogénéité de ces combustibles réside dans leurs paramètres intrinsèques comme l'humidité, le taux de cendres, les produits indésirables (métaux, soufre, azote, etc.) ou encore la granulométrie. Les interactions résultantes de ces hétérogénéités peuvent engendrer des émergences à l'échelle globale du lit de combustible et sur les émissions polluantes qui en découlent. Le développement d'AC peut alors faciliter l'exploration de ces différentes configurations de lits dans le but d'anticiper les boucles de rétroaction. Ces travaux permettraient alors d'envisager une variété plus large de combustibles, notamment de biomasses, pour la production énergétique renouvelable.

L'étude des systèmes complexes appliqués à la combustion ne se limite pas aux lits de combustible mais peut concerner d'autres processus comme l'étude des explosions et déflagrations, la thermo-acoustique de la combustion, la chimie des réactions ou encore l'instabilité des flammes [252]. C'est le cas, par exemple des travaux de Singh et al. [253], utilisant l'analyse par réseau pour étudier les flammes turbulentes pré-mélangées. Parmi les méthodes de résolution de la théorie des dynamiques non linéaires, l'automate cellulaire représente un modèle à fort potentiel pour de nombreux champs de la combustion. Par exemple, Unni et al. [254], ont développé un automate cellulaire pour étudier l'extinction des flammes turbulentes en réacteurs. Ils montrent que l'AC est adéquat pour qualifier qualitativement les dynamiques auxquelles sont soumises les flammes proches du point d'extinction. Depuis quelques années se développe la densification de la biomasse pour produire granulés et bûches reconstituées. De manière similaire aux lits de combustible, les produits densifiés peuvent contenir une variété de biomasses présentant des caractéristiques très différentes. Il en résulte alors des comportements différents en termes de cinétiques de combustion et d'émissions polluantes associées [49,255]. L'automate cellulaire est un moyen prometteur pour analyser les phénomènes émergents de ces hétérogénéités. Pour illustrer, il serait intéressant d'étudier les transferts thermiques, les fronts de flammes et l'accessibilité de l'oxygène, au sein d'un combustible densifié en fonction des différences de composition, de densité, d'humidité et de teneur en cendres. La croissance et la maturation des suies, la gazéification, ou encore l'étude de la combustion de biomasse pulvérisée sont autant de domaines où l'AC pourrait être utilisé pour anticiper d'éventuels phénomènes émergents.

### 3. Conclusion générale

Les expériences menées au sein de ce chapitre ont pour but d'étudier l'impact potentiel de l'introduction d'une masse de bois SSD à faible humidité au sein d'un lit de plaquettes forestières humide en chaudière à grilles mobiles. Ce travail répond directement au besoin de la chaufferie de l'Illberg de se fournir en combustible via un nouveau gisement : le bois SSD. Les essais de combustion ont été menés au sein d'une installation comparable à celle utilisée au sein de la centrale. Différents lits de combustibles, à biomasses et à humidités variables, ont été testés en combustion et les gaz et particules en masses ont été mesurés. Les résultats montrent, qu'à cette échelle, l'introduction de bois SSD sec à hauteur de 30 % en masse au sein d'un lit de Pf humide réduit les émissions en HCT à hauteur de 71 % par comparaison avec un lit composé à 100 % de Pf humide (actuellement utilisé dans la centrale). La faible granulométrie du bois SSD, la propreté du combustible et la faible humidité permettent de tendre vers une combustion plus complète. A même taux d'humidité (26 %), le bois SSD présente des émissions comparables à ceux de la Pf.

Les résultats obtenus lors de la combustion du mélange hétérogène des deux combustibles ont mené à l'analyse par approche des systèmes complexes. Selon cette dernière, des interactions locales peuvent générer des émergences à l'échelle globale. C'est dans ce cadre qu'un automate cellulaire a été développé. En l'absence de travaux préalables d'un AC appliqué aux lits de combustibles, le travail a consisté à valider l'adéquation d'un tel modèle en étudiant le séchage d'une particule (plaquette) de bois sous rayonnements thermiques. Les résultats de l'AC ont montré une bonne adéquation avec les résultats expérimentaux obtenus dans les mêmes configurations. Il est nécessaire d'aboutir à un modèle en trois dimensions pour accroître la représentativité. Cependant, l'AC semble être un outil approprié pour l'étude des interactions entre particules de biomasses au sein d'un lit.

# Chapitre V.

Combustion de planches de sapin en  
insert domestique

## Table des matières

<b>1. Introduction .....</b>	<b>152</b>
<b>2. Caractérisation du combustible .....</b>	<b>152</b>
<b>3. Emissions gazeuses et particulaires.....</b>	<b>154</b>
3.1. Emissions gazeuses .....	154
3.2. Emissions particulaires .....	155
3.3. Puissance théorique libérée .....	158
3.4. Changement d'alimentation en air à l'allumage.....	158
<b>4. Régressions linéaires.....</b>	<b>160</b>
4.1. Catégories de combustion.....	160
4.2. Matrices de corrélations .....	160
4.2.1. Corrélations entre les paramètres de combustion .....	160
4.2.2. Corrélations entre les émissions gazeuses et particulaires .....	161
<b>5. Comportements de combustion .....</b>	<b>164</b>
5.1. Catégorie I : D1, D2 et D3.....	164
5.2. Catégorie II : D4 et D5.....	165
5.3. Catégorie III : D6.....	167
<b>Conclusion.....</b>	<b>168</b>

## 1. Introduction

La norme européenne EN 13 229 (juin 2002) porte sur les exigences et méthodes d'essai pour les foyers ouverts et inserts à combustibles solides. Elle définit trois essences de bois exclusivement feuillues (le hêtre, le charme et le bouleau), comme combustibles d'essai, acceptés comme représentant de la catégorie des bois bûches. La certification française NF Biocombustibles solides (NF 444) découle de cette même norme et offre une garantie au consommateur quant à la qualité d'un combustible. Les prescriptions techniques inscrites au sein du document excluent les essences de conifères (résineux) du champ de la certification. A l'inverse, les essences de charme, frêne, hêtre, chêne, et d'érable sont admises au périmètre. La planche de palette est un combustible qui se distingue tant par sa forme que par sa composition d'essences majoritairement résineuses. De précédentes études ont montré que l'utilisation de ce combustible dans un appareil certifié aux normes françaises peut rapidement devenir générateur de polluants [58,155]. Il est donc nécessaire d'en étudier l'optimisation de la combustion, en conditions réelles et à l'échelle du particulier. Dans les tests de combustion suivant, six dispositions de planches de sapin ont été testées en combustion, afin d'étudier l'influence de la surface de bois exposée au foyer sur le comportement de combustion (voir Chapitre II Matériels et méthodes).

## 2. Caractérisation du combustible

Les travaux concernant le poêle à bûche domestique visent à étudier la combustion de planches de sapin. Le choix de ce combustible résulte de la volonté d'obtenir un bois représentatif de la composition des palettes tout en étant homogène (pour des soucis de répétabilité). Il a donc été convenu d'utiliser du bois (avant transformation) provenant d'une fabrique de palettes. L'industriel utilise ce bois pour fabriquer le plancher des palettes EURO. Cela nous permet donc d'avoir une biomasse composant les palettes locales, homogène en termes d'essence et inaltérée comme cela peut être le cas durant le cycle de vie d'une palette classique. Le bois se présente sous forme de planche de sapin (Douglas) d'une taille moyenne de 2,5 x 14,4 x 33,4 cm. Il est nécessaire de noter que, pour atteindre une surface souhaitée, les planches de la disposition D4 ont été coupées dans la largeur (elles ont une dimension de 2,5 x 9,7 x 33,4 cm). A l'arrivée du combustible, une période de séchage de 15 jours a été opérée afin d'obtenir un bois d'une humidité inférieure à 10 %. D'une part, cela permet d'approcher les conditions réelles d'utilisation, et d'autre part le facteur d'humidité est exclu des analyses. A l'issue, une analyse immédiate est réalisée dont les résultats sont présentés au sein du Tableau V.1. Ainsi, la planche de sapin présente un très faible taux de cendres en comparaison avec les valeurs trouvées au sein de la littérature pour des combustibles comparables [140,146,151,200–204]. De la même manière, le PCS obtenu pour ce combustible se situe dans la gamme de référence des bois.

Tableau V. 1 Analyse immédiate des planches de sapin.

Biomasse	Humidité	Cendres	PCS
	% sur brut	% sur sec	J/g
Planche de Sapin	10,07	0,19	18 108

L'analyse élémentaire de l'échantillon de bois a été réalisée par le laboratoire de Centre Commun de Mesure (CCM) à Dunkerque. Le Tableau V. 2 présente la composition élémentaire du combustible. Les éléments majoritairement retrouvés sont par ordre croissant le calcium (Ca), le potassium (K), le silicium (Si), le manganèse (Mn), le magnésium (Mg), le phosphore (P) et le soufre (S) avec 515, 363, 133, 70,6, 66,5, 47,5 et 40,3 mg/kg respectivement. Des éléments comme le zinc (Zn), le fer (Fe) et le sodium (Na) sont retrouvés dans une moindre mesure.

Tableau V. 2 Teneurs en éléments au sein des planches de sapin.

Biomasse	Al	Ca	Fe	K	Mg	Na	P	S	Si	Zn	Sn
	mg/kg										
Planche de Sapin	< 5	515	3,76	363	66,5	1,19	47,5	40,3	133	5,03	< 0,5
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	V
	mg/kg										
	< 1	0,12	< 0,1	< 0,5	0,63	70,6	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5

### 3. Emissions gazeuses et particulaires

Le Tableau V. 3 présente les résultats des émissions gazeuses et particulaires des charges nominales pour les six dispositions de planches testées ainsi que les résultats d'une précédente étude réalisée dans des conditions similaires. Des courbes représentatives des émissions gazeuses et particulaires des différentes dispositions testées sont présentées en annexes (Annexe 3).

Tableau V. 3 Synthèse des émissions gazeuses et particulaires pour les six dispositions de planches testées en insert domestique.

Disposition de bois	Surface		Température moyenne des fumées	CO <sub>2</sub>	O <sub>2</sub>	CO	THC équivalent CH <sub>4</sub>	TSP	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>1-2,5</sub>	PM <sub>0,1-1</sub>	PM <sub>0,1</sub>
	cm <sup>2</sup>		°C	%		mg/kg bois sec			part/kg bois sec			
			Corrigé à 13% d'O <sub>2</sub>									
D1	1 487	Moyenne	297	7,2	12,9	36 313	1 604	163	2,19.10 <sup>14</sup>	3,45.10 <sup>11</sup>	7,18.10 <sup>13</sup>	1,47.10 <sup>14</sup>
		C <sub>v</sub>	0,01	0,03	0,02	0,11	0,21	0,04	0,22	0,09	0,08	0,31
D2	1 774	Moyenne	302	7,1	13,3	49 252	2 439	222	1,82.10 <sup>14</sup>	3,06.10 <sup>11</sup>	6,41.10 <sup>13</sup>	1,18.10 <sup>14</sup>
		C <sub>v</sub>	0,03	0,10	0,10	0,10	0,35	0,40	0,33	0,23	0,30	0,37
D3	1 956	Moyenne	294	6,6	13,3	56 053	2 824	180	8,75.10 <sup>13</sup>	1,37.10 <sup>11</sup>	2,55.10 <sup>13</sup>	6,19.10 <sup>13</sup>
		C <sub>v</sub>	0,10	0,10	0,03	0,20	0,30	0,40	0,39	0,76	0,49	0,37
D4	2 640	Moyenne	332	8,6	11,5	22 079	597	355	5,29.10 <sup>13</sup>	8,73.10 <sup>10</sup>	3,54.10 <sup>13</sup>	1,73.10 <sup>13</sup>
		C <sub>v</sub>	0,01	0,05	0,04	0,13	0,24	0,37	0,24	0,32	0,28	0,17
D5	2 975	Moyenne	326	8,4	11,4	38 147	847	328	2,72.10 <sup>13</sup>	3,78.10 <sup>10</sup>	1,30.10 <sup>13</sup>	1,42.10 <sup>13</sup>
		C <sub>v</sub>	0,02	0,10	0,06	0,20	0,40	0,40	0,75	0,68	0,69	0,84
D6	3 995	Moyenne	330	8,7	11,5	57 123	3 900	409	1,31.10 <sup>14</sup>	2,37.10 <sup>11</sup>	5,73.10 <sup>13</sup>	7,32.10 <sup>13</sup>
		C <sub>v</sub>	0,01	0,03	0,02	0,05	0,08	0,15	0,16	0,15	0,10	0,22
Planche de sapin [58]	/	Moyenne	288	6	14,3	58 375	10 686	1 240	1,76.10 <sup>14</sup>	/	/	/
Bûche de charme [58]	/	Moyenne	321	8,15	12,6	21 091	1 430	238	3,58.10 <sup>13</sup>	/	/	/
Bûche densifiée [58]	/	Moyenne	326	8,05	12,6	33 357	1 909	258	4,60.10 <sup>13</sup>	/	/	/

#### 3.1. Emissions gazeuses

Les dispositions D4, D5 et D6 présentent les résultats d'émission en CO<sub>2</sub> les plus élevés indiquant un taux de combustion plus élevé. Il est intéressant de noter qu'à l'inverse de D5 et D6, le test de combustion D4 présente les plus faibles concentrations en monoxyde carbone, indicateur d'une combustion optimisée. Par comparaison avec les résultats de l'étude PREPABOIS [58], la disposition D4 émet des niveaux de CO identiques à une bûche de charme classique et significativement moins qu'une bûche densifiée (22 079, 21 091 et 33 357 mg/kg<sub>bois sec</sub> respectivement). A l'opposé, les tests D2, D3 et D6 ont des concentrations en CO du même ordre de grandeur que la planche de sapin utilisée dans l'étude source. Deux phénomènes sont observables lors de l'analyse des émissions de CO en fonction du temps. Un pic d'émission est visible à chaque début de combustion (indépendamment du test) jusqu'au moment où la température du foyer atteint le seuil de 550-570 °C. En parallèle, la combustion hétérogène en fin de charge est clairement identifiable par une élévation des émissions en CO (tendance similaire observée dans la littérature [102]).

Les émissions en hydrocarbures revêtent une importance particulière dans le cas de la combustion des résineux. Comme l'indique leur nom, ces essences contiennent de la résine composée de terpènes qui possèdent la capacité de se décomposer en HAP comme le retene [108,120,256,257]. Ces dernières réagissent alors selon les voies de formation « H-abstraction-C<sub>2</sub>H<sub>2</sub>-Addition » (HACA) et/ou « Cyclopentadienyl » (CPDyl) pour créer des suies [116]. D'une tendance similaire que pour le CO, les émissions d'hydrocarbures les plus faibles sont attribuables à la disposition D4 quand les concentrations les plus élevées sont observées pour D6 (597 et 3 900 mg/kg<sub>bois sec</sub> respectivement). De même, un pic d'émissions en HCs est systématiquement observable au rechargement de bois frais au sein du foyer. A cet instant, la température est trop faible pour correctement oxyder les premiers volatils émis [87,100–102,220,258]. Un second pic est observable lors de la période de combustion hétérogène mais décroît rapidement à l'inverse du CO qui se stabilise en plateau. Les dispositions D1, D2, D3 et D6 présentent des résultats d'émissions en HCs du même ordre de grandeur que ceux de la combustion d'une bûche de charme et d'une bûche densifiée de l'étude PREPABOIS. Il est intéressant de noter qu'à nouveau, les dispositions D4 et D5 se distinguent par les concentrations en hydrocarbures les plus faibles de l'ensemble des tests de combustion.

### 3.2. Emissions particulières

La Figure V. 1 présente les émissions en nombre de particules PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1-2.5</sub>, PM<sub>0.1-1</sub>, et PM<sub>0.1</sub> pour l'ensemble des essais de combustion. Les résultats montrent une diminution en nombre de particules (exception faite pour les PM<sub>0.1-1</sub> dans le cas de D4) émises à mesure que la surface de bois exposée au foyer augmente, jusqu'à atteindre 2 975 cm<sup>2</sup> (D5). Cette surface atteinte, les émissions augmentent à nouveau pour former une parabole inversée. La disposition D5 présente les résultats d'émissions les plus faibles, tous diamètres confondus, tandis qu'ils sont les plus élevés dans le cas de D1. Les faibles émissions en nombres de particules pour D4 et D5 sont cohérentes avec les résultats d'émissions en produits gazeux imbrûlés (CO et HCs) pour ces deux mêmes dispositions. L'évolution des émissions de particules en forme de parabole inversée semble montrer qu'il existe une surface de charge de bois optimale pour cet appareil de combustion. Contrairement aux émissions de particules en nombre, les émissions de particules en masse semblent augmenter avec l'accroissement de la surface.

De la même manière que pour le CO et les HCs, un pic d'émission en particules est observable à l'introduction d'une nouvelle charge de bois au sein du foyer. Selon la littérature, différentes natures de particules peuvent être émises comme des morceaux de bois partiellement décomposés, des produits imbrûlés, des agglomérats de suies ou encore des cendres volantes [101]. La combustion hétérogène en fin de charge nominale, lorsque celle-ci apparaît, elle présente systématiquement le même profil d'émission en particules avec des diamètres de 20, 40, 70 et 120 nm comme PM les plus émises. La littérature présente des résultats similaires et suggère que ces particules sont des cendres volantes du char rémanent [101,259].



La Figure V. 1 montre la comparaison entre les émissions de PM<sub>2,5</sub> de la présente étude et celles de l'étude PREPABOIS [58]. Premièrement les configurations D1, D2 et D6 produisent les mêmes niveaux d'émission ( $1,31 \times 10^{14}$  à  $2,19 \times 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub>) que ceux de la planche de sapin de l'étude précédente ( $1,76 \times 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub>). D4 et D5 ( $5,29 \times 10^{13}$  à  $2,72 \times 10^{13}$  p/kg<sub>bois sec</sub>) présentent des facteurs d'émission plus faibles se situant dans la plage des émissions du bois de charme et de la bûche densifiée, respectivement de  $3,58 \times 10^{13}$  et de  $4,60 \times 10^{13}$  p/kg<sub>bois sec</sub>.

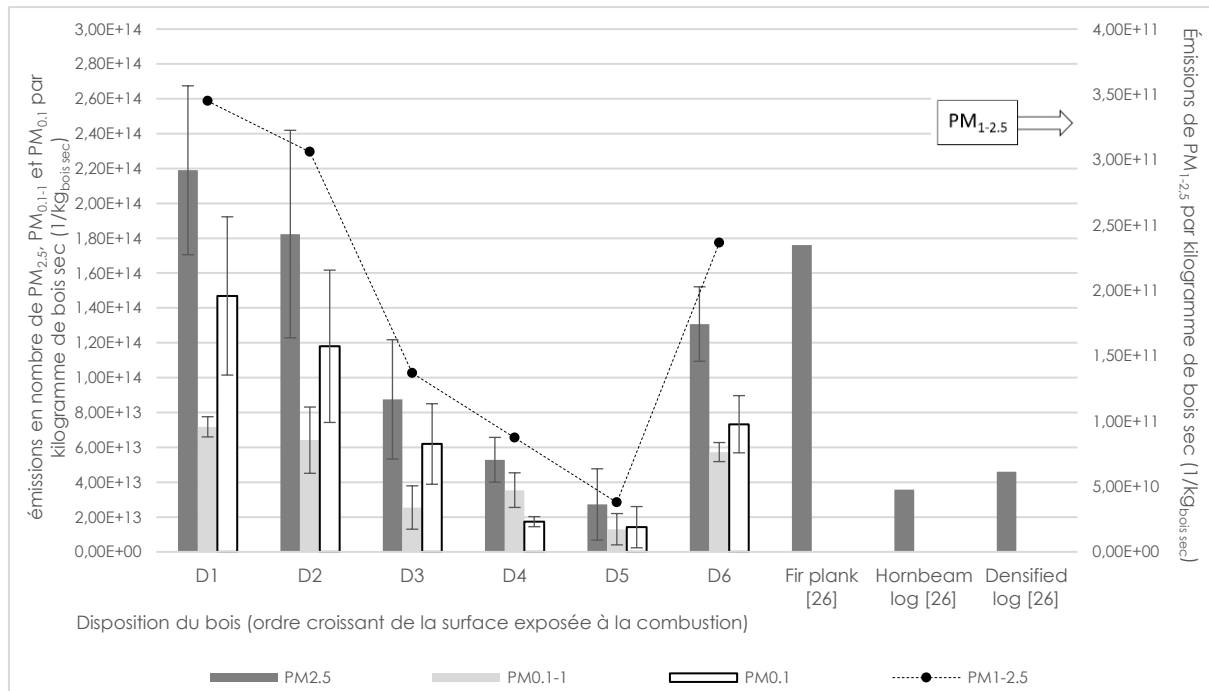


Figure V. 1 Emissions en nombre de particules pour les six dispositions testées.

La Figure V. 2 présente la distribution en taille des particules (diamètres aérodynamiques) pour les charges nominales de D3 (représentant les tests D1, D2, D3 et D6) ainsi que D4 (représentant D4 et D5). Excepté pour D4 et D5, tous les tests de combustion confondus présentent une distribution bimodale centrée sur les particules fines et ultrafines (voir Figure V. 2, D3). A l'inverse, D4 et D5 qui se distinguent par une distribution unimodale centrée sur les particules fines d'un diamètre de 100 nm. Ce graphique met en lumière la diminution significative des particules ultrafines dans le cas de la combustion des charges D4 et D5. De plus, ce changement de distribution vers des tailles plus importantes s'effectue par une diminution du nombre de particules pour tous les diamètres. Il est probable qu'en présence de conditions de combustion plus favorables (par exemple une température des fumées plus élevée), la formation de ces particules ultrafines a été entravée. La disposition D4 génère une distribution en taille de particules similaire à celle présentée par Sippula et al., pour la combustion de onze pellets (essences mixtes) avec une distribution unimodale de diamètres aérodynamiques centrés sur 126-188 nm [107].

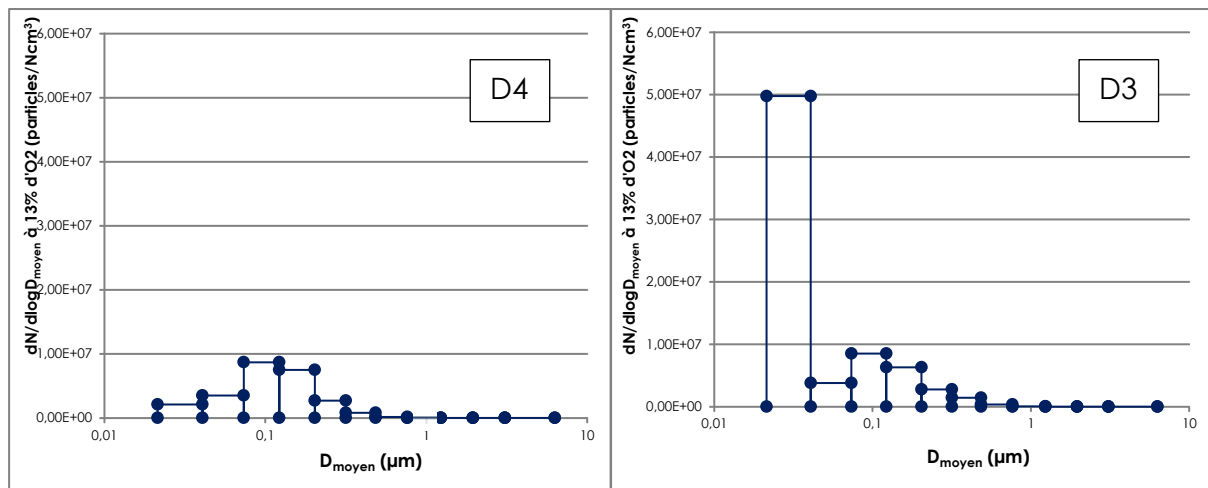


Figure V. 2 Distribution des diamètres aérodynamiques des particules. A gauche : distribution représentative de D4 et D5. A droite : distribution représentative de D1, D2, D3 et D6.

L'analyse suivante a pour but de préciser le clivage observable vis-à-vis de la production de particules ultrafines entre D4 et les autres dispositions de bois. Le Tableau V. 4 présente, pour chaque disposition, le diamètre de particule le plus émis durant une charge nominale, la durée à laquelle ce diamètre est prédominant, ainsi que la durée à laquelle les particules ultrafines sont les diamètres les plus émis durant la combustion.

Excepté pour D4, le Diamètre de Particule Prédominant (DPP) est de 20 nm, émis durant 55 % à 89 % du temps total de combustion (Tableau V 4). Le glissement vers des particules de diamètre plus important est confirmé dans le cas de la combustion de D4 avec un DPP à 120 nm. Une autre différence majeure concerne la production de particules ultrafines. Pour tous les essais excepté D4, les particules ultrafines sont les diamètres les plus émis durant 64 % à 89 % du temps total de combustion. Elle ne représente que 25 % du temps dans le cas de D4.

Tableau V. 4 Diamètres de particules prédominant lors de la combustion des charges

Dispositions de bois	Diamètre de particule prédominant DPP (nm)	Durée de l'émission	Durée d'émissions en ultrafines comme DPP
		(% du temps total de combustion)	
D1	20	72	77
D2	20	74	78
D3	20	89	89
D4	120	74	25
D5	20	64	64
D6	20	55	66

### 3.3. Puissance théorique libérée

La Figure V. 3 présente les émissions en hydrocarbures totaux de deux combustions nominales (D4 et D6) avec les puissances instantanées associées. Les puissances sont calculées théoriquement à partir de la perte en masse et du PCS du combustible. Les résultats montrent que la puissance dégagée par la combustion d'une charge de bois, indépendamment de la disposition, n'est pas constante au cours du temps. Cependant, une différence existe entre la combustion de la charge D4 et celle de D6. La combustion de D6 (Figure V. 3 à gauche) présente une forte volatilisation durant le premier tiers de la combustion qui dépasse largement les capacités de l'appareil d'une puissance nominale de 8 à 14 KW. En effet, les deux pics d'émissions en HCs observables sont associés à une puissance libérée de 22,6 et 30,2 KW ce qui est le double de la puissance préconisée par le constructeur de l'insert. L'alimentation en air de l'appareil étant naturelle et limitée par l'ouverture au sein du carter étanche ne permet pas un débit suffisant pour satisfaire des conditions de combustion complète. La puissance n'est pas distribuée de façon homogène sur le temps de combustion car à la suite de l'épisode de volatilisation, la puissance (et ainsi la température) chute rapidement avant de décroître progressivement durant les deux tiers suivants jusqu'à extinction. A l'inverse, la combustion de D4 présente une puissance libérée située dans la plage nominale de l'appareil, avec une répartition bien plus homogène.

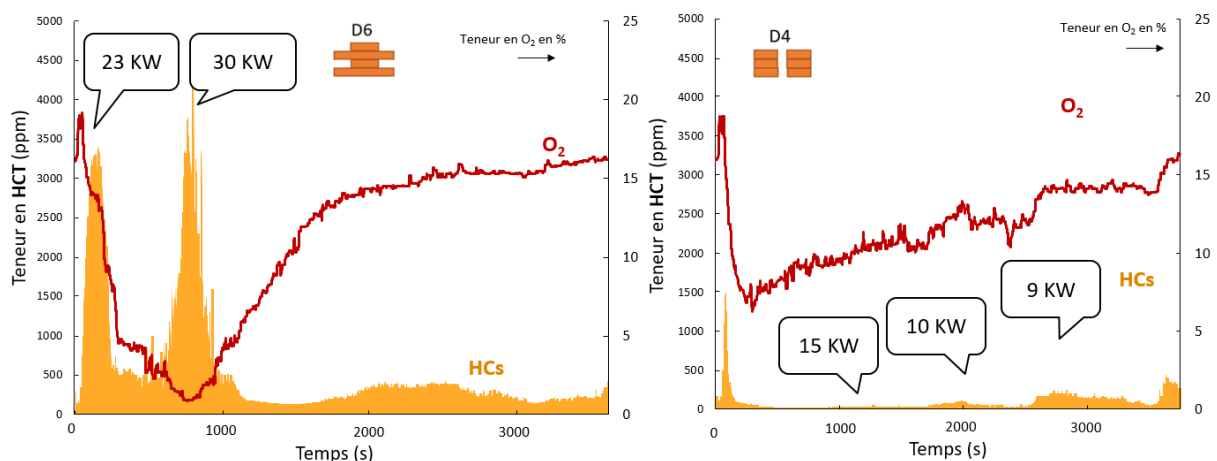


Figure V. 3 Emissions en HCT et puissance instantanée libérée par la combustion. Gauche : charge nominale de D6. Droite : charge nominale de D4.

### 3.4. Changement d'alimentation en air à l'allumage

Les observations réalisées lors des essais de combustion ont montrées qu'une grande part des émissions proviennent de la phase d'allumage d'une charge de bois considérée (juste après rechargement). C'est un phénomène connu au sein de la littérature et qui résulte de la faible température du foyer ne permettant pas l'oxydation des premiers volatils émis par la charge [91,94,101,102,109,112,258–260]. Dans l'objectif de réduire les émissions liées à cette phase, des essais supplémentaires ont été réalisés sur les géométries D1 et D4 avec un protocole modifié. En effet, l'alimentation en air a été augmenté au maximum durant trois minutes à compter de l'introduction de la

charge de bois au sein du foyer. Les figures V. 4 et V. 5 présentent l'impact de cette pratique sur les émissions en CO, HCT et en PM<sub>2.5</sub>. Les valeurs sont moyennées sur trois charges nominales et rapportées à 13 % d'O<sub>2</sub>. Deux comportements distincts sont observés pour les deux arrangements de bois. Dans un premier temps, la charge D1 présente une diminution des hydrocarbures totaux émis de l'ordre de 45 % conjointement à l'augmentation de la température moyenne de 297 °C à 303 °C (Figure V. 4). Cette diminution va de pair avec les particules en nombres puisque la charge D1 émet  $2,19 \cdot 10^{14}$  p/kgbois sec en test standard et  $1,37 \cdot 10^{14}$  p/kgbois sec avec l'adjonction d'air à l'allumage (Figure V. 5). En ajoutant un air supplémentaire, la cinétique de combustion augmente permettant de chauffer davantage le foyer et d'optimiser l'oxydation des volatils. Cependant, une hausse du CO est également visible dû à la présence d'une période de combustion hétérogène plus longue. Le cas de D4 se situe à l'opposé puisque cette géométrie présente des FE en CO, HCT et PM<sub>2.5</sub> plus élevés avec l'augmentation de l'air à l'ignition de la charge (Figure V. 4 et Figure V. 5). Dans le cas d'une géométrie ayant atteint des FE très bas avec une ambiance thermique adéquate, il apparaît ainsi que l'introduction d'air frais supplémentaire entraîne la chute de la température au sein du foyer et donc l'augmentation des teneurs en imbrulés au sein des fumées.

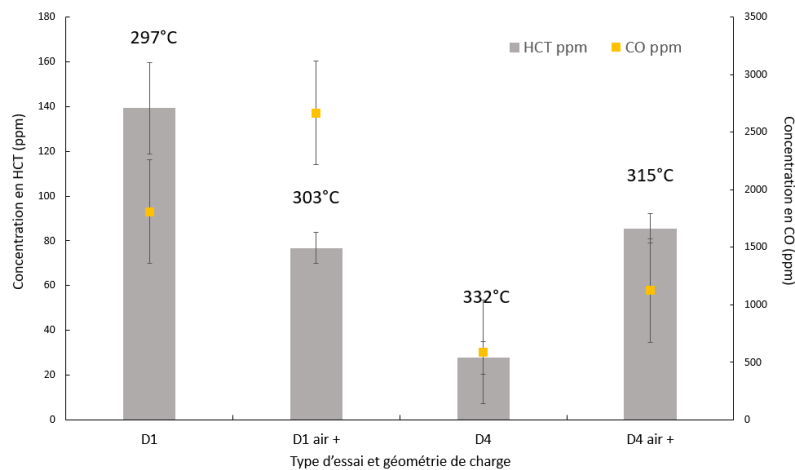


Figure V. 4 Impact de l'alimentation en air à l'allumage sur les FE en CO et HCT.

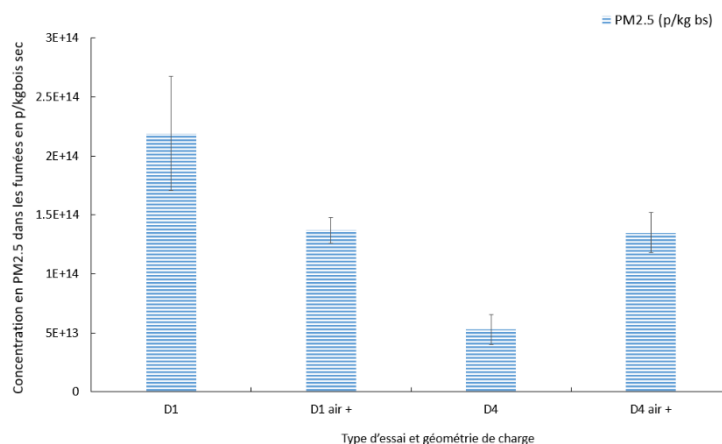


Figure V. 5 Impact de l'alimentation en air à l'allumage sur les FE en PM<sub>2.5</sub>.

## 4. Régressions linéaires

### 4.1. Catégories de combustion

Les résultats des émissions gazeuses et particulaires ont mis en évidence l'influence de la surface de bois exposée au foyer sur les comportements de combustion. D'une manière générale, trois catégories de comportements sont identifiables :

- Catégorie I avec D1, D2 et D3 : ces tests de combustion présentent une faible température de fumées (294-302 °C), de faibles concentrations en CO<sub>2</sub> et inversement des émissions élevées en CO, HCs et PM<sub>2.5</sub>. Des extinctions prématurées sont également observées dans le cas de D3.
- Catégorie II avec D4 et D5 : caractérisée par une température de fumées élevée (330°C), de faibles facteurs d'émission en imbrûlés gazeux et une concentration en CO<sub>2</sub> élevée. L'émission en nombre de particule ainsi que la distribution unimodale distinguent ces deux dispositions de l'ensemble des tests de combustion.
- Catégorie III avec D6 : malgré des concentrations élevées de CO<sub>2</sub> et une température moyenne du même ordre que D4 et D5, l'emballement de la combustion engendre de fortes concentrations en CO et en HCs. Les résultats des TSP sont aussi les plus élevés.

Ces trois catégories de combustion vont être utilisées dans la suite de la discussion pour préciser l'influence de la surface sur les comportements au feu des différentes charges de bois.

### 4.2. Matrices de corrélations

#### 4.2.1. Corrélations entre les paramètres de combustion

L'analyse statistique par régression linéaire permet d'appréhender l'existence d'une corrélation linéaire entre deux variables (paramètres de combustion dans notre cas). Elle est effectuée avec l'objectif de vérifier quantitativement des observations et de confirmer la robustesse du système d'acquisition. Le Tableau V. 5 présente les coefficients de corrélations pour les concentrations en hydrocarbures totaux (HCT), CO<sub>2</sub>, CO, O<sub>2</sub> ainsi que pour la température arrière (T<sub>ar</sub>) du foyer (jugée représentative de l'ambiance thermique).

Tableau V. 5 Matrice de corrélations entre les paramètres de combustion.

	Catégorie I (D1, D2 et D3)				Catégorie II (D4 et D5)				Catégorie III (D6)			
	HCT	CO <sub>2</sub>	CO	O <sub>2</sub>	HCT	CO <sub>2</sub>	CO	O <sub>2</sub>	HCT	CO <sub>2</sub>	CO	O <sub>2</sub>
T <sub>ar</sub>	-0,53	0,93	-0,69	-0,92	-0,38	0,94	-0,88	-0,94	-0,03	0,97	-0,39	-0,97
HCT		-0,51	0,85	0,46		-0,37	0,51	0,36		0,09	0,70	-0,11
CO <sub>2</sub>			-0,67	-0,99			-0,87	-1,00			-0,30	-1,00
CO				0,62				0,86				0,29

La teneur en  $\text{CO}_2$  dans les fumées et la température du foyer présentent les plus grands coefficients de corrélations positifs. Cela n'est pas surprenant sachant que ces derniers sont des indicateurs de conditions de combustion complète et permettent donc de confirmer que les valeurs de  $T_{\text{ar}}^\circ$  peuvent être considérées comme un bon indicateur de l'efficacité de la combustion. Les forts coefficients négatifs  $T_{\text{ar}}/\text{O}_2$ , indiquant une consommation de l'oxygène en faveur de la combustion, confirment ce fait. Les coefficients négatifs pour  $T_{\text{ar}}/\text{CO}$  de -0,69 à -0,88 (Tableau V. 5 catégorie I & II) proviennent des conditions de combustion incomplète. Lorsque la combustion s'éloigne de la stœchiométrie, les volatils ne sont plus correctement oxydés laissant place à de fortes teneurs en éléments gazeux imbrulés dans les fumées dont les hydrocarbures et le CO. Sippula et al. [107] présentent, pour un poêle à granulés à alimentation par le haut, un lien entre la température de sortie de la chambre de combustion, l'oxygène et le CO de sorte que lorsque le taux de combustion est faible, la production de CO est élevée. Les coefficients positifs entre les hydrocarbures et le CO (0,85, 0,51 et 0,70 pour les catégories I, II et III respectivement) confirment que les hydrocarbures proviennent de conditions de combustion incomplète (présence de CO) avec toutefois une légère diminution pour la catégorie II. Les coefficients  $\text{HCT}/T_{\text{ar}}^\circ$ ,  $\text{HCT}/\text{CO}_2$  et  $\text{HCT}/\text{O}_2$  de la disposition D6 (Tableau V. 5 catégorie III) donnent des résultats singuliers, car ils tendent vers des valeurs nulles. Cette situation est due à de grandes quantités d'hydrocarbures libérées à la fois dans des conditions de taux de combustion élevé (forte volatilisation) et faible (forte baisse de température). Si ces deux événements sont considérés séparément, les coefficients deviennent positifs pendant la volatilisation et négatifs pendant la baisse de température.

### 4.2.2. Corrélations entre les émissions gazeuses et particulaires

La mise en parallèle des émissions gazeuses et particulaires en fonction du temps a permis de mettre en lumière des comportements récurrents :

- L'élévation de la température et de la teneur en  $\text{CO}_2$  conjointement à une diminution en CO et HCs entraînent une diminution des particules de 20, 40 et 70 nm (particules ultrafines) et une augmentation des particules de plus grands diamètres.
- L'augmentation du CO et des HCs dans les fumées, conjointement à une chute de la température et du  $\text{CO}_2$ , mènent à une augmentation des émissions en particules de 20, 40, 70 et 120 nm.

Les tableaux de corrélations suivants vont permettre d'analyser quantitativement ces observations qualitatives. L'influence de deux paramètres de combustion sur la production de particules, les hydrocarbures totaux et la température du foyer, a été investigué.

Le Tableau V.6 présente les résultats de l'analyse de régression linéaire entre les émissions en hydrocarbures totaux et les particules (classées par plateau d'impaction de l'ELPI).

Tableau V. 6 Matrice de corrélations entre les émissions en hydrocarbures totaux et les particules.

Diamètre de particule	Catégorie I			Catégorie II		Catégorie III
	D1	D2	D3	D4	D5	D6
	<b>Emissions en hydrocarbures totaux</b>					
<b>20 nm</b>	0,09	0,28	0,54	0,53	0,14	0,58
<b>40 nm</b>	0,24	0,43	0,46	0,57	0,09	0,61
<b>70 nm</b>	0,30	0,60	0,43	0,56	0,22	0,62
<b>120 nm</b>	0,59	0,78	0,64	-0,02	0,18	0,65
<b>200 nm</b>	0,50	0,71	0,69	-0,20	0,08	0,46
<b>320 nm</b>	0,39	0,55	0,57	-0,22	0,02	0,33
<b>480 nm</b>	0,34	0,52	0,40	-0,19	-0,01	0,32
<b>760 nm</b>	0,35	0,59	0,35	-0,17	0,00	0,36
<b>1,23 µm</b>	0,35	0,60	0,35	-0,12	0,02	0,37
<b>1,96 µm</b>	0,37	0,59	0,37	-0,06	0,06	0,36
<b>3,09 µm</b>	0,41	0,50	0,29	0,00	0,08	0,27
<b>6,30 µm</b>	0,11	0,10	0,02	0,08	-	0,02

#### Catégorie I, D1, D2 et D3 :

Dans le cas de D1, les résultats montrent de faibles coefficients positifs (~0,09 à 0,41) pour les particules ultrafines et de diamètres 320 nm et plus. Les plus forts coefficients sont attribués aux particules de 120 et 200 nm avec +0,59 et +0,50 respectivement. La tendance est similaire pour D2 avec des valeurs globalement plus importantes. Le test D3 présente des valeurs de coefficient plus élevées pour les particules ultrafines (en raison de l'extinction prématurée de la charge de bois générant des émissions élevées en HCs ainsi qu'en particules de 20 nm), mais ce sont à nouveau les particules de 120 et 200 nm de diamètre qui ont le coefficient le plus élevé.

#### Catégorie II, D4 et D5 :

La charge D4 présente des coefficients de corrélation positifs uniquement pour les particules ultrafines de 20, 40 et 70 nm. Dans le cas des diamètres plus importants les coefficients sont soit légèrement négatifs soit non significatifs (proche de la valeur nulle). Les très faibles coefficients pour les ultrafines, dans le cas de D5, sont liés à la longue période de combustion hétérogène survenant en fin de charge nominale et caractéristique de cette disposition de bois. A l'instar de D4, les coefficients indiquent qu'aucune corrélation n'est présente pour les particules de diamètres supérieur ou égale à 120 nm. Ces résultats semblent mettre en lumière un changement dans la nature des particules de grands diamètres émises dans des conditions de combustion favorables (e.g. alimentation en air adéquate et température de foyer plus élevée).

#### Catégorie III, D6 :

Les coefficients sont positifs pour l'ensemble des diamètres de particules avec un maximum pour les particules fines (+0,65) ultrafines (+0,58 à +0,62).

Le Tableau V. 7 présente les résultats de l'analyse de régression linéaire entre la température du foyer et les particules (classé par plateau d'impaction de l'ELPI).

Tableau V. 7 Matrice de corrélations entre la température du foyer et les particules

	Catégorie I			Catégorie II		Catégorie III
	D1	D2	D3	D4	D5	D6
<b>Diamètre de particule</b>	<b>Température de foyer</b>					
<b>20 nm</b>	0,52	0,18	-0,18	-0,50	-0,70	0,14
<b>40 nm</b>	0,40	0,09	-0,17	-0,55	-0,64	0,04
<b>70 nm</b>	0,29	-0,09	-0,23	-0,18	-0,15	-0,04
<b>120 nm</b>	-0,17	-0,37	-0,36	0,48	0,33	0,26
<b>200 nm</b>	-0,32	-0,48	-0,36	0,60	0,55	0,43
<b>320 nm</b>	-0,34	-0,45	-0,28	0,63	0,62	0,46
<b>480 nm</b>	-0,33	-0,41	-0,11	0,63	0,58	0,41
<b>760 nm</b>	-0,31	-0,41	-0,06	0,60	0,50	0,39
<b>1,23 µm</b>	-0,31	-0,45	-0,08	0,55	0,44	0,38
<b>1,96 µm</b>	-0,30	-0,43	-0,13	0,49	0,34	0,33
<b>3,09 µm</b>	-0,32	-0,36	-0,15	0,36	0,25	0,21
<b>6,3 µm</b>	-0,34	-0,19	0,00	0,18	-	0,12

#### Catégorie I, D1, D2 et D3 :

Les trois tests de combustion présentent des coefficients négatifs pour les particules de diamètres 120 nm et plus avec des valeurs plus faibles dans le cas de D3. La disposition D1 se distingue par des coefficients de corrélation positifs pour les particules ultrafines 20, 40 et 70 nm. Ces mêmes diamètres ne présentent pas de corrélations significatives pour D2 et D3.

#### Catégorie I, D4 et D5 :

Les résultats de D4 et D5 semblent être l'inverse de ceux de la catégorie I. Concernant les particules ultrafines, les coefficients de corrélations sont négatifs (plus marqués dans le cas de D5 causé par la période de combustion hétérogène). C'est à partir du diamètre de 120 nm que les valeurs basculent pour devenir positivement corrélées à la température. Il semble que la température du foyer génère une diminution des particules ultrafines, en particulier pour 20 et 40 nm, en faveur des particules de plus grands diamètres. Les coefficients de corrélations positifs sont centrés sur un maximum de +0,62 à +0,63 pour des diamètres de 320 nm.

#### Catégorie III, D6 :

Ce test de combustion montre un schéma où aucune corrélation n'est visible pour les particules les plus fines. En ce qui concerne les diamètres de particules les plus élevés, les valeurs de coefficients sont positives et marquées par un maximum pour les particules de 320 nm.



## 5. Comportements de combustion

### 5.1. Catégorie I : D1, D2 et D3.

Les dispositions de charge D1, D2 et D3 sont caractérisés par de faibles températures de fumées et des émissions élevées en hydrocarbures et CO (Tableau V. 3). Pour ces trois charges, la disposition des planches de bois au sein du foyer n'expose pas une surface de bois suffisante aux rayonnements de la chambre de combustion. Il en résulte une volatilisation insuffisante générant un taux de combustion réduit ne permettant pas le maintien de conditions thermiques favorables. Cela est visible sur les figures V. 4 et V. 5 où l'adjonction d'air en début de charge (cas de D1) entraîne la chauffe du foyer et la réduction des émissions gazeuses et particulaires. Ainsi, dans des conditions thermiques dégradées, les volatils n'étant pas correctement oxydés vont être libérés dans les fumées sous formes de produits imbrûlés gazeux et particulaires. Ces faits sont cohérents avec les coefficients de corrélation entre  $T^{\circ}_{ar}/HCT$  et  $CO_2/HCT$  (Tableau V. 6) qui suggèrent que les hydrocarbures émis proviennent de la mauvaise oxydation des volatils. Cette catégorie est également caractérisée par des émissions élevées en particules dont les ultrafines prédominent avec une distribution bimodale des diamètres aérodynamiques. Cette prédominance des diamètres ultrafins représente jusqu'à 89 % du temps total de combustion. Les particules émises par ces charges semblent être liées aux hydrocarbures et en particulier pour les diamètres de 120 et 200 nm (Tableau V. 6). Cela est cohérent avec les coefficients de corrélations  $T^{\circ}_{ar}/PM$  négatifs indiquant qu'un apport d'énergie (mesuré sous forme de température) par une combustion plus aboutie engendre la destruction des particules. Les coefficients  $T^{\circ}_{ar}/PM$  positifs ou non significatifs dans le cas des ultrafines sont expliqués par le taux de combustion réduit. Les conditions de combustion incomplète permettent aux volatils de se recombinaer en particules ultrafines. La volatilisation étant dépendante de la température, ces particules sont émises en fonction du taux de combustion. Il est nécessaire de préciser que dans le cas de D2 et D3, l'extinction prématurée et le tisonnage (respect du protocole) de la charge cause la diminution des valeurs. Ces particules semblent donc être des produits imbrûlés tels que des agglomérats de suies ou des condensats d'hydrocarbures. La littérature souligne que les particules issues d'une combustion incomplète contiennent des niveaux élevés de carbones élémentaires (EC) et de carbones organiques (OC) [62,112,117,129,130,132,256,261]. Ces résultats sont en cohérence avec ceux des travaux de Vicente et al. [102]. Les auteurs ont mesuré les émissions en  $PM_{10}$  pour plusieurs tailles de charge de bois dans un poêle à bois portugais et ont obtenu les émissions les plus élevées pour les charges de bois les plus réduites. Selon les auteurs, les mauvaises conditions de combustion (e.g. basse température et mauvais mélange comburant/volatils) génèrent des processus de condensation et d'agglomération des particules engendrant une hausse de la taille des particules émises. Torvela et al. [130] présentent des résultats similaires avec des concentrations maximales de  $PM_1$  pour des conditions de combustion pauvre résultantes de faibles charges de bois et de richesses élevées. Ceci est confirmé par Ozgen et al [35] qui ont étudié la relation entre les émissions de particules et les produits de combustion grâce à l'analyse de

régression multiple. D'après leurs résultats, la nature des particules ayant des diamètres de 39 à 488 nm est attribuée à de la suie élémentaire, à laquelle s'ajoute la condensation du carbone organique gazeux lorsque la température décroît.

Les dispositions de planches D2 et D3 ont été choisies dans le but de reconstituer une bûche classique en superposant respectivement trois et quatre planches. Cependant, cette configuration a eu pour conséquence de bloquer la conduction thermique au sein de la charge causant l'extinction prématurée de la combustion. Ces événements ont été générateur de fortes concentrations en produits imbrulés gazeux HCs et CO ainsi qu'en PM, en particulier, les particules ultrafines. L'épaisseur d'un combustible de bois est un facteur important et connu au sein de la littérature [216–218]. L'avantage des autres dispositions réside dans la capacité des planches à se courber sous l'effet de la chaleur, exposant progressivement davantage de surface aux rayonnements, générant une volatilisation progressive. Ce fait met en lumière la combustion particulière du bois sous format de planche et indique qu'elle ne peut être considérée complètement identique à celle d'une bûche traditionnelle.

### 5.2. Catégorie II : D4 et D5.

L'accroissement de la température conjointement aux teneurs plus élevées en CO<sub>2</sub> dans les fumées indiquent une combustion davantage complète dans le cas des charges de bois D4 et D5 (Tableau V. 3). En augmentant la surface de bois exposée aux rayonnements, la volatilisation s'accroît, générant une richesse ainsi qu'un taux de combustion plus élevés. Ce dernier est alors stabilisé par la libération progressive des volatils. Cela est directement visible sur les courbes de puissance libérée (Figure V. 4) qui, dans le cas de D4 et D5, est stable au cours du temps et située dans la plage de puissance nominale de l'appareil. L'amélioration des conditions de combustion engendre la chute des concentrations en produits imbrulés et particuliers (Tableau V. 3). Bhattu et al. [87], ont étudiés plusieurs technologies de poêle et conditions de combustion, et concluent que pour toutes technologies confondues, une augmentation de la température au sein de la chambre de combustion mène à la diminution des teneurs en CO, CH<sub>4</sub> et composés organiques volatils non méthaniques dans les fumées. L'efficacité accrue de la combustion de D4 et D5 est appuyée par le plus faible coefficient  $T_{ar}^{\circ}/HCT$  indiquant que les hydrocarbures émis lors de la combustion ne sont plus uniquement la conséquence d'une faible température mais résultent d'autres facteurs comme le temps de résidence des gaz, la turbulence ou encore la richesse. Les émissions en particules sont également impactées par l'efficacité de la combustion de D4 et D5. Dans un premier temps, les coefficients positifs HCT/PM (r autour de +0,50 pour D4) (Tableau V. 6) pour les particules de 20, 40 et 70 nm montrent que les hydrocarbures participent activement à la création des ultrafines. Cela est cohérent avec les travaux de Ozgen et al. [100], qui expliquent la variance des nanoparticules (diamètres de 7 à 39 nm) émises lors de tests de combustion par le carbone organique gazeux à hauteur de 71 %. Les clichés de particules de suies agglomérées réalisés par Torvela et al. [130], viennent supporter cette hypothèse avec des particules primaires d'une taille de 30 à 50 nm. Parmi les trois types de suies identifiables sur les clichés est présent

le type amorphe, avec une surface grossière, où des hydrocarbures semi-volatils semblent avoir été absorbés. Tissari et al. [46] décrivent la plage de 6-30 nm comme le mode de nucléation. Selon les auteurs, ce type de particules a été observé dans des conditions de combustion incomplète où la concentration élevée en composés organiques volatils favorise la condensation homogène en gouttelettes d'hydrocarbures liquides (constituant les noyaux analysés). Les charge D4 et D5 présentent des combustions plus complètes caractérisées par une température plus élevée et une diminution nette des concentrations en hydrocarbures. Il peut être conclu qu'en présence de conditions de combustion plus favorables, la formation de particules par recombinaison de produits gazeux imbrûlés est relégué aux ultrafines dont les teneurs sont diminuées. Cette diminution des particules ultrafines est représentée par la distribution unimodale centrée sur 100 nm (Figure V. 2) avec une émission prédominante en particules de 20, 40 et 70 nm durant 25 % du temps total de combustion (D4) contre 64 à 98 % pour les autres dispositions de planches (Tableau V. 4). La mise en lumière des ultrafines est accentuée avec les coefficients de corrélations entre la température et les particules (Tableau V. 7). Les résultats montrent une nette scission entre les particules de 20, 40, 70 nm et les diamètres plus importants. Les valeurs négatives dans le cas des premiers indiquent que les ultrafines diminuent lorsque la température du foyer augmente, arguant le caractère imbrûlé de ce type de particules. Les travaux de Stanmore et al. [262], concluent que la température est un facteur clé des mécanismes d'oxydation de la suie. Les diamètres de 120 nm et plus, quant à eux, sont émis progressivement tout au long du test de combustion et semblent liés au taux de combustion. Il est connu que des conditions de combustion plus complète favorisent l'émission de particules inorganiques à l'inverse des conditions de combustion incomplète qui génèrent des produits imbrûlés [62,117,130,132,261]. Il est donc raisonnable d'attribuer une nature différente entre ces deux types de particules les ultrafines provenant de produits imbrûlés (suies, condensats d'hydrocarbures) et les particules de plus grands diamètres assimilés à des inorganiques (minéraux ou cendres volantes). Lea-Langton et al. [116], ont étudié la formation de fumée en fonction de plusieurs constituants du bois. Ils ont pu observer que la formation de particules de suies individuelles de 20 à 60 nm dépend de l'élément brûlé. A titre de comparaison, Lamberg et al. [261], ont étudié plusieurs conditions de combustion incluant une combustion efficace obtenue à l'aide d'une chaudière à granulés et de granulés principalement constitués de bois de pin. Ils observent que les conditions de combustion favorable génèrent des particules principalement composées d'inorganiques et de métaux alcalins avec comme espèces abondantes  $K^+$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Cl^-$ , et  $Na^+$ . Cela est supporté par les travaux de Tissari et al. [117], qui observent des émissions en particules fines contenant peu de composés organiques mais beaucoup d'espèces inorganiques. Ces particules sont obtenues pour des appareils modernes présentant des conditions de combustion bien meilleures que pour d'autres appareils étudiés. Pour contraster ces conclusions, Torvela et al. [130], ont obtenu un diamètre moyen de 25 nm pour une combustion efficace avec une distribution unimodale centrée sur les particules ultrafines, tandis que les conditions intermédiaires et de combustion lente conduisent à une distribution bimodale centrée sur les particules ultrafines et le mode d'accumulation.

La combustion de la charge D5 se distingue par un taux élevé de CO dans les fumées conjointement à de faibles émissions en hydrocarbures. L'origine du monoxyde de carbone est attribuée à la longue période de combustion hétérogène survenant en fin de charge nominale et favorisant la création de CO selon la réaction de Boudouard. Il est connu que les conditions de combustion hétérogène sont émettrices en CO [234]. Il est donc possible de diminuer la teneur en CO dans les fumées en supprimant la combustion de fin de cycle par remuage du char résiduel et rechargement d'un lot de bois frais au sein du foyer.

Les résultats des émissions gazeuses et particulaires montrent que les charges D4 et D5 émettent des polluants à des niveaux similaires de ceux d'une bûche de charme classique ou densifiée [58] (Tableau V. 3). La conclusion principale est donc qu'il est possible d'adapter la combustion de planche de sapin dans un poêle à bois destiné à la combustion de bois durs.

### 5.3. Catégorie III : D6.

La particularité de la configuration D6 réside dans surface élevée de bois exposé au feu. Il en résulte une très forte volatilisation en début de charge nominale avec un fort dégagement de chaleur. Lors de cette phase, l'appareil étanche à alimentation naturelle ne permet pas de fournir l'oxygène nécessaire à la combustion de l'ensemble des volatils. Cela résulte en une concentration très basse d'oxygène (< 2%) conjointement à des hautes teneurs en hydrocarbures et CO et ce, malgré une température élevée (Tableau V. 3). L'oxygène est l'élément clé de la combustion qui permet de craquer de fragmenter les molécules hydrocarbonées de grandes tailles et de décomposer les aromatiques [263,264]. Un niveau similaire d'oxygène a été observé par Nyström et al. [134] lors de la combustion de grandes charges de bûches finement coupées. Les auteurs précisent qu'une gazéification partielle au sein du foyer a pu survenir lors de cet évènement. La figure reflète la puissance libérée lors de la combustion de la charge D6. Les deux maximums sont clairement identifiables et sont attribués à une puissance qui dépasse largement la puissance nominale de l'appareil (20 à 30 kW contre 8 à 14 kW respectivement). Ces conditions d'emballlement entraînent de hautes concentrations en hydrocarbures résultant de divers produits imbrûlés comme des goudrons, des HAP ou encore des molécules de faibles masses [113,129,261,265]. Par exemple, Hoerning et al. [266], ont observé que des conditions de richesse élevée prouvent des émissions élevées en benzène, naphthalène, acénaphthylène et anthracène, dans un dispositif expérimental de combustion à lit fixe. Concernant les particules, le tableau met en évidence la production de particules de grands diamètres conjointement à l'élévation en température. Lors d'épisode à fort taux de combustion, comme c'est le cas en début de combustion de la charge D6, il est très probable que des particules de diverses natures sont émises comme des morceaux de bois partiellement brûlés, des produits imbrûlés, des suies, des goudrons ou encore des inorganiques [128,134]. Le Tableau V. 6 montre que ces particules sont émises conjointement à des teneurs très élevées en hydrocarbures. En plus de la formation de HAP dans des conditions riches en carburant, la participation des HCs à la formation de particules peut se faire par insémination sur des noyaux

élémentaires préexistants (ultrafins jusqu'à 120 nm) et par condensation homogène des hydrocarbures [266]. La nature variée de ces particules peut expliquer la masse plus importante de TSP récoltés dans le cas de D6 (Tableau V. 13). Dans leur travaux, Fitzpatrick et al. [34] ont constaté que l'augmentation de l'intensité de la combustion du bois de pin entraînait la formation de produits de masse moléculaire plus élevée (éléments adsorbés sur de la suie) ainsi que des fragments de combustible imbrûlé.

Après la forte volatilisaison du bois aux premiers instants, il y a une diminution rapide de la température de la chambre de combustion pendant les deux derniers tiers du temps de combustion. Cette phase est marquée par de fortes émissions en hydrocarbures en raison des mauvaises conditions de combustion liées à la chute en température. Ceci conduit à des coefficients HCT/PM avec des valeurs plus élevées pour les particules ultrafines ( $+0,58 < r < +0,62$ ) (Tableau V. 6). Le comportement de combustion est alors similaire à celui de la catégorie I.

## Conclusion

Les essais ont démontré que la surface de bois exposée au sein foyer, en fonction de la disposition des planches, influence la qualité de la combustion. D'une manière générale, trois comportements ont pu être observés :

- Des conditions de combustion efficaces (D4 et D5) caractérisées par une température des fumées autour de 330 °C et des émissions en HCs et CO au niveau des émissions de référence de l'appareil. La surface de bois, adéquate pour la géométrie du poêle, permet un dégagement stable d'une puissance de combustion située dans la plage de fonctionnement nominale de l'installation. Il en résulte une claire diminution des particules en nombre et spécifiquement des particules ultrafines à hauteur de 72 % par rapport aux autres charges.
- Des conditions de combustion dégradées (D1, D2 et D3) avec une faible température et une hausse des émissions en HCs, CO et particules en nombre. Les dispositions de ces charges ne permettent pas de maintenir des conditions thermiques favorables avec, dans certains cas, une extinction prématurée. L'analyse par régression linéaire entre les hydrocarbures, la température et les particules semble indiquer que ces dernières sont constituées de produits imbrûlés issus d'une combustion incomplète. Parmi ces particules, les ultrafines prédominent nettement (particulièrement les diamètres de 20 nm).
- Des conditions de combustion dégradées (D6) avec un emballement de la combustion durant les premiers instants et une chute de température jusqu'à l'extinction. La surface trop importante exposée au feu dans cette configuration a engendré une puissance de combustion dépassant la plage nominale de l'appareil d'un ordre de 2 à 3. Des émissions élevées en hydrocarbures et des particules de grands diamètres ont été émis en nombre conséquent.

Ces travaux ont permis d'appréhender la combustion de planches de sapin dans un appareil français destiné aux bois durs. Un des objectifs de l'étude a été d'identifier des bonnes pratiques applicables à l'échelle individuelle pour l'optimisation de la combustion de ce type de combustible. Il en ressort que la palette est un combustible qui peut être valorisé dans des appareils conçus pour du bois feuillu sous réserve de prendre en compte certaines précautions :

- La surface de bois d'une charge impacte fortement la combustion et peut être utilisée par le particulier pour manager la combustion.
- L'empilement de planches peut mener au blocage des processus de conduction au sein de la charge et générer l'extinction prématurée de la combustion.
- Le placement des planches côte à côte est un moyen facile pour manager la combustion en fonction de la puissance nominale de l'appareil utilisé par le particulier.
- Une charge de bois exposant une surface trop importante peut générer de grandes quantités de polluants gazeux en dépassant la capacité du poêle à fournir l'oxygène nécessaire à la combustion.

Bien que les résultats de ce travail aient été obtenus dans des conditions de laboratoire appuyées par des analyseurs, de simples observations de la part de l'utilisateur peuvent permettre d'éviter de mauvaises conditions de combustion. Cependant, il est nécessaire de poursuivre l'étude de la combustion des résineux au sein d'autres appareils conçus pour des feuillus. Il serait pertinent d'examiner comment certains paramètres tels que l'utilisation d'une ventilation mécanique, la présence et l'utilisation d'une sonde de température par le particulier, ainsi que l'utilisation de poêles mixtes granulés et bois peuvent influencer le chauffage domestique à partir de bois de palettes. L'utilisation de déchets de palettes dégradées par les conditions météorologiques (l'influence de la lixiviation d'un bois soumis au pluies a été démontré [267]) ou peintes (palettes de location) sont également des axes de recherche à étudier.

## Chapitre VI.

Emissions générées par la combustion de  
bois SSD sous formes densifiées

# Table des matières

<b>1. Introduction .....</b>	<b>172</b>
<b>2. Partie 1 : combustion de la brique densifiée.....</b>	<b>172</b>
2.1. Caractérisation des combustibles .....	173
2.1.1. Analyses immédiate et élémentaire .....	173
2.1.2. Analyses des éléments inorganiques .....	175
2.1.3. Conclusion de la caractérisation .....	176
2.2. Emissions gazeuses et particulaires .....	177
2.2.1. Emissions gazeuses.....	177
2.2.2. Emissions en particules.....	182
2.3. Composition des cendres.....	187
2.4. Conclusion intermédiaire.....	188
<b>3. Partie 2 : combustion en poêle à granulés .....</b>	<b>189</b>
3.1. Caractérisation des combustibles .....	189
3.2. Emissions gazeuses et particulaires .....	192
3.3. Composition des cendres.....	196
3.4. Conclusion intermédiaire.....	199
<b>4. Conclusion.....</b>	<b>200</b>



## 1. Introduction

En France, la production de biomasse solide sous forme de bûches et de plaquettes s'accroît en s'élevant en 2021 à hauteur de 106 TWh [5]. Face aux enjeux de la filière bois-énergie, les combustibles densifiés offrent des avantages en termes de stockages et de valorisation des sous-produits de l'industrie du bois. Malgré un marché en structuration, la production de briquettes densifiées suit une évolution croissante de 17 kt à 70 kt de 2005 à 2015 [50]. Le marché du granulé connaît également une croissance pour atteindre 9 TWh de production nationale (2021) s'appuyant sur un tissu de 70 usines de production réparties sur l'ensemble du territoire [268]. Que ce soit sous forme de briquettes ou de granulés, la densification revêt un potentiel important de valorisation du bois SSD. Cependant, la forme du combustible est un élément clé de la combustion du bois et il est donc nécessaire d'en évaluer l'impact sur les émissions gazeuses et particulaires.

La première partie de ce chapitre est dédiée à l'étude de la combustion de briquettes. Les résultats des émissions d'une bûche densifiée composée de bois de palettes sont comparés à ceux de bûches divergeant en forme et en composition. La totalité des six briquettes considérées sont commercialisées sur le marché français (Tableau VI. 1). Les essais de combustion sont réalisés au moyen d'un insert XP 68 IN de la marque LORFLAM (chapitre Matériels et méthodes). Les gaz et particules en masse et en nombre sont prélevés et analysés en continu. Une analyse des caractéristiques physico-chimiques des combustibles est présentée en première partie. Les comportements de combustion associés aux émissions polluantes ont été étudiés en détails dans le but de statuer sur les facteurs influent la combustion des briquettes en poêle à bois domestique.

La seconde partie concerne l'étude des émissions gazeuses et particulaires de plusieurs granulés commerciaux parmi lesquels un granulé composé à 100 % de bois SSD. Après avoir été caractérisés, les granulés sont brûlés au sein d'un poêle automatique équipés de moyens de prélèvements analytiques. A l'issue de l'analyse des émissions polluantes, un focus est réalisé sur les cendres issues de la combustion.

## 2. Partie 1 : combustion de la briquette densifiée







La première étape consiste à caractériser les briquettes via l'analyse immédiate et élémentaire ainsi que la composition en éléments inorganiques. Les méthodes employées sont décrites au sein du chapitre Matériels et méthodes. Le panel d'étude est composé de quatre briquettes cylindriques dont trois résineuses et une feuillue ainsi que deux briquettes de type pavé dont une résineuse (SSD) et une feuillue. Le Tableau VI. 1 présente les clichés des briquettes étudiées ainsi que leur composition.

## 2.1. Caractérisation des combustibles

### 2.1.1. Analyses immédiates et élémentaires

Les caractéristiques physicochimiques des six briquettes étudiées sont présentées dans le Tableau VI. 2. L'ensemble des échantillons présentent des taux d'humidité très faibles de l'ordre de 8,5 % sur matière brute. Cela n'est pas étonnant vis à vis du procédé de fabrication du combustible dont l'étape de pressage engendre le séchage de la biomasse. Un maximum est observé pour la briquette feuillue BC R2 tandis qu'un minimum est présent pour la briquette BD R3 avec 9,59 et 7,42 % respectivement. Ainsi, tous les combustibles respectent la norme NF EN ISO 17225-3 [269] concernant les briquettes densifiées et autorisant une teneur maximale en humidité de 12 % pour la classe A1. Considérant la teneur en cendres, les valeurs sont également très faibles avec en moyenne 0,41 % de la matière sèche. Le maximum est atteint à 0,55 % dans le cas du bois SSD et de la briquette feuillue BC F1. A nouveau, l'ensemble des briquettes respectent les critères de certification de la classe A1 NF EN ISO 17225-3 [269] avec moins de 1 % de cendres sur base sèche. Les Pouvoirs Calorifiques Supérieurs (PCS) se situent tous dans une même gamme de valeurs même si les briquettes BC R1 et BC R2 présentent des valeurs légèrement plus élevées. Ces résultats sont cohérents au regard des valeurs trouvées au sein de la littérature [270]. Pour l'ensemble des caractéristiques, la briquette composée de bois SSD présentent des résultats parfaitement cohérents avec ceux des bois classiquement utilisés en bois énergie. Le faible taux de cendres conjointement au PCS élevé indique que le combustible est adéquat pour la valorisation énergétique en installation domestique.

Tableau VI. 1 Composition des briquettes étudiées.

<b>Photo</b>						
<b>Briquette</b>	BP SSD	BC R1	BC R2	BC R3	BP F1	BC F2
<b>Composition</b>	Bois SSD	Pin	Pin	Résineux	Feuillus	Feuillus

Les masses volumiques varient, pour toutes les briquettes, de 0,73 à 1,12 g/cm<sup>3</sup> et de 1,10 à 1,23 g/cm<sup>3</sup> pour la masse volumique apparente et via la poussée d'Archimède respectivement. Une différence notable est donc présente entre les deux méthodes. D'un point de vue normatif, toutes les briquettes peuvent être classées A1 en tenant compte de la masse volumique par poussée d'Archimède. Il est cependant nécessaire de nuancer ce propos car les techniques de mesures de la masse volumique de la norme et de la présente étude sont différentes. Cela n'est pas le cas pour les briquettes BP SSD, BC R3 et BC F1 considérant les résultats obtenus par masse volumique apparente. Deux des trois bûches présentant les valeurs les plus faibles possèdent une forme de type « pavé ». Selon les observations

qualitatives durant les tests, la brique BP SSD se montre très friable à la manipulation. Un résidu de broyat très fin (< 1 mm) résulte de la décomposition mécanique de la bûche. Il n'y, à priori, aucune participation de l'essence dans la tenue d'une bûche densifiée.

Tableau VI. 2 Caractéristiques physicochimiques des briquettes densifiées. \* dispositif de flottabilité selon la norme NF EN ISO 18847 [271].

Combustible	Composition	Humidité	Cendres	PCS	PCI	Masse volumique	
		% masse	% masse	kJ/g	kJ/g	$\rho_{app}$	$\rho_{archi}$
		matière brute	matière sèche		réel (brut)	g/cm <sup>3</sup>	
BP SSD	Bois SSD	8,12	0,55	19,3	16,2	0,76	1,15
BC R1	Pin	8,67	0,33	19,9	16,6	1,12	1,21
BC R2	Pin	9,59	0,22	19,9	16,4	1,10	1,23
BC R3	Résineux	7,42	0,33	19,3	16,3	0,66	1,10
BP F1	Feuillus	8,58	0,55	19,0	15,8	0,73	1,12
BC F2	Feuillus	8,05	0,48	19,1	16,0	1,13	1,16
NF EN ISO 17225-3	Classe A1	< 12	< 1	/	> 15,5	> 1*	
	Classe A2	< 15	< 3		> 14,4	> 0,9*	
	Classe B	< 15	< 5		> 14,4		

Le Tableau VI. 3 expose les teneurs en carbone (C), hydrogène (H), oxygène (O), azote (N) et soufre (S) pour les différentes briquettes. Les concentrations en carbone et en hydrogène sont quasiment similaires pour les six briquettes et sont en moyenne de 50 % et 5,6 % respectivement. D'une manière générale, les teneurs en CHONS sont cohérentes avec les moyennes retrouvées pour des bois classiques au sein de la littérature [140,146,151,200–204]. Des variations notables sont présentes pour l'oxygène avec un minimum de 34,81 % pour la brique BC R2 et un maximum à hauteur de 37,92 % pour la bûche BC R3. Concernant l'azote, les teneurs restent faibles avec, cependant, une distinction pour la brique BP F1 (0,82 %). Cette dernière respecte les teneurs limites en azote pour la classe B (< 1 %) tandis que les cinq autres briquettes respectent les exigences de la classe A (< 0,3 %) selon la norme NF EN ISO 17225-3 [269]. Le soufre demeure en dessous de la limite de détection pour tous les échantillons considérés. Selon les résultats, l'essence composant les bûches densifiées ne semblent pas impacter les concentrations en CHONS au sein du combustible. De la même manière que pour les caractéristiques physico-chimiques, les valeurs obtenues dans le cas de la brique SSD se situent dans la normalité d'un combustible à base de bois.

Tableau VI. 3 Teneurs en carbone, hydrogène, oxygène, azote et soufre des briquettes densifiées. L.d. : limite de détection.

Combustible	Composition	C	H	O	N	S
		% sur matière sèche				
BP SSD	Bois SSD	49,30	5,55	37,20	0,18	n.d.
BC R1	Pin	50,91	5,84	36,45	l.d.	
BC R2	Pin	51,10	5,79	34,81	l.d.	
BC R3	Résineux	50,44	5,81	37,92	0,09	
BP F1	Feuillus	49,33	5,19	37,60	0,82	
BC F2	Feuillus	49,37	5,44	38,33	0,18	

### 2.1.2. Analyses des éléments inorganiques

Le Tableau VI. 4 présente les résultats de l'analyse en teneurs inorganiques des échantillons déterminés par ICP-EOS. Les éléments présents en concentrations élevées sont le calcium (Ca), le soufre (S), le magnésium (Mg), le phosphore (P), le manganèse (Mn) et le sodium (Na) avec respectivement 787, 175, 120, 43, 41 et 30 mg/kg. Les teneurs sont bien plus faibles concernant le silicium (Si), l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le cobalt (Co), le chrome (Cr), le cuivre (Cr), le molybdène (Mo), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'antimoine (Sb), l'étain (Sn) et le vanadium (V). Le bois SSD se distingue avec les teneurs maximales en calcium, sodium, chrome, cuivre, zinc et en plomb. Au vu des concentrations, la briquelette SSD est largement en dessous des limites imposées par la certification SSD en zinc, arsenic, cadmium, chrome, cuivre et plomb (200, 4, 5, 30, 30 et 50 mg/kg respectivement). Excepté pour les plus faibles teneurs en magnésium, il ne semble pas y avoir une différence entre les briquettes d'essences feuillues et résineuses. La bûche RC R3 présente des teneurs maximales en phosphore ainsi qu'en manganèse avec 62,2 et 91,8 mg/kg respectivement. D'une manière générale, les six briquettes densifiées présentent des résultats cohérents avec les données trouvées au sein de la littérature. Au regard de la norme NF EN ISO 17225-3, la totalité des combustibles analysés respecte les limites en éléments pour les trois certifications A1, A2 et B. De la même manière, aucune briquelette ne dépasse les teneurs limites exigées pour l'obtention de la certification de sortie du statut de déchet.

Tableau VI. 4 Teneurs en éléments inorganiques des six briquettes étudiées. \*Valeurs limites pour la classification du combustible selon la norme NF EN ISO 17225-3. \*\*teneurs limites à respecter pour obtenir la certification SSD..

Combustible	Ca	Mg	Na	P	S	Si	Zn	As	Cd	
	Teneur en éléments en mg/kg matière sèche									
BP SSD	<b>1 099</b>	177	<b>72,5</b>	35,5	120	< 10	<b>14,1</b>	< 1	<b>0,11</b>	
BC R1	692	<b>180</b>	29,6	37,9	<b>546</b>	< 10	6,10	< 1	<b>0,11</b>	
BC R2	470	149	28,9	17,7	63,2	< 10	6,61	< 1	< 0,1	
BC R3	669	109	18,0	<b>62,2</b>	71,0	< 10	5,45	< 1	<b>0,11</b>	
BP F1	926	45,4	18,7	50,4	134	< 10	3,87	< 1	< 0,1	
BC F2	871	64,5	13,5	56,3	116	< 10	4,83	< 1	< 0,1	
Classe A1*	/						< 100	< 1	< 0,5	
Classe A2*							< 100	< 1	< 0,5	
Classe B*							< 100	< 1	< 0,5	
SSD**							< 200	< 4	< 5	
	Co	Cr	Cu	Mn	Mo	Ni	Pb	Sb	Sn	V
	Teneur en éléments en mg/kg matière sèche									
BP SSD	< 0,1	<b>0,56</b>	1,87	49,3	< 0,5	< 0,5	<b>3,06</b>	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BC R1	< 0,1	< 0,5	0,62	28,6	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BC R2	<b>0,14</b>	< 0,5	0,42	16,6	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BC R3	< 0,1	< 0,5	0,84	<b>91,8</b>	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BP F1	< 0,1	< 0,5	1,25	31,6	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
BC F2	< 0,1	< 0,5	1,30	29,2	< 0,5	< 0,5	< 1	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Classe A1*	/			/			< 10	< 10	/	
Classe A2*							< 10	< 10		
Classe B*							< 10	< 10		
SSD**							< 30	< 30		

### 2.1.3. Conclusion de la caractérisation

Les échantillons de briquettes densifiée présentent tous des caractéristiques similaires aux combustibles de bois classiquement utilisé au sein de la littérature. Au regard de la norme NF EN ISO 17225-3, toutes les briquettes peuvent être certifiées de la catégorie la plus exigeante soit la classe A1. Cependant, en dépit de caractéristiques satisfaisant l'ensemble des exigences, la briquette constituée de bois SSD est contrainte, selon la norme, à la certification de classe B de par la nature de la biomasse utilisée (les déchets de bois). Il est en effet précisé dans la norme que les « 1.3.1 Bois usagé non traité chimiquement » sont par nature, classés dans la catégorie B. Ce point est à souligner dans la mesure où les caractéristiques physico-chimiques de la bûche constituée de bois SSD est conforme à l'ensemble des exigences de la norme. Un point limitant concernant la masse volumique et la résistance est tout de même à mettre en exergue. En effet, la briquette BP SSD est facilement friable et possède une masse volumique apparente faible. Cela nécessite une attention particulière dans la mesure où la tenue d'un combustible est un facteur important pour la combustion.

Les essais de combustion suivants ont été réalisés selon le protocole BeReal décrit au sein du chapitre II Matériels et méthodes au moyen d'un insert domestique LORFLAM XP-68 IN d'une puissance nominale de 8 à 14 KW. Les gaz et particules en masse et en nombre ( $\text{mg/kg}_{\text{bois sec}}$ ) ont été prélevés sur l'ensemble de la durée des essais. Pour les besoins de répétabilité au moins trois essais non consécutifs ont été réalisés pour chaque briquette étudié. Une étude comparative est menée dans le but d'évaluer l'impact de la combustion d'une bûche densifiée constituée de bois SSD (BP SSD) sur les émissions polluantes.

## 2.2. Emissions gazeuses et particulaires

### 2.2.1. Emissions gazeuses

L'acquisition des gaz a été réalisée durant la totalité des essais. Le Tableau VI. 5 présente la synthèse des émissions gazeuses des briquettes étudiées pour les quatre phases de combustion : l'allumage, la mise en régime (MER), la charge nominale et la charge partielle (CP). Les valeurs sont moyennées sur tous les essais effectués et rapportées à 13 % d'O<sub>2</sub>. Des courbes représentatives des émissions gazeuses et particulaires de la briquette SSD sont présentées en annexes (Annexe 3).

Tableau VI. 5 Synthèse des émissions gazeuses des phases d'allumage, de mise en régime et de combustion nominale et partielle pour les six briquettes étudiées. Les valeurs exprimées en mg/kg bois sec sont moyennées sur trois essais minimums et rapportées à 13 % d'O<sub>2</sub>. A : des fumées en sortie de chambre de combustion. B : équivalent méthane. Les valeurs maximales sont surlignées en gras.

Brique	Température moyenne <sup>a</sup>	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	CO	HCT <sup>b</sup>	HCm	HCnm <sup>b</sup>	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>
	°C	%		mg/kg bois sec						
<b>Allumage</b>										
BP SSD	146	16,1	4,50	<b>53 667</b>	<b>6 268</b>	<b>1 853</b>	<b>5 106</b>	911	1 342	73
<i>Cv</i>	<i>0,18</i>	<i>0,08</i>	<i>0,29</i>	<i>0,48</i>	<i>0,70</i>	<i>0,77</i>	<i>0,73</i>	<i>1,40</i>	<i>0,06</i>	<i>0,89</i>
BC R1	<b>156</b>	15,7	4,90	29 480	2 283	416	1 874	<b>1 308</b>	852	54
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	<i>0,17</i>	<i>0,29</i>	<i>0,42</i>	<i>0,63</i>	<i>0,56</i>	<i>0,17</i>	<i>0,88</i>
BC R2	148	15,5	5,20	39 271	5 341	1 081	4 418	204	443	<b>151</b>
<i>Cv</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,14</i>	<i>0,32</i>	<i>0,37</i>	<i>0,32</i>	<i>0,48</i>	<i>0,05</i>	<i>0,90</i>
BC R3	139	15,5	5,07	25 686	3 545	646	2 934	725	710	131
<i>Cv</i>	<i>0,12</i>	<i>0,06</i>	<i>0,18</i>	<i>0,14</i>	<i>0,23</i>	<i>0,14</i>	<i>0,26</i>	<i>1,24</i>	<i>0,12</i>	<i>1,37</i>
BP F1	<b>156</b>	16,0	<b>5,27</b>	40 460	6 118	1 212	5 011	860	<b>2 093</b>	62
<i>Cv</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	<i>0,05</i>	<i>0,25</i>	<i>0,09</i>	<i>0,16</i>	<i>0,06</i>	<i>0,90</i>	<i>0,24</i>	<i>0,25</i>
BC F2	132	<b>16,5</b>	4,42	36 409	3 689	737	2 934	1 058	897	62
<i>Cv</i>	<i>0,10</i>	<i>0,04</i>	<i>0,17</i>	<i>0,12</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,03</i>	<i>0,25</i>	<i>0,16</i>	<i>0,69</i>
<b>Mise en régime</b>										
BP SSD	283	<b>14,3</b>	6,09	54 011	3 902	1 284	2 630	613	1 257	60
<i>Cv</i>	<i>0,06</i>	<i>0,04</i>	<i>0,15</i>	<i>0,18</i>	<i>0,48</i>	<i>0,41</i>	<i>0,53</i>	<i>1,31</i>	<i>0,04</i>	<i>0,46</i>
BC R1	<b>316</b>	11,4	<b>8,94</b>	21 393	769	169	596	<b>1 294</b>	880	24
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,01</i>	<i>0,01</i>	<i>0,04</i>	<i>0,58</i>	<i>0,40</i>	<i>0,63</i>	<i>0,32</i>	<i>0,09</i>	<i>0,74</i>
BC R2	311	11,9	8,63	30 344	2 638	645	1 984	217	491	57
<i>Cv</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,02</i>	<i>0,08</i>	<i>0,04</i>	<i>0,09</i>	<i>0,69</i>	<i>0,02</i>	<i>0,89</i>
BC R3	295	13,3	6,99	34 673	2 377	852	1 525	660	767	28
<i>Cv</i>	<i>0,07</i>	<i>0,09</i>	<i>0,01</i>	<i>0,19</i>	<i>0,25</i>	<i>0,38</i>	<i>0,19</i>	<i>1,02</i>	<i>0,09</i>	<i>1,12</i>
BP F1	282	<b>14,3</b>	6,41	<b>78 348</b>	<b>7 467</b>	<b>2 335</b>	<b>5 279</b>	1 166	<b>1 840</b>	<b>70</b>
<i>Cv</i>	<i>0,09</i>	<i>0,03</i>	<i>0,07</i>	<i>0,12</i>	<i>0,01</i>	<i>0,09</i>	<i>0,03</i>	<i>0,90</i>	<i>0,16</i>	<i>0,40</i>
BC F2	299	12,8	7,81	37 666	2 378	922	1 445	699	919	35
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,03</i>	<i>0,06</i>	<i>0,16</i>	<i>0,01</i>	<i>0,02</i>	<i>0,01</i>	<i>0,43</i>	<i>0,07</i>	<i>0,71</i>
<b>Combustion nominale</b>										
BP SSD	281	<b>13,9</b>	6,47	46 184	3 400	1 358	2 055	1 137	1 253	45
<i>Cv</i>	<i>0,05</i>	<i>0,03</i>	<i>0,06</i>	<i>0,11</i>	<i>0,35</i>	<i>0,46</i>	<i>0,29</i>	<i>0,62</i>	<i>0,04</i>	<i>0,46</i>
BC R1	<b>322</b>	11,6	<b>8,78</b>	26 192	890	330	560	<b>1 676</b>	859	22
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,02</i>	<i>0,03</i>	<i>0,19</i>	<i>0,26</i>	<i>0,23</i>	<i>0,35</i>	<i>0,26</i>	<i>0,08</i>	<i>0,72</i>
BC R2	305	12,3	8,21	32 869	1 764	665	1 107	353	498	41
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,06</i>	<i>0,07</i>	<i>0,02</i>	<i>0,50</i>	<i>0,44</i>	<i>0,55</i>	<i>1,17</i>	<i>0,20</i>	<i>0,76</i>
BC R3	285	13,8	6,49	38 471	2 310	924	1 382	880	670	<b>76</b>
<i>Cv</i>	<i>0,06</i>	<i>0,05</i>	<i>0,08</i>	<i>0,18</i>	<i>0,40</i>	<i>0,39</i>	<i>0,42</i>	<i>0,73</i>	<i>0,07</i>	<i>0,88</i>
BP F1	273	<b>13,9</b>	6,24	<b>85 322</b>	<b>5 551</b>	<b>2 369</b>	<b>3 486</b>	1 285	<b>1 539</b>	63
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,03</i>	<i>0,11</i>	<i>0,08</i>	<i>0,12</i>	<i>0,08</i>	<i>0,13</i>	<i>0,66</i>	<i>0,15</i>	<i>0,27</i>
BC F2	306	12,2	8,30	34 504	1 500	686	810	668	826	29
<i>Cv</i>	<i>0,03</i>	<i>0,05</i>	<i>0,09</i>	<i>0,23</i>	<i>0,22</i>	<i>0,33</i>	<i>0,16</i>	<i>0,38</i>	<i>0,09</i>	<i>0,74</i>
« Heatlogs » [271]	n.i.		120 000		n.i.	1 500	n.i.	300	1 400	
« Hotmax » [271]	n.i.		50 800		n.i.	1 100	n.i.	900	1 500	

Bûche densifiée PREPABOIS [267]	326	12,6	8,05	33 357	1 909	n.i.	317	1 719	n.i.	
Charge partielle										
BP SSD	240	<b>16,0</b>	4,20	84 197	4 358	1 590	2 767	1 555	1 057	41
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,06</i>	<i>0,03</i>	<i>0,13</i>	<i>0,14</i>	<i>0,37</i>	<i>0,42</i>	<i>0,35</i>	<i>0,59</i>	<i>0,08</i>	<i>0,57</i>
BC R1	260	14,8	5,52	51 433	1 486	568	912	1 829	809	29
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,04</i>	<i>0,03</i>	<i>0,07</i>	<i>0,12</i>	<i>0,12</i>	<i>0,21</i>	<i>0,13</i>	<i>0,29</i>	<i>0,18</i>	<i>0,74</i>
BC R2	241	15,3	5,06	75 138	3 652	1 238	1 831	1 067	483	36
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,06</i>	<i>0,03</i>	<i>0,08</i>	<i>0,16</i>	<i>0,31</i>	<i>0,24</i>	<i>0,46</i>	<i>0,79</i>	<i>0,34</i>	<i>0,69</i>
BC R3	239	15,6	4,67	68 837	4 431	1 520	2 911	1 739	549	31
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,05</i>	<i>0,02</i>	<i>0,08</i>	<i>0,17</i>	<i>0,29</i>	<i>0,28</i>	<i>0,30</i>	<i>0,39</i>	<i>0,23</i>	<i>0,74</i>
BP F1	248	15,3	<b>5,68</b>	<b>113 239</b>	<b>7 325</b>	<b>2 147</b>	<b>5 242</b>	<b>1 834</b>	<b>1 444</b>	<b>70</b>
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,06</i>	<i>0,02</i>	<i>0,04</i>	<i>0,16</i>	<i>0,07</i>	<i>0,02</i>	<i>0,08</i>	<i>0,76</i>	<i>0,17</i>	<i>0,47</i>
BC F2	249	15,2	5,24	64 349	3 064	1 183	1 876	1 334	734	40
<i>C<sub>v</sub></i>	<i>0,07</i>	<i>0,03</i>	<i>0,08</i>	<i>0,06</i>	<i>0,23</i>	<i>0,16</i>	<i>0,30</i>	<i>0,36</i>	<i>0,19</i>	<i>0,83</i>

La température des fumées se distingue dans le cas de l'allumage avec une moyenne, toute briquettes confondues, de 146 °C contre 297 °C et 295 °C pour la mise en régime et la combustion nominale. Ces résultats sont cohérents au regard des teneurs en O<sub>2</sub> avec respectivement 15,8 %, 13 % et 12,9 % pour l'allumage, la MER et la combustion nominale. Lorsqu'une combustion débute, l'environnement froid que constitue la chambre de combustion ne permet pas à la réaction thermochimique d'atteindre des rendements élevés. La cinétique de combustion augmente avec la température pour tendre, lorsque les conditions sont réunies (ambiance thermique chaude et accès à l'oxygène en quantité stœchiométrique), vers une réaction complète. La phase d'allumage présente ainsi raisonnablement de plus fortes teneurs en produits imbrûlés. La densité des briquettes impacte aussi l'allumage d'une charge. Pour rappel, l'allumage de la charge de bois est réalisé au moyen de tranches de briquettes superposées par allumage inversé. A l'inverse de bois bûches classiques possédant une masse volumique plus faible, les tranches de briquettes mettent un certain temps à conduire la chaleur au sein de la structure. Cette particularité engendre une cinétique plus faible et nécessite un temps d'allumage ainsi qu'un accès à l'oxygène plus élevés durant les premiers instants afin d'éviter l'extinction prématurée de la charge. La Figure VI. 1 présente un allumage type d'une charge de briquette permettant d'appréhender la pyrolyse des tranches de briquettes. Les clichés numérotés « 1 » correspondent au démarrage de la phase, tandis que les clichés n°2 et 3 concernent un stade plus avancé avec un processus thermique auto-entretenu. Les cinq clichés mettent en lumière la répartition entre la



zone de flamme et de dégazage. Cette dernière est située proche de l'ignition dans le cas des clichés n°1. A mesure que les transferts thermiques s'opèrent au sein de la structure, la zone de pyrolyse s'étend pour gagner les zones les plus externes, augmentant ainsi l'écart avec la zone de flamme. Cette phase nécessite un apport suffisant en oxygène pour satisfaire l'oxydation des volatils (la porte reste ouverte). Lorsque les conditions nécessaires à la combustion auto entretenue des volatils sont réunies, la porte est fermée selon le protocole et la zone de flamme, suffisamment étendue, permet aux gaz de pyrolyse d'être brûlés correctement.

Sur la phase d'allumage, la brique BP SSD présente les plus grandes teneurs en CO, HCT, HCm et HCnm avec respectivement 53 667, 6 268, 1 853 et 5 106 mg/kg<sub>bois sec</sub>. La bûche BP F1 présente des résultats similaires avec 40 460, 6 118, 1 212 et 5 011 mg/kg<sub>bois sec</sub> pour le CO, et les HCT, HCm et HCnm respectivement. Les concentrations en imbrulés les plus faibles sont obtenues pour les briquettes BC R1, BC R3 et BC F2. La bûche BC R2 se distingue avec une teneur en CO proche de celle de BP F1 et des FE en hydrocarbures légèrement inférieurs à cette dernière. Il semble donc que la bûche de type pavé présente des conditions d'allumage dégradées. Les concentrations maximales en SO<sub>2</sub> et en NO<sub>2</sub> sont atteintes pour les briquettes contenant la plus grande teneur en soufre et en azote avec 1 308 mg/kg<sub>bois sec</sub> de SO<sub>2</sub> pour BC R1 et 2 093 mg/kg<sub>bois sec</sub> de NO<sub>2</sub> pour BP F1.

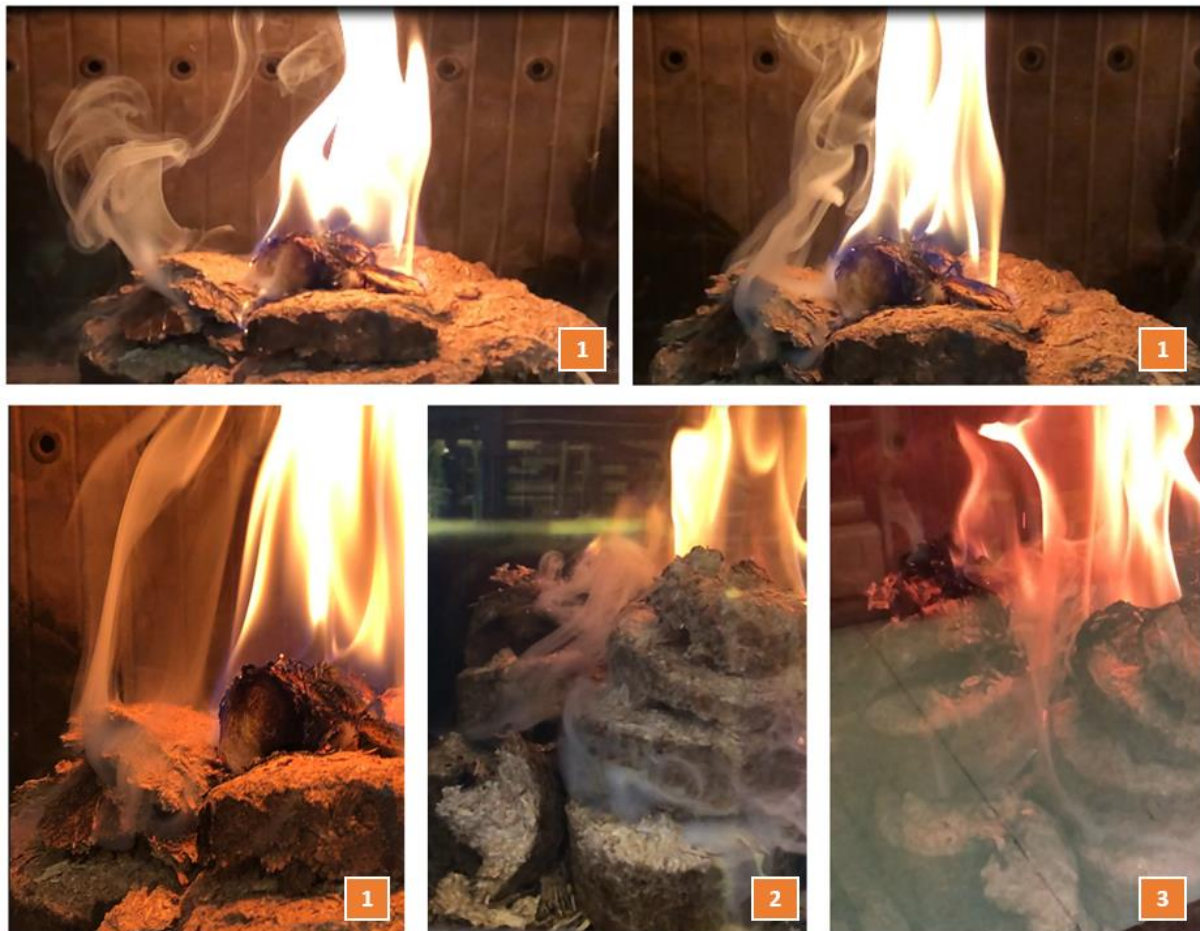


Figure VI. 1 Clichés de la phase d'allumage d'une charge de brique.  
1 : ignition. 2 : intermédiaire. 3 : auto-entretenu.



La phase de mise en régime présente des valeurs de température et de CO<sub>2</sub> plus élevées pour toutes les briquettes. Malgré une diminution des émissions en hydrocarbures concernant la briquette SSD, les deux bûches pavées présentent à nouveaux les teneurs maximales en produits imbrûlés (CO et HCs). Les teneurs en CO augmentent pour les briquettes BP SSD, BC R3, BP F1 et BP F2 et diminuent pour les bûches BC R1 et BC R2. Par rapport à l'allumage, toutes les briquettes, exceptée la bûche BP F1, présentent une diminution des concentrations en hydrocarbures totaux. A nouveau, la bûche comportant la plus grande teneur en soufre présente les émissions en SO<sub>2</sub> les plus élevées avec 1 294 mg/kg<sub>bois sec</sub>. Il en est de même concernant les teneurs en NO<sub>2</sub> de la bûche BP F1 qui s'élèvent à hauteur de 1 840 mg/kg<sub>bois sec</sub>.

Les résultats des concentrations gazeuses de la phase nominale sont similaires à ceux observés dans le cas de la MER. Ainsi, les deux briquettes pavées (BP SSD et BP F1) présentent les plus grandes teneurs en oxygène conjointement aux teneurs maximales en CO et en hydrocarbures. Les émissions maximales en CO, HCT, HCm et HCnm sont obtenues pour la briquette BP F1 avec respectivement 85 322, 5 551, 2 369 et 3 486 mg/kg<sub>bois sec</sub>. Il est nécessaire de souligner l'augmentation de la teneur en monoxyde de carbone à mesure que la combustion progresse entre les différentes phases avec 40 460, 78 348 et 85 322 mg/kg<sub>bois sec</sub> pour l'allumage, la MER et la combustion nominale. A l'inverse, la briquette BC R1 présente les valeurs maximales pour la température moyenne et la teneur en CO<sub>2</sub> conjointement aux plus faibles émissions en produits imbrûlés. Cette briquette possède également la plus haute valeur de PCI réel avec 16,9 kJ/g. Ces résultats indiquent une combustion bien plus complète dans le cas de cette briquette. Il n'est pas étonnant de retrouver les bûches BC R1 et BP F1 avec les émissions les plus élevées en SO<sub>2</sub> et NO<sub>2</sub> dans la mesure où ces dernières sont liées à la teneur en soufre et en azote du combustible initial [111,128].

Les travaux de Mitchell et al. [271], présentent les émissions liées à la combustion de bûches densifiées, dont deux briquettes de bois commercialisées, au sein d'un appareil domestique de 5 KW selon la norme EN 13 240 [164]. Les charges étudiées possèdent une masse de 750 ± 150 g et le rechargement est effectué lorsque la teneur en CO<sub>2</sub> chute sous le seuil de 1 %. La briquette « Hotmax » présente des FE en CO (50 800 mg/kg<sub>bois sec</sub>) situés dans la même gamme de valeurs de la présente étude (26 192 - 85 322 mg/kg<sub>bois sec</sub>) tandis que la bûche « Heatlogs » génère des émissions bien plus élevées (120 000 mg/kg<sub>bois sec</sub>). Les émissions en HCm des deux bûches commerciales sont comprises dans la limite haute des FE de la présente étude avec respectivement 1 500, 1 100 et 330 - 2 369 mg/kg<sub>bois sec</sub> pour la briquette Hotmax, Heatlogs et pour les six bûches étudiées. La tendance est similaire pour les émissions de NO<sub>x</sub>. Concernant le SO<sub>2</sub>, la bûche Heatlogs présente un FE (300 mg/kg<sub>bois sec</sub>) proche de la bûche BC R2 (353 mg/kg<sub>bois sec</sub>) tandis que la briquette Hotmax (900 mg/kg<sub>bois sec</sub>) se rapproche de BC R3 (883 mg/kg<sub>bois sec</sub>). D'une manière générale, les auteurs identifient la densité, la nature de la biomasse, la géométrie et la friabilité comme facteurs déterminants de la combustion de briquettes densifiées. Les résultats des émissions de la combustion de bûches densifiées provenant de l'étude de Schmidt et al. [267], ont été obtenus dans conditions similaires à ceux de la présente étude et avec la même

installation. La briquelette présente une température de fumée élevée (326 °C) conjointement à un faible taux de CO soit 33 357 mg/kg<sub>bois sec</sub>. Le FE en hydrocarbures méthaniques est cohérent avec les résultats de la présente étude avec respectivement 1 909 mg/kg<sub>bois sec</sub> (briquelette PREPABOIS) et une moyenne de 2 569 mg/kg<sub>bois sec</sub> (moyenne sur six briquelettes Tableau VI. 5).

Les résultats du Tableau VI. 5 mettent en lumière que la géométrie de la briquelette, à l'inverse de la nature de la biomasse, impacte fortement les émissions en polluants gazeux. Durant les essais de combustion, les briquelettes de type pavé ont systématiquement montré un cœur non consommé lorsque le protocole exigeait le rechargement du poêle (CO<sub>2</sub> inférieur à 4 %). Il est nécessaire de détailler la combustion d'une briquelette cylindrique afin d'appréhender cette différence. La Figure VI. 2 présente les comportements des deux types de briquelettes, cylindrique et pavé, lors de la combustion (B).

La bûche cylindrique comporte des sections denses d'une épaisseur d'environ 2 cm les unes aux autres par des intermédiaires moins denses. Lorsqu'une bûche cylindrique brûle, une importante dilatation de la structure s'opère (flèches blanches Figure VI. 2) et les tranches successives de la briquelette s'écartent les unes des autres comme un effet d'accordéon. Cela permet au cœur d'être exposé au foyer et de débiter la pyrolyse. A l'inverse, la briquelette pavée (comprenant la bûche SSD) ne permet pas cette exposition. Il en résulte un centre inaltéré et une diminution de la cinétique de combustion jusqu'à extinction de la charge si aucune intervention n'est menée.

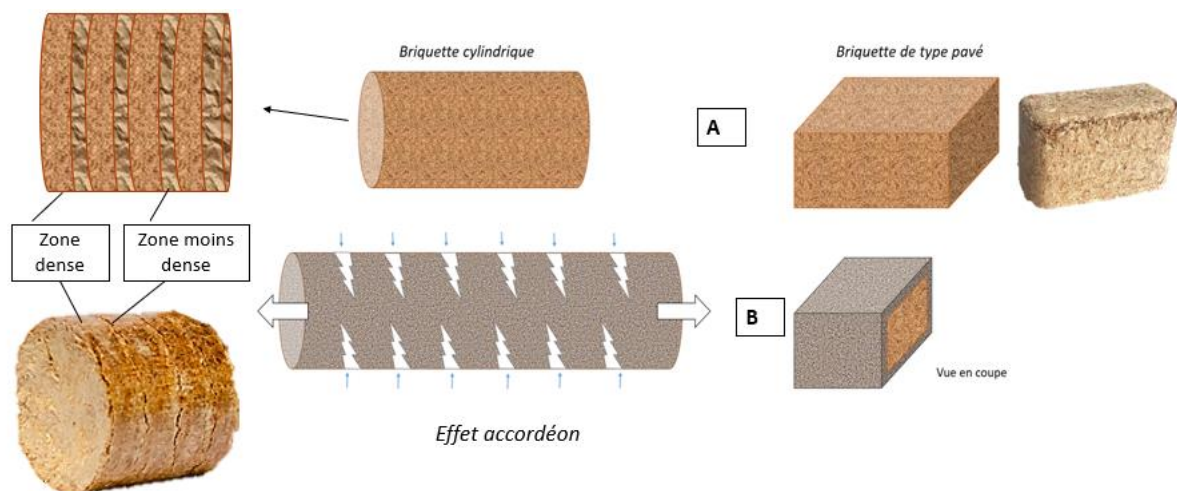


Figure VI. 2 Comportements à la combustion des deux types de briquelettes : cylindrique et pavé. A : briquelette initiale. B : en combustion. Les flèches blanches représentent l'extension longitudinale de la bûche cylindrique.

Une augmentation de la teneur en oxygène conjointement à la diminution du CO<sub>2</sub> est observée pour toutes les charges partielles réalisées. La faible masse de bois introduite au sein du foyer résulte dans la diminution de la cinétique de combustion, visible à la chute des températures moyennes des fumées de 49 °C (valeurs comprises entre 239 °C et 260 °C). D'une manière générale, l'ensemble des émissions gazeuses, exception faite pour les NO<sub>x</sub>, augmentent pour toutes les briquelettes brûlées en charge partielle. Les plus hauts facteurs d'émissions sont à nouveau attribuables à la briquelette BP F1

avec une augmentation notable pour le CO, les HCT, les HCnm, le SO<sub>2</sub> et le NO<sub>2</sub>. Ainsi, les émissions de CO passent de 85 322 à 113 239 mg/kg<sub>bois sec</sub> pour la charge nominale et la charge partielle respectivement. Avec une teneur moyenne en O<sub>2</sub> de 16 %, les FE de la briquelette SSD augmentent tous, exception faite pour les NOx. La teneur en CO double par rapport à la charge nominale. La phase de combustion en charge partielle ne semble pas changer les conclusions relatives à l'influence de la forme et de l'essence des briquettes. Ainsi, les plus hauts FE sont retrouvés pour les bûches pavées. Cependant, la tendance est moins marquée avec les briquettes BC R2 et BC R3, présentant des résultats proches de ceux de la bûche SSD. Ainsi, la briquelette BC R3 présente des FE plus élevés que la bûche SSD pour les HCT, HCnm et le SO<sub>2</sub> avec respectivement 4 431, 2 911 et 1 739 mg/kg<sub>bois sec</sub>. La briquelette BC R1 présente les FE les plus faibles conjointement à la température de fumées la plus élevée (260 °C).

### 2.2.2. Emissions en particules

Aux prélèvements gazeux s'additionnent les prélèvements particulaires en nombre et en masse. Ainsi, le Tableau VI. 6 présente les résultats des émissions en TSP, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1-2.5</sub>, PM<sub>0.1-1</sub> et PM<sub>0.1</sub> pour les six briquettes étudiées. Les données sont scindées entre les phases d'allumage, de mise en régime (MER), de charge nominale (CN) et de charge partielle (CP). Il est à noter que les TSP n'ont pas été réalisés lors de la phase de MER de l'appareil.

Tableau VI. 6 Synthèse des émissions de particules en nombre et en masse pour les six briquettes étudiées selon les quatre phases de combustion. N.m. : non mesuré. N.i. : non indiqué.

Briquelette	Température moyenne	O <sub>2</sub>	CO	TSP	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>1-2.5</sub>	PM <sub>0.1-1</sub>	PM <sub>0.1</sub>
	°C	%	mg/kg <sub>bois sec</sub>		p/kg <sub>bois sec</sub>			
<b>Allumage</b>								
BP SSD	146	16,1	<b>53 667</b>	1 321	1,63.10 <sup>15</sup>	<b>2,18.10<sup>11</sup></b>	2,28.10 <sup>14</sup>	1,41.10 <sup>15</sup>
Cv	0,18	0,08	0,48	0,10	0,64	0,53	0,22	0,71
BC R1	<b>156</b>	15,7	29 480	1 168	2,43.10 <sup>14</sup>	1,84.10 <sup>11</sup>	5,95.10 <sup>13</sup>	1,83.10 <sup>14</sup>
Cv	0,03	0,04	0,17	0,13	1,13	0,46	0,75	1,27
BC R2	148	15,5	39 271	3 423	6,30.10 <sup>14</sup>	1,88.10 <sup>11</sup>	1,93.10 <sup>14</sup>	4,38.10 <sup>14</sup>
Cv	0,01	0,01	0,15	0,43	0,60	0,31	0,50	0,69
BC R3	139	15,5	25 686	1 553	<b>2,55.10<sup>15</sup></b>	1,29.10 <sup>11</sup>	3,26.10 <sup>14</sup>	<b>2,22.10<sup>15</sup></b>
Cv	0,12	0,06	0,14	0,20	0,39	0,01	0,10	0,43
BP F1	<b>156</b>	16,0	40 460	1 276	1,60.10 <sup>15</sup>	1,72.10 <sup>11</sup>	3,03.10 <sup>14</sup>	1,30.10 <sup>15</sup>
Cv	0,05	0,05	0,25	0,23	0,67	0,46	0,40	0,74
BC F2	132	<b>16,5</b>	36 409	<b>3 745</b>	1,64.10 <sup>15</sup>	1,41.10 <sup>11</sup>	<b>2,45.10<sup>14</sup></b>	1,39.10 <sup>15</sup>
Cv	0,10	0,04	0,12	0,81	0,86	0,81	0,68	0,89
<b>Mise en régime</b>								
BP SSD	283	<b>14,3</b>	54 011	n.m.	4,37.10 <sup>14</sup>	2,39.10 <sup>11</sup>	9,43.10 <sup>13</sup>	3,42.10 <sup>14</sup>
Cv	0,06	0,04	0,18		0,74	0,72	0,47	0,81
BC R1	<b>316</b>	11,4	21 393		9,07.10 <sup>13</sup>	3,47.10 <sup>11</sup>	7,79.10 <sup>13</sup>	1,25.10 <sup>13</sup>
Cv	0,03	0,01	0,04		1,03	0,88	1,04	0,94
BC R2	311	11,9	30 344		1,34.10 <sup>14</sup>	<b>3,82.10<sup>11</sup></b>	9,27.10 <sup>13</sup>	4,05.10 <sup>13</sup>
Cv	0,01	0,02	0,02		0,62	0,60	0,64	0,63
BC R3	295	13,3	34 673		1,79.10 <sup>14</sup>	1,61.10 <sup>11</sup>	7,17.10 <sup>13</sup>	1,07.10 <sup>14</sup>
Cv	0,07	0,09	0,19		0,01	0,06	0,13	0,09
BP F1	282	<b>14,3</b>	<b>78 348</b>		<b>5,39.10<sup>14</sup></b>	1,29.10 <sup>11</sup>	<b>1,59.10<sup>14</sup></b>	<b>3,80.10<sup>14</sup></b>
Cv	0,09	0,03	0,12		0,61	0,23	0,31	0,84
BC F2	299	12,8	37 666		4,01.10 <sup>14</sup>	1,01.10 <sup>11</sup>	7,65.10 <sup>13</sup>	3,25.10 <sup>14</sup>
Cv	0,03	0,02	0,16		0,83	0,30	0,63	0,88

Combustion nominale								
BP SSD	281	<b>13,9</b>	46 184	306	2,19.10 <sup>14</sup>	<b>2,70.10<sup>11</sup></b>	6,89.10 <sup>13</sup>	1,49.10 <sup>14</sup>
Cv	0,05	0,03	0,11	0,17	0,75	0,75	0,65	0,81
BC R1	<b>322</b>	11,6	26 192	717	7,24.10 <sup>13</sup>	2,51.10 <sup>11</sup>	5,63.10 <sup>13</sup>	1,59.10 <sup>13</sup>
Cv	0,03	0,02	0,19	0,29	1,11	1,08	1,13	1,10
BC R2	305	12,3	32 869	<b>725</b>	8,09.10 <sup>13</sup>	2,64.10 <sup>11</sup>	6,01.10 <sup>13</sup>	2,05.10 <sup>13</sup>
Cv	0,03	0,06	0,22	0,30	0,82	0,81	0,84	0,85
BC R3	285	13,8	38 471	372	1,16.10 <sup>14</sup>	1,79.10 <sup>11</sup>	5,29.10 <sup>13</sup>	6,30.10 <sup>13</sup>
Cv	0,06	0,05	0,18	0,25	0,43	0,28	0,40	0,55
BP F1	273	<b>13,9</b>	<b>85 322</b>	346	<b>2,58.10<sup>14</sup></b>	1,20.10 <sup>11</sup>	<b>1,12.10<sup>14</sup></b>	1,46.10 <sup>14</sup>
Cv	0,03	0,03	0,08	0,48	0,57	0,69	0,51	0,63
BC F2	306	12,2	34 504	223	1,89.10 <sup>14</sup>	6,41.10 <sup>10</sup>	3,36.10 <sup>13</sup>	<b>1,56.10<sup>14</sup></b>
Cv	0,03	0,05	0,23	0,35	0,97	0,42	0,70	1,03
« Heatlogs » [271]	n.i.		120 000	3 000	n.i.			
« Hotmax » [271]	n.i.		50 800	2 400	n.i.			
Briquelette bois [132]	n.i.		n.i.	4 200	n.i.			
Bûche densifiée PREPABOIS [58]	326	12,6	33 357	216	3,74.10 <sup>14</sup>	n.i.		
Charge partielle								
BP SSD	240	<b>16,0</b>	84 197	768	<b>5,18.10<sup>14</sup></b>	4,64.10 <sup>11</sup>	1,43.10 <sup>14</sup>	<b>3,74.10<sup>14</sup></b>
Cv	0,05	0,03	0,14	0,43	0,73	0,52	0,50	0,82
BC R1	260	14,8	51 433	309	6,21.10 <sup>13</sup>	1,37.10 <sup>11</sup>	3,38.10 <sup>13</sup>	2,81.10 <sup>13</sup>
Cv	0,04	0,03	0,12	0,24	1,19	1,16	1,18	1,26
BC R2	241	15,3	75 138	700	9,38.10 <sup>13</sup>	2,00.10 <sup>11</sup>	5,05.10 <sup>13</sup>	4,31.10 <sup>13</sup>
Cv	0,06	0,03	0,16	0,70	0,48	0,63	0,54	0,43
BC R3	239	15,6	68 837	513	1,88.10 <sup>14</sup>	2,17.10 <sup>11</sup>	6,69.10 <sup>13</sup>	1,21.10 <sup>14</sup>
Cv	0,05	0,02	0,17	0,39	0,47	0,44	0,42	0,50
BP F1	248	15,3	<b>113 239</b>	<b>955</b>	3,35.10 <sup>14</sup>	<b>1,37.10<sup>11</sup></b>	<b>1,52.10<sup>14</sup></b>	1,83.10 <sup>14</sup>
Cv	0,06	0,02	0,02	0,72	0,42	0,56	0,34	0,49
BC F2	249	15,2	64 349	426	3,11.10 <sup>14</sup>	8,82.10 <sup>10</sup>	5,54.10 <sup>13</sup>	2,55.10 <sup>14</sup>
Cv	0,06	0,03	0,06	0,56	0,89	0,44	0,66	0,94

### 2.2.2.1. Particules en masse

Les FE de particules en masses présentent des résultats compris entre 1 168 et 3 756, 223 et 725, 309 et 955 mg/kg<sub>bois sec</sub> pour l'allumage, la combustion nominale et les charges partielles. Ainsi, les phases de combustion en conditions dégradées à l'instar de l'allumage génèrent des FE plus élevés en TSP que la combustion nominale. Il est à noter que cela reste vrai mais moins marqué dans le cas de la CP, avec en moyenne une augmentation de 36 % des émissions (tout en notant que les briquettes BC R2 et BC R3 engendrent moins de TSP en CP qu'en charge nominale). Les résultats les plus élevés lors de la phase d'allumage sont attribuables aux briquettes BC F2 et BC R2 avec 3 745 et 3 423 mg/kg<sub>bois sec</sub> respectivement. Les quatre briquettes restantes engendrent des FE proches de 1 330 mg/kg<sub>bois sec</sub>. Cette phase est caractérisée par une grande variabilité. En effet, l'ignition des bûches (pour rappel, l'allumage est réalisé à partir de morceaux de briquettes et non pas au moyen de bois traditionnel) s'est révélée très changeante et dépendante de facteurs tels que le type de briquette employée, les conditions météorologiques (l'appareil fonctionnant en tirage naturel) et l'opérateur. Brandelet et al. [260], ont étudié l'impact de la méthode d'ignition d'une charge de bois en appareil domestique sur les émissions en particules. Les clichés effectués par les auteurs mettent en évidence la nature des PM émises durant l'allumage avec la participation d'agglomérats de nanoparticules, de pièces de charbon de bois, de condensats et de matières fondues. Ces travaux mettent en lumière les natures différentes des particules

émises entre un allumage traditionnel et un allumage « Top-down » (par le haut). Ils ont ainsi pu observer des agrégats de nanoparticules (100-600 nm) et des condensats (0,3-2,5  $\mu\text{m}$ ) de COV dans le cas de l'allumage traditionnel et parallèlement du matériel fondu (0,3-1  $\mu\text{m}$ ) dans le cas de l'allumage inversé. Les auteurs observent également une relation entre le taux de carbone organique (OC) des particules et la teneur en CO des fumées. Ainsi, des taux plus élevés d'OC sont obtenus pour l'allumage traditionnel.

A l'inverse, la combustion nominale est marquée par des températures moyennes plus élevées et des valeurs moyennes de TSP plus faibles. Un maximum est observé pour les briquettes BC R1 et BC R2 avec respectivement 717 et 725  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$ . Bien que les combustions inefficaces soient davantage promotrices de particules en masse, un accroissement de la température peut également favoriser les émissions par une volatilisation accrue des inorganiques [62]. La brique SSD se positionne aux côtés de BC R3 et BP F1 autour de 341  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$  et un minimum est observé avec BC F2 (223  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$ ). La valeur de 216  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$  obtenue pour une bûche densifiée brûlée au sein du même appareil est cohérente avec les présents résultats [58]. Cependant, les FE de TSP présentés dans l'étude de Mitchell et al. [271], sont bien plus élevés et se situent dans la gamme des résultats de la phase d'allumage. Alves et al. [132], observent des résultats similaires avec 4 200  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$  pour la combustion de briquettes commerciales fabriquées à partir de rémanents forestiers et de résidus de bois d'industrie.

Les résultats des charges partielles distinguent la brique BP F1 avec un maximum d'émissions à hauteur de 955  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$ . Les bûches BP SSD et BC R2 présentent des FE de 768 et 700  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$  respectivement. Les briquettes BC R3, BC R1 et BC F2 génèrent le moins de particules en masses avec 513, 309 et 426  $\text{mg}/\text{kg}_{\text{bois sec}}$ . Ainsi, les résultats ne permettent pas de dégager une tendance claire sur l'influence de la composition ou de la géométrie sur les émissions en TSP. En revanche, la différence entre les phases de combustion est nettement visible. Dans une autre étude, Brandelet et al. [272], mettent en évidence la différence de nature des particules émises entre trois générations de poêle à bois : une ancienne, une médium (2006) et une nouvelle génération. Ainsi, alors qu'ils ont observé, dans le cas du poêle ancien, des particules principalement constituées de cendres (pouvant provenir de restes de bois dégradés) tandis que les poêles médium et récents émettent des agrégats de particules de 20-50 nm unitaire (structures moins agrégées dans le cas du poêle récent). En outre, les résultats indiquent que la masse de particules émises diminue à mesure que la génération du poêle est récente. Ils observent ainsi 79,9, 45,5 et 6,0  $\text{mg}/\text{Nm}^3$  de TSP pour un poêle d'ancienne génération, de génération médium et moderne respectivement. Ouf et al. [273], ont cherché à déterminer la densité réelle de particules de suies émises par des systèmes de combustion divers. Les auteurs ont pu observer que la densité des agrégats diminue avec l'augmentation de la teneur en carbone organique. Ils montrent également le rôle prépondérant des métaux qui ont pour effet d'augmenter significativement la densité des particules émises.

## 2.2.2.2. Particules en nombre

Les émissions en  $PM_{2,5}$  varient de  $2,43.10^{14}$  à  $2,55.10^{15}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour l'allumage, de  $9,07.10^{13}$  à  $5,39.10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour la MER, de  $7,24.10^{13}$  à  $2,58.10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour la charge nominale et enfin de  $6,21.10^{13}$  à  $5,18.10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour la CP. Le nombre de particules totales émises est donc supérieur pour la phase d'allumage et situé dans une même gamme pour les trois charges restantes, CP comprises. Les deux bûches BC R1 et R2 se distinguent avec les FE en  $PM_{2,5}$  les plus faibles pour chaque phase de combustion. Le Tableau VI. 7 présente les résultats en nombres de  $PM_{1-2,5}$ ,  $PM_{0,1-1}$  et  $PM_{0,1}$  selon leur répartition au sein des  $PM_{2,5}$ . Ainsi, les briquettes BC R1 et BC R2 sont les seules à émettre une plus grande quantité de  $PM_{0,1-1}$  que de  $PM_{0,1}$  lors des phases de MER et nominale. Ces deux briquettes produisent également de hautes températures de fumées conjointement à de faibles teneurs en CO et en HCs (Tableau VI. 6).

Tableau VI. 7 Répartition des particules en fonction des  $PM_{2,5}$  pour les six briquettes étudiées.  
Ni : non indiqué. Valeurs maximum en gras.

Briquette	$PM_{2,5}$	$PM_{1-2,5}$	$PM_{0,1-1}$	$PM_{0,1}$
	p/kg <sub>bois sec</sub>	% des $PM_{2,5}$		
<b>Allumage</b>				
BP SSD	$1,63.10^{15}$	< 0,1	14,0	<b>86,0</b>
BC R1	$2,43.10^{14}$	0,1	24,5	<b>75,4</b>
BC R2	$6,30.10^{14}$	< 0,1	26,0	<b>73,9</b>
BC R3	<b><math>2,55.10^{15}</math></b>	< 0,1	12,8	<b>87,2</b>
BP F1	$1,60.10^{15}$	< 0,1	18,9	<b>81,1</b>
BC F2	$1,64.10^{15}$	< 0,1	15,0	<b>85,0</b>
<b>Mise en régime</b>				
BP SSD	$4,37.10^{14}$	< 0,1	21,6	<b>78,3</b>
BC R1	$9,07.10^{13}$	0,4	<b>85,8</b>	13,8
BC R2	$1,34.10^{14}$	0,3	<b>65,0</b>	34,7
BC R3	$1,79.10^{14}$	< 0,1	40,0	<b>59,9</b>
BP F1	<b><math>5,39.10^{14}</math></b>	< 0,1	29,4	<b>70,5</b>
BC F2	$4,01.10^{14}$	< 0,1	19,1	<b>80,9</b>
<b>Combustion nominale</b>				
BP SSD	$2,19.10^{14}$	0,1	31,5	<b>68,4</b>
BC R1	$7,24.10^{13}$	0,3	<b>77,7</b>	22,0
BC R2	$8,09.10^{13}$	0,3	<b>72,2</b>	27,5
BC R3	$1,16.10^{14}$	0,2	45,6	<b>54,3</b>
BP F1	<b><math>2,58.10^{14}</math></b>	< 0,1	43,2	<b>56,7</b>
BC F2	$1,89.10^{14}$	< 0,1	17,7	<b>82,2</b>
Bûche densifiée PREPABOIS [267]	$3,74.10^{14}$	n.i.	24,3	75,6
<b>Charge partielle</b>				
BP SSD	<b><math>5,18.10^{14}</math></b>	0,1	27,6	<b>72,3</b>
BC R1	$6,21.10^{13}$	0,2	<b>54,5</b>	45,2
BC R2	$9,38.10^{13}$	0,2	<b>49,6</b>	<b>50,2</b>
BC R3	$1,88.10^{14}$	0,1	35,6	<b>64,3</b>
BP F1	$3,35.10^{14}$	< 0,1	45,3	<b>54,7</b>
BC F2	$3,11.10^{14}$	< 0,1	17,8	<b>82,1</b>



La phase d'allumage est caractérisée par des émissions maximales en  $PM_{2.5}$  pour la brique BC R3 qui présente également le plus grand FE en  $PM_{0.1}$ . Pour l'ensemble des briquettes, la majorité des particules se situe dans une gamme inférieure à  $0,1 \mu m$  (81,4 % des  $PM_{2.5}$ ) (Tableau VI. 7). Au vu des conditions dégradées de combustion (basses températures et hautes teneurs en  $O_2$ , CO et HCT), il est raisonnable de conjecturer la nature imbrulée de ces particules, ces conditions étant promotrices de particules de 20 à 50 nm [117]. En effet, la phase d'allumage rassemble des conditions de combustion dégradées à l'instar d'une faible température de foyer. De plus, l'allumage réalisé à partir de morceaux de briquettes, est très dépendant à la fois des conditions météorologiques mais aussi de l'opérateur et de la densité des bûches. Ozgen et al. [100] ont mesuré les émissions en particules provenant de la combustion de bois de hêtre au sein d'un foyer fermé et équipé d'un tunnel de dilution. Ils observent des émissions élevées pour la phase d'ignition du bois avec une prédominance des particules de 7 à 39 nm. Selon les auteurs, durant cette phase, des particules primaires de combustion produites par condensation sont émises conjointement à des particules nouvellement formées par la nucléation d'hydrocarbures semi-volatils provenant d'une combustion incomplète. Les briquettes BC R1 et BC R2 présentent à la fois les émissions en  $PM_{2.5}$  les plus faibles mais également une part en  $PM_{0.1}$  légèrement plus faible que la moyenne avec à l'inverse, des  $PM_{0.1-1}$  plus élevés. Il semble donc y avoir un glissement de la répartition granulométrique des particules vers des diamètres plus élevés. Les FE en  $PM_{2.5}$  de la bûche SSD sont similaires à ceux de BP F1 et BC F1. Cependant, les résultats montrent un maximum en nombre de  $PM_{1-2.5}$  pour la bûche densifiée SSD.

La phase de mise en régime est caractérisée par des émissions plus faibles qu'à l'allumage pour toutes les charges étudiées. La brique BP F1 présente les FE les plus élevés pour les  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{0.1-1}$  et les  $PM_{0.1}$ . Les briquettes BC R1 et BC R2 se distinguent clairement avec une répartition des particules centrée sur les  $PM_{0.1-1}$  et  $PM_{1-2.5}$  (Tableau VI. 7). Les émissions de particules ultrafines sont très réduites pour ces deux briquettes avec une moyenne de 24 % des  $PM_{2.5}$  contre 72 % pour les autres briquettes.

La phase de combustion nominale présente des tendances similaires avec la MER avec toutefois des FE en  $PM_{2.5}$ ,  $PM_{0.1-1}$  et  $PM_{0.1}$  légèrement inférieurs. Un maximum en  $PM_{2.5}$  et  $PM_{0.1-1}$  est observé pour la brique BP F1 avec  $2,58 \cdot 10^{14}$  et  $1,12 \cdot 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> respectivement. La brique SSD génère le FE le plus élevé pour la gamme  $PM_{1-2.5}$  tandis qu'un maximum en  $PM_{0.1}$  est observé pour la bûche BC F2. A nouveau, BC R1 et R2 se distinguent avec une proportion en  $PM_{0.1-1}$  bien plus élevée que la moyenne (Tableau VI. 7). Les autres briquettes génèrent des particules essentiellement d'un diamètre inférieur à 100 nm. Cependant, il est possible d'observer, excepté pour BC F2, un léger glissement vers des diamètres plus élevés comme l'attestent les valeurs plus élevées en  $PM_{1-2.5}$  (Tableau VI. 7). De même, la moyenne de la part des ultrafines diminue légèrement entre la MER et la combustion nominale en passant de 56 % à 52 %. Les résultats sont cohérents avec ceux de Schmidt al. [267], pour une bûche densifiée générant  $3,70 \cdot 10^{14}$  de  $PM_{2.5}$  composées à 24,3 % par des  $PM_{0.1-1}$  et à 75,6 % par des  $PM_{0.1}$ . D'une manière générale, la combustion nominale caractérisée par de hautes températures et de faibles teneurs en  $CO_2$  et HC génère de faibles émissions en nombre de particules avec une augmentation du

diamètre moyen des particules émises. Cela est marqué dans le cas des briquettes BC R1 et BC R2. Cependant, il est nécessaire d'ajouter que pour les autres briquettes, la prédominance des émissions en taille reste attribuée aux particules ultrafines.

Les résultats des charges partielles sont du même ordre de grandeur que ceux des charges nominales bien que quelques différences soient remarquables. Dans un premier temps, les FE en  $PM_{2.5}$  sont légèrement supérieurs (excepté pour BC R1) pour les CP. Ensuite, bien que la tendance concernant la répartition granulométrique reste identique, la part des  $PM_{0.1-1}$  diminue au profit des particules ultrafines pour les briquettes BP SSD, BC R1, R2 et R3 (Tableau VI. 7). En tenant compte des observations relatives aux autres charges, il semble que des conditions caractérisées par une faible température et une teneur en  $O_2$  accrue dans les fumées mènent à la production de particules de tailles réduites. La briquelette SSD se démarque par les FE les plus élevés pour les  $PM_{2.5}$  et  $PM_{0.1}$  avec  $5,18 \cdot 10^{14}$  et  $3,74 \cdot 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> respectivement.

### 2.3. Composition des cendres

Les cendres de combustion ont été récupérées après chaque essai pour réaliser des analyses complémentaires au moyen de l'ICP-OES. L'objectif de ces dernières est d'appréhender les teneurs en éléments au sein des cendres. L'ensemble des résultats sont présentés au sein du Tableau VI. 8 et exprimés sur base sèche.

Les éléments retrouvés en plus grande quantité sont le calcium (Ca), le potassium (K) et le magnésium (Mg) avec 52 404, 34 101 et 7 820 mg/kg respectivement. Les résultats montrent, dans une moindre mesure, du soufre (S), du fer (Fe), du phosphore (P), du sodium (Na) et du manganèse (Mn) avec une concentration moyenne de 6 658, 4 676, 2 670, 2 564 et 2 519 mg/kg. D'une manière générale, et même si les teneurs sont plus élevées par l'effet de concentration, la tendance est similaire aux teneurs initiales des briquettes (Tableau VI. 4). Tous éléments confondus, c'est la briquelette BC F2 qui présente la concentration la plus élevée en éléments au sein des cendres. Pour cette dernière, le Ca et le K sont les éléments majoritaires avec 97 164 et 77 962 mg/kg. Les bûches BC R1 et BP SSD suivent avec 151 386 et 128 477 mg/kg pour tous les éléments. Il existe une grande variabilité entre les six différentes bûches. La bûche BC R2 présente les teneurs les plus faibles avec 36 696 mg/kg.

La briquelette composée de bois SSD se distingue en ayant des teneurs élevées en fer (Fe), en sodium (Na), en Zinc (Zn) et en Plomb (Pb). Concernant les alcalino-terreux, la briquelette SSD présente des résultats situés dans un même ordre de grandeur que ceux de la bûche BC R1. Une hypothèse concernant les teneurs en fer ainsi qu'en plomb réside dans la nature de la biomasse utilisée pour la bûche SSD. En effet, de la matière ajoutée durant la vie du produit peut, lors du processus de traitement, se retrouver au sein de la biomasse. Ainsi, pour illustrer, les clous d'une palette peuvent laisser des dépôts de fer au sein de l'échantillon. De plus, des indésirables comme des déchets de classe B peuvent également se retrouver, par erreur, au sein de la biomasse en fonction du processus de traitement.



Tableau VI. 8 Teneur en éléments dans les cendres de combustion.

Eléments		BP SSD	BC R1	BC R2	BC R3	BP F1	BC F2
		mg/kg matière sèche					
Alcalino-terreux	Ca	60 460	60 640	16 082	33 899	46 183	<b>97 164</b>
	Na	<b>5 538</b>	3 075	1 110	1 038	1 816	2 812
	Mg	10 335	<b>14 951</b>	5 609	5 457	2 668	7 905
	K	22 683	40 185	10 728	27 146	25 903	<b>77 962</b>
Métaux de transition	Mn	2 910	2 585	643	<b>4 352</b>	1 551	3 074
	Fe	<b>14 772</b>	389	161	2 687	2 151	7 899
	Ni	14,9	3,4	< 2	4,8	9,8	<b>23,0</b>
	Co	7,1	< 2	< 2	2,1	3,3	<b>13,6</b>
	Mo	<b>4,6</b>	< 2	< 2	< 2	< 2	< 2
	V	6,9	< 2	< 2	2,1	< 2	<b>7,7</b>
	Cr	<b>104</b>	6,2	2,3	10,6	15,9	18,7
	Cu	111	47,1	14,9	40,4	59,6	<b>133</b>
Non-métallique	P	1 929	2 963	578	2 878	1 931	<b>5 742</b>
	S	3 864	<b>25 027</b>	1 146	1 567	2 798	4 949
	Si	1 372	448	233	3 277	4 917	<b>10 483</b>
Métaux pauvres	Zn	<b>800</b>	443	179	229	134	385
	Al	3 370	596	181	1 646	2 509	<b>5 014</b>
	Cd	<b>2,4</b>	1,2	0,9	0,8	0,7	< 0,5
	Pb	<b>193</b>	< 20	< 20	< 20	< 20	< 20
Total		128 477	151 386	36 696	84 259	92 674	<b>223 608</b>

## 2.4. Conclusion intermédiaire

Six briquettes densifiées de formes et de composition différentes ont été testées en combustion au sein d'un insert domestique. Les effluents gazeux et particulaires ont été échantillonnés et les cendres de combustion analysées.

Les résultats mettent en évidence le rôle décisif de la forme des briquettes sur leur combustion. En effet, les bûches de type « pavé » ont présenté des FE en imbrulés gazeux bien plus élevés que pour les briquettes cylindriques. De plus, les observations visuelles lors des tests ont mis en lumière le manque d'accessibilité de l'oxygène au sein de ces configurations (de type « pavé »). Il en résulte, malgré une grande friabilité, un ralentissement du front de pyrolyse et donc un cœur non consommé. Deux bûches (BC R1 et BC R2) se distinguent par des résultats d'émissions gazeuses et particulaires plus faibles et des diamètres aérodynamiques moyens de particules centrés sur 0,1-1 µm. La briquette SSD présente des résultats élevés en imbrulés gazeux et des particules en nombre dans le même ordre de grandeur que les autres bûches. Cependant, ces résultats sont très probablement inhérents à la mise en forme de la biomasse. En effet il n'y a pas, à partir de ce panel de briquettes, de conclusions relatives aux essences considérées (les palettes étant composées d'essences résineuses). Or les résultats ont mis en lumière la difficulté de combustion des briquettes de forme « pavé ». Il serait alors intéressant de tester la combustion d'une bûche cylindrique composée de bois SSD. Si des teneurs plus élevées, notamment en fer (Fe), en chrome (Cr) et en plomb (Pb), ont été trouvées au sein du combustible initial et des cendres résiduelles de combustion, la briquette SSD présente des teneurs en éléments dans la gamme de référence de ce type de combustible. La briquette densifiée représente une méthode prometteuse pour valoriser les déchets de bois propre. Cependant, il est nécessaire de mettre un point d'orgue à la mise en

forme du combustible dans le but d'assurer une conversion complète du combustible lors de la combustion.







### 3. Partie 2 : combustion en poêle à granulés

La seconde étude sur la combustion du bois SSD sous forme densifiée concerne les granulés de bois. Dans les travaux suivants, six granulés commerciaux provenant du marché français ont été caractérisés puis passés en essai de combustion sur le poêle Hobern H5. Les gaz et particules en nombre et en masse ont été prélevés en continu dans le but de conclure sur l'impact de l'utilisation de bois SSD sous forme de granulés. À la suite du retard d'un partenaire, les résultats en CHONS et en éléments ne sont pas disponibles pour le granulé SSD.

#### 3.1. Caractérisation des combustibles

Les combustibles ont fait l'objet de tests de caractérisation dont l'ensemble des résultats sont présentés dans la section suivante. Les six granulés étudiés au sein du panel sont présentés dans le Tableau VI. 9, avec le détail de la composition lorsque cela est possible. Ainsi, la totalité des granulés sont composés de bois d'essence résineuse avec, pour le granulé SSD, une composition à 100 % en masse de bois de palettes certifié SSD.

Tableau VI. 9 Composition des six granulés.

<b>Photo</b>						
<b>Granulé</b>	SSD	GR1	GR2	GR3	GR4	GR5
<b>Composition</b>	100 % palettes	Résineux Epicéa, douglas, sapin	Résineux 90 % Pin	Résineux	Résineux	Résineux Epicéa, Pin, douglas, sapin

Le Tableau VI. 10 présente les caractéristiques physico-chimiques des six granulés de bois étudiés, ainsi que les valeurs limites provenant des normes NF biocombustibles solides (norme française) [274], EN plus (certification européenne) [275] et DIN plus (label de qualité allemand) [276]. Les taux d'humidité de l'ensemble des granulés sont situés à des teneurs très basses et en dessous de la limite normative commune de 10 %. Cela est en accord avec les références pour ce type de combustible. A l'instar des briquettes densifiées, le processus de densification permet l'évaporation de la majorité de l'eau contenue au sein de la biomasse. Cette dernière agissant comme lubrifiant et favorisant la structuration des granulés [277]. La moyenne des teneurs en cendres s'élève à 0,48 % avec des maximums obtenus pour les granulés GR2 et SSD avec 0,60 et 0,76 % respectivement. Le cas du granulé SSD est singulier car sa teneur en cendres dépasse les exigences des trois référentiels pour les classes les plus restrictives (granulé Haute Performance pour NF biocombustibles, classe A1 pour EN plus, et

DIN + pour DIN plus). En addition du taux de cendres, c'est l'origine de la biomasse qui ne permet pas au granulé SSD d'atteindre les hauts standards des référentiels. En effet, l'origine du bois usagé relègue ce type de granulé aux classes B pour les normes NF Biocombustibles et EN plus ainsi qu'à la classe DIN Greprüft Industriepellets pour le standard DIN plus. Les valeurs de PCS des six granulés sont très proches et comprises dans une plage étroite de 19,6 à 19,8 MJ/g. D'une manière générale, les PCS et PCI des six granulés sont cohérents avec les données retrouvées au sein de la littérature [278–280]. Hossain et al. [278], présentent un granulé composé de palettes usagées avec un PCS de 18,95 MJ/g. Ainsi, le granulé composé de bois SSD possède un PCS compris dans la moyenne haute des valeurs de références de ce type de combustible. Si les dimensions de l'ensemble des granulés sont comprises dans la plage acceptable par les trois référentiels, le granulé GR2 présente les plus grandes valeurs. A l'inverse, la plus courte longueur est obtenue pour le granulé SSD. Ces paramètres peuvent avoir un impact sur l'alimentation en combustible via la vis sans fin et donc sur la richesse obtenue au sein du foyer. Les valeurs de PCI sont toutes supérieures aux limites normatives exception faite pour le granulé

Tableau VI. 10 Caractéristiques physicochimiques des six granulés, limites normatives et données bibliographiques. HP : haute performance. BS : bois standard. D+ : DIN plus. Di : DIN-Greprüft Industriepellets. N.d. : non disponible.

GR3 avec 16,3 MJ/g (comparé à la limite de 16,5 MJ/g fixée par les trois référentiels).

Combustible	Composition	Humidité	Cendres	PCS	PCI	Dimensions	
		% masse	% masse	MJ/g	MJ/g	Longueur	Diamètre
		matière brute	matière sèche		réel (brut)	mm	
SSD	100 % palettes	6,7	<b>0,76</b>	<b>19,8</b>	n.d.	12,41	6,10
GR1	Résineux	6,2	0,38	19,7	16,9	18,26	6,14
GR2		4,9	0,60	19,6	17,0	<b>27,57</b>	<b>6,29</b>
GR3		5,8	0,30	18,9	16,3	15,26	6,06
GR4		<b>7,1</b>	0,46	19,7	16,7	13,41	6,08
GR5		5,8	0,35	<b>19,8</b>	<b>17,1</b>	16,46	6,08
NF biocombustibles solides	Bois vierge <sup>HP</sup> Bois usagé <sup>BS</sup>	< 10 %	< 0,7 <sup>HP</sup> < 1,2 <sup>BS</sup>	/	> 16,5	3,15 < L < 40	6 ± 1 <sup>HP</sup> 6 à 8 ± 1 <sup>BS</sup>
En plus	Bois vierge <sup>A1, A2</sup> Bois usagé <sup>B</sup>		< 0,7 <sup>A1</sup> < 1,2 <sup>A2</sup>				6 à 8 ± 1
DIN plus	Bois vierge <sup>D+</sup> Bois usagé <sup>Di</sup>		< 0,6 <sup>D+</sup> < 2,0 <sup>Di</sup>				
Hossain et al. [278]	Palettes		10,2				0,40
Vicente et al. [279]	Divers déchets de bois	10,7	2,0	/	17,8	/	
Venturini et al. [280]	Divers granulés	7,9 – 11,3	0,56 – 3,09	/	16,2 - 16,9	/	
Arranz et al. [281]	Divers granulés	5,3 - 7,3	0,33 – 3,71	19,1 – 20,9	17,40 – 19,42		

L'analyse élémentaire réalisée sur les granulés permet de connaître les teneurs en CHONS. Les résultats sont présentés au sein du Tableau VI. 11. Les teneurs respectives sont très proches avec une moyenne de 49 % de carbone, 6 % d'hydrogène, 44 % d'oxygène et 0,08 % d'azote. Le granulé GR2 présente les plus grandes teneurs en carbone, hydrogène et en azote tandis que la teneur maximum en

oxygène est obtenue pour le granulé GR4. D'une manière générale, ces valeurs sont cohérentes avec celles trouvées au sein de la littérature pour des combustibles bois [281,282]. Les valeurs du granulé SSD seront obtenues ultérieurement.

Tableau VI. 11 Teneurs en carbone, hydrogène, oxygène, azote et soufre des six granulés. \* : calculé par différence. N.d. : non disponible

Combustible	C	H	O*	N	S
	% sur matière sèche				
SSD	n.d.				
GR1	48,84	6,38	44,72	0,06	n.d.
GR2	<b>49,99</b>	<b>6,56</b>	43,32	<b>0,13</b>	
GR3	48,30	6,24	45,37	0,09	
GR4	48,74	6,31	<b>44,86</b>	0,09	
GR5	49,54	6,31	44,09	0,06	

Le Tableau VI. 12 présente les résultats de l'analyse en éléments réalisée par ICP-OES, des six granulés ainsi que les teneurs limites normatives pour la classe A1 du référentiel EN plus. Les composés majoritairement retrouvés sont le calcium (Ca), le potassium (K), le magnésium (Mg), le manganèse (Mn) et le sodium (Na) avec en moyenne 823, 613, 142, 89, et 62 mg/kg respectivement. La silicium (Si), le fer (Fe), le soufre (S), l'aluminium (Al) et le phosphore (P) sont aussi retrouvés dans une moindre mesure. Le granulé GR2 se démarque avec des teneurs maximales en Al, Ca, Fe, Mg, Na, S, Si et en Zn. Ces résultats, excepté pour le Fe qui présente une valeur bien plus élevée, sont cohérents avec les teneurs publiées par Saarela et al. [283] pour trois essences de pin différentes (Tableau VI. 12). La teneur maximale en K, élément clé lors de la volatilisation des inorganiques est obtenue pour le granulé GR3 avec 712 mg/kg pour une moyenne de 613 mg/kg. D'un regard normatif, l'ensemble des granulés présentent des teneurs bien inférieures aux seuils de certification pour la section la plus restrictive (classe A1) du référentiel EN plus. Les valeurs du granulé SSD seront obtenues ultérieurement.

Tableau VI. 12 Teneur en éléments des six granulés. N.m. : non mesuré.

Eléments	SSD	GR1	GR2	GR3	GR4	GR5	EN classe A1	Saarela et al. [283]	
	mg/kg matière sèche								
Al	n.m.	< 15	<b>42,7</b>	16,4	< 15	15,0	/	/	
Ca		761	<b>982</b>	844	831	701		487 - 789	
Fe		29,1	<b>75,9</b>	35,4	38,8	17,5		1,9 - 12,9	
K		624	665	<b>712</b>	683	385		448 - 620	
Mg		101	<b>227</b>	127	109	147		/	
Na		< 30	<b>62,5</b>	< 30	< 30	< 30		/	
P		<b>23,2</b>	< 15	< 15	< 15	< 15		58 - 112	
S		13,1	<b>71,8</b>	49,0	28,4	13,4		< 400	62 - 111
Si		20,9	<b>98,4</b>	38,1	29,7	36,9		/	/
Zn		3,6	<b>11,8</b>	7,0	6,1	5,7		< 100	5,6 - 11,7
Mn		74,8	56,2	<b>134</b>	99,9	83,9	/	32 - 83	
As		< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 1	0 - 0,01	
Cd		< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 0,5	0 - 0,48	

Co		< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	/	/
Cr		< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	/	/
Cu		< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 10	0,59 - 0,96
Mo		<1,5	<1,5	<1,5	< 1,5	< 1,5	/	/
Eléments	SSD						EN classe A1	Saarela et al. [283]
	mg/kg matière sèche							
Ni	n.m.	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 10	0,13 – 0,34
Pb		< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	< 10	0,08 – 0,10
Sb		< 3	< 3	< 3	< 3	< 3	/	/
Sn		< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	/	/
V		< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	< 1,5	/	/

Les essais de combustion suivants ont été réalisés selon le protocole décrit dans le chapitre II. Matériels et méthodes au moyen d'un poêle à granulés automatique Hoben H5. Les gaz et particules en nombre et en masse ont été prélevés en continu et les moyennes présentées sont obtenues sur trois heures de fonctionnement nominal minimum.

### 3.2. Emissions gazeuses et particulaires

Le Tableau VI. 13 présente la synthèse des émissions gazeuses échantillonnées à partir des essais de combustion des six granulés étudiés. Les valeurs présentées sont moyennées et calculées sur la référence d'une teneur en oxygène à 13 %. Des courbes représentatives des émissions gazeuses et particulaires du granulé SSD sont présentées en annexes (Annexe 3).

La phase d'allumage présente des températures moyennes, tous granulés confondus, de 137 à 167 °C, des teneurs en O<sub>2</sub> de 15 à 16,5 % et en CO<sub>2</sub> de 4 à 5,3 %. La teneur en CO moyenne s'élève à 205 mg/MJ avec un maximum obtenu pour le granulé GR2 (267 mg/MJ). A l'inverse, le granulé SSD présente la plus faible concentration avec 159 mg/MJ de CO. Les granulés GR3 et GR2 présentent les plus fortes teneurs en hydrocarbures totaux avec 38 et 30 mg/MJ d'HCT respectivement. Les granulés GR1, GR4 et SSD se situent dans un même ordre de grandeur centré autour de 10 mg/MJ d'HCT, le granulé SSD se distinguant par la plus faible concentration (8 mg/MJ). La grande majorité des hydrocarbures totaux émis sont constitués d'hydrocarbures non méthaniques (Tableau VI. 13). La plus forte teneur en SO<sub>2</sub> est obtenue pour le granulé GR1. Cela est surprenant au regard de la très faible concentration en soufre au sein de la biomasse initiale (Tableau VI. 12). Cependant, il est nécessaire de préciser que les concentrations obtenues sont très proches de la limite de détection de l'analyseur qui ne permet donc pas de définir une conclusion claire à propos des oxydes de sulfures. Les concentrations moyennes de NO varient de 26 à 94 mg/MJ, tandis que les émissions de NO<sub>2</sub> se situent sous le seuil de détection des appareils.

Le régime nominal se caractérise par des températures moyennes bien plus élevées à hauteur de 196 °C, tous granulés confondus. Cela est visible par les teneurs moyennes plus faibles d'O<sub>2</sub> (14,5 %) et plus élevées de CO<sub>2</sub> (5,5 %). Les FE en CO présentent globalement une tendance similaire à l'allumage avec un maximum obtenu pour le granulé GR2 (265 mg/MJ) et des teneurs minimales pour

les granulés SSD et GR5 (148 et 125 mg/MJ respectivement). A l'inverse, les émissions en HCT présentent un maximum pour le granulé GR5 (17 mg/MJ) et des minimums pour le granulé SSD et GR1 (3 et 2 mg/MJ respectivement). Les combustibles GR2, GR3 et GR4 se situent autour d'une moyenne de 10 mg/MJ. Les FE concernant le SO<sub>2</sub> et les NO<sub>x</sub> présentent des tendances identiques à la phase d'allumage (Tableau VI. 13). Les teneurs en HCT obtenues par Schmidt et al. [267] sur le même appareil de combustion, sont cohérents avec celles obtenues pour les granulés SSD, GR1 et GR4.

D'une manière générale, l'allumage engendre des teneurs plus élevées en CO et HCT dues aux conditions d'oxydation dégradées (teneur en O<sub>2</sub> plus élevée) issues d'une ambiance thermique plus froide (Tableau VI. 13). Pour les deux phases de combustion, le granulé GR2 engendre les plus hauts FE en CO. Ce granulé se distingue aussi par sa grande longueur. C'est un paramètre important dans la mesure où une grande dimension génère du vide à l'intérieur de la vis d'alimentation. Cela génère aussi une alimentation du foyer moins constante au cours du temps, qui peut résulter en des FE en CO plus élevés. Les combustibles GR1, GR3 et GR4 présentent des teneurs en CO au sein d'une même gamme de valeur tandis que les granulés SSD et GR5 obtiennent les plus faibles FE. Il est possible que la plus faible teneur en potassium de la biomasse GR5 favorise la diminution des mécanismes de pyrolyse de la cellulose (liaisons -C-O-C-) réduisant les émissions en CO [267,284]. Ces concentrations (125-265 mg/MJ) sont bien plus élevées que les résultats publiés par Lamberg et al. [115], et Ozgen et al. [142], avec 80 et 88 mg/MJ respectivement pour des poêles à granulés d'une puissance nominale de 8 KW. Cependant, les résultats obtenus par Boman et al. [285] (100-130 mg/MJ) et Schmidt et al. [267] (190 ± 20 mg/MJ) sont cohérents avec ceux de la présente étude (Tableau VI. 13). En somme, le granulé SSD présente des FE en imbrûlés gazeux parmi les plus faibles de l'ensemble du panel. La température de combustion et les teneurs en O<sub>2</sub> et CO<sub>2</sub> sont quant à eux situées dans la moyenne de tous les essais.

Tableau VI. 13 Synthèse des émissions gazeuses pour les six granulés étudiés. b : équivalent C<sub>3</sub>H<sub>8</sub>. \* équivalent CH<sub>4</sub>. n.m. : non mentionné. l.d. : limite de détection.

Granulés	Température moyenne <sup>a</sup>	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	CO	HCT <sup>b</sup>	HCm	HCnm <sup>b</sup>	SO <sub>2</sub>	NO	NO <sub>2</sub>
	°C	%		mg/MJ						
<b>Allumage</b>										
SSD	156	15,2	4,8	159	8	l.d.	7	13	<b>94</b>	l.d.
GR1	137	<b>16,5</b>	3,8	221	14	1	13	<b>51</b>	63	
GR2	150	15,2	5,0	<b>267</b>	30	<b>3</b>	21	l.d.	26	
GR3	<b>167</b>	14,9	<b>5,3</b>	214	<b>38</b>	2	<b>33</b>	9	50	
GR4	157	15	5	196	10	l.d.	9	9	51	
GR5	139	16	4	175	20	1	19	l.d.	41	
<b>Combustion nominale</b>										
SSD	196	14,3	5,6	148	3	l.d.	2	13	<b>95</b>	1
GR1	190	<b>15,5</b>	4,7	160	2		3	<b>33</b>	53	l.d.
GR2	199	14,4	5,8	<b>265</b>	13	2	8	l.d.	24	
GR3	<b>202</b>	14,0	<b>6,1</b>	212	10	l.d.	9	12	48	
GR4	199	14	6	190	6		6	12	49	
GR5	192	15	5	125	<b>17</b>		<b>19</b>	8	40	
Lamberg et al. [115]	152	11,9		80±67	0,96±1,3	0,3±0,2	n.m.		49 ± 7	
Ozgen et al. [142]	n.m.			88	n.m.		9	60		
Boman et al. [285]	n.m.			100-130	2,6-4,1	n.m.			57-58	
Schmidt [267]	189	15,7	n.m.	190±20	14*	l.d.	13*	l.d.	80±20	



Le Tableau VI. 14 présente la synthèse des émissions de particules en nombre et en masse pour les six granulés étudiés. Le Tableau VI. 15 présente les résultats des émissions en nombre de particules exprimés selon leur participation aux  $PM_{2,5}$ . Les FE en  $PM_{2,5}$  varient de  $1,10 \cdot 10^{14}$  à  $5,15 \cdot 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour l'allumage et de  $6,73 \cdot 10^{13}$  à  $3,23 \cdot 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> pour la combustion nominale.

Tableau VI. 14 Synthèse des émissions particulaires pour les six granulés étudiés.  
n.m. : non mesuré. n.i. : non indiqué.

Granulés	Température moyenne <sup>a</sup>	O <sub>2</sub>	CO <sub>2</sub>	TSP	PM <sub>2,5</sub>	PM <sub>1-2,5</sub>	PM <sub>0,1-1</sub>	PM <sub>0,1</sub>
	°C	%		mg/MJ	p/kg <sub>bois sec</sub>			
<b>Allumage</b>								
SSD	156	15,2	4,8	n.m.	$1,70 \cdot 10^{14}$	$1,16 \cdot 10^{11}$	$1,12 \cdot 10^{14}$	$5,78 \cdot 10^{13}$
GR1	137	<b>16,5</b>	3,8		<b><math>5,15 \cdot 10^{14}</math></b>	<b><math>2,06 \cdot 10^{11}</math></b>	<b><math>2,89 \cdot 10^{14}</math></b>	<b><math>2,26 \cdot 10^{14}</math></b>
GR2	150	15,2	5,0		$2,94 \cdot 10^{14}$	$1,86 \cdot 10^{11}$	$2,06 \cdot 10^{14}$	$8,79 \cdot 10^{13}$
GR3	<b>167</b>	14,9	<b>5,3</b>		$2,80 \cdot 10^{14}$	$1,68 \cdot 10^{11}$	$1,76 \cdot 10^{14}$	$1,04 \cdot 10^{14}$
GR4	157	15	5		$1,10 \cdot 10^{14}$	$5,88 \cdot 10^{10}$	$6,66 \cdot 10^{13}$	$4,33 \cdot 10^{13}$
GR5	139	16	4		$1,71 \cdot 10^{14}$	$7,60 \cdot 10^{10}$	$6,59 \cdot 10^{13}$	$1,05 \cdot 10^{14}$
<b>Combustion nominale</b>								
SSD	196	14,3	5,6	26	$1,02 \cdot 10^{14}$	$1,04 \cdot 10^{11}$	$7,61 \cdot 10^{13}$	$2,59 \cdot 10^{13}$
GR1	190	<b>15,5</b>	4,7	28	<b><math>3,23 \cdot 10^{14}</math></b>	$2,43 \cdot 10^{11}$	<b><math>2,47 \cdot 10^{14}</math></b>	<b><math>7,61 \cdot 10^{13}</math></b>
GR2	199	14,4	5,8	<b>82</b>	$2,87 \cdot 10^{14}$	<b><math>3,65 \cdot 10^{11}</math></b>	$2,12 \cdot 10^{14}$	$7,44 \cdot 10^{13}$
GR3	<b>202</b>	14,0	<b>6,1</b>	24	$1,82 \cdot 10^{14}$	$1,80 \cdot 10^{11}$	$1,37 \cdot 10^{14}$	$4,45 \cdot 10^{13}$
GR4	199	14	6	21	$6,73 \cdot 10^{13}$	$5,75 \cdot 10^{10}$	$5,04 \cdot 10^{13}$	$1,68 \cdot 10^{13}$
GR5	192	15	5	5	$9,21 \cdot 10^{13}$	$7,89 \cdot 10^{10}$	$5,61 \cdot 10^{13}$	$3,60 \cdot 10^{13}$
Lamberg et al. [115]	152	11,9	n.i.	19,7	$6,65 \cdot 10^{1460}$	n.i.		

A l'allumage, le granulé GR1 présente les plus hauts FE pour toutes les tailles de particules (Tableau VI. 14). Ce combustible présente des conditions de combustion dégradées avec une faible température (137 °C) une teneur basse en CO<sub>2</sub> (3,8 %) et haute en O<sub>2</sub> (16,5 %). Ces conditions de combustion favorisent la création de particules, notamment par la condensation de composés organiques volatils de façon homogène ou sur des nucléus existants [133,142,286]. Les résultats du Tableau VI. 15 montrent que les particules émises pour le granulé GR1 sont réparties entre les PM<sub>0,1-1</sub> et les PM<sub>0,1</sub>. Tissari et al. [117], définissent trois modes de production de particules à partir d'une combustion de bois. Selon les auteurs, le mode d'accumulation concerne les particules entre 80 et 250 nm correspondant, la plupart du temps, à l'ignition de la charge de bois lorsque les hydrocarbures s'adsorbent sur les particules ultrafines dans des conditions pauvres de combustion. Les granulés SSD, GR4 et GR5 présentent des émissions en PM<sub>2,5</sub> d'un même ordre de grandeur avec  $1,70 \cdot 10^{14}$ ,  $1,10 \cdot 10^{14}$  et  $1,71 \cdot 10^{14}$  p/kg<sub>bois sec</sub> respectivement pour l'allumage. Cependant, la répartition des différents diamètres au sein des PM<sub>2,5</sub> diffèrent comme le montre le Tableau VI. 15. En effet, si les granulés SSD et GR4 présentent la majorité des particules centrées sur les PM<sub>0,1-1</sub> (65,9 % et 60,6 % respectivement), le granulé GR5 génère principalement des PM<sub>0,1</sub> (61,4 %). Cela est visible sur la distribution granulométrique des particules présentée dans la Figure VI. 3. En effet si les autres granulés génèrent une distribution unimodale centrée sur le mode d'accumulation, le granulé GR5 (Figure VI. 3, F) est le seul à présenter une distribution

unimodale avec le mode de nucléation. Ce dernier présente également, à l’instar du combustible GR1, une faible température (139 °C) couplée à une teneur élevée en O<sub>2</sub> (16 %) (Tableau VI. 13).

La phase de combustion nominale est caractérisée par des teneurs maximales en PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>1-2.5</sub> et PM<sub>0.1</sub> attribuées au granulé GR1. Dans le cas des PM<sub>1-2.5</sub>, le plus grand FE est obtenu pour le granulé GR2. Mejdí et al. [287] montrent une relation de corrélation entre la teneur en potassium, sodium, chlore et soufre au sein d’un granulé et la masse de PM émise. Selon les résultats obtenus à l’ICP-EOS, les teneurs les plus élevées de ces composés sont obtenus pour les combustibles GR1, GR2 et GR3 (Tableau VI. 12). Les FE en masse de particules de ces granulés sont effectivement les plus élevées avec 28, 82 et 26 mg/MJ. Le granulé GR2 se distingue particulièrement avec une forte émission en TSP. C’est également le granulé avec les teneurs les plus élevées en Na et en S mais aussi en Ca, Fe, Mg et Si. Les granulés GR1 et GR2 sont aussi les plus grands émetteurs de particules en nombre, contrairement à l’échantillon GR3 (Tableau VI. 14). D’une manière générale, les conditions de combustion plus complètes distinguées par de plus hautes températures, conjointement à une diminution des FE en O<sub>2</sub> et des teneurs plus élevées en CO<sub>2</sub>, génèrent une diminution du nombre de particules émises. Cela impacte également la distribution granulométrique des particules avec l’augmentation de la part du mode d’accumulation (72,7 % en moyenne) et la diminution du mode de nucléation (27,2 % en moyenne) (Tableau VI. 15). Cependant, le granulé GR5 présente à nouveau la plus forte teneur en PM<sub>0.1</sub>. Cela est cohérent avec la plus forte teneur en hydrocarbures totaux obtenue par ce même granulé (Tableau VI. 13). Lamberg et al. [115] présentent des FE légèrement supérieurs à ceux de la présente étude avec 6,65.10<sup>14</sup> p/kg<sub>bois</sub> pour des granulés commerciaux testés dans un poêle équipé d’un tunnel de dilution (originellement publié sous 3,5.10<sup>13</sup> p/MJ et recalculé via le PCS). Il est à noter que la température des fumées est plus basse que celle de la présente étude. Les auteurs obtiennent, pour les mêmes essais, un diamètre aérodynamique moyen des particules centré sur 60 nm ± 3,3.

Tableau VI. 16 Répartition des particules en fonction des PM<sub>2.5</sub> pour les six granulés étudiés.

Granulés	Température moyenne <sup>a</sup>	PM <sub>2.5</sub>	PM <sub>1-2.5</sub>	PM <sub>0.1-1</sub>	PM <sub>0.1</sub>
	°C	p/kg <sub>bois</sub> sec	% des PM <sub>2.5</sub>		
	<b>Allumage</b>				
SSD	156	1,70.10 <sup>14</sup>	<b>0.07</b>	65.9	34.1
GR1	137	<b>5,15.10<sup>14</sup></b>	0.04	56.1	43.8
GR2	150	2,94.10 <sup>14</sup>	0.06	<b>70.1</b>	29.9
GR3	<b>167</b>	2,80.10 <sup>14</sup>	0.06	62.7	37.2
GR4	157	1,10.10 <sup>14</sup>	0.05	60.6	39.4
GR5	139	1,71.10 <sup>14</sup>	0.04	38.6	<b>61.4</b>
	<b>Combustion nominale</b>				
SSD	196	1,02.10 <sup>14</sup>	0.10	74.5	25.4
GR1	190	<b>3,23.10<sup>14</sup></b>	0.08	<b>76.4</b>	23.6
GR2	199	2,87.10 <sup>14</sup>	<b>0.13</b>	74.0	25.9
GR3	<b>202</b>	1,82.10 <sup>14</sup>	0.10	75.4	24.5
GR4	199	6,73.10 <sup>13</sup>	0.09	74.9	25.0
GR5	192	9,21.10 <sup>13</sup>	0.09	60.9	<b>39.0</b>
Mejdí et al. [287]	/	99,99 %	0,05	60,54	<b>39,40</b>



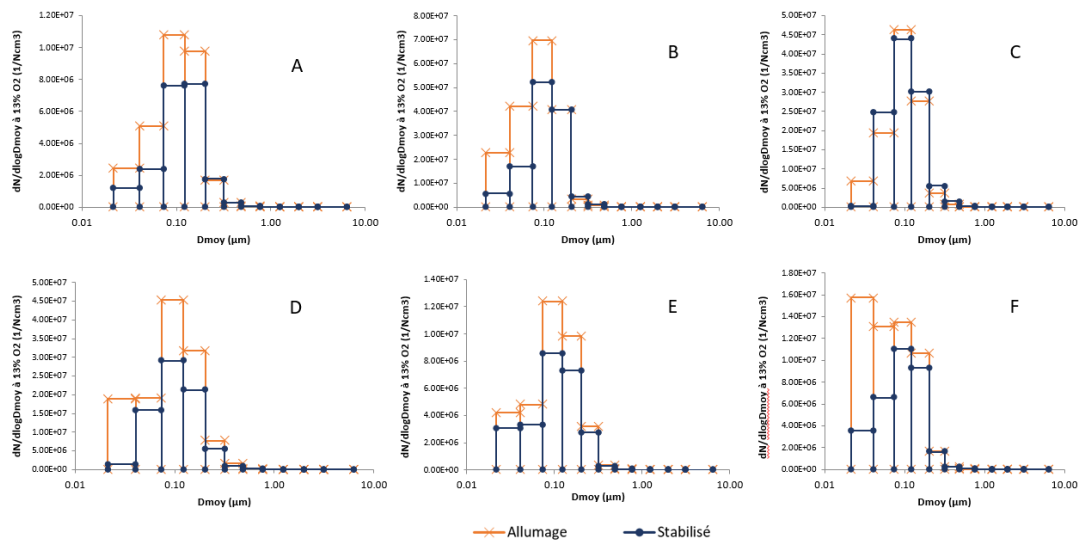


Figure VI. 3 Distribution des diamètres de particules pour les six granulés étudiés. A : SSD. B : GR1. C : GR2. D : GR3. E : GR4. F : GR5.

### 3.3. Composition des cendres

Lors des tests de combustion, le granulé SSD est distingué par sa capacité à créer des mâchefers au sein du brûleur (contenant les granulés en combustion). Cette tendance n'a été retrouvée que pour ce granulé. Les scories formées se constituent d'une structure rigide et solidaire d'un seul tenant et fixé sur le plancher du brûleur. La solidification de cette structure engendre la réduction des orifices d'entrées d'air. Les contenus du brûleur récupérés lors des essais d'autres granulés ne présentent pas de telles structures compactes. La Figure VI. 4 présente les contenus récupérés au sein du brûleur après les tests de combustion des granulés SSD, GR1 et GR5. Comme le montrent les clichés, les scories du granulé SSD présentent des morceaux d'une plus grande taille que ceux concernant les combustibles GR1 et GR5. De plus, les cendres de ces derniers montrent une importante friabilité avec aucune tenue structurale. A l'inverse, les cendres de l'échantillon SSD ont nécessité l'emploi d'outils afin de briser la structure adhérant au brûleur. Il est important de préciser que le producteur des granulés SSD avait mentionné, lors d'un échange, que les granulés avaient une tendance à créer de tels scories. Mejdji et al. [287] ont mesuré, comme oxydes majeures au sein des cendres résiduelles de combustion de granulés, CaO, K<sub>2</sub>O et SiO<sub>2</sub> entre 54 et 76 % en masse. Selon Duong et al. [288], étudiant la combustion de granulés d'Acacia Mangium en poêle automatique, une teneur élevée en silicium (Si) favorise la création de silicates de métaux alcalins diminuant ainsi leur volatilisation et favorisent leur dépôt sous forme de mâchefers. L'étude d'Öhman et al. [289] sur la tendance à la scorification des cendres de granulés de bois pendant la combustion dans des installations résidentielles supporte ce fait. En effet, selon les auteurs, les analyses ICP-AES des scories formées révèlent que les composants majeurs sont le Si, Ca, K et O. Les scories sont présumées composées à partir de silicates et les résultats montrent que la

formation de silicates à l'état fondu est principalement responsable de la création des scories. D'après leurs analyses complémentaires, la plus grande fraction des scories fond entre 850 °C et 1025 °C. Les auteurs proposent ainsi un mécanisme de formation des scories au sein d'un brûleur selon les trois étapes suivantes [289] :

1. Lors de la combustion, les métaux alcalins sont libérés au sein de la phase gazeuse et réagissent avec le silicium et/ou les phases minérales du combustible. En conséquence, des formations de silicates fondus apparaissent.
2. D'autres particules peuvent alors adhérer à ces silicates fondus formant ainsi des agrégats plus lourds.
3. Ces structures peuvent finalement augmenter en taille et en résistance. Des ponts sont alors susceptibles de se créer via la matière vitreuse provenant d'autres agrégats et/ou de particules similaires.

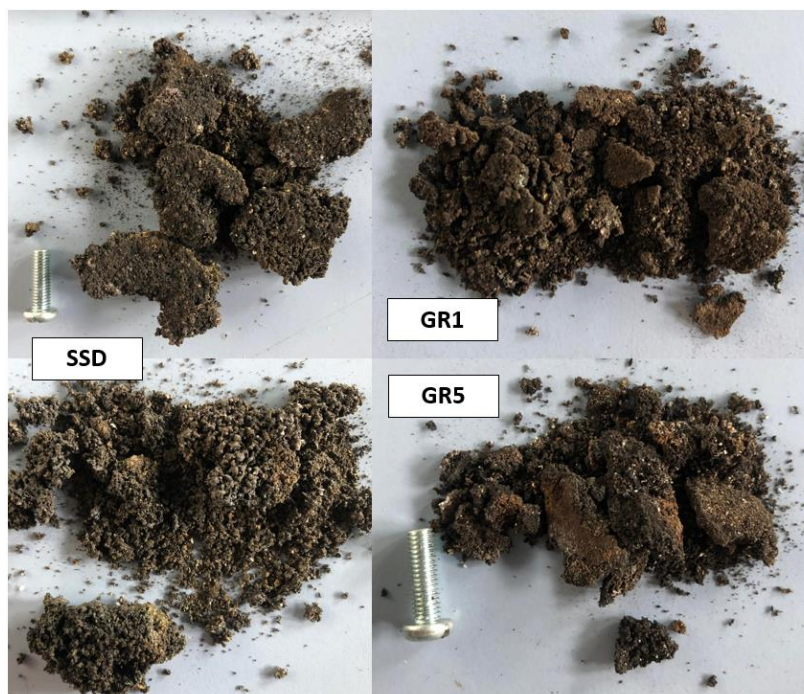


Figure VI. 4 Contenus de brûleur récupérés après essais de combustion.

Des analyses complémentaires en adsorption atomique ont été réalisées sur deux types de cendres prélevées au sein du brûleur, les scories SSD et les cendres en mélange d'autres combustibles (VY), dans le but d'en déterminer les éléments majeurs. La Figure VI. 5 présente les teneurs en Zn, Fe, Ca et Si contenues au sein des cendres récupérées dans le brûleur après test de combustion pour deux cendres différentes : SSD et VY. Parmi les quatre éléments analysés, le fer et le calcium sont les deux éléments majoritaires avec 9,2 et 14,6 % pour les cendres SSD et 3,2 et 8,2 % pour les cendres VY. Du zinc à hauteur de 0,02 % et du silicium à hauteur de 0,95 % ont été retrouvés dans le cas du granulé SSD mais absent dans le cas de VY. Les scories de la combustion du granulé SSD contiennent 65 % de fer en plus par rapport à l'échantillon VY. De la même manière, la teneur en calcium des cendres du bois

SSD est 44 % plus élevée que celle contenue au sein des cendres VY. Si la teneur en silicium n'est pas particulièrement élevée dans le cas du granulé SSD, sa présence indique néanmoins une tendance supplémentaire à la scorification des cendres. D'une manière générale, les scories du combustible SSD contiennent plus d'éléments susceptibles de participer à la formation de scories au sein des cendres du brûleur. La Figure VI. 6 provient des travaux d'Öhman et al. [289] et présente la répartition en masse

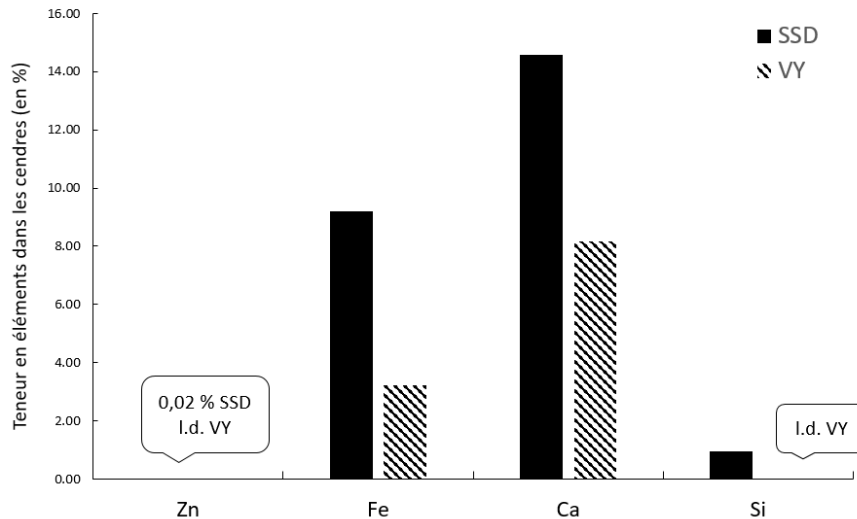


Figure VI. 5 Teneur en Zinc (Zn), Fer (Fe), Calcium (Ca) et Silicium (Si) pour deux types de cendres de brûleur. I.d. : limite de détection.

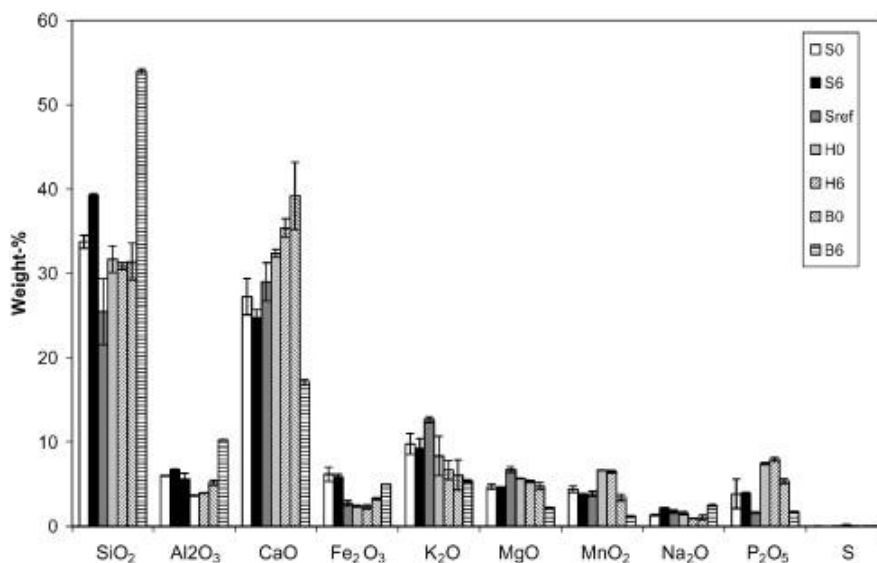


Figure VI. 6 Distribution moyenne des éléments (sous forme d'oxydes) des échantillons de scories formées issue des travaux d'Öhman et al. [44].

des éléments sous formes d'oxydes contenus au sein de différentes scories issues des essais de combustion de plusieurs granulés. La différence en teneurs globales des éléments peut provenir à la fois de la différence de techniques analytiques mais aussi des éléments exprimés sous formes d'oxydes dans le cas d'Öhman et al. [289]. En effet, alors que l'adsorption atomique a été utilisée dans les présents travaux, les auteurs ont eu recours à l'ICP-AES. Cependant, des tendances similaires se retrouvent avec le calcium comme élément majoritaire des scories. Ils trouvent également du fer dans une moindre

mesure. Cependant, la teneur en silicium est bien plus élevée au sein de leurs échantillons. Les oxydes d'aluminium, de potassium, de magnésium, de manganèse et de phosphore sont retrouvés dans le même ordre de grandeur que celui du fer. Il est probable que ces éléments soient également retrouvés dans une moindre mesure au sein des scories de la présente étude.

Les travaux de Schmidt [267] mettent en évidence l'influence de la lixiviation du bois sur la teneur en éléments au sein d'une biomasse. Les résultats montrent qu'après plusieurs cycles de lavage de plusieurs biomasses, à l'eau déminéralisée, des réductions jusqu'à - 39 %, - 25 %, - 20 % et - 100 % sont obtenues pour le silicium (Si), le calcium (Ca), le fer (Fe), et le potassium (K). En addition, des analyses supplémentaires ont été effectuées sur les cendres de grilles postcombustion pour déterminer l'influence du lavage (l'appareil utilisé est identique à celui de la présente étude). Les résultats montrent que la réduction des éléments est encore plus élevée au sein des cendres de grille. Ainsi, des diminutions s'élevant jusqu'à - 82 %, - 71 %, - 81 % et - 59 % pour le Si, Ca, Fe, et K. En moyenne, la moitié des minéraux contenus au sein des cendres de grilles peuvent être ôtées à l'aide du lavage de la biomasse. Ainsi, cette solution pourrait facilement être appliquée à la biomasse SSD en vue de réduire sa tendance à la création de scories.

### 3.4. Conclusion intermédiaire

Le granulé composé de bois SSD présente des caractéristiques physicochimiques situées dans la référence des combustibles de ce type. Cependant, bien que l'ensemble des critères soient satisfaits par le granulé, la nature de la biomasse utilisée empêche d'obtenir les plus hauts standards de certification. Concernant les émissions gazeuses liées à la combustion, le granulé SSD présente des FE en imbrûlés parmi les plus faibles des six granulés testés. Les émissions particulières sont situées, quant à elles, dans la gamme de référence des granulés. Cependant, ce combustible présente une tendance à la formation de scories. La structure formée étant compacte et pouvant boucher les orifices d'entrées d'air (stade non atteint dans cette étude car des nettoyages réguliers sont effectués). Selon les analyses complémentaires, les cendres récupérées au sein du brûleur présentent de fortes teneurs en Calcium (Ca) et en Fer (Fe) avec la présence de Silicium (Si). Dans ce cadre, le lavage de la biomasse initiale pourrait représenter une solution applicable à l'échelle de la production industrielle pour réduire la teneur en éléments inorganiques et empêcher la création de scories.

## 4. Conclusion

Deux types de combustibles densifiés comportant du bois SSD ont été caractérisés puis testés en combustion sur des appareils domestiques. Les résultats mettent en lumière le haut potentiel de valorisation de cette matière sous forme densifiée. En effet, les combustibles arborent des caractéristiques physico chimiques du même ordre de grandeur que les combustibles densifiés de références. Cependant, la mise en forme est un élément clé qui influence grandement la combustion. Dans le cadre de la bûche densifiée, la forme et la densité de la brique pavée génèrent des conditions de combustion dégradée. Une forme cylindrique est donc à préférer pour valoriser le bois SSD. Sous forme de granulé, ce sont les scories formées au sein du brûleur qui rendent complexe la combustion à l'échelle domestique. Le lavage de la biomasse à l'eau pourrait être un moyen efficace pour retirer certains éléments minéraux du combustible favorisant la formation des scories et assurer une valorisation optimale de bois SSD sous forme de granulés.

## VII. Conclusion générale

L'objectif principal cette thèse était d'étudier la combustion de bois Sortit du Statut de Déchet sous différentes formes et à diverses échelles. Quatre combustibles différents composés de bois SSD, la planche, la plaquette, la briquette et le granulé, ont été caractérisés et analysés en combustion. Les prélèvements gazeux et particulaires des différents essais ainsi que les résultats de caractérisations des combustibles employés, ont permis d'appréhender la qualité de la valorisation du bois SSD sous ses formes. Des travaux de modélisation ont été réalisés pour déterminer le bilan carbone du bois SSD et un automate cellulaire issue de la science des systèmes complexes a été développé.

Dans un premier temps, la modélisation du bilan carbone d'une chaufferie a permis de mettre en évidence les effets bénéfiques de l'intégration d'un flux de bois SSD en mix dans un lit de plaquettes forestières (Pf). Le volume de bois fort laissé sur pied au sein de la forêt, issu de la substitution de la Pf par le bois SSD, permet d'accélérer la séquestration du CO<sub>2</sub> par rapport à un scénario de référence. Il en résulte un temps de retour carbone qui diminue à mesure que l'utilisation de bois SSD augmente. De plus, la consommation d'énergies fossiles diminue, à masse de bois constante au sein du lit, car le processus de certification du bois SSD est moins énergivore que le prélèvement au sein de la ressource forestière. Cette dernière est également impactée avec un plus grand volume de bois fort produit à même échelle de temps par rapport à un scénario de référence.

Ce cas d'étude, issu d'un besoin concret de la chaufferie de l'Illberg, a été analysé expérimentalement afin d'appréhender l'impact éventuel de l'introduction de bois SSD au sein du lit de Pf. Les essais de combustion ont été réalisés au sein d'une chaudière REKA à grilles mobiles semblable à la technologie utilisée à échelle industrielle au sein de la chaufferie. La caractérisation des combustibles a montré une grande similarité entre les deux types de combustibles avec, pour le bois SSD, un taux de cendres inférieur (absence d'écorces et d'impuretés liés à la récolte en forêt, présent dans la Pf). En ce sens, le flux de bois représente un combustible propre et homogène. Ces deux qualités sont essentielles pour les installations utilisées au sein de la chaufferie qui requièrent des réglages stables. Les résultats des essais de combustion ont montré une baisse des émissions en imbrûlés gazeux à l'introduction de bois SSD dans le lit de Pf. L'homogénéité et les plus petites dimensions du combustible permettent d'améliorer la cinétique de la combustion en augmentant le teneur en CO<sub>2</sub>. De plus, le lit représentatif constitué de 70 % en masse de Pf humide et de 30 % en masse de bois SSD sec présente une diminution en CO et en HCT de 70 % par rapport au lit de Pf humide actuellement brûlé. La différence de granulométrie et d'humidité entre les deux plaquettes peut engendrer des interactions locales générant des résultats à l'échelle globale du lit. Dans le but de comprendre et d'appréhender ces interactions, un automate cellulaire a été développé. N'ayant pas encore été appliqué à cette discipline, l'AC a été élaboré afin de modéliser la déshydratation d'une configuration de bloc de bois sous un flux radiatif. Les données modélisées ont été comparées à des données expérimentales obtenues via le

séchage d'une configuration identique en four à moufles. Les résultats montrent une bonne adéquation du modèle. L'automate cellulaire, issu de la discipline d'étude des systèmes complexes, est donc une méthode efficace et applicable à la science de la combustion de biomasse. Des travaux de développement sont nécessaires pour augmenter l'échelle de l'AC à celui d'un lit représentatif d'une chaudière.

Le premier travail réalisé à l'échelle domestique a été d'étudier la valorisation de planche de sapin, assimilée à de la palette, dans un insert domestique. Pour cela, six dispositions différentes de la charge de bois ont été testées et les gaz et particules analysés. Les résultats indiquent que la géométrie de la charge, et donc la surface de bois offerte au feu, influence largement les émissions gazeuses et particulaires. Deux des six dispositions ont généré des émissions semblables à celles d'un combustible classique, comme une bûche traditionnelle ou une bûche densifiée. Ainsi, la palette peut, en portant une attention particulière à la combustion, être valorisée au sein d'un appareil domestique classique. Un travail approfondi a été réalisé sur les particules fines et ultrafines émises. Les résultats mettent en lumière les conditions promotrices de la création des particules ultrafines ( $PM_{0,1}$ ) comme la baisse de la température du foyer et les teneurs élevées en hydrocarbures gazeux. Une nette diminution des particules ultrafines a été observée pour les deux dispositions présentant les FE les plus bas. En somme, il est possible, en garantissant les conditions nécessaires, de brûler un bois résineux, de forme particulière (planche), au sein d'un appareil non prévu à cet effet. Pour cela, la variation de la surface de bois offerte au feu est un moyen efficace afin de manager correctement la combustion.

Le dernier chapitre de la thèse était consacré aux combustibles densifiés à savoir la brique et le granulé. Ces deux méthodes de densification permettent d'ouvrir une voie nouvelle de valorisation au déchets de bois à l'échelle individuelle. Six briquettes et six granulés commerciaux, dont une briquette SSD et un granulé SSD, ont été caractérisés et analysés en combustion.

Si des teneurs plus élevées en Plomb (Pb), Fer (Fe) et Chrome (Cr) ont été trouvées dans la biomasse et les cendres résiduelles de la briquette SSD, cette dernière présente néanmoins des caractéristiques physico-chimiques du même ordre de grandeur que les combustibles de références. L'aspect décisif de la combustion de cette briquette est la forme du combustible. En effet les résultats ont mis en lumière les difficultés de combustion des briquettes de type « pavé » avec une mauvaise pénétration de l'oxygène et de la chaleur au sein de la structure. Il en résulte de fortes teneurs en imbrûlés gazeux ainsi qu'en particules. Au vu des résultats de caractérisation et de test de combustion de la briquette SSD, c'est la mise en forme de combustible qui doit faire l'objet d'une attention particulière. En conclusion, la densification sous forme de briquette est une voie prometteuse pour valoriser le bois SSD, cependant, une forme cylindrique possédant une densité correcte doit être assurée.

En dépit d'un taux de cendres élevé obtenu pour le granulé SSD, ce dernier présente des caractéristiques satisfaisant les trois référentiels dédiés à caractériser la qualité des combustibles. Cependant, la nature de la biomasse utilisée ne permet pas à ce granulé d'atteindre les plus hauts standards normatifs. En effet, les trois référentiels considérés (NF biocombustibles, EN plus et DIN plus) classent les « déchets de bois » au sein des dernières classes de qualité. Les essais de combustion



révèlent de très faibles FE pour le CO et les hydrocarbures totaux, indiquant que la combustion se situe parmi les plus optimisées des six granulés commerciaux testés. Les émissions particulières du granulé SSD se situent dans la gamme de référence des résultats obtenus pour les autres échantillons. La distribution des diamètres aérodynamiques est structurée selon un mode unimodale centré sur les  $PM_{0.1}$ . Il est à noter que les résultats d'émissions en TSP font partie des valeurs les plus élevées. En outre, ce granulé se distingue par sa capacité à produire des scories au sein du brûleur. Ces derniers représentent un désavantage certain à l'utilisation de ce combustible à l'échelle individuelle. Les analyses par absorption atomique révèlent de plus grandes teneurs en Calcium (Ca), Silicium (Si), Zinc (Zn) et Fer (Fe) par rapport aux contenus de brûleur récupérés après l'essai d'un combustible de référence. Cependant, de précédentes études ont montré le potentiel de réduction de ces éléments par lixiviation à l'eau déminéralisée. Ce processus représenterait un moyen simple et efficace pour retirer les éléments susceptibles de fusionner et ainsi réduire le potentiel de scorification de ce granulé. De la même manière que pour la brique densifiée, c'est donc la préparation du combustible qui est décisif pour la valorisation du bois SSD sous forme densifiée.

D'une manière générale, et toutes formes confondues, les analyses de caractérisation ont montré que le bois SSD présente des paramètres physico-chimiques situés dans la gamme de référence des combustibles de même type. Cette source de biomasse représente donc un gisement mobilisable très intéressant en tant que combustible bois pour des applications à plusieurs échelles. Comme le bois SSD présente, en général, des caractéristiques d'un combustible de bonne qualité (faible humidité, PCI élevé), c'est principalement la mise en forme du combustible qui est le facteur dominant la qualité de la combustion. Ce facteur se décline sous divers paramètres en fonction de l'échelle :

1. Plaquettes : la petite granulométrie du bois SSD et la faible humidité par rapport à la Pf permettent de réduire significativement les émissions en imbrûlés gazeux.
2. La planche de sapin : la géométrie de la charge de bois influence grandement les émissions gazeuses et particulières. En modifiant la surface de bois exposée au feu pour atteindre une température suffisante, les planches de sapin peuvent être valorisées au sein d'un insert classique avec des FE situés dans la référence de l'appareil.
3. La brique densifiée : la forme pavée est à éviter car celle-ci bloque les transferts de masse et de chaleur au sein de la structure. Une densité suffisante est à respecter pour éviter aux bûches de se décomposer.
4. Les granulés : si le granulé présente une tendance à la scorification des cendres du brûleur, le lavage de la biomasse initiale est une solution pour réduire la teneur en éléments responsables de l'abaissement du point de fusion des cendres.

Un autre aspect décisif concernant la valorisation du bois SSD, à l'instar de la biomasse en générale, représente l'échelle à laquelle le combustible est utilisé. En effet, comme mentionné en introduction de la thèse, l'installation de combustion est le facteur le plus influent sur les émissions globales au travers de la génération de l'appareil, mais aussi de son automatisation. La Figure VII.1



présente la répartition des teneurs en CO et HCT des différentes formes de valorisation du bois SSD étudiées au sein de la thèse. Les valeurs présentées sont exprimées en mg/MJ et les hydrocarbures totaux calculés en équivalent propane. La différence entre les échelles est nette. En effet, les appareils semi-autonomes comme la chaudière et le poêle à granulés présentent les valeurs d'émissions les plus faibles. L'insert domestique dans lequel peut être valorisé le bois SSD sous forme de planches ou de briquettes génère des FE plus élevés. Les planches de sapin présentent les résultats les plus étendus avec D4 (1 220 et 33 mg/MJ de CO et HCT) et D6 (3 156 et 215 mg/MJ de CO et HCT) aux extrémités. La brique SSD se situe dans le même ordre de grandeur que celui des planches de sapin.

En somme, la valorisation du bois SSD dépend, dans un premier temps, de l'échelle à laquelle le combustible est utilisé. En second, dans la gamme de référence du type de combustible, c'est la mise en forme qui constitue le facteur le plus impactant. Ainsi, d'une manière générale, les gisements de bois SSD présentent un important potentiel de ressource énergétique pour accompagner la filière du bois-énergie au travers des enjeux climatiques actuels et futurs. L'impact de cette ressource est bénéfique tant sur la ressource forestière, que sur l'accessibilité à une énergie de qualité tout en réduisant la quantité de déchets à traiter. Dans le but d'optimiser la valorisation de cette ressource, une attention particulière doit être portée à sa mise en forme ; elle-même, dépendante de l'échelle à laquelle le combustible est vouée. Il s'agit donc de concilier à la fois les besoins en énergie d'un territoire avec la capacité de mobilisation d'un gisement SSD, tout en s'assurant de la compatibilité de la ressource avec les installations disponibles sur le territoire.

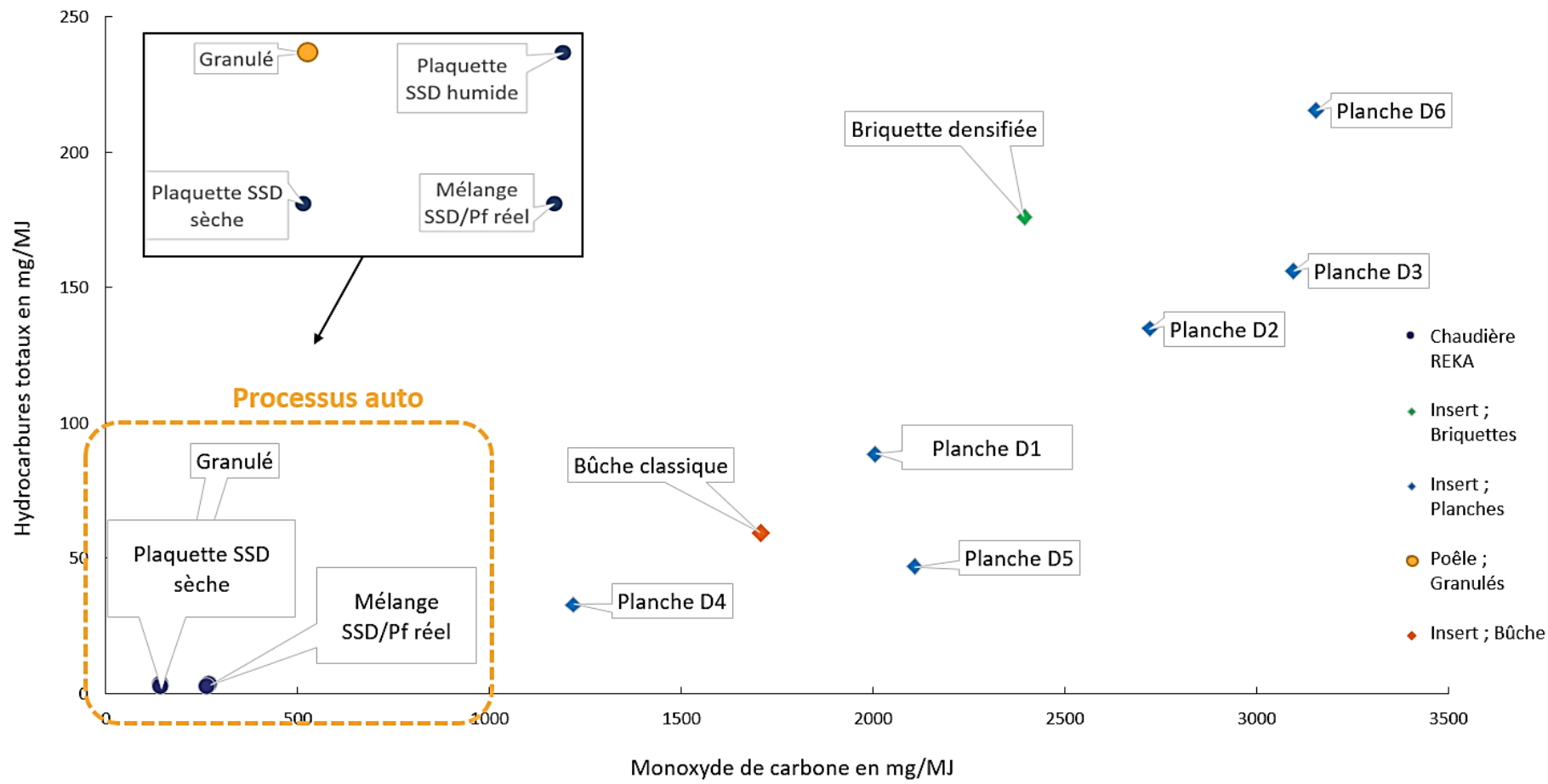


Figure VII. 1 Teneurs en CO/HCT en fonction des formes de valorisation du bois SSD.

# Annexes

--

# Annexes 1

---

*Annexe 1 Code python utilisé pour la modélisation de l'automate cellulaire représentant les transferts thermiques survenant au sein d'un bloc unique de bois (Chapitre IV).*

---

```
#Importation des bibliothèques nécessaires
import seaborn as sns
import pandas as pd
from matplotlib import pyplot as plt
from matplotlib import animation
from random import sample

#température bois de départ = 298 K (25°C)
#température céramique = 388 K (115°C)
#Stock d'énergie initial pour toute les cellules : 0
#conditions du lit : une particule de bois de 5 x 3.5 x 1 cm (lxLxh)
#chaleur spécifique du bois : 2.5 J/g.K
#Masse volumique du bois (DOUGLAS) : 0.54 g/cm3
#Cp : 1000+3.7T

#Paramétrage des constantes
p=1
n=100
fig=plt.figure()

#Définition des matrices : états, énergie, température, humidité
def random_bed(p, n):
    states=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice état
    C=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
    for (i,j) in C:
        states[i][j]=1 #Définition des cellules bois d'état 1
    return states

def matrice_energie(p, n):
    energie=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice énergie
    Ec=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
    for (i,j) in Ec:
        energie[i][j]=0.84 #Définition de l'énergie initial du bois
    return energie

def matrice_temp(p, n):
    temperature=[[383]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice température
    Tc=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
    for (i,j) in Tc:
        temperature[i][j]=298.15 #Définition de la température initial du bois
```

```

return temperature

def matrice_eau(p, n):
    humidite=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice d'humidité
    Hc=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
    for (i,j) in Hc:
        humidite[i][j]=0.0038 #Définition de l'humidité initial du bois
    return humidite

states=random_bed(p, n) #Mise en place de la matrice
energie=matrice_energie(p, n) #Mise en place de la matrice
temperature=matrice_temp(p, n) #Mise en place de la matrice
humidite=matrice_eau(p, n) #Mise en place de la matrice

#Définition des conditions de voisinage
def voisins(n, i, j):
    return [(a,b) for (a, b) in
            [(i, j+1),(i, j-1), (i-1, j), (i+1,j)]
            if a in range(n) and b in range(n)]

def voisinsR(n, i, j):
    return [(a,b) for (a, b) in
            [(i, j+1),(i, j-1), (i-1, j), (i+1,j)]
            if a in range(n) and b in range(n)]

#Identification des cellules voisines de type "air"
def nb_voisins(n, i, j):
    compteur = 0
    if states[i][j+1] == 0: compteur += 1
    if states[i][j-1] == 0: compteur += 1
    if states[i-1][j] == 0: compteur += 1
    return compteur

#Transfert d'énergie par rayonnement et convection
def update_energie_ray(energie):
    n=len(states) #Parcourir la matrice d'état
    for line in range(n): #Parcourir les lignes
        for col in range(n): #Parcourir les colonnes
            if states[line][col]==1: #Si la cellule est du bois
                energie[line][col]=energie[line][col]+(2*((Eb*Phi*0.000001)-
                (Eb*Boltz*((temperature[line][col])**4)*0.000001))) #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par
                rayonnement sur les deux côtés de la maille
                energie[line][col]=energie[line][col]+(2*(h*0.000001*(Tair-(temperature[line][col])))
#Bilan d'énergie net d'énergie reçue par convection sur les deux côtés de la maille
                nb = nb_voisins(n, line, col) #Identification du nombre de cellules voisines "air"
                for (i, j) in voisinsR(n, line, col):
                    if states[i][j] == 0: #Condition si les cellules voisines sont de type "air"
                        energie[line][col]=energie[line][col]+(nb*((Eb*Phi*Scell)-
                        (Eb*Boltz*((temperature[line][col])**4)*Scell))) #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par
                        rayonnement par face de la maille exposée aux voisins air
                        energie[line][col]=energie[line][col]+(nb*(h*Scell*(Tair-(temperature[line][col])))
#Bilan d'énergie net d'énergie reçue par convection par face de la maille exposée aux voisins air

```

```

return energie

#Paramètres rayonnement
Boltz = 5.67*10**-8
Tceram = 430
Phi = 0.95*Boltz*(Tceram**4)
Eb = 0.95
Scell = 0.000025

#Paramètres convection
h = 15
Tair = 388

#Transfert d'énergie dans le bois par conduction
#Conductivité du bois de Douglas : 0.14 W.m-1.k-1
def update_energie_cond(energie):
    n=len(energie) #Parcourir la matrice énergie
    energieBis=[[0]*n for _ in range(n)] #Création d'une matrice "copie" de la matrice énergie
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            energieBis[line][col] = energie[line][col] #Mise en place de la matrice copie provisoire
    n=len(states) #Parcourir la matrice d'état
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            if states[line][col]==1:
                for (i, j) in voisins(n, line, col):
                    if states[i][j]==1:
                        if energie[i][j]<energie[line][col]: #Définition des règles de la conduction

energieBis[i][j]=energieBis[i][j]+(((0.14*0.000025)/(0.001))*(temperature[line][col]-
temperature[i][j])) #On ajoute l'énergie de la conduction à la cellule récipiendaire sur la matrice
"copie" provisoire
                        energieBis[line][col]=energieBis[line][col]-
(((0.14*0.000025)/(0.001))*(temperature[line][col]-temperature[i][j])) #On soustrait l'énergie de la
conduction à la cellule sur la matrice "copie" provisoire
    n=len(energieBis) #Parcourir la matrice copie
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            energie[line][col]=energieBis[line][col] #Ajout des modifications précédentes à la matrice
permanente
    return energie

#Mise à jour de la température après transferts thermiques avec 0.0135g de bois sec pour 0.025 cm3
def update_temp(temperature):
    n=len(states)
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            if states[line][col]==1:
                temperature[line][col]=298.15+((energie[line][col])/(2.5*0.0135)) #Transformation de
l'énergie en température
    return temperature

```

```
#Evaporation de l'eau contenue dans le bois et stockage du débit dans une liste
```

```
Debit_eau_vap = [] #Stock la perte en masse d'eau
```

```
def update_humidité(humidité):
```

```
    n=len(states)
```

```
    Debit_eau_trans = [] #Fonction transitoire qui stock l'information de perte en eau
```

```
    for line in range(n):
```

```
        for col in range(n):
```

```
            if states[line][col]==1:
```

```
                if temperature[line][col]>373.15: #Pour une température supérieure à la température d'ébullition
```

```
                    if humidité[line][col]>0:
```

```
                        while energie[line][col]>2.5353: #Tant que l'énergie de la cellule est supérieure à celle correspondant à 100°C
```

```
                            Debit_eau_trans.append(((energie[line][col])-2.5353)/(2257)) #Application de l'information de la perte en masse
```

```
                                humidité[line][col]=humidité[line][col]-(((energie[line][col])-2.5353)/(2257)) #Mise à jour de l'humidité
```

```
                                    energie[line][col]=energie[line][col]-(energie[line][col]-2.5353) #Mise à jour de l'énergie
```

```
                                        somme = sum(Debit_eau_trans) #Somme de toute la masse d'eau perdue pour l'ensemble de la matrice
```

```
                                        Debit_eau_vap.append(somme) #Application à la fonction stock de la perte en masse d'eau
```

```
                                        return humidité
```

```
#Fonction finale regroupant les trois phénomènes
```

```
def propagate(i):
```

```
    print("animation running...")
```

```
    update_energie_ray(energie)
```

```
    update_temp(temperature)
```

```
    update_energie_cond(energie)
```

```
    update_temp(temperature)
```

```
    update_humidité(humidité)
```

```
    update_temp(temperature)
```

```
    Ts.append(temperature[70][51])
```

```
    Ti.append(temperature[80][51])
```

```
    Tc.append(temperature[85][51])
```

```
    fig.clear()
```

```
    sns.heatmap(temperature, vmax=400) #Carte thermique
```

```
#Suivi de la température
```

```
Ts = [] #Température de surface
```

```
Ti = [] #Température intermédiaire
```

```
Tc = [] #Température centrale
```

```
#Animation de la carte thermique (définir "i")
```

```
i = 7000 #Itérations
```



```

fig=plt.figure()
anim=animation.FuncAnimation(fig, propagate, frames=i, repeat=False) #Animation de la carte
thermique
plt.show() #Affichage de la carte thermique

#Export des données
data = Debit_eau_vap
dataTs = Ts
dataTi = Ti
dataTc = Tc
df = pd.DataFrame(data)
df1 = pd.DataFrame(dataTs)
df2 = pd.DataFrame(dataTi)
df3 = pd.DataFrame(dataTc)
df.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse - Valorisation
thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg -
REKA\export_Essai_Sens_T430_Eb095_h15.csv', index=False, header=True)
print(df)
#df1.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse -
Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg -
REKA\Sensibilité\export_Essai_Sens_U38_Ts.csv', index=False, header=True)
#df2.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse -
Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg -
REKA\Sensibilité\export_Essai_Sens_U38_Ti.csv', index=False, header=True)
#df3.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse -
Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg -
REKA\Sensibilité\export_Essai_Sens_U38_Tc.csv', index=False, header=True)

```

## Annexes 2

---

*Annexe 2. Code python utilisé pour la modélisation de l'automate cellulaire représentant les transferts thermiques survenant au sein de deux blocs de bois (Chapitre IV).*

---

```

#Importation des bibliothèques nécessaires
import seaborn as sns
import pandas as pd
from matplotlib import pyplot as plt
from matplotlib import animation
from random import sample

#température bois de départ = 298 K (25°C)
#température céramique = 388 K (115°C)
#Stock d'énergie initial pour toute les cellules : 0
#conditions du lit : une particule de bois de 5 x 3.5 x 1 cm (lxLxh)
#chaleur spécifique du bois : 2.5 J/g.K

```

```
#Masse volumique du bois (DOUGLAS) : 0.54 g/cm3
```

```
#Paramétrage des constantes
```

```
p=1
```

```
n=100
```

```
fig=plt.figure()
```

```
#Définition des matrices : états, énergie, température, humidité
```

```
def random_bed(p, n):
```

```
    states=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice état
```

```
    C=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
```

```
    C1=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(40, 70)]
```

```
    for (i,j) in C:
```

```
        states[i][j]=1 #Définition des cellules bois d'état 1
```

```
    for (i,j) in C1:
```

```
        states[i][j]=1
```

```
    return states
```

```
def matrice_energie(p, n):
```

```
    energie=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice énergie
```

```
    Ec=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
```

```
    Ec1=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(40, 70)]
```

```
    for (i,j) in Ec:
```

```
        energie[i][j]=1.00 #Définition de l'énergie initial du bois
```

```
    for (i,j) in Ec1:
```

```
        energie[i][j]=1.00
```

```
    return energie
```

```
def matrice_temp(p, n):
```

```
    temperature=[[383]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice température
```

```
    Tc=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
```

```
    Tc1=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(40, 70)]
```

```
    for (i,j) in Tc:
```

```
        temperature[i][j]=298.15 #Définition de la température initial du bois
```

```
    for (i,j) in Tc1:
```

```
        temperature[i][j]=298.15
```

```
    return temperature
```

```
def matrice_eau(p, n):
```

```
    humidité=[[0]*n for _ in range(n)] #Création de la matrice d'humidité
```

```
    Hc=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(70, 100)] #Identification des cellules bois
```

```
    Hc1=[(line, col) for col in range(16, 86) for line in range(40, 70)]
```

```
    for (i,j) in Hc:
```

```
        humidité[i][j]=0.0058 #Définition de l'humidité initial du bois
```

```
    for (i,j) in Hc1:
```

```
        humidité[i][j]=0
```

```
    return humidité
```

```
states=random_bed(p, n) #Mise en place de la matrice
```

```
energie=matrice_energie(p, n) #Mise en place de la matrice
```

```
temperature=matrice_temp(p, n) #Mise en place de la matrice
```

```
humidité=matrice_eau(p, n) #Mise en place de la matrice
```

```
#Définition des conditions de voisinage
```

```
def voisins(n, i, j):  
    return [(a,b) for (a, b) in  
            [(i, j+1),(i, j-1), (i-1, j), (i+1,j)]  
            if a in range(n) and b in range(n)]
```

```
def voisinsR(n, i, j):  
    return [(a,b) for (a, b) in  
            [(i, j+1),(i, j-1), (i-1, j), (i+1,j)]  
            if a in range(n) and b in range(n)]
```

```
#Identification des cellules voisines de type "air"
```

```
def nb_voisins(n, i, j):  
    compteur = 0  
    if states[i][j+1] == 0: compteur += 1  
    if states[i][j-1] == 0: compteur += 1  
    if states[i-1][j] == 0: compteur += 1  
    return compteur
```

```
#Transfert d'énergie par rayonnement et convection
```

```
def update_energie_ray(energie):  
    n=len(states) #Parcourir la matrice d'état  
    for line in range(n): #Parcourir les lignes  
        for col in range(n): #Parcourir les colonnes  
            if states[line][col]==1: #Si la cellule est du bois  
                energie[line][col]=energie[line][col]+(2*((Eb*Phi*0.000001)-  
                (Eb*Boltz*((temperature[line][col])**4)*0.000001))) #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par  
                rayonnement sur les deux côtés de la maille  
                energie[line][col]=energie[line][col]+(2*(h*0.000001*(Tair-(temperature[line][col]))))  
            #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par convection sur les deux côtés de la maille  
            nb = nb_voisins(n, line, col) #Identification du nombre de cellules voisines "air"  
            for (i, j) in voisinsR(n, line, col):  
                if states[i][j] == 0: #Condition si les cellules voisines sont de type "air"  
                    energie[line][col]=energie[line][col]+(nb*((Eb*Phi*Scell)-  
                    (Eb*Boltz*((temperature[line][col])**4)*Scell))) #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par  
                    rayonnement par face de la maille exposée aux voisins air  
                    energie[line][col]=energie[line][col]+(nb*(h*Scell*(Tair-(temperature[line][col]))))  
            #Bilan d'énergie net d'énergie reçue par convection par face de la maille exposée aux voisins air  
    return energie
```

```
#Paramètres rayonnement
```

```
Boltz = 5.67*10**-8  
Tceram = 430  
Phi = 0.95*Boltz*(Tceram**4)  
Eb = 0.95  
Scell = 0.000025
```

```
#Paramètres convection
```

```
h = 15  
Tair = 388
```

```

#Transfert d'énergie dans le bois par conduction
#Conductivité du bois de Douglas : 0.14 W.m-1.k-1
def update_energie_cond(energie):
    n=len(energie) #Parcourir la matrice énergie
    energieBis=[[0]*n for _ in range(n)] #Création d'une matrice "copie" de la matrice énergie
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            energieBis[line][col] = energie[line][col] #Mise en place de la matrice copie provisoire
    n=len(states) #Parcourir la matrice d'état
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            if states[line][col]==1:
                for (i, j) in voisins(n, line, col):
                    if states[i][j]==1:
                        if energie[i][j]<energie[line][col]: #Définition des règles de la conduction

energieBis[i][j]=energieBis[i][j]+(((0.14*0.000025)/(0.001))*(temperature[line][col]-
temperature[i][j])) #On ajoute l'énergie de la conduction à la cellule récipiendaire sur la matrice
"copie" provisoire
                        energieBis[line][col]=energieBis[line][col]-
(((0.14*0.000025)/(0.001))*(temperature[line][col]-temperature[i][j])) #On soustrait l'énergie de la
conduction à la cellule sur la matrice "copie" provisoire
    n=len(energieBis) #Parcourir la matrice copie
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            energie[line][col]=energieBis[line][col] #Ajout des modifications précédentes à la matrice
permanente
    return energie

#Mise à jour de la température après transferts thermiques avec 0.0135g de bois sec pour 0.025 cm3
def update_temp(temperature):
    n=len(states)
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            if states[line][col]==1:
                temperature[line][col]=298.15+((energie[line][col])/(2.5*0.0135)) #Transformation de
l'énergie en température
    return temperature

#Evaporation de l'eau contenue dans le bois et stockage du débit dans une liste
Debit_eau_vap = [] #Stock la perte en masse d'eau

def update_humidité(humidité):
    n=len(states)
    Debit_eau_trans = [] #Fonction transitoire qui stock l'information de perte en eau
    for line in range(n):
        for col in range(n):
            if states[line][col]==1:
                if temperature[line][col]>373.15: #Pour une température supérieure à la température
d'ébullition
                    if humidité[line][col]>0:

```

```

        while energie[line][col]>2.5353: #Tant que l'énergie de la cellule est supérieure à celle
correspondant à 100°C
            Debit_eau_trans.append(((energie[line][col])-2.5353)/(2257)) #Application de
l'information de la perte en masse
            humidité[line][col]=humidité[line][col]-(((energie[line][col])-2.5353)/(2257)) #Mise
à jour de l'humidité
            energie[line][col]=energie[line][col]-(energie[line][col]-2.5353) #Mise à jour de
l'énergie
        somme = sum(Debit_eau_trans) #Somme de toute la masse d'eau perdue pour l'ensemble de la
matrice
        Debit_eau_vap.append(somme) #Application à la fonction stock de la perte en masse d'eau
return humidité

```

```

#Fonction finale regroupant les trois phénomènes
def propagate(i):
    print("animation running...")
    update_energie_ray(energie)
    update_temp(temperature)
    update_energie_cond(energie)
    update_temp(temperature)
    update_humidité(humidité)
    update_temp(temperature)
    fig.clear()
    sns.heatmap(temperature, vmax=400) #Carte thermique

```

```

#Suivi de la température
Ts = [] #Température de surface
Ti = [] #Température intermédiaire
Tc = [] #Température centrale

```

```

#Animation de la carte thermique (définir "i")
i = 3500 #Itérations
fig=plt.figure()
anim=animation.FuncAnimation(fig, propagate, frames=i, repeat=False) #Animation de la carte
thermique
plt.show() #Affichage de la carte thermique

```

```

#Export des données

```

```

data = Debit_eau_vap
dataTs = Ts
dataTi = Ti
dataTc = Tc
df = pd.DataFrame(data)
df1 = pd.DataFrame(dataTs)
df2 = pd.DataFrame(dataTi)
df3 = pd.DataFrame(dataTc)
df.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse - Valorisation
thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg -
REKA\2Bloc\export_Essai_U58_Deau.csv', index=False, header=True)
print(df)

```

```
df1.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg - REKA\2Bloc\export_Essai_U58_Ts.csv', index=False, header=True)
df2.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg - REKA\2Bloc\export_Essai_U58_Ti.csv', index=False, header=True)
df3.to_csv(r'C:\Users\Axel\Desktop\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Thèse - Valorisation thermique du bois SSD\Activités de recherche\Partie II. Plaquettes SSD Illberg - REKA\2Bloc\export_Essai_U58_Tc.csv', index=False, header=True)
```

## Annexes 3

*Annexe 3. Exemples de courbes d'émissions en fonction du temps représentatives de la chaudière, de l'insert à bûches et du poêle à granulés.*



Figure A 1. Représentation d'un essai complet en chaudière REKA (SSD 8 % d'humidité) par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> ainsi que la température des fumées après l'échangeur de chaleur.

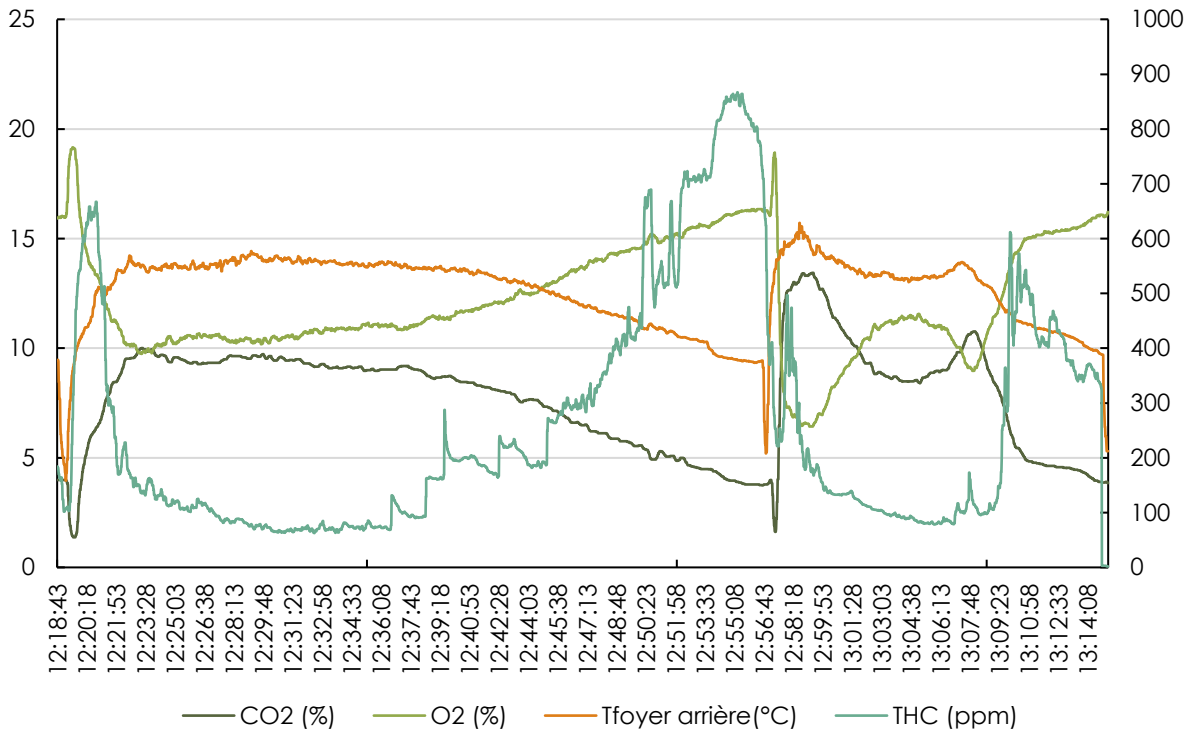


Figure A 2. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie I des planches de palettes (D3) par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> et HCT ainsi que la température arrière du foyer.

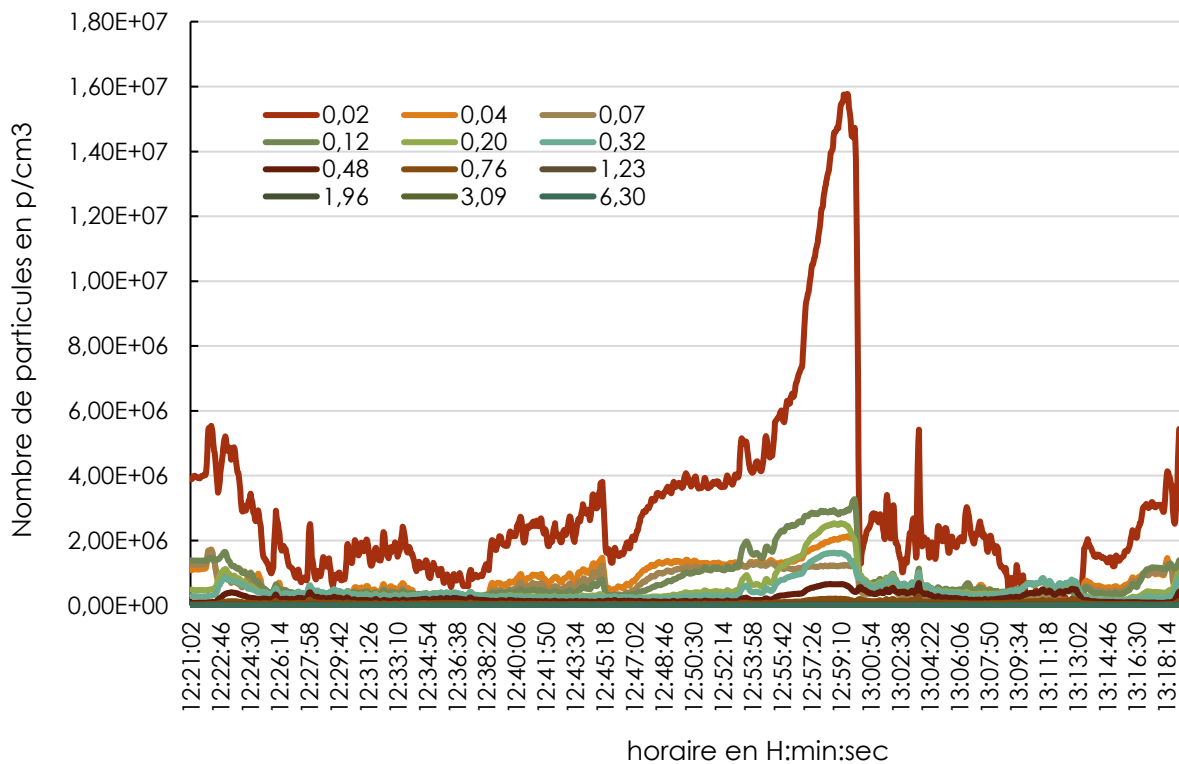


Figure A 3. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie I des planches de palettes (D3) par les émissions en particules (en µm).



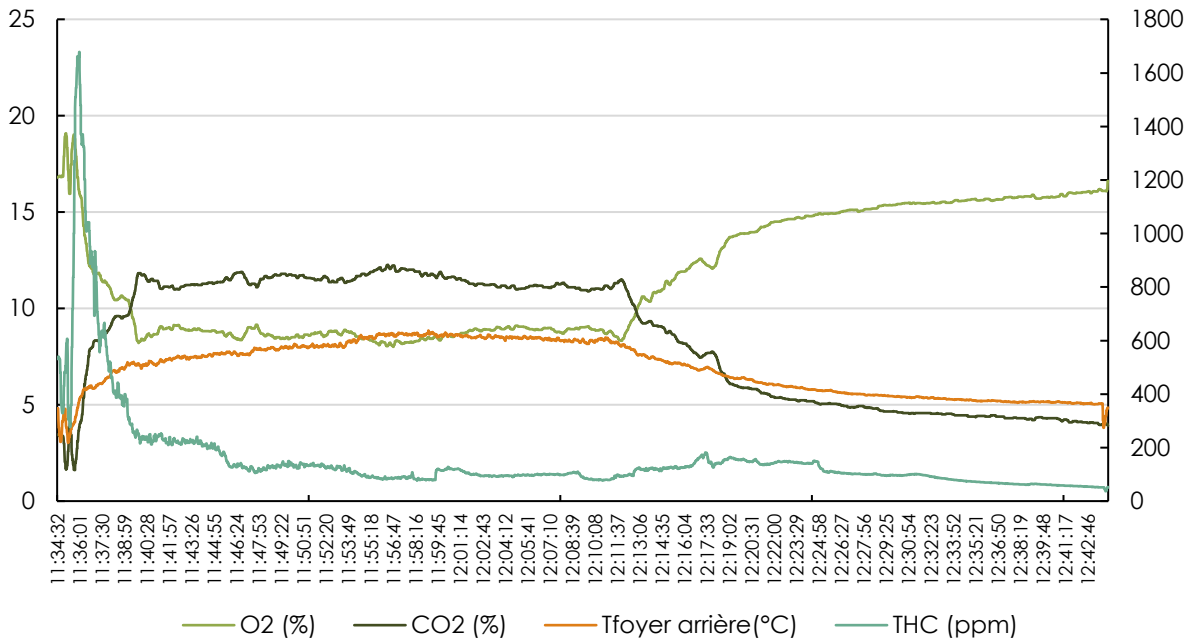


Figure A 4. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie II des planches de palettes (D5) par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> et HCT ainsi que la température arrière du foyer.

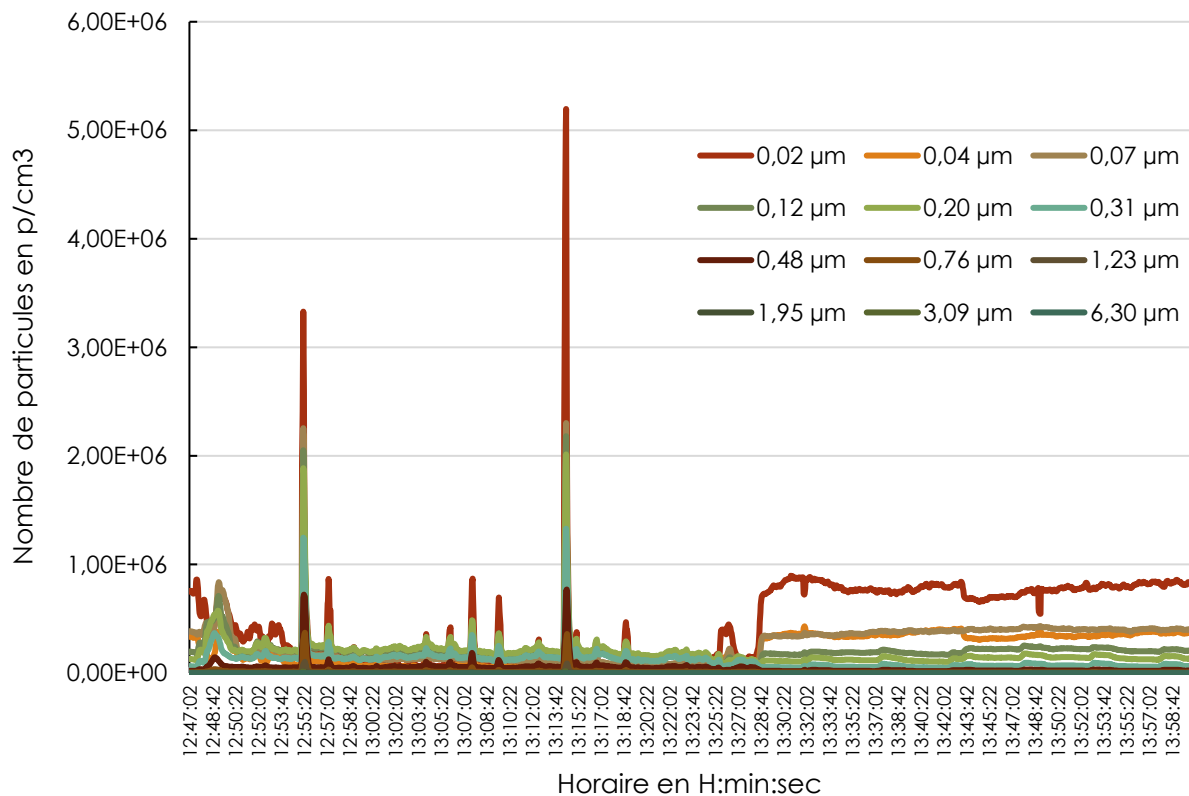


Figure A 5. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie I des planches de palettes (D5) par les émissions en particules (en µm).

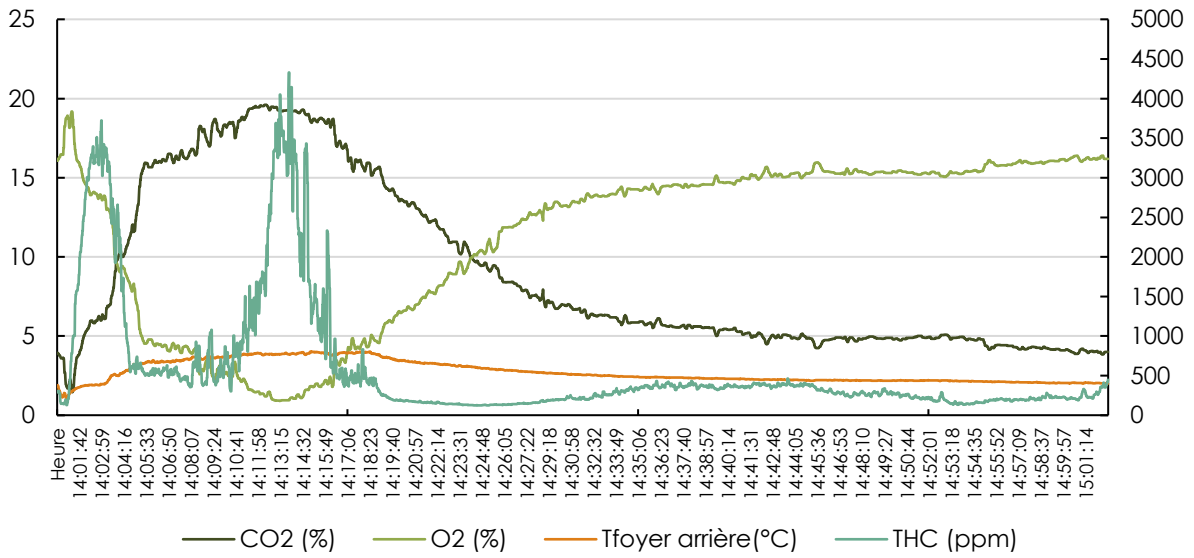


Figure A 6. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie II des planches de palettes (D6) par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> et HCT ainsi que la température arrière du foyer.

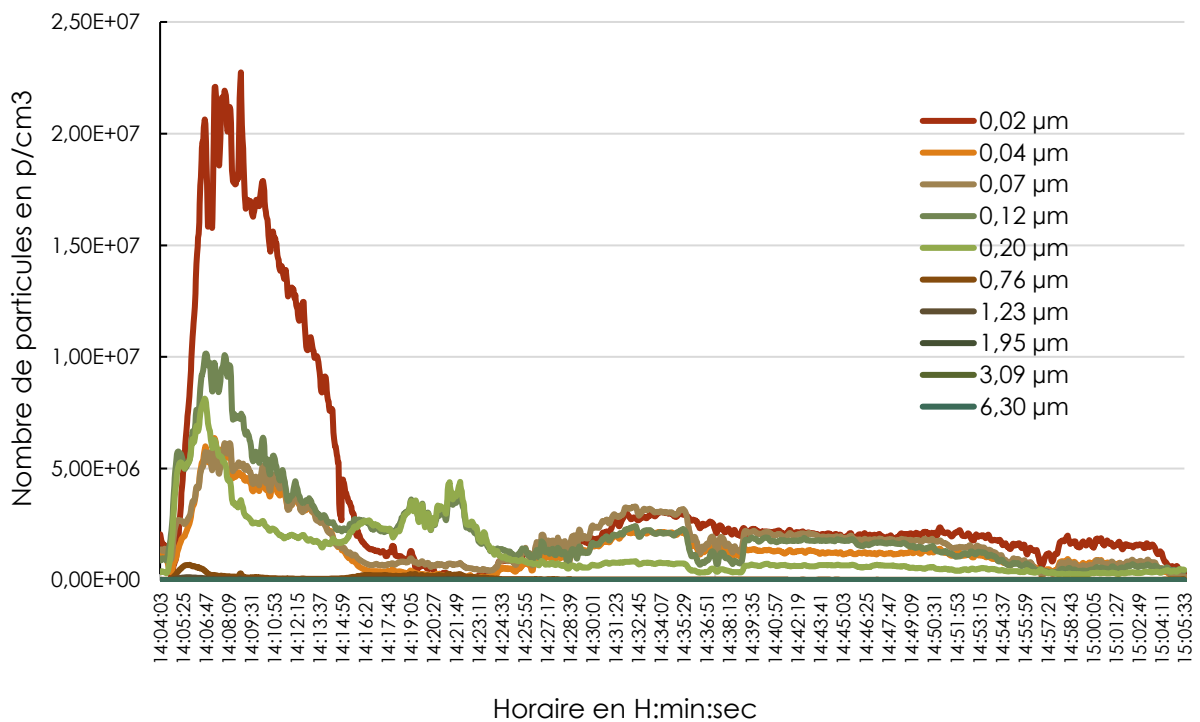


Figure A 7. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour la catégorie I des planches de palettes (D6) par les émissions en particules (en µm).

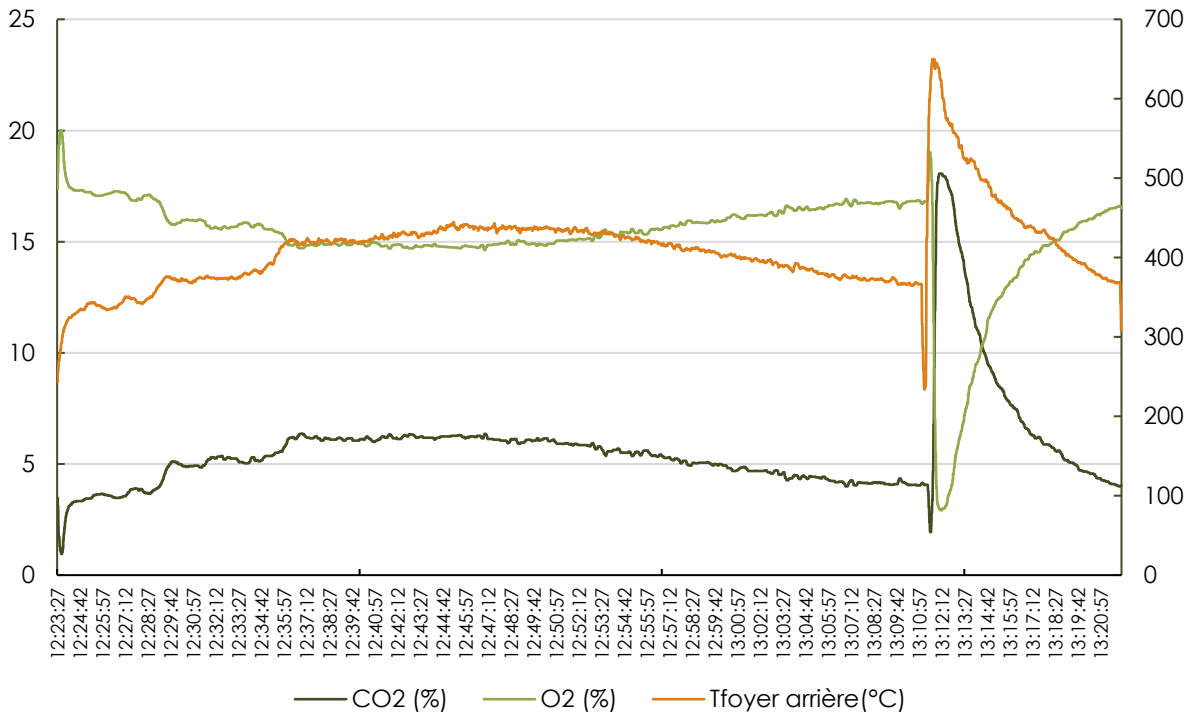


Figure A 8. Représentation d'une charge nominale complète en insert à bûches pour une bûche densifiée (briquelette SSD) par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> ainsi que la température arrière du foyer.

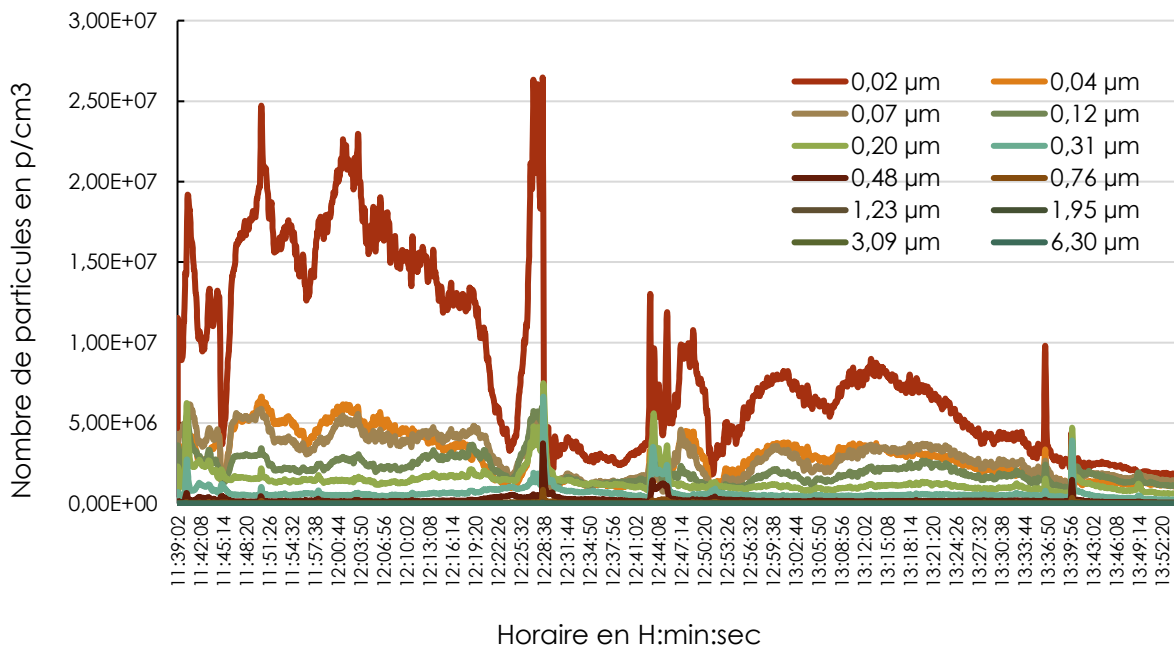


Figure A 9. Représentation d'une charge nominale en insert à bûches pour une bûche densifiée (briquelette SSD) par les émissions en particules (en µm).

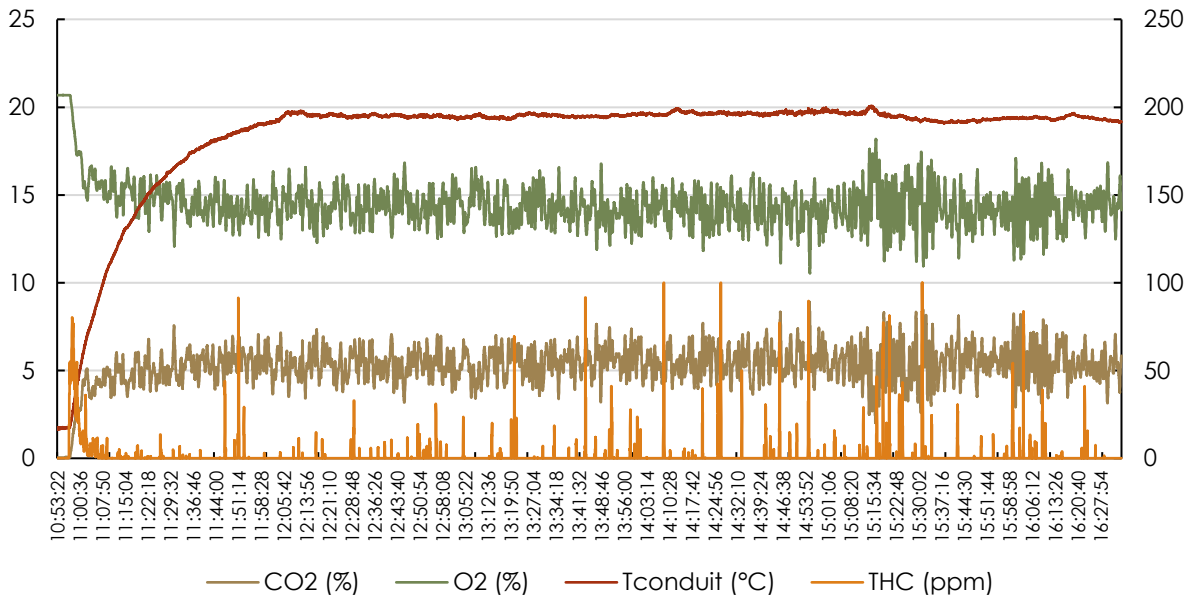


Figure A 10. Représentation d'un essai nominal complet en poêle à granulés pour le granulé SSD, par les teneurs en CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub>, HCT ainsi que la température des fumées.

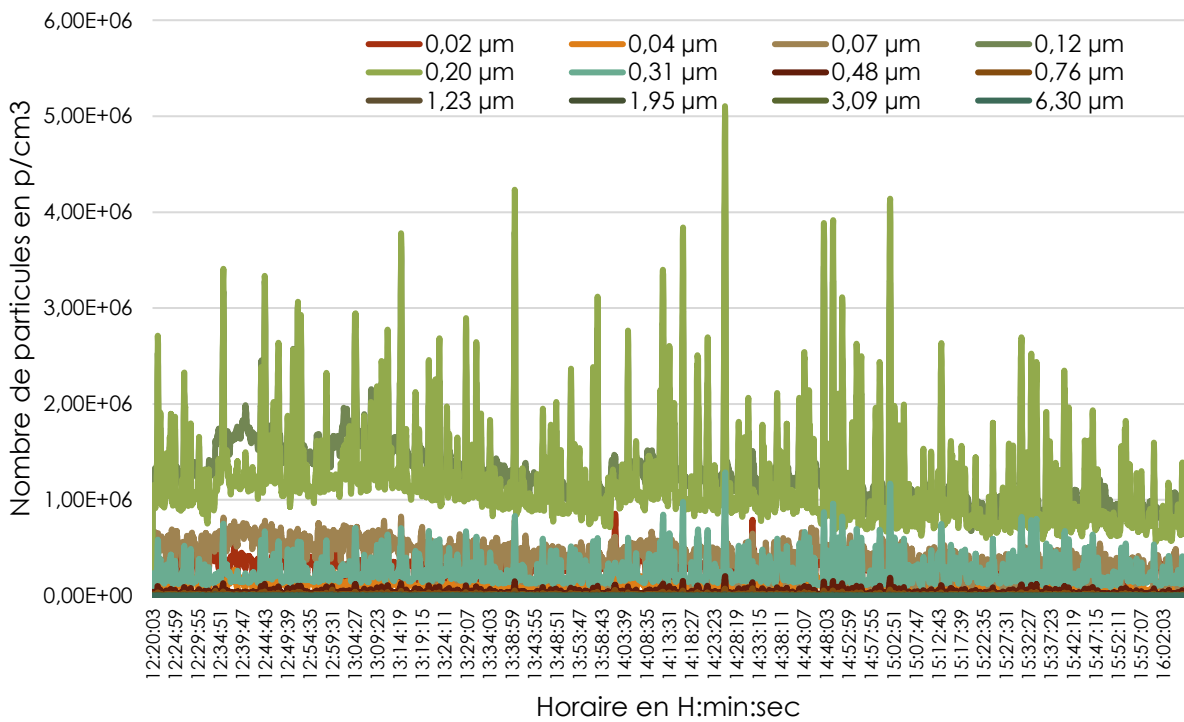


Figure A 11. Représentation d'une charge nominale en poêle à granulés pour le granulé SSD, par les émissions en particules (en µm).

# Références bibliographiques

- [1] Edenhofer OR, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, et al. IPCC, 2014: Summary for Policymakers. In: Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. 2014.
- [2] Nwachukwu CM, Wang C, Wetterlund E. Exploring the role of forest biomass in abating fossil CO<sub>2</sub> emissions in the iron and steel industry – The case of Sweden. *Applied Energy* 2021;288:116558. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2021.116558>.
- [3] Analyse du cycle de vie du bois énergie collectif et industriel. La librairie ADEME n.d. <https://librairie.ademe.fr/energies-renouvelables-reseaux-et-stockage/5214-analyse-du-cycle-de-vie-du-bois-energie-collectif-et-industriel.html> (accessed May 30, 2023).
- [4] Chiffres clés de l'énergie - Édition 2021. Données et études statistiques pour le changement climatique, l'énergie, l'environnement, le logement, et les transports n.d. <https://statistiques.developpement-durable.gouv.fr/chiffres-cles-de-lenergie-edition-2021> (accessed November 2, 2021).
- [5] Eguienta J, Phan C. Chiffres clés des énergies renouvelables 2022. 2022.
- [6] Besoins de chaleur et de froid. Ministères Écologie Énergie Territoires n.d. <https://www.ecologie.gouv.fr/besoins-chaleur-et-froid> (accessed June 3, 2023).
- [7] CIBE. LE BOIS-ÉNERGIE COLLECTIF ET INDUSTRIEL EN FRANCE 2021.
- [8] Chiffres clés des énergies renouvelables - Édition 2021. Données et études statistiques pour le changement climatique, l'énergie, l'environnement, le logement, et les transports n.d. <https://statistiques.developpement-durable.gouv.fr/chiffres-cles-des-energies-renouvelables-edition-2021> (accessed November 2, 2021).
- [9] LOI n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte - Dossiers législatifs - Légifrance n.d. <https://www.legifrance.gouv.fr/dossierlegislatif/JORFDOLE000029310724/> (accessed June 6, 2023).
- [10] Ministère de la Transition écologique et solidaire. Stratégie française pour l'énergie et le climat : programmation pluriannuelle de l'énergie 2019-2023 et 2024-2028. 2020.
- [11] Décret n° 2020-26 du 14 janvier 2020 relatif à la prime de transition énergétique. 2020.
- [12] Loi n° 2005-781 du 13 juillet 2005 de programme fixant les orientations de la politique énergétique. n.d.
- [13] Article 86 - LOI n° 2021-1900 du 30 décembre 2021 de finances pour 2022 (1) - Légifrance n.d. [https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/article\\_jo/JORFARTI000044637744](https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/article_jo/JORFARTI000044637744) (accessed June 6, 2023).
- [14] Coup de pouce "Chauffage." Ministères Écologie Énergie Territoires n.d. <https://www.ecologie.gouv.fr/coup-pouce-chauffage> (accessed June 6, 2023).
- [15] Le Fonds Chaleur, l'outil essentiel pour augmenter la part d'énergie renouvelable dans la production de chaleur. Le Fonds Chaleur n.d. <https://fondschaleur.ademe.fr/> (accessed November 2, 2021).
- [16] Stratégie Nationale de Mobilisation de la Biomasse. n.d.
- [17] Ministère de la Transition écologique. Section unique : Stratégie nationale de mobilisation de la biomasse (Articles D211-1 à D211-4) - Légifrance n.d. <https://www.legifrance.gouv.fr/codes/id/LEGISCTA000033053785/2020-08-25> (accessed June 7, 2023).

- [18] FNSB, FCBA, IGN, ADEME, COLIN A, SIMON M. DISPONIBILITÉS FORESTIÈRES POUR L'ÉNERGIE ET LES MATÉRIAUX À L'HORIZON 2035. 2017.
- [19] GERBOISE : OBSERVATOIRE NATIONAL DE LA RECOLTE DE BOIS ENERGIE DESTINE A LA PRODUCTION DE PLAQUETTES FORESTIERES DONNEES 2015. 2017.
- [20] Leturcq P. La neutralité carbone du bois énergie : un concept trompeur ? Rev For Fr 2011. <https://doi.org/10.4267/2042/47204>.
- [21] Valade A, Bellassen V, Luysaert S, Vallet P, Djomo SN. Bilan carbone de la ressource forestiere francaise - Projections du puits de carbone de la filière forêt-bois française et incertitude sur ses déterminants. auto-saisine; 2017.
- [22] Roux A, COLIN A, DHÔTE J-F, Schmitt B, Bailly A, Bastien J-C, et al. Filière forêt-bois et atténuation du changement climatique : Entre séquestration du carbone en forêt et développement de la bioéconomie. 2020.
- [23] LURO D, DEROUBAIX G. La filière bois et la valorisation énergétique du bois. POLLUTION ATMOSPHERIQUE 2009.
- [24] FCBA A. Évaluation du gisement de déchet bois et son positionnement dans la filière bois/bois énergie. FCBA & ADEME; 2015.
- [25] Titre IV : Déchets (Articles L541-1 à L542-14) - Légifrance n.d. [https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section\\_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006143752/](https://www.legifrance.gouv.fr/codes/section_lc/LEGITEXT000006074220/LEGISCTA000006143752/) (accessed June 17, 2022).
- [26] FCBA. Référentiel de classification des déchets bois. 2022.
- [27] Bilan 2018 de la production de déchets en France - Juin 2021 2018:4.
- [28] Evaluation des gisements de « déchets bois » en Midi-Pyrénées n.d.:41.
- [29] Xerfi Specific, FCBA, CODIFAB, FBF. Gestion des Déchets Bois du Bâtiment - GDBAT. Phase 1 : Gisement et devenir des déchets bois issus de la construction neuve, de la démolition et de la rénovation du bâtiment. 2022.
- [30] Directive 2008/98/CE du Parlement européen et du Conseil du 19 novembre 2008 relative aux déchets et abrogeant certaines directives (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). 2018.
- [31] Arrêté du 29 juillet 2014 fixant les critères de sortie du statut de déchet pour les broyats d'emballages en bois pour un usage comme combustibles de type biomasse dans une installation de combustion. n.d.
- [32] 2910. Combustion, à l'exclusion des installations visées par les rubriques 2770, 2771, 2971 ou 2931 | AIDA n.d. [https://aida.ineris.fr/consultation\\_document/10767](https://aida.ineris.fr/consultation_document/10767) (accessed March 21, 2022).
- [33] Décret n° 2021-380 du 1er avril 2021 relatif à la sortie du statut de déchet. n.d.
- [34] Arrêté du 19 juin 2015 relatif au système de gestion de la qualité mentionné à l'article D. 541-12-14 du code de l'environnement. n.d.
- [35] FIBOIS, APROVALBOIS, ADIB, GIPEBLOR, VALEUR BOIS. SUIVI DE L'EVOLUTION DU BOIS ENERGIE ET DU BOIS D'INDUSTRIE SUR LES REGIONS DU GRAND NORD EST DE LA FRANCE. 2014.
- [36] SYPAL, FNB, editors. Cahier des charges palette bois - Guide de préconisations n.d.
- [37] Pasquier S. PAGE 2 | VALORISATION DES PALETTES BOIS EN FIN DE VIE : ETAT DES LIEUX ET PERSPECTIVES D'EVOLUTION n.d.:143.
- [38] Article R543-43 - Code de l'environnement - Légifrance n.d. [https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article\\_lc/LEGIARTI000042904582/](https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042904582/) (accessed September 27, 2022).
- [39] FCBA, SYPAL, editors. La palette bois affiche son profil environnemental 2012.
- [40] Pasquier S. PAGE 2 | VALORISATION DES PALETTES BOIS EN FIN DE VIE : ETAT DES LIEUX ET PERSPECTIVES D'EVOLUTION n.d.:143.

- [41] Prevot G. Valorisation énergétique des déchets de biomasse d'origine végétale n.d.:125.
- [42] ADEME. Grand-Est. Schéma Régional Biomasse (SRB) : rapport de diagnostic. 2021.
- [43] Tachet J-P, De REBOUL L. Sortie de Statut de Déchet Broyats ded'Emballages en bois mise en œuvre avec EcoBois 2017.
- [44] AFNOR. Biocombustibles solides — Classes et spécifications des combustibles — Partie 2: Classes de granulés de bois 2021.
- [45] ProPellet. Marché du chauffage au granulé de bois en France 2019-202. 2020.
- [46] Chambéry N agence web. Chiffres Clés du Chauffage au Granulé de Bois - Propellet France n.d. <https://www.propellet.fr/page-propellet-chiffres-cles-de-la-filiere-granule-94.html> (accessed September 30, 2022).
- [47] Shang L, Nielsen NPK, Dahl J, Stelte W, Ahrenfeldt J, Holm JK, et al. Quality effects caused by torrefaction of pellets made from Scots pine. *Fuel Processing Technology* 2012;101:23–8. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2012.03.013>.
- [48] Monedero E, Portero H, Lapuerta M. Pellet blends of poplar and pine sawdust: Effects of material composition, additive, moisture content and compression die on pellet quality. *Fuel Processing Technology* 2015;132:15–23. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2014.12.013>.
- [49] Schobing J, Meyer A, Leyssens G, Zouaoui N, Allgaier O, Cazier F, et al. Inventory of the French densified log market: Characterization and emission factors measurement of twenty commercial briquettes. *Fuel* 2023;335:127060. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127060>.
- [50] DE CHERISEY H. Etat des lieux de la filière bûche reconstituée. n.d.
- [51] Schobing J. Combustion of Night Densified Logs: Environmental Impact of the Recommended Use of the Manufacturer 2023.
- [52] D'Essai R. ESSAI DE CARACTERISATION DE L'INCENDIE DE PALETTES DE DENREES ALIMENTAIRES n.d.:48.
- [53] Quel type de bois vous ne devez pas brûler dans votre cheminée ? Simply Feu 2020. <https://www.simplyfeu.com/blog/simplyfeu-1/quel-type-de-bois-vous-ne-devez-pas-bruler-dans-votre-cheminee-1003> (accessed September 30, 2022).
- [54] dist\_admin. Vous ne devez jamais brûler ces 5 choses dans un foyer. Foyers Cadieux 2018. <https://www.foyerscadieux.com/fr/vous-ne-devez-jamais-bruler-ces-5-choses-dans-un-foyer/> (accessed September 30, 2022).
- [55] Peut-on utiliser des palettes comme bois de chauffage ? - Proxi-TotalEnergies n.d. <https://www.proxi-totalenergies.fr/particuliers/actualites/peut-on-utiliser-des-palettes-comme-bois-de-chauffage> (accessed September 29, 2022).
- [56] Poêles de masse. Cheminée Chanier n.d. <https://www.chemineechanier.fr/poeles-de-masse/> (accessed September 30, 2022).
- [57] Solagro, Biomasse Normandie, BVA. ETUDE SUR LE CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS. 2018.
- [58] Leyssens G. PREPABOIS : étude de l'impact de la préparation du combustible et de ses caractéristiques sur les émissions polluantes du bois-énergie. n.d.
- [59] RAMDAHL T, SCHJOLDAGER J, CURRIE LA, HANSEN JE, MOLLER M, KLOUDA GA, et al. AMBIENT IMPACT OF RESIDENTIAL WOODCOMBUSTION IN ELVERUM, NORWA. *The Science of the Total Environment* 1984.
- [60] Pissot N, Besombes J-L, Leoz-Garziandia E, Jaffrezo J-L. Impact de la combustion du bois sur la qualité de l'air ambiant de quatre villes de France : évaluation de l'approche par traceurs organiques. *Pollution Atmosphérique : climat, santé, société* 2009:325.



- [61] Happonen MS, Uski O, Jalava PI, Kelz J, Brunner T, Hakulinen P, et al. Pulmonary inflammation and tissue damage in the mouse lung after exposure to PM samples from biomass heating appliances of old and modern technologies. *Science of The Total Environment* 2013;443:256–66. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.11.004>.
- [62] Leskinen J, Tissari J, Uski O, Virén A, Torvela T, Kaivosoja T, et al. Fine particle emissions in three different combustion conditions of a wood chip-fired appliance – Particulate physico-chemical properties and induced cell death. *Atmospheric Environment* 2014;86:129–39. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.12.012>.
- [63] Uski OJ, Happonen MS, Jalava PI, Brunner T, Kelz J, Obernberger I, et al. Acute systemic and lung inflammation in C57Bl/6J mice after intratracheal aspiration of particulate matter from small-scale biomass combustion appliances based on old and modern technologies. *Inhalation Toxicology* 2012;24:952–65. <https://doi.org/10.3109/08958378.2012.742172>.
- [64] Collet S. Les émissions de polluants liés à la combustion de bois n.d.:5.
- [65] Bari MdA, Baumbach G, Kuch B, Scheffknecht G. Wood smoke as a source of particle-phase organic compounds in residential areas. *Atmospheric Environment* 2009;43:4722–32. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.006>.
- [66] Fine PM, Cass GR, Simoneit BRT. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States. *Environ Sci Technol* 2001;35:2665–75. <https://doi.org/10.1021/es001466k>.
- [67] Status of black carbon monitoring in ambient air in Europe — European Environment Agency. 2013.
- [68] McDonald JD, Zielinska B, Fujita EM, Sagebiel JC, Chow JC, Watson JG. Fine Particle and Gaseous Emission Rates from Residential Wood Combustion. *Environ Sci Technol* 2000;34:2080–91. <https://doi.org/10.1021/es9909632>.
- [69] Hedberg E, Kristensson A, Ohlsson M, Johansson C, Johansson P-Å, Swietlicki E, et al. Chemical and physical characterization of emissions from birch wood combustion in a wood stove. *Atmospheric Environment* 2002;36:4823–37. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(02\)00417-X](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(02)00417-X).
- [70] AH Janssen N, E Gerlofs-Nijland M, Lanki T, O Salonen R, Cassee F, Hoek G, et al. Health Effects of Black Carbon n.d.
- [71] Ebringerova A, Hromadkova Z, Heinze T. *Advances in Polymer Science*. *Advances in Polymer Science*, vol. 186, 2005, p. 1–67. <https://doi.org/10.1007/b136816>.
- [72] RENAULT E. Délignification du bois de châtaignier par une approche de chimie verte. Mise en œuvre et impacts sur la structure et le potentiel anti-radicalaire des phyto-polysaccharides extraits. 2014.
- [73] Chimie des procédés de fabrication des pâtes lignocellulosiques écrues. *Techniques de l'Ingénieur* n.d. <https://www-techniques-ingenieur-fr.scd-proxy.uha.fr/base-documentaire/materiaux-th11/papiers-et-cartons-42832210/chimie-des-procedes-de-fabrication-des-pates-lignocellulosiques-ecrues-af6821/> (accessed June 8, 2023).
- [74] Adler E. Lignin chemistry—past, present and future. *Wood Sci Technol* 1977;11:169–218. <https://doi.org/10.1007/BF00365615>.
- [75] Schmidt G. Etude de l'impact de la nature et de la préparation du combustible utilisé par des appareils domestiques de chauffage au bois sur la pollution atmosphérique particulaire n.d.

- [76] Boiron L. Etude de l'impact de l'extraction des hémicelluloses du bois sur les procédés d'obtention de cellulose et d'éthanol dans le cadre d'une bioraffinerie lignocellulosique. 2018.
- [77] Bohnke I. Étude expérimentale et théorique des traitements thermiques du bois. Caractérisation physico-mécanique des bois traités. 1993.
- [78] Degroot WF, Pan W-P, Rahman MD, Richards GN. First chemical events in pyrolysis of wood. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 1988;13:221–31. [https://doi.org/10.1016/0165-2370\(88\)80024-X](https://doi.org/10.1016/0165-2370(88)80024-X).
- [79] Kifani-Sahban F, Belkbir L, Zoulalian A. Etude de la pyrolyse lente de l'Eucalyptus marocain par analyse thermique. *Thermochimica Acta* 1996;284:341–9. [https://doi.org/10.1016/0040-6031\(96\)02847-X](https://doi.org/10.1016/0040-6031(96)02847-X).
- [80] Collard F-X, Blin J. A review on pyrolysis of biomass constituents: Mechanisms and composition of the products obtained from the conversion of cellulose, hemicelluloses and lignin. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2014;38:594–608. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.06.013>.
- [81] Hill C, Altgen M, Rautkari L. Thermal modification of wood—a review: chemical changes and hygroscopicity. *J Mater Sci* 2021;56:6581–614. <https://doi.org/10.1007/s10853-020-05722-z>.
- [82] Lin B-J, Colin B, Chen W-H, Pétrissans A, Rousset P, Pétrissans M. Thermal degradation and compositional changes of wood treated in a semi-industrial scale reactor in vacuum. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2018;130:8–18. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2018.02.005>.
- [83] Khelfa A. Etude des étapes primaires de la dégradation thermique de la biomasse lignocellulosique. n.d.
- [84] E. Lapointe R. Précis de chimie de la cellulose : 2e édition. 2000.
- [85] Autret E, Rogaume Y. Production de chaleur à partir de bois - Émissions atmosphériques. Bilan, impact et évolution. *Techniques de l'Ingénieur* 2011.
- [86] Ding Y, Ezekoye OA, Lu S, Wang C. Thermal degradation of beech wood with thermogravimetry/Fourier transform infrared analysis. *Energy Conversion and Management* 2016;120:370–7. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.05.007>.
- [87] Bhattu D, Zotter P, Zhou J, Stefenelli G, Klein F, Bertrand A, et al. Effect of Stove Technology and Combustion Conditions on Gas and Particulate Emissions from Residential Biomass Combustion. *Environ Sci Technol* 2019;53:2209–19. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b05020>.
- [88] Collet S. Emissions de dioxines et furanes et autres polluants liées à la combustion de bois naturels et adjuvantés. 2000.
- [89] TERREI L. Comportement au feu du matériau bois : auto-inflammation, dégradation et auto-extinction. Université de Lorraine, 2020.
- [90] Pérez JF, Melgar A, Benjumea PN. Effect of operating and design parameters on the gasification/combustion process of waste biomass in fixed bed downdraft reactors: An experimental study. *Fuel* 2012;96:487–96. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2012.01.064>.
- [91] Fraboulet I, Collet S. Enseignement des études à l'émission réalisées par l'Ineris sur la combustion du bois en foyers domestiques, 2019.
- [92] Brandelet B, Rose C, Landreau J, Rogaume C, Druette L, Rogaume Y. Influence de pratiques réelles d'utilisations sur les émissions d'un appareil de chauffage domestique au bois. *Pollution atmosphérique* 2018. <https://doi.org/10.4267/pollution-atmospherique.6482>.
- [93] Dadkhah-Nikoo A. Analysis of Wood Combustion and Combustion Systems for a Combined Cycle Wood-Fired Power Plant. Oregon state university, 1985.

- [94] Bernard C, Rabot-Querci ML, Rogaume Y, Rogaume C, Zoulalian A. Optimiser la combustion pour un développement durable du bois-énergie. *Oil & Gas Science and Technology - Rev IFP* 2006;61:203–11. <https://doi.org/10.2516/ogst:2006014x>.
- [95] Martinez AAM. Étude des émissions polluantes de la combustion de biomasses dans une chaudière à granulés. Université de Normandie, 2022.
- [96] Marangwanda GT, Madyira DM, Chihobo HC, Babarinde TO. Modelling co-combustion of bituminous coal and pine sawdust: Thermal behaviour. *Fuel Communications* 2021;9:100035. <https://doi.org/10.1016/j.jfueco.2021.100035>.
- [97] Naudé D. THE SHALLOW ATMOSPHERIC COAL FIRED FLUIDIZED-BED 'CDMBUSTDR FURNACE. Cap town, 1980.
- [98] Zellagui S. Pyrolyse et combustion de solides pulvérisés sous forts gradients thermiques: Caractérisation de la dévolatilisation, des matières particulaires générées et modélisation. Haute-Alsace, 2016.
- [99] MacLeod CE, Law A, Hadden RM. Quantifying the heat release from char oxidation in timber. *Fire Safety Journal* 2023;138:103793. <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2023.103793>.
- [100] Ozgen S, Cernuschi S, Giugliano M. Experimental evaluation of particle number emissions from wood combustion in a closed fireplace. *Biomass and Bioenergy* 2013;50:65–74. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2013.01.015>.
- [101] Brandelet B. Physicochemical characterization of particles emitted during the three phases of wood logs combustion in domestic appliances | ProScience n.d. <https://www.scientevents.com/proscience/download/physicochemical-characterization-of-particles-emitted-during-the-three-phases-of-wood-logs-combustion-in-domestic-appliances/> (accessed September 28, 2021).
- [102] Vicente ED, Duarte MA, Calvo AI, Nunes TF, Tarelho L, Alves CA. Emission of carbon monoxide, total hydrocarbons and particulate matter during wood combustion in a stove operating under distinct conditions. *Fuel Processing Technology* 2015;131:182–92. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2014.11.021>.
- [103] Nie Y, Deng M, Shan M, Yang X. Evaluating the impact of wood sawdust and peanut shell mixing ratio on co-combustion performance. *Fuel* 2022;324:124667. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.124667>.
- [104] Bertrand A. Vieillissement atmosphérique de l'aérosol de combustion de biomasse: du potentiel de formation d'aérosol organique secondaire à la modification de l'empreinte chimique à l'échelle moléculaire. Aix Marseille, 2017.
- [105] Buchmayr M, Gruber J, Hargassner M, Hochenauer C. Experimental investigation of the primary combustion zone during staged combustion of wood-chips in a commercial small-scale boiler. *Biomass and Bioenergy* 2015;81:356–63. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2015.07.016>.
- [106] Vicente ED, Vicente AM, Evtugina M, Tarelho LAC, Almeida SM, Alves C. Emissions from residential combustion of certified and uncertified pellets. *Renewable Energy* 2020;161:1059–71. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2020.07.118>.
- [107] Sippula O, Hytönen K, Tissari J, Raunemaa T, Jokiniemi J. Effect of Wood Fuel on the Emissions from a Top-Feed Pellet Stove. *Energy Fuels* 2007;21:1151–60. <https://doi.org/10.1021/ef060286e>.
- [108] Rogge WF, Hildemann LM, Mazurek MA, Cass GR, Bernd R. T. Simoneit. Sources of Fine Organic Aerosol. 9. Pine, Oak, and Synthetic Log Combustion in Residential Fireplaces. *Environ Sci Technol* 1998;32:13–22. <https://doi.org/10.1021/es960930b>.

- [109] Robert L. Caractérisation des émissions issues de la combustion du bois dans deux appareils indépendants Characterization of compounds emitted by domestic wood heating from two types of firewood 2006:14.
- [110] GRANGE D, HOST S, GREMY I. Les composés organiques volatils (COV) : Etat des lieux : définition, sources d'émissions, exposition, effets sur la santé. Observatoire régional de santé d'Ile-de-France; 2007.
- [111] Rabaçal M, Fernandes U, Costa M. Combustion and emission characteristics of a domestic boiler fired with pellets of pine, industrial wood wastes and peach stones. *Renewable Energy* 2013;51:220–6. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2012.09.020>.
- [112] Hueglin Ch, Gaegauf Ch, Künzel S, Burtscher H. Characterization of Wood Combustion Particles: Morphology, Mobility, and Photoelectric Activity. *Environ Sci Technol* 1997;31:3439–47. <https://doi.org/10.1021/es970139i>.
- [113] Fitzpatrick EM, Jones JM, Pourkashanian M, Ross AB, Williams A, Bartle KD. Mechanistic Aspects of Soot Formation from the Combustion of Pine Wood. *Energy Fuels* 2008;22:3771–8. <https://doi.org/10.1021/ef800456k>.
- [114] BOUR O. Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques : Données d'entrées des modèles analytiques ou numériques de transferts dans les sols et les eaux souterraines : Synthèse bibliographique relative aux paramètres Kd (sorption) et T1/2 (biodégradation). INERIS; 2005.
- [115] Lamberg H, Nuutinen K, Tissari J, Ruusunen J, Yli-Pirilä P, Sippula O, et al. Physicochemical characterization of fine particles from small-scale wood combustion. *Atmospheric Environment* 2011;45:7635–43. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.072>.
- [116] Lea-Langton A, Atiku F, Bartle K, Jones JM, Pourkashanian M, Williams A, et al. MECHANISM OF THE FORMATION OF SMOKE FROM THE COMBUSTION OF WOOD, 2015.
- [117] Tissari J, Hytönen K, Lyyräinen J, Jokiniemi J. A novel field measurement method for determining fine particle and gas emissions from residential wood combustion. *Atmospheric Environment* 2007;41:8330–44. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.06.018>.
- [118] Bignal KL, Langridge S, Zhou JL. Release of polycyclic aromatic hydrocarbons, carbon monoxide and particulate matter from biomass combustion in a wood-fired boiler under varying boiler conditions. *Atmospheric Environment* 2008;42:8863–71. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.09.013>.
- [119] Singh D, Tassew DD, Nelson J, Chalbot M-CG, Kavouras IG, Tesfaigzi Y, et al. Physicochemical and toxicological properties of wood smoke particulate matter as a function of wood species and combustion condition. *Journal of Hazardous Materials* 2023;441:129874. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129874>.
- [120] Oros DR, Simoneit BRT. Identification and emission factors of molecular tracers in organic aerosols from biomass burning Part 1. Temperate climate conifers. *Applied Geochemistry* 2001;16:1513–44. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00021-X](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00021-X).
- [121] WESSEL N. Étude des voies de bioactivation du benzo[a]pyrène et du fluoranthène chez la sole commune (*Solea solea*) : Profil métabolique et génotoxicité. Nantes, 2010.
- [122] DIAS V, Vandooren Jacques. Chimie de la combustion. Techniques de l'Ingénieur 2004.

- [123] Filley J, McKinnon JT. Dimerization of cyclopentadienyl radical to produce naphthalene. *Combustion and Flame* 2001;124:721–3. [https://doi.org/10.1016/S0010-2180\(00\)00223-6](https://doi.org/10.1016/S0010-2180(00)00223-6).
- [124] Robert L. Épuration des polluants issus de la combustion domestique du bois. *Oil & Gas Science and Technology - Rev IFP* 2006;61:213–23. <https://doi.org/10.2516/ogst:2006015x>.
- [125] Marschallek K, Gasnot L. Les Technologies de recombustion avancée des oxydes d'azote – Etude de l'efficacité de composés promoteurs de N<sub>2</sub>O. 2007.
- [126] Zeldovich J. The oxidation of nitrogen in combustion and explosions 2009.
- [127] Nguyen THT. Émissions polluantes des NO<sub>x</sub>: mécanisme de formation et de réduction. Littoral côte d'opale, 2013.
- [128] Fitzpatrick EM, Ross AB, Bates J, Andrews G, Jones JM, Phylaktou H, et al. Emission of Oxygenated Species from the Combustion of Pine Wood and its Relation to Soot Formation. *Process Safety and Environmental Protection* 2007;85:430–40. <https://doi.org/10.1205/psep07020>.
- [129] Han Y, Chen Y, Feng Y, Song W, Cao F, Zhang Y, et al. Different formation mechanisms of PAH during wood and coal combustion under different temperatures. *Atmospheric Environment* 2020;222:117084. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.117084>.
- [130] Torvela T, Tissari J, Sippula O, Kaivosoja T, Leskinen J, Virén A, et al. Effect of wood combustion conditions on the morphology of freshly emitted fine particles. *Atmospheric Environment* 2014;87:65–76. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.01.028>.
- [131] Hays MD, Smith ND, Kinsey J, Dong Y, Kariher 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* 2003;34:1061–84. [https://doi.org/10.1016/S0021-8502\(03\)00080-6](https://doi.org/10.1016/S0021-8502(03)00080-6).
- [132] Alves C, Gonçalves C, Fernandes AP, Tarelho L, Pio C. Fireplace and woodstove fine particle emissions from combustion of western Mediterranean wood types. *Atmospheric Research* 2011;101:692–700. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2011.04.015>.
- [133] Tissari J, Lyyräinen J, Hytönen K, Sippula O, Tapper U, Frey A, et al. Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. *Atmospheric Environment* 2008;42:7862–73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.019>.
- [134] Nyström R, Lindgren R, Avagyan R, Westerholm R, Lundstedt S, Boman C. Influence of Wood Species and Burning Conditions on Particle Emission Characteristics in a Residential Wood Stove. *Energy Fuels* 2017;31:5514–24. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b02751>.
- [135] Gehrig M, Jaeger D, Pelz SK, Weissinger A, Groll A, Thorwarth H, et al. Influence of firebed temperature on inorganic particle emissions in a residential wood pellet boiler. *Atmospheric Environment* 2016;136:61–7. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.018>.
- [136] Díaz-Ramírez M, Frandsen FJ, Glarborg P, Sebastián F, Royo J. Partitioning of K, Cl, S and P during combustion of poplar and brassica energy crops. *Fuel* 2014;134:209–19. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.05.056>.
- [137] Sippula O, Hokkinen J, Puustinen H, Yli-Pirilä P, Jokiniemi J. Comparison of particle emissions from small heavy fuel oil and wood-fired boilers. *Atmospheric Environment* 2009;43:4855–64. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.07.022>.



- [138] Jokiniemi JK, Lazaridis M, Lehtinen KEJ, Kauppinen EI. Numerical simulation of vapour-aerosol dynamics in combustion processes. *Journal of Aerosol Science* 1994;25:429–46. [https://doi.org/10.1016/0021-8502\(94\)90062-0](https://doi.org/10.1016/0021-8502(94)90062-0).
- [139] Vassilev SV, Baxter D, Vassileva CG. An overview of the behaviour of biomass during combustion: Part I. Phase-mineral transformations of organic and inorganic matter. *Fuel* 2013;112:391–449. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2013.05.043>.
- [140] Johansen JM, Aho M, Paakkinen K, Taipale R, Egsgaard H, Jakobsen JG, et al. Release of K, Cl, and S during combustion and co-combustion with wood of high-chlorine biomass in bench and pilot scale fuel beds. *Proceedings of the Combustion Institute* 2013;34:2363–72. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2012.07.025>.
- [141] Johansson LS, Leckner B, Gustavsson L, Cooper D, Tullin C, Potter A. Emission characteristics of modern and old-type residential boilers fired with wood logs and wood pellets. *Atmospheric Environment* 2004;38:4183–95. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.04.020>.
- [142] Ozgen S, Caserini S, Galante S, Giugliano M, Angelino E, Marongiu A, et al. Emission factors from small scale appliances burning wood and pellets. *Atmospheric Environment* 2014;94:144–53. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.05.032>.
- [143] Collet S, Fraboulet I, Poulleau J. Synthèse des études à l'émission réalisées par l'INERIS sur la combustion du bois en foyers domestiques. 2018.
- [144] Klauser F, Carlon E, Kistler M, Schmidl C, Schwabl M, Sturmlechner R, et al. Emission characterization of modern wood stoves under real-life oriented operating conditions. *Atmospheric Environment* 2018;192:257–66. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.024>.
- [145] Landreau J, Rogaume C. QUALICOMB ; REDUCTION A LA SOURCE DES EMISSIONS ISSUES DU CHAUFFAGE DOMESTIQUE AU BOIS PAR USAGE DE COMBUSTIBLES DE QUALITE 2016:15.
- [146] Yorulmaz SY, Atimtay AT. Investigation of combustion kinetics of treated and untreated waste wood samples with thermogravimetric analysis. *Fuel Processing Technology* 2009;90:939–46. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2009.02.010>.
- [147] Reina J, Velo E, Puigjaner L. Thermogravimetric study of the pyrolysis of waste wood. *Thermochimica Acta* 1998;320:161–7. [https://doi.org/10.1016/S0040-6031\(98\)00427-4](https://doi.org/10.1016/S0040-6031(98)00427-4).
- [148] Reina J, Velo E, Puigjaner L. Kinetic Study of the Pyrolysis of Waste Wood. *Ind Eng Chem Res* 1998;37:4290–5. <https://doi.org/10.1021/ie980083g>.
- [149] Moreno AI, Font R. Pyrolysis of furniture wood waste: Decomposition and gases evolved. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2015;113:464–73. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2015.03.008>.
- [150] Moreno AI, Font R, Conesa JA. Combustion of furniture wood waste and solid wood: Kinetic study and evolution of pollutants. *Fuel* 2017;192:169–77. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2016.12.022>.
- [151] Gehrman H-J, Mätzing H, Nowak P, Baris D, Seifert H, Dupont C, et al. Waste wood characterization and combustion behaviour in pilot lab scale. *Journal of the Energy Institute* 2020;93:1634–41. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2020.02.001>.
- [152] Parvez M, Khan O. Parametric simulation of biomass integrated gasification combined cycle (BIGCC) power plant using three different biomass materials. *Biomass Conv Bioref* 2020;10:803–12. <https://doi.org/10.1007/s13399-019-00499-x>.

- [153] Parvez M. Energy and exergy analyses of a biomass integrated gasification cogeneration system for combined production of power and refrigeration. *Biofuels* 2015;6:369–76. <https://doi.org/10.1080/17597269.2015.1110777>.
- [154] Khodaei H, Olson C, Patino D, Rico J, Jin Q, Boateng A. Multi-objective utilization of wood waste recycled from construction and demolition (C&D): Products and characterization. *Waste Management* 2022;149:228–38. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.021>.
- [155] Fachinger F, Drewnick F, Gieré R, Borrmann S. How the user can influence particulate emissions from residential wood and pellet stoves: Emission factors for different fuels and burning conditions. *Atmospheric Environment* 2017;158:216–26. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.027>.
- [156] Wang L, Skjevrak G, Hustad JE, Grønli MG. Effects of Sewage Sludge and Marble Sludge Addition on Slag Characteristics during Wood Waste Pellets Combustion. *Energy Fuels* 2011;25:5775–85. <https://doi.org/10.1021/ef2007722>.
- [157] Wang L, Skreiberg Ø, Khalil R, Li H. Effect of fuel mixing on melting behavior of spruce wood ash. *Energy Procedia* 2019;158:1342–7. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2019.01.329>.
- [158] Tatàno F, Barbadoro L, Mangani G, Pretelli S, Tombari L, Mangani F. Furniture wood wastes: Experimental property characterisation and burning tests. *Waste Management* 2009;29:2656–65. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.06.012>.
- [159] AFNOR, editor. NF EN ISO 18122 : Biocombustibles solides — Détermination de la teneur en cendres 2022.
- [160] AFNOR, editor. NF EN ISO 18125 : Biocombustibles solides — Détermination du pouvoir calorifique 2017.
- [161] Van Soest PJ, Robertson JB, Lewis BA. Methods for Dietary Fiber, Neutral Detergent Fiber, and Nonstarch Polysaccharides in Relation to Animal Nutrition. *Journal of Dairy Science* 1991;74:3583–97. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(91\)78551-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(91)78551-2).
- [162] Guitet A. Adaptation de la méthode “fractionnement biochimique selon Van Soest” appliqué aux échantillons de composts, via un plan d'expérience. 2012.
- [163] AFNOR, editor. NF EN 12101- Systèmes pour le contrôle des fumées et de la chaleur — Partie 2 : Dispositifs d'évacuation naturelle de fumées et de chaleur 2017.
- [164] AFNOR. NF EN 13240 : Poêles à combustible solide - Exigences et méthodes d'essai 2002.
- [165] AFNOR. NF EN 16510-1 : Appareils de chauffage domestiques à combustion solide Partie 1 : exigences générales et méthodes d'essai 2022.
- [166] Reichert G, Schmidl C, Aigenbauer S, Figl F, Moser W, Stressler H, et al. Development of a New Type Test Method for Residential Wood Combustion (RWC) Appliances Focusing on Real Life Operation. *European Biomass Conference and Exhibition Proceedings* 2014;22nd EUBCE-Hamburg 2014:373–80. <https://doi.org/10.5071/22ndEUBCE2014-2AO.1.3>.
- [167] Pompili B. PLAN D'ACTION CLIMAT DU MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE. 2021.
- [168] Loire DP de la. Le carbone biogénique est-il pris en compte dans le calcul du C ? DREAL Pays de la Loire 2019. <https://www.pays-de-la-loire.developpement-durable.gouv.fr/le-carbone-biogenique-est-il-pris-en-compte-dans-a4864.html> (accessed June 1, 2023).
- [169] Guinard L. DE L'APORÉTIQUE CONTROVERSE DU BOIS ENERGIE NEUTRE EN CARBONE! 2012.

- [170] AVIS D'EXPERT ADEME : FORET, BOIS ENERGIE ET CHANGEMENT CLIMATIQUE : QUELLES PRATIQUES SYLVICOLES POUR AMELIORER LE BILAN CARBONE DES PLAQUETTES FORESTIERES ? ADEME Presse n.d.  
<https://presse.ademe.fr/2022/01/avis-dexpert-ademe-foret-bois-energie-et-changement-climatique-queelles-pratiques-sylvicoles-pour-ameliorer-le-bilan-carbone-des-plaquettes-forestieres.html> (accessed June 1, 2023).
- [171] Camia A, Giuntoli J, Jonsson R, Robert N, Cazzaniga NE, Jasinevičius G, et al. The use of woody biomass for energy production in the EU and impacts on forests The use of woody biomass for energy production in the EU. 2021.
- [172] Norton M, Baldi A, Buda V, Carli B, Cudlin P, Jones MB, et al. Serious mismatches continue between science and policy in forest bioenergy. *GCB Bioenergy* 2019;11:1256–63. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12643>.
- [173] Presentation [Capsis] n.d. <https://capsis.cirad.fr/capsis/presentation> (accessed July 6, 2023).
- [174] Bontemps J-D, Longuetaud F, Mothe F, Perez V, Rittié D, Saint-André L, et al. AbiAI v1.0 - un simulateur de croissance-production de type arbre indépendant des distances (MAID) pour les peuplements purs et réguliers de Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) dans les massifs des Vosges et du Jura. 2009.
- [175] Shirima DD, Totland Ø, Munishi PKT, Moe SR. Relationships between tree species richness, evenness and aboveground carbon storage in montane forests and miombo woodlands of Tanzania. *Basic and Applied Ecology* 2015;16:239–49. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.11.008>.
- [176] Rossi M. Le carbone forestier en mouvements n.d.
- [177] HAMON X, DUPRAZ C, LIAGRE F. L'agroforesterie, Outil de Séquestration du Carbone en Agriculture n.d.
- [178] COLIN A. Evaluation des stocks et des flux de carbone liés à l'activité forestière en Aquitaine. Indicateurs de gestion durable des forêts. Critère 1 "ressources forestières et cycle du carbone." 2004.
- [179] WOHLLEBEN P. La vie secrète des arbres. 2017.
- [180] DUPOUEY JL, PIGNARD G, BADEAU V, THIMONIER A, DHÔTE J-F, NEPVEU G, et al. STOCKS ET FLUX DE CARBONE DANS LES FORÊTS FRANÇAISES n.d.
- [181] ALCIUS S. Réponse de la photosynthèse du hêtre (*Fagus sylvatica*) à la sécheresse et à la défoliation. 2015.
- [182] Pignard G. La base de données dendrométriques de l'Inventaire forestier national 1993.
- [183] HOULLIER F, BOUCHON J, BIROT Y. MODÉLISATION DE LA DYNAMIQUE DES PEUPELEMENTS FORESTIERS : ÉTAT ET PERSPECTIVES 1991:22.
- [184] Sun G, Wei X, Hao L, Sanchis MG, Hou Y, Yousefpour R, et al. Forest hydrology modeling tools for watershed management: A review. *Forest Ecology and Management* 2023;530:120755. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120755>.
- [185] Schmid U, Frehner M, Glatthorn J, Bugmann H. ProForM: A simulation model for the management of mountain protection forests. *Ecological Modelling* 2023;478:110297. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2023.110297>.
- [186] Lantz V, McMonagle G, Hennigar C, Sharma C, Withey P, Ochuodho T. Forest succession, management and the economy under a changing climate: Coupling economic and forest management models to assess impacts and adaptation options. *Forest Policy and Economics* 2022;142:102781. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2022.102781>.
- [187] DECOURT N. Tables de production provisoires pour l'Épicéa commun dans le Nord-Est de la France. *Annales Des Sciences Forestières* 1972:49–65.



- [188] Collignon-Trontin A-M. Etude des variations moléculaires chez l'épicéa commun (*Picea abies* (L.) Karst.) à l'aide de marqueurs RAPD. phdthesis. Université Henri Poincaré - Nancy 1, 2000.
- [189] Spinelli R, Magagnotti N. Determining long-term chipper usage, productivity and fuel consumption. *Biomass and Bioenergy* 2014;66:442–9. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2014.04.016>.
- [190] FCBA. COMPTE-RENDU DE SUIVI DE CHANTIER : Exploitation mécanisée et broyage en plaquettes forestières. Intervention : Coupe rase d'un taillis avec réserves. 2017.
- [191] Liebherr Calculateur d'économie de carburant - outil en ligne gratuit n.d. <https://www.liebherr.com/fr/fra/specials/calculateur-d-economie-de-carburant/tool/calculatrice.html> (accessed June 2, 2023).
- [192] DEROUBAIX G. Optimisation du recyclage matière et de la valorisation énergétique des déchets de bois dans différentes chaînes de valeur. 2014.
- [193] Paillet Y, Gosselin M. Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : Etat des connaissances en forêt tempérée européenne. *vertigo* 2011. <https://doi.org/10.4000/vertigo.11133>.
- [194] Cacot E, Charner F, Ranger J, Vieban S. Impact du prélèvement des rémanents en forêt 2004.
- [195] François J. Modélisation et évaluation environnementale des filières de cogénération par combustion et gazéification du bois. phdthesis. Université de Lorraine, 2014.
- [196] ADEME. Forêt et atténuation du changement climatique. 2015.
- [197] Vallet P. Impact de différentes stratégies sylvicoles sur la fonction "“puits de carbone”" des peuplements forestiers. Modélisation et simulation à l'échelle de la parcelle. ENGREF, 2005.
- [198] Soria-Verdugo A, Morgano MT, Mätzing H, Goos E, Leibold H, Merz D, et al. Comparison of wood pyrolysis kinetic data derived from thermogravimetric experiments by model-fitting and model-free methods. *Energy Conversion and Management* 2020;212:112818. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112818>.
- [199] Müller-Hagedorn, Bockhorn, Krebs, Müller. A comparative kinetic study on the pyrolysis of three different wood species. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2003. [https://doi.org/10.1016/S0165-2370\(03\)00065-2](https://doi.org/10.1016/S0165-2370(03)00065-2).
- [200] Horák J, Laciok V, Krpec K, Hopan F, Dej M, Kubesa P, et al. Influence of the type and output of domestic hot-water boilers and wood moisture on the production of fine and ultrafine particulate matter. *Atmospheric Environment* 2020;229:117437. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117437>.
- [201] Křůmal K, Mikuška P, Horák J, Jaroch M, Hopan F, Kuboňová L. Gaseous and particulate emissions from the combustion of hard and soft wood for household heating: Influence of boiler type and heat output. *Atmospheric Pollution Research* 2023;14:101801. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2023.101801>.
- [202] Chen H, Forbes EGA, Archer J, De Priall O, Allen M, Johnston C, et al. Production and characterization of granules from agricultural wastes and comparison of combustion and emission results with wood based fuels. *Fuel* 2019;256:115897. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2019.115897>.
- [203] Kaewluan S, Pipatmanomai S. Gasification of high moisture rubber woodchip with rubber waste in a bubbling fluidized bed. *Fuel Processing Technology* 2011;92:671–7. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2010.11.026>.

- [204] Pongchaiphol S, Suriyachai N, Hararak B, Raita M, Laosiripojana N, Champreda V. Physicochemical characteristics of organosolv lignins from different lignocellulosic agricultural wastes. *International Journal of Biological Macromolecules* 2022;216:710–27. <https://doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2022.07.007>.
- [205] Alakangas E, Keränen J, Alakangas E, Koponen K, Sokka L, Keränen J. Classification of used wood to biomass fuel or solid recycled fuel and cascading use in Finland, 2015.
- [206] ADEME, FCBA. REFERENTIEL COMBUSTIBLE BOIS ENERGIE : LES PLAQUETTES FORESTIERES. DEFINITION ET EXIGENCES. 2008. [https://viewerbdc.afnor.org/pdf/viewer/\\_hvW3cFqi5I1?proxy=true](https://viewerbdc.afnor.org/pdf/viewer/_hvW3cFqi5I1?proxy=true) (accessed March 22, 2023).
- [207] ADEME. Combustibles bois énergie : de quoi parle-t-on ? Bois d'emballage : processus de sortie de statut de déchet (SSD) — Fiche 3 2018.
- [208] Ivaska A, Harju L. Analysis of Inorganic Constituents. In: Sjöström E, Alén R, editors. *Analytical Methods in Wood Chemistry, Pulping, and Papermaking*, Berlin, Heidelberg: Springer; 1999, p. 287–304. [https://doi.org/10.1007/978-3-662-03898-7\\_10](https://doi.org/10.1007/978-3-662-03898-7_10).
- [209] Dzurenda L, Pňakovič Ľ. Analysis of the Inorganic Matter in Wood and Bark Proceeding from the Energetic Woodchips of the Plantation Grown Tree Species *Robinia pseudoacacia* via the AES-ICP. *Key Engineering Materials* 2016;688:218–25. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.688.218>.
- [210] Kmeť J, Ježík M, Válka J. Mineral nutrition in relation to the Norway spruce forest decline in the region Horný Spiš (Northern Slovakia). *Journal of Forest Science* 2007;53. <https://doi.org/10.17221/2148-JFS>.
- [211] Zule J, Dolenc J. Distribution of Mineral Substances in Different Wood Tissues of European Larch (*Larix decidua* Mill.). *Drvna Industrija* 2012;63:19–25. <https://doi.org/10.5552/drind.2012.1117>.
- [212] LUMIS GP, HOFSTRA G, HALL R. Roadside woody plant susceptibility to sodium and chloride accumulation during winter and spring. *Can J Plant Sci* 1976;56:853–9. <https://doi.org/10.4141/cjps76-138>.
- [213] Guyon J-P. Environnement et croissance du pin maritime (*Pinus pinaster* ait.) et du pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* arn.): applications en sylviculture. Université Henri Poincaré - Nancy, 1998.
- [214] Jendoubi N. Mécanismes de transfert des inorganiques dans les procédés de pyrolyse rapide de la biomasse : Impacts de la variabilité des ressources lignocellulosiques sur la qualité des bio-huiles. phdthesis. Institut National Polytechnique de Lorraine, 2011.
- [215] Yang YB, Ryu C, Khor A, Sharifi VN, Swithenbank J. Fuel size effect on pinewood combustion in a packed bed. *Fuel* 2005;84:2026–38. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2005.04.022>.
- [216] Porteiro J, Patiño D, Moran J, Granada E. Study of a Fixed-Bed Biomass Combustor: Influential Parameters on Ignition Front Propagation Using Parametric Analysis. *Energy Fuels* 2010;24:3890–7. <https://doi.org/10.1021/ef100422y>.
- [217] Caposciutti G, Barontini F, Galletti C, Antonelli M, Tognotti L, Desideri U. Woodchip size effect on combustion temperatures and volatiles in a small-scale fixed bed biomass boiler. *Renewable Energy* 2020;151:161–74. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2019.11.005>.

- [218] Thunman H, Leckner B. Ignition and propagation of a reaction front in cross-current bed combustion of wet biofuels. *Fuel* 2001;80:473–81. [https://doi.org/10.1016/S0016-2361\(00\)00127-7](https://doi.org/10.1016/S0016-2361(00)00127-7).
- [219] Amorim EB, Carvalho JA, Soares Neto TG, Anselmo E, Saito VO, Dias FF, et al. Influence of specimen size, tray inclination and air flow rate on the emission of gases from biomass combustion. *Atmospheric Environment* 2013;74:52–9. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.03.003>.
- [220] Sornek K, Filipowicz M, Rzepka K. Study of clean combustion of wood in a stove-fireplace with accumulation. *Journal of the Energy Institute* 2017;90:613–23. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2016.05.001>.
- [221] Nzali BT, Mvogo PO, Ali A, Mouangue R. Effect of particle size on syngas production using sawdust of Cameroonian *Triplochiton scleroxylon*. *Scientific African* 2019;6:e00182. <https://doi.org/10.1016/j.sciaf.2019.e00182>.
- [222] Cortazar M, Santamaria L, Lopez G, Alvarez J, Zhang L, Wang R, et al. A comprehensive review of primary strategies for tar removal in biomass gasification. *Energy Conversion and Management* 2023;276:116496. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2022.116496>.
- [223] Gašparovič L, Koreňová Z, Jelemenský Ľ. Kinetic study of wood chips decomposition by TGA. *Chemical Papers* 2010;64. <https://doi.org/10.2478/s11696-009-0109-4>.
- [224] Inventaire Forestier National. La forêt française. Les résultats issus de la campagne d'inventaire 2006-2010. Greco D - Vosges. n.d.
- [225] Slopiecka K, Bartocci P, Fantozzi F. Thermogravimetric analysis and kinetic study of poplar wood pyrolysis. *Applied Energy* 2012;97:491–7. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2011.12.056>.
- [226] Schmidl C, Luisser M, Padouvas E, Lasselsberger L, Rzaca M, Ramirez-Santa Cruz C, et al. Particulate and gaseous emissions from manually and automatically fired small scale combustion systems. *Atmospheric Environment* 2011;45:7443–54. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.05.006>.
- [227] Olave RJ, Forbes EGA, Johnston CR, Relf J. Particulate and gaseous emissions from different wood fuels during combustion in a small-scale biomass heating system. *Atmospheric Environment* 2017;157:49–58. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.003>.
- [228] Seko T, Ishihara K, Suzuki T, Takagi S, Taga K, Iida Y, et al. Effects of moisture content of firewood used in the manufacture of Japanese traditional smoked-dried bonito, katsuobushi, on polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) generation. *Journal of Food Composition and Analysis* 2022;111:104630. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2022.104630>.
- [229] Emmons HW, Atreya A. The science of wood combustion. *Proc Indian Acad Sci (Engg Sci)* 1982;5:259. <https://doi.org/10.1007/BF02904581>.
- [230] Zeng X, Ueki Y, Yoshiie R, Naruse I, Wang F, Han Z, et al. Recent Progress in Tar Removal by Char and the Applications: A Comprehensive Analysis. *Carbon Resources Conversion* 2019;3. <https://doi.org/10.1016/j.crcon.2019.12.001>.
- [231] Zhang M, Fan G, Liu N, Yang M, Li X, Wu Y. Tar removal in pine pyrolysis catalyzed by bio-char supported nickel catalyst. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2023;169:105843. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2022.105843>.
- [232] Guan G, Kaewpanha M, Hao X, Abudula A. Catalytic steam reforming of biomass tar: Prospects and challenges. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 2016;58:450–61. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.316>.
- [233] Kirchsteiger B, Kubik F, Sturmlechner R, Stressler H, Schwabl M, Kistler M, et al. Real-life emissions from residential wood combustion in Austria: From TSP

- emissions to PAH emission profiles, diagnostic ratios and toxic risk assessment. *Atmospheric Pollution Research* 2021;12:101127. <https://doi.org/10.1016/j.apr.2021.101127>.
- [234] Tissari J, Lyyräinen J, Hytönen K, Sippula O, Tapper U, Frey A, et al. Fine particle and gaseous emissions from normal and smouldering wood combustion in a conventional masonry heater. *Atmospheric Environment* 2008;42:7862–73. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.07.019>.
- [235] Khodaei H, Al-Abdeli YM, Guzzomi F, Yeoh GH. An overview of processes and considerations in the modelling of fixed-bed biomass combustion. *Energy* 2015;88:946–72. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2015.05.099>.
- [236] Kuznetsov GV, Syrodoy SV, Kostoreva AA, Kostoreva ZhA, Purin MV, Malyshev DY. Increasing the concentration of woody biomass in the furnace room according to the characteristics and conditions of ignition. *Journal of the Energy Institute* 2022;101:265–76. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2022.02.004>.
- [237] Ladyman J, Wiesner K. What Is a Complex System? n.d.
- [238] Wolfram S. Cellular automata as models of complexity. *Nature* 1984;311:419–24. <https://doi.org/10.1038/311419a0>.
- [239] Chopard B, Masselot A. Cellular automata and lattice Boltzmann methods: a new approach to computational fluid dynamics and particle transport. *Future Generation Computer Systems* 1999;16:249–57. [https://doi.org/10.1016/S0167-739X\(99\)00050-3](https://doi.org/10.1016/S0167-739X(99)00050-3).
- [240] Byari M, Bernoussi A, Jellouli O, Ouardouz M, Amharref M. Multi-scale 3D cellular automata modeling: Application to wildland fire spread. *Chaos, Solitons & Fractals* 2022;164:112653. <https://doi.org/10.1016/j.chaos.2022.112653>.
- [241] Alexandridis A, Vakalis D, Siettos CI, Bafas GV. A cellular automata model for forest fire spread prediction: The case of the wildfire that swept through Spetses Island in 1990. *Applied Mathematics and Computation* 2008;204:191–201. <https://doi.org/10.1016/j.amc.2008.06.046>.
- [242] Hernández Encinas L, Hoya White S, Martín del Rey A, Rodríguez Sánchez G. Modelling forest fire spread using hexagonal cellular automata. *Applied Mathematical Modelling* 2007;31:1213–27. <https://doi.org/10.1016/j.apm.2006.04.001>.
- [243] Fernandez-Anez N, Christensen K, Rein G. Two-dimensional model of smouldering combustion using multi-layer cellular automaton: The role of ignition location and direction of airflow. *Fire Safety Journal* 2017;91:243–51. <https://doi.org/10.1016/j.firesaf.2017.03.009>.
- [244] Zhou M. Compréhension des mécanismes de transferts d'eau dans le bois. Paris-Est, 2018.
- [245] Galgano A, Di Blasi C, Horvat A, Sinai Y. Experimental Validation of a Coupled Solid- and Gas-Phase Model for Combustion and Gasification of Wood Logs. *Energy Fuels* 2006;20:2223–32. <https://doi.org/10.1021/ef060042u>.
- [246] Galgano A, Di Blasi C. Modeling the propagation of drying and decomposition fronts in wood. *Combustion and Flame* 2004;139:16–27. <https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2004.07.004>.
- [247] Park J, Yu S, Kim H, Jo H, Min K, Lee J, et al. Co-combustion of refuse plastic fuel from marine plastics with wood pellets in a fixed-bed: Identification of minimum cofiring ratio and ideal air flow rate. *Fuel* 2023;344:128092. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.128092>.
- [248] Meng X, Sun R, Zhou W, Liu X, Yan Y, Ren X. Effects of corn ratio with pine on biomass co-combustion characteristics in a fixed bed. *Applied Thermal*

- Engineering 2018;142:30–42.  
<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2018.06.068>.
- [249] Kuprianov VI, Se C, Ninduangdee P. The influence of fluidized bed co-combustion of cassava rhizome and eucalyptus bark on the combustor performance and time-related physiochemical changes of the bed material. *Biomass and Bioenergy* 2019;127:105250.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.05.019>.
- [250] Mylläri F, Karjalainen P, Taipale R, Aalto P, Häyriäinen A, Rautiainen J, et al. Physical and chemical characteristics of flue-gas particles in a large pulverized fuel-fired power plant boiler during co-combustion of coal and wood pellets. *Combustion and Flame* 2017;176:554–66.  
<https://doi.org/10.1016/j.combustflame.2016.10.027>.
- [251] Skodras G, Grammelis P, Kakaras E, Sakellariopoulos GP. Evaluation of the environmental impact of waste wood co-utilisation for energy production. *Energy* 2004;29:2181–93. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2004.03.017>.
- [252] Sujith RI, Unni VR. Dynamical systems and complex systems theory to study unsteady combustion. *Proceedings of the Combustion Institute* 2021;38:3445–62. <https://doi.org/10.1016/j.proci.2020.07.081>.
- [253] Singh J, Belur Vishwanath R, Chaudhuri S, Sujith RI. Network structure of turbulent premixed flames. *Chaos* 2017;27:043107.  
<https://doi.org/10.1063/1.4980135>.
- [254] Unni VR, Chaudhuri S, Sujith RI. Flame blowout: Transition to an absorbing phase. *Chaos: An Interdisciplinary Journal of Nonlinear Science* 2018;28:113121.  
<https://doi.org/10.1063/1.5045808>.
- [255] Obernberger I, Thek G. Physical characterisation and chemical composition of densified biomass fuels with regard to their combustion behaviour. *Biomass and Bioenergy* 2004;27:653–69. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.07.006>.
- [256] Fine PM, Cass GR, Simoneit BRT. Chemical Characterization of Fine Particle Emissions from Fireplace Combustion of Woods Grown in the Northeastern United States. *Environ Sci Technol* 2001;35:2665–75.  
<https://doi.org/10.1021/es001466k>.
- [257] Gonçalves C, Alves C, Evtyugina M, Mirante F, Pio C, Caseiro A, et al. Characterisation of PM10 emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. *Atmospheric Environment* 2010;44:4474–80.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.07.026>.
- [258] Martinsson J, Eriksson AC, Nielsen IE, Malmberg VB, Ahlberg E, Andersen C, et al. Impacts of Combustion Conditions and Photochemical Processing on the Light Absorption of Biomass Combustion Aerosol. *Environ Sci Technol* 2015;49:14663–71. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b03205>.
- [259] Poláčik J, Sitek T, Pospíšil J, Šnajdárek L, Lisý M. Emission of fine particles from residential combustion of wood: Comparison of automatic boiler, manual log feed stove and thermo-gravimetric analysis. *Journal of Cleaner Production* 2021;279:123664. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.123664>.
- [260] Brandelet B, Rose C, Rogaume C, Rogaume Y. Impact of ignition technique on total emissions of a firewood stove. *Biomass and Bioenergy* 2018;108:15–24.  
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.10.047>.
- [261] Lamberg H, Nuutinen K, Tissari J, Ruusunen J, Yli-Pirilä P, Sippula O, et al. *Atmospheric Environment* 2011;45:7635–43.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.02.072>.



- [262] Stanmore BR, Brillhac JF, Gilot P. The oxidation of soot: a review of experiments, mechanisms and models. *Carbon* 2001;39:2247–68. [https://doi.org/10.1016/S0008-6223\(01\)00109-9](https://doi.org/10.1016/S0008-6223(01)00109-9).
- [263] Liu X, Li W, Xu H, Chen Y. A comparative study of non-oxidative pyrolysis and oxidative cracking of cyclohexane to light alkenes. *Fuel Processing Technology* 2004;86:151–67. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2004.01.002>.
- [264] Su Y, Luo Y, Wu W, Zhang Y, Zhao S. Characteristics of pine wood oxidative pyrolysis: Degradation behavior, carbon oxide production and heat properties. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 2012;98:137–43. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2012.07.005>.
- [265] Alén R, Oesch P, Kuoppala E. Py—GC/AED studies on the thermochemical behavior of softwood. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 1995;35:259–65. [https://doi.org/10.1016/0165-2370\(95\)00915-6](https://doi.org/10.1016/0165-2370(95)00915-6).
- [266] Hoerning JM, Evans MA, Aerts DJ, Ragland KW. Organic emissions from combustion of wood, plywood and particleboard 1995.
- [267] Schmidt G. Etude de l'impact de la nature et de la préparation du combustible utilisé par des appareils domestiques de chauffage au bois sur la pollution atmosphérique particulaire. Haute-Alsace, 2020.
- [268] ProPellet. Prix du granulé en baisse, une énergie résolument compétitive - Propellet. L'association nationale des professionnels du chauffage au granulé de bois 2023. <https://www.propellet.fr/m/blog/article/181-prix-du-granule-en-baisse-une-energie-resolument-competitive> (accessed June 26, 2023).
- [269] AFNOR, editor. Biocombustibles solides — Classes et spécifications des combustibles — Partie 3 : Classes de briquettes de bois 2021.
- [270] Parikh J, Channiwalla SA, Ghosal GK. A correlation for calculating HHV from proximate analysis of solid fuels. *Fuel* 2005;84:487–94. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2004.10.010>.
- [271] Mitchell EJS, Gudka B, Whittaker C, Shield I, Price-Allison A, Maxwell D, et al. The use of agricultural residues, wood briquettes and logs for small-scale domestic heating. *Fuel Processing Technology* 2020;210:106552. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106552>.
- [272] Brandelet B, Christophe R, Rogaume C, Rogaume Y. Investigation of the organic carbon ratio analysis on particles from biomass combustion and its evolution in three generations of firewood stoves. *Biomass and Bioenergy* 2017;99:106–15. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2017.03.002>.
- [273] Ouf F-X, Bourrous S, Fauvel S, Kort A, Lintis L, Nuvoli J, et al. True density of combustion emitted particles: A comparison of results highlighting the influence of the organic contents. *Journal of Aerosol Science* 2019;134:1–13. <https://doi.org/10.1016/j.jaerosci.2019.04.007>.
- [274] AFNOR. NF EN ISO 17225-2 ; Biocombustibles solides — Classes et spécifications des combustibles — Partie 2 : classes de granulés de bois 2021.
- [275] EPC, editor. EN plus : Certification de Qualité des Granulés de Bois 2015.
- [276] TÜV Rheinland. Référentiel de certification : Granulés de bois classe A1 2021.
- [277] Pradhan P, Mahajani SM, Arora A. Production and utilization of fuel pellets from biomass: A review. *Fuel Processing Technology* 2018;181:215–32. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2018.09.021>.
- [278] Hossain MdU, Leu S-Y, Poon CS. Sustainability analysis of pelletized bio-fuel derived from recycled wood product wastes in Hong Kong. *Journal of Cleaner Production* 2016;113:400–10. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.11.069>.
- [279] Vicente ED, Duarte MA, Tarelho LAC, Nunes TF, Amato F, Querol X, et al. Particulate and gaseous emissions from the combustion of different biofuels in

- a pellet stove. *Atmospheric Environment* 2015;120:15–27. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.08.067>.
- [280] Venturini E, Vassura I, Agostini F, Pizzi A, Toscano G, Passarini F. Effect of fuel quality classes on the emissions of a residential wood pellet stove. *Fuel* 2018;211:269–77. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.09.017>.
- [281] Arranz JI, Miranda MT, Montero I, Sepúlveda FJ, Rojas CV. Characterization and combustion behaviour of commercial and experimental wood pellets in South West Europe. *Fuel* 2015;142:199–207. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2014.10.059>.
- [282] Liu Y, Li Z, Floess E, Zhang Y, Lam N, Mawusi SK, et al. Field assessment of straw pellet combustion in improved heating stoves in rural Northeast China. *Journal of Environmental Sciences* 2023;127:295–307. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2022.05.046>.
- [283] Saarela K-E, Harju L, Rajander J, Lill J-O, Heselius S-J, Lindroos A, et al. Elemental analyses of pine bark and wood in an environmental study. *Science of The Total Environment* 2005;343:231–41. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.09.043>.
- [284] Nishimura M, Iwasaki S, Horio M. The role of potassium carbonate on cellulose pyrolysis. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers* 2009;40:630–7. <https://doi.org/10.1016/j.jtice.2009.05.005>.
- [285] Boman C, Petterson E, Westerholm R, Boström D, Nordin A. Stove Performance and Emission Characteristics in Residential Wood Log and Pellet Combustion, Part 1: Pellet Stoves. *Energy Fuels* 2011;25:307–14. <https://doi.org/10.1021/ef100774x>.
- [286] Bernard C. *Caractérisation et Optimisation de la Combustion de Bois Fragmenté en Chaufferies Automatique*. 2005.
- [287] Jeguirim M, Kraiem N, Lajili M, Guizani C, Zorpas A, Leva Y, et al. The relationship between mineral contents, particle matter and bottom ash distribution during pellet combustion: molar balance and chemometric analysis. *Environ Sci Pollut Res* 2017;24:9927–39. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8781-3>.
- [288] Duong VM, Flener U, Hrbek J, Hofbauer H. Emission characteristics from the combustion of *Acacia Mangium* in the automatic feeding pellet stove. *Renewable Energy* 2022;186:183–94. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2021.12.152>.
- [289] Öhman M, Boman C, Hedman H, Nordin A, Boström D. Slagging tendencies of wood pellet ash during combustion in residential pellet burners. *Biomass and Bioenergy* 2004;27:585–96. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2003.08.016>.

# Valorisation thermique des bois « Sortis du Statut de Déchet » (SSD) : approche multi-échelles pour l'optimisation des usages en conditions réelles

## Résumé

Face aux enjeux climatiques et énergétiques actuels, de plus en plus d'acteurs se tournent vers l'utilisation de bois Sortis du Statut de Déchet (SSD) pour produire de l'énergie. Cette biomasse est obtenue à partir de déchets propres (palettes, caisses, etc.) et certifiée apte à devenir un combustible classique. Elle peut alors être valorisée au sein de différentes installations de combustion. Cette thèse expérimentale a pour objectif d'étudier la valorisation thermique de ces bois SSD, tant à l'échelle de la chaudière industrielle qu'à celle de l'appareil domestique. Pour ce faire, le bois SSD a été analysé sous quatre formes différentes : la planche de palette, la plaquette, la brique densifiée et le granulé. En préliminaires aux essais de combustion, des analyses de caractérisations globales (cendres, humidité, PCS) et approfondies (ICP-OES, DTG, Absorption atomique) sont réalisées dans le but de qualifier les combustibles. A l'issue de ces analyses, des essais de combustion sont réalisés à différentes échelles : la chaudière à grilles mobiles, l'insert domestiques et le poêle à granulés. Les résultats mettent en lumière le potentiel élevé de valorisation de la ressource aux échelles considérées. Les émissions gazeuses et particulaires se situent, toutes échelles confondues, dans les émissions de références du type de combustibles étudiés. Cependant, la mise en forme du combustible (densité, forme) a été identifié comme déterminant dans l'optimisation de la combustion. Il est donc nécessaire de bien préparer la matière afin d'améliorer la qualité de la combustion.

## Summary

Faced with today's climate and energy challenges, more and more players are turning to the use of Solid Waste Wood (SSW) to produce energy. This biomass is obtained from clean waste (pallets, crates, etc.) and certified as suitable for use as conventional fuel. It can then be valorized in various combustion plants. The aim of this experimental thesis is to study the thermal recovery of SSD wood, both on the scale of industrial boilers and domestic appliances. To this end, SSD wood was analyzed in four different forms: pallet board, wafer, densified briquette and pellet. As a preliminary to the combustion tests, global characterization analyses (ash, moisture, PCS) and in-depth analyses (ICP-OES, DTG, Atomic Absorption) were carried out to qualify the fuels. Following these analyses, combustion tests were carried out on different scales: the grate-fired boiler, the domestic insert and the pellet stove. The results highlight the high potential for adding value to the resource at the scales considered. Gaseous and particulate emissions at all scales are within the reference range for the type of fuel studied. However, fuel shaping (density, shape) has been identified as a key factor in optimizing combustion. It is therefore necessary to prepare the material properly in order to improve combustion quality.