



Rapport final

XYLOCLEAN

Post-traitement des fumées de générateurs de chaleur domestiques à bois





XYLOCLEAN



HAUTE ÉCOLE
D'INGÉNIERIE ET DE GESTION
DU CANTON DE VAUD
www.heig-vd.ch



Haute école d'ingénierie et d'architecture Fribourg
Hochschule für Technik und Architektur Freiburg

Date : 19.12.2019

Lieu : Yverdon-les-Bains

Mandant :

Office fédéral de l'environnement OFEV
Division Économie et Innovation
CH-3003 Berne
www.bafu.admin.ch/innovation

Mandataires :

HEIG-VD
Ave des Sports 20, CH-1400 Yverdon-les-Bains
www.heig-vd.ch

Co-mandataires :

HEIA-FR
Boulevard de Pérolles 80, CH-1705 Fribourg

Auteurs :

Julien Ropp, HEIG-VD, julien.ropp@heig-vd.ch
Thierry Stäger, HEIG-VD, thierry.stager@heig-vd.ch
Roger Röthlisberger, HEIG-VD, roger.roethlisberger@heig-vd.ch
Samuel Roth, HEIA-FR, Samuel.Roth@hefr.ch
Jean-Pascal Bourgeois, HEIA-FR, jean-pascal.bourgeois@hefr.ch

Responsable de domaine de l'OFEV : Daniel Zürcher - Daniel.Zuercher@bafu.admin.ch

Chef de programme de l'OFEV : Daniel Zürcher - Daniel.Zuercher@bafu.admin.ch

Numéro de référence : REF-1011-07300

Numéro du contrat de l'OFEV : UTF 556.14.17

Les auteurs sont seuls responsables du contenu et des conclusions de ce rapport.

Office fédéral de l'énergie OFEV

Papiermühlestrasse 172, 3063 Ittigen, Adresse postale : OFEV, 3003 Berne

Tél. +41 (0)58 462 93 51- fax +41 (0)58 463 03 67- info@bafu.admin.ch- <http://www.bafu.admin.ch/fr>



Sommaire

Sommaire	3
Liste des abréviations.....	4
Zusammenfassung.....	5
Résumé	5
Summary	6
1. Introduction	7
1.1 Contexte.....	7
1.2 Travaux préparatoires et publication (XyloClean : Phase I)	8
1.3 Objectifs scientifico-techniques (XyloClean : Phase II)	10
1.4 Aspects Innovants.....	14
1.5 État de l'art.....	14
2. Post traitement des fumées sur un poêle à bois.....	16
2.1 Partenaires industriels et banc d'essai	16
2.2 Organisation des essais.....	17
2.3 Résultats et analyses.....	18
2.4 Développement d'une installation sécurisée	31
2.5 Régénération du FAP	33
2.6 Conclusion et perspectives sur le post-traitement des fumées d'un poêle à bois.....	37
3. Post traitement des fumées sur une chaudière à bûches	38
3.1 Partenaires industriels et banc d'essai	38
3.2 Caractérisation de la matière première.....	39
3.3 Organisation des essais.....	40
3.4 Déroulement des essais	41
3.5 Résultats et analyses.....	42
3.6 Réduction des particules par cyclone sur le terrain	51
3.7 Développement d'une installation sécurisée	52
3.8 Pré-étude d'un filtre à manches (FAM).....	53
3.9 Conclusion et perspectives sur le post traitement d'une chaudière à bûches.....	55
4. Conclusion générale et perspectives.....	56
5. Changement d'affectation des fonds	57
6. Remerciements.....	57
7. Bibliographie	58
8. Annexes	60



8.1	Caractéristiques des instruments de mesure	60
8.2	Mesure en nombre et en continu des particules.....	61
8.3	Caractéristiques des combustibles utilisés pour le poêle à bois	62
8.4	Valeurs numériques obtenues pour le poêle	62
8.5	Test de significativité des résultats obtenus avec le poêle à bois	64
8.6	Caractéristiques des combustibles utilisés pour la chaudière	65
8.7	Valeurs numériques obtenues pour la chaudière	65
8.8	Test de significativité des résultats pour la chaudière	67
8.9	Dimensionnement des cyclones	68
8.10	Caractéristiques des manches.....	69

Liste des abréviations

cord.	cordiérite
EF	Électrofiltre
FAM	Filtre À Manches . fermé, souple
FAP	Filtre À Particules . fermé, rigide
mf	métal fritté



Zusammenfassung

XyloClean ist ein Projekt, das darauf abzielt, Lösungen für die Abgasreinigung von Holzöfen und -kessel mit niedriger Leistung (<150 kW) zu entwickeln, um deren Gesundheits- und Umweltbelastung zu reduzieren. Vorstudien zu diesen Anlagen haben das hohe Potenzial verschiedener geschlossener Partikelfilter aufgezeigt, die ursprünglich für die Reinigung der Verbrennungsgase von Dieselmotoren entwickelt wurden.

Die Effizienz dieser Technologie ist an einem Holzofen mit einer Leistung von weniger als 8 kW bestätigt worden, mit einer Reduzierung der Feinstaubemissionen von mehr als 95 % (Masse und Anzahl). Damit wurde die Emissionsrate von Feinstaub unter $5 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ gebracht. Eine Reduzierung zwischen 56% und 93% der Kohlenmonoxid-(CO)-Emissionen sowie eine vollständige Eliminierung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAKs) konnte festgestellt werden. Um diese Technologie zur Kommerzreife zu bringen, müssen noch ein spezifischer Ventilator und ein effizienteres Regenerationssystem entwickelt werden als die bisherigen Testkomponenten.

Trotz einer sehr hohen Filtrationsleistung (Emissionsrate unter dem messbaren Schwellenwert von $1 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$) ist diese Abgasreinigungstechnologie nicht auf Holzkessel anwendbar. Sogar mit Vorfiltrierung der Abgase mittels eines Zyklons der die Masse der Partikel um 10 bis 60% reduzierte, war der geschlossene Partikelfilter schon nach nur 200 kg verbranntem Holz (d.h. etwa 1 % der Jahresmenge) gesättigt. Wenn man dazu noch die Unmöglichkeit der Filterregeneration betrachtet, ist diese Abgasreinigungstechnologie für Holzkessel nicht kommerziell umsetzbar. Vorversuche mittels Gewebefilter wurden daher durchgeführt. Diese Versuche haben gezeigt, dass ein Staubabscheidegrad von mehr als 95% erreicht werden kann und dies unabhängig von der Verbrennungsphase. Da bei Gewebefiltern das Filtermedium flexibel ist, sind regelmäßige und automatische Filterreinigungsmechanismen möglich.

Résumé

XyloClean est un projet qui a pour but de développer des solutions de filtration des fumées issues des poêles et chaudières à bois de petites puissances (<150 kW) afin d'en réduire l'impact sanitaire et environnemental. Des études préliminaires sur ces installations ont mis en évidence le fort potentiel de différents filtres à particules fermés, développés initialement pour l'épuration des gaz de combustion des moteurs diesel.

L'efficacité de cette technologie a pu être validée sur un poêle à bois d'une puissance inférieure à 8 kW, avec une réduction des particules fines émises d'au moins 95% (en masse et en nombre), amenant le taux d'émission sous les $5 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. Il a également été constaté, une réduction comprise entre 56 et 93% des émissions de monoxyde de carbone (CO) et une élimination complète des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). L'adaptation commerciale de cette technologie nécessite toutefois encore le développement d'un ventilateur spécifique et d'un dispositif de régénération plus performant que ceux testés dans ce projet.

En revanche, cette technologie ne s'avère pas applicable aux chaudières à bois. Malgré une préfiltration des fumées à l'aide de cyclone réduisant de 10 à 60% la masse de particules à traiter, la saturation du filtre intervenue après seulement 200 kg de bois brûlé (soit env. 1% de la quantité annuelle) et l'impossibilité de le régénérer ne permettent pas de l'envisager comme solution commerciale, malgré ses performances élevées de filtration (masse de particules émises sous $1 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$). Cela a conduit à étudier une technologie voisine : les filtres à manches.



Ces médias filtrants sont souples et permettent d'envisager une régénération de leur capacité de filtration de manière régulière et automatique. Des essais préliminaires ont permis de confirmer leur grande efficacité de filtration, avec une réduction minimale de 95% du nombre et de la masse des particules émises et ce, quelle que soit la phase de combustion.

Summary

XyloClean is a project that aims to develop solutions for filtering exhaust gases from small wood stoves and boilers (<150 kW) in order to reduce their health and environmental impact. Preliminary studies on these installations have shown the high potential of different closed particle filters, initially developed to clean the combustion gases of diesel engines.

The efficiency of closed particle filter technology has been validated on a wood stove with a power of less than 8 kW. With the filter, a reduction of fine particles emissions of more than 95% (by mass and number) has been achieved, bringing the emission rate below $5 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. It was also found that carbon monoxide (CO) emissions were reduced between 56 and 93% and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were completely eliminated. However, the commercial adaptation of this technology still requires the development of a specific fan and a more efficient regeneration system than those tested in this project.

However, this filtering technology is not applicable to wood-fired boilers even if it has a high filtration efficiency (reduction of the mass of particle emitted below the measurable threshold of $1 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$). The problem lies in that even with pre-filtration of the exhaust gas using cyclones (reducing the mass of particles to be treated by 10 to 60%) the filter is saturated after only 200 kg of burned wood (i.e. about 1% of the annual quantity). This, combined with the impossibility of filter regeneration disqualifies this technology as a commercial solution for wood boiler exhaust gas cleaning. Preliminary test with bag filters were therefore conducted. The efficiency of these filters is also very high, with a reduction of at least 95% of particles emitted, both in number and mass, and this regardless of the combustion phase. Furthermore, the fact that in this case the filtering media is flexible makes it possible to consider a regular and automatic regeneration of the filter.



1. Introduction

1.1 Contexte

La biomasse et principalement le bois est en Suisse, après l'énergie hydraulique, la deuxième source d'énergie renouvelable. Seule environ la moitié du potentiel étant exploitée, les autorités fédérales entendent promouvoir un doublement des quantités utilisées. Dans ce contexte, l'utilisation de moyens de réduction massive des émissions de polluants doit toutefois garantir simultanément une diminution de celles liées au bois, et en particulier des particules fines [1]. Ces dernières, en fonction de leur taille et de leurs propriétés, peuvent porter atteinte à la santé à des degrés différents allant de l'irritation des yeux ou des voies respiratoires à un accroissement des risques de maladies cardiovasculaires et de cancer des poumons.

Avec près de 562'000 installations de chauffage à bois en service en Suisse, dont une majorité de faible puissance (< 50 kW ; $\approx 98\%$) et à bûches ($\approx 89\%$) [2], les émissions de poussières fines des installations de chauffage à bois sont plusieurs fois supérieures à celles des installations à mazout et à gaz réunies, dont la production de chaleur est très nettement supérieure, et environ équivalente à celles attribuées au transport. Dans son ensemble, 45% du bois-énergie est consommé par environ 9'600 installations de plus de 50 kW pour lesquelles une valeur limite d'émissions de particules de 10 à 50 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$, selon la puissance et le type d'installation, est prescrite par l'ordonnance sur la protection de l'air (OPair) [3]. Le reste ($\approx 55\%$), est utilisé dans des installations pour lesquelles une valeur limite de 100 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ est prescrite. Cependant, la possibilité de déductions fiscales et l'accès à certaines subventions, tant au niveau fédéral que cantonal, sont assortis d'une limitation aux installations ayant obtenu le label suisse de qualité d'Énergie-bois Suisse [4]. Ce dernier requiert un niveau d'émissions de particules fines inférieur à 40 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$. Les émissions de monoxyde de carbone sont d'autre part limitées de manière plus drastique que dans le cadre de l'OPair avec une valeur inférieure allant de 150 à 400 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ en fonction de la forme du combustible et du type d'installation.

Les installations à bois étant par ailleurs, dans leur grande majorité, alimentées manuellement, leurs émissions ne sont pas uniquement dépendantes du niveau de technologie de combustion utilisé mais aussi largement et directement des conditions de fonctionnement imposées par l'utilisateur. En fonction de la teneur en eau du bois, des conditions d'allumage, de la manière de charger l'installation et du réglage du tirage, les émissions de particules fines peuvent varier jusqu'à un facteur supérieur à 100 [5][6]. Si l'installation est de surcroît tributaire du tirage naturel généré par la cheminée, les émissions varient en plus très fortement durant la combustion de la charge de bois. À partir d'une certaine puissance, les installations sont munies d'un ventilateur de tirage et parfois aussi de pulsion d'air primaire, contrôlé(s) en fonction de la composition des fumées, qui limite fortement la génération d'imbrûlés et de particules. En raison de leurs émissions intrinsèquement élevées et des conditions d'utilisation variables, les installations à alimentation manuelle à bûches contribuent de manière importante aux fréquents dépassements hivernaux des valeurs limites d'émissions (PM10) prescrites. Pour cette raison, il est prioritaire aux yeux des autorités d'agir pour réduire encore d'avantage les émissions à la source.

Pour les installations de plus de 1 MW, il existe des systèmes performants d'épuration des fumées qui sont économiquement supportable. Pour celles de plus petites puissances, il n'existe à l'heure actuelle qu'une offre limitée de systèmes de filtres basés soit sur l'ionisation des particules (électrofiltre) ou sur le lavage des fumées. Ces systèmes ont une efficacité de filtration de l'ordre de 70% [7] et respectivement 50 à 65% (système à un étage) [8]. L'encombrement et la nécessité d'un raccordement d'eau pour les laveurs empêchent généralement leur utilisation sur les poêles à bois placés dans la



partie habitable. Par ailleurs, en raison des techniques de filtration utilisées, ils génèrent tous deux des résidus (poussières chargées en composés organiques et boues de lavage, respectivement) qu'il est nécessaire de retirer au cours de travaux de maintenance et ensuite d'éliminer. Étant relativement onéreux par rapport au coût de l'installation de chauffage et en l'absence d'exigences légales d'utilisation, ils n'ont pas tendance à se généraliser. L'octroi de subvention pour de nouvelles installations à bois est cependant parfois conditionné dans certains cantons à l'utilisation d'un tel dispositif.

Dans ce contexte, il apparaît nécessaire, dans le but de réduire l'impact environnemental des petites installations à bûches à alimentation manuelle, de développer des technologies d'une part de contrôle de la combustion, limitant la formation d'imbrulés et de particules, et, d'autre part, de traitement des fumées empêchant leur transfert à l'atmosphère, minimisant la formation de résidu et qui soit économiquement supportable. L'aspect essentiel des coûts suggère d'étudier dans quelle mesure les composants déjà développés et produits en grandes quantités pour des applications différentes, comme les moteurs à combustion interne, sont applicables ou/et adaptables à la combustion de bois.

1.2 Travaux préparatoires et publication (XyloClean : Phase I)

Une première évaluation des performances et du potentiel d'adaptation de composants utilisés pour la dépollution des moteurs diesel appliqués au traitement des fumées des installations de chauffage à bois a été réalisée à l'institut de génie thermique de la HEIG-VD dans le cadre d'une première phase du projet « XyloClean ». L'installation était composée, d'une part, d'un ventilateur de tirage asservi, permettant de réduire la formation d'imbrulés par un contrôle actif de la combustion et, d'autre part, d'un dispositif de post-traitement des fumées, constitué d'un catalyseur à oxydation métallique revêtu de platine et de palladium suivi d'un filtre à particules en métal fritté, afin de réduire le transfert à l'atmosphère des polluants gazeux et particulaires restant. Ce dispositif a été éprouvé sur un poêle à bois à bûches à combustion étagée (voir Figure 2). Cette étude, qui a été financée par la HES-SO, a fait l'objet d'une publication (ECOS2015) [9].

Avec une réduction supérieure à 95% des émissions de particules et de composés organiques volatiles (COV), une oxydation complète du monoxyde de carbone (CO : 100%) ainsi qu'une réduction des émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) supérieure à 90%, le dispositif de post-traitement couplé à un contrôle du tirage s'est révélé être particulièrement efficace et apparaît comme une solution très prometteuse pour la réduction des émissions de polluants des générateurs de chaleur à bois de faible puissance. Cependant, cette première phase du projet a également mis en évidence des phénomènes d'encrassement du catalyseur et d'auto-régénération du filtre à particules (FAP, voir Figure 1) nécessitant des études complémentaires afin d'augmenter l'autonomie de fonctionnement du système et d'en réduire la consommation d'énergie.

En effet, une partie des particules et suies issues de la combustion se déposent sur la surface frontale du catalyseur et accroissent progressivement les pertes de charges de cet élément. Ce phénomène engendre une augmentation de la consommation d'énergie du ventilateur de tirage et impose un nettoyage fréquent du catalyseur qui ne peut être admis dans l'objectif d'une commercialisation du dispositif. L'auto-régénération du FAP est, quant à elle, un phénomène positif qui permet de réduire ses pertes de charge et donc la consommation d'énergie du ventilateur. Cet « auto-



Figure 1 : FAP de 2,7 m²

nettoyage » régulier consiste en une oxydation spontanée et incontrôlée des particules et suies, composées en grande partie de matière organique, accumulée sur la surface du filtre. Il existe un potentiel important d'augmentation de la fréquence et de l'intensité de ce phénomène qu'il conviendrait d'exploiter pour réduire la consommation d'énergie du ventilateur.

Un premier essai d'endurance a été réalisé à l'issue de la première phase du projet pour détecter un éventuel disfonctionnement ou une chute de performances à long terme. Pour cela, 191 charges de 1,5 kg de bois chacune, représentant au total d'environ 0,9 stère, ont été brûlées durant un peu plus de deux mois à raison de 5 à 9 charges par jour ouvrable. Hormis la nécessité de nettoyer la face frontale du catalyseur toutes les 19 charges par un bref soufflage, aucune altération des performances n'a été constatée. Plusieurs auto-nettoyages spontanés ont par contre eu lieu.

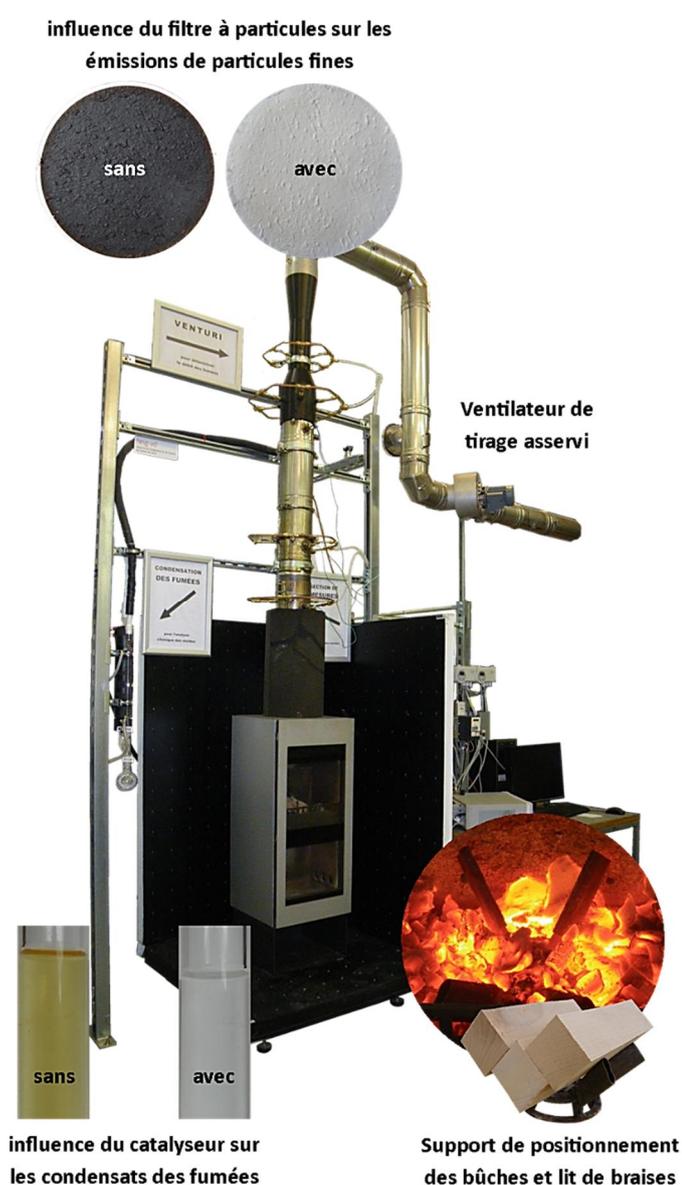


Figure 2 : illustration du banc de test et des résultats de la phase I du projet XyloClean



Suite à ces constatations, et en raison du fort potentiel de réduction des émissions de polluants du système, l'optimisation du dispositif a fait l'objet d'un travail de Bachelor [15]. Ce travail avait pour but, d'une part, d'identifier et d'évaluer expérimentalement les possibilités de réduction ou d'élimination totale du phénomène d'encrassement du catalyseur afin de limiter le nettoyage à une fréquence annuelle correspondant au standard actuel et, d'autre part, d'optimiser le dispositif et son fonctionnement afin d'en réduire la consommation d'énergie et le coût.

Les résultats montrent, d'une part, qu'une réduction de la distance entre la sortie du poêle et l'entrée du catalyseur à une valeur minimale permettant de conserver la température la plus élevée possible des fumées ne permet pas de réduire significativement le phénomène d'encrassement de la face frontale du catalyseur. D'autre part, ils indiquent que le catalyseur positionné en amont du filtre a une faible influence sur les émissions d'hydrocarbures totaux, l'essentiel de la réduction ayant lieu dans le filtre à particules. Par contre, seul le catalyseur permet d'oxyder de manière significative le monoxyde de carbone. Le phénomène d'auto-nettoyage du filtre n'ayant pas pu être étudié en détail, l'influence du catalyseur sur ce dernier reste inconnu. L'analyse d'un prélèvement du dépôt formé sur la face frontale du catalyseur a montré que la température d'oxydation était de l'ordre de 400°C. Cette valeur se situe nettement en-dessous de celle de la suie issue d'un moteur diesel moderne (550 à 600°C), qui nécessite l'adjonction d'un additif au carburant (dioxyde de cérium ou ferrocène) pour permettre un allumage par rayonnement d'un corps de chauffe électrique. De ce fait, il y a une forte probabilité de pouvoir allumer directement le manteau de suie issu de la combustion du bois par un tel moyen¹. En raison de la grande flexibilité qu'offrirait un tel moyen de déclenchement de l'auto-nettoyage du filtre, il conviendrait d'en évaluer le potentiel expérimentalement.

1.3 Objectifs scientifico-techniques (XyloClean : Phase II)

Les résultats obtenus et les observations faites lors de la première phase du projet, les essais d'endurance et durant le travail de Bachelor ont motivé à poursuivre le projet au travers d'une seconde phase. Celle-ci vise d'une part à poursuivre le développement du dispositif destiné aux poêles à bois, dans le but de le rendre autonome sur une saison de chauffe et d'en réduire le coût, sans pour autant diminuer son efficacité. Le niveau d'aboutissement du dispositif devrait permettre, dans le cadre d'un 3^{ème} volet et après avoir intégré les contraintes d'une utilisation dans un local habitable (design, acoustique, etc.), de réaliser des essais d'endurance chez un particulier durant une saison de chauffe complète.

D'autre part, cette seconde phase vise à identifier la configuration la plus simple qu'il serait possible d'utiliser sur des générateurs de chaleur à bois moins critiques du point de vue des émissions de particules que les poêles tels que les chaudières à bûches, à plaquettes forestières ou à granulés de bois, et ceci dans le but de pouvoir offrir le plus rapidement possible une solution de filtration performante sur le marché. Au terme de cette phase, qui comprend également des essais d'endurance en conditions réels, le niveau d'aboutissement du dispositif devrait être suffisant pour mettre en œuvre sa commercialisation.

Finalement, le dernier objectif de ce travail est de caractériser de manière détaillée, au niveau du nombre et de la taille des particules mais également de leur composition, les performances de filtration des composants développés. Ceci permettra de s'assurer du bénéfice sanitaire et environnementale

¹ L'auto-inflammation d'une couche de suie par rayonnement est un phénomène qu'il est parfois possible d'observer sur les parois d'une cheminée à foyer ouvert.



réel des dispositifs, qui ne peut être mis en évidence de manière objective par de seules mesures gravimétriques.

Cette seconde phase doit se dérouler dans le cadre de trois lots de travail distincts mais complémentaires :

1^{er} lot : filtre catalytique et régénération active sur poêle à bois (Figure 3) – l'objectif est d'une part d'étudier l'influence d'un déplacement du revêtement catalytique du catalyseur au filtre (passage d'un catalyseur monté en amont du filtre à un filtre catalytique). Sous réserve de ne pas influencer significativement l'efficacité de réduction des émissions de polluants du dispositif, l'avantage attendu est de concentrer tous les dépôts de composés solides sur le filtre. Moyennant la possibilité d'un contrôle actif de l'auto-nettoyage par allumage électrique, cela permettrait d'éliminer globalement l'ensemble des composés organiques solides pour ne laisser que ceux anorganiques à la surface du filtre. Par ailleurs, le but de cette étape est d'étudier le potentiel de l'allumage du manteau de suie par rayonnement et plus particulièrement d'évaluer le dispositif commercialisé par le fabricant du filtre pour l'application sur moteur diesel. Cette étude doit être réalisée avec et sans revêtement catalytique afin d'en déterminer l'influence. Ce lot a pour but d'obtenir un dispositif fonctionnel d'épuration des fumées mais non encore intégré au poêle. Il faudra encore développer une commande pour la gestion de l'auto-nettoyage et du ventilateur de tirage, qu'il conviendra d'identifier sur le marché ;

2^e lot : filtre et séparateur cyclonique sur chaudière à bûches (Figure 4) – le but est ici d'une part d'étudier l'application du filtre à particules sur une chaudière moderne à bûches caractérisée par de faibles émissions brutes de particules. Il s'agit de voir dans quelle mesure il est possible d'opérer directement le filtre, sans catalyseur en amont ni revêtement catalytique, ni encore modification des réglages d'usine de la chaudière. D'autre part, il vise à déterminer si une préfiltration des éléments les plus gros des cendres volantes à l'aide d'un séparateur cyclonique permettrait d'allonger les intervalles de nettoyage des composés anorganiques incombustibles accumulés dans le filtre. Ce lot a pour objectif d'obtenir un dispositif complet et fonctionnel, destiné aux chaudières à bois et éprouvé durant une saison de chauffe dans des conditions réelles d'utilisation.

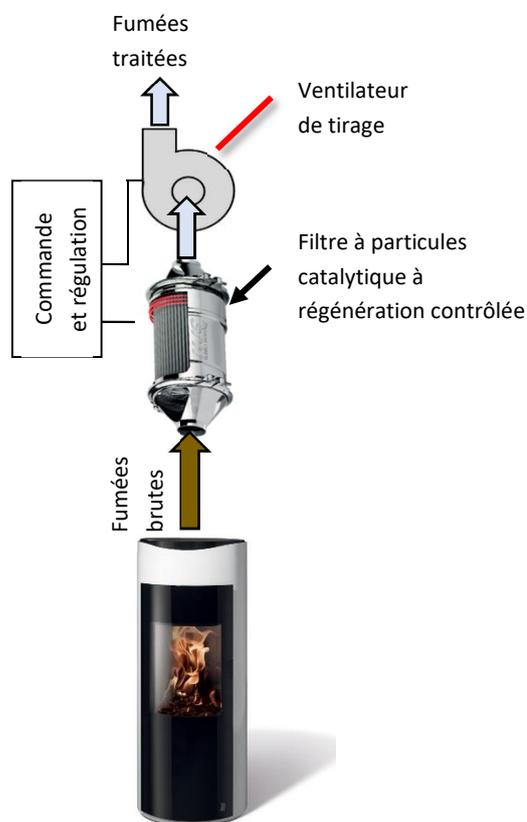


Figure 3 : dispositif de post-traitement des fumées appliqué à un poêle à bois à bûches (lot I)

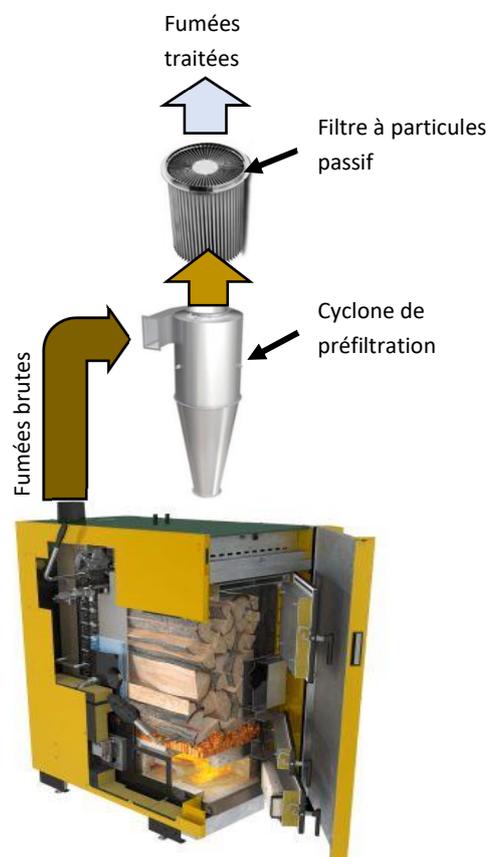


Figure 4 : dispositif de post-traitement des fumées appliqué à une chaudière à bûches (lot II)

Tableau 1 : comparatif des caractéristiques d'un poêle à bois à bûches Sincerus et d'une chaudière à bois à bûches KWB Classicfire 2 (générateurs de chaleur de dernière génération)

<i>Caractéristiques</i>	<i>Poêle</i>	<i>Chaudière</i>
Nom	Sincerus	ClassicFire
Fabricant	Lohberger	KWB
Puissance* [kW]	6,2±1,0	41±1
Débit de fumée* [g·s⁻¹ - Nm³·h⁻¹]	6,5±0,9 / 15	24±1 / 64
Taux d'utilisation [h·an⁻¹]	500	2000
Émissions de particules sur une charge complète (intégration des phases de démarrage et d'arrêt)* [mg·Nm⁻³ à 13% O₂]	61±25	51±3
Masse de particules / période de chauffe [kg·an⁻¹]	0,5	6,5
Fraction principale des particules	suies	cenres

* valeurs mesurées



Comme le montre le Tableau 1, la problématique n'est pas identique pour les deux types de générateur de chaleur. Du fait de l'importante masse de particules émises durant une période de chauffage et de leur faible teneur en matière organique, un dispositif de post traitement des fumées d'une chaudière à bois requière avant tout une grande capacité de stockage des particules filtrées pour accroître les intervalles de nettoyage, idéalement à un à deux par période de chauffage. Pour cela, un maximum de particules, les plus lourdes (et volumineuses), doivent être retenues dans un dispositif de préfiltration. La capacité du filtre principal doit être préservée pour retenir les plus petites (et potentiellement toxiques) d'entre elles. Au vu de la faible teneur en composés organiques des particules, l'intégration d'un dispositif permettant leur oxydation semble superflue. Contrairement à une chaudière, la masse de particules émise par un poêle à bois est nettement plus faible et celles-ci sont principalement formées de composés organiques liés à la forte teneur des fumées en imbrûlés. Compte tenu des contraintes de place dans les locaux de séjour, où est généralement placé ce type de générateur de chaleur, et des impératifs d'esthétisme, qui n'affectent pas les chaudières, il est indispensable de régénérer le filtre par oxydation, à nouveau pour réduire les intervalles de nettoyage.

En conséquence, ces deux types de générateur de chaleur nécessitent le développement de technologies de post-traitement des fumées spécifiques et dédiées, ce qui fait l'objet du présent projet.

3^e lot : caractérisation détaillée des performances de filtration – ce dernier lot doit permettre d'analyser les particules en nombre et en taille de façon continue. L'étude porte aussi sur la composition chimique des différentes classes de taille de particules afin d'évaluer le bénéfice sanitaire et environnemental effectif du dispositif dans le cadre de la combustion du bois.



1.4 Aspects Innovants

L'innovation du projet réside dans les aspects suivants :

- Combiner un traitement des polluants au moyen, d'une part, d'un revêtement catalytique pour tous les composants organiques pouvant être oxydés complètement en dioxyde de carbone (CO₂) et vapeur d'eau (H₂O) et, d'autre part, d'un substrat de filtration pour retenir les poussières incombustibles. À l'heure actuelle, ces différentes approches, dans la mesure où elles rentrent en ligne de compte, sont toujours considérées de manière individuelle et exclusive.
- Utiliser des composants qui ont été développés pour des moteurs diesel et qui, au-delà de leurs performances très élevées, en particulier en matière de filtration des particules, sont produites en quantités très importantes, donc à des coûts très bas. Au vu du prix des petites installations à bûches, seule une technologie de dépollution bon marché a une chance de voir son introduction généralisée.
- Viser une intégration à terme du traitement des fumées à l'installation de combustion et non pas le considérer uniquement comme un dispositif complémentaire rajouté sur la conduite de cheminée. Seule une approche globale permet d'atteindre le plus haut niveau de performance de l'ensemble.

1.5 État de l'art

1.5.1 Contrôle de la combustion

À partir d'une puissance de 20 kW, la plupart des installations modernes à bûches – il s'agit en l'occurrence essentiellement de chaudières – sont dotées d'un dispositif de contrôle de l'air de combustion basé sur un ou deux ventilateurs qui permet de réduire très fortement les émissions d'imbrûlés. À quelques exceptions près, cette technologie n'est à l'heure actuelle pas appliquée aux poêles à bois et inserts de cheminée.

1.5.2 Traitement des fumées

Dans le cas des grosses installations de plus de 1 MW, il existe des systèmes performants d'épuration des fumées qui permettent de réduire les émissions de particules fines en dessous de 20 mg·Nm⁻³ (10 pour celles > 10 MW) et sont économiquement supportables. Elles utilisent généralement des électrofiltres fonctionnant par ionisation des particules, mais parfois aussi des filtres à manches. Des séparateurs de particules de type cyclone ou multi-cyclones sont fréquemment utilisés comme élément de préfiltration sur les chaudières industrielles d'une puissance allant d'une centaine de kW à plusieurs MW. L'efficacité de filtration de ces systèmes, qui permettent de réduire les émissions de particules en dessous de 150 mg·Nm⁻³, peut atteindre jusqu'à 70% pour des particules de taille supérieure à 5µm, mais diminue rapidement pour des tailles inférieures [10].

Pour les installations d'une puissance jusqu'à quelques dizaines de kW, des dispositifs de lavage des fumées à l'eau ont été développés. Ils ont une très haute efficacité de filtration de plus de 95% pour les particules de taille supérieure à 1,5 µm. Cependant, l'efficacité diminue très rapidement avec la taille et dépend directement du nombre d'étages du laveur. Une exécution simple à un étage conduit à une efficacité moyenne d'élimination de particules fines (<1 µm) de l'ordre de 50 à 65% [8][11]. Ces systèmes requièrent un raccordement au réseau d'eau et d'électricité et les boues de lavage doivent être régulièrement éliminées. De par leur mode de fonctionnement et leur coût relativement élevé, les laveurs ne se prêtent pas à une utilisation sur des installations de petites puissances, et en



particulier celles utilisées dans les locaux habitables. Certaines installations combinent un laveur avec un électrofiltre.

De petits systèmes d'électrofiltres ont été spécifiquement développés pour des installations de moins de 35 kW tels que petites chaudières, poêles à bois ou encore inserts de cheminée. Ces systèmes, qui n'offrent pas de réduction significative des émissions de polluants gazeux (CO, COV) [12][13], ont des performances différenciées en fonction de la forme du combustible. Les valeurs de réduction des émissions de particules données par les fabricants, toutes installations de chauffage confondues, varie de 50% à plus de 95%. Les différences proviennent en partie aussi de la méthode (gravimétrique ou nombre en fonction de la taille) et des conditions de mesure. Ces systèmes se distinguent principalement au niveau de l'application : à proximité immédiate de l'installation de chauffage ou en bout de cheminée, sur le toit. Ils ont atteint un niveau de maturité suffisant et sont déjà commercialisés. Au niveau de l'exploitation, certains doivent être démontés pour permettre le ramonage, ce qui requière des compétences spécifiques de la part du ramoneur.

Par ailleurs, la fréquence de ramonage dépend de la quantité de particules émises et donc de la qualité de la combustion ainsi que du taux d'utilisation de l'installation. En fonction de la situation, un à deux ramonages supplémentaires (par rapport à une installation sans filtre) peuvent être requis par année. Aucun éventuel problème spécifique lié à l'élimination des résidus de ramonage n'est évoqué dans la littérature.

Bien que d'usage courant outre Atlantique depuis la fin des années 80, les catalyseurs ne représentent qu'une faible part des systèmes de post-traitement des fumées actuellement commercialisés en Europe pour les installations de chauffage à bois. Ces systèmes permettent d'accroître la cinétique des réactions d'oxydation du CO et des COV et retiennent mécaniquement une partie des particules solides émises lors de la combustion. Leur efficacité varie en fonction du type de substrat utilisé (monolithe en forme de nid d'abeille ou cylindre rempli de copeaux métalliques) et peuvent être installés à proximité direct du foyer ou dans le conduit de cheminée. Les valeurs de réduction des émissions de polluants données par les fabricants, tous systèmes confondus, sont supérieures à 75% pour le CO, comprises entre 45% et 75% pour les COV et entre 35% et 50% en masse pour les particules. Des résultats plus nuancés ont cependant été obtenus lors d'études de performances avec une réduction comprise entre 17% à 80% pour le CO, inférieure à 15% pour les COV et inférieure à 32% pour les particules en fonction du type de système et d'installation de chauffage [12][14]. Ces mêmes études montrent une propension de certains catalyseurs à augmenter les émissions de particules et COV en raison de la contre pression engendrée. Le recouvrement catalytique, qui est généralement composé de platine (Pt) et de Palladium (Pd), nécessite une température $\geq 260^{\circ}\text{C}$ pour convertir de manière significative le CO et les COV non méthanique. En comparaison, les revêtements de dernière génération utilisés dans les systèmes de traitement des gaz d'échappement des moteurs diesel ont une température d'activation jusqu'à 100°C inférieure pour le CO et les hydrocarbures imbrûlés [publication confidentielle]. L'oxydation du méthane nécessite, quant à elle, une température plus importante ($\geq 450^{\circ}\text{C}$). Le passage répété des fumées à basse température peut conduire à une désactivation de la surface active du catalyseur. Pour pallier à ce problème, ils sont court-circuités lors de l'allumage de l'installation de chauffage, qui représente la phase la plus critique en termes d'émissions de polluants, ou sont équipés d'un système de chauffage à effet joule.

2. Post traitement des fumées sur un poêle à bois

2.1 Partenaires industriels et banc d'essai

2.1.1 Partenaires industriels

Deux partenaires industriels ont contribué à la réalisation de cette étude, il s'agit de :

- Énergie Service Sàrl, basée à Chêne-Pâquier, qui a mis à disposition un poêle à bois Sincerus du fabricant Lohberger ;
- Clean-Life AG, de Zell, qui a fourni des filtres à particules de tailles et de traitements différents (Tableau 2) et son partenaire technique pour le développement d'un système autonome de gestion du post traitement des fumées d'un poêle à bois, CPK Automotive (D).

2.1.2 Banc d'essai et instrumentation

2.1.2.1 Première configuration du banc

Le banc d'essai est composé de (voir Figure 5) :

- un poêle à bois (1) ;
- un Té équipé d'un réchauffeur d'air pour les tests de régénération (2) ;
- un porte FAP (3) ;
- un tube de Venturi pour déterminer physiquement le débit d'air lors des mesures de perte de charge (4) ;
- un ventilateur asservi pour le contrôle du tirage (5).

2.1.2.2 Instrumentation

La mesure des effluents s'est faite à l'aide des instruments suivants (caractéristiques complète en annexe...) :

- analyseur de gaz Horiba : hydrocarbures totaux (THC), méthane (CH_4), oxydes d'azote (NO) ;
- analyseur Servomex : oxygène (O_2), dioxyde de carbone (CO_2), monoxyde de carbone (CO) ;
- analyseur MRU/MGA 5 : O_2 , CO_2 , CO , NO , hydrocarbures (HC, essentiellement CH_4) ;
- analyseur Combustion HFR500 à double tête pour mesurer simultanément les THC avant et après le FAP.
- les particules relevées par gravimétrie l'ont été selon la norme EN 13284-1 et le projet EN-PME-TEST (voir annexe 8.1.4) ;
- analyseur Dekati Elpi+ pour mesurer en continu l'émission des particules de 6 nm à 10 μm . Les prélèvements ont été faits à 180°C, comme pour la gravimétrie.

L'ensemble des mesures a été réalisé selon les recommandations de l'OFEV².

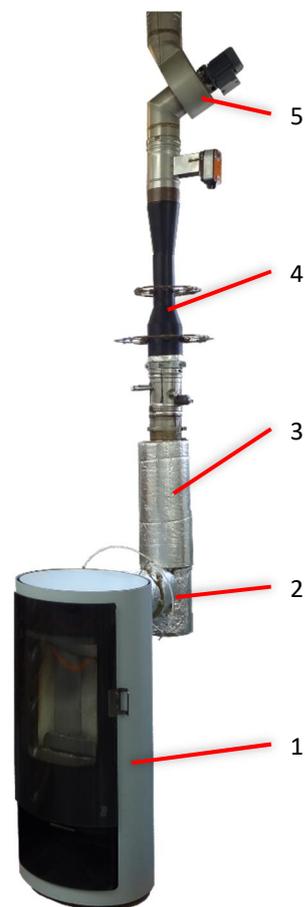


Figure 5 : banc de test du poêle à bois

² Office Fédéral de l'Environnement : Mesure des émissions des installations stationnaires



2.1.3 Caractérisation de la matière première

Le bois utilisé répondait en termes d'exigence à la norme EN 13240³. Le tableau complet de ses caractéristiques se trouve en annexes au § 8.3, Tableau 10. Il a été consommé environ 500 kg de bois, soit environ 330 chauffes, pour l'ensemble des essais y compris ceux nécessaires à la préparation des protocoles des tests.

2.2 Organisation des essais

2.2.1 Étude de l'efficacité de filtration d'un FAP

L'efficacité de chaque FAP présenté au Tableau 2, a été déterminée et comparée aux valeurs brutes de l'installation sans traitement. Pour chaque configuration il a été procédé à trois allumages lorsque le poêle était froid et à trois charges une fois l'installation chaude. Les gaz ont été mesurés avant et après le média filtrant, toujours pour un tirage de 12 Pa en sortie de poêle.

Le FAP le plus performant, retenu sur la base des mesures gravimétriques, a été évalué dans sa capacité à réduire le nombre des particules émises, en fonction de leurs dimensions. Les essais ont été menés avec une nouvelle configuration intégrant les paramètres de sécurité, adaptée ainsi à une utilisation chez un particulier.

2.2.2 Régénération d'un FAP

La régénération d'un FAP consiste à nettoyer ce dernier partiellement ou totalement. Au fur et à mesure de son utilisation, il se charge en cendres et en suies issues des gaz de combustion du bois (Figure 6). La régénération partielle se fait par la combustion des imbrûlés qui se sont déposés sur la surface du filtre alors que le nettoyage total est réalisé avec de l'eau sous haute pression. Dans cette étude il ne sera fait mention que de régénération partielle, qui doit permettre au système de tenir une saison de chauffage (soit env. 500 h) avant un nettoyage complet.

La régénération n'a porté que sur le FAP sélectionné. Plusieurs dispositifs de régénération ont été envisagés :

- préchauffage de l'air à l'aide d'une résistance chauffante sous le FAP ;
- système de régénération par fils rayonnants, développé par le fabricant du FAP, pour les moteurs diesels ;
- corps de chauffe rayonnant autour du FAP, développé sur la base d'un cahier des charges défini par la HEIG-VD ;
- cartouche chauffante du marché placée à l'intérieur du FAP (noyau central évidé).

³ EN 13240 (septembre 2002) – Poêles à combustible solide : Exigences et méthodes d'essai



Tableau 2 : type de filtre à particules (FAP) testé sur le poêle à bois Sincerus

Type de FAP	Surface [m ²]	Catalytique
SMF[®] 1,2 m² AX-AX	1,2	non
SMF[®] 2,7 m² AX-AX	2,7	non
SMF[®] AR 2,7 m² AX-AX	2,7	oui



Figure 6 : FAP avant régénération

2.2.3 Développement d'une installation sécurisée

Le post traitement des fumées ne doit pas se faire au détriment de la sécurité. Ce qui est tolérable ou nécessaire de faire dans un laboratoire, ne peut pas forcément être appliqué à une installation sur le terrain. Cette dernière doit continuer de répondre aux exigences de sécurité. Une fois l'arrêt du choix du FAP, le banc d'essai a donc été modifié et testé pour tenir compte de ces contraintes (panne d'électricité, saturation du filtre...). Cette partie de l'étude est détaillée au § 2.4.

2.3 Résultats et analyses

Les résultats obtenus sont exprimés en valeurs moyennes avec un intervalle de confiance calculé pour un risque $\alpha = 5\%$. Cela signifie que des essais dans les mêmes conditions auront leur moyenne comprise dans cette plage dans 95% des cas.

Sur chaque graphique (Figure 8 à Figure 11), il est présenté une valeur à froid, qui correspond à la première charge lorsque le poêle est à température ambiante et une valeur à chaud, lors du rechargement du poêle avec présence d'un lit de braises. L'intérêt de comparer ces deux valeurs réside dans le fait que dans la plupart des nouvelles constructions, une charge de bois suffit à garantir un niveau de température ambiante correcte et il n'y a dès lors pas ou peu d'utilisation du poêle à chaud. Il faut donc que la filtration soit la plus efficace possible dès la première utilisation.

Dans ce rapport, une différence est dite significative lorsque le test de Student, appliqué à deux échantillons différents, est positif et ce pour un risque $\alpha = 5\%$. Les résultats sont en annexe 8.5.

L'ensemble des valeurs numériques se trouvent en annexe 8.4.



2.3.1 Étude de l'impact d'un FAP sur un poêle à bois

2.3.1.1 Sur l'oxygène (O₂) et le dioxyde de carbone (CO₂)

Les taux d'oxygène et de dioxyde de carbone ont été mesurés en amont de la filtration pour évaluer la reproductibilité des essais. La Figure 7 montre de faibles différences entre les essais mais jamais significatives.

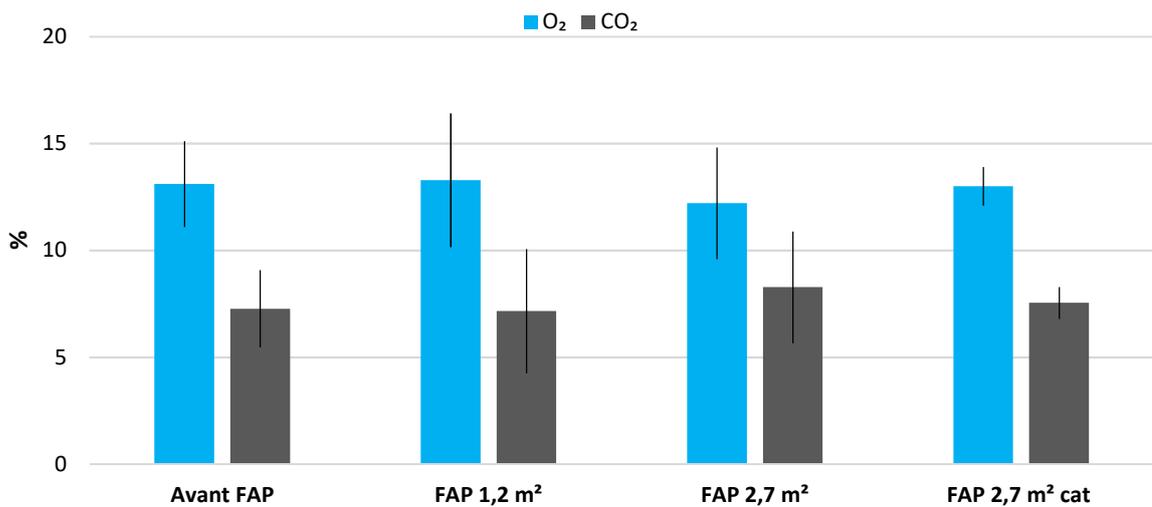


Figure 7 : comparaison entre configurations du taux d'oxygène et du dioxyde de carbone.

2.3.1.2 Sur le monoxyde de carbone (CO)

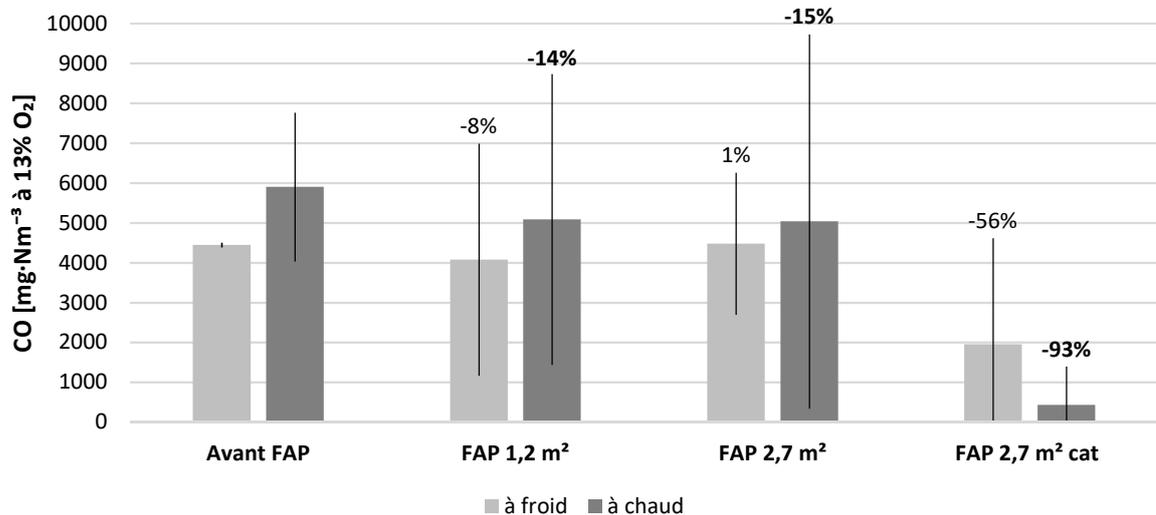


Figure 8 : évolution du monoxyde de carbone en fonction des FAP, installation froide et chaude

Un filtre non catalysé ne transforme pas le monoxyde de carbone en dioxyde de carbone. En revanche, sur le FAP catalysé, il existe une différence significative, surtout à chaud (dernière configuration). La valeur moyenne est alors abaissée de 93% lors du rechargement.

Il est possible d'améliorer en partie la réduction de 56% lors de l'allumage à froid, en enclenchant le système de régénération du FAP dès le départ, pour le préchauffer préalablement. Le monoxyde de carbone réagit avec le catalyseur dès 100°C.

2.3.1.3 Sur les oxydes d'azote (NO_x)

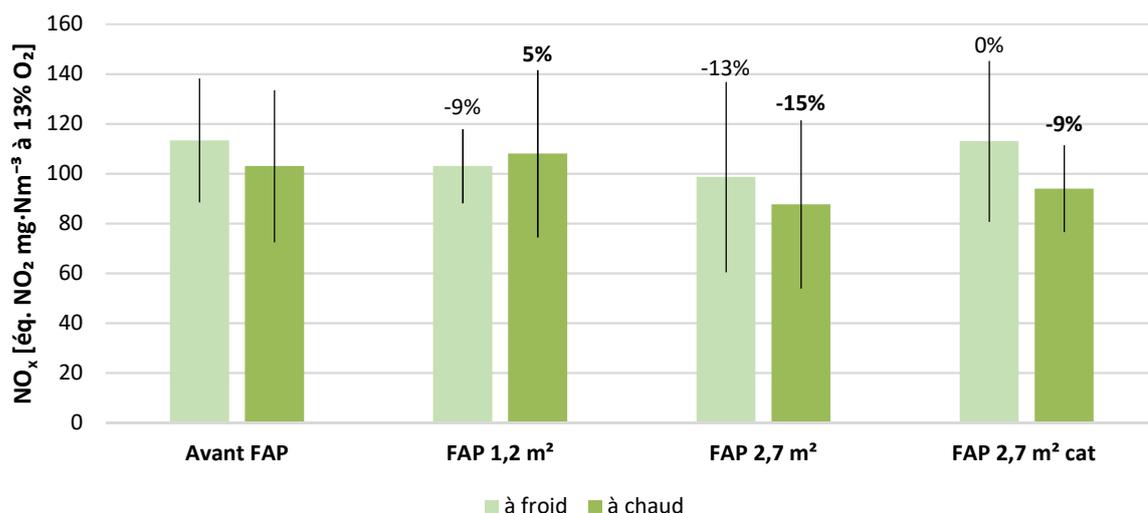


Figure 9 : émission des oxydes d'azote en fonction des FAP, installation froide et chaude

La Figure 9 ne permet pas de noter de réduction significative des oxydes d'azote, y compris pour le modèle catalysé.

2.3.1.4 Sur les hydrocarbures totaux (THC)

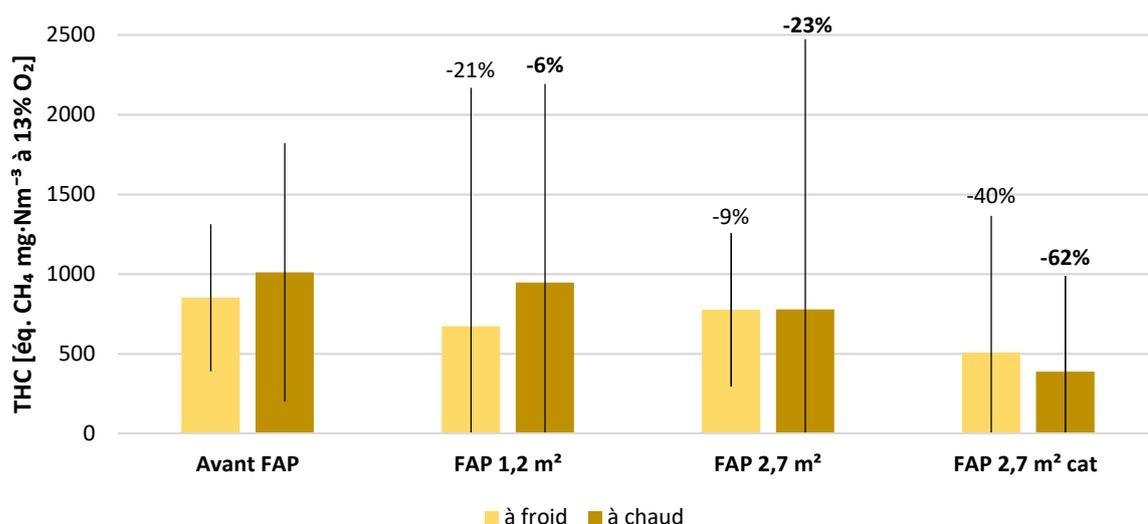


Figure 10 : totalité des hydrocarbures en fonction des FAP

Les émissions sur les hydrocarbures sont en nette baisse, toujours dans la dernière configuration (Figure 10). Cependant, la forte variabilité des résultats ne permet pas de qualifier ces différences de

significatives à un risque α de 5%, il faudrait passer cette valeur à 5,7% et uniquement pour la dernière configuration du graphique (FAP 2,7 m² cat à chaud).

L'étude sur le nombre des particules émises (§ 2.3.3) apporte un éclairage supplémentaire sur le rôle des FAP dans la diminution des hydrocarbures. Le revêtement catalytique semble en tout cas jouer un rôle important si l'on compare les deux FAP de 2,7 m².

2.3.1.5 Sur les particules

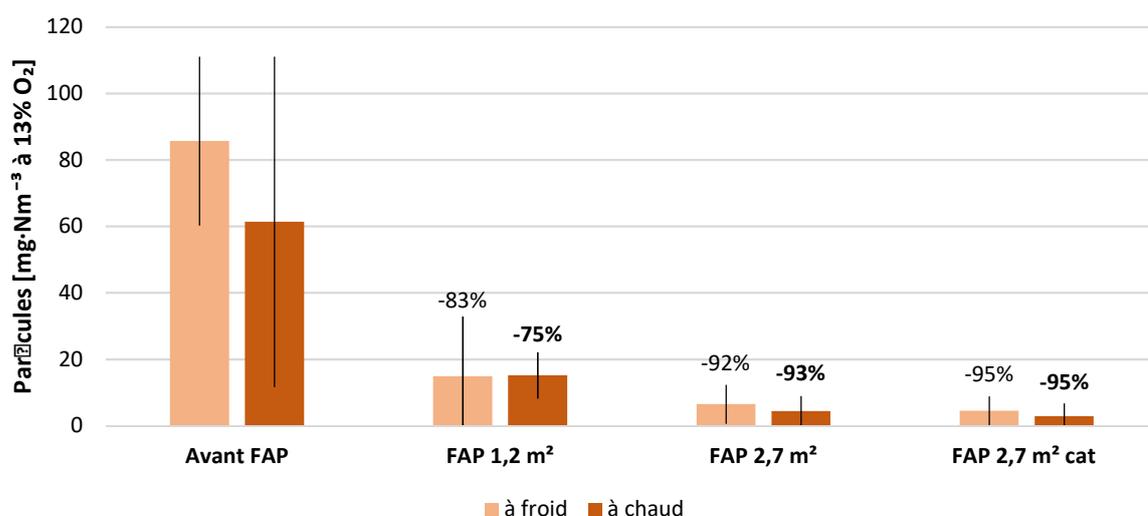


Figure 11 : évolution gravimétrique des particules en fonction des FAP

La structure des trois FAP est identique, seule la surface de filtration change. Leur taux d'efficacité sur le nombre de particules relevé par gravimétrie présente des différences significatives pour toutes les configurations.

En complément de ce graphique, la Figure 12 qui présente la couleur des filtres de prélèvement, permet d'estimer que les particules déposées après FAP sont plutôt des condensats. Attention, cette figure n'est pas forcément représentative de la quantité de particules.

On passe de suies lorsqu'il n'y a pas de traitement (particules minérales + condensats) à de faibles dépôts de condensats lorsqu'il y a filtration (filtre légèrement beige).

Il existe aussi une différence d'efficacité entre les FAP de 1,2 m² et 2,7 m² en faveur de ces derniers. La différence entre les deux grands filtres n'est pas significative.

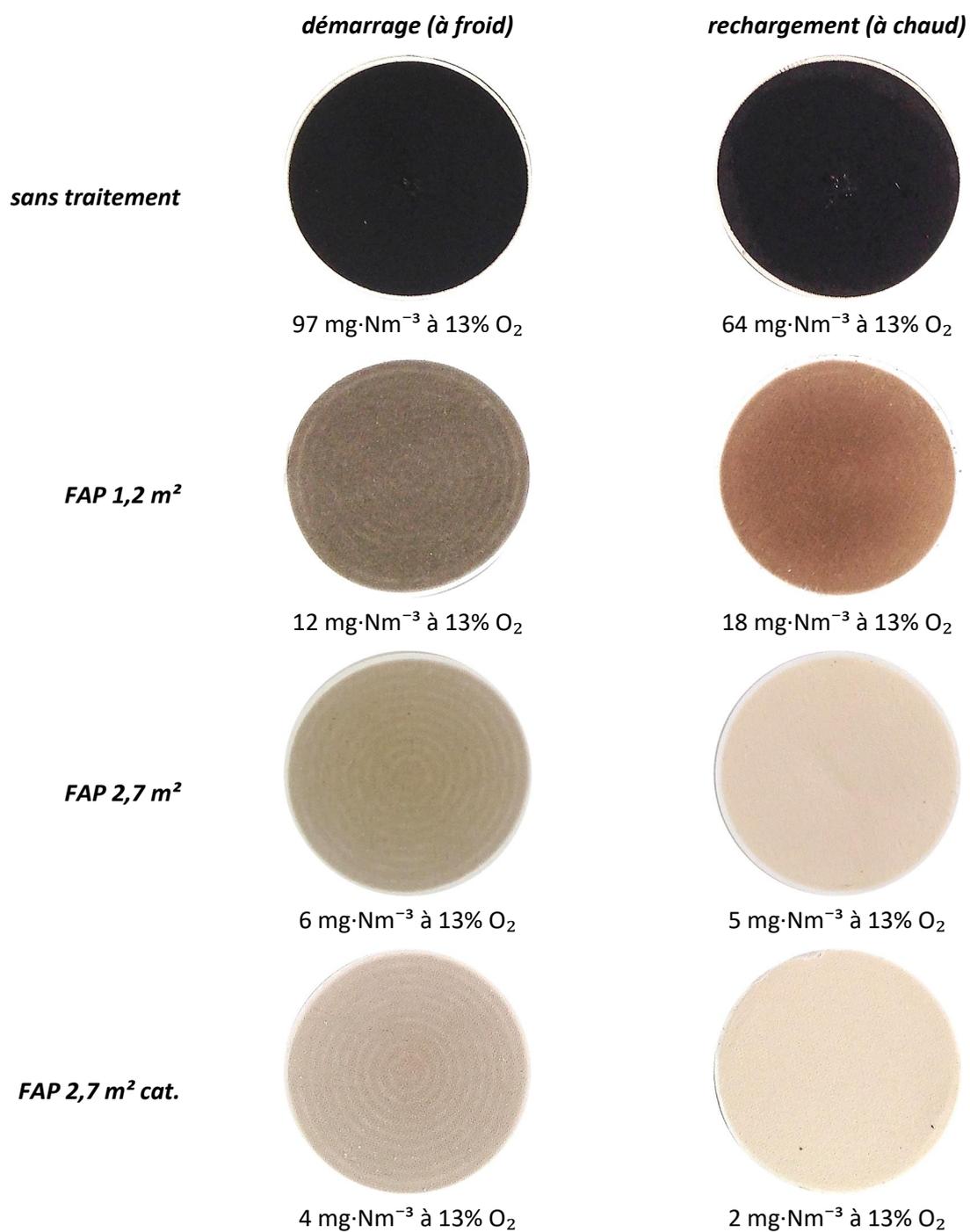


Figure 12 : filtres de prélèvement représentatifs d'un lot, en fonction du système de traitement



2.3.1.6 Pertes de charge

Du fait de la grande variabilité des résultats, les pertes de charge engendrées lors de la filtration ne sont pas différentes significativement les unes des autres (Figure 13). Les valeurs de ce graphique sont issues de la phase optimale de filtration de chaque média. Il y a trois phases (Figure 14) : démarrage filtre propre, phase optimale de filtration (valeurs constantes) et la phase de saturation.

La seule valeur significative est celle obtenue pour une filtration à chaud avec le FAP catalysé, c'est la plus faible et aussi la plus reproductive.

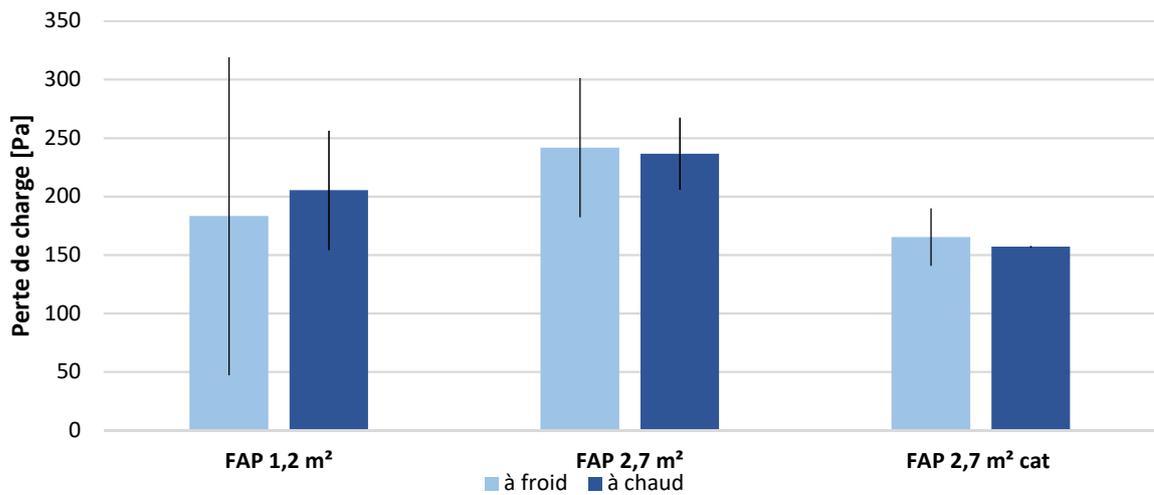


Figure 13 : perte de charge des différents équipements en fonctionnement

La Figure 14 montre que la surface joue en revanche un rôle dans la capacité d'accumulation dans le temps. Sans régénération, le FAP le plus petit (1,2 m²) sature au mieux à 8 kg de bois brûlés alors qu'il faut dépasser les 40 kg de bois pour celui à 2,7 m² non catalysé. Le FAP catalysé fonctionne quant à lui encore plus longtemps et ne présente toujours pas de saturation même après 80 kg. Il est possible qu'une auto-régénération du filtre se soit produite aux alentours des 70 kg, ce phénomène est détaillé dans le § 2.5.

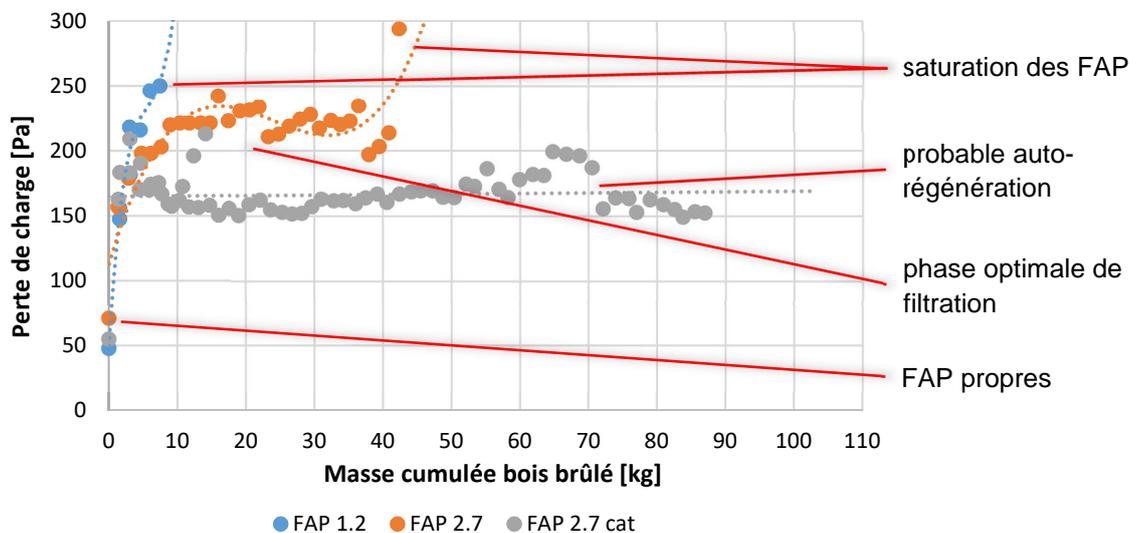


Figure 14 : évolution des pertes de charge en fonctionnement vs. masse de bois brûlée



2.3.2 Récapitulatif et sélection d'un FAP

Le Tableau 3 recense les différents résultats obtenus avec les trois média filtrants. Il ressort que le FAP de 2,7 m² catalysé répond le mieux aux attentes en matière de réduction de particules et de capacité de filtration dans le temps, sans régénération. Il permet aussi de diminuer les émissions de monoxyde de carbone dès la première charge de bois (allumage de l'installation à froid) voire de les éliminer lors du rechargement (filtre chaud).

Tableau 3 : récapitulatif des réductions significatives obtenues* avec les différents FAP testés

Type de FAP	THC		CO		particules		capacité [kg bois]
	à froid	à chaud	à froid	à chaud	à froid	à chaud	
SMF[®] 1,2 m² AX-AX	-	-	-	-	83%	75%	5
SMF[®] 2,7 m² AX-AX	-	-	-	-	92%	93%	45
SMF[®] AR 2,7 m² AX-AX	-	62%	56%	93%	95%	95%	> 80

* meilleurs résultats en gras

2.3.3 Évaluation de la réduction en nombre des particules

Une nouvelle série d'essais a été réalisée sur le filtre retenu (SMF[®] AR 2,7 m² AX-AX). Elle avait pour but de déterminer quelles tailles de particules sont réellement réduites. Les mesures ont été effectuées sur le même banc mais dans une configuration différente, plus proche de celle finale qui sera déployée sur le marché. Cette nouvelle disposition, qui intègre les paramètres de sécurité tels qu'un fonctionnement en cas de panne d'électricité et une saturation éventuelle du FAP, est développée dans le § 2.4.

Cinq essais ont été réalisés en mode automatique de filtration. Ce mode consiste à mettre le ventilateur d'extraction en fonctionnement sitôt qu'une température de consigne a été atteinte dans le conduit de cheminée. Dans notre cas et dans un premier temps, cette valeur a été fixée empiriquement à 60°C. Elle évite des démarrages intempestifs dus à la température du conduit sous l'effet du soleil par exemple, qui chauffe le conduit. Elle permet néanmoins la mise en route du ventilateur assez tôt, pour une épuration efficace des fumées.

Les valeurs obtenues ont été comparées à celles relevées lorsqu'il n'y a pas de filtration (passage uniquement par le bypass).

Deux graphiques permettent de compiler l'ensemble des données (Figure 15 & Figure 16). L'un représente les valeurs réelles en ordonnée et permet de mieux visualiser l'influence de la filtration sur les émissions de particules. L'autre reprend les mêmes données mais en échelle logarithmique afin de comparer plus facilement les valeurs entre elles.

Habituellement et par convention, le nombre de particules est représenté par dN/dlogDp. Dp est le diamètre de coupure de chacune des classes étudiées. Comme chaque classe a une taille différente l'une de l'autre, il est plus représentatif d'utiliser cette transformation mathématique pour les visualiser proportionnellement.

Toutes les valeurs sont rapportées à 13% d'oxygène.

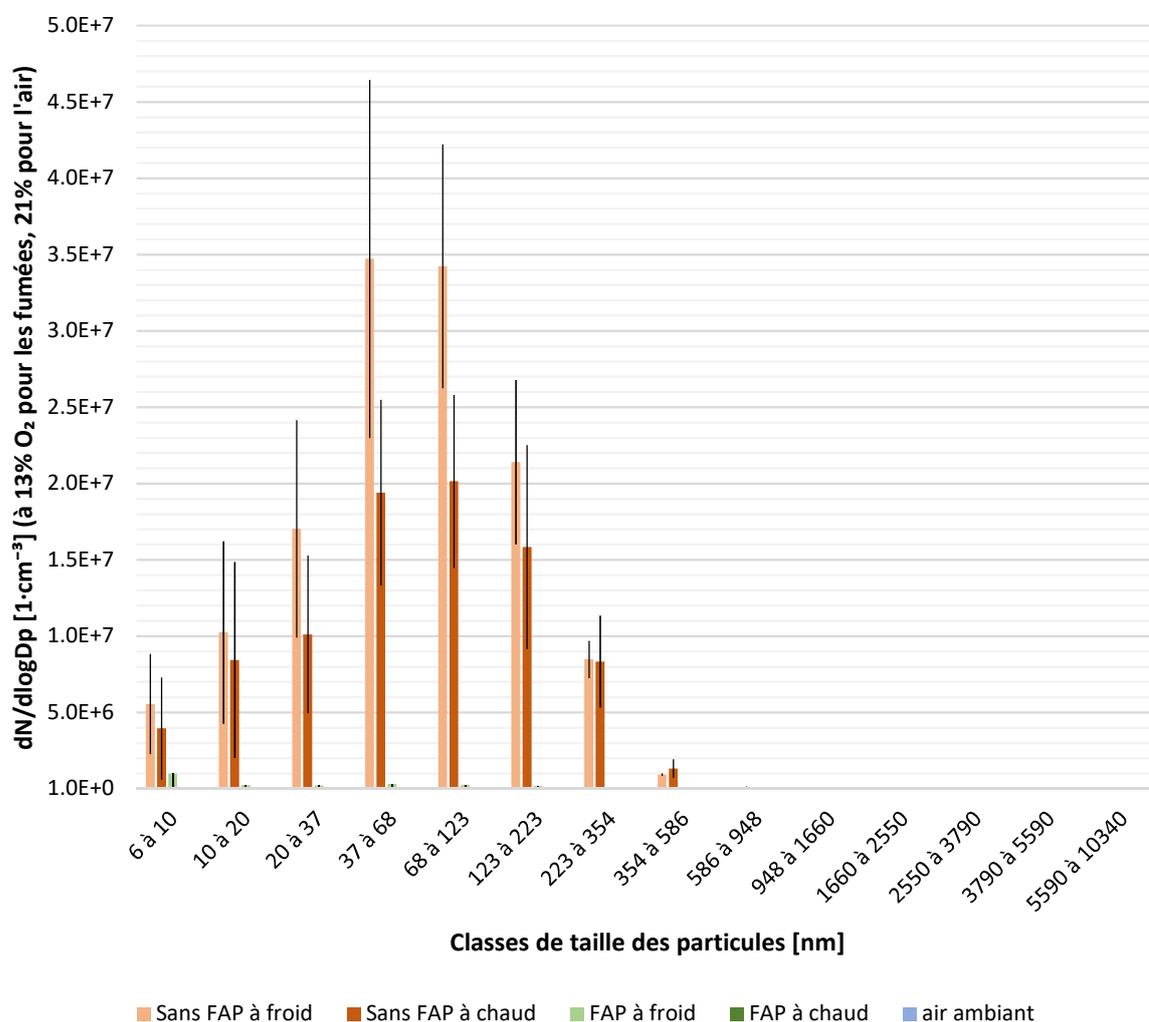


Figure 15 : comparaison réelle du nombre de particules émises en nombre et par classe, avec et sans traitement, à froid et à chaud

Sur la Figure 15, les valeurs mesurées lors d'une combustion sans filtration sont très supérieures aux autres (air + filtrées). Ce graphique permet néanmoins de voir qu'il y a des différences importantes entre celles qui sont obtenues lors de la première charge du poêle (à froid) et après un rechargement. S'il n'y a pas de traitement, et sur la totalité des particules dénombrées, la concentration [$1\cdot\text{cm}^{-3}$] passe de $1,3\cdot 10^8$ à $8,8\cdot 10^7$, soit une réduction de 34%. Cette différence atteint 96% dans le cas du FAP, en passant de $5,7\cdot 10^5$ à $2,4\cdot 10^4$ $1\cdot\text{cm}^{-3}$.

La Figure 16 permet de mieux discriminer les différences entre les phases (froid / chaud) et les configurations (avec / sans filtration).

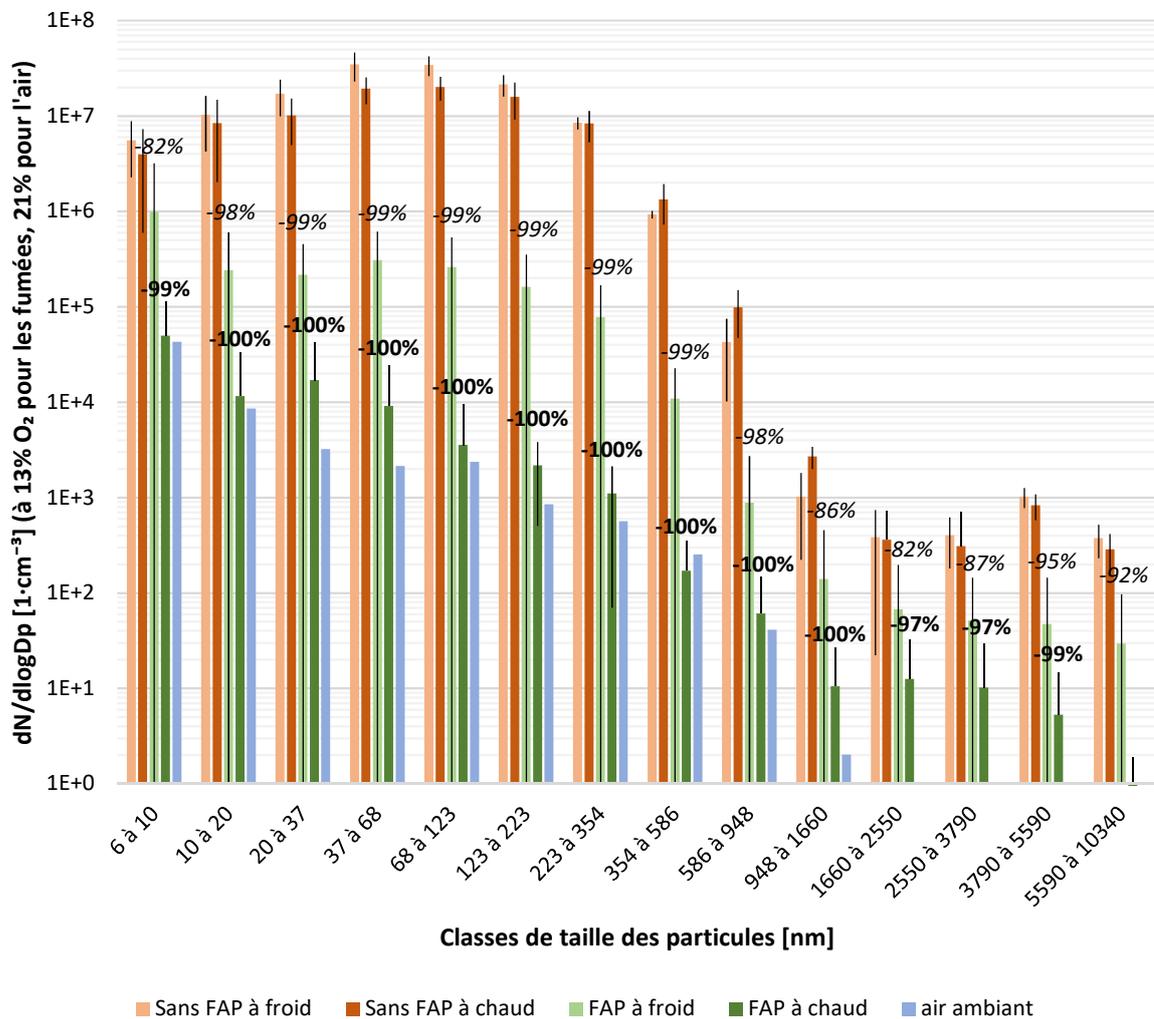


Figure 16 : comparaison logarithmique du nombre de particules émises en nombre et par classe, avec et sans traitement, à froid et à chaud ; pourcentage italiques = réduction à froid / gras = réduction à chaud

Les valeurs de l'air ambiant, qui sont données pour un taux d'oxygène de 21% (concentration habituelle dans l'air ambiant) alors qu'elles sont rapportées à 13% pour les effluents (par convention). Il est cependant intéressant de noter, qu'une fois l'installation chaude, les résultats entre le FAP et l'air ambiant sont proches pour les particules allant de 6 nm à 354 nm, et qu'il y en a une différence en faveur du filtre pour la classe de 354 à 586 nm.

La réduction moyenne des particules est de :

<i>spectre étudié</i>	6 nm à 10 µm	6 nm à 0,6 µm	0,6 µm à 10 µm
à froid	98,3% (3,4·10 ⁷ vs. 5,7·10 ⁵)	98,3%	97,3%
à chaud	99,9% (2,2·10 ⁷ vs. 2,4·10 ⁴)	99,9%	99,9%



Le filtre semble montrer une efficacité plus grande pour les particules de 6 nm à 0,6 µm que pour celle du haut du spectre. Pour autant ces chiffres sont à mettre en perspective avec le nombre total de particules présent. Les particules de 6 nm à 0,6 µm représentent 99,9% du nombre total contre 0,1% pour celles allant de 0,6 µm à 10 µm.

La valeur médiane en nombre (50 % des valeurs) se situe dans la classe de 104 à 201 nm lorsque le FAP est froid et dès la première (6 à 104 nm) lorsqu'il est chaud.

2.3.4 Nature des particules collectées

Les mesures du nombre et de la masse des particules ont été complétées par une analyse chimique des éléments prélevés. Leur caractérisation chimique a porté uniquement sur les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) qui sont de bons traceurs pour la détermination de l'impact environnemental des effluents émis.

Les analyses ont été réalisées par le laboratoire ChemTech de la Haute École d'Ingénierie et d'Architecture de Fribourg (HEIA-FR). Comme les protocoles utilisés pour effectuer ces tests ont été les mêmes que ceux réalisés dans le cadre de l'étude qui a été financée par la HES-SO [19], ce qui suit a été intégralement repris dudit rapport technique.

Les HAP sont des molécules composées d'au moins deux cycles de benzène accolés. Le benzène, constituant de base des HAP, est lui-même constitué de six atomes de carbone cyclisés (Figure 17).

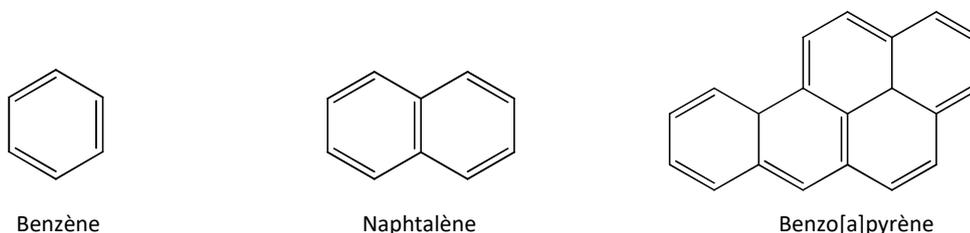


Figure 17 : benzène + exemples de HAP

Ils peuvent provenir du raffinage du pétrole, dont ils constituent un sous-produit indésirable, mais ils sont surtout produits à chaque fois qu'une matière organique est brûlée. Les HAP proviennent de la combustion incomplète de la matière (charbon, mazout, carburant, bois, etc.) et ils parviennent dans l'air ambiant liés aux particules de suie. Ceci en fait un traceur de choix pour suivre l'efficacité d'une combustion.

Dans les années 80, l'agence de protection de l'environnement américaine (US-EPA) a classé seize HAP dans la liste des polluants prioritaires (Tableau 4). Dès lors on considère ces 16 produits comme étant représentatifs de la famille des HAP et ceux-ci sont analysés en priorité.

En Suisse, la confédération fixe via les ordonnances sur la protection de l'air de l'eau et des sols, les valeurs limites acceptables concernant ces seize HAP.



Tableau 4 : les 16 HAP polluants prioritaires

<i>HAP</i>	<i>Formule</i>	<i>N° CAS</i>	<i>Toxicité</i>
<i>Benzo[a]pyrène</i>	C ₂₀ H ₁₂	50-32-8	Cancérogène
<i>Dibenzo(a,h)anthracène</i>	C ₂₂ H ₁₄	50-70-3	Probablement cancérogène
<i>Benz(a)anthracène</i>	C ₁₈ H ₁₂	56-55-3	Possiblement cancérogène
<i>Benzo(b)fluoranthène</i>	C ₂₀ H ₁₂	205-99-2	Possiblement cancérogène
<i>Benzo(k)fluoranthène</i>	C ₂₀ H ₁₂	207-08-9	Possiblement cancérogène
<i>Chrysène</i>	C ₁₈ H ₁₂	218-01-9	Possiblement cancérogène
<i>Indéno(1,2,3,c,d)pyrène</i>	C ₂₂ H ₁₂	193-39-5	Possiblement cancérogène
<i>Benzo(g,h,i)pérylène</i>	C ₂₂ H ₁₂	191-24-2	-
<i>Anthracène</i>	C ₁₄ H ₁₀	120-12-7	-
<i>Acénaphène</i>	C ₁₂ H ₁₀	83-32-9	-
<i>Acénaphylène</i>	C ₁₂ H ₁₈	208-96-8	-
<i>Fluoranthène</i>	C ₁₆ H ₁₀	206-44-0	-
<i>Fluorène</i>	C ₁₃ H ₁₀	86-73-7	-
<i>Naphtalène</i>	C ₁₀ H ₈	91-20-3	-
<i>Phénanthrène</i>	C ₁₄ H ₁₀	85-01-8	-
<i>Pyrène</i>	C ₁₆ H ₁₀	129-00-0	-

2.3.4.1 Méthode d'analyse

La méthode d'analyse utilisée pour le dosage des HAP dans ce projet est dérivée de celle décrite par l'office fédéral de l'environnement des forêts et du paysage (OFEV) dans les instructions relatives aux analyses environnementales [20]. Il s'agit d'une extraction liquide-liquide suivi d'une analyse par chromatographie gazeuse (GC) couplée à un spectromètre de masse (MS).

2.3.4.2 Équipement

Appareil :	GC Trace équipé d'un MS ISQ de Thermo SCIENTIFIC.
Colonne :	DB5-MS / 30m x 0,25mm x 0,25um.
Gaz vecteur :	hélium à flux constant 1,5 ml/min.
Programme du four :	40°C durant 4 min, 30°C/min jusqu'à 100°C, 10°C/min jusqu'à 260°C, 2°C/min jusqu'à 330°C, puis 3 min à 330°C.
Injecteur :	280°C, injection 1µl en mode splitless.
MS :	Ligne de transfert à 280°C, source à 200°C, mesures SIM à m/z = 128, 152, 153, 166, 178, 202, 206, 228, 252, 254, 276, 278.



2.3.4.3 Produits

Std. HAP :	Standard Mix des 16 HAP / Supelco Analytical Lot no LRAC0500.
Std. interne :	2,2'-binaphtyle / Sigma-Aldrich Lot no B02547849.
Std. de récupération :	indeno(1,2,3-cd)fluoranthène / Certified Reference Material Lot no BCBW7048.

2.3.4.4 Préparation de l'échantillon

Les fumées issues de la combustion sont condensées dans un réfrigérant à -10°C afin d'y piéger les HAP. À la fin de l'essai, les HAP sont extraits du réfrigérant par lavage avec 3 volume de dichlorométhane. L'échantillon est alors récupéré dans un ballon rond de 100ml.

Après y avoir ajouté le standard interne, l'échantillon est transféré dans une ampoule à décanter de 100 ml puis lavé deux fois avec 20 ml de dichlorométhane afin de séparer la phase aqueuse de la phase organique.

Les phases organiques sont récupérées et concentrées à 5 ml dans un évaporateur rotatif.

L'échantillon est ensuite transféré dans un ballon jaugé de 10 ml, on y ajoute le standard de récupération, puis il est complété à la jauge avec du dichlorométhane. Il est alors prêt à être analysé.

2.3.4.5 Analyses GC

1 μl de chaque solution standard du Mix des seize HAP ($C_{\text{totale}} = 0,5 \text{ ppm} / 2 \text{ ppm} / 5 \text{ ppm} / 10 \text{ ppm}$) est injecté dans le GC-MS afin d'établir les facteurs de rétention relatifs de chaque composé par rapport au standard interne. De ces injections on détermine une courbe de calibration pour chaque composé.

1 μl de chaque échantillon est injecté dans le GC-MS puis, en se reportant aux courbes de calibration, la somme totale des seize HAP présents est déterminée.

2.3.4.6 Résultats

Pour chaque échantillon la somme totale des seize HAP est donnée en ppm ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$).

La limite de quantification de la méthode, pour la somme totale des seize HAP, est de 0,15 ppm.

Les échantillons analysés ont été collectés sur les filtres en fibre de verre utilisé pour la mesure gravimétrique (totalité du spectre dimensionnel, ex. Figure 12) et sur des feuilles en aluminium pour l'analyse par classe (Figure 18).



Figure 18 : exemple de particules collectées par classe via l'impacteur en cascade Elpi+

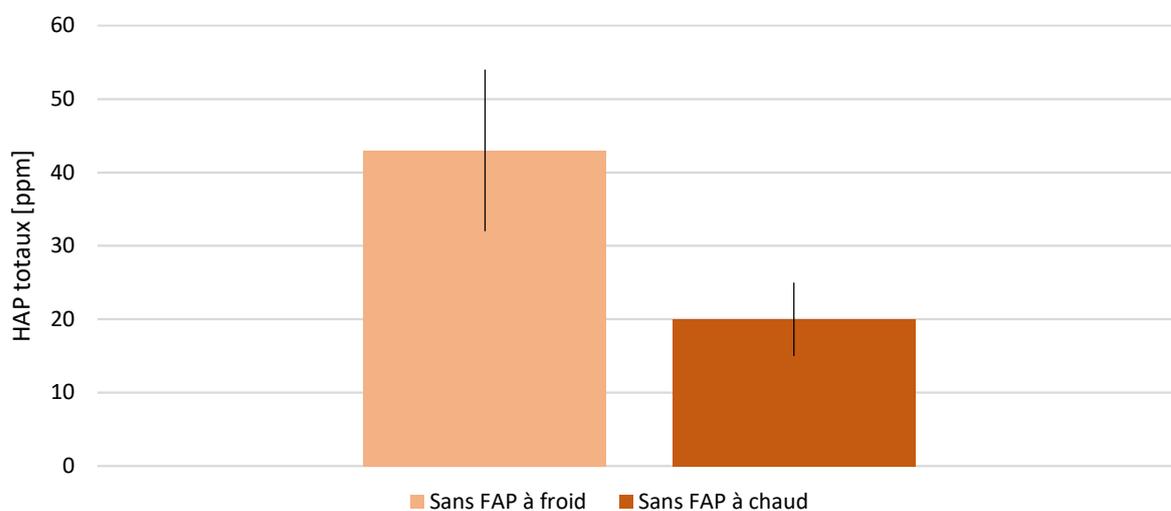


Figure 19 : concentration des HAP lors de prélèvement sur une installation sans filtration

La Figure 12 indique que la masse de particules collectée est de $97 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ pour une installation démarrant à froid (resp. $64 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ au rechargement). En combinant ces résultats avec ceux de la Figure 19, il est possible de déterminer la valeur moyenne des HAP en masse par unité de volume qui est de $4,2 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{Nm}^{-3}$ à froid (resp. $1,3 \text{ }\mu\text{g}\cdot\text{Nm}^{-3}$ au rechargement). Avec le FAP, il n'a pas été possible de détecter de trace de HAP, à froid ou à chaud.

Une analyse par classe complète ces données (Figure 20), sans différenciation (à froid ou à chaud) puisque la collecte des particules s'est faite sur plusieurs charges consécutives, pour garantir une masse d'échantillonnage minimale.

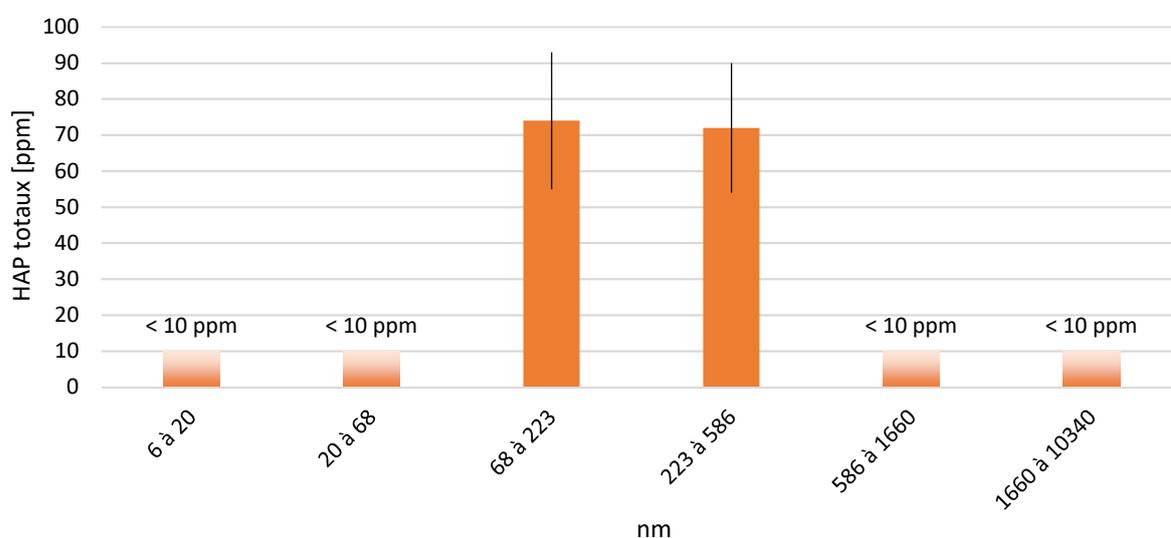


Figure 20 : concentration des HAP par classe sur une installation sans filtration

La majorité des HAP détectés le sont pour des tailles allant de 68 nm à 59 μm , les autres classes sont toutes inférieures à 10 ppm.

Aucune trace n'a été détectée lorsque l'installation était équipée du FAP catalysé. Les particules collectées après filtration sont donc plutôt de nature minérale qu'organique.



2.4 Développement d'une installation sécurisée

L'utilisation d'un FAP permet de réduire drastiquement les particules mais, sans disposition particulière, induit un risque d'obturation du conduit de cheminée.

Si le média filtrant est saturé ou si le ventilateur d'extraction ne fonctionne plus (élément qui est indispensable pour garantir un tirage minimum en sortie du poêle, du fait des fortes pertes de charge générées par le filtre), les fumées ne peuvent plus être évacuées naturellement. Ceci implique un risque important d'intoxication au monoxyde de carbone à l'endroit où est placé le poêle. Il faut donc garantir l'évacuation des gaz de combustion, même en cas de coupure d'électricité (ce qui implique un arrêt de l'extraction mécanique).

Pour répondre à ces problèmes de sécurité, un montage avec un bypass (Figure 21) a été réalisé. En effet, lorsque le système est fonctionnel, le ventilateur va aspirer les fumées à travers le média filtrant (pour une puissance moyenne de 70 W) et même faire re-circuler une petite partie des gaz déjà traités. La dépression en sortie du générateur de chaleur reste celle générée par la cheminée.

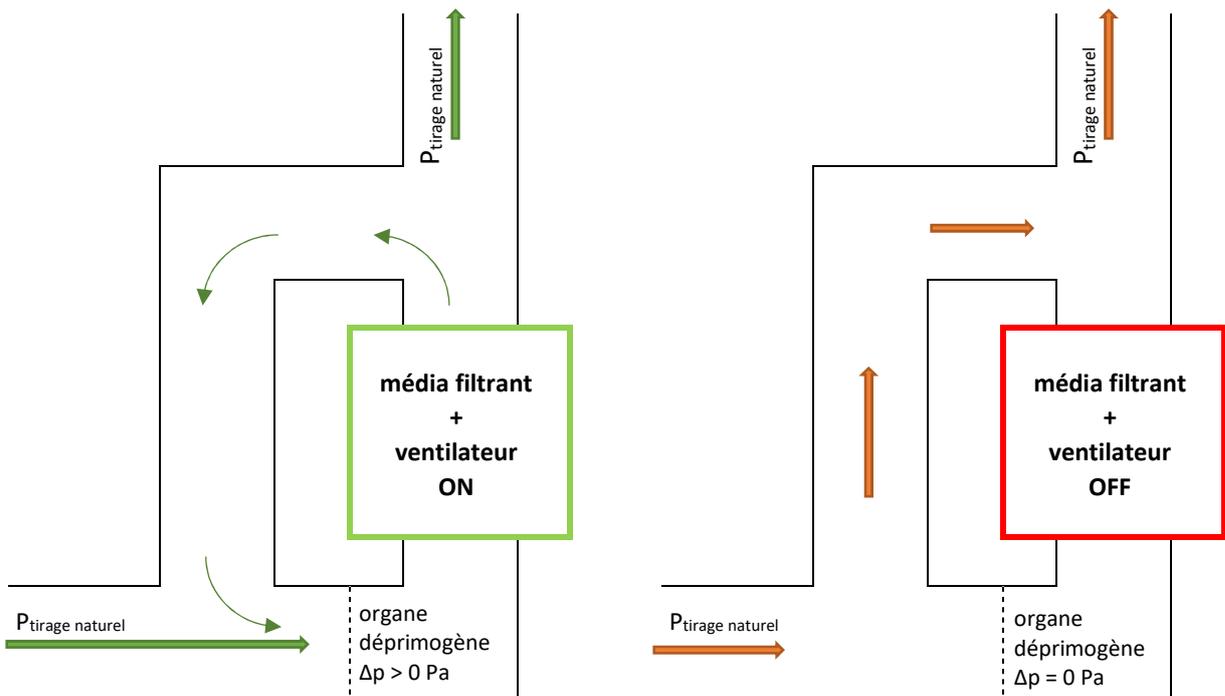


Figure 21 : principe du montage avec un bypass, le tirage naturel est garanti quel que soit l'état du média filtrant

Si un défaut apparaît sur le système de traitement des fumées qui empêche son fonctionnement normal (panne d'électricité, ventilateur défectueux, FAP saturé, défaut d'un capteur de température ou de pression...), les fumées vont naturellement passer par le bypass sans que cela ne perturbe le fonctionnement du poêle, toujours soumis à la même dépression, celle naturelle de la cheminée.

La mise en place d'un organe déprimogène (dans notre cas un diaphragme), permet de contrôler si le flux passe à travers le FAP ou le bypass. La différence de pression est directement proportionnelle au débit des fumées qui passe. Si le débit mesuré est supérieur au volume des émissions, l'ensemble des gaz est épuré sinon, c'est le signe qu'il y a saturation du système ou une anomalie sur l'extraction.



Cette disposition de laboratoire peut être améliorée en intégrant l'ensemble selon le schéma de la Figure 22. Cette nouvelle configuration coaxiale doit passer par le développement d'un ventilateur spécifique (voir § 4).

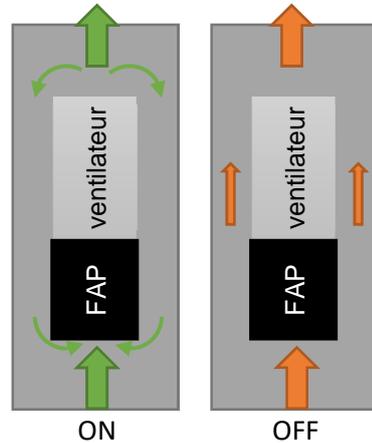


Figure 22 : proposition d'une future configuration commerciale du post traitement des fumées sur un poêle à bois, intégré dans le conduit de cheminée

Comparaison entre les configurations du banc d'essai du poêle à bois (Figure 23) :

- poêle à bûches (1) ;
- unité de traitement des fumées (2) ;
- ventilateur asservi ou pas dans la configuration bypass (3) ;
- bypass (4) ;
- conduit d'évacuation des fumées à tirage naturel (5).



Figure 23 : configuration de montage du banc classique vs. avec bypass

2.5 Régénération du FAP

Comme mentionné dans le § 1.2, la température d'oxydation des suies est de l'ordre de 400°C. Plusieurs systèmes (§ 2.2.2) permettant d'atteindre cette température ont été testés. Il s'est avéré que le système par rayonnement extérieur, à l'aide de fils chauffants, ne permettait qu'une régénération partielle du filtre (Figure 24). Celui basé sur un préchauffage des fumées n'a pas non plus permis d'obtenir de résultats significatifs. Seule l'installation d'une cartouche électrique placée au centre du FAP (Figure 25) a eu un effet significatif.



Figure 24 : ex. de régénération partielle (en gris) de la surface d'un FAP par rayonnement



Figure 25 : système de régénération par cartouche électrique placée au cœur du filtre

La régénération active doit permettre de prévenir un colmatage trop important des pores de filtration et de garantir ainsi un fonctionnement efficace du filtre durant la saison de chauffe.

Elle peut s'effectuer dans toutes les phases de combustion avec une efficacité différente comme le résume le Tableau 5 :

Tableau 5 : phases de régénération active du FAP

<i>Effet recherché</i>	<i>principal</i>	<i>secondaire</i>
<i>phase de démarrage à froid</i>	monter en température du FAP catalytique pour le rendre actif plus rapidement	éviter la condensation des fumées sur le filtre froid
<i>en cours de combustion</i>	régénérer le filtre en profitant de la température des fumées pour oxyder au mieux les dépôts	
<i>en fin de chauffe</i>	faciliter la réduction des émissions de CO malgré la baisse de la température des gaz	garantir un état de fonctionnement optimal du FAP lors de la recharge

Pour autant, l'auto-régénération mentionnée au § 2.3.1.6, qui s'enclenche dès lors que les conditions d'échauffement des suies sont réunies, reste possible. Cependant ce phénomène est aléatoire (il dépend de la charge en suies et de la température naturelle du système) et ne garantit pas à lui seul une efficacité pérenne durant le temps de la saison de chauffe.

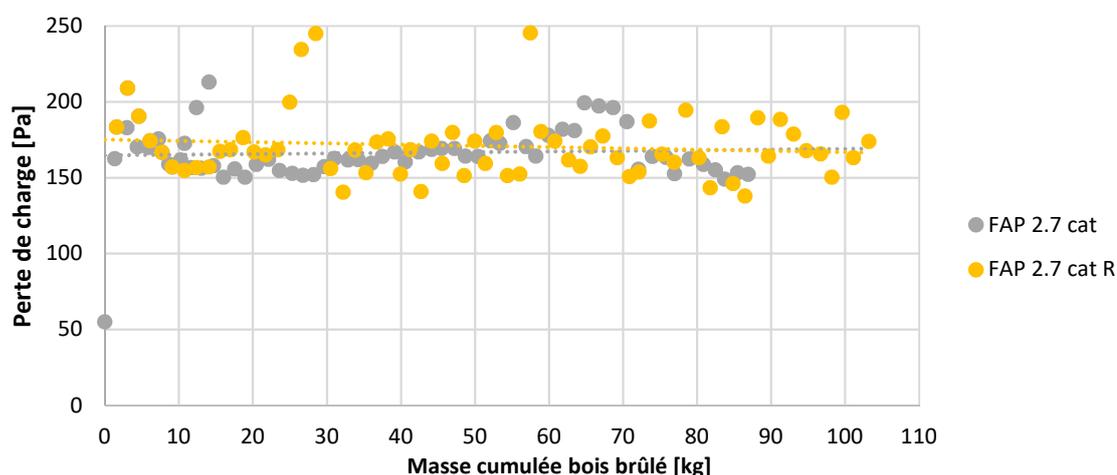


Figure 26 : évolution comparée des pertes de charge en fonctionnement entre FAP avec (en jaune) et sans régénération (en gris)

La Figure 26 permet de comparer l'évolution des pertes de charge en fonctionnement entre le FAP catalysé muni ou pas d'un système actif de régénération. La mise sous tension de la cartouche électrique a été effective durant 10 min à chaque allumage, sitôt que la température des fumées atteignait une valeur de 60°C. Le fait de démarrer automatiquement la régénération à ce niveau de température permettait de s'assurer que la mise à feu de la charge était bien effective et permettait une mise en température du FAP plus rapide.

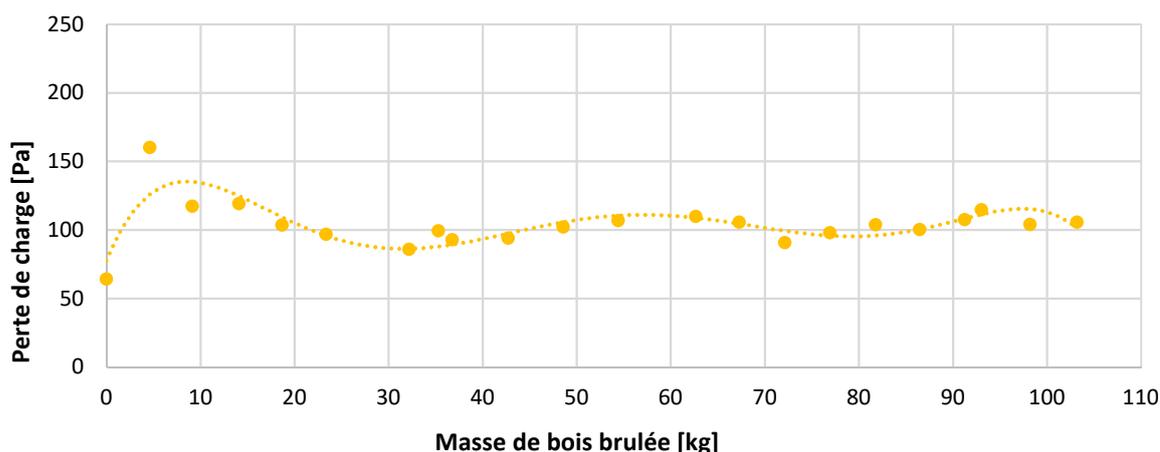


Figure 27 : évolution de la perte de charge à froid, à 20 Nm³·h⁻¹, du FAP catalysé/régénéré

La Figure 27 est une autre présentation des résultats obtenus sur les pertes de charge, uniquement pour le filtre muni du système de régénération. Les valeurs ont été systématiquement relevées lorsque le poêle était froid et toujours à un débit de 20 Nm³·h⁻¹ (choisi arbitrairement), pour pouvoir comparer les résultats entre eux.



Il n'est pas possible de déterminer un quelconque apport de la régénération à partir de ces résultats. Dans les deux cas, avec et sans système de régénération, les pertes de charge restent constantes. En revanche, la Figure 28 montre que la quantité de monoxyde de carbone est en légère diminution lorsque la régénération au démarrage est active. Cette différence est significative, la mise en chauffe du catalyseur permet une meilleure conversion du CO en CO₂ dès le démarrage.

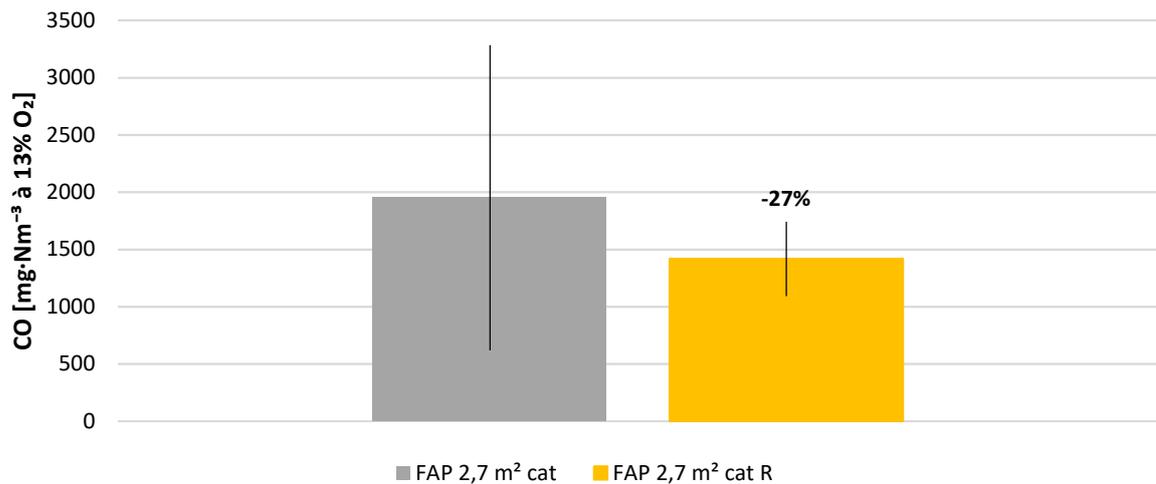


Figure 28 : évolution du taux de CO au démarrage avec ou sans régénération

Il ressort de cette étude sur la régénération, qu'en première approche il ne serait pas obligatoire d'ajouter un tel système sur un FAP catalysé, à partir du moment où ce dernier n'arrive pas à saturation des pores filtrants par des cendres ou des goudrons. Les premiers essais d'endurance, qui ont été répétés deux fois pour une masse cumulée moyenne de 100 kg, n'ont pas permis de noter un quelconque colmatage du filtre.

Ces tests se sont donc poursuivis, sans nettoyage complet du FAP catalysé mais dans la configuration avec bypass (Figure 23).

La Figure 29 montre les résultats obtenus lors des essais de régénérations en cours de fonctionnement. Le but recherché était de diminuer les pertes de charge du FAP tout en ayant le maximum de débit à travers le diaphragme (voir Figure 21).

Plusieurs régénérations ont été enclenchées, pour définir à quelle période elles étaient les plus pertinentes. Trois périodes ont été définies :

- en début de charge Rd ;
- en cours de chauffe Rc ;
- en fin de combustion Rf.

Le résultat de ces régénérations est n'est visible qu'à froid et à postériori sur le graphique.



Par trois fois, la régénération s'est faite en allumant directement le manteau de suie à l'aide d'un briquet, notée *flamme* sur la Figure 29.

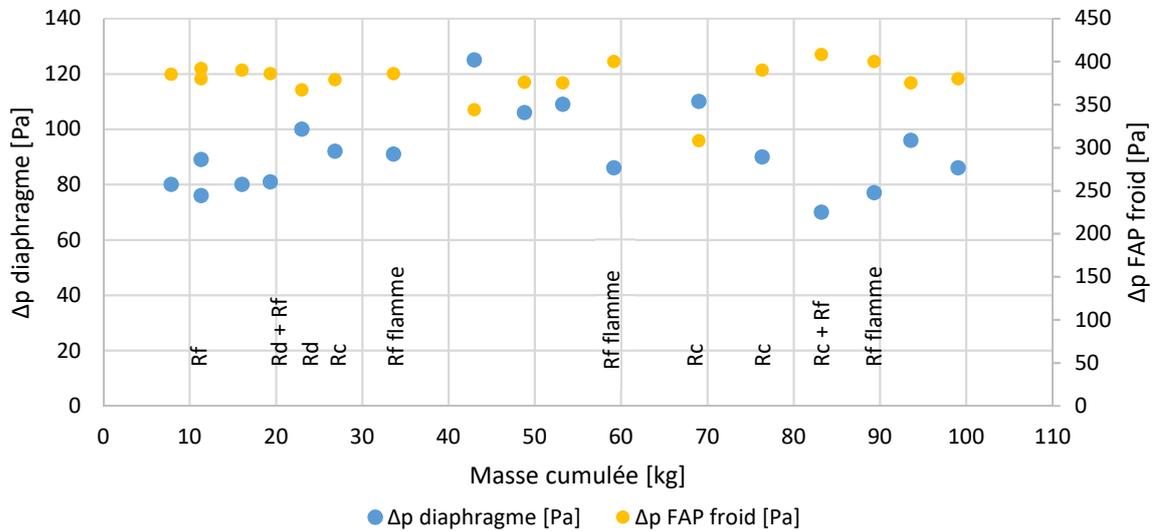


Figure 29 : pertes de charge du FAP et débit des fumées (diaphragme) mesurés à froid avant allumage

Les valeurs données par l'organe déprimogène (diaphragme) montrent une plus forte réactivité comparées à celles des pertes de charge du filtre.

On note une nette augmentation du débit lorsque la régénération s'effectue en fin de combustion (voir le Δp diaphragme qui suit une Rf), en particulier lorsqu'elle se fait à l'aide d'une inflammation directe (à 34 et 89 kg de bois). Cela ne signifie pas que les autres types de régénération ne sont pas efficaces, exemple : le filtre se sature vers 59 kg de bois, la Rc à 69 kg permet de diminuer le Δp du FAP et d'augmenter le débit des fumées.

Au total, c'est près de 200 kg de bois qui ont été utilisés pour vérifier dans quelle mesure le FAP se saturait. La régénération mise en place a montré que :

- il semble nécessaire d'avoir une quantité minimale de suies pour qu'elle soit notable ;
- il n'est pas possible à ce stade de favoriser une période de lancement plutôt qu'une autre ;
- la régénération par allumage direct du dépôt semble la plus efficace ;
- il n'a cependant pas été nécessaire à ce stade de procéder à un nettoyage complet du filtre.

Les essais d'endurance se poursuivent en utilisant une platine de commande développée par CPK Automotive (partenaire technique de CleanLife) en vue d'un développement industriel et commerciale du système.



2.6 Conclusion et perspectives sur le post-traitement des fumées d'un poêle à bois

La présente étude menée sur l'épuration des fumées issues d'une combustion de bûches de bois, sur un poêle d'une puissance inférieure à 8 kW, a confirmé qu'il est possible d'utiliser des filtres à particules en métal fritté développés pour des moteurs diesels.

Les résultats sont significatifs dès lors que la surface filtrante est grande (2,7 m²) et catalysée. Le taux de particules a été réduit en masse d'au moins 95% (< 5 mg·Nm⁻³ à 13% O₂ dans tous les cas). La réduction en nombre est comprise entre 98,3 et 99,9%, en particulier sur la fraction contenant les particules les plus petites (de 6 nm à 0,6 µm). La même tendance s'est retrouvée sur les résultats obtenus avec le monoxyde de carbone puisque les valeurs sont réduites de 56% à froid et 93% à chaud.

Cependant, l'utilisation d'un média filtrant ne peut se faire sans un ventilateur d'extraction. Dès lors, une configuration a dû être définie pour garantir l'évacuation des fumées, même en cas d'incident du type panne d'électricité ou saturation du filtre. En complément, un système de régénération a été sélectionné et utilisé, basé sur une cartouche électrique permettant de chauffer par rayonnement le cœur du filtre et devant garantir ainsi une efficacité de filtration constante. Ce système n'a pas donné complètement satisfaction et il semblerait qu'une régénération basée sur l'allumage direct du manteau de suie soit plus efficace.

L'installation a été testée sur la durée et a montré la régularité du traitement des fumées.

Pour généraliser ce dispositif d'épuration des fumées, il reste donc :

- à développer une solution commerciale basée sur un ventilateur intégré au conduit de fumées, avec un mode de pilotage autonome (en cours de développement par la société CPK Automotive pour le compte de la société Cleanlife) ;
- à explorer de nouveaux systèmes de régénération plus efficaces ;
- à étudier les possibilités de réduction de coûts liés au type et à la quantité du catalyseur employé sur le filtre. En effet, le traitement a été développé pour les effluents des moteurs diesel qui n'ont pas les mêmes exigences que ceux pour le bois.

3. Post traitement des fumées sur une chaudière à bûches

3.1 Partenaires industriels et banc d'essai

3.1.1 Partenaires industriels

Quatre partenaires industriels ont contribué à la réalisation de cette étude, il s'agit de :

- Énergie Service Sàrl, basée à Chêne-Pâquier, qui a permis d'équiper la chaudière d'un de ses clients, pour une étude directement sur le terrain ;
- Clean-life Umwelttechnik AG, de Zell, qui a fourni plusieurs filtres à particules en métal fritté ;
- Liebherr Machines Bulle SA, basée à Bulle, qui a fourni un filtre à particules Liebherr basé sur un substrat en cordiérite ;
- TTL France, de Sausheim (F), qui a fourni des filtres à manches pour des tests préliminaires et complémentaires à ceux du lot II, pour le post traitement des fumées d'une chaudière à bûches ;
- OekoSolve AG, de Plons-Mels, qui a mis à disposition un électrofiltre pour une étude comparative en complément du lot II.

3.1.2 Banc d'essai et instrumentation

3.1.2.1 Configuration du banc

Le banc d'essai est composé de (voir Figure 30) :

- une chaudière à bûche KWB Classicfire 2 (1) ;
- une unité de traitement des fumées (2) composée d'un cyclone (3) (voir aussi Figure 31) et d'un FAP (4) ;
- un ventilateur asservi pour le contrôle du tirage (5).

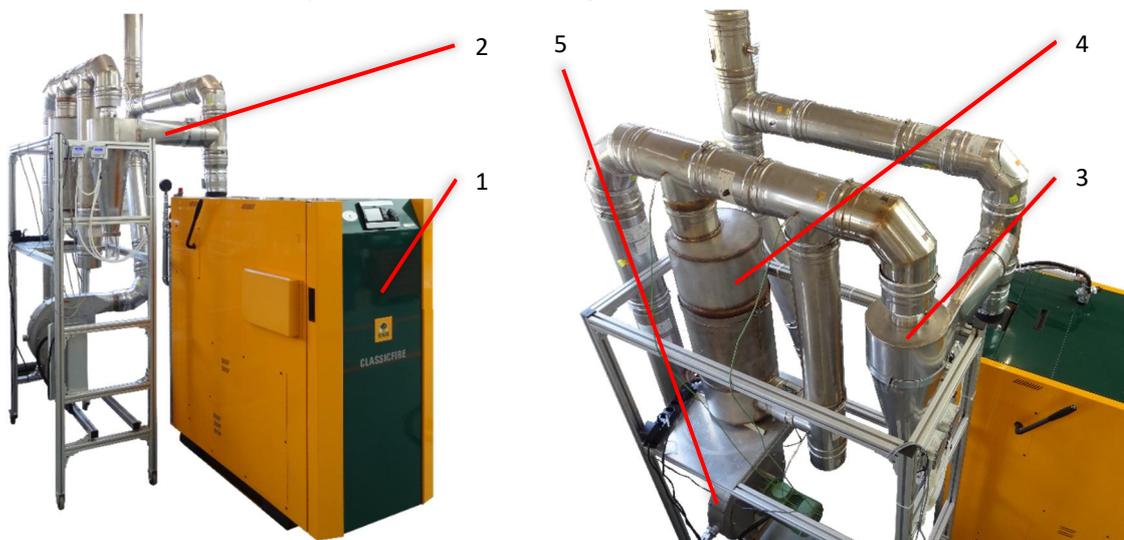


Figure 30 : chaudière à bûche avec son unité de traitement



Le banc d'essai a été conçu de manière à offrir la plus grande flexibilité de test tout en assurant la sécurité d'utilisation en cas de colmatage d'un filtre fermé, la chaudière ne pouvant pas être arrêtée en marche. Une configuration normale serait nettement plus compacte.

Tableau 6 : caractéristiques* de la chaudière à bois à bûches KWB Classicfire 2 en régime stationnaire

<i>Grandeurs</i>	<i>fabricant</i>	<i>mesurées</i>
<i>Puissance [kW]</i>	40	41±1
<i>Rendement [%]</i>	90,4	91,9±0,1
<i>Débit de fumée [g·s⁻¹]</i>	27	24±1
<i>CO [mg·Nm⁻³ à 13%O₂]</i>	327	459±48
<i>NO [ég. NO₂ mg·Nm⁻³ à 13%O₂]</i>	140	189±4
<i>Émissions de particules (mesurées) [mg·Nm⁻³]</i>	31	51±3

* l'origine du combustible peut avoir une grande influence sur les résultats finaux

3.1.2.2 Instrumentation

La mesure des gaz de combustion s'est faite à l'aide des instruments suivants (caractéristiques complète en annexe 8.1) :

- analyseur de gaz Horiba : hydrocarbures totaux (THC), méthane (CH₄), oxydes d'azote (NO) ;
- analyseur Servomex : oxygène (O₂), dioxyde de carbone (CO₂), monoxyde de carbone (CO) ;
- analyseur MRU/MGA 5 : O₂, CO₂, CO, NO, hydrocarbures (HC, essentiellement CH₄) ;
- les particules relevées par gravimétrie l'ont été selon la norme EN 13284-1 et le projet EN-PME-TEST (voir annexe 8.1.4) ;
- analyseur Dekati Elpi+ pour mesurer en continu l'émission des particules de 6 nm à 10 µm. Les prélèvements ont été intégralement faits à 180°C, comme pour la gravimétrie.

L'ensemble des mesures a été réalisé selon les recommandations de l'OFEV⁴.

3.2 Caractérisation de la matière première

Le bois utilisé répondait en termes d'exigence à la norme EN 12809 [18]. Le tableau complet de ses caractéristiques se trouve en annexes au § 8.3, Tableau 10. La masse totale de bois utilisé pour la mise en place des protocoles ainsi que la réalisation des essais est d'un peu plus de 2'500 kg soit environ 240 heures de fonctionnement.

⁴ Office Fédéral de l'Environnement : Mesure des émissions des installations stationnaires

3.3 Organisation des essais

3.3.1 Étude de système de préfiltration

La préfiltration a consisté à placer un cyclone en sortie de chaudière. Deux modèles (Figure 31) ont été testés, préalablement dimensionnés lors du travail de Bachelor (TB) 2017 [17]. Le premier a été développé selon le modèle de Lorenz et le second selon celui de Storch, leurs dimensions sont en annexe § 8.9.

Suite aux conclusions du TB qui ne montrait pas de différence significative de performance en faveur du Storch, les essais ont démarré avec le cyclone selon Lorenz, d'un encombrement nettement plus faible et potentiellement plus économique à fabriquer.

3.3.2 Étude de deux filtres à particules rigides

Deux filtres à particules de technologies différentes ont été employés. Le premier consiste en une structure à chicanes céramiques perméables de type cordiélite (**cord.**) et le second est un filtre en métal fritté (**mf**) plissé, utilisant la même structure que ceux utilisés pour l'étude du poêle à bois (voir Tableau 2) mais sans revêtement catalytique.



Figure 31 : cyclones développés selon les modèles de Lorenz (gauche) et de Storch (droite)



Figure 32 : FAP à chicanes en cordiélite (Liebherr) à gauche et à poches en métal fritté (HJS-SMF) à droite



3.3.3 Développement d'une installation sécurisée

Comme pour le cas du poêle à bois, l'installation finale doit garantir les exigences en termes de sécurité. S'il devait y avoir un quelconque incident sur un des organes nécessaires à la filtration, il faut que les gaz de combustion émis par la chaudière soient évacués naturellement. Ce point est détaillé au § 3.7.

3.3.4 Pré-étude d'un filtre à manches (FAM)

Les difficultés rencontrées pour le nettoyage automatique des FAP, ont conduits à évaluer la technique des filtres à manches, évoquée dans le paragraphe 1.5.2. Cette voie de filtration non utilisée à ce jour pour de petites installations, et qui n'était pas incluse dans le projet de départ, est présentée à titre de pré-étude (faisabilité).

3.3.5 Évaluation d'un électrofiltre

Il a été possible de réaliser en fin de projet, des essais complémentaires mais succincts avec un électrofiltre. Ils ont permis de situer le degré d'épuration des systèmes étudiés par rapport au mode de filtration le plus répandu à l'heure actuelle sur le marché. Comme pour le FAM, les valeurs sont données à ce stade à titre indicatif.

3.4 Dérroulement des essais

Dans un premier temps, dans le cadre de l'étude de l'efficacité des différentes combinaisons de filtres (cyclones et FAP), les essais ont été effectués systématiquement avec deux chargements (20 kg en moyenne). La première charge permettait de réaliser des mesures sur une installation froide et la seconde, immédiatement à la suite, a permis de faire des relevés sur une installation chaude.

Toutes les configurations ont été comparées aux résultats de l'installation sans traitement, avec un tirage de 30 Pa comme prescrit par la norme EN 12809.

Dans un deuxième temps, il a été procédé à la détermination de la réduction des particules avec des charges de bois maximales (60 kg) mais en basculant les mesures avant et après le média filtrant.

Enfin, une dernière campagne a été menée lors de la pré-étude des FAM, sur une installation sécurisée se rapprochant du terrain, avec un tirage naturel en sortie de chaudière.

Des essais sur le terrain (réalisés dans une installation agricole équipée d'une chaudière à plaquettes forestières) ont été menés en parallèle et uniquement sur les deux types de cyclone. Les résultats de cette campagne se trouvent au paragraphe 3.6.

3.5 Résultats et analyses

La valeur limite des émissions de particules pour une chaudière de puissance inférieure à 70 kW est de $50 \text{ mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ à 13% O_2 selon l'OPair [3].

Les résultats obtenus sont exprimés en valeurs moyennes avec un intervalle de confiance calculé pour un risque $\alpha = 5\%$. Cela signifie qu'un essai dans les mêmes conditions aura sa moyenne comprise dans cette plage dans 95% des cas. L'ensemble des valeurs numériques se trouvent en annexe 8.7.

Sur chaque histogramme, une barre d'erreur représente cet intervalle de confiance. Elle est complétée par une valeur en pourcent qui exprime la différence entre la configuration étudiée et l'installation sans traitement.

Il est fait mention d'une différence significative lorsque le test de Student, appliqué à la moyenne de deux échantillons différents, est positif, toujours pour un risque $\alpha = 5\%$ (soit l'étude pour 95% de la population). Les résultats sont en annexe 8.8.

Trois phases distinctes ont été définies pour la mesure des particules (exemple sur la Figure 33 et Figure 34) :

- démarrage (1), de l'allumage jusqu'au croisement des courbes $\text{O}_2 - \text{CO}_2$;
- stationnaire (2), la phase représentative des mesures officielles = combustion stable ;
- fin de combustion (3), lors du nouveau croisement des courbes $\text{O}_2 - \text{CO}_2$ jusqu'à ce que le taux d'oxygène atteigne 18% (fixé arbitrairement).

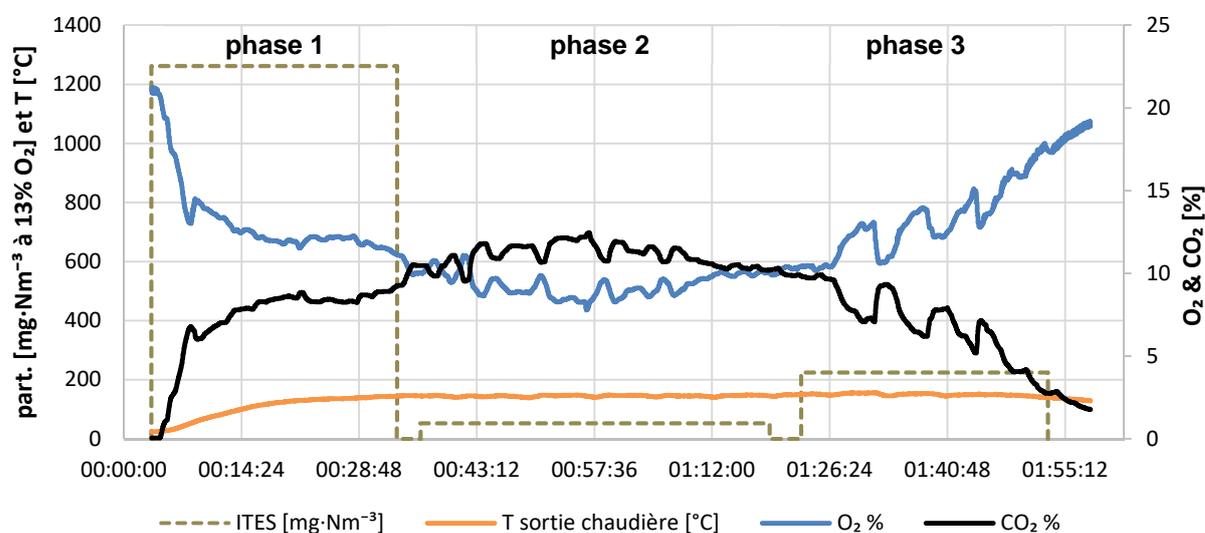


Figure 33 : exemple type de périodes de prélèvement lors d'une combustion complète

La phase 1 correspond au moment où il y a le plus d'imbrulés (THC et CO – Figure 34), la phase 2 lorsque les polluants sont au minimum et enfin la phase 3 à une recrudescence des émissions en CO.

Chaque phase a fait l'objet d'un prélèvement gravimétrique et les résultats sont rapportés en unité de masse par volume normal, pour un taux d'oxygène de référence de 13%.

Seuls les résultats sur les particules et les pertes de charge sont présentés. Les autres grandeurs (O_2 , CO_2 , CO, THC, NO_x , températures) ont néanmoins été relevées pour vérifier que toutes les conditions de combustion dans les différentes configurations étaient comparables entre elles.

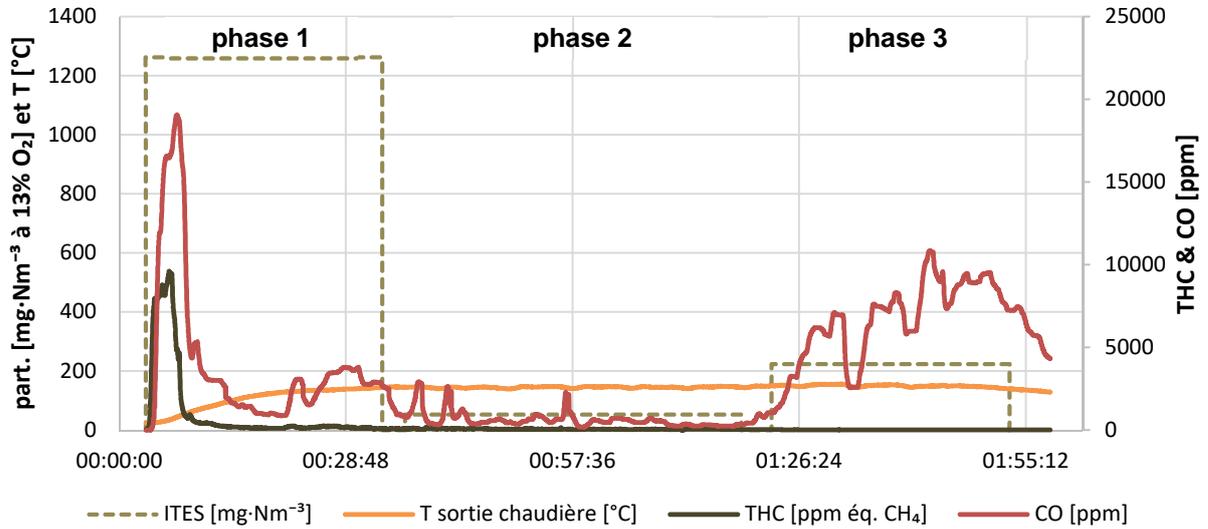


Figure 34 : évolution type des imbrûlés en fonction des phases de combustion

3.5.1 Filtration des particules sur une installation froide (premier chargement)

La Figure 35 (Tableau 17) nous montre les relevés gravimétriques des différentes configurations étudiées. Lors d'un test officiel, seule la phase stationnaire (phase 2) est mesurée. Pour une charge moyenne de 20 kg, elle représente en moyenne 55% de la durée totale de combustion. Cette phase est la moins problématique en termes d'émission de particules et la plus longue.

Les émissions de particules sont les plus importantes en phase 1 (la plus courte normalement) puis dans une moindre mesure, en phase 3.

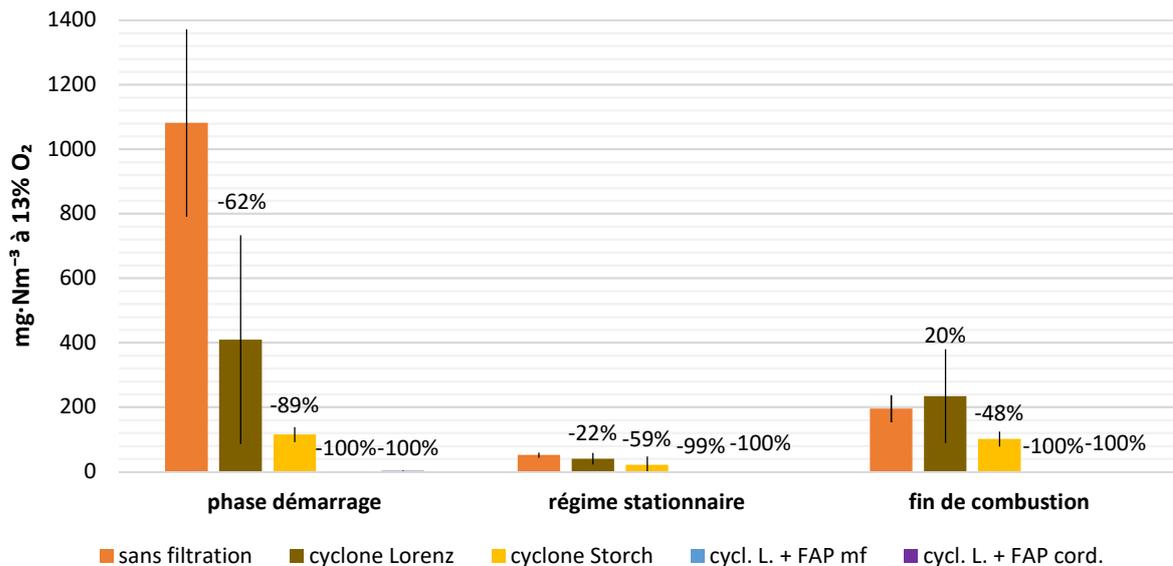


Figure 35 : particules par gravimétrie émises lors d'un premier chargement (installation froide)



Pour toutes les phases, quelle que soit la configuration, la réduction de la masse de particules est significative. L'on remarque déjà que celles qui sont équipées d'un FAP, retiennent la totalité des particules, du moins en masse par unité de volume. La préfiltration seule est déjà efficace pour être conforme à la législation puisque la masse relevée par unité de volume est de 40 mg pour le modèle de Lorenz et moins de 22 mg pour celui de Storch contre 51 mg sans traitement.

La masse totale de particules récoltées par les cyclones représente 0,1% du bois introduit pour le Lorenz, respectivement 0,3% pour le Storch (Figure 36) ; à comparer au taux de cendres du combustible qui est de 0,5%. Ces chiffres sont cependant à mettre en perspective avec la durée des essais réalisés. La charge de bois moyenne était inférieure de moitié à celle optimale en utilisation courante (env. 40 kg). Les phases 1 et 3 qui émettent le plus de particules sont donc surreprésentées en proportion de temps (presque 50% contre 25% au maximum normalement).

Des deux cyclones, c'est celui de Storch qui est le plus efficace en masse.

En complément des valeurs obtenues, la Figure 12 donne une idée de l'état des filtres lors du prélèvement des particules. On aperçoit que l'ajout d'un cyclone permet de réduire le dépôt central sur le filtre de prélèvement. Ces particules semblent avoir la plus grande taille et en tout cas la plus grande masse. Cet aspect sera étudié au paragraphe 3.5.3.



Figure 36 : ex. 120 g de cendres récoltées par un cyclone Storch pour une charge de bois de 41 kg

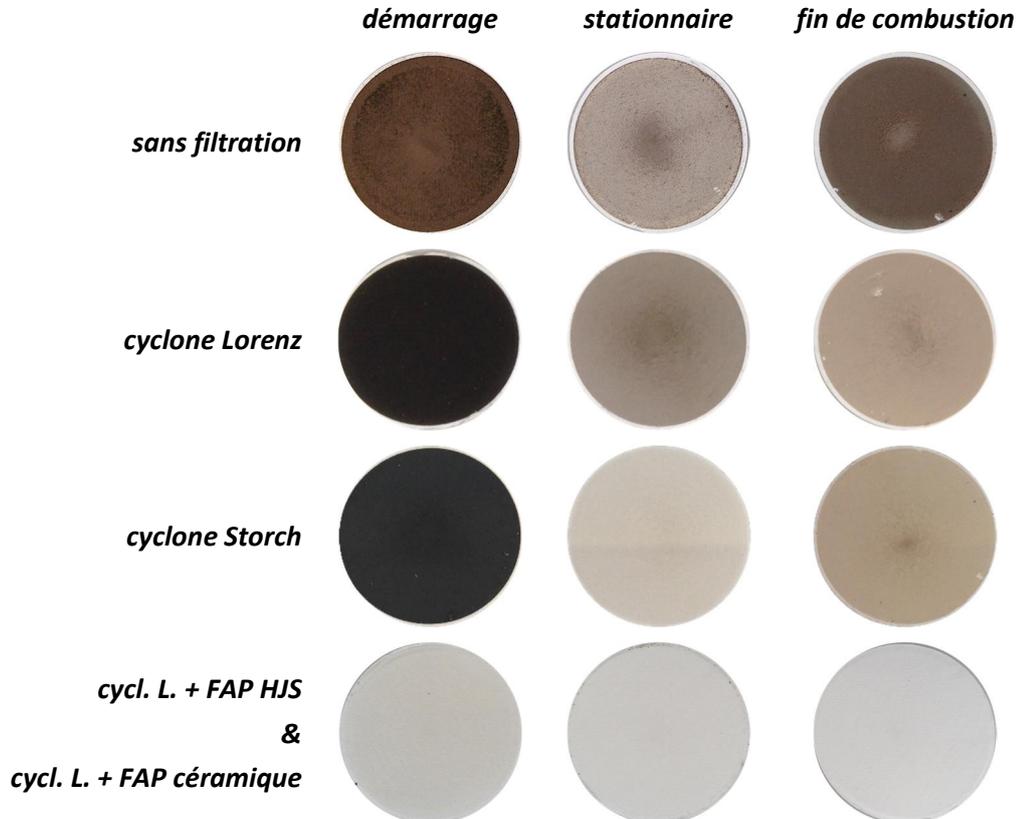


Figure 37 : filtres de prélèvement représentatifs lors d'un démarrage à froid, par phase et par équipement

Les pertes de charges observées lors des différents essais (Figure 38) montrent qu'elles sont très importantes dans le cas de la combinaison d'un cyclone Lorenz avec un filtre en métal fritté. Le système de traitement qui génère le moins de perte de charge et donc qui consomme le moins d'énergie, est le cyclone Storch.

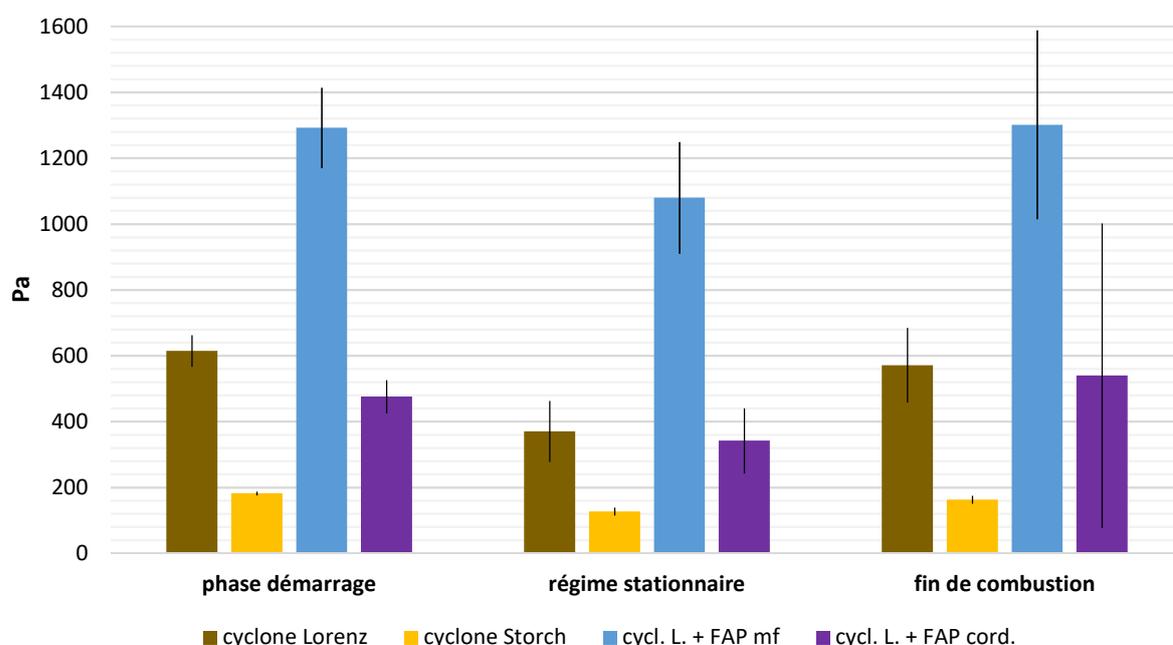


Figure 38 : pertes de charge générées en fonction de la configuration de l'installation, allumage à froid

3.5.2 Filtration des particules dans le cas d'une installation chaude (rechargement)

Une chaudière qui est rechargée lorsque l'installation est encore chaude, ne produit pas la même quantité de polluants qu'à froid. La Figure 39 permet de voir cette différence au niveau de la masse des particules récoltées puisque la valeur moyenne de démarrage passe de 1081 à 205 $\text{mg}\cdot\text{Nm}^{-3}$ (voir Tableau 18 en annexe). Cependant, l'ajout d'un système de filtration reste pertinent.

Dans ces conditions, la réduction observée dans la première phase avec le cyclone Lorenz, n'est pas considérée comme significative du fait des fortes dispersions observées (voir Tableau 25 en annexe). Toutes les autres configurations permettent de diminuer significativement la masse des particules émises et d'atteindre les objectifs législatifs pour la phase stationnaire.

À nouveau, les FAP permettent de réduire totalement les particules. Cependant, après 200 kg de bois consommé, les deux étaient complètement saturés. Or, leur régénération n'est pas aisée puisque les particules collectées sont majoritairement des cendres et non des suies oxydables comme sur un poêle à bûches. Leur autonomie pourrait augmenter en les plaçant après le cyclone Storch mais en aucun cas cette solution ne permettrait de travailler sans intervention sur une saison complète de chauffe qui représente environ 20 tonnes pour cette chaudière sur 2000 heures, soit 100 fois plus que les capacités actuelles.

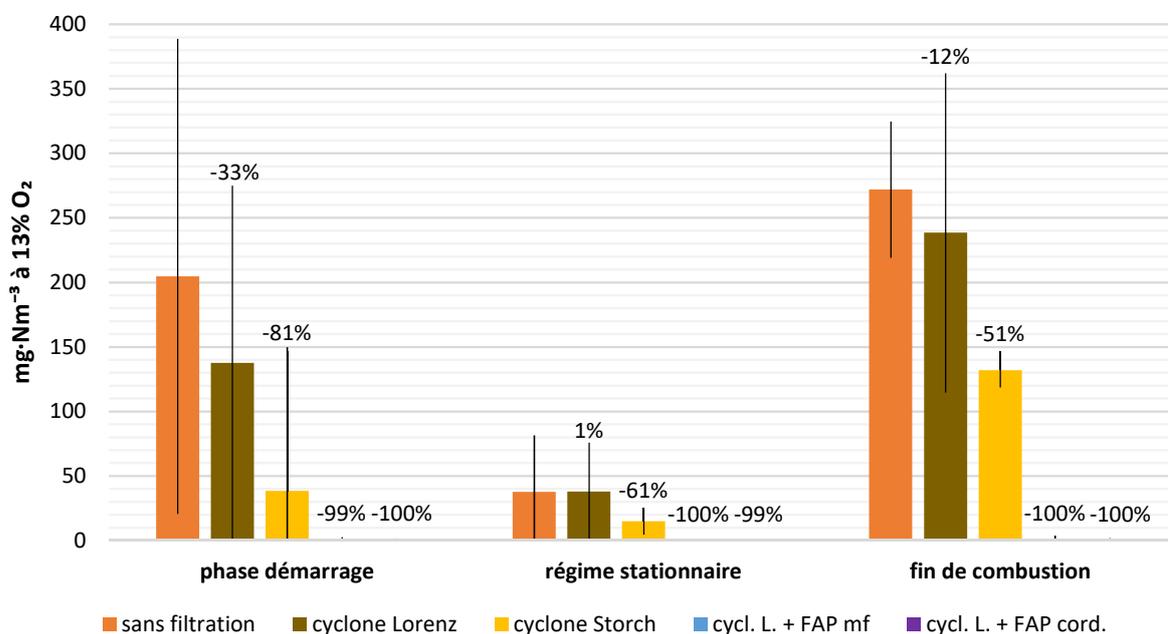


Figure 39 : particules par gravimétrie lors d'un rechargement (installation chaude)

3.5.3 Analyse du nombre et du type de particules émises

Comme pour le poêle à bois, une nouvelle campagne de mesure a été menée pour déterminer le nombre de particules émises sur une installation sécurisée équipée d'un bypass (§ 3.7). La chaudière a été nettoyée entre les deux campagnes et un nouveau lot de bois a été utilisé.

De nouveaux essais gravimétriques ont été menés pour déterminer d'éventuelles différences significatives quant à la masse des particules récupérées. Il s'est avéré qu'il y en avait sur la série sans filtration mais pas sur celle du cyclone Storch (les valeurs absolues ont très peu variées entre les deux campagnes).

Les nouvelles émissions ont été relevées systématiquement en masse (Figure 40) et en nombre (Figure 41), et ont été comparées entre elles avec deux nouveaux systèmes de filtration :

- un filtre à manches en lieu et place des FAP rigides (voir développement au § 3.8) ;
- un électrofiltre fourni en fin de campagne par la société OekoSolve et qui permet de situer les résultats par rapport à un filtre « ouvert ».

Pour cette partie de l'étude, seule le comportement de l'installation lors de son premier chargement (à froid) a été étudié. Les tableaux de valeurs se trouvent en annexe 8.7.

La Figure 40 montre de vrais changements entre les différents systèmes de filtration. Pour autant, seules les valeurs qui concernent l'électrofiltre et le FAM sont significatives. Comme les valeurs sans filtration sont plus faibles que sur la Figure 35 et que leur dispersion est importante, le cyclone ne peut être considéré dans ce cas comme une solution de traitement efficace.

À ce stade, le filtre à manches affiche de meilleures performances d'épuration des gaz par rapport à l'EF et se rapproche en masse des performances des FAP métal fritté et cordiélite.

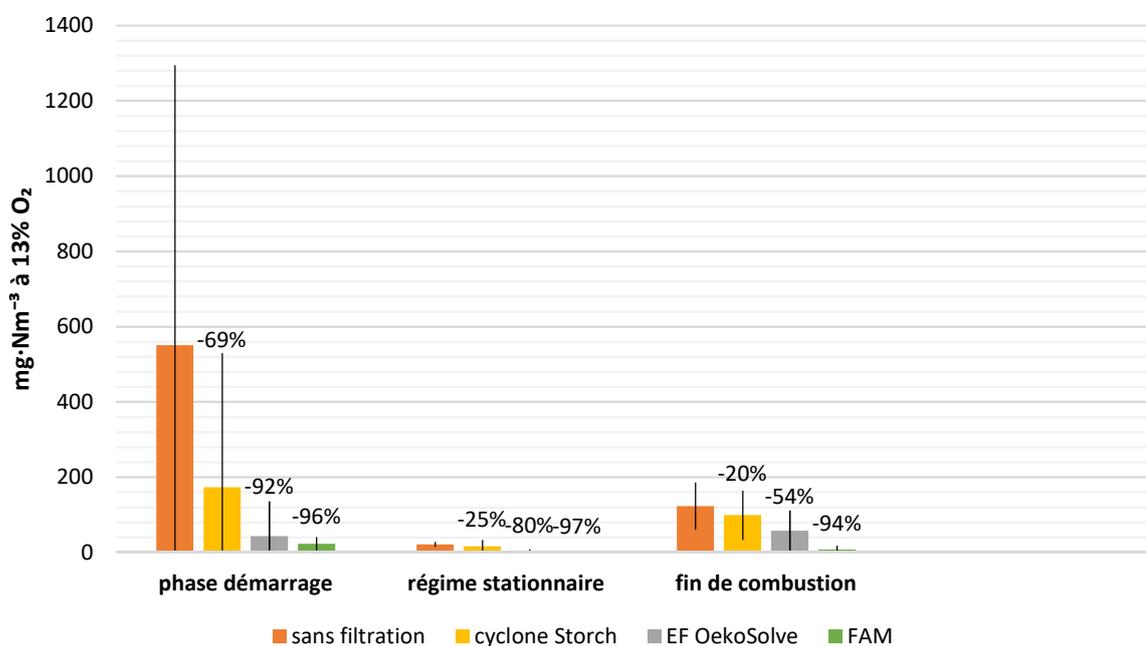


Figure 40 : émissions gravimétriques comparées sur l'installation munie d'un bypass (première charge)

Si l'allure générale des émissions en nombre (Figure 41) est semblable à celle en masse, il faut pourtant élever le seuil α pour que les différences soient significatives (Tableau 27 en annexe). Ceci est vrai pour l'ensemble des phases avec l'EF et le démarrage pour le FAM.

Une visualisation avec une échelle logarithmique en ordonnée (Figure 41), permet de mieux visualiser ce point.

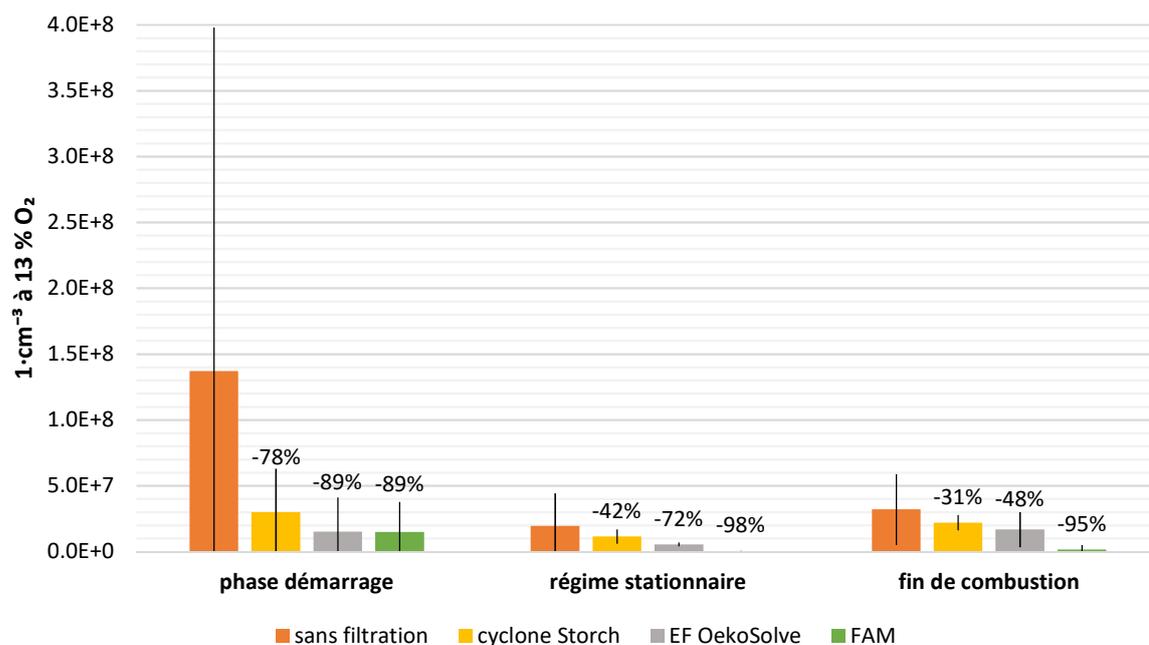


Figure 41 : variations comparées du nombre total de particules de 6 nm à 10 µm

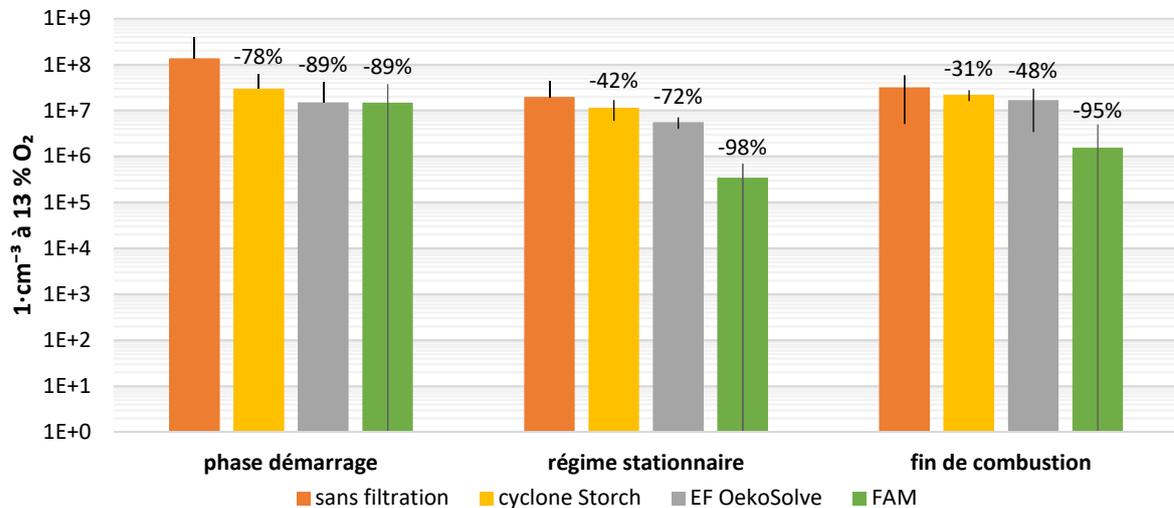


Figure 42 : variation logarithmique du nombre total de particules de 6 nm à 10 µm

Pour comprendre les différences de réduction entre la masse et le nombre, il faut passer par les Figure 43, Figure 44 et Figure 45 (si besoin, en plus des graphiques, voir les Tableau 21, Tableau 22 et Tableau 23 des réductions en annexe 8.7). Elles détaillent classe par classe les réductions pour les différentes phases. Les barres d'erreur ainsi que les pourcentages de réduction n'ont pas été présentés par soucis de lisibilité.

De façon générale, la fraction fine des particules a une influence plus forte sur la concentration massique. Par exemple, si la réduction en nombre est plus faible que celle de la masse, alors ce sont les éléments les plus fins qui sont majoritairement captés.

Chaque système de filtration a une efficacité différente en fonction de la taille des particules :

- Le cyclone Storch :

Le cyclone a été conçu pour éliminer les particules au-dessus de 0,5 µm. Pour autant, il agit dès 6 nm (sauf en fin de combustion), probablement par coalescence des particules qui grossissent et entrent ainsi dans son champ d'action. Comme l'enveloppe extérieure n'était pas isolée pendant les essais, une partie des particules a aussi pu être entraînée par la condensation des gaz.

- L'électrofiltre OekoSolve :

L'électrofiltre agit d'avantage sur les particules les plus fines. La réduction en masse est systématiquement plus forte qu'en nombre.

- Le filtre à manches :

Le FAM a une action essentiellement sur les petites particules dans la phase de démarrage, et s'équilibre sur les deux suivantes. Il obtient les meilleurs résultats en nombre et en masse.

Pour toutes les phases et pour les classes de particules allant au-delà de 1,66 µm, il semble moins performant que les autres systèmes. Il est possible que ces particules soient essentiellement des condensats se formant après les manches mais leur nature exacte et complète n'a pu être déterminée à ce stade (suite p. 50).

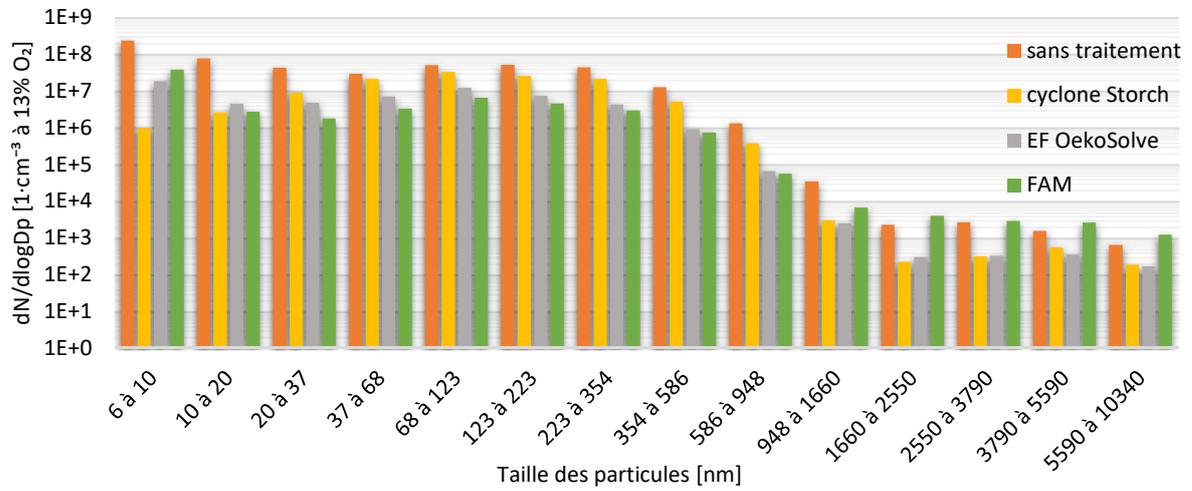


Figure 43 : émission des particules en nombre et par classe, au démarrage

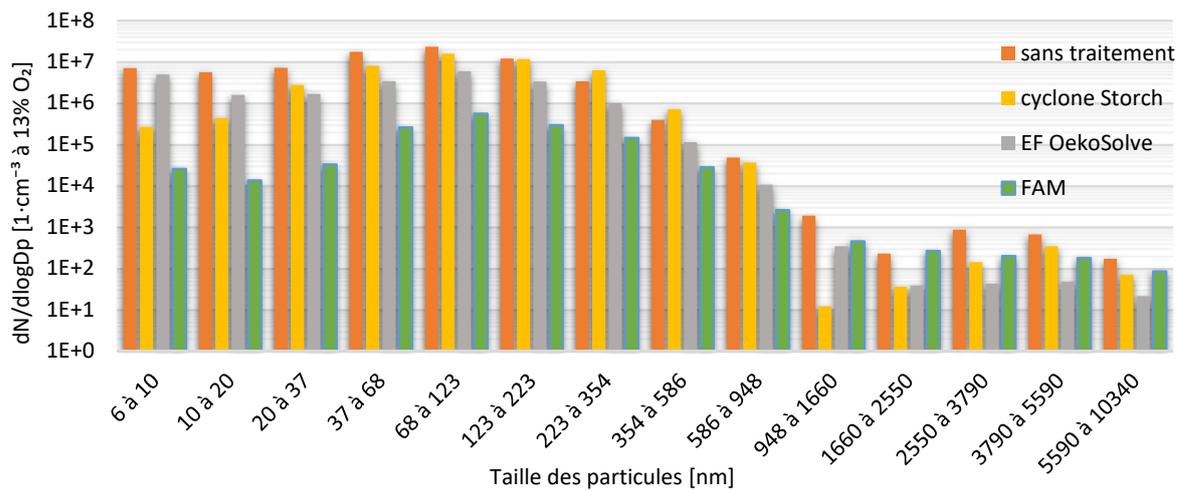


Figure 44 : émission des particules en nombre et par classe, en régime stationnaire

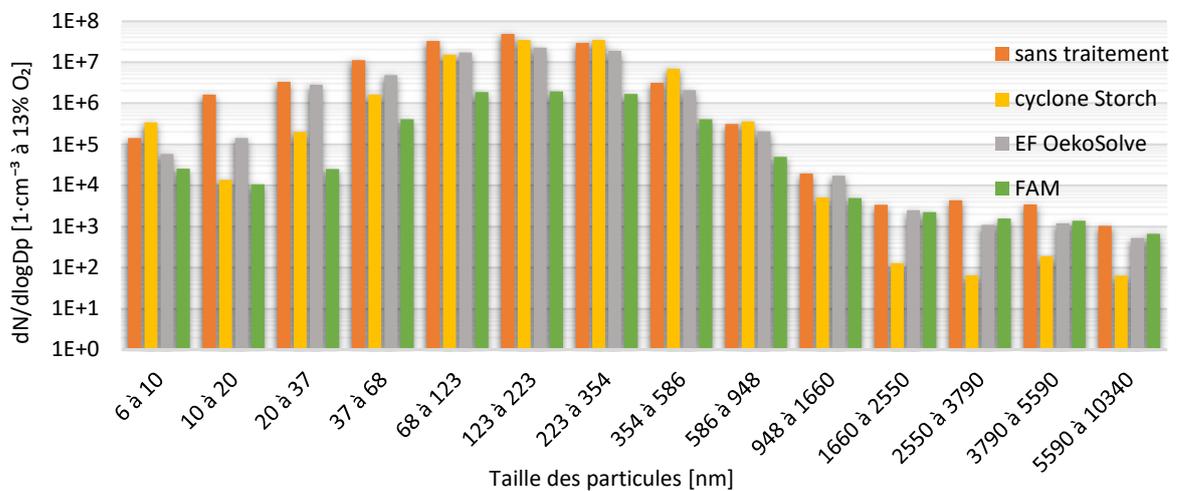


Figure 45 : émission des particules en nombre et par classe, en fin de combustion

À défaut d'avoir pu réaliser l'analyse chimique des particules sur les FAP pressentis (cord. et mf), du fait de leur saturation, la teneur des HAP a été déterminée avant et après filtration par le FAM.

Ces analyses ont révélées qu'il n'y a plus de HAP détectés dans les particules collectées en régime stationnaire ou en fin de combustion (Figure 46). Par contre, des traces de HAP ont été relevées dans les résidus prélevés sur les filtres, à raison de 90 ± 22 ppm (hors du domaine de calibration du GC). Ces composants semblent donc être liés aux particules capturées.

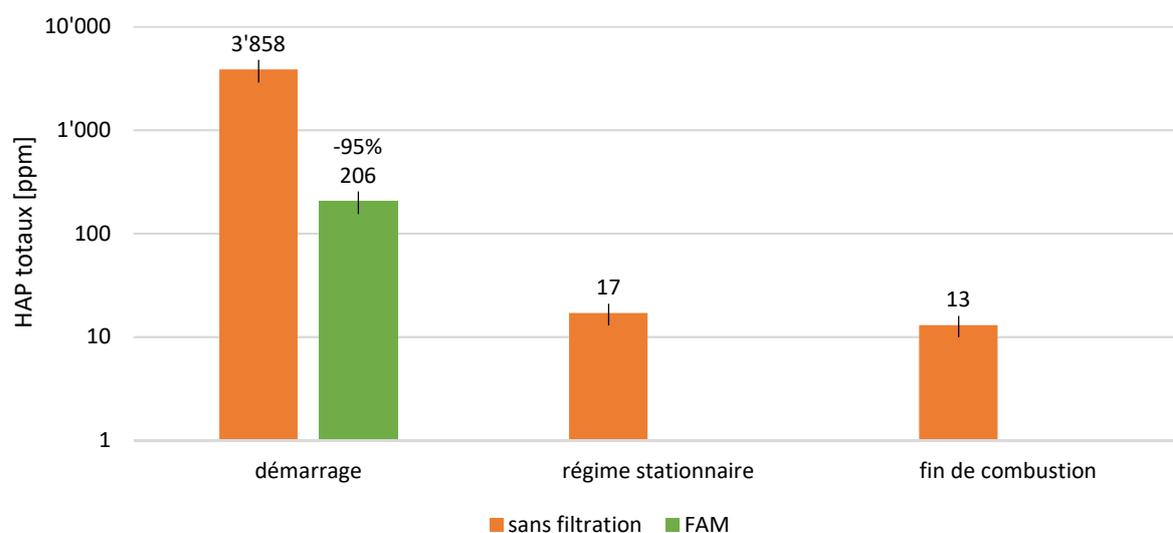


Figure 46 : quantification comparée des HAP prélevés aux différentes phases

Contrairement aux essais menés sur le poêle à bois, les mesures ont été effectuées par phase de combustion. Aussi, la concentration de 206 ppm au démarrage (Figure 46) est plus forte que celles relevées sur le poêle à bois (entre 20 et 43 ppm, Figure 19) qui elles, ont été prélevées sur toute la durée de la charge.

3.6 Réduction des particules par cyclone sur le terrain

Parallèlement aux essais menés en laboratoire, une solution basée sur la technologie des cyclones a été évaluée sur une chaudière à plaquettes forestières (Figure 47), fournissant la chaleur nécessaire à un bâtiment agricole (élevage de poulets). Deux nouveaux cyclones (Lorenz Storch) ont été dimensionnés et fabriqués pour cette installation d'une puissance de 140 kW.

Les essais n'ont pas été concluants puisque seule une réduction de 9% a été observée avec un cyclone de type Storch contre rien pour celui de Lorenz. Si l'on retrouve une meilleure efficacité du premier ici (comme pour les essais en laboratoire), les performances ne sont pas suffisantes pour prétendre retenir cette solution en l'état comme unique moyen d'épuration. Pour autant, le seau de vidange était régulièrement plein, ce qui a montré que ce type de filtration n'est pas inutile, au moins pour la phase de démarrage.

Le montage en direct du cyclone a engendré un certains nombres de dérangement sur l'installation qui ont interrompu les essais. Aussi, de nouveaux tests doivent être relancés avec notre partenaire Énergie Service Sàrl, en rééquipant cette chaudière avec une autre technologie, incluant un montage en bypass pour éviter d'altérer son fonctionnement (voir § 3.7).

Ces essais seront menés après pré-validation en laboratoire, sur une chaudière à plaquettes et dans le cadre d'une suite à ce projet.

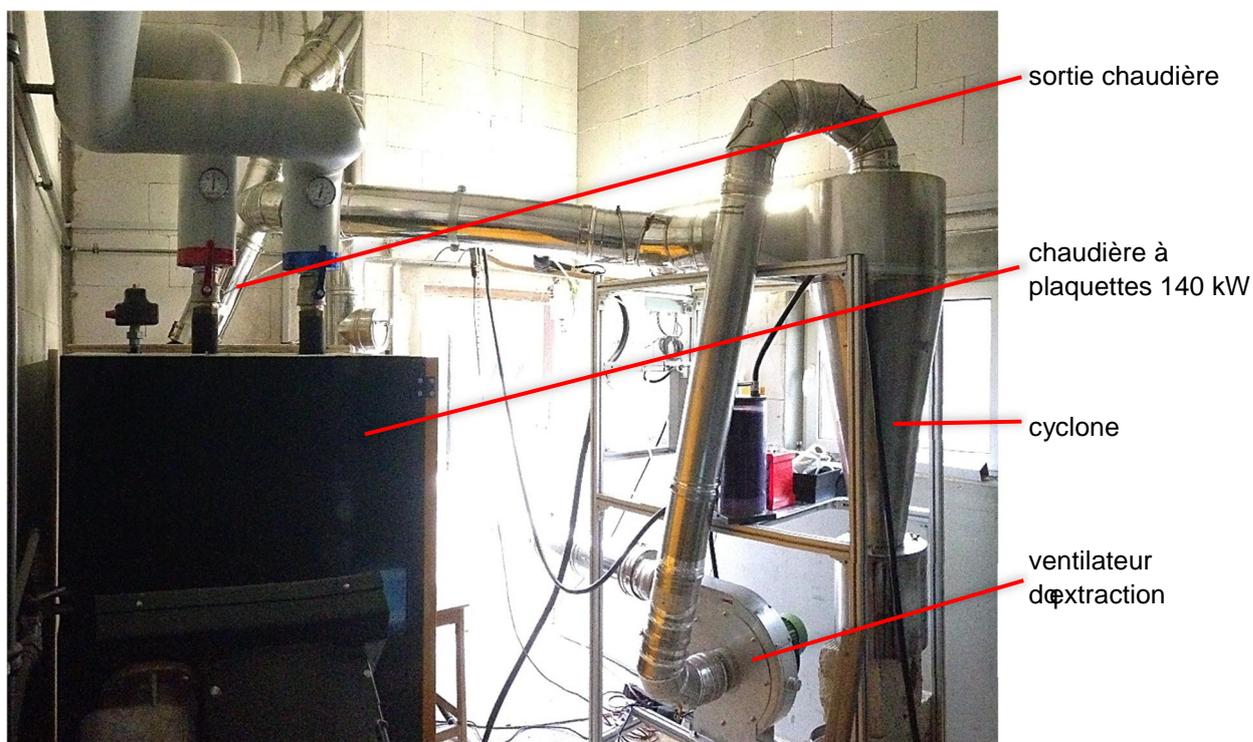


Figure 47 : test sur le terrain, épuration des fumées par cyclone

3.7 Développement d'une installation sécurisée

Comme pour le poêle à bois, un nouveau montage a été réalisé en intégrant un bypass (Figure 21). Cette configuration permet de pouvoir garantir une évacuation des gaz de combustion en cas de coupure d'électricité (ce qui implique un arrêt du ventilateur d'extraction) ou de saturation du système de post-traitement des fumées (perte de charge qui dépasse les capacités du ventilateur asservi). Il permet en outre d'éviter toute influence sur le fonctionnement de la chaudière – phénomène de pompage entre deux régulations, celle de la chaudière et celle du ventilateur asservi à la filtration – puisque le tirage en sortie de chaudière est celui de la cheminée.

Lorsque le système est fonctionnel, le ventilateur va aspirer les fumées à travers le média filtrant.

Le banc d'essai modifié (Figure 48) se compose :

- une chaudière à bûches (1) ;
- une unité de traitement des fumées (2) ;
- un ventilateur asservi (3) ;
- un bypass (4) ;
- un conduit d'évacuation des fumées à tirage naturel (5).

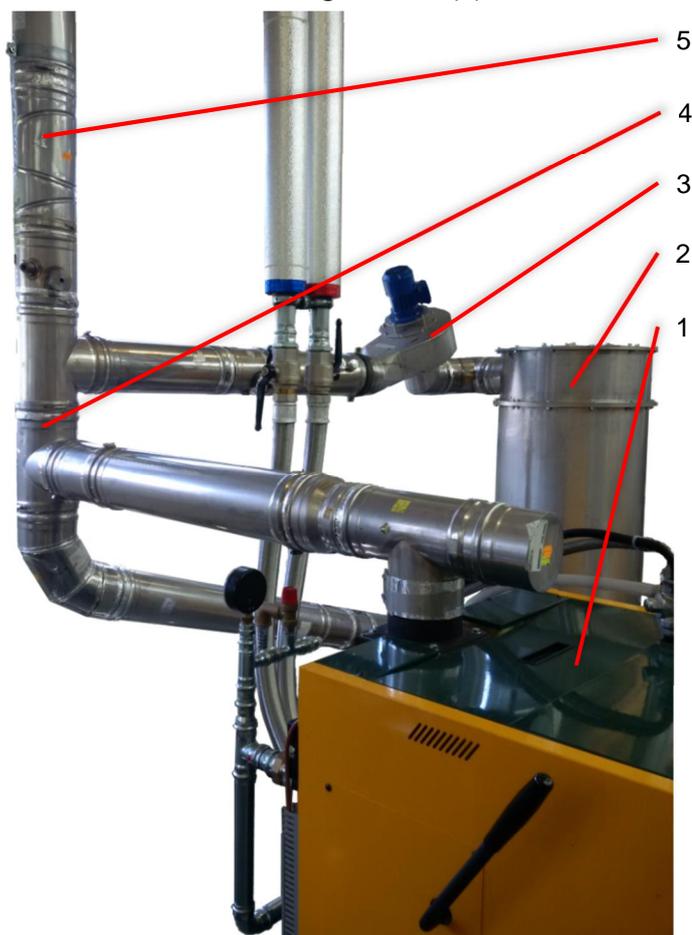


Figure 48 : configuration de montage avec bypass du poêle et de la chaudière

La configuration a été testée avec succès lors de la pré-étude de l'utilisation d'un filtre à manches.

3.8 Pré-étude d'un filtre à manches (FAM)

Les fortes capacités de filtration des FAP en métal fritté et en cordiélite ont été grevées par leur manque d'autonomie entre deux régénérations. Un filtre fermé est donc une solution efficace d'épuration des fumées, à condition qu'il puisse être nettoyé régulièrement et facilement.

Ce constat dressé, le filtre à manches est apparu comme un moyen permettant de répondre à ces attentes. Le système (Figure 49 – (1) regard, (2) arrivée des gaz, (3) sortie des gaz) est constitué de plusieurs filtres maintenu par un treillis (Figure 50) qui sont disposés de manière à avoir le meilleur rapport entre la surface de filtration et l'encombrement total (Figure 51). Sept manches ont été utilisées, d'une longueur d'un mètre et d'un diamètre de 130 mm (pour un panier de 126 mm). Les caractéristiques du média filtrant se trouvent en annexe 8.10. C'est ce type qui est employé sur les installations du CRICAD à Crissier et Chime-Flex à Monthey.

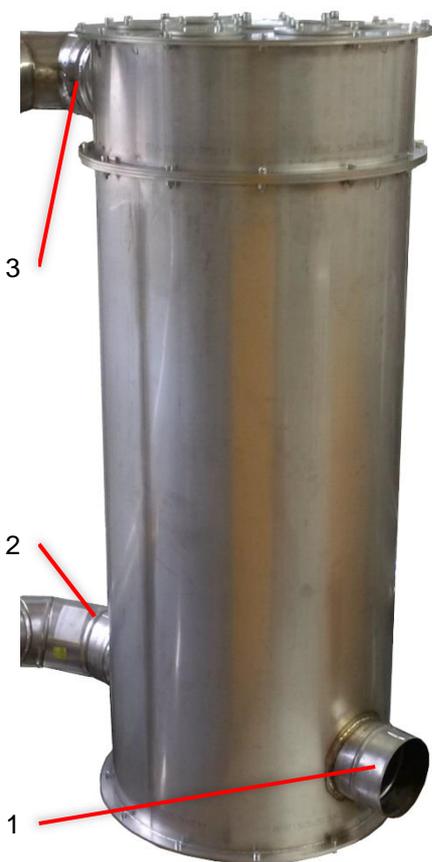


Figure 49 : caisson de filtration



Figure 50 : manche sur son support en treillis



Figure 51 : positionnement des manches dans le caisson de filtration

Les gaz de combustion passent de l'extérieur des manches vers l'intérieur (Figure 52). Au fur et à mesure que le filtre se charge, l'épuration s'améliore mais les pertes de charges augmentent. Habituellement, quand ces dernières deviennent trop importantes, il est possible de détacher le manteau qui s'est formé en injectant à contrecourant de l'air comprimé ou en faisant vibrer les treillis porteurs.

L'étude de ce système ne fait que commencer et n'était pas prévue dans le cadre de ces essais. Il restera à définir les moyens de nettoyage et la caractérisation complète dans le temps de ce type de filtration.

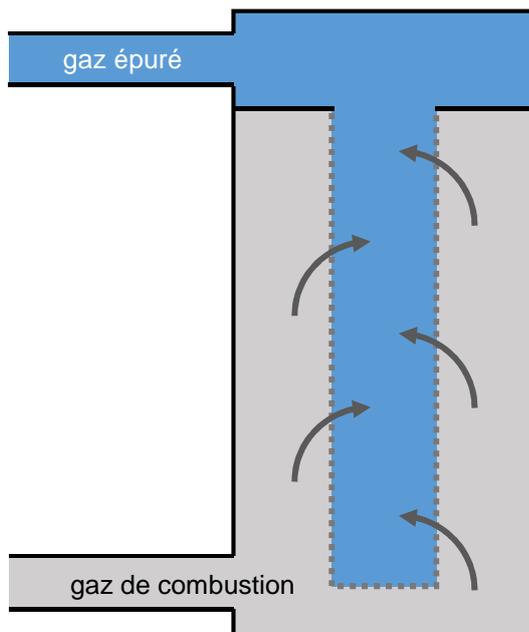


Figure 52 : principe de fonctionnement d'un filtre à manche

3.9 Conclusion et perspectives sur le post traitement d'une chaudière à bûches

L'objectif de cette étude était de déterminer la possibilité d'épurer les gaz de combustion d'une petite chaudière à bûches (< 70 kW) à l'aide de FAP développés pour l'industrie automobile, à l'instar de ce qui s'est fait pour les poêles à bois à bûches.

Afin d'éviter un colmatage trop rapide de ces FAP, un prétraitement cyclonique a été appliqué. Cette solution s'est avérée efficace puisqu'il a été possible de réduire considérablement les particules en masse, allant jusqu'à de 85% pour la phase de mise en route, 60% en régime stationnaire et 50% lors de la fin de la combustion, pour une installation fonctionnant à froid ou après rechargement.

L'adjonction d'un FAP permet d'aller encore plus loin dans l'épuration des fumées puisqu'il est possible de collecter jusqu'à 100% des particules en masse. Cependant leur durée de fonctionnement avant saturation est faible et représente moins de 1% du potentiel souhaité sur une saison de chauffe (2000 heures). Il est de plus impossible de les nettoyer de manière simple ce qui les rend donc inadaptés à une utilisation commerciale sur une chaudière à bois.

Pour pallier ce problème, il a été envisagé de passer à une autre technologie de filtre fermé, qui se présente sous la forme de manches. Ces dernières bloquent mécaniquement la majorité des particules sur tout le spectre dimensionnel et permet un nettoyage plus facile de fait de sa nature souple. Une pré-étude a révélé qu'avec ce système, il est possible de réduire les particules en nombre et en masse d'au moins 95%, quelle que soit la phase de combustion. Les HAP sont en outre fortement réduits au démarrage et indétectables en phase stationnaire et en fin de combustion.

Parallèlement à ces essais en laboratoire, des tests ont été menés sur le terrain, avec une chaudière à plaquettes de plus forte puissance et équipée uniquement d'un cyclone. Malgré un dimensionnement adapté, les résultats n'ont pas donné satisfaction à ce jour.

Dans le cadre d'une nouvelle étude, il s'agira de valider la technologie des filtres à manches, de définir un système de nettoyage automatique pour pérenniser la filtration en qualité et dans la durée et finalement reprendre les essais sur le terrain.



4. Conclusion générale et perspectives

Cette étude portant sur l'épuration de gaz issus de la combustion du bois, a permis de montrer, dans le cas d'un poêle à bois d'une puissance inférieure à 8kW :

- la pertinence d'utiliser un filtre à particules (FAP) catalysé, développé pour les moteurs diesel ;
- la réduction effective des particules en masse d'au moins 95% (obtention systématique de niveaux d'émissions inférieurs à 5 mg/Nm³ à 13% O₂) et en nombre d'au moins 98% ;
- que les émissions d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) passaient sous le seuil de détection des appareils de mesure ;
- que l'installation est endurante et devrait pouvoir tenir une saison de chauffe (500 h) avec un système plus efficace de régénération automatique du FAP catalysé ;
- qu'il est possible d'utiliser un filtre fermé avec une installation sécurisée (via un montage avec bypass + ventilateur) et fonctionnelle quoiqu'il arrive.

Parallèlement aux essais de faisabilité et d'endurance, il a été développé un système de pilotage qui permet de gérer la régénération du filtre et le ventilateur. Afin de rendre l'installation complète pleinement opérationnelle, pour une mise sur le marché, il reste à faire :

- la finalisation du module de pilotage automatique ;
- améliorer le système de régénération ;
- le développement d'un ventilateur coaxial directement intégré dans le conduit de cheminée ;
- la poursuite des tests d'endurance du système complet (FAP + régénération + pilotage).

L'autre volet de ce projet portait sur la filtration des fumées générées par des chaudières à bois de petites puissances. Pour éviter une saturation trop rapide des FAP, un système de préfiltration, basé sur la technologie des cyclones, a été étudié. Les principaux résultats sont :

- la préfiltration cyclonique permet une réduction de 10 à 60% en masse des particules émises, dans le cas d'une chaudière à bûches d'une puissance max. de 40 kW ;
- un test sur le terrain avec une chaudière à plaquettes de 140 kW, n'a pas montré une aussi bonne performance et la réduction en masse s'est limitée à 9% ;
- il s'est avéré que cette préfiltration n'était pas suffisante pour empêcher un colmatage rapide d'un FAP fermé ;
- les FAP ont cependant offerts d'excellents résultats dans toutes les phases de combustion ($m_{\text{particules}} < 1 \text{ mg/Nm}^3$ à 13% O₂ en régime stationnaire).

Pour pallier le problème de saturation des FAP, une autre technologie de filtres fermés a été évaluée. Il s'agit des filtres à manches (FAM) qui de par leur structure souple, doivent permettre un nettoyage plus facile. Les premières mesures ont montrées que :

- la réduction en masse des particules est d'au moins 96% (resp. 89% en nombre) au démarrage, 97% en stationnaire ($< 1 \text{ mg/Nm}^3$ à 13% O₂, resp. 98% en nombre) et 94% en fin de combustion (resp. 95% en nombre) ;
- les HAP passent sous le seuil de détection.

Les perspectives de développement de cette technologie pour les chaudières de faibles puissances doivent passer par une étude sur l'endurance d'un FAM en comparaison avec un électrofiltre, qui est à ce jour la seule solution proposée sur le marché pour ce type d'installation.

Il faudra également compléter ces tests, en utilisant des chaudières à plaquettes, en laboratoire et sur le terrain.

5. Changement d'affectation des fonds

La totalité des essais prévus dans le cadre de cette étude a pu être réalisée à l'exception de la partie d'analyse physico-chimique des particules collectées lors de l'épuration des fumées de la chaudière. En effet, suite aux problèmes rencontrés avec l'utilisation des FAP en métal fritté et en cordiérite (§ 3.3.4 et 3.5.3), il n'a pas été possible de confectionner des échantillons de taille suffisante pour pouvoir déterminer l'ensemble de leur composition. De ce fait, la totalité du budget prévu pour la Haute École d'Ingénierie et d'Architecture du Canton de Fribourg n'a pas pu être utilisé. Le solde a été réaffecté à la pré-étude des FAM, afin de proposer une alternative, et à la comparaison des résultats avec un électrofiltre.

6. Remerciements

Nous tenons à remercier chaleureusement tous les acteurs ayant permis de mener ce projet à bien et en particulier :

- notre partenaire financier : l'OFEV ;
- nos partenaires techniques et logistiques : Énergie Service SàRL, Clean-life Umwelttechnik AG, Liebherr Machines Bulle SA, TTL France, OekoSolve.

7. Bibliographie

- [1] **Prise de position relative aux poussières fines des chauffages au bois** ; Offices fédéraux de l'énergie (OFEN) et de l'environnement (OFEV), Département fédéral de l'environnement, du transport, de l'énergie et de la Communication (DETEC), Confédération suisse ; 16 mars 2006.
- [2] **Schweizerische Holzenergiestatistik, Erhebung für das Jahr 2018** ; Office fédéral de l'énergie (OFEN), Département fédéral de l'environnement, du transport, de l'énergie et de la Communication (DETEC), Confédération suisse ; août 2019.
- [3] **Ordonnance fédérale sur la protection de l'air (OPair)** ; Le Conseil fédéral suisse ; référence 814.318.142.1 ; 16 janvier 1985, état du 16 avril 2019.
- [4] **Label suisse de qualité Énergie-bois Suisse** ; Chauffage au bois pour l'habitat et chauffage centraux ; Règlement, organisation, exigences et émoluments ; Energie-bois Suisse, www.energie-bois.ch ; septembre 2019.
- [5] N. Klippel, T. Nussbaumer ; **Einfluss der Betriebsweise auf die Partikelemissionen von Holzöfen** ; Verenum ; sous mandat des offices fédéraux de l'énergie (OFEN) et de l'environnement (OFEV) ; mars 2007.
- [6] T. Nussbaumer, A. Doberer, N. Klippel, R. Bühler, W. Vock ; **Influence of Ignition and Operation Type on Particle Emissions from Residential Wood Combustion** ; 16th European Biomass Conference and Exhibition, 2-6 June 2008, Valencia, Spain – Oral Presentation OA 9.5.
- [7] Griffin Timothy & Burtscher Heinz ; **Exemple de mesure de l'efficacité d'un filtre à particules pour petites installations de combustion à bois** ; Haute École Spécialisé du Nord-Ouest Suisse ; sous mandat des offices fédéraux de l'énergie (OFEN) et de l'environnement (OFEV) ; février 2008.
- [8] A. Bandyopadhyay and M. N. Biswas ; Fly-Ash Scrubbing In A Tapered Bubble Column Scrubber ; Trans IChemE, Part B, Process Safety and Environmental Protection, 84(B1): 54–62; January 2006.
- [9] J. Ropp, R. Röthlisberger, S. Roth, J.P. Bourgeois ; **XyloClean: Combustion regulation and treatment of smoke from a wood stove** ; 28th conference on efficiency, cost, optimization, simulation and environmental impact of energy systems (ECOS 2015), 30 juin-3 juillet 2015, Pau, France.
- [10] Renu Singh & Ashish Shukla ; **A review on methods of flue gas cleaning from combustion of biomass** ; Renewable and Sustainable Energy Reviews 29 (2014) 854 – 864; 58ebit58e 2013.
- [11] M. Lehner, F. Mayinger and W. Geipel ; **Separation Of Dust, Halogen And Pccdd/F In A Compact Wet Scrubber** ; Trans IChemE, Vol. 79, Part B, pp.109–116; March 2001.
- [12] **Systèmes de post-traitement des émissions des appareils indépendants de chauffage au bois : Blocages techniques, juridiques & leviers d'actions ; Rapport de synthèse final ; ADEME (Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie) ; Marché n°1201C0092 ; Février 2013.**
- [13] Céline Le Dreff-Lorimier, Gwenaëlle Trouve et Valérie Tschamber ; **Évaluation de solutions de réduction des émissions polluantes d'appareils de chauffage au bois (Projet ReduPo Bois)** ; Pollution atmosphérique – [En ligne], N° 217, mis à jour le : 03/04/2013 ; URL : <http://lodel.irevues.inist.fr/pollutionatmospherique/index.php?id=811>.

- [14] Ingwald Obernberger ; Survey on the present state of particle precipitation devices for residential biomass combustion with a nominal capacity up to 50 kW in IEA member states Bioenergy Task 32 member countries ; Graz Austria ; Final version ; December 2011.
- [15] Thierry Stäger ; Intégration et optimisation d'un dispositif de post-traitement des fumées sur un poêle à bois à bûches ; HEIG-VD ; Travail de Bachelor 2015.
- [16] **Plan directeur de recherche Environnement pour les années 2017 – 2020** ; Axes, domaines et thèmes de recherche prioritaires ; Office fédéral de l'environnement OFEV ; 2016.
- [17] Joël de Bernard, Préfiltration par cyclone des particules d'une chaudière à bois à bûches ; HEIG-VD ; travail de Bachelor 2017.
- [18] **EN 12809** (mai 2002) – Chaudière domestiques à combustible solide destinées à être implantées dans le volume habitable : Exigences et méthodes d'essai.
- [19] Julien Ropp, Roger Röthlisberger, Samuel Roth, Jean-Pascal Bourgeois ; Rapport Technique Projet RCSO-TE XyloClean SAGE-X-26141 ; novembre 2011.
- [20] J. Dettwiler, S. Gupta, G. Karlanganis , P. Schmid, J. Zihler; **Analyses des hydrocarbures aromatiques polycycliques dans les sols par GC/MS**; Instructions décembre 2001



8. Annexes

8.1 Caractéristiques des instruments de mesure

8.1.1 Analyseurs de gaz

Les analyseurs de gaz utilisés pour les essais sur le poêle à bois et la chaudière à bûches sont répertoriés dans le Tableau 7. Ils ont systématiquement été calibrés avant chaque série d'essai.

Tableau 7 : précision des analyseurs de gaz utilisés lors des campagnes de mesure

Gaz	Appareil	Précision
THC (Hydrocarbures totaux)	Horiba Mexa 7170D FIA-725A	0 ppm – 500±10 ppmC 0 ppm – 50000±1000 ppmC
THC/CH ₄	Horiba Mexa 7170D FIA-721HA	0 ppm – 2500±50 ppmC 0 ppm – 25000±500 ppmC
	MRU/MGA5 IR (C _x H _y eq. CH ₄)	± 40 ppm ou 5% de la lecture
THC	HFR 500 à 2 têtes pour mesure simultanée avant et après un média filtrant par ex.	< ± 1% de la lecture
NO/NO _x	Horiba Mexa 7170D CLA-720MA	0 ppm – 10 ppm à 500 ppm 0 ppm – 1000 ppm à 10000 ppm
	MRU/MGA5 IR	± 10 ppm ou 3% de la lecture
O ₂	Servomex Servopro 4900 paramagnétique	< ± 0,1% de 0 à 25%
	MRU/MGA5 électrochimique	± 0,2 vol.% abs.
CO ₂	Servomex Xentra 4900 IR	<1% de 0 à 25%
	MRU/MGA5 IR	± 0,5% ou 5% de la lecture
CO (sensitivité standard)	Servomex Xentra 4900 IR	2 ppm ou < 1% de 0 à 30000 ppm
CO (haute sensibilité)	Servomex Servopro 4900 IR	0,5 ppm ou < 1% de 0 à 1500 ppm
	MRU/MGA5 IR	± 20 ppm ou 5% de la lecture

Lors des essais du lot I & II, le MRU/MGA5 a été utilisé exclusivement sur le poêle pour prendre des mesures simultanément avant et après FAP. La chaudière n'a fait l'objet de mesure qu'en sortie du système de filtration, toujours sur le même piquage.

Lors des essais du lot III, seul le MRU/MGA5 a été utilisé, l'objectif dans cette phase n'étant que de contrôler l'uniformité des charges brûlées.



8.1.2 Températures

Les températures ont été relevées via des thermocouples type K (classe 2), soit 0 à 1100°C ±2°C < 200°C et 1% de la lecture au-delà.

8.1.3 Mesures des pressions

Sur le poêle à bois et la chaudière à bûches, le tirage était contrôlé via un ventilateur équipé d'un variateur de fréquence dédié.

Tableau 8 : capteurs de pression utilisés pour le relèvement du tirage et des pertes de charge

Capteur	Utilisation	Portée et précision
Halstrup Walcher P26	perte de charge ou débit des fumées + tirage (exclusivement sur poêle)	500±1 Pa 50±0,3 Pa
HK Instruments DPT2500 – R8	contrôle tirage chaudière perte de charge cyclone perte de charge FAP sur chaudière	100±6 Pa 1000±15 Pa 1000±15 Pa

8.1.4 Mesure gravimétrique des particules

Pour les lots I et II, la mesure gravimétrique des particules s'est faite par relevé de masse sur des filtres [Ahlstrom/Munktell MG 160](#). Le prélèvement a été assuré à l'aide d'un système automatique ITES développé par [Paul Gothe GmbH](#) selon la norme EN 13284-1 à l'exception du débit qui a été fixé à 0,6 m³/h avec une buse de diamètre 24 mm pour le poêle et 12 mm pour la chaudière (adaptation à la vitesse des gaz sur chacune des installations).

Pour le lot III, le prélèvement a été assuré à l'aide du même système ITES mais adapté selon le protocole défini dans le projet EN-PME-TEST (N° contrat OFEN SI/500615-02).

Tableau 9 : caractéristiques des filtres de prélèvement

Masse surfacique [g.m⁻²]	75
Épaisseur [mm]	0,40
Capacité de filtration à 0,3 µm [%]	> 99,998
Température max. [°C]	500

8.2 Mesure en nombre et en continu des particules

La mesure en continu des particules en nombre a été réalisée avec un appareil Dekati, [ELPI+](#), équipé de deux dilueurs. Il a la particularité de pouvoir faire un prélèvement et une dilution en garantissant la température qui lors de tous les essais a été fixée à 180°C (pour correspondre à la température de prélèvement gravimétrique). Il fonctionne selon le principe d'un impacteur en cascade, de 10 µm à 6 nm en 14 classes.



8.3 Caractéristiques des combustibles utilisés pour le poêle à bois

Tableau 10 : principales caractéristiques du bois utilisé pour les tests de combustion

<i>Grandeur mesurée</i>					<i>moyenne ± IT*</i>
<i>W_R humidité relative [% sur brut] ISO 18134-3</i>					13,7 ± 0,2 %
<i>Taux de cendres issu de la matière [% sur sec] selon ISO 1171</i>					0,6 ± 0,1 %
<i>Taux de cendres issu de la combustion [% sur sec] selon ISO 18122</i>					0,5 ± 0,0 %
<i>C-H-N-S [% sur sec, hors cendres] ISO 16948</i>					
C	48,0 ± 0,4 %	H	6,2 ± 0,1 %	N	0,2 ± 0,0 %
S	0,0 ± 0,0 %	O	45,6 ± 0,4 %		
<i>PCS_{sec} [kJ·kg⁻¹] selon ISO 18125</i>					20160 ± 380

* il s'agit d'un intervalle de tolérance comprenant 95% des moyennes

8.4 Valeurs numériques obtenues pour le poêle

Tableau 11 : valeurs relevées des différentes configurations à froid

<i>Grandeur</i>	<i>avant FAP</i>	<i>FAP 1,2 m²</i>	<i>FAP 2,7 m²</i>	<i>FAP 2,7 m² cat</i>
<i>rendement η [%]</i>	86±1	86±1	88±2	88±3
<i>puissance [kW]</i>	6,2±0,5	6,3±0,8	6,1±1,0	6,7±1,7
<i>débit massique des fumées [g·s⁻¹]</i>	6,5±0,5	6,3±0,5	6,5±0,2	6,5±0,4
<i>O₂ [%]</i>	13,5±0,2	13,0±1,7	13,7±1,0	12,8±2,0
<i>CO₂ [%]</i>	7,1±0,2	7,5±1,5	6,9±1,0	7,6±1,9
<i>CO [mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	4448±30	4079±1456	4478±892	1951±1333
<i>THC [eq. CH₄ mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	852±231	673±748	776±241	508±429
<i>NO [eq. NO₂ mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	113±12	103±7	99±19	113±16
<i>particules ITES [mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	86±13	15±9	6±3	5±2
<i>pertes de charge vs. 1,2 m² [Pa]</i>	-4±0	183±68	242±30	165±12



Tableau 12 : valeurs relevées des différentes configurations à chaud

<i>Grandeur</i>	<i>avant FAP</i>	<i>FAP 1,2 m²</i>	<i>FAP 2,7 m²</i>	<i>FAP 2,7 m² cat</i>
<i>rendement η [%]</i>	82±1	80±3	83±2	82±1
<i>puissance [kW]</i>	4,4±0,5	4,5±0,7	5,3±0,7	4,1±0,2
<i>débit massique des fumées [g·s⁻¹]</i>	4,6±0,1	5,0±0,4	4,9±0,2	4,4±0,4
<i>O₂ [%]</i>	13,1±1,0	13,3±1,6	12,2±1,3	13,0±0,5
<i>CO₂ [%]</i>	7,3±0,9	7,2±1,5	8,3±1,3	7,5±0,4
<i>CO [mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	5900±932	5086±1823	5036±2346	437±479
<i>THC [eq. CH₄ mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	1011±406	947±623	779±847	388±300
<i>NO [eq. NO₂ mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	103±15	108±17	88±17	94±9
<i>particules ITES [mg·Nm⁻³ à 13% O₂]</i>	61±25	15±3	4±2	3±2
<i>pertes de charge vs. 1,2 m² [Pa]</i>	-4±0	205±25	237±15	157±0

Tableau 13 : dN/dlogDp par classe – valeurs rapportées à 13% O₂

<i>Classes des particules [nm]</i>	<i>6 à 10</i>	<i>10 à 20</i>	<i>20 à 37</i>	<i>37 à 68</i>
<i>FAP à froid</i>	9,9E+5±1,1E+6	2,4E+5±1,8E+5	2,2E+5±1,2E+5	3,1E+5±1,5E+5
<i>FAP à chaud</i>	5,0E+4±3,1E+4	1,2E+4±1,1E+4	1,7E+4±1,3E+4	9,1E+3±7,7E+3
<i>Classes des particules [nm]</i>	<i>68 à 123</i>	<i>123 à 223</i>	<i>223 à 354</i>	<i>354 à 586</i>
<i>FAP à froid</i>	2,6E+5±1,4E+5	1,6E+5±9,6E+4	7,8E+4±4,6E+4	1,1E+4±5,9E+3
<i>FAP à chaud</i>	3,5E+3±3,0E+3	2,2E+3±8,3E+2	1,1E+3±5,2E+2	1,7E+2±9,0E+1
<i>Classes des particules [nm]</i>	<i>586 à 948</i>	<i>948 à 1660</i>	<i>1660 à 2550</i>	<i>2550 à 3790</i>
<i>FAP à froid</i>	8,8E+2±9,2E+2	1,4E+2±1,6E+2	6,7E+1±6,5E+1	5,2E+1±4,7E+1
<i>FAP à chaud</i>	6,1E+1±4,3E+1	1,1E+1±8,1E+0	1,3E+1±9,9E+0	1,0E+1±9,8E+0
<i>Classes des particules [nm]</i>	<i>3790 à 5590</i>	<i>5590 à 10340</i>	<i>total en 1·cm⁻³</i>	<i>ITES [mg·Nm⁻³]</i>
<i>FAP à froid</i>	4,7E+1±4,9E+1	2,9E+1±3,4E+1	5,7E+5±4,3E+5	5,6±1,4
<i>FAP à chaud</i>	5,3E+0±4,7E+0	7,0E-1±6,0E-1	2,4E+4±1,3E+4	5,8±0,8



8.5 Test de significativité des résultats obtenus avec le poêle à bois

Le test de Student consiste à comparer la moyenne et l'écart type de deux échantillons deux à deux, à un risque α donné (ici de 5%). Les hypothèses de départ sont :

- $H_0 : \mu_1 = \mu_2$ (égalité des moyennes) ;
- $H_1 : \mu_1 \neq \mu_2$ (différence significative entre les moyennes).

Les Tableau 14 et Tableau 15 résument les résultats obtenus pour les principales grandeurs, entre les configurations avec FAP comparées au système sans traitement.

Tableau 14 : résultat des tests de Student entre les configurations avec traitement vs. sans traitement à froid

Grandeur comparées	FAP 1,2 m²	FAP 2,7 m²	FAP 2,7 m² cat
rendement η	H ₀	H ₀	H ₀
puissance	H ₀	H ₀	H ₀
débit massique des fumées	H ₀	H ₀	H ₀
O₂	H ₀	H ₀	H ₀
CO₂	H ₀	H ₀	H ₀
CO	H ₀	H ₀	H ₁ si $\alpha = 5,3\%$
THC	H ₀	H ₀	H ₀
NO	H ₀	H ₀	H ₀
particules ITES	H ₁	H ₁	H ₁
pertes de charge vs. 1,2 m²	-	H ₀	H ₀

Tableau 15 : résultat des tests de Student entre les configurations avec traitement vs. sans traitement à chaud

Grandeur comparées	FAP 1,2 m²	FAP 2,7 m²	FAP 2,7 m² cat
rendement η	H ₀	H ₀	H ₀
puissance	H ₀	H ₀	H ₀
débit massique des fumées	H ₀	H ₀	H ₀
O₂	H ₀	H ₀	H ₀
CO₂	H ₀	H ₀	H ₀
CO	H ₀	H ₀	H ₁
THC	H ₀	H ₀	H ₁ si $\alpha = 5,7\%$
NO	H ₀	H ₀	H ₀
particules ITES	H ₀	H ₁	H ₁
pertes de charge vs. 1,2 m²	-	H ₀	H ₁



8.6 Caractéristiques des combustibles utilisés pour la chaudière

Tableau 16 : principales caractéristiques du bois utilisé pour les tests de combustion

<i>Grandeur mesurée</i>					<i>moyenne ± IT*</i>
W_R humidité relative [% sur brut] ISO 18134-3					13,7 ± 0,4 %
Taux de cendres issu de la matière [% sur sec] selon ISO 1171					0,6 ± 0,2 %
Taux de cendres issu de la combustion [% sur sec] selon ISO 18122					0,5 ± 0,0 %
<i>C-H-N-S [% sur sec, hors cendres] ISO 16948</i>					
C	48 ± 0,8 %	H	6,2 ± 0,1 %	N	0,2 ± 0,0 %
S	0,0 ± 0,0 %	O	45,6 ± 0,8 %		
PCS_{sec} [kJ·kg⁻¹] selon ISO 18125					20160 ± 380

* il s'agit d'un intervalle de tolérance comprenant 95% des moyennes

8.7 Valeurs numériques obtenues pour la chaudière

Tableau 17 : relevés gravimétriques par phase des différents systèmes de filtration à froid, sans bypass

mg·Nm ⁻³ à 13% O ₂	<i>sans filtration</i>	<i>cyclone Lorenz</i>	<i>cyclone Storch</i>	<i>cycl. L. + FAP mf</i>	<i>cycl. L. + FAP cord.</i>
phase démarrage	1081±291	409±324	116±23	1,3±0,9	2,1±1,5
régime stationnaire	51±4	40±9	21±13	0,3±0,2	0,2±0,0
fin de combustion	195±21	234±73	102±12	0,4±0,2	0,4±0,5

Tableau 18 : relevés gravimétriques par phase des différents systèmes de filtration à chaud, sans bypass

mg·Nm ⁻³ à 13% O ₂	<i>sans filtration</i>	<i>cyclone Lorenz</i>	<i>cyclone Storch</i>	<i>cycl. L. + FAP mf</i>	<i>cycl. L. + FAP cord.</i>
phase démarrage	205±92	138±73	38±56	1,0±0,7	1,0±0,3
régime stationnaire	38±22	38±22	15±5	0,1±0,1	0,3±0,1
fin de combustion	272±26	238±55	132±7	1,0±0,6	0,5±0,6

Tableau 19 : relevés gravimétriques par phase des différents systèmes de filtration à froid, avec bypass

mg·Nm ⁻³ à 13% O ₂	<i>sans filtration</i>	<i>cyclone Storch</i>	<i>EF OekoSolve</i>	<i>filtre à manches</i>
phase démarrage	551±372	173±178	43±47	23±9
régime stationnaire	21±3	16±9	4±2	0,6±0,1
fin de combustion	123±31	99±33	57±27	7±5



Tableau 20 : relevés en nombre par phase des différents systèmes de filtration à froid, avec bypass

1.cm ⁻¹ à 13% O ₂	<i>sans filtration</i>	<i>cyclone Storch</i>	<i>EF OekoSolve</i>	<i>filtre à manches</i>
phase démarrage	1,4E+8±1,3E+8	3,0E+7±1,7E+7	1,5E+7±1,3E+7	1,5E+7±1,1E+7
régime stationnaire	2,0E+7±1,2E+7	1,1E+7±2,7E+6	5,6E+6±7,8E+5	3,5E+5±1,8E+5
fin de combustion	3,2E+7±1,3E+7	2,2E+7±2,9E+6	1,7E+7±6,7E+6	1,5E+6±1,7E+6

Tableau 21 : Réduction en nombre et par classe – démarrage

Classes [nm]	6 à 10	10 à 20	20 à 37	37 à 68	68 à 123	123 à 223	223 à 354
Cyclone	-100%	-97%	-79%	-28%	-35%	-51%	-52%
EF	-92%	-94%	-89%	-76%	-76%	-86%	-90%
FAM	-84%	-96%	-96%	-89%	-87%	-91%	-93%
Classes [nm]	354 à 586	586 à 948	948 à 1660	1660 à 2550	2550 à 3790	3790 à 5590	5590 à 10340
Cyclone	-59%	-71%	-91%	-90%	-88%	-64%	-71%
EF	-93%	-95%	-93%	-87%	-88%	-77%	-74%
FAM	-94%	-96%	-81%	72%	8%	68%	90%

Tableau 22 : Réduction en nombre et par classe – phase stationnaire

Classes [nm]	6 à 10	10 à 20	20 à 37	37 à 68	68 à 123	123 à 223	223 à 354
Cyclone	-96%	-92%	-62%	-54%	-33%	-3%	82%
EF	-29%	-72%	-77%	-81%	-75%	-72%	-71%
FAM	-100%	-100%	-100%	-99%	-98%	-98%	-96%
Classes [nm]	354 à 586	586 à 948	948 à 1660	1660 à 2550	2550 à 3790	3790 à 5590	5590 à 10340
Cyclone	81%	-25%	-99%	-84%	-84%	-48%	-59%
EF	-71%	-78%	-82%	-83%	-95%	-93%	-87%
FAM	-93%	-95%	-76%	18%	-77%	-73%	-50%

Tableau 23 : Réduction en nombre et par classe – fin de combustion

Classes [nm]	6 à 10	10 à 20	20 à 37	37 à 68	68 à 123	123 à 223	223 à 354
Cyclone	141%	-99%	-94%	-86%	-54%	-29%	18%
EF	-59%	-91%	-14%	-57%	-48%	-53%	-36%
FAM	-82%	-99%	-99%	-96%	-94%	-96%	-94%
Classes [nm]	354 à 586	586 à 948	948 à 1660	1660 à 2550	2550 à 3790	3790 à 5590	5590 à 10340
Cyclone	119%	16%	-74%	-96%	-99%	-95%	-94%
EF	-34%	-34%	-12%	-27%	-75%	-66%	-49%
FAM	-87%	-84%	-75%	-34%	-64%	-60%	-37%



8.8 Test de significativité des résultats pour la chaudière

Tableau 24 : résultat des tests de Student pour les particules en masse entre les configurations avec et sans-traitement à froid et sans bypass

Phase de combustion	cyclone Lorenz	cyclone Storch	cycl. L. + FAP mf	cycl. L. + FAP cord.
Démarrage	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁
Stationnaire	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁
Fin de combustion	H ₁	H ₁	H ₁	H ₁

Tableau 25 : résultat des tests de Student pour les particules en masse entre les configurations avec et sans-traitement à chaud et sans bypass

Phase de combustion	cyclone Lorenz	cyclone Storch	cycl. L. + FAP mf	cycl. L. + FAP cord.
Démarrage	H ₀	H ₁	H ₁	H ₁
Stationnaire	H ₀	H ₁	H ₁	H ₁
Fin de combustion	H ₀	H ₁	H ₁	H ₁

Tableau 26 : résultat des tests de Student pour les particules en masse entre les configurations avec et sans-traitement à froid et avec bypass

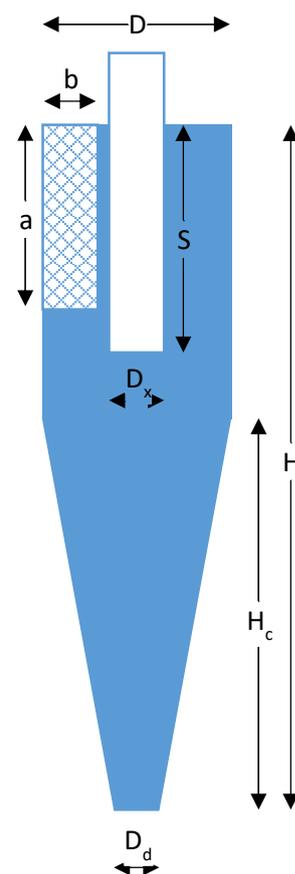
Phase de combustion	cyclone Storch	OekoSolve	filtre à manches
Démarrage	H ₀	H ₁	H ₁
Stationnaire	H ₀	H ₁	H ₁
Fin de combustion	H ₀	H ₁	H ₁

Tableau 27 : résultat des tests de Student pour les particules en nombre entre les configurations avec et sans-traitement à froid et avec bypass

Phase de combustion	cyclone Storch	OekoSolve	filtre à manches
Démarrage	H ₀	H ₁ si $\alpha = 11,6\%$	H ₁ si $\alpha = 6,4\%$
Stationnaire	H ₀	H ₁ si $\alpha = 7,2\%$	H ₁
Fin de combustion	H ₀	H ₁ si $\alpha = 9,4\%$	H ₁

8.9 Dimensionnement des cyclones

<i>Paramètres nécessaires</i>	<i>Symbole</i>	<i>Unités</i>	<i>Lorenz</i>	<i>Storch</i>
Débit	Q	$m^3 \cdot h^{-1}$	120	120
		$m^3 \cdot s^{-1}$	0,033	0,033
Diamètre du cyclone	D	m	0,25	0,25
Température des gaz	θ	$^{\circ}C$	140	140
		K	413,2	413,2
Pression des fumées à l'entrée du cyclone	P	Pa	100000	100000
Humidité relative des fumées à l'entrée du cyclone	f_N	%	9	9
Viscosité cinématique des gaz	ν	$m^2 \cdot s^{-1}$	2,71E-05	2,71E-05
Viscosité dynamique des gaz	μ_g	$kg \cdot m^{-1} \cdot s^{-1}$	1,99E-05	1,99E-05
Charge de poussière dans le gaz entrant	C_i	$kg \cdot m^{-3}$	5,00E-05	5,00E-05
Masse volumique moyenne des particules	ρ_p	$kg \cdot m^{-3}$	1000	1000
Masse volumique des gaz	ρ_g	$kg \cdot m^{-3}$	0,735	0,735
Hauteur de l'entrée d'air	a	m	0,133	0,068
Largeur de l'entrée d'air	b	m	0,033	0,068
Diamètre du bas du cyclone	D_d	m	0,083	0,044
Diamètre du tube de sortie	D_x	m	0,083	0,084
Hauteur du cyclone	H	m	0,645	1,331
Longueur du tube de sortie à l'intérieur du cyclone	S	m	0,183	0,097
Hauteur du cyclone à diamètre fixe	H-H _c	m	0,173	0,375
Hauteur du cyclone à diamètre variable	H _c	m	0,472	0,955
Rayon du cyclone	R	m	0,125	0,125
Rayon du tube de sortie	R _x	m	0,042	0,042
Rayon du bas du cyclone	R _d	m	0,042	0,022
Rayon d'entrée du cyclone	R _{in}	m	0,108	0,091
Vitesse d'entrée des gaz	V _{in}	$m \cdot s^{-1}$	7,523	7,105



8.10 Caractéristiques des manches



Caracteristiques / technical data / technische Daten / caratteristiche

Type / type / typ / tipo	PRF 730 PT+ micro	
Nappe / fibres / faserauflage / fibre	100% PTFE	
Tissu / fabric / gewebe / tessuto	100% PTFE	
Poids / weight / gewicht / peso	g/m ²	730
Perméabilité à l'air / air permeability / Luftdurchlässigkeit / permeabilità all'aria	L/dm ² /min 200 Pa.	110
Epaisseur / thickness / dicke / spessore	mm	1.1
Densité / density / dichte / densità	g/cm ³	0.66
Résistance à la rupture / tensile strength / höchstzugkraft / resistenza alla rottura :		
en longueur / lengthwise / längs / in lunghezza	daN/5cm	> 60
en travers / crosswise / quer / in traverso	daN/5cm	> 50
Allongement à la rupture / elongation at break / höchstzugkraftdehnung / allungamento alla rottura :		
en longueur / lengthwise / längs / in lunghezza	%	
en travers / crosswise / quer / in traverso	%	
Résistance à la température (sèche) / temperature resistance (dry) / temperaturbeständigkeit bei Trockenhitze / resistenza alla temperatura (secca)	°C	250
Brèves pointes / short peaks / kurzzeitbelastung / breve punte	°C	260
Température de travail / operating temperature / dauerbelastung / temperatura di esercizio	°C	< 240
Remarques / remarks / bemerkungen / osservazioni :		
PT+ :	Coating PTFE + imprégnation de résines fluoro carbonées permettant de favoriser le décrochage du gâteau de filtration.	
micro :	Micro fibres	

Données établies selon les Normes DIN. Les valeurs mentionnées ci-dessus sont données à titre indicatif et sujet à modification sans avis préalable. Les tolérances usuelles sont applicables.

Référence : FDC.FA.PRF730PT+MICRO.01

Mise à jour : 13 octobre 2008

Testori Group

TTL France SA au capital de 688000 € - RCS Mulhouse B 320 209 759 - N° Identification TVA : FR 81 380 209 759
2, rue Paul Henri Spaak - BP 9 - F 68391 SAUSHEIM Cedex - Tél +33 3 89 31 22 31 - Fax +33 3 89 61 92 25 - E mail : info@ttlfrance.fr