

EMISSIONS DE CHAUDIERES BIOMASSE DE FAIBLE PUISSANCE



Campagnes de mesure
en conditions réelles d'exploitation

RAPPORT

Septembre 2025



EXPERTISES

REMERCIEMENTS

Comité de suivi : Isabelle AUGEVEN-BOUR (Ademe), Laurianne HENRY (Ademe), Matteo REDAELLI (Anses), Marion KEIRSBULCK (Anses)

Contrôle Qualité Rédaction : COLLET Serge (Ineris), MARFAING Hélène (Airparif), JOLY Fabrice (Airparif), GAIE-LEVREL François (Airparif), UZU Gaëlle (IGE), JAFFREZO Jean-Luc (IGE), BESOMBES Jean-Luc (Edytem)

Réalisation des essais sur site : BARDOU Jason, DERMIGNY Adrien, FUVEL Vincent, KAROSKI Nicolas (Ineris)

Vérification : Isaline FRABOULET (Ineris)

Approbation : Anne MORIN (Ineris)

CITATION DE CE RAPPORT

COLLET S., Ineris, MARFAING H., Airparif, JOLY F., Airparif, GAIE-LEVREL F., Airparif, UZU G., IGE, JAFFREZO J-L, IGE, BESOMBES J-L, Edytem. 2025. Émissions de chaudières biomasse de faible puissance - Campagnes de mesure en conditions réelles d'exploitation CAPCHA. Rapport, 61 pages.

Cet ouvrage est disponible en ligne <https://librairie.ademe.fr/>

Ce rapport a fait l'objet d'un soutien financier de l'Anses dans le cadre d'un contrat d'une convention de subvention signée entre l'Anses et l'Ineris le 8 décembre 2023. Les conclusions exprimées dans ce rapport n'engagent que leurs auteurs. Le contenu de ce rapport ne fait pas l'objet d'une validation de l'Anses et ne reflète pas nécessairement son avis définitif. La responsabilité de l'Anses ne peut être engagée en cas d'informations incomplètes ou erronées. Toute utilisation ou modification de ce rapport par des tiers, sous quelque forme que ce soit, est faite sous leur seule et entière responsabilité, sans que celle de l'Anses ne puisse être recherchée.

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

Ce document diffusé par l'ADEME a été réalisé à l'initiative de son/ses auteur(s) ; il a reçu un soutien financier de l'ADEME mais n'engage pas l'ADEME. Son contenu (ou les données qu'il contient) n'engage que la seule responsabilité de son/ses auteurs et ne représente pas la position de l'ADEME.

ADEME

20, avenue du Grésillé

BP 90 406 | 49004 Angers Cedex 01

Numéro de contrat : 23IFD0894

Étude réalisée par INERIS et AIRPARIF pour ce projet cofinancé par l'ADEME

Coordination technique - ADEME : AUGEVEN-BOUR Isabelle ingénieure
Direction Villes et Territoires Durables / Service Qualité de l'Air

Résumé

Les chaudières biomasses de faible puissance (50 à 400 kW) sont considérées comme des systèmes de chauffage à énergies renouvelables présentant de hautes performances énergétiques et environnementales d'après les tests menés en laboratoire selon les protocoles normatifs. Face aux enjeux énergétiques actuels, le déploiement de ces chaudières est en plein essor.

Cependant, les performances énergétiques et les émissions de polluants atmosphériques réelles de ces chaudières en conditions d'utilisation restent encore peu étudiées. L'objectif de ce projet est de caractériser les émissions de particules des chaudières de faible puissance en fonctionnement réel et d'analyser leur composition chimique.

Pour cela, des campagnes de mesures périodiques ont été effectuées afin d'évaluer les émissions de nouveaux polluants et indicateurs d'intérêt, tels que le carbone suie, les hydrocarbures aromatiques polycycliques, les métaux, les sels inorganiques et le potentiel oxydant. Les analyses ont été réalisées sur les émissions de trois chaudières : deux fonctionnant aux granulés et une alimentée en plaquettes. Les facteurs d'émission des différents polluants ont été déterminés et comparés aux données disponibles dans la littérature scientifique. Les résultats sont présentés dans ce rapport.

Les particules émises par les installations étudiées se composent d'une fraction solide et d'une fraction condensable, cette dernière étant principalement constituée de composés organiques semi-volatils. La fraction condensable représente environ 10 % de la masse des particules totales pour les chaudières à granulés et 17 % pour la chaudière à plaquettes. Les essais ont montré que la fraction solide dépend des teneurs en potassium et sodium présentes dans le combustible, tandis que la fraction condensable augmente en fonction des teneurs en monoxyde de carbone, qui augmentent lorsque la qualité de la combustion se dégrade.

Il a été mis en évidence que les particules sont majoritairement composées de sels inorganiques issus de la volatilisation des éléments inorganiques du combustible, ainsi que de matière carbonée (carbone suie et composés organiques) qui représente moins de 30 % des particules totales. Elles contiennent également des métaux issus du combustible, libérés lors de la combustion (moins de 3 % de la masse des particules totales), ainsi que des cendres et des imbrûlés envolés du fait d'une trop forte turbulence au niveau du lit de combustible.

Le lévoglucosan est très peu émis par ces installations, sauf en quantité minime lors du fonctionnement en mode "tout ou rien". Cette faible émission s'explique par les températures élevées et la combustion plus complète dans ces chaudières, qui conduit à la dégradation de ce composé.

En conditions réelles d'utilisation, les concentrations en particules mesurées peuvent dépasser les limites d'émission définies par la norme NF EN 303-5, à laquelle ces chaudières sont soumises. Ce dépassement s'explique principalement par l'utilisation de combustibles de moindre qualité (riches en potassium et sodium notamment) et, dans une moindre mesure, par une combustion plus incomplète (réglages mal adaptés), notamment pour la chaudière à plaquettes.

La mesure du potentiel oxydant des particules émises par les appareils de combustion constitue un nouvel indicateur pertinent pour mieux évaluer leur nocivité potentielle. Les résultats obtenus sont prometteurs et suggèrent que les particules émises par les chaudières de faible puissance présentent *in fine* un pouvoir oxydant inférieur à celui des particules issues d'appareils de chauffage domestique à bûches.

Enfin les résultats de cette étude permettent d'enrichir les recommandations visant à optimiser les performances énergétiques et environnementales de ces installations en conditions réelles d'exploitation.

Abstract

Small-scale biomass boilers (50–400 kW) are among renewable heating systems that offer high energy and environmental performance, as demonstrated by laboratory tests carried out according to standardized protocols. Given the current energy challenges, the deployment of such boilers is rapidly expanding.

However, the actual energy performance and atmospheric pollutant emissions of these boilers under real operating conditions remain poorly documented. The objective of this project is to characterize particulate emissions from small-scale boilers in real operating conditions and to analyze their chemical composition.

To this end, periodic measurement campaigns were conducted to assess emissions of emerging pollutants and relevant indicators, such as black carbon, polycyclic aromatic hydrocarbons, metals, inorganic salts, and oxidative potential. Analyses were performed on the emissions of three boilers: two pellet-fired and one chip-fired. Emission factors for the different pollutants were determined and compared with data available in the scientific literature. The results are presented in this report.

The emitted particles consisted of a solid fraction and a condensable fraction, the latter being mainly composed of semi-volatile organic compounds. The condensable fraction accounted for about 10% of the total particle mass in pellet boilers and 17% in the chip boiler. Tests showed that the solid fraction depends on the potassium and sodium content of the fuel, while the condensable fraction increases with higher carbon monoxide levels, which rise when combustion quality deteriorates.

It was found that the particles are primarily composed of inorganic salts resulting from the volatilization of inorganic elements in the fuel, along with carbonaceous matter (black carbon and organic compounds), which accounts for less than 30% of the total particle mass. They also contain metals originating from the fuel and released during combustion (less than 3% of the total particle mass), as well as fly ash and unburned material due to excessive turbulence in the fuel bed.

Levoglucosan emissions from these boilers were very low, except in minimal quantities during "on/off" operating modes. This low emission level is explained by the high combustion temperatures and more complete combustion in these boilers, leading to degradation of this compound.

Under real operating conditions, measured particle concentrations may exceed the emission limits defined by the NF EN 303-5 standard, which applies to these boilers. This exceedance is mainly due to the use of lower-quality fuels (particularly those rich in potassium and sodium) and, to a lesser extent, to incomplete combustion (due to poorly adjusted settings), especially in the chip boiler.

Measuring the oxidative potential of particles emitted by combustion appliances represents a promising new indicator for better assessing their potential toxicity. The results suggest that particles emitted by small-scale boilers ultimately exhibit lower oxidative potential than those from logwood domestic heating appliances.

Finally, the findings of this study provide valuable insights for improving recommendations aimed at optimizing the energy and environmental performance of these boilers under real operating conditions.

SOMMAIRE

1. Contexte général	7
2. Positionnement du projet	8
2.1. Intégration du projet dans un programme plus large	8
2.2. État de l'art – étude bibliographique	9
2.3. Partenaires et sous-traitants	9
3. Méthodologie	10
3.1. Programme d'essais	10
3.1.1. Informations générales	10
3.1.2. Règlementation et caractéristiques des installations	10
3.1.3. Polluants recherchés et méthodes mises en œuvre	12
3.2. Difficultés analytiques rencontrées	13
4. Résultats obtenus	14
4.1. Analyses des combustibles	14
4.2. Fonctionnement des installations lors des essais	15
4.3. Principaux résultats d'émissions pour les polluants mesurés	16
4.4. Comparaison des chaudières à granulés et à plaquettes	20
4.5. Impact de divers paramètres sur les émissions de polluants	21
4.5.1. Impact de la période de réalisation des essais en regard de la saison de chauffe	21
4.5.2. Impact de l'excès d'air	21
4.6. Mesurage des émissions gazeuses : CO, COVT et NOx	22
4.7. Mesurage des émissions de particules	23
4.7.1. Comparaison des résultats avec les limites d'émission de la norme NF EN 303-5 : 2012	23
4.7.2. Comparaison des résultats obtenus au moyen des différentes méthodes de prélèvement	23
4.7.3. Part de la fraction condensable dans les particules totales	25
4.7.4. Évolution de la fraction solide des particules	26
4.7.5. Évolution de la fraction condensable des particules	28
4.7.6. Bilan massique ou composition chimique des particules	29
4.7.7. À retenir	33
4.8. Mesurage de polluants spécifiques	33
4.8.1. Les monosaccharides	33
4.8.2. Les acides organiques	34
4.8.3. Les HAP, EC et eBC	35
4.8.4. Les métaux	36
4.9. Évaluation du potentiel oxydant (PO) des particules	38

4.9.1. Présentation	38
4.9.2. Résultats	39
5. Conclusion	43
6. Recommandations	45
Références bibliographiques	47
Annexe 1 : Méthodologie	50
Annexe 2 : Résultats exprimés en concentration.....	54
Index des tableaux et figures.....	57
Sigles et acronymes	59

1. Contexte général

Les chaudières biomasses de faible puissance (50 à 400 kW) sont considérées comme des systèmes de chauffage à énergies renouvelables présentant de hautes performances énergétiques et environnementales d'après les tests menés en laboratoire selon les protocoles normatifs.

La combustion de la biomasse dans ce type de chaudières est appelée à se développer. La loi de transition énergétique pour une croissance verte¹ prévoit de porter la part des énergies renouvelables dans la consommation finale brute d'énergie de 23 % en 2020 à 30 % en 2030. Compte tenu des enjeux énergétiques actuels et de la transition énergétique en cours, le déploiement des chaudières biomasse de faible puissance est en plein essor, notamment en Île-de-France, où leur nombre a été multiplié par quatre entre 2010 et 2020, avec plus de la moitié des installations affichant une puissance inférieure à 500 kW². Ces installations présentent un certain nombre de bénéfices environnementaux et socio-économiques (énergie renouvelable, utilisation de ressources locales, enjeux climatiques, visibilité des coûts de production de chaleur, création d'emplois locaux, etc.) mais peuvent être à l'origine d'émissions polluantes qui impactent localement la qualité de l'air.

Or, les performances réelles de ces chaudières ainsi que la composition chimique de leurs émissions à l'atmosphère restent encore mal connues. En raison de leur faible puissance, ces installations échappent à toute surveillance réglementaire en matière de rejets atmosphériques et ne peuvent être testées sur banc d'essai en conditions réelles d'exploitation. Ainsi, peu de données en conditions réelles sont disponibles dans la littérature scientifique, car les campagnes d'essais *in situ* sont coûteuses et techniquement complexes à mettre en œuvre.

Dans ce contexte, le présent projet CAPCHA vise à mieux évaluer les émissions de polluants de l'air et de gaz à effet de serre de ces chaudières en conditions réelles de fonctionnement sur l'ensemble d'une saison de chauffe. Le présent projet s'inscrit dans un programme d'étude plus vaste, mené dans le cadre de l'astreinte « qualité de l'air » du Conseil d'État du fait du non-respect des valeurs limites réglementaires dans l'air ambiant. À notre connaissance, le programme dont fait partie le présent projet constitue la première campagne d'essais réalisée en France sur des chaudières à granulés de puissance inférieure à 500 kW.

Des mesures périodiques ont été réalisées sur trois installations mises en service entre 2013 et 2018 en Île-de-France, de faible puissance (130, 150 et 250 kW), mises en service entre 2013 et 2018 et alimentées en granulés ou en bois déchiqueté. L'étude se focalise notamment sur de nouveaux polluants ou métriques d'intérêt (carbone suie, monosaccharides, acides organiques, sels inorganiques, potentiel oxydant notamment), afin de mieux caractériser la composition chimique des particules émises. Des facteurs d'émission en polluants ont ainsi été établis et comparés aux données de la littérature scientifique.

Ces nouvelles données enrichissent les connaissances existantes et favorisent une meilleure compréhension des impacts de ces installations, en particulier en milieu urbain. Elles contribuent également à l'élaboration de mesures visant à réduire leur impact sur la qualité de l'air et la santé publique. Elles peuvent ainsi permettre d'évaluer la pertinence d'équiper ces installations de systèmes de filtration ou de fixer des seuils d'émissions dans le cadre de plans de protection de l'atmosphère (PPA) ou de mettre en place des aides financières telles que le Fonds chaleur.

¹ Loi française n° 2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte

² D'après la base de données des chaufferies biomasse en Île-de-France constituée des contributions de la Région Île-de-France, de l'ADEME Île-de-France, des Services du Préfet de région Île-de-France (DRIEAT, DRIAFAF), de l'Institut Paris Région (AREC) et de FIBois Île-de-France

2. Positionnement du projet

2.1. Intégration du projet dans un programme plus large

Le présent projet s'inscrit dans un programme d'étude plus vaste, mené dans le cadre de l'astreinte « qualité de l'air » du Conseil d'État du fait du non-respect des valeurs limites réglementaires dans l'air ambiant. Ce programme comprend :

- Un volet principal (désigné comme « volet socle » dans ce document), piloté par Airparif, qui vise à caractériser les émissions de huit chaudières biomasse dont deux chaudières (une à plaquettes et une à granulés) instrumentées tout au long d'une saison de chauffe ;
- Un volet « caractérisation des particules : fractions solide et condensable », piloté par l'Ineris, dédié notamment à l'étude des émissions de composés condensables de ces mêmes chaudières ;
- Un volet de recherche complémentaire (projet CAPCHA), piloté par l'Ineris en collaboration avec Airparif, et avec l'appui d'Edytem et d'IGE.

Volet principal :

Depuis octobre 2023 et durant toute la saison de chauffe 2023/2024, Airparif a conduit une étude approfondie sur les émissions de petites chaudières biomasse en conditions réelles d'exploitation (Airparif, 2025). Pour cela, huit chaudières situées en Île-de-France ont été équipées d'instruments de mesure, sur des périodes allant d'un à six mois en continu, afin d'observer les différentes phases de fonctionnement et de chauffe. L'étude a accordé une attention particulière aux facteurs influençant les émissions, tels que le type de combustible utilisé (granulés de bois ou plaquettes forestières), les variations de puissance de chauffe, etc.

Sur deux des huit chaudières instrumentées, le volet socle a permis de suivre les émissions des principaux polluants réglementés (particules, oxydes d'azote, etc.) ainsi que celles des gaz à effet de serre (dioxyde de carbone, méthane). Il a également évalué les émissions de particules ultrafines (moins de 100 nanomètres), encore non réglementées à ce jour, mais dont les indications d'effets néfastes sur la santé sont documentées par un nombre croissant d'études³. Leur surveillance est recommandée dans l'air ambiant depuis 2019⁴ et elles sont classées depuis 2021 parmi les polluants d'intérêt national⁵.

Volet « caractérisation des particules : fractions solide et condensable »

En complément, l'Ineris a approfondi les connaissances acquises dans le cadre du volet « socle » à travers un second volet « caractérisation des particules : fractions solide et condensable ». Celui-ci a porté sur des mesures complémentaires des émissions de fraction condensable issue des deux chaudières instrumentées par Airparif sur l'ensemble de la saison de chauffe. Pour ces installations, ces composés, majoritairement émis lors de la combustion dégradée de la biomasse, ne sont aujourd'hui pas systématiquement pris en compte dans les inventaires et modèles atmosphériques.

Les résultats obtenus dans ces deux premiers volets de l'étude sont présentés dans le rapport intitulé « Mesures à l'émission de petites chaufferies biomasse (< 500 kW) en conditions réelles d'exploitation » (Airparif, 2025).

Volet de recherche complémentaire (projet CAPCHA) :

Le projet CAPCHA, cofinancé par l'ADEME et l'ANSES et présenté dans ce document, a consisté à réaliser des caractérisations supplémentaires visant à établir la composition chimique des particules en s'appuyant sur les résultats issus des volets « socle » et « recherche/amélioration des connaissances ». Pour ce projet des campagnes de mesures spécifiques ont été réalisées.

³ <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2014SA0156Ra-Sante.pdf> ;
<https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/345329/9789240034228-eng.pdf?sequence=1>

⁴ <https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2014SA0156Ra.pdf>

⁵ <https://www.lcsqa.org/fr/rapport/liste-des-polluants-dinteret-national>

EMISSIONS DES PETITES CHAUFFERIES BIOMASSE <500 KW

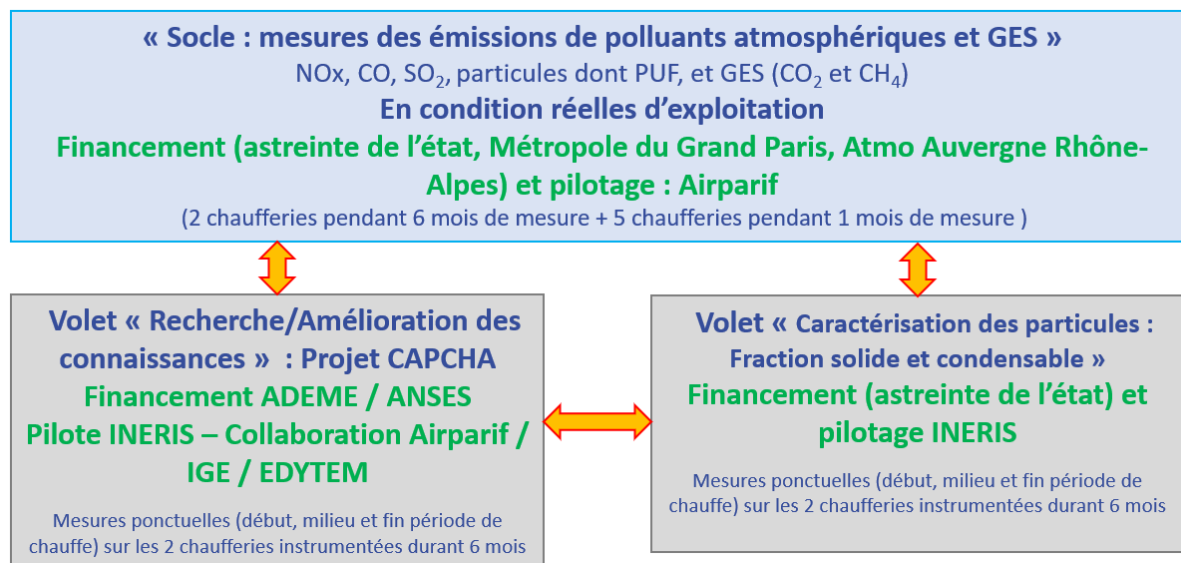


Figure 1 : synoptique des différentes actions du programme global dans lequel s'inscrit le projet CAPCHA.

2.2. État de l'art – étude bibliographique

Dans le cadre du projet CORTEA ACIBIOQA (2022), une revue bibliographique avait été réalisée sur les émissions de polluants des installations de combustion de biomasse d'une puissance inférieure à 20 MW. Cette étude avait permis d'identifier une trentaine de publications françaises et internationales couvrant les principaux polluants suivis, tels que le CO, les NOx, le SO₂, le NH₃, les COV, le CH₄, les PM₁₀, PM_{2.5}, PM₁, ainsi que les métaux lourds, les HAP, les dioxines et les furanes. Étant donné la récente réalisation de cette recherche, aucune mise à jour n'a été prévue dans le cadre du présent projet. Nos résultats ont donc été comparés aux données issues de cette littérature.

Concernant les émissions de particules, en masse (PM), en nombre (PN) et en diamètre géométrique moyen (GMD), des références bibliographiques complémentaires ont été identifiées. Les résultats de trois publications supplémentaires sont présentés ci-après.

Sippula (2010) a réalisé des essais sur une chaudière à granulés de 500 kW à grille mobile, ainsi que sur deux chaudières à plaquettes de 5 et 10 MW, équipées d'un cyclone. Les combustibles utilisés comprenaient des matériaux avec ou sans écorce. L'ensemble des essais a été mené à des puissances proches de la puissance nominale des installations.

Chandrasekaran et al. (2011) ont quant à eux conduit des essais sur trois chaudières : deux de 150 kW (l'une alimentée en plaquettes, l'autre en granulés) et une de 500 kW, alimentée en granulés. Au cours de ces essais, les chaudières ont fonctionné respectivement entre 50 % et 120 %, entre 30 % et 100 %, et à 100 % de leur puissance nominale.

Enfin, Sippula et al. (2017) ont testé une chaudière à granulés de 500 kW fonctionnant à puissance proche de la puissance nominale, en utilisant des granulés de résineux, avec ou sans écorce.

2.3. Partenaires et sous-traitants

Le projet CAPCHA réunit deux partenaires, l'Ineris (coordinateur) et Airparif, qui collaborent depuis de nombreuses années dans le domaine de l'air, ainsi que trois laboratoires sous-traitants IGE (Institut des Géosciences de l'Environnement), Edytem (Laboratoire Environnements, Dynamiques et Territoires de Montagne) et Socor (mesures environnementales) qui apportent leur expertise en matière d'analyses des aérosols et des combustibles. L'avis des laboratoires de recherche IGE et Edytem sur l'ensemble des résultats obtenus a été recueilli.

3. Méthodologie

3.1. Programme d'essais

3.1.1. Informations générales

L'Ineris a caractérisé les émissions des chaudières selon les préconisations générales des normes qui encadrent l'organisation de la campagne et la réalisation des essais. Cependant, les configurations des installations et le cas échéant leur fonctionnement par cycle ne permettaient pas de réaliser des prélèvements conformes aux exigences fixées par l'accréditation Cofrac dans ce domaine. Les prélèvements sur site ont donc été réalisés hors accréditation Cofrac et hors agrément. Rappelons que les chaudières de puissance inférieure à 400 kW ne font l'objet d'aucun contrôle réglementaire de leurs émissions.

Dans le but de mieux évaluer l'impact de la période de réalisation des essais au regard de la saison de chauffe, trois campagnes ont été conduites durant la saison de chauffe 2023-2024. Chaque campagne d'essais s'étend sur une période de trois à quatre jours par chaudière, incluant le déplacement sur site, l'installation du matériel, la réalisation des essais et le démontage du matériel installé.

Parmi les chaudières sélectionnées, la chaudière à granulés CAG B, initialement prévue pour être caractérisée au cours des trois campagnes, a été mise en arrêt de longue durée peu avant la date prévue pour la deuxième campagne (janvier 2024) en raison d'une panne du système d'alimentation en combustible. Elle n'a donc pas pu être testée lors de cette campagne, ni lors de la suivante. Une chaudière à granulés CAG C de remplacement a ainsi été sélectionnée après une recherche active par Airparif, afin de mener les essais prévus lors de la troisième campagne de mars 2024.

Dans la suite du document les chaudières, dont les caractéristiques sont décrites dans le Tableau 1, seront désignées de la manière suivante : CAP A, CAG B et CAG C.

Trois campagnes d'essais (notées C1, C2 et C3) ont été menées sur les trois chaudières :

- Du 06 au 16 novembre 2023, mesures consécutives sur les chaudières CAP A et CAG B ;
- Du 15 au 17 janvier 2024, mesures sur la chaudière CAP A ;
- Du 04 au 08 mars 2024, mesures consécutives sur les chaudières CAP A et CAG C.

Lors de chaque campagne, cinq prélèvements ont été effectués pour chaque polluant, soit un total de 25 prélèvements/analyses. Quelques prélèvements et analyses supplémentaires ont également été réalisés sur la chaudière CAP A lors de la dernière campagne d'essais. Un blanc de site a été réalisé lors de chaque campagne. Sauf mention contraire, les résultats obtenus n'ont pas été corrigés pour tenir compte des blancs de site.

Pour la chaudière CAG C, le dispositif d'analyse des gaz installé par Airparif dans le cadre du volet « socle » a dû être retiré afin de libérer de l'espace pour la mise en place de l'instrumentation nécessaire au projet CAPCHA. Celle-ci a été complétée par un analyseur multigaz en remplacement du dispositif d'Airparif déconnecté.

3.1.2. Réglementation et caractéristiques des installations

Les trois installations sélectionnées pour CAPCHA ont été équipées pour la réalisation des mesurages (mise en place de trappes de prélèvement et de prises électriques dédiées notamment) dans le cadre du volet « socle » (Airparif, 2025).

Les caractéristiques de ces chaudières sont décrites dans le Tableau 1.

Rappelons qu'il n'était pas prévu dans le cadre de ce projet de modifier les conditions de fonctionnement des installations lors des essais.

Chaudière	CAP A	CAG B	CAG C
Combustible	Plaquettes	Granulés	Granulés
Année de mise en service	2017	2018	2013
Puissance nominale (kW)	150	130	250
Puissance de fonctionnement lors des essais ou facteur de charge	Nominale	≈ 60 % du nominal	Nominale
Marche lors des essais	Continue	Intermittente (selon cycle marche/arrêt de 2h environ)	Continue

Tableau 1: principales caractéristiques des chaudières testés.

Les trois chaudières sélectionnées ne disposent d'aucun système d'épuration des fumées, pas même sommaires, tels que les multi-cyclones. En revanche, elles sont toutes équipées d'un ballon tampon permettant de stocker l'énergie produite et de réduire leur temps de fonctionnement à faible charge.

Du fait de leur faible puissance, ces installations ne font l'objet d'aucun suivi réglementaire.

L'arrêté du 15 septembre 2009 relatif à l'entretien annuel des chaudières dont la puissance nominale est comprise entre 4 et 400 kW, propose des estimations des émissions polluantes pour les chaudières à combustible solide. Pour les chaudières à granulés et à bois déchiqueté les plus récentes concernées par cet arrêté (modèles de 2009), les concentrations estimées sont respectivement de 30 et 60 mg/m³ à 10 % d'O₂ pour les poussières, et de 8 mg éq. C/ m³ à 10 % d'O₂ pour les composés organiques volatils (COV).

Les trois chaudières testées, mises en service entre 2013 et 2018, sont classées selon la norme NF EN 303-5 : 2012 en fonction de leur rendement énergétique et de leurs émissions de polluants (CO, COVT, particules solides). Toutefois, leur classement exact par rapport à cette norme n'est pas connu. Au regard de leurs caractéristiques, la chaudière à plaquettes (CAP A) devrait appartenir à la catégorie 3 de cette norme, tandis que les chaudières à granulés (CAG B et CAG C) seraient classées en catégories 4 ou 5.

Le Tableau 2 présente les rendements minimaux et les limites d'émission que les chaudières à alimentation automatique de moins de 500 kW doivent atteindre selon les classes définies par la norme NF EN 303-5 : 2012.

Classe de chaudière	3	4	5
Rendement à puissance nominale (en %)	79	84	89
Rendement avec un facteur de charge de 60 % (en %)	78	84	89
CO (en mg/m ³ à 10 % d'O ₂)	3 000	1 000	500
COVT (en mg/m ³ à 10 % d'O ₂)	100	30	20
Particules solides (en mg/m ³ à 10 % d'O ₂)	150	60	40

Tableau 2 : rendement minimaux et limites d'émission des chaudières des classes 3, 4 et 5 selon la norme NF EN 303-5 : 2012.

Il est important de préciser que les chaudières étudiées ne relèvent pas de la réglementation Ecoconception de la Commission Européenne, qui établit des exigences en matière d'efficacité énergétique et de réduction des émissions polluantes. En effet, cette réglementation s'applique uniquement aux chaudières de puissance inférieure ou égale à 500 kW mises sur le marché après le 1^{er} janvier 2020. À titre informatif, les valeurs limites d'émissions (VLE) en CO, COVT, particules et NO_x définies par cette réglementation sont présentées en annexe (Tableau A3). Ces valeurs limites d'émissions sont exprimées en concentration, ramenée à une teneur en oxygène de 10 %.

3.1.3. Polluants recherchés et méthodes mises en œuvre

Une caractérisation poussée des émissions polluantes a été réalisée dans le cadre de ce projet. Elle comprend notamment des mesurages de composés organiques volatils totaux (COVT) par FID (détecteur à ionisation de flamme) ainsi que des mesurages permettant de caractériser la composition des particules (après dilution et donc comprenant les fractions solide et condensable) tels que :

- Les particules non volatiles à 50°C par TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance), mesure en masse en continu en temps réel ;
- L'équivalent Black Carbon (noté eBC) par absorption optique au moyen d'un aéthalomètre, mesure en semi-continu en temps réel ;
- Le carbone élémentaire (EC) et organique (OC) par méthode thermo-optique ;
- Le potentiel oxydant (PO) par les méthodes à l'acide ascorbique (AA) et dithiothreitol (DTT) ;
- Les métaux par ICP-MS ;
- Les acides organiques par GC-MS ;
- Les méthoxyphénols par GC-MS ;
- Les sucres ou monosaccharides (lévoglucosan, mannosan et galactosan) par GC-MS ;
- Les hydrocarbures (alcanes) par GC-MS ;
- Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Quinze composés de cette famille chimique ont été dosés : naphtalène, acénaphthène, fluorène, phénanthrène, anthracène, chrysène, pyrène, fluoranthène, benzo (a) anthracène, benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (a) pyrène, dibenzo (a,h) anthracène, indeno (1,2,3-cd) pyrène, benzo (g,h,i) pérylène. Notons que quatre de ces composés sont considérés par le Protocole de 1998 relatif aux polluants organiques persistants⁶, il s'agit des benzo (b) fluoranthène, benzo (k) fluoranthène, benzo (a) pyrène et indeno (1,2,3-cd) pyrène par HPLC-fluorescence ;
- Et les ions inorganiques par ICP-MS.

Tous les polluants ou familles de polluants ont été collectés sur filtre (et sur mousse pour les composés organiques dont les HAP notamment) après dilution de l'échantillon gazeux à l'aide d'un E-diluteur Pro de marque Dekati. Ce dispositif comprend un premier étage de dilution chauffé et un second à température ambiante.

Lors des essais, des taux de dilution de 25 (dilution par 5 à chaque étage) ou de 40 (dilution par 8 au premier étage et par 5 au second) ont été utilisés. Les analyses de ces échantillons ont été réalisées par les laboratoires IGE et EDYTEM.

Les résultats d'analyse des différentes fractions constituant les particules (EC, OC, ions inorganiques, métaux et éléments minéraux) ont été comparés aux particules totales afin d'établir leur bilan massique et leur composition chimique.

Les différentes méthodes de mesure des particules et d'analyses des polluants utilisées sont décrites en annexe 1.

Rappelons que ces mesures viennent en complément des mesures réalisées sur ces chaudières dans le cadre du programme socle réalisé par Airparif (NO_x, CO, CO₂, O₂, SO₂, CH₄ et particules solides au moyen d'un compteur, mesures en continu sur l'ensemble de la saison de chauffe, « volet socle ») et par l'Ineris (fractions solide et condensable des particules, mesures périodiques).

Ces paramètres sont des indicateurs incontournables afin de caractériser le fonctionnement et la qualité de la combustion des appareils. Ils permettent de mettre les résultats du projet CAPCHA en regard des conditions de fonctionnement des installations relevées et des principaux paramètres de combustion. À cette fin, ces données ainsi que les principaux paramètres de fonctionnement disponibles recueillis ont été mis à disposition par Airparif et l'Ineris pour une exploitation dans le cadre de la présente étude.

⁶ Protocole de 1998 relatif aux polluants organiques persistants, amendé par les Parties le 18 décembre 2009, https://unece.org/sites/default/files/2021-10/ece.eb_air_104.f.pdf

3.2. Difficultés analytiques rencontrées

L'analyse des composés organiques sur les supports de type mousse en polyuréthane (« PUF ») s'est avérée délicate en raison de niveaux de blancs importants observés lors des différentes campagnes d'essais. Afin de garantir l'homogénéité et la comparabilité des résultats, seules les données relatives aux HAP, mesurées simultanément sur la phase particulaire (filtres) et la phase gazeuse (mousse polyuréthane), ont été conservées après correction par soustraction des valeurs des blancs pour plus d'exactitude. En revanche, pour les autres polluants, l'importance des blancs n'a pas permis une exploitation fiable des résultats.

Par ailleurs, l'analyse des méthylphénols, nécessitant une étape de dérivatisation, a également été fortement perturbée par la présence d'humidité sur les supports de collecte.

4. Résultats obtenus

4.1. Analyses des combustibles

Les combustibles (bois déchiquetés/plaquettes et granulés) consommés par les chaudières ont été caractérisés lors de chaque campagne d'essais (Tableau 3). Ils ont été analysés par le laboratoire Socor.

Paramètres	Unités	CAP A - bois déchiquetés	CAP A - bois déchiquetés	CAP A - bois déchiquetés	Valeurs normatives (B2) ^a	CAG B - granulés	CAG C - granulés	Valeurs normatives (A1) ^b
Humidité	% MB	23,5	22,6	20,9	> 15 et ≤ 55	8,0	6,5	≤ 10
Taux de cendres	% MS	3,0	2,2	2,1	≤ 3,0	0,5	0,8	≤ 0,7
PCI	MJ/kg MS	17,97	18,95	18,5	-	18,68	18,56	≥ 16,5
Matières volatiles	% MS	80,6	79,1	79,9	-	83,6	-	-
Masse volumique	kg/m ³ MB	210	200	210	≥ 150	660	-	≥ 600
C	% MS	49,4	50,8	50,1	-	50,8	50,6	-
H	% MS	5,87	5,95	6,05	-	6,14	6,00	-
O	% MS	44,4	42,9	43,6	-	42,5	42,5	-
N	% MS	0,31	0,26	0,19	≤ 1,0	< 0,1	< 0,1	≤ 0,3
S	% MS	0,028	0,028	0,022	≤ 0,1	0,011	0,018	≤ 0,04
Cl	% MS	0,012	0,019	0,014	≤ 0,05	< 0,007	< 0,007	≤ 0,02
Ca	mg/kg MS	5399	3954	5127	-	1060	1985	-
Mg	mg/kg MS	372	267	348	-	137	-	-
K	mg/kg MS	1557	1481	1648	-	583	697	-
Na	mg/kg MS	56	62	87	-	17	24	-
Cd	mg/kg MS	< 0,4	< 0,4	< 0,4	≤ 1	< 0,4	< 0,4	≤ 0,5
Cr	mg/kg MS	< 1	< 1	< 1	≤ 10	< 1	< 1	≤ 10
Cu	mg/kg MS	3,4	1,9	2,1	≤ 10	1,3	1,2	≤ 10
Ni	mg/kg MS	< 1	< 1	< 1	≤ 10	< 1	< 1	≤ 10
Pb	mg/kg MS	< 1	< 1	< 1	≤ 10	< 1	< 1	≤ 10
Zn	mg/kg MS	17	11	18	≤ 100	9	6	≤ 100
As	mg/kg MS	< 1	< 1	< 1	≤ 1	< 1	< 1	≤ 1
Si	mg/kg MS	1613	468	938	-	303	888	-
Hg	mg/kg MS	< 0,1	< 0,1	< 0,1	≤ 0,1	< 0,1	< 0,1	≤ 0,1

^a NF EN ISO 17225-4, Biocombustibles solides - Classes et spécifications des combustibles - Partie 4 : classes de plaquettes de bois. Cette norme traite de différentes qualités de combustible dont la classe B2 : plaquettes issues de produits dérivés, de sous-produits de l'industrie de transformation du bois et de bois usagé non traité chimiquement, 2021.

^b NF EN ISO 17225-2, Biocombustibles solides - Classes et spécifications des combustibles - Partie 2 : classes de granulés de bois. Cette norme traite de différentes qualités de combustible : A1 : granulés de haute qualité, A2 : granulés de qualité standard, B : granulés de qualité industrielle, 2021.

MS : sur masse sèche, MB : sur masse brute

Tableau 3 : caractéristiques des lots de combustibles utilisés lors des campagnes d'essais.

Les résultats d'analyse des plaquettes utilisés dans la chaudière CAP A respectent les critères de la norme NF EN ISO 17225-4 (classe B2), ceux des granulés utilisés dans les chaudières CAG B et CAG C respectent les critères de la norme NF EN ISO 17225-2 (classe A1), à l'exception de la teneur en cendres des granulés utilisés dans la chaudière CAG C, qui dépasse légèrement la valeur normative.

Les caractéristiques des granulés consommés dans les chaudières CAG B et CAG C sont globalement similaires, à l'exception de leurs teneurs en cendres, en calcium (Ca), en silicium (Si) et en potassium (K).

Les concentrations en potassium (K) se situent dans la moyenne des valeurs rapportées dans la littérature pour divers granulés de bois commerciaux (moyenne : 557 mg/kg, min-max : 17-1160 mg/kg) (Pollex et al., 2018 ; Sippula et al., 2007).

Il est à noter que les bois déchiquetés utilisés dans la chaudière CAP A présentent des teneurs en humidité, en cendres, en calcium (Ca), en magnésium (Mg) et en potassium (K) nettement plus élevées que celles des granulés.

4.2. Fonctionnement des installations lors des essais

Le fonctionnement d'une chaudière biomasse varie en fonction du besoin en chaleur et peut adopter plusieurs modes afin d'optimiser son rendement et sa consommation énergétique :

- À puissance nominale : la chaudière fonctionne à pleine puissance pour répondre à une demande élevée en chaleur. Ce mode est généralement utilisé en période de grand froid ou lorsque la chaufferie comprend plusieurs équipements. Il peut ainsi s'inscrire dans un fonctionnement en cascade, avec plusieurs chaudières pouvant être alimentées par différents combustibles ;
- En mode modulant : la puissance de la chaudière est ajustée en continu en fonction des besoins thermiques. Ce mode, courant sur les chaudières de dernière génération, permet d'éviter les cycles fréquents de marche/arrêt et d'améliorer le rendement global en optimisant la combustion ;
- À deux allures, nominale et réduite : en plus du fonctionnement à pleine puissance, la chaudière peut fonctionner à une allure réduite, généralement autour de 30 % de la puissance nominale. Cette allure réduite est utilisée lorsque les besoins en chauffage sont moindres (ex. : températures extérieures plus douces). Cela permet de maintenir une température stable avec une consommation d'énergie optimisée, tout en limitant les arrêts/redémarrages ;
- En mode marche/arrêt : lorsque la demande en chaleur est insuffisante, la chaudière alterne entre des phases d'arrêt/veille et de fonctionnement. En mode "veille", elle reste allumée mais ne produit pas activement de chaleur, prête à redémarrer rapidement en cas de besoin. Ce mode permet d'éviter des allumages fréquents, qui pourraient nuire à la performance et à la durabilité de l'équipement.

Ces différents modes de fonctionnement peuvent avoir une incidence plus ou moins forte sur les émissions de polluants.

Lors de nos essais, les chaudières avaient les modes de fonctionnement suivants :

- Fonctionnement à allure nominale pour la chaudière à plaquettes CAP A et la chaudière à granulés CAG C ;
- Fonctionnement en mode marche/arrêt selon des cycles d'environ deux heures pour la chaudière à granulés CAG B (Figure 2).

Le fonctionnement en mode marche/arrêt d'une chaudière à bois se déroule en quatre phases distinctes :

- Le redémarrage : durant cette phase, la chambre de combustion monte progressivement en température à partir d'un état initial relativement froid (la forte inertie des chaudières limite la descente rapide en température de la chambre de combustion). Cette montée en température est souvent accompagnée d'émissions importantes de particules, en raison d'une combustion incomplète des composés volatils libérés par le combustible du fait des trop faibles températures de la chambre de combustion ;
- L'allure nominale : une fois la combustion stabilisée, la chaudière atteint son régime optimal. À ce stade, les émissions sont généralement limitées, à condition que la combustion soit bien maîtrisée (ce qui nécessite une bonne adéquation entre le combustible utilisé et les réglages de l'appareil) ;
- L'arrêt : durant cette phase, une injection supplémentaire d'air peut être réalisée afin de favoriser la combustion des résidus de combustible présents dans la chambre et d'optimiser le redémarrage suivant. Toutefois, cette injection d'air à travers le lit de combustible peut entraîner une élévation locale de la température, favorisant la volatilisation de certains composés

organiques et inorganiques qui n'avaient pas encore été libérés. Si l'apport d'air secondaire est insuffisant, des imbrûlés peuvent être générés, augmentant les émissions polluantes ;

- La mise en veille de l'appareil jusqu'au redémarrage suivant.

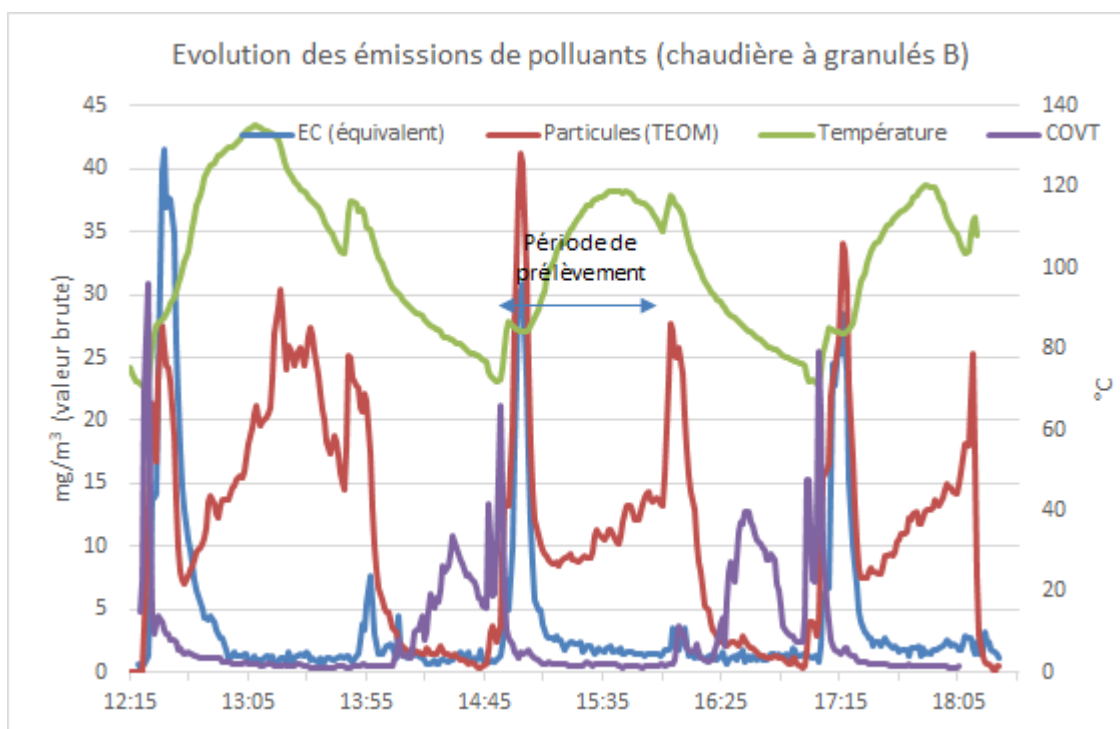


Figure 2 : évolution de la température des fumées et des concentrations en EC équivalent (estimé à partir de l'évolution de l'eBC mesuré en continu au moyen d'un aéthalomètre et du ratio moyen eBC/EC déterminé sur l'ensemble des appareils testés), en particules mesurées en continu au moyen d'un TEOM et en COVT - chaudière à granulés CAG B. À titre d'information, les teneurs moyennes en fraction condensable et en lévoglucosan déterminées sur cette chaudière sont respectivement de 2,6 et 0,2 mg/m³ (en valeur brute : non normée et non ramenée à une teneur en O₂).

Lors des essais effectués sur la chaudière à granulés CAG B, l'augmentation forte des émissions de particules lors de la phase de redémarrage s'explique en grande partie par une forte augmentation des émissions d'EC équivalent. La présence de carbone suie lors de phase de redémarrage d'appareils automatisés a été déjà mise en évidence par Nussbaumer 2010. Cela se traduit également par une proportion plus élevée de ce polluant dans les particules, comparée à celles mesurées sur les deux autres chaudières fonctionnant en continu à leur puissance nominale (§ 4.7.6). Des pics d'émission de COVT sont observés au début de chaque phase de redémarrage. Il convient également de noter que des concentrations élevées en COVT sont relevées après la mise en veille de la chaudière (dégagement provenant des braises restantes dans la chambre). Cependant, durant cette période, le flux de polluants émis reste négligeable par rapport à celui des autres phases, en raison du très faible débit d'air extrait.

Il est important de noter que, pour les essais menés sur la chaudière CAG B, les prélèvements ont été réalisés sur des périodes d'environ une heure à partir du début de son redémarrage. Par conséquent, ces périodes n'incluent ni les phases d'arrêt ni celles de mise en veille de la chaudière.

4.3. Principaux résultats d'émissions pour les polluants mesurés

Le Tableau 4 présente les principaux résultats, exprimés en facteur d'émission, de chaque campagne d'essais, en indiquant la moyenne des cinq prélèvements réalisés par campagne. Il inclut également les résultats du projet CORTEA ACIBIOQA (2022) (plages de valeurs obtenues) ainsi que les données issues de la littérature (facteurs d'émission médians et moyens observés). Ces dernières proviennent d'une étude bibliographique menée dans le cadre du projet ACIBIOQA (2022).

Chaudière		CAP A	CAP A	CAP A	CAG B	CAG C	FE ACIBIOQA	FE littérature ^a
Campagne		C1	C2	C3	C1	C3	min / max	médian/moyen
Chaudières (puissance nominale et conditions de fonctionnement lors des essais)								
Puissance nominale (kW)		150	150	150	130	250	150 à 1000	150 à 1000
Facteur de charge (%)		100	100	100	60	100	30 à 80	-
Humidité des fumées (%)		3,4	4,5	3,5	2,1	5,4	-	-
Température fumées (°C)		nv	171	163	106	110	-	-
Excès d'air (sans unité)		4,6	4,4	4,6	1,9	2,2	-	-
Rendement ^b (%)		71	73	71	92	91	-	-
Facteurs d'émission et indicateurs								
CO	g/GJ	nv	1300	1136	102	298	171/1227 (4)	125 / 585 (35)
CO ₂	kg/GJ	nv	96,3	97,5	99,6	99,5	-	-
Ratio MCE	-	0,980	0,979	0,982	0,998	0,995	-	-
NO _x	g éq. NO ₂ /GJ	nv	150	102,3	131,8	83,2	60 / 145 (5)	76 / 83 (49)
COVt	g éq. C/GJ	7,6	2,7	7,7	3,6	< 1,5	5 / 73 (4)	1 / 30 (36) ^c
CH ₄	g/GJ	1,0	0,7	3,6	nv	< 1,5	-	0,1 à 2 (5)
Particules en nombre (PN)	nombre/GJ	nv	2,9 10 ¹⁶	5,5 10 ¹⁶	nv	3,1 10 ¹⁶	-	1 à 5 10 ¹⁶ ^d 1,3 à 3,6 10 ¹⁶ ^e 1,3 à 2,0 10 ¹⁶ ^f
Diamètre géométrique moyen (GMD)	nm	nv	262	nv	nv	64	-	60 à 150 ^d 70 à 91 ^e 59 à 96 ^f
Particules solides	g/GJ	71,0	90,5	97,6	25,2	44,4	26 / 140 (5)	65 / 113 (40)
Particules totales	g/GJ	88,2	110,9	113,9	27,2	51,3	31 / 169 (5)	13 à 92 ^d 26 à 41 ^e 14 à 36 ^f
Part de condensables dans les particules totales	%	18,8	18,4	13,3	7,8	13,1	5 / 24 (4)	4,3 ^e
eBC	g/GJ	4,0	7,9	10,9	nv	0,5	-	-
EC	g/GJ	2,6	4,0	5,7	3,5	0,2	0,1 / 2,9 (5)	0,23/0,76 (20)
Part du EC	%	3,0	3,6	5,0	12,9	0,4	< 16	< 18, 0 à 22 ^d < 2 ^e
Lévoglucosan	mg/GJ	6	0	12	147	5	-	-
Benzo (a) pyrène	mg/GJ	0,45	0,27	0,33	0,25	0,03	0,01 / 3,1 (4) - 16,8	-
4 HAP ^g	mg/GJ	1,8	1,5	5,1	1,9	0,2	0,1 / 4,2 (4) - 73	0,3 / 10,7 (5) (8 HAP) ^h
15 HAP	mg/GJ	27 (2)	90	142	18	9	-	-

Les valeurs entre parenthèse indiquent le nombre de données pris en compte.

^a étude bibliographique menée dans le cadre du projet Acibioqa (2022)

^b valeur approximative (méthode indirecte)

^c 36 dans la gamme de puissance 0,1-20 MW dont 8 dans la gamme (150-800 kW)

^d Sippula 2010

^e Chandrasekaran et al. 2011 (données issues d'une étude menée par Nyserda 2010)

^f Sippula et al. 2017

^g Protocole de 1998 relatif aux polluants organiques persistants

^h 8 HAP de la norme NF X 43-329

MCE : ratio (CO₂/CO₂+CO) ; nv : résultat non valide

Tableau 4 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais du projet CAPCHA.

Le projet ACIBIOQA (2022), financé par l'ADEME et réalisé avec la contribution de l'Ineris, s'est concentré sur les chaudières d'une puissance comprise entre 150 et 600 kW fonctionnant avec des plaquettes. Cinq chaudières équipées au minimum d'un cyclone avaient été testées. Cette étude a mis en évidence une forte variabilité des facteurs d'émission en CO, ce paramètre étant un indicateur clé de la qualité de combustion. Ces variations dépendent principalement du facteur de charge des chaudières et de leurs conditions de fonctionnement, notamment les phases d'arrêt, de redémarrage et de charge réduite.

Une exception avait été relevée sur un site utilisant un combustible humide, ce qui a potentiellement altéré la qualité de combustion et accru les émissions de CO. Par ailleurs, les deux chaudières les moins puissantes testées (150 et 200 kW) se sont révélées les plus émissives en CO, en composés organiques volatils totaux (COVT) et en particules totales. Sur ces deux installations, les émissions de PM₁ représentaient 95 % en masse des émissions de particules totales.

Dans l'étude socle menée par Airparif (2025), les PM₁ représentaient en moyenne 94 % de la masse totale des particules, aussi bien pour les chaudières à granulés que pour celles à plaquettes. Pour les chaudières CAP A, CAG B et CAG C étudiées dans le cadre du projet CAPCHA, cette contribution était respectivement de 94 %, 85 % et 99 %.

À titre d'information, les résultats exprimés en concentration (mg/m³ à 6 et 10 % d'O₂) sont fournis en annexe dans les tableaux A1 et A2.

Les résultats obtenus mettent en évidence une nette différence entre la chaudière à plaquettes CAP A et les deux chaudières à granulés CAG B et CAG C en ce qui concerne les émissions de polluants.

Cette distinction s'explique par une meilleure qualité de combustion dans les chaudières à granulés, grâce à une meilleure optimisation de la combustion, notamment une réduction de l'excès d'air. Cette amélioration de la combustion est aussi attribuable :

- À la densité énergétique plus élevée des granulés, qui favorise une combustion plus homogène et plus chaude ;
- Aux propriétés physico-chimiques de ce combustible : une moindre teneur en humidité réduit la perte d'énergie liée à l'évaporation de l'eau tandis qu'une moindre teneur en cendres liée à une teneur en carbone légèrement supérieure accroît la conversion en énergie et la température de flamme.

Pour la chaudière à plaquettes CAP A, la moindre qualité de combustion a une incidence forte sur le rendement.

La marche intermittente de la chaudière à granulés CAG B est à l'origine de plus fortes émissions en EC et probablement en HAP (composés précurseurs du carbone suie) que celles observées pour l'autre chaudière à granulés CAG C, sans influencer significativement les émissions de particules totales, ces polluants étant présents en très faibles proportions dans les émissions de chacune des installations.

Globalement, les valeurs mesurées à l'émission des trois chaudières restent dans les plages rapportées par le projet ACIBIOQA (2022), qui étudiait uniquement des chaudières à plaquettes, et par la littérature :

- CO (monoxyde de carbone, g/GJ) : les valeurs mesurées varient de 102 à 1 300 g/GJ, avec des niveaux plus élevés observés pour la chaudière à plaquettes. En comparaison, les résultats du projet ACIBIOQA présentent une plage plus large, incluant des valeurs basses comparables à celles des chaudières à granulés. Les facteurs d'émission médians et moyens issus de la littérature (125 et 585 g/GJ) restent du même ordre de grandeur ;
- CO₂ (dioxyde de carbone, kg/GJ) : les mesures expérimentales révèlent des valeurs nettement plus faibles (96,3 et 97,5 kg/GJ) pour la chaudière à plaquettes CAP A par rapport aux chaudières à granulés CAG B et CAG C (99,6 kg/GJ), traduisant une combustion moins complète ;
- Ratio MCE (Modified Combustion Efficiency), défini comme CO₂/(CO₂ + CO), est un indicateur de la qualité de la combustion. Plus il est proche de 1, plus la combustion est complète, avec une production minimale de monoxyde de carbone (CO). Les chaudières à granulés CAG B et CAG C affichent une meilleure performance en termes de qualité de combustion par rapport à la chaudière à plaquettes (A) ;
- NO_x (oxydes d'azote, g éq. NO₂/GJ) : les valeurs mesurées fluctuent entre 83,2 et 290,2 g/GJ. En comparaison, les données du projet Acibioqa (2022) se situent entre 60 et 145 g/GJ, tandis que

les facteurs d'émission médians et moyens issus de la littérature sont de 76 et 83 g/GJ. Une valeur particulièrement élevée a été relevée sur la chaudière à plaquettes CAP A lors de la seconde campagne d'essais, sans explication évidente ;

- COVt (composés organiques volatils totaux, g éq. C/GJ) : les essais montrent des valeurs comprises entre 2,7 et 7,7 g/GJ, avec un minimum inférieur à 1,5 g/GJ. En comparaison, le projet Acibioqa et la littérature indiquent une plage plus large (5 à 73 g/GJ - 1 et 30 g/GJ respectivement) avec des valeurs maximales bien plus élevées. Cela témoigne d'une bonne qualité de combustion lors de nos essais, probablement due à l'utilisation de granulés pour les chaudières CAG B et CAG C et au fonctionnement des installations à puissance nominale pour les chaudières CAP A et CAG C, contrairement aux essais du projet Acibioqa souvent réalisés à charge réduite ;
- CH₄ (méthane, g/GJ) : les mesures varient de 0,7 à 3,6 g/GJ, tandis que les facteurs d'émission médians et moyens rapportés dans la littérature sont du même ordre de grandeur (0,1 et 2 g/GJ). Ces résultats confirment la quasi-absence de ce composé à l'émission de ces installations ;
- PN (nombre de particules/GJ) : les valeurs mesurées varient entre $2,9 \cdot 10^{16}$ et $5,5 \cdot 10^{16}$ particules/GJ, ce qui correspond à un ordre de grandeur similaire à celui des données disponibles dans la littérature pour cette gamme de puissance. La chaudière à granulés CAG C, bien que présentant une meilleure qualité de combustion que la chaudière à plaquettes CAP A, génère un nombre similaire de particules, mais ces dernières sont beaucoup plus fines que celles émises par la chaudière à plaquettes CAP A (diamètres moyens respectifs : 64 vs 262 nm) ;
- GMD (diamètre géométrique moyen, nm) : pour les chaudières à granulés fonctionnant à puissance nominale, les diamètres moyens des particules sont d'environ 60 nm (Airparif 2025 et données de la littérature). Cette valeur croît en fonction de la dégradation de la qualité de la combustion ;
- Particules solides (g/GJ) : les résultats des essais se situent entre 25,2 et 97,6 g/GJ, ceux du projet ACIBIOQA (2022) varient de 26 à 140 g/GJ. Les facteurs d'émission médian et moyen issus de la littérature s'élèvent respectivement à 65 et 113 g/GJ, ce qui montre une bonne cohérence de l'ensemble des données ;
- Part de condensables dans les particules totales (%) : en accord avec les résultats ACIBIOQA (2022), la fraction condensable des émissions de particules des chaudières de faible puissance n'est pas prédominante et reste moins importante que pour les appareils domestiques, qui ont une puissance encore plus faible. La part de condensables observée est plus faible pour les chaudières à granulés, avoisinant 10 %, contre environ 17 % pour la chaudière à plaquettes ;
- Particules totales (g/GJ) : les résultats obtenus varient de 27,2 à 113,9 g/GJ. Les valeurs les plus faibles sont enregistrées sur les chaudières à granulés, alimentées par un combustible de qualité (granulés de classe A1). En comparaison, les données du projet ACIBIOQA (2022) s'échelonnent entre 31 et 169 g/GJ, révélant une plage de valeurs relativement similaire, d'autant que les niveaux les plus élevés du projet ACIBIOQA (2022) correspondaient à des charges partielles (généralement plus émissives) et qui n'ont pas été observées lors des essais CAPCHA, même sur la chaudière à plaquettes ;
- EC (carbone élémentaire, g/GJ) : les valeurs mesurées varient entre 0,2 et 5,7 g/GJ. La valeur obtenue sur la chaudière à granulés CAG B est liée à son fonctionnement en mode tout ou rien (Figure 2). Les valeurs obtenues lors du projet ACIBIOQA (2022) sont relativement proches avec une plage de valeurs allant de 0,1 à 2,9 g/GJ, tandis que les facteurs d'émission médian et moyen de la littérature sont un peu plus faibles, à savoir 0,23 et 0,76 g/GJ respectivement ;
- Part du EC dans les particules totales (%) : la proportion de carbone élémentaire dans les particules totales reste minoritaire, en accord avec les données du projet ACIBIOQA (2022) et de la littérature ;
- Benzo(a)pyrène et 4 HAP (mg/GJ) : les valeurs mesurées se situent dans les plages de valeurs du projet ACIBIOQA. Les données de la littérature, qui portent sur 8 HAP, sont relativement proches, confirmant ainsi la cohérence globale des résultats expérimentaux avec les références bibliographiques existantes.

La chaudière à plaquettes CAP A ne parvient pas à atteindre le rendement minimal des chaudières de classe 3 de la norme NF EN 303-5 : 2012 (Tableau 2) en raison d'un fonctionnement avec un excès d'air important, entraînant des pertes calorifiques élevées dans les fumées de combustion et des teneurs élevées en monoxyde de carbone (la réaction d'oxydation du CO en CO₂ produisant une part importante de l'énergie produite par l'oxydation du carbone du bois en CO₂).

Les deux autres chaudières (CAG B et CAG C) présentent des rendements énergétiques élevés, conformes aux spécifications de la norme NF EN 303-5 : 2012.

4.4. Comparaison des chaudières à granulés et à plaquettes

Le Tableau 5 présente les facteurs d'émission des chaudières à granulés, déterminés par Airparif (2025) et ceux issus de la littérature.

L'étude Airparif (2025) porte sur huit installations : quatre chaudières à granulés et quatre chaudières à plaquettes, de puissance comprise entre 100 et 500 kW.

Polluants	Unité	Airparif (4 chaudières à granulés)			Données de la littérature (ACIBIOQA 2022)	Autres données : Chandrasekaran et al. 2011 - Sippula et al. 2017
		moyenne	médiane	min - max		
CO	g/GJ	484	231	68 - 706	102, 734, 144, 91, 96, 242	
NOx	g éq. NO ₂ /GJ	82	83	61 - 96	17-36, 129-340, 239-292, 51-124, 82	
Particules solides	g/GJ	40	26	24 - 60	31	
PN	#.10 ¹⁶ /GJ	3,5	2,9	1,0 à 4,3	-	1,6 (89)- 1,3 à 2,0 (59 à 96)

(valeur entre parenthèse) : GMD

Tableau 5 : facteurs d'émission des chaudières à granulés.

Polluants	Unité	Airparif (4 chaudières à plaquettes)			ACIBIOQA min - max	Données de la littérature (ACIBIOQA 2022)
		moyenne	médiane	min - max		
CO	g/GJ	1388	612	880 - 2432	171 - 1227	125, 244-2177
NOx	g éq. NO ₂ /GJ	141	144	126 - 153	60 - 145	127, 62-112, 62-175, 7-48
Particules solides	g/GJ	73	58	49 - 101	26 - 140	15-90, 34-113, 50-165, 48-94
PN	#.10 ¹⁶ /GJ	7,9	5,7	1,8 - 5,9	-	-

Tableau 6: facteurs d'émission des chaudières à plaquettes.

Les chaudières à granulés se distinguent par de meilleures performances en matière d'émissions polluantes, produisant moins de CO, de NOx et de particules, tant en masse qu'en nombre. À l'inverse, les chaudières à plaquettes génèrent, en général, davantage d'émissions, probablement en raison d'une

combustion moins optimisée et d'un combustible plus hétérogène, dont les propriétés physico-chimiques (humidité, teneur en cendres, etc.) sont moins favorables à une combustion efficace.

Pour affiner la comparaison entre ces deux types d'installations, il serait intéressant d'analyser plus en détails les conditions expérimentales propres à chaque source bibliographique, en tenant compte des caractéristiques de la combustion, de la qualité des combustibles, des spécificités des chaudières et de la présence éventuelle d'un dispositif d'épuration des fumées. La difficulté réside dans le fait que toutes ces informations ne sont pas toujours bien renseignées.

4.5. Impact de divers paramètres sur les émissions de polluants

4.5.1. Impact de la période de réalisation des essais en regard de la saison de chauffe

La chaudière à plaquettes CAP A a été testée lors de trois campagnes d'essais réalisées au début, au milieu et à la fin de la saison de chauffe. Aucune différence significative de fonctionnement n'a été mise en évidence entre ces trois périodes, l'appareil opérant à son allure nominale avec un combustible de qualité similaire. En conséquence, aucune variation notable des émissions de polluants n'a été observée au cours de ces trois campagnes d'essais.

Une comparaison similaire ne peut pas être réalisée pour les installations à granulés, en raison du changement d'installation lié à l'arrêt longue durée de la chaudière CAG B « remplacée » ensuite par la chaudière CAG C (§ 3.1.1).

4.5.2. Impact de l'excès d'air

Si les excès d'air des chaudières à granulés CAG B et CAG C sont conformes aux valeurs attendues pour ce type d'installation, celui de la chaudière à plaquettes CAP A, de l'ordre de 4,5, est trop élevé pour obtenir une combustion optimale. Cela entraîne de fortes émissions de CO et de composés organiques condensables. Quant au rendement énergétique, il chute fortement (72 % pour la chaudière à plaquettes CAP A, contre 91 % et 92 % respectivement pour les chaudières à granulés CAG B et CAG C).

Outre la dégradation de la qualité de la combustion, un excès d'air primaire plus fort peut augmenter la température du lit de combustible, et favoriser ainsi la volatilisation de certains éléments inorganiques présents dans le bois (K, Na, Cl, S, etc.).

4.6. Mesurage des émissions gazeuses : CO, COVT et NOx

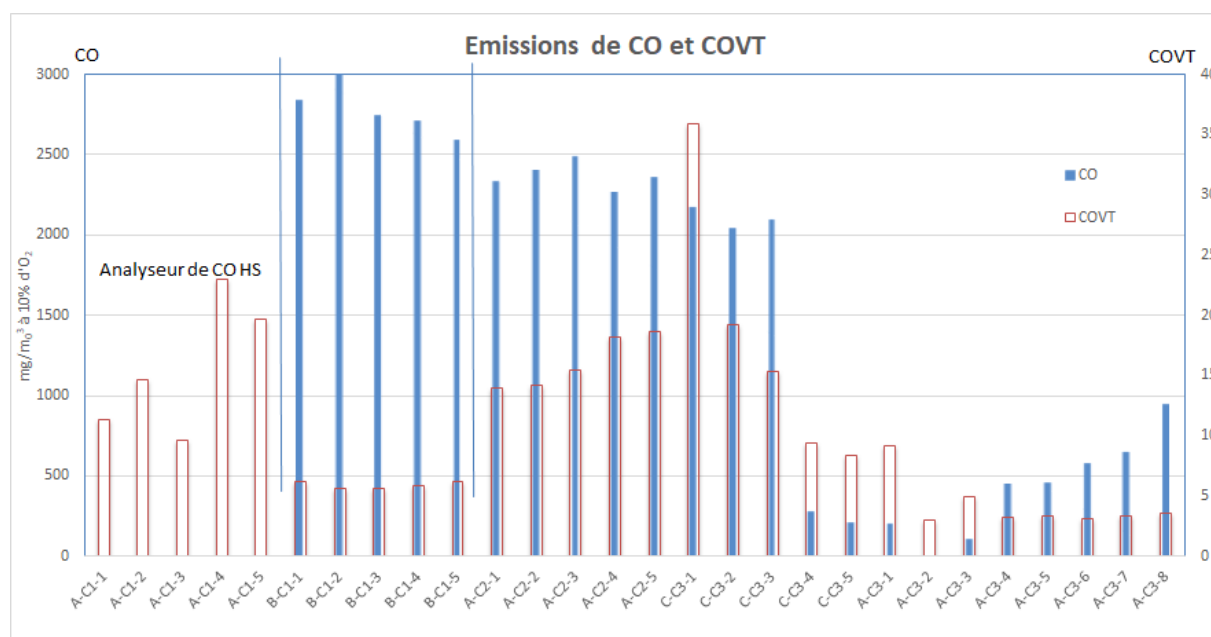


Figure 3 : teneurs en CO et COVT mesurées lors des essais.

Les concentrations de CO mesurées sur les chaudières à granulés CAG B et CAG C sont relativement faibles, avec des valeurs moyennes respectivement de 201 mg/m³ et 618 mg/m³ à 10 % d'O₂, en comparaison avec celles relevées sur la chaudière à plaquettes CAP A, qui atteignent en moyenne environ 2 580 mg/m³ à 10 % d'O₂. Rappelons que la norme NF EN 303-5 : 2012, qui définit les performances des chaudières de puissance utile inférieure ou égale à 500 kW, établit des limites d'émission de 3 000, 1 000 et 500 mg/m³ à 10 % d'O₂ pour les chaudières des classes 3, 4 et 5, respectivement. Pour les trois chaudières testées, ces valeurs sont respectées.

Concernant les composés organiques volatils totaux (COVT), les mesures effectuées sur la chaudière à granulés CAG C révèlent des concentrations inférieures à la limite de quantification de l'instrument. Pour la chaudière à granulés CAG B, les émissions de COVT restent faibles, inférieures à 10 mg/m³ à 10 % d'O₂. Quant à la chaudière à plaquettes CAP A, bien qu'elle présente des niveaux élevés de CO, ses émissions de COVT demeurent limitées, avec des valeurs inférieures à 40 mg/m³ à 10 % d'O₂ (probablement en raison d'une moindre stabilité thermique des COV par rapport au CO). Pour cette famille de polluants, la norme NF EN 303-5 : 2012, établit des limites d'émission de 100, 30 et 20 mg/m³ à 10 % d'O₂ pour les chaudières des classes 3, 4 et 5, respectivement. Pour les trois chaudières testées, ces valeurs sont largement respectées.

Dans les chaudières au bois de faible puissance, les températures relativement basses des chambres de combustion limitent la formation des NOx par les mécanismes classiques d'oxydation de l'azote de l'air, à savoir les NOx thermiques (produits à haute température dans la zone post-flamme) et les NOx prompt (produits dans le front de flamme en présence d'un mélange riche en hydrocarbures). La principale source de formation des NOx provient donc de l'oxydation de l'azote contenu dans le combustible, appelés NOx combustibles. La contribution des NOx thermiques à l'ensemble des NOx émis pourrait varier entre 5 et 35 % (Préau et al., 2013). Leur formation augmente avec la puissance des installations.

La conversion de l'azote du combustible en NOx n'est pas un phénomène linéaire, son taux diminuant de façon exponentielle avec l'augmentation de la teneur en azote du combustible (Ozgen et al., 2021). Les concentrations les plus élevées en NOx ont été observées lors des tests réalisés sur la chaudière à plaquettes CAP A, alimentée avec un combustible relativement riche en azote (en regard des autres combustibles utilisés sur les chaudières CAG B et CAG C. Par ailleurs, une part plus importante de NOx thermiques ne peut être exclue pour les chaudières à granulés CAG B et CAG C qui génèrent de faibles émissions de CO et fonctionnent probablement à des températures de combustion plus élevées, mais ce processus devrait être limité.

4.7. Mesurage des émissions de particules

4.7.1. Comparaison des résultats avec les limites d'émission de la norme NF EN 303-5 : 2012

La norme NF EN 303-5 : 2012, qui s'applique aux chaudières testées, établit des limites d'émission pour les particules solides de 150, 60 et 40 mg/m³ à 10 % d'O₂ pour les chaudières des classes 3, 4 et 5, respectivement.

Lors des deuxième et troisième campagnes d'essais, des teneurs en particules solides nettement supérieures aux limites établies ont été observées pour la chaudière à plaquettes CAP A et la chaudière à granulés CAG C, suggérant des niveaux d'émission en conditions réelles significativement plus élevés que ceux mesurés sur banc d'essais.

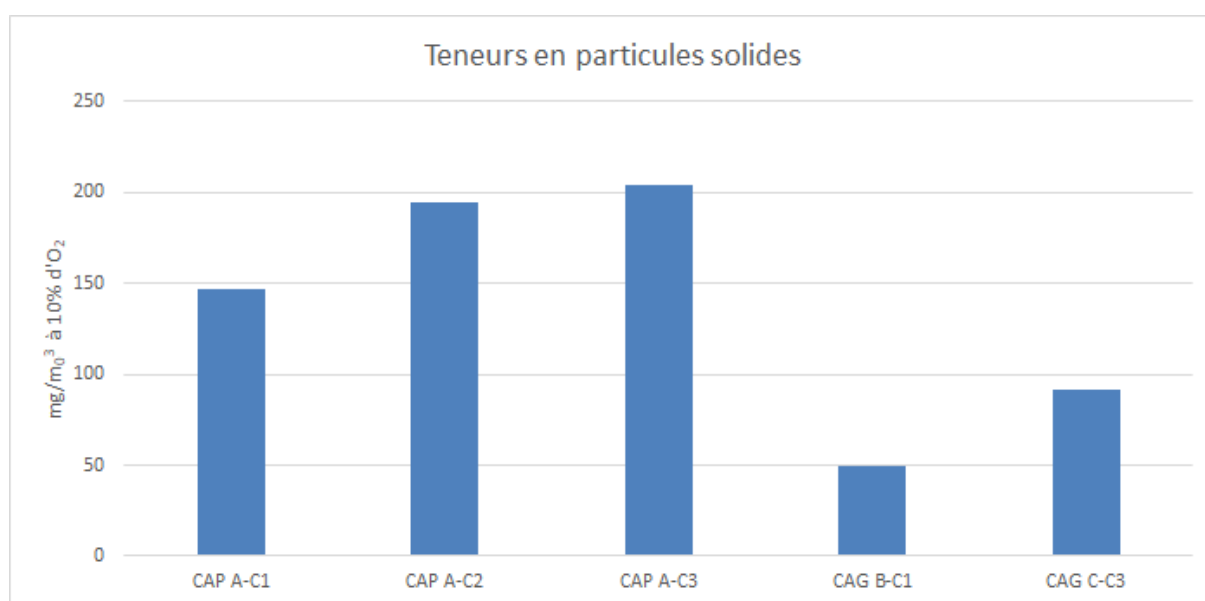


Figure 4 : teneurs en particules solides mesurées lors des essais (valeurs ramenées à 10 % d'O₂).

4.7.2. Comparaison des résultats obtenus au moyen des différentes méthodes de prélèvement

Lors de la réalisation des campagnes d'essais, plusieurs méthodes de prélèvement des particules ont été mises en œuvre (cf. Annexe 1), qui permettent d'en mesurer les concentrations massiques. Brièvement, il s'agit de méthodes :

- Sans dilution préalable :
 - o Filtre associé à des barboteurs pour la détermination des particules totales (fractions solide et condensable) ;
 - o Filtre seul pour la détermination des particules solides (méthode gravimétrique) ;
- Et avec dilution préalable (avec correction nécessaire du taux de dilution) :
 - o Filtre seul (méthode gravimétrique) ;
 - o Bilan matière (somme des éléments dosés constituant les particules : EC, MO, ions, etc.) ;
 - o TEOM, mesure gravimétrique en continu.

La Figure 5 illustre les résultats obtenus au moyen de ces différentes méthodes.

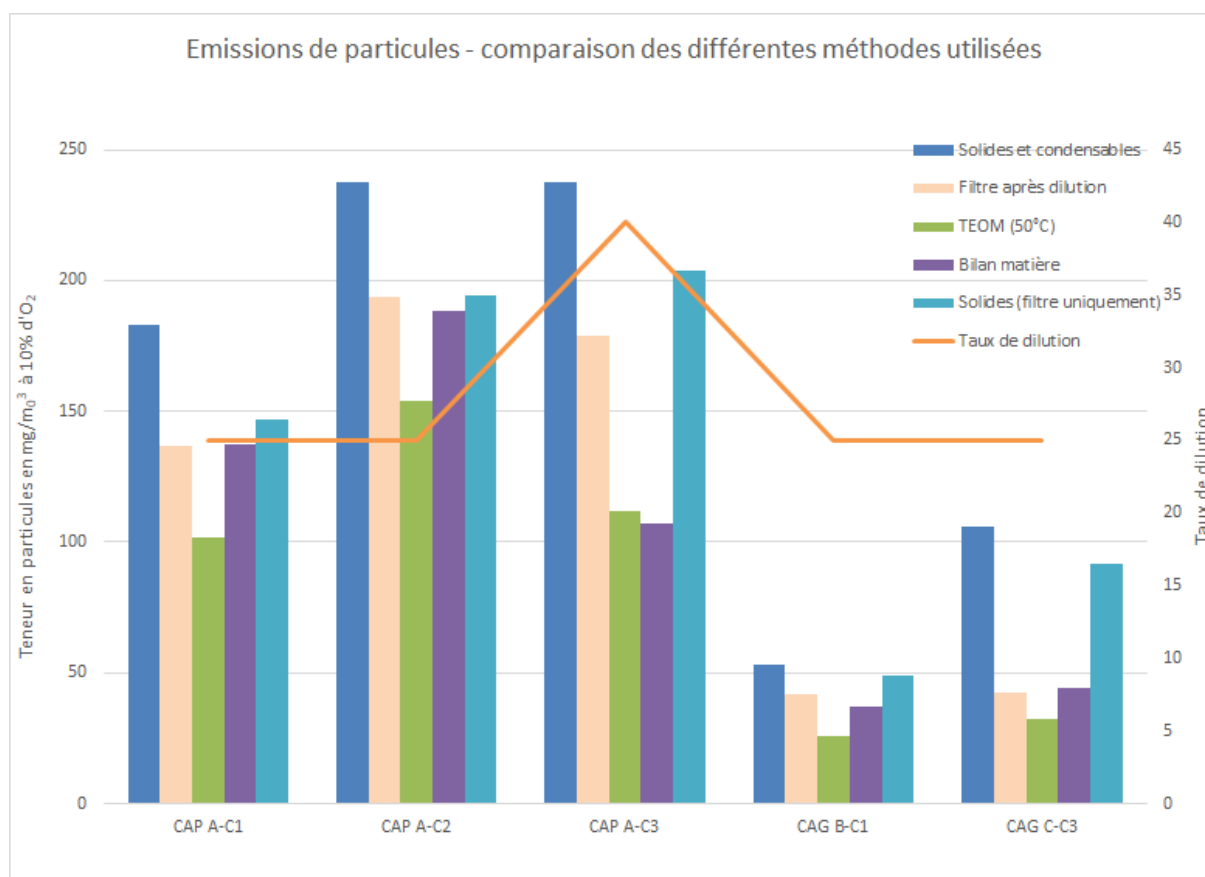


Figure 5 : comparaison des résultats obtenus au moyen des différentes méthodes de mesurage des particules utilisées lors des essais.

Ces résultats mettent en évidence plusieurs points :

- Les valeurs les plus élevées sont obtenues avec la méthode filtre et barboteurs, qui permet de prélever à la fois la fraction solide et la fraction condensable des particules (barres bleu marine). La fraction solide (barres bleu ciel) représente en moyenne environ 90 % des particules totales pour les chaudières à granulés CAG B et CAG C et 83 % pour la chaudière à plaquettes CAP A ;
- Après une dilution par un facteur de 25 de l'effluent gazeux, les valeurs obtenues par pesée (barres roses) et par dosage des éléments présents sur le filtre (méthode par bilan matière représentée par les barres mauves) sont relativement proches. En revanche, lors d'une dilution de l'effluent gazeux par un facteur de 40 (troisième campagne sur la chaudière à plaquettes, courbe orange), ces valeurs divergent. Cette différence s'explique par une incertitude plus importante sur la pesée des filtres (les quantités prélevées étant plus faibles et proches de la limite de quantification de la méthode) ainsi que par une plus faible concentration en sels inorganiques dosés par rapport aux autres campagnes menées sur cette chaudière ;
- Lors des deux premières campagnes d'essais, les valeurs déterminées après dilution par pesée (barres roses) et par dosage des éléments présents sur le filtre (barres mauves) sont relativement similaires aux valeurs des particules solides mesurées à l'émission sans dilution préalable (barres bleu ciel) et systématiquement inférieures aux valeurs des particules totales (barres bleu marine). Plusieurs hypothèses peuvent expliquer ces écarts :
 - o Un taux de dilution inférieur à celui prévu (c'est-à-dire programmé sur le diluteur) ;
 - o Une température de filtration après dilution relativement élevée (35°C à plus de 40°C lors de certains essais), susceptible de limiter le piégeage des composés condensables ;
 - o Une légère surestimation de la fraction condensable en raison du piégeage de certains composés inorganiques indésirables. Certains gaz inorganiques réagissant avec l'eau

pour former des aérosols, le piégeage dans l'isopropanol permet cependant de limiter ce phénomène ;

- Lors de la troisième campagne d'essais, les valeurs obtenues après dilution par pesée (barres roses) et par dosage des éléments présents sur le filtre (barres mauves) sont nettement inférieures aux valeurs des particules solides mesurées à l'émission sans dilution préalable (barres bleu ciel). Un taux de dilution plus faible qu'attendu, possiblement dû à l'encrassement du diluteur, pourrait expliquer ces écarts. Une sous-estimation des sels inorganiques présents dans les particules piégées pourrait également en être la cause ;
- Les valeurs mesurées après dilution avec le TEOM (barres vertes) sont systématiquement légèrement inférieures à celles obtenues après dilution, que ce soit par pesée du filtre (barres roses) ou par dosage des éléments présents sur celui-ci (barres mauves). Cet écart est probablement en partie dû à une température de collecte des particules plus élevée (50°C pour le TEOM).

4.7.3. Part de la fraction condensable dans les particules totales

Les teneurs en particules solides et en particules totales (solides et condensables – méthode filtre et barboteurs) mesurées à l'émission des trois installations étudiées sont présentées dans la Figure 6.

Les condensables constituent environ 8 à 13 % des particules totales pour les chaudières à granulés et 13 à 19 % pour la chaudière à plaquettes. Dans le cadre du projet ACIBIOQA (2022), les tests réalisés sur quatre chaudières à plaquettes avaient révélé une part moyenne de condensables de 15 %, avec une fourchette de valeurs allant de 5 à 24 %.

Contrairement aux appareils domestiques, les chaudières de faible puissance présentent une proportion plutôt faible de condensables, ne dépassant pas 30 % environ des particules totales. Cette fraction dépend de la qualité de la combustion (§ 4.7.5). Toutefois, certaines phases de fonctionnement, comme l'allumage ou un régime à charge réduite (inférieur à 30 % de la charge nominale), peuvent entraîner des émissions plus élevées.

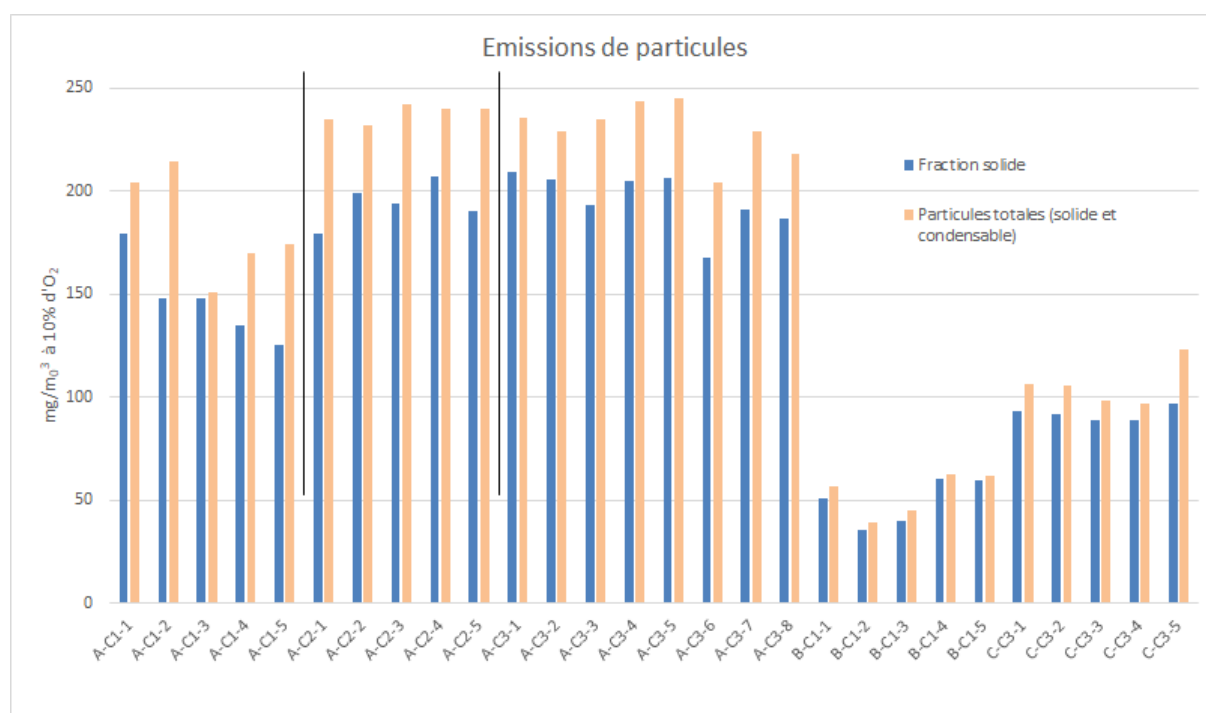


Figure 6 : évolution des émissions de particules solides et totales lors des essais.

4.7.4. Évolution de la fraction solide des particules

4.7.4.1. En fonction de la teneur en cendres du combustible

La Figure 7 présente l'évolution des teneurs en fraction solide (barres bleues) en fonction des teneurs en cendres des combustibles (présentées au §4.1) pour les trois chaudières testées.

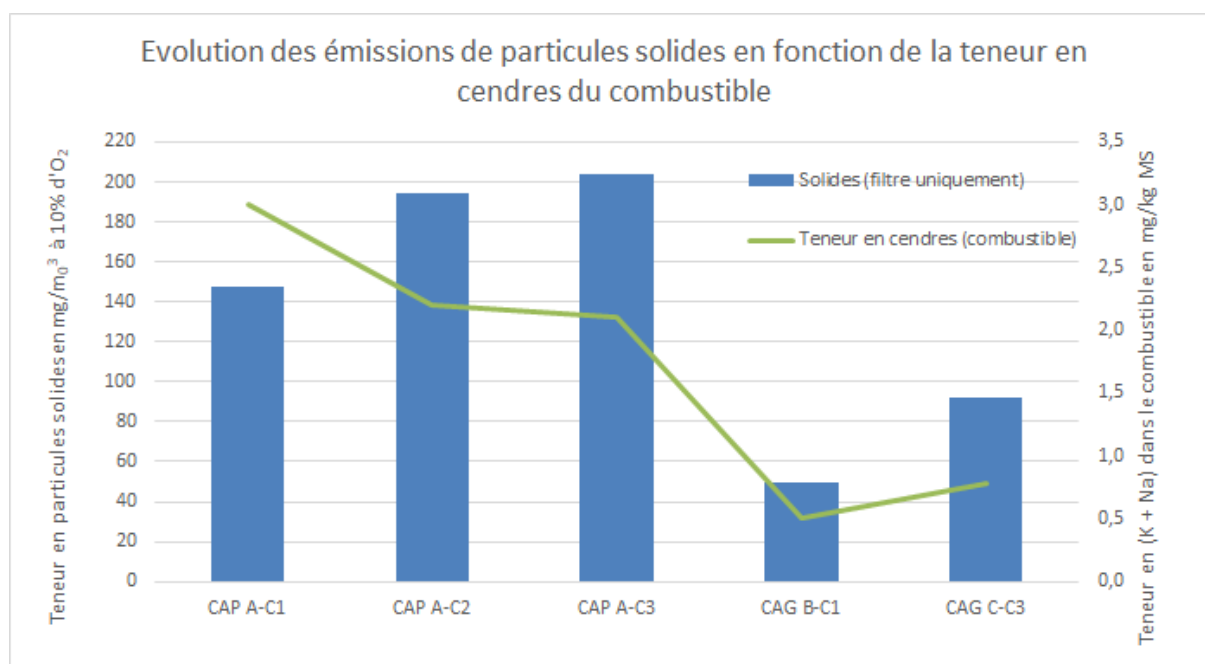


Figure 7 : évolution des teneurs en fraction solide en fonction des teneurs en cendres des combustibles pour les trois chaudières testées.

Les émissions de particules solides ont tendance à évoluer de manière similaire aux teneurs en cendres des combustibles. En effet, plus un combustible contient d'éléments inorganiques, principalement présents dans l'écorce du bois, plus sa teneur en cendres est élevée, ce qui favorise la formation de particules lors de la combustion. La présence d'écorce dans le combustible est ainsi reconnue comme un facteur favorisant l'augmentation des émissions de particules (Winnicka et al., 2005 ; Sippula et al., 2007 ; Lamberg et al., 2013 ; Sippula et al., 2017).

4.7.4.2. En fonction des teneurs en potassium et sodium dans le combustible

La Figure 8 présente l'évolution des teneurs en fraction solide (barres bleues) en fonction des teneurs en potassium et en sodium (K + Na) dans le combustible.

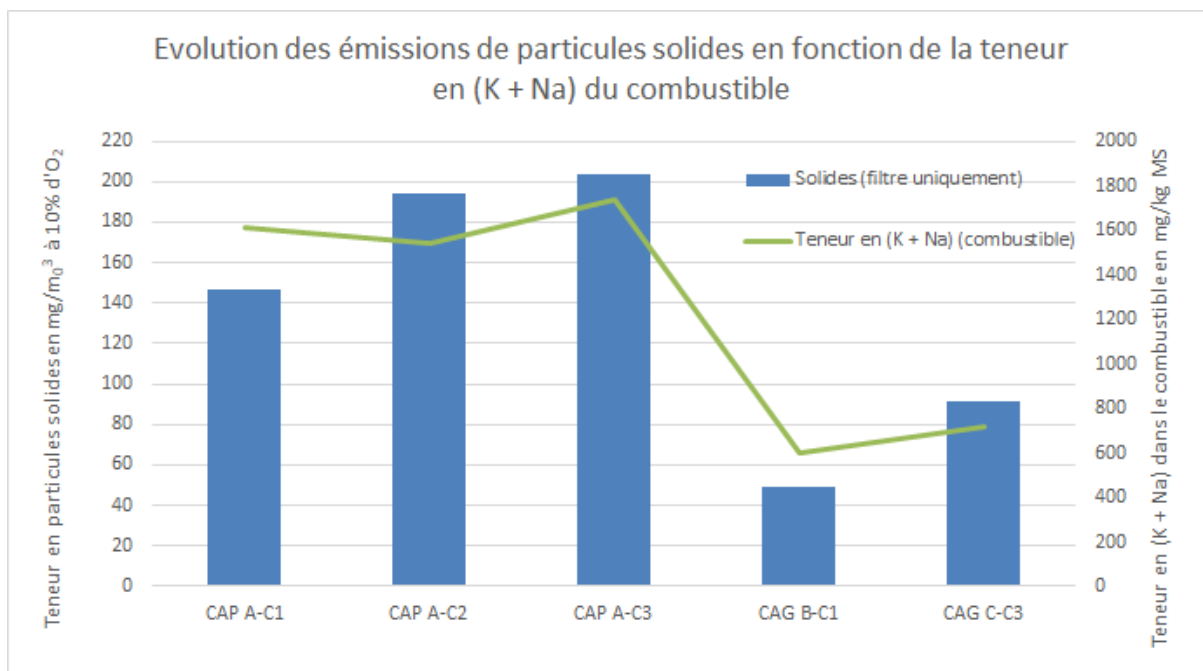


Figure 8 : évolution des teneurs en particules solides en fonction de la somme des teneurs en potassium (K) et sodium (Na) présents dans les combustibles.

La somme des teneurs en potassium et en sodium présents dans les combustibles apparaît comme un facteur explicatif majeur de l'évolution de la teneur en particules solides des fumées, comme en témoigne la forte corrélation observée entre ces deux variables (Figure 9), avec un coefficient de détermination d'environ 0,98 pour une régression linéaire passant par l'origine. On s'attend donc à ce que les particules émises soient composées très largement de ces éléments.

La bonne corrélation observée lors de nos essais s'explique par les faibles teneurs en éléments tels que le silicium (Si), le chlore (Cl) et le soufre (S). Ces éléments peuvent en effet interagir avec le potassium pour former des sels plus ou moins volatils. Ces derniers peuvent soit s'échapper avec les gaz de combustion sous forme de particules (comme le KCl), soit rester piégés dans les cendres sous forme de silicates. Les émissions de ces sels sont également influencées par la température du lit de combustible, ainsi que par l'atmosphère, réductrice ou oxydante, qui y règne. Il en résulte potentiellement d'importantes variations d'émissions, selon la qualité du combustible, les conditions de fonctionnement et les caractéristiques des chaudières.

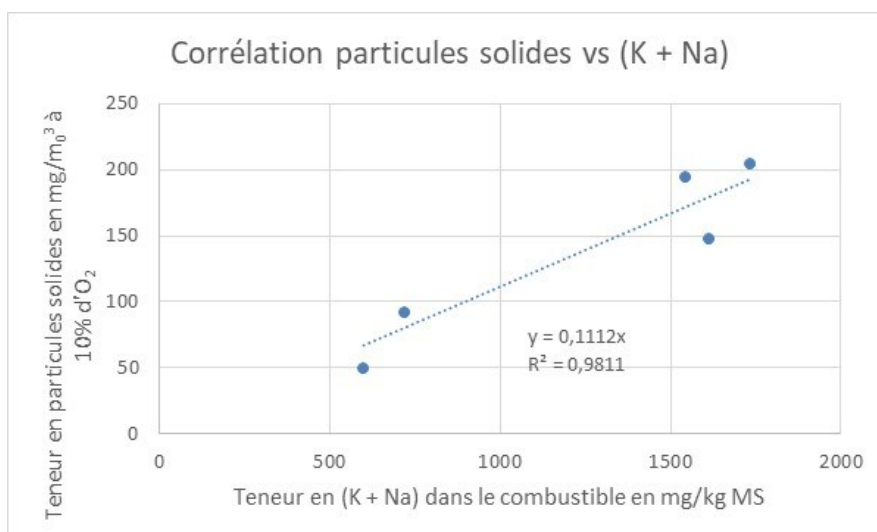


Figure 9 : corrélation entre fraction solide et teneurs en (K + Na) dans les combustibles.

4.7.5. Évolution de la fraction condensable des particules

La fraction condensable des particules est essentiellement constituée de composés organiques semi-volatils. Depuis 2022, pour les appareils de chauffage domestique au bois, elle est prise en compte dans les inventaires nationaux d'émission (Ineris-Citepa 2022) réalisés chaque année par le Citepa. Son importance augmente lorsque la qualité de la combustion se détériore.

4.7.5.1. En fonction de l'excès d'air

La Figure 10 présente l'évolution des teneurs en fraction condensable en fonction de l'excès d'air.

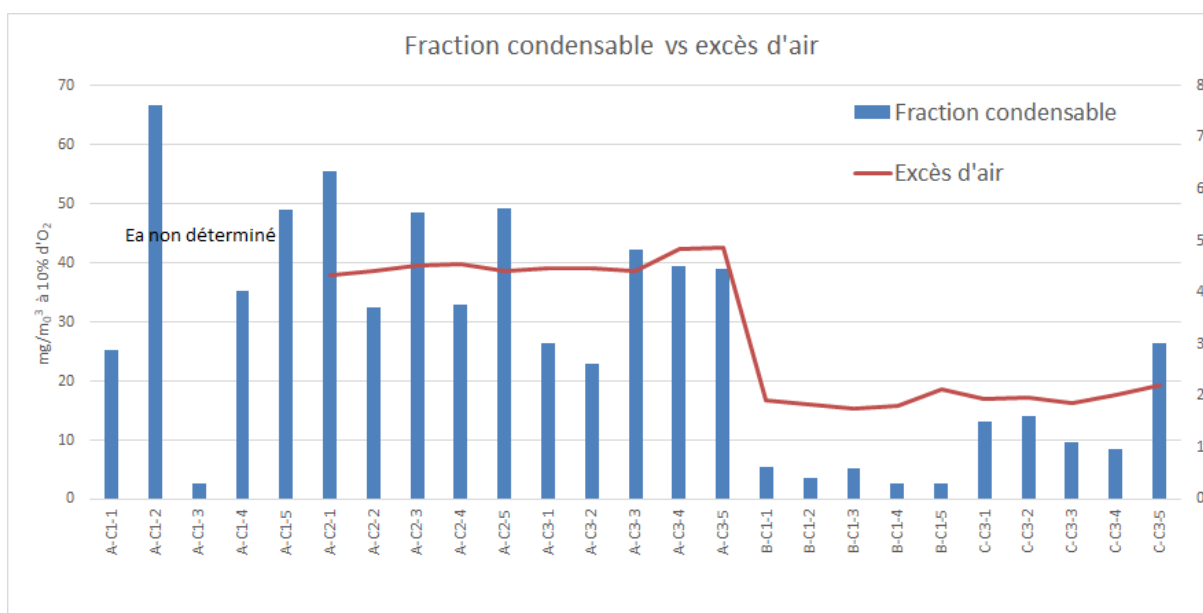


Figure 10 : évolution des teneurs en fraction condensable en fonction de l'excès d'air lors des essais.

Lorsque l'excès d'air est important (à titre d'information, lorsqu'il est supérieur à trois pour les poêles à granulés, PerfPAG 2022), la température de la chambre de combustion diminue, entraînant une hausse des émissions de CO et de composés organiques condensables.

4.7.5.2. En fonction de la teneur en CO

Rappelons que ce polluant est un bon indicateur de la qualité de la combustion : des teneurs élevées en CO indiquent une mauvaise qualité de combustion.

La Figure 11 présente l'évolution des teneurs en fraction condensable en fonction des teneurs en CO.

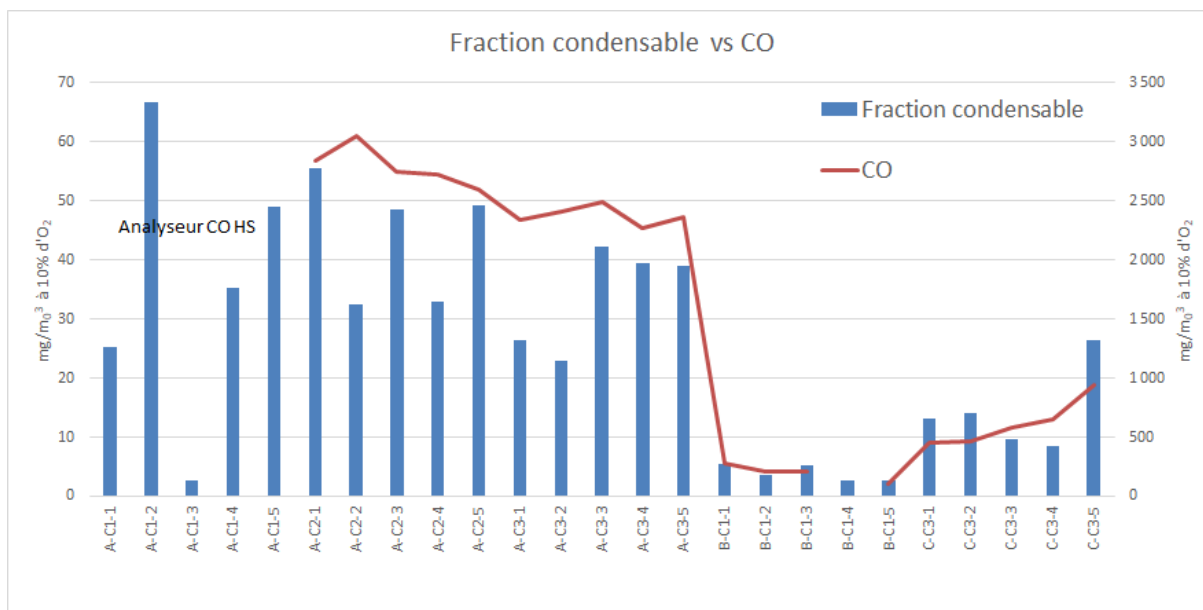


Figure 11 : évolution des teneurs en fraction condensable en fonction des teneurs en CO lors des essais.

Une forte corrélation (régression linéaire passant par 0) est observée entre ces deux polluants (Figure 12) avec un coefficient de détermination de l'ordre de 0,94. Ce résultat confirme que la fraction condensable est également associée à une mauvaise qualité de combustion.

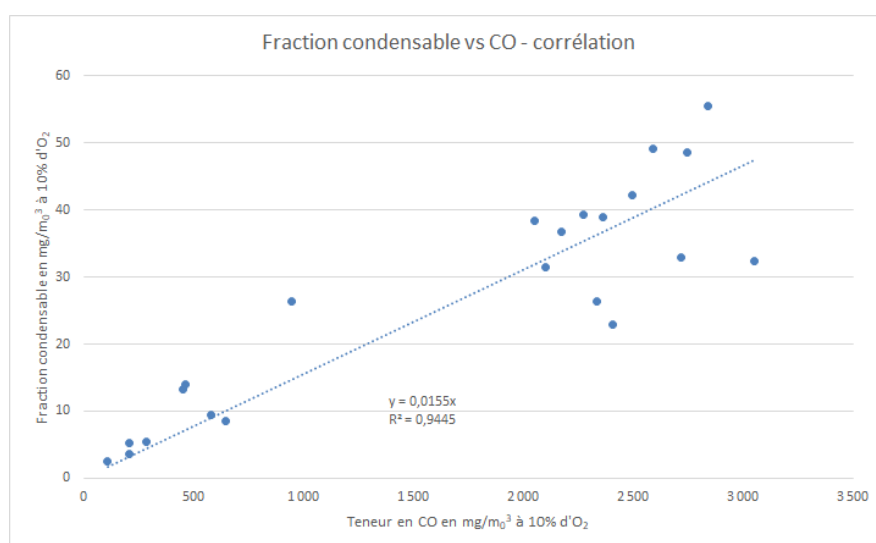


Figure 12 : corrélation entre fraction condensable et CO.

4.7.6. Bilan massique ou composition chimique des particules

En comparant les différentes fractions qui composent les particules par rapport à leurs masses totales, leur bilan massique et leur composition chimique peuvent être établis.

Les principales fractions organiques et inorganiques des particules sont les suivantes :

- Carbone organique (OC) : cette fraction correspond au carbone présent dans les composés organiques des particules. Elle comprend des espèces comme les HAP, des acides organiques, des sucres (lévoglucosan, etc.) ou des espèces de plus haut poids moléculaire avec un grand nombre de noyaux aromatique (carbone brun, BrC). Elle peut être convertie en matière organique

(MO) en appliquant un facteur multiplicatif tenant compte de la présence d'autres atomes dans ces molécules (oxygène, hydrogène, azote, etc.). Un facteur de conversion de 1,75 est couramment utilisé ($MO = 1,75 \times OC$; Ineris, 2025), mais cela peut constituer une valeur basse, car elle dépend très probablement des conditions de combustion (dans l'air ambiant des valeurs plus élevées sont maintenant préconisées, vers 2,0) (Font et al., 2024). La matière organique peut également être représentée par la fraction condensable (FC), constituée quasi exclusivement d'espèces organiques ;

- Carbone élémentaire (EC) : appelé EC quand il est mesuré par une méthode thermique, également appelé carbone suie ou black carbon (BC) quand il est mesuré par une méthode optique ; il résulte d'une combustion incomplète. Contrairement à l'OC, cette fraction de la matière carbonée est peu fonctionnalisée, réfractaire, et absorbante pour la lumière, jouant un rôle important dans le forçage radiatif et le réchauffement climatique (Bond et al., 2013) ;
- Ions inorganiques : cette fraction comprend des cations tels que potassium (K^+), sodium (Na^+), et des anions comme sulfates (SO_4^{2-}), chlorures (Cl^-), nitrates (NO_3^-). Ces composés proviennent de l'évaporation et de la recombinaison des éléments présents dans le combustible au cours de la combustion. Ils peuvent se présenter sous différentes formes selon les conditions de combustion et ainsi se répartir entre les gaz de combustion et les cendres ;
- Métaux traces : ils proviennent essentiellement du combustible. Ces métaux peuvent être volatilisés lors de la combustion, puis se condenser et s'agréger aux particules fines ;
- Éléments minéraux : calcium (Ca) et magnésium (Mg) notamment, qui proviennent de la mise en suspension des cendres. Contrairement aux éléments plus volatils, ces métaux restent essentiellement dans les cendres sous foyer (Marcotte et al. 2020). Dans le cas présent, ils ont été exprimés sous forme d'oxydes métalliques (CaO et MgO), correspondant à leur état chimique dominant dans les cendres (Yang et al. 2021 ; Adamczyk et al. 2023) mais ils pourraient être présents sous d'autres formes chimiques dans les gaz de combustion (carbonates et silicates notamment - Meka et al. 2022).

Le Tableau 7 présente les résultats de ces diverses analyses effectuées après dilution, sur les filtres prélevés au cours des campagnes de mesures CAPCHA.

Chaudière		CAP A	CAP A	CAP A	CAG B	CAG C
Campagne		C1	C2	C3	C1	C3
Particules solides	g/GJ	71,0	90,5	97,6	25,2	44,4
Particules condensables	g/GJ	17,2	20,4	16,3	2,0	6,9
Particules totales	g/GJ	88,2	110,9	113,9	27,2	51,3
EC	g/GJ	2,6	4,0	5,7	3,5	0,2
MO (OC)	g/GJ	3,2 (1,8)	6,9 (3,9)	12,6 (7,2)	1 8 (1,0)	0,8 (0,5)
Ions organiques	g/GJ	43,1	61,1	27,9	13,3	13,0
Métaux	g/GJ	0,8	0,6	0,5	0,7	1,0
CaO + MgO	g/GJ	2,6	1,8	2,0	0,2	0,4

Tableau 7 : facteurs d'émission des différentes fractions constituant les particules.

Les masses des différentes fractions qui composent les particules sont comparées à celles des particules totales émises (Figure 13). La fraction condensable des particules étant en théorie quasi exclusivement constituée d'espèces organiques, une seconde figure (Figure 14) est proposée en remplaçant la matière organique estimée à partir de OC (MO(OC)) par la matière organique estimée à partir de la fraction condensable (MO(FC)). Contrairement à la mesure du OC, la FC est déterminée en direct sans dilution préalable de l'échantillon. De plus elle est prélevée à moins de 20°C, au lieu de 40°C environ pour le OC. Ces conditions permettent d'obtenir des résultats plus quantitatifs et de meilleurs bilans massiques.

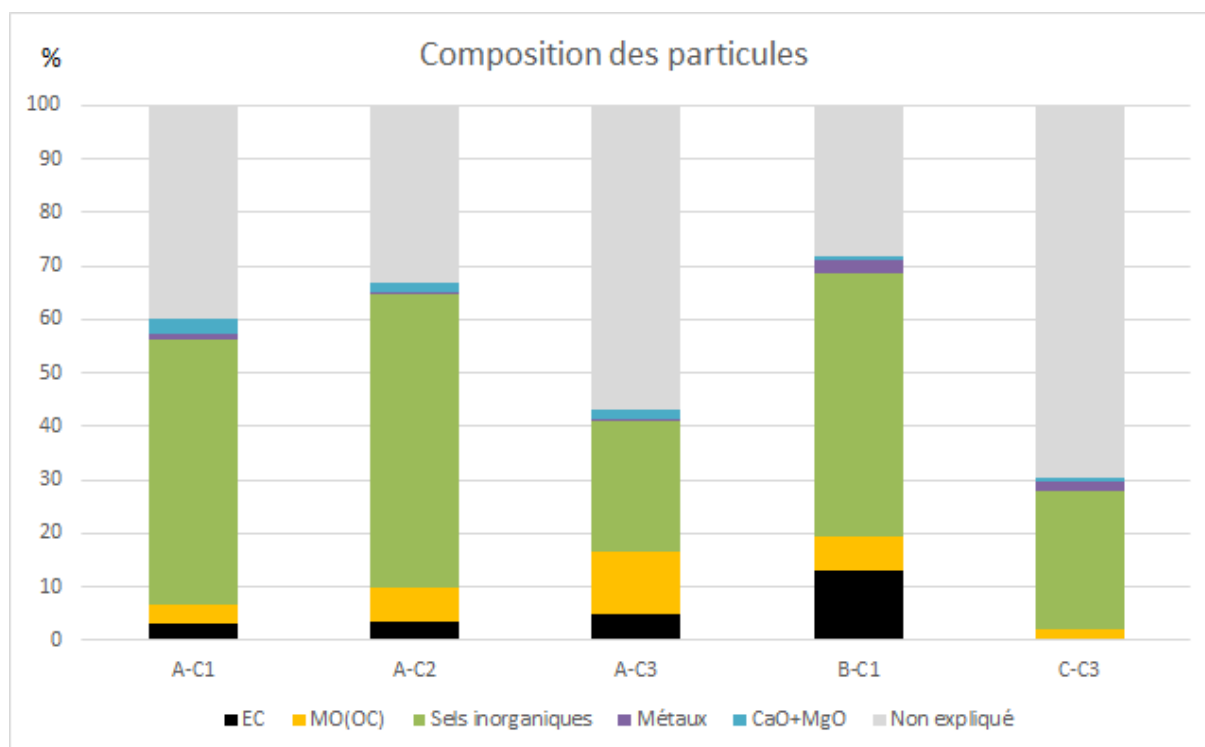


Figure 13 : composition chimique des particules (déterminée à partir des analyses de EC, de MO (1,75 x OC), des ions inorganiques, des métaux et d'espèces minérales (Ca et Mg exprimés sous forme d'oxydes).

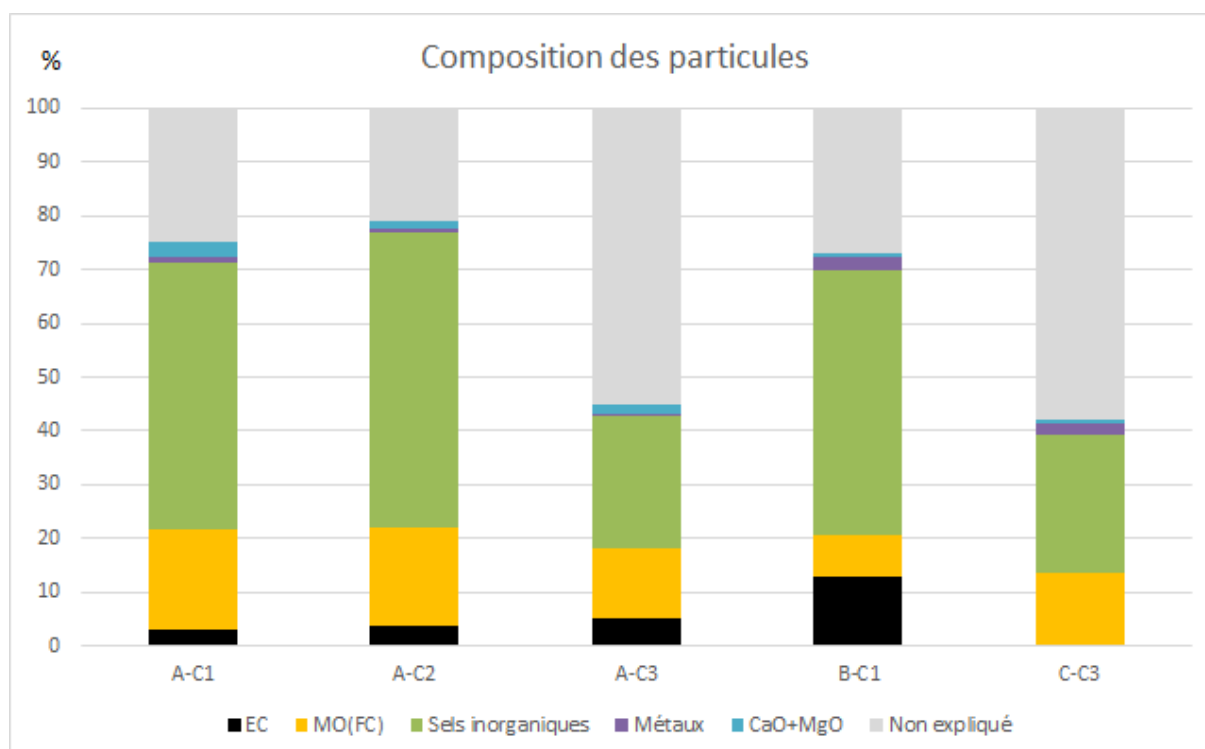


Figure 14 : composition chimique des particules (déterminée à partir des analyses de EC, MO estimée à partir de la fraction condensable (FC), des ions inorganiques, des métaux et d'espèces minérales (Ca et Mg exprimés sous forme d'oxydes)).

Lors des mesures d'EC menés dans le projet ACIBIOQA (2022), la proportion d'EC dans les particules déterminée était comprise entre 0,2 et 14 % des particules totales émises, soient des valeurs comparables

à celles mesurées au cours de la présente étude. L'ensemble des résultats issus de ces deux études mettent en évidence la faible proportion de BC dans les particules émises par les chaudières de faible puissance lorsque ces dernières fonctionnent dans une gamme de puissance adaptée (c'est-à-dire comprise entre 30 et 100 % de la puissance nominale). Ces émissions semblent peu impactées par la nature des combustibles utilisés (plaquettes ou granulés). Les émissions de BC ont lieu, en grande partie, lors des périodes d'allumage ou redémarrage des chaudières (notamment pour celles qui fonctionnent en mode tout ou rien), périodes durant lesquelles les températures sont trop basses pour permettre une bonne oxydation de ce polluant.

La proportion de matière organique (MO estimée à partir de la mesure d'OC) présente dans les particules totales, déterminée lors des essais CAPCHA, varie entre 2 et 12 %. Ces résultats sont cohérents avec ceux du projet ACIBIOQA (2022), qui avait mis en évidence une fraction de MO (OC) comprise entre 1 et 6 % pour quatre chaudières, ainsi qu'une valeur plus élevée de 27 % pour une cinquième chaudière.

Dans les mesures CAPCHA, la part de la matière carbonée (EC + MO) dans les particules totales émises reste systématiquement inférieure à 30 %. Cela témoigne d'une bonne qualité de combustion, permettant une élimination efficace de ces composés.

Ainsi, les particules émises par les chaudières automatisées sont majoritairement constituées de sels inorganiques, avec le sulfate de potassium (K_2SO_4) souvent identifié comme la forme dominante (Sippula et al., 2007 ; Boman et al., 2011 ; Chandrasekaran et al. 2011 ; Obaidullah et al. 2012 ; Orasche et al., 2012 ; Czech et al., 2018). D'autres formes possibles du potassium incluent le chlorure de potassium (KCl), le nitrate de potassium (KNO_3), le carbonate de potassium (K_2CO_3) et l'hydroxyde de potassium (KOH). Des sels de sodium sont également présents, mais en plus faible quantité par rapport aux sels de potassium. Les éléments constituant ces sels proviennent du combustible utilisé. Les plaquettes de bois consommées dans la chaudière CAP A présentent une teneur particulièrement élevée en potassium. Deux facteurs influencent la volatilisation du potassium :

- La présence d'autres éléments avec lesquels il peut s'associer pour former des espèces volatiles ;
- La température du lit de combustion, une meilleure combustion entraînant une élévation de température, favorisant ainsi cette volatilisation.

Les autres fractions des particules sont minoritaires.

Les métaux contenus dans les émissions proviennent essentiellement du combustible. Ils peuvent se volatiliser en présence d'éléments facilitant leur conversion en phase gazeuse, ainsi qu'à des températures élevées facilitant là aussi ce processus. Parmi les métaux les plus volatils figurent le cadmium (Cd), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) (Ineris, 2013). Lors de nos essais, les métaux représentaient entre 0,5 % et 2,5 % des particules totales émises.

Les éléments minéraux, tels que le calcium (Ca) et le magnésium (Mg), sont des éléments constitutifs, sous forme d'oxydes, les cendres évacuées sous le foyer. En présence de fortes turbulences dans le lit de combustion, ces cendres peuvent être remises en suspension et former des particules de gros diamètre. Lors de nos essais, les oxydes de calcium et de magnésium représentaient entre 0,7 % et 3,0 % des particules totales émises. Ces particules de grande taille peuvent aussi contenir des résidus imbrûlés issus d'une combustion incomplète, mal pris en compte lors de nos essais.

L'écart entre la somme des constituants analysés et la masse totale des particules émises (environ 20 à 30 % inexpliqués lors des essais réalisés au cours des premières et secondes campagnes) peut être attribué à plusieurs facteurs, notamment :

- La présence de composés non dosés : certaines espèces chimiques, comme les carbonates, n'ont pas été prises en compte dans les analyses effectuées ;
- La perte de matière volatile : certains composés semi-volatils, en particulier organiques, peuvent s'évaporer lors des prélèvements sur filtres. La température des filtres, d'environ 40°C, était trop élevée pour permettre le piégeage complet de ces espèces ;
- Les incertitudes de mesure (prélèvement et analyse) : les méthodes de mesure comportent une marge d'erreur. Des différences entre les techniques de prélèvement utilisées (filtres et barboteurs pour les particules totales, filtre après dilution d'un facteur 25 pour l'analyse des différentes fractions) peuvent également induire des écarts dans les résultats ;

- Le facteur de conversion entre la masse de carbone organique et la matière organique est aussi un facteur entrant en ligne de compte.

Par ailleurs, le déficit de masse observé lors de la troisième campagne est nettement plus élevé (50 à 60 %). Il pourrait être dû à l'encrassement de notre diluteur ou, de manière moins probable, à un défaut de dosage de certaines espèces inorganiques, ce qui souligne l'importance d'affiner les méthodologies de prélèvement et d'analyse, tout en veillant au bon fonctionnement des équipements utilisés lors des essais.

Ces résultats concordent avec ceux de la littérature (Sippula et al. 2009 et Kaivasoja et al. 2013) menés sur des chaudières de plus fortes puissances (15 et 10 MW respectivement). Les travaux menés par Kaivasoja et al., 2013 mettent en évidence, lors d'essais menés sur une chaudière à grille équipée d'un cyclone, des teneurs en particules élevées (264 g/GJ) constituées essentiellement d'éléments minéraux tels que le potassium (49 % des PM_{10}) ; quatre ions K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- et Na^+ représentent 69 % des PM_{10} .

4.7.7. À retenir

Les différentes corrélations obtenues pourraient servir à estimer, en première approximation, les niveaux d'émission en particules solides et condensables des chaudières en s'appuyant sur des paramètres aisément mesurables (teneurs en potassium et sodium dans le combustible, teneurs en monoxyde de carbone à l'émission). Toutefois, ces corrélations doivent être interprétées avec prudence en raison du nombre limité d'essais réalisés et de chaudières étudiées dans ce projet CAPCHA.

Ces résultats mettent en évidence une forte concentration d'éléments inorganiques dans la fraction solide des particules issues de la combustion des petites chaudières biomasses étudiées. Ces éléments sont principalement constitués de sels de potassium, tandis que les sels de sodium sont présents en proportions bien moindres. Ils proviennent du combustible et se volatilisent sous l'effet des températures élevées régnant dans le lit de combustible.

Lorsque la combustion est bien maîtrisée, grâce à un apport en air suffisant et à une température de chambre élevée, la teneur en matière carbonée des particules solides diminue. Par ailleurs, le fonctionnement en continu du système de combustion permet aisément de maintenir un rapport air/combustible constant, ce qui contribue à garantir une combustion efficace et de meilleure qualité.

4.8. Mesurage de polluants spécifiques

4.8.1. Les monosaccharides

Les principaux composés de cette famille chimique sont le lévoglucosan, le mannosan et le galactosan. Ils se forment à basse température (< 350°C) (Mohan et al., 2006). Le lévoglucosan, en particulier, est l'un des principaux produits de la pyrolyse du bois (Collard et al., 2014) et peut constituer une part significative de la fraction condensable émise lors d'une combustion incomplète du bois.

Ces composés sont émis essentiellement par la chaudière à granulés CAG B. Lors des essais, cette chaudière fonctionnait de manière cyclique, avec des cycles d'arrêt et de redémarrage d'environ une heure, tandis que les autres chaudières opéraient de façon stable à leur puissance nominale.

Étant donné les conditions de formation de ces composés (à basse température), il est très probable qu'ils se forment lors de la montée en température de la chambre de combustion à chaque redémarrage. En revanche, lorsque les appareils fonctionnent de manière stable à puissance nominale, ces émissions deviennent quasi nulles.

Pour la chaudière à granulés CAG B, les émissions de lévoglucosan, mannosan et galactosan représentent environ 10 % de la fraction condensable mesurée. Cependant, même si la chaudière CAG B émet ces composés, leurs émissions restent relativement faibles (environ 0,3 mg/m³ à 10 % d'O₂ en lévoglucosan) par rapport à celles des appareils de chauffage domestique à bûches, pour lesquels les niveaux peuvent être 10 à 100 fois plus élevés, selon leur allure de fonctionnement. Par ailleurs, en atmosphère ambiante influencée par la combustion de biomasse (Decombio (2016) ou programme CARA de suivi de la combustion de biomasse domestique à Grenoble), les concentrations de lévoglucosan sont

systématiquement plus élevées que celle du potassium, composé majoritaire dans les émissions des chaudières de cette étude.

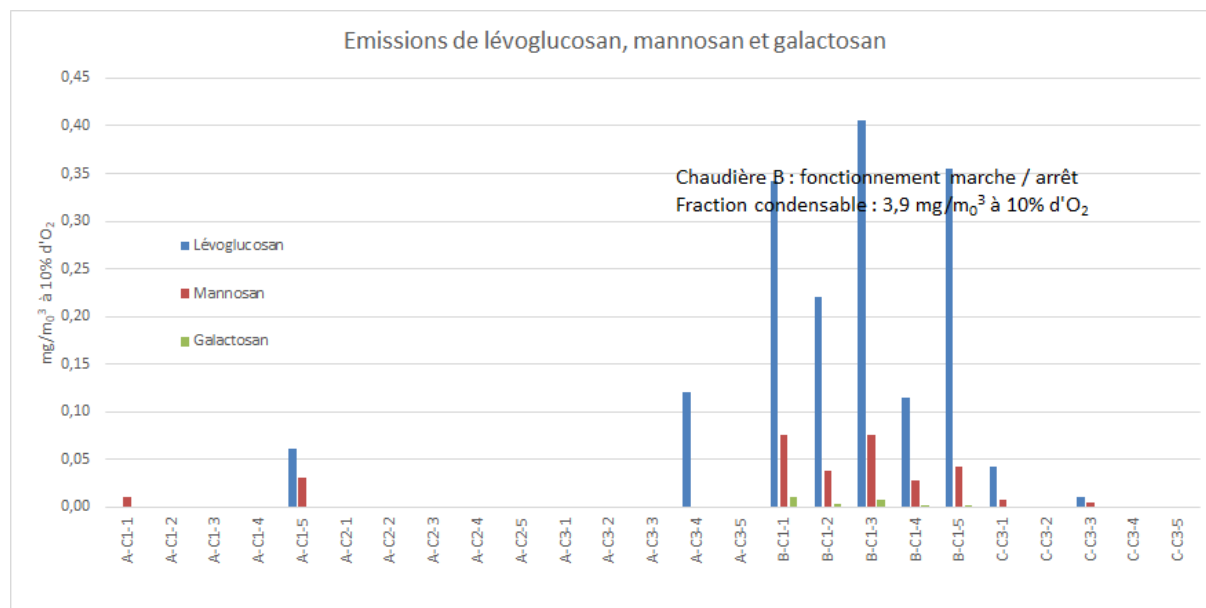


Figure 15 : émissions de monosaccharides.

Le ratio lévoglucosan/mannosan moyen déterminé pour cette chaudière CAG B est de 5,6.

Un ratio faible (entre 3 et 6) indique une contribution importante des bois tendres, tels que les résineux et certains feuillus comme le bouleau et le peuplier, ce qui correspond bien au type de combustible consommé dans la chaudière CAG B. À l'inverse, un ratio élevé (compris entre 10 et 35) suggère une prédominance des bois durs dans le combustible (Fine et al., 2004 ; Schmidl et al., 2008, 2011 ; Gonçalves et al., 2010).

Pour les chaudières de faible puissance, la présence notable de ces polluants en dehors de la phase d'allumage ou de redémarrage de la combustion est peu probable. Parmi les autres situations pouvant entraîner leur émission, un fonctionnement à allure réduite (généralement fixé à 30 % ou moins de l'allure nominale) pourrait également favoriser leur formation si les températures atteintes sont suffisamment basses.

4.8.2. Les acides organiques

Les analyses chimiques réalisées sur les échantillons prélevés lors des campagnes CAPCHA ont permis, pour une des premières fois dans la littérature, les mesures à l'émission d'un large cortège d'acides organiques de faible poids moléculaire (C2 à C7). Ces acides organiques sont intéressants dans la mesure où ils peuvent fournir une image de l'état d'oxydation et de vieillissement de la matière organique. Indirectement, ils témoignent aussi de la qualité de la combustion, une bonne combustion ne devant pas permettre leur présence dans les particules à l'émission. La recherche bibliographique n'a pas permis de trouver des valeurs de comparaison par rapport à ce travail.

La Figure 16 présente les concentrations mesurées pour certains de ces acides (les espèces les plus présentes) dans les différents échantillons. Une première constatation concerne les taux d'émission extrêmement faibles de ces espèces, plus faibles que ceux des métaux de trois ordres de grandeur. On retiendra que, dans l'atmosphère en champs proche fortement influencée par des émissions de biomasse domestique, les concentrations de ces acides sont généralement similaires ou plus élevées d'un facteur 10 à 100 par rapport à ces mêmes métaux. Clairement, les émissions directes ne sont pas le mode de formation le plus important pour ces espèces, au moins pour ce type d'appareils de combustion, et pour ces chaudières spécifiques qui présentent un fonctionnement plutôt satisfaisant. Le vieillissement rapide de la matière organique doit plutôt être considéré pour les mesures en champs proches, sans exclure des

possibles émissions directes par des systèmes non performants, qui mériteraient d'être testés pour les émissions de ces espèces. On note que, parmi les composés dosés, trois espèces sont émises principalement (mais donc en très faible quantité) par ces chaudières de faible puissance. Il s'agit de l'acide adipique, l'acide benzoïque, et dans une moindre mesure l'oxalate. Les niveaux de concentration très faibles pour des filtres manipulés dans des conditions environnementales difficiles ne permettent pas complètement d'exclure des questions de contamination résiduelles des prélèvements, même si on note une certaine similarité des concentrations entre essais.

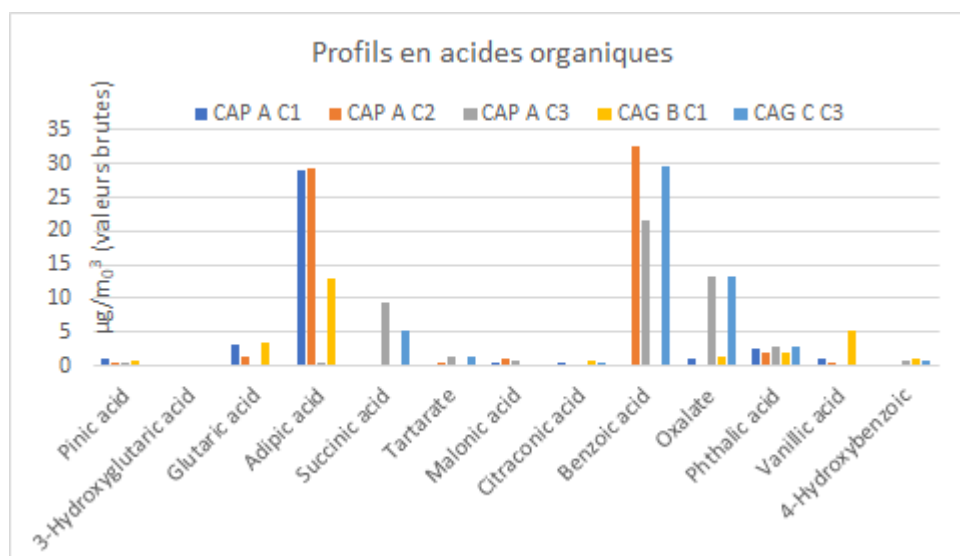


Figure 16 : profils en acides organiques.

4.8.3. Les HAP, EC et eBC

La Figure 17 présente les facteurs d'émission en HAP (4 éléments), en EC et en eBC.

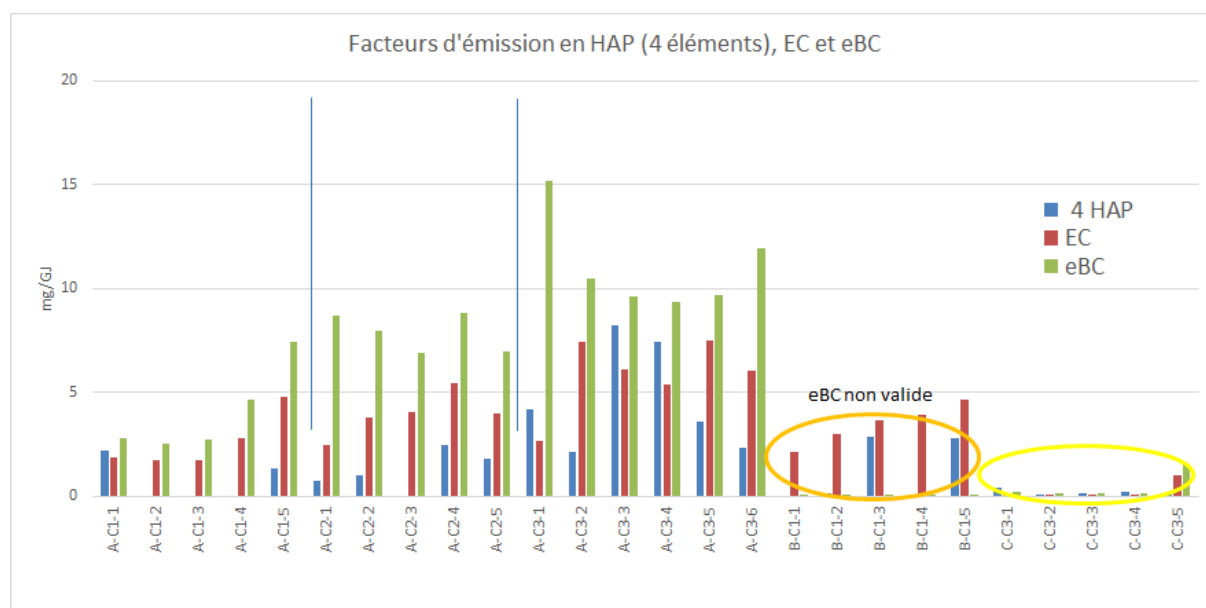


Figure 17 : facteurs d'émission en HAP (4 éléments), en EC et en eBC. Les mesurages d'eBC sur la chaudière B ont été invalidés en raison d'une fuite sur la ligne d'échantillonnage.

Les résultats des mesurages d'EC sont systématiquement inférieurs à ceux des mesurages d'eBC. Pour la chaudière à plaquettes CAP A, l'EC correspond en moyenne à 63 % de l'eBC, avec une variation modérée entre 56 et 67 % d'une campagne d'essais à l'autre. Étant donné que la mesure d'eBC a été réalisée

à 880 nm (proche infrarouge), une longueur d'onde où l'absorption des composés organiques est négligeable, l'écart observé entre ces deux méthodes peut s'expliquer :

- Par un enrobage des particules de carbone par des composés organiques, qui amplifie la capacité d'absorption de la lumière, augmentant ainsi la valeur de l'eBC estimé ;
- Et par un coefficient de conversion de masse spécifique (MAC) sous-estimé utilisé pour convertir l'absorption optique en concentration massique de BC, ce qui peut conduire à une surestimation de l'eBC par rapport à l'EC.

Les émissions de HAP (4 composés) et d'EC de la chaudière à granulés CAG B (cercle orange) sont comparables à celles de la chaudière à plaquettes CAP A. Ces émissions restent élevées par rapport aux particules totales émises par l'installation CAG B, ce qui s'explique par le fonctionnement cyclique de l'appareil. Lors de chaque redémarrage, une forte production de matières organiques engendre des flammes riches en hydrocarbures, favorisant la formation de particules de suie qui ne peuvent être oxydées en raison d'un manque d'oxygène et/ou de trop faibles températures dans la chambre de combustion.

En revanche, la chaudière à granulés CAG C (cercle jaune) affiche des émissions de HAP, EC et eBC extrêmement faibles, témoignant d'une combustion efficace et d'une dégradation quasi-totale de la matière carbonée en régime stable (allure nominale).

À titre d'information, les émissions de HAP (4 composés) d'un poêle à bûches moderne et d'un poêle à granulés sont respectivement d'environ 70 et 8 mg/GJ (Ineris 2025).

4.8.4. Les métaux

Les concentrations en arsenic (As), cadmium (Cd), cuivre (Cu), manganèse (Mn), nickel (Ni), plomb (Pb) et zinc (Zn) dans les combustibles sont toutes inférieures à 5 mg/kg de matière sèche, à l'exception de celle du zinc. Ce dernier est présent à des niveaux variant de 6 à 18 mg/kg de matière sèche selon les combustibles, avec des teneurs légèrement plus faibles dans les granulés (Tableau 3).

Ces valeurs sont conformes à celles généralement observées dans les bois considérés comme naturels. Un bois peut être considéré comme non adjuvanté en zinc lorsque sa teneur reste inférieure à 100 mg/kg de matière sèche (Ineris 2012).

Les principaux métaux lourds dosés à l'émission sont présentés dans la Figure 18.

Quels que soient les combustibles brûlés, les métaux lourds se répartissent essentiellement entre les particules émises à l'atmosphère et les cendres sous foyer de la chambre de combustion, en fonction de leur volatilité (Nzihou et al. 2013), ainsi que des autres éléments avec lesquels ils sont associés (Bert et al. 2017 ; Poole et al. 2008).

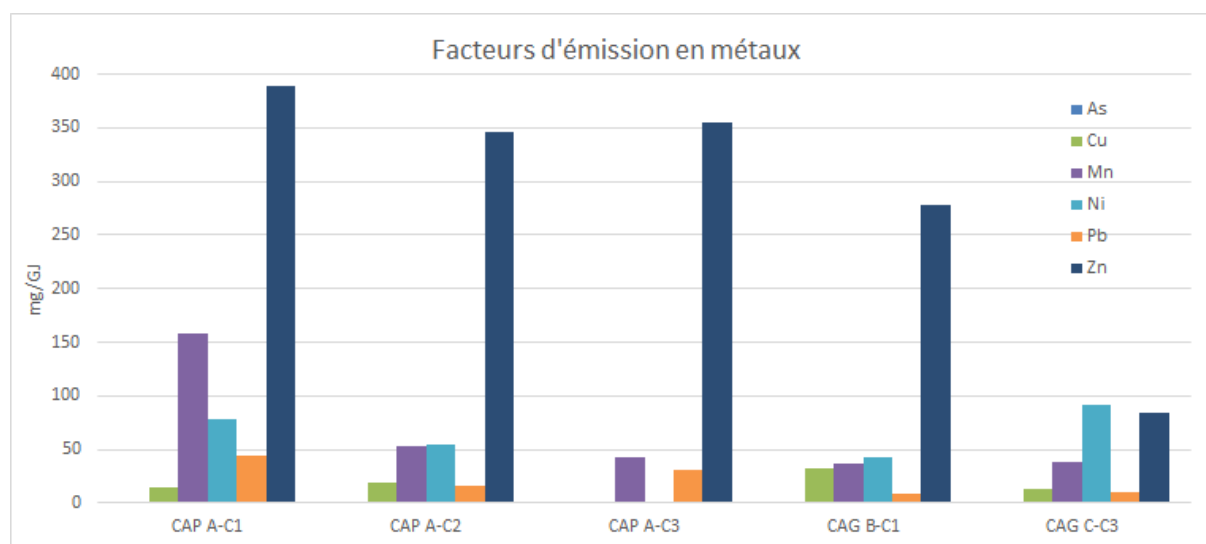


Figure 18 : facteurs d'émission en métaux lourds obtenus lors des essais.

À l'émission, le zinc est l'élément majoritaire pour deux des trois chaudières, suivi du manganèse (Mn), du nickel (Ni), du cuivre (Cu) et du plomb (Pb). Les facteurs d'émission en zinc déterminés sont en moyenne de 363 mg/GJ pour la chaudière à plaquettes et de 278 et 84 mg/GJ pour les chaudières à granulés. Ces valeurs sont comparables à celles observées dans la littérature (Ineris 2025).

Une part importante du zinc contenu dans le combustible, comprise entre 25 et 60 % selon les essais, est émise. Une évolution similaire des facteurs d'émission en zinc avec les teneurs en cet élément dans le combustible est observée (Figure 19). Cette forte volatilisation du zinc pourrait être favorisée par les faibles concentrations initiales de cet élément dans le combustible (le zinc s'associant plus complètement à d'autres éléments qui favorisent sa volatilisation).

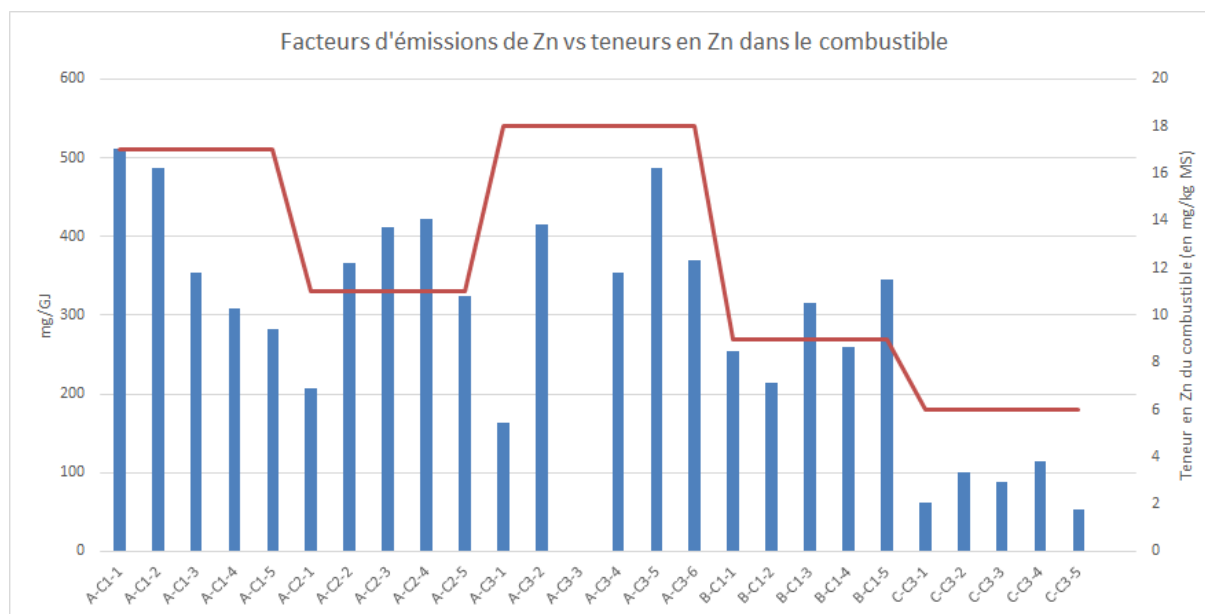


Figure 19 : comparaison des facteurs d'émission en zinc avec les teneurs en zinc dosé dans le combustible.

Dans le cas des chaudières à granulés, les métaux (ensemble des éléments dosés), représentent entre 2 et 2,5 % des particules totales émises. En revanche, pour la chaudière à plaquettes, cette proportion est plus faible, entre 0,4 et 1 %, en raison d'une émission de particules totales plus importante.

Le Tableau 8 présente les facteurs d'émission des principaux métaux analysés à la sortie des trois chaudières testées lors de chaque campagne d'essais, ainsi que les facteurs d'émission médians et moyens obtenus pour six chaudières dans le cadre du projet ACIBIOQA (2022).

Éléments dosés	CAP A C1	CAP A C2	CAP A C3	CAG B C1	CAG C C3	ACIBIOQA (2022) médian/moyen
As	1,0	1,4	1,8	1,5	1,7	0,4 / 7
Cd	2,5	15,5	3,9	1,0	1,0	0,3 / 2
Cr	0,5	0,6	nv	1,0	0,4	2 / 9
Cu	14,9	19,3	nv	32,3	12,9	9 / 15
Mn	157,4	52,9	42,4	37,4	38,6	9 / 42
Ni	78,6	54,1	nv	43,1	92,2	2 / 8
Pb	43,7	15,5	30,4	8,0	9,5	8 / 32
Zn	389	346	355	278	84	68 / 431

Tableau 8 : facteurs d'émission en métaux exprimés en mg/GJ.

Les valeurs mesurées sont globalement comparables à celles issues du projet ACIBIOQA (2022), à l'exception des facteurs d'émission en nickel (Ni), qui sont sensiblement plus élevés dans la présente étude.

4.9. Évaluation du potentiel oxydant (PO) des particules

4.9.1. Présentation

Les études épidémiologiques et toxicologiques ont montré qu'un des mécanismes principaux d'action des particules sur la santé humaine était lié à un déséquilibre entre les espèces oxydantes (réactives) portées par les particules et les antioxydants naturellement présents dans nos poumons (Kelly and Fussell, 2015, Mudway et al., 2020). Ce phénomène, appelé stress oxydant, est à l'état normal lorsque l'équilibre est maintenu entre les deux familles chimiques, mais susceptible d'entraîner des impacts sur la santé lorsque la balance n'est plus en faveur des défenses antioxydantes de l'organisme. L'analyse du potentiel oxydant (PO) des particules a donc été développée pour mesurer la capacité d'un échantillon de particules à générer un stress oxydant dans le milieu pulmonaire, en déterminant la vitesse de consommation d'une quantité donnée d'anti oxydants par cet échantillon. Dans la mesure où plusieurs types d'antioxydants coexistent dans nos poumons, plusieurs tests existent donc pour mesurer ce PO des particules. De plus, les protocoles utilisés par les différents laboratoires ne sont pas encore standardisés. L'IGE conduit actuellement des travaux internationaux en ce sens afin d'homogénéiser les pratiques avec les principaux laboratoires de recherche européens dans le domaine (Dominutti et al., 2025).

L'analyse du PO est réalisée en mettant en contact les particules atmosphériques d'un échantillon et un fluide pulmonaire reconstitué contenant des antioxydants dans des conditions physiologiques (37°C, pH = 7,4). La vitesse de consommation des antioxydants par les particules est ensuite suivie pendant trente minutes. Plus les vitesses de consommation sont élevées, plus les particules sont oxydantes pour le milieu pulmonaire. Les tests les plus utilisés sont d'une part les tests au dithiothréitol (DTT) et d'autre part les tests à l'acide ascorbique (AA), qui sont deux tests complémentaires, représentatifs de différentes familles d'espèces chimiques antioxydante des poumons humains :

- **Test DTT** : le DTT est un composé utilisé pour représenter l'ensemble d'une famille d'antioxydant pulmonaires, appelés des thiols. Le thiol pulmonaire principal est le glutathion (GSH), mais on lui préfère le test DTT pour sa stabilité lors de l'analyse et la comparaison possible des valeurs de PO qu'il permet car c'est le test le plus répandu aujourd'hui. Ce test présente une sensibilité homogène pour de nombreuses espèces chimiques (organiques et métaux) contenues dans les particules, et peut être considéré comme un test assez généraliste ;
- **Test AA** : l'acide ascorbique est un antioxydant naturellement présent dans les poumons humains. Ce test est plus sensible à certaines espèces chimiques spécifiques existant dans les particules, telles que les métaux (en premier lieu le cuivre) et quelques espèces organiques principalement émises par la source de la combustion de la biomasse.

Le PO est donc une mesure de vitesse de réaction chimique, reporté en quantité d'antioxydant (exprimé en milliardième de moles de produit) consommé par minute, avec une unité de nmol/min de AA ou de DTT.

Pour rappel, les mesures dans l'air ambiant peuvent être exprimées :

- Soit par mètre cube d'air (noté alors PO par volume, ou PO_v), représentant l'exposition humaine par inhalation de l'air échantillonné ;
- Soit par masse de particules (millionième de gramme de particule (μg), noté PO massique ou PO_m), représentant alors la réactivité spécifique des particules de l'échantillon d'air. On l'appelle « PO intrinsèque ».

En l'absence de référence de mesure de PO à l'émission, les mesures réalisées dans le cadre du présent projet sont exprimées :

- Soit par masse de particules (en nmol/min/ μg de particules analysées) afin de comparer la réactivité spécifique des particules de différentes sources (chaudière vs poêle à bois, etc.), indépendamment de la quantité émise ;

- Soit par énergie entrante, appelé par la suite activité oxydante par GJ entrant, afin de comparer les différentes installations de combustion entre elles.

Si les mesures de potentiel oxydant (PO) tendent à se généraliser dans l'étude de l'air ambiant - permettant ainsi une meilleure caractérisation des niveaux à l'échelle européenne, les analyses à l'émission demeurent encore peu documentées.

4.9.2. Résultats

À ce jour, nous disposons de très peu de données de référence sur ce type de mesures appliquées directement aux émissions. Ainsi, les mesures présentées dans ce rapport constituent, à notre connaissance, la première évaluation du potentiel oxydant de particules collectées sur filtres à l'émission de chaudières biomasse de faible puissance. Aucune donnée comparable n'a été identifiée dans la littérature scientifique au moment de la rédaction. En revanche, des mesures de potentiel oxydant à l'émission avaient été réalisées sur des appareils de chauffage domestique dans le cadre du projet Sotox⁷ coordonné par l'Ineris, fournissant ainsi quelques éléments de comparaison utiles et présentés ci-après.

Les Figures 20 a) et b) présentent les résultats de potentiel oxydant intrinsèque des différentes chaudières (respectivement par essai ou moyennés par chaudière), c'est-à-dire des niveaux normalisés par μg de particules analysées. On notera la nette différence de réponse entre les deux tests AA et DTT.

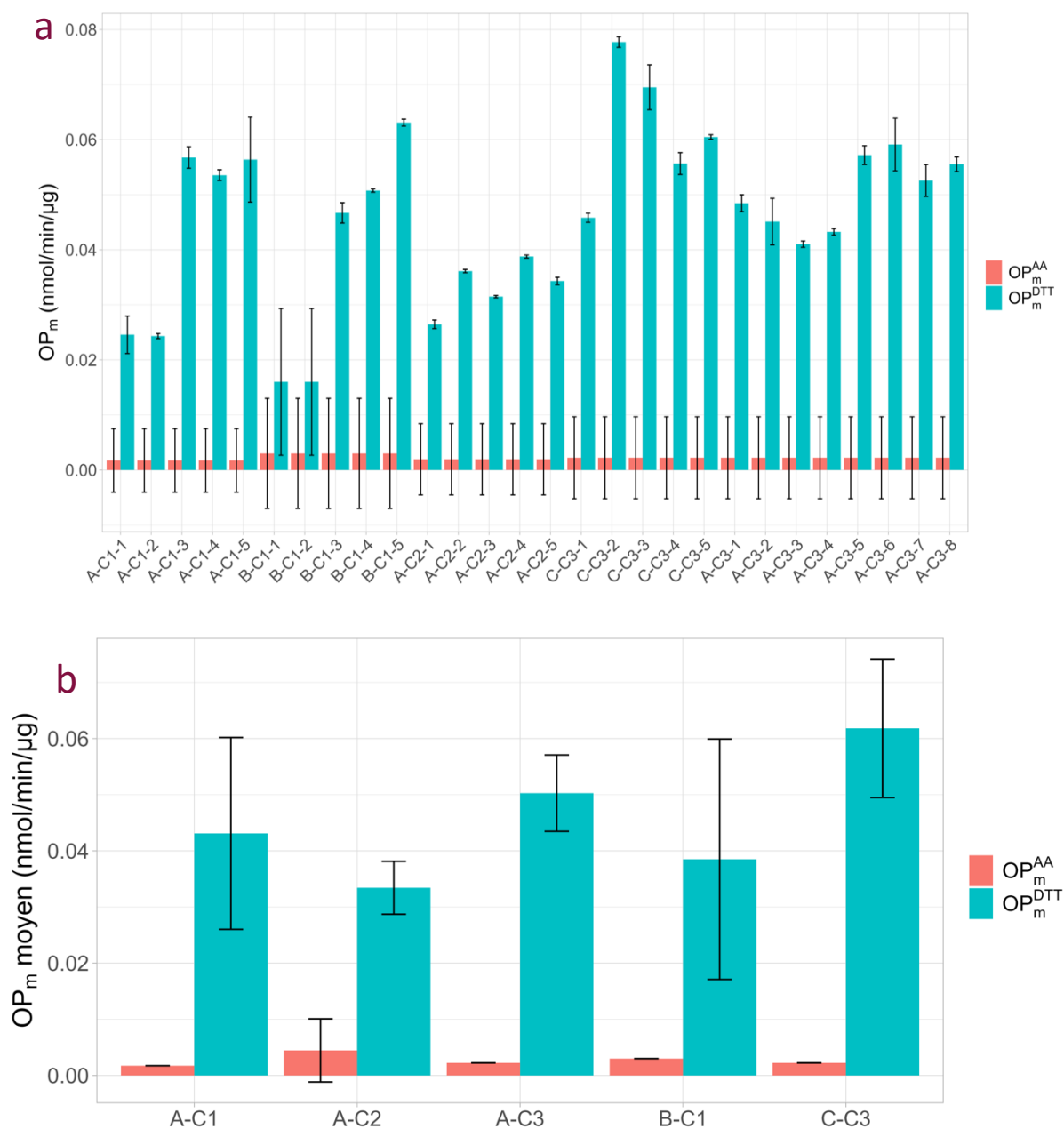
Le test AA présente des valeurs quasi-nulles pour tous les essais alors qu'il est habituellement très sensible à la combustion de la biomasse dans la littérature (Weber et al., 2021, Daellenbach et al., 2020).

Le test DTT, présente des valeurs significatives avec une variabilité au sein des différentes chaudières et différentes conditions de fonctionnement.

Lorsque l'on moyenne les résultats par campagne pour les différentes chaudières, les niveaux de potentiel oxydant intrinsèque sont assez similaires. Seules deux campagnes utilisant du bois déchiqueté (A-C2) et des granulés (C-C3) présentent des résultats statiquement différents pour le test DTT (Figures 20 b). Les valeurs les plus élevées de PO ramenées par μg de particules analysées sont observées sur la chaudière à granulés CAG C (Figures 20 b). Comme mentionné précédemment, la composition chimique des particules varie peu d'une chaudière à l'autre. On pourrait néanmoins émettre l'hypothèse d'une différence de teneur en zinc (Figure 19), un élément aux propriétés antioxydantes, qui est environ trois fois moins abondant dans les particules de la chaudière CAG C. Cette plus faible teneur en zinc, pourrait limiter la capacité des particules à moduler le PO et contribuer ainsi à expliquer ces valeurs élevées.

Exprimé en énergie entrante (Figure 21), l'activité oxydante par GJ suit approximativement la tendance des émissions de particules de ces installations, avec la chaudière à bois déchiqueté CAP A qui génère les activités de PO les plus importantes, quelles que soient les campagnes C1, C2 ou C3.

⁷ <https://www.ineris.fr/resultats-preliminaires-projet-sotox-comparaison-comprehension-toxicite-sources-majeures>



Figures 20 a) et b) : niveaux de PO pour les tests AA et DTT normalisés par μg de particules analysées, a) pour chaque prélèvement sur filtre, pour chaque chaudière CAP-A, CAG-B et CAG-C et par campagne (C1, C2, C3) et b) moyenné par campagne (C1, C2, C3) pour chaque chaudière CAP-A, CAG-B et CAG-C.

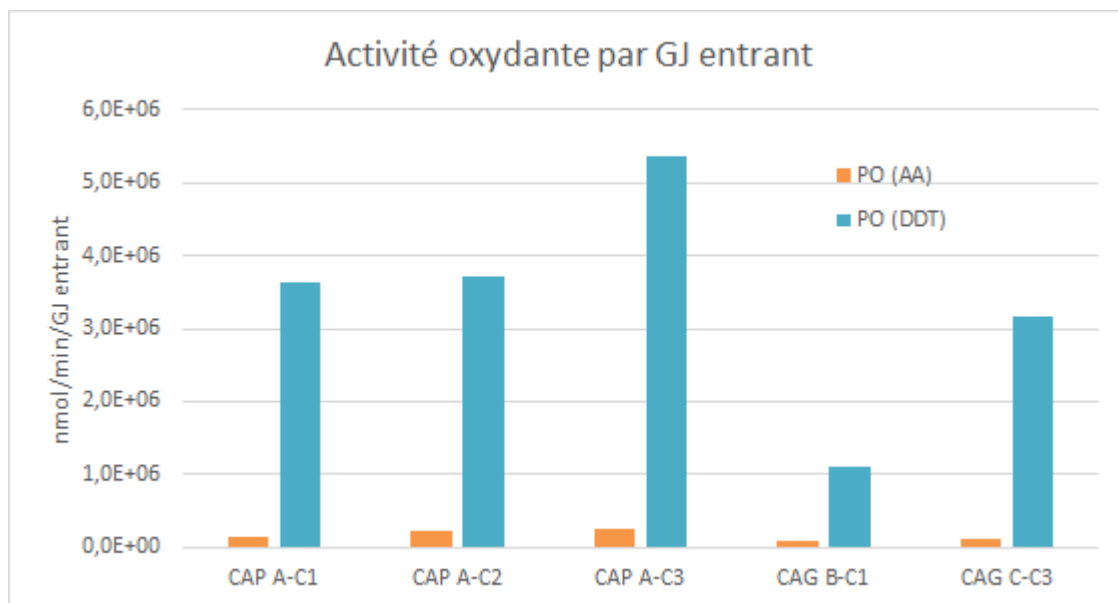


Figure 21 : activité oxydante par énergie entrante pour les tests AA et DTT regroupés par chaudière et campagne.

Afin d'esquisser quelques comparaisons, la Figure 22 présente des résultats de PO intrinsèque provenant de mesures à l'émission d'un appareil de chauffage domestique à bûches. Dans le cadre du projet Sotox, plusieurs essences de bois (hêtre, chêne, charme, d'humidité de l'ordre de 15 %) ont été testées dans un poêle (Flamme verte 7*) fonctionnant à diverses allures (nominale, réduite).

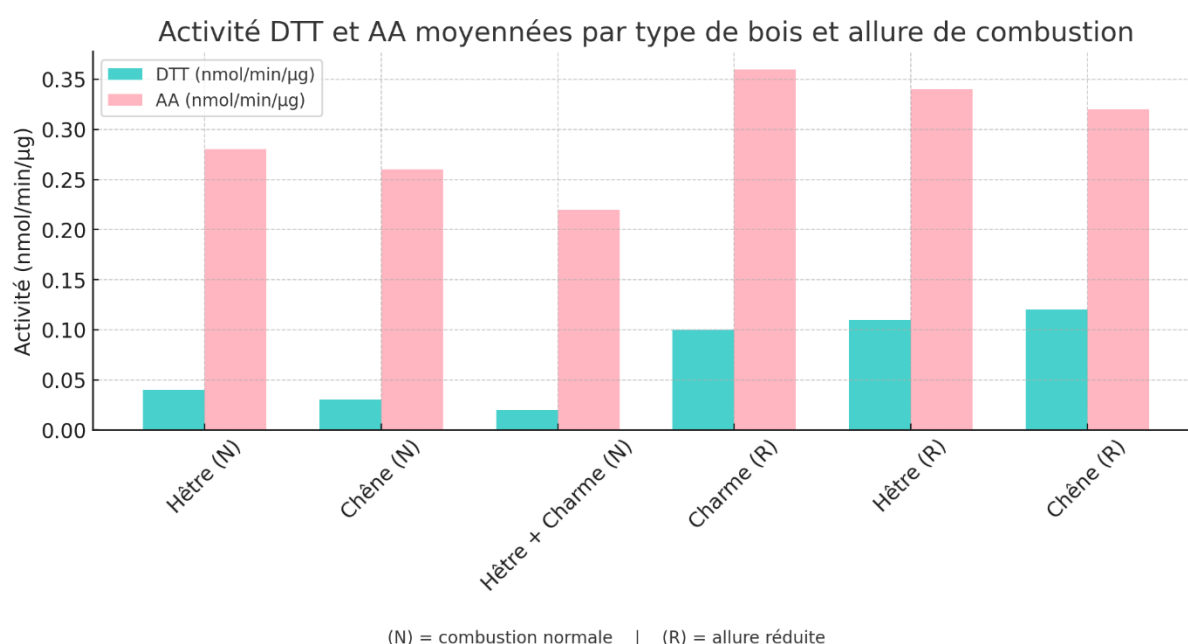


Figure 22 : niveaux de potentiel oxydant intrinsèque (tests AA et DTT) à l'émission de poêles à bûches pour différentes essences de bois et pour deux allures de fonctionnement (nominale (N) ou réduite(R)) (données internes, projet Sotox).

La comparaison des Figures 20 et Figure 22 met en évidence une différence marquée de sensibilité au test AA entre les appareils de chauffage domestique et les chaudières du projet CAPCHA. Les dispositifs domestiques présentent en effet des niveaux de potentiel oxydant mesurés par le test AA (0,22 à 0,36 nmol/min/μg) nettement plus élevés que ceux obtenus par le test DTT (0,02 à 0,12 nmol/min/μg), ce qui contraste fortement avec les résultats observés pour les chaudières du présent projet, où cette tendance est inversée. Les niveaux de PO-AA mesurés sur les chaudières sont environ trente à quarante fois inférieurs à ceux des équipements domestiques, tandis que les niveaux de DTT sont du même ordre de grandeur (hors allure réduite).

Cette divergence dans les résultats du test AA pourrait s'expliquer par la sensibilité spécifique de ce test à seulement quelques espèces métalliques et organiques à contrario du test DTT, un thiol pouvant se lier avec de nombreux composés. Concernant les composés métalliques, les températures plus élevées atteintes dans les chambres de combustion des chaudières favorisent une meilleure dégradation des composés organiques. Cela réduit la quantité de matière organique condensable, la matière organique totale (MO) et le carbone élémentaire (EC), comparativement à ce qui est observé pour les appareils domestiques. Ces températures élevées peuvent aussi modifier la forme chimique (ou spéciation) des métaux émis, en favorisant la formation d'oxydes métalliques, qui sont généralement moins réactifs vis-à-vis des réactions redox. Concernant les espèces organiques, l'AA est principalement associée à quelques quinones issues de la biomasse comme certaines naphthoquinones (Pietrogrande et al., 2022). Dans la mesure où ces composés appartiennent à la famille des oxy-HAP et que les émissions de HAP sont au moins dix fois plus basses pour ces chaudières de faible puissance que pour les poêles à bûches domestiques (§ 4.8.3), on peut émettre l'hypothèse que la formation d'oxy-HAP est moindre. Ces deux hypothèses pourraient expliquer la diminution, voire la quasi-absence, du potentiel oxydant mesuré par le test AA.

Les résultats préliminaires du projet Sotox confirment également l'importance du mode de fonctionnement : un passage à allure réduite, accompagné d'une baisse de la température de combustion, entraîne systématiquement une augmentation du potentiel oxydant intrinsèque (Figure 22). Cette hausse est liée à une plus grande émission de matière organique condensable et de MO. En revanche, il est à noter que les appareils domestiques fonctionnant à pleine puissance présentent des niveaux de PO mesurés par le test DTT comparables à ceux des chaudières.

Bien que préliminaire, cette étude marque une avancée en introduisant des mesures de potentiel oxydant réalisées directement sur les émissions des chaudières biomasse. Elle ouvre ainsi la voie à une meilleure compréhension de la nocivité potentielle des particules en fonction du type d'équipement (appareil domestique ou chaudière) et des conditions de combustion (qualité du combustible, réglages, mode de fonctionnement, etc.).

5. Conclusion

L'objectif de cette étude était de mieux caractériser les émissions de particules des chaudières biomasse de faible puissance en conditions réelles de fonctionnement, et en particulier d'analyser leur composition chimique. Pour cela, des mesures périodiques ont été effectuées afin d'évaluer les émissions de polluants peu étudiés et indicateurs d'intérêt, tels que le carbone suie, les monosaccharides, les acides organiques, les ions inorganiques et d'évaluer le potentiel oxydant des particules émises.

Ces analyses ont été réalisées sur trois chaudières mises en service entre 2013 et 2018 : deux fonctionnant aux granulés (de qualité A1) et une alimentée en bois déchiqueté (plaquettes). Les facteurs d'émission des différents polluants ont été déterminés et comparés aux données disponibles dans la littérature scientifique et aux résultats du projet CORTEA ACIBIOQA (2022).

La chaudière à plaquettes a été testée à trois reprises : en début, en milieu et en fin de saison de chauffe. Aucune variation significative des émissions de polluants n'a été observée au cours de ces essais, l'appareil fonctionnant à son régime nominal avec un combustible de qualité relativement constant. En raison d'une panne du système d'alimentation en combustible de la chaudière à granulés, le suivi des émissions sur l'ensemble de la saison de chauffe n'a pas pu être réalisé pour cette installation. Les mesures ont été effectuées sur deux chaudières à granulés différentes.

Concernant l'excès d'air, les chaudières à granulés affichent des valeurs conformes aux attentes pour ce type d'installation. En revanche, la chaudière à plaquettes présente un excès d'air, de l'ordre de 4,5, trop élevé pour obtenir une combustion optimale. Cela entraîne un rendement particulièrement faible (72 %), ainsi que de fortes émissions de monoxyde de carbone (CO) et de composés organiques condensables.

Lorsque la combustion est bien maîtrisée, grâce à un apport en air suffisant mais pas trop fort et à une température de chambre élevée, la teneur en matière carbonée des particules solides diminue. Par ailleurs, le fonctionnement en continu du système de combustion permet aisément de maintenir un rapport air/combustible constant, ce qui contribue à garantir une combustion efficace et de meilleure qualité.

Pour les trois chaudières, **les particules émises se composent d'une fraction solide et d'une fraction condensable, principalement constituée de composés organiques semi-volatils.** La fraction condensable représente environ 10 % des particules totales pour les chaudières à granulés et 17 % pour la chaudière à plaquettes. Ces valeurs sont comparables à celles de la littérature. Les essais ont montré que **la fraction solide est largement influencée par les teneurs en potassium et sodium présents dans le combustible**, tandis que **la fraction condensable augmente avec les teneurs en CO**, des valeurs plus importantes indiquant une mauvaise qualité de combustion.

Il a été mis en évidence que **les particules sont majoritairement composées de sels inorganiques** issus de la volatilisation des éléments inorganiques du combustible, notamment le potassium, ainsi que de matière carbonée (carbone suie et composés organiques), qui représente moins de 30 % des particules totales. Elles contiennent également des métaux issus du combustible, libérés lors de la combustion (moins de 3 % des particules totales), ainsi que des cendres envolées du fait d'une trop forte turbulence au niveau du lit de combustible.

Le lévoglucosan, marqueur d'une combustion incomplète du bois basse température (Champrobois, 2014), **est très peu émis par ces installations**, sauf en quantité minime lors du fonctionnement en mode "tout ou rien". Cette faible émission s'explique par les températures élevées et la combustion plus complète dans ces chaudières, qui conduit à la dégradation du lévoglucosan. Ce mode de fonctionnement entraîne également une augmentation des émissions de carbone suie (BC) et probablement d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

Ces faibles valeurs contrastent avec les concentrations en lévoglucosan et en potassium relevées dans la littérature lors l'observations dans l'air ambiant, où les niveaux de lévoglucosan sont généralement supérieurs à ceux du potassium. Ce dernier, issu de diverses sources, est plus rapidement déposé ou transformé dans l'atmosphère. Dans l'air ambiant, les concentrations élevées de lévoglucosan peuvent être attribuées principalement aux émissions des appareils domestiques (poêles, cheminées) et des brûlages de biomasses (déchets verts, résidus agricoles, écobuage) dont les conditions de combustion, moins maîtrisées et plus hétérogènes, favorisent la formation. Ces éléments expliquent ainsi les

différences de profils entre les émissions des chaudières biomasse et les marqueurs mesurés dans l'atmosphère.

En conditions réelles d'utilisation, les émissions en particules mesurées dans CAPCHA peuvent dépasser les limites d'émission définies par la norme NF EN 303-5, à laquelle ces chaudières sont soumises (chaudières de puissance utile inférieure ou égale à 500 kW). Ce dépassement s'explique principalement par l'utilisation de combustibles de moindre qualité (riches en potassium et sodium notamment) et, dans une moindre mesure, par une combustion plus incomplète (réglages mal adaptés), en particulier pour la chaudière à plaquettes.

Pour les polluants d'intérêt sanitaire (particules, Matière Organique, HAP, etc.), **les facteurs d'émission déterminés sur les chaudières testées se révèlent globalement bien inférieurs à ceux des appareils de chauffage domestique à bûches.**

La mesure du potentiel oxydant des particules émises par des chaudières biomasse constitue un nouvel indicateur pertinent pour mieux évaluer leur nocivité potentielle, intégrant des caractéristiques des équipements et de leurs conditions de fonctionnement. Les niveaux obtenus pour un microgramme de particules pour le potentiel oxydant avec le test à l'acide ascorbique (AA) s'avèrent particulièrement faibles comparés à ceux des appareils de chauffage domestique à bûches, alors qu'avec le test au dithiothréitol (DTT) les résultats sont comparables. Ces premiers résultats suggèrent que les particules émises par ces chaudières de faible puissance présentent *in fine* un pouvoir oxydant inférieur à celui des particules issues d'appareils de chauffage domestique à bûches mais des investigations complémentaires restent nécessaires pour confirmer et consolider cette interprétation.

Les résultats de cette étude ont été utilisés pour élaborer des recommandations qui confortent et complètent celles du projet ACIOBIOQA, en vue d'optimiser les performances énergétiques et environnementales de ces installations en conditions réelles d'exploitation (voir Chapitre 6).

Enfin, étant donné le nombre restreint de chaudières et de conditions de fonctionnement étudiés, les résultats obtenus mériteraient d'être confirmés par des investigations sur un échantillon plus large d'installations, incluant des puissances plus variées (notamment en faible charge) et une plus grande diversité de combustibles.

6. Recommandations

À partir des éléments recueillis dans le cadre de cette étude, il est possible d'émettre les recommandations suivantes pour l'amélioration des performances énergétiques et environnementales des chaudières de petite puissance :

1. Optimiser le dimensionnement des installations :

- Favoriser un fonctionnement à puissance nominale et éviter le mode "tout ou rien", qui entraîne une combustion incomplète et des émissions accrues de carbone suie et de HAP. Pour y remédier, plusieurs solutions existent : installation de ballons d'eau chaude de volume adapté, optimisation de la régulation, ou encore couplage avec d'autres sources de chauffage (solaire, pompe à chaleur, etc.) par exemple ;

2. Optimiser la combustion :

- Réduire l'excès d'air : un excès d'air, généralement supérieur à trois, compromet l'efficacité de la combustion et favorise les émissions de polluants. Il est recommandé de viser une valeur inférieure à trois, en concertation avec les fabricants, les installateurs et les exploitants d'équipements ;
- Utiliser la teneur en CO comme indicateur de la qualité de la combustion : une mesure en continu du CO pourrait permettre d'estimer la fraction condensable des particules (corrélation à confirmer par des mesurages sur d'autres chaudières) et d'ajuster les réglages des installations (débits d'air primaire et secondaire) pour une combustion plus complète ;

3. Utiliser un combustible de qualité :

- Privilégier les combustibles certifiés : les granulés de classe A1 (ISO 17225) garantissent une meilleure combustion et des émissions réduites ;
- Éviter les combustibles contenant de l'écorce ou présentant des taux de cendres et de potassium élevés, car ces éléments influencent directement la formation de particules ;
- Limiter la teneur en potassium (K) et sodium (Na) dans le combustible : une valeur maximale de 500 mg/kg de matière sèche est suggérée (équivalent à environ 50 mg/m³ à 10 % d'O₂ en particules totales dans les fumées). Des données complémentaires seraient nécessaires pour confirmer cette limite ;

4. Mettre en œuvre les meilleures techniques disponibles pour réduire les polluants à la source et augmenter les rendements énergétiques :

- Étager l'air de combustion : la recirculation des fumées, combinée à la condensation, permet d'obtenir des concentrations particulaires très faibles (valeurs annoncées par les constructeurs inférieures à 5 mg/m³) et des rendements très élevés ;

5. Surveiller et contrôler les émissions :

- Mettre en place des mesures régulières simples des émissions (O₂ et CO par exemple) pour s'assurer du bon fonctionnement des installations ;
- Intégrer des systèmes de surveillance en continu permettant d'analyser la qualité de combustion et d'optimiser les rendements énergétiques dans les appareils existants ;

6. Adapter des systèmes de traitement des fumées :

- Ne pas prescrire la mise en place de systèmes de traitement uniquement en fonction de la puissance de la chaudière (pour les appareils de puissance comprise entre 70 kW à 1 MW), mais aussi en fonction de la qualité du combustible utilisé ;
- Adapter les systèmes de traitement aux caractéristiques des particules émises :
 - o Pour des combustibles riches en potassium et en sodium, privilégier des dispositifs de filtration des particules solides ;

- Pour les émissions riches en composés organiques condensables, envisager des solutions spécifiques comme des filtres catalytiques ;
- Optimiser le rapport coût/bénéfice en ciblant la mise en place d'un dispositif de traitement sur les installations présentant les émissions les plus élevées, notamment celles utilisant des combustibles de moindre qualité (riches en éléments inorganiques) ;

7. Sensibiliser et accompagner les utilisateurs :

- Former les exploitants et installateurs aux bonnes pratiques d'entretien et d'exploitation (importance des réglages pour éviter de trop forts excès d'air) des chaudières pour garantir une combustion plus efficace. Un nettoyage régulier de l'installation par exemple accroît les échanges de chaleur et permet d'améliorer son rendement énergétique ;
- Encourager l'adoption de technologies performantes grâce à des aides et subventions pour l'acquisition de chaudières mieux équipées (comportant un dispositif de nettoyage automatisé, un étagement de l'air de combustion, une recirculation des fumées ou une condensation des fumées par exemple) et l'utilisation de combustibles de qualité.

La création d'une base de données sur les combustibles bois, avec l'objectif de mieux comprendre leur influence sur les émissions particulières en combustion biomasse est également suggérée. Elle pourrait permettre d'aider au choix des combustibles dans les chaufferies bois, d'optimiser les réglages des installations, d'adapter les dispositifs de traitement, de réduire les émissions et les coûts de maintenance (encrassement, corrosion) et de contribuer à une meilleure classification/hiérarchisation environnementale des combustibles.

Les émissions de NOx issues des chaudières à biomasse varient sensiblement selon le type de combustible utilisé. D'après l'étude Airparif (2025) et les données de la littérature, les chaudières à granulés présentent des émissions moyennes autour de 80 g/GJ, tandis que celles alimentées en plaquettes affichent des valeurs proches de 130 g/GJ. Cette différence peut s'expliquer en partie par la composition des combustibles. En effet, les granulés sont généralement issus de bois résineux, généralement pauvre en azote, tandis que les plaquettes proviennent souvent de bois feuillus, naturellement plus riches en azote. Ces éléments suggèrent que la réduction des émissions de NOx peut passer soit par l'utilisation de combustibles à faible teneur en azote (résineux notamment), soit par des techniques de combustion adaptées telles que l'étagement de l'air et/ou la recirculation des fumées, voire par le recours à des dispositifs spécifiques de traitement (DéNOx).

Références bibliographiques

ACIBIOQA (2022). Florence PAULUS Inddigo, Marine FICHAU Inddigo, Gaetan REMOND Inddigo, Benjamin CUNIASSE Citepa, Benjamin CEA Ineris, Isaline FRABOULET Ineris. Émissions atmosphériques des chaufferies bois de puissance inférieure à 1 MW. Campagnes de mesures sur site et proposition d'évolution des facteurs d'émission. Projet ACIBIOQA. Rapport. 68 pages. Ouvrage disponible en ligne : www.librairie.ademe.fr.

Adamczyk J., Smółka-Danielowska D., Krzątała A. Krzykowski T. (2024). Chemical and mineral composition of bottom ash from agri-food biomass produced under low combustion conditions. *International Journal of Environmental Science and Technology* 21, 4025-4036, <https://doi.org/10.1007/s13762-023-05255-3>.

Airparif (2025). Mesures à l'émission de petites chaufferies biomasse (< 500 kW) en conditions réelles d'exploitation. Ouvrage disponible en ligne : www.airparif.fr.

Bert V., Allemon J., Sajet P., Dieu S., Papin A., Collet S., Gaucher R., Chalot M., Raventos C. (2017). Torrefaction and pyrolysis of metal-enriched poplars from phytotechnologies: effect of temperature and biomass chlorine content on metal distribution in end-products and valorization options. *Biomass Bioenergy* 96, 1-11.

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

Bond T.C., Doherty S.J., Fahey D.W., Forster P.M., Berntsen T., DeAngelo B.J., Flanner M.G., Ghan S., Kärcher B., Koch D., Kinne S., Kondo Y., Quinn P.K., Sarofim M.C., Schultz M.G., Schulz M., Venkataraman C., Zhang H., Zhang S., Bellouin N., Guttikunda S.K., Hopke P.K., Jacobson M.Z., Kaiser J.W., Klimont Z., Lohmann U., Schwarz J.P., Shindell D., Storelvmo T., Warren S.G., Zender C.S. (2013). Bounding the role of black carbon in the climate system: A scientific assessment. *J. Geophys. Res.* 118, 5380-5552.

Cavalli F., Viana M., Yttri K. E., Genberg J., Putaud J.-P. (2010). Toward a standardised thermal-optical protocol for measuring atmospheric organic and elemental carbon: the EUSAAR protocol. *Atmospheric Meas. Tech.* 3, 79-89, <https://doi.org/10.5194/amt-3-79-2010>, 2010.

CEN (European Committee for Standardization): EN 16909:2017 - Ambient air - Measurement of elemental carbon (EC) and organic carbon (OC) collected on filters, CEN, Brussels (Belgium), 2017.

Champrobois (2014). Transformation physico-chimique d'un aérosol de combustion de bois en champ proche de la source. Ouvrage disponible en ligne : <https://librairie.ademe.fr/>.

Chandrasekaran, S.R., Laing, J.R., Holsen, T.M., Raja, S., & Hopke, P.K. (2011). Emission characterization and efficiency measurements of high-efficiency wood boilers. *Energy and Fuels*, 25(11), 5015-5021. <https://doi.org/10.1021/ef2012563>.

Collard F.X., Blin J. (2014). 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*, 38, 594-608. DOI: 10.1016/j.rser.2014.06.013.

Czech H., Miersch T., Orasche J., Abbaszade G., Sippula O., Tissari J., Michalke B., Schnelle-Kreis J., Streibel T., Jokiniemi J., Zimmermann R. (2018). Chemical composition and speciation of particulate organic matter from modern residential small-scale wood combustion appliances *Science of The Total Environment* 612, 636-648, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.263>.

Daellenbach K.R., Uzu G., Jiang J., Cassagnes L.E., Leni Z., Vlachou A. & Prévôt, A. S. (2020). Sources of particulate-matter air pollution and its oxidative potential in Europe. *Nature* 587(7834), 414-419. Decombio (2016). Contribution de la combustion de la biomasse aux PM₁₀ en vallée de l'Arve. Ouvrage disponible en ligne : <https://librairie.ademe.fr/>.

Dominutti P.A., Jaffrezo J.L., 42 others, and Uzu G. (2025). An interlaboratory comparison of oxidative potential measurement: challenges and recommendations for harmonisation. *Atmos. Meas. Techn.*, 10.5194/amt-18-177-2025.

- Fine P.M., Cass G.R., Simoneit B.R. (2004). Chemical characterization of fine particle emissions from fireplace combustion of wood types grown in the Midwestern and Western United States. *Environ Eng. Sci.* 21, 387-409.
- Font A., Brito J.F., Riffault V., Conil S., Jaffrezzo J.L., Bourin A. (2024). Calculations of the conversion factor from organic carbon to organic matter for aerosol mass balance – a technical note. *Atmos. Poll. Res.*, 10.1016/j.apr.2024.102301.
- Gonçalves C., Alves C., Evtyugina M., Mirante F., Pio C., Caseiro A., Schmidl C., Bauer H., Carvalho F. (2010). Characterisation of PM₁₀ emissions from woodstove combustion of common woods grown in Portugal. *Atmos. Environ.* 44, 4474-4480.
- Ineris (2013). Note sur l'assimilation d'un produit (bois faiblement adjuvanté) à un combustible de référence et sur la surveillance des installations classées dans la rubrique 2910B. Ouvrage disponible en ligne : www.ineris.fr.
- Ineris-Citepa (2022). Réévaluation des facteurs d'émission des particules totales (solide et condensable) du chauffage domestique au bois - Impacts sur les inventaires d'émission. Note disponible en ligne : www.ineris.fr.
- Ineris (2025). Les émissions atmosphériques de polluants par les appareils de chauffage domestique au bois. État des connaissances. Élaboration de facteurs d'émission. Ouvrage disponible en ligne : www.ineris.fr. Bientôt disponible.
- Kaivosoja T., Jalava P., Lamberg H., Virén A., Tapanainen M., Torvela T., Tapper U., Sippula O., Tissari J., Hillamo R., Hirvonen M.-R., Jokiniemi J. (2013). Comparison of emissions and toxicological properties of fine particles from wood and oil boilers in small (20-25 kW) and medium (5-10 MW) scale. *Atmospheric Environment* 77, 193-201.
- Kelly F.J., Fussell J.C. (2015). Linking ambient particulate matter pollution effects with oxidative biology and immune responses. *Annals New York Academy of Sciences* 1340, 84-94. doi: 10.1111/nyas.12720.
- Lamberg H., Tissari J., Jokiniemi J., Sippula O. (2013). Fine particle and gaseous emissions from a small-scale boiler fueled by pellets of various raw materials. *Energy Fuels* 27, 7044-53.
- Marcotte S., Castilla C., Morin C., Merlet-Machour N., Carrasco-Cabrera L., Medaerts F., Lavanant H., Afonso C. (2020) Particulate inorganic salts and trace element emissions of a domestic boiler fed with five commercial brands of wood pellets. *Environmental Science and Pollution Research* 27, 18221-18231. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-08329-8>.
- Meka W., Szuhanszki J., Finney K., Gudka B., Jones J., Pourkashanian M., Fennell P.S. (2022). Modeling and Evaluation of Ash-Forming Element Fate and Occurrence in Woody Biomass Combustion in an Entrained-Flow Burner. *ACS Omega* 7(19), 16306-16322, doi: 10.1021/acsomega.1c06445.
- Mohan D., Pittman C.U., Steele P.H. (2006). Pyrolysis of Wood/Biomass for Bio-oil: A Critical Review. *Energy Fuels* 20, 3, 848-889.
- Mudway I.S., Kelly F.J., Holgate S.T. (2020). Oxidative stress in air pollution research. *Free Radical Biology & Medicine* 2020 May 1;151:2-6. doi: 10.1016/j.freeradbiomed.2020.04.031.
- Nussbaumer T. (2010). Overview on technologies for biomass combustion and emission levels of particulate matter. Swiss Federal Office for the Environment (FOEN), Zürich, Switzerland. http://tftei.citepa.org/images/files/small_medium_combustion_plant/Nussbaumer_EGTEI_report_final.pdf.
- Nyserda (2010). Evaluation of the performance and emissions from commercial scale advanced wood combustion systems. Report 13-01.
- Nzihou A., Stanmore B. (2013). The fate of heavy metals during combustion and gasification of contaminated biomass-A brief review. *Journal of Hazardous Materials* 256, 56-66.
- Obaidullah M., Bram S., Verma V.K., & De Ruyck J. (2012). A Review on Particle Emissions from Small Scale Biomass Combustion. *International Journal of Renewable Energy Research* 2(1).
- Orasche J., Seidel T., Hartmann H., Schnelle-Kreis J., Chow J.C., Ruppert H., Zimmermann R. (2012). Comparison of emissions from wood combustion. Part 1: emission factors and characteristics from

different small-scale residential heating appliances considering particulate matter and polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH)-Related toxicological potential of particle-bound organic species. *Energy Fuels* 26, 6695-6704.

Ozgen S., Cernuschi S., Caserini S. (2021). An overview of nitrogen oxides emissions from biomass combustion for domestic heat production. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 135, 110113. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2020.110113>.

PerfPAG (2022). Performances réelles de poêles à granulés. Campagnes de mesure in situ des performances énergétiques et environnementales. Ouvrage disponible en ligne : <https://librairie.ademe.fr/>.

Pietrogrande M.C., Romanato L., Russo M. (2022). Synergistic and antagonistic effects of aerosol components on its oxidative potential as predictor of particle toxicity. *Toxics* 10, 196. <https://doi.org/10.3390/toxics10040196>.

Pollex A., Zeng T., Khalsa J., Erler U., Schmersahl R., Schön C., Kuptz D., Lenz V., Nelles M. (2018). Content of potassium and other aerosol forming elements in commercially available wood pellet batches. *Fuel* 232, 384-394.

Poole D., Argent B., Sharifi V., Swithenbank J. (2008). Prediction of the distribution of alkali and trace elements between the condensed and gaseous phases in a municipal solid waste incinerator. *Fuel* 87, 1318-1333.

Préau S., Martin G., Tournebize C., Chièze C., Rogaume T., Rogaume Y. (2013). Bonnes pratiques bas-NO_x pour chaudières à biomasse. Ouvrage disponible en ligne : <https://librairie.ademe.fr/>.

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

Sippula O., Hytönen K., Tissari J., Raunemaa T., Jokiniemi J. (2007). Effect of wood fuel on the emissions from a top-feed pellet stove. *Energy Fuels* 21(2), 1151-60.

Sippula O., Hokkinen J., Puustinen H., Yli-Pirilä P., & Jokiniemi J. (2009). Particle emissions from small wood-fired district heating units. *Energy & Fuels*, 23(6), 2974-2982. <https://doi.org/10.1021/ef900098v>.

Sippula O. 2010. Fine particle formation and emissions in biomass combustion. Report series in aerosol science N:o 108. Thesis.

Sippula O., Lamberg H., Leskinen J., Tissari J., Jokiniemi J. (2017). Emissions and ash behavior in a 500kW pellet boiler operated with various blends of woody biomass and peat. *Fuel* 202, 144-153.

Weber S., Uzu G., Favez O., Borlaza L.J.S., Calas A., Salameh D., ... & Jaffrezo, J.L. (2021). Source apportionment of atmospheric PM₁₀ oxidative potential: synthesis of 15 year-round urban datasets in France. *Atmospheric Chemistry and Physics* 21(14), 11353-11378.

Wiinikka H., Gebart R. (2005). The influence of fuel type on particle emissions in combustion of biomass pellets. *Combustion Science and Technology* 177, 741-63.

Yang W., Pudasainee D., Gupta R., Li W., Wang B., Sun L. (2021). An overview of inorganic particulate matter emission from coal/biomass/ MSW combustion: Sampling and measurement, formation, distribution, inorganic composition and influencing factors. *Fuel Processing Technology* 213, 106657. doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106657.

Annexe 1 : Méthodologie

Cette annexe fait référence aux paramètres de fonctionnement, aux mesures en continu, aux prélèvements ponctuels ainsi qu'aux analyses effectuées en différé en laboratoire.

Facteur de charge de la chaudière

Le facteur de charge est calculé à partir de la puissance calculée, et de la puissance nominale de l'appareil.

Formule de calcul :

$$F_{ch} = \frac{P}{P_{nom}}$$

Où :

T_{ch} : facteur de charge de l'appareil (%)

P_{nom} : puissance nominale de l'appareil (kW)

P : puissance calculée de l'appareil (kW)

Rendement énergétique

Le calcul du rendement de l'appareil de combustion (η) est effectué sur la base d'une adaptation de la méthode indirecte décrite dans la norme NF EN 303-5 qui mentionne que le rendement est égal à 100% moins les pertes énergétiques dues à la chaleur sensible des produits de combustion, à la combustion incomplète, au rayonnement, convection et conduction ainsi qu'aux combustibles non brûlés dans les cendres. Dans le cas présent ces deux derniers postes ont été négligés. Les teneurs brutes en CO et CO₂ ainsi que les températures des fumées et ambiantes sont utilisées dans le calcul du rendement énergétique.

Humidité des fumées

Le mesurage de la teneur en vapeur d'eau présente dans les fumées consiste à prélever un échantillon de gaz au moyen d'une sonde chauffée, à filtrer les gaz et à piéger la vapeur d'eau au moyen d'une unité de prélèvement comprenant un étage de condensation et/ou un étage d'absorption. La teneur en vapeur d'eau est déterminée par gravimétrie, par pesée de l'unité de piégeage avant et après prélèvement.

CO, CO₂, O₂ et NO_x

La teneur en O₂ est mesurée afin d'exprimer les teneurs en CO, NO_x et autres polluants mesurées à une teneur en O₂ de référence (6 ou 10 % d'O₂). Les teneurs brutes en CO et CO₂ ainsi que la température des fumées sont utilisées dans le calcul du rendement énergétique. Les gaz de combustion CO, CO₂, O₂ et NO_x sont mesurés en continu au moyen d'un analyseur multigaz respectivement selon les normes NF EN 15058, NF X 20-380, NF EN 14789 et NF EN 14792.

COVT, CH₄

Les teneurs en COVT et en CH₄ sont mesurées au moyen d'un détecteur à ionisation de flamme selon la norme XP X 43-554.

Particules totales – mesure en direct (sans dilution préalable)

La méthode utilisée consiste à combiner l'échantillonnage de la fraction solide des particules sur un filtre chauffé (160°C) à la collecte de la fraction condensable des particules à l'aide de 2 barboteurs remplis de 150 ml d'isopropanol et placés en série dans une unité de refroidissement pour maintenir une température d'échantillonnage inférieure à 20°C permettant la condensation des composés gazeux.

La concentration en fraction solide est obtenue en divisant la masse collectée sur le filtre (et le rinçage de sonde), déterminée par gravimétrie, par le volume prélevé. La concentration en fraction condensable est calculée en rapportant la masse collectée dans les barboteurs, déterminée par gravimétrie après évaporation de l'isopropanol, au volume prélevé. La concentration en particules totales est obtenue en additionnant les concentrations des fractions solide et condensable.

Particules en temps réel (TEOM) – mesure après dilution

Un analyseur TEOM (Tapered Element Oscillating Microbalance, 1400a series, Rupprecht & Patashnick) a été utilisé afin de déterminer en temps réel les concentrations massiques de la fraction non volatile (à 50 °C) des particules. Cette mesure a été effectuée après dilution de l'échantillon prélevé en continu.

Black Carbon (eBC) – mesure après dilution

Le Black Carbon (eBC, équivalent Black Carbon) est quantifié à l'aide d'un aethalomètre, qui mesure l'absorption d'un flux lumineux à 880 nm par les particules collectées sur une bande filtrante. L'instrument utilisé (modèle AE33, Magee Scientific) présente l'avantage de corriger automatiquement divers artefacts de mesure et d'effectuer des analyses à sept longueurs d'onde, couvrant une gamme allant du proche UV à l'infrarouge).

Matière carbonée (EC et OC) – mesure après dilution

L'analyse de la matière carbonée (carbone organique (OC) et carbone élémentaire (EC)) est réalisée directement sur un poinçon issu du filtre, à l'aide d'un analyseur thermo-optique « Sunset Laboratory ». Le principe de mesure est basé sur la détection par détecteur FID du CH₄ issue de la combustion puis réduction de la fraction carbonée présente dans l'échantillon. Une fraction d'échantillon (1 ou 1,5 cm²) est placée dans un four à quartz et soumise à différents plateaux de température et sous des atmosphères plus ou moins oxydantes. La méthode thermique d'analyse utilisée est la méthode EUSAAR-2 (Cavalli et al., 2010), avec une correction de pyrolyse à la fois par absorption et par transmission, comme préconisé par la norme CEN 16909. Une calibration journalière est effectuée. L'IGE participe annuellement à des exercices d'intercomparaison dans le cadre du programme Européen ACTRIS, avec de très bons résultats.

Ions inorganiques – mesure après dilution

L'analyse de la fraction ionique des aérosols et de quelques acides organiques légers est réalisée sur la phase aqueuse par chromatographie ionique (modèle Dionex ICS 3000) avec une colonne CS16 pour l'analyse des cations et une colonne AS11 HC pour l'analyse des anions. L'analyse des anions permet de quantifier les ions chlorure, nitrate et sulfate. Les concentrations en oxalate et en acide méthane sulfonique (MSA) sont également disponibles. L'analyse des cations permet de quantifier les ions sodium, ammonium, potassium, magnésium et calcium. L'étalonnage est effectué quotidiennement à l'aide de solutions standard certifiées. Le protocole d'analyse est conforme à la norme CEN 16269.

Métaux – mesure après dilution

Cette action inclut l'ensemble des phases nécessaires à l'analyse d'une liste d'éléments en trace, depuis le poinçonnage des filtres jusqu'à la constitution d'une base de données des résultats de ces analyses. Les analyses sont réalisées après solubilisation en phase aqueuse (**fraction soluble** des métaux) ou minéralisation acide (**fraction totale**). Ces analyses sont réalisées par ICP-MSMS sur une machine Thermo Fisher iCAP TQ.

La liste des (environ) 45 éléments mesurés en une seule analyse comprend :

- Des espèces majeures d'origine terrigène (Al, Fe, Ti, ...)
- Les 4 métaux réglementés (As, Cd, Ni, Pb)
- Des espèces issues des émissions véhiculaires directes ou indirectes (Cu, Sb, Zn, ...)
- Les platinoïdes (émis par la dégradation des pots catalytiques)
- De nombreuses espèces issues de processus industriels (Ce, Co, Cr, ...)
- 3 isotopes du Pb.

Particules par bilan matière

En additionnant les différents éléments mesurés (carbone élémentaire, carbone organique, anions (sulfate SO₄²⁻, nitrate NO₃⁻, chlorure Cl⁻, etc.), cations (sodium Na⁺, potassium K⁺, calcium Ca²⁺, magnésium Mg²⁺, etc.), métaux sous forme de traces (fer, zinc, etc.) la composition globale des particules peut être reconstituée et un bilan matière peut être effectué.

Pour exprimer ces éléments sous une forme chimique cohérente avec leur comportement dans les particules, des conversions ont été apportées :

- Conversion du carbone organique (OC) en matière organique (MO) :
Le carbone organique ne représente qu'une partie de la masse des composés organiques présents dans les particules. Pour estimer la masse totale de matière organique (MO) associée, on applique

un facteur de conversion : $MO = 1,75 \times OC$. Ce facteur tient compte des autres éléments (hydrogène, oxygène, azote, etc.) qui composent les substances organiques en plus du carbone ;

- Conversion des cations calcium (Ca) et magnésium (Mg) en oxydes : car ils sont majoritairement présents sous forme d'oxydes dans les cendres et particules issues de la combustion, on convertit le calcium (Ca) en oxyde de calcium (CaO) et le magnésium (Mg) en oxyde de magnésium (MgO).

Après ces conversions, les masses de tous les constituants ainsi obtenus (EC, MO, anions, cations, oxydes de Ca et de Mg, et métaux) sont additionnées pour dresser un bilan de la composition des particules issues de la combustion.

Composante organique des particules – mesure après dilution

La préparation comprend le poinçonnage de chaque filtre pour la réalisation de l'ensemble des analyses demandées ; leur extraction en phase aqueuse via une agitation mécanique et la filtration des extraits sur filtres 0,22µm, pour les analyses en phase liquide.

Acides organiques légers - par IC-MS :

L'analyse de la fraction soluble d'une trentaine d'acides organiques légers (C1 - C7) est réalisée sur la phase aqueuse, par une méthode sur un appareil IC-MS (Thermo-Fisher Integriion + ISQ EC MS), avec séparation sur une colonne AS11HC. Cette analyse permet la quantification d'une large gamme d'acides organiques. Ces acides sont issus de processus d'oxydation de la matière organique d'origine biogénique (acide pinique, 3-MBTCA, etc.) ou anthropique (acide phtalique). De nombreux autres acides sont produits par la dégradation de toute matière organique (acides glutarique, succinique, adipique, malique, maléique, etc.). L'étalonnage est effectué tous les jours à l'aide de solutions étalons authentiques.

Saccharides et polyols - par HPLC-PAD :

L'analyse de la fraction soluble des sucres et des polyols est réalisée sur la phase aqueuse, par une méthode HPLC avec détection par PAD (Pulsed Amperometric Detection) (modèle Thermo 5000+) avec des colonnes Metrosep (Carb 1 – Guard + A Supp 15 – 150 + Carb 1 – 150). Cette analyse permet la quantification des saccharides anhydrides (lévoglucosan, mannosan, galactosan) (soit des traceurs de combustion de biomasse) et des polyols (xylitol, arabitol, sorbitol, mannitol) et sucres (glucose), soit des espèces d'origine biogénique. La calibration est réalisée tous les jours à partir de solutions standards. L'IGE a participé dernièrement, avec de très bons résultats, à une intercomparaison européenne des mesures de lévoglucosan.

HAP et alcanes – préparation et analyse par GC-MS

Ces analyses sont réalisées à Edytem (Chambéry). Pour réaliser la spéciation moléculaire, une fraction de filtre est extraite par extraction solide/liquide filtre/solvants organiques (acétone/dichlorométhane 1:1) à 100°C et 100 bars à l'aide d'un Accelerated Solvent Extractor (ASE 200 – Dionex). L'extrait est ensuite concentré grâce à un évaporateur (TurboVap II – Zimark) puis filtré à 0,1 µm (Anotop 10 – Whatman), Cet extrait est ensuite divisé en fractions pour l'analyse de 15 HAP, de composés polaires (entre autres de nombreux dérivés de la combustion de la biomasse, etc), et de composés apolaires (alcanes C11 à C40 et 10 hopanes), soit environ une grosse centaine d'espèces organiques.

L'analyse des deux dernières séries de composés est réalisée par GC-MS (chromatographie gazeuse couplée à un spectromètre de masse ; GC Clarus 500 associée à un MS 560 – Perkin Elmer). Pour les composés polaires, avant l'analyse par GC-MS, l'extrait est dérivé par ajout du NO-Bis(triméthylsilyl)trifluoroacétamide (BSTFA) + 1% de triméthylchlorosilane (TMCS) en proportion 1:1 v/v et sous agitateur chauffant à 50°C pendant 2 heures. La quantification est réalisée sur des fragments caractéristiques, la calibration étant réalisée à partir de solutions standards et de la méthode à l'étalon interne deutéré (n-dodecane d26 pour les composés apolaires et lévoglucosan d7 pour les composés polaires). La bibliothèque de spectre utilisée est la NIST 2001.

L'analyse des HAP est réalisée par HPLC-fluorescence (chromatographie liquide couplée à un détecteur par fluorescence ; HPLC de type Series 200 couplée à un détecteur de type Series 200a – Perkin Elmer). La colonne de séparation est une colonne de type phase inverse C18 (NUCLEOSIL 100-5 C₁₈ PAH, 25cm x 4,6 cm) éluée avec une phase mobile formée d'un mélange méthanol/eau en mode gradient. Cette méthode permet l'analyse des 13 HAP classés prioritaires par l'US-EPA (Phénanthrène, Anthracène, Fluoranthène, Pyrène, Benzo[a]anthracène, Chrysène, Benzo[e]pyrène, Benzo[b]fluoranthène, Benzo[k]fluoranthène, Benzo[a]pyrène, Benzo[ghi]pérylène, Dibenzo[a,h]anthracène, Indéno[1,2,3-cd]

pyrène) ainsi que du rétène et du coronène. Edytem a participé aux dernières intercomparaisons mises en place par le LCSQA.

Facteur d'émission

Le facteur d'émission est calculé à partir de la concentration en polluant mesuré, du volume de fumées dégagé par un kilogramme de combustible et du pouvoir calorifique inférieur du combustible.

Formule de calcul :

$$FE_i = \frac{C_i \times V_{fs}}{PCI}$$

Où :

FE_i : facteur d'émission du polluant i (en mg/MJ ou en g/GJ d'énergie entrante)

C_i : concentration en polluant i (mg/m³ sec)

V_{fs} : volume de fumées sèches dégagées par un kg de combustible sec (m³/kg)

PCI : pouvoir calorifique inférieur du combustible sec (MJ/kg)

Mesures du PO

Le PO acellulaire des aérosols est déterminé par la capacité intrinsèque des particules atmosphériques à oxyder le milieu pulmonaire en générant/induisant la formation de ROS. Les différents filtres seront soumis à deux tests de PO complémentaires, choisis pour leur représentativité (dénommés PO DTT, et PO AA en fonction du substitut de l'antioxydant pulmonaire impliqué dans le test, le Dithiotréitol (DTT) et l'acide ascorbique (AA)).

- Principe du test DTT

L'objectif du test DTT est de suivre la cinétique de consommation du dithiothréitol (DTT) par des espèces redox-actives portées ou générées en présence de particules. Le dithiothréitol, réactif principal du test, qui a donné son nom à l'expérience par extension, est un thiol qui présente un fort pouvoir réducteur ($E^\circ=0.33V$) équivalent à celui d'agents réducteurs biologiques. Il est considéré comme un substitut aux antioxydants pulmonaires.

L'essai a été conçu pour simuler la production, in vivo, d'anions superoxydes, un type de ROS impliqués dans le stress oxydant. Le DTT qui n'a pas été oxydé lors de la réaction est titré par du DTNB (acide 5-5'-dithiobis-2-nitrobenzoïque) qui produit du thionitrobenzoate (TNB), de couleur jaune. Le suivi cinétique de la consommation de DTT par les particules est alors réalisé via des mesures d'absorbances à 412nm, longueur d'onde maximale d'absorption du TNB.

- Principe du test AA

L'objectif de cet essai est de suivre la déplétion de l'acide ascorbique, un antioxydant pulmonaire naturel en présence de particules. Les réactions en jeu sont les suivantes : en présence d'O₂ et de métaux redox actifs comme les métaux de transition, l'acide ascorbique va induire la formation d'anions superoxydes, qui, par dismutase donneront du peroxyde d'hydrogène, une espèce réactive de l'oxygène (ROS) qui intervient dans le stress oxydant. Ce peroxyde d'hydrogène, à son tour, en présence des métaux de transition et par des réactions de types Fenton, produira des radicaux hydroxyles, un autre type de ROS. Ces deux ROS réagissent avec l'acide ascorbique.

Le suivi cinétique de la consommation de l'AA par les particules est alors réalisé via des mesures d'absorbance dans l'UV à 265nm. Le test AA est reconnu pour sa forte réactivité vis-à-vis des métaux de transition.

Annexe 2 : Résultats exprimés en concentration

Les tableaux A1 et A2 présentent les concentrations en polluants, ramenées aux conditions normales de pression et de température (273 K, 1013 Pa) ainsi qu'à une teneur en oxygène de référence de 6 % et 10 % d'O₂, respectivement.

Chaudière		CAP A	CAP A	CAP A	CAG B	CAG C
Campagne		C1	C2	C3	C1	C3
PCI	kJ/kg MS	17966	18948	18495	18679	18556
Humidité	% MB	23,5	22,6	20,9	8,0	6,5
Teneur en cendres	% MS	3,0	2,2	2,1	0,5	0,8
Puissance nominale	kW	150	150	150	130	250
Facteur de charge	%	100	100	100	60	100
Excès d'air		4,6	4,4	4,6	1,9	2,2
Rendement ^a	%	71	73	71	92	91
CO	mg/m ₀ ³	nv	2788	2373	201	618
CO ₂	g/m ₀ ³	nv	206,4	203,8	194,5	206,0
NO _x	mg éq. NO ₂ /m ₀ ³	nv	622	214	258	172
COVt	mg éq. C/m ₀ ³	15,7	5,9	16,1	7,0	< 3
CH ₄	mg/m ₀ ³	2,1	1,6	7,6	nv	< 3
PN	nombre/ m ₀ ³	nv	6,2 10 ¹³	1,1 10 ¹⁴	nv	6,5 10 ¹³
Particules solides	mg/m ₀ ³	147	194	204	49	92
Particules totales	mg/m ₀ ³	183	238	238	53	106
eBC	mg/m ₀ ³	8,4	16,9	22,7	nv	0,9
EC	mg/m ₀ ³	5,4	8,5	12,1	6,7	0,4
Lévoglucosan	µg/m ₀ ³	0,01	0,00	0,02	0,29	0,01
Benzo (a) pyrène	µg/m ₀ ³	0,92	0,58	0,70	0,48	0,06
4 HAP	µg/m ₀ ³	3,7	3,2	10,7	3,7	0,40
15 HAP	µg/m ₀ ³	57	194	297	34	18

^a valeur approximative

nv : résultat non validé

Tableau A1 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais. Les teneurs mesurées sont exprimées sur gaz secs à 10 % d'O₂.

Chaudière		CAP A	CAP A	CAP A	CAG B	CAG C
Campagne		C1	C2	C3	C1	C3
PCI	kJ/kg MS	17966	18948	18495	18679	18556
Humidité	% MB	23,5	22,6	20,9	8,0	6,5
Teneur en cendres	% MS	3,0	2,2	2,1	0,5	0,8
Puissance nominale	kW	150	150	150	130	250
Facteur de charge	%	100	100	100	60	100
Excès d'air		4,6	4,4	4,6	1,9	2,2
Rendement ^a	%	71	73	71	92	91
CO	mg/m ₀ ³	nv	3802	3236	275	843
CO ₂	g/m ₀ ³	nv	281	278	265	281
NO _x	mg éq. NO ₂ /m ₀ ³	nv	849	292	351	235
COVt	mg éq. C/m ₀ ³	21,4	8,0	21,9	9,5	< 4
CH ₄	mg/m ₀ ³	2,9	2,2	10,4	nv	< 4
PN	nombre/ m ₀ ³	nv	8,4 10 ¹³	1,6 10 ¹⁴	nv	8,9 10 ¹³
Particules solides	mg/m ₀ ³	201	265	278	67	125
Particules totales	mg/m ₀ ³	249	324	324	72	145
eBC	mg/m ₀ ³	11,4	23,1	31,0	nv	1,3
EC	mg/m ₀ ³	7,3	11,6	16,5	9,2	0,6
Lévoglucosan	µg/m ₀ ³	0,02	0,00	0,03	0,39	0,01
Benzo (a) pyrène	µg/m ₀ ³	1,26	0,79	0,95	0,65	0,08
4 HAP	µg/m ₀ ³	5,1	4,4	14,6	5,1	0,5
15 HAP	µg/m ₀ ³	77,5	264	404	46,6	24,3

^a valeur approximative

nv : résultat non validé

Tableau A2 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais. Les teneurs mesurées sont exprimées sur gaz secs à 6 % d'O₂.

Valeurs limites de la directive écoconception 2009/125/CE

Le tableau A3 présente les valeurs limites en polluants, sur gaz secs, ramenées aux conditions normales de pression et de température (273 K, 1013 Pa) ainsi qu'à une teneur en oxygène de référence de 10 % d'O₂, applicables aux chaudières de puissance inférieure ou égale à 500 kW, mises en service après le 1er janvier 2020.

CO	COVT	NOx	Particules solides
mg/m ³	mg éq. C/m ³	mg éq. NO ₂ /m ³	mg/m ³
500	20	200	40

*Tableau A3 : valeurs limites de la directive écoconception, applicables aux chaudières à alimentation automatique.
Valeurs exprimées sur gaz secs à 10 % d'O₂.*

Index des tableaux et figures

TABLEAUX

Tableau 1: principales caractéristiques des chaudières testés.	11
Tableau 2 : rendement minimaux et limites d'émission des chaudières des classes 3, 4 et 5 selon la norme NF EN 303-5 : 2012.	11
Tableau 3 : caractéristiques des lots de combustibles utilisés lors des campagnes d'essais.	14
Tableau 4 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais du projet CAPCHA.	17
Tableau 5 : facteurs d'émission des chaudières à granulés.	20
Tableau 6: facteurs d'émission des chaudières à plaquettes.	20
Tableau 7 : facteurs d'émission des différentes fractions constituant les particules.	30
Tableau 8 : facteurs d'émission exprimés en mg/GJ.	37
Tableau A1 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais. Les teneurs mesurées sont exprimées sur gaz secs à 10 % d'O ₂	54
Tableau A2 : principaux résultats obtenus lors de chaque campagne d'essais. Les teneurs mesurées sont exprimées sur gaz secs à 6 % d'O ₂	55
Tableau A3 : valeurs limites de la directive écoconception, applicables aux chaudières à alimentation automatique. Valeurs exprimées sur gaz secs à 10 % d'O ₂	56

FIGURES

Figure 1 : synoptique des différentes actions du programme global dans lequel s'inscrit le projet CAPCHA.	9
Figure 2 : évolution de la température des fumées et des concentrations en EC équivalent (estimé à partir de l'évolution de l'eBC mesuré en continu au moyen d'un aéthalomètre et du ratio moyen eBC/EC déterminé sur l'ensemble des appareils testés), en particules mesurées en continu au moyen d'un TEOM et en COVT - chaudière à granulés CAG B. À titre d'information, les teneurs moyennes en fraction condensable et en lévoglucosan déterminées sur cette chaudière sont respectivement de 2,6 et 0,2 mg/m ³ (en valeur brute : non normée et non ramenée à une teneur en O ₂).	16
Figure 3 : teneurs en CO et COVT mesurées lors des essais.	22
Figure 4 : teneurs en particules solides mesurées lors des essais (valeurs ramenées à 10 % d'O ₂).	23
Figure 5 : comparaison des résultats obtenus au moyen des différentes méthodes de mesurage des particules utilisées lors des essais.	24
Figure 6 : évolution des émissions de particules solides et totales lors des essais.	26
Figure 7 : évolution des teneurs en fraction solide en fonction des teneurs en cendres des combustibles pour les trois chaudières testées.	26
Figure 8 : évolution des teneurs en particules solides en fonction de la somme des teneurs en potassium (K) et sodium (Na) présents dans les combustibles.	27
Figure 9 : corrélation entre fraction solide et teneurs en (K + Na) dans les combustibles.	27
Figure 10 : évolution des teneurs en fraction condensable en fonction de l'excès d'air lors des essais.	28
Figure 11 : évolution des teneurs en fraction condensable en fonction des teneurs en CO lors des essais.	29
Figure 12 : corrélation entre fraction condensable et CO.	29
Figure 13 : composition chimique des particules (déterminée à partir des analyses de EC, de MO (1,75 x OC), des ions inorganiques, des métaux et d'espèces minérales (Ca et Mg exprimés sous forme d'oxydes).	31
Figure 14 : composition chimique des particules (déterminée à partir des analyses de EC, MO estimée à partir de la fraction condensable (FC), des ions inorganiques, des métaux et d'espèces minérales (Ca et Mg exprimés sous forme d'oxydes).	31
Figure 15 : émissions de monosaccharides.	34
Figure 16 : profils en acides organiques.	35
Figure 17 : facteurs d'émission en HAP (4 éléments), en EC et en eBC. Les mesurages d'eBC sur la chaudière B ont été invalidés en raison d'une fuite sur la ligne d'échantillonnage.	35

Figure 18 : facteurs d'émission en métaux lourds obtenus lors des essais.....	36
Figure 19 : comparaison des facteurs d'émission en zinc avec les teneurs en zinc dosé dans le combustible.	37
Figures 20 a) et b) : niveaux de PO pour les tests AA et DTT normalisés par μg de particules analysées, a) pour chaque prélèvement sur filtre, pour chaque chaudière CAP-A, CAG-B et CAG-C et par campagne (C1, C2, C3) et b) moyenné par campagne (C1, C2, C3) pour chaque chaudière CAP-A, CAG-B et CAG-C.	40
Figure 21 : activité oxydante par énergie entrante pour les tests AA et DTT regroupés par chaudière et campagne.	41
Figure 22 : niveaux de potentiel oxydant intrinsèque (tests AA et DTT) à l'émission de poêles à bûches pour différentes essences de bois et pour deux allures de fonctionnement (nominale (N) ou réduite(R)) (données internes, projet Sotox).	41

Sigles et acronymes

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

BC : Black Carbon

eBC : equivalent Black Carbon

CEN : European Committee for Standardization

COVT : Composés Organiques Volatils Totaux

EC : Elemental carbon (Carbone Élémentaire)

FID : détecteur à ionisation de flamme

Edytem : Laboratoire Environnements, Dynamiques et Territoires de Montagne

GMD : diamètre géométrique moyen

HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques

IGE : Institut des Géosciences de l'Environnement

MCE : Modified Combustion Efficiency (efficacité de combustion modifiée)

MO : Matière Organique

m₀³ : Mètre cube exprimé aux conditions normales de température et de pression

OC : Organic Carbon (Carbone Organique)

PCI : pouvoir calorifique inférieur

TEOM : Tapered Element Oscillating Microbalance

L'ADEME EN BREF

Au cœur des missions qui lui sont confiées par le ministère de la Transition écologique, le ministère en charge de l'Energie et le ministère en charge de la Recherche, l'ADEME - l'Agence de la transition écologique – partage ses expertises, assure le financement et l'accompagnement de projets de transformation dans des domaines variés : énergie, économie circulaire, décarbonation de l'industrie, mobilité, bâtiment, qualité de l'air, consommation et production responsables, alimentation durable, bioéconomie, gestion des sols, adaptation au changement climatique et transition juste.

L'ADEME mobilise les citoyens, les entreprises et les territoires pour les aider à progresser vers une société plus sobre en carbone et économe en ressources. Résolument engagée dans la lutte contre le changement climatique et la dégradation des ressources, elle conseille, facilite et soutient les initiatives, de la recherche à la diffusion des solutions.

Établissement public à caractère industriel et commercial (EPIC), l'ADEME met également ses capacités d'expertise et de prospective au service des politiques publiques.

www.ademe.fr

LES COLLECTIONS DE L'ADEME



FAITS ET CHIFFRES

L'ADEME référent : Elle fournit des analyses objectives à partir d'indicateurs chiffrés régulièrement mis à jour.



CLÉS POUR AGIR

L'ADEME facilitateur : Elle élabore des guides pratiques pour aider les acteurs à mettre en œuvre leurs projets de façon méthodique et/ou en conformité avec la réglementation.



ILS L'ONT FAIT

L'ADEME catalyseur : Les acteurs témoignent de leurs expériences et partagent leur savoir-faire.



EXPERTISES

L'ADEME expert : Elle rend compte des résultats de recherches, études et réalisations collectives menées sous son regard.



HORIZONS

L'ADEME tournée vers l'avenir : Elle propose une vision prospective et réaliste des enjeux de la transition énergétique et écologique, pour un futur désirable à construire ensemble.



EXPERTISES

ÉMISSIONS DE CHAUDIERES BIOMASSE DE FAIBLE PUISSANCE

Les chaudières biomasses de puissance inférieure à 400 kW possèdent de hautes performances énergétiques et environnementales d'après les tests menés en laboratoire selon les protocoles normatifs. Cependant ces installations ont été peu étudiées en conditions réelles d'utilisation.

Dans ce projet, une caractérisation poussée des émissions polluantes a été effectuée à partir de mesures périodiques en fonctionnement réel de trois chaudières alimentées en granulés ou en bois déchiqueté.

Les particules émises se composent d'une fraction solide et d'une fraction condensable, principalement constituée de composés organiques semi-volatils. La fraction condensable représente moins de 20% des particules.

La fraction solide dépend des teneurs en potassium et sodium présentes dans le combustible, tandis que la fraction condensable évolue en fonction des teneurs en CO, indicateur de la qualité de la combustion.

Les facteurs d'émission des différents polluants ont été déterminés et comparés aux données disponibles dans la littérature scientifique.

Les particules émises par les chaudières biomasse étudiées sont majoritairement composées de sels inorganiques issus de la volatilisation des éléments inorganiques présents dans le combustible, ainsi que de matière carbonée (carbone suie et composés organiques), qui représente cependant moins de 30 % des particules totales.